



**UNIL** | Université de Lausanne

Unicentre

CH-1015 Lausanne

<http://serval.unil.ch>

---

*Year : 2018*

## Apport de la modélisation hydrogéologique dans l'étude des risques de contamination de la nappe d'Abidjan par les hydrocarbures: Cas du benzène dans le District d'Abidjan (Côte d'Ivoire)

Kouamé Amenan Agnès

Kouamé Amenan Agnès, 2018, Apport de la modélisation hydrogéologique dans l'étude des risques de contamination de la nappe d'Abidjan par les hydrocarbures: Cas du benzène dans le District d'Abidjan (Côte d'Ivoire)

Originally published at : Thesis, University of Lausanne

Posted at the University of Lausanne Open Archive <http://serval.unil.ch>

Document URN : urn:nbn:ch:serval-BIB\_4EDB7D51AE518

### **Droits d'auteur**

L'Université de Lausanne attire expressément l'attention des utilisateurs sur le fait que tous les documents publiés dans l'Archive SERVAL sont protégés par le droit d'auteur, conformément à la loi fédérale sur le droit d'auteur et les droits voisins (LDA). A ce titre, il est indispensable d'obtenir le consentement préalable de l'auteur et/ou de l'éditeur avant toute utilisation d'une oeuvre ou d'une partie d'une oeuvre ne relevant pas d'une utilisation à des fins personnelles au sens de la LDA (art. 19, al. 1 lettre a). A défaut, tout contrevenant s'expose aux sanctions prévues par cette loi. Nous déclinons toute responsabilité en la matière.

### **Copyright**

The University of Lausanne expressly draws the attention of users to the fact that all documents published in the SERVAL Archive are protected by copyright in accordance with federal law on copyright and similar rights (LDA). Accordingly it is indispensable to obtain prior consent from the author and/or publisher before any use of a work or part of a work for purposes other than personal use within the meaning of LDA (art. 19, para. 1 letter a). Failure to do so will expose offenders to the sanctions laid down by this law. We accept no liability in this respect.



UNIL | Université de Lausanne  
Faculté des Géosciences et de l'Environnement  
Institut des Sciences de la Terre

# Apport de la modélisation hydrogéologique dans l'étude des risques de contamination de la nappe d'Abidjan par les hydrocarbures: Cas du benzène dans le District d'Abidjan (Côte d'Ivoire)

---

## Thèse de doctorat

présentée à la Faculté des Géosciences et de l'Environnement de l'Université de  
Lausanne par

**Amenan Agnès KOUAMÉ**

Diplôme d'Etudes Approfondies en Sciences et Gestion de l'Environnement,  
(Université d'Abobo-Adjamé, Abidjan, Côte d'Ivoire)

### Devant le Jury composé de:

Prof. Michel JABOYEDOFF, Directeur  
Prof. Albert GOULA Bi Tié, Co-directeur  
Prof. François ZWAHLEN, Expert  
Dr. Marc-Henri DERRON, Expert  
Dr. Jean KOUAME Kan, Expert  
Sous la présidence de Monsieur Erkman Suren

Lausanne, 2018



## IMPRIMATUR

Vu le rapport présenté par le jury d'examen, composé de

Président de la séance publique :	M. le Professeur Suren Erkman
Président du colloque :	M. le Professeur Suren Erkman
Directeur de thèse :	M. le Professeur Michel Jaboyedoff
Co-directeur de thèse:	M. le Professeur Albert Goula Bi Tié
Expert externe:	M. le Professeur François Zwahlen
Expert interne:	M. le Docteur Marc-Henri Derron
Expert externe:	M. le Docteur Jean Kouamé Kan

Le Doyen de la Faculté des géosciences et de l'environnement autorise l'impression de la thèse de

**Madame Amenan Agnès KOUAME**

Titulaire d'un  
*DEA en Sciences et Gestion de l'environnement  
de l'Université Abobo-Adjamé*

intitulée

**Apport de la modélisation hydrogéologique dans l'étude des risques de contamination de la nappe d'Abidjan par les hydrocarbures: cas du benzène dans le District d'Abidjan (Côte d'Ivoire)**

Lausanne, le 18 janvier 2018

Pour le Doyen de la Faculté des géosciences et de l'environnement



Professeur Suren Erkman

## RÉSUMÉ

Cette étude sur l'aquifère du Continental Terminal, est menée dans le District d'Abidjan situé sur du bassin sédimentaire côtier au sud de la Côte d'Ivoire (Afrique de l'Ouest). C'est un aquifère continu au droit de la ville d'Abidjan, d'âge Mio-Pliocène, qui contient une nappe appelée «Nappe d'Abidjan». La qualité des eaux de cette nappe est confrontée à de diverses sources de pollutions anthropiques telles que les dépôts disséminés de déchets solides et liquides de toutes sortes. En effet, l'insuffisance des installations de réseaux d'assainissement et de services d'alimentation en eau potable, accentue ce risque de pollution de la nappe d'Abidjan. Aussi faut-il ajouter la prolifération de stations-service dont la rupture des cuves en cas d'accident laisse entrevoir une réelle menace pour les eaux souterraines compte tenu de la structure hydrogéologique complexe de la région. Afin d'assurer une protection et une gestion efficace de la nappe d'Abidjan, ce travail se propose d'évaluer le risque de contamination des eaux souterraines de la nappe d'Abidjan par les hydrocarbures comme le benzène en vue de la mise en place de mesures de protection. Pour atteindre un tel objectif, un modèle d'écoulement souterrain et de transfert de contaminant a été conçu à partir des données de terrain et de littérature. L'analyse des sols a montré deux types de sols que sont le sable et le sable limoneux. Les simulations prédictives avec le logiciel FEFLOW de l'écoulement souterrain couplé avec le transport de 43,12 et 14,37 mg/l de benzène injecté à la surface du sol respectivement au niveau des stations de N'Dotré et d'Anador, ont révélé que le forage ZE11 du champ captant «Zone Est», situé à 4 km du site d'Anador est pollué au bout de 44 ans et 2 mois car la concentration seuil de 0,001 mg/l est atteinte. Une concentration maximale de 0,011 mg/l est également atteinte dans ce forage à 47 ans et 2 mois de simulation. Dans ce rayon de 4 km en moyenne, 5 autres forages du champ captant «Zone Est» qui sont ZE1, ZE7, ZE8, ZE13 et ZE14 sont menacés par la pollution car le benzène dissous a été détecté au bout d'un temps allant de 39 à 46 ans. Le forage ZE10 a même enregistré une concentration maximale de 0,0008 mg/l en 46 ans. A une distance moyenne de 2 km de la station-service de N'Dotré, 8 forages appartenant au champ captant «Anonkoua Kouté», AK15 AK5, AK6, AK7, AK8, AK10 AK4 et AK17, sont également menacés de pollution. Le benzène dissous apparaît dans ces forages entre 38 à 47 ans.

Avec le logiciel HYDRUS, pour une concentration initiale de 2 mg/cm<sup>3</sup>, le benzène dissous met 105, 112 et plus de 365 jours pour traverser respectivement les 100 cm de cylindre de

sable, de sable limoneux et d'argile en tenant compte du retard. Sans le retard, ces temps se réduisent à 100, 80 et 50 jours respectivement pour l'argile, le sable limoneux et l'argile.

Lors de son parcours, si le polluant traverse des chenaux, ces temps globaux pourraient être 10 à 100 fois plus courts. Raison pour laquelle une attention particulière devrait être portée aux sites de N'Dotré et d'Anador en cas de rupture de cuve d'autant plus que cette nappe d'Abidjan est la seule source d'approvisionnement en eau potable dans le District d'Abidjan. Ainsi, en cas de pollution, la méthode de décontamination de la zone non saturée proposée est le «bioventing» compte tenu du fort pourcentage en sable que contient le sol au droit du District d'Abidjan.

**Mots clés:** Pollution, nappe d'Abidjan, modélisation, FEFLOW, Benzène, dépollution.

## ABSTRACT

This study on the aquifer of the Continental Terminal is carried out in the Abidjan District located on the coastal sedimentary basin in southern Côte d'Ivoire (West Africa). This unconfined aquifer of the city of Abidjan of Mio-Pliocene age is called "Abidjan groundwater". The water quality of this aquifer is facing with diverse sources of anthropogenic pollution such as scattered deposits of solid and liquid wastes of all kinds. Indeed, the inadequacy of sanitation and drinking water supply systems increases the pollution risk of the Abidjan's groundwater. Besides, the proliferation of petrol stations, including tank breaking, needs to be considered in the event of an accident, which poses a real threat to groundwater given the complex hydrogeological structure of the region. In order to ensure the effective protection and management of the Abidjan groundwater, this work proposes to evaluate the risk of contamination of groundwater in the Abidjan aquifer by hydrocarbons such as benzene for the purpose of the implementation of protective measures. To achieve such an objective, a model of underground flow and contaminant transfer was designed from field data and literature. Soil analysis showed two types of soils: sand and silty sand. Using the FEFLOW software, the predictive simulation of underground flow coupled with the transport of benzene deposited on the soil surface at the N'Dotré and Anador stations was implemented. The initial concentrations of dissolved benzene are 43.12 and 14.17 mg/l for the two sites respectively. The results revealed that a borehole named ZE11 of the "Zone Est" capture field is polluted after 44 years and 2 months because the threshold concentration of 0.001 mg/l is reached. A maximum concentration of 0.011 mg/l is reached at this drilling at 47 years and 2 months. In this zone, 5 other wells: ZE1, ZE7, ZE8, ZE13 and ZE14 are threatened by pollution because the dissolved benzene was detected after a period of time ranging from 39 to 46 years. The ZE10 has even recorded with a maximum concentration of 0.0008 mg / l in 46 years. The average distance from Anador site to "Zone Est" pumping wells is 4 km. At an average distance of 2 km from the N'Dotré service station, 8 boreholes belonging to the Anonkoua Kouté: AK15 AK5, AK6, AK7, AK8, AK10 AK4 and AK17, are also threatened by pollution and dissolved benzene has been detected for times between 38 to 47 years.

With the software HYDRUS, for an initial concentration of 2 mg/cm<sup>3</sup>, the dissolved benzene takes 105, 112 and more than 365 days to cross the 100 cm cylinder of sand, silty sand and

clay respectively, taking into account the delay. Without delay, these times are reduced to 100, 80 and 50 days respectively for clay, silty sand and sand.

During its journey, if the pollutant crosses channels, its total times could be 10 to 100 times shorter. Therefore, special attention should be given to the sites of N'Dotré and Anador in case of rupture of the tank especially as this groundwater of Abidjan is the only source of drinking water in the District of Abidjan. The proposed method of decontamination of the unsaturated zone is "bioventing", taking into account the high percentage of sand that constitutes the soil of the District of Abidjan geological formations.

**Keywords:** Pollution, Abidjan groundwater, modelling, FEFLOW, Benzene, decontamination.

## **AVANT-PROPOS**

Etant donné qu'une Thèse n'est pas un travail solitaire mais une œuvre d'équipe, je voudrais exprimer ma gratitude à tous ceux qui m'ont apportée à tous les niveaux, leur prière, leur aide, leur appui et leurs conseils dans la conception et la réalisation de cet ouvrage.

Mes remerciements les plus sincères et les plus distingués vont à l'endroit du Professeur Michel JABOYEDOFF, Vice-doyen à la recherche, communication et qualité de la Faculté des Géosciences et de l'Environnement, Responsable du groupe Risque de l'Institut des Sciences de la Terre, de l'Université de Lausanne, Directeur de cette thèse qui m'a acceptée au sein de son équipe et qui a cru à mes capacités. Cher Professeur, vous m'avez orientée et soutenue dans ce long voyage. Lorsque le bout du tunnel me paraissait assez lointain, vous avez toujours su me redonner confiance en espérant au meilleur. Soyez en infiniment remercié.

Je remercie particulièrement le Professeur Albert GOULA Bi Tié, Sous-Directeur du Laboratoire Géosciences et l'Environnement de l'Unité de Recherche et de Formation des Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université Nangui-Abrogoua (Côte d'Ivoire) d'avoir accepté d'être le Co-Directeur de cette thèse. Vos conseils et suggestions ont permis d'améliorer ce travail. Professeur, trouvez ici l'expression de ma considération distinguée.

Ma reconnaissance va à l'endroit du Professeur François ZWAHLEN, Professeur Honoraire au Centre d'Hydrogéologie et géothermie de la Faculté des Sciences de l'Université de Neuchâtel, d'avoir accepté d'être membre du Jury. Vos critiques et recommandations ont été très instructives. Je vous saurais gré d'avoir su partager vos connaissances.

Ma gratitude va à l'endroit du Docteur Marc-Henri DERRON, Maître d'Enseignement et de Recherche à l'Institut des Sciences de la Terre de l'Université de Lausanne, pour son temps si précieux qu'il m'a accordée et pour l'ensemble des propositions et remarques qui ont contribué à l'amélioration de ce mémoire.

Il m'est également agréable d'exprimer ma reconnaissance au Docteur Kan Jean KOUAME, Maître de Conférences de l'Université Félix Houphouët-Boigny (Côte d'Ivoire), qui sans hésiter, a aménagé son temps pour les corrections, les orientations et conseils. Cher Maître, que le Tout-Puissant vous le rende au centuple.

Un infini remerciement au Docteur Kouamé Auguste KOUASSI pour les corrections, les suggestions et la mise à ma disposition de données nécessaires pour la réalisation de cette thèse. Docteur soit infiniment béni.

Je suis très reconnaissante au Docteur Laurent TACHER, Ingénieur géologue et hydrogéologue, Chargé de cours à L'Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, pour ses conseils et orientations durant ce travail.

Mes sincères remerciements vont à l'endroit de toute l'équipe risque «Team JABO», vos soutien et sympathie ont été d'une précieuse aide pour moi tout au long de cette expérience.

Ma gratitude va également à l'endroit des Docteurs Gneneyougo SORO, Deh Serge KOUAKOU pour vos disponibilités et la mise à ma disposition de certaines données de bases de cette étude.

J'adresse mes vifs remerciements aux doctorants Alexandre AKA et Josselin KOUAKOU pour leur soutien dans l'accomplissement de cette thèse.

Mes pensées vont à l'égard, de la Fondation Herbette et du Centre Suisse de Recherche Scientifique, qui ont financé mes sorties de terrains en Côte d'Ivoire.

Si j'ai pu utiliser le logiciel FEFLOW, c'est grâce au groupe DHI WASY GmbH de Berlin, qui m'a donnée gratuitement une licence académique de ce code. Que ce groupe trouve ici l'expression de ma sincère considération.

Je remercie Madame Paola Dell'Acqua qui a apporté des corrections à ce travail pour son amélioration. Reste bénie Paola.

Je remercie également Monsieur Paul KAMAN, Sous-Directeur de la Prévention des Risques Majeurs. Assistant au Point Focal RRC, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable de la Côte d'Ivoire pour son guide lors de nos travaux de terrain.

Qu'il me soit permis d'adresser ma profonde gratitude à ma très Chère Amie et Sœur, Flan SAHON, de m'avoir assistée dans les moments difficiles. Tu m'as écoutée, comprise et même conseillée. «Mamie», que le Dieu d'Israël t'accorde ce que ton cœur désire.

Je ne saurai oublier Madame AMARI Koffi Alaki Véronique, pour sa sympathie, ses conseils, son soutien et son accueil. Que Dieu la bénisse.

Je suis également redevable à Madame Véronique MAILLARD, au frère Jules KASSY Baudelaire et à Monsieur Laviero LANGONE qui m'ont soutenue spirituellement et matériellement tout au long de ce travail. Que Dieu étende sa bonté et sa miséricorde sur eux.

J'exprime toute ma reconnaissance à ma famille. Je remercie particulièrement mon père KOFFI Kouamé Pierre et ma mère KOFFI Adjoua Madeleine qui m'ont conduite à ce jour. Papa et maman, que Dieu vous accorde une longue vie.

Enfin, étant donné que cette liste ne pouvait pas être exhaustive, à tous ceux qui, parents et amis, m'ont entourée de leur affection, de leur soutien spirituel, moral et matériel à quelque époque que ce soit que je n'ai pu citer dans ce travail, trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.



## TABLE DES MATIERES

RÉSUMÉ.....	i
ABSTRACT.....	iii
AVANT-PROPOS.....	v
TABLE DES MATIERES.....	ix
ACRONYMES.....	xiii
LISTE DES FIGURES.....	xv
LISTE DES TABLEAUX.....	xix
INTRODUCTION.....	1
<b>PREMIERE PARTIE: PRESENTATION GENERALE DE LA ZONE D’ETUDE ET SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....</b>	<b>10</b>
<b>CHAPITRE I. PRESENTATION GENERALE DU DISTRICT D’ABIDJAN.....</b>	<b>11</b>
1.1. Situation géographique.....	11
1.2. Paramètres climatiques.....	13
1.2.1 Climat.....	13
1.2.2 Précipitations et température.....	13
1.3. Végétation.....	14
1.4. Hydrographie.....	15
1.4.1. Lagunes et lacs.....	15
1.4.2 Quelques cours d’eau.....	15
1.5. Contexte géologique.....	16
1.6. Contexte hydrogéologique.....	21
1.6.1 Aquifère du Quaternaire.....	21
1.6.2 Aquifère du Continental Terminal.....	24
1.6.3 Aquifère du Maestrichtien.....	27
1.7 Conclusion partielle.....	27
<b>CHAPITRE II. VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES.....</b>	<b>28</b>
2.1 Introduction.....	28
2.2 Concept de vulnérabilité.....	28
2.2.1 Définition.....	28
2.2.2 Vulnérabilité d’une nappe d’eau souterraine à la pollution.....	29
2.3 Pollution des eaux souterraines.....	30
2.3.1 Processus de pollution des eaux souterraines.....	30
2.3.2 Pollutions naturelles.....	32
2.3.3 Pollutions anthropiques.....	33

2.4	Conclusion partielle .....	38
<b>CHAPITRE III. ECOULEMENT SOUTERRAIN ET TRANSPORT DE POLLUANTS EN MILIEU POREUX..... 40</b>		
3.1	Ecoulements souterrains en milieu poreux .....	40
3.1.1	<i>Quelques propriétés des milieux poreux.....</i>	40
3.1.2	<i>Loi de Darcy .....</i>	44
3.1.3	<i>Principe de continuité.....</i>	47
3.1.4	<i>Equation de diffusion .....</i>	50
3.1.5	<i>Equation de l'écoulement en milieu poreux non-saturé .....</i>	52
3.2	Transport de polluants en milieu poreux.....	54
3.2.1	<i>Advection.....</i>	54
3.2.2	<i>Diffusion moléculaire.....</i>	55
3.2.3	<i>Dispersion.....</i>	57
3.2.4	<i>Equations de transport de masse .....</i>	58
3.3	Modèles numériques de résolution des équations de l'écoulement et du transport de contaminants .....	61
3.3.1	<i>Méthode des différences finies .....</i>	61
3.3.2	<i>Méthodes des éléments finis.....</i>	64
3.3.3	<i>Etude de cas: Ecoulement couplé avec le transport de masse avec le code MATLAB .....</i>	65
3.4	Conclusion partielle .....	74
<b>DEUXIEME PARTIE: APPROCHE METHODOLOGIQUE..... 76</b>		
<b>CHAPITRE IV. DONNEES ET MATERIEL DE L'ETUDE..... 77</b>		
4.1	Introduction .....	77
4.2	Données et matériel de l'étude .....	77
4.2.1	<i>Données cartographiques et climatiques.....</i>	77
4.2.2	<i>Données de forages et piézométriques.....</i>	78
4.2.3	<i>Données de littérature et d'analyses.....</i>	78
4.2.4	<i>Matériel de l'étude.....</i>	78
4.3	Méthodes de l'étude.....	79
4.3.1	<i>Méthode de la caractérisation des sols.....</i>	79
4.3.2	<i>Méthodologie de la modélisation numérique .....</i>	88
4.3.3	<i>Principales hypothèses .....</i>	88
4.3.4	<i>Conceptualisation des modèles d'écoulement souterrain.....</i>	89
4.3.5	<i>Présentation du code numérique FEFLOW.....</i>	91
4.3.6	<i>Calage et validation des modèles d'écoulement souterrain en zone saturée.....</i>	98
4.3.7	<i>Calage et validation des modèles en zone non saturée.....</i>	101
4.3.8	<i>Analyse de sensibilité.....</i>	102

4.4	Simulations prédictives de l'écoulement souterrain et du transport.....	102
4.4.1	<i>Simulation de l'écoulement en zone non saturée</i> .....	103
4.4.2	<i>Modèle de transport</i> .....	103
4.4.3	<i>Choix du benzène et des deux station-service de N'Dotré et Anador</i> .....	103
4.4.4	<i>Construction des modèles de transport</i> .....	105
4.4.5	<i>Simulation prédictive de l'écoulement souterrain couplé avec le transfert du benzène...</i> .....	106
4.4.6	<i>Détermination du temps global de transfert</i> .....	107
4.4.7	<i>Code HYDRUS</i> .....	108
4.5	Conclusion partielle .....	111
<b>TROISIEME PARTIE: RESULTATS ET DISCUSSION - STRATEGIE DE GESTION EN CAS DE SITUATION DE CATASTROPHES .....</b>		<b>112</b>
<b>CHAPITRE V. CARACTERISATION DE SOLS DU DISTRICT D'ABIDJAN .....</b>		<b>113</b>
5.1	Résultats des levés de profil géologique.....	113
5.2	Propriétés hydrauliques.....	115
5.2.1	<i>Essais à charge variable</i> .....	115
5.2.2	<i>Essais à charge constante</i> .....	117
5.3	Granulométrie.....	119
5.3.1	<i>Granulométrie par tamisage</i> .....	119
5.3.2	<i>Granulométrie laser</i> .....	126
5.3.3	<i>Courbes granulométriques des sols</i> .....	129
5.3.4	<i>Conductivité hydrauliques des sols par le calcul de la formule de Hazen</i> .....	132
5.3.5	<i>Classes texturales</i> .....	133
5.4	Pycnométrie .....	135
5.5	Discussion.....	136
5.6	Conclusion partielle .....	137
<b>CHAPITRE VI. ECOULEMENTS SOUTERRAINS DE LA NAPPE D'ABIDJAN .....</b>		<b>138</b>
6.1	Introduction .....	138
6.2	Résultats du calage et validation des modèles d'écoulement.....	138
6.2.1	<i>Calage des modèles</i> .....	138
6.2.2	<i>Validation du modèle</i> .....	147
6.3	Evolution de la piézométrie de la nappe d'Abidjan de 1978 à 2015 et bilan des masses ..	150
6.4	Prédiction du niveau piézométrique de la nappe et trajet virtuel des particules d'eau ....	153
6.5	Rabattement prédictif de la nappe d'Abidjan en fonction du temps .....	158
6.6	Analyse de sensibilité du modèle d'écoulement de la nappe d'Abidjan .....	160
6.6.1	<i>Sensibilité du modèle à la porosité</i> .....	160
6.6.2	<i>Sensibilité du modèle à la recharge</i> .....	160

6.6.3	<i>Sensibilité du modèle à la conductivité hydraulique</i> .....	162
6.7	Discussion des résultats des modèles d'écoulement .....	164
6.8	Conclusion partielle .....	167
<b>CHAPITRE VII. SIMULATIONS DU TRANSPORT DE POLLUANT .....</b>		<b>168</b>
7.1	Calage du modèle 3D d'écoulement en zone variablement saturée.....	168
7.1.1	<i>Modèle en régime permanent</i> .....	168
7.1.2	<i>Test de stabilité du modèle en régime transitoire</i> .....	169
7.2	Simulations prédictives du transport du benzène dans la zone variablement saturée .....	172
7.2.1	<i>Transport du benzène dissous en condition naturelle</i> .....	172
7.2.2	<i>Transport du benzène en condition d'exploitation des forages</i> .....	178
7.3	Résultats de la simulation du benzène dissous dans la zone saturée .....	182
7.3.1	<i>Transport du benzène en écoulement permanent</i> .....	182
7.3.2	<i>Transport du benzène dissous en écoulement transitoire</i> .....	189
7.4	Détermination du temps global de transfert du polluant en fonction des scénarios .....	194
7.5	Identification des forages pollués et menacés .....	196
7.6	Application de HYDRUS.....	196
7.6.1	<i>Résultats de la simulation de l'écoulement souterrain</i> .....	196
5.3.3	<i>Résultats du transport du benzène dissous</i> .....	201
7.7	Discussion.....	207
7.8	Conclusion partielle et synthèse .....	211
<b>CHAPITRE VIII. PROPOSITION DE STRATEGIE DE GESTION EN CAS DE SITUATION DE CATASTROPHE .....</b>		<b>212</b>
8.1	Introduction .....	212
8.2	Impacts potentiels .....	212
8.2.1	<i>Impacts environnementaux</i> .....	212
8.2.2	<i>Impacts sanitaires</i> .....	213
8.3	Proposition de stratégie d'atténuation en cas de pollution par les hydrocarbures .....	213
8.3.1	<i>Au niveau institutionnel</i> .....	213
8.3.2	<i>Au niveau social et sanitaire</i> .....	213
8.3.3	<i>Au niveau scientifique</i> .....	214
<b>CONCLUSION GENERALE, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES .....</b>		<b>225</b>
<b>RÉFÉRENCES .....</b>		<b>231</b>
<b>ANNEXES .....</b>		<b>232</b>

## ACRONYMES

ASTM	American Society for Testing and Materials
BNETD	Bureau National d'Etudes Techniques et de Développement
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et Minières
BTEX	Benzène Toluène, Ethylbenzène et Xylènes
CIAPOL	Centre Ivoirien Anti-Pollution
DHH	Direction de l'Hydraulique Humaine
DNAPLs	Dense Non-Aqueous Phase Liquids
DRASTIC	Depth of groundwater, Recharge, Aquifer media, Soil media Topography, Impact of the vadose zone media and the hydraulic conductivity of the aquifer
ECPSI	Evaluation par Codification des Paramètres Spécifiques et Intrinsèques)
ESRI	Environmental Systems Research Institute,
FEFLOW	Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System
FIT	Front Intertropical
GOD	Groundwater occurrence, Overall lithology of aquifer, Depth of groundwater
IGRAC	International Groundwater Resources Assessment Center
INERIS	Institut national de l'environnement et des risques
INS	Institut National de la Statistique
ITRC	Interstate Technology Regulatory Council
LNAPLs	Light Non-Aqueous Phase Liquids
MIE	Ministère des Infrastructures Economiques
NAPLs	Non-Aqueous Phase Liquids
OFEV	Office Fédérale de l'Environnement
ONPC	Office National de la Protection Civile
ORSTOM	Office de la Recherche Scientifique et Technique de l'Outre-Mer
PCE	Perchloroéthylène
RMSE	«Root Mean Square error Norm», Erreur quadratique moyenne

## Acronymes

---

RMSEN	«Root Mean Square error Norm», Erreur quadratique moyenne normalisée
SODECI	Société de Distribution d'Eau en Côte d'Ivoire
SOGREGAH	Société Grenobloise d'Etudes et d'Applications Hydrauliques
SOLIBRA	Société de Limonaderies et de Brasseries d'Afrique
UNEP	United Nations Environment Programme
UNESCO	Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la culture
USDA	United States Department of agriculture
UTM	Universal Transversal Mercator
VER	Volume élémentaire représentatif
WGS	World Grid System
WHO	World Health Organization
WWAP	United Nations World Water Assessment Programme

## LISTE DES FIGURES

Figure 0.1: Répartition en pourcentage de l'usage des eaux souterraines d'après Hiscock et Bense (2014) .1	.1
Figure 0.2: Répartition spatiale des forages et sites de dépôts des déchets toxiques dans la zone d'étude4	4
Figure 0.3: Forages d'adduction d'eau potable : a) Forage du banco, b) Forage du FILTISAC.....4	4
Figure 0.4: Polluants dans la ville d'Abidjan et le Probo Koala .....5	5
Figure 0.5: Stations-service Shell de N'Dotré et d'Anador .....7	7
Figure 1.1: Situation géographique du District d'Abidjan.....12	12
Figure 1.2.: Variation de la température et de la pluviométrie moyennes mensuelles de la station météorologique de l'Aéroport d'Abidjan .....14	14
Figure 1.3: Réseau hydrographique du District d'Abidjan .....16	16
Figure 1.4: Carte géologique de la Côte d'Ivoire (tirée de Kouamélan, 1996) .....17	17
Figure 1.5: Aperçu géologique de la région d'Abidjan numérisé d'après Delor et al. (1992) .....18	18
Figure 1.6: Coupe nord-sud de la nappe d'Abidjan (Jourda, 1987) .....19	19
Figure 1.7: Log hydrogéologique du bassin sédimentaire côtier de la Côte d'Ivoire (d'après Aghui et Biémi, 1984).....23	23
Figure 1.8: Coupe nord-sud du Continental Terminal d'après forage.....26	26
Figure 1.9: Coupe ouest-est du Continental Terminal.....26	26
Figure 2.1: Schéma simplifié de la contamination des eaux souterraines (d'après Amharref et al., 2007)..29	29
Figure 2.2: Représentation schématique du DNAPLs (tiré de Parker et al., 2003): a) DNAPs au fond d'un aquifère homogène de sable formant un lac; b) le DNAPs traverse un aquifère homogène de sable et s'accule dans une zone transitoire; c) le DNAPs forme des couches résiduelles et les produits libres en suspension dans l'aquifère de sable et d)le DNAPLs forme de multiples couches dans toutes l'épaisseur de l'aquifère .....32	32
Figure 2.3: Devenir des LNAPLs libérés dans l'environnement (d'après ITRC, 2009) .....38	38
Figure 3.1: Volume Élémentaire Représentatif (VER) de l'aquifère d'après Hiscock et Bense (2014).....48	48
Figure 3.2: Schéma de maillage en différences finies. a) Blocs centrées ; b) mailles d'après Domenico et Schwartz (1997) .....62	62
Figure 3.3: Grille des différences finies d'après Domenico et Schwartz (1997) .....62	62
Figure 3.4: Schéma de maillage en éléments finis d'après Fitts(2013).....64	64
Figure 3.5: Répartition de la conductivité hydraulique dans le milieu.....69	69
Figure 3.6: Sens de l'écoulement .....69	69
Figure 3.7: Source de pollution .....70	70
Figure 3.8: Dispersion de masse: a) 9 heures; b) 30 jours; c)350 jours. Décroissance de la concentration en fonction du temps: a) 9 heures; b) 30 jours; c)350 jours.....72	72

Figure 3.9: Position du centre de masse en fonction du temps et la longueur de la grille a et d) 9 heures; b et e) 30 jours; c et f)350 jours .....	73
Figure.4.1: Perméamètre Eijkelkamp M1.09.02.E (tiré du manuel d'utilisation).....	81
Figure 4.2: Schéma du pycnomètre à air (tiré du manuel d'utilisation).....	84
Figure 4.3: Principe et appareils de granulométrie d'après Malvern instruments Tdt, 2011, HORIBA [web] et CILAS [web] .....	86
Figure 4.4: Limites du modèle .....	90
Figure 4.5: Modèle de couches .....	91
Figure 4.6: Génération de la super-maille 2D .....	92
Figure 4.7: Maillage du domaine .....	93
Figure 4.8: Conditions aux limites imposées au domaine modélisé.....	94
Figure 4.9: a) Carte de la recharge en mm/a de la nappe d'Abidjan d'après Deh (2013); b) Carte recharge générée par FEFLOW.....	96
Figure 4.10: Piézomètres de 1978 repartis sur le domaine modélisé .....	97
Figure 4.11: Profils de 100 cm de sol introduit dans HYDRUS.....	110
Figure 5.1: Localisation géographique des échantillons .....	113
Figure 5.2: Levé de Profils géologiques.....	114
Figure 5.3: Quelques sols affleurant dans le District d'Abidjan .....	115
Figure 5.4: Variation du coefficient de perméabilité à charge variable en fonction du temps.....	116
Figure 5.5: Maximum, minimum et moyenne des coefficients de perméabilités par l'essai à charge constante fonction des mesures .....	118
Figure 5.6: Variation du coefficient perméabilité à charge constante en fonction des mesures.....	118
Figure 5.7: Courbes granulométriques et distribution des grains du tamisage à sec.....	120
Figure 5.8: Courbes granulométriques et distribution des grains du tamisage sous eau .....	122
Figure 5.9: Courbe granulométriques de tamisage sous eau et à sec.....	124
Figure 5.10: Courbes granulométriques du tamisage sous eau des cinq échantillons.....	125
Figure 5.11: Courbes granulométriques du tamisage à sec des cinq échantillons.....	125
Figure 5.12: Courbes granulométriques des analyses au laser .....	128
Figure 5.13: Courbes granulométriques de la fusion à 0.125 du tamisage sous eau et de l'analyse granulométrique au laser .....	130
Figure 5.14: Courbes granulométriques des échantillons (tamisage + granulomètre à diffraction laser...)	131
Figure 5.15 a): Diagramme triangulaire des classes texturales du sol d'après Robitaille et Trembley (1987) .....	134
Figure 5.15 b): Diagramme triangulaire des classes texturales du sol d'après USDA (1987) .....	135
Figure 6.1: Calage du modèle: a)Corrélation entre charges hydrauliques observées et charges calculées, b)Convergence du modèle .....	139

Figure 6.2: Coefficient de distribution des charges mesurées et calculées .....	140
Figure 6.3: Comparaison entre les charges hydrauliques observée et calculées du modèle en régime permanent en 1978.....	141
Figure 6.4: Piézométrie initiale simulée en régime permanent et condition naturelle (année 1978).....	143
Figure 6.5: Sens de l'écoulement souterrain .....	144
Figure 6.6: Corrélacion entre charges observées et charges calculées en condition d'exploitation des forages .....	145
Figure 6.7: Comparaison entre les charges hydrauliques observée et calculées du modèle en régime permanent en 1978 en condition d'exploitation des forages .....	145
Figure 6.8: Carte piézométrique de 1978 simulée en condition d'exploitation des forages .....	146
Figure 6.9: Comparaison entre charges mesurées et calculées en 1992 en regime transitoire.....	148
Figure 6.10: Evolution du niveau piézométrique de 1978 à 1992.....	149
Figure 6.11: Carte piézométrique de 1978 et de 2015.....	151
Figure 6.12-a: Cartes piézométriques prédictives de 2015 et 2020.....	154
Figure 6.12-b: Cartes piézométriques prédictives de 2025 et 2030.....	155
Figure 6.13: Niveau piézométrique simulé en fonction du temps.....	157
Figure 6.14: Trajets virtuels des particules .....	157
Figure 6.15: Fluctuation (a) et rabattement (b) simulés du niveau de la nappe de 2015 à 2030.....	159
Figure 6.16: Evolution des isopièzes en fonction de la recharge: a) Recharge -100 mm/a; b) recharge + 100 mm/an .....	162
Figure 6.17: Aire du cône de rabattement a) Modèle calé; b) Modèle non calé.....	164
Figure 7.1: Coupe Nord-sud de la conductivité hydraulique suivant l'axe .....	169
Figure 7.2: Résultat du calage du modèle 3D d'écoulement en régime permanent.....	169
Figure 7.3: Résultat du calage du modèle 3D d'écoulement en régime transitoire.....	170
Figure 7.4: Evolution des charges hydrauliques en fonction du temps.....	171
Figure 7.5: Saturation des couches à la fin de la simulation.....	172
Figure 7.6: Aire d'influence du polluant à la fin de la simulation.....	173
Figure 7.7: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 708 jours à N'Dotré.....	174
Figure 7.8: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 1138 jours à N'Dotré.....	175
Figure 7.9: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 1978 jours à N'Dotré.....	175
Figure 7.10: Concentration maximale de benzène détectée à la surface piézométrique à 11318 jours à N'Dotré.....	176
Figure 7.11: Concentration de benzène à la surface piézométrique à 18980 jours à N'Dotré.....	176
Figure 7.12: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 691 jours à N'Dotré.....	179
Figure 7.13: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 1131 jours à N'Dotré.....	179
Figure 7.14: concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 1961 jours à N'Dotré .....	180

Figure 7.15: Concentration maximale de benzène détectée à la surface piézométrique à 1176 jours .....	180
Figure 7.16: Concentration de benzène dissous restante à la surface piézométrique à 18980 jours .....	181
Figure 7.17: Panache de benzène à la surface de la nappe d'Abidjan .....	183
Figure 7.18: Localisation géographique des stations-service de N'Dotré et d'Anador .....	184
Figure 7.19: Transport du benzène en régime permanent à différents temps: a); b);c); d); e) et f) .....	186
Figure 7.20: Temps en jours de la dispersion du benzène en régime transitoire: a) 1825; b) 3650d) c)7305 et d)10955; e)14605 et f) 18980 .....	191
Figure 7.21: Evolution de la charge de pression en fonction du temps (N1 à 50 cm et N2 à 100 cm).....	198
Figure 7.22: Variation de la teneur en eau en fonction du temps (N1 à 50 cm et N2 à 100 cm).....	198
Figure 7.23: Diminution du flux hydraulique en fonction du temps (N1 à 50 cm et N2 à 100 cm) .....	200
Figure 7.24: Courbes de rétention en eau des trois types de sol.....	200
Figure 7.25: Courbes de rétention en eau de l'argile .....	201
Figure 7.26: Concentration à 50 et 100 cm en fonction de du temps sans retard .....	202
Figure 7.27: Concentration à 50 et 100 cm en fonction de du temps avec le retard .....	202
Figure 7.28: Concentration atteignant le bas de la colonne de sable dans le modèle sans retard.....	204
Figure 7.29: Concentration atteignant le bas de la colonne de matériau dans le modèle avec retard .....	204
Figure 7.30: Profil de concentration en fonction de la profondeur du modèle sans retard .....	206
Figure 7.31: Profil de concentration en fonction de la profondeur avec retard.....	206
Figure 7.32: Schématisation du transfert du benzène dissous.....	211
Figure 8.1: Pourcentage des impacts environnementaux.....	212
Figure 8.2: Schéma de la localisation du site d'Anador et des points d'observation .....	217
Figure 8.3: Schéma de la localisation du site de N'Dotré et des points d'observation .....	218
Figure 8.4: Schéma simplifié de la dégradation en aérobie du benzène d'après Taraye (2012) .....	219
Figure 8.5: Schéma d'un puits de ventilation d'après Harress (1991) .....	220
Figure 8.6: Schéma d'un puits d'aspiration et d'injection d'air dans une source de pollution d'après Kinzelbach et al., (1991).....	221

## **LISTE DES TABLEAUX**

Tableau 2.1: Quelques caractéristiques du benzène (Fitts, 2013) .....	37
Tableau 3.1: Plage de valeurs du coefficient d'emménagement dans les aquifères libres d'après Anderson et Woessner (1992).....	42
Tableau 3.2: Valeurs de C (Brassington, 2007) .....	43
Tableau 3.3: Quelques caractéristiques des sols selon l'U.S. Geological Survey in Castany (1982).....	44
Tableau 3.4: Paramètres d'entrée du code MATLAB .....	68
Tableau 3.5: Comparaison des conductivités moyennes .....	74
Tableau 4.1: Lieu et caractéristiques des échantillons de sol .....	80
Tableau 4.2: Masses et volumes des échantillons .....	84
Tableau 4.3: Débit de pompage et nombre de forages en 1978 .....	97
Tableau 4.4: Débit de pompage ( $m^3/j$ ) et pas de temps .....	99
Tableau 4.5: Paramètres d'entrée du modèle d'écoulement.....	103
Tableau 4.6: Paramètre d'entrée des modèles d'écoulement couplé avec le transport.....	106
Tableau 4.7: Paramètres d'entrée du modèle d'écoulement du code HYDRUS.....	110
Tableau 4.8: Propriétés du sol.....	111
Tableau 4.9: Données d'entrée des modèles de l'écoulement et du transport du code HYDRUS.....	111
Tableau 5.1: Variation du coefficient de perméabilité (K) par les essais à charge variable en fonction du temps (t).....	116
Tableau 5.2: Valeurs des coefficients de perméabilité par les essais à charge constante.....	117
Tableau 5.3: Appellation selon la proportion des types de sols d'après Robitaille & Tremblay, (1997). ....	132
Tableau 5.4: Caractérisation de l'étalement granulométrique.....	132
Tableau 5.5: Conductivité hydraulique selon les données d'analyse et la formule de Hazen.....	133
Tableau 5.6: Densité et quelques paramètres des cinq sols .....	135
Tableau 6.1: Valeurs de vérification du calage du modèle en zone saturée.....	140
Tableau 6.2: Bilan des apports calculés en régime permanent en 1978 en condition naturelle .....	142
Tableau 6.3: Bilan des apports calculés en régime permanent en 1978 en condition d'exploitation des forages .....	146
Tableau 6.4: Valeur initiale et après calage de la conductivité hydraulique, de la porosité et de la recharge de la nappe d'Abidjan .....	147
Tableau 6.5: Ecart entre charges calculées et observées en régime transitoire en 1992 .....	149
Tableau 6.6: Rabattement de la nappe 1978 à 2015.....	152
Tableau 6.7: Bilan en eau calculé en 2015.....	152
Tableau 6.8: Débits de projection de la SODECLI de 2015 à 2030.....	153

## Liste des tableaux

---

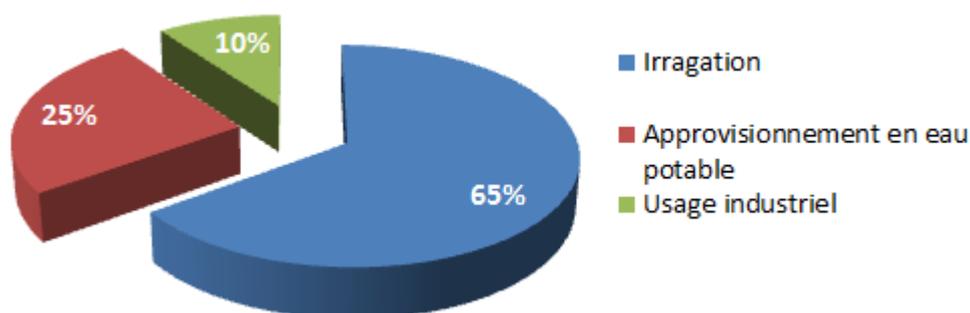
<i>Tableau 6.9: Calcul d'entrée et sortie d'eau du modèle en 2030.....</i>	<i>156</i>
<i>Tableau 6.10: Valeurs du rabattement de la nappe de 2015 à 2030.....</i>	<i>159</i>
<i>Tableau 6.11: Influence de la porosité sur le modèle .....</i>	<i>160</i>
<i>Tableau 6.12: Effet de la variation de la recharge sur le résultat du modèle.....</i>	<i>161</i>
<i>Tableau 6.13: Influence de la conductivité hydraulique sur le résultat du modèle.....</i>	<i>163</i>
<i>Tableau 7.1: Paramètres de calage des modèles 3D en ZNS et ZS.....</i>	<i>168</i>
<i>Tableau 7.2 Concentrations du benzène dissous à la surface piézométrique en fonction du temps sans le processus de retard en condition naturelle.....</i>	<i>177</i>
<i>Tableau 7.3: Concentrations du benzène dissous à la surface piézométrique en fonction du temps de transfert en condition naturelle avec le processus de retard.....</i>	<i>178</i>
<i>Tableau 7.4: Concentrations du benzène dissous à la surface piézométrique sans le processus de retard en condition d'exploitation des forages en fonction du temps.....</i>	<i>181</i>
<i>Tableau 7.5: Concentrations du benzène dissous obtenues à la surface piézométrique avec le retard en condition d'exploitation des forages.....</i>	<i>182</i>
<i>Tableau 7.6: Distance moyenne entre les stations-service de N'Dotré et d'Anador par rapport aux forages .....</i>	<i>183</i>
<i>Tableau 7.7: Temps de détection du benzène dissous dans les forages en régime permanent et en zone non saturée .....</i>	<i>189</i>
<i>Tableau 7.8: Temps d'apparition du benzène dans les forages en zone saturée en régime transitoire .....</i>	<i>194</i>
<i>Tableau 7.9: Temps global du transfert du benzène dissous.....</i>	<i>195</i>
<i>Tableau 7.10: Variation de la concentration de benzène dissous en fonction de la profondeur dans la colonne d'argile .....</i>	<i>207</i>
<i>Tableau 8.1: Localisation des stations-service.....</i>	<i>215</i>
<i>Tableau 8.2: Paramètres hydrodynamiques de l'aquifère au droit de N'Dotré et Anador extrait du tableau 4.8.....</i>	<i>216</i>

# INTRODUCTION

## INTRODUCTION

### *Contexte général et problématique de l'étude*

L'eau a été longtemps considérée comme une ressource naturelle inépuisable car elle est omniprésente sur la terre et couvre environ 70% de la surface terrestre (Assouline et Assouline, 2012). Malgré cette forte présence, seulement 2,5% de l'eau sur la terre est douce, le reste se trouve dans les océans et mers du globe (Banton et Bangoy, 1997). Les eaux souterraines ne constituent que 0,6% des 2,5% de l'eau douce sur terre (Anguela, 2004). Bien que ce pourcentage soit relativement faible, les eaux souterraines en tant que ressources naturelles sont l'une des principales sources d'eau dans le monde (Alley *et al.*, 1999; WWAP, 2003; WHO, 2006). Elles représentent la réserve la plus importante des eaux douces continentales (Bosca, 2002) et aussi une source importante d'eau potable dans de nombreuses régions du monde, surtout dans les zones où les eaux de surface sont limitées ou polluées (Brassington, 2007 et Hallam, 2008). Selon UNEP (2003), environ deux milliards de personnes dans le monde dépendent directement des eaux souterraines. D'après IGRAC (2010), près de la moitié de la réserve des eaux souterraines mondiales est utilisée par le Bangladesh, la Chine, l'Inde, le Népal et le Pakistan à cause de leur forte population. La figure (0.1) illustre d'après Hiscock et Bense (2014) l'utilisation approximative des eaux souterraines mondiales.



**Figure 0.1: Répartition en pourcentage de l'usage des eaux souterraines d'après Hiscock et Bense (2014)**

Il ressort de cette répartition qu'une forte proportion des eaux souterraines est allouée à l'agriculture.

La croissance continue de la population mondiale engendre l'augmentation des besoins en eau, ce qui s'exprime par une pression de plus en plus forte sur la demande quantitative et qualitative de la ressource hydrique en générale et en particulier sur les ressources en eaux souterraines (Abi-Zeid, 1997; WWAP, 2009). La demande mondiale des besoins en

ressources en eau est donc influencée par la croissance démographique, l'urbanisation, les politiques de sécurité alimentaire et énergétique (WWAP, 2015).

Cependant, cette ressource si importante pour l'homme et son développement, qui était considérée dans le passé comme de bonne qualité, se trouve de nos jours menacée par la pollution. Cette menace est essentiellement due aux intenses activités anthropiques (Castany, 1982). Dès lors, la gestion et la protection des ressources en eaux souterraines sont devenues un objectif majeur à travers le monde (Boubacar, 2010). Cette prise de conscience a engendré plusieurs études hydrogéologiques. De nombreuses organisations internationales telles que WHO, UNEP, UNESCO, s'expriment sur cette préoccupation. Ainsi, le troisième forum mondial sur l'eau à Kyoto, Shiga et Osaka au Japon, a accordé une attention particulière sur le développement et la gestion des eaux souterraines en recommandant aux pays en développement la mise en place des méthodes de gouvernance plus efficaces (WWAP, 2003).

Aussi, faut-il noter que le rapport final du projet sur l'évaluation de la pollution et de la vulnérabilité des aquifères des grandes cités urbaines d'Afrique, a révélé des problèmes de contamination des eaux souterraines auxquels sont confrontés les villes africaines (UNEP, 2005). Selon Kouamé I. (2007), les indicateurs de pollution de ces eaux sont fortement ressentis à travers les moyennes et grandes villes africaines. Cette pollution est accentuée par la croissance accrue de la population, la précarité et/ou l'insuffisance des services d'alimentation en eau potable, l'inaccessibilité et/ou la vétusté des installations d'assainissement et l'utilisation excessive des engrais et pesticides (Tredoux et Talma, 2006). On y rencontre également dans ces villes des épandages d'eaux usées domestiques et industrielles ainsi que des dépôts non contrôlés de déchets solides. D'après Foster (2001), l'urbanisation rapide des villes, a un important effet sur la qualité des eaux souterraines des villes des pays en développement. Plusieurs études des eaux souterraines des grandes villes africaines ont montré leur pollution aux nitrates et aux pesticides (Tandia *et al.*, 1997; Adelena, 2006; Deme *et al.*, 2006; Ousmane *et al.*; 2006; Matini *et al.*, 2009; Takem *et al.*, 2010; Deh, 2013).

Or les eaux souterraines constituent la principale source d'approvisionnement en eau potable des populations de ces villes (Xu et Usher, 2006; Kouamé J., 2007). Cela expose ces citoyens à de nombreuses maladies hydriques telles que la diarrhée, le choléra et la fièvre typhoïde, qui constituent des causes majeures de morbidité dans le monde en général et en particulier

en Afrique (Howard *et al.*, 2006). Les études d'Adelena (2006) dans diverses régions au Nigéria, ont montré la présence de nitrates dans les eaux souterraines destinées à la consommation humaine. Selon Kouamé J. (2007), l'insuffisance ou l'absence de stations d'épuration dans ces villes africaines et des zones d'activités industrielles permet d'appréhender l'ampleur de la catastrophe qui menace les ressources en eau souterraine.

Abidjan, à l'instar des grandes villes africaines, connaît aussi une croissance démographique importante et non maîtrisée avec un taux d'accroissement annuel estimé à 3,99% selon l'Institut National de la Statistique (INS, 2014). La population du District d'Abidjan représente environ 30% de la population ivoirienne. Cette croissance galopante de la population qui est passée de 3 125 890 habitants en 1998 à 4 707 404 d'habitants (INS, 2001; 2014) engendre également une croissance des besoins en eau potable. En effet, la ville d'Abidjan est actuellement alimentée en eau potable à partir des eaux souterraines de la nappe du Continental Terminal, appelée aussi «Nappe d'Abidjan» d'après la Direction de l'Hydraulique Humaine (DHH, 2001). La nappe d'Abidjan avec ses 1160 km<sup>2</sup>, compte 13 principaux champs captants (SODECI, 2015). Les eaux souterraines des différents forages captées à une profondeur comprise entre 60 et 130 m, sont inégalement réparties dans les communes d'Abobo, Adjamé, Attécoubé, Cocody, Yopougon, Anguédédou, Songon et Bingerville (Figure 0.2). La figure (0.3) montre deux forages d'adduction d'eau potable. En fait, ces différents forages sont connectés à des unités de traitement d'eau potable situées également dans les mêmes communes.

D'après le Ministère des Infrastructures Economiques (MIE, 2011), la production journalière totale cumulée de tous ces ouvrages de captage est d'environ 350 000 m<sup>3</sup>/jour alors que les besoins de la population abidjanaise en eau potable sont estimés à 500 000 m<sup>3</sup>/jour soit un déficit journalier de 150 000 m<sup>3</sup>. En plus de l'insuffisance de sa production, la nappe du Continental Terminal est aussi sujette à d'éventuelles menaces de contamination. D'après Yacoub (1999), la structure hydrogéologique de la région d'Abidjan laisse entrevoir des risques de pollution de la nappe par différentes sources de pollution due à la forte variation des faciès lithologiques. En effet, le District d'Abidjan est confronté à divers problèmes de pollution tels que les dépôts sauvages de déchets à travers la ville, surtout dans les quartiers à faible niveau de vie.

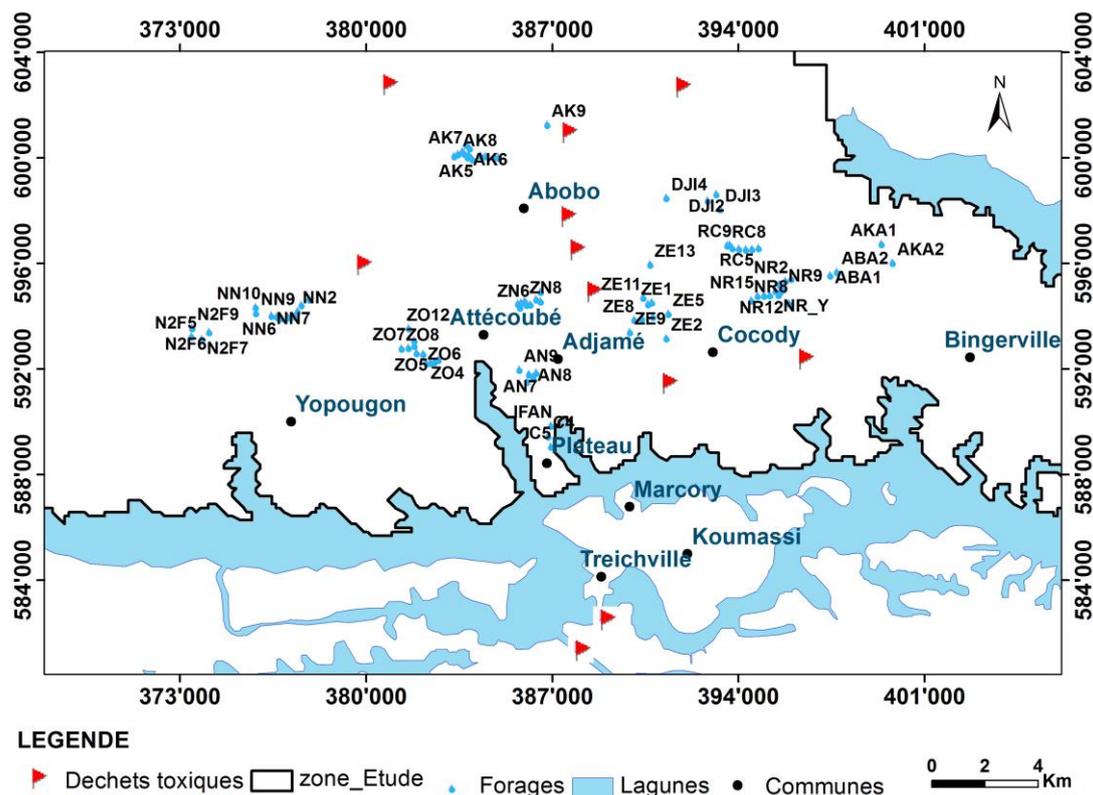


Figure 0.2: Répartition spatiale des forages et sites de dépôts des déchets toxiques dans la zone d'étude



Photo 1: Forage au Banco 1



Photo 2: Forage du FILTISAC

Figure 0.3: Forages d'adduction d'eau potable

On y observe également des huiles usagées des garages déversées sur la chaussée non goudronnée, l'épandage des eaux usées domestiques et industrielles, des ateliers automobiles non conformes aux critères d'installations. A cela, il faut ajouter la surexploitation de sable dans la lagune Ebrié qui pourrait permettre la communication entre les eaux de la lagune et celles de la nappe d'Abidjan, la décharge publique à ciel ouvert d'Akouédo et le déversement d'environ 400 000 litres de déchets toxiques provenant du navire «Probo Koala» en août

2006 (Figure 0.4). Ces déchets toxiques qui contenaient de fortes doses de composés organochlorés, de sulfure d'hydrogène et de sulfure, ont causé la mort de plus de 17 personnes, 69 hospitalisations et 102 806 consultations (Ministère de la santé Publique, 2006 in Dongo *et al.*, 2012).



Photo 3: Dépôts sauvages de déchets solides



Photo 4: Décharge publique d'Akouédo



Photo 5: Epanchage de déchets toxiques ( Internet)



Photo 6: Navire Probo Koala (Internet)

**Figure 0.4: Polluants dans la ville d'Abidjan et le Probo Koala**

La nappe d'Abidjan, composée essentiellement de formations sableuses, est libre dans son ensemble (Jourda, 1987; Adiaffi, 2008). Or d'après Gilli *et al.*, (2012), l'alimentation des nappes libres provient en majorité de l'infiltration des eaux de surface dont les eaux de pluie. Ces eaux dans leur parcours dans le sous-sol, peuvent transporter certains polluants. Selon Lallemand (1995), le devenir et le transport des polluants dans l'eau souterraine dépendent de l'écoulement de l'eau, de la mobilité et de la partition de ceux-ci dans les différents milieux. La nappe d'Abidjan a donc fait l'objet de plusieurs études. Il s'agit notamment de celles de Guérin-Villeaubreil (1962); Loroux (1978); Tastet (1979); Aghui et Biémi (1984); Jourda (1987); SOGREGAH (1997); Oga (1998); Kouamé J. (2002); Ahoussi (2003); Jourda *et al.*, (2006); Kouamé J.(2007); Kouamé I. (2007); Adiaffi (2008); Ahoussi (2008); Dongo *et al.*,

(2008); Douagui (2012); Kouassi (2013) et Deh (2013). Ces études font en général un état des connaissances hydrogéologiques, géométriques, géologiques, lithologiques, stratigraphiques, structurales, hydrochimiques et de géochimies isotopiques du bassin sédimentaire côtier ainsi que de la détermination de la recharge, des limites d'exploitation et des paramètres hydrodynamiques par endroits sur la nappe d'Abidjan.

De façon spécifique, les travaux de Jourda *et al.*, (2006); Kouamé J. (2007); Kouamé I. (2007) et Dongo *et al.*, (2008), rapportent une potentielle surexploitation et pollution de la nappe d'Abidjan. De fortes concentrations en nitrates atteignant 120 mg/l ont été relevées dans certains forages (Soro *et al.*, 2010). Ces fortes concentrations de nitrate proviennent essentiellement de l'utilisation d'engrais et pesticides des cultures vivrières à proximité de la ville d'Abidjan ainsi que des fuites d'eaux usées domestiques. Certains forages destinés à l'exploitation pour l'approvisionnement en eau potable au sud du District d'Abidjan ont été abandonnés dus aux fortes concentrations en nitrates (Guiraud, 1988; Jourda *et al.*, 2006). Pour comprendre et suivre l'évolution de la pollution, des modèles d'écoulement souterrains couplés avec le transport de polluants tels que les nitrates et les perchloroéthylènes (PCE) ont été réalisés respectivement par Kouamé I. (2007) et Deh (2013). Deh (2013) a montré que 79% des eaux souterraines du District d'Abidjan bénéficient d'une protection hydrogéologique incertaine et 12% sont vulnérables. La réalisation des simulations prédictives du transport de PCE par le même auteur, de la surface du sol jusqu'à la nappe a donné un temps de parcours allant de 20 à 50 ans suivant les différents sites de dépôts de déchets toxiques de 2006.

Cette éventuelle menace de pollution que connaît la nappe du Continental Terminal, pourrait également provenir de certaines activités économiques comme les stations-service. En effet, au cours de ces dernières années, l'exploitation pétrolière a connu un essor en Côte d'Ivoire (Soro, 2015). L'émergence dudit secteur est fortement perceptible par la prolifération des stations d'essence dans les différentes communes du District d'Abidjan (Soro, 2015). Or de petites quantités d'hydrocarbures qui tombent accidentellement lors des remplissages des stockages des cuves ou tanks, ou citernes des stations et de la distribution de carburant aux automobilistes peuvent selon Anonyme 1 (2014), sous l'action des eaux de pluies s'infiltrer dans le sous-sol et atteindre la nappe dans les zones à faible épaisseur. Aussi faudrait-il étudier le cas de panaches de composantes des carburants tels que le benzène pouvant provenir des fuites des cuves dues à la vétusté de celles-ci et/ou de la rupture de celles-ci et

également de rupture de cuves lors d'un accident. Ces panaches pourraient éventuellement se former dans le sous-sol et atteindre la nappe. D'après Deh (2013), N'Dotré est une zone du District d'Abidjan qui bénéficie des conditions favorables d'infiltration des eaux de pluie. Et en plus de cela, la région nord de la commune d'Abobo fait partie de la zone de recharge de la nappe d'Abidjan (Ahoussi, 2008, Kouassi, 2013). La figure (0.5) montre les images des stations-service de N'Dotré et Anador, toutes deux situées dans ladite commune.



Photo 7: Station-service de N'Dotré



Photo 8: Station service d'Anadaor

**Figure 0.5: Stations-service Shell choisis pour l'étude**

Afin d'assurer une protection et une gestion efficace de la nappe d'Abidjan, il s'avère nécessaire de mener des études relatives à la pollution par les hydrocarbures en général et en particulier le benzène, une composante essentielle de l'essence considérée comme dangereuse et cancérigène avec des propriétés bien connues (INERIS, 2006). Vue la complexité des formations géologiques de l'aquifère du Continental Terminal, les modèles numériques hydrogéologiques deviennent ainsi des outils adéquats pour comprendre le milieu souterrain et de prédire le devenir de tel polluant dans le sous-sol. C'est dans ce contexte que le groupe de travail risque naturel de l'Institut des Sciences de la Terre de la faculté des Géosciences et de l'Environnement de l'Université de Lausanne (Suisse) et le Laboratoire Géosciences et Environnement de l'Université Nangui-Abrogoua (Côte d'Ivoire) ont initié cette étude intitulée:

**«Apport de la modélisation hydrogéologique dans l'étude des risques de contamination de la nappe d'Abidjan par les hydrocarbures: cas du benzène dans le District d'Abidjan (Côte d'Ivoire)».**

### ***Objectifs de recherche***

L'objectif principal de ce travail qui vient en apport aux précédentes études de la nappe d'Abidjan, vise à évaluer le risque de contamination des eaux souterraines de la nappe d'Abidjan par les hydrocarbures en vue de la mise en place de mesures de protection. Pour atteindre un tel objectif, il s'agit spécifiquement de:

- caractériser quelques propriétés des sols;
- concevoir un modèle d'écoulement souterrain de la nappe d'Abidjan;
- concevoir un modèle d'infiltration verticale afin d'évaluer les contaminations potentielles;
- mettre en place un modèle de transfert de benzène dans les eaux souterraines d'Abidjan;
- proposer des techniques de remédiation en cas de pollution accidentelle.

### ***Plan de la thèse***

Ce travail s'articule autour de trois grandes parties après l'introduction.

- La première partie représentant la synthèse bibliographique, comprend trois chapitres et présente de façon générale le District d'Abidjan et la nappe du Continental Terminal, la vulnérabilité à la pollution des nappes puis l'écoulement souterrain et le transport de polluants;
- La deuxième partie avec un chapitre, expose le matériel et les méthodes utilisés dans cette étude;
- La troisième partie comportant quatre chapitres, présente nos différents résultats, leurs interprétations et discussions et propose des stratégies de gestion en cas de sinistres.

Nous terminons enfin, par une conclusion générale suivie des recommandations et perspectives.

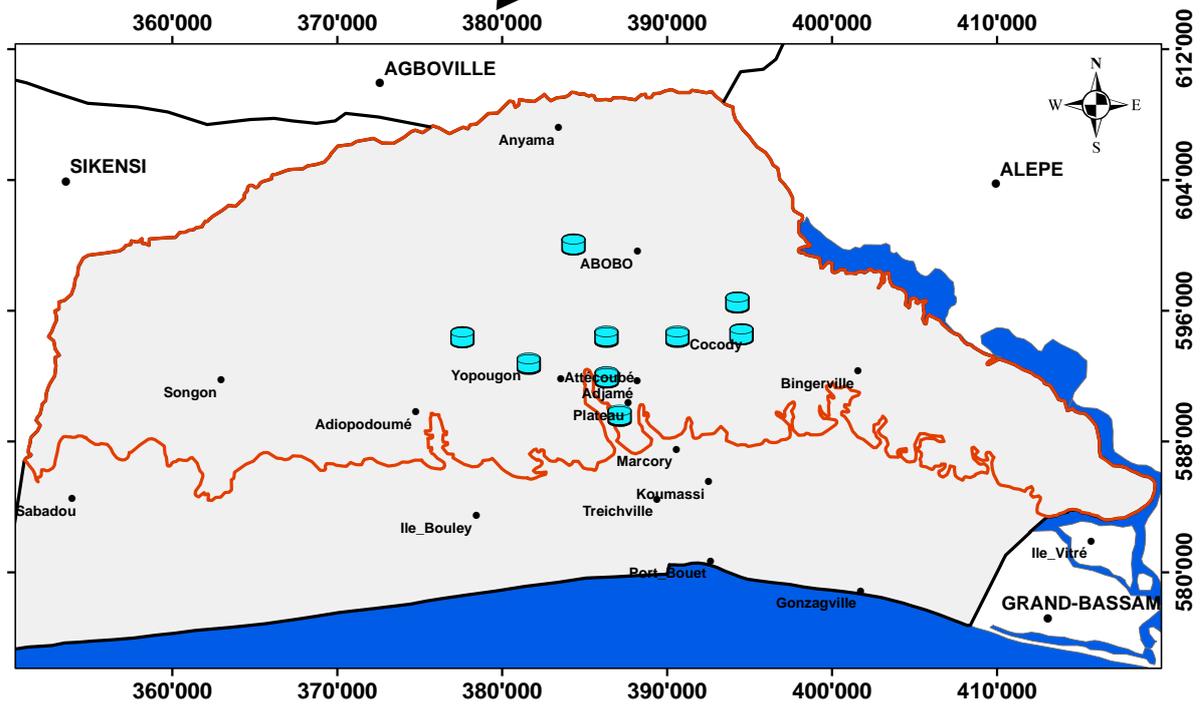


**PREMIERE PARTIE: PRESENTATION  
GENERALE DE LA ZONE D'ETUDE ET  
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE**

## **CHAPITRE I. PRESENTATION GENERALE DU DISTRICT D'ABIDJAN**

### **1.1.Situation géographique**

Le District d'Abidjan, situé au sud de la Côte d'Ivoire, est une création légale récente de l'Etat ivoirien (Figure 1.1). Il est composé de la ville d'Abidjan avec ses dix communes (Abobo, Adjamé, Attécoubé, Cocody, Koumassi, Marcory, Plateau, Port-Bouët, Treichville, Yopougon), des communes d'Anyama au Nord, de Bingerville à l'Est et de Songon à l'Ouest. D'une superficie de 1160 km<sup>2</sup>, le District d'Abidjan regroupe une population estimée approximativement à 3 millions habitants en 1998 selon l'Institut National des Statistiques (INS, 2001). Cette population a atteint en 2014 les 4,7 millions habitants (INS, 2014). La partie du District d'Abidjan modélisée a une superficie de 986 km<sup>2</sup> avec un périmètre de 266 km, soit 85 % de la superficie totale du District.



**LEGENDE**

- Domaine modélisé
- Zone d'étude
- Localités
- Station de traitement



Figure 1.1: Situation géographique du District d'Abidjan

## 1.2. Paramètres climatiques

### 1.2.1 Climat

La Côte d'Ivoire se trouve en zone intertropicale et connaît des climats chauds qui font la transition entre les climats équatoriaux humides et les climats tropicaux secs. Le pays est alternativement sous l'effet de deux principales masses d'air qui sont d'après Jourda, (1987):

- la masse d'air subtropicale chaude et sèche pouvant contenir de particules fines de poussières (vent d'harmattan) venant du Nord;
- la masse d'air humide venant de l'océan atlantique (la mousson).

Le contact entre ces masses d'air crée le Front Intertropical (FIT). La succession des saisons est liée aux translations latitudinales du FIT et par l'avancée plus ou moins profonde des vents de la mousson à l'intérieur des terres (Oga, 1998). Le climat du District d'Abidjan est de type équatorial de transition ou Attiéen et se divise en quatre saisons (Tapsoba, 1995) :

- une grande saison des pluies;
- une petite saison sèche;
- une petite saison des pluies;
- une grande saison sèche.

### 1.2.2 Précipitations et température

Les valeurs moyennes mensuelles des pluies à la station de l'Aéroport, consignées dans le tableau 1 en annexe I, varient de 18 à 450 mm pendant la période de 1976 à 2012. La figure (1.2) montre que sur cette période le mois de janvier est le moins arrosé (18,62 mm) tandis que juin enregistre la plus forte pluviométrie d'une valeur de 443,67 mm. Ces valeurs correspondent à une pluviométrie annuelle allant de 1024 mm de pluie (en 2002, l'année la moins arrosée) à 2433 mm pour l'année 1976 qui affiche la plus forte pluviométrie. Les relevées de température moyenne mensuelle de la même station de l'Aéroport sur la période de 1961 à 2012 varient de 24 à 27 °C (Figure 1.2). Cette figure nous indique que août est le mois le moins chaud alors que mars et avril représentent les mois les plus chauds.

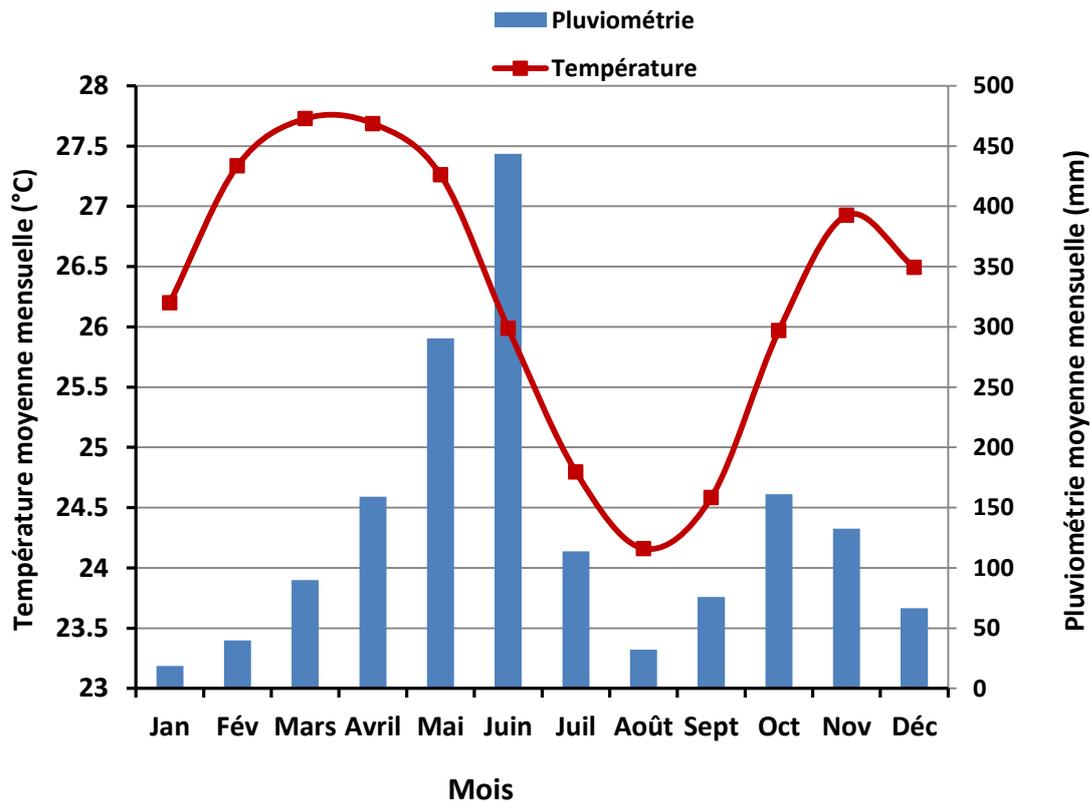


Figure 1.2: Variation de la température et de la pluviométrie moyennes mensuelles de la station météorologique de l'Aéroport d'Abidjan

### 1.3. Végétation

La végétation en Côte d'Ivoire se caractérise par deux types de paysage (*in* Jourda, 1986) qui sont :

- la forêt (forêt dense, forêt marécageuses, la forêt claire) ;
- la savane (savane arborée et savane herbeuse).

Le premier type de paysage se rencontre dans la moitié sud du pays et le second au centre et au nord. Le District d'Abidjan appartient au paysage forestier du sud. La végétation varie de la forêt claire sur le littoral au sud à la forêt dense sempervirente et ombrophile vers le nord de la région. La croissance galopante de la population dans cette région de la Côte d'Ivoire, les cultures de rentes, l'exploitation abusive de la forêt et l'utilisation du bois comme sources d'énergie ont réduit considérablement la densité de cette forêt (Girard *et al.*, 1971). De nos jours, il ne reste que quelques hectares de forêt principalement représentée par le Parc National du Banco et par quelques petits lambeaux forestiers.

Les différents types de végétation sont (Girard *et al.*, 1971):

- la forêt dense humide (à l'intérieur des terres);
- les savanes pré-lagunaires;
- les mangroves (rives des estuaires et bordure des lagunes);
- les forêts marécageuses (sur le cordon littoral).

## 1.4. Hydrographie

Le District d'Abidjan est couvert par un dense réseau hydrographique constitué de lagunes, rivières et lacs (Figure 1.3):

### 1.4.1. Lagunes et lacs

Le District d'Abidjan compte trois principales lagunes et trois lacs. La lagune Ebrié, la plus importante, est une vaste étendue d'eau navigable de 566 km<sup>2</sup> de superficie communiquant avec l'océan atlantique par le canal de Vridi. Elle reçoit les eaux du fleuve Comoé et celles des rivières Agnéby et la Mé (Oga, 1998). Elle est allongée de l'est à l'ouest. Les lagunes Potou et Aghien sont de petites lagunes internes de direction Nord-sud. Elles se jettent dans la lagune Ebrié (Delor *et al.*, 1992a et b). Trois lacs (Bakré, Labion et Ladié) se rencontrent au sud du District d'Abidjan.

### 1.4.2 Quelques cours d'eau

Les cours d'eau les plus importants du District d'Abidjan sont d'après Girard *et al.*, (1971):

- l'Agnéby, une rivière côtière qui prend sa source à Agoua, à l'altitude 250 m. Elle couvre un bassin versant d'une superficie de 8 900 km<sup>2</sup> et s'étend sur une longueur de 200 km. Dans son cours inférieur, l'Agnéby coule dans les marais. Le profil en long est assez irrégulier et la pente moyenne est de 1,25 m par km.
- l'Anguédédou, le Banco et le Gbangbo s'écoulent dans la direction nord-sud et se jettent tous dans la lagune Ebrié ;
- le Niéké, un affluent de l'Agnéby, a une direction d'écoulement nord-est et sud-ouest;
- la Djibi, de direction d'écoulement nord-ouest et sud-est se jette dans la lagune Aghien;
- le Bété, de direction sud-nord draine les sables argileux du plateau d'Anyama et érode une partie des schistes métamorphiques (*in* Ahoussi, 2008). Il se jette dans la lagune Aghien.

D'après SOGREAH (1997), ces cours d'eau ont essentiellement une fonction drainante vis-à-vis des eaux souterraines mais leur fonctionnement peut s'inverser par endroit.

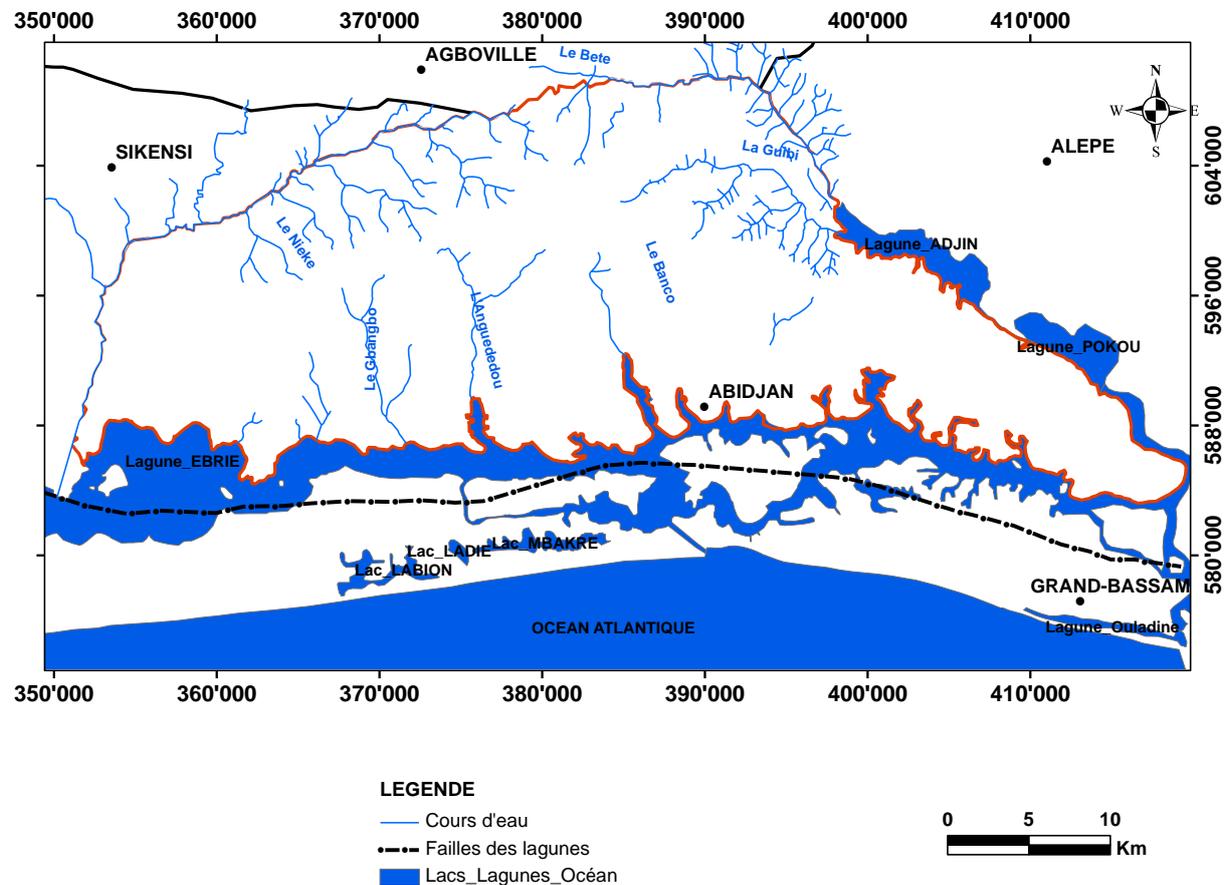
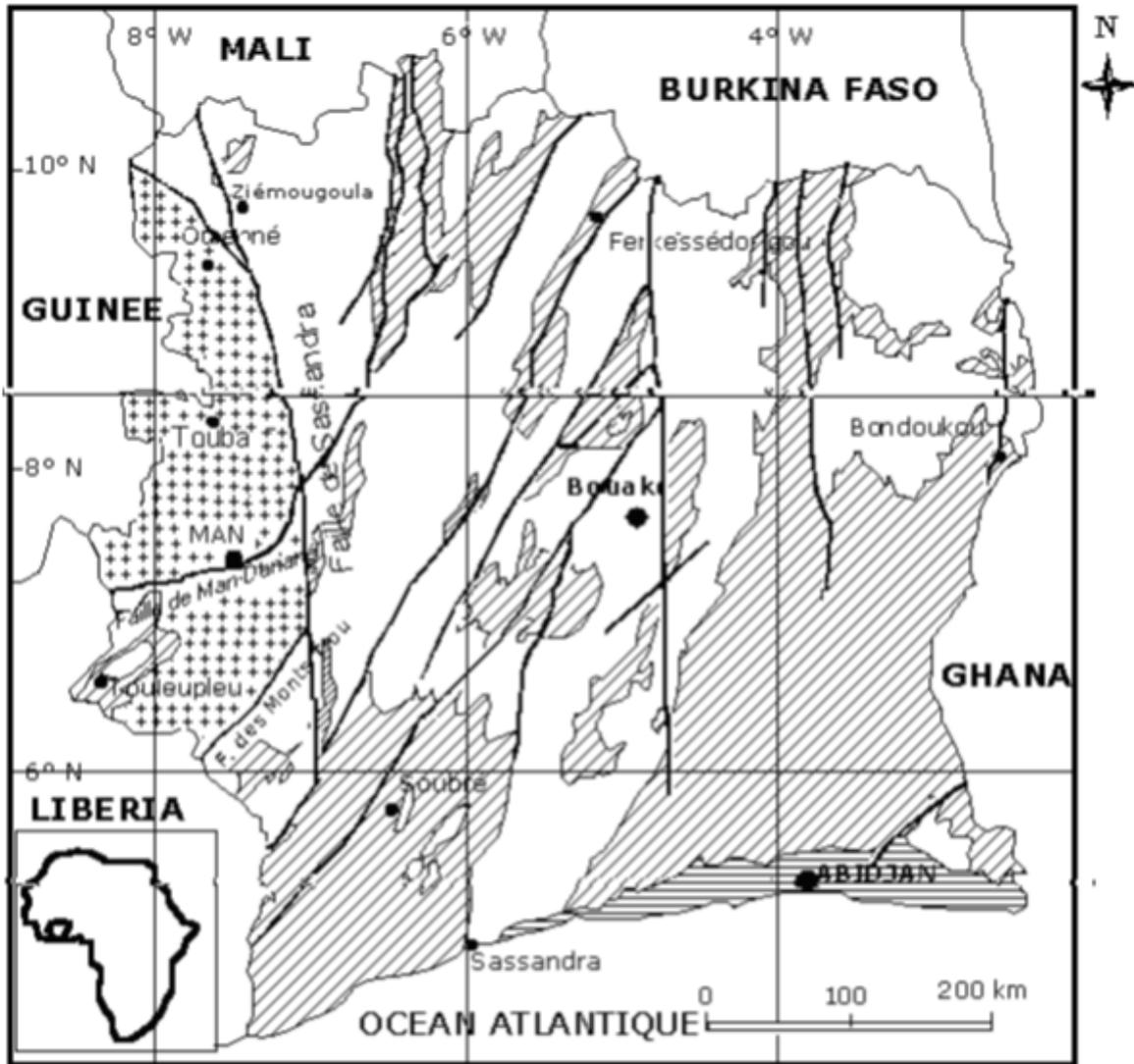


Figure 1.3: Réseau hydrographique du District d'Abidjan

### 1.5. Contexte géologique

Le paysage géologique de la Côte d'Ivoire est constitué essentiellement par le socle Précambrien soit 97,5 % du territoire ivoirien et du bassin sédimentaire côtier 2,5 %, (Figure 1.4). Le bassin sédimentaire côtier ivoirien a une forme de croissant peu incurvé dont les pointes sont tournées vers la mer (Jourda, 1987 et Delor *et al.*, 1992a et b). Il s'étend depuis la région de Fresco à l'Ouest jusqu'à la ville d'Axim au Ghana à l'Est du pays entre les latitudes 5°00' et 5°30' N et entre les longitudes 3°00' et 6°00' W (Loroux, 1978). Ce bassin est long de 350 à 400 km et large 40 à 50 km.



**LEGENDE**

**ARCHEEN**



**PALEOPROTEROZOÏQUE**



Formations éburnéennes  
volcano-sédimentaire



Granitoides éburnéens



Bassin sédimentaire  
Sécendaire à Quaternaire



Faïlle

Figure 1.4: Carte géologique de la Côte d'Ivoire (tirée de Kouamélan, 1996)

Nous exposerons d'une manière générale sur la géologie et la tectonique de notre zone d'étude (Figure 1.5) qui se localise sur le bassin sédimentaire côtier.

*Du point de vue géologique*, le bassin sédimentaire d'âge Crétacé supérieur à Quaternaire est jalonné par trois épisodes de transgression (Martin, 1973 et Tastet, 1979) qui sont les épisodes Albo-Aptien, Maestrichien-Eocène et Miocène inférieur.

Deux lacunes s'observent à savoir les lacunes Fin Précambrien-Crétacé et Oligocène. Selon Aghui et Biémi (1984), les formations du Précambrien Terminal et du début du Secondaire sont absentes sur tout le bassin sédimentaire.

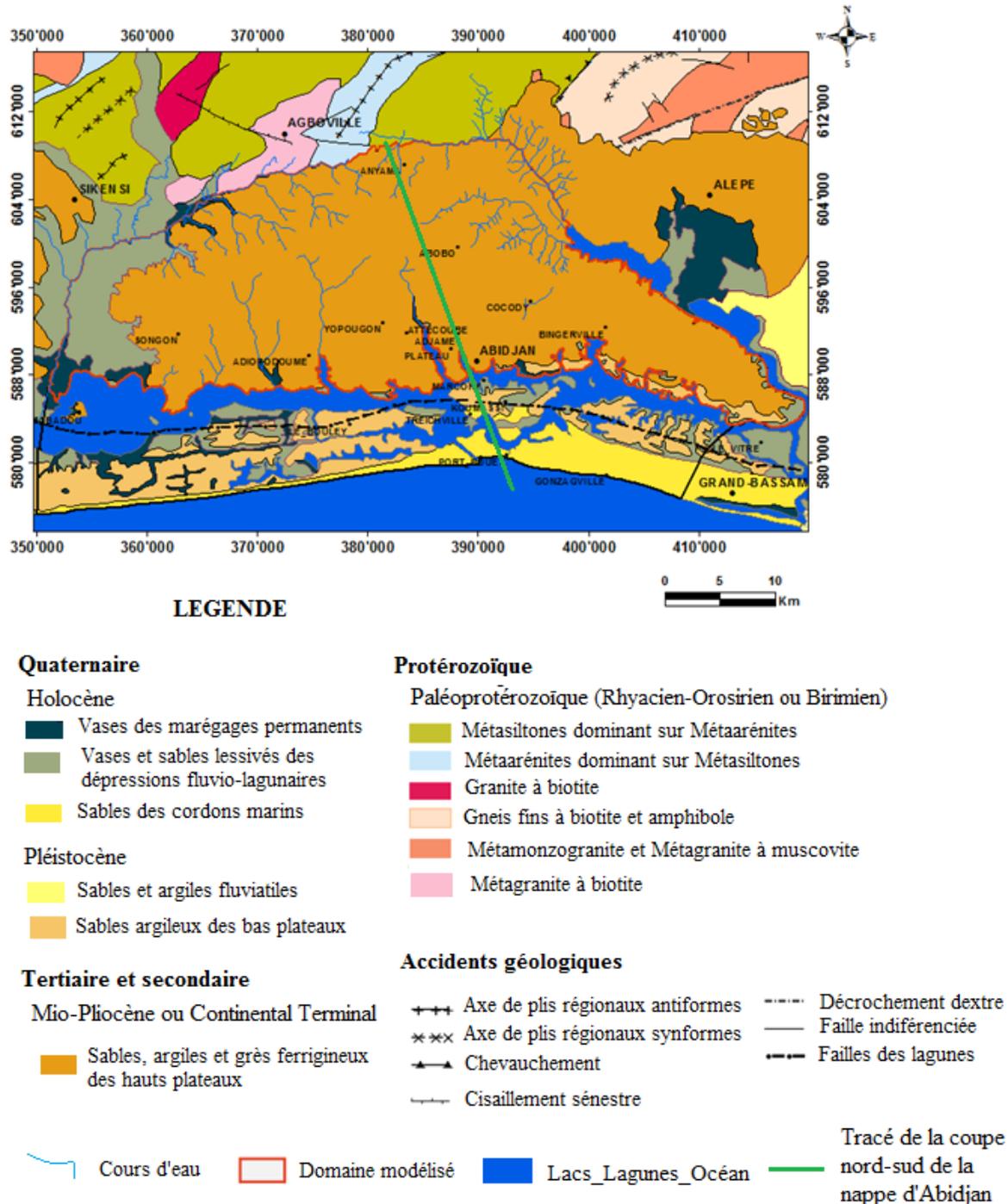


Figure 1.5: Aperçu géologique de la région d'Abidjan numérisé d'après Delor et al. (1992)

La figure (1.6) présentant une coupe nord-sud du bassin sédimentaire côtier au droit d'Abidjan montre les principales époques et étages stratigraphiques du bassin sédimentaire.

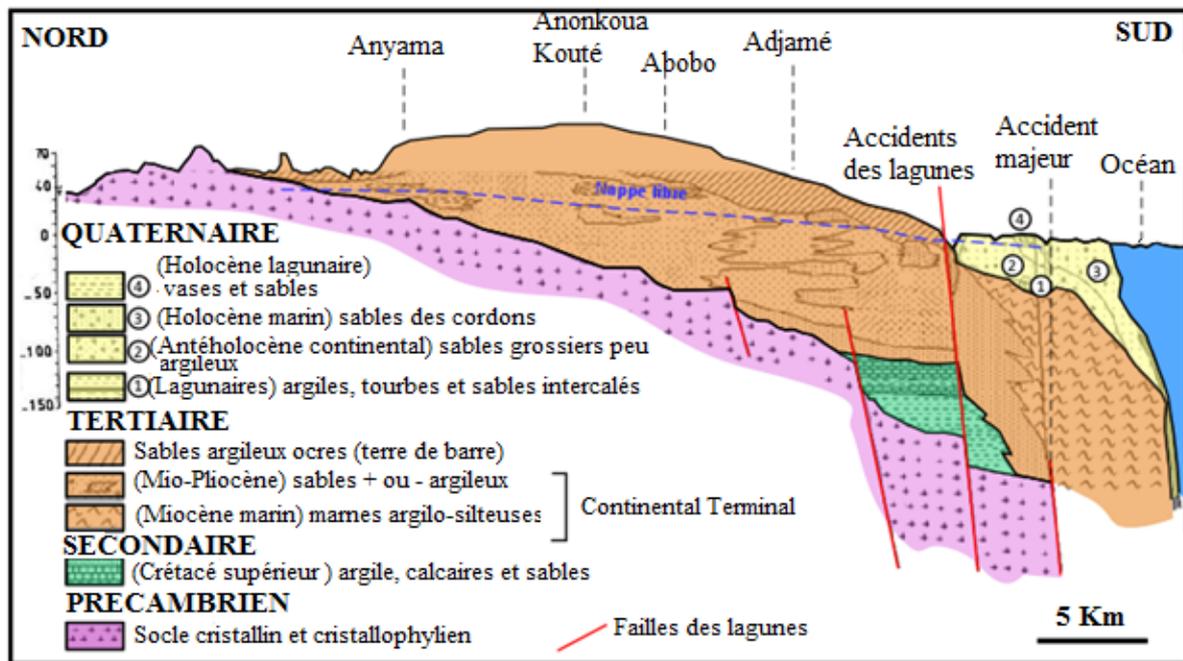


Figure 1.6: Coupe nord-sud de la nappe d'Abidjan (Jourda, 1987)

D'après les travaux de Martin (1974), Loroux (1978), Tastet (1979), Aghui et Biémi (1984) Jourda (1987), et Delor *et al*, (1992), ces principales époques et étages stratigraphiques du bassin sédimentaire observés dans l'échelle des temps géologiques de haut en bas sont:

- au niveau du **Quaternaire**, les données stratigraphiques connues ne font état que des époques suivantes:
  - le **Holocène** est formé de sables littoraux (roux et/ou blancs), de vases, de vases sableuses, d'argiles, de tourbes et d'alluvions;
  - le **Pléistocène** est essentiellement constitué de sables argileux, sables quartzeux fins à moyens, de sables grossiers et de bancs de grès coquilliers;
- le **Néogène**, les époques du Miocène et du Pliocène sont représentées dans le District d'Abidjan par le **Continental Terminal**:
  - le **Pliocène** n'a pas été décrit;
  - le **Miocène** est marin et il est formé d'argiles plastiques grises à verdâtres, peu sableuses; de sables à lignites, de calcaires, de marnes silteuses micacées gris vert

par endroit, de marnes sableux et argiles noires (île de Vitré 1) et grès calcaires sableux (île de Vitré 2);

**Le Continental Terminal** désigne l'ensemble des formations continentales rouges dues à l'oxydation du fer allant du **Miocène au Pliocène**. Ces formations très hétérogènes sont constituées d'une alternance de sables grossiers parfois bitumineux, de graviers, d'argiles bariolées, de grès ferrugineux et de minerais de fer, de sables argileux, de sables grossiers et de sables moyens peu argileux.

- Les époques **du Paléogène** présentes sont l'Oligocène, l'Eocène et le Paléocène.
  - **l'Oligocène** est essentiellement constitué d'argiles à extension restreinte;
  - **l'Eocène** inférieur est peu connu mais l'Eocène moyen et supérieur sont composés d'argiles, de sables, de calcaires et de sables glauconieux;
  - **le Paléocène** a une lithologie très variée, on y rencontre des calcaires coquilliers, puis différentes sortes d'argiles telles que des argiles noires sulfureuses, des argiles vertes, des argiles à Nautilites et Foraminifères et également des marnes noires à pyrites et bariolées, puis des calcaires fossilifères.
  
- **Le Crétacé Supérieur**
  - **le Campanien - Maestrichtien**, comprend des argiles grises et micromicacées et de calcaires avec des siltstones;
  - **le Coniacien - Santonien**, on y rencontre des conglomérats, des grès grossiers à fins;
  - **le Turonien** comprend plusieurs horizons formés d'une alternance de bancs calcaires, d'argiles et de sables;
  - **le Cénomaniens** est régressif et constitué de conglomérats à galets de quartz passant à des grès calcaires, des argiles et de la dolomie.
  
- **Le Crétacé Inférieur**
  - **l'Albo - Aptien** transgressif comprend des conglomérats fluviaux qui forment la série continentale de base, des conglomérats marins à Foraminifères et des Amonites. On y trouve également des argiles silteuses, des grès calcaires et des sables.

**Sur le plan tectonique**, une faille normale d'un rejet d'environ 5000 m et de pendage sud légèrement parallèle à la côte, traverse tout le bassin sédimentaire d'est à l'ouest (Delor *et al.*, 1992). Cette faille appelée «faille des lagunes», divise le bassin sédimentaire en deux compartiments d'épaisseurs inégales (Figure 1.5) (Aghui et Biémi, 1984):

- la partie nord a une épaisseur maximale de 300 m, les sédiments de recouvrement présentent une structure monoclinale car les couches plongent vers le Sud;
- au sud de la faille, se trouve un fossé d'effondrement profond où le socle s'enfonce à 5000 m de profondeur sous les sédiments.

Au droit d'Abidjan, on note la présence d'un canyon sous-marin appelé «trou-sans-fond» qui serait selon Taste (1979) perpendiculaire aux grandes fractures.

## **1.6.Contexte hydrogéologique**

Les données hydrogéologiques de la Côte d'Ivoire permettent de mettre en évidence deux types d'aquifères (Jourda, 1987; Oga, 1998; Adiaffi, 2008):

- les aquifères discontinus du socle cristallin dont les eaux souterraines se situent dans les roches fissurées du socle précambrien et dans les altérites;
- les aquifères continus du bassin sédimentaire côtier.

Dans le socle cristallin, trois types d'aquifères se rencontrent. Il s'agit des aquifères des altérites, des aquifères des séries volcano-sédimentaires et les aquifères de fissures et/ ou de fractures (Adiaffi, 2008). Notre zone d'étude se situant sur le bassin sédimentaire, nous allons nous focaliser sur les aquifères continus du bassin sédimentaire côtier. Le bassin sédimentaire côtier au niveau d'Abidjan, est composé de trois aquifères qui sont les aquifères du Quaternaire, du Continental Terminal et du Maestrichtien.

### ***1.6.1 Aquifère du Quaternaire***

Les sédiments du Quaternaire contiennent deux types de nappes libres, une dans les sables marins grossiers (la nappe de Nouakchottien) et l'autre dans les sables fins à grossiers, la nappe de l'Oogolien (Oga, 1998). Ces deux nappes phréatiques ont leurs niveaux piézométriques proches de la surface, environ 1 m, ce qui les rend très vulnérables à la pollution. Leur perméabilité varie de  $10^{-3}$  à  $4.10^{-5}$  m/s avec un gradient hydraulique allant jusqu'à 3‰ (Loroux, 1978). Les récentes études de Savané *et al.*, (2006) et Ahoussi (2008)

ont montré l'exposition de ces nappes à la pollution provenant des activités humaines telles que les déchets et eaux usées domestiques, industrielles et agricoles. Douagui (2012) révèle un fort risque de pollution aux nitrates des aquifères du Quaternaire. Il ajoute que ces eaux hébergent de fortes densités de bactéries coliformes donc leur consommation expose la population, qui les utilise comme source d'eau d'approvisionnement en eau de boisson, à des risques sanitaires.

En fait, le Quaternaire repose sur le Continental Terminal par l'intermédiaire des cuirasses latéritiques et des marnes (Figure 1.7). En absence de ces formations, les nappes du Quaternaires alimentent l'aquifère du Continental Terminal par transfert vertical (Biémi et Aghui, 1984).

EPOQUE	NATURE HYDROLITHOLOGIQUE		HYDRO-LITHOLOGIE	LOG HYDRO-GEOLOGIQUE	DESCRIPTION	EPAISSEUR MAXIMUM (M)	
QUATERNAIRE	Sables marins grossiers	H4		Aquifère	Nappe du Nouakchottien	50	
	Sables fins à grossiers	H3		Aquifère	Nappe de l'Oogolien	30	
	Argiles Tourbeuses	H2			Imperméable (Souvent discontinu)	16	
	Marnes Silteuses	H1				40	
TERTIAIRE MIO-PLIOCENE	Cuirasse	n4		Aquifère	Nappe du continental Terminal	70	
	Sables Argileux						
	Sables Grossiers Fluviaux	n3		Aquifère		Lentille imperméable	90
	Argiles noires	n2		Imperméable		10	
	Sables Graveleux	n1		Aquifère		Nappe de la base du Tertiaire	20
PALEO CENE	Argiles grès Ferrugineux			Imperméable	20		
MAAS TRICHTIEN	Calcaires Gréseux			Aquifère	Nappe du Crétacé supérieur	50	
	Sables						

Figure 1.7: Log hydrogéologique du bassin sédimentaire côtier de la Côte d'Ivoire (d'après Aghui et Biémi, 1984)

H: Horizon; n: niveau

### *1.6.2 Aquifère du Continental Terminal*

Le Continental Terminal, le principal aquifère du bassin sédimentaire côtier de la Côte d'Ivoire (Jourda, 1987) couvre toute la superficie du bassin sédimentaire côtier sous forme de hauts plateaux à l'exception du littoral Quaternaire (Loroux, 1978). Cet aquifère est libre dans son ensemble et comprend quatre niveaux qui sont de haut en bas (figure 1.7):

- niveau 4: cuirasse latéritique discontinue et localement les argiles sableuses ou sables argileux (0 à 70 m) ;
- niveau 3: sables grossiers fluviatiles (0 à 90 m) ;
- niveau 2: sables argileux et argiles noires parfois gréseuses (0 à 10 m) ;
- niveau 1: sables graveleux, sables argileux plus ou moins grossiers intercalés parfois avec de l'argile bariolée (0 à 20 m), (Loroux 1978; Tastet, 1979; Aghui et Biémi, 1984).

La figure 1.7 montre que les différentes couches du bassin sédimentaire au niveau de la zone d'étude ne sont pas homogènes sur leur étendue. En fait, les niveaux 3 et 4 affleurent et constituent l'essentiel de l'aquifère du Continental Terminal. Les bancs argileux lenticulaires situés à la base du niveau 4, rendent selon Aghui et Biémi (1984) cette nappe captive par endroit. Mais en absence de ces lentilles, les niveaux 4 et 3 forment une seule nappe. Quant au niveau 2, constitué d'argiles, il est un aquifère stérile; et le niveau 1 contient la nappe de la base du Tertiaire. La nappe du Continental Terminal aussi appelée «nappe d'Abidjan», est la principale source d'approvisionnement en eau potable du District d'Abidjan. Elle est exploitée par la Société de Distribution d'Eau en Côte d'Ivoire (SODECI). Les eaux du Continental Terminal sont drainées par la lagune Ebrié (Aghui et Biémi, 1984) et alimentent la nappe du Maastrichtien quand il n'y a pas d'argiles grès ferrugineux qui séparent les deux aquifères (Loroux, 1978). Les réserves de l'aquifère du Continental Terminal sont renouvelées par infiltration directe ou par percolation à travers les recouvrements quaternaires (Guiraud, 1988). Selon Kouamé I. (2007) la nappe d'Abidjan se recharge en un ou deux mois après la grande saison des pluies et s'étend sur 2 à 4 mois.

Les précédentes études de Loroux (1978), Aghui et Biémi (1984), Jourda (1987) et SOGREAH (1997) révèlent que la nappe du Continental Terminal présente les caractéristiques hydrodynamiques comprises entre:

- 0,14 et 0,2 m<sup>2</sup>/s pour la transmissivité;
- 0,05 et 0,2 pour le coefficient d'emmagasinement;
- 7 à 338 m<sup>3</sup>/s pour le débit de production des ouvrages de captages;
- 10<sup>-3</sup> et 10<sup>-6</sup> m/s concernant la perméabilité;
- 0,17% et 0,19% pour le gradient hydraulique.

Les figures 1.8 et 1.9 issues de quelques logs de forages (Annexe II) illustrent respectivement les allures approximatives des coupes nord-sud et ouest-est de la zone d'étude en tenant compte de la topographie, de la cote de la base de l'aquifère et du niveau piézométrique du 11 décembre 1992. La coupe nord-sud a été réalisée à la longitude 385 500 m et celle de la direction ouest-est a été faite à la latitude 593 866 m. Suivant les deux coupes, on observe une forte variation des faciès lithologiques. Certaines sont récurrentes comme les sables argileux, les argiles sableuses et les sables tandis que d'autres comme la cuirasse latéritique ne s'observent que dans un seul forage. Plusieurs couches fines d'argiles s'intercalent entre les couches. Des lacunes des formations observées sur les deux coupes pourraient s'expliquer par les phénomènes de transformation des roches telles que l'altération ainsi que par l'érosion.

Vu la complexité des formations géologiques et la forte hétérogénéité des unités lithologiques de l'aquifère du Continental Terminal, nous ne pouvons pas intégrer tous ces faciès lithologiques observés dans les différents logs des forages. Alors nous avons décidé de regrouper les unités lithologiques semblables en unités similaires comme préconisés par Aghui et Biémi (1984) et Kouassi (2013). Nous reviendrons sur ces faciès dans le chapitre 5 de notre travail.

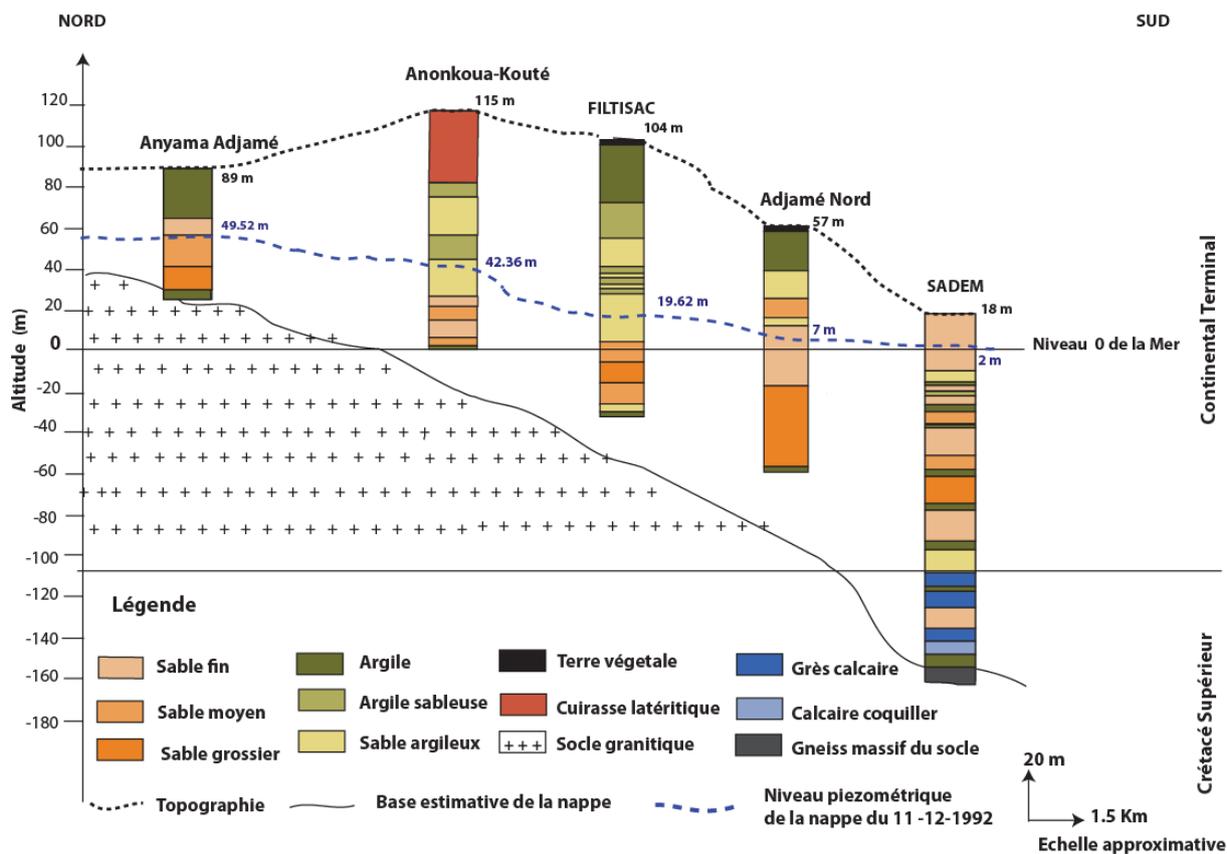


Figure 1.8: Coupe nord-sud du Continental Terminal d'après log de forages

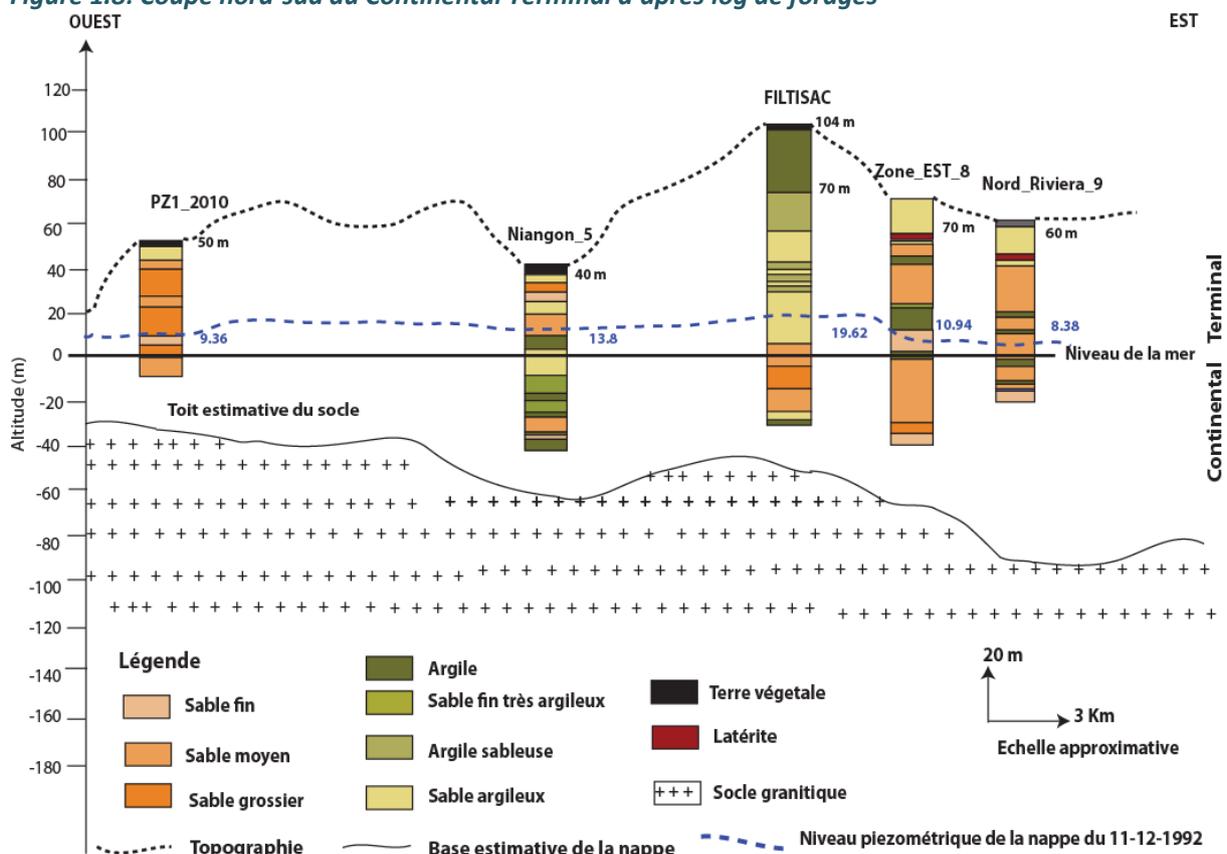


Figure 1.9: Coupe ouest-est du Continental Terminal d'après log de forages

### *1.6.3 Aquifère du Maestrichtien*

La nappe du Maestrichtien est semi-artésienne (Oga, 1998). Cette nappe dont les formations géologiques sont d'âge du Crétacé Supérieur, a une épaisseur maximale de 50 mètres et une profondeur de 200 mètres. Ses eaux se trouvent dans les bancs calcaires du Maestrichtien (Jourda, 1987). Cet aquifère est exploité par la Société de Limonaderies et de Brasseries d'Afrique (SOLIBRA) pour la commercialisation d'eau minérale appelée «Awa».

## **1.7 Conclusion partielle**

Le District d'Abidjan, situé au-dessus de l'Equateur et en bordure de l'océan atlantique, est soumis à un climat équatorial de transition avec deux saisons pluvieuses (grande et petite) et deux saisons sèches (grande et petite). Le domaine d'étude est sur le bassin sédimentaire côtier composé de trois aquifères dont le principal est le Continental Terminal, exploité pour l'approvisionnement en eau potable du District d'Abidjan. Avec une température moyenne mensuelle qui varie de 24 à 27°C, le District est bien arrosé par une pluviométrie moyenne annuelle comprise entre 1024 et 2433 mm. La forte pluviométrie et les principales formations de sables que constituent cet aquifère favorisent une recharge de cette nappe par infiltration. L'âge des différentes formations géologiques du District d'Abidjan se situe entre le Crétacé Supérieur et le Quaternaire.

## CHAPITRE II. VULNERABILITE DES EAUX SOUTERRAINES

### 2.1 Introduction

Les eaux souterraines se trouvent menacées de nos jours par diverses sources de pollution. Dans la quête de trouver des solutions à ce problème crucial de pollution des eaux souterraines à travers le monde, la notion de vulnérabilité a vu le jour (Margat, 1968). Vu la complexité des formations géologiques et la dynamique des eaux souterraines, diverses approches de la vulnérabilité des aquifères à la pollution ont été proposées.

### 2.2 Concept de vulnérabilité

#### 2.2.1 Définition

La notion de vulnérabilité des aquifères a été pour la première fois introduite par Margat qui en 1968 a représenté par cartographie, les degrés de vulnérabilité des nappes d'eaux souterraines à la pollution. Ensuite, une carte de vulnérabilité a été établie pour l'ensemble des eaux souterraines de France (Albinet et Margat, 1970). Ce concept de vulnérabilité prend en compte trois facteurs (BRGM, 1996) qui sont:

- les caractéristiques du milieu physique appelé vulnérabilité intrinsèque;
- les sources de pollution pouvant détériorer la qualité de l'eau;
- et la nature des polluants susceptibles de migrer vers la nappe.

En effet, la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution est généralement considérée comme un défaut de protection ou de défense naturelle des aquifères contre des menaces de pollution (Vernoux *et al.*, 2007).

Vrba et Zaporozec (1994) définissent la vulnérabilité comme étant "une propriété intrinsèque des systèmes aquifères qui dépend de la sensibilité qu'ont ces systèmes aux impacts humains et naturels". Ces deux auteurs ont été les premiers à distinguer la vulnérabilité intrinsèque de la vulnérabilité spécifique. La vulnérabilité intrinsèque est donc évaluée en prenant en compte les caractéristiques géologiques, hydrologiques, hydrogéologiques et les mécanismes de transfert de polluants dans les trois milieux que sont le sol, la zone non saturée et la zone saturée (Figure 2.1) dans lesquels ils évoluent, ainsi que la recharge de l'aquifère (BRGM, 1996; Schnebelen *et al.*, 2002; Voigt *et al.*, 2004). La vulnérabilité spécifique quant à elle,

tient compte en plus des propriétés intrinsèques de la zone, celles du ou des contaminant (s) ou d'un groupe de contaminants (Kimmeir, 2001; Voigt *et al.*, 2004). Comme le polluant peut évoluer dans le temps et dans l'espace, la vulnérabilité spécifique évolue d'un instant «t» à un autre «t'» alors que la vulnérabilité intrinsèque reste invariable (Schnebeln *et al.*, 2002).

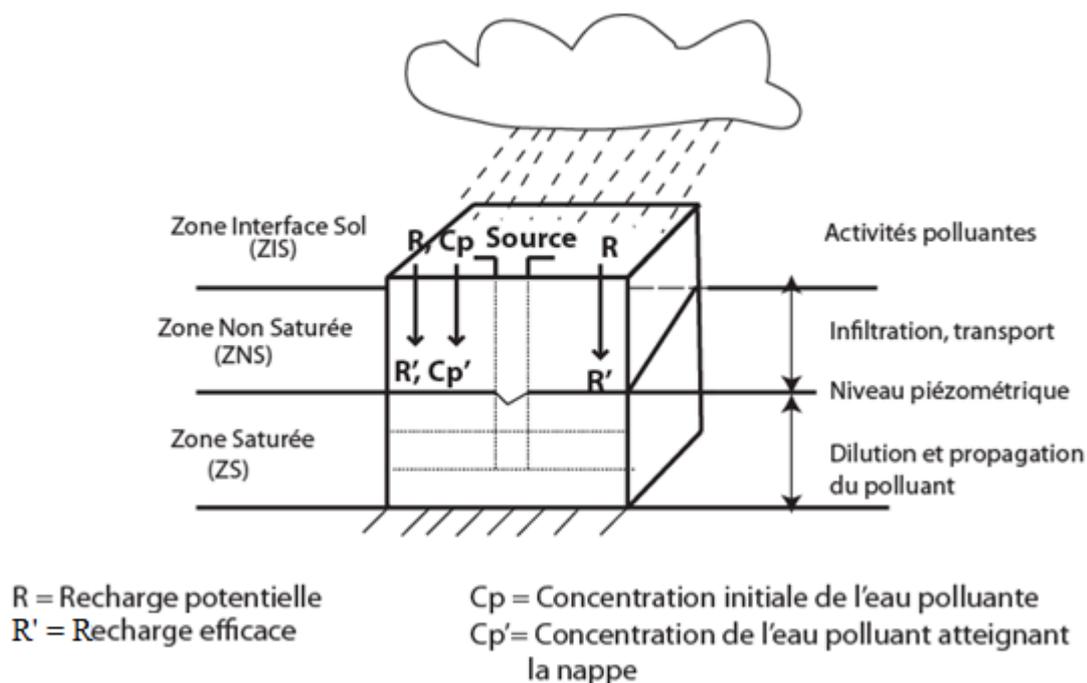


Figure 2.1: Schéma simplifié de la contamination des eaux souterraines (d'après Amharref *et al.*, 2007)

### 2.2.2 Vulnérabilité d'une nappe d'eau souterraine à la pollution

Selon Schnebeln *et al.*, (2002), la vulnérabilité d'une nappe à la pollution repose sur la relation du milieu physique avec la nappe d'eau souterraine qui procure un degré plus ou moins élevé de protection vis-à-vis des pollutions suivant les caractéristiques du milieu. Cette vulnérabilité est donc définie par l'évaluation des mécanismes de transfert du ou des polluant(s) en contact avec le milieu. D'après Banton et Bangoy (1997), la vulnérabilité à la pollution peut provenir soit de la perturbation des échanges naturels, soit de la disposition dans l'aquifère de composés polluants. Elle se définit comme étant la facilité avec laquelle la nappe peut être atteinte par une pollution (Mohamed *et al.*, 2003) et donc diffère du risque de pollution d'une nappe qui lui dépend non seulement de la vulnérabilité, mais également de l'existence d'une charge polluante au-dessus de l'aquifère (Kouamé J. 2007). En effet, un aquifère peut être très vulnérable à la pollution sans qu'il ait de risque de pollution s'il n'y a pas de contaminants. De façon analogue et en présence d'une charge exceptionnelle de

pollution, un aquifère peut avoir un fort risque de contamination malgré sa faible vulnérabilité. La vulnérabilité d'une nappe à la pollution dépend essentiellement du type et de la formation de l'aquifère ainsi que du mode de circulation de l'eau dans celui-ci sans ignorer les caractéristiques du ou des polluants. Elle est selon Mohamed *et al.*, (2003), une notion relative qui dépend de la quantité, la qualité, la fiabilité ainsi que de la nature des données utilisées pour sa détermination. Elle est non mesurable et sans unité mais représente un outil d'aide à la décision pour la protection des eaux souterraines. La vulnérabilité d'une nappe est donc évaluée ou estimée par plusieurs méthodes dont GOD "Groundwater occurrence, Overall lithology of aquifer, Depth of groundwater"; DRASTIC "Depth of groundwater (D), net Recharge (R), Aquifer media (A), Soil media (S), Topography (T), Impact of the vadose zone media (I) et the hydraulic conductivity of the aquifer (C)" et ECPSI (Evaluation par Codification des Paramètres Spécifiques et Intrinsèques). La méthode GOD tient compte du type d'aquifère (G), de l'impact de la zone non-saturée (O) et la de la profondeur de la nappe (D) (Murat *et al.*, 2003). DRASTIC, méthode standardisée d'évaluation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines indépendamment du type de polluant, prend en compte la majeure partie des facteurs hydrogéologiques qui affectent et contrôlent l'écoulement des eaux souterraines (Mohamed, 2001). Ces facteurs hydrogéologiques au nombre de sept sont la profondeur de l'eau (D), la recharge efficace (R), les matériaux de l'aquifère (A), le type de sol (S), la topographie ou la pente (T), l'impact de la zone vadose (I) et la perméabilité ou la conductivité hydraulique de l'aquifère (C) (Bézélgues *et al.*, 2002). L'ECPSI, est une méthode de synthèse, développée à Abidjan en Côte d'Ivoire par Jourda *et al.*, (2003) et utilisée par Kouamé (2003). Elle prend en compte des paramètres externes comme la pluviométrie, la densité de population et le taux de raccordés au réseau d'assainissement puis des paramètres intrinsèques de l'aquifère, l'épaisseur de la zone non saturée, la pente et la capacité d'infiltration (Kouamé J., 2007).

## **2.3 Pollution des eaux souterraines**

### ***2.3.1 Processus de pollution des eaux souterraines***

La pollution des eaux souterraines représente un problème environnemental majeur tant dans les pays développés que ceux en développement (Martinelli, 1999). La pollution de l'eau en générale se définit comme étant la dégradation ou l'altération de l'eau qui rend son utilisation

dangereuse pour la santé humaine, animale ou végétale. A cet effet, plusieurs études relatives à la pollution des eaux souterraines sont menées à travers le monde dans le but de proposer des solutions aux gouvernants et d'apporter de nouveaux outils de gestion des eaux souterraines (Lahcen, 1993; Guyonnet, 1998; Kimmeier, 2001; Khattabi *et al.*, 2002; Storey *et al.*, 2003; Kouamé J., 2007; Reyes *et al.*, 2008; Faten *et al.*, 2008; Boukhoubza *et al.*, 2008; Bouhlassa *et al.*, 2008; Huysmans *et al.*, 2009; Boubakar, 2010; Ducommun, 2010; Koita, 2010; Litaor *et al.*, 2010; MacDonald *et al.*, 2011). De façon spécifique, certaines de ces études ont montré la contamination des eaux souterraines par les pesticides, les nitrates, les nitrites, le BTEX (Benzène Toluène, Ethylbenzène et Xylènes), le perchloroéthylène (PCE) et les métaux lourds tels que l'arsenic et le cadmium. D'autres sont relatives à la modélisation numérique du transfert des contaminants de sources diffuses dans le sous-sol.

D'après Saracino et Phipps (2002), les contaminants peuvent entrer dans l'aquifère par plusieurs moyens dont :

- l'infiltration des eaux de surface à travers le sol, les sédiments et les roches;
- l'écoulement direct des eaux de surface dans le cas des terrains fracturés ou karstiques
- l'écoulement direct par des puits mal construits qui deviennent des conduits de contamination;
- la contamination croisée en-dessous de la surface du sol par les autres nappes par l'intermédiaire du boîtier de puits mal construits.

Une fois que les polluants atteignent les eaux souterraines, ils se divisent en trois groupes selon leur comportement et leur solubilité (Brassington, 2007):

1. les polluants solubles très mobiles sont entraînés par les eaux d'infiltration;
2. les contaminants non-solubles dans l'eau;
3. et les polluants faiblement solubles dans l'eau.

Les deux derniers groupes sont appelés les NAPLs « Non-Aqueous Phase Liquids » en anglais. Quand la densité d'un NAPLs est inférieure à celle de l'eau, il est nommé LNAPLs (Light Non-Aqueous Phase Liquids); dans le cas contraire il est appelé DNAPLs (Dense Non-Aqueous Phase Liquids). Les LNAPLs étant légers, ils se déplacent avec l'eau souterraine alors les DNAPLs plus lourds vont s'accumuler au mur de l'aquifère ou dans les parties de l'aquifère à faible perméabilité (Domenico et Schwarz, 1998, Fitts, 2013, Hiscock

et Bense, 2014). La figure 2.2 montre quatre cas schématiques représentant le comportement des DNAPLs dans le sous-sol.

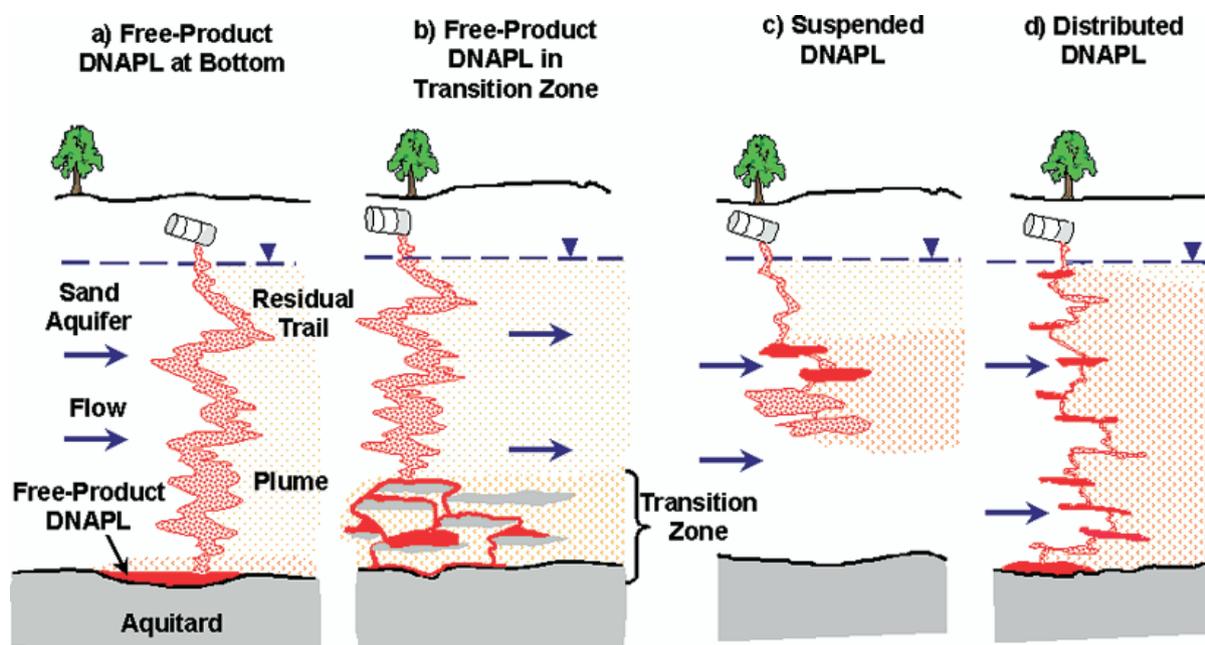


Figure 2.2: Représentation schématique des DNAPLs (tiré de Parker et al., 2003): a) DNAPs au fond d'un aquifère homogène de sable formant un lac; b) le DNAPs traverse un aquifère homogène de sable et s'accule dans une zone transitoire; c) le DNAPs forme des couches couches résiduelles et les produits libres en suspension dans l'aquifère de sable et d)le DNAPLs forme de multiples couches dans toutes l'épaisseur de l'aquifère

Nous aborderons dans les lignes suivantes les types de pollutions, leurs sources ainsi que les différents polluants des eaux souterraines.

### 2.3.2 Pollutions naturelles

Les eaux souterraines contiennent en général quelques impuretés provenant de la nature du matériel géologique par lequel ces eaux se déplacent ainsi que lors de l'infiltration des eaux de surface et de pluie (Castany, 1982). Ces impuretés originelles, appelées communément «bruit de fond », constituent une pollution naturelle lorsque les concentrations élevées sont observées. Parmi ces pollutions naturelles, qui représentent un risque important de contamination des eaux souterraines se trouvent l'intrusion saline, l'Arsenic au Bangladesh et le benzène (INERIS, 2006; Gilli *et al.*, 2012; Stensvold, 2012). En effet, l'arsenic est un élément métalloïde ayant à la fois des propriétés métallique et non métallique naturellement présent dans le sol, l'eau, l'air et les animaux. Sa présence dans l'environnement provient essentiellement de l'érosion du matériau du contenant (Tamaki et Frankenberger, 1989), et de

l'oxydation de sulfures tels que arsénopyrite (FeAsS) qui le libère dans la nature (Bhattacharya *et al.*, 2004). Cependant l'Arsenic peut être mobilisé chimiquement et migré dans les eaux souterraines à partir de décharges et d'autres sites, où les contaminants, tels que les composés organiques volatils et les produits pétroliers sont présents (Saracino et Phipps, 2002). La présence du benzène dans l'environnement provient des feux de forêts et des activités volcaniques (INERIS, 2006).

A l'instar des pollutions naturelles, il y a les pollutions induites par l'homme appelées pollutions anthropiques.

### ***2.3.3 Pollutions anthropiques***

Trois principales sources de pollutions anthropiques se distinguent: les sources localisées ou ponctuelles, les sources diffuses et les sources linéaires (Banton et Bangoy, 1997; Mohamed *et al.*, 2003; Sinan *et al.*, 1995).

#### ***Pollution de sources localisées ou ponctuelles***

Les sources localisées proviennent d'un point unique et identifiable. Il s'agit principalement des effluents des usines, des dépôts incontrôlés de déchets toxiques, des décharges, des étales, des stations-service, des fuites et trop-pleins des réseaux d'égouts (Hassan *et al.*, 1995), des fosses septiques et des garages automobiles non conventionnels dans les pays en développement. Selon les estimations de l'UNESCO in Assouline et Assouline (2012), 70% des effluents industriels dans les pays en développement sont déversés dans la nature sans aucun traitement. Ainsi ces eaux polluées au contact du sol, peuvent avec le temps atteindre les nappes par infiltration et ou par percolation.

#### ***Pollution de sources diffuses***

Les sources diffuses de pollution sont les pollutions les plus néfastes et répandues de nos jours car leur effet est d'une part de longue durée et d'autre part difficile à contrôler et à éliminer. Ces sources diffuses sont essentiellement les pesticides et fertilisants des zones cultivées, l'infiltration des eaux de surfaces polluées (Love *et al.*, 2006).

#### ***Pollution de sources linéaires***

Les sources de contamination linéaires sont réparties le long des tronçons des réseaux de drainage agricole et de pipeline et également des réseaux d'eau usée (Mohamed *et al.*, 2003).

Les polluants provenant de ces sources sont de différents types. Nous avons les polluants physiques, organiques, biologiques et chimiques.

### *Polluants physiques*

Les polluants physiques sont la chaleur, les matières solides en suspension et les produits radioactifs. L'effet de la température de l'eau sur la santé humaine est indirect puisqu'elle influe indirectement sur la turbidité et la couleur de l'eau. Il semble que son augmentation accroît la prolifération de certains micro-organismes (Castany, 1982). Les produits radioactifs sont les plus dangereux des polluants physiques, car ils peuvent causer le cancer chez l'homme. Plusieurs études telles que celles de Vintro *et al.*, (2009) ont révélé la présence de l'Uranium ( $^{238}\text{U}$ ), l'Américium ( $^{241}\text{Am}$ ), et le Plutonium ( $^{239,240}\text{Pu}$ ) dans les eaux de puits sur le site d'essai nucléaires de Semipalatinsk au Kazakhstan bien que la nappe phréatique alimentant ces puits ne semble pas être contaminée par la radioactivité. Nous pouvons également citer le cas du site de Hanford où de faibles concentrations de Plutonium ( $^{240}\text{Pu}$ ) ont été trouvées dans les eaux souterraines (Dai *et al.*, 2004) ainsi que la fuite du Plutonium ( $^{239,240}\text{Pu}$ ) dans les eaux souterraines peu profondes à Maišiagala en Lituanie (Guedlis *et al.*, 2010).

### *Polluants biologiques*

Les bactéries et les virus constituent l'essentiel des contaminants biologiques. La principale cause de contamination biologique des eaux souterraines est la fuite des eaux usées domestiques et aussi les déchets de bétail (WHO, 2003; Hiscock et Bense, 2014). Les facteurs comme la texture du sol, l'écoulement souterrain, le pH et la présence de cations tels que  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  peuvent affecter l'adsorption et le transport de ces micro-organismes dans l'environnement souterrain (Schijven et Hassanisadeh, 2000). La consommation de l'eau contaminée par ces micro-organismes entraînent des maladies comme la fièvre typhoïde, le choléra, la poliomyélite et l'hépatite (Domenico et Schwartz, 1998).

### *Polluants chimiques*

Les polluants chimiques des eaux souterraines sont nombreuses et de diverses formes. Ce sont des substances sous forme minérale ou organique. Les principaux sont les micropolluants, les sels minéraux dissous et les hydrocarbures.

### ***Micropolluants***

Les micropolluants sont des substances d'origines humaines retrouvées dans l'environnement en faibles concentrations. Malgré ces faibles quantités, ils peuvent entraîner des effets nocifs pour les organismes vivants (Castany, 1982; Chèvre et Erkman, 2011). Nous pouvons citer dans ce groupe les métaux lourds, les pesticides, les herbicides et les détergents. Les métaux lourds tels que le Plomb, le Cadmium, le Zinc, l'Arsenic, le Mercure, le Cobalt, le Chrome ont une tendance à s'accumuler dans l'organisme. Ils peuvent provoquer notamment le cancer (As, Cr), le saturnisme, des crises d'épilepsie, des troubles psychiques (Pb); des altérations osseuses (Cd); des troubles digestifs (Zn); l'urémie, des douleurs abdominales, des vomissements, les troubles de la sensibilité de la coordination, l'altération de la vue et de la parole, des malformations chez les nouveaux nés (Hg); la pneumonie (Co) (Castany, 1982; Chassard-Bouchaud, 1995; Martinelli, 1999; Pichard *et al.*; 2003 d; Chèvre et Erkman, 2011). Une exposition prolongée aux pesticides peut provoquer des effets de santé aigues chez l'humain à savoir le cancer, la leucémie, les lymphomes et les sarcomes des tissus mous du cerveau, des malformations congénitales, des problèmes d'infertilité et neurologiques ou encore l'affaiblissement du système immunitaire dioxines, la maladie de Parkinson, la maladie d'Alzheimer, la sclérose en plaques, le diabète, le vieillissement, les maladies rénales cardiovasculaire et chronique (Bolognesi et Merlo, 2011; Moatafalou et Abdollahi, 2013). Aussi faut-il ajouter à ces micropolluants, les produits pharmaceutiques qui d'après Chèvre et Surkman (2011) foisonnent l'environnement et pourraient sous l'effet de l'infiltration atteindre les eaux souterraines.

### ***Sels minéraux dissous***

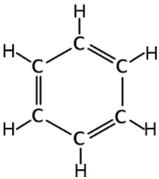
Les sels minéraux dissous les plus nocifs sont les composés azotés tels que les nitrates, les Nitrites et l'ammonium. L'ion nitrate est très mobile dans l'eau et de ce fait facilement transportable dans les eaux souterraines peu profondes (Pennington et Cech, 2010). Il provient essentiellement des fertilisants des agriculteurs et de l'épandage de fumier (Addiscott *et al.*, 1991) et de la mauvaise gestion des décharges dans les pays en développement (Adelana, 2006). Mais le nitrate dans les eaux souterraines peut aussi provenir exceptionnellement de l'oxydation des ions ammonium contenus dans les minéraux de certaines roches (Tredoux et Talma, 2006). Leur effet sur la santé humaine est la dégradation de l'hémoglobine dans le sang chez les vertébrés appelée la méthémoglobinémie

(Castany, 1982; Tredoux et Talma, 2006). Les sulfates et les chlorures étant des composantes naturelles de l'eau souterraine, peuvent devenir toxiques pour l'homme à de fortes doses (INERIS, 2006) et cela dépend évidemment du type de chlorures et de sulfates.

### ***Hydrocarbures***

Un hydrocarbure est un composé organique constitué exclusivement d'atomes de carbone (C) et d'hydrogène (H) avec pour formule brute  $C_nH_m$ , n et m étant des entiers naturels. Les hydrocarbures sont classés d'après la forme de la chaîne carbonée (cycliques ou acycliques) et le degré de saturation des atomes de carbone (saturés ou insaturés). Etant peu solubles dans l'eau, les hydrocarbures sont parfois dégradés par les bactéries et les champignons (Martinelli, 1999). Par leur pouvoir de dilution, ces produits sont nuisibles même à de très faibles doses et donnent un mauvais goût à l'eau et sont parfois toxiques et cancérigènes (INERIS, 2006). Les hydrocarbures tels que les produits pétroliers constituent l'un des plus importants contaminants des eaux souterraines (Domineco et Schwarz, 1997; Fitts, 2013) vue la grande utilisation de ces produits dans le monde comme combustible de moteurs. Parmi ces produits pétroliers, nous pouvons citer le benzène, l'un des composants de l'essence. En effet, le benzène est un hydrocarbure aromatique, de formule chimique  $C_6H_6$ , liquide, transparent, volatil, inflammable et incolore à la température ambiante, légèrement soluble dans l'eau (IARC, 2012). Le tableau 2.1 présente quelques valeurs moyennes des propriétés du benzène entre 20 et 25 °C. Il est produit principalement par l'industrie pétrochimique (INERIS, 2006) et sa présence dans l'environnement provient des déversements accidentels ou non, des fuites de réservoirs de stockage souterrains et de lixiviats de sites d'élimination de déchets contaminés (Banton et Bangoy, 1997; Negraia, 2010). Etant mobile dans le sol, le benzène est transporté dans les eaux souterraines par lixiviation (Saada *et al.*, 2005; INERIS, 2006). Il peut également être entraîné dans les aquifères par le biais des minerais pétrolifères (Negraia, 2010).

**Tableau 2.1: Quelques caractéristiques du benzène (Fitts, 2013)**

Formule Benzène (C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> )	Densité (g/cm <sup>3</sup> )	Solubilité aqueuse (mg/L)	MCL (mg/L)	Log(K <sub>ow</sub> )	K <sub>H</sub> (M/atm)	Pression de vapeur (mm H <sub>g</sub> )
	0,88	1750	0,005	2,1	0,18	76

MCL= Concentration maximale admissible dans les eaux d’approvisionnement public au Etats Unis  
 K<sub>ow</sub> = Coefficient de partage octanol-eau, K<sub>H</sub> = Constante d’Henry

Une fois qu’ils atteignent la nappe, les hydrocarbures légers comme le benzène, LNAPLs, flottent au-dessus de celle-ci et quatre comportements peuvent se produire (Banton et Bangoy 1997):

- le premier comportement concerne une partie du LNAPLs transportée par l’eau souterraine lors de son écoulement et qui constitue la phase libre,
- le second est relatif à la partie adsorbée par le matériau de l’aquifère et ou biodégradé, la phase adsorbée et ou biodégradée,
- une autre partie pourra se volatiliser dans la zone non saturée, la phase gazeuse,
- la dernière partie va se dissoudre dans l’eau, la phase dissoute.

La figure 2.3 illustre mieux les processus qui ont lieu lorsque les LNAPLs sont libérés dans l’environnement.

C’est donc la phase dissoute qui formera le panache de contamination et pourra migrer et se répandre dans l’aquifère (Banton et Bangoy, 1997). Selon le Centre International de Recherche sur le Cancer (IARC, 2012), le benzène est classé comme étant une substance cancérigène de type 1 pour les humains, donc toxique.

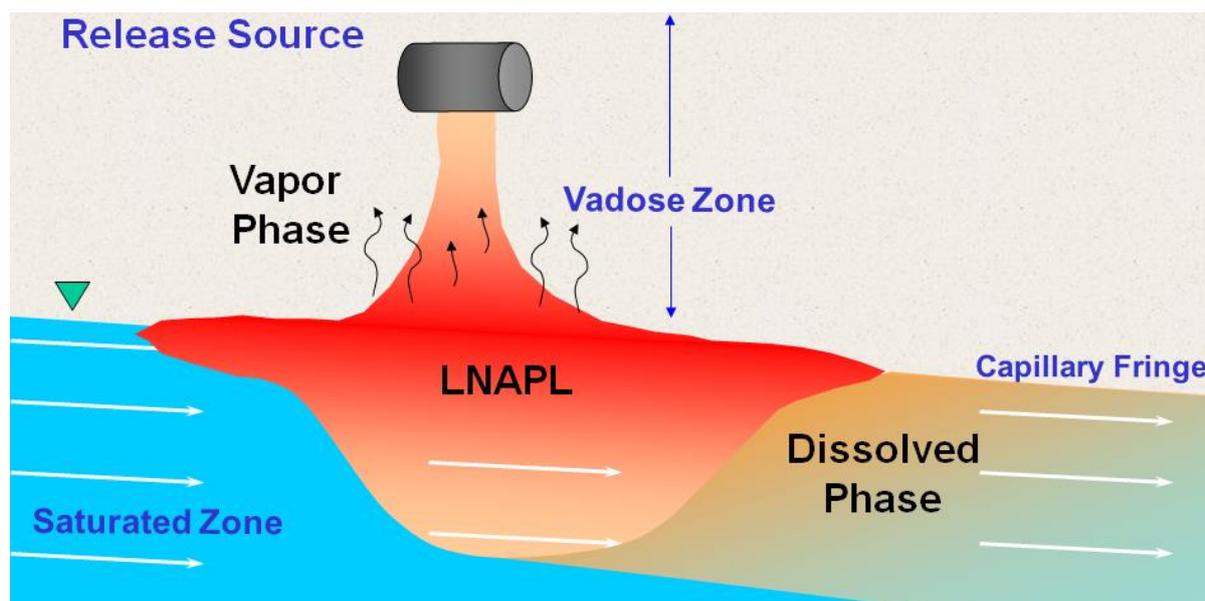


Figure 2.3: Devenir des LNAPLs libérés dans l'environnement (d'après ITRC, 2009)

## 2.4 Conclusion partielle

Pour estimer la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution devenue un problème majeur à l'échelle mondiale, plusieurs approches ont été proposées. Elles distinguent la vulnérabilité intrinsèque de la vulnérabilité spécifique. Car la première est liée aux aspects géologiques et hydrogéologiques de l'unité spatiale étudiée alors que la seconde quant à elle, prend en compte en plus des propriétés intrinsèques de l'unité spatiale, les propriétés physique et chimiques du ou des polluants. La vulnérabilité des aquifères à la pollution étant non mesurable, elle est évaluée par différentes méthodes telles que DRASTIC, GOD, ECPSI dans le but d'établir des cartes qui représentent des outils d'aide de décision dans la gestion durable des aquifères. En effet, les eaux souterraines peuvent être polluées naturellement par des contaminants tels que l'intrusion marine, la présence de certains éléments notamment l'arsenic mais surtout par les polluants comme les composés azotés, les chlorures, les métaux lourds, les bactéries, les virus, les produits radioactifs et le benzène issus des activités humaines. Ces polluants naturels ou anthropiques ont tous un effet néfaste sur la santé humaine.



## CHAPITRE III. ECOULEMENT SOUTERRAIN ET TRANSPORT DE POLLUANTS EN MILIEU POREUX

### 3.1 Ecoulements souterrains en milieu poreux

Un milieu poreux est un domaine continu, cohésif ou non qui présente intérieurement une fraction de volume de vide accessible à un fluide (Alaoui, 2007). Il est composé de la zone saturée en eau constituant la nappe d'eau et de la zone non saturée représentant la partie supérieure de la nappe. Les termes introduits dans cette partie sont relatifs aux propriétés des milieux poreux et différents mécanismes de l'écoulement souterrain et du transport de masse.

#### 3.1.1 Quelques propriétés des milieux poreux

##### *Porosité*

Notre étude s'intéresse principalement à l'aquifère poreux du Continental Terminal dont les formations géologiques ont été décrites dans le chapitre 1. Les milieux poreux se composent de matériaux solides et des vides. Ces vides appelés pores, sont soit occupés par l'eau, soit par l'air ou autres fluides tels hydrocarbures naturels. Le rapport entre le volume des vides et le volume total d'un milieu poreux donné désigne la porosité (Equation 3.1). Elle s'exprime par un nombre positif entre 0 et 1 et est adimensionnelle.

$$n = \frac{V_p}{V_T} \quad (3.1)$$

$n$  [-]: Porosité totale

$V_p$  [L<sup>3</sup>]: Volume des pores

$V_T$  [L<sup>3</sup>]: Volume total de milieu

La porosité d'un sol ou d'une roche joue un rôle essentiel dans les écoulements souterrains. La taille des pores et la connectivité entre eux ont un intérêt important du point de vue hydrogéologique (Castany, 1982). En réalité, les eaux occupant le volume des vides peuvent être connectés et mobiles ( $V_e$ ) (Castany, 1982) ou non. Le rapport de ce volume sur le volume total du milieu exprime la porosité efficace (Equation 3.2).

$$n_e = \frac{V_e}{V_T} \quad (3.2)$$

Avec:

$n_e$  [-]: Porosité efficace

$V_e$  [L<sup>3</sup>]: Volume des vides partiellement occupés par un fluide mobile

### ***Coefficient d'emménagement***

Le coefficient d'emménagement  $S$  (Equation 3.3), désigne le rapport du volume d'eau libéré par unité de surface, sous une charge hydraulique unitaire (Gilli *et al.*, 2012). Dans une nappe captive, le coefficient d'emménagement est le produit du coefficient d'emménagement spécifique  $S_s$  et de l'épaisseur ( $e$ ) de l'aquifère.

$$S = S_s e \quad (3.3)$$

Où:

$S$  [-]: Coefficient d'emménagement

$e$  [L]: Epaisseur de l'aquifère

$S_s$  [L<sup>-1</sup>]: Coefficient d'emménagement spécifique

Le coefficient d'emménagement spécifique désigne le volume d'eau par unité de volume d'aquifère que l'on obtient sous une baisse de pression d'une unité (Brassington, 2007). Il détermine la fonction capacitive d'un réservoir et exprime, la capacité de vidange des pores du matériau et donc la porosité effective. Dans une nappe libre comme celle d'Abidjan, le coefficient d'emménagement  $S$  égal au coefficient d'emménagement phréatique, noté  $S_y$  (Fitts, 2013). Il représente une unité de volume d'eau drainée dans un aquifère poreux sous l'effet de la gravité en réponse à la baisse d'une unité de charge hydraulique (Anderson et Woessner; 1992; Brassington, 2007; Sen 2015). Le tableau 3.1 montre quelques valeurs du coefficient d'emménagement d'une nappe libre.

**Tableau 3.1: Plage de valeurs du coefficient d'emménagement dans les aquifères libres d'après Anderson et Woessner (1992)**

<b>Matériaux sédimentaires</b>	<b>Valeur de <math>S_y</math></b>	<b>Moyenne Arithmétique</b>
<b>Grès fins</b>	0,02-0,40	0,21
<b>Grès moyen</b>	0,12-0,41	0,27
<b>Siltite (microgrès)</b>	0,01-0,33	0,12
<b>Sable fin</b>	0,01-0,46	0,33
<b>Sable moyen</b>	0,16-0,46	0,32
<b>Sable grossier</b>	0,18-0,43	0,30
<b>Gravier fin</b>	0,13-0,40	0,28
<b>Gravier moyen</b>	0,17-0,44	0,24
<b>Gravier grossier</b>	0,13-0,25	0,21
<b>Limon</b>	0,01-0,39	0,20
<b>Argile</b>	0,01-0,18	0,06
<b>Calcaire</b>	0,00-0,36	0,14

***Perméabilité intrinsèque et conductivité hydraulique***

La conductivité hydraulique d'un aquifère se définit comme étant sa capacité à se laisser traverser par l'eau sous l'effet d'un gradient hydraulique (Castany, 1982). Elle est une fonction des propriétés à la fois du milieu poreux et du fluide qui le traverse. Cette grandeur hydrodynamique dépend donc des propriétés de l'aquifère, de sa densité et de la viscosité de l'eau (Brassington, 2007; Hiscock et Bense, 2014). L'équation (3.4) décrit cette relation:

$$K = \frac{k \rho g}{\mu} \tag{3.4}$$

Où

- K [L.T<sup>-1</sup>): Conductivité hydraulique
- μ [M.L<sup>-1</sup>.T<sup>-1</sup>): Viscosité dynamique
- ρ [M.L<sup>-3</sup>): Masse volumique du fluide
- g [L.T<sup>-2</sup>): Accélération de la pesanteur
- k [L<sup>2</sup>): Perméabilité intrinsèque

Selon Hazen (1911) *in* Terzaghi *et al.*, (1996), la conductivité hydraulique pour les sols sableux, peut être estimée par le produit d'une constante  $C_f$  et du diamètre efficace  $d_{10}$  que montre l'équation suivante:

$$K = C_f(d_{10})^2 \quad (3.5)$$

Avec

$C_f$  [ $L^{-1} \cdot T^{-1}$ ]: Constante appelée facteur de forme

$K$  [ $L \cdot T^{-1}$ ]: Conductivité hydraulique

$d_{10}$  [L]: Diamètre efficace (mm)

La conductivité hydraulique est donc fonction de la taille et de la forme des ouvertures de pores à travers lesquels les fluides se déplacent. Le diamètre efficace exprimant d'après (Poehls et Smith, 2009), la taille retenue à 90% dans une analyse granulométrique. C'est conventionnellement le diamètre moyen représentatif des grains de l'échantillon. Le tableau 3.2 présente quelques valeurs du facteur de forme lorsque la conductivité hydraulique est exprimée en m/j et le diamètre efficace  $d_{10}$  en mm.

**Tableau 3.2: Valeurs de  $C$  ( $mm^{-1} \cdot s^{-1}$ ) pour les sables (Brassington, 2007)**

Forme des grains de sable	Valeurs de $C$
Sables très fins, mal classés	350 – 700
Sables fins	350 – 700
Sables moyens, bien classés	700 – 1000
Sables grossiers, mal classés	700 – 1000
Sables grossiers propres, bien classés	1000 – 1300

La perméabilité intrinsèque quant à elle représente la propriété d'un corps poreux à se laisser traverser par les fluides. Cette caractéristique du milieu poreux est liée à la forme des grains et à la porosité efficace. Donc, elle ne dépend que de la structure et de la connectivité des pores et non des caractéristiques du fluide qui se déplacent dans les pores (Banton et Bangoy, 1997; Gili *et al.*, 2012). L'équation (3.6) exprime la perméabilité intrinsèque d'après Domenico et Schwartz (1998):

$$k = (6,54 * 10^{-4})d_{10}^2 \quad (3.6)$$

$d_{10}$  [L]: Diamètre efficace (mm)

$k [L^2]$ : Perméabilité intrinsèque

Le tableau 3.3 exprime quelques valeurs de porosité des sédiments, diamètre efficace et de conductivité hydraulique

**Tableau 3.3: Quelques caractéristiques des sols selon l’U.S. Geological Survey in Castany (1982)**

Types de sédiments	$d_{10}$ (mm)	$n$ (%)	$n_e$ (%)	$K$ (m/s)
Gravier moyen	2,5	45	40	$3.10^{-1}$
Sable grossiers	0,250	38	34	$2.10^{-3}$
Sable moyen	0,125	40	30	$6.10^{-4}$
Sable fin	0,09	40	28	$7.10^{-4}$
Sable très fin	0,045	40	24	$2.10^{-5}$
Sable silteux	0,005	32	5	$1.10^{-9}$
Silt	0,003	36	3	$3.10^{-8}$
Silt argileux	0,001	38	-	$1.10^{-9}$
Argile	0,0002	47	-	$5.10^{-10}$

### Transmissivité

La transmissivité  $T$  est le produit de la perméabilité par l’épaisseur de la nappe. C’est le débit d’un niveau sur toute son épaisseur, par unité de largeur sous un gradient hydraulique unitaire.

$$T = K e \tag{3.7}$$

Où

- $T [L^2.T^{-1}]$ : Transmissivité
- $e [L]$ : Epaisseur de l’aquifère
- $K [L.T^{-1}]$ : Conductivité hydraulique

$e$  représente l’épaisseur de l’aquifère confiné ou l’épaisseur de la zone saturée d’un aquifère libre.

### 3.1.2 Loi de Darcy

Henry Darcy, Ingénieur français a établi expérimentalement au laboratoire en 1856 à Dijon, une loi empirique déduisant la nature de l’écoulement dans un milieu poreux saturé (Domenico et Schwartz, 1998; Sen, 2015 et Yeh *et al.*, 2015). Cette loi, appelée loi de Darcy, stipule que le volume total de l’eau passant à travers une section  $A$  perpendiculaire à

l'écoulement par unité de longueur, est fonction de la conductivité hydraulique, de la section et de la différence de charges hydrauliques entre la distance par unité de longueur (Equation 3.8).

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \quad (3.8)$$

Avec

$Q [L^3.T^{-1}]$ :	Débit
$A [L^2]$ :	Section
$K [L.T^{-1}]$ :	Conductivité hydraulique
$h [L]$ :	Charge hydraulique
$dh [L]$ :	Variation de la charge hydraulique
$dl [L]$ :	Distance parcourue par le fluide

La loi de Darcy peut aussi s'écrire comme l'équation suivante:

$$\frac{Q}{A} = -K \frac{dh}{dl} = q \quad (3.9)$$

Où

$q [L.T^{-1}]$ :	Flux hydraulique
------------------	------------------

Le flux hydraulique exprime le volume de l'eau qui passe à travers la section A par une unité de temps et de surface. La fraction  $dh/dl$  exprime le gradient hydraulique  $i$ , qui induit une différence d'énergie potentielle pouvant mettre en mouvement l'eau. Ce flux hydraulique (Equation 3.10) appelé aussi «vitesse de Darcy», est du point de vue macroscopique la vitesse moyenne d'infiltration (Hiscock, 2005; Brassington, 2007):

$$q = V = -Ki = \frac{Q}{A} \quad (3.10)$$

Où

$i [-]$ :	Gradient hydraulique
$V [L.T^{-1}]$ :	Vitesse de Darcy

En fait, la vitesse moyenne d'infiltration est plus faible que cette vitesse apparente de Darcy ( $V$ ) car elle tient compte de la porosité efficace  $n_e$  du milieu. L'équation de la vitesse moyenne effective est:

$$V_e = \frac{Q}{n_e A} = -\frac{Ki}{n_e} \quad (3.11)$$

En effet, la loi de Darcy peut se transposer à une nappe et ainsi régir l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux. Elle permet donc d'établir la relation entre le flux et la charge hydraulique. Si le matériau traversé par l'eau est isotrope c'est-à-dire que la conductivité hydraulique  $K$  est la même dans toutes les trois directions conventionnelles de l'espace, la loi de Darcy est l'équation (3.9). Dans le cas contraire, dans un matériau anisotrope, cette loi s'écrit comme suit (Domenico et Schwartz, 1998; Anderson *et al.*, 2015):

$$q_x = -K_x \frac{dh}{dx} \quad (3.12a)$$

$$q_y = -K_y \frac{dh}{dy} \quad (3.12b)$$

$$q_z = -K_z \frac{dh}{dz} \quad (3.12c)$$

En supposant que les directions  $x$ ,  $y$  et  $z$  forment des bords d'un petit cube à travers lequel l'eau s'écoule, les différents flux ( $q_x$ ,  $q_y$ ,  $q_z$ ) ne vont plus dépendre uniquement de leurs axes respectifs mais des deux autres axes selon le plan normal à  $x$ ,  $y$  et  $z$ . Ainsi les équations (3.12a-c) deviennent:

$$q_x = -K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} - K_{xy} \frac{\partial h}{\partial y} - K_{xz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad (3.13a)$$

$$q_y = -K_{yx} \frac{\partial h}{\partial x} - K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} - K_{yz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad (3.13b)$$

$$q_z = -K_{zx} \frac{\partial h}{\partial x} - K_{zy} \frac{\partial h}{\partial y} - K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \quad (3.13c)$$

Dans cette forme de la conductivité hydraulique à neuf composantes, le tenseur de la conductivité hydraulique s'écrit comme suit (Domenico et Schwartz, 1998):

$$\bar{K} = \begin{bmatrix} K_{xx} & K_{xy} & K_{xz} \\ K_{yx} & K_{yy} & K_{yz} \\ K_{zx} & K_{zy} & K_{zz} \end{bmatrix} \quad (3.14)$$

Quand les axes  $x$ ,  $y$ , et  $z$  du système de coordonnées coïncident avec les principaux axes de  $K$ , le tenseur  $K$  a seulement 3 termes non nuls qui sont  $K_{xx}$ ,  $K_{yy}$  et  $K_{zz}$ . Ainsi, le tenseur  $K$  prend la forme suivante:

$$\bar{K} = \begin{bmatrix} K_{xx} & 0 & 0 \\ 0 & K_{yy} & 0 \\ 0 & 0 & K_{zz} \end{bmatrix} \quad (3.15)$$

En réalité, la charge hydraulique  $h$  en un point donnée est égale à la somme de la charge de pression (potentiel de succion,  $\psi$ ), de la charge de vitesse et de la charge de position exprimée par l'équation (3.16) (Yeh *et al.*, 2015):

$$h = \frac{P}{\rho_w g} + \frac{v^2}{2g} + z \quad (3.16)$$

Où

$h$ [L]:	Charge hydraulique
$P$ [M.LT <sup>-2</sup> ]:	Pression hydraulique
$\rho_w$ [M.L <sup>-3</sup> ]:	Masse volumique du fluide (eau)
$g$ [L.T <sup>-2</sup> ]:	Accélération de la pesanteur
$v$ [L.T <sup>-1</sup> ]:	Vitesse de l'écoulement souterrain
$z$ [L]:	Altitude de la molécule d'eau

Etant donné la lenteur de l'écoulement souterrain, le terme  $v^2/2g$  est nul, donc l'équation 3.16 devient:

$$h = \frac{P}{\rho_w g} + z = \psi + z \quad (3.17)$$

$\psi$  [L]: Potentiel de succion

### 3.1.3 Principe de continuité

En réalité les aquifères poreux sont caractérisés par une distribution irrégulière de pores aussi bien en taille qu'en forme. Cette hétérogénéité du milieu naturel le rend complexe et difficile à décrire. Le principe de la continuité vient par conséquent simplifier cette complexité de la réalité (Besnard, 2003). Ce principe stipule que, dans un volume fermé fixe, la variation de la masse de fluide contenu dans l'unité de temps est égale à la somme algébrique des flux

massiques traversant la surface du volume considéré (Banton et Bangoy, 1997). Cette théorie exprime donc le principe de la conservation de la matière. Partant de ce principe, les propriétés physiques caractéristiques du milieu poreux sont donc définies par la notion de volume élémentaire représentatif (VER) où les variables physiques décrivant le milieu, discontinu à l'échelle microscopique, sont remplacées par des fonctions continues à l'échelle macroscopique (Bear, 1972). Considérons le VER  $dx dy dz$  (Figure 3.1) dans un repère orthonormé X, Y et Z de l'espace dans lequel, circule un débit d'écoulement massique de l'eau ( $\rho q$ ) pendant un temps  $dt$ . Le bilan de l'écoulement dans le VER est égal à la somme des écoulements de sortie moins la somme des écoulements d'entrée.

Le bilan de l'écoulement suivant les trois principaux axes (Toth, 2009; Fitts, 2013 et ;Hiscock et Bense 2014) est représenté par les équations (3.18a-c à 3.20).

Sur l'axe OX

$$\left[ \left( \rho q_x + \frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} dx \right) dy dz dt \right] - [(\rho q_x) dy dz dt ] = \frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} dx dy dz dt \quad (3.18a)$$

$\rho$  [M.L<sup>-3</sup>]: Masse volumique du fluide

$q$  [L.T<sup>-1</sup>]: Débit par unité de volume prélevé dans le milieu poreux,

$\rho q$  [M.L<sup>-2</sup>.T<sup>-1</sup>]: Débit massique prélevé

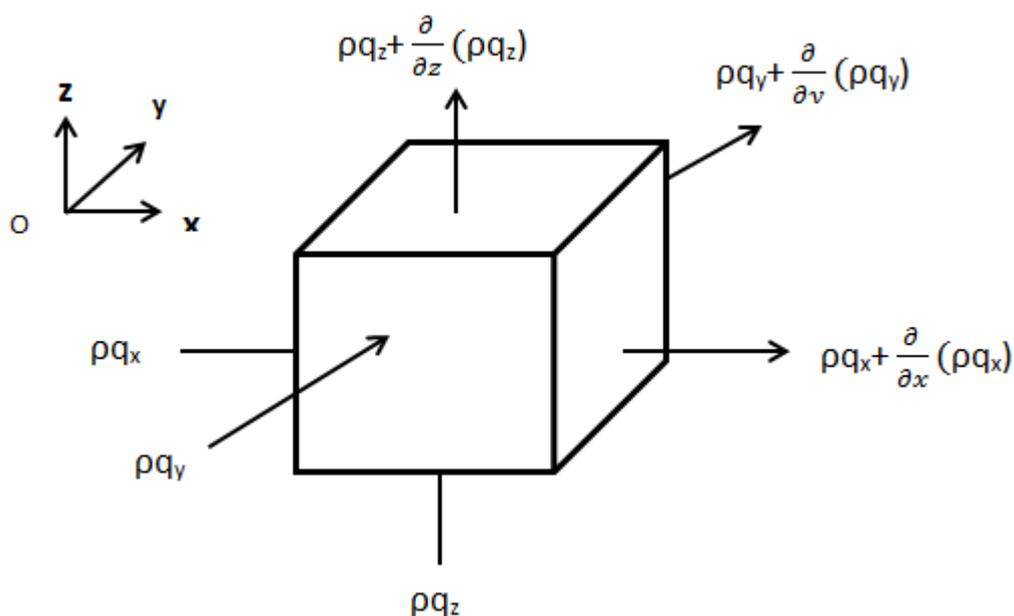


Figure 3.1: Volume Élémentaire Représentatif (VER) de l'aquifère d'après Hiscock et Bense (2014)

De même sur les axes OY et OZ nous avons respectivement les équations (3.18b) et (3.18c) qui traduisent également le bilan de masse.

$$\left[ \left( \rho q_y + \frac{\partial(\rho q_y)}{\partial y} dy \right) dx dz dt \right] - [\rho q_y dx dz dt] = \frac{\partial(\rho q_y)}{\partial y} dx dy dz dt \quad (3.18b)$$

$$\left[ \left( \rho q_z + \frac{\partial(\rho q_z)}{\partial z} dz \right) dx dy dt \right] - [\rho q_z dx dy dt] = \frac{\partial(\rho q_z)}{\partial z} dx dy dz dt \quad (3.18c)$$

La somme algébrique des trois équations selon les trois axes donne comme terme de droite:

$$\left[ \frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho q_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho q_z)}{\partial z} \right] dx dy dz dt \quad (3.19)$$

La masse d'eau contenue dans le volume élémentaire au temps t est égale à  $n\rho dx dy dz$  et après un certain temps dt devient  $(n\rho + \frac{\partial(n\rho)}{\partial t} dt) dx dy dz$ . La variation du bilan de masse au cours du temps s'écrit:

$$\left( n\rho + \frac{\partial(n\rho)}{\partial t} dt \right) dx dy dz - n\rho dx dy dz = \frac{\partial(n\rho)}{\partial t} dx dy dz dt \quad (3.20)$$

Avec:

- $\rho$  [M.L<sup>-3</sup>]: Masse volumique du fluide
- $q$  [L.T<sup>-1</sup>]: Débit par unité de volume prélevé dans le milieu poreux,
- $n$  [-]: Porosité totale

La conservation de la masse indique que, le terme (3.19) est égal au terme droit de l'équation (3.20) et leur combinaison selon Fitts (2013) donne:

$$\left[ \frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho q_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho q_z)}{\partial z} \right] dx dy dz dt = \frac{\partial(n\rho)}{\partial t} dx dy dz dt \quad (3.21)$$

Finalement, la forme générale de l'équation de la continuité est (Yeh *et al.*, 2015):

$$\left[ \frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho q_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho q_z)}{\partial z} \right] = \frac{\partial(n\rho)}{\partial t} = n \frac{\partial \rho}{\partial t} + \rho \frac{\partial n}{\partial t} \quad (3.22)$$

Mais pour un écoulement en régime permanent, le terme droit de l'équation (3.22) est nul et l'équation de continuité devient selon Hiscock (2005):

$$\left[ \frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho q_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho q_z)}{\partial z} \right] = 0 \quad (3.23)$$

En fait, l'équation de continuité est une forme assez générale du principe de conservation de masse qui implique quelques hypothèses sur la nature du fluide ou du milieu géologique (Ingebristsen *et al.*, 2006).

### 3.1.4 Equation de diffusion

Les variations de la densité de fluides ( $\rho$ ) par exemple l'eau et la porosité ( $n$ ) d'une formation géologique sont tous les deux produits par un changement dans la charge hydraulique (Hiscock, 2005). Par conséquent, le volume d'eau produit par ces variations pour une baisse d'une unité de charge représente le coefficient d'emménagement spécifique  $S_s$  et le taux de variation temporelle de stockage de masse fluide à l'intérieur du volume élémentaire est décrit selon Hiscock et Bense (2014) par l'équation suivante:

$$\frac{\partial(n\rho)}{\partial t} = \rho S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.24)$$

$S_s$ [ $L^{-1}$ ]:	Coefficient d'emménagement spécifique
$n$ [-]:	Porosité totale
$\rho$ [ $M.L^{-3}$ ]:	Masse volumique du fluide

Les équations (3.22) et (3.24) étant équivalentes, par conséquent nous pouvons écrire:

$$\frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho q_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho q_z)}{\partial z} = \rho S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.25)$$

La combinaison de la loi de Darcy (3.13) et l'équation de la continuité (3.22) donne une équation aux dérivées partielles appelée «équation de la diffusion» ou «équation de l'écoulement». Cette équation se présente sur plusieurs formes selon Hiscock (2005) en supposant que la masse volumique  $\rho$  varie peu et que les coordonnées cartésiennes  $x, y, z$  coïncident avec les principales directions du tenseur de conductivité hydraulique  $K$ :

- En milieu poreux saturé, anisotrope et en régime transitoire, l'équation (3.25) devient:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.26)$$

- En milieu poreux isotrope et homogène, l'équation (3.26) devient (3.27) en régime permanent et (3.28) en régime transitoire respectivement (Toth, 2009):

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0 \quad (3.27)$$

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{S_s}{K} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.28)$$

Sachant que

$$S = S_s e$$

S [-]: Coefficient d'emmagasinement

$S_s$  [ $L^{-1}$ ]: Coefficient d'emmagasinement spécifique

$e$  [L]: Epaisseur de l'aquifère

et que

$$T = Ke$$

T [ $L^2.T^{-1}$ ]: Transmissivité

K [ $L.T^{-1}$ ]: Conductivité hydraulique

D'après Fitts (2013), dans ce cas l'équation (3.28) s'écrit comme suit:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.29)$$

Selon Banton et Bangoy (1997) pour une nappe libre avec la recharge comme la nappe d'Abidjan, les équations (3.30) et (3.31) deviennent respectivement les équations de l'écoulement en régime transitoire et permanent en deux dimensions et en zone saturée:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{K_x}{2} \frac{\partial h^2}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{K_y}{2} \frac{\partial h^2}{\partial y} \right) + N = S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.30)$$

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{K_x}{2} \frac{\partial h^2}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{K_y}{2} \frac{\partial h^2}{\partial y} \right) + N = 0 \quad (3.31)$$

$N [L.T^{-1}]$ :	Infiltration efficace si $N > 0$ ou perte par évaporation si $N < 0$
$S_y [-]$ :	Coefficient d'emmagasinement phréatique
$h [L]$ :	Charge hydraulique

En milieu poreux isotrope et homogène, les équations (3.30) et (3.31) deviennent respectivement (3.32) et (3.33):

$$\frac{K}{2} \left[ \frac{\partial^2 h^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h^2}{\partial y^2} \right] + N = S_y \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.32)$$

$$\frac{K}{2} \left[ \frac{\partial^2 h^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h^2}{\partial y^2} \right] + N = 0 \quad (3.33)$$

### 3.1.5 Equation de l'écoulement en milieu poreux non-saturé

Dans la zone non saturée ou variablement saturée l'équation de l'écoulement est similaire à celle de la zone saturée seulement dans ce cas, il faut tenir compte de la présence de l'air qui a une incidence sur le degré de connectivité entre les pores remplis d'eau et va donc influencer la conductivité hydraulique (Hiscock et Bense, 2014). Ainsi, les variations de la teneur en eau se produisent en plus de l'expansion de l'eau interstitielle et de la compression de la matrice. Ces variations de la teneur en eau engendrent des changements de l'emmagasinement élastique (Fitts, 2013). Contrairement à la zone saturée où les pores sont complètement remplis d'eau, dans la zone non saturée, la saturation partielle des pores fait que la conductivité hydraulique est fonction du degré de saturation ( $\theta$ ) et comme la teneur en eau influence fortement le potentiel de succion  $\psi$ , la conductivité hydraulique est aussi fonction du potentiel de succion ( $\psi$ ) (Hiscock, 2005). Le potentiel de succion exprime la valeur absolue de la charge de pression en milieu non saturé. La charge de pression représente la longueur de la colonne d'eau dans le piézomètre. Le flux massique d'emmagasinement dans le volume élémentaire représentatif (VER) est « $\rho\theta$ ». L'équation de continuité en milieu variablement saturé selon Yeh *et al.*, (2015) s'écrit :

$$\left[ \frac{\partial(\rho q_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho q_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho q_z)}{\partial z} \right] = \frac{\partial(\rho\theta)}{\partial t} = \theta \frac{\partial \rho}{\partial t} + \rho \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (3.34)$$

Avec

$\rho [M.L^{-3}]$ :	Masse volumique du fluide
---------------------	---------------------------

$\theta$  [-]: Teneur en eau volumique

En effet, la variation de la masse volumique ( $\rho$ ) en fonction du temps est négligeable. En remplaçant le flux hydraulique ( $q$ ) de sa formule par la loi de Darcy (Equation 3.13 a,b,c) puis sachant que la conductivité hydraulique  $K$  est fonction du potentiel de succion ( $\psi$ ), l'équation de continuité (3.34) devient selon Hiscock et Bense (2014):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K(\psi) \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K(\psi) \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K(\psi) \frac{\partial h}{\partial z} \right) = \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (3.35)$$

Avec

$\psi$  [L]: Potentiel de succion

Sachant que:

$$h = P/\rho_{\omega}g + z = \psi + z$$

$h$  [L]: Charge hydraulique

$P$  [M.LT<sup>-2</sup>]: Pression hydraulique

$\rho_{\omega}$  [M.L<sup>-3</sup>]: Masse volumique du fluide (eau)

$g$  [L.T<sup>-2</sup>]: Accélération de la pesanteur

$z$  [L]: Altitude de la molécule d'eau

nous pouvons donc écrire les équations (3.36 a, b, c):

$$\frac{\partial h}{\partial x} = \frac{\partial \psi}{\partial x} \quad (3.36a)$$

$$\frac{\partial h}{\partial y} = \frac{\partial \psi}{\partial y} \quad (3.36b)$$

$$\frac{\partial h}{\partial z} = \frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \quad (3.36c)$$

En supposant que la capacité de l'humidité spécifique  $C_{hs}$  équivaut à la variation de la teneur en eau volumique par rapport au potentiel de succion, nous avons:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial \theta}{\partial \psi} \cdot \frac{\partial \psi}{\partial t} = C_{hs}(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad (3.37)$$

Où

$C_{hs}(\psi)$  [ $L^{-1}$ ]: Capacité de l'humidité spécifique

La combinaison des équations (3.35), (3.36) et (3.37) donne l'équation de l'écoulement en milieu non-saturé appelée «équation de Richard» (Richard, 1931 *in* Hiscock et Bense, 2014):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right) = C_{hs}(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} \quad (3.38)$$

## 3.2 Transport de polluants en milieu poreux

Dans le milieu poreux, l'eau peut dans son déplacement entraîner des polluants sous formes dissoutes. L'eau devient ainsi le vecteur de déplacement et de transport dominant d'une particule de polluant par exemple. Un ensemble de processus telles que l'advection, la dispersion, la diffusion moléculaire et la rétention favorise ou retarde ce transport (Banton et Bangoy, 1997). L'hydrodynamisme, l'hydrochimie et l'hydrobiologie sont trois principales disciplines qui décrivent le transport des polluants et leur évolution dans le sol et le sous-sol (Castany 1982). Le type de sol de l'aquifère et les propriétés physico-chimiques du polluant ou des polluants jouent un rôle important dans la propagation et l'atténuation des contaminants des eaux souterraines (Hiscock, 2005; Hiscock et Bense. 2014). Selon De Marsily (1994), trois principaux mécanismes régissent la migration des polluants dans le sous-sol: l'advection, la diffusion moléculaire et la dispersion. Ces trois processus se résument en deux équations principales: Equation de l'advection-dispersion et l'équation de dispersion-diffusion que tentent de résoudre les méthodes ou modèles numériques.

### 3.2.1 Advection

L'advection est le transport de masse due à l'écoulement de l'eau dans laquelle la masse se dissout (Domenico et Schwartz, 1997). C'est-à-dire la composante du mouvement du soluté attribué au transport par l'écoulement des eaux souterraines (Hiscock et Bense, 2014). Dans la plus part du temps, la masse dissoute lorsqu'elle ne réagit pas avec le matériau de l'aquifère, se déplace à la même vitesse et direction que l'eau. La vitesse d'advection du contaminant est la vitesse linéaire moyenne de l'eau souterraine exprimée par la vitesse de Darcy. Le flux advectif de soluté  $i$  qui traverse l'unité de surface du milieu poreux s'exprime par l'équation 3.39 d'après Banton et Bangoy (1997).

$$Q_{ci} = \vec{V} \cdot \vec{u} \cdot C \quad (3.39)$$

Avec

- $Q_{ci}$  [M.L<sup>-2</sup>.T<sup>-1</sup>]: Flux advectif
- $\vec{V}$  [L.T<sup>-1</sup>]: Vitesse de Darcy de l'écoulement
- $\vec{u}$ : Vecteur normal à la surface unité
- $C$  [M.L<sup>-3</sup>]: Concentration du soluté i en g/l

La variation du flux advectif par unité de temps s'obtient par la formule de l'équation 3.40 (De Marsily, 1994):

$$-\left[ \frac{\partial}{\partial x} (V_x C) + \frac{\partial}{\partial y} (V_y C) + \frac{\partial}{\partial z} (V_z C) \right] + q_s C_s = n_e \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.40)$$

Où

$$-div(CV) + q_s C_s = n_e \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.41)$$

Avec

- $q_s C_s$  [M.L<sup>-2</sup>.T<sup>-1</sup>]: Masse de soluté de la source de pollution par unité de volume, qui représente le terme source
- $V$  [L.T<sup>-1</sup>]: Vitesse linéaire moyenne

### 3.2.2 Diffusion moléculaire

La diffusion moléculaire est due à l'agitation thermique des molécules à l'intérieur de la masse d'eau en mouvement (Castany, 1982). Cette agitation est en réalité le mélange qui se produit en raison du mouvement aléatoire des molécules dans un fluide (Fitts, 2013). Comme la loi linéaire de Darcy reliant l'écoulement de l'eau au gradient hydraulique dans le milieu poreux, la première loi de Fick (Equation 3.42) décrit comment le flux massique de molécule ( $J$ ) est proportionnel au gradient de concentration pour un fluide au repos selon Domenico et Schwartz (1997):

$$J = -D_m \frac{dC}{dX_i} = -D_m \text{grad} (C) \quad (3.42)$$

- $J$  [M.L<sup>-2</sup> T<sup>-1</sup>]: Flux de massique de molécule

$C [M.L^{-3}]$ :	Concentration de soluté
$D_m [L^2.T^{-1}]$ :	Coefficient de diffusion moléculaire
$T [T]$ :	Temps
$X_i [L]$ :	Direction (x, y, z)

Etant donné que dans les milieux poreux, la diffusion a lieu dans les pores connectés, la diffusion moléculaire est décrite comme suit d'après (Fitts, 2013):

$$D_m = \frac{n_e}{\tau} D_d \quad (3.43)$$

Avec:

$n_e [-]$ :	Porosité efficace
$D_d [L^2.T^{-1}]$ :	Coefficient de diffusion moléculaire dans le milieu poreux
$\tau [-]$ :	Tortuosité

Dans l'équation de continuité, le flux massique entrant dans le VER moins le flux massique sortant correspond au taux de variation de masse à l'intérieur du VER. En appliquant cela à la première loi de Fick, on obtient la seconde loi de Fick (Fitts, 2009) appelée «équation de la diffusion»:

$$D_m \nabla^2 C = n_e \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.44)$$

Où

$$\nabla^2 = \frac{\partial^2}{\partial x^2} + \frac{\partial^2}{\partial y^2} + \frac{\partial^2}{\partial z^2}$$

L'équation (3.44) de diffusion moléculaire devient donc:

$$\text{div}(D_d \text{grad} C) = n_e \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.45)$$

La diffusion moléculaire du polluant est négligeable quand la dispersion cinématique et l'advection domine. C'est le cas des nappes phréatiques. Mais dans le cas des aquifères profonds avec une faible conductivité hydraulique et un faible gradient hydraulique, la diffusion devient importante (Hiscock et Bense, 2014).

### 3.2.3 Dispersion

Dans un aquifère poreux, le polluant emprunte des chemins d'écoulement différents (orientation, tortuosité) au travers des pores de dimensions variables (longueur, largeur) dans lesquelles la vitesse réelle varie (section variable, rugosité) (Banton et Bangoy, 1997). Cette variation du champ de vitesse va créer un processus de transport indirect appelé dispersion cinématique (Ingebritsen *et al.*, 2006). Comme la diffusion moléculaire, la dispersion cinématique permet de propager le polluant dans l'eau souterrain. Et en se propageant dans le milieu souterrain, le contaminant va occuper un volume plus grand avec une concentration corrélativement décroissante (effet de la dilution). Cette propagation de nuage de contamination est provoquée, d'une part, par le déplacement des molécules sous l'effet de la diffusion moléculaire et d'autre part, par la dispersion cinématique (Ait-Ssi, 1993). Il faut noter qu'à l'échelle des pores, ces deux processus ne peuvent pas être dissociés. Ils se produisent simultanément et sont décrits par une équation unique (Equation 3.46), loi de diffusion de Fick, avec un coefficient commun  $D$ , regroupant le coefficient de diffusion moléculaire et la dispersion cinématique, appelé coefficient de dispersion hydrodynamique (Bear, 1972).

$$A_m = -D \frac{\partial C}{\partial X_i} \quad (3.46)$$

Avec

$A_m$  [ $M.L^2.T$ ]: Flux massique de dispersion et de diffusion

$C$  [ $M.L^{-3}$ ]: Concentration du soluté

$X_i$  [ $L$ ]: Direction ( $x, y, z$ )

$D$  [ $L^2.T^{-1}$ ]: Tenseur de dispersion

Dans l'espace tridimensionnel, le tenseur de dispersion  $D$  a la forme suivante:

$$\bar{D} = \begin{bmatrix} D_{xx} & D_{xy} & D_{xz} \\ D_{yx} & D_{yy} & D_{yz} \\ D_{zx} & D_{zy} & D_{zz} \end{bmatrix} \quad (3.47)$$

Quand les axes  $X, Y$ , et  $Z$  du système de coordonnées coïncident avec les principaux axes du tenseur  $D$ , c'est-à-dire en condition d'anisotropie, les coefficients du tenseur de dispersion se réduisent à seulement 3 termes non nuls et le tenseur  $D$  devient (Bear, 1972):

$$\bar{D} = \begin{bmatrix} D_L & 0 & 0 \\ 0 & D_T & 0 \\ 0 & 0 & D_T \end{bmatrix} \quad (3.48)$$

Avec

$$D_L = D_{xx} = \alpha_L v_x + D_m \quad (3.49a)$$

$$D_T = D_{yy} = D_{zz} = \alpha_T v_x + D_m \quad (3.49b)$$

Où

$D_L$  [ $L^2.T^{-1}$ ]: Coefficient de dispersion hydrodynamique longitudinale

$D_T$  [ $L^2.T^{-1}$ ]: Coefficient de dispersion hydrodynamique transversale

$D_m$  [ $L^2.T^{-1}$ ]: Coefficient de diffusion moléculaire

$\alpha_L$  [L]: Dispersivité longitudinale

$\alpha_T$  [L]: Dispersivité transversale

$v_x$  [ $L.T^{-1}$ ]: Vitesse linéaire moyenne

### 3.2.4 Equations de transport de masse

#### Equations générales

Le transport de polluants dans les eaux souterraines s'effectue suivant plusieurs processus et cela dépend du polluant ainsi que du matériau poreux traversé. Selon Ingebristen *et al.*, (2006), le flux total de soluté à tout point donné, est la somme des flux d'advection, de diffusion moléculaire et de dispersion cinématique. L'équation générale de transport de masse est donc (Ingebristen *et al.*, (2006):

$$\nabla \cdot (n_e \rho \bar{D} \nabla C) - \nabla \cdot (n_e \rho v C) + Q_s = \frac{\partial (n_e \rho C)}{\partial t} \quad (3.50)$$

Avec:

$\bar{D}$  [ $L^2.T^{-1}$ ]: Tenseur de dispersion hydrodynamique

$C$  [ $M.L^{-3}$ ]: Concentration de soluté

$Q_s$  [ $M.L^{-3}.T^{-1}$ ]: Terme source relatif à la réaction du soluté; il peut être un apport ou une perte

$v$  [ $L.T^{-1}$ ]: Vitesse linéaire moyenne

$n_e$  [-]: Porosité efficace

$\rho$  [ $M.L^{-3}$ ]: Masse volumique de fluide

Certains solutés réagissent avec le milieu, ils sont dits réactifs et d'autres ne le sont pas, ce sont des solutés non-réactifs.

### ***Equation de soluté non réactif***

Dans un système où la densité est constante et la porosité efficace l'est aussi puis égale à la porosité totale, l'équation générale du transport pour les solutés non-réactifs selon Fitts (2013) est l'équation «d'advection-dispersion»:

$$\bar{D}\nabla^2 C - \nabla \cdot (vC) = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.51)$$

### ***Equation de soluté réactif***

S'il y a réaction, l'équation du transport avec les conditions mentionnées plus haut s'écrit:

$$\nabla \cdot (\bar{D}\nabla C) - \nabla \cdot (vC) + R = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.52)$$

Le terme R désigne l'ensemble de réactions qui pourraient se produire lors du transport du soluté (Domenico et Schwartz, 1997; Ingebristen *et al.*, 2006 et Fitts, 2013).

### ***Cas de la décroissance***

Pour une substance radioactive, en supposant que la désintégration est régie par la simple loi de vitesse de premier ordre, R s'exprime par la relation suivante:

$$R = \frac{dC}{dt} = -\lambda C \quad (3.53)$$

$\lambda$  [1/T]: la constante de désintégration radioactive

La désintégration radioactive diminue la concentration du polluant en solution (Besnard, 2003). L'équation de transport qui en résulte s'écrit comme suit en tenant compte des premières hypothèses émises:

$$\bar{D}\nabla^2 C - \nabla \cdot (vC) - \lambda C = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.54)$$

### ***Sorption***

La sorption est un processus d'adsorption et de partition des polluants entre la phase liquide et la phase solide. Elle retarde la dissolution du soluté dans l'aquifère et cela se décrit par un

coefficient appelé, coefficient de retard (Hiscock, 2005). Si en plus de la désintégration, a lieu la réaction de sorption au même rythme, la concentration adsorbée est dérivée et l'équation du transport devient:

$$\bar{D}\nabla^2 C - \nabla \cdot (vC) - \lambda C - \lambda C^* = \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial C^*}{\partial t} \quad (3.55)$$

$C^*$  [M.L<sup>-3</sup>]: Masse adsorbée par volume de l'eau interstitielle

Si cette sorption est linéaire à l'équilibre, une proportionnalité existe entre la concentration adsorbée et la concentration du soluté dans l'eau par la relation suivante: (Fitts, 2013):

$$S_c = K_d C \quad (3.56)$$

$S_c$  [M.M<sup>-2</sup>]: Concentration adsorbée sur le solide de soluté

$K_d$  [L<sup>3</sup>.M<sup>-1</sup>]: Coefficient de distribution

$C$  [M.L<sup>-3</sup>]: Concentration de soluté

Cette relation  $K_d C$  peut s'exprimer aussi en terme de masse adsorbée par volume de l'eau interstitielle ( $C^*$ ), de porosité ( $n$ ) et densité apparente ( $\rho_b$ ) suivant l'équation:

$$K_d C = C^* n \frac{1}{\rho_b} \quad (3.57)$$

$\rho_b$  [M.L<sup>-3</sup>]: Densité apparente sèche

$n$  [-]: Porosité totale

Par conséquent

$$C^* = C \left( \frac{\rho_b K_d}{n} \right) \quad (3.58)$$

En introduisant cette nouvelle forme de la concentration adsorbée dans l'équation (3.51), elle devient:

$$\bar{D}\nabla^2 C - \nabla \cdot (vC) - \lambda C - \lambda C \left( \frac{\rho_b K_d}{n} \right) = \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial \left[ C \left( \frac{\rho_b K_d}{n} \right) \right]}{\partial t} \quad (3.59)$$

$$\bar{D}\nabla^2 C - \nabla \cdot (vC) - \lambda C \left( 1 + \frac{\rho_b K_d}{n} \right) = \frac{\partial C}{\partial t} \left( 1 + \frac{\rho_b K_d}{n} \right) \quad (3.60)$$

Avec

$$1 + \frac{\rho_b K_d}{n} = R_f$$

$R_f$  étant le coefficient de retard qui vient diminuer la vitesse et la dispersion du polluant par rapport à celle de l'eau. L'équation (3.60) prend la forme suivante:

$$\bar{D}\nabla^2 C - \nabla \cdot (vC) - R_f \lambda C = R_f \frac{\partial C}{\partial t} \quad (3.61)$$

### 3.3 Modèles numériques de résolution des équations de l'écoulement et du transport de contaminants

La majorité des modèles hydrogéologiques utilisés de nos jours sont des modèles déterministes et essentiellement basés sur les principes de la conservation de masse (Anderson et Woessner, 1992). Leur mise en œuvre nécessite généralement la résolution d'équations différentielles partielles. Des solutions exactes peuvent être obtenues analytiquement dans les cas simples, on parle de modèles analytiques. Alors que les méthodes numériques fournissent des solutions approximatives à travers la discrétisation du système dans l'espace et dans le temps lorsque les conditions aux limites sont complexes (Zheng et Bennett, 1995; Fetter, 2001 et Anderson *et al.*, 2015). Ces modèles numériques se divisent en deux principaux groupes (Kresic et Mikszewski, 2013). Le premier groupe concerne l'écoulement souterrain et le second le transport des polluants. Plusieurs méthodes permettent de résoudre numériquement ces différentes équations de l'écoulement et de transport de polluant. Mais dans le cas de nos travaux ce sont les méthodes des différences finies et éléments finis qui sont appliquées pour la résolution des matrices d'équations.

#### 3.3.1 Méthode des différences finies

La méthode des différences finies est la plus utilisée actuellement dans le monde pour la modélisation hydrogéologique (Domenico et Schwartz, 1997; Lachen, 2003; Fitts, 2013; Kresic et Mikszewski, 2013). Cette méthode utilise une série d'équations algébriques basées sur le principe de la conservation de masse et de la loi de Darcy. Elle consiste à discrétiser le domaine d'étude en une grille de blocs centrés ou de mailles de formes rectangulaire ou carrée. Pour les blocs centrés, les nœuds se trouvent au centre de la cellule alors que pour les mailles, ils sont à l'intersection des cellules (Figure 3.2). La méthode des différences finies

remplace l'équation différentielle en chaque nœud par une série d'équations algébriques de différences finies.

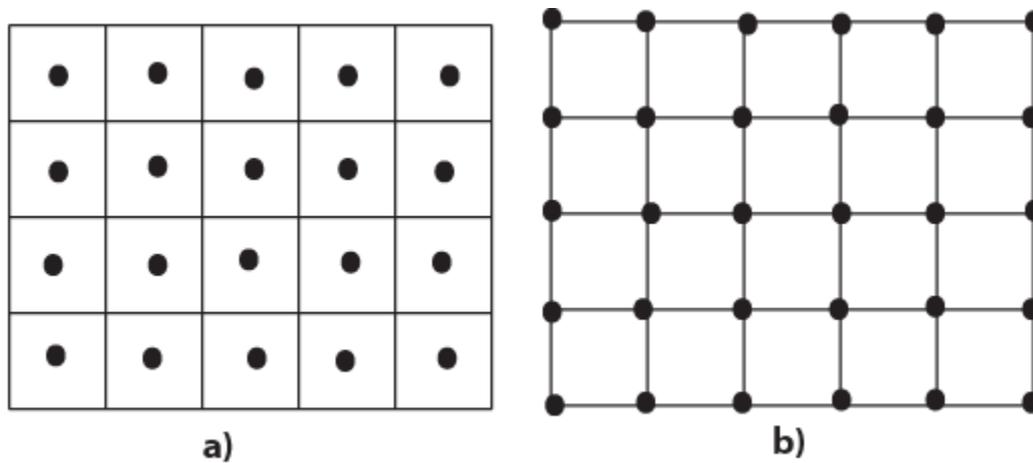


Figure 3.2: Schéma de maillage en différences finies. a) Blocs centrés ; b) Mailles d'après Domenico et Schwartz (1997)

Selon Diersch (2014), le développement des approximations des différences finies est pour la plupart du temps effectué par l'expansion en série de Taylor. Dans la grille de la figure (3.3), le calcul de la charge au point  $(i, j)$ ,  $h_{i,j}$ , par la méthode des différences finies dans un système cartésien de coordonnées  $(i, j)$  est donné par les équations aux dérivées partielles (3.55a-d).

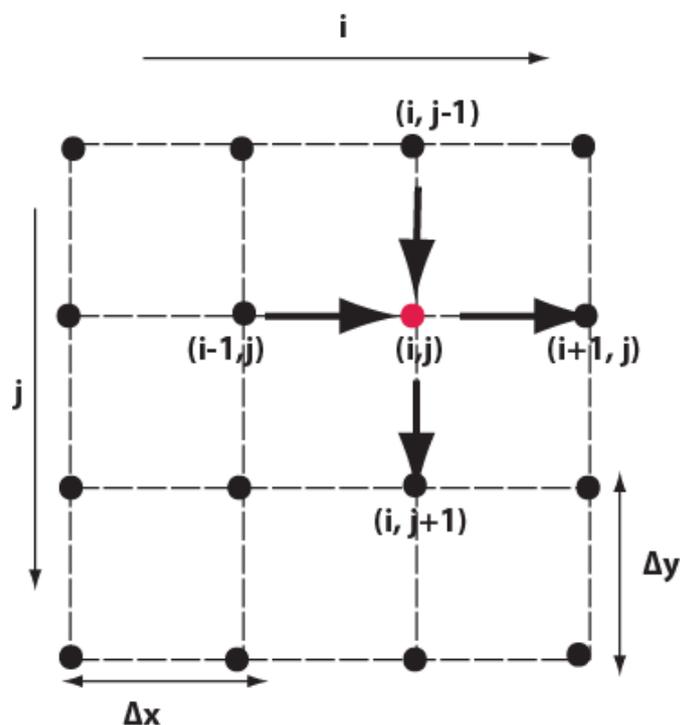


Figure 3.3: Grille des différences finies d'après Domenico et Schwartz (1997)

D'après Anderson *et al.*, (2015):

Selon l'axe X

$$\frac{\partial h}{\partial x} = \frac{h_{i+1,j} - h_{i-1,j}}{2\Delta x} \quad (3.62a)$$

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} \simeq \frac{\frac{h_{i+1,j} - h_{i,j}}{\Delta x} - \frac{h_{i,j} - h_{i-1,j}}{\Delta x}}{\Delta x} \simeq \frac{h_{i-1,j} - 2h_{i,j} + h_{i+1,j}}{(\Delta x)^2} \quad (3.62b)$$

Selon l'axe Y

$$\frac{\partial h}{\partial y} = \frac{h_{i,j+1} - h_{i,j-1}}{2\Delta y} \quad (3.62c)$$

$$\frac{\partial^2 h}{\partial y^2} \simeq \frac{\frac{h_{i,j+1} - h_{i,j}}{\Delta y} - \frac{h_{i,j} - h_{i,j-1}}{\Delta y}}{\Delta y} \simeq \frac{h_{i,j-1} - 2h_{i,j} + h_{i,j+1}}{(\Delta y)^2} \quad (3.62d)$$

En supposant que  $\Delta x = \Delta y$  et en régime permanent, on a l'équation suivante:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = 0 \quad (3.63)$$

d'où l'équation:

$$h_{i-1,j} + h_{i+1,j} + h_{i,j-1} + h_{i,j+1} - 4h_{i,j} = 0 \quad (3.64)$$

La charge  $h_{i,j}$  dans chaque cellule est donc égale à la moyenne des 4 charges autour d'elle.

En régime transitoire:

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} = \frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \quad (3.65)$$

$$\Delta h_i = \frac{\Delta t T}{S} \frac{(h_{i-1,j} + h_{i+1,j} + h_{i,j-1} + h_{i,j+1} - 4h_{i,j})}{(\Delta x)^2} \quad (3.66)$$

Avec:

S [-]: Coefficient d'emménagement

T [ $L^2.T^{-1}$ ]: Transmissivité

L'avantage des différences finies se trouve selon Kresic et Mikszewski (2013) et Diersch (2014) dans sa facilité de compréhension, l'utilisation d'un nombre réduit de données à l'entrée du logiciel ainsi que de l'usage de grilles de formes régulières sur lesquelles l'approximation peut être réalisée le plus efficacement. Son principal inconvénient réside dans la difficulté à représenter des domaines de géométries irrégulières et complexes (Lachen, 2003).

### 3.3.2. Méthodes des éléments finis

Comme la méthode des différences finies, la méthode des éléments finis consiste également en la discrétisation du domaine d'étude en éléments de formes diverses dont les plus communs sont les triangles et les quadrilatères. La figure (3.4) représente une schématisation simple des éléments finis. Pour résoudre les équations différentielles, la méthode des éléments finis utilise une approche de fonction intégrale, des fonctions continues de sorte que les variables dépendantes soient approximées par des fonctions d'interpolation de base en développant l'expression d'intégrale pour chaque élément en fonction de tous les nœuds (Lahcen, 1993, Diersch, 2014). Pour la meilleure approximation de la solution en éléments finis, la méthode de Galerkin est la plus populaire et peut s'appliquer à tous les types d'équations d'écoulement souterrain (Fitts, 2013).

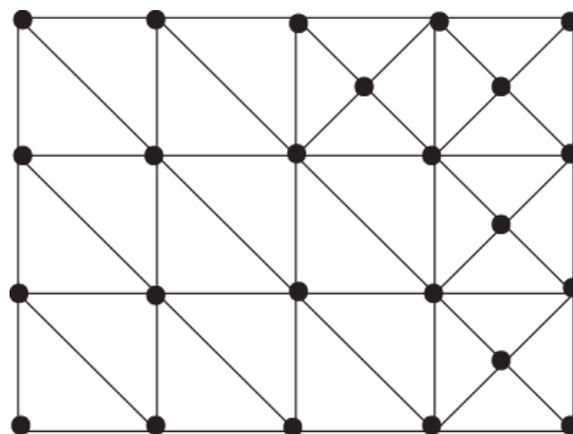


Figure 3.4: Schéma de maillage en éléments finis d'après Fitts (2013)

Cette méthode Galerkin détermine la solution en minimisant l'écart entre la solution approximative et l'équation générale. En supposant que la variable  $\hat{h}(x,y)$  est la solution approximative, elle peut s'écrire selon (Wang et Anderson, 1995; Fitts, 2013; Diersch, 2014) de la façon suivante:

$$\hat{h}(x,y) = \sum_{n=1}^{nnode} h_n f_n \quad (3.67)$$

Où:

- $\hat{h}[L]$ : Charge modelée
- $nnode$ : Nombre total de nœuds
- $n$ : Nombre de nœuds
- $f_n$ : Fonction de base pour tout nœud  $n$

Pour le nombre total de nœuds dans le domaine d'étude ( $\Omega$ ), l'équation de Laplace en deux dimensions est (Diersch, 2014):

$$\iint_{\Omega} \left( \frac{\partial^2 \hat{h}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \hat{h}}{\partial y^2} \right) f_n dx dy = 0 \quad (3.68)$$

Et en régime transitoire on a:

$$\iint_{\Omega} \left( \frac{\partial^2 \hat{h}}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \hat{h}}{\partial y^2} - \frac{S}{T} \frac{\partial \hat{h}}{\partial t} \right) f_n dx dy = 0 \quad (3.69)$$

La méthode des éléments finis est une méthode puissante avec une précision élevée et numériquement flexible car elle peut être appliquée à toutes sortes de formes de géométrie (Lahcen, 1993, Diersch, 2014). Son inconvénient réside dans le nombre pléthorique de données d'entrée des modèles ainsi que la complexité des formules mathématiques.

### *3.3.3 Etude de cas: Ecoulement couplé avec le transport de masse avec le code MATLAB*

MATLAB qui signifie «MATrix LABoratory», est un langage de programmation très utile pour travailler les grosses matrices et pour résoudre les équations différentielles. Ce puissant

code informatique peut selon Gilat (2008) être utilisé pour les calculs mathématiques, la modélisation, les simulations, l'analyse, le traitement des données, la visualisation, les graphiques et le développement d'algorithmes. Dans ce travail, il est utilisé pour simuler en 2D le transport de masse par diffusion et advection d'une portion de la zone saturée de la nappe d'Abidjan. L'équation 3.51 d'advection-diffusion 2D de transport devient (Fitts, 2013):

$$\bar{D}\nabla^2 C(x, z) - \nabla \cdot (V(u, v)C) = \frac{\partial C(x, z)}{\partial t} \quad (3.70)$$

Avec:

$C [M.L^{-3}]$ :	Concentration de soluté hydrodynamique
$\bar{D} [L^2.T^{-1}]$ :	Tenseur de dispersion
$V [L.T^{-1}]$ :	Vecteur vitesse moyenne
$v [L.T^{-1}]$ :	Vitesse linéaire moyenne suivant l'axe X
$u [L.T^{-1}]$ :	Vitesse linéaire moyenne suivant l'axe Z
$t [T]$ :	Temps

En développant et en arrangeant, cette équation 3.70 devient 3.71 selon Holzbecher (2008) décrivant la partie diffusive et convective :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \left( \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) - \left( u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial z} \right) \quad (3.71)$$

La discrétisation en différence finie des parties diffusive et convective de cette équation donne respectivement les équations (3.72) et (3.73).

$$D \left( \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \right) \cong D \left( \frac{C_{i,j-1} - 2C_{i,j} + C_{i,j+1}}{(\Delta x)^2} + \frac{C_{i-1,j} - 2C_{i,j} + C_{i+1,j}}{(\Delta z)^2} \right) \cong D_x + D_z \quad (3.72)$$

$$u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial z} \cong C_x^u + C_z^v \quad (3.73)$$

Où  $D_x$  et  $D_z$  expriment la partie diffusive suivant respectivement les axes X et Z puis  $C_x^u + C_z^v$  la partie advective suivant les mêmes axes.

La variation de la concentration en fonction du temps est donnée par l'équation (3.74):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{c_{i,j}^{t+1} - c_{i,j}^t}{\Delta t} \quad (3.74)$$

L'équation (3.74) peut s'écrire comme suit:

$$\frac{c_{i,j}^{t+1} - c_{i,j}^t}{\Delta t} = D_x + D_z - (C_x^u + C_z^v) \quad (3.75)$$

La solution numérique de l'équation après discrétisation en différence finie prend la forme suivante (Equation 3.74):

$$c_{i,j}^{t+1} = c_{i,j}^t + \Delta t[(D_x + D_z - C_x^u + C_z^v)] \quad (3.76)$$

Où i et j indiquent la longueur suivant X et Z.

#### ***Paramètres d'entrée du code MATLAB***

Pour illustrer l'équation du transport de masse avec la méthode des différences finies, un code MATLAB de base a été écrit par E. Wyser (Annexe I). Ce code de base est modifié pour simuler le transport de masse en zone saturée, une portion de la nappe d'Abidjan de 100 mètres de longueur et de 25 mètres de profondeur en régime permanent.

Trois scénarios ont été établis en fonction du temps et de la conductivité hydraulique dans le but d'observer la dispersion et la diffusion du benzène. Les paramètres d'entrés du code MATLAB figure dans le tableau 3.4.

**Tableau 3.4: Paramètres d'entrée du code MATLAB**

Différents paramètres d'entrée des modèles	Scénario1 (a)	Scénario2 (b)	Scénario3 (c)	
<b>Conductivité hydraulique (m/s)</b>	Maximum	$5 \cdot 10^{-1}$	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-4}$
	Minimum	$5 \cdot 10^{-3}$	$5 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-6}$
<b>Temps réel de simulation</b>	9 heures	30 jours	350 jours	
<b>Pas de temps (dt)</b>	$5 \cdot 10^{-2}$			
<b>Dimension des mailles (m), dx=dz</b>	0,25			
<b>Nombre d'itérations</b>	50000			
<b>Pas de temps numérique (s)</b>	$2.5 \cdot 10^{-2}$			
<b>Diffusivité (m<sup>2</sup>/s)</b>	$5 \cdot 10^{-9}$			
<b>Longueur du domaine (m)</b>	100			
<b>Largeur du domaine (m)</b>	25			
<b>Coefficient d'emmagasinement</b>	0,1			
<b>Masse volumique de l'eau (g/cm<sup>3</sup>)</b>	1000			
<b>Accélération de la gravité (m/s<sup>2</sup>)</b>	9,8			
<b>Porosité</b>	0,3			
<b>Conditions aux limites (m)</b>				
- Charge hydraulique élevée (Z1)	30			
- Charge hydraulique faible (Z2)	25			
<b>Concentration de polluant (g/cm<sup>2</sup>)</b>	2,5			

Les conductivités hydrauliques maximale et minimale introduites dans le code MATLAB, génèrent une grille de perméabilité hétérogène comme indique la figure (3.5.) Cette hétérogénéité va influencer le transport du polluant. Ces conductivités hydrauliques sont créées sur une grille à partir des valeurs aléatoires entre les deux limites puis son moyenné. Sur cette figure (3.5), les parties en bleue pure désignent les faibles conductivités hydrauliques alors que les parties jaunes représentent les plus élevées.

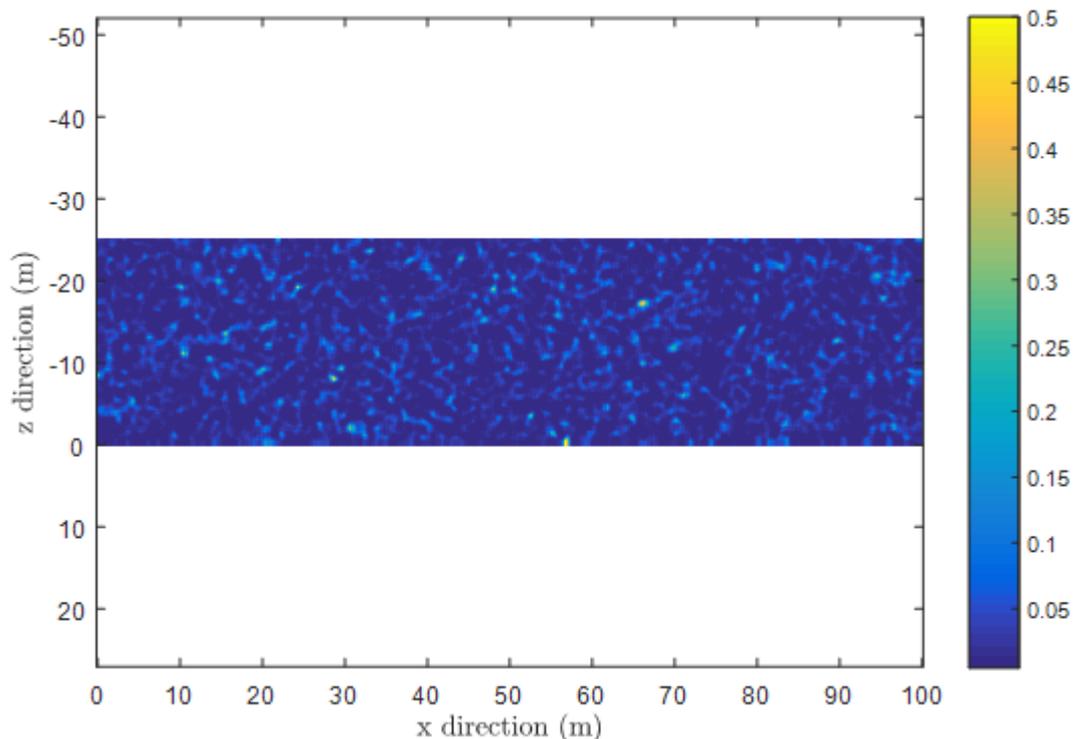


Figure 3.5: Répartition de la conductivité hydraulique dans le milieu

La figure (3.6) montre le sens de l'écoulement souterrain sur les 100 m de gauche vers la droite c'est-à-dire du potentiel de charge hydraulique le plus élevé vers le plus faible. Ces lignes de courant sont sinueuses à cause des hétérogénéités. Il en est de même pour les équipotentiels.

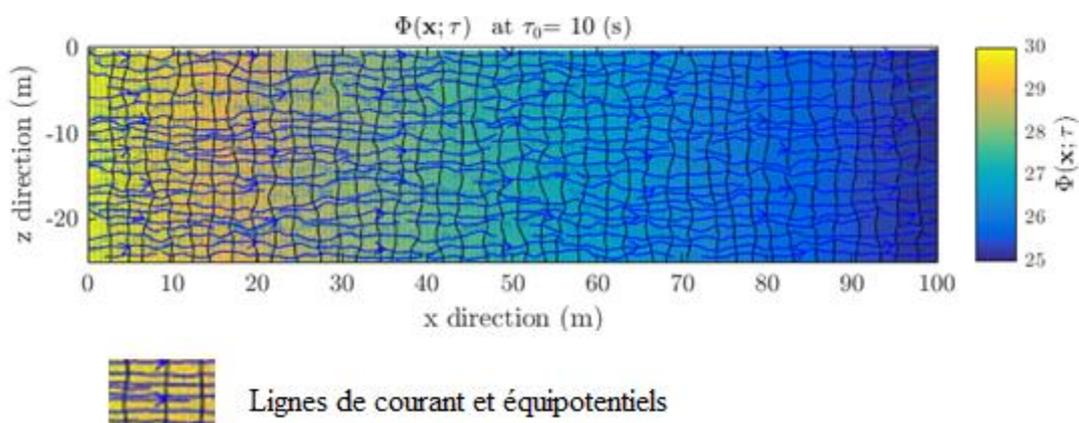
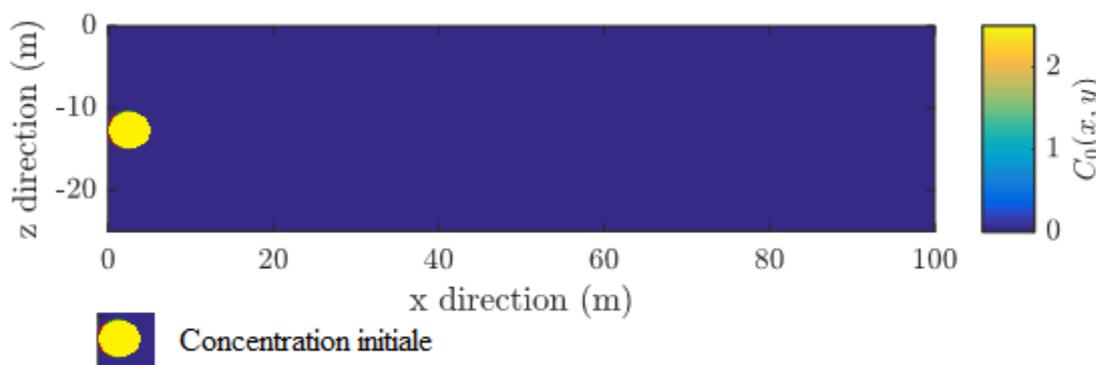


Figure 3.6: Sens de l'écoulement souterrain

Une concentration initiale de  $2,5 \text{ g/cm}^2$  (Figure 3.7) de polluant dissous est injectée au point de coordonnées cartésiennes (0; 12,5 m) pour les trois scénarios décrits dans le tableau (3.4) en vue d'observer la dispersion du polluant en fonction du temps.



**Figure 3.7: Source de pollution**

Les figures 3.8 et 3.9 présentent l'évolution et la position du centre de masse du nuage de polluant et celle de la concentration maximale suivant le scénario 1 (9 heures), le scénario 2 (30 jours) et le scénario 3 (350 jours). Pour ces trois cas, l'effet dispersif du flux de la masse fait augmenter l'aire du panache au cours du temps alors que la concentration diminue par dilution (Figure 3.8 a); b) et c)). Les concentrations maximales diminuent avec le temps pour atteindre à la fin de la simulation, des valeurs de  $0,05$ ;  $0,06$  et  $0,04 \text{ g/cm}^2$  respectivement pour les scénarios 1, 2 et 3 (Figure 3.8 d), e) et f)). La position du centre de masse de la concentration maximale n'est pas rectiligne. Elle change au fil du temps (Figure 3.9). Ce changement de position continue s'explique par l'hétérogénéité du milieu. Pour mieux comprendre cette hétérogénéité, les moyennes arithmétique, harmonique et géométrique des conductivités hydrauliques introduites dans le code Matlab et celles générées par ledit code ont été calculées (Tableau 3.5). Ces moyennes sont toutes différentes au sein de chaque scénario. Les valeurs des moyennes géométriques se situent entre les moyennes arithmétique et harmonique. La conductivité hydraulique moyenne calculée à partir des graphiques a), b) et c) de la figure (3.9) donne des valeurs égales à  $1,5 \cdot 10^{-2}$ ;  $1,47 \cdot 10^{-4}$  et  $1,6 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$  respectivement pour les scénarios 1, 2 et 3. Ces valeurs sont proches des moyennes géométriques provenant de la grille qui sont de  $1,49 \cdot 10^{-2}$ ;  $1,49 \cdot 10^{-4}$  et  $1,49 \cdot 10^{-5} \text{ m/s}$  respectivement pour les scénarios 1, 2 et 3. En fait dans un milieu poreux hétérogène, la moyenne géométrique de la conductivité hydraulique exprime mieux la valeur moyenne dans un écoulement uniforme à deux dimensions (Domenico et Schwartz, 1997). Cette

hétérogénéité du milieu souterrain rend sa compréhension périlleuse d'où la nécessité de modéliser numériquement les domaines étudiés comme le District d'Abidjan dans cette étude. Mais cette modélisation pourrait se faire aussi de façon sectorielle.

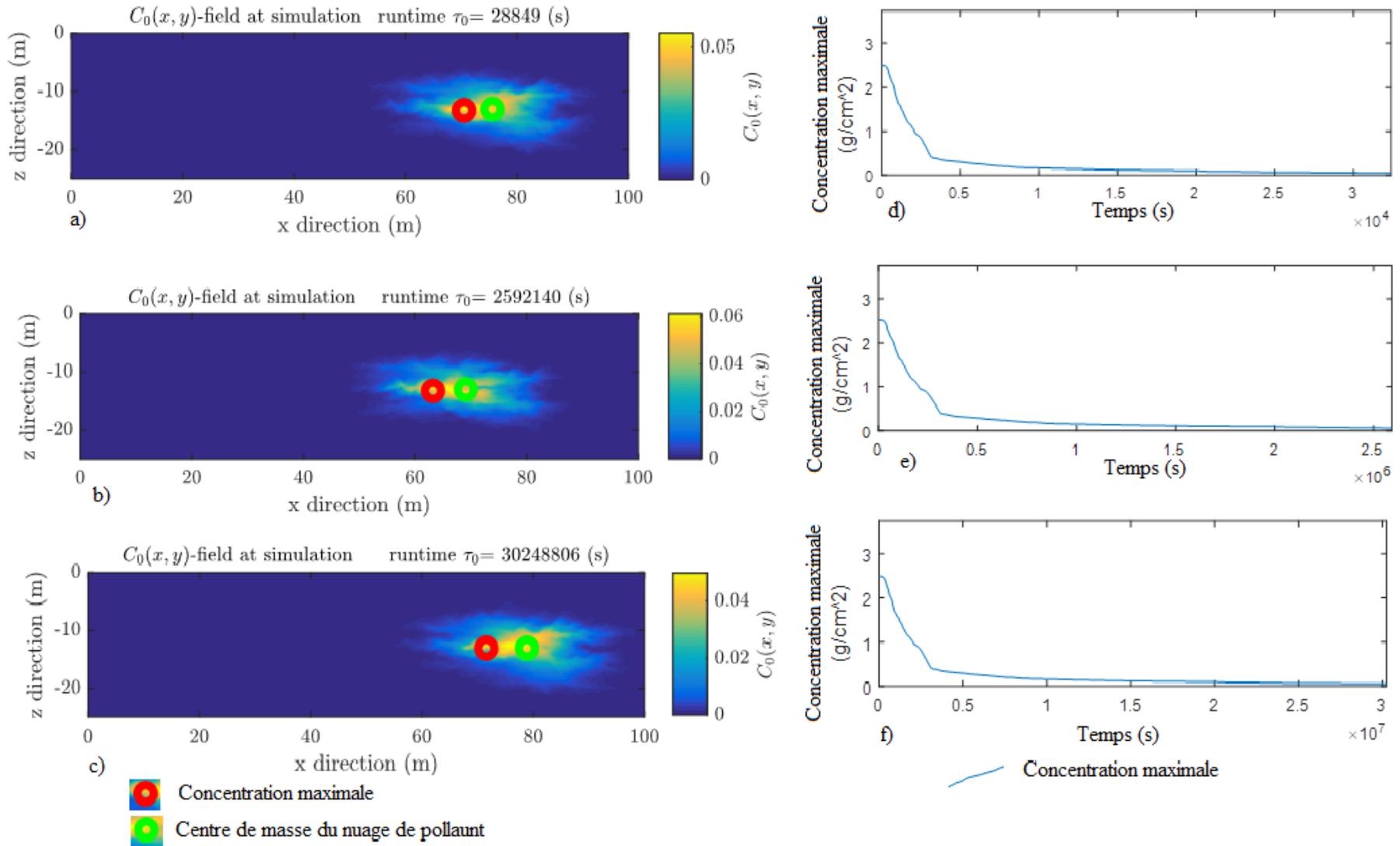


Figure 3.8: Dispersion de masse: a) 9 heures; b) 30 jours; c)350 jours et décroissance de la concentration en fonction du temps: a) 9 heures; b) 30 jours; c)350 jours.

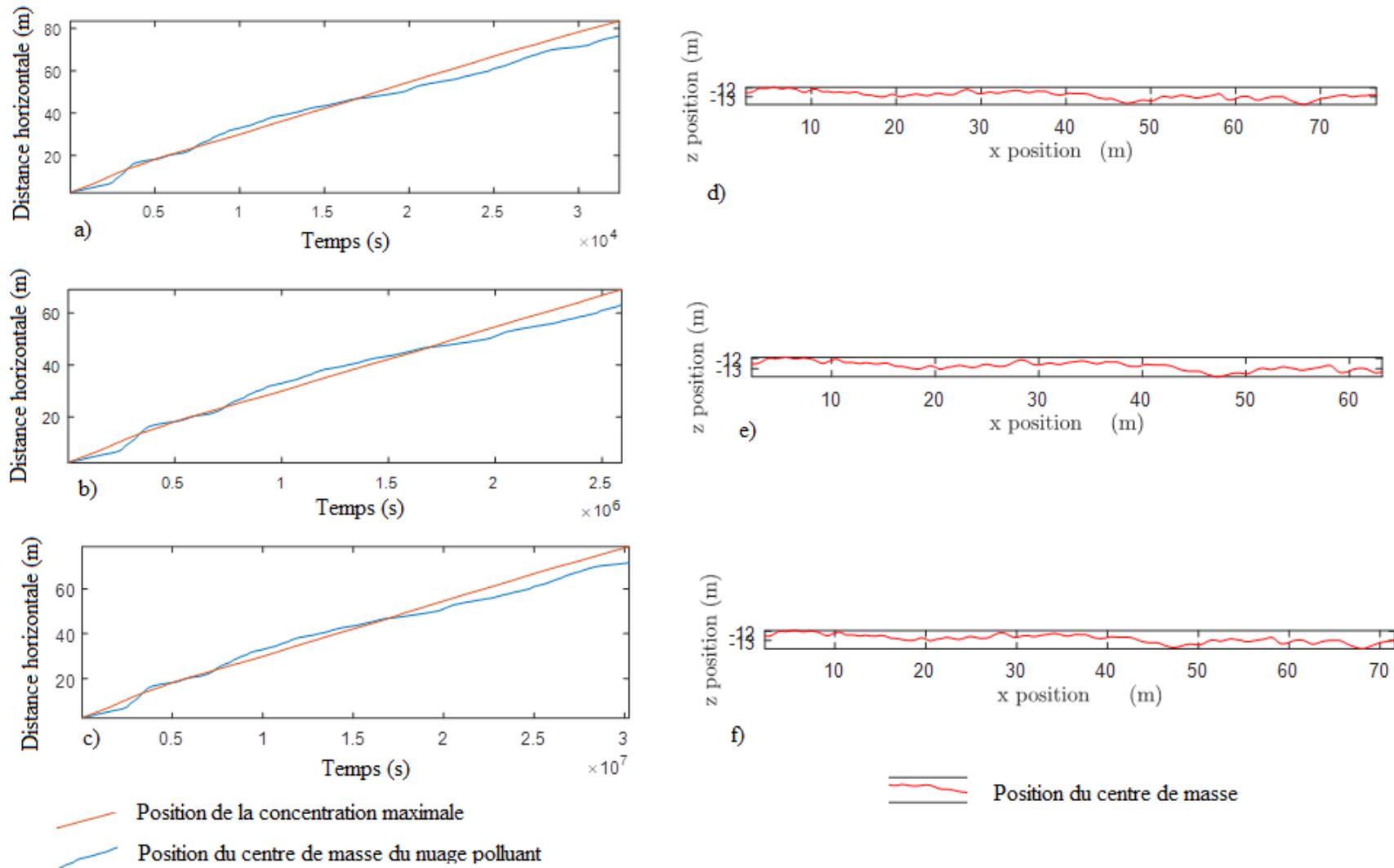


Figure 3.9: Position du centre de masse en fonction du temps et la longueur de la grille a et d) 9 heures; b et e) 30 jours; c et f) 350 jours

Tableau 3.5: Comparaison des conductivités moyennes

Paramètres	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
<b>Conductivité hydraulique K (m/s)</b>			
Maximale	$5.10^{-1}$	$5.10^{-3}$	$5.10^{-4}$
Minimale	$5.10^{-3}$	$5.10^{-5}$	$5.10^{-6}$
Moyenne arithmétique	$2,53.10^{-1}$	$2,53.10^{-3}$	$2,53.10^{-4}$
Moyenne géométrique	$5.10^{-2}$	$5.10^{-4}$	$5.10^{-5}$
Moyenne harmonique	$9,9.10^{-3}$	$1,96.10^{-4}$	$2,7.10^{-5}$
<b>Variation de la charge hydraulique <math>\Delta h</math> (m)</b>	5	5	5
<b>Longueur du domaine L (m)</b>	100	100	100
<b>Porosité</b>	0,3	0,3	0,3
<b>Gradient hydraulique</b>	0,05	0,05	0,05
<b>Temps (s)</b>	$3,25.10^4$	$2,57.10^6$	$3.10^7$
<b>Distance parcourue (m)</b>	82	63	80
<b>Vitesse moyenne (m/s)</b>	$2,52.10^{-3}$	$2,45.10^{-5}$	$2,67.10^{-6}$
<b>Conductivité hydraulique graphique (m/s)</b>	$1,51.10^{-2}$	$1,47.10^{-4}$	$1,6.10^{-5}$
<b>Conductivité hydraulique (m/s) de la grille MATLAB</b>			
Moyenne harmonique	$1,17.10^{-2}$	$1,17.10^{-4}$	$1,17.10^{-5}$
Moyenne géométrique	$1,49.10^{-2}$	$1,49.10^{-4}$	$1,49.10^{-5}$
Moyenne arithmétique	$2,12.10^{-2}$	$2,12.10^{-4}$	$2,12.10^{-5}$

### 3.4 Conclusion partielle

Les milieux poreux sont caractérisés par des paramètres tels que la porosité, la conductivité hydraulique, l'emmagasinement et le gradient hydraulique. Les processus comme l'advection, la diffusion moléculaire et la dispersion influencent le transport des polluants en milieu poreux. Les écoulements souterrains en zone saturée et non saturée sont régis respectivement par les équations de diffusion et de Richard. La combinaison des équations d'advection et de dispersion hydrodynamique donnent des équations aux dérivées partielles appelées équations de transport. Le transport peut être réactif ou non. Les méthodes de différences finies et d'éléments finis permettent de trouver des solutions approximatives à ces équations. Lorsque l'écoulement souterrain est uniforme, la conductivité hydraulique moyenne du milieu est représentée par la moyenne géométrique des différentes valeurs de celle-ci dudit milieu, mais cela va dépendre de la géométrie du milieu. Des niveaux perméables peuvent complètement modifier les écoulements. Il faut donc prendre garde lorsqu'on modélise aux hétérogénéités et aux valeurs mesurées. On se rend compte qu'il suffit que le milieu soit hétérogène, et /ou anisotrope, pour que les cheminements et les vitesses de propagation du polluant (qui est

proportionnelle à la perméabilité), induisent des temps de propagation plus court que ceux obtenus par modélisation simple selon le simulation avec MATLAB.

La deuxième partie de ce travail se propose de présenter le matériel, la méthodologie utilisée pour la caractérisation des sols du District d'Abidjan ainsi que pour la mise en place des modèles numériques.

**DEUXIEME PARTIE: APPROCHE  
METHODOLOGIQUE**

## CHAPITRE IV. DONNEES ET MATERIEL DE L'ETUDE

### 4.1 Introduction

L'étude de la nappe d'Abidjan que nous menons a nécessité une collecte de différents types de données. Pour ce faire, deux missions de terrain à Abidjan (du 6 au 26 juin 2013 et du 13 décembre 2013 au 31 janvier 2014) ont été effectuées dans le but de collecter des données littéraires, cartographiques, climatiques, piézométriques ainsi que de prélever quelques échantillons de sols. Le matériel utilisé dans cette étude est composé essentiellement d'appareils de terrain et de laboratoire, de logiciels pour le traitement des données. Pour atteindre les objectifs de cette étude, différentes méthodes ont été utilisées pour la caractérisation des sols et la mise en place des modèles numériques.

### 4.2 Données et matériel de l'étude

#### *4.2.1 Données cartographiques et climatiques*

Nous avons utilisé deux cartes géologiques des «degrés carrés» d'Abidjan et de Grand Bassam à l'échelle de 1/200 000, élaborées par la Direction de la Géologie puis la carte de l'inventaire des ouvrages d'exploitation, des ouvrages de reconnaissances et des piézomètres au 1/50 000 élaborée par la SOGREAH (Figure III.1 et III.3 en annexe III). Cette dernière carte contient la topographie et les données relatives au toit de la nappe d'Abidjan. Pour les données de sols, la carte pédologique du bassin sédimentaire côtier ivoirien (feuille sud-Est) au 1/500 000 établie par l'ex Office de la Recherche Scientifique et Technique de l'Outre-Mer (ORSTOM) d'Adiopodoumé a été utilisée (Figures III.2 en Annexe III). Enfin la carte des forages des champs captants, puits et piézomètres du District d'Abidjan et environs réalisée par le Centre de Cartographie et de Télédétection du Bureau National d'Etudes Techniques et de Développement au 1/50 000, nous a fourni des informations complémentaires concernant les forages (Figure III.4, annexe III).

Les données climatiques utilisées proviennent des stations météorologiques de l'aéroport d'Abidjan de 1976 à 2012 pour les précipitations et de 1961 à 2012 en ce qui concerne les températures et celles de la mini-station météorologique de l'Université Nangui-Abrogoua.

### 4.2.2 Données de forages et piézométriques

Des logs géologiques et hydrogéologiques de 9 forages de la zone d'étude ont permis de faire des coupes nord-sud et ouest-est du District d'Abidjan. L'analyse de ces coupes a conduit aux nombres de couches à prendre en compte dans la conception des modèles numériques. Des données de débit de pompage, les fiches techniques des forages utilisées sont en annexe II. La piézométrie provient des campagnes de terrain des années 1978 et 1992 issus des travaux de la SOGREA (1992).

Ces ouvrages hydrogéologiques (forages et piézomètres) ont véritablement évolués mais ne disposant pas de données actualisées, nous avons utilisé les données que nous avons pu avoir lors de nos missions de terrain. Toutefois, il faut signaler les difficultés rencontrées à les obtenir.

### 4.2.3 Données de littérature et d'analyses

Pour le calage des modèles, certaines données provenant de la littérature telles que la porosité, la conductivité hydraulique, le coefficient d'emmagasinement et la recharge issus des travaux géologiques et hydrogéologiques de Guérin, (1962); Loroux, (1978); Tastet, (1979); Jourda, (1987); Oga (1998), Kouamé J.(2007), Kouamé I. (2007) et Deh (2013) réalisées sur la nappe du Continental Terminal ont été choisies. Concernant les modèles de transport du benzène, les paramètres d'entrée comme la constante d'Henry, le coefficient de diffusion moléculaire, la constante de dégradation, les teneurs en eau volumiques résiduelle et à saturation, les paramètres de Van Genuchten, la tortuosité proviennent de Van Genuchten (1978 et 1980); Carsel et Parrish (1988); Ippisch *et al.*, (2006); Bruand *et al.*, (2002); Hassan, (2008) et Ghanbarian *et al.*, (2010).

### 4.2.4 Matériel de l'étude

Un certain nombre de matériel de laboratoire et de bureau a été utilisé dans ce travail. Il s'agit de:

- un perméamètre Eijkelkamp M1.09.02.E qui a permis de mesurer la conductivité hydraulique des échantillons de sols;
- un pycnomètre air de type Eijkelkamp M1.08.60.E pour la détermination de la porosité des sols;

- granulomètres à tamisage (sous eau et à sec) et à diffraction laser (Malvern, MASTERSIZER HYDRO 3000) pour déterminer la taille des grains de sols.

Concernant les différentes modélisations numériques, les logiciels FEFLOW, HYDRUS et MATLAB ont été utilisés.

### **4.3 Méthodes de l'étude**

L'objet de cette partie est de décrire les différentes méthodes utilisées pour la caractérisation des sols ainsi que pour la mise en place des modèles numériques. Ces méthodes commencent par des travaux de terrain.

#### ***4.3.1 Méthode de la caractérisation des sols***

Trois types d'analyses sont réalisées pour caractériser quelques sols du District d'Abidjan: la granulométrie (tamisage et laser), la perméabilité en laboratoire (à charge constante et/ou variable) et la pycnométrie. Les méthodes décrites ci-dessous proviennent des manuels d'utilisation des différents appareils utilisés.

#### ***Profil géologique et échantillonnage de sols***

Tout d'abord, lorsqu'un affleurement est identifié, un nom lui est attribué et ses coordonnées géographiques sont déterminées. Nous procédons ensuite au levé de profil géologique de terrain. Le levé consiste à observer et reproduire dans un cahier, un croquis de la lithologie de l'affleurement du sol. La couleur, la texture, l'épaisseur approximative du sol affleurant, et toute autre information que nous trouvons pertinente sont notées. Après les levés, six échantillons de sol affleurant sont prélevés à une profondeur approximative allant de 2 à 5 m pour l'analyse au laboratoire. Le tableau 4.1 renferme les renseignements portant sur la situation géographique des sites d'échantillonnage des sols.

**Tableau 4.1: Lieu et caractéristiques des échantillons de sol**

Lieu de prélèvement des échantillons	Dénomination	Coordonnées géographiques (UTM 30N précision +/- 3 m)		Caractéristiques visuelles	Profondeur approximative en mètres
		X	Y		
Route d'Alepé1	E1	392067	602793	Zone de réduction blanchâtre	2
Route d'Alepé1	E2	392067	602793	Latérite ocre	2
Route d'Alépé2	E3	391861	602263	Sable rouge	3
Route Dabou1/Adiop1	E4	375753	590827	Sable blanc grossier	2 à 5
Route Dabou2/Adiop2	E5	375760	590835	Sable rouge ocre avec du gravier	3
Banco1	E6	383494	592265	Sable grossier blanc	2 à 4

### ***Perméabilité de laboratoire***

La perméabilité désignant l'aptitude d'un matériau à se laisser traverser par l'eau sous l'impulsion d'un gradient hydraulique selon Banton et Bangoy (1997), se mesure in situ et en laboratoire. Le perméamètre de laboratoire est l'outil de mesure de la perméabilité d'un échantillon de sol saturé. Cette perméabilité identifiée sous le nom de coefficient de perméabilité (facteur K), est déterminée d'une part par la géométrie des pores en fonction de la texture et la structure du sol étudié, et d'autre part sur les caractéristiques intrinsèques du sol. Avant de procéder aux mesures proprement dites, le perméamètre Eijkelkamp M1.09.02.E (Figure 4.1) est d'abord calibré, ensuite les échantillons ont été mis dans les supports annulaires et saturés puis analysés par des essais à charge constante et variable.

### ***Méthode de mesure de la perméabilité à charge constante***

C'est une méthode qui est utilisée pratiquement pour n'importe quel type de sol hormis les sols peu perméables tels que l'argile et la tourbe. Elle s'effectue en quatre étapes:

1. Mettre les échantillons préalablement saturés dans des supports annulaires de sorte que l'eau puisse y circuler en s'assurant d'obtenir les mêmes niveaux d'eau dans les supports annulaires et le réservoir.
2. Ensuite, s'assurer que le niveau d'eau dans le réservoir est ajusté à une position voulue en faisant coulisser le régulateur de niveau en haut et en maintenant une différence de niveau d'eau constante (h) à l'intérieur et à l'extérieur des échantillons;

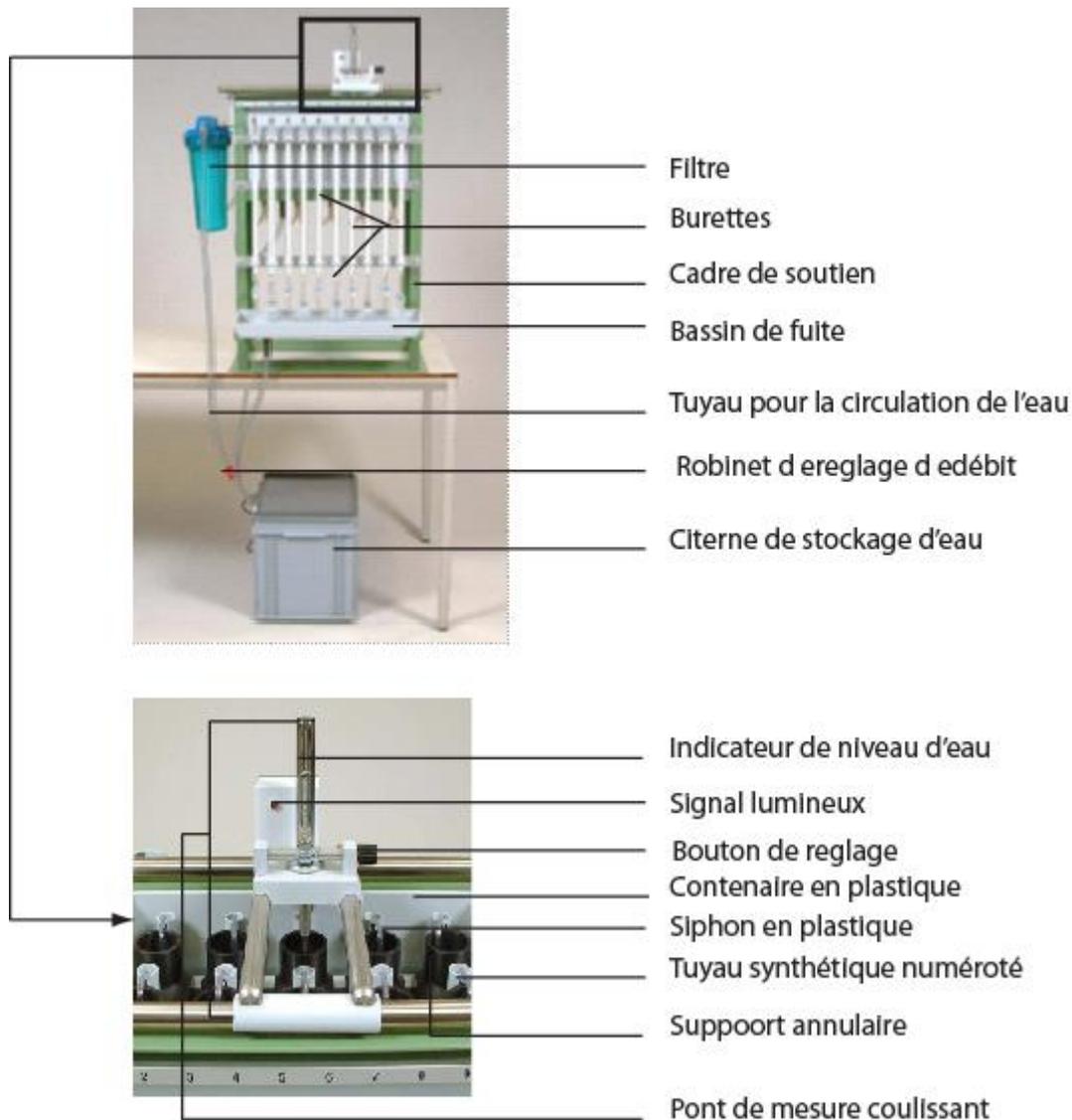


Figure.4.1: Perméamètre Eijkelkamp M1.09.02.E (tiré du manuel d'utilisation)

3. Mesurer le volume d'eau qui coule à travers les échantillons dans une unité de temps et fermer le robinet d'arrêt de la burette et lire le niveau d'eau initial (en ml) puis lire à nouveau le niveau d'eau dans la burette;
4. Pour finir, faire glisser le pont de mesure au-dessus de l'endroit désiré à l'aide des deux mains, tourner le bouton rotatif pour déplacer la tige de dosage vers le bas et au moment où le point de mesure touche le niveau de l'eau, la lumière apparaît et le niveau de l'eau peut être lu. Par la suite lire le niveau d'eau dans le conteneur et dans le support annulaire de chaque échantillon.

La différence de niveau d'eau mesurée de chaque échantillon est utilisée pour calculer le coefficient de perméabilité à saturation à charge constante selon la formule suivante:

$$K = \frac{V.L}{A.t.\Delta h} \quad (4.1)$$

Avec:

- K** (cm / j): Coefficient de perméabilité à saturation  
**V** (cm<sup>3</sup>): Volume d'eau s'écoulant à travers l'échantillon  
**L** (cm): Longueur de l'échantillon de sol  
**A** (cm<sup>2</sup>): Surface de section transversale de l'échantillon  
**t** (jour): Temps utilisé pour l'écoulement au travers du volume d'eau V  
**Δh** (cm): Différence de niveau d'eau à l'intérieur et l'extérieur l'échantillon cylindrique

Dans notre cas, les temps de mesure se situent entre 3 et 30 heures.

#### ***Méthode de mesure de la perméabilité à charge variable***

L'essai à charge variable est utilisé pour mesurer l'échantillon à faible perméabilité. La différence fondamentale avec la méthode à charge constante est qu'ici la variation de la différence de niveau d'eau (Δh) est mesurée pendant un certain intervalle de temps (Δt), et non la quantité d'eau évacuée. Au début de la mesure comme le cas précédent, nous devons nous assurer que les niveaux d'eau dans les supports annulaires et dans le réservoir sont les mêmes. Le niveau d'eau dans le support annulaire est abaissé juste au-dessus de l'échantillon en utilisant un siphon. Le pont de mesure est utilisé pour mesurer le niveau d'eau dans le support annulaire lequel est le niveau initial. Un couvercle est mis sur le récipient pour empêcher l'évaporation. Le niveau de l'eau est mesuré de nouveau après une période allant de 0,85 à 23 heures. Le niveau d'eau dans le réservoir est également mesuré. La différence de la variation du niveau de l'eau est utilisée dans les calculs du coefficient de perméabilité K selon l'équation générale (4.2.):

$$K = \frac{a.L}{A(t_2-t_1)} \ln \frac{h_1}{h_2} + \frac{x.a.L}{A\sqrt{(h_1.h_2)}} \quad (4.2)$$

Avec:

- V** (cm<sup>3</sup>): Volume d'eau s'écoulant à travers l'échantillon  
**K** (cm / j): Coefficient de perméabilité  
**A** (cm<sup>2</sup>): Surface de la section transversale de l'échantillon  
**a** (cm<sup>2</sup>): Surface de section transversale du cylindre d'échantillonnage/du support annulaire (cm<sup>2</sup>)

<b>t</b> (jour):	Temps écoulé entre le début et la fin de la mesure ( $t_2 - t_1$ )
<b><math>t_2 - t_1</math></b> (jour):	Intervalle de temps entre le début et la fin de la mesure
<b><math>h_1</math></b> (cm):	Niveau d'eau à l'intérieur et à l'extérieur du support annulaire au début de la mesure
<b><math>h_2</math></b> (cm):	Niveau d'eau à l'intérieur et à l'extérieur du support annulaire à la fin de la mesure
<b>x</b> (cm/jour):	Facteur d'évaporation (valeur de littérature) = 0,0864
<b>L</b> (cm):	Longueur de l'échantillon de sol

Nous avons effectué les mesures avec des cylindres d'échantillonnage de même volume (100 cm<sup>3</sup>) donc **A = a** et l'équation 4.2 devient:

$$K = \frac{L}{(t_2 - t_1)} \ln \frac{h_1}{h_2} + \frac{x.L}{\sqrt{(h_1 \cdot h_2)}} \quad (4.3)$$

### ***Méthodologie de mesure et de calcul avec le pycnomètre***

Le pycnomètre à air (Figure 4.2) peut être utilisé pour déterminer les volumes, les densités et porosités des échantillons de sol. Avant de procéder aux mesures, le pycnomètre est calibré puis un maximum de 100 cm<sup>3</sup> de sol par échantillon préalablement séché est pesé et placé sur la plaque de mesure puis fermé par la cloche à vide avec le bouton de serrage. Après la stabilisation du mercure, le robinet de sortie d'air est mis en position 1 et la cuve de niveau est abaissée lentement à la position inférieure. Dès que le niveau de mercure est stable, la valeur est lue. La cuve est placée à nouveau dans la position supérieure et le robinet de sortie d'air en position 0, maintenant l'objet mesuré peut être enlevé pour faire place au prochain échantillon.

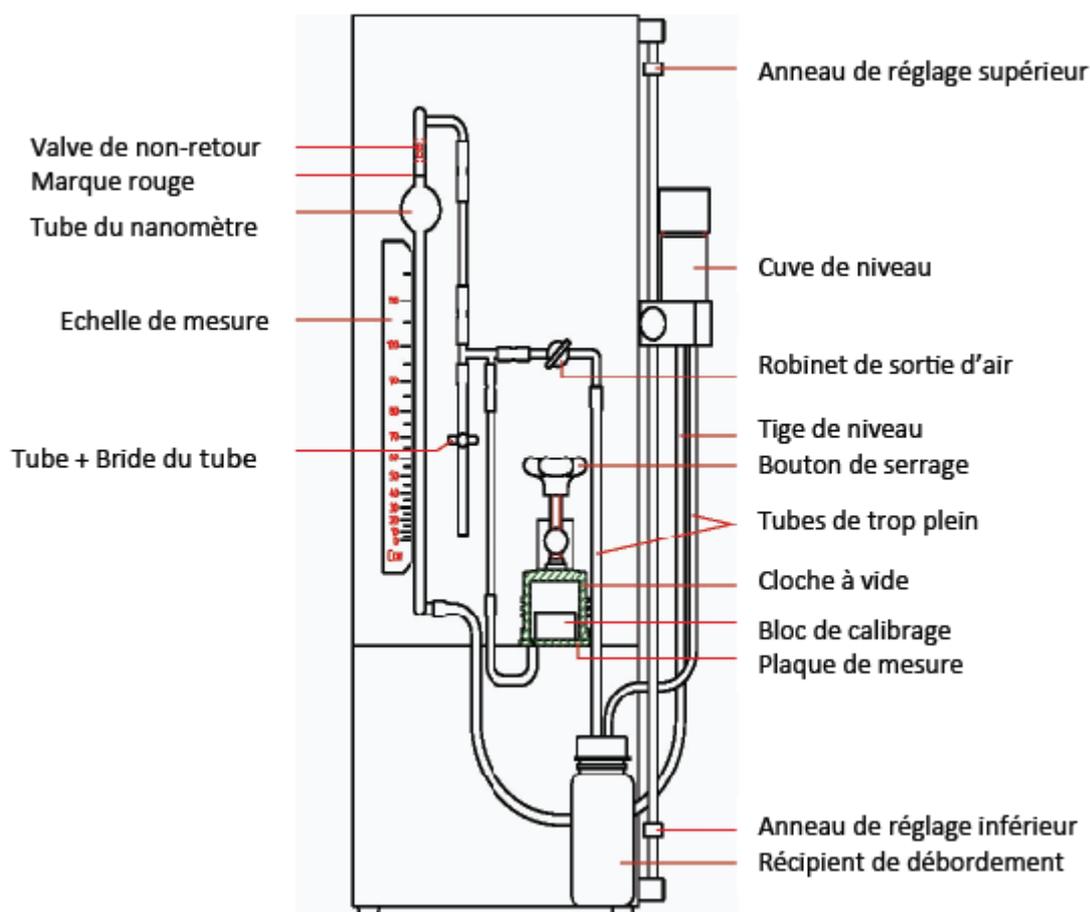


Figure 4.2: Schéma du pycnomètre à air (tiré du manuel d'utilisation)

Le tableau (4.2) expose les masses et volumes des échantillons.

Tableau 4.2: Masses et volumes des échantillons

Echantillons	Masse échantillons (g)		Masse récipient de mesure (g)			Volume (Cm <sup>3</sup> )		
	M <sub>t</sub> (saturé)	M <sub>s+r</sub> (sec)	Cylindre	Coupelle_1	Coupelle_2	Bac	V <sub>s+r_1</sub>	V <sub>s+r_2</sub>
E1	275,88	221,31	96,62	8,36	-		54	54,1
E2	286,2	236,76	96,62	8,36	-		61	61
E3	294,31	249,4	96,62	8,36	-		66,2	66,5
E4	289,11	255,64	96,62	-	11,5		69,5	69,5
E5	303,94	264,78	96,62	-	11,5		71	71
E6	288,45	246,67	96,62	-	-	6,33	68,9	68,9

Où

**M<sub>t</sub> (g):** Masse totale (échantillon + cylindre + coupelle)

**M<sub>s+r</sub> (g):** Masse de l'échantillon séché à 105 °C + anneau

**M<sub>s+w</sub> (g):** Masse échantillon humide + anneau

**M<sub>r</sub> (g):** Masse de l'anneau cylindrique

$M_{s+w}$ (g):	Masse échantillon humide + anneau
$M_s$ (g):	Masse du sol sec
$M_w$ (g):	Quantité d'eau dans le sol
$V_{s+r_1}$ (cm <sup>3</sup> ):	Volume de la première mesure de sol
$V_{s+r_2}$ (cm <sup>3</sup> ):	Volume de la deuxième mesure de sol
$V_r$ (cm <sup>3</sup> ):	Volume de l'anneau cylindrique
$V_p$ (cm <sup>3</sup> ):	Volume des pores
$V_s$ (cm <sup>3</sup> ):	Volume du sol

La détermination de la densité commence par le calcul des masses et volume d'eau et de sol selon la procédure des équations 4.4 à 4.10.

La masse de sol et de l'humidité dans les anneaux ( $M_{s+w}$ ) est:

$$M_{s+w} = M_t - M_r \quad (4.4)$$

La quantité d'eau dans l'échantillon de masse  $M_{s+w}$  gramme est:

$$M_w = M_t - M_{s+r} \quad (4.5)$$

Le pourcentage de la masse de l'eau ou la teneur en eau est calculée par l'équation 4.6:

$$\% W = \frac{100M_w}{M_{s+r}} \quad (4.6)$$

La masse de sol uniquement est:

$$M_s = M_{s+w} - M_w \quad (4.7)$$

Le volume de cette masse de solide est donné par la relation suivante:

$$V_s = V_{s+r} - V_r \quad (4.8)$$

Le volume des pores dans un volume total de 100 cm<sup>3</sup> de sol dans le récipient de mesure est donné par l'équation:

$$V_p = 100 - V_s \quad (4.9)$$

La densité apparente du squelette du sol ( $d$ ) de nos échantillons se calcule comme suit:

$$d = \frac{M_s}{V_s} \quad (4.10)$$

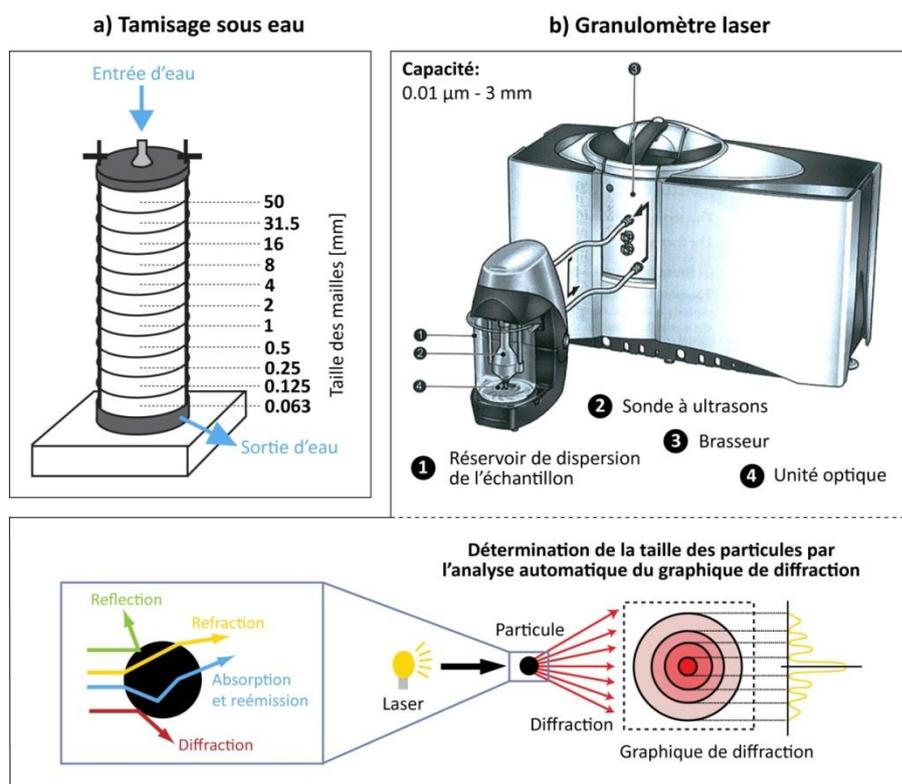
### *Les méthodes granulométriques*

La granulométrie a pour objet de mesurer et d'analyser la distribution des tailles des particules

qui composent un sol. Elle contribue à sa classification en fonction du poids des différentes fractions granulaires. Dans cette étude, deux méthodes de granulométrie ont été utilisées : la granulométrie par tamisage et la granulométrie laser (Figure.4.3). La combinaison de ces méthodes a permis de décrire la distribution granulométrique de quelques sols affleurants.

### *Granulométrie par tamisage*

La granulométrie par tamisage (à sec et sous eau) est déterminée en pesant la masse du matériau qui passe à travers les mailles calibrées du tamis (Figure 4.3a).



**Figure 4.3: Principe et appareils de granulométrie d'après Malvern instruments Tdt, 2011, HORIBA [web] et CILAS [web]**

Pour les deux méthodes de tamisage, les tamis sont pesés puis montés du bas vers le haut, respectivement de plus petite maille à la plus grande. Dans ce travail, la taille de la tour de tamis varie de 0,063 à 8 mm. Les échantillons sont divisés en deux parties puis pilonnés afin de casser les agglomérats les plus importants, pesés puis renversés dans le tamis supérieur. Chaque partie sert à la mesure des deux méthodes de tamisage. Le montage est placé sur l'agitateur mécanique et fixé solidement avec la tête du système.

### *Tamisage à sec*

Pour le tamisage à sec, la base du tamis est également pesée avant l'analyse. La tour est agitée

à une vitesse 5 pendant 15 minutes. Chaque tamis ainsi que la base contenant une fraction d'échantillon sont repesés. Les tamis et la base sont lavés et séchés à l'étuve à 50 °C pendant une nuit (8 heures environ) avant de tamiser l'échantillon suivant. La fraction d'échantillon dont les grains sont inférieurs à 1 mm est ensuite utilisée pour les mesures au granulomètre laser. La figure 4.3 présente le matériel granulométrique. Des agrégats sont formés lors de l'analyse par tamisage à sec. Une analyse granulométrique par tamisage sous eau a été réalisée.

#### ***Tamisage sous eau***

Dans cette méthode, le couvercle est connecté à un robinet et l'eau est ajoutée pendant l'agitation. Au cours du tamisage, chaque tamis est vérifié pour éviter leur obturation. Lorsque l'eau qui sort du système est assez claire, l'essai est arrêté. Les tamis contenant les différents refus sont étuvés à 50°C pendant une nuit (8 h environ) puis sont repesés. Les tamis sont lavés et séchés afin de procéder à l'analyse du second échantillon de sol.

#### ***Granulométrie laser***

Les essais au granulomètre à diffraction laser ont été réalisés sur la base du matériel inférieur à 1 mm de diamètre en vue de caractériser la partie fine des échantillons. Environ 1 g d'échantillon de sol est prélevé et mélangé dans un récipient contenant de l'eau déminéralisée pour vérifier si l'échantillon se disperse bien dans l'eau. Un fichier est créé et sauvegardé sur l'ordinateur connecté au granulomètre laser. Les essais sont effectués en 2 temps: une procédure manuelle qui est en réalité un test et une autre automatique qui est la procédure standard de fonctionnement (la mesure proprement dite). Le test manuel permet de déterminer les meilleurs paramètres pour l'échantillon sans ultrasons (US). L'utilisation des US est un procédé qui permet d'émettre des sons dans la solution en vue de diminuer le taux d'obscuration. Dans nos mesures, les US sont utilisés à un taux allant de 10 à 30 %. La mesure se fait en plusieurs phases suivies de pauses entre chaque phase et les paramètres sont parfois modifiés en cours de mesure. Une fois la mesure lancée, le système s'initialise et mesure le « background », le bruit de fond. Si la courbe «Energy – Dector Number» commence en dessous de 100 % et suit une forme régulière exponentielle inverse, la mesure peut continuer. Sinon, le système est nettoyé et la vitesse de la pompe est réglée ainsi que le nombre des ultrasons pour supprimer les impuretés ou les bulles. Ensuite l'échantillon est ajouté à l'aide d'une spatule de sorte à obtenir l'obscuration optimale. Une série de mesures est effectuée. Le système est nettoyé à la fin de chaque essai et on passe à l'échantillon

suivant. Une moyenne des mesures brutes est créée puis exportée. C'est ce fichier qui est traité, interprété et discuté.

Les résultats de la caractérisation des sols échantillons ont été utilisés comme valeurs initiales d'entrée des modèles.

### *4.3.2 Méthodologie de la modélisation numérique*

La modélisation numérique permet de résoudre de façon approximative l'équation aux dérivées partielles qui décrit l'écoulement en milieu poreux (Ashraf et Ahmad, 2008). Selon Thangarajan et Rajan (2004), de manière générale, en modélisation numérique, l'attention n'est pas mise sur l'obtention d'une solution exacte, mais sur l'obtention d'une solution raisonnable approximée. La mise en place du modèle numérique exige plusieurs étapes dont les principales sont: l'élaboration du modèle conceptuel, le choix des codes numériques, la numérisation du modèle conçu, le calibrage et la validation du modèle, l'analyse de sensibilité du modèle et les analyses prédictives (Anderson et Woessner, 1992). Pour la mise en place des différents modèles, un certain nombre d'hypothèses est émis.

### *4.3.3 Principales hypothèses*

Etant donné la complexité des conditions qui contrôlent le mouvement des eaux souterraines dans l'aquifère, des hypothèses simplificatrices sont faites pour la construction de modèles numériques qui simulent l'écoulement des eaux souterraines (Robinson et Ipsen, 2007). Les hypothèses suivantes que nous avons établies, ont permis de concevoir et de mettre en œuvre les différents modèles:

- la nappe d'Abidjan est libre dans son ensemble;
- l'aquifère est poreux et continu selon les caractéristiques du VER définies par Bear (1972) et n'est pas en lien hydraulique avec les autres aquifères (aquifères du Quaternaire et celui du Maastrichtien);
- le domaine modélisé n'a pas de lien avec les différents cours d'eau;
- les couches constituant l'aquifère sont uniformes et anisotropes;
- l'uniformité et la constance de la recharge dans le temps et dans l'espace d'après les différentes parties du domaine modélisé et se fait à partir de l'infiltration;
- la piézométrie de 1978 (année zéro du modèle) est représentative de la piézométrie moyenne annuelle en régime permanent aux conditions de faible exploitation;

- les débits de pompage sont considérés constants dans le temps;
- l'uniformité des conductivités hydrauliques dans certaines parties du domaine;
- le benzène dans son état gazeux, se dissout totalement dans l'eau d'infiltration;
- le transport du benzène est monophasique.

#### **4.3.4 Conceptualisation des modèles d'écoulement souterrain**

Le développement d'un modèle conceptuel a pour but selon Ledoux (1986), de simplifier un problème de terrain complexe et d'organiser les données associées au terrain de sorte que le système puisse être analysé. Il serait donc question d'analyser et d'interpréter les données de bases acquises et de traduire l'information en un modèle conceptuel adapté à la modélisation numérique. Pour ce faire, les limites du modèle et les unités lithostratigraphiques de la nappe d'Abidjan ont été définies.

##### ***Limites des modèles***

D'après Anderson et Woessner (1992), le premier pas dans la formulation du modèle conceptuel est de définir la zone d'intérêt c'est-à-dire les limites du modèle. Les coordonnées géographiques de la zone modélisée se situent dans le référentiel WGS 1984 UTM, Zone 30 Nord entre les latitudes 350 000 et 421 000 mètres en abscisses et entre les longitudes 581 000 et 609 000 mètres en ordonnées (Figure 4.4). Cette zone couvre une superficie de 986,8 km<sup>2</sup> avec un périmètre de 266,68 km. La partie nord-est du District d'Abidjan n'a pas été choisie par manque de données de forages et de piézométrie. La zone modélisation est limitée:

- au nord par le contact avec le socle cristallin, les cours d'eau du Bété et du Nieké;
- au sud par la bordure nord de la lagune Ebrié;
- à l'est par les lagunes Adjin et Potou et la rivière le Bété;
- à l'ouest par les cours d'eau Agnéby et Niéké.

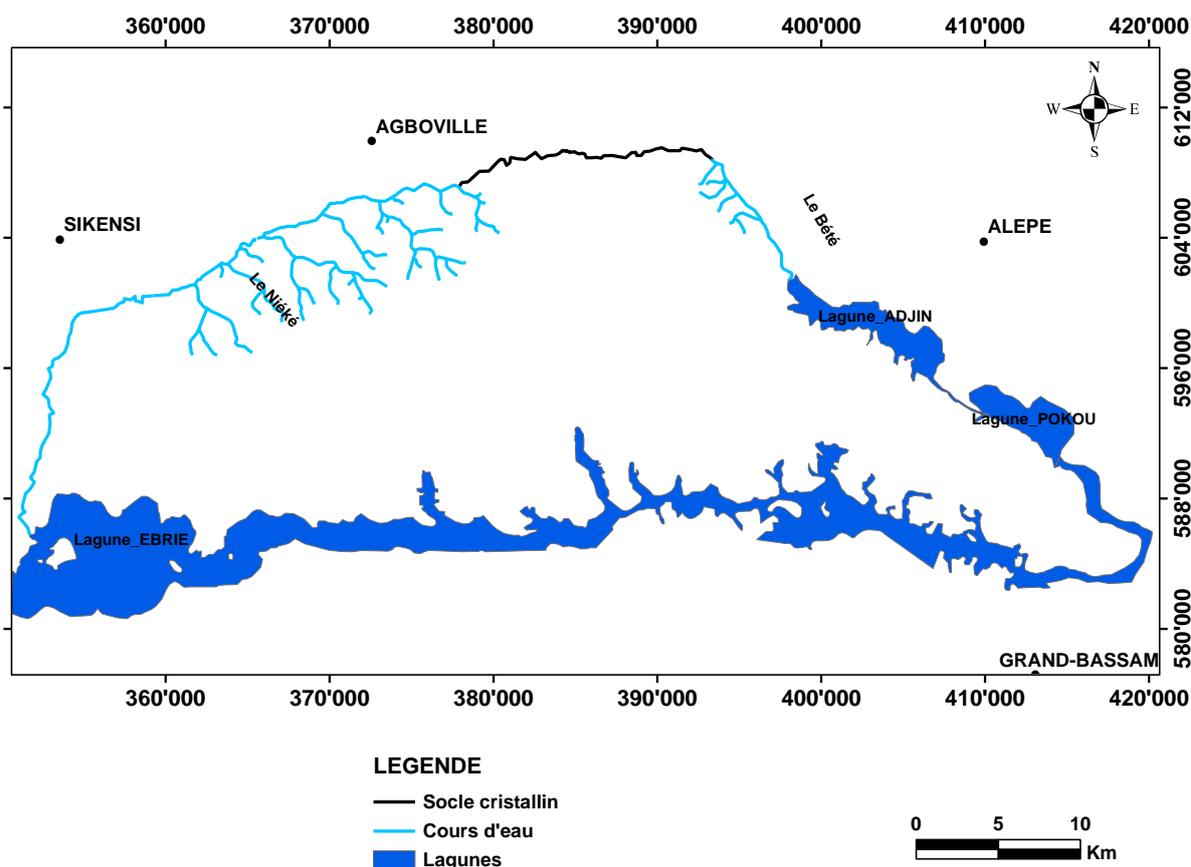
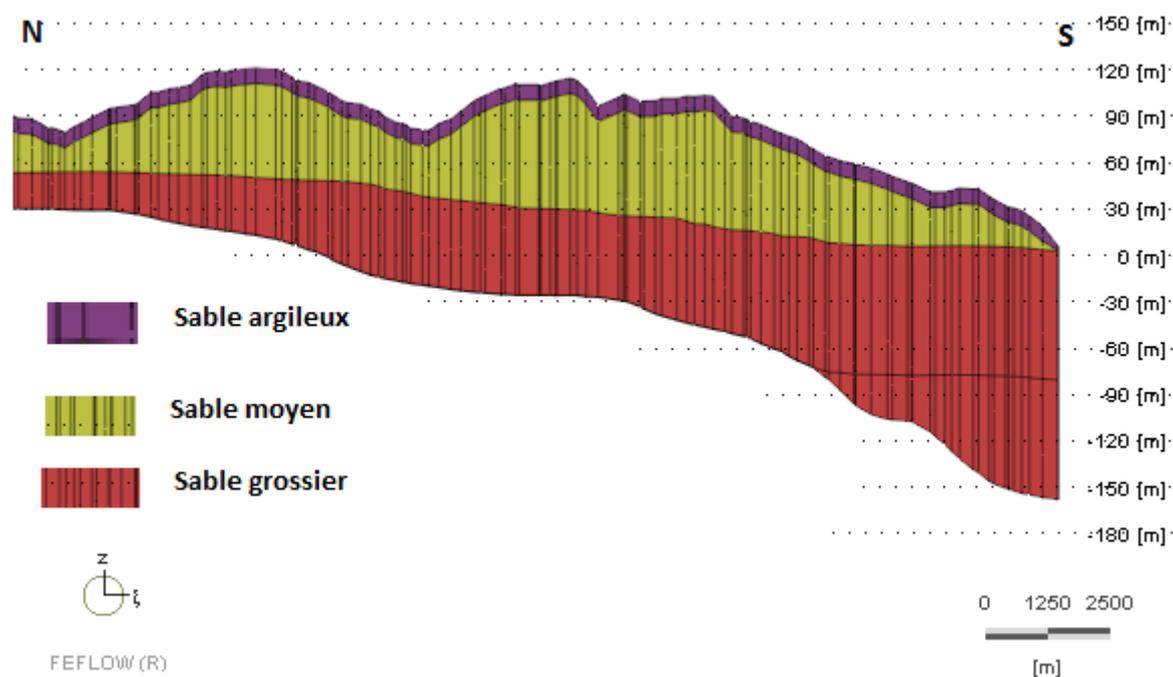


Figure 4.4: Limites physiques du modèle

#### Définition des unités lithostratigraphiques

La définition des unités lithostratigraphiques commence par la conception du modèle des couches et la détermination des propriétés hydrogéologiques de la nappe d'Abidjan. La séquence stratigraphique de l'aquifère du Continental Terminal au niveau d'Abidjan, décrite dans le chapitre premier, comprend essentiellement des sables argileux, des sables moyens et des sables grossiers fluviatiles qui constituent respectivement les trois couches suivant l'analyse des coupes et fiches techniques des forages du domaine modélisé. La couche superficielle sable argileux contient par endroit des cuirasses latéritiques, avec une épaisseur moyenne de 10 m alors que celle de la couche de sable moyen est de 60 m. Quant au sable grossier constituant la troisième couche est divisée en deux formant les couches 3 et 4 a une épaisseur moyenne de 90 m. Une coupe nord-sud de la zone d'étude réalisée avec le code FFLOW se trouve à la figure 4.5. En ce qui concerne les propriétés hydrogéologiques, les conductivités hydrauliques initiales assignées au domaine varient de  $1.10^{-6}$  à  $4.10^{-4}$  m/s.



**Figure 4.5: Modèle de couches**

Le modèle hydrogéologique conceptuel est donc introduit dans une forme appropriée, forme numérique pour la simulation en utilisant les méthodes des éléments finis. Cela nécessite le choix d'un code numérique, l'élaboration des grilles du modèle, la mise en place des conditions aux limites et le choix des propriétés hydrogéologiques assignées au code.

#### 4.3.5 Présentation du code numérique FEFLOW

Dans le cadre de cette étude, le code numérique FEFLOW a été choisi pour modéliser l'écoulement souterrain et le transport du benzène de la nappe d'Abidjan. Le logiciel FEFLOW «Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System» est un code numérique pour la simulation de l'écoulement souterrain, du transport de masse et aussi du transport de la chaleur par la méthode des éléments finis. Développé à l'origine par Hans-Jörg Diersch, FEFLOW a été amélioré par une équipe internationale d'experts de la société DHI-WASY, un Institut pour la planification des ressources en eau et des systèmes de recherche en Allemagne (Diersch, 2013). Cet outil informatique est commercialisé par ladite institution. En effet, pour résoudre les équations différentielles, FEFLOW utilise une approche intégrale.

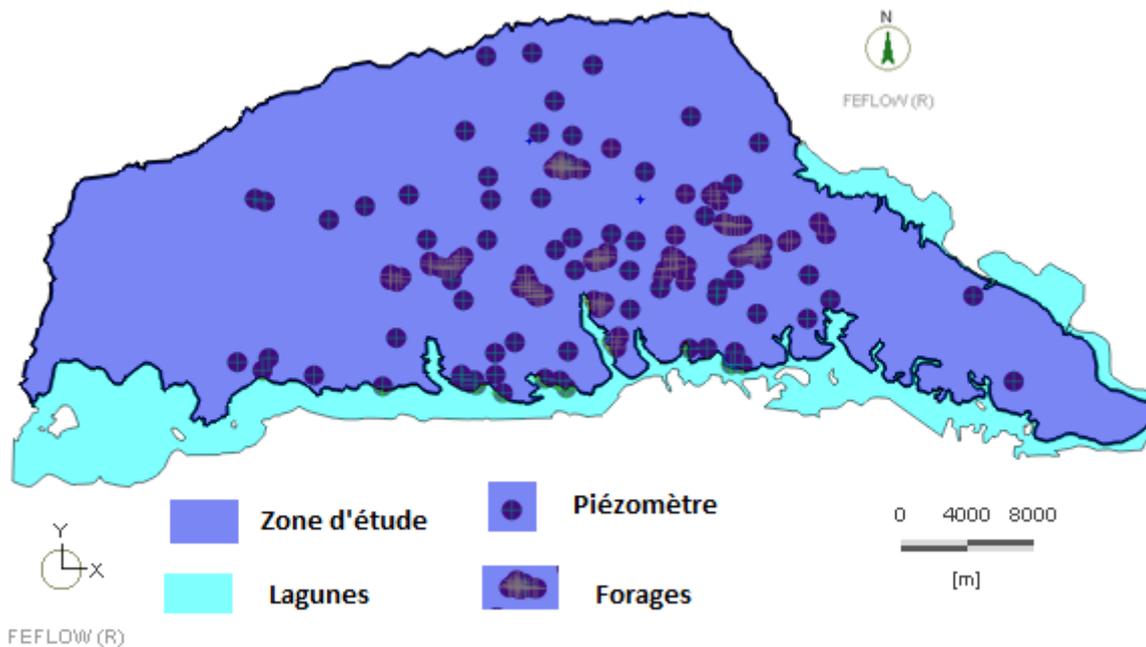
Le choix de FEFLOW réside dans son utilisation répandue dans le monde et dans sa capacité à simuler aussi bien l'écoulement souterrain, le transport de polluant de façon individuelle ou couplée en milieu non-saturé que saturée en eau puis en régime permanent ou transitoire. Le modèle avec FEFLOW peut être réalisé en 2 Dimensions (projection horizontale, projection

verticale ou projection axisymétrique) ou en 3 Dimensions. Ce logiciel est conçu de manière à pouvoir communiquer avec certains types de fichiers notamment les «shapefiles» de ESRI, les rasters (Jpeg, png, bmp), les AutoCAD, les DBase Tables, les ASCII et les fichiers de feuilles de calcul Microsoft EXCEL, etc...

La création du modèle numérique consiste à construire un maillage délimité par les conditions aux limites et les conditions initiales tout en intégrant les différents paramètres d'entrée.

### *Discrétisation du domaine en éléments finis*

Avec le logiciel FEFLOW, la construction du modèle débute par la génération de «super-maille» (Figure 4.6) au sein du domaine afin de délimiter les limites extérieures du modèle. Cette génération prend en compte les caractéristiques géométriques de la zone modélisée telles que les puits de pompage, les piézomètres et les points de dépôts de déchets. Ces différentes caractéristiques géométriques citées sont utilisées aussi dans l'assignation des conditions aux limites. Les super-mailles ont trois types de formes qui sont les polygones, les lignes et les points.



**Figure 4.6: Génération de la super-maille 2D**

Dans cette étude, nous avons généré une super-maille 2-Dimensions contenant le domaine modélisé, les deux stations-service, les forages et les piézomètres. Le maillage est généré à partir de la super-maille 2D créée en utilisant l'option de l'algorithme de triangulation (Figure 4.7). La génération de mailles par triangulation a été choisie car cette méthode a l'avantage

d'affiner les caractéristiques géométriques identifiées lors de la création de la super-maille. Ensuite les mailles sont affinées autour des deux stations d'essence (N'Dotré et Anador) et des forages de pompage. Un total de 34 940 éléments et de 18071 nœuds compose la zone modélisée.

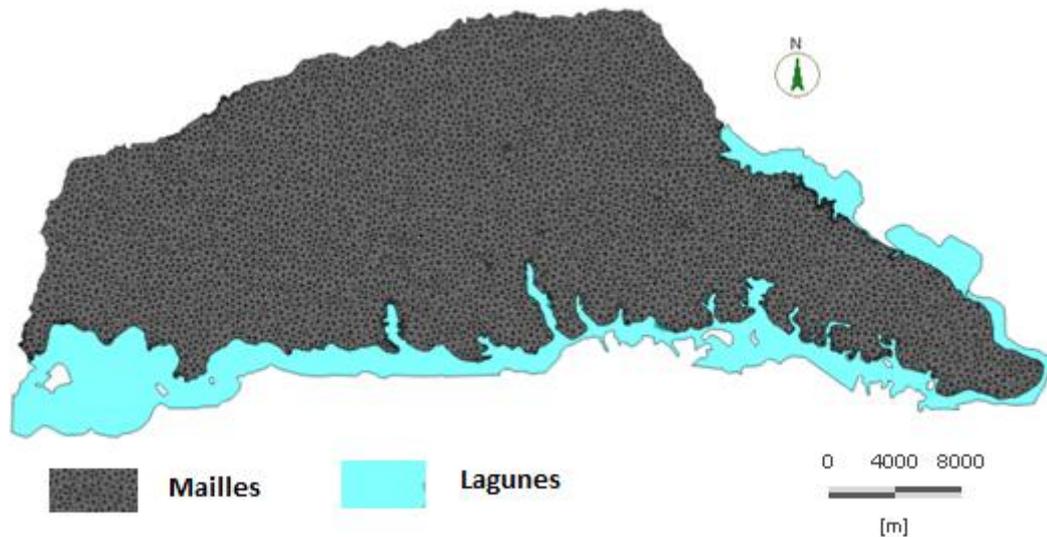
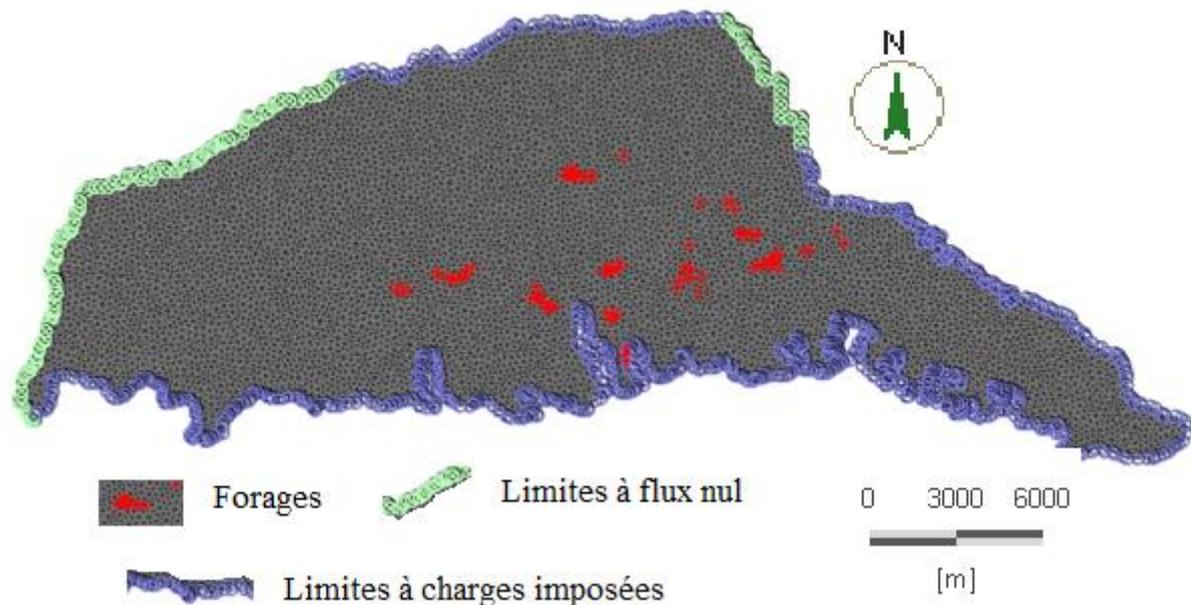


Figure 4.7: Maillage du domaine

#### **Conditions aux limites et initiales du modèle**

La solution de l'équation de l'écoulement souterrain se trouve généralement dans un domaine à 1, 2 ou 3 dimensions et ses limites dans l'espace euclidien (Diersch, 2014). La solution unique et appropriée recherchée est celle qui correspond aux conditions aux limites particulières du système conceptuel élaboré (Fitts, 2013). Les conditions aux limites et initiales du modèle doivent donc être définies, si possible en utilisant les limites hydrogéologiques naturelles comme le préconisent Anderson et Woessner (1992). En régime permanent, seules les conditions aux limites sont utiles, alors qu'en régime transitoire, les deux types de conditions (condition aux limites et initiales) doivent être spécifiés (Konokow, 2001). Les charges imposées, les flux imposés et les flux à valeur dépendante représentent les trois types de conditions aux limites. Les différents types de conditions aux limites en termes d'écoulement utilisées dans ce travail sont les charges et flux imposés (Figure 4.8).



**Figure 4.8: Conditions aux limites imposées au domaine modélisé**

### **Charges imposées**

Les charges imposées sont des conditions de potentiels de type Dirichlet (Diersch, 2014, Yeh *et al.*, 2015). Des limites à charge constante ont été imposées à la limite nord, 58 m (niveau moyen du niveau piézométrique) et sud 0,2 m (par rapport au niveau zéro de la mer) du domaine modélisé afin de simuler des courbes équipotentielles en amont et en aval de l'aquifère sur les couches. Ces charges représentent le niveau de la nappe. Le choix de ces charges imposées est justifié par le fait que le modèle ne représente pas l'ensemble des formations de sables qui constitue essentiellement l'aquifère du Continental Terminal. Elles imposent donc un régime d'écoulement local en s'appuyant sur des courbes équipotentielles situées en amont et en aval de la zone de l'aquifère modélisé. Ces valeurs sont été choisies en fonction des valeurs d'équipotentielles existantes (Figure 4.8).

### **Flux à valeurs dépendantes**

Les flux à valeurs dépendantes sont des conditions aux limites de type Cauchy. Ils représentent des conditions mixtes de potentiel et de flux qui d'après Banton et Bangoy (1997) se produisent lorsque le potentiel et ses dérivées normales sont simultanément décrites sur les limites sous forme combinée. Nous avons donc imposé des flux nuls à valeurs dépendantes sur la limite ouest (Agnéby et Niéké) et la limite nord-est (le Bété) du modèle qui sont des cours d'eau dont l'influence sur la nappe est supposée négligeable dans cette étude (Figure 4.8).

***Conditions aux limites de «type forage» et de «type recharge»***

La carte de la recharge de la nappe élaborée par Deh (2013) a permis d'assigner sur le premier «slice» du modèle constituant la topographie, des recharges spécifiques à chaque zone discrétisée. Ces recharges verticales allant de 150 à 422,7 mm/a de l'aquifère, résultent de l'infiltration des précipitations et représentent une limite dite «de recharge» appliquée uniformément sur les différentes zones d'occupation du sol délimitées au niveau du domaine modélisé (Figure 4.9).

En ce qui concerne les forages, des prélèvements d'eau de la zone ont été assignés sous forme de débits de pompage constants dans le temps allant de 0 à 7488 m<sup>3</sup>/jour au niveau des 93 forages repartis sur les 9 champs captant du domaine.

***Conditions initiales de l'écoulement souterrain***

Les conditions initiales sont constituées des données piézométriques de 59 piézomètres recueillis en 1978 (Figure 4.10). Ces 59 piézomètres sont représentatifs de la piézométrie moyenne annuelle de la nappe d'Abidjan en 1978, l'année de référence où les conditions d'exploitation étaient très faibles avec 30 forages en service (Tableau 4.3).

Les conditions aux limites ont été imposées de sorte que les différents modèles puissent être bien calés.

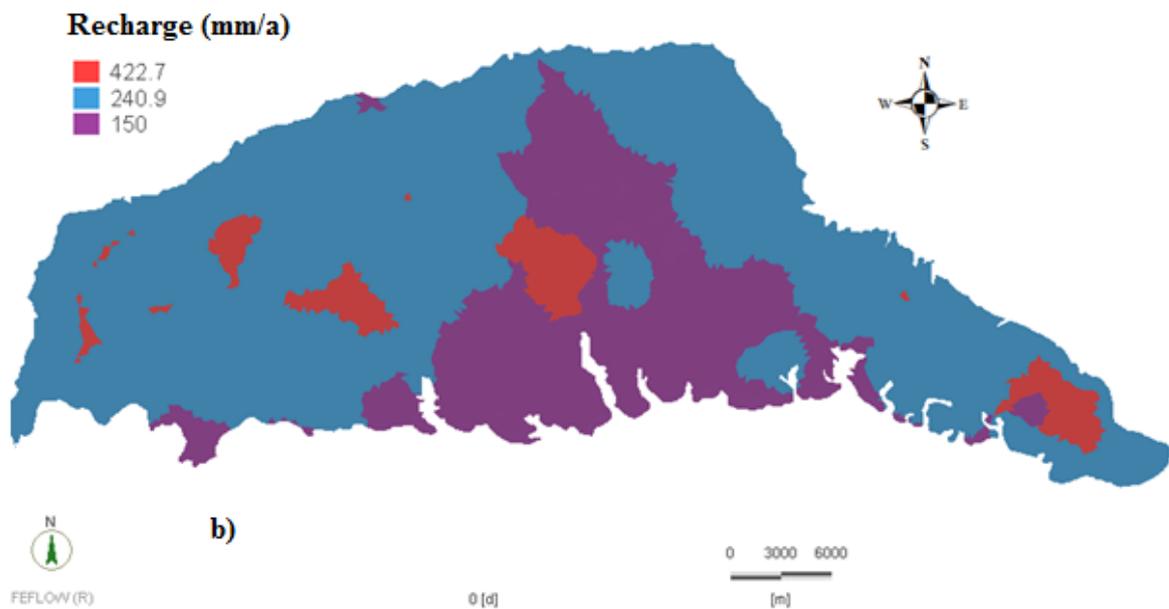
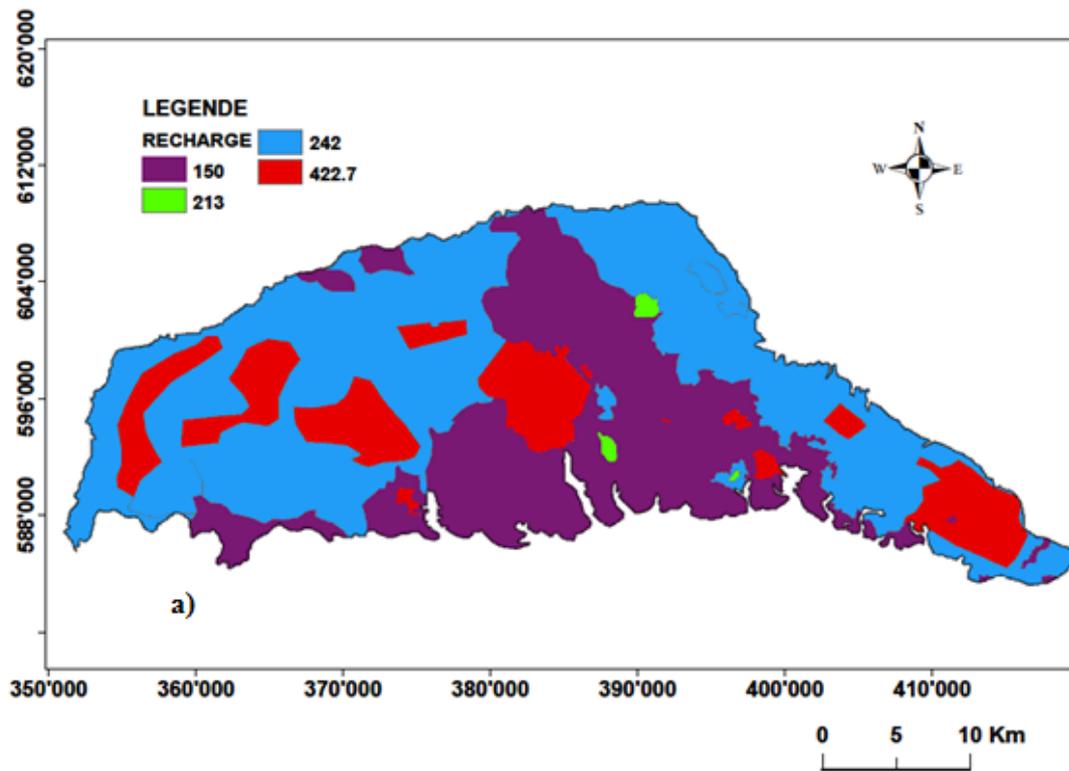


Figure 4.9: a) Carte de la recharge en mm/a de la nappe d'Abidjan d'après Deh (2013 introduit dans FEFLOW); b) Carte de recharge générée par FEFLOW

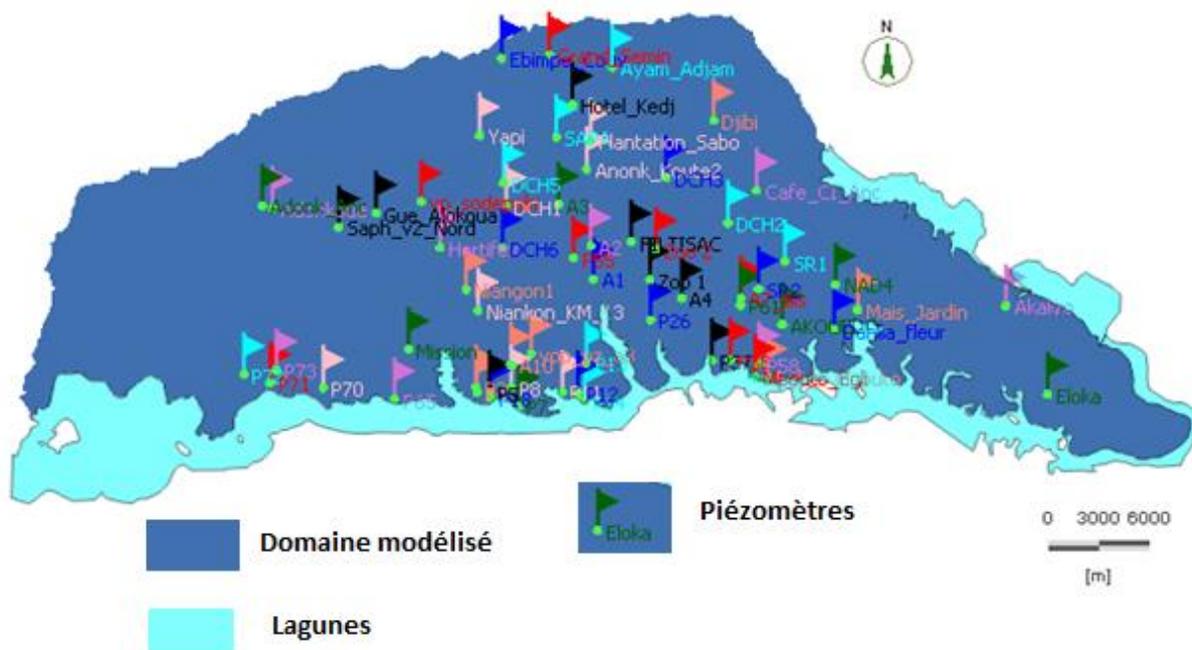


Figure 4.10: Piézomètres de 1978 repartis sur le domaine modélisé

Tableau 4.3: Débit de pompage et nombre de forages en 1978

Champs captants	Désignation	Débit de pompage (m <sup>3</sup> /jour)	Nombre de forages
<b>Zone Nord</b>	<b>ZN</b>	<b>13992</b>	<b>2</b>
Anonkoua Kouté	AK	0	0
Niangon Nord	NN	0	0
<b>Zone Ouest</b>	<b>ZO</b>	<b>46536</b>	<b>8</b>
<b>Adjamé Nord</b>	<b>AN</b>	<b>24696</b>	<b>5</b>
<b>Zone Est</b>	<b>ZE</b>	<b>44112</b>	<b>7</b>
<b>Nord Riviera</b>	<b>NR</b>	<b>30168</b>	<b>5</b>
Riviera centre	RC	0	0
<b>Plateau</b>	<b>Plateau</b>	<b>18000</b>	<b>3</b>
Djibi	DJI	0	0
Niangon2	N2	0	0
Abata	ABA	0	0
Akandje	AKA	0	0
<b>Champs captants en service</b>	<b>6</b>	<b>177504</b>	<b>30</b>

### Propriétés hydrogéologiques

Les valeurs des propriétés hydrodynamiques telles que la conductivité et la porosité issues de nos analyses ne permettant pas de caler les modèles, nous avons retenu la valeur de  $4 \cdot 10^{-4}$  m/s pour le sable grossier avec une porosité de 0,25 comme l'a indiqué Loroux (1978); Aghui et

Biémi (1984) et Jourda (1987). Ces auteurs ont affirmé une moyenne de conductivité hydraulique allant de  $5.10^{-6}$  à  $5.10^{-4}$  m/s.

### 4.3.6 Calage et validation des modèles d'écoulement souterrain en zone saturée

Les différents modèles mis en place ont été calé en régime permanent et validé en régime transitoire tant dans la zone saturée que dans la zone non saturée.

#### **Régime permanent**

Les modèles numériques d'écoulement souterrains sont constitués en tenant compte des différentes hypothèses émises dans la section 4.4.1. En régime permanent, un modèle 2D avec une couche de sable grossier a été mis en place. Le calage de ce modèle a consisté à ajuster les paramètres initiaux et conditions aux limites de façon à reproduire avec une certaine fiabilité, l'évolution réelle de la nappe sur la période d'étude donnée. Pour ce faire, les valeurs de la conductivité hydraulique et des conditions limites ont été ajustées par essai et erreur tout en restant dans la gamme des données. La méthode de calage par essais et erreurs a été choisie à cause du faible nombre de données piézométriques. Le calage en régime permanent s'est effectué à partir des relevés piézométriques de 1978 et des débits de pompage de ladite année (Tableau 4.4). Après chaque ajustement, le modèle est simulé et si l'écart entre les charges hydrauliques calculées et celles observées est grand, cette procédure est exécutée jusqu'à ce que les écarts entre les valeurs de terrain et celles calculées par le logiciel soient faibles (Anderson et Woessner, 1992; Konikow, 2001, Fitts, 2013). Dans FEFLOW, ce sont l'écart-type des erreurs ( $\sigma$ ), la moyenne des écarts absolus ( $\bar{E}$ ), la racine carrée de la moyenne des carrés (Erreur quadratique) et la racine carrée de la moyenne des carrés normalisés (RMSEN) des charges hydrauliques qui permettent d'apprécier le calage. Les équations (4.11 à 4.15) décrivent respectivement ces valeurs de calage d'après Ghanbarian-Alavijeh *et al.*, (2010):

$$\bar{E} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m |E_i| \quad (4.11)$$

Avec

$\bar{E}$  [m]: Moyenne des écarts absolus

m: Nombre de piézomètres (59)

$E_i$ : Ecart de calage entre les valeurs de piézométrie mesurées ( $H_{obs}$ ) sur le terrain et celles calculées ( $H_{cal}$ ) par le logiciel:

**Tableau 4.4: Débits de pompage (m<sup>3</sup>/j) et pas de temps**

Champs captants	Riviera Centre	Zone Est	Zone Ouest	Zone Nord	Nord Riviera	Niangon Nord	Plateau	Adjamé Nord	Anonkoua Koute	Djibi	Niangon2	Abatar	Akandjé	Total
1978	0	44112	46536	13992	30008	0	18000	24696	0	0	0	0	0	177344
1978 1979	0	43768	46536	13992	28616	0	18000	24696	0	0	0	0	0	175608
1979 1980	0	49552	46536	13992	57344	4560	18000	24696	0	0	0	0	0	214680
1980 1981	0	49552	46536	13992	57344	45792	18000	24696	0	0	0	0	0	255912
1981 1982	0	49552	46536	13992	57344	45792	18000	24696	8028	0	0	0	0	263940
1982 1983	0	49552	46536	19848	57344	45792	1800	24696	24105.6	0	0	0	0	269673.6
1983 1984	0	49552	65712	38064	57344	45792	1800	24696	27777.6	0	0	0	0	310737.6
1984 1985	9984	61716	65712	44040	57344	45792	1800	13800	27777.6	0	0	0	0	327965.6
1985 1986	19656	61716	65712	44040	57344	45792	1800	13800	27777.6	0	0	0	0	337637.6
1986 1987	29368	61716	65712	44040	57344	45792	1800	13800	27777.6	0	0	0	0	347349.6
1987 1988	33736	61716	65712	44040	57344	45792	1800	13800	27777.6	0	0	0	0	351717.6
1988 1989	33736	61716	65712	44040	57344	45792	1800	13800	27777.6	0	0	0	0	351717.6
1989 1990	33736	61716	65712	44040	57344	45792	1800	13800	27777.6	0	0	0	0	351717.6
1990 1991	33736	61716	65712	44040	57344	45792	1800	13800	27777.6	0	0	0	0	351717.6
1991 1992	33736	61716	65712	44040	57344	45792	1368	13800	27777.6	0	0	0	0	351285.6
<b>Total</b>	<b>227688</b>	<b>829368</b>	<b>870624</b>	<b>480192</b>	<b>804096</b>	<b>554064</b>	<b>107568</b>	<b>283272</b>	<b>282132</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4439004</b>

$$E_i = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m (H_{cal} - H_{obs})_i \quad (4.12)$$

$$\sigma = \sqrt{\frac{1}{m-1} \sum_{i=1}^m (E_i - \bar{E})^2} \quad (4.13)$$

Où

$\sigma$  [m]: Ecart-type des erreurs

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m E^2} \quad (4.14)$$

RMSE [L]: Erreur quadratique moyenne

$$NRMSE = \frac{RMSE}{(H_{obs})_{max} - (H_{obs})_{min}} \quad (4.15)$$

Avec

RMSEN [%]: Erreur quadratique moyenne normalisée

$(H_{obs})_{max}$  et  $(H_{obs})_{min}$  représentent respectivement les valeurs maximale et minimale de piézométrie mesurée sur le terrain.

D'après Leblanc (1999), Erreur quadratique moyenne (RMSEN) permet d'apprécier le calage et sa valeur doit être inférieure à 10 %.

### ***Régime transitoire***

Comme le régime permanent ne permet pas de caractériser le fonctionnement dynamique de la nappe au cours du temps, nous avons validé le modèle numérique calé en régime transitoire dans le but de présenter la réaction hydraulique du milieu. Le modèle est donc construit à partir de celui calé en régime permanent. La validation du modèle tient compte de la variation des débits de pompage des différents forages (Tableau 4.4). Les niveaux d'eau relevés sur le terrain en fonction du temps ont été comparés aux niveaux d'eau calculés par le logiciel en prenant l'an 1978 comme année de référence et l'an 1992 comme année de validation avec un pas de temps d'une année soit 14 années de simulation.

### 4.3.7 Calage et validation des modèles en zone non saturée

#### Régime permanent

Le modèle 2D calé en zone saturée a été transposé en zone variablement saturée et en 3 dimensions en tenant compte de certains paramètres du milieu non saturé dans la résolution de l'équation de Richard (Equation 3.35). En régime permanent, les données de saturation maximale ( $S_s$ ) et résiduelle ( $S_r$ ) en eau du milieu et les paramètres de Van-Genuchten ( $\alpha$  et  $n$ ) sont ajustées. D'après Carsel and Parrish (1988), le modèle de Van Genuchten Gen est utilisé pour prédire la teneur en eau du sol comme une fonction de la charge de pression. Ce modèle est également assez utilisé, principalement en raison de sa simplicité et de la possibilité de dériver l'équation pour calculer la conductivité hydraulique (Hassan, 2008). D'après Diersch et Perrochet (2010), les équations (5.16) et (5.17) décrivent ces paramètres du milieu non saturé.

$$s_e = \frac{S - S_r}{S_s - S_r} = \begin{cases} [1 + (-\alpha\psi)^n]^m, & \psi < 0 \\ 1, & \psi \geq 0 \end{cases} \quad (4.16)$$

$$m = 1 - 1/n, \alpha > 0 \text{ et } n > 1$$

$$K_r = S_e^{0.5} [1 - (1 - S_e^{1/m})^m]^2 \quad (4.17)$$

Avec

$S_e$ [-]:	Saturation effective
$S$ [ $L^3/L^3$ ]:	Saturation en eau du milieu
$S_s$ [ $L^3/L^3$ ]:	Saturation maximale égale à 1
$S_r$ [ $L^3/L^3$ ]:	Saturation résiduelle
$\alpha$ [ $L^{-1}$ ]:	Paramètre exprimant l'inverse de la valeur absolue de la charge de pression d'entrée d'air
$\psi$ [ $L$ ]:	Charge de pression
$n, m$ [-]:	Paramètres de forme de Van-Genuchten
$K_r$ [-]:	Conductivité relative calculée directement par FEFLOW

#### Régime transitoire

Pour la validation du modèle en zone vadose, nous avons augmenté le nombre de mailles qui est passé de 13068 à 54494. D'après Boissard et Decung (2012), dans la modélisation de

transfert de polluant en zone non saturée, il est conseillé de valider la convergence du modèle avec la variation des mailles.

#### **4.3.8 Analyse de sensibilité**

L'analyse de sensibilité consiste à déterminer l'influence d'un paramètre particulier sur la réponse du modèle (Boissard et Decung, 2012). Cette analyse est effectuée pendant le processus de calage en observant l'effet de changement du ou des paramètres choisis sur le résultat obtenu en simulation prédictive. D'après Reilly et Harbaugh (2004), l'analyse de sensibilité est l'évaluation des paramètres d'entrée du modèle pour voir à quel point ils affectent ceux de sortie comme les charges hydrauliques et les flux. Elle s'effectue principalement sur les paramètres comme la conductivité hydraulique, la recharge, la porosité, le coefficient d'emmagasinement, la conductance des cours d'eau. L'ASTM (American Society for Testing and Materials) décrit les quatre types de sensibilité des paramètres (ASTM, 2008):

- Sensibilité de type 1: la modification d'un paramètre n'a pas d'effets sur le calage ni sur le résultat;
- Sensibilité de type 2: la modification d'un paramètre change le calage, pas le résultat;
- Sensibilité de type 3: la modification d'un paramètre change le calage ainsi que le résultat;
- Sensibilité de type 4: la modification d'un paramètre n'a pas d'effets sur le calage, mais change le résultat.

Pour évaluer la sensibilité du modèle mis en place, la conductivité hydraulique, la porosité et la recharge ont subi des variations. Ce test est mené en faisant varier un seul paramètre à la fois au-delà et en deçà de la valeur de calage pour observer son influence sur le résultat.

### **4.4 Simulations prédictives de l'écoulement souterrain et du transport**

Une fois le modèle calé et validé, il a servi pour les simulations prédictives en régimes permanent et transitoire de la nappe d'Abidjan. En régime permanent, la piézométrie initiale de la nappe d'Abidjan en l'année de référence (1978) a été constituée à partir des 59 piézomètres en supposant que les prélèvements sont en équilibre avec la recharge de la nappe d'Abidjan. Concernant le régime transitoire, la simulation de la nappe d'Abidjan a été réalisée en tenant compte des variations temporelles des prélèvements au niveau des forages.

#### 4.4.1 Simulation de l'écoulement en zone non saturée

Le modèle d'écoulement en zone variablement saturée 3D calé et validé a permis de faire des simulations sur 18980 jours (52 ans). Le tableau 4.5 présente les différents paramètres d'entrée des modèles d'écoulement.

**Tableau 4.5: Paramètres d'entrée du modèle d'écoulement**

Données	Zone saturée (2D) Permanent et transitoire	Zone non-saturée (3D) Transitoire
Conductivité hydraulique K (m/s)		$K_{xx} = K_{yy} = 7K_{zz}$
Initiale	$K_{max} = 2.10^{-5}$	$K_{xx} = 2.10^{-5}$ à $5.10^{-4}$
Calée	$K_{max} = 4.10^{-4}$	$K_{xx} = 1.10^{-4}$ à $4.10^{-4}$
Carte topographique		Toit aquifère
Carte du socle		Mur aquifère
Piézomètres de 1978 (59)	Régime permanent	
Piézomètres de 1992 (14)		Régime transitoire
93 forages		Forages en services
Porosité	0,25	0,15 - 0,25
Recharge	Carte des recharges	
Saturation maximale ( $S_s$ )	-	0,5 - 1
Saturation résiduelle ( $S_r$ )	-	0,1 - 0,35
$\alpha$ (1/m)	-	0,0135
n	-	1,08
Temps de simulation		52 ans

#### 4.4.2 Modèle de transport

L'objectif d'un modèle de simulation de transport de masse dans les eaux souterraines est de calculer à tout moment et en tout point de l'aquifère, la concentration d'une espèce chimique dissoute (Konikow, 2001). Ce modèle de transport de polluant dans FEFLOW est couplé avec l'écoulement souterrain. Il s'est construit en choisissant un polluant, les conditions initiales et aux limites et les paramètres d'entrée. La simulation a permis de déterminer le temps global de transfert du benzène dans la nappe d'Abidjan.

#### 4.4.3 Choix du benzène et des deux station-service de N'Dotrè et Anador

##### Choix du benzène

Le benzène est un hydrocarbure monoaromatique (HAM), volatile et beaucoup plus soluble dans l'eau. Lors d'une pollution pétrolière ponctuelle, une grande partie des HAM comme le

benzène s'évapore très vite en quelques minutes et ne reste que quelques traces qui peuvent migrer dans les eaux souterraines (Goeury, 2012). La phase dissoute forme des panaches de contamination dans le sous-sol et peut migrer puis contaminer les aquifères (Banton et Bangoy, 1997). Le benzène est l'un des hydrocarbures classés comme une substance cancérigène de type 1 pour les humains (IARC, 2012). Deux concentrations initiales de benzène dissous (43,12 et 14,12 mg/l) ont été utilisées dans le modèle avec un temps de simulation de 52 ans. Pour trouver les deux concentrations, la masse totale de benzène a été calculée.

***Calcul de la concentration initiale de benzène dissous***

En effet, la proportion de benzène dans l'essence est de 1% du volume. Ainsi dans les 30 000 litres d'essence (volume de chaque cuve) se trouvent 300 l de benzène par cuve. Sachant que la masse volumique du benzène est égale à 0,876 kg/l i.e. 876 kg/m<sup>3</sup>, la masse de benzène est de 263 kg (Equation 4.18):

$$300 * 0,876 = 263 \text{ kg} \tag{4.18}$$

Les altitudes au sol à N'Dotré et à Anador sont respectivement de 106,8 et 114 m. Les aires des deux sites sont respectivement de 6100 et 18297,51 m<sup>2</sup>. En supposant qu'une épaisseur maximale de 2 m à partir de la surface du sol, les volumes d'aquifère sur les deux sites se calculent comme suit (Equation 4.19):

$$\frac{2}{2} * 6100 = 6100 \text{ m}^3 \tag{4.19}$$

Les concentrations initiales au niveau de N'Dotré (Equation 4.20) et à Anador (Equation 4.21).

$$\frac{263}{6100} = 0,0431147 \text{ g/l} = 43,12 \text{ mg/l} \tag{4.20}$$

$$\frac{263}{18297,51} = 0,01437 \text{ g/l} = 14,37 \text{ mg/l} \tag{4.21}$$

***Choix des stations-service de N'Dotré et Anador***

Le nord du District d'Abidjan, principalement la commune d'Abobo est considérée comme la principale zone de recharge et en plus nous disposons des volumes des cuves des stations de N'Dotré et d'Anador.

#### 4.4.4 Construction des modèles de transport

Les différents modèles de l'écoulement souterrain calés et validés ont permis de construire les modèles de transport du benzène dans les zones saturée et non-saturée.

##### **Conditions aux limites et conditions initiales**

La solution de l'équation régissant le transport de masse nécessite la définition des conditions aux limites. Celles utilisées dans ce travail sont les conditions aux limites de type Dirichlet, lesquelles imposent des niveaux de concentrations nulles aux limites du domaine. Il y a une absence de sources de pollution aux autres parties du domaine. La concentration initiale agit comme une source de contamination de masse de soluté fournie au domaine du modèle sous la forme d'une valeur connue. Au niveau de la source de contamination, ces valeurs initiales sont de 43,12 et 14,37 mg/l injectées respectivement à partir des stations-service de N'Dotré et de Anador à  $t=0$  pour la simulation du transport du benzène dans la zone non saturée. Concernant la zone saturée, la concentration maximale de 0,37 mg/l de benzène dissous a été choisie. C'est la concentration qui atteint la nappe après 32 ans de simulation de la surface du sol à la surface de la nappe c'est-à-dire la zone non-saturée.

##### **Paramètres d'entrée des modèles de transport**

Une fois les conditions initiales et aux limites de nos modèles établies, les paramètres d'entrée (Tableau 4.6) y sont introduits. Le milieu d'étude est considéré comme homogène et anisotrope dans la zone saturée. D'après Thierry (2001) dans un tel milieu, la dispersivité transversale  $\alpha_T$  suivant l'axe (OY) dans un plan (OXY) vaut un dixième de la dispersivité longitudinale  $\alpha_L$  (OX). La dispersivité transversale  $\alpha_T$  suivant (OZ) vaut le centième de  $\alpha_L$  et la dispersivité longitudinale quant à elle équivaut au dixième de la distance parcourue (L) dans le sens de l'écoulement dans un milieu poreux considéré. La dispersivité longitudinale équivaut donc dans notre étude au dixième de la distance parcourue (L) par le polluant. En zone non-saturée cette distance L est égale à l'épaisseur de la zone non-saturée car le transfert des polluants de la surface vers la nappe se fait préférentiellement de manière verticale. D'après Lemièrre *et al.*, (2008) une relation empirique permet de déterminer  $\alpha_L$  suivant l'équation (4.22): En zone saturée, L représente la longueur du panache.

$$\alpha_L = (0,0175 * L)^{1,46} \quad (4.22)$$

Les trois principales couches de la nappe d'Abidjan élaborées par Kouassi (2013) ont été considérées.

**Tableau 4.6: Paramètre d'entrée des modèles d'écoulement couplé avec le transport**

Paramètres	Couches du modèle de transport			
	Couche 1 Argile sableuse	Couche 2 Sable moyen	Couche 3 Sable grossier	Couche 4 Sable grossier
Conductivité hydraulique (m/s)	$K_{xx}=K_{yy}=7.K_{zz}$	$K_{xx}=K_{yy}=7K_{zz}$	$K_{xx}=K_{yy}= 7K_{zz}$	$K_{xx}=K_{yy}= 7K_{zz}$
Initiale	$2.10^{-5}$	$4.10^{-5}$	$6.10^{-5}$	$8.10^{-5}$
Calée	$1.10^{-4}$	$3.10^{-4}$	$4.10^{-4}$	$4.10^{-4}$
Porosité	0,18	0,2	0,25	0,25
Saturation maximale $S_s$ [-]	0,5	0,9	1	1
Saturation résiduelle $S_r$ [-]	0,1	0,2	0,25	0,35
$\alpha$ [1/m]	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135
$n$ [-]	1,08	1,08	1,08	1,08
Constante de Henry			0,25	
Coefficient de diffusion moléculaire [ $m^2/s$ ]			$5. 10^{-9}$	
Taux de décroissance [1/j]			0,002	
	Zone non saturée		Zone saturée	
Dispersivité longitudinale	e /10		L/10	
Dispersivité transversale	e/100		L/100	
Epaisseur zone non-saturée [m]	88		-	
Distance moyenne [m]	-		5000	
Concentration [mg/l]	43,12 14,37		0,37	

e: épaisseur moyenne de la zone non saturée en mètre

L: distance moyenne entre la station-service et les forages en mètre

#### 4.4.5 Simulation prédictive de l'écoulement souterrain couplé avec le transfert du benzène

Les différentes simulations de transport de polluant impliquent un seul composé qui est le benzène dissous pour des fins de simplification. Les modèles de transport calés et testés ont

permis de réaliser des simulations prédictives en régimes permanent et transitoire sans et avec le retard. Sans le retard, la simulation ne tient compte que de la dispersion et de la diffusion du benzène dissous, on parle cependant de polluant non réactif. Or en tenant compte du phénomène de retard, le benzène dissous réagit avec le milieu par l'intervention du coefficient de partage ( $K_d$ ), des constantes de Henry et de dégradation. Les simulations ont été effectuées en quatre scénarios qui sont:

Scénario 1: Simulation du transport du benzène dissous en condition d'écoulement naturel à partir des deux stations-service et suivant 2 conditions:

- Transport du benzène sans retard;
- Transport du benzène avec retard dû à l'adsorption moléculaire.

Ce scénario 1 indique le comportement qu'aurait eu la nappe s'il n'y a aucun débit de pompage provenant des forages.

Scénario 2: Simulation du transport du benzène dissous à partir des deux stations-service, en condition d'exploitation des forages et suivant 2 conditions:

- Transport du benzène sans retard;
- Transport du benzène avec retard dû à l'adsorption moléculaire.

#### ***4.4.6 Détermination du temps global de transfert***

Le temps global de transfert du benzène est déterminé à partir du temps de transfert vertical dans la zone non saturée et horizontal dans la zone saturée.

##### ***Temps de transfert Vertical***

Le temps de transfert vertical exprime le temps mis par un polluant depuis la surface du sol pour atteindre la zone saturée. Ce temps a été déterminé à partir d'une coupe transversale suivant les différents scénarii en conditions naturelle et celle de pompage.

##### ***Temps de transfert horizontal***

Lorsque la concentration du polluant dissout atteint la nappe, cette nouvelle concentration est utilisée comme concentration initiale pour simuler la dispersion du benzène dissous dans la zone saturée. Le temps de transfert horizontal correspond au temps que met le polluant pour atteindre un forage. C'est-à-dire la longueur moyenne du panache.

Pour mieux comprendre ces processus de transfert de benzène dissous à petite échelle dans la

zone non-saturée, un modèle unidimensionnel avec le logiciel HYDRUS a été implémenté. Il s'agit d'une étude paramétrique.

#### 4.4.7 Code HYDRUS

Le programme HYDRUS est un modèle d'éléments finis conçu pour simuler le mouvement unidimensionnel de l'eau, de la chaleur, et de plusieurs solutés dans les milieux variablement saturés. En effet, ce programme résout numériquement l'équation de Richard pour l'écoulement de l'eau en zone non saturée et les équations de dispersion d'advection à base de la loi de Fick pour le transport de la chaleur et de soluté (Šimůnek *et* Van Guenuchten, 2013). Pour mieux appréhender le phénomène de transport des polluants en général, et en particulier du benzène, un modèle de simulation de transport de masse en 1D vertical avec le logiciel HYDRUS a été mis en place.

#### Bases fondamentales du code HYDRUS

Ce programme tente de résoudre l'équation de Richard générale modifiée par Simunek et Van Guenuchten (2013):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} + \cos \delta \right) \right] - Q_s \quad (4.23)$$

Avec

$\psi$ [L]:	Charge de la pression de l'eau
$\theta$ [ $L^3L^{-3}$ ]:	Teneur en eau volumique
$t$ [T]:	Temps
$z$ [L]:	Coordonnée spatiale
$Q_s$ [ $L^3L^{-3}T^{-1}$ ]:	Terme source
$\delta$	représente l'angle entre la direction de l'écoulement et l'axe $z$
$K$ [ $LT^{-1}$ ]:	Conductivité hydraulique de la zone non saturée

Cette conductivité hydraulique est fonction des conductivités hydrauliques relative  $K_r$  et à saturation  $K_s$  définie comme suit:

$$K(\psi, z) = K_s(z)K_r(\psi, z) \quad (4.24)$$

En considérant que la direction de l'écoulement est verticale, l'angle  $\delta$  est nul. Ainsi l'équation de Richard d'après Šimůnek et Van Guenuchten (2013) devient:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K(\psi) \left( \frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right) \right] - Q_s(\psi) \quad (4.25)$$

Où:

$\psi$ [L]:	Charge de la pression de l'eau
$\theta$ [ $L^3L^{-3}$ ]:	Teneur en eau volumique
$t$ [T]:	Temps
$z$ [L]:	Coordonnée spatiale
$Q_s$ [ $L^3L^{-3}T^{-1}$ ]:	Terme source
$K$ [ $LT^{-1}$ ]:	Conductivité hydraulique

Selon Šimůnek et Van Genuchten, (1995), l'équation générale de transport de polluant chimique non équilibrée unidimensionnelle est:

$$\frac{\partial \theta C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( \theta D \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial qC}{\partial z} - (v + v')\theta C + \gamma_w \theta \quad (4.26)$$

Où:

$D$ [ $L^2.T^{-1}$ ]:	Tenseur de dispersion hydrodynamique
$C$ [ $M.L^{-3}$ ]:	Concentration de soluté
$q$ [ $L.T^{-1}$ ]:	Flux hydraulique
$v$ [-]:	Constante de vitesse du premier ordre pour la phase liquide
$v'$ [-]:	Constante de vitesse du premier ordre semblable fournissant la connexion entre la entre des espèces de chaînes individuelles
$\gamma_w$ : [ $M.L^{-3}.T^{-1}$ ]:	Constantes de vitesse d'ordre zéro pour la phase liquide

C'est cette équation unidimensionnelle que le code HYDRUS tente de résoudre.

### ***Paramètre d'entrée du modèle d'écoulement***

Les différents paramètres d'entrée des modèles d'écoulement et de transport figurent dans le tableau 4.7. Les données de conditions aux limites atmosphériques sont consignées dans le tableau III.1 en annexe III. Les modèles d'écoulement ont été simulés en régime permanent et transitoires pour chaque type de matériaux de sols que sont l'argile, le sable limoneux et le sable.

Tableau 4.7: Paramètres d'entrée du modèle d'écoulement du code HYDRUS

Paramètres de la modélisation	Valeurs utilisées
Matériaux utilisés	1 horizon - argile - sable limoneux - sable
Hauteur matériaux (cm)	100
Paramètres assignés	Paramètres hydrogéologiques et du sol
Modèles hydrogéologiques	Simple porosité- Pas d'hystérésis
Information sur le temps	100 (Régime permanent)
Nombre de jours	365 (Régime transitoire)
Conditions aux limites	Flux constant (régime permanent) Conditions aux limites atmosphériques (Régime transitoire) Drainage libre à la base
Points d'osbervation	2 (50 et 100 cm)
Nombre maximum d'itération	10
Flux hydraulique (cm/j)	-0,37

Avec HYDRUS, la simulation s'est effectuée en zone non-saturée sur 100 cm de sol en vue d'observer le comportement du benzène dissous à travers le sous-sol (Figure 4.11).

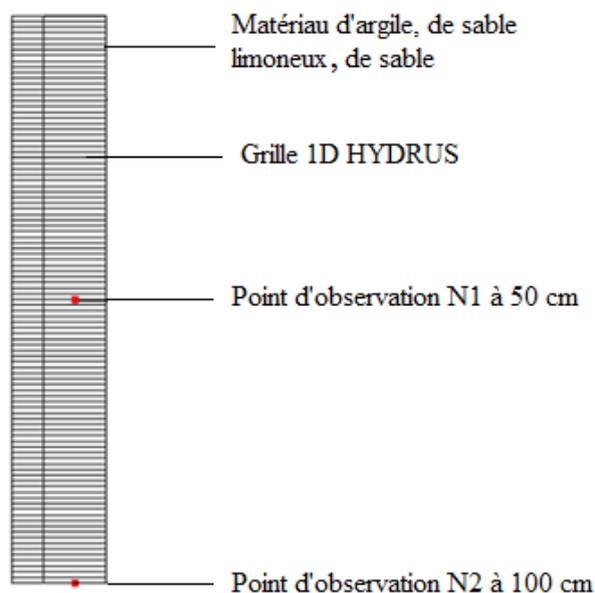


Figure 4.11: Grille 1D généré dans HYDRUS

Des données telles que les propriétés du sol, du polluant (le benzène), et les conditions d'écoulement et du transport du polluant sont nécessaire pour le bon fonctionnement du modèle. Ces données sont consignées dans les tableaux 4.8 et 4.9. Les modèles d'écoulement couplés avec le transport ont été effectués sans et avec les paramètres de retard.

**Tableau 4.8: Propriétés du sol**

Matériau	$\rho(\text{g.cm}^{-3})$	$\Theta_r$	$\Theta_s$	$\alpha (\text{cm}^{-1})$	n	K(cm/j)	l (-)
Argile	1,4	0,068	0,39	0,027	1,23	48	0,5
Sable limoneux	1,5	0,057	0,41	0,124	2,28	350,16	0,5
Sable	1,56	0,03	0,42	0,014	2,99	1209,6	0,5

Ces différentes valeurs calées de la masse volumique ( $\rho$ ), de la teneur en eau résiduelle ( $\Theta_r$ ), de la teneur en eau à saturation ( $\Theta_s$ ), des paramètres de forme ( $\alpha$  et n) et de la tortuosité (l) proviennent des études de Carsel et Parrish (1988), Van Dam (2000), Bruand *et al.*, (2002) et Ippisch *et al.*, (2006). Les coefficients de partition et de Henry ainsi que la constante de dégradation proviennent également des travaux de Atteia et Franceschi (2001), In-Yong, 201) et INERIS (2017).

**Tableau 4.9: Données d'entrée des modèles de l'écoulement et du transport**

	Transport sans retard	Transport sans retard
Concentration ( $\text{mg/cm}^3$ )	2	2
Dispersivité (cm)	2,26	2,26
Coefficient de diffusion du polluant en phase liquide ( $\text{cm}^2/\text{j}$ )	1,9	1,9
Coefficient de partition $K_d$	-	0,16849
Constante de Henry	-	0,25
Constante de dégradation	-	0,011

## 4.5 Conclusion partielle

Pour atteindre l'objectif de cette étude qui vise à évaluer le risque de contamination des eaux souterraines de la nappe d'Abidjan par les hydrocarbures en vue de la mise en place de mesures de protection, un certain nombre de matériel et méthodes ont été utilisés. En effet, le matériel est composé essentiellement d'appareils de laboratoire, de données provenant des études antérieures ainsi que de matériels informatiques comme les logiciels FEFLOW et HYDRUS. Quant aux méthodes, elles ont permis de compiler les données reçues, d'analyser les échantillons de sols et de mettre en place les modèles numériques d'écoulement et de transport du benzène dissous dans la nappe d'Abidjan.

La troisième partie de ce travail présente les différents résultats obtenus et leur discussion.

**TROISIEME PARTIE: RESULTATS ET  
DISCUSSION - STRATEGIE DE  
GESTION EN CAS DE SITUATION DE  
CATASTROPHES**

## CHAPITRE V. CARACTERISATION DE SOLS DU DISTRICT D'ABIDJAN

Les résultats présentés dans cette partie concernent les levés de profils géologiques effectués sur le terrain et ceux des différents échantillons de sol affleurant.

### 5.1 Résultats des levés de profil géologique

La figure 5.1 montre la localisation géographique de chaque échantillon. Les levés de profil géologique réalisés sont illustrés à la figure 5.2. Les échelles sont différentes pour les 5 profils de sol. Elles vont de 2 à 5 m (voir Tableau 4.1). Ces sols sont en majorité de couleur rouge. Selon Perraud et Souchère (1969) cette couleur rouge provient éventuellement de l'oxydation du fer. La figure III-2 en annexe III élaborée par Perraud et Souchère (1969) indique également que les sols ferrallitiques occupent une portion importante du District d'Abidjan.

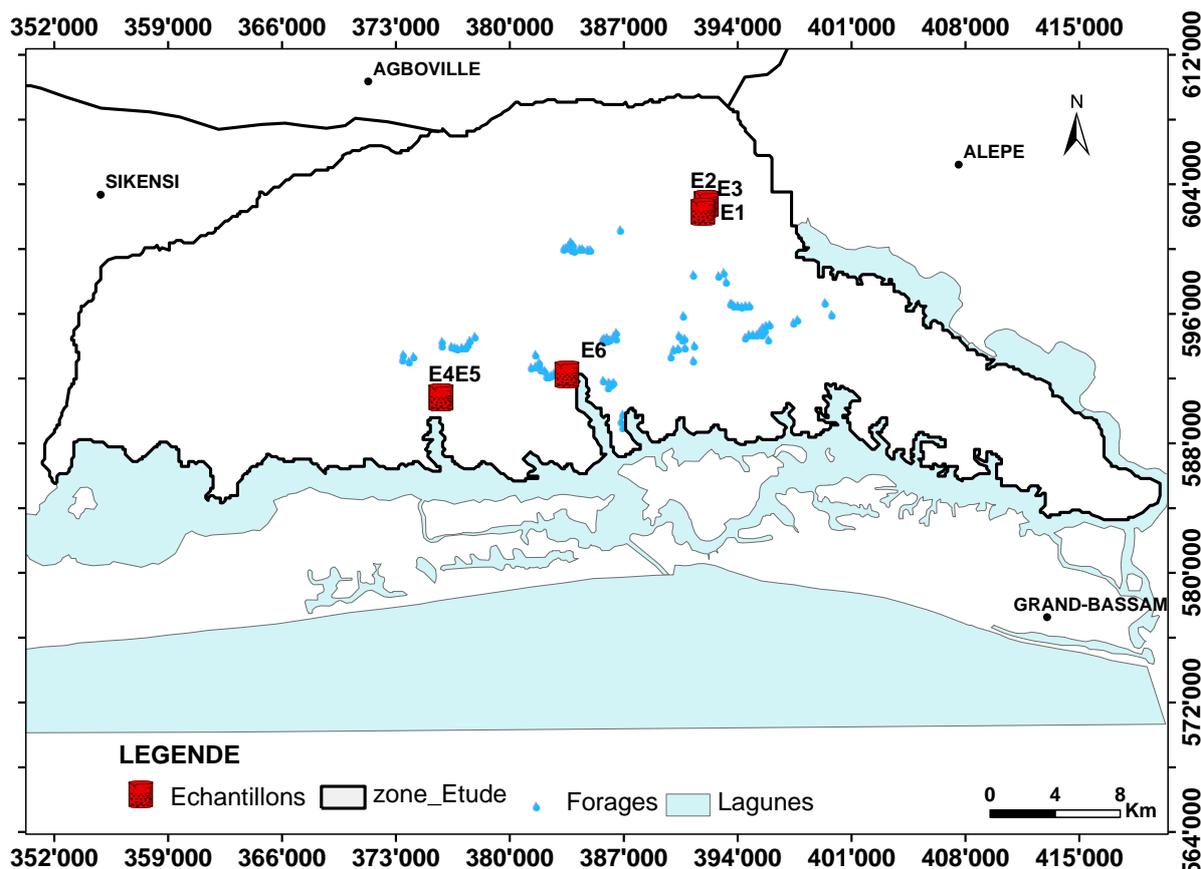


Figure 5.1: Localisation géographique des échantillons

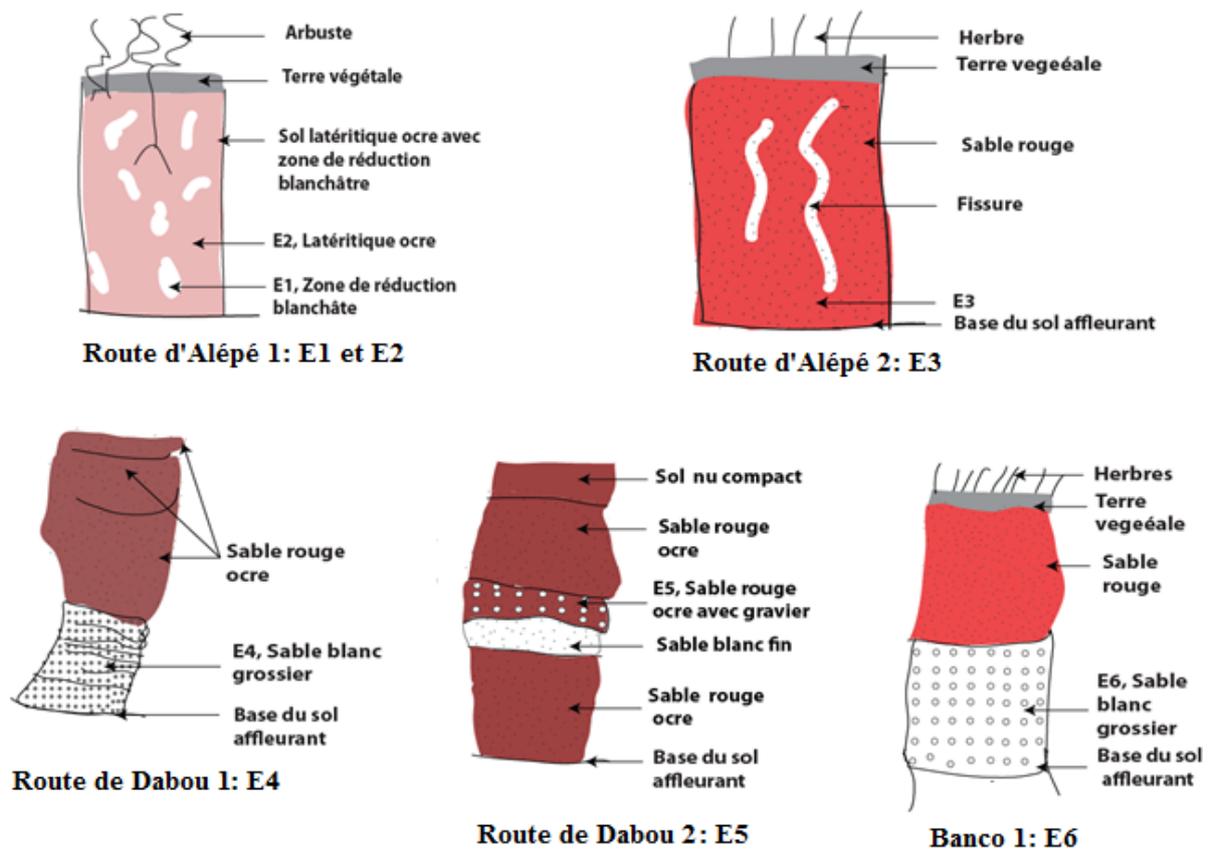


Figure 5.2: Levé de profils géologiques

Les photos de la figure 5.3 montrent quelques sols affleurants du District d'Abidjan avec une dominance de la couleur rouge ocre.



Photo 9: Alternance centrimétrique d'argile sableuse et sable à la Djibi



Photo 10: Sol affleurant à Adiopodoumé



Photo 11: Sol affleurant au Banco 1



Photo 12: Sol affleurant sur la route d'Alépé

*Figure 5.3: Quelques sols affleurant dans le District d'Abidjan*

## 5.2 Propriétés hydrauliques

Les essais à charge variable et à charge constante ont été réalisés de façon répétitive de 2 à 8 fois selon la variabilité des résultats obtenus. Les détails des mesures se trouvent dans les tableaux IV.1 et 2 en annexe IV.

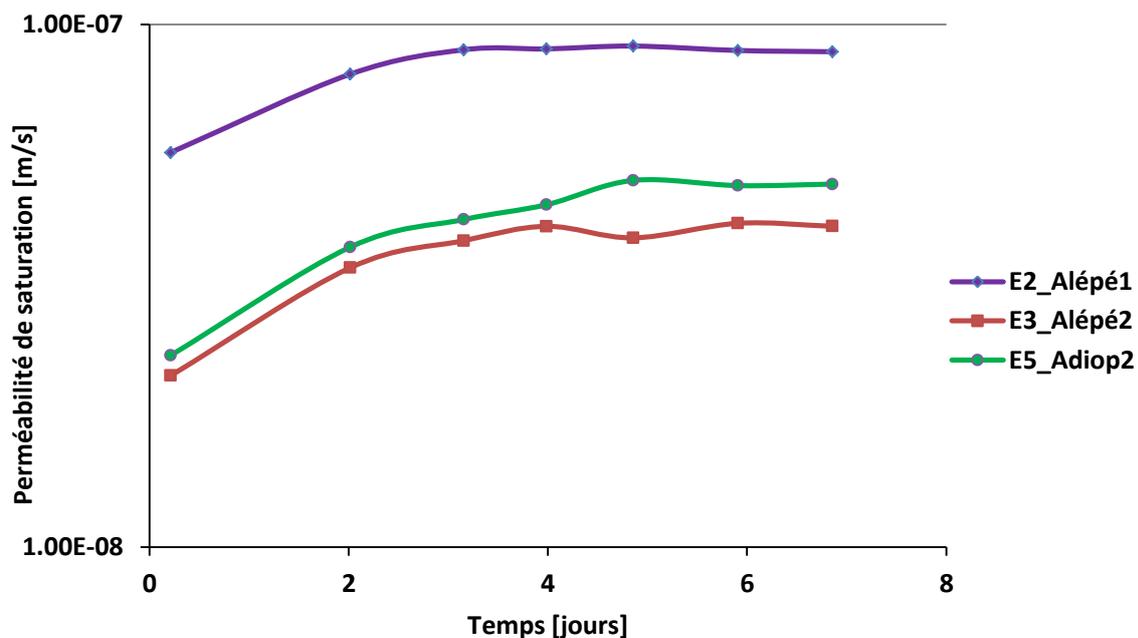
### 5.2.1 Essais à charge variable

Des essais à charge variable ont été réalisés sur les six échantillons. Les valeurs des coefficients de perméabilité  $K$  à saturation varient globalement de  $2,13 \cdot 10^{-08}$  à  $2,48 \cdot 10^{-05}$  m/s. On observe dans le tableau 5.1 que les échantillons E4 et E6 sont vite stabilisés respectivement après 2 et 3 mesures. Les valeurs  $K$  de ces deux échantillons restent proches de celles des essais à charge constante.

**Tableau 5.1: Variation du coefficient de perméabilité (K) par les essais à charge variable en fonction du temps (t)**

Nombre d'Essais	E1		E2		E3		E4		E5		E6	
	t(s)	K (m/s)	t	K(m/s)	t	K (m/s)	t	K(m/s)	t	K(m/s)	t	K(m/s)
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0.79	$2,83.10^{-8}$	0.21	$5,69.10^{-8}$	0.21	$2,13.10^{-8}$	0.04	$8,63.10^{-6}$	0.21	$2,33.10^{-8}$	0.04	$2,48.10^{-5}$
3	0.96	$2,87.10^{-8}$	2.02	$8,03.10^{-8}$	2.02	$3,42.10^{-8}$	0.21	$8,63.10^{-6}$	2.02	$3,75.10^{-8}$		
4	2.66	$3,18.10^{-8}$	3.15	$8,94.10^{-8}$	3.15	$3,86.10^{-8}$			3.15	$4,23.10^{-8}$		
5	4.62	$2,76.10^{-8}$	3.99	$8,98.10^{-8}$	3.99	$4,11.10^{-8}$			3.99	$4,52.10^{-8}$		
6	5.66	$2,68.10^{-8}$	4.86	$9,09.10^{-8}$	4.86	$3,91.10^{-8}$			4.86	$5,03.10^{-8}$		
7	6.97	$2,81.10^{-8}$	5.91	$8,92.10^{-8}$	5.91	$4,16.10^{-8}$			5.91	$4,92.10^{-8}$		
8			6.86	$8,87.10^{-8}$	6.86	$4,11.10^{-8}$			6.86	$4,95.10^{-8}$		
Maximum		$3,2.10^{-8}$		$9,09.10^{-8}$		$4,16.10^{-8}$		$8,63.10^{-6}$		$5,03.10^{-8}$		$2,48.10^{-5}$
Minimum		$2,7.10^{-8}$		$5,69.10^{-8}$		$2,13.10^{-8}$		$8,63.10^{-6}$		$2,33.10^{-8}$		$2,48.10^{-5}$
Moyenne		$2,9.10^{-8}$		$8,96.10^{-8}$		$4,03.10^{-8}$		$8,12.10^{-6}$		$4,25.10^{-8}$		$2,48.10^{-5}$

Pour ce faire seuls les sols E2, E3 et E5 ont été considérés pour les essais à charges variables (Figure 5.4). En tenant compte de ces trois sols, les valeurs du coefficient de perméabilité K varient entre  $6,67.10^{-7}$  et  $3,15.10^{-5}$  m/s. L'échantillon E3 présente les plus faibles valeurs de K alors que E2 a les plus importantes valeurs. On observe une stabilisation des valeurs de K avec le temps.



**Figure 5.4: Variation du coefficient de perméabilité à charge variable en fonction du temps**

### 5.2.2 Essais à charge constante

Des essais à charge constante ont été réalisés sur les échantillons E1, E4 et E6 à fort coefficient de perméabilité. Les valeurs des coefficients de perméabilité à saturation sont consignées dans le tableau 5.2. Ces mesures varient respectivement suivant ces échantillons de  $6,67.10^{-7}$  à  $2,39.10^{-6}$  m/s pour E1; de  $3,76.10^{-6}$  à  $1,08.10^{-5}$  m/s pour E4 et de  $1,67.10^{-5}$  à  $3,1.10^{-5}$  m/s pour E6. Les plus faibles valeurs s'observent au niveau de l'échantillon E1. Il faut noter que le sol E1 est la partie oxydée blanchâtre du sol E2.

**Tableau 5.2: Valeurs des coefficients de perméabilité par les essais à charge constante**

Nombre d'essais	Coefficient de perméabilité reconstitué K [m/s]		
	E1	E4	E6
1	$6,67.10^{-7}$	$3,76.10^{-6}$	$3,1.10^{-5}$
2	$8,87.10^{-7}$	$4,71.10^{-6}$	$3,15.10^{-5}$
3	$1,16.10^{-6}$	$5,23.10^{-6}$	$1,87.10^{-5}$
4	$1,07.10^{-6}$	$8,20.10^{-6}$	$1,93.10^{-5}$
5	$1,05.10^{-6}$	$7,89.10^{-6}$	$1,9.10^{-5}$
6	$1,16.10^{-6}$	$6,77.10^{-6}$	$1,72.10^{-5}$
7	$1,21.10^{-6}$	$5,62.10^{-6}$	$1,67.10^{-5}$
8	$2,39.10^{-6}$	$1,05.10^{-5}$	
9		$1,08.10^{-5}$	
<b>Maximum</b>	<b><math>2,39.10^{-6}</math></b>	<b><math>1,08.10^{-5}</math></b>	<b><math>3,15.10^{-5}</math></b>
<b>Minimum</b>	<b><math>6,67.10^{-7}</math></b>	<b><math>3,76.10^{-6}</math></b>	<b><math>1,67.10^{-5}</math></b>
<b>Moyenne</b>	<b><math>1,20.10^{-6}</math></b>	<b><math>7,05.10^{-6}</math></b>	<b><math>2,19.10^{-5}</math></b>

La figure 5.5 illustre les valeurs minimales, moyennes et maximales des trois coefficients de perméabilité. Les coefficients de perméabilité des sols E1 et E4 sont faibles par rapport à celui de l'échantillon E6. Les courbes de coefficient de perméabilité des sols E1 et E4 ont les mêmes allures. Ils augmentent pendant les premières mesures, diminuent à la suite puis croissent de nouveau pour atteindre leur valeur maximale respective. Quant à E6, les premières mesures sont les plus grandes. Son coefficient de perméabilité diminue au fur des mesures (Figure 5.6).

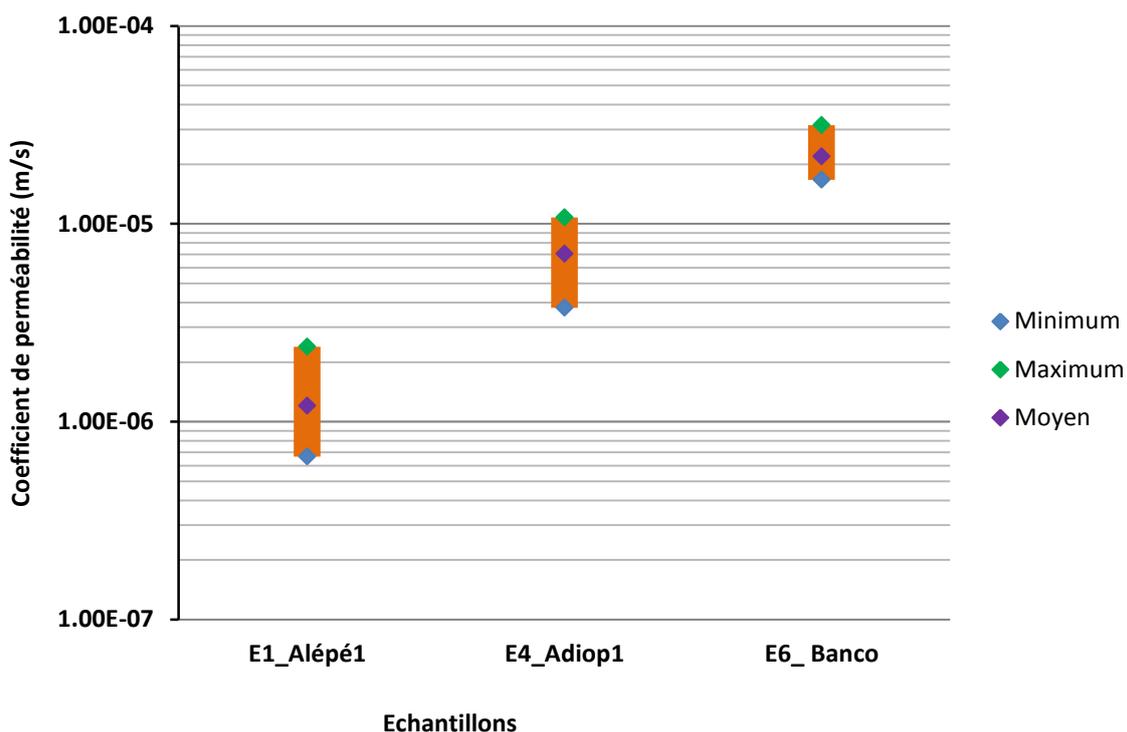


Figure 5.5: Maximum, minimum et moyenne des coefficients de perméabilité par les essais à charge constante en fonction des mesures

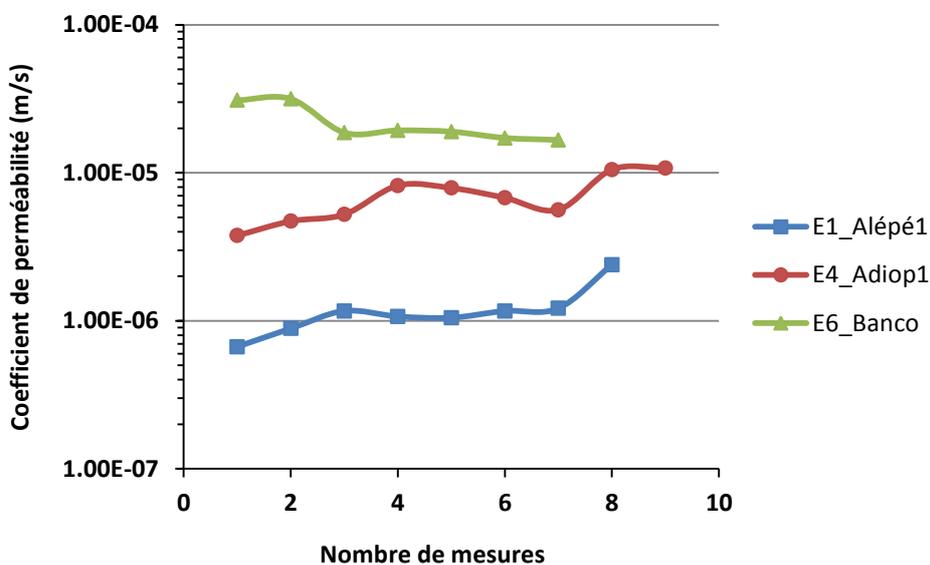


Figure 5.6: Variation du coefficient perméabilité par les essais à charge constante en fonction des mesures

## 5.3 Granulométrie

### 5.3.1 Granulométrie par tamisage

Les résultats du tamisage à sec et sous eau, réalisés avec les tamis de diamètre 0,063 à 8 mm figurent dans les tableaux IV.3, 4, 5 et 6 en annexe IV.

#### *Tamisage à sec*

La figure 5.7 montre les courbes granulométriques du tamisage à sec des cinq sols échantillonnés (E2, E3, E4, E5 et E6). Ces courbes sont exprimées en pourcentage de la quantité de sols de passant par rapport aux tamis de tailles indiquées ci-dessus. Les particules ayant la taille inférieure à 0,063 mm, méconnues, présentent un pourcentage de passant de 5,72 (E2); 1,98 (E3); 1,23 (E4); 1,96 (E5) et 2,01% (E6). Celles comprises entre 0,063 et 0,125 mm sont de 5,16% (E2); 4,33% (E3); 2,31% (E4); 4,93% (E5) et 3,11% (E6). Les diamètres des grains les plus importants se situent entre 0,125 et 1 mm. Les maxima s'observent entre 0,425 et 1 mm sauf pour E5 où le maximum de taille des grains se trouve entre 0,25 et 0,425 mm. Ces maxima en pourcentage sont de 42,98 (E2); 45,61(E3); 40,24 (E4); 31,33 (E5) et 59,91% (E6). Dans cet intervalle, l'échantillon E6 de Banco présente un fort pourcentage de taille de grains du cumul de passant. Les grains de taille supérieure à 2 mm ont de faible pourcentage de passant pour tous les échantillons et même nulle pour le sol E3.

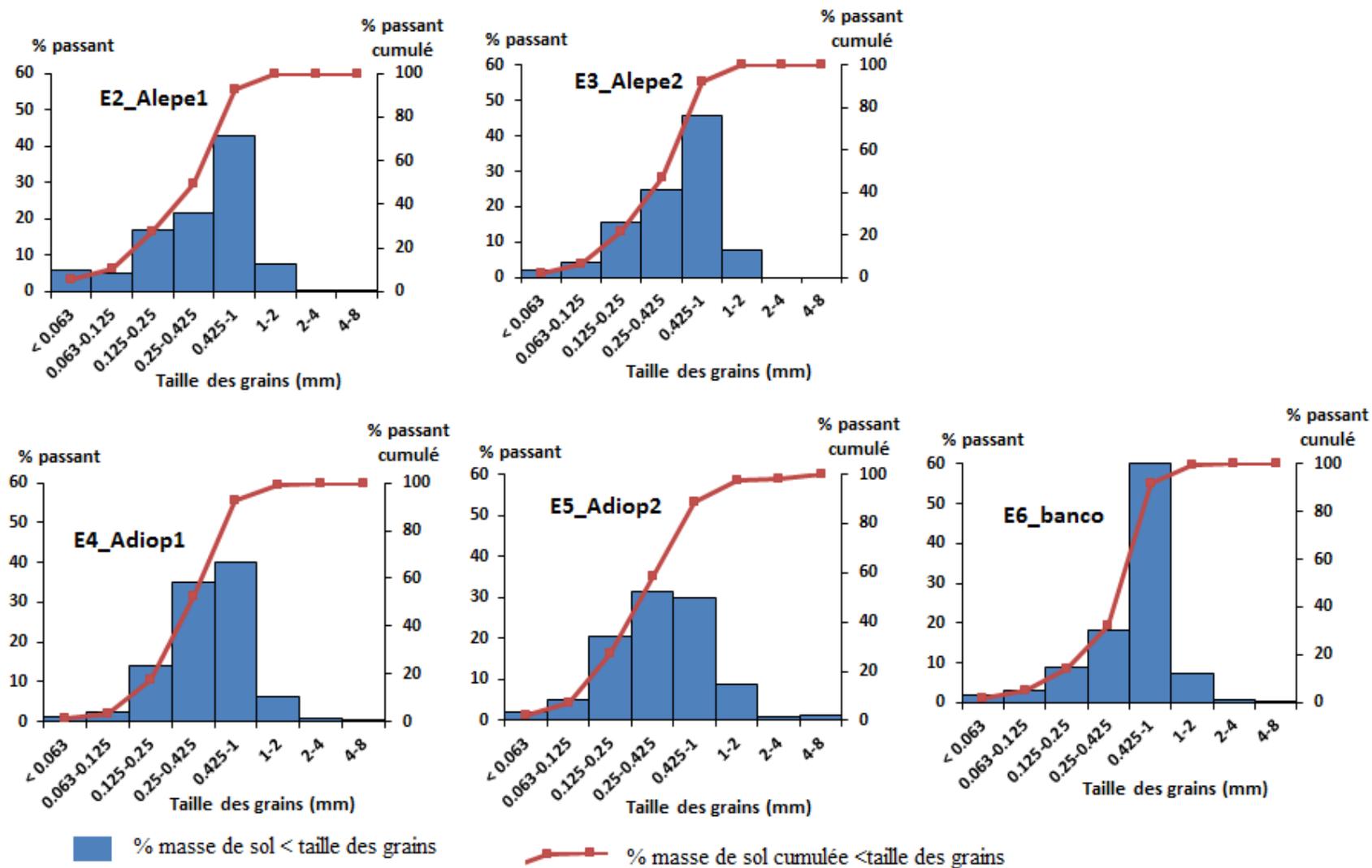


Figure 5.7: Courbes granulométriques et distribution des grains du tamisage à sec

### *Tamisage sous eau*

Les courbes granulométriques du tamisage sous eau (Figure 5.8) des cinq échantillons de sols indiquent une masse des passants en pourcentage compris entre 0,01 et 54,25% (E2); 0 et 41,15 (E3); 0,05 et 41,83 (E4); 0,7 et 29,25% (E5) et pour E5, les valeurs vont de 0 à 36,3%. Les pourcentages des tailles de grains les plus importants se situent à deux niveaux pour les cinq échantillons sauf le sol E4. Le premiers cas, ce sont les grains dont la taille est inférieure à 0,063 mm et l'autre cas ceux dont la taille est comprise entre 0,125 et 2 mm. Les maxima ont une taille inférieure à 0,063 mm pour E2 (54,25%), E3 (41,15%) et E5 (29,25%) alors que pour E4 (41,83%) et E6 (36,33%) ce sont les tailles comprises 0,425 et 1 mm. Le plus fort taux de passant est observé au niveau de l'échantillon E2. Les plus faibles pourcentages se trouvent entre 2 et 8 mm.

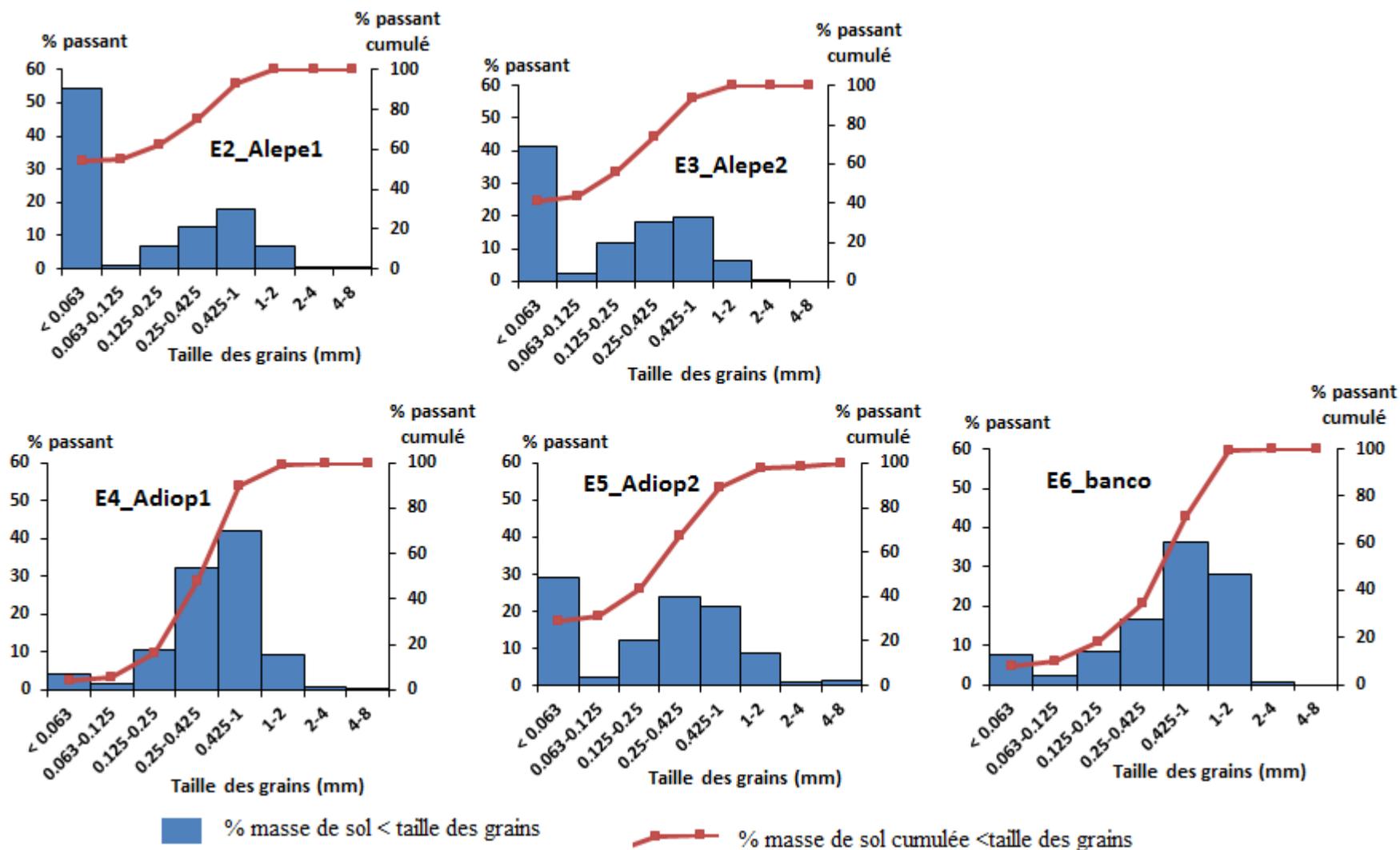


Figure 5.8: Courbes granulométriques et distribution des grains du tamisage sous eau

***Analyse comparative des deux types de tamisage***

Pour faire une bonne analyse du tamisage à sec et celui sous eau, les deux types de courbes granulométriques de chaque échantillon sont représentés dans un même graphique (Figure 5.9). Les courbes de tamisage sous eau sont en majorité au-dessus de celles du tamisage à sec dans la partie du diamètre de grain inférieure à 1 mm. Ce qui indique la sous-estimation de la partie fine par le tamisage à sec. Cette différence est beaucoup plus marquée au niveau des échantillons E2, E3 et E5. Ces sols présentent respectivement un pourcentage de passant de 54,25; 41,15 et 29,25% pour l'analyse sous eau tandis que celle à sec, est de 5,72; 1,98 et 1,96% pour les tailles inférieures à 0,063 mm. Inversement pour ces mêmes sols, le pourcentage de passant est plus important entre 0,425 et 1 mm avec le tamisage à sec que sous eau. Par contre les courbes du sol E4 échantillonné sur la route d'Adiopodoumé sont presque confondues pour les deux méthodes de tamisage. Cet échantillon a un fort pourcentage de passant (60%) pour le sec et presque 45% sous eau des tailles de grains entre 0,425 et 1 mm. L'échantillon E6 du Banco, a une proportion de sol de taille inférieure à 1 mm pour l'analyse sous eau supérieure à celle à sec alors que celle comprise entre 1 et 2 mm demeure inférieure à la courbe du tamisage à sec.

Parmi ces sols, E2, E3 et E5 présentent un fort pourcentage de grains fins dont la taille est inférieure à 0,063 mm. La proportion de taille de grains supérieure à 2 mm est nulle pour E3 pour l'analyse à sec et très faible pour celle sous eau. Les échantillons E6 et E4 sont presque similaires.

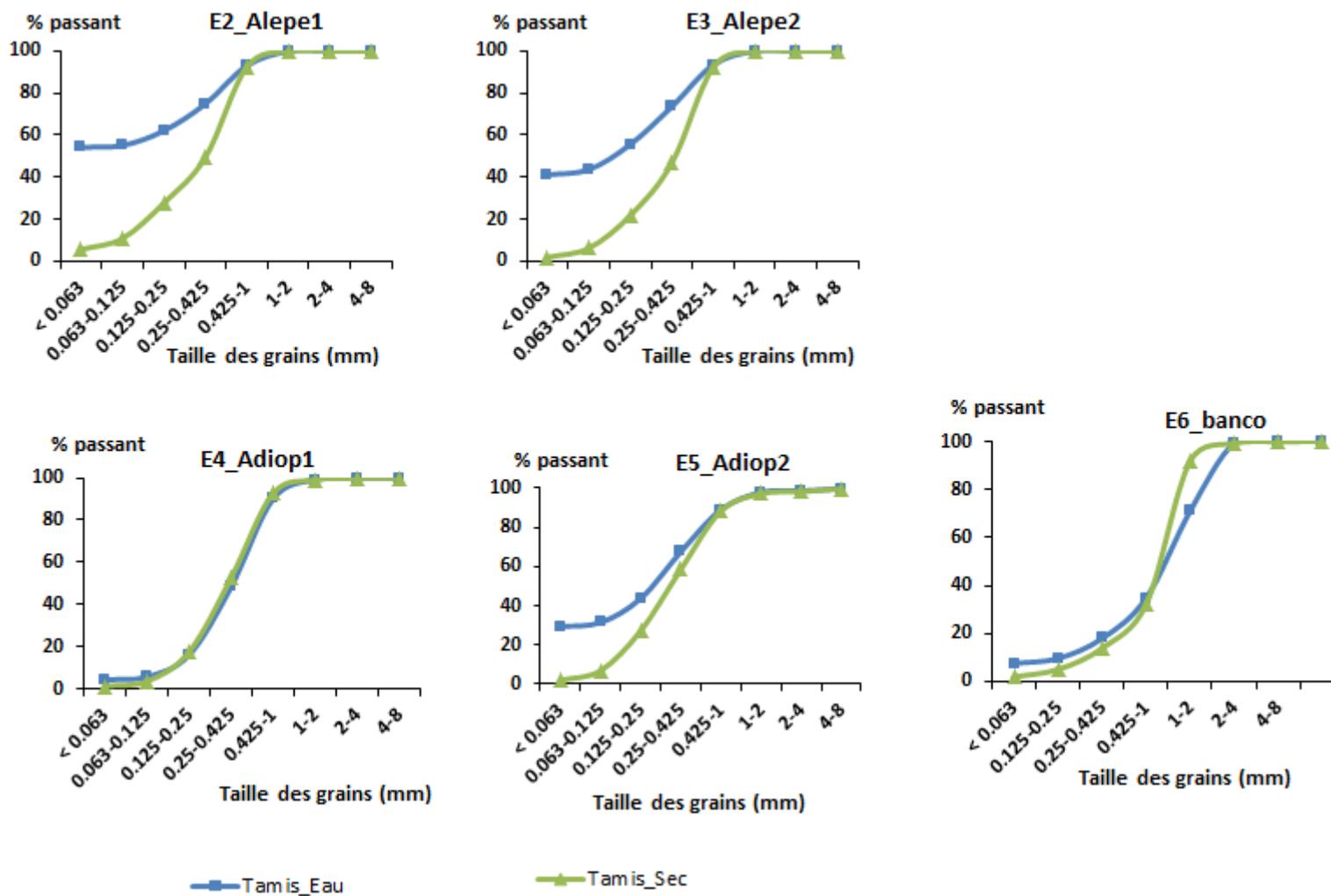


Figure 5.9: Courbes granulométriques de tamisage sous eau et à sec

Les courbes du tamisage sous eau mis dans un même graphique montrent distinctement les différents sols (Figure 5.10) alors que celles de l'analyse à sec sont groupés (Figure 5.11).

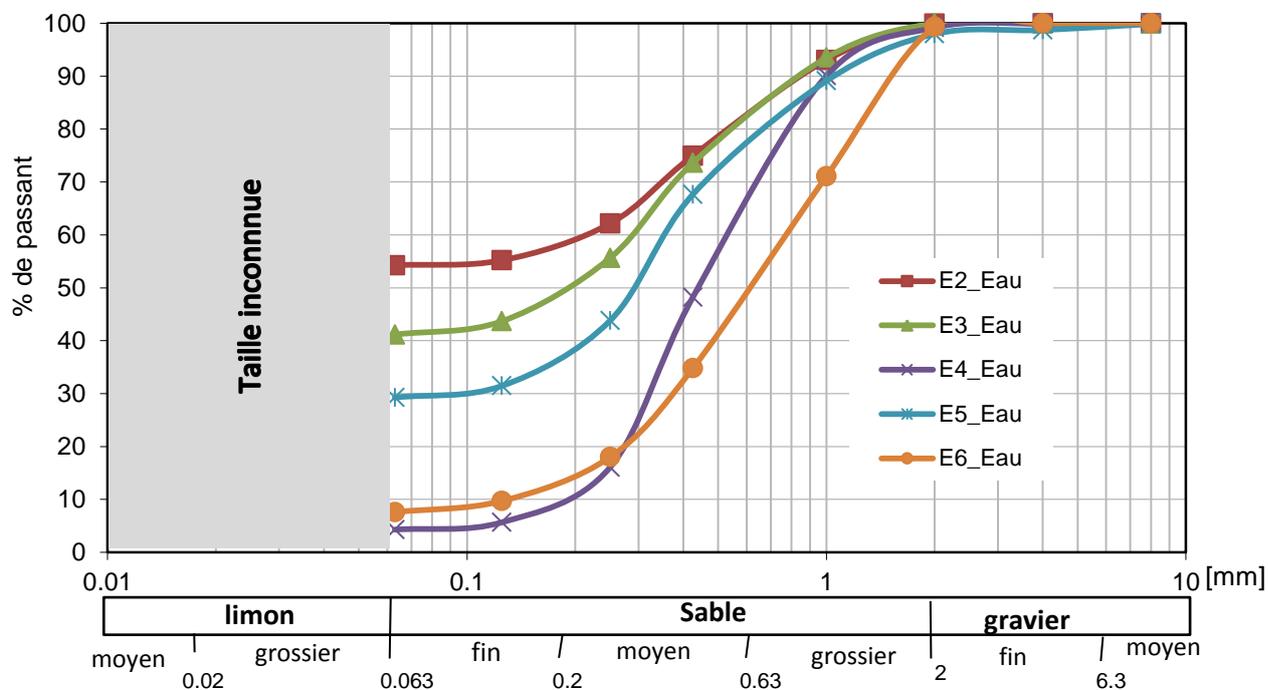


Figure 5.10: Courbes granulométriques du tamisage sous eau des cinq échantillons

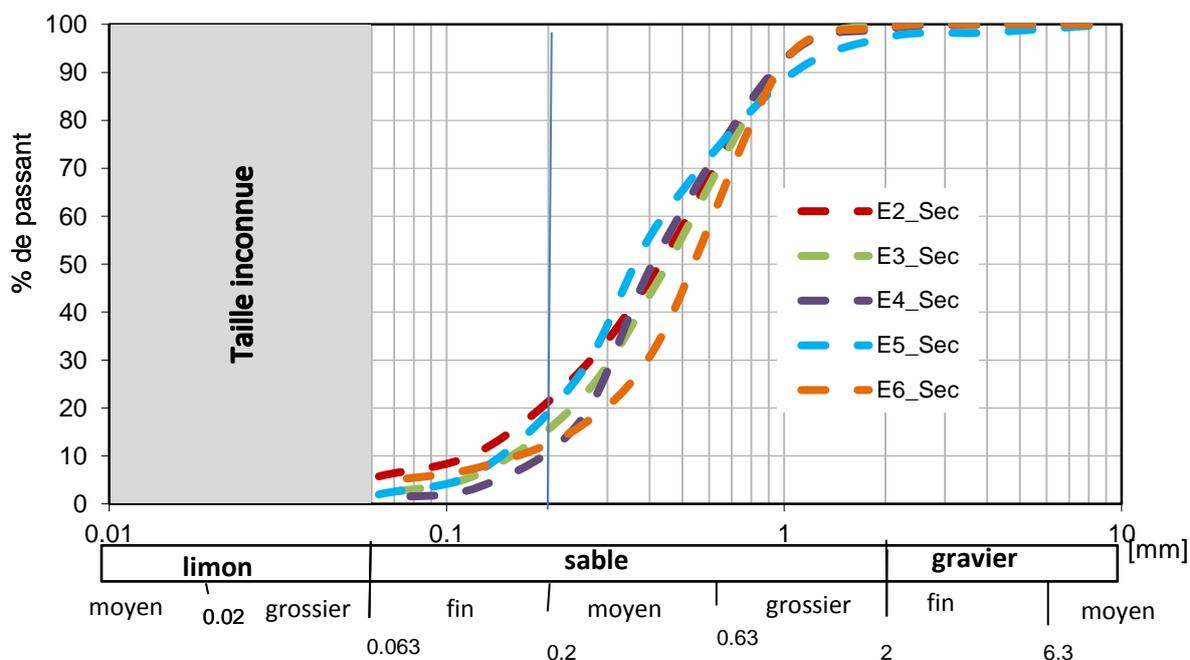


Figure 5.11: Courbes granulométriques de tamisage à sec des cinq échantillons

Deux groupes de types sols s'observent concernant les courbes du tamisage sous eau. Ceux à fort pourcentage en particules fines et ceux à faible pourcentage en particules fines (Figure 5.10). La proportion de sables est considérable pour les deux types d'analyse. En regardant de près ces deux figures, on observe que le sable fin et moyen est plus important pour le tamisage sous eau que celui à sec en suivant les classements des sols de Robitaille et Tremblay (1997). Une analyse granulométrique laser a été effectuée dans le but d'avoir plus de détail sur cette partie fine méconnue et sous-estimée par ces deux types de tamisage.

### 5.3.2 *Granulométrie laser*

Les résultats des analyses avec le granulomètre à diffraction laser effectuées avec la portion de sol de taille inférieure à 1 mm figurent dans le tableau IV.7 de l'annexe III. La figure 5.12 présente les courbes granulométriques des mesures effectuées par la méthode de la granulométrie laser. Les cinq courbes présentent des allures différentes. La fraction de particules de sol a une taille comprise entre 0,01 à 3500  $\mu\text{m}$  (0,0001 mm et 3 mm) selon les courbes. Cependant les particules dont la taille est comprise entre 0,4 et 3 mm sont sous-estimées alors que celle qui est supérieure à 3 mm est méconnue. Ces courbes présentent différentes distributions allant de 2 à 4 mm au niveau du pourcentage du volume normé avec le maximum à la deuxième classe.

L'échantillon E2 comporte 3 distributions dont les tailles des particules évoluent de:

- 0,276 à 5,21  $\mu\text{m}$ ;
- 5,21 à 111  $\mu\text{m}$ ;
- 111 à 2100  $\mu\text{m}$ .

Concernant le sol E3, les grains se sont repartis suivant 4 distributions:

- 0,314 à 4,03  $\mu\text{m}$ ;
- 4,03 à 58,9  $\mu\text{m}$ ;
- 58,9 à 163  $\mu\text{m}$ ;
- 163 à 586  $\mu\text{m}$ .

E4 n'a que deux distributions de grains qui vont de:

- 0,357 à 16,4  $\mu\text{m}$ ;
- 16,4 à 1110  $\mu\text{m}$ .

Les particules de l'échantillon E5 sont reparties en 4 distributions:

- 0,314 à 4,58  $\mu\text{m}$ ;
- 4,58 à 76  $\mu\text{m}$ ;
- 76 à 976  $\mu\text{m}$ ;
- 976 à 3080  $\mu\text{m}$ .

Enfin, le sol E6 comporte deux distributions qui sont:

- 0,314 à 11,2  $\mu\text{m}$ ;
- 11,2 à 666  $\mu\text{m}$ .

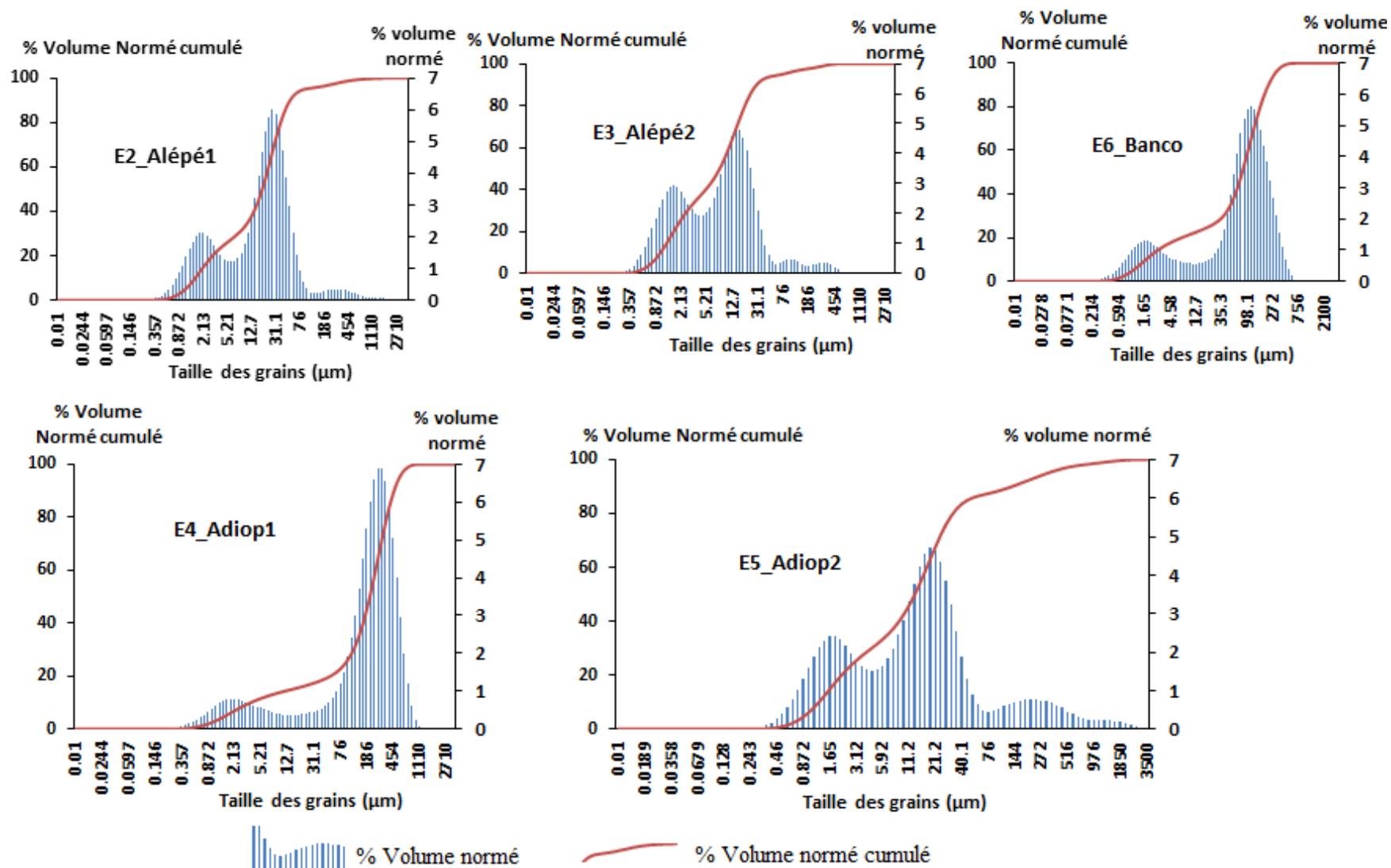


Figure 5.12: Courbes granulométriques des analyses au laser

### *5.3.3 Courbes granulométriques des sols*

Pour obtenir une courbe granulométrique complète donnant une meilleure connaissance des tailles des particules, sur les parties inconnues et sous-estimées, les courbes du tamisage sous eau et celles du granulomètre à diffraction laser ont été fusionnées. Etant donné que les deux méthodes d'analyse ne s'effectuent pas avec les mêmes masses d'échantillons, il fallait choisir un diamètre commun à partir duquel la fusion est effectuée. Dans cette étude, le diamètre 0,125 mm plus adapté aux deux méthodes a été choisi. Ce diamètre est donc utilisé comme valeur de calage de la courbe du granulomètre laser avec la courbe du tamisage sous eau. Les figures IV.1 à IV.5 en annexe IV présentent en détail les différentes mesures. On note une complémentarité entre les deux types d'analyse puisque la partie fine méconnue et sous-estimée par le tamisage sous eau est corrigée par l'analyse au laser. La figure 5.13 met en évidence les courbes granulométriques complètes des cinq échantillons. Une bonne correspondance s'observe entre les deux types de courbes surtout les échantillons E4 et E6. Malgré cette correspondance, les courbes de fusions des échantillons E2, E3 et E5 présentent quelques irrégularités correspondant à des distributions. En fait, ces sols ont 3 distributions allant de 0,125 à 4 mm; 0,063 à 0,125 mm puis la partie inférieure à 0,063 mm. La figure 5.14 donne une vue d'ensemble des cinq échantillons.

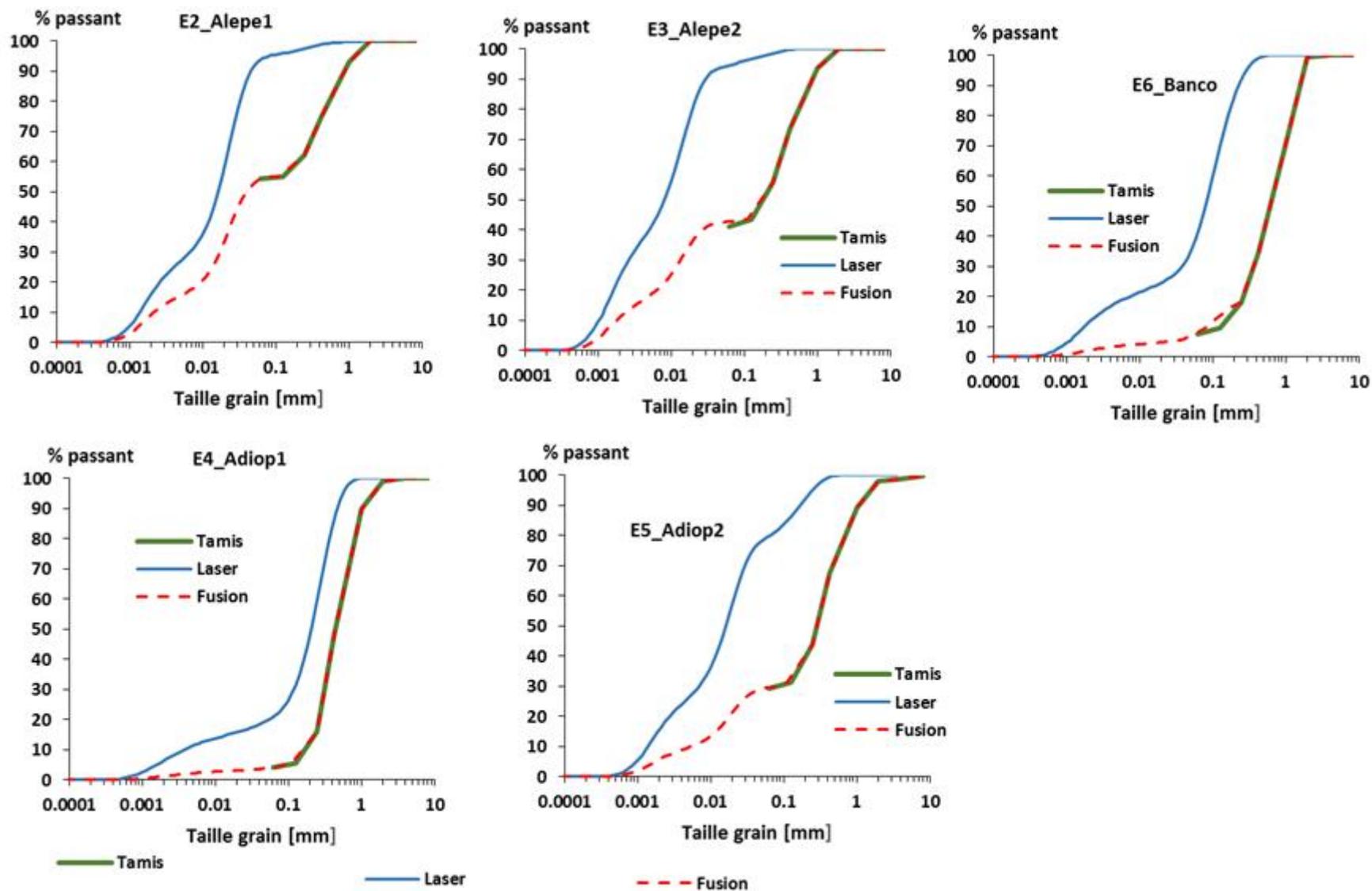


Figure 5.13: Courbes granulométriques de la fusion à 0,125 du tamisage sous eau et de l'analyse granulométrique au laser

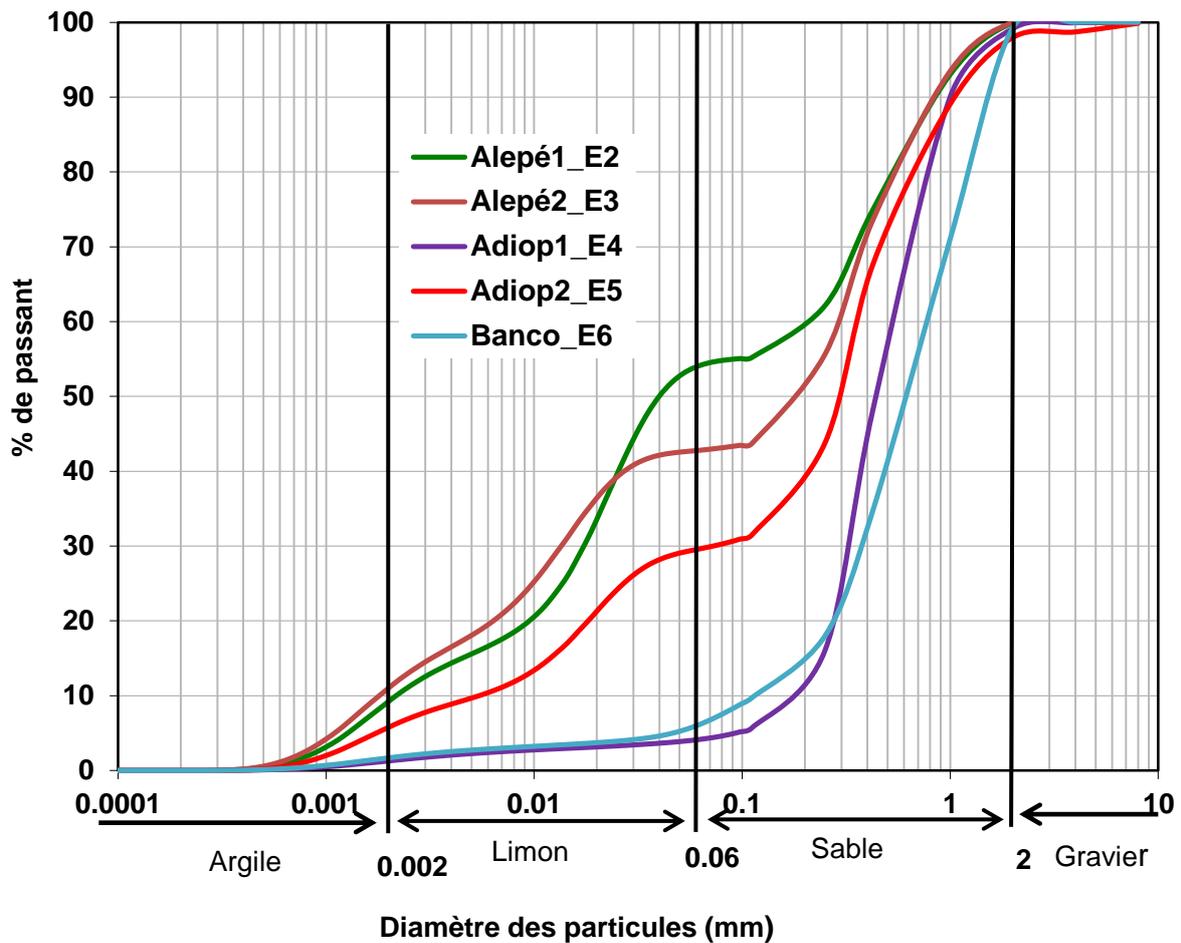


Figure 5.14: Courbes granulométriques des échantillons (tamisage + granulomètre à diffraction laser)

Les dimensions des particules des différents sols montrées dans le tableau 5.3, donnent les types de sols et fournissent quelques informations préliminaires sur les propriétés hydrauliques de ceux-ci. Les échantillons E2, E4 et E5 sont composés de particules d'argile, de limon, de sables et de gravier alors que les sols E3 et E6 ne contiennent que des argiles, des limons et des sables. Toutefois les proportions d'éléments en argiles et en graviers des différents échantillons représentent un très faible pourcentage. Elles sont inférieures ou égales à 2 % pour les graviers et inférieures ou égales à 11 % pour les argiles. Les pourcentages en limon (45%) et en sable (45,8%) sont presque égaux pour le sol E2. Les échantillons E4 et E6 ont des pourcentages en sables supérieurs à 93%.

**Tableau 5.3: Appellation selon la proportion des types de sols d'après Robitaille & Tremblay, (1997)**

Echantillons	Pourcentage en éléments				Terminologie selon la proportion de types de sols			
	argile	limon	sable	gravier	> 35%	20 - 35 %	10 - 20 %	< 10%
E2	9	45	45,8	0,2	Sable et Limon	-	-	Traces d'argile et de gravier
E3	11	32	57	0	Sable	limoneux	un peu d'argile	-
E4	1	3	95	1	Sable	-	-	Traces d'argile et de gravier
E5	6	24	68	2	Sable	limoneux	-	
E6	1,8	4,1	93,3	0,8	sable	-	-	Traces d'argile, de limon et de gravier

Le tableau 5.4 présente les caractéristiques de l'étalement de la granulométrie des sols. Les sols E2 et E3 ont les mêmes étalements granulométriques selon leurs coefficients d'uniformité et de courbure alors que E4 et E5 bien que pris dans la même région ont des étalements granulométriques différents.

**Tableau 5.4: Caractérisation de l'étalement granulométrique**

Echantillons	Diamètre efficace (mm)				Coefficient d'Uniformité Cu	Coefficient de Courbure Cc	Etalement granulométrique selon Cc et Cu
	D10	D30	D60	D50			
E2	0,00221	0,0176	0,241	0,04	109,05	0,58	Granulométrie étalée et mal graduée
E3	0,0018	0,0131	0,28	0,18	155,56	0,34	
E4	0,17	0,34	0,53	0,44	3,11	1,29	Granulométrie serrée et mal graduée
E5	0,00529	0,06	0,38	0,286	71,27	1,81	Granulométrie étalée et bien graduée
E6	0,12	0,367	0,78	0,61	6,5	1,44	Granulométrie semi-étalée et bien graduée

### 5.3.4 Conductivité hydrauliques des sols par le calcul de la formule de Hazen

Nous avons décidé de calculer la conductivité hydraulique des échantillons E2, E4, E5 et E6 par la méthode de Hazen (Cf équation 3.5) ainsi que leurs moyennes arithmétique, géométrique et harmonique. Terzarghi *et al.*, (1996) soutiennent que le facteur de forme C est approximativement égal à 0,01 si le diamètre efficace est exprimé en mm et la conductivité hydraulique en m/s. Alors que d'après Brassington (2007), le facteur de forme C est fonction

du type de sol (Cf tableau 3.2). Le calcul des conductivités hydrauliques issues des deux théories figure dans le tableau (5.5). Les valeurs moyennes vont dans l'ensemble de  $1,15.10^{-7}$  à  $1,08.10^{-4}$  m/s. Les moyennes arithmétiques des conductivités hydrauliques sont beaucoup plus élevées alors les moyennes harmoniques sont assez faibles. Les valeurs géométriques quant à elles se situent entre les moyennes arithmétiques et harmoniques.

**Tableau 5.5: Conductivité hydraulique selon les données d'analyse et la formule de Hazen**

Valeurs moyennes conductivités hydrauliques (K en m/s)				
Echantillons	D10 (mm)	Perméamétrie de laboratoire	Calcul formule Hazen selon Brassington, (2007)	Calcul Hazen selon Terzarghi et al, (1997)
<b>E2</b>	0,00221	$8,96.10^{-8}$	$2,26.10^{-8}$	$4,88.10^{-8}$
<b>E4</b>	0,17	$8,12.10^{-6}$	$1,73.10^{-2}$	$2,89.10^{-4}$
<b>E5</b>	0,00529	$4,24.10^{-8}$	$1,30.10^{-7}$	$2,80.10^{-7}$
<b>E6</b>	0,12	$2,48.10^{-5}$	$8,64.10^{-3}$	$1,44.10^{-4}$
<b>Moyenne arithmétique</b>		$8,27.10^{-4}$	$6,50.10^{-3}$	$1,08.10^{-4}$
<b>Moyenne géométrique</b>		<b><math>9,36.10^{-7}</math></b>	<b><math>2,57.10^{-5}</math></b>	<b><math>4,88.10^{-6}</math></b>
<b>Moyenne harmonique</b>		$1,15.10^{-7}$	$7,70.10^{-8}$	$1,66.10^{-7}$

### 5.3.5 Classes texturales

Les résultats de l'analyse granulométrique effectuée sur ces 5 échantillons de sol provenant des communes d'Abobo et Yopougon ont révélé que ces sols sont pauvres en argile mais avec un fort pourcentage en sable ce qui pourrait favoriser l'infiltration de polluants dissous comme le benzène. Les figures 5.15a et b montrent respectivement les différentes classes texturales d'après Robitaille et Trembley (1987) et l'USDA (1987). Ces figures montrent que E4 et E6 sont des sols à fort pourcentage de grains en sable.

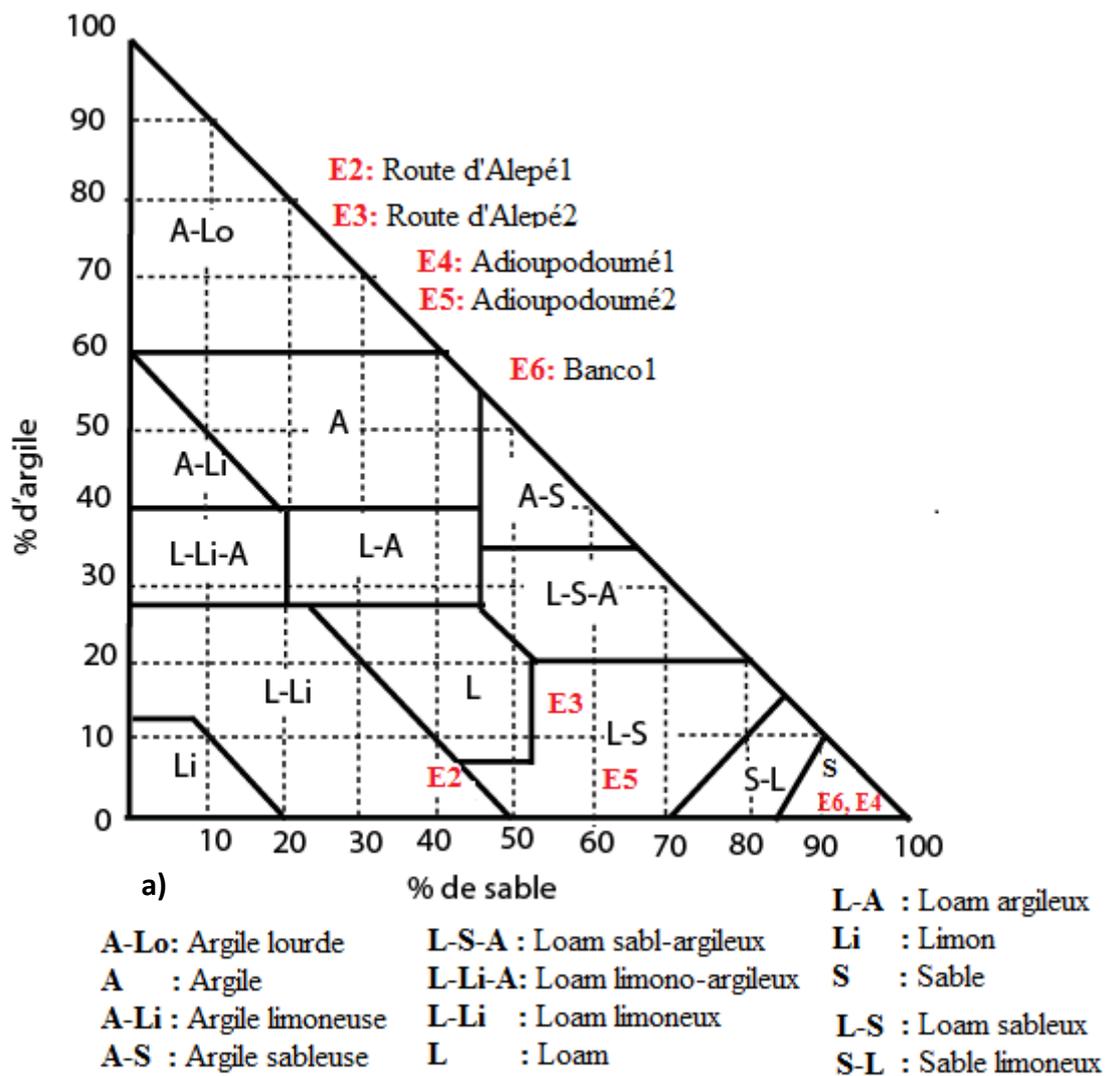


Figure 5.15 a): Diagramme triangulaire des classes texturales du sol d'après Robitaille et Trembley (1987)

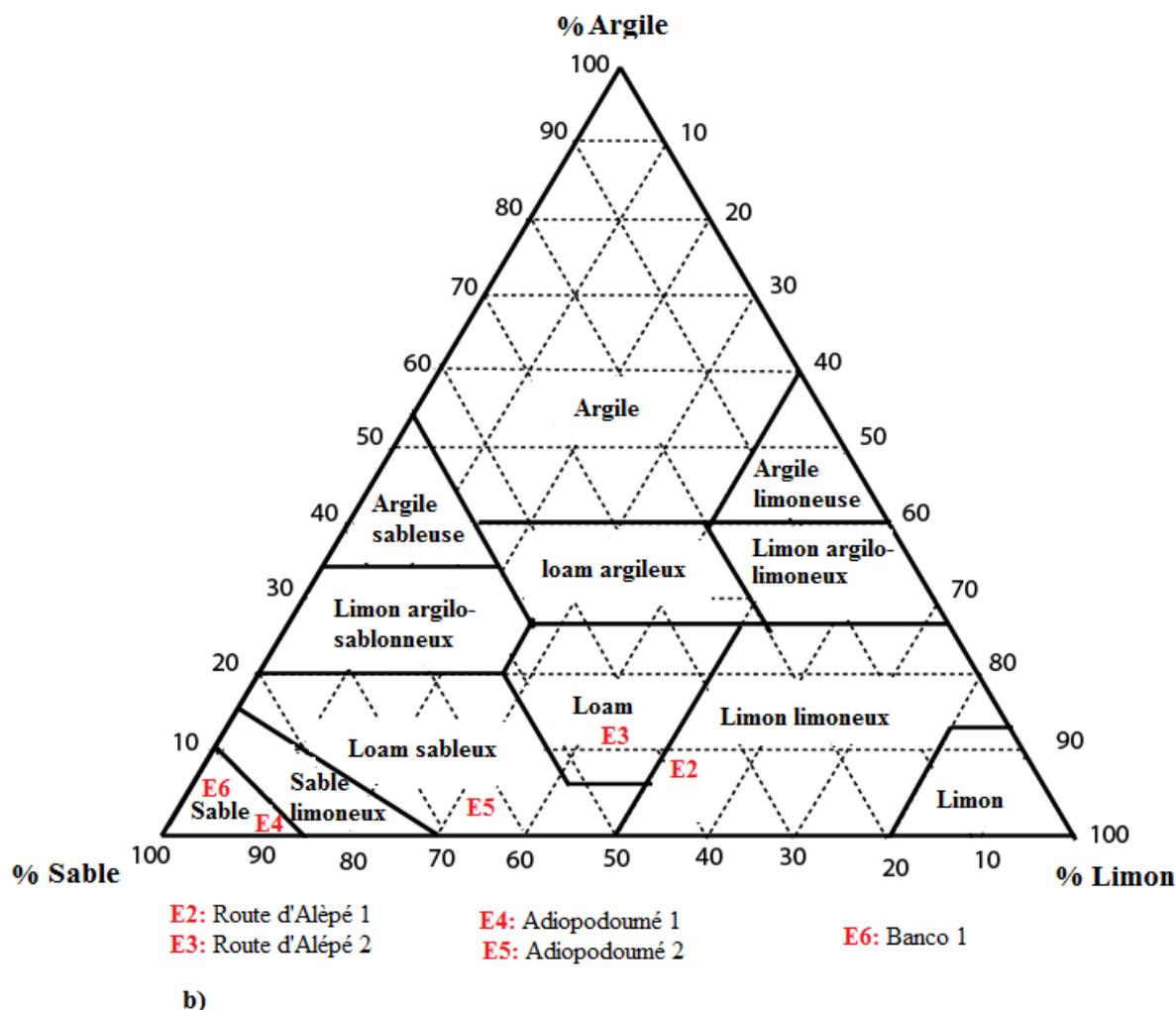


Figure 5.15 b): Diagramme triangulaire des classes texturales du sol d'après USDA (1987)

## 5.4 Pycnométrie

Le tableau IV.8 de l'annexe IV montre les résultats préliminaires des analyses pour la détermination de la densité. Les différentes valeurs mesurées et calculées relatives à la densité des sols superficielles sont consignées dans le tableau 5.6. Nous remarquons une forte densité des squelettes de sols allant de 2,74 à 2,96 avec une porosité totale très élevée (46 à 56%).

Tableau 5.6: Densité et quelques paramètres des cinq sols

Echantillons	Teneur en eau massique: W (%)	Teneur en eau volumique $\theta$ (%)	Densité du sol d ( $\text{g}/\text{cm}^3$ )	Porosité (n)	Indice des vides (e)	Degré de saturation ( $S_w$ )
E2	27,28	49,44	2,96	0,56	1,25	0,89
E3	23,72	44,91	2,90	0,50	1,01	0,90
E4	18,49	33,47	2,78	0,47	0,89	0,71
E5	20,00	39,16	2,87	0,46	0,83	0,86
E6	22,52	41,78	2,74	0,48	0,91	0,88

## 5.5 Discussion

### *Levés de profils géologiques*

Les sols échantillonnés sont tous constitués de sables blancs et rouge ocre. Cette couleur ocre est due à l'oxydation du fer contenu dans le sous-sol. D'après Perraud et Souchère (1969), la partie nord du District d'Abidjan est composée essentiellement de sols ferrallitiques. Les oxydations blanchâtres observées pourraient constituer des chenaux facilitant ainsi l'écoulement souterrain.

### *Granulométrie (Tamisage et laser)*

Les courbes granulométriques complètes de chaque sol sont obtenues en fusionnant les courbes des analyses au laser et celles avec le tamisage sous eau pour mieux estimer les parties fines des échantillons de sol. Les différentes courbes obtenues montrent que tous les échantillons contiennent de l'argile, du limon et du sable avec une forte proportion en sable. De façon spécifique, les sols E2 et E3 échantillonnés sur la route d'Alépé sont respectivement des sables et limons avec trace d'argile et de gravier et des sables limoneux avec un peu d'argile. Leurs courbes granulométriques se trouvent au-dessus de celles des autres échantillons. Avec leurs coefficients d'uniformité et courbure élevés, les sols E2 et E3 présentent une granulométrie étalée et mal graduée. Les échantillons E4 et E5 d'Adiopodoumé ont une forte proportion de sable, 95 % pour E4 et 68 % pour E5. Du point de vue de la distribution des grains, E4 présente une granulométrie serrée et mal graduée et E5 montre une granulométrie étalée et bien graduée. Quant à E6 du Banco, sol sableux avec des traces d'argile, de limon et de gravier présente une granulométrie semi-étalée et graduée.

### *Perméabilité: Essais à charge constante et variable*

Les essais à charges constante et variable répétés sur les échantillons ont permis de déterminer les coefficients de perméabilité moyens des sols. Les valeurs varient dans l'ensemble de  $2,48.10^{-8}$  à  $3,15.10^{-5}$  m/s ce qui leur confère à tous un écoulement de type laminaire (Robitaille et Tremblay, 1997). Les sols E4 et E6 dont les essais sont faits à charge constante, ont tous deux un faible degré de perméabilité car leurs coefficients de perméabilité moyens sont respectivement de  $7,05.10^{-6}$  et  $2,19.10^{-5}$  m/s. Ces Valeurs sont de l'ordre de celles calculées par Jourda (1987) au niveau des sols superficiels du District d'Abidjan. Ils correspondent aux sables très fins avec un bon drainage pour E6 et un faible drainage pour E4 selon la classification du type de sol élaboré par Selby (1993) et Robitaille et Tremblay,

(1997). Quant aux essais à charge variable effectués sur les échantillons E2, E3 et E5, les valeurs moyennes de coefficient de perméabilité respectives de  $8,96.10^{-8}$ ;  $4,03.10^{-8}$  et  $4,25.10^{-8}$  m/s, indiquent que ces sols ont tous un très faible degré de perméabilité avec un faible drainage correspondant aux sables fins argileux. Toutefois, il convient de préciser que ces valeurs moyennes de perméabilité ne sont qu'indicatives car l'analyse au laboratoire ne permet pas de reproduire avec exactitude les valeurs sur le terrain (Bouc *et al.*, 2012). Les valeurs de perméabilité obtenues par le calcul de Hazen, montre que les moyennes arithmétiques des conductivités hydrauliques sont beaucoup plus élevées alors les moyennes harmoniques sont assez faibles. Les valeurs géométriques quant à elles se situent entre les moyennes arithmétiques et harmoniques. Les moyennes géométriques sont plus représentatives des milieux poreux (Domenico & Schwartz, 1998). Ces remarques montrent aussi que même si les simulations ont nécessité un coefficient de perméabilité de l'ordre  $\sim 10^{-4}$ , la variabilité peut être grande et variée. On a un problème de 2 ordres de grandeur ce qui peut avoir pour effet de diminuer de 10 à 100 fois les temps de transport dans certains horizons.

### ***Porosité***

L'analyse au pycnomètre a révélé de fortes valeurs de porosité totale de drainage estimée entre 0,46 et 0,56. Or les précédentes études de Loroux (1978) et Jourda (1987) ont révélé des valeurs de porosité allant de 0,1 à 0,2. Ces fortes valeurs pourraient provenir du remaniement des sols et également de l'appartenance des horizons analysés. Il faut noter que la porosité d'une nappe est difficile à déterminer. D'après Leblanc (1999), seuls des essais de traceur peuvent aider à la déterminer avec exactitude. Bien que ces valeurs de porosité totale soient élevées, elles restent cohérentes avec la granulométrie du sable.

## **5.6 Conclusion partielle**

La caractérisation des sols effectuée a permis d'identifier des sols à faibles perméabilités avec une grande hétérogénéité. Ces sols sont tous grossiers en termes de taille des grains car plus de 50% des grains sont supérieurs à 0,063 mm. Ils sont essentiellement composés de sable et de limon et ont un faible drainage sauf E4 composé de 95 % de sable. De fortes porosités totales de drainage ont été observées. Nos données ont été utilisées comme paramètres d'entrée des modèles numériques.

## CHAPITRE VI. ECOULEMENTS SOUTERRAINS DE LA NAPPE D'ABIDJAN

### 6.1 Introduction

Les modèles numériques d'écoulement effectués avec le logiciel FEFLOW ont permis de comprendre le comportement de la nappe d'Abidjan selon les hypothèses émises et ainsi de prévoir son évolution dans le futur. Pour y parvenir, les différents modèles mis en place ont été calés et validés par des mesures réelles telles que les piézométries de 1978 et de 1992. Les modèles d'écoulement ont été réalisés en deux dimensions et en zone saturée. Cette partie de la thèse présente d'abord les résultats de calage, de validation et des simulations prédictives des écoulements souterrains en régime permanent et transitoire, en conditions naturelles et d'exploitation des forages. Ensuite, la détermination du rabattement de la nappe d'Abidjan et l'analyse de sensibilité ont été réalisées. Les différents résultats sont discutés à la fin de cette section.

### 6.2 Résultats du calage et validation des modèles d'écoulement

Pour la simulation prédictive de l'écoulement, les différents modèles ont été calés en régime permanent et validés en régime transitoire.

#### 6.2.1 Calage des modèles

##### *Simulation de l'écoulement en condition naturelle*

Le calage du modèle en régime permanent a consisté à ajuster les paramètres hydrodynamiques que sont la conductivité hydraulique et la porosité, ainsi que les conditions aux limites imposées au modèle (Cf Tableau 4.4). L'année 1978 est assimilée à un état d'équilibre et constitue l'année de référence pour la simulation, car d'après Kouamé J. (2007) il y aurait eu moins de prélèvement dans la nappe cette année-là. Les ajustements manuels réalisés sur les données de conductivité hydraulique, de porosité ainsi que de la recharge lors du calage ont permis d'obtenir une bonne corrélation (Figures 6.1) entre les charges hydrauliques observées et celles calculées. La figure 6.2 indique la convergence du modèle. Les valeurs de performance du calage sont consignées dans le tableau 6.1. Le calage a été considéré satisfaisant lorsqu'il n'a plus été possible de diminuer les écarts entre les données mesurées et les données calculées. La figure 6.2 montre bien un coefficient de distribution  $R^2$  égal à 0,97 ce qui donne une bonne corrélation entre les différentes charges hydrauliques.

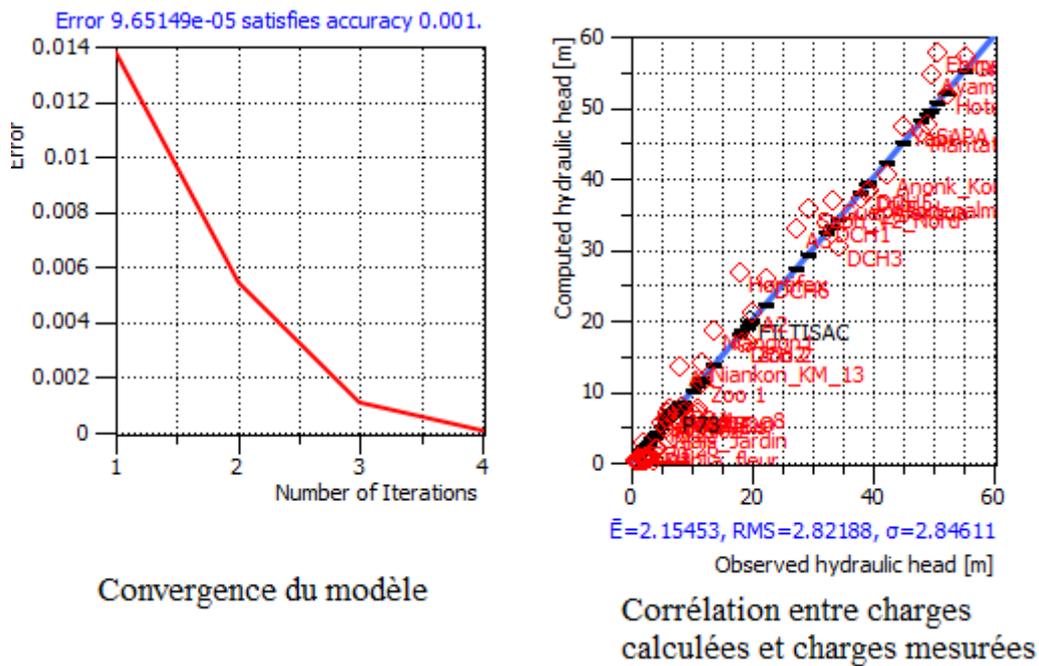


Figure 6.1: Calage du modèle d'écoulement en condition naturelle

La racine carrée de la moyenne des écarts normalisée (erreur quadratique) appelée «Root Mean Square error Norm» (RMSEN) dans ce calage est égale à 2,82 % et bien inférieure à 10 % avec une moyenne des écarts absolus entre la piézométrie observée et celle simulée de 2,15 m (Tableau 6.1). L'écart-type entre les différentes charges hydrauliques est quant à lui égal à 2,84 m.

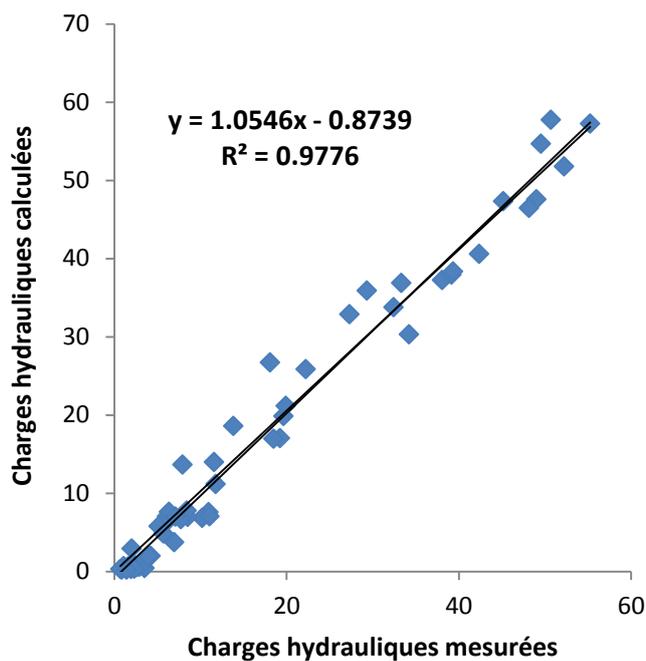
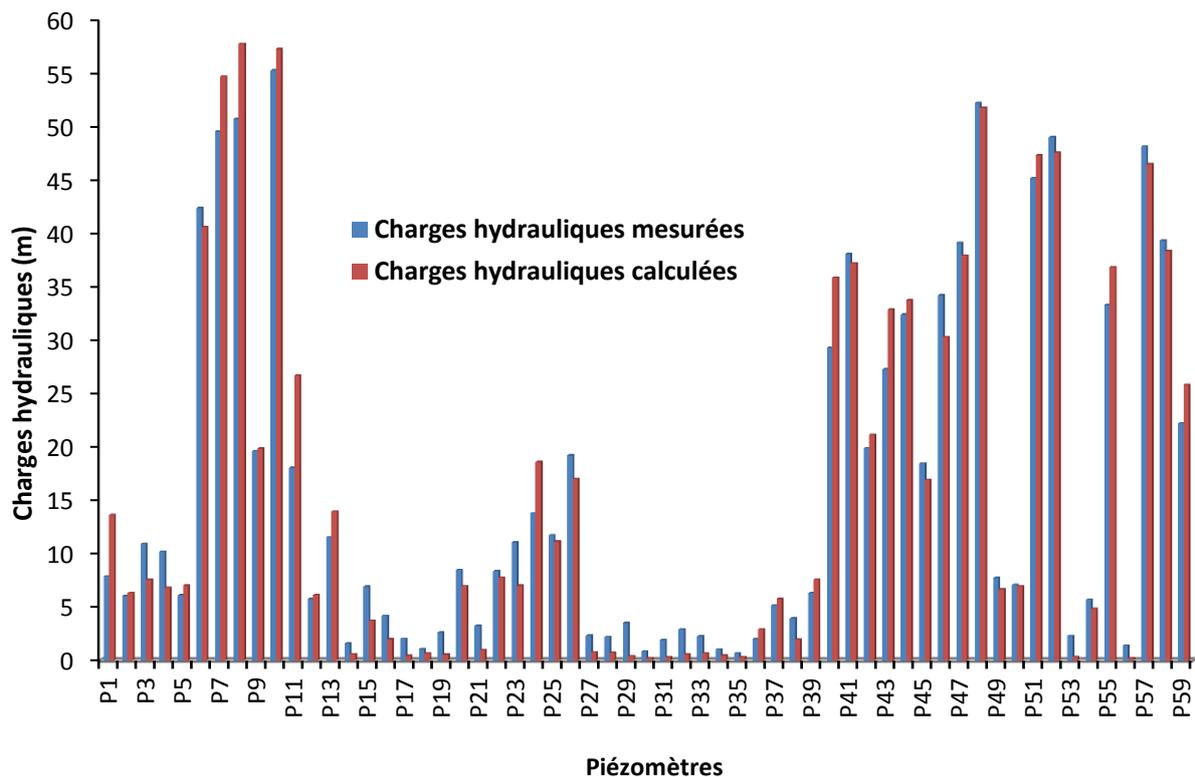


Figure 6.2: Coefficient de distribution des charges mesurées et calculées

Tableau 6.1: Valeurs de vérification du calage du modèle en zone saturée

Erreurs	Symboles	Valeurs	Unités
Moyennes des écarts des charges hydrauliques	$ \bar{E} $	2,15	[m]
Ecart-type des erreurs des charges hydrauliques	$\sigma$	2,84	[m]
Racine carrée de la moyenne des écarts des charges hydrauliques	NRMS	2,82	%

La figure 6.3 illustre mieux les écarts entre les charges observées et simulées par le modèle.



**Figure 6.3: Comparaison entre les charges hydrauliques observées et calculées du modèle en régime permanent en 1978**

Malgré la bonne corrélation entre les différentes charges hydrauliques, des différences significatives existent entre elles (Tableau V.1 en Annexe V). Ces écarts atteignent plus de 8 mètres au maximum (Hortifex). Pour les 59 piézomètres que compte le domaine modélisé, la différence entre les charges hydrauliques mesurées sur le terrain et celles calculées par le modèle est négative pour 21 piézomètres. Par contre la différence des 38 restantes est positive c'est-à-dire que les charges calculées par le logiciel sont plus faibles que celles observées sur le terrain.

Les plus grandes différences de charges s'observent à Hortifex (8,65 m); Ebimpe-Couv (7,05 m); Saph\_V2\_Nord (6,57 m); A1 (5,75 m); A3 (5,59 m); Anyam\_Adjam (5,15 m) et Niangon1 (4,8 m). Le tableau 6.2 fait état du bilan d'entrées et de sorties d'eau du modèle en régime permanent. La recharge et les charges imposées de types Dirichlet représentent les principales entrées d'eau dans le domaine soit un total 665 898 m<sup>3</sup>/j. La recharge à elle seule apporte au modèle 654 156 m<sup>3</sup>/j d'eau. La sortie d'eau du modèle provient des charges imposées de types Dirichlet et de Cauchy d'une valeur de 665 892 m<sup>3</sup>/j. Les transferts internes

au domaine en pertes sont de  $1,9 \text{ m}^3/\text{j}$ . Le modèle après calage en régime permanent reçoit un gain en eau de  $5 \text{ m}^3/\text{j}$ .

**Tableau 6.2: Bilan des apports calculés en régime permanent en 1978 en condition naturelle**

$\text{m}^3/\text{j}$		Entrées	Sorties	Différences
<b>Charges imposées</b>	<b>Dirichlet</b>	11738	665890	-654152
<b>Flux imposées</b>	<b>Cauchy</b>	0,054	0,27	-0,22
<b>Forages</b>		0	0	0
<b>Recharges</b>		654 156	0	-654160
<b>Transport interne (milieu poreux)</b>		0	1,9140	-1,914
<b>Total</b>		665 898	665 892	5,87

Cette simulation permet de représenter la nappe d'Abidjan dans les conditions naturelles d'écoulement sans le pompage des différents forages (Figure 6.4). La direction de l'écoulement souterrain s'effectue du nord vers le sud comme l'indique la variation des isopièzes de 58 à 0,2 m sur la figure 6.4. Mais la direction de l'écoulement nord-est est également observée (Figure 6.5). On note dans l'ensemble une forme régulière des isopièzes qui s'explique par les faibles débits de pompages en 1978 donc pas une grande influence sur le niveau piézométrique de la nappe d'Abidjan. La piézométrie de l'année 1978 est reconstituée avec les données du modèle dans le but de connaître le niveau piézométrique de la nappe d'Abidjan dans les conditions réelles. Pour ce faire un second modèle est calé et simulé en conditions d'exploration des forages.

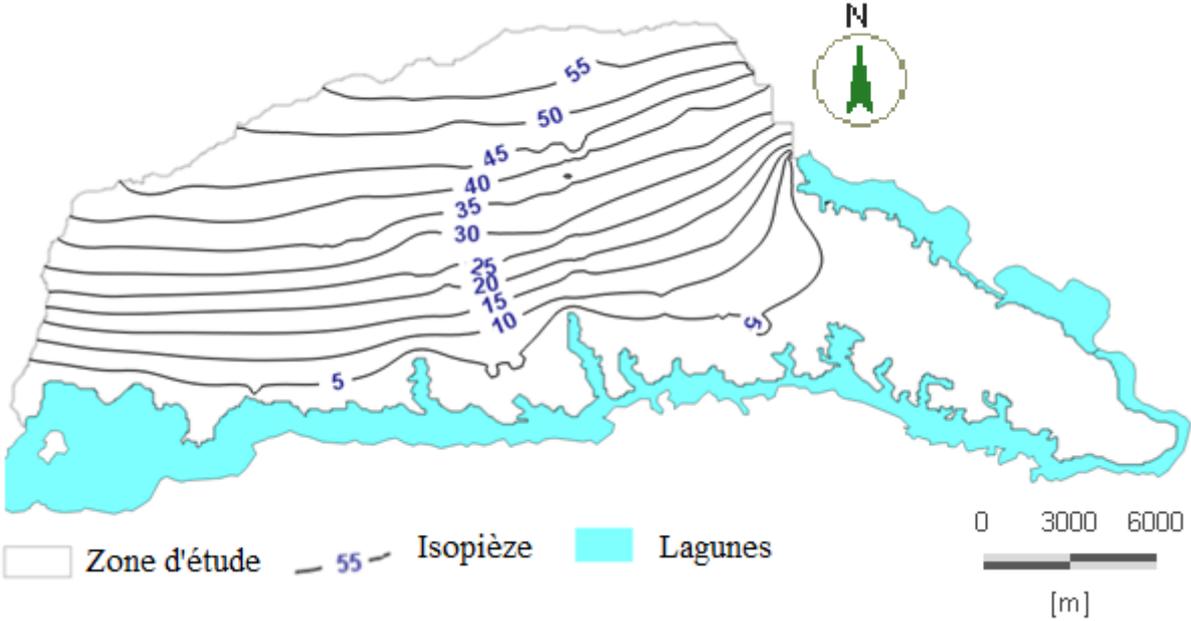
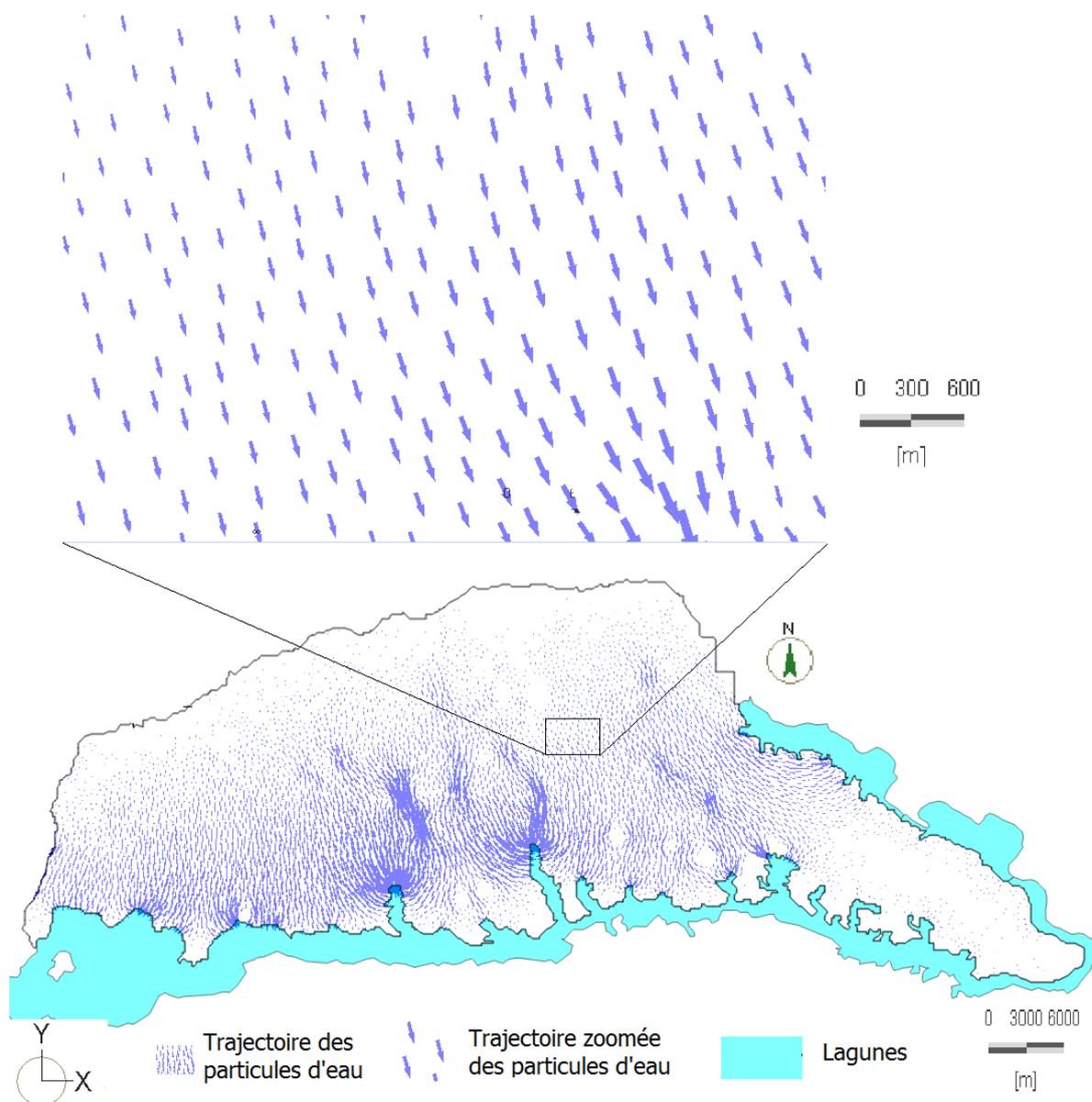


Figure 6.4: Piézométrie initiale simulée en régime permanent et condition naturelle (année 1978)



**Figure 6.5:** Sens de l'écoulement souterrain

***Simulation de l'écoulement en conditions d'exploitation des forages en 1978***

Les figures 6.6 et 6.7 illustrent le niveau de calage du modèle en condition d'exploitation des forages en 1978 avec un RMSEN de 4,02 % inférieur à 10 %. Le coefficient de corrélation calculé est égal à 0,97. Comme en conditions naturelles, quelques écarts importants sont également observés au niveau de certains piézomètres tels que A4 (9,55 m) ; SR2 (9,45 m) ; Zoo2 (8,96 m) ; A7\_Bis (8,80 m) ; DCH3 (7,46 m) ; SR1 (7,36 m) ; Zoo1 (7,17 m) et DCH2 (7,01 m) (Figure 6.7).

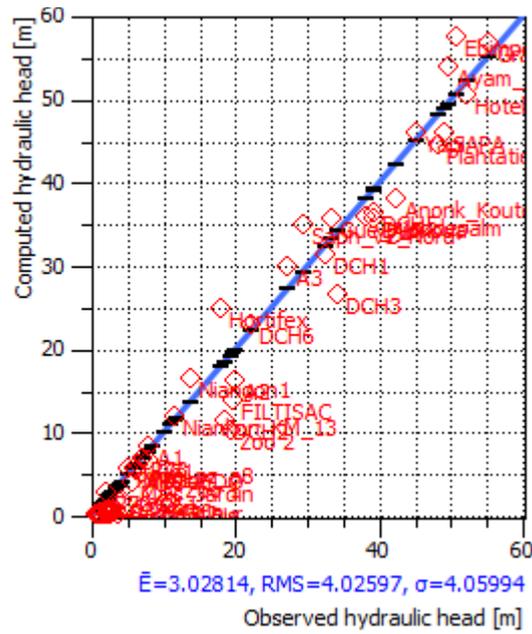


Figure 6.6: Corrélation entre charges observées et charges calculées en condition d'exploitation des forages

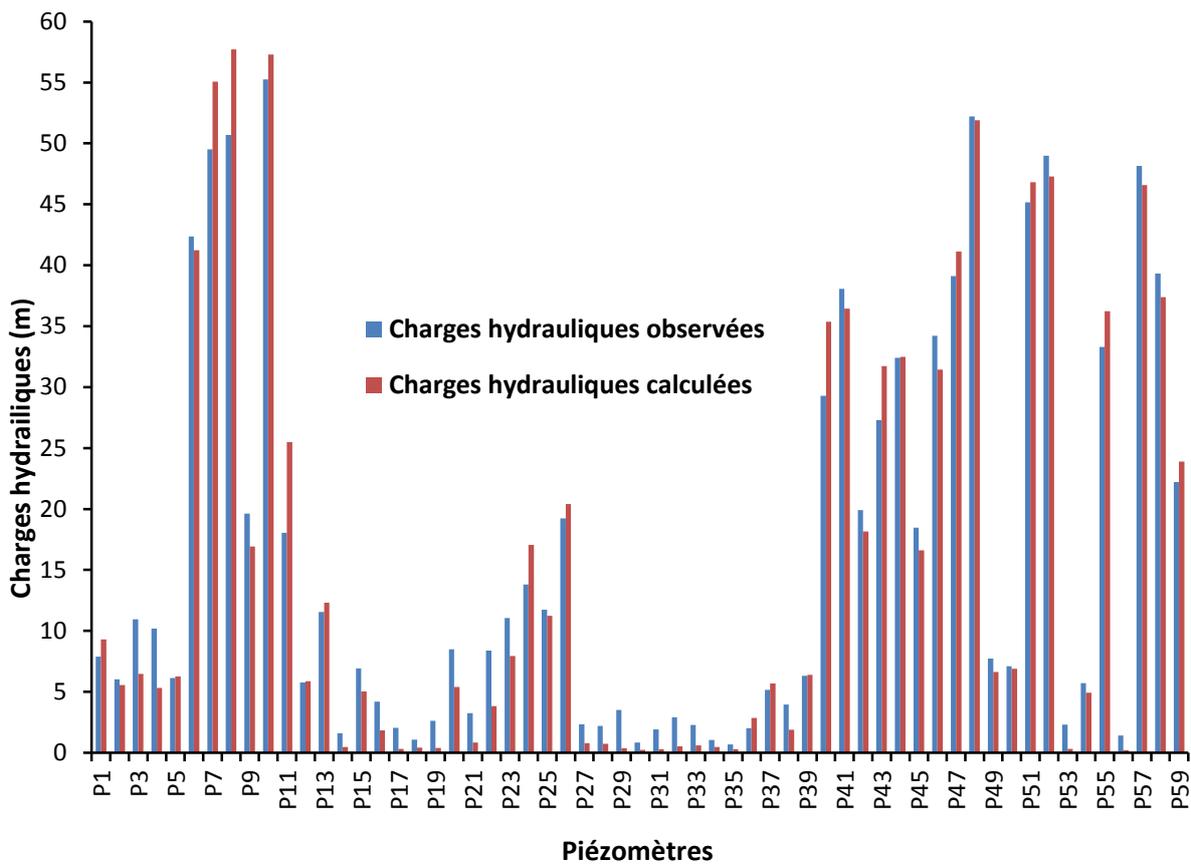


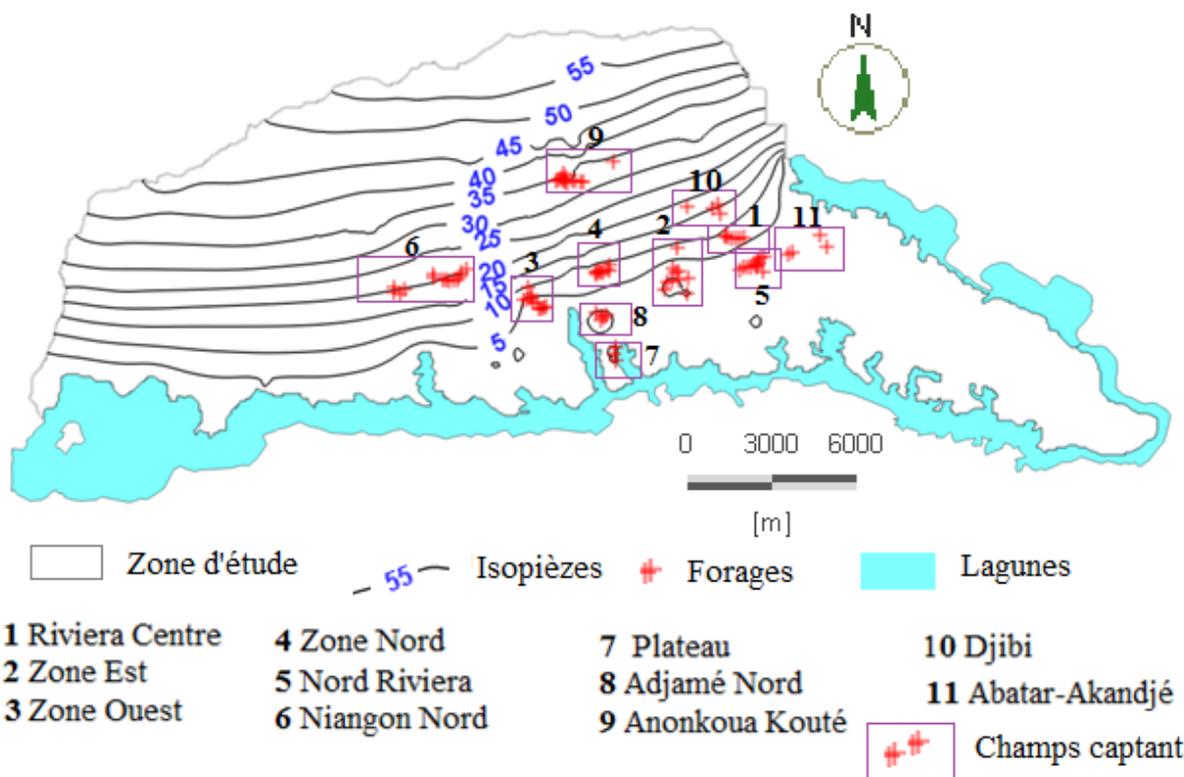
Figure 6.7: Comparaison entre les charges hydrauliques observées et calculées du modèle en régime permanent en 1978 en condition d'exploitation des forages

Le bilan de masse des entrées et des sorties d'eau dans le modèle est de 26, 14 m (Tableau 6.3).

**Tableau 6.3: Bilan des apports calculés en régime permanent en 1978 en condition d'exploitation des forages**

m <sup>3</sup> /j		Entrées	Sorties	Différences
<b>Charges imposées</b>	<b>Dirichlet</b>	33 653	510 280	-476 627
<b>Flux imposés</b>	<b>Cauchy</b>	2,7	3,24	-054
	<b>Forages</b>	0	177 504	-177 504
	<b>Recharges</b>	654 160	654 160	654 156
	<b>Transport interne (milieu poreux)</b>	0	2,32	-2,32
	<b>Total</b>	687 815	687 785	26,14

La figure 6.8 présente la carte piézométrique de l'année 1978 avec un débit de pompage de 177 504 m<sup>3</sup>/jour provenant des 30 forages en service repartis inégalement sur la zone d'étude. La direction de l'écoulement souterrain s'effectue du nord au sud comme l'indique la diminution des niveaux piézométriques du nord (58 m) au sud (5 m).



**Figure 6.8: Carte piézométrique de 1978 simulée en condition d'exploitation des forages en régime permanent**

On note dans l'ensemble une forme régulière des courbes piézométriques. Mais quelques légères modifications s'observent au niveau des champs captant «Nord Riviera» (Figure 6.8).

En ce qui concerne la conductivité hydraulique, plusieurs zones ont été déterminées pour le calage du modèle. Ces valeurs vont de  $0,005 \cdot 10^{-4}$  à  $60 \cdot 10^{-4}$  m/s. Etant donné que le modèle en régime permanent converge et est bien calé, les valeurs de la conductivité hydraulique, de la porosité et de la recharge ont été utilisées comme conditions initiales à la modélisation en régime transitoire (Tableau 6.4).

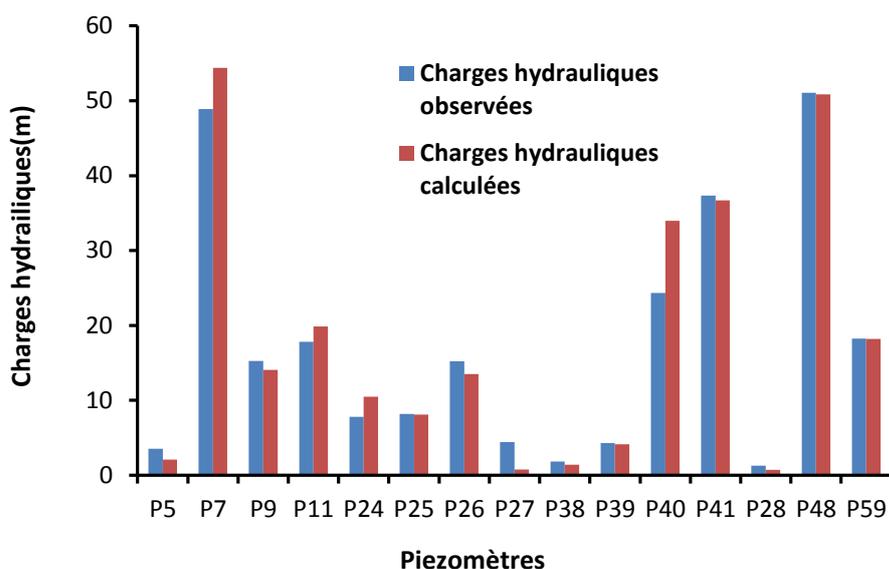
**Tableau 6.4: Valeur initiale et après calage de la conductivité hydraulique, de la porosité et de la recharge de la nappe d'Abidjan**

<b>Couche de sable grossier</b>		
	<b>Valeurs initiales</b>	<b>Valeurs calées</b>
<b>Conductivité hydraulique (<math>10^{-4}</math> m/s)</b>	4	0,005 à 60
	422	422
<b>Recharges mm/an</b>	242	242
	213	213
	150	150
<b>Porosité efficace</b>	0,2	0,25

### 6.2.2 Validation du modèle

#### *Simulation de l'écoulement en transitoire de 1978 à 1992*

La simulation en régime transitoire a été effectuée avec 14 pas de temps d'un an chacun. Pour valider le modèle en régime transitoire, deux années ont été choisies: 1978, année de référence et 1992, année de comparaison. En effet, les niveaux piézométriques observés en 1992 sont comparés avec ceux simulés à partir de 1978 jusqu'en 1992 par le modèle. Pour ce faire, 15 piézomètres de 1978 qui étaient encore fonctionnels en 1992 sont utilisés. La figure 6.9 illustre la performance du calage avec un coefficient de distribution de 0,97.



*Figure 6.9: Comparaison entre charges mesurées et calculées en 1992 en régime transitoire*

Le tableau 6.5 indique les différences entre les niveaux piézométriques observée en 1992 et ceux calculés par le modèle. Elles sont significatives au niveau des piézomètres Saph\_v2\_Nord et Ayam\_Adjam. Malgré la valeur d'écart maximum de plus de 9 m observé à Saph\_v2\_Nord, le modèle reste validé. La figure 6.10 montre un rabattement assez remarquable de la nappe d'Abidjan simulée de 1978 à 1992 au niveau de Niangon1, de DCH6, Hortifix et FILTISAC dû au pompage des forages (Tableau V2, annexe V).

Tableau 6.5: Ecart entre charges calculées et observées en régime transitoire en 1992

Piézomètres	Numéro	Charges mesurées	Charges calculées	Différence des charges
AKOUEDO	P5	3,52	2,07	1,45
Ayam_Adjam	P7	48,89	54,38	-5,49
FILTISAC	P9	15,25	14,06	1,19
Hortifex	P11	17,8	19,87	-2,07
Niangon1	P24	7,8	10,47	-2,67
Zoo 1	P25	8,17	8,10	0,07
Zoo 2	P26	15,2	13,49	1,71
Akakro	P27	4,43	0,75	3,68
Dahlia_fleur	P38	1,85	1,42	0,43
yop_pz_a8	P39	4,29	4,14	0,15
Saph_v2_Nord	P40	24,35	33,98	-9,63
vp_sodepalm	P41	37,33	36,68	0,65
Eloka	P28	1,28	0,72	0,56
Hotel_Kedj	P48	51,06	50,86	0,20
DCH6	P59	18,25	18,22	0,03

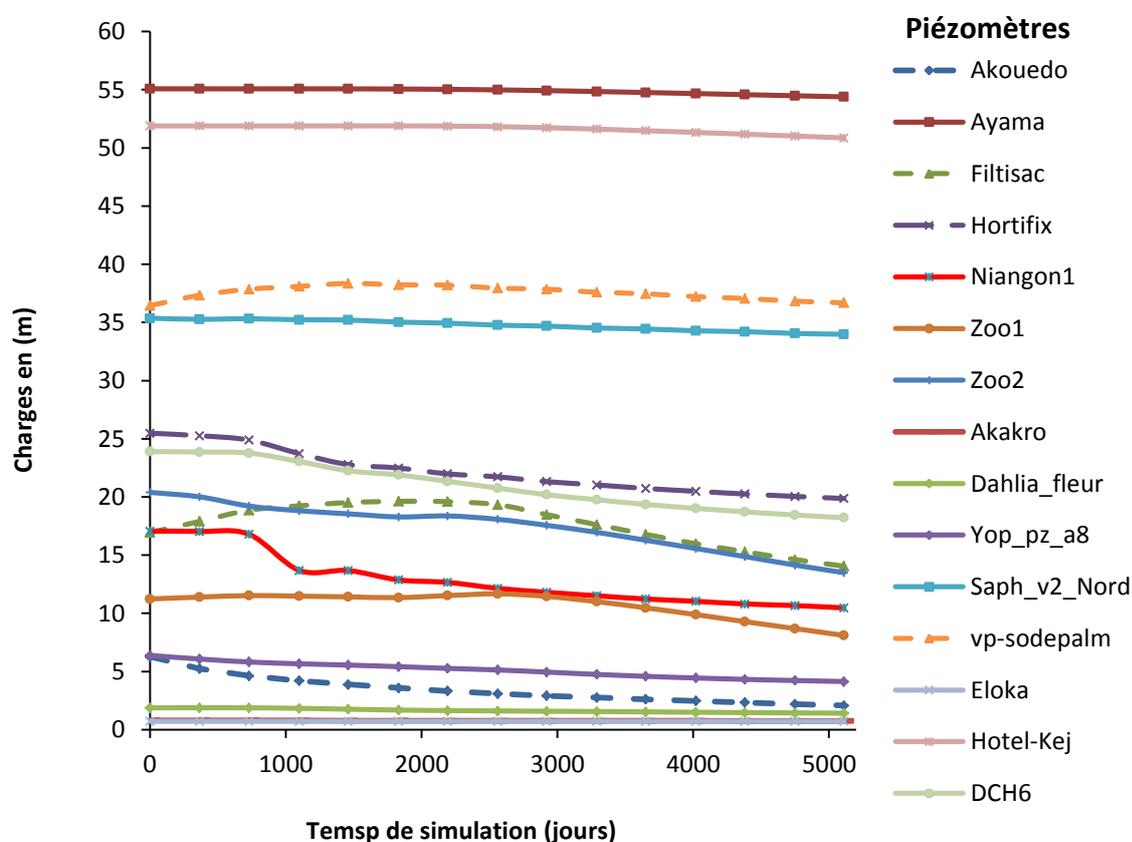


Figure 6.10: Evolution du niveau piézométrique de 1978 à 1992

### **6.3 Evolution de la piézométrie de la nappe d'Abidjan de 1978 à 2015 et bilan des masses**

Le modèle d'écoulement étant calé en régime permanent et validé en transitoire en 1992, est donc utilisé pour la simulation du niveau piézométrique de 1978 à 2015. L'année de référence étant 1978. La figure 6.11 montre l'évolution la piézométrie simulée en fonction du temps. Il en ressort de l'analyse de cette courbe une modification des isopièzes. Un cône de dépression s'observe entre les isopièzes 20 et 40 m d'une part puis une aire plus grande de cône de dépression d'autre part aux environs des champs captants. Le tableau 6.6 expose mieux les valeurs du rabattement subi par la nappe entre 1978 et 2015. Ces valeurs sont comprises entre 0,04 et 12,79 m. A Eloka, aucun rabattement n'a été observé compte tenu de l'absence de forages dans les environs.

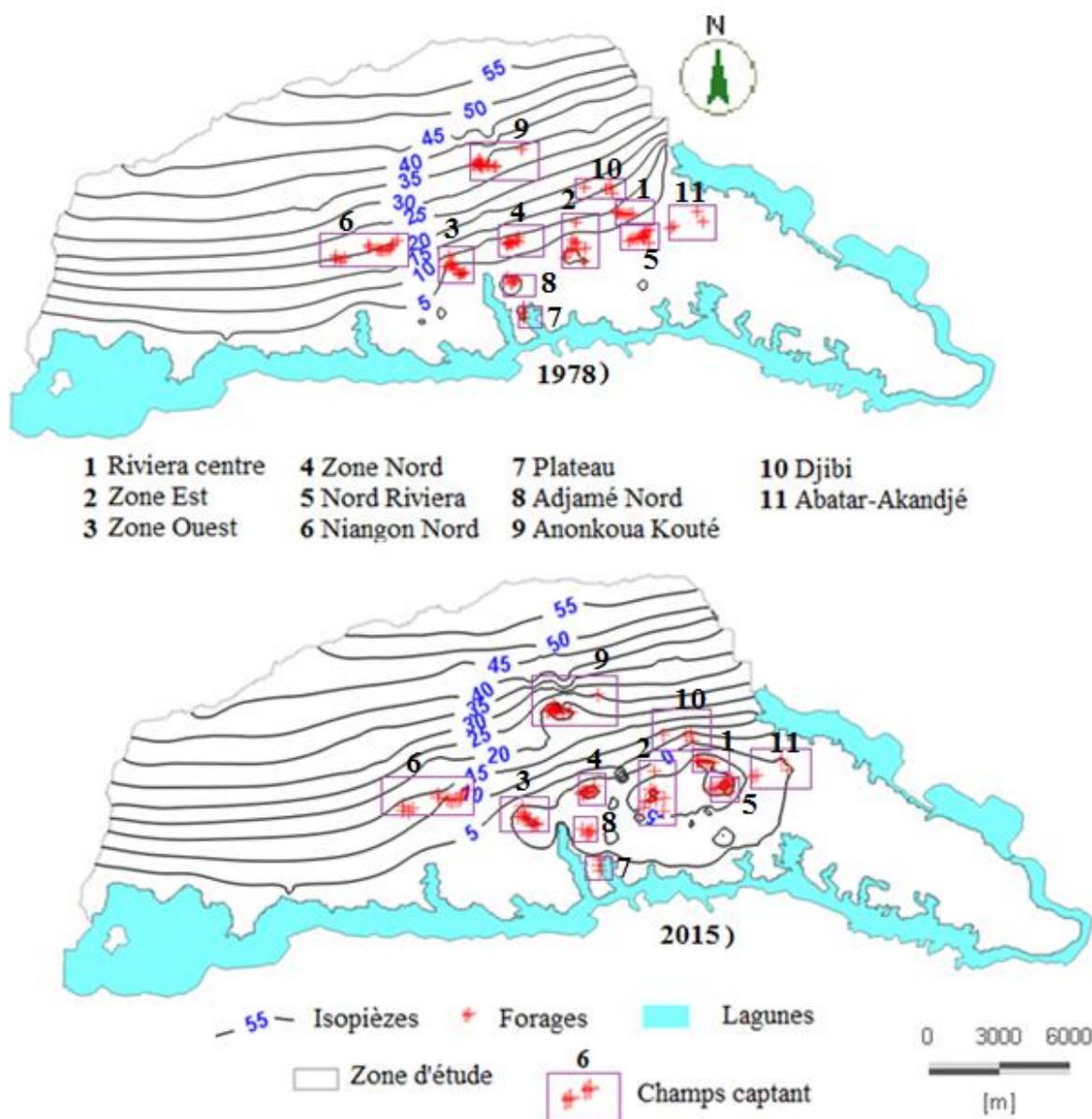


Figure 6.11: Carte piézométrique de 1978 et de 2015

Les forts rabattements observés à FILTISAC (12,79 m); Niangon 1 (9,18 m); DCH6 (9,08 m); Zoo2 (9,02 m); Hortifix (8,36 m); Zoo1 (7,39 m) sont dus non seulement par l'augmentation des débits de pompages mais également par la mise en service de nouveaux forages dans la région de Niangon (Tableau 6.6). Le débit journalier de pompage est passé de 177 504 m<sup>3</sup>/j en 1978 à 468 370 m<sup>3</sup>/j en 2015 soit une augmentation de près de 3 fois le débit initial.

**Tableau 6.6: Rabattement de la nappe 1978 à 2015**

Niveau piézométrique (m)			
Piézomètres	1978 0	2015 13505	Rabattement (m)
AKOUEDO	6,27	4,69	1,58
Ayam_Adjam	55,08	53,11	1,97
FILTISAC	16,94	4,15	12,79
Hortifex	25,48	17,12	8,36
Niangon1	17,06	7,88	9,18
Zoo 1	11,24	3,85	7,39
Zoo 2	20,40	11,38	9,02
Akakro	0,80	0,75	0,04
Dahlia_fleur	1,88	1,38	0,50
yop_pz_a8	6,38	4,61	1,77
Saph_v2_Nord	35,36	32,17	3,19
vp_sodepalm	36,44	31,31	5,13
Eloka	0,72	0,72	0,00
Hotel_Kedj	51,89	47,86	4,03
DCH6	23,90	14,82	9,08

Un gain d'entrée d'eau par l'emmagasinement de 92 648 m<sup>3</sup>/j s'observe contre une perte de 0,16 m<sup>3</sup>/j (Tableau 6.7).

**Tableau 6.7: Bilan en eau calculé en 2015**

m <sup>3</sup> /j		Entrées	Sorties	Différences
Charges imposées	Dirichlet	86 092	364 520	-278 428
Flux imposés	Cauchy	0,15	0,04	0,10
Forages		0	468 370	-468 370
Recharges		654 160	0	654 160
Capacité d'emmagasinement		92 648	0,16	92 647
Transport interne (milieu poreux)		0	8,23	-8,23
Total		832 900	832 898	1,72

## 6.4 Prédiction du niveau piézométrique de la nappe et trajet virtuel des particules d'eau

Pour observer l'évolution piézométrique de la nappe d'Abidjan, une simulation prédictive a été effectuée en régime transitoire et en condition d'exploitation des forages à partir de 2015 à 2030. Le tableau 6.8 montre les débits d'exploitation prévisionnels de la SODECI. Ces débits de 1978 à 2030 sont reportés dans le tableau V.3 en Annexe V.

*Tableau 6.8: Débits de projection de la SODECI de 2015 à 2030*

Champs captants	Débit en m <sup>3</sup> /j	
	2015 à 2030	Total
Riviera Centre	42 000	630 000
Zone Est	56 561	848 416
Zone Ouest	66 000	990 000
Zone Nord	48 000	720 000
Nord Riviera	720 000	10 800 000
Niangon Nord	52 800	792 000
Plateau	0	0
Adjamé Nord	15 600	234 000
Anonkoua Koute	46 800	702 000
Djibi	24 000	360 000
Niangon2	24 000	360 000
Abatar	12 000	180 000
Akandjé	12 000	180 000
<b>Total</b>	<b>1 119 761</b>	<b>16 796 416</b>

Les figures 6.12 a et b présentent les cartes piézométriques prédictives des années 2020, 2025 et 2030 en comparaison à l'année 2015. On note une modification progressive des isopièzes de 2015 à 2030 avec un élargissement du cône de dépression formé au droit des champs captants Nord Riviera, Riviera Centre, Zone Nord, Zone Ouest, Adjamé Nord et Niangon Nord. L'isopièze 55 m avance légèrement vers le nord du côté est du domaine modélisé (Figure 6.12).

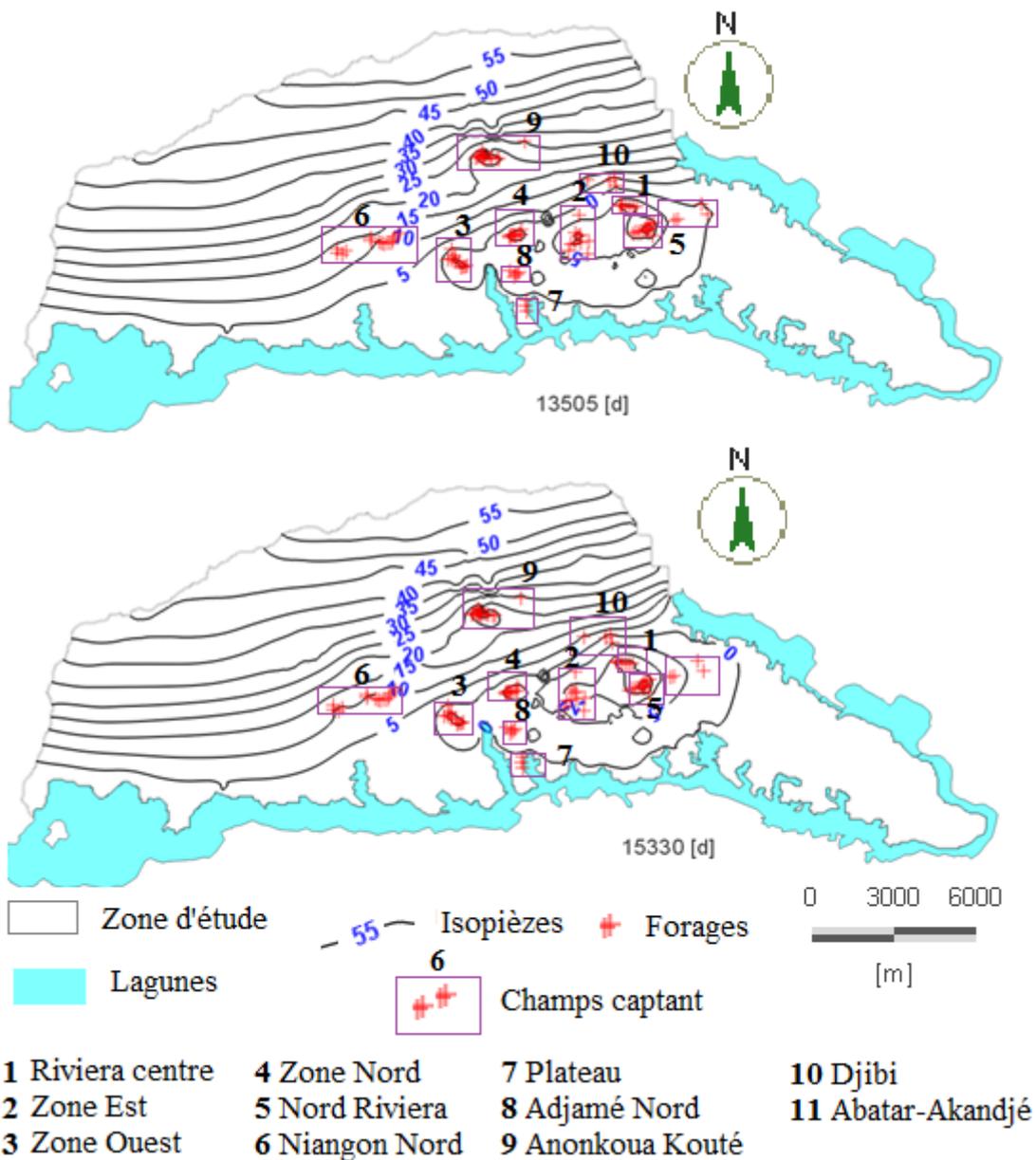


Figure 6.12 -a: Cartes piézométriques prédictives de 2015 et 2020

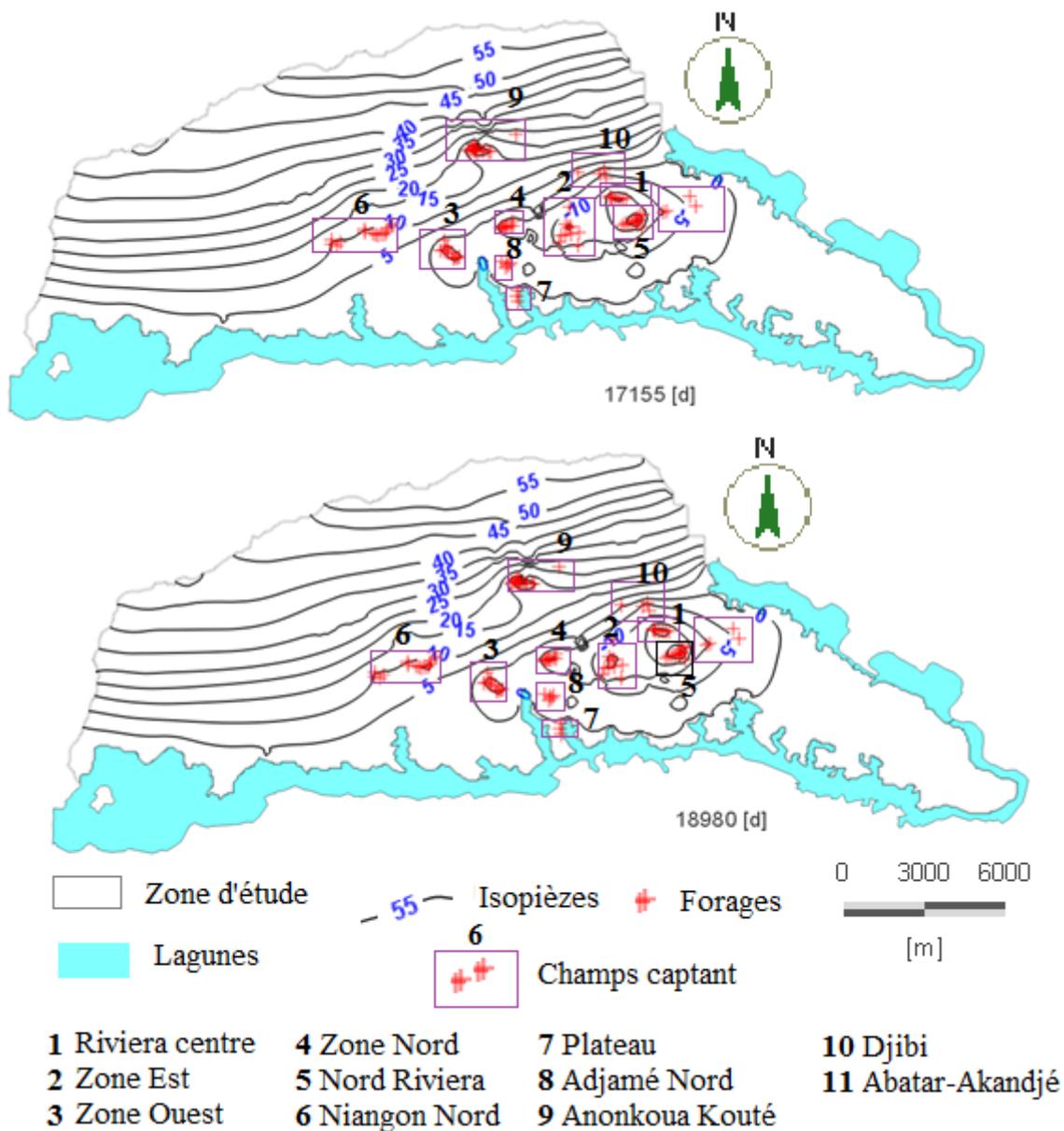


Figure 6.12-b: Cartes piézométriques prédictives de 2025 et 2030

Les parties ouest, est et nord-est de la nappe n'ont pas subi de modification due à l'absence de forages. On note une faible variation de la perte d'eau calculée par le modèle entre 2015 et 2030 car les débits prévisionnels de pompage n'ont pas changé entre ces deux dates. Le calcul de sorties d'eau reste donc de 468 370 m<sup>3</sup>/j en 2015 et 2030. Par contre, l'emmagasinement a beaucoup diminué. Il est passé de 92 648 m<sup>3</sup>/j en 2015 à 20 779 m<sup>3</sup>/j en 2030 (Tableau 6.9). L'entrée d'eau provenant de l'imposition d'une charge de 58 m et 0,2 m respectivement au nord et au sud du modèle a connu une augmentation significative en passant de 86 092 m<sup>3</sup>/j en 2015 à 127 380 m<sup>3</sup>/j en 2030.

**Tableau 6.9: Calcul d'entrée et sortie d'eau du modèle en 2030**

<b>m<sup>3</sup>/j</b>		<b>Entrées</b>	<b>Sorties</b>	<b>Différences</b>
<b>Charges imposées</b>	<b>Dirichlet</b>	127 380	333 990	-206 610
<b>Flux imposés</b>	<b>Cauchy</b>	0,008	0,01	-0.002
<b>Forages</b>		0	46 330	-46 330
<b>Recharges</b>		654 160	0	654 160
<b>Capacité d'emmagasinement</b>		20 779	0,0008	20 778,99
<b>Transport interne (milieu poreux)</b>		1.023	0	1,023
<b>Total</b>		802 320	802 320	0,02

Une baisse du niveau de l'eau simulé en fonction du temps s'observe dans l'ensemble des piézomètres. Cette diminution est très significative au droit de Niangon 1, Zoo1 et 2, FILTISAC et DCH6. La figure 6.13 illustre l'évolution du niveau piézométrique simulé de la nappe d'Abidjan en fonction du temps. Dans d'autres piézomètres le rabattement reste faible. La figure 6.14 montre les trajets virtuels des particules d'eau. Ceux-ci pourraient permettre aux autorités compétentes d'élaborer les différentes zones de protections des forages.

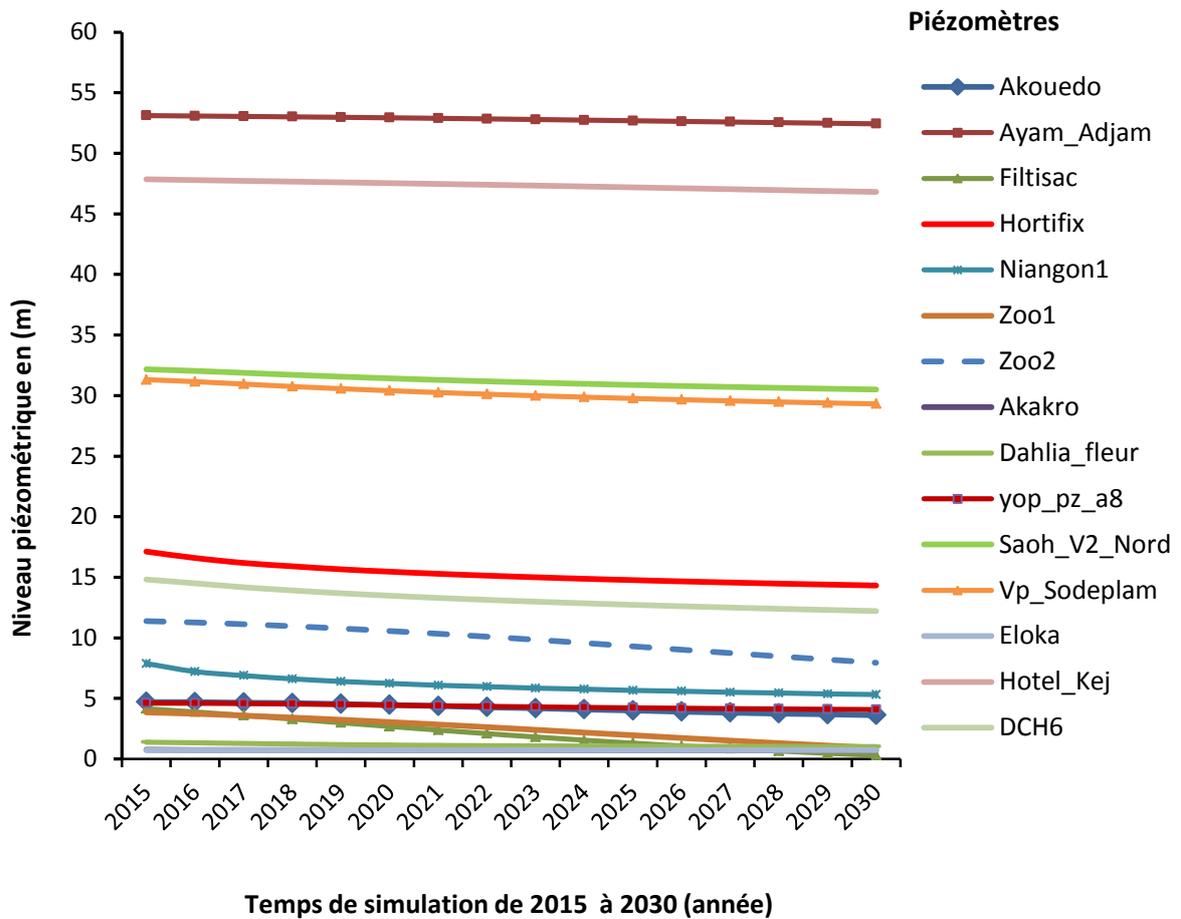


Figure 6.13: Niveau piézométrique simulé en fonction du temps

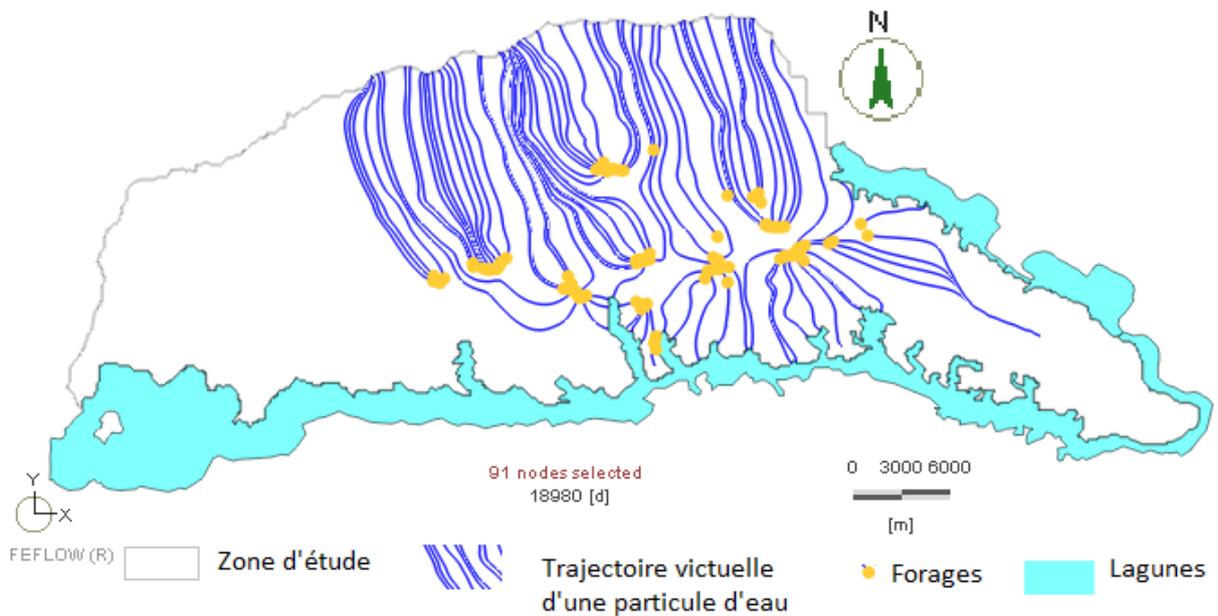


Figure 6.14: Trajets virtuels des particules

## 6.5 Rabattement prédictif de la nappe d'Abidjan en fonction du temps

La simulation prédictive en régime transitoire et en condition d'exploitation des forages montre de manière générale un rabattement de la nappe. La piézométrie simulée et les différentes valeurs de données de fluctuation de la nappe de 2015 à 2030 sont consignées respectivement dans les tableaux V.4 et V.5 de l'annexe V. Les valeurs de fluctuation indiquent que la fluctuation annuelle varie de 0 à 0,7 m. Concernant le rabattement (Tableau 6.10), ces valeurs simulées évoluent entre 0 (Eloka) et 3,85 m (FILTISAC). Celles supérieures à 2 m sont:

- FILTISAC: 3,85 m;
- Zoo2: 3,43 m
- Zoo1: 2,93 m
- DCH6: 2,8 m;
- Hortifix: 2,6 m.
- Niangon1: 2,56 m.

Par contre il faut noter de faibles rabattement au niveau de:

- Eloka: 0 m;
- Akakro: 0,04 m
- Dahlie\_fleur: 0,36 m;
- Yop\_pz\_a8: 0,53 m.

La figure 6.15 met en évidence la fluctuation et le rabattement de la nappe. Le piézomètre Niangon1 a son niveau d'eau qui fluctue le plus a aussi un fort rabattement. La fluctuation augmente au début de la simulation, atteint un maximum puis diminue et se stabilise au niveau de tous les piézomètres (Figure 6.15a).

Tableau 6.10: Valeurs du rabattement de la nappe de 2015 à 2030

Piézomètres	Rabattelements (m)
FILTISAC	3,85
Zoo 2	3,43
Zoo 1	2,93
Hortifex	2,80
DCH6	2,60
Niangon1	2,56
vp_sodepalm	2,00
Saph_v2_Nord	1,67
AKOUEDO	1,08
Hotel_Kedj	1,04
Ayam_Adjam	0,68
yop_pz_a8	0,53
Dahlia_fleur	0,36
Akakro	0,04
Eloka	0,00

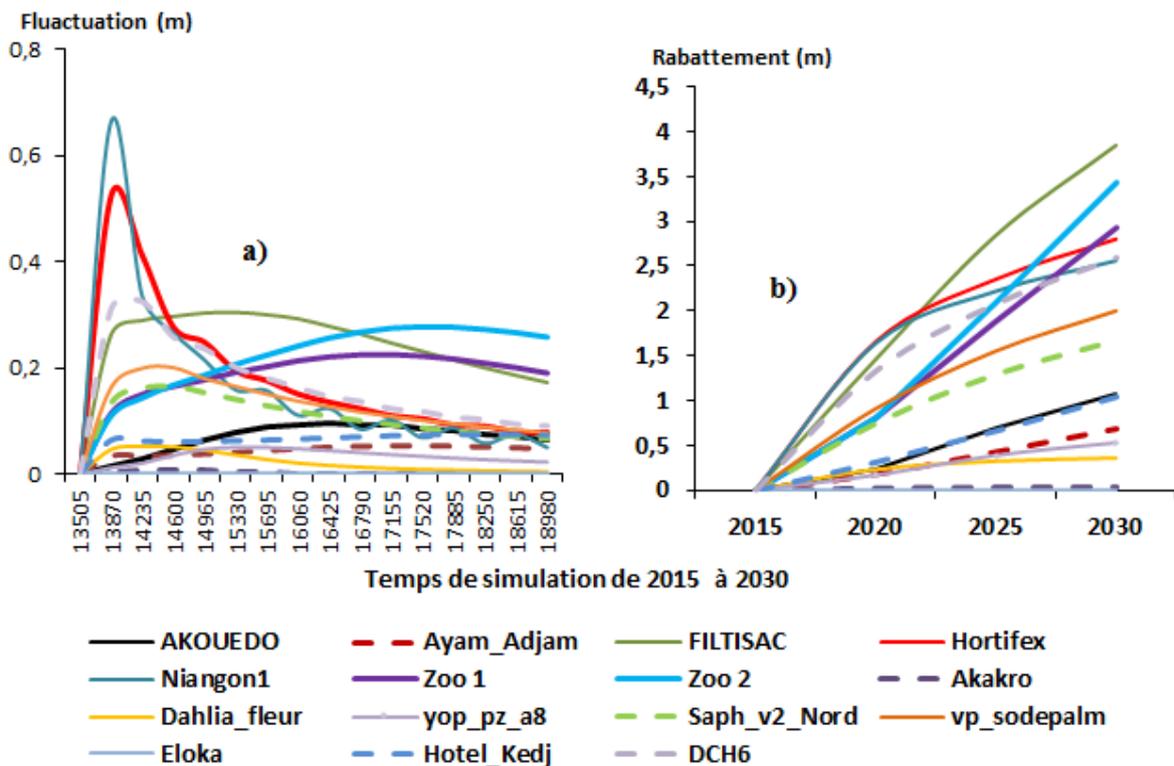


Figure 6.15: Fluctuation (a) et rabattement (b) simulés du niveau de la nappe de 2015 à 2030

Pour observer l'influence de certains paramètres sur les modèles, une analyse de sensibilité a été réalisée.

## 6.6 Analyse de sensibilité du modèle d'écoulement de la nappe d'Abidjan

Pour observer l'influence des paramètres hydrodynamiques de l'aquifère sur le bon fonctionnement du modèle, une analyse de sensibilité a été effectuée. Cette analyse est portée sur les paramètres tels que la recharge, la porosité efficace et la conductivité hydraulique. Ainsi plusieurs simulations, en condition d'exploitation des forages ont été effectués en régime transitoire en faisant varier un à un ces paramètres. L'erreur quadratique (RMSEN), le bilan d'eau et le rabattement ont été considérés pour cette étude de sensibilité.

### 6.6.1 Sensibilité du modèle à la porosité

La porosité d'une valeur de 0,25 assignée au modèle est variée en vue d'observer son impact sur les résultats du modèle. Les valeurs consignées dans le tableau 6.11 montrent une faible variation au niveau du calage avec un RMSEN de 5 %. Le bilan d'eau maximal de 7,37 m<sup>3</sup>/j reste acceptable pour le modèle. Le rabattement est inchangé malgré la variation de la porosité. La figure V.1 de l'annexe V illustre cette invariabilité de ce rabattement.

**Tableau 6.11: Influence de la porosité sur le modèle**

Variation de la porosité	RMSEN (%)	Balance (m <sup>3</sup> /j)	Rabattement (m)
0,25 (valeur initiale)	5,85569	-0.1	
0,23	5,99852	0,47	Pas de changement significatif du rabattement de la nappe
0,24	5,92598	-0.09	
0,26	5,78826	-4.8	
0,27	5,72121	7,37	

### 6.6.2 Sensibilité du modèle à la recharge

Quatre différentes valeurs de recharges ont été assignées (Cf. Figure 4.9a) au modèle transitoire. Ces recharges restent constantes tout au long de la simulation. Pour tester la flexibilité du modèle par rapport à la recharge, ces quatre valeurs ont subi des soustractions et addition du même chiffre. Le tableau (6.11) relate les résultats obtenus. L'analyse du tableau montre une grande variation des paramètres de calage. On observe une diminution du RMSEN lorsque la recharge augmente.

**Tableau 6.12: Effet de la variation de la recharge sur le résultat du modèle**

Changement de recharge (mm/an)	RMSEN (%)	Balance (m <sup>3</sup> /j)	Rabattement (m)
valeurs initiales			
422,7			
242	5,85569	-0.1	
213			
150			
+2	5,78	-2	
-2	5,91	5,8	
+5	5,67	7,37	
-5	6,05	-1.54	
+10	5,5	-0.037	Variation notable du
-10	6,25	-0.07	rabattement de la
+20	5,18	-1.27	nappe
-20	6,69	-6.79	
+50	4,57	7,46	
-50	8,17	-0.46	
+100	4,95	10,32	
-100	10,92	27,82	

RMSEN: Racine carrée de la moyenne des carrés normalisés

Pour une augmentation de la recharge de plus 100 mm/an, le niveau piézométrique au droit d'Ayam\_Adjam passe de 53 mètres à plus de 56 mètres soit 3 m d'eau de plus. En revanche, la soustraction de 100 mm/an sur les recharges initiales fait basculer le même niveau à 49 mètres. Cependant de petites valeurs comme +/- 2 mm/an ont un faible impact sur le rabattement et aussi sur le RMSEN. La figure 6.16 montre le mouvement des isopièzes en fonction d'une recharge de + ou - 100 mm/an. On observe un changement notable du rabattement.

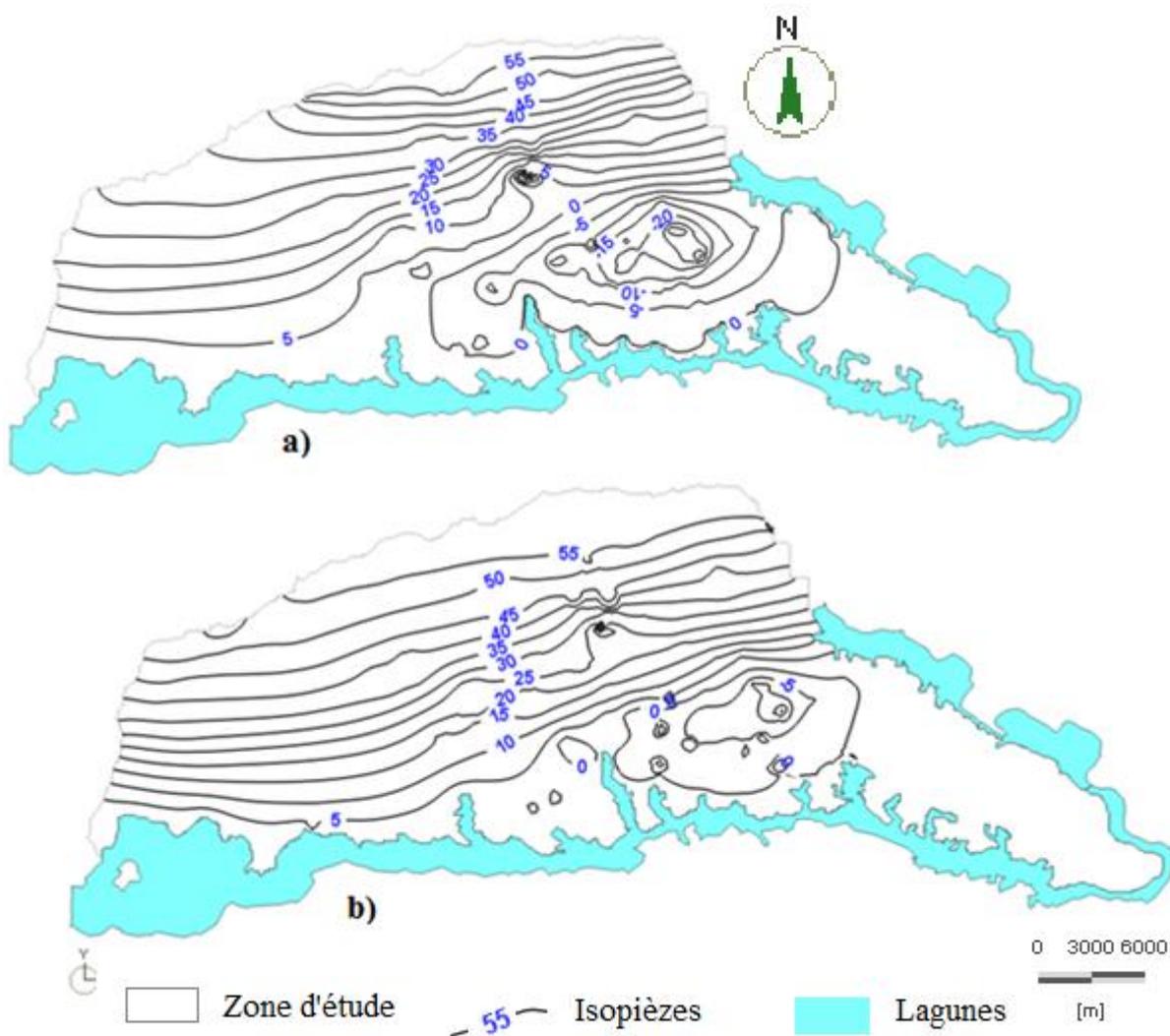


Figure 6.16: Evolution des isopièzes en fonction de la recharge: a) Recharge -100 mm/an; b) recharge +100 mm/an

Ces images montrent un cône de rabattement plus important avec l'isopièze 55 m plus avancé vers le nord dans le cas de la soustraction de 100 mm/an de la recharge initiale (Figure 6.17a) et aussi un accroissement de l'aire du cône de rabattement.

### 6.6.3 Sensibilité du modèle à la conductivité hydraulique

Les précédentes études de (Guerin-Villeaubreuil, 1962; Loroux, 1978; Jourda, 1987 et SOGREA, 1997), ont estimé que la conductivité hydraulique de la nappe d'Abidjan est comprise entre  $7.10^{-6}$  et  $5.10^{-4}$  m/s or les valeurs de nos analyses allant de  $1,15.10^{-7}$  à  $1,08.10^{-4}$  m/s ont été assignés aux modèles comme valeurs initiales. Mais pour le calage par essai et erreur, ces valeurs ont été modifiées et les nouvelles sont comprises entre  $1.10^{-2}$  à  $60.10^{-4}$  m/s.

Après le calage du modèle, la variation de ce paramètre hydrodynamique a permis d'observer son influence sur les résultats illustrés dans le tableau (6.13).

**Tableau 6.13: Influence de la conductivité hydraulique sur le résultat du modèle**

Variation de conductivité hydraulique ( $10^{-4}$ m/s)	RMSEN (%)	Balance ( $m^3/j$ )	Rabattement
Valeurs initiales			
4	5,85569	-0,1	
0,005 à 60			
4	9,43	16 382	Fort changement du rabattement
3.5	9,84	11 850	
4.5	9,16	2 1394	
5	7,47	9 526.3	
3	8,54	-403,69	
2	10,24	-6 566	
6	7,48	16 436	

RMSEN: Racine carrée de la moyenne des carrés normalisés

Il ressort de l'analyse de ces différents résultats que la variation de la conductivité hydraulique fait augmenter le RMSEN, modifie énormément le bilan des apports en eau dans le modèle ainsi que le cône de rabattement de la nappe. L'aire du cône de rabattement s'élargit pour une conductivité hydraulique de  $2 \cdot 10^{-4}$  m/s (Figure 6.17), les isopièzes oscillent de -20 et 79 m et le rabattement au niveau de Niangon et Andokoua Kouté est plus accentués. Ce qui montre bien que la conductivité hydraulique conditionne le bon fonctionnement du modèle d'écoulement et une mauvaise estimation de ce paramètre rend impérieux le calage.

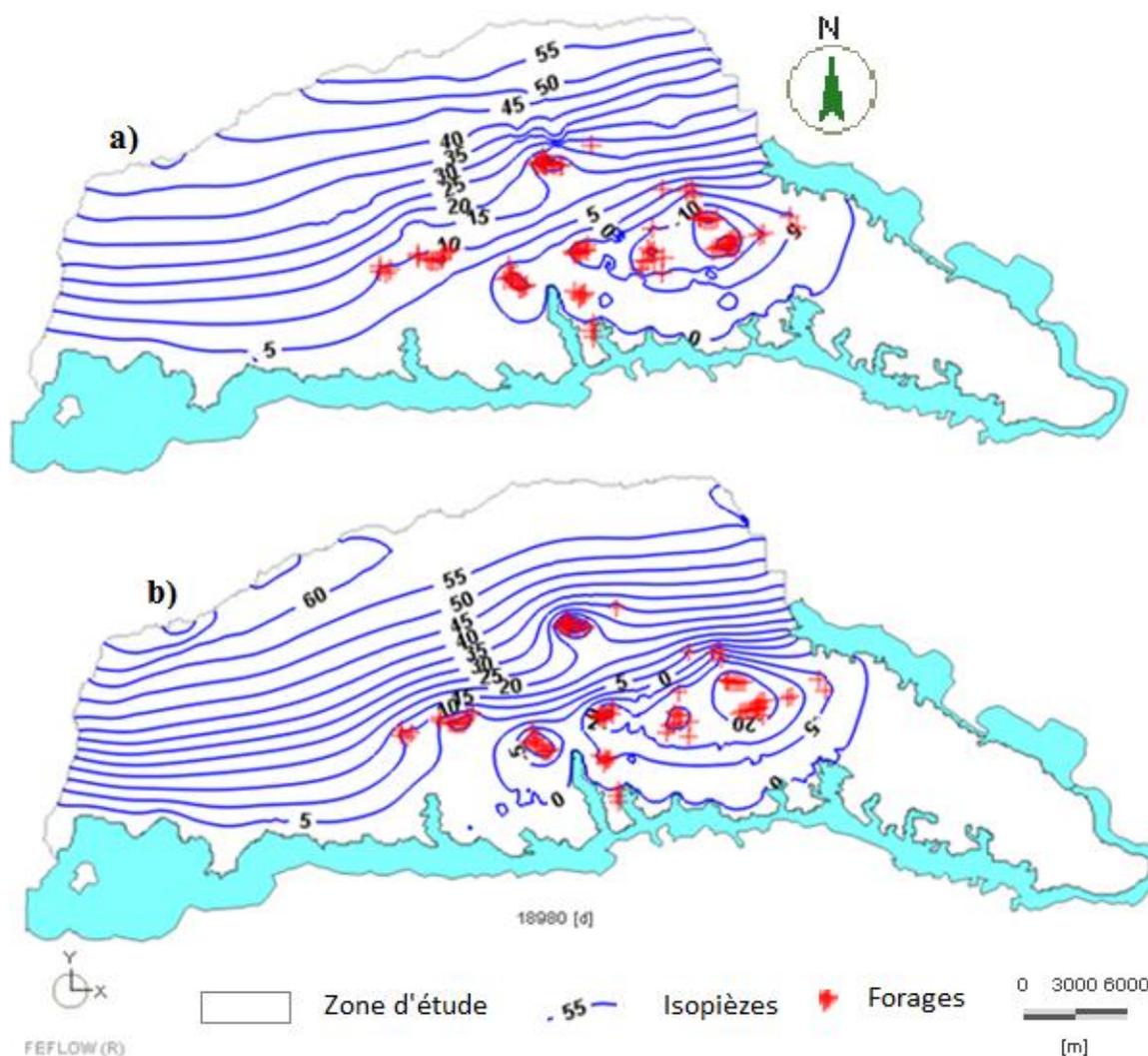


Figure 6.17: Aire du cône de rabattement a) Modèle calé; b) Modèle non calé

## 6.7 Discussion des résultats des modèles d'écoulement

La nappe du Continental Terminal au niveau du District d'Abidjan joue un rôle prépondérant dans l'alimentation en eau potable de la population. Pour mieux la protéger et prédire ses fluctuations au fil du temps, des modèles numériques d'écoulement souterrain sont réalisés. Le premier modèle est effectué en régime permanent en condition naturelle sans exploitation des forages et est calé avec 59 piézomètres de 1978 en vue d'observer les fluctuations de la nappe sans débit de pompage. Une conductivité hydraulique de  $1,08 \cdot 10^{-4}$  m/s imposée à une couche de sable grossier est en accord avec celle calculée dans la région d'Abidjan par Aghui et Biémi, (1984) et Jourda (1987). Le calage a permis de modifier au droit de certains piézomètres des valeurs de conductivités hydrauliques allant de  $1 \cdot 10^{-6}$  à  $6 \cdot 10^{-3}$  m/s. Les petites valeurs de conductivité hydraulique de l'ordre de  $10^{-6}$  m/s s'expliquent par la présence de

conglomérats avec de la matrice fine par endroit dans la couche sableuse (Loroux, 1978). Quant aux fortes valeurs de l'ordre de  $10^{-3}$  m/s, pourraient essentiellement être dues à la présence de chenaux des aquifères sableux des bassins sédimentaires côtiers comme celui d'Abidjan. D'après Brigde et Demicco (2008), de fortes valeurs de conductivités hydrauliques s'observent dans des chenaux des bassins sédimentaires côtiers. Bien que certaines valeurs de calage soient extrêmes, elles demeurent acceptables car d'après Domenico et Schwartz (1998), les conductivités hydrauliques d'un aquifère de sables grossiers sont comprise entre  $9.10^{-7}$  et  $6.10^{-3}$  m/s. La valeur calée de porosité est de 0,25. Elle reste toutefois supérieure à celle de nappe d'Abidjan qui oscille entre 0,05 et 0,2 (Oga, 1998). Mais cette valeur demeure admissible puisque les sables ont une porosité pouvant atteindre 44 % (Robitaille et Trembley, 1997). Les quatre zones de recharge établies par Deh (2013) selon l'occupation des terres ont été utilisées dans cette étude. Ces valeurs assignées sont de 422,7 mm/an au niveau des forêts denses et plantations industrielles; ensuite de 242 mm/an pour les zones déboisées et plantations traditionnels, puis de 213 mm/an attribués aux cimetières et la décharge publique d'Akouédo et enfin de 150 mm/an pour les zones construites. Ces quatre recharges imposées au modèle ont engendré un calcul d'entrée d'eau de type recharge de  $654\ 160\ m^3/j$ . Le modèle converge et le RMSEN est de 2,82 % avec un coefficient de corrélation de 0,97. Ce qui traduit un bon calage du modèle. Malgré ce bon résultat de calage, de fortes différences s'observent entre certaines charges hydrauliques calculées par le modèle et celles mesurées sur le terrain. C'est le cas de Hortifix où 18 mètres de colonne d'eau ont été mesurée sur le terrain et le modèle en a calculé 26 mètres, soit une différence de 8 mètres d'eau. Cependant, cette différence entre les charges hydrauliques peut être expliquée par le fait que la nappe d'eau souterraine n'est pas statique en réalité mais en fluctuation perpétuelle d'une part et d'autre part par la complexité des formations géologiques de l'aquifère du Continental Terminal au niveau de la région d'Abidjan. En plus, il faut tenir compte des hypothèses émises lors de la mise en place du modèle comme la négligence du transfert que pourrait avoir lieu entre les différents cours d'eau de la zone d'étude et également l'insuffisance des données collectées. La carte piézométrique de 1978 simulée en condition naturelle sans exploitation des forages, montre que les eaux souterraines circulent essentiellement du nord au sud mais également du nord vers l'est ce qui confirme les études de Sombo (2006), Kouamé J. (2007) et Deh (2013). Cette simulation a permis d'observer le comportement de la nappe sans la mise en service des forages.

Un second modèle est calé en régime permanent en condition d'exploitation des 30 forages en service en 1978. Comme le cas précédent, le modèle calé avec un coefficient de distribution de 0,98 possède un RMSEN de 4,02 %. Un écart de plus de 9 m d'hauteur d'eau est observé entre les charges hydrauliques mesurées et observées à A4. Il faut signaler que les forages restent en fonction pendant les campagnes piézométriques. Ce qui pourrait expliquer ces forts écarts. La baisse du niveau d'eau entre les écarts pourrait s'expliquer par le pompage de 177 504 m<sup>3</sup>/j au niveau de la zone modélisée. Toutefois ces différences restent faibles car en 1978, les prélèvements d'eau engendrés par les 30 forages influencent peu la nappe (Kouamé J., 2007). Une fois le modèle en condition d'exploitation des forages calé, il est validé en régime transitoire pour observer les fluctuations de la nappe en condition réelle. Quinze piézomètres sur les 59 de 1978 fonctionnaient encore en 1992 et ont été choisis pour la validation du modèle de 1978 à 1992. Le RMSEN du modèle de calage est de 3,22 % bien inférieur à 10%. Ce modèle transitoire validé a permis de simuler la piézométrie de 1978 en 2015. La forte modification des isopièzes surtout en 2015 s'explique par l'augmentation du débit de pompage dû à la croissance de la demande en eau de la ville d'Abidjan qui a entraîné une augmentation des prélèvements d'eau passant de 117 504 à 468 414 m<sup>3</sup>/j. La simulation prédictive de la piézométrie de la nappe d'Abidjan de 2015 à 2030 illustre un rabattement maximum de plus 3 m observé au niveau de FILTISAC et de Zoo2. Cette zone du domaine modélisé demeure aussi la zone à forte fluctuation. Les régions de Niangon et de Hortifix connaissent également un rabattement de plus de 2 m. Ce qui pourrait s'expliquer par la mise en service des nouveaux forages dont le pompage influe le niveau de la nappe. Par contre les parties ouest et nord-est n'ayant pas subi de fort rabattement demeurent des zones propices à l'implantation de nouveaux forages comme l'avait bien signifié Kouamé J. (2007) dans son étude. La forte diminution de plus de 4 fois de la capacité d'emmagasinement de la nappe implique que les prélèvements d'eau dans la nappe dépassent la recharge imposée. L'analyse de sensibilité de la nappe à la porosité effectuée montre une invariabilité sur les paramètres de calage tels que le bilan d'eau et le rabattement. Bien que la porosité soit un paramètre important pour les aquifères, sa variation influe peu sur le niveau piézométrique des nappes libres, la sensibilité de la nappe à la porosité est donc de type 1 (ASTM, 2008). En ce qui concerne la recharge, de faibles à moyennes modifications ne changent ni le calage ni le résultat, dans ce cas la sensibilité est de type de 1. Or une importante variation modifie le calage ainsi que le résultat. Dans ce cas la sensibilité de la recharge passe du type 1 au type 3.

En effet, une forte augmentation de recharge augmenterait le gradient hydraulique et une faible recharge entrainerait le dessèchement des mailles du domaine ce qui donnerait un modèle non calé (Leblanc, 1999). La recharge de la nappe d'Abidjan s'effectue toute l'année (Oga, 1988, Ahoussi, 2008; Kouassi, 2013) au niveau des hauts plateaux de la zone d'Anyama. Mais l'urbanisation accrue qui imperméabilise les surfaces, diminue cette recharge (BNETD, 2008). La sensibilité à la conductivité hydraulique de la nappe d'Abidjan est de type 3 car sa variation même petite, modifie considérablement non seulement le calage mais également les autres résultats du modèle. Comme la conductivité hydraulique de la nappe représente sa capacité à se laisser traverser par l'eau sous l'effet d'un gradient de pression (Castany, 1982), elle modifie la vitesse de migration des particules de fluides donc influence beaucoup l'aquifère. Une fausse estimation de celle-ci empêcherait le calage du modèle. Les données des essais effectués par les précédentes études de Guerin-Villeaubreuil (1962), Jourda (1987) et Kouamé I. (2007) ont permis de valider le modèle après le calage. Au regard de tout ce qui précède, il est possible de dire que les simulations prédictives sont effectuées avec des valeurs de recharge et de conductivité hydraulique vraisemblables.

## **6.8 Conclusion partielle**

Les modèles d'écoulement mis en place ont permis d'appréhender le comportement de la nappe d'Abidjan. Les valeurs de calage du modèle varient de  $1.10^{-6}$  à  $6.10^{-3}$  m/s pour la conductivité hydraulique. Elles sont de 0,25 pour la porosité et de 422,27; 242; 213 et 150 mm/an pour la recharge. Le résultat a montré que l'écoulement s'effectue principalement du nord au sud. L'augmentation du débit de pompage a engendré un élargissement de l'aire du cône de rabattement aux environs des champs captants Nord Riviera, Riviera Centre, Zone Nord, Zone Ouest, Adjame Nord et Niangon Nord. Le trajet des particules virtuelles d'eau détermine les zones de protection des forages. L'analyse de sensibilité a révélé une sensibilité de type 3 pour la conductivité hydraulique, 1 pour la porosité et 1 à 3 pour la recharge. Le modèle numérique d'écoulement souterrain mis en place est un outil de gestion de la nappe d'Abidjan dont les autorités pourraient se servir pour la prise de décision concernant cet aquifère du Continental Terminal au droit d'Abidjan.

## CHAPITRE VII. SIMULATIONS DU TRANSPORT DE POLLUANT

Ce chapitre présente les résultats des simulations du transport du benzène au droit des stations-service de N'Dotré et d'Anador. Ces simulations sont effectuées en zones non-saturée et saturée suivi de la discussion des résultats.

### 7.1 Calage du modèle 3D d'écoulement en zone variablement saturée

Avant de simuler le transport du benzène dissous, deux modèles d'écoulement en zones variablement saturée ont été mis en place en régimes permanent et transitoire. Les données d'entrée de calage des deux modèles figurent dans le tableau 7.1.

*Tableau 7.1: Paramètres de calage des modèles 3D en ZNS et ZS*

Paramètres	Couches du modèle de transport			
	Couche 1 Sable argileux	Couche 2 Sable moyen	Couche 3 Sable grossier	Couche 4 Sable grossier
Conductivité hydraulique (m/s)	$K_{xx}=K_{yy}=7K_{zz}$ $1.10^{-4}$	$K_{xx}=K_{yy}=7K_{zz}$ $3.10^{-4}$	$K_{xx}=K_{yy}=7K_{zz}$ $4.10^{-4}$	$K_{xx}=K_{yy}=7K_{zz}$ $4.10^{-4}$
Porosité	0,18	0,2	0,25	0,25
Recharge (mm/a)	422			
	242	0	0	0
	213			
	150			
Saturation maximale $S_s$ [-]	0,5	0,9	1	1
Saturation résiduelle $S_r$ [-]	0,1	0,2	0,25	0,35
$\alpha$ [1/m]	0,0135	0,0135	0,0135	0,0135
$n$ [-]	1,08	1,08	1,08	1,08

#### 7.1.1 Modèle en régime permanent

Pour tous les modèles 3D en zone variablement saturée, 4 principales couches avec 3 propriétés distinctes, ont été considérées. La figure 7.1 montre les conductivités hydrauliques d'une coupe nord-sud des 4 couches. Comme dans le cas des modèles d'écoulement en zone saturée, le calage du modèle 3D en zone non saturée s'est effectué manuellement par ajustement des paramètres de Van Genuchten et de la saturation. Le résultat donne un

RMSEN de 3,55 % avec un coefficient de distribution de 0,97 (Figure 7.2). Pour tester la stabilité du modèle, un second modèle en régime transitoire a été mis en place.

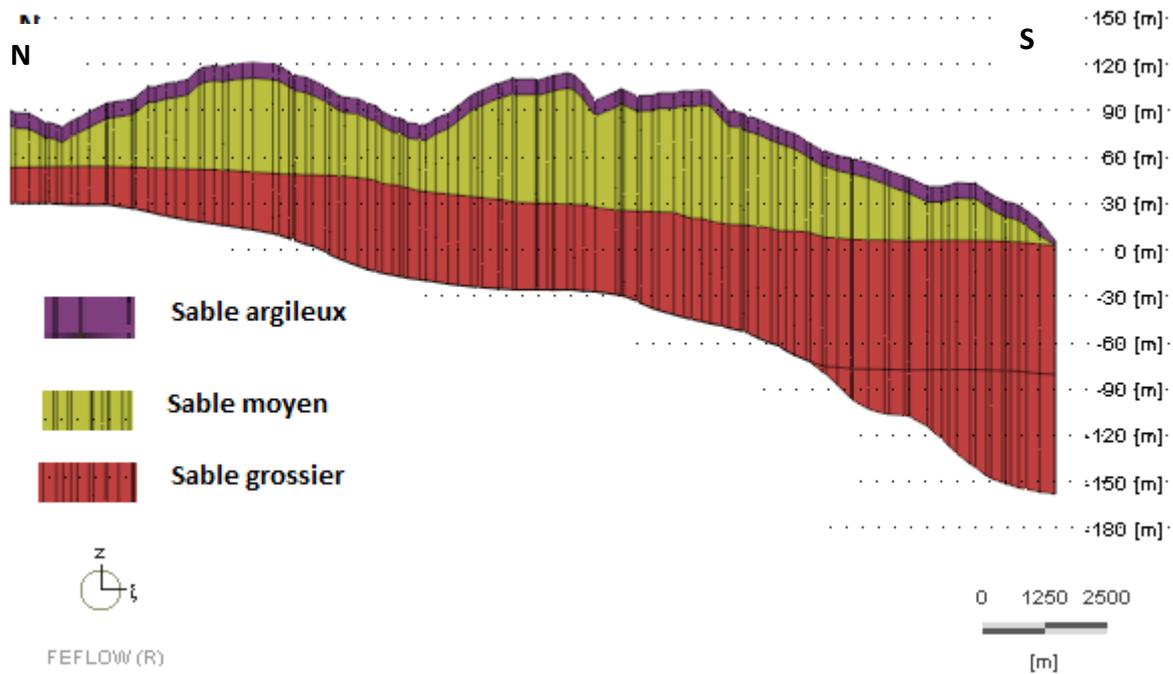


Figure 7.1: Coupe Nord-sud de la conductivité hydraulique suivant l'axe

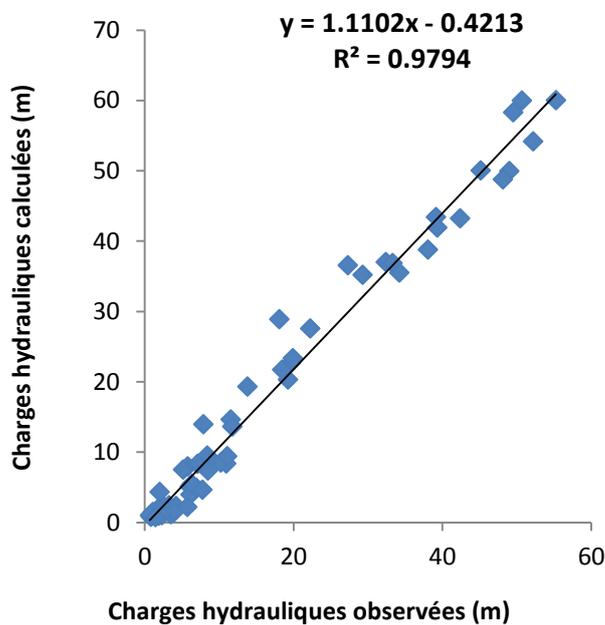


Figure 7.2: Résultat du calage du modèle 3D d'écoulement en régime permanent

### 7.1.2 Test de stabilité du modèle en régime transitoire

La figure 7.3 illustre les résultats de calage. Le RMSEN est de 6,41 % bien que supérieur à

celui du premier modèle, il reste valable puisqu'il est inférieur à 10 %. Près de 1000 jours (2 ans et 9 mois) ont suffi pour qu'une goutte d'eau qui tombe à la surface topographique atteigne la nappe et aussi pour que le modèle se stabilise (Figure 7.4).

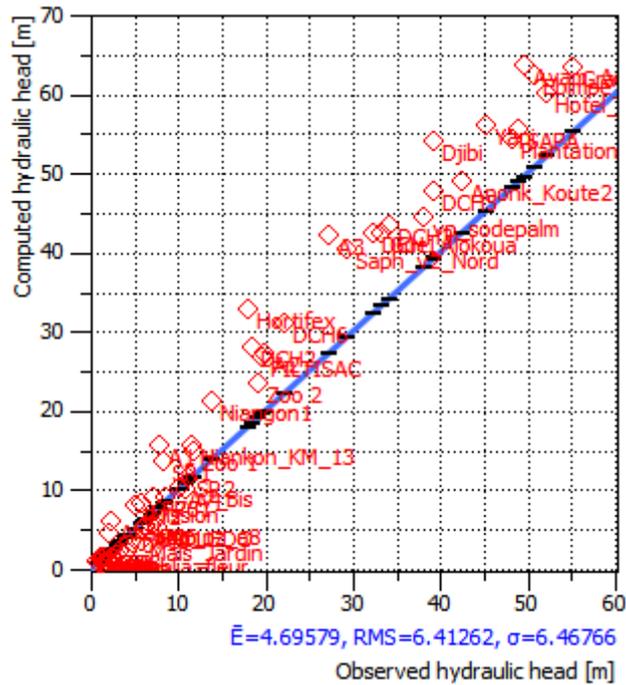


Figure 7.3: Résultat du calage du modèle 3D d'écoulement en régime transitoire

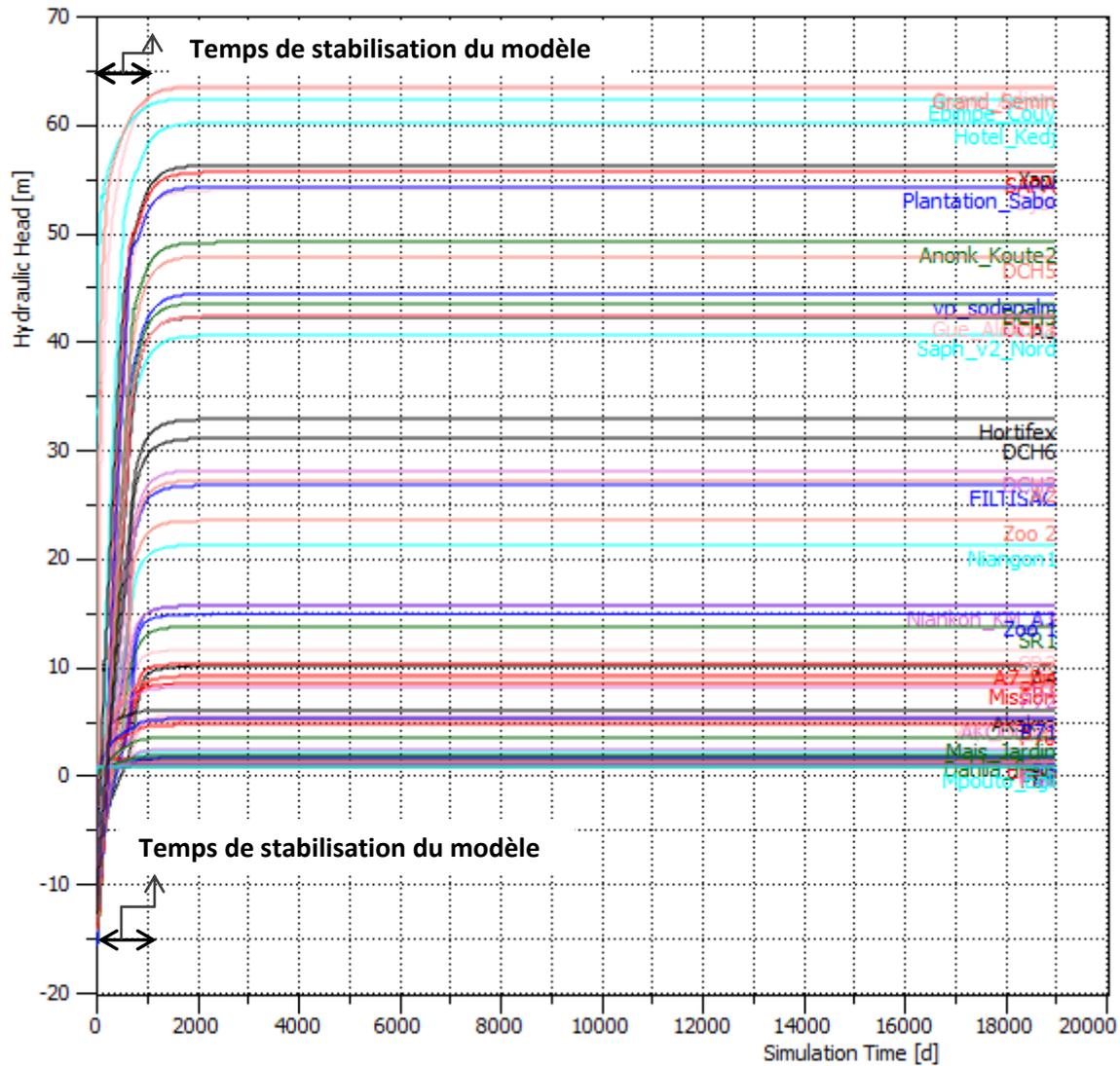


Figure 7.4: Evolution des charges hydrauliques en fonction du temps

Une fois le modèle bien calé en régime permanent et stabilisé en régime transitoire, il est utilisé pour la simulation du transport du benzène dissous dans la zone variablement saturée. Les 4 couches ont été subdivisées en 9 couches en conservant les mêmes caractéristiques. La figure 7.5 indique les saturations relatives des 9 couches.

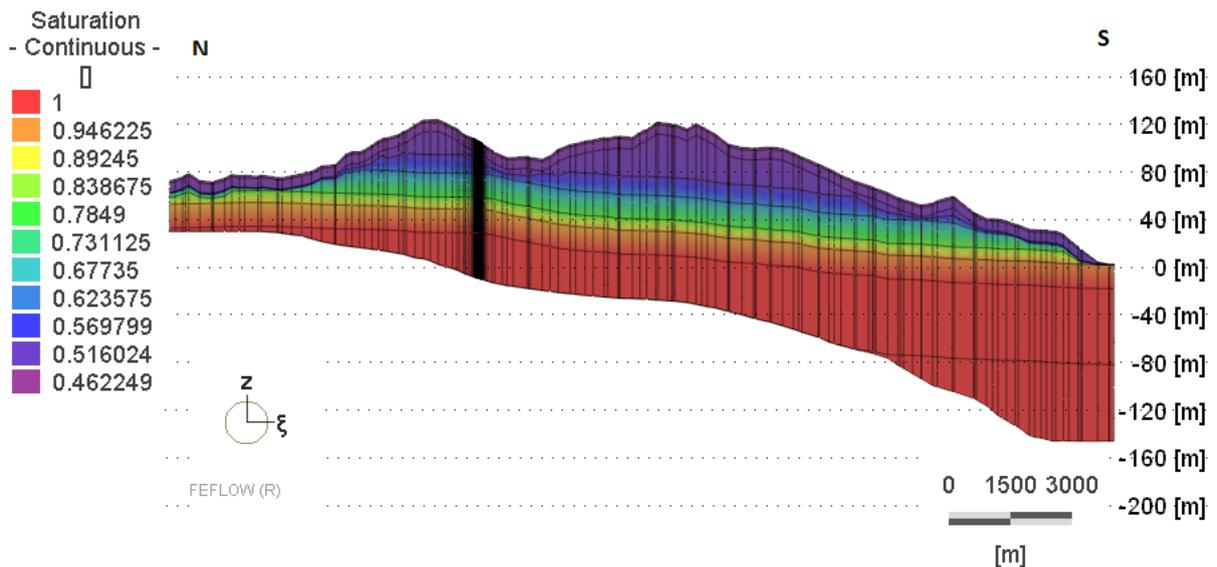


Figure 7.5: Saturation des couches à la fin de la simulation

## 7.2 Simulations prédictives du transport du benzène dans la zone variablement saturée

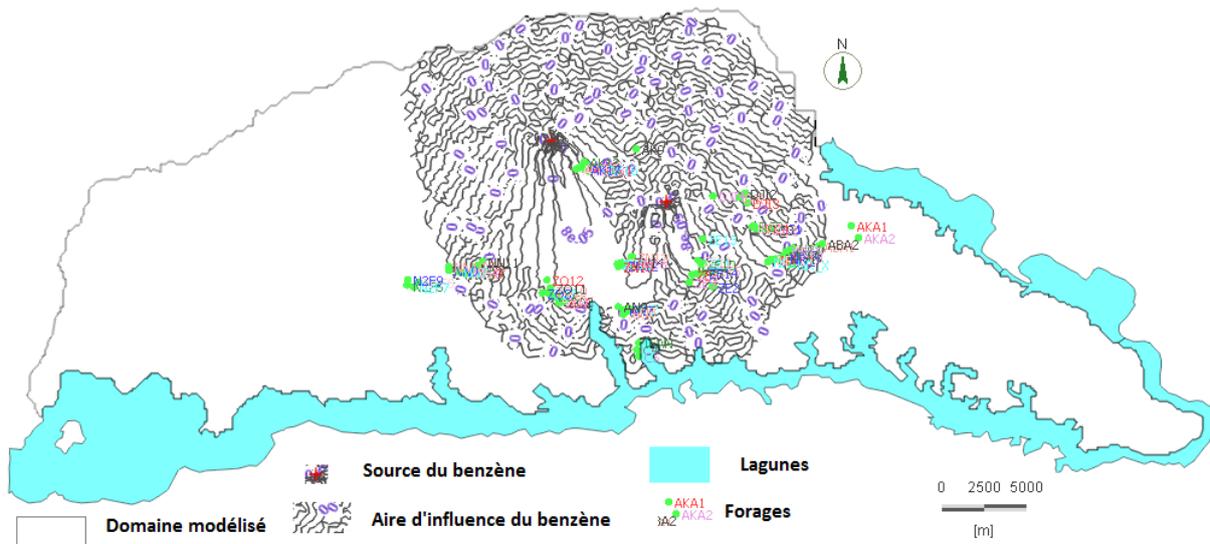
Les simulations du transport de masse impliquent uniquement le benzène dissous, l'un des composés les plus solubles et mobile des hydrocarbures. Elles sont effectuées dans la zone non saturée à partir des deux stations-service Shell nommées N'Dotré et Anador situées dans la commune d'Abobo. Les modèles numériques sont effectuées en conditions d'écoulement naturel et d'exploitation des forages avec et sans le phénomène de retard comme défini à la section 4.4.5 de cet ouvrage. Dans cette étude, deux sources de concentrations initiales de 43,12 et 14,37 mg/l ont été injectées respectivement à N'Dotré et à Anador avec une durée de simulation de 52 ans soit 18980 jours, en régime transitoire. Les résultats obtenus sont décrits dans les sections suivantes. La profondeur moyenne de la nappe d'Abidjan est de 56 m à N'Dotré et 88 m à Anador.

### 7.2.1 Transport du benzène dissous en condition naturelle

En condition d'écoulement naturel, les simulations sont faites sans la mise en service des différents forages que compte la zone d'étude en vue d'observer le temps que mettrait le benzène dissous pour atteindre la nappe ainsi que la trajectoire empruntée. Elles sont effectuées avec et sans le processus de retard.

**Simulation du benzène dissous sans retard**

Dans ce cas extrême de simulation sans aucun processus d'atténuation du polluant, seules la dispersion hydrodynamique et l'infiltration de l'eau contribuent à diminuer la concentration du benzène dissous depuis la surface topographique jusqu'au niveau piézométrique. La figure 7.6 délimite l'aire d'influence du benzène à la surface de la nappe. Bien que les forages soient en arrêt, cette aire englobe la majorité des forages.



**Figure 7.6: Aire d'influence du polluant à la fin de la simulation (52 ans)**

Une coupe nord-sud effectuée au droit de N'Dotré, montre les courbes d'égalités concentrations en fonction du temps (Figures 7.7 à 7.11)

Tous ces panaches de polluant évoluent dans la direction nord-sud. Il s'agit des différents temps mis par le benzène dissous pour être d'abord détecté à la surface de la nappe, ensuite pour atteindre les valeurs de 0,001 et 0,01 mg/l qui représentent respectivement les concentrations limites admises selon l'Union Européenne et l'OMS. Aussi, faut-il ajouter les temps mis pour atteindre les teneurs maximales et celle restant à la fin de la simulation. Le transport du benzène dissous dans ce scénario se produit avec une vitesse moyenne verticale de 0,076 m/j au niveau du site de N'Dotré. Le polluant est détecté avec la concentration de  $8 \cdot 10^{-5}$  mg/l à la surface de la nappe à 730 jours après son injection à N'Dotré (Figure 7.7).

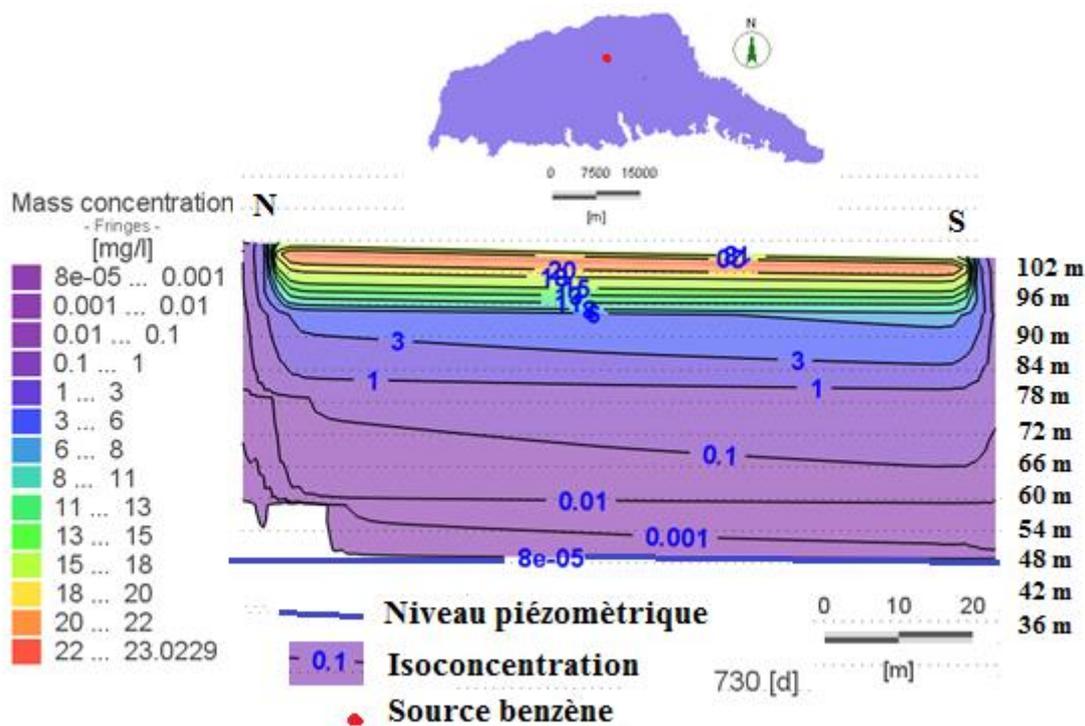


Figure 7.7: Concentration de benzène atteignant la surface piézométrique à 730 jours à N'Dotré

Au bout de 1095 jours (3 ans), la nappe est contaminée au droit de N'Dotré car la concentration du benzène dissous à la surface de la nappe atteint 0,001 mg/l (Figure 7.8). Mais il va falloir attendre 2190 jours (6 années) pour que la concentration seuil selon l'Union Européenne de 0,01 mg/l soit atteinte (Figure 7.9). La teneur maximale de 0,2 mg/l du benzène dissous quant à elle se rencontre au bout de 8760 jours c'est-à-dire en 24 ans de simulation (Figure 7.10). Une coupe de cette figure présente des couches intercalaires où la concentration n'est pas détectée dû à la complexité de formations géologiques de la nappe d'Abidjan et probablement aux différentes conductivités hydrauliques. La concentration de benzène dissous augmente, arrive à une concentration maximale puis décroît à la surface piézométrique. Elle passe de  $8 \cdot 10^{-5}$  mg/l à 730 jours à 0,2 mg/l en 24 ans. A la fin de la simulation, il ne reste que 0,1 mg/l de contaminant dissous à la surface de la nappe (Figure 7.11).

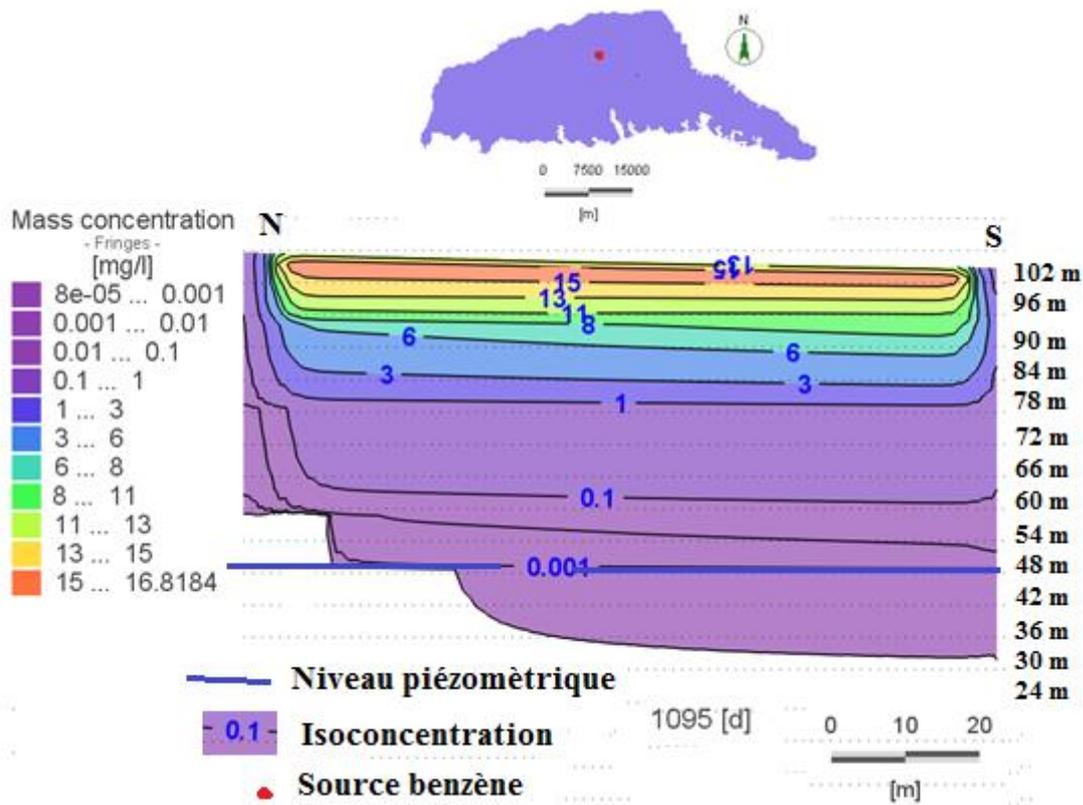


Figure 7.8: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 1095 jours à N'Dotré

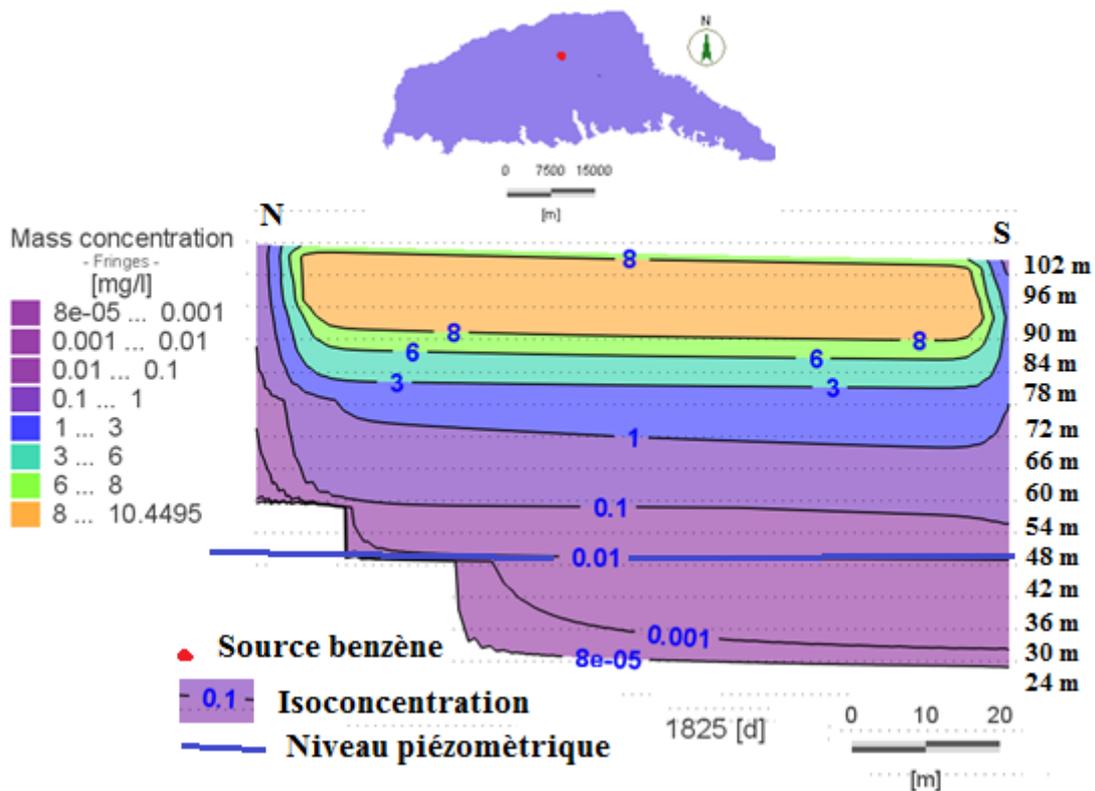


Figure 7.9: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 1825 jours à N'Dotré

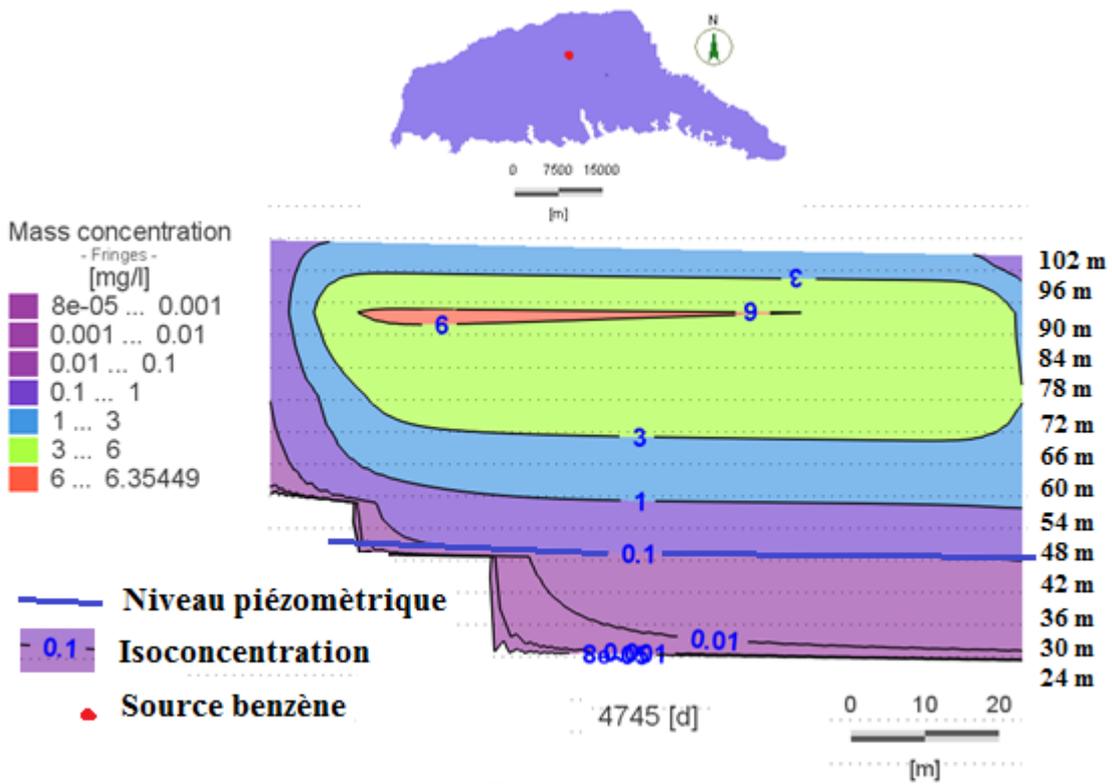


Figure 7.10: Concentration maximale de benzène à la surface piézométrique à 4745 jours à N'Dotré

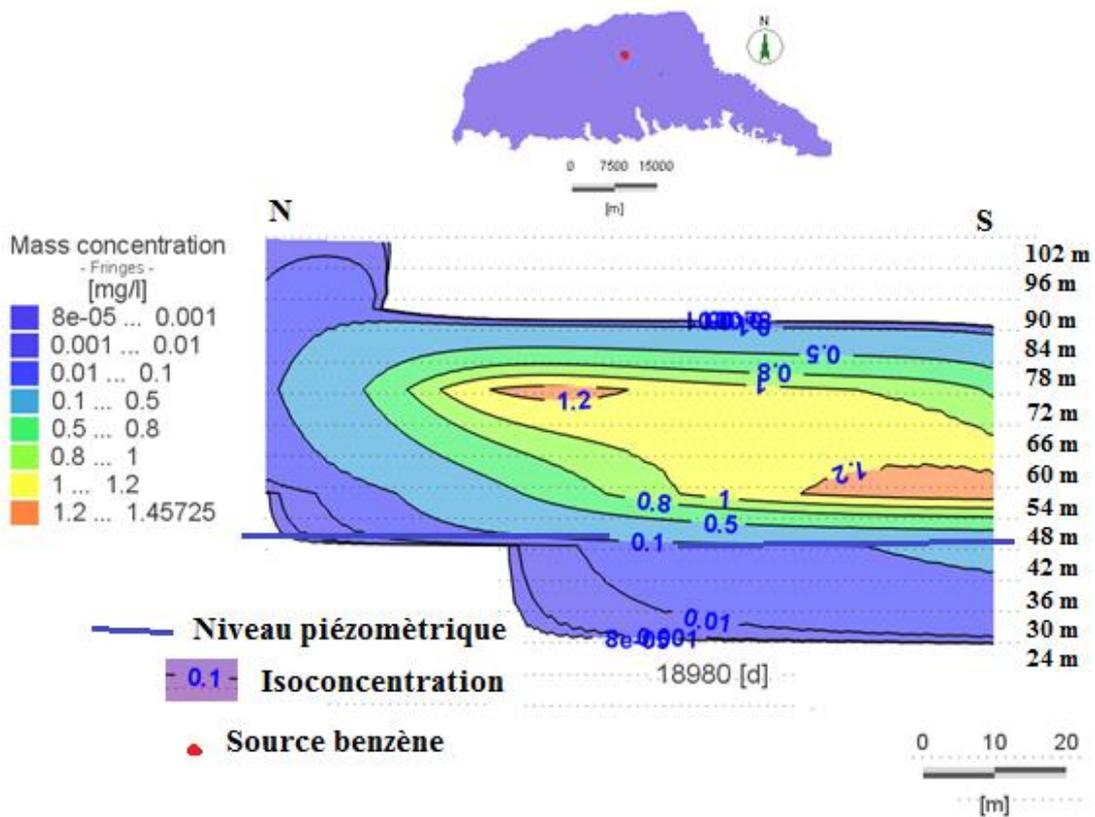


Figure 7.11: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 18980 jours à N'Dotré

Au niveau d'Anador comme l'indique le tableau 7.2, le benzène dissous n'est détecté à la surface piézométrique qu'à partir de 1500 jours (4 ans et 1 mois) avec une vitesse moyenne de 0,058 m/j. Cette zone de la nappe ne sera polluée qu'à presque 2700 jours (7 ans et 4 mois). Le tableau V.6 en annexe illustre mieux ces résultats.

**Tableau 7.2: Concentrations du benzène dissous à la surface piézométrique en fonction du temps sans le processus de retard en condition naturelle**

Concentration (mg/l)	Temps (jours)		
	Site de N'Dotré	Site d'Anador	
<b>Détectable</b>	8.10 <sup>-5</sup>	730	1500
<b>Seuil Union Européenne</b>	0,001	1095	2700
<b>Seuil OMS</b>	0,01	2190	5475
<b>Concentration Maximale</b>	0,2	8760	-
	0,05	-	13505
<b>Concentration à la fin de la simulation</b>		18980	
		0,1	0,05
<b>Concentration initiale</b>		43,12	14,37
<b>Epaisseur zone non saturée (m)</b>		56	88

### *Simulation du benzène dissous avec le phénomène de retard*

En tenant compte du retard, le transport du benzène dissous est relativement lent. Le contaminant est repéré à la surface piézométrique à partir de 1460 jours (4 ans) au niveau du site de N'Dotré. Sur ce même site, la concentration maximale de 0,1 mg/l est obtenue à 18980 jours (52 ans) alors qu'à Anador, elle est de 0,01 mg/l. Les différentes valeurs de concentrations du benzène figurent dans le tableau 7.3. Les vitesses moyennes verticales sont de 0,04 et 0,03 m/j respectivement à N'Dotré et Anador. Avec le processus de retard, la nappe est polluée avec une concentration de 0,001 mg/l au droit de N'Dotré et d'Anador respectivement à 2190 jours (6 ans) et 6205 jours (17 ans). La concentration de 0,01 mg/l est atteinte à 4380 jours (12 ans) à N'Dotré et 14965 jours (41 ans) à Anador.

**Tableau 7.3: Concentrations du benzène dissous à la surface piézométrique en fonction du temps de transfert en condition naturelle avec le processus de retard**

Concentration (mg/l)	Temps (jours)	
	Site de N'Dotré	Site d'Anador
DéTECTABLE	8.10 <sup>-5</sup>	2920
Seuil Union Européenne	0,001	6205
Seuil OMS	0,01	14965
Concentration à la fin de la simulation	18980	
Concentration initiale	43,12	14,37
Epaisseur zone non saturée (m)	56	88

Pour se mettre en condition réelle, des simulations ont été effectuées en mettant en service les différents forages que compte la zone modélisée du District d'Abidjan.

### 7.2.2 Transport du benzène en condition d'exploitation des forages

Comme dans le cas de la simulation en condition d'écoulement naturel, les mêmes concentrations initiales de 43,12 et 14,37 mg/l de benzène, sont injectées respectivement à N'Dotré et Anador mais en condition d'exploitation des forages avec et sans retard. Les débits globaux des forages vont de 177 504 (1978) à 470 754 (2030) m<sup>3</sup>/j respectivement au début et à la fin de la simulation. Ces débits de pompes sont stationnaires de 2015 à 2030.

#### Résultats de la Simulation du benzène dissous sans retard

Une coupe nord-sud effectuée au droit de N'Dotré donne les images des figures 7.12 à 7.16. Ces images représentent l'évolution du panache de benzène dissous dans la direction nord-sud avec une vitesse moyenne de 0,081 m/j. Le contaminant met 692 jours (1 année et 10 mois) pour apparaître à la surface de la nappe (Figure 7.12) et 1132 jours soit 3 ans et 1 mois pour la polluer selon la norme européenne estimée à 0,001 mg/l. Alors que pour parvenir à la valeur seuil de 0,01 mg/l de l'OMS, 1962 jours se sont écoulés, soit 5 ans et 4 mois. La concentration maximale de 0,37 mg/l quant à elle ne sera atteinte qu'au bout de 11762 jours (32 ans et 2 mois). A Anador, avec une vitesse moyenne de 0,057 m/j, le benzène dissous est décelé après 1542 jours environ 4 ans et 2 mois. La nappe est polluée dans cette zone qu'à 2692 jours (7 ans et 4 mois). La concentration maximale de 0,04 mg/l est atteinte en 33 ans et cette concentration reste jusqu'à la fin de la simulation à 18980 jours (52 ans). Le tableau 7.4 relate les différentes valeurs de concentrations atteintes en fonction du temps.

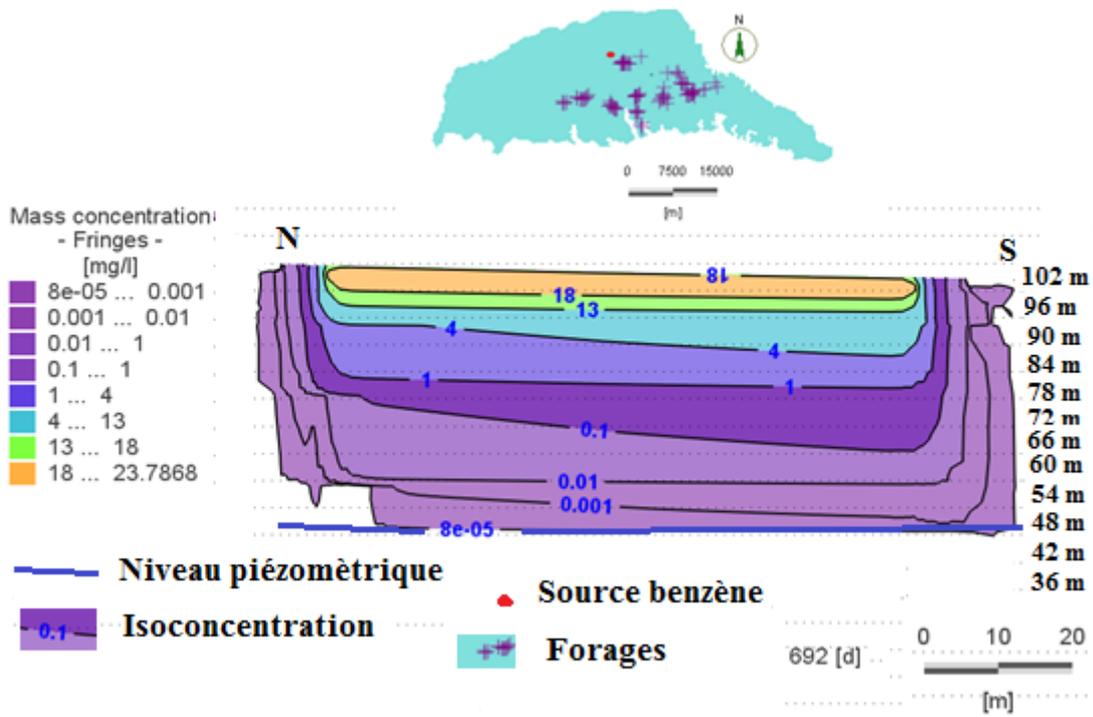


Figure 7.12: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 692 jours à N'Dotré

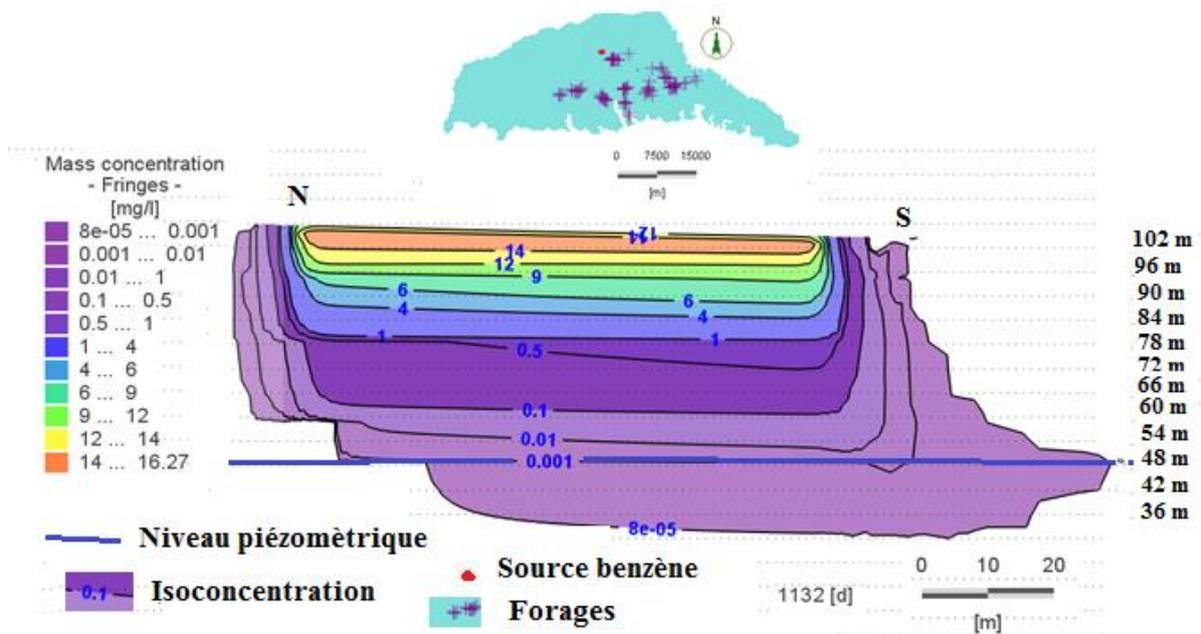


Figure 7.13: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 1132 jours à N'Dotré

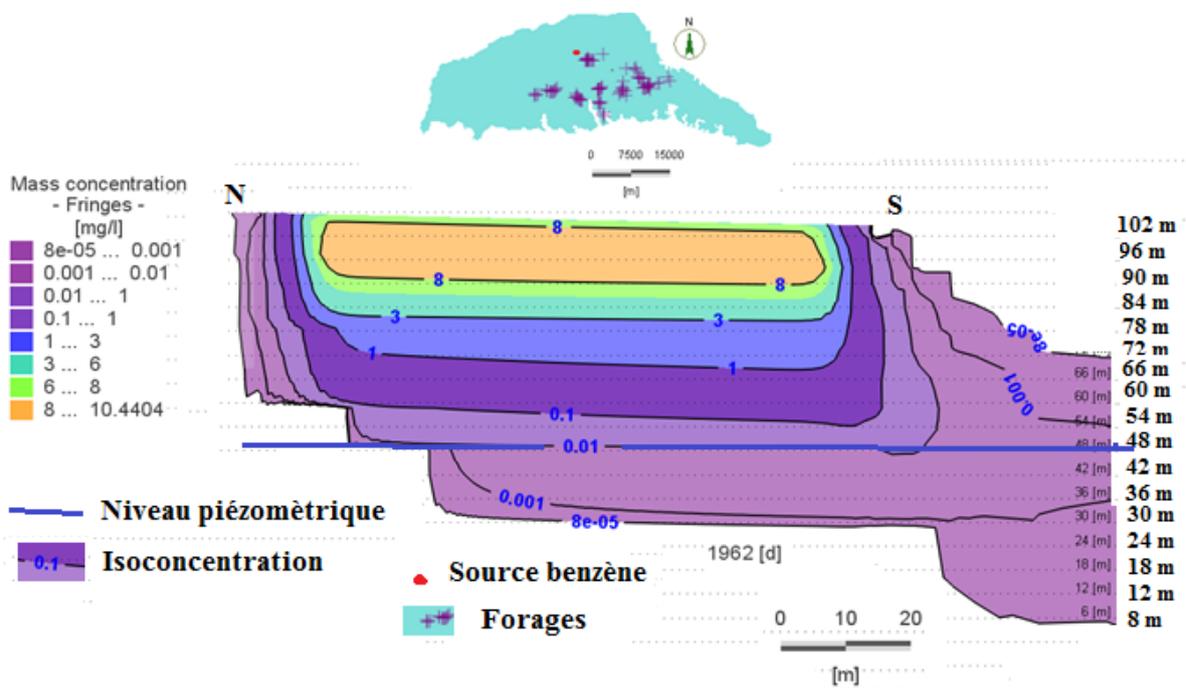


Figure 7.14: Concentration de benzène détectée à la surface piézométrique à 1962 jours à N'Dotré

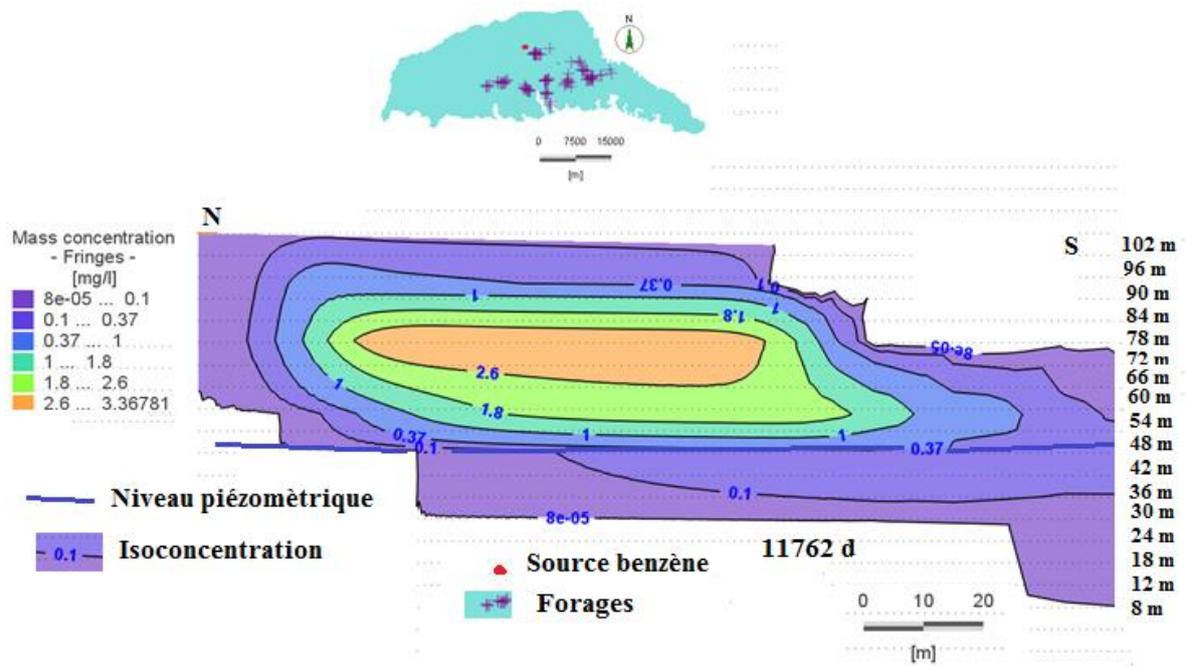


Figure 7.15: Concentration maximale de benzène détectée à la surface piézométrique à 11762 jours à N'Dotré

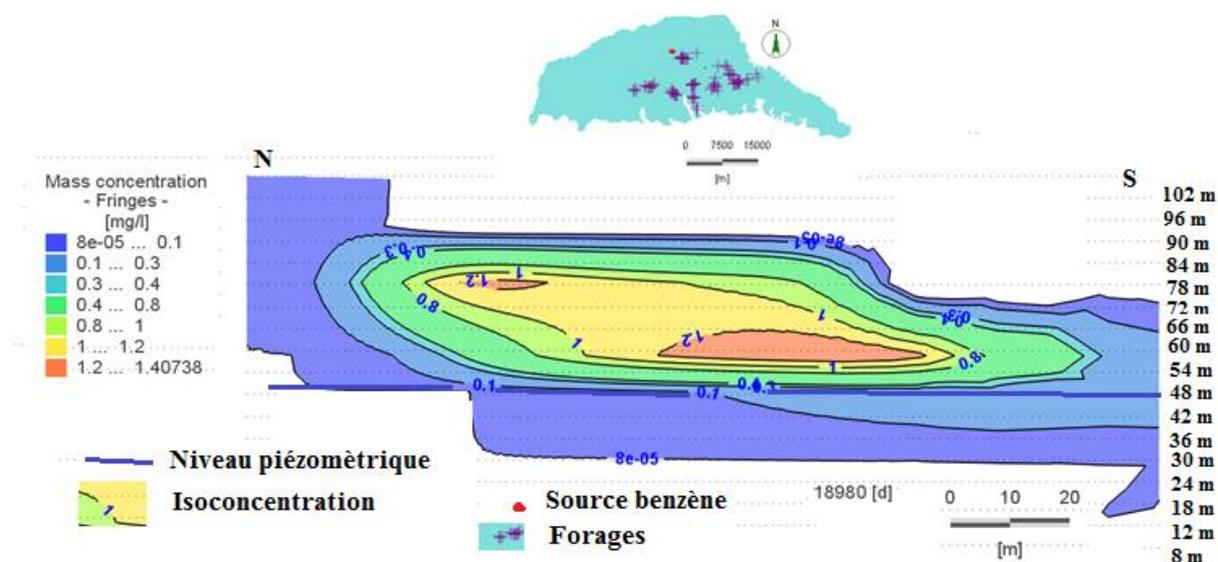


Figure 7.16: Concentration de benzène restante à la surface piézométrique à 18980 jours à N'Dotré

Tableau 7.4: Concentrations du benzène dissous à la surface piézométrique sans le processus de retard en condition d'exploitation des forages en fonction du temps

Concentration (mg/l)	Temps (jours)	
	Site de N'Dotré	Site d'Anador
DéTECTABLE	$8.10^{-5}$	
Seuil Union Européenne	0,001	
Seuil OMS	0,01	
Concentration Maximale	0,37	-
	0,04	12045
Concentration à la fin de la simulation	18980	
	0,1	0,04
Concentration initiale	43,12	14,37
Epaisseur zone non saturée (m)	56	88

#### Résultats de la simulation du benzène dissous avec retard

De faibles concentrations de benzène s'observent dans ce scénario au niveau des deux sites. Le polluant est repéré à 1460 jours (4 ans) à N'Dotré. A Anador, il ne sera pas détecté (Tableau 7.4). A la fin de la simulation, il ne reste rien à la surface piézométrique de la nappe à N'Dotré.

**Tableau 7.5: Concentrations du benzène dissous obtenues à la surface piézométrique avec le retard en condition d'exploitation des forages**

Concentration (mg/l)	Temps (jours)	
	N'Dotré	Anador
DéTECTABLE	0.00008	1460
Seuil Union Européenne	0,001	Pas atteint
Seuil OMS	0,01	Pas atteint
Concentration initiale	43,12	14,37
Epaisseur zone non saturée (m)	56	88

En comparant les résultats du transport du benzène dissous dans la zone non saturée suivant les différents scénarios, il s'avère que le pompage des forages a une influence sur le transport de ce polluant. Les vitesses moyennes et les concentrations sont plus importantes dans les cas d'exploitation des forages. En plus, le temps d'apparition du contaminant à la surface de la nappe est plus court soit 692 jours en condition d'exploitation contre 730 jours en condition de non exploitation des forages.

Pour être dans un cas pessimiste de catastrophe, la concentration maximale de 0,37 mg/l de benzène dissous du scénario 3 qui représente la simulation en condition d'exploitation des forages sans le phénomène de retard a été retenue comme teneur initiale pour la simulation dans la zone saturée. Cette valeur maximale est alors injectée au niveau des deux sites (Anador et N'Dotré).

### 7.3 Résultats de la simulation du benzène dissous dans la zone saturée

En zone saturée, les simulations sont effectuées en 2D en régimes permanent et transitoire en condition d'exploitation des forages sans retard en vue de suivre le panache du polluant.

#### 7.3.1 Transport du benzène en écoulement permanent

Dans ce cas de figure, l'écoulement s'effectue en régime permanent et le transport de polluant en régime transitoire. Ainsi, un débit total de pompage de 177 504 m<sup>3</sup>/j est prélevé dans la nappe tout le long de la simulation. Cette simulation du transport du benzène dissous a permis d'obtenir à 18980 jours (52 ans), le panache de pollution à la surface de la nappe d'Abidjan illustrée par la figure 7.17. Une forte concentration du panache est observée au droit des champs captant Anonkoua-Kouté, Zone Ouest, Zone Est, Zone Nord et Adjamé Nord dont la distance moyenne par rapport aux deux stations-service figure dans le tableau 7.6.

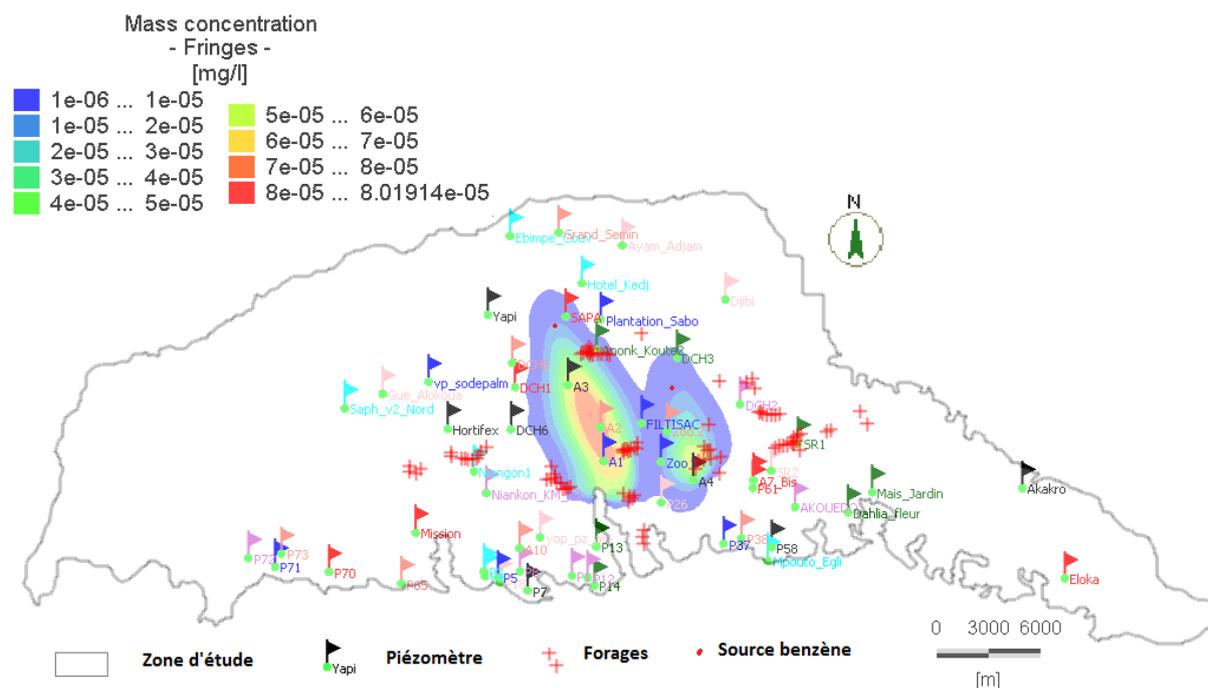


Figure 7.17: Panache de benzène à la surface de la nappe d'Abidjan

Tableau 7.6: Distance moyenne entre les stations-service de N'Dotrè et d'Anador par rapport aux forages

X (m)	Y (m)	Appellation forages	Débit (1978) (m <sup>3</sup> /j)	Distance moyenne (km) entre forage et station-service	Année de réalisation
<b>STATION -SERVICE ANADOR</b>					
390092	593876	ZE8	6284,57	4,46	09.03.1979
390610	594472	ZE10	6284,57	4,48	02.01.1980
390423	594717	ZE11	6284,57	4,2	08.11.1979
390687	595973	ZE13	6284,57	3,9	
390787	593993	ZE14	6284,57	4,9	
390758	594535	ZE1	6284,57	4,56	03.08.1970
390376	593927	ZE7	6284,57	4,6	06.12.1978
<b>STATION-SERVICE N'DOTRE</b>					
383325	600076	AK15	3600	2,5	
384003	599967	AK5	3600	3	11.07.1983
383863	600122	AK6	3600	2,88	11.11.1983
383633	600266	AK7	3600	2,6	01.09.1984
383466	600160	AK8	3600	2,55	06.10.1982
383715	600174	AK10	3600	2,7	19.06.1985
384309	600112	AK4	3600	3,25	07.05.1983
383828	600046	AK17	3600	2,9	

La figure 7.18 localise les stations-services de N'Dotrè et d'Anador par rapport aux forages de pompage et les différents piézomètres.

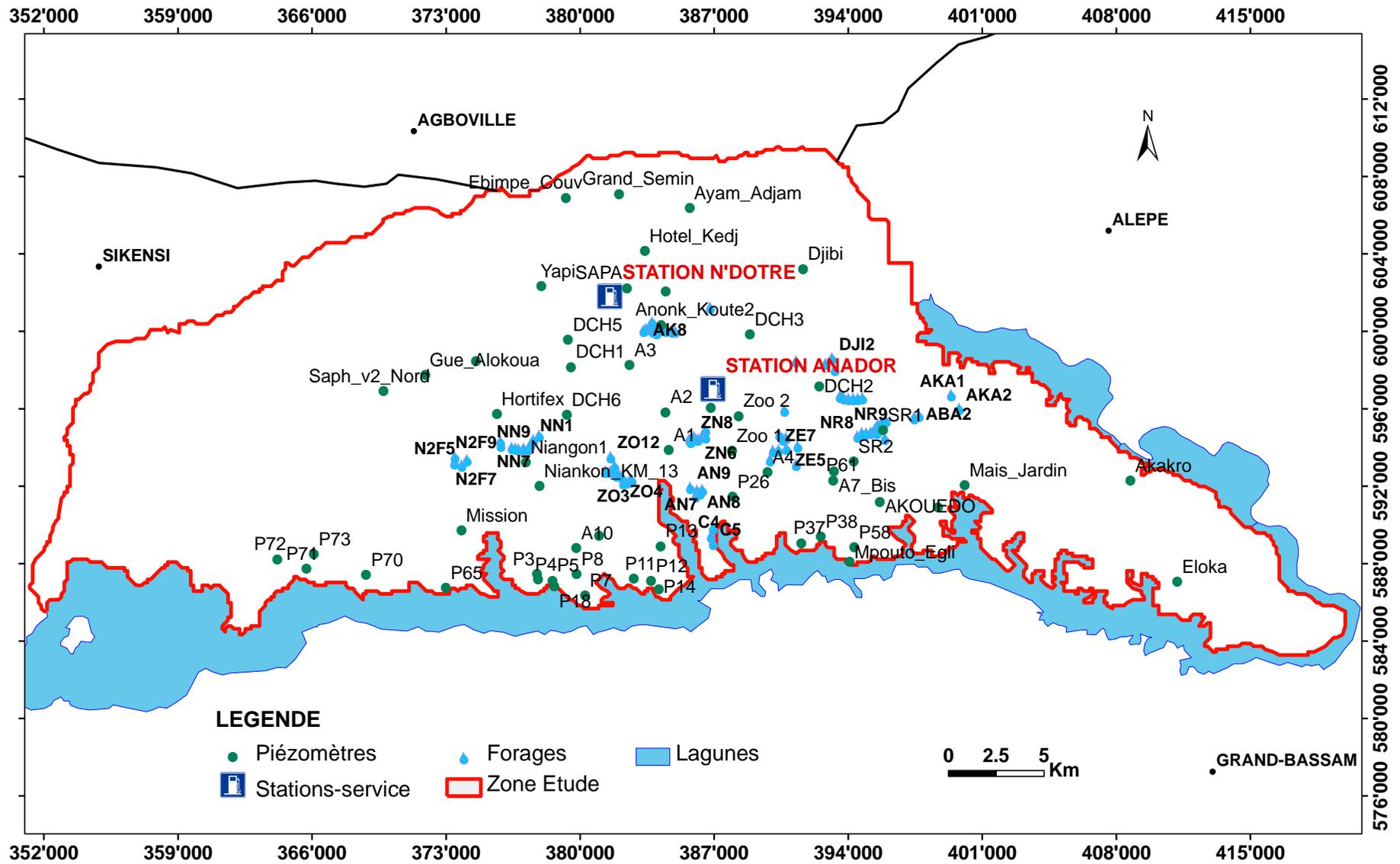


Figure 7.18 : Localisation géographique des stations-service de N'Dotré et d'Anador

La figure 7.19 montre les trajectoires des panaches en fonction du temps de simulation. Les temps retenus sont d'environ 5 ans (1825 jours), 10 ans (3650 jours), 20 ans (7300 jours), 30 ans (10950 jours), 40 ans (14600 jours) et 52 ans (19850 jours). Suivant ces années, l'aire du panache du benzène dissous s'élargit avec notamment la diminution de la concentration dudit polluant. Au bout de cinq années de simulation, le contaminant n'apparaît dans aucun ouvrage de captage (Figure 7.19.a).

Au niveau du site de N'Dotré, le benzène est décelé en différents temps de plus de 5 ans dans les forages AK15 et AK8 du champ captant Anonkoua-Kouté ainsi que dans les piézomètres A3 et A2 (Figure 7.19b). La détection du benzène s'observe dans plusieurs forages sur le site d'Anador à des temps relativement faibles. Le tableau 7.5 montre les temps d'apparition. Ils sont compris entre 2555 jours (7 ans) et 8395 jours (23 ans) à N'Dotré puis à Anador entre 2555 jours (7 ans) et 6205 jours (17 ans). Les forages ZE11 et AK15 sont les premiers à avoir une concentration détectable (Figure 7.19b).

Il ressort de l'analyse des images de la figure 7.19 et des valeurs du tableau 7.7 que pour ce scénario, le benzène dissous n'atteint pas la concentration seuil de 0,001 mg/l au bout des 52 ans de simulation mais presque dans le forage ZE11 où une concentration de  $9.10^{-4}$  mg/l est atteinte en 5110 jours (14 ans). Bien que la concentration admise ne soit pas atteinte pour parler de pollution, ces valeurs proches de la valeur seuil, donnent des pistes de réflexion dans le cas d'une contamination liée à une importante concentration de benzène.

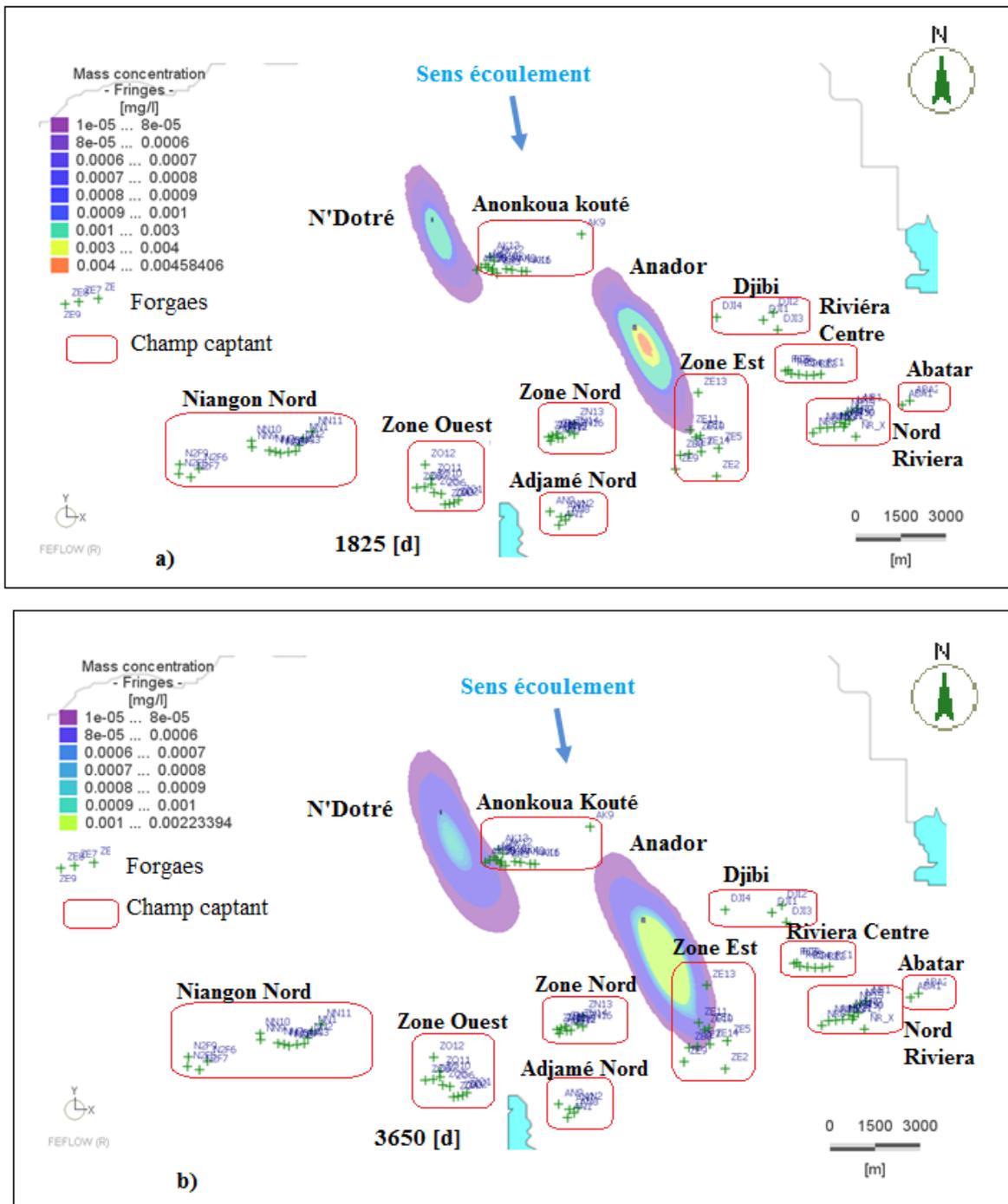


Figure 7.19: Transport du benzène en régime permanent à différents temps: a); b);c); d); e) et f)

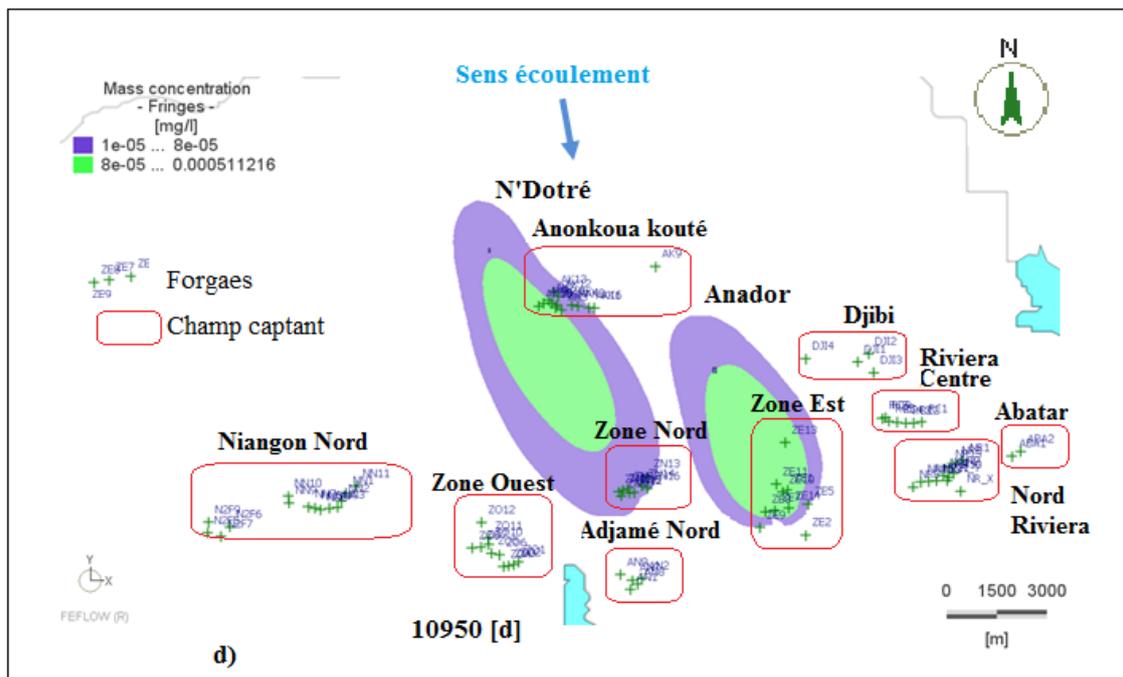
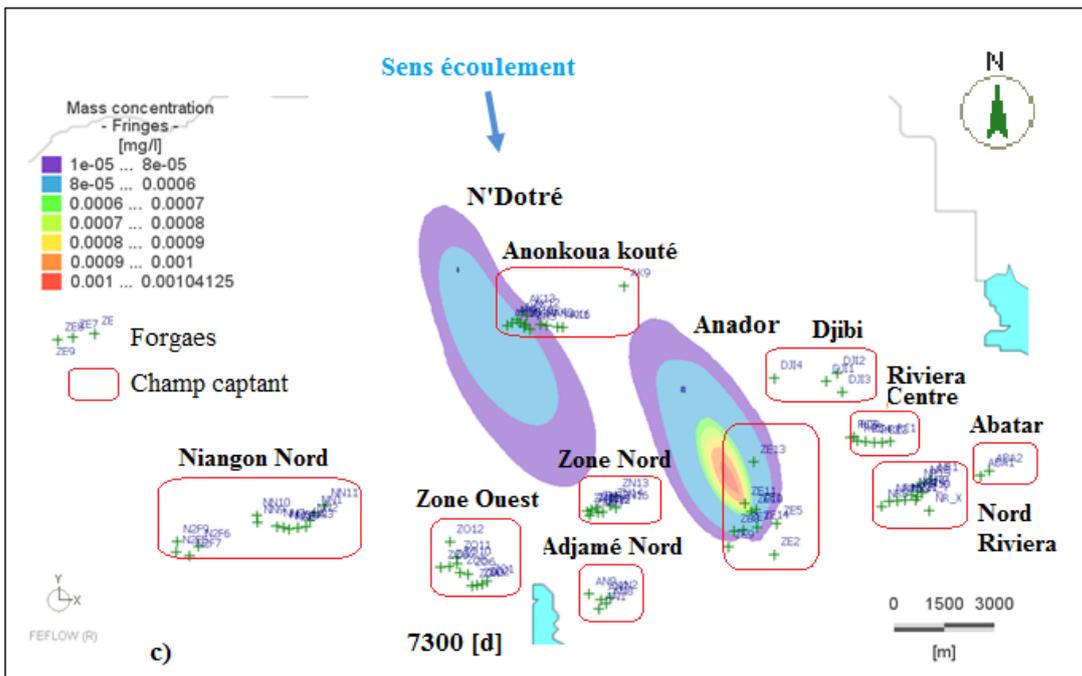


Figure 7.19 (Suite): c) et d)

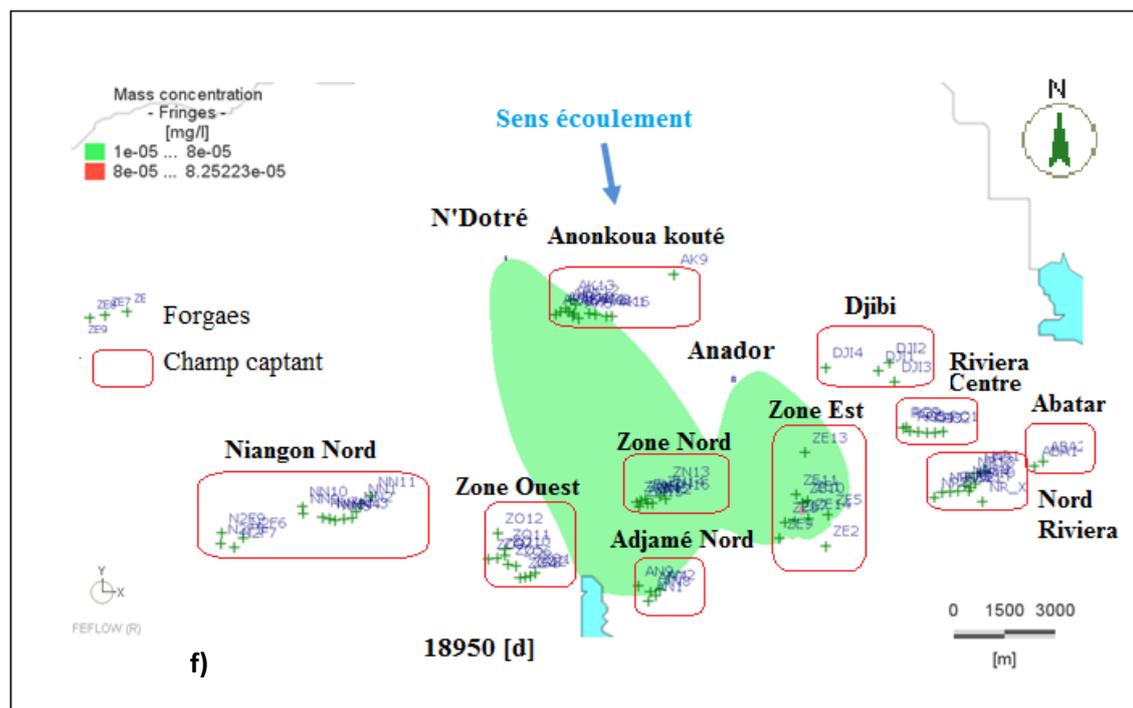
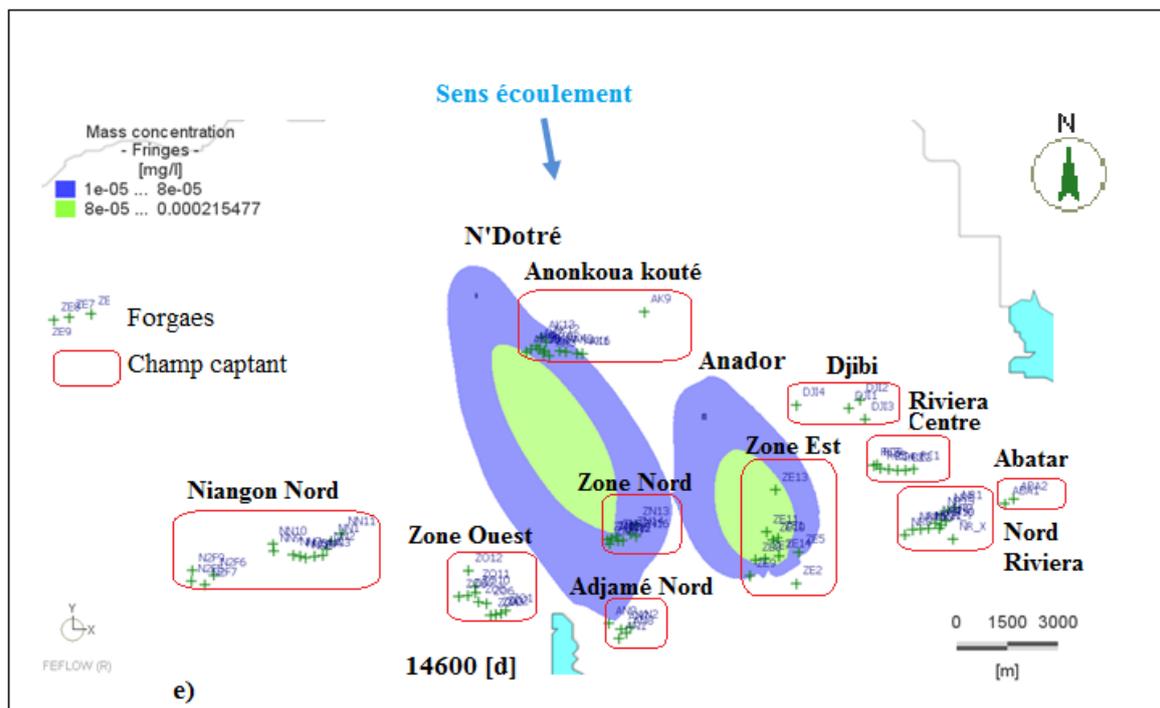


Figure 7.19 (Suite): e) et f)

**Tableau 7.7: Temps de détection du benzène dissous dans les forages en régime permanent et en zone non saturée**

Sites		Concentrations détectées (mg/l)			
		$8.10^{-5}$	$7.10^{-4}$	$8.10^{-4}$	$9.10^{-4}$
<b>ANADOR</b>	Temps (jours)				
<b>ZE11</b>		2555	4380	4745	5110
<b>ZE10</b>		2920			
<b>ZE1</b>		3650	-	-	-
<b>ZE13</b>		3650	-	-	-
<b>ZE7</b>		4015	-	-	-
<b>ZE8</b>		5840			
<b>ZE14</b>		6205			
<b>N'DOTRE</b>					
<b>AK 15</b>		2555	-	-	-
<b>AK8</b>		3285	-	-	-
<b>AK7</b>		5475	-	-	-
<b>AK10</b>		5475	-	-	-
<b>AK17</b>		5840	-	-	-
<b>AK6</b>		8030	-	-	-
<b>AK5</b>	8395	-	-	-	

### 7.3.2 Transport du benzène dissous en écoulement transitoire

Une seconde simulation de l'écoulement souterrain couplé avec le transport du benzène dissous s'est effectuée en régime transitoire et en condition d'exploitation des forages. Les débits de pompage vont de 177 504 m<sup>3</sup>/j l'année de référence à 470 754,21 m<sup>3</sup>/j à 18980 jours (52 ans). La figure 7.20 (a, b, c, e et f) présente les aires de propagation du benzène dissous à 1825 jours (5 ans); 3650 jours (10 ans); 7300 jours (20 ans); 10950 jours (30 ans); 14600 jours (40 ans) ans et également à la fin de la simulation à 18980 jours soit 52 ans. Ces panaches de polluants évoluent de façon considérable et atteignent quelques forages environnants.

Le tableau 7.8 relate les concentrations enregistrées dans les forages au fil du temps. Ces temps de déclèment du polluant à une concentration de  $8.10^{-5}$  mg/l se situent entre 2190 jours environ 6 ans dans le forage ZE11 et 4015 jours (11 ans) dans ZE7 sur le site d'Anador. Le forage ZE11 du champ captant Zone Est, est pollué au bout de 4380 jours de simulation (12 ans) et enregistre une concentration maximale de 0,0011 mg/l en 5475 jours (15 ans). Une concentration maximale de 0,0008 mg/l en 5110 jours (14 ans) est détectée dans le forage

ZE10. Bien n'atteignant pas la concentration admise de 0,001 mg/l, cette valeur reste significative. Le benzène a donc été détecté dans cinq forages du champ captant de Zone Est. On constate également un élargissement dans la partie sud du panache au niveau d'Anador (Figure 20c).

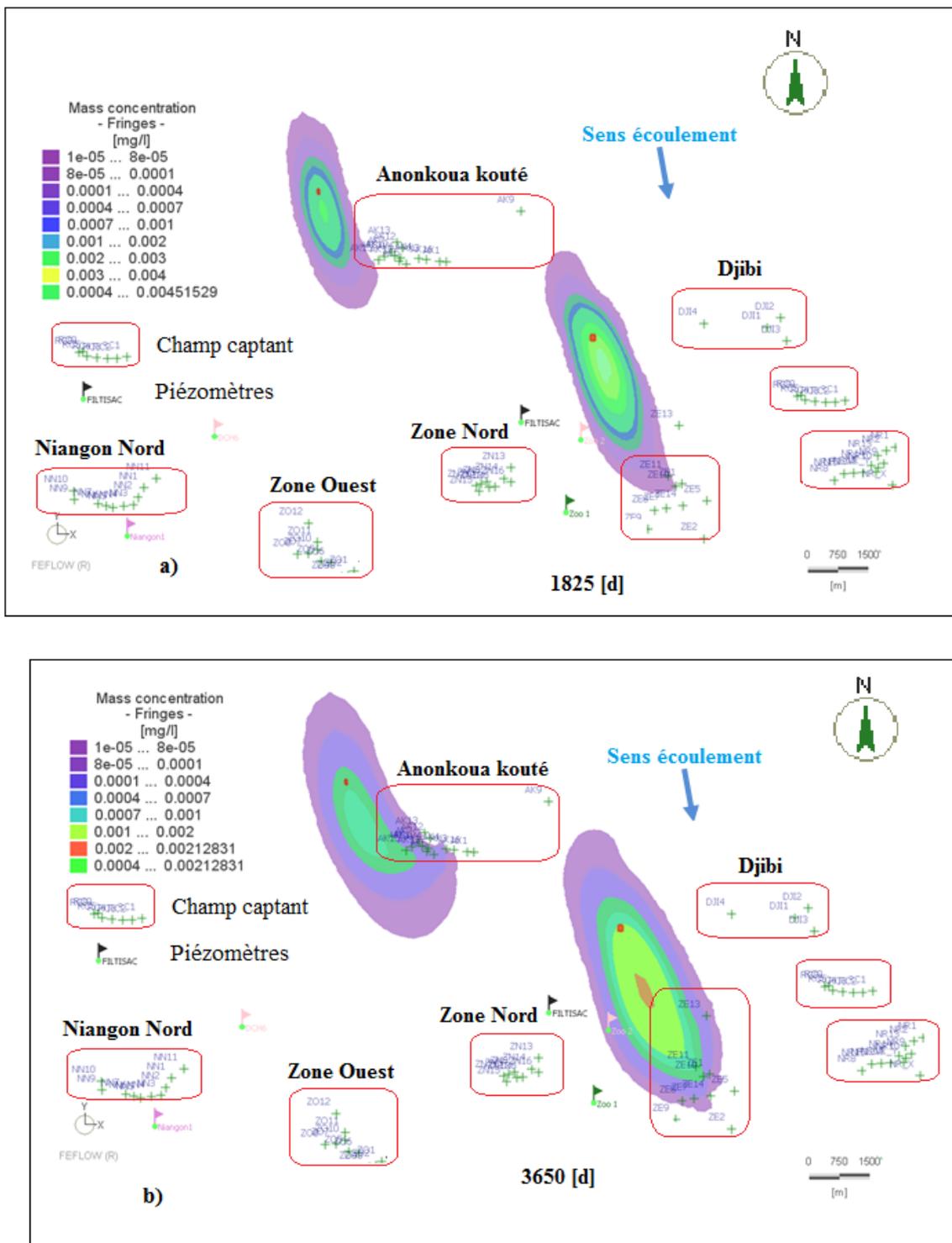


Figure 7.20: Temps en jours de la dispersion du benzène en régime transitoire: a) 1825; b) 3650d c)7305 et d) 10955; e)14605 et f) 18980

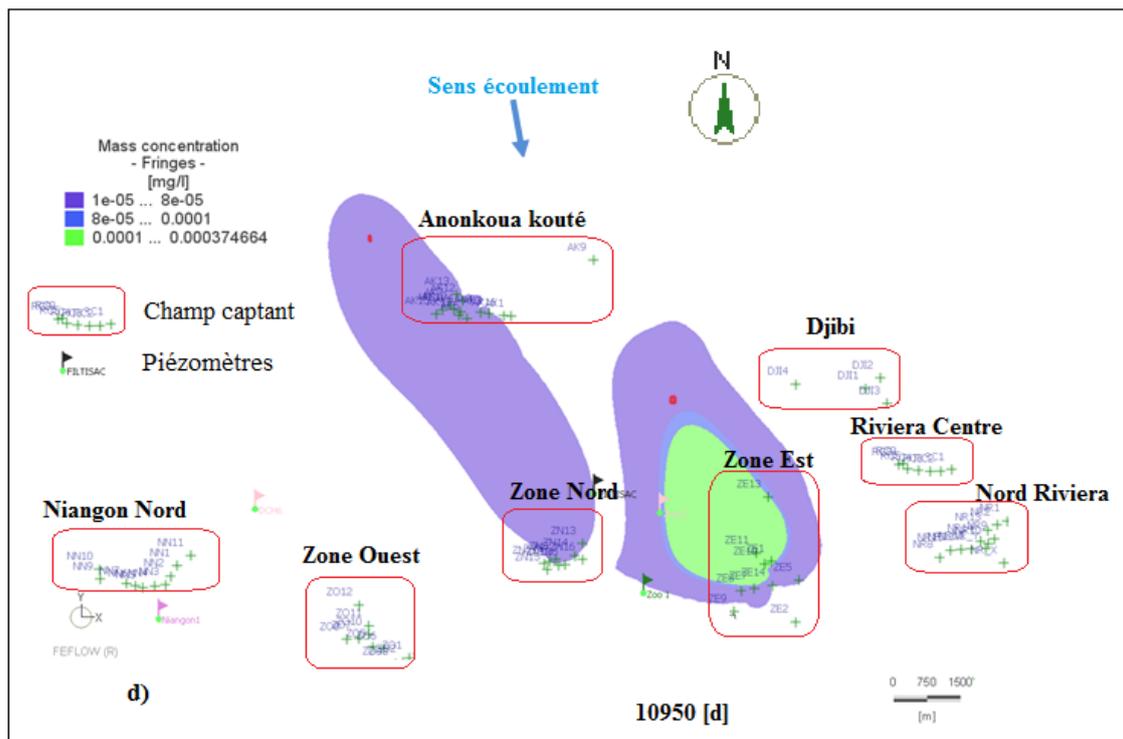
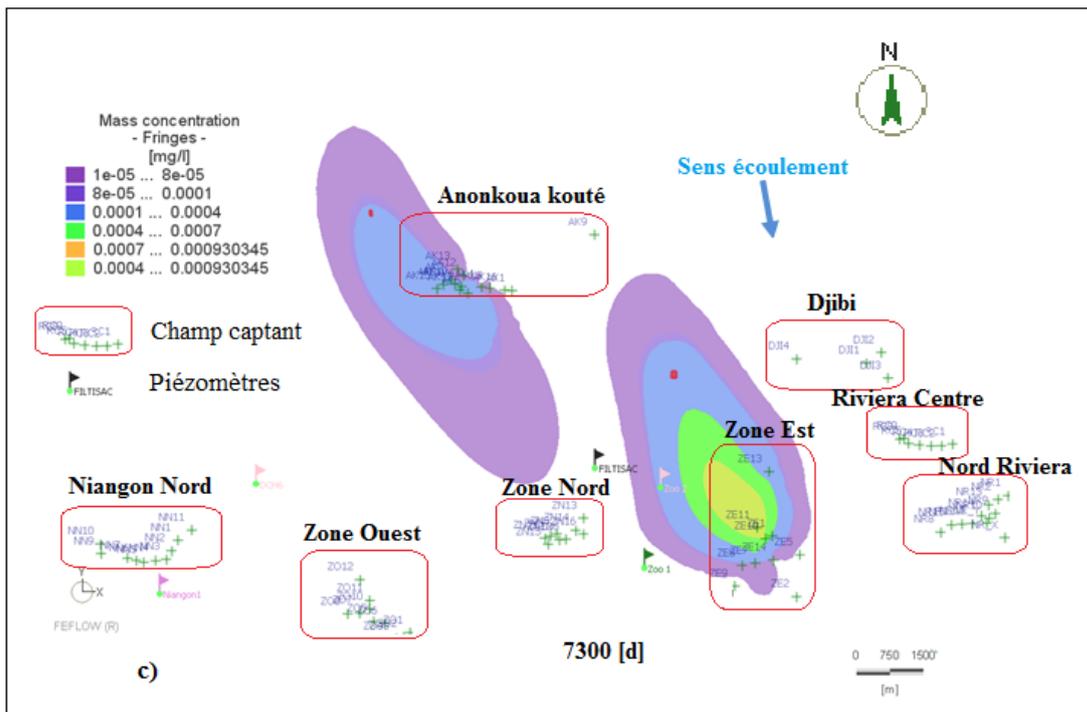


Figure 7. 20 (Suite): c)7305 et d) 10955;

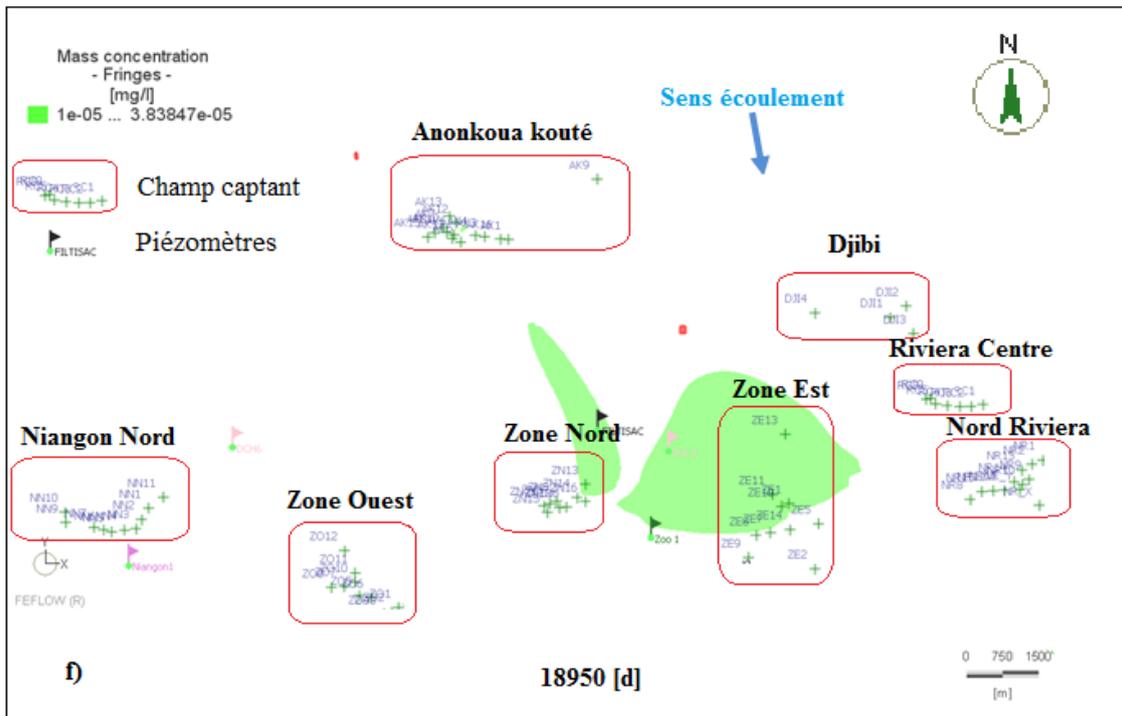
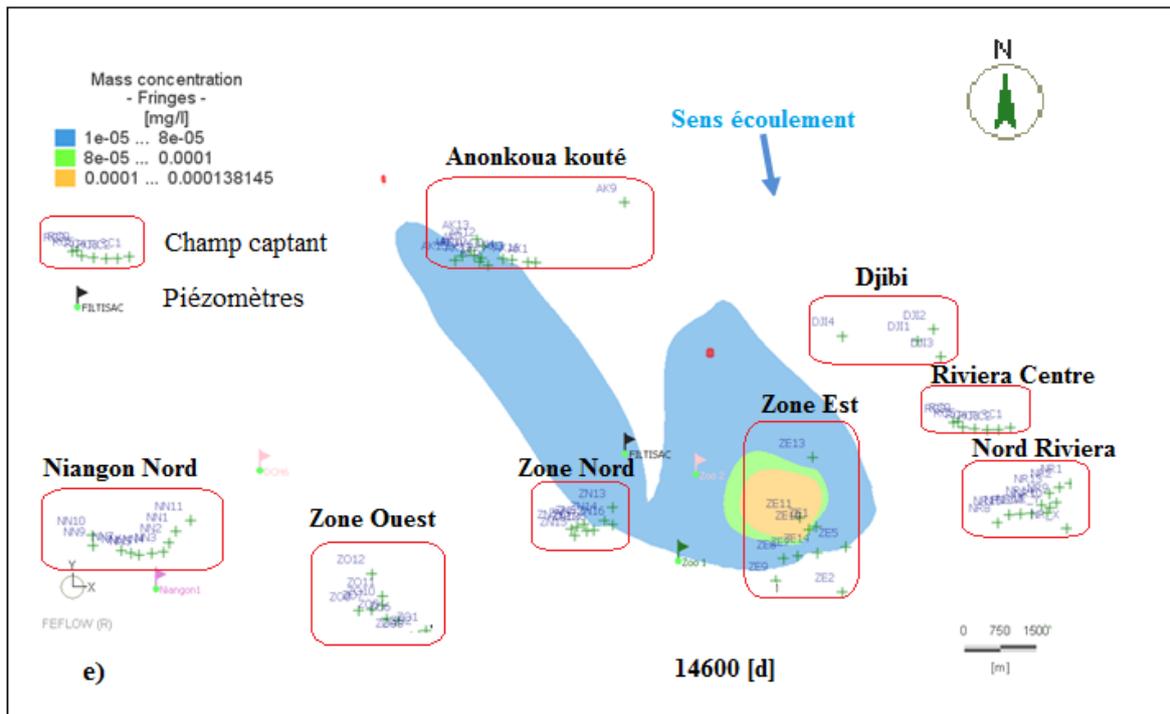


Figure 7. 20 (Suite): e)14605 et f) 18980

Concernant N'Dotré, le contaminant est apparu dans 8 forages du champ captant Anonkoua Kouté. Les durées d'apparition vont de 2400 jours (6 ans et 7 mois) dans le forage AK15 à

5475 jours (15 ans) au niveau du forage AK4. Cette concentration détectable de  $8.10^{-5}$  mg/l reste la valeur maximale pour ce site (Tableau 7.7).

**Tableau 7.8: Temps d'apparition du benzène dans les forages en zone saturée en régime transitoire**

Sites	Concentration détectées (mg/l)					
	$8.10^{-5}$	$7.10^{-4}$	$8.10^{-4}$	$9.10^{-4}$	0,001	0,0011
<b>Anador</b>						
<b>ZE11</b>	2190	3650	3900	4015	4380	5475
<b>ZE10</b>	2555	4380	5110	-	-	-
<b>ZE1</b>	3650	-	-	-	-	-
<b>ZE13</b>	3650	-	-	-	-	-
<b>ZE7</b>	4015	-	-	-	-	-
<b>N'Dotré</b>						
<b>AK15</b>	2400	-	-	-	-	-
<b>AK8</b>	2920	-	-	-	-	-
<b>AK17</b>	2920	-	-	-	-	-
<b>AK5</b>	2920	-	-	-	-	-
<b>Ak6</b>	3285	-	-	-	-	-
<b>AK10</b>	3285	-	-	-	-	-
<b>AK7</b>	4380	-	-	-	-	-
<b>AK4</b>	5475	-	-	-	-	-

#### 7.4 Détermination du temps global de transfert du polluant en fonction des scénarios

Le temps global de transfert du benzène dissous se calcule par l'addition du temps de transfert vertical et du temps horizontal. En outre, le temps vertical est la durée mis par le polluant depuis la surface topographique pour arriver à la surface de la nappe. Le temps horizontal quant à lui exprime la durée mis par le contaminant depuis la source à la surface de la nappe jusqu'à un ouvrage de captage. Le tableau 7.9 indique ces différents temps globaux. L'analyse de ce tableau montre que les temps d'apparition ( $8.10^{-4}$  mg/l) du benzène dissous varient entre 39 ans à 55 ans respectivement dans les forages ZE11 et AK5 pour la simulation en régime permanent. Concernant la simulation en régime transitoire, le benzène parvient en premier au forage ZE11 au bout de 38 ans. Le plus long temps de détection enregistré est 47 ans et 2 mois dans le forage AK4. Les forages ZE11 et ZE10 ont enregistré de fortes concentrations jusqu'à atteindre la valeur admise de 0,001 mg/l (ZE11). Il faut noter que les forages ZE font partie du champ captant «Zone Est» et les forages AK, du champ captant «Anonkoua Kouté».

Tableau 7.9: Temps global du transfert du benzène dissous

Forages	Régime permanent	Régime transitoire					
	Concentrations atteintes (mg/l)						
	$8.10^{-5}$	$8.10^{-5}$	0,0007	0,0008	0,0009	0,001	0,0011
	Temps (jours)						
<b>Site d'Anador</b>							
<b>ZE11</b>	39 ans et 2 mois	38 ans et 2 mois	42 ans et 2 mois	42 ans et 11 mois	43 ans et 2 mois	44 ans et 2 mois	47 ans et 2 mois
<b>ZE10</b>	40 ans et 2 mois	39 ans et 2 mois	44 ans et 2 mois	46 ans et 2 mois	-	-	-
<b>ZE1</b>	42 ans et 2 mois	42 ans et 2 mois	-	-	-	-	-
<b>ZE13</b>	42 ans et 2 mois	42 ans et 2 mois	-	-	-	-	-
<b>ZE7</b>	43 ans et 2 mois	43 ans et 2 mois	-	-	-	-	-
<b>ZE8</b>	48 ans et 2 mois	-	-	-	-	-	-
<b>ZE14</b>	49 ans et 3 mois	-	-	-	-	-	-
<b>Site de N'Dotré</b>							
<b>AK15</b>	39 ans et 2 mois	38 ans et 9 mois	-	-	-	-	-
<b>AK8</b>	41 ans et 2 mois	40 ans et 2 mois	-	-	-	-	-
<b>AK7</b>	47 ans et 2 mois	40 ans et 2 mois	-	-	-	-	-
<b>AK10</b>	47 ans et 2 mois	40 ans et 2 mois	-	-	-	-	-
<b>AK17</b>	48 ans et 2 mois	41 ans et 2 mois	-	-	-	-	-
<b>AK6</b>	54 ans et 2 mois	41 ans et 2 mois	-	-	-	-	-
<b>AK5</b>	55 ans et 2 mois	44 ans et 2 mois	-	-	-	-	-
<b>AK4</b>	-	47 ans et 2 mois	-	-	-	-	-

- Pas détecté

## 7.5 Identification des forages pollués et menacés

En tenant compte des hypothèses formulées au début des simulations, seul le forage ZE11 du champ captant Zone Est serait pollué au bout de 44 ans et 2 mois car la concentration seuil de 0,001 mg/l est atteinte. En plus certains forages des champs captants de «Zone Est» et de «Anonkoua-Kouté» seraient également menacés si un accident ou une catastrophe venait à rompre les cuves des citernes des stations-service de N'Dotré et d'Anador. Ce sont les forages de ZE1, ZE7, ZE8, ZE10, ZE13 et ZE14 (pour le Site d'Anador) puis AK15 AK5, AK6, AK7, AK8, AK10, AK4 et AK17 (au niveau de N'Dotré). Les forages les plus exposés restent ZE11 et ZE10. Il faut noter que si le benzène achemine dans des chenaux, la vitesse de migration verticale pourrait être 10 fois grande. Ce qui engendrait une importante menace pour ces forages.

## 7.6 Application de HYDRUS

Cette section présente les résultats des simulations prédictives du transport du benzène dissous en zone non saturée avec le logiciel HYDRUS.

### 7.6.1 Résultats de la simulation de l'écoulement souterrain

Dans cette partie, les résultats de l'écoulement souterrain couplé avec le transport de benzène dissous en une dimension et dans la zone non saturée sont présentés.

#### *Écoulement souterrain en régime permanent*

La modélisation a permis d'obtenir des courbes de charges de pression, de la teneur en eau volumique et du flux volumique en fonction du temps à partir des deux points d'observation placés à 50 cm (N1) et 100 cm (N2) cm ainsi que des courbes de rétention des trois types de sol (cf. Tableau 4.7).

#### *Charge de pression (h)*

Le profil de la charge de pression en fonction du temps (Figure 7.21) montre que la pression passe de -100 à -52 cm, en 20 jours de simulation et se stabilise dans le matériau d'argile; ensuite de -100 à -25 cm pour le sable limoneux à 10 jours et enfin cette charge varie de -100 à -22 cm après 6 jours avant de se stabiliser au niveau de l'horizon de sable au point d'observation de 50 cm. Au bas de la colonne (100 cm), le temps et la charge restent les

mêmes au niveau de l'échantillon d'argile. Concernant le sable limoneux et le sable, la stabilisation intervient respectivement à 20 et 10 jours.

#### ***Teneur en eau volumique ( $\theta$ )***

L'allure des courbes de la teneur en eau volumique est identique à celle des charges de pression (Figure 7.22). La teneur en eau ( $\theta$ ) évolue de 0,31 à 0,34 pour se stabiliser également à 20 jours pour l'argile puis de 0,07 à 0,014 pour se stabiliser autour de 10 jours au niveau du sable limoneux et de 0,03 à 0,07 pour le sable en 6 jours à 50 cm. Comme la charge de pression, à 100 cm, la valeur de la teneur en eau volumique, se stabilise également en 20 jours pour le sable limoneux et 10 jours pour le sable.

#### ***Flux hydraulique***

Le flux hydraulique augmente de 0,1 à 0,37 cm/jour au niveau de l'argile et s'immobilise à partir de 20 jours. Cette valeur du flux varie de 0 à 0,37 cm/jour dans le sable limoneux et le sable respectivement en 25 et 15 jours (Figure 7.23). Quel que soit le cas considéré, le flux hydraulique se fige à 0,37 cm/jour mais à différents temps.

Il ressort de l'observation de ces différentes couches, une similitude entre les jours de stabilisation de la charge de pression, la teneur en eau et le flux hydraulique.

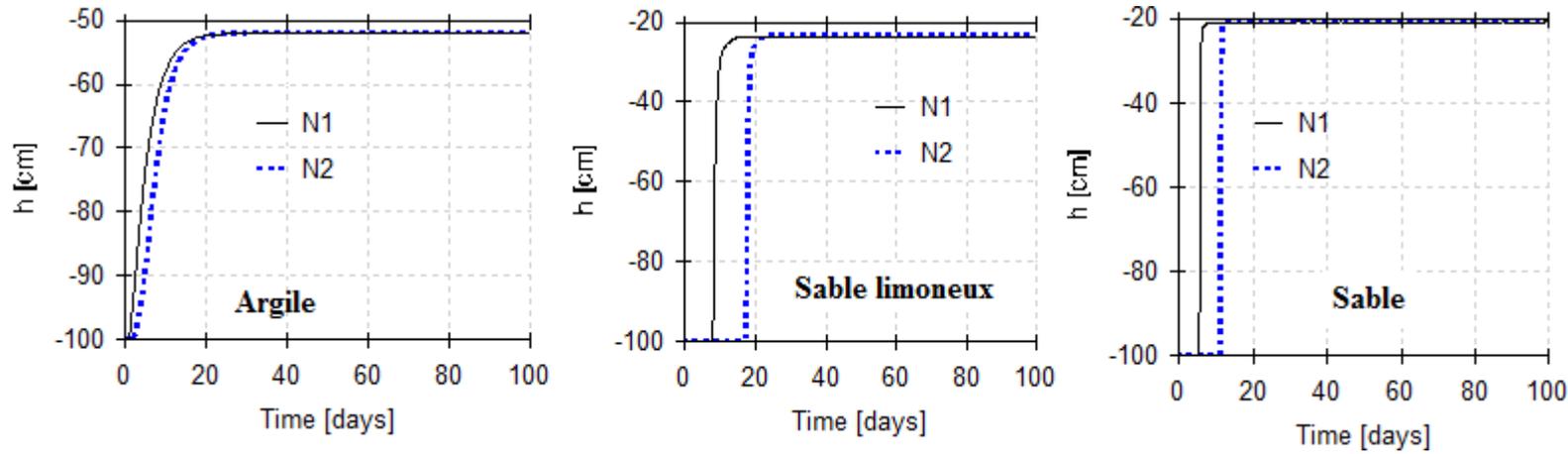


Figure 7.21: Evolution de la charge de pression en fonction du temps (N1 à 50 cm et N2 à 100 cm)

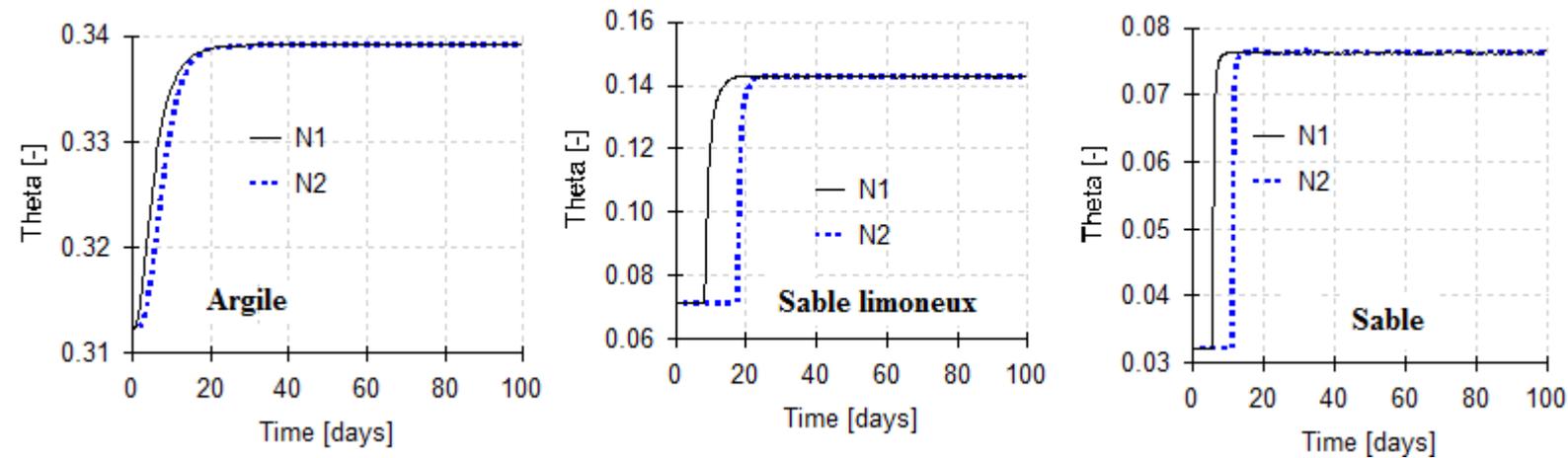


Figure 7.22: Variation de la teneur en eau en fonction du temps (N1 à 50 cm et N2 à 100 cm)

### *Courbe de rétention en eau du sol*

La courbe de rétention en eau du sol (courbe de la teneur en eau volumique en fonction de la succion) a permis de distinguer 3 parties au niveau des 3 matériaux (Figure 7.24). On observe une diminution de la teneur en eau quelle que soit l'augmentation de la succion. Radcliffe et Simunek (2010) définissent ces trois zones comme suit:

- la première partie correspond à l'entrée d'air;
- la deuxième zone représente la succion capillaire;
- la troisième partie est la zone d'adsorption.

Concernant la première partie, la teneur en eau de l'échantillon d'argile évolue d'une valeur maximum de 0,38 à 0,37 correspondant à une succion de 1 à 10 cm. Pour le sable limoneux, cette valeur se situe entre 0,41 et 0,4 pour une succion de 1 à 4 cm. Au niveau du sable, la teneur en eau évolue de 0,42 à 0,4 entre 1 et 5 cm. Cette portion indique la zone d'entrée d'air dans les pores du sol et la valeur de la teneur en eau est proche de la saturation.

Au niveau de la deuxième zone qui représente la zone de succion capillaire, la teneur en eau varie de 0,37 à 0,23 et entre  $10$  à  $1.10^{18}$  cm de succion pour l'argile (Figure 7.25); de 0,4 à 0,055 pour les succions allant de 4 à 1000 cm (sable limoneux) et de 0,4 à 0,04 correspondant à 5 à 100 cm de succion (Sable). Dans cette zone, l'eau est retenue par capillarité. La succion est plus forte que dans la partie précédente car l'eau disponible dans le sol diminue et il faut une forte pression pour pouvoir la libérer. Il faut également noter que la teneur en eau diminue rapidement avec l'augmentation de la succion (Barbour, 1998).

Dans la troisième partie, la teneur en eau passe respectivement de 0,23 à 0,152 pour une succion qui commence de  $1.10^{18}$  à  $1.10^{24}$  cm (argile), de 0,055 à 0,05 correspondant à une succion comprise entre 1000 et 10000 cm (Sable limoneux) puis de 0,04 à 0,03 pour une succion entre 100 et 10000 cm (sable). Quand la teneur en eau résiduelle est atteinte, la succion est très forte du fait que l'eau dans le sol est retenue par adsorption. Quelle que soit l'augmentation de la succion, la teneur en eau reste stable. Il faudrait donc une grande succion pour extraire l'eau surtout au niveau de l'argile. La figure 7.25 illustre cette importante succion.

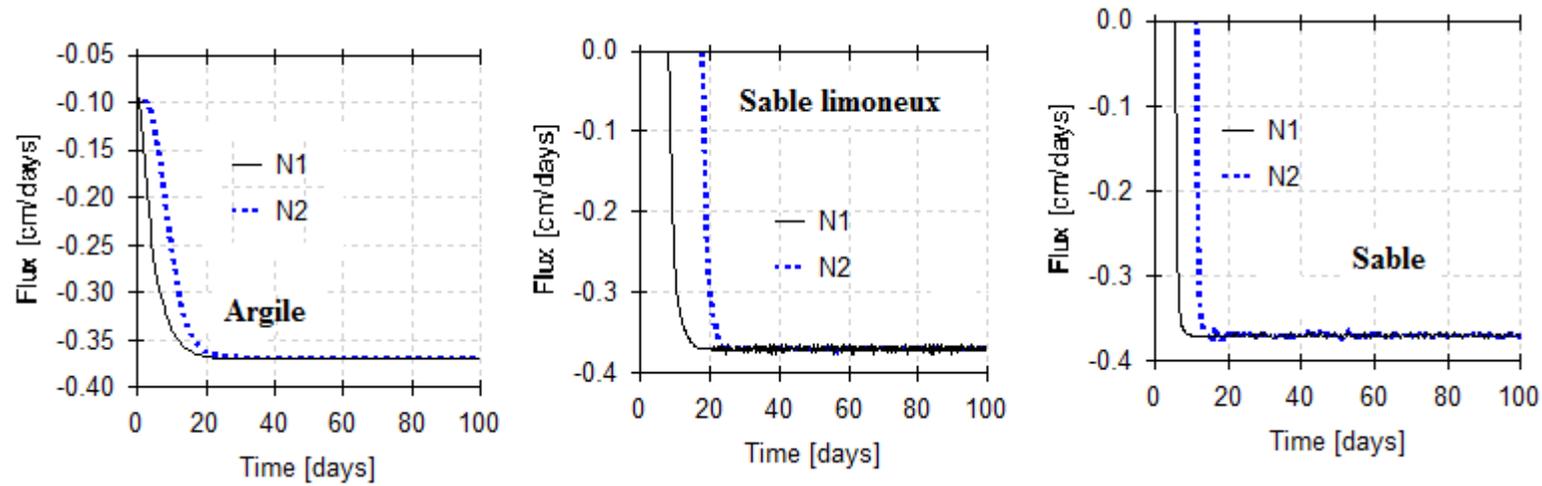


Figure 7.23: Diminution du flux hydraulique en fonction du temps (N1 à 50 cm et N2 à 100 cm)

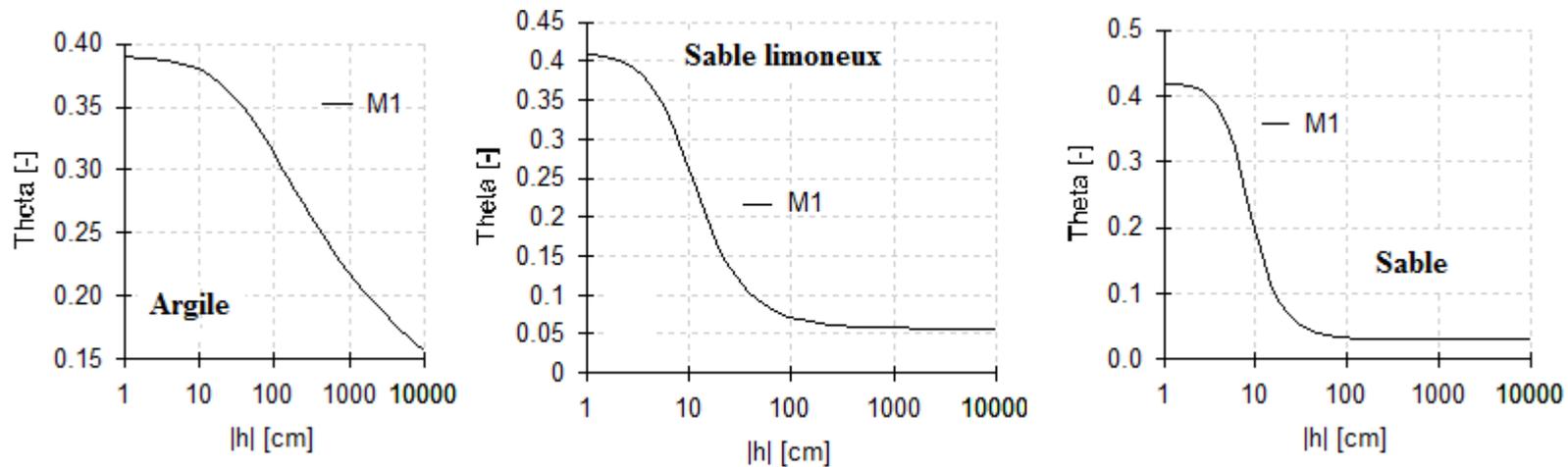


Figure 7.24: Courbes de rétention en eau des trois types de sol

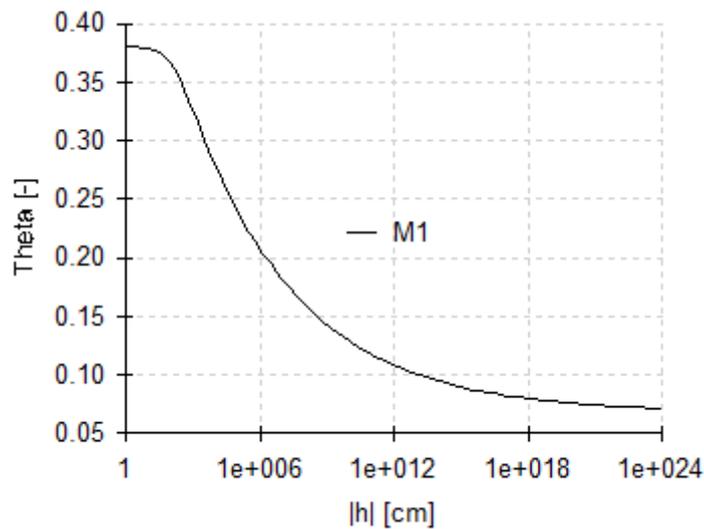


Figure 7.25: Courbes de rétention en eau de l'argile

### 5.3.3 Résultats du transport du benzène dissous

La simulation du transport du benzène dissous s'est effectuée avec et sans la considération des paramètres de retard. Les paramètres de retard dans ces modèles sont les constantes de Henry et de décroissance puis le coefficient de partition (cf. Tableau 1.1). Les figures 7.26 à 7.31 illustrent les différents résultats. L'allure des courbes des trois types de sol est bimodale.

#### ➤ Simulation sans retard (Figure 7.26)

**Argile:** Avec les pics à 55 jours et à 75 jours respectivement aux points d'observation 50 cm (N1) et 100 cm (N2) correspondent à des concentrations maximales de  $0,13 \text{ mg/cm}^3$  (N1) et  $0,09 \text{ mg/cm}^3$  (N2). Ces concentrations diminuent et atteignent la concentration minimale proche de  $0 \text{ mg/cm}^3$  (à 100 cm) à 100 jours.

**Sable limoneux:** Les deux pics aux points 50 et 100 cm arrivent respectivement à 25,6 et 51,2 jours avec des concentrations de  $0,34$  et  $0,25 \text{ mg/cm}^3$ . Le benzène dissous traverse la colonne de sable limoneux en 80 jours.

**Sable:** A 50 cm, la concentration maximale est de  $0,54 \text{ mg/cm}^3$  à 17 jours et tend vers  $0,25 \text{ mg/cm}^3$  peu avant 50 jours. Au point d'observation N2 (100 cm), le pic de  $0,41 \text{ mg/cm}^3$  est trouvé en 26 jours. Le benzène dissous traverse la colonne de sable en 50 jours.

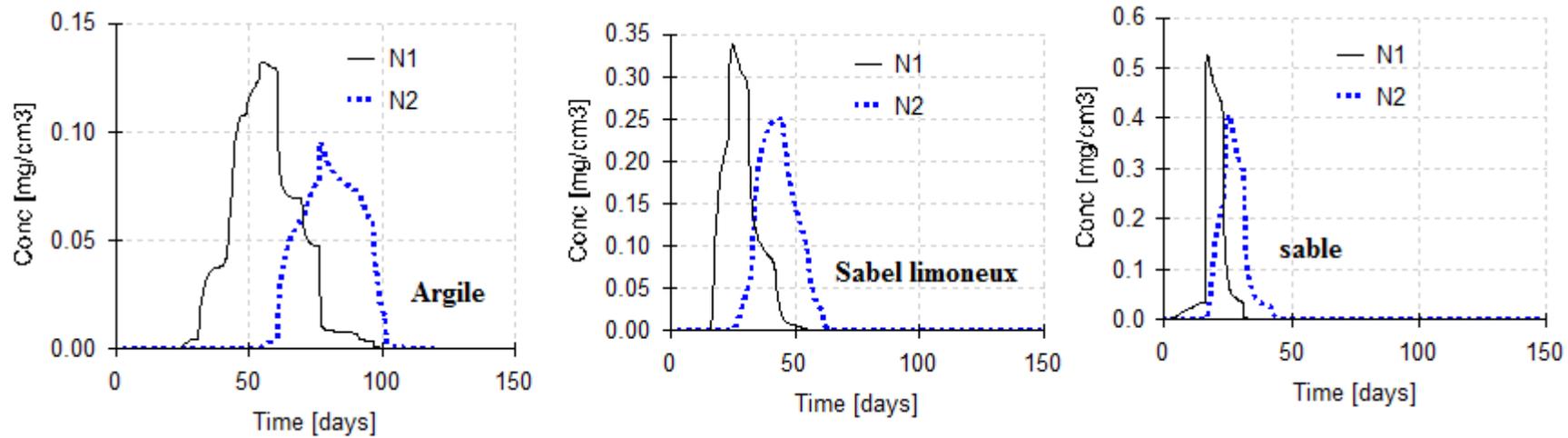


Figure 7.26: Concentration de benzène dissous à 50 et 100 cm en fonction du temps sans le retard

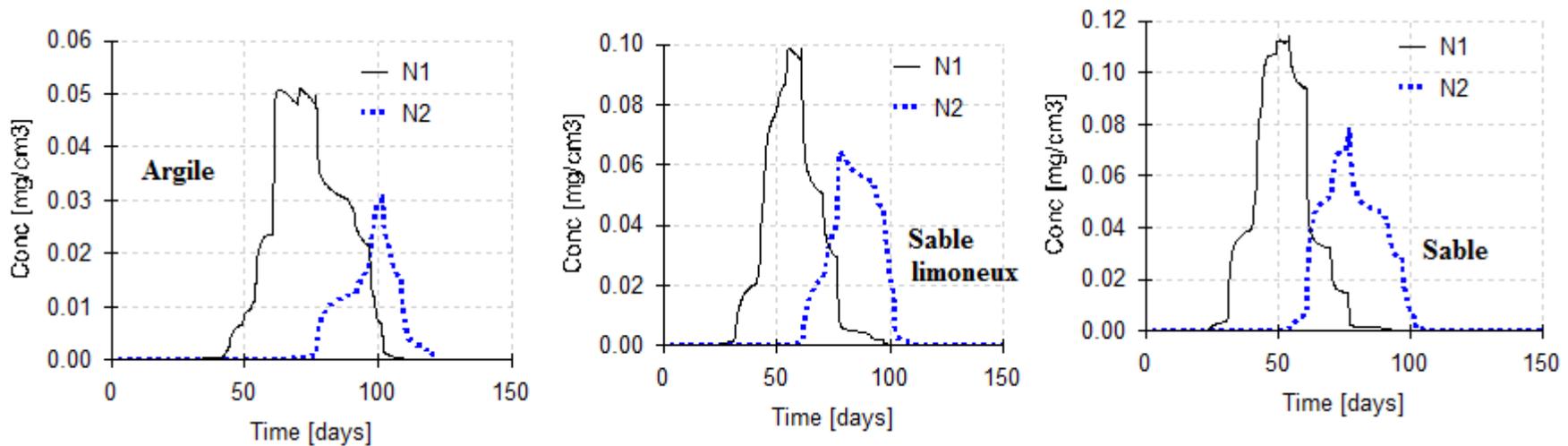


Figure 7.27: Concentration de benzène dissous à 50 et 100 cm en fonction de du temps avec le retard

➤ **Simulation avec retard** (Figure 7.27)

Les mêmes allures de courbe s'observent dans le cas de la simulation avec le retard sauf que les pics (concentrations maximales) interviennent à des temps plus grands. Au niveau de la colonne d'argile, au point N1 (50 cm), les pics de concentrations sont de  $0,05 \text{ mg/cm}^3$  à 62 et 75 jours alors qu'au point N2 (100 cm), un pic de  $0,03 \text{ mg/cm}^3$  est obtenu à 100 jours et un autre de  $0,062 \text{ mg/cm}^3$  à 300 jours (Figure 7.29). La concentration maximale à N1 diminue pour atteindre presque  $0 \text{ mg/cm}^3$  à 115 jours.

Concernant le sable limoneux, la concentration maximale de  $0,098 \text{ mg/cm}^3$  est décelée à 57 jours au point N1 et  $0,065 \text{ mg/cm}^3$  à 72 jours à N2. Après 112 jours, il n'y a plus de benzène dissous dans la colonne.

Pour le sable, les pics de concentration sont de  $0,018 \text{ mg/cm}^3$  (50 jours) et  $0,08 \text{ mg/cm}^3$  (78 jours) respectivement à N1 et N2. Au bout de 105 jours, le benzène dissous a parcouru les 100 cm de ce matériau.

Les concentrations observées sont faibles à la fin de chaque simulation pour les trois types de matériaux. Cela est dû à la considération des paramètres de retard.

Les figures 7.28 et 7.29 illustrent les pics de concentration au bas de la colonne (N2) d'argile, de sable limoneux et de sable. Sans le retard, le polluant met 100 jours pour traverser l'argile, 80 jours pour le sable limoneux et 50 jours pour le sable (Figure 7.28). En considérant le retard, le benzène dissous met 105 jours pour arriver au bas de la colonne de sable, 112 jours pour le sable limoneux alors qu'au bout de 365 jours soit une année, il se trouve encore dans l'argile (Figure 7.29). Les différents temps mis par le benzène dissous pour traverser les matériaux sont beaucoup plus importants avec le retard.

Pour observer l'évolution de la concentration en fonction de la profondeur, douze pas de temps ont été considérés:  $t=31$  jours,  $t=61$  jours et  $t=92$  jours,  $t=122$  jours,  $t=153$  jours,  $t=184$  jours,  $t=214$  jours,  $t=245$  jours,  $t=275$  jours,  $t=306$  jours,  $t=337$  jours et  $t=365$  jours.

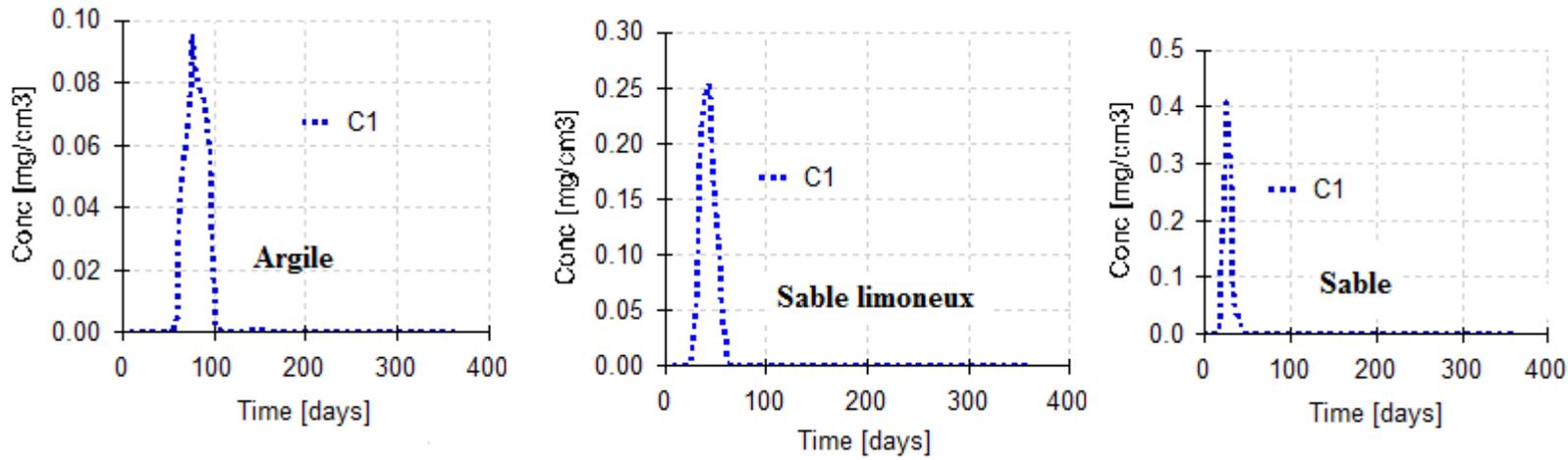


Figure 7.28: Concentration de benzène dissous atteignant le bas de la colonne de sable dans le modèle sans retard

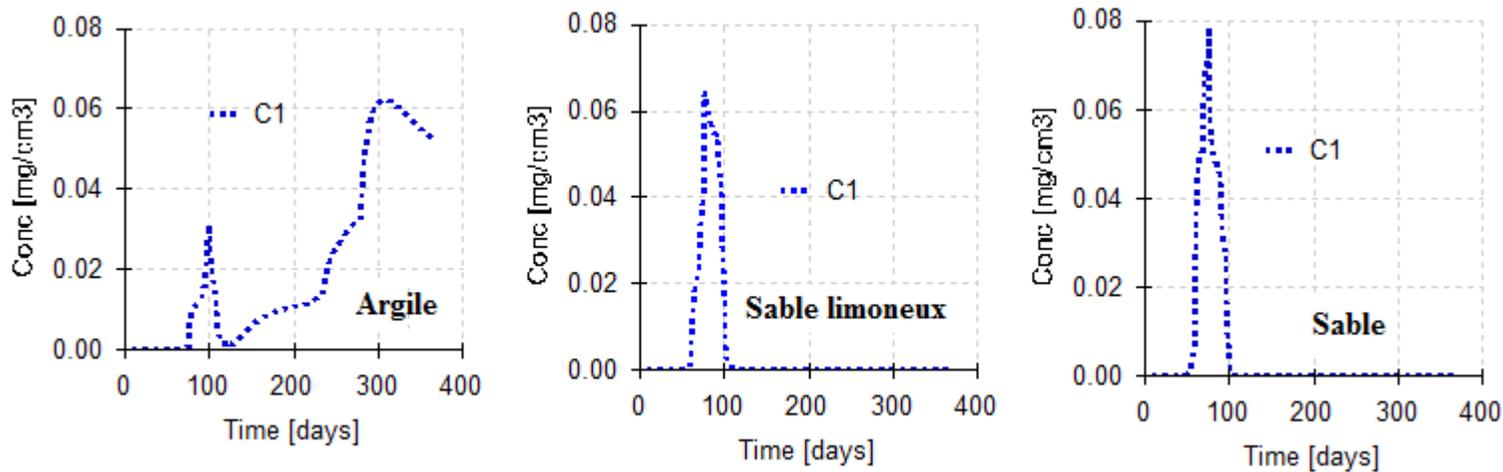


Figure 7.29: Concentration de benzène dissous atteignant le bas de la colonne de matériau dans le modèle avec retard

### ***Profil de concentration avec et sans retard en fonction du temps***

Les concentrations augmentent avec la profondeur dans les différents matériaux, atteignent un maximum puis décroissent jusqu'à s'annuler (Figures 7.30 et 7.31). Le modèle sans retard représente le scénario 1 et celui avec retard le scénario 2.

#### ***A t=31 jours***

La concentration augmente avec la profondeur pour parvenir à sa valeur maximale de 0,2 mg/cm<sup>3</sup> à 22 cm. Cette valeur décroît et devient nulle à 55 cm pour le modèle sans retard. Avec le retard, le maximum est vite retrouvé avec une valeur de 0,1 mg/cm<sup>3</sup> à moins de 15 cm de profondeur et s'annule autour de 38 cm. Pour le sable limoneux, le pic de 0,32 mg/cm<sup>3</sup> se rencontre à 58 cm de profondeur, diminue jusqu'à 0,05 mg/cm<sup>3</sup> à 100 cm pour le premier scénario. Avec le retard, la concentration maximale de 0,154 mg/cm<sup>3</sup> est atteinte à 22 cm. Elle décroît et s'annule à 50 cm de profondeur. Le polluant traverse la colonne de sable avec une concentration maximale de 0,3 mg/cm<sup>3</sup> pour le modèle sans retard. Par contre avec le retard, la valeur est de 0,154 mg/cm<sup>3</sup> à 22 cm.

#### ***A t=61 jours***

Le maximum de concentration dans l'argile, est atteint à 0,12 mg/cm<sup>3</sup> à une profondeur de 60 cm, décroît pour avoisiner la valeur 0,02 mg/cm<sup>3</sup> à 100 cm pour le scénario 1. Quant au second scénario, la concentration maximale est de 0,018 mg/cm<sup>3</sup>, à une profondeur de 38 cm et devient nulle à 78 cm (argile). Le polluant a parcouru presque 60 cm (58 cm) dans le sable limoneux. Il atteint les 100 cm avec une concentration de 0,3 mg/cm<sup>3</sup> pour le modèle sans retard. Avec le retard, le pic de concentration de 0,09 mg/cm<sup>3</sup> se situe à 50 cm puis s'annule à 100 cm. Pour le sable et sans retard, le benzène dissous a traversé toute la colonne de sable. Avec le retard, le pic s'élève à 0,1 mg/cm<sup>3</sup> à 65 cm.

#### ***A t=92 jours***

Sans le retard, le benzène dissous arrive en bas de la colonne d'argile avec une concentration proche de 0,055 mg/cm<sup>3</sup>. Il faut noter qu'entre 0 et 20 cm, la concentration est nulle. Avec le retard, la concentration maximale est de 0,02 mg/cm<sup>3</sup> avec une profondeur de 70 cm et avoisine 0,01 mg/cm<sup>3</sup> à 100 cm de profondeur. Les courbes sont beaucoup plates (argile). Sans le retard il n'y a plus de concentration dans le sable limoneux et le sable car le benzène dissous a déjà traversé la colonne à ce temps. Mais avec le retard, les valeurs vont de 0,051 et 0,04 mg/cm<sup>3</sup> à 100 cm respectivement pour le sable limoneux et le sable.

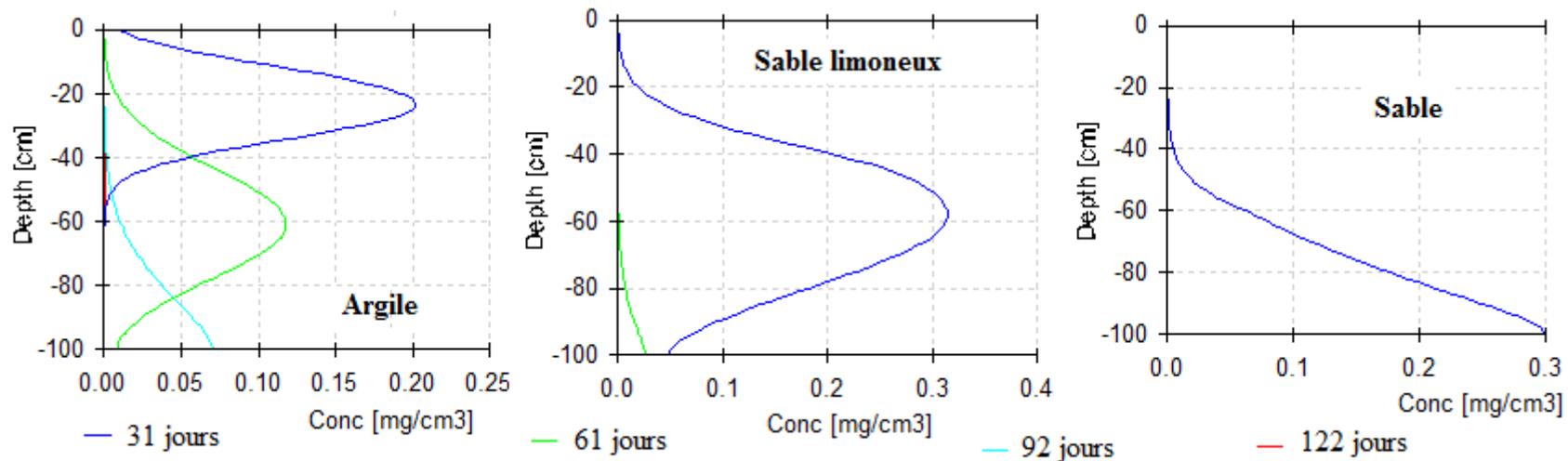


Figure 7.30: Profil de concentration de benzène dissous en fonction de la profondeur du modèle sans retard

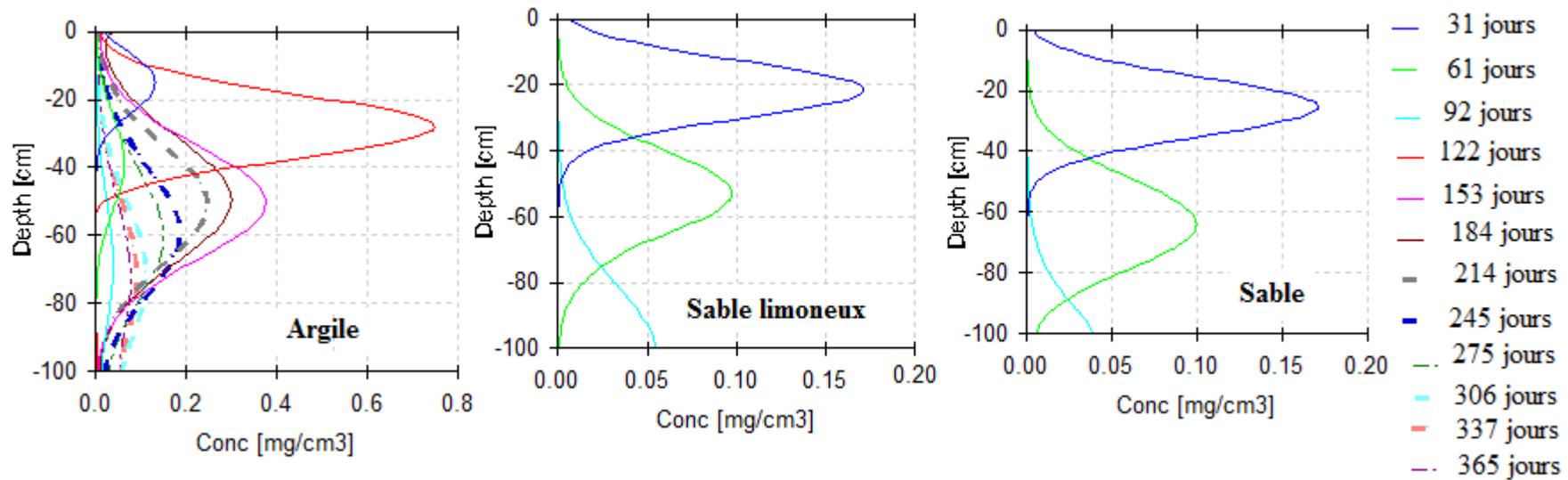


Figure 7.31: Profil de concentration de benzène dissous en fonction de la profondeur avec retard

De 122 à 365 jours de simulation avec le retard (Figure 7.31), seule la colonne d'argile contient encore de benzène dissous. Les résultats sont consignés dans le tableau 7.10.

**Tableau 7.10: Variation de la concentration de benzène dissous en fonction de la profondeur dans la colonne d'argile**

Temps (jours)	Concentration maximale (mg/cm <sup>3</sup> )	Profondeur (cm)
	Concentration minimale (mg/cm <sup>3</sup> )	
122	0,75	28
	0	54
153	0,38	50
	0,01	100
184	0,3	50
	0,01	100
214	0,25	50
	0,01	100
245	0,18	60
	0,02	100
275	0,15	60
	0,03	100
306	0,11	75
	0,05	100
337	0,08	75
	0,05	100
365	0,06	75
	0,05	100

## 7.7 Discussion.

### *Modèle 3D d'écoulement en zone non-saturée*

Le modèle d'écoulement en zone non saturée, en 3D mis en place a été calé en régime permanent. Les mêmes conditions aux limites que les modèles d'écoulement en ont été retenues. Les potentiels de pression, les paramètres de Van Genuchten et de saturation résiduelle, ont servi au calage. Ces paramètres ont été sélectionnés par essai et erreur en respectant toutefois la marge acceptable selon les types de sols. Les simulations du transport du benzène dissous en zone non-saturée ont permis d'observer les résultats ci-contre. La valeur du coefficient de corrélation (R) entre les charges observées et celles simulées par le modèle est égal à 0,979 très proche de 1. Pour observer la stabilité du modèle 3D, il est été simulé en régime transitoire. Le résultat a donné également une corrélation satisfaisante avec une erreur quadratique de 6,41 %. Cette stabilisation était en moyenne de 1000 jours, soit plus de 2 ans et demi. Ces modèles 3D d'écoulement en zone variablement saturée ont été utilisés

pour la simulation du transport monophasique du benzène dissous dans le but de prédire le temps que mettra cet hydrocarbure monoaromatique au cas où un accident ou une catastrophe se produirait. Car d'après Bouchard et Lencioni (1983) les modèles de transport de contaminant dissous permettent de prévoir le panache issu de celui-ci afin de définir et limiter les conséquences néfastes. Mais bien avant, les 4 premières couches ont subi une discrétisation verticale pour donner 9 couches au total car d'après Matti et Tacher (2009) l'affinement permet d'améliorer la précision des calculs.

#### ***Simulation du transport du benzène dissous en zone non-saturée***

Les concentrations initiales de 43,12 mg/l et 14,37 mg/l de benzène dissous injectées respectivement au droit des stations-service Shell de N'Dotré et Anador ont permis de suivre le parcours vertical du polluant de la surface topographique à surface de la nappe. Le benzène dissous survient à la surface de la nappe en 2 ans sur le site de N'Dotré avec une vitesse moyenne d'infiltration de 0,076 m/j en condition d'écoulement naturel. A Anador, dans la même condition, avec une vitesse moyenne de 0,058 m/j, le polluant dissous est détecté au bout de 4 ans et 1 mois. La pollution va atteindre la nappe après 3 ans au droit de N'Dotré et à Anador 7 ans et 4 mois, en tenant compte du retard. Les vitesses moyennes diminuent et sont de 0,04 et 0,03 m/j respectivement à N'Dotré et à Anador. La concentration de 0,001 mg/l de benzène dissous est atteinte en 6 ans à N'Dotré et en 17 ans à Anador. En ce qui concerne la simulation en condition d'exploitation des forages sans retard, le scénario retenu, la vitesse moyenne passe de 0,076 à 0,081 m/j à N'Dotré et de 0,058 à 0,057 m/j à Anador. Le déclèment du benzène dissous sera effectif sur ces deux sites respectivement au bout de 1 année et 10 mois puis 4 ans et 2 mois. Quant à la pollution, elle ne sera possible qu'à 3 ans et 1 mois à N'Dotré et 7 ans et 4 mois à Anador comme dans le précédent scénario. En fait sur ces deux sites, Kouamé J. (2007) a estimé dans les mêmes conditions d'écoulement une capacité moyenne d'infiltration de la nappe. En tenant compte du retard, le polluant est détecté au bout de 4 années à la surface de la nappe à N'Dotré mais pas détecté à Anador. Ceci peut être dû à la grande profondeur de la nappe au droit d'Anador.

#### ***Simulation du transport du benzène dissous en zone saturée***

En zone saturée, le secteur des sources de contamination et des forages environnants a été raffinée car d'après Matti et Tacher (2009) l'affinement permet d'améliorer la précision des calculs. Ce qui a fait passer le nombre d'éléments par couches de 64 764 à 224 667. L'aire du

panache augmente au cours du transport alors que la concentration diminue quel que soit le scénario. D'après Wiedemeier *et al.*, (1996), ceci est dû à l'effet dispersif du flux de pollution dans la nappe et entraîne ainsi un déplacement du benzène dissous dans différentes directions. Sur les deux sites, on observe une orientation du panache vers les forages (Figure 7.19b) dû aux débits de pompage car d'après Rasmussen et Rouleau (2003) tout polluant à l'intérieur de l'aire d'alimentation des forages parvient tôt ou tard dans ceux-ci. Les forages représentent donc une sorte d'écran à la dispersion. A la fin de la simulation (52 ans), les concentrations restent très faibles. On constate également l'allongement du panache du nord vers le sud suivant la direction de l'écoulement souterrain. Les études effectuées par Gomez et Alvarez (2009) sur la présence de l'éthanol dans l'essence ont également montré l'allongement du panache de benzène. Le contaminant sera localisé dans des forages des champs captants «Zone Est» et «Anonkoua-Kouté». Le temps de transfert horizontal varie entre 7 et 23 ans pour la simulation en régime permanent et entre 6 et 15 ans pour le modèle en régime transitoire

#### ***Temps global de transfert du benzène dissous***

En additionnant les temps de transfert vertical et horizontal, on obtient un temps global de transfert du benzène dissous allant de 38 à 47 ans. Au niveau de ces deux sites, Deh (2013) a trouvé un temps global de transfert du Perchloroéthylène (PCE) entre 36 et 60 ans. La différence entre ces temps globaux de transfert, pourrait s'expliquer par le fait que les caractéristiques des polluants sont différentes et aussi par la méthode utilisée. Ce parcours du benzène dissous pourrait être moins long, si le polluant dans son parcours rencontre des chenaux à forte conductivité hydraulique.

#### ***Forages pollué et menacés***

Au regard de ce qui précède, le forage ZE11 appartenant au champ captant «Zone Est», distant de 4 km de la station-service Anador serait pollué en 44 ans et 2 mois en cas d'accident. Six forages de ce même champ captant que sont ZE1, ZE7, ZE8, ZE10, ZE13, ZE14 puis 8 du champ captant «Anonkoua Kouté», AK15 AK5, AK6, AK7, AK8, AK10 AK4 et AK17 seraient menacés de pollution bien que la concentration admise de 0,001 mg/l ne soit pas atteinte. Il faut souligner que le forage ZE10 a enregistré 0,0008 mg/l presque 0,001 mg/l au bout de 46 ans. Ce temps paraît important, mais étant donné que le benzène dissous est plus léger que l'eau, il pourrait s'infiltrer dans des poches d'air et former des bassins de contamination. Selon Adams et Reddy (2000), ce type d'hydrocarbure léger peut

flotter à la surface d'une nappe, formant ainsi un bassin et lorsque le niveau de la nappe fluctue, le bassin peut être enduit, ce qui contribue au piégeage du polluant dans les pores du sol. Donc, une attention particulière devrait être prise sur ces sites en cas de catastrophe ou d'accident majeur. Car les sols imprégnés de polluants non miscibles peuvent libérer ces contaminants dissous pendant des années avant que les concentrations diminuent de façon significative (Leblanc, 1999). Il faut également noter que le benzène dissous pourrait migrer 10 à 100 fois vite plus dans les chenaux.

Bien que les résultats de ces différentes simulations proviennent des modèles calés et validés, il est important de signaler que par manque de données de base, plusieurs hypothèses ont été prises. Aussi, faut-il ajouter l'utilisation de données de littérature et d'archives comme la piézométrie de 1978. Ces mêmes données ont servi à modéliser la nappe d'Abidjan dans les précédentes études de la SOGREAH (1997), Kouamé (2007) et Deh (2013). Par conséquent, ces modèles numériques de prédiction pourront donc servir comme d'outil de prévision dans la gestion et la protection de la nappe d'Abidjan. Mais il faudrait aussi tenir compte que les calculs effectués par modélisation numérique sont théoriques, ils doivent par conséquent être utilisés à titre indicatif (Leblanc, 1999).

### ***Application de HYDRUS***

Pour suivre de près ce transport de benzène dans le sous-sol, le logiciel HYDRUS 1D a été utilisé. La simulation de l'écoulement couplé avec le transport du benzène en une dimension dans une colonne de 100 cm d'argile, de sable limoneux et de sable a montré qu'il faut approximativement 100 jours pour qu'une concentration ponctuelle de  $2 \text{ mg/cm}^3$  de benzène dissous traverse l'argile, 80 jours pour le sable limoneux et 50 jours pour le sable sans le retard. Dans ce scénario, le flux de benzène dissous dans ces trois colonnes de matériaux est dû aux phénomènes de la convection et de la dispersion hydrodynamique (Mazet, 2008). En tenant compte des différents paramètres de retard qui sont les constantes de Henry et de dégradation ainsi que le coefficient de partition du benzène, ces temps sont beaucoup plus importants car le benzène dissous met assez de temps pour traverser les différents matériaux. Le polluant met plus de 365 jours pour traverser le cylindre d'argile, 105 jours pour le sable et 112 jours au niveau du sable limoneux ce qui donne une vitesse verticale moyenne de 0,95 cm/j pour le sable, de 0,89 cm/j pour le sable limoneux et 0,27 cm/j pour l'argile. Les concentrations maximales sont assez faibles et tendent vers 0 au niveau des trois matériaux.

Cela a été aussi observé par Van Genuchten et Cleary (1979) dans leurs travaux où ils ont montré que la considération du taux de dégradation dans le modèle influence l'évolution de la concentration en fonction du temps.

## 7.8 Conclusion partielle et synthèse

Les simulations de l'écoulement souterrain couplé au transport du benzène dissous dans la nappe d'Abidjan sont réalisées au droit des stations-services de N'Dotré et Anador. Elles ont permis de déterminer le temps global de transfert du benzène dissous de la surface du sol à certains forages allant de 38 à 47 ans. Le transport du benzène dissous est influencé par le type de sol.

### *Variabilité des modèles HYDRUS 1D à FEFLOW*

En comparant les résultats deux logiciels, on remarque que pour le modèle de transport en condition naturel sans retard, avec HYDRUS, le polluant met 50 jours pour traverser les 100 cm de matériau de sable en interpolant soit plus 7 ans pour traverser 56 m alors qu'avec FEFLOW, le temps de parcours n'est que de 2 ans. Il y a 5 années d'écart entre les résultats deux codes. Les coefficients de perméabilités sont très variables, des différences remarquables existent entre ceux utilisés dans FEFLOW, les valeurs obtenues par l'analyse au laboratoire et celles calculées avec la méthode de Hazen. Cette hétérogénéité montre qu'il est possible de rencontrer de fortes perméabilités, des chenaux et également de fractures de surface qui permettraient au polluant de traverser l'aquifère de 10 à 100 fois plus rapide (Figure 7.32). Compte tenu de cette importante variabilité de la perméabilité, il faut tout de même vite intervenir en cas de rupture de cuve par accident.

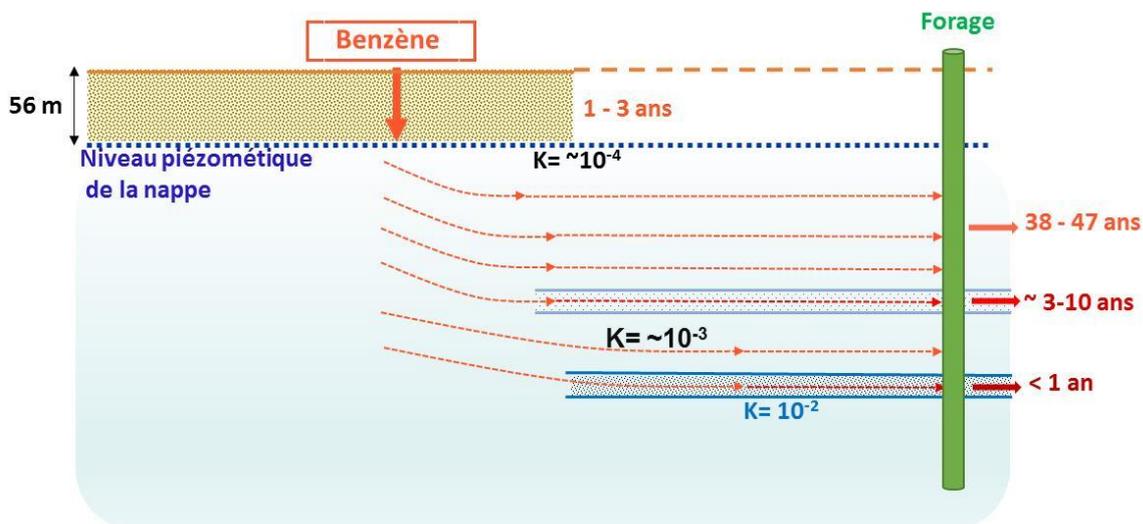


Figure 7.32: Schématisation du transfert du benzène dissous

## CHAPITRE VIII. PROPOSITION DE STRATEGIE DE GESTION EN CAS DE SITUATION DE CATASTROPHE

### 8.1 Introduction

Dans le précédent chapitre, les résultats des différents modèles, ont révélé que pour atteindre les forages, le benzène dans sa phase dissoute doit mettre et en régime transitoire, entre 38 à 47 ans au niveau des deux stations d'Anador et de N'Dotré. Bien que ces années paraissent énormes, il semble nécessaire de mettre en place une procédure de gestion en cas de catastrophe. La section suivante, traite de façon succincte les impacts environnementaux et sanitaires qui pourront intervenir en cas de rupture d'une cuve et de proposer quelques mesures d'atténuation.

### 8.2 Impacts potentiels

#### 8.2.1. Impacts environnementaux

Lors d'un accident ou de la rupture d'une cuve, on assistera à l'épandage de l'essence sur le sol ainsi que le dégagement d'une forte odeur qu'émanent les hydrocarbures. La figure 8.1 montre, les impacts environnementaux pouvant survenir en pourcentage hormis la pollution atmosphérique (INERIS, 2006).

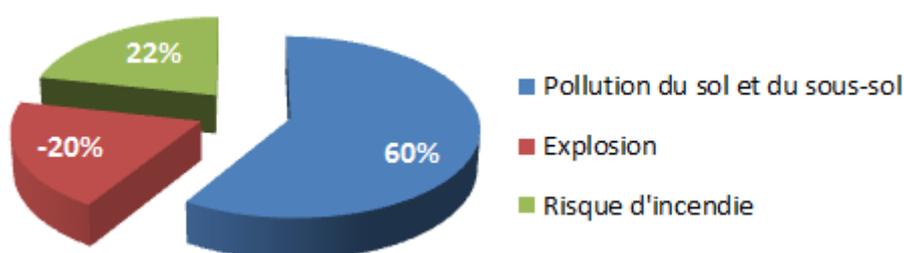


Figure 8.1: Diagramme triangulaire des classes texturales du sol d'après USDA (1987)

Les formations géologiques que contient la nappe d'Abidjan composées essentiellement de sables pourraient faciliter la migration des composants de l'essence comme le benzène dans le sous-sol. En fait, les LNAPLs «*light non-aqueous phase liquids*» selon Lemièrre *et al.*, (2008) se déplacent plus aisément dans la zone non saturée que la zone saturée car ce type de composé peut facilement déplacer l'air des pores mais difficilement déplacer l'eau des pores de grain plus fin. Lorsqu'un LNAPL est libéré dans le sous-sol, la charge de déplacement affecte à la fois sa distribution verticale et sa migration latérale (ITRC, 2009). Ces polluants

non miscibles et plus légers que l'eau tendent à s'accumuler à la surface de l'eau une fois ayant atteints la nappe (Parriaux, 2009). En fait, le benzène, présent sous forme liquide, gazeuse ou adsorbé sur la matière solide du sol, constitue un risque de contamination de la nappe (Lallemand-Barrarès, 1995).

### *8.2.2 Impacts sanitaires*

Au niveau sanitaire, la rupture accidentelle de cuves d'essence va entraîner la pollution atmosphérique due à la forte volatilité des composants de l'essence comme le benzène. Cette pollution de l'air pourrait engendrer un fort risque d'intoxication de la population par inhalation. Les premières personnes exposées seront les employés de ladite station et la population environnante. Comme le cas du « Probo Koala », si des mesures de prévention ne sont pas élaborées et communiquées à la population en avance, cette population locale serait plus exposée et intoxiquée.

## **8.3 Proposition de stratégie d'atténuation en cas de pollution par les hydrocarbures**

### *8.3.1 Au niveau institutionnel*

Il n'existe pas de cadre réglementaire clair et détaillé en Côte d'Ivoire pour traiter les sites contaminés par les hydrocarbures comme le benzène. Donc en cas d'urgence, ITRC (2009) préconise d'utiliser les réglementations standards existantes. Néanmoins pour faire face à ce genre de cas, les Ministères en charge de l'environnement, de la santé publique et de l'Intérieur seraient alertés avec l'implication des organes comme le Centre Ivoirien Anti-Pollution (CIAPOL) et l'Office National de la Protection Civile (ONPC). Pour le bon fonctionnement des opérations, un comité de crise composé des acteurs ci-dessus devrait être formé.

### *8.3.2 Au niveau social et sanitaire*

Pour une bonne gestion des conséquences de l'accident, le comité créé aurait pour mission de:

- baliser la zone de rupture en zone interdite à toute personne;
- informer la population;
- couvrir si possible les zones contaminées;

- mettre en place un dispositif dans les Centres Hospitaliers Universitaires et de santé communautaire pour accueillir les victimes.

### *8.3.3. Au niveau scientifique*

Sur le plan scientifique, des mesures d'atténuation et/ou des techniques seraient mises en place pour une dépollution envisagée des sites. Ces techniques dépendent essentiellement du type et de la quantité du contaminant, de la géologie, l'hydrogéologie ainsi que de l'emplacement du site (Lallemand-Barrès, 1995). Il existe trois grands procédés de décontamination des nappes polluées que sont les méthodes physiques, chimiques et biologiques. Ces procédés de traitement de dépollution peuvent être réalisés sur place (*in situ*) et/ou non (*Ex situ*).

Etant donné que l'aquifère du Continental Terminal étudié est composé en majorité d'éléments sableux, nous proposons dans ce travail, les méthodes de dépollution par voie biologique et celle de ventilation appelée «venting» essentiellement de la zone non-saturée du fait que les hydrocarbures monoaromatiques comme le benzène ont un fort degré de volatilité et se retrouvent généralement peu dans les eaux souterraines (Lallemand-Barrès, 1995; Parriaux *et al*, 1999; Parriaux, 2009).

Tout d'abord, il serait question de:

- retirer la source de pollution;
- laver les sols contaminés goudronnés ou bétonnés;
- excaver le sol pollué et le stocker dans des récipients étanches.

D'une manière pratique, la dépollution d'un site contaminé nécessite l'élaboration d'une fiche de décontamination qui renseigne les principales étapes à suivre.

#### ***Fiche de dépollution d'après Lallemand-Barrès (1995) et Parriaux (2009) adapté aux sites de N'Dotré et d'Anador en cas de pollution***

##### **1- Localisation:**

Les deux stations en forme de quadrilatère sont situées dans la commune d'Abobo. Les coordonnées géographiques s'inscrivent dans le référentiel WGS 1984 UTM, Zone 30 Nord (Tableau 8.1).

**Tableau 8. 1: Location des stations-service**

Sites	Latitude (m)		Profondeur moyenne de la nappe (m)
	Nord	Ouest	
N'Dotré	381 865	601 700	56
	381 879	601 832	
Anador	388 513	598 230	88
	388 632	598 071	

**2- Origine de la pollution:** Déversement accidentel ou rupture de 30 000 litres d'essence contenant 300 litres de benzène

**3- Type de pollution probable:**

- Contamination de l'air par les produits volatils;
- Risque d'explosion;
- Risque d'incendie;
- Extension de la pollution dans le sol et le sous-sol (Zone non saturée);
- Formation probable de bassins de contamination dans la zone non saturée de l'aquifère.

**4- Nature du contaminant:** Hydrocarbure volatil, le benzène

**5- Géologie et hydrogéologie de N'Dotré et Anador**

Au droit de N'Dotré et d'Anador, la nappe a une profondeur moyenne respectivement de 56 et 88 m. Les formations géologiques sont composées de sables argileux, sables moyens et de sables grossiers (Cf Figure 4.6). L'écoulement souterrain se fait principalement dans la direction nord-sud avec une vitesse moyenne de 0,05 m/j mais aux environs d'Anador, l'écoulement s'effectue plutôt dans la direction NW-SE. Les paramètres hydrodynamiques consignés dans le tableau 8.2 sont identiques sur les deux sites.

**Tableau 8.2: Paramètres hydrodynamiques de l'aquifère au droit de N'Dotré et Anador extrait du tableau 4.8**

Paramètres	Couche 1	Couche 2
	Argile sableuse	Sable moyen
<b>Conductivité hydraulique (m/s)</b>	$K_{xx}=K_{yy}=7.K_{zz} 1.10^{-4}$	$K_{xx}=K_{yy}=7K_{zz} 3.10^{-4}$
<b>Porosité</b>	0,18	0,2

Les proches forages d'adduction en eau potable se trouvent à 2 200 m de N'Dotré et 3000 m d'Anador.

### 6- Mesures de reconnaissance

Une étude devrait être menée dans l'immédiat pour reconnaître l'ampleur la pollution du site. Un recueil de faits concrets du lieu permettrait d'évaluer de façon précise le degré de la contamination. Cette évaluation d'après Parriaux (2009) se base sur trois principaux critères que sont les potentiels de pollution et de migration du benzène dans le sous-sol puis les biens à protéger. Pour ce faire:

- une campagne d'échantillonnage de sol de surface et à différentes profondeurs devrait être effectuée pour analyse;
- une campagne piézométrique s'avérerait nécessaire pour situer le niveau actuel de la nappe ainsi qu'une analyse physico-chimique de l'eau de la nappe;
- une mesure du benzène dans sa forme gazeuse dans le sol et sous-sol serait effectuée.

Le nombre d'échantillons par campagne est fixé en tenant compte des activités aux alentours des stations. Pour nos deux sites, 4 points d'observations ont été retenus (Figure 8.2 et 8.3). Sur ces deux figures, le sigle "E" signifie échantillon de sol. L'un des résultats attendus serait la connaissance de l'étendue du panache du polluant et de sa vitesse de migration. Le résultat de cette étude de reconnaissance permettrait d'avoir une idée de l'emplacement et du nombre de ventilateurs d'aspiration à implanter par site.

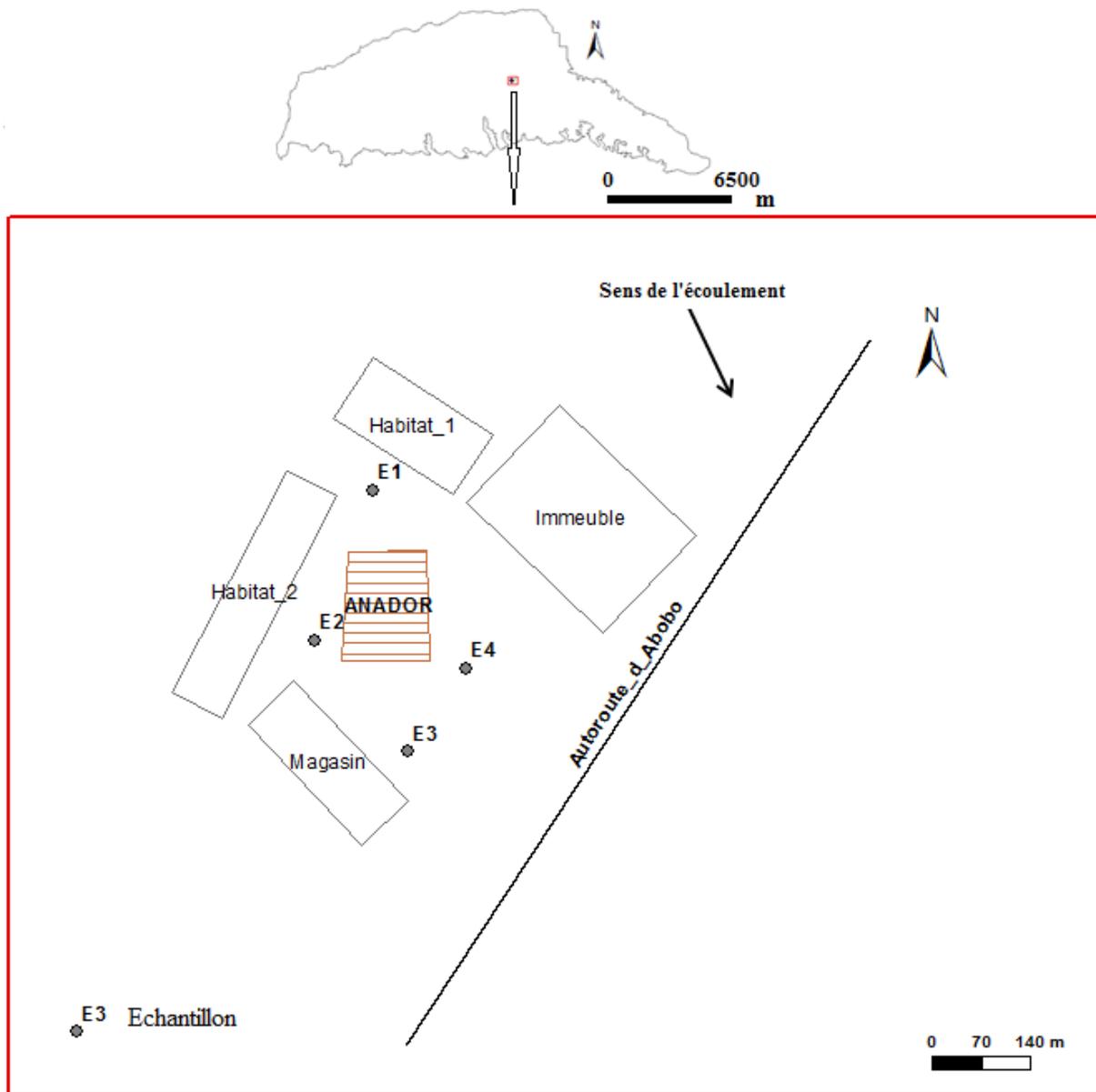


Figure 8.2: Schéma de la localisation du site d'Anador et des points d'observation

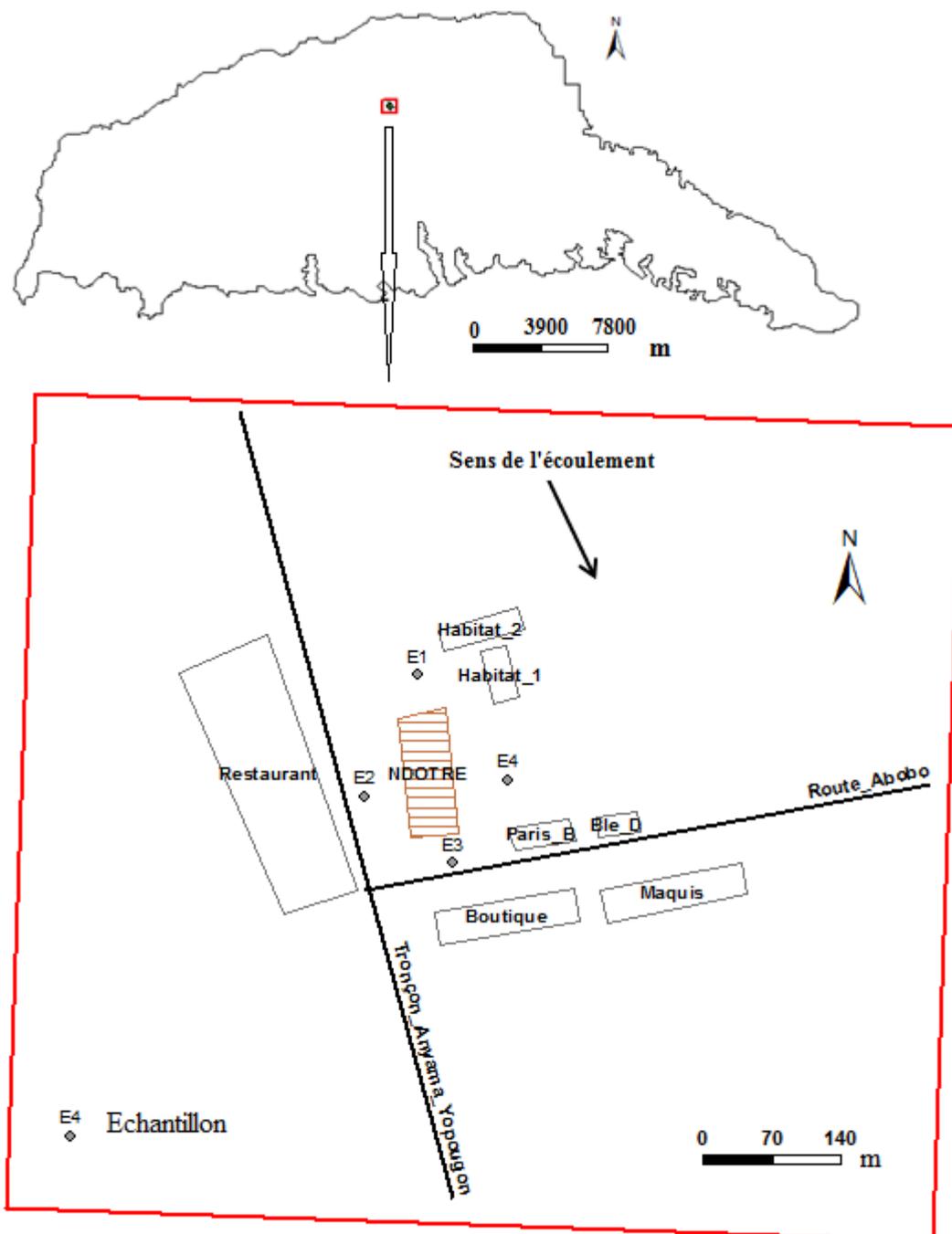


Figure 8.3: Schéma de la localisation du site de N'Dotré et des points d'observation

Si les mesures de reconnaissance confirment la contamination du sous-sol, l'assainissement du site s'impose. Selon l'ampleur de la pollution, l'assainissement va consister soit à dépolluer soit à confiner (Parriaux, 2009).

## 7- Techniques de dépollution

L'eau qui a servi à laver le sol contaminé (bétonné et goudronné) subira un traitement par adsorption des gaz toxiques. Quant au sol excavé, un traitement par dégradation biologique serait effectué. Selon Shima *et al.*, (2001) certaines bactéries comme les *Pseudomans putida* et *Pseudomonas fluorescens* en conditions aérobies ou anaérobies peuvent dégrader les hydrocarbures monoaromatiques de la catégorie des BTEX (Benzène Toluène, Ethylbenzène et Xylènes). La figure 8.4 montre une dégradation simplifiée du benzène d'après Taraye (2012). Avant la dépollution biologique, un test de vulnérabilité des micro-organismes devrait être effectué sur quelques échantillons de sol contaminé.

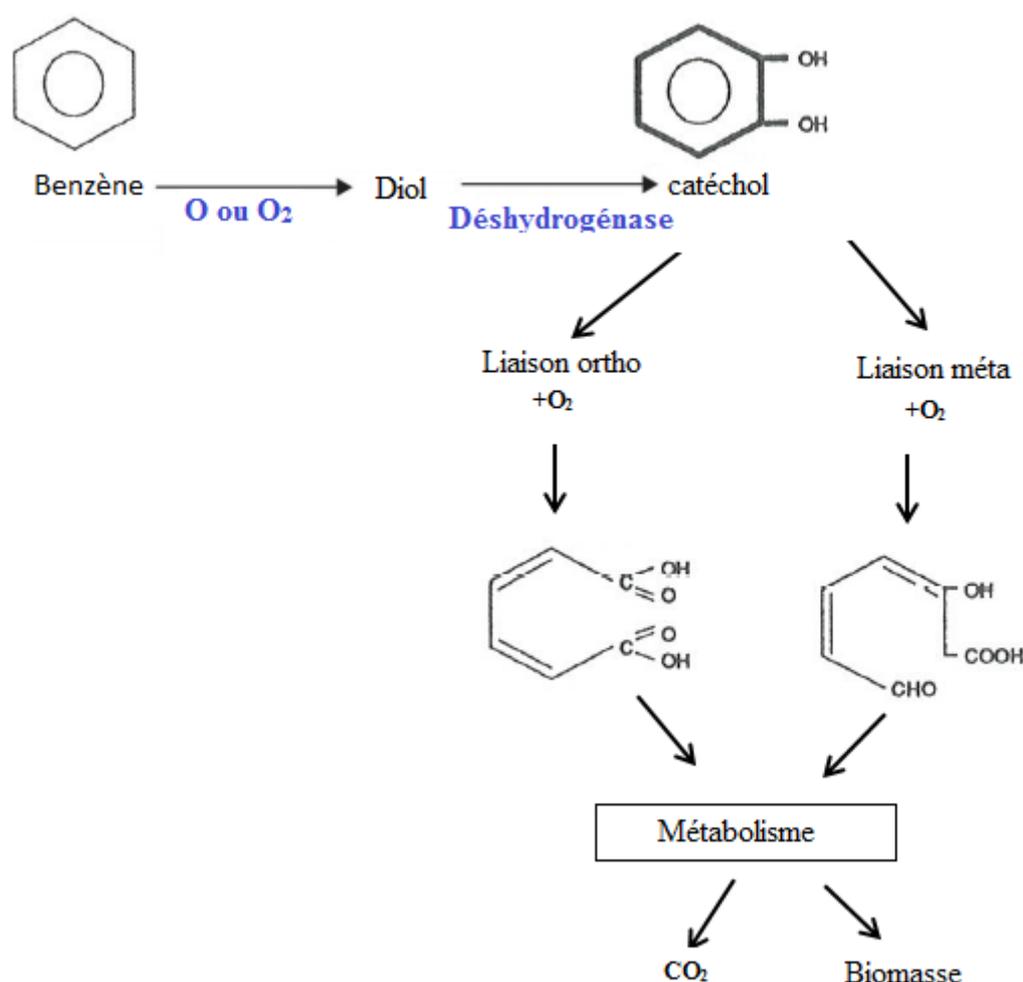


Figure 8.4: Schéma simplifié de la dégradation en aérobie du benzène d'après Taraye (2012)

Etant donné le fort pourcentage en sable (plus de 50%) que contient le sol des sites, la méthode de dépollution proposée est le «venting». En effet, cette méthode consiste à créer une dépression en plaçant un ventilateur en surface du sous-sol et au-dessus d'un forage dans la

zone non saturée. Les gradients de pression induisent la circulation de courant gazeux dans la zone où la dépression est créée. Un courant d'air s'établit vers les puits d'extraction. Une aération s'effectuerait et permettrait d'extraire par aspiration le polluant dans sa phase gazeuse. Le gaz récupéré serait traité par adsorption et par combustion (Figure 8.5). La majeure partie du polluant dans le sol se trouve dissous dans l'eau du sol ou adsorbée sur la matière solide. Donc la concentration de polluant dans l'air est faible. Par conséquent, la méthode du «venting» devrait se faire de façon alterné, 5 jours de ventilation et 9 jours de repos.

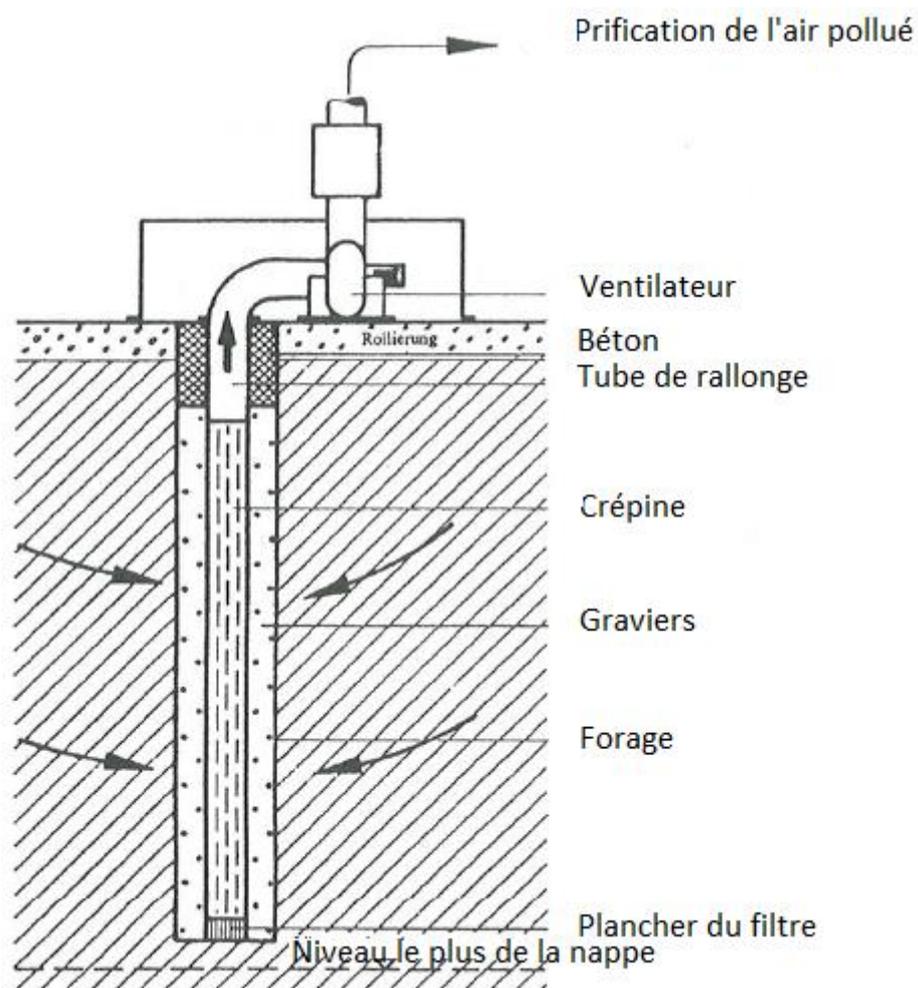


Figure 8.5: Schéma d'un puits de ventilation d'après Harress (1991)

Pour l'optimisation de la méthode du «venting», un traitement biologique serait appliqué par injection d'oxygène en vue de favoriser les activités des micro-organismes (Figure 8.6).

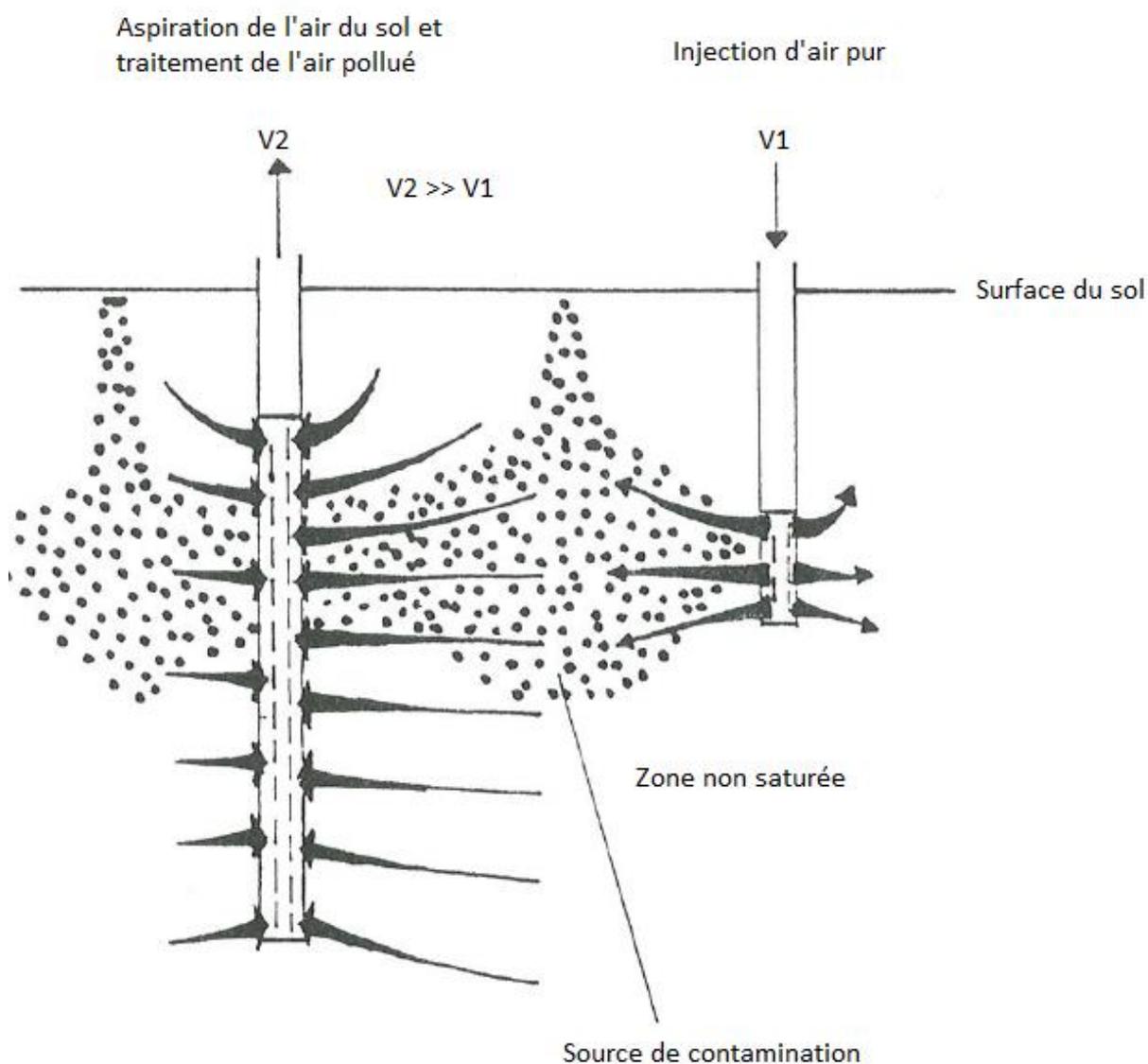


Figure 8.6: Schéma d'un puits d'aspiration et d'injection d'air dans une source de pollution d'après Kinzelbach et al., (1991)

## 8- Suivi et évaluation

Le suivi et l'évaluation englobent la surveillance du site pollué. Cette tâche commence avant, pendant et après la décontamination du domaine. Un plan de surveillance devrait être établi par le comité de crise. Les échantillons de sol aux environs des sites contaminés et les eaux des forages des champs captants d'Anonkoua Kouté et de Zone Est devraient nécessiter des analyses périodiques (trimestrielles). Une séance de travail impliquant tous les acteurs de la dépollution totalement indispensable, serait effectuée en vue de présenter les résultats obtenus ainsi que les difficultés rencontrées dans la mise en œuvre du plan de gestion.

### **Conclusion partielle**

Il existe plusieurs méthodes pour dépolluer les sites contaminés par les hydrocarbures. Cependant, pour qu'une méthode choisie selon le type de terrain soit efficace afin de donner les résultats escomptés, les différentes structures administratives de gestion et la communauté scientifiques se doivent de collaborer. Ce qui permettrait une mise en place rapide des mesures prises pour éviter le pire. Un délai de quelques mois serait recommandé pour le démarrage des opérations de dépollution vu que le domaine se trouve dans une zone tropicale où les pluies sont souvent abondantes.



**CONCLUSION GENERALE,  
RECOMMANDATIONS  
ET PERSPECTIVES**

## **CONCLUSION GENERALE, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES**

Dans l'optique d'évaluer le risque de contamination des eaux souterraines de la nappe d'Abidjan par les hydrocarbures comme le benzène, une étude a été menée. Il s'est agi de manière spécifique de caractériser quelques propriétés des sols; de concevoir des modèles d'écoulement souterrain et de transport du benzène dissous de la nappe d'Abidjan. Il a également été question de concevoir un modèle d'infiltration verticale afin d'évaluer le risque de contamination potentielle et de proposer des techniques de remédiation en cas de pollution accidentelle.

### **Caractérisation des sols**

La caractérisation des sols a permis d'identifier les différents sols et d'avoir des informations sur les paramètres hydrodynamiques. L'étude a porté sur 5 échantillons nommés E2, E3, E4, E5 et E6 des sols affleurants dans les communes d'Abobo et de Yopougon. Cette caractérisation était axée sur le profil géologique des sols et des analyses granulométrique, hydraulique et pycnométrique. Les profils géologiques ont montré que ces sols ont tous des couches de couleur rouge ocre due à l'oxydation du fer et sont composés de différents types de sables. Les courbes granulométriques qui proviennent de la fusion des courbes du tamisage sous eau et celle de l'analyse avec le granulomètre à diffraction laser, révèlent que les sols E2 et E3 ont respectivement un pourcentage de 45 et 32% de limon puis de 45,5 et 57% de sable. Le sol E4 et E6 sont composés dans l'ordre de 95 et 93 % de sable alors que E5 contient 68 % de sable et 24 % de limon. Ainsi, selon la proportion des différentes formations géologiques constituant les types de sols, les échantillons correspondent respectivement:

- E2, au sable et limon avec trace d'argile et de gravier;
- E3, au sable limoneux avec un peu d'argile;
- E4 et E6, aux sables;
- E5, au sable limoneux.

Selon l'étalement granulométrique, E2 et E3 ont une granulométrie étalée et mal graduée, celle de E4 est serrée et mal graduée. Quant aux échantillons E5 et E6 ayant une granulométrie bien graduée, ont respectivement des grains étalés et semi-étalés. Leur coefficient de courbure varie entre 0,34 et 1,81 alors que le coefficient d'uniformité se situe entre 3,11 et 155,56.

Les coefficients de perméabilité varient entre  $2,48 \cdot 10^{-08}$  à  $3,15 \cdot 10^{-05}$  m/s. Du point de vue hydraulique, ces cinq échantillons correspondent aux sables fins avec un faible drainage sauf le sol E6 qui a un bon drainage. L'application de Hazen à nos échantillons révèle l'hétérogénéité des valeurs des coefficients de perméabilité de l'ordre  $10^{-7}$  à  $10^{-3}$ . Les porosités de drainage des cinq sols E2, E3, E4, E5, E6 sont respectivement de 0,56; 0,5; 0,47; 0,46 et 0,48.

### **Modèles d'écoulement souterrain de la nappe d'Abidjan**

Les modèles d'écoulement souterrain de la nappe d'Abidjan conçu avec le code FEFLOW ont indiqué que les eaux de cette nappe circulent du nord au sud comme révélé dans les précédentes études. La simulation piézométrique prédictive de la nappe de 2015 à 2030 montre un rabattement variant entre 0,04 et 3,85 m sur l'ensemble des piézomètres observés respectivement au droit des piézomètres Akakro et FILTISAC. Le débit global de pompage est passé de 117 504 à 468 414 m<sup>3</sup>/j de 1978 à 2015 et reste le même de 2015 à 2030. La capacité d'emménagement de la nappe a diminué en passant de 92 648 m<sup>3</sup>/j en 2015 à 20 779 m<sup>3</sup>/j en 2030 dû à sa forte sollicitation. Les modèles numériques d'écoulements de la nappe d'Abidjan sont très sensibles à la variation de la conductivité hydraulique. Cette sensibilité varie du faible au fort concernant la recharge et faible pour la porosité.

### **Modèles d'écoulement souterrain couplé avec le transport du benzène dissous de la nappe d'Abidjan**

Les modèles de simulations prédictives du transport de benzène dissous dans l'aquifère du Continental Terminal se sont effectués en zones non-saturée et saturée pendant 52 années. Les simulations ont permis de déterminer le temps global de parcours du benzène dissous de la surface du sol jusqu'aux forages environnants. En zone non-saturée, les concentrations initiales de 43,12 et 14,37 mg/l de benzène dissous ont été injectées respectivement au droit des stations-service Shell de N'Dotré et d'Anador correspondant aux sources de contamination. La simulation en condition d'exploitation des forages et sans le phénomène de retard du benzène dissous, a révélé que ce polluant arrive à la surface de la nappe au bout de 2 années au niveau de N'Dotré et 4 années et 1 mois à Anador. La concentration maximale de 0,37 mg/l est atteinte au niveau de N'Dotré en 32 ans et 2 mois. En considérant, des paramètres de retard comme le taux de dégradation, la constante de Henry, le benzène dissous est décelé à 1460 jours (14 ans) à la surface de la nappe au droit de N'Dotré et n'est pas détectable à Anador en condition d'exploitation des forages.

En zone saturée, la simulation prédictive sans retard a été réalisée avec la concentration maximale de 0,37 mg/l injectée au droit de N'Dotré et d'Anador. Il ressort de cette simulation que le benzène dissous apparaît avec une concentration de  $8.10^{-5}$  mg/l dans certains forages des champs captants de «Zone Est» et «Anonkoua-Kouté» à un temps variant de 7 ans (ZE11, AK15) et 23 ans (AK4). Le temps global d'apparition du benzène dissous dans les ouvrages de captages se situe entre 39 ans et 2 mois dans le forage ZE11 et 55 ans et 2 mois à AK5 pour le modèle en régime permanent. En régime transitoire, ce temps est réduit à 38 ans et 2 mois à ZE11 et 47 ans et 2 mois à AK4. Le forage ZE11 est pollué au bout de 44 ans et 2 mois car la concentration admise de 0,001 mg/l est atteinte. Ce même forage a enregistré une concentration maximale de 0,011 mg/l en 47 ans et 2 mois. La menace de pollution demeure au niveau du forage ZE10 dont une concentration maximale de 0,0008 mg/l proche de la valeur seuil a été atteinte. Mais ces différents temps de parcours du benzène dissous pourraient être plus courts soit 10 à 100 fois plus petits si lors de sa migration, ce polluant emprunte les chenaux qui ont une conductivité hydraulique plus élevée compte tenu de la forte hétérogénéité des formations géologiques de la nappe d'Abidjan. Une attention particulière doit être prise sur les sites de N'Dotré et Anador en cas de catastrophe ou d'accident majeur et s'empresse à mettre en place les techniques de dépollution.

### **Modèles d'infiltration verticale**

Pour mieux appréhender cette menace, des simulations d'infiltration verticale effectuées avec le logiciel HYDRUS sur 100 cm de trois types de sol que sont le sable, l'argile et le sable limoneux ont révélé l'influence du type de sols sur le transport du benzène dissous. La concentration ponctuelle de 2 mg/cm<sup>3</sup> met 105, 112 et plus de 365 jours pour traverser respectivement le cylindre de sable, de sable limoneux et d'argile en tenant compte du retard mais sans le phénomène de retard, ce temps se réduit à 100, 80 et 50 jours respectivement pour l'argile, le sable limoneux et le sable.

En comparant HYDRUS et FEFLOW, on remarque que le polluant met 50 jours pour traverser les 100 cm de matériau de sable soit plus 7 ans pour traverser 56 m pour le modèle de transport en condition naturel sans retard. Dans les mêmes conditions avec FEFLOW, le temps de parcours n'est que de 2 ans. Il y a 5 années d'écart entre les deux codes. Néanmoins, ses résultats sont à améliorer compte tenu du manque d'information.

## Dépollution

Vu l'important pourcentage de sable que contient le sol du District d'Abidjan et le risque de contamination de la nappe d'Abidjan, la méthode de «bio-venting» serait recommandée après la rupture de cuve pour décontaminer la zone polluée. Cette méthode ne sera efficace qu'avec la collaboration des différentes parties prenantes.

Les résultats de ces travaux constituent un outil d'aide à la décision pour la gestion des ressources en eau souterraine d'Abidjan en apportant une:

- amélioration des connaissances du sous-sol d'Abidjan par la caractérisation des sols;
- proposition de modèle d'écoulement souterrain couplé avec le transport du benzène de la nappe d'Abidjan;
- possibilité de tester différents scénarios de gestion d'exploitation de la nappe d'Abidjan;
- proposition de méthode de dépollution par «venting».

## Recommandations

Au regard des résultats de ce travail, nous recommandons de:

- coordonner et faciliter les activités de recherche sur la nappe d'Abidjan;
- implanter des mini-stations météorologiques dans toutes les communes du District d'Abidjan pour mieux déterminer la recharge de la nappe;
- mettre en état les piézomètres défectueux et en augmenter le nombre;
- installer des piézomètres autonomes pour le suivi facilité des fluctuations de la nappe d'Abidjan;
- réfléchir à l'impact de la décharge d'Akouédo sur la nappe;
- évaluer l'impact de l'extraction du sable dans la lagune Ebrié sur la nappe d'Abidjan;
- refaire une campagne plus importante d'échantillonnage avec un forage carotté pour étudier la perméabilité de chaque couche;
- examiner des conditions d'exploitation pour le futur de la nappe d'Abidjan.

## Perspectives

Au terme de cette étude et au vu des risques de contamination de la nappe d'Abidjan en cas de rupture de cuves d'hydrocarbures, il conviendrait comme perspectives de:

- simuler simultanément le transfert des autres principaux composants contenus dans l'essence en vue de répondre au mieux en cas de pollution;
- cartographier la vulnérabilité spécifique aux hydrocarbures au niveau des communes du District d'Abidjan;
- s'inspirer de cette démarche pour simuler et cartographier la vulnérabilité spécifique aux hydrocarbures au niveau des villes se trouvant sur le bassin sédimentaire côtier de la Côte d'Ivoire
- analyser les différents paramètres d'entrée de HYDRUS et de FEFLOW;
- simuler l'intrusion saline au droit d'Abidjan avec le modèle mis en place;
- réajuster les conditions aux limites et initiales ainsi que les différentes hypothèses émises pour une vision plus complète de la nappe d'Abidjan.

# RÉFÉRENCES

## RÉFÉRENCES

**Abi-Zeid I. (1997).** La modélisation stochastique des étiages et de leurs durées en vue de l'analyse du risque. Thèse de Doctorat Université de Québec, 300p.

**Adams J. A. et Reddy K. A. (2000):** Removal of dissolved- and free-phase benzene pools from ground water using in situ air sparging. J. Environ. Eng.126: pp697-707.

**Addiscott. M., Whitmore A. P. et Powlson D. S. (1991).** Farming fertilizers and the nitrate problem. C.A.B. International, Oxon, UK., 170p.

**Adelana S. M. (2006).** Nitrate pollution of groundwater in Nigeria. In groundwater Groundwater pollution in Africa, Xu et Esher ed., pp37- 45.

**Adiaffi B. (2008).** Apport de la géochimie isotopique, de l'hydrochimie et de la télédétection à la connaissance des aquifères de la zone de contact « socle-bassin sédimentaire » du sud-est de la Côte d'Ivoire. Thèse de Doctorat, Université Paris-Sud, France, 196 p.

**Aghui N. et Biemi J. (1984).** Géologie et hydrogéologie des nappes de la région d'Abidjan et risques de contamination. Annales de l'Université Nationale de Côte d'Ivoire, série c tome 20, pp.331-347.

**Ahoussi K. E. (2003).** Distribution spatiale des composés minéraux : nitrates, ammonium, sulfates et aluminium dans la nappe d'Abidjan. Etendue de la contamination des eaux souterraines. DEA, Université de Cocody, 69 p.

**Ahoussi K.E. (2008).** Evaluation quantitative et qualitative des ressources en eau dans le Sud de la Côte d'Ivoire. Application de l'hydrochimie et des isotopes de l'environnement à l'étude des aquifères continus et discontinus de la région d'Abidjan-Agboville. Thèse de Doctorat, Univ. Cocody, 283 p.

**Ait-Ssi L. (1993).** Modélisation stochastique du transfert des pesticides dans les sols et les eaux souterraines. Application à la vulnérabilité des puits. Thèse de Doctorat, Univ. du Québec. 145p.

**Alaoui A. (2007).** Estimation du flux dans la zone non saturée, Office Fédérale de l'Environnement (OFEV), Confédération Suisse, p52.

**Albinet. M et Margat J. (1970).** Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraines. Bull. BRGM 2 ème série section III n°4, pp 3-22 Orléans.

**Alley W. M., Reilly T. E. et Franke O. L. (1999).** Sustainable of ground water resources. U.S Geological Survey Circular 1186. 86p.

**Amharref M., Aassine S., Bernoussi A. S. et Haddouchi B. Y. (2007).** Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines : Application à la plaine du Gharb (Maroc). Journal of Water Science, vol. 20, n° 2, 2007, pp185-199.

**Anderson M.P. et Woessner W.W. (1992).** Applied Groundwater Modelling: Simulation of Flow and Advective Transport, Academic Press. Inc., San Diego, California, 381p.

**Anderson M.P., Woessner W.W. et Hunt R. J. (2015).** Applied Groundwater Modelling: Simulation of Flow and Advective Transport. 2nd edition Elsevier Inc., 564p.

**Anguela T. P. (2004).** Etude du transfert d'eau et de solutés dans un sol a nappe superficielle drainée artificiellement. Thèse de Doctorat à l'Ecole nationale du génie rural des eaux et des forets, Paris, France, 210p.

**Anonyme 1 (2014).** Le Grand-Duché de Luxembourg. Loi modifiée du 10 juin 1999 relative aux établissements classes- Exposé succinct, 63p.

**Ashraf A. et Ahmad Z. (2008).** Regional groundwater flow modelling of Upper Chaj Doab of Indus Basin, Pakistan using finite element model (Feflow) and geoinformatics. Geophys. J. Int. 173, pp17–24.

**Assouline J. et Assouline S. (2012).** Géopolitique de l'eau. 223p.

**ASTM D611-94 (2008).** American Society for Testing and Materials. Standard Guide for Conducting a Sensitivity Analysis for a Ground-Water Flow Model Application, Philadelphia, Pennsylvania. *Geophys. J. Int. 173, pp17–24.*

**Banton O. et Bangoy L. M. (1997).** Hydrogéologie. Multiscience environnementale des eaux souterraines. Presses de l'Université du Quebec., AUPELF-UREF, 460 p.

**Barbour S. L. (1998).** Nineteenth Canadian Geotechnical Colloquium: The soil-water characteristic curve: a historical perspective, 35 (5): pp873-894.

**Bear J. (1972).** Dynamics of fluids in porous media. Elsevier, New York, 764 p.

- Besnard K. (2003).** Modélisation du transport réactif dans les milieux poreux hétérogènes. Application aux processus d'adsorption cinétique non linéaire. Thèse de Doctorat à l'université de Rennes. 251p.
- Bézélgues S., Des Garets E., Mardhel V. et Dörfliger N. (2002).** Cartographie de la vulnérabilité de Grand-Terre et de Marie-Galatie (Guadeloupe). Phase 1 : méthodologie de détermination de la vulnérabilité, 45 p.
- Bhattacharya P., Welch A. H., Ahmed, K. M., Jacks G. et Naidu R. (2004).** Arsenic in groundwater of sedimentary aquifers. *Applied geochemistry* 19: pp163 - 167.
- BNETD (2008).** Bureau National d'Etudes Techniques et de Développement. Impact environnemental et social de la mise en oeuvre des périmètres de protection autour des points de captage d'eau souterraine du District d'Abidjan. Rapport Définitif février 2008, 97 p.
- Boissard G. et Decung F. (2012).** Modélisation des écoulements et du transport des éléments traces en zone non saturée, 115 p.
- Bolognesi C. et Merlo F. D. (2011).** Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. *Encyclopedia of Environmental Health*. pp438 - 453.
- Bosca, C. (2002).** Groundwater law and administration of sustainable development, *Medit Mag, Science, Training & Technology* 2, pp13–17.
- Boubakar A.H. (2010).** Aquifères superficiels et profonds et pollution urbaine en Afrique: Cas de la communauté urbaine de Niamey (Niger). Thèse de Doctorat à l'université Abdou Mounouni de Niamey, 217p.
- Bouc O., Fabriol H., Brosse E., Kalaydjian F., Farret R., Gombet P., Berest P., Lagneau V., Pereira J. et Fen-Chong T. (2012).** Lignes de conduite pour la sécurité d'un site de stockage géologique de CO<sub>2</sub>. Rapport final. BRGM/RP-60369-FR. 176p.
- Bouchard J. P. et Lencioni P. (1983).** Simulation du transport des polluants par un modèle à faible diffusion numérique. In Dunin F. X., Matthes G., Gras R. A. (Eds): *Relation of groundwater quantity and quality*, IAHS Publication, n°146, pp 123-129.

**Bouhlassa S., Alechcheikh C. et Kabiri L. (2008).** Origine de la minéralisation et de la détérioration de la qualité des eaux souterraines de la nappe phréatique du Quaternaire du bassin-versant de Rheris (Errachidia, Maroc) *Sécheresse* 2008 ; 19 (1) : pp67-75.

**Boukhoubzaa F.; Boughrousa A. A.; Yacoubi-Khebiza M.; Jailb A.; Hassanib L.; Loukili Idrissia L.; Nejmeddinea A. (2008).** Impact des effluents des huileries d'olive sur la qualité physico-chimique et biologique des eaux souterraines dans la plaine du Haouz au sud de Marrakech (Maroc). *Environmental technology*, Vol 29. pp 959-974, Taylor et Francis.

**Brassington R. (2007).** Field hydrogeology. The geological field guide series. 264p.

**BRGM (1996).** Contribution à une normalisation des critères d'établissement des cartes de vulnérabilité aux pollutions des eaux souterraines. 28p.

**Brigde J.S. and Demicco R. V. (2008).** Earth surface processes, landforms and sediment deposits. Cambridge University Press, 815p.

**Bruand A., Fernandez P. P., Duval O., Quéting P., Nicoullaud B., Gaillard H., Raison L., Pessaud J.-F. et Prud'Homme L. (2002).** Estimation des propriétés de rétention en eau des sols: Utilisation de classes de pédotransfert après stratifications texturale et texturo-structurale. *Etude de gestion des sols*, Vol.9, 2 - pp105-125.

**Carsel, R.F. et Parrish, R. S. (1988).** Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics, *Water Resour. Res.*, 24, pp755-769.

**Castany G. (1982).** Principes et méthodes de l'hydrogéologie. Edi Dunod université. 238p.

**Chassard-Bouchaud C. (1995).** L'écotoxicologie. Que sais-je? Paris, PUF, 128 p.

**Chèvre N. et Erkman. (2011).** Alerte aux micropolluants. Pesticides, biocides, détergents, médicaments et autres substances chimiques dans l'environnement. Collection le savoir Suisse. 144p.

**Dai M., Ken O. Buessler K. O. et Steven M. Pikeb S. M. (2005).** Plutonium in groundwater at the 100K-Area of the U.S. DOE Hanford Site. *Journal of Contaminat Hydrology* Vol76- Iss3-4 pp167-189.

- Deh S. K. (2013).** Contributions de l'évaluation de la vulnérabilité spécifique aux nitrates et d'un modèle de transport des organochlorés à la protection des eaux souterraines du district d'Abidjan (sud de la Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat unique, Université Félix Houphouët-Boigny, 230p.
- DHH (2001).** Direction de l'Hydraulique Humaine en Côte d'Ivoire. Ministère des Infrastructures Economiques, Direction de l'hydraulique Humaine, Abidjan, 66 p.
- Delor C., Diaby I., Siméon Y., Yao B., Tastet J.P., Vidal M., Chiron J.P. et Dommang A. (1992a).** Notice explicative de la carte Géologique de la Côte d'Ivoire à 1/200000, Feuille Abidjan. Mémoire de la Direction de la Géologie de Côte d'Ivoire, n°3, Abidjan, Côte d'Ivoire, 26 p.
- Delor C., Diaby I., Siméon Y., Yao B., Tastet J.P., Vidal M., Chiron J.P. et Dommang A. (1992b).** Notice explicative de la carte Géologique de la Côte d'Ivoire à 1/200000. Feuille Grand-Bassam. Mémoire de la Direction de la Géologie de Côte d'Ivoire, n°4, Abidjan, Côte d'Ivoire, 30 p.
- Deme I., Tandia A. A., Faye A., Malou R., Dia I., Diallo M.S. et Sarr M. (2006).** Management of nitrate pollution of groundwater in African cities: These case of Dakar, Senegal. In groundwater Groundwater pollution in Africa, Xu et Esher ed., pp181-192.
- Diersch H.-J. G et Perrochet P. (2010).** On the primary variable switching technique for simulating unsaturated-saturated flows in white paper I, 338p.
- Diersch H.-J. G. (2013).** DHI-Wasy Software – Finite Element Subsurface Flow, Transport simulation system. User Manual Version 6.2, 201 p.
- Diersch H.-J. G. (2014).** Feflow, Finite element modelling of flow, mass and heat transport in porous and fractured media. 996p.
- Domenico P.A. et Schwartz, F.W. (1997).** Physical and Chemical Hydrogeology, Second edition John Wiley and Sons Inc., 506p

**Dongo K., Kouamé K. F. et Koné B. (2008).** Analyse de la situation de l'environnement sanitaire des quartiers défavorisés dans le tissu urbain de Yopougon à Abidjan, Côte d'Ivoire. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Volume 8 Numéro 3, 17p

**Dongo K., Tiembre I., Kone B. A., Zurbrugg C., Odrematt P., Tanner M., Zinsstag J. et Cisse G., (2012).** Exposure to toxic waste containing high concentrations of hydrogen sulphide illegally dumped in Abidjan. *Environ Sci Pollut Res.* 10 p.

**Douagui G. A. (2012):** Risques de pollution de la nappe du Quaternaire de la zone sud du District d'Abidjan: cas du secteur Canal de Vridi-Grand-Bassam (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat unique, Université Nangui-Abrogoua, 188p.

**Ducommun R. (2010).** Estimation et cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines en milieu urbain. Thèse de doctorat université de Neuchâtel 310p.

**Faten S., Valles V. et Barrios J. L. G. (2008).** Toxicity of Arsenic in the Ground Water of Comarca-Lagunera. *European Journal of Scientific Research* ISSN 1450-216X Vol.20 No.4 pp.871-881.

**Fetter C. W. (2001).** Applied hydrogeology, 4th edition, Prentice-Hall, Inc., 598p.

**Fitts C. R. (2013).** Groundwater Sciences. 2<sup>nd</sup> Ed. Elsevier, 672p.

**Foster S. S. D. (2001).** The interdependence of groundwater and urbanisation in rapidly developing cities. *Urban water* Vol 3 pp185 - 192.

**Ghanbarian A. B., Liaghat A., Huang G.-H. et Van Genuchten M. T. (2010).** Estimation of the van Genuchten Soil Water Retention Properties from Soil Textural Data. *Soil Sciences society of China*. Pub. By Elsevier Lim. And Sc. Presss. 10 p.

**Gilat A. (2008):** MATLAB, An introduction with application. 3<sup>rd</sup> ed. John Wiley & Sons. 374p.

**Gilli E., Mangan C, Mudry J. (2012).** Hydrogéologie : Objets, méthodes, applications. 3<sup>ème</sup> édition Dunod. 340p.

**Girard G, Sircoulon J, Touchebeuf P. (1971).** Aperçu sur les régimes hydrologiques. In Avenard J. M, Eldin M, Girard G, Sircoulon J, Touchebeuf P, Guillaumet JL, Adjanohoun E,

& Perraud, A. (Eds) Le milieu naturel de la Côte d'Ivoire. Mémoire ORSTOM, Paris 50 pp109-155.

**Goeury C. (2012).** Modélisation du transport des nappes d'hydrocarbures en zone continentale et estuarienne. Earth Sciences. Université Paris-Est, 251p.

**Gomez, D. E. and P. J. J. Alvarez (2009).** Modeling the natural attenuation of benzene ingroundwater impacted by ethanol-blended fuels: Effect of ethanol content on the lifespan and maximum length of benzene plumes, Water Resour. Res., 45, W03409, doi:10.1029/2008WR007159. 9p.

**Gudelis A., Gvozdait R., Kubarevicien V., Druteikien R., Lukosevicius S. and Sutas A. (2010).** On radiocarbon and plutonium leakage to groundwater in the vicinity of a shallow-land radioactive waste repository. Jour of Env. Radioactivity Vol. 100 pp443-445.

**Guerin-Villeaubreil G. (1962).** Hydrogéologie en côte d'Ivoire, Bulletin de la direction de la géologie et de la prospection minière (DGPM), (2), 40 p.

**Guiraud R. (1988).** L'hydrogéologie de l'Afrique. Journal of African Sciences, Vol. 7, No.3, pp.519-543.

**Guyonnet D. (1998).** Approche mathématique de l'impact des sites contaminés sur les eaux souterraines dans un contexte d'analyse de risque. Thésée de doctorat, EPFL, Lausanne, 197p.

**Hallam F., Acoubi-Khebiza M. Y., Oufdou K. et Oulanouar M. B. (2008).** Qualité des eaux souterraines dans une région aride du Maroc: impact des pollutions sur la biodiversité et relations crustacés – bactéries d'intérêt sanitaire. Environmental Technology, Vol. 29. Issue 11, pp 1179-1189

**Hassan M. M., El Shiwi M. et Smidt E., (1995).** Impact of sewerage systems on groundwater heads in eastern Cairo region. Water science and technology, 32(11): pp171-177.

**Hassan A. M. (2008).** Etude et prédiction des propriétés de rétention en eau des sols: Prise en compte de la composition et de l'état structural du sol. Thèse de Doctorat en Sciences de la terre. Université d'Orléans, 266p.

**Hiscock K., (2005).** Hydrogeology. Principles and Practice. Blackwell Publishing, 389p.

**Hiscock K. M. et Bense V. F. (2014).** Hydrogeology: Principles and Practice, second edition. Wiley and Sons. 519p.

**Holzbecher E. (2008).** Environmental Modeling using MATLAB. Second edition, 410p.

**Howard, G., Bartram, J., Pedley, S., Schmoll, O., Chorus, I. and Berger, P. (2006).** Chapter 1. Groundwater and public health. In Protecting Groundwater for Health: Managing the Quality of Drinking-water Sources ed. Schmoll, O., Howard, G., Chilton, J. and Chorus, I. pp. 3–20. London: IWA Publishing

**Huysmans M. et Dassargues A. (2009).** Application of multiple-point geostatistics on modelling groundwater *flow* and transport in a cross-bedded aquifer (Belgium). Hydrogeology Journal (2009) 17: pp1901–1911.

**IARC (2012).** Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans Monographs on the evaluation of carcinogenic risk to human. Chemical agents and related occupations. Review of human carcinogens. Vol.100F, 628p.

**IGRAC (2010).** International Groundwater Resources Assessment Center. Global Groundwater Information System (GGIS). Delft, The Netherlands, IGRAC. <http://www.igrac.net>.

**INERIS (2006).** Institut national de l'environnement et des risques - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 74p.

**INERIS (2017).** Information générale sur le benzène. 22p.

**Ingebritsen S., Sanford W. et Neuzil C.(2006).** Groundwater in geologic processes. Second Éd., 536p.

**INS (2001).** Institut National de Statistiques. Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH) 1998. Données socio-démographiques et économiques des localités, résultats définitifs par localités, région des lagunes, vol.III, tome 1, 43 p.

**INS (2014).** Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH) 1998. Données socio-démographiques et économiques des localités, résultats définitifs par localités, région des lagunes, 26 p.

**Ippisch O., Vogel H.J. et Bastian P. (2006).** Validity limits for the van Genuchten–Mualem model and implications for parameter estimation and numerical simulation. *Advances in Water Resources* 29, pp1780-1789.

**ITRC (2009).** Interstate Technology Regulatory Council. Evaluating natural source zone depletion at sites with LANAL, 76p.

**Jourda J. P. (1987).** Contribution à l'étude géologique et hydrogéologique de la région du Grand Abidjan (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat de 3ème cycle, Université scientifique, technique et médicale de Grenoble, 319 p.

**Jourda J. P., Kouamé K. F., Soro N., Kouamé K. J., Kouadio B. H., Saley M. B., Kouamé K et Ahoussi E. (2003).** Gestion et protection des eaux souterraines urbaines : apports d'un système d'information géographique à la réalisation de la carte de vulnérabilité de la nappe du continental terminal au niveau de l'agglomération d'Abidjan. Dans les Actes de la conférence francophone SIG 2003, Paris, octobre 2003, 18 p.

**Jourda J. P., Kouamé K. J, Saley M. B., Kouadio B.H et Oga Y.S (2006).** Contamination of the Abidjan aquifer by sewage: An assessment of extent and strategies for protection. In: *Groundwater pollution in Africa* (Edited by Yongxin X. and Brent U.), pp291-300, Taylor & Francis/Balkema, Great-Britain.

**Khattabi, H., Mania, J., Aleya, L., Bouchaou, L., Mudry, J. and Grisey, H. (2002).** Apport de Certains Traceurs Physico-Chimiques(Agrave) L'étude de La Contamination des Eaux Souterraines par Les Lixiviats de Décharges. *Environmental Technology*, 23: 7, pp719-729.

**Kimmeir F. (2001).** 3-D Groundwater Flow modeling in heterogeneous geologic media: Integrated approach using spatial and temporal database, Geostatistic and GIS, thèse de Doctorat à l' Université de Neuchatel, 300 p.

**Koita M. (2010).** Caractérisation et modélisation du fonctionnement hydrodynamique d'un aquifère fracturé en zone de socle. Région de Dimbokro-Bongouanou (Centre Est de la Côte d'Ivoire) Université Montpellier II, 235p.

**Konikow L.F. (2001).** Use of numerical models to simulate the process flow and transport in groundwater. In : Volume VI: Modelling (Y. Yurtsever, series Ed.), UNESCO/IAEA series on Environmental Isotopes in the Hydrological Cycle, Principles and Applications (W.G. Mook, Ed.). pp75 - 116.

**Kouamé K. I. (2007).** Pollution physico-chimique des eaux dans la zone de la décharge d'Akouédo et analyse du risque de contamination de la nappe d'Abidjan par un modèle de simulation des écoulements et du transport des polluants, Thèse de Doctorat unique de l'Université d'Abobo-Adjamé, 206p.

**Kouamé K. J. (2003).** Apports d'un système d'information géographique à la réalisation de la carte de vulnérabilité de la nappe du Continental terminal au niveau de l'agglomération d'Abidjan. Mémoire de DEA des Sciences de la Terre option hydrogéologie, Université de Cocody, 63 p.

**Kouamé K. J. (2007).** Contribution à la Gestion Intégrée des Ressources en Eaux (GIRE) du District d'Abidjan (Sud de la Côte d'Ivoire) : Outils d'aide à la décision pour la prévention et la protection des eaux souterraines contre la pollution, Thèse de doctorat unique de l'Université de Cocody, 229p.

**Kouamélan A. N. (1996).** Géochronologie et géochimie des formations Archéennes et Protérozoïques de la dorsale de Man en Côte d'Ivoire. Implications pour la transition Archéenprotérozoïque. Thèse de Doctorat de l'Université de Rennes 1, 277p.

**Kouassi K. A., (2013).** Modélisation en milieu poreux saturé par approche inverse via une paramétrisation multi-échelle: Cas de l'aquifère du Continental Terminal. Thèse de doctorat unique de l'Université Nangui-Abrogoua, 268p.

**Kouassi K. A., Kouassi W. F., Goula Bi T. A., Kouame K. I., Dibi B., Savane I. (2010).** Conceptual model of ivorian sedimentary costal basin: Case of Abidjan Continental terminal Aquifer. European Journal of Scientific research. Vol.44 N°3, pp400-419.

**Kresic N. et Mikszewski A. (2013).** Hydrogeological conceptual sites models. Data analysis and visualization. CRC Press 584p.

- Lachen A. S. (1993).** Modélisation stochastique du transfert des pesticides dans les sols et les eaux souterraines. Application à la vulnérabilité des puits, Thèse de Doctorat, Université de Québec, 145p.
- Lallemand-Barres A. (1994).** Normalisation des critères d'établissement des cartes de vulnérabilité aux pollutions. Étude documentaire préliminaire. R37928. BRGM, pp1-17
- Lallemand-Barres, A. (1995).** Méthodes de dépollution des eaux souterraines. Manuels et méthodes. Ed BGRM, 180p.
- Leblanc Y. (1999).** Prédiction de l'effet du décapage d'une mine à ciel ouvert sur l'hydrogéologie locale à l'aide de la modélisation numérique. Systèmes Geost. International, Laval, Québec, 23 p.
- Ledoux E. (1986).** Modèle mathématiques en hydrogéologie. Centre d'Informatique Géologique, Ecole nationale Supérieure des Mines de Paris, LHM/RD86/12, 120p.
- Lemière B., Seguin J. J., Le Guern C., Guyonnet D., Baranger P. et Saada A. (2008).** Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes: Application dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau. Document BRGM/RP 300, 155p.
- Litaor M. I., Brielmann H., Reichmann O. and Shenker M. (2010).** Hydrochemical analysis of groundwater using a tree-based model. Journal of Hydrology (387) pp273-282.
- Loroux B. F. E. (1978).** Contribution à l'étude hydrogéologique du bassin sédimentaire de Côte d'Ivoire. Thèse de Troisième Cycle, Université de Bordeaux I, 93p.
- Love D., Zingoni E., Ravengai, Owen r., Moyce w., Mangeya P., Meck M., Musiwa, Amos A., Hoko Z., Hranova R., Gandidzanwa P., Magadzire F., Magadza C., Tekere M., Nyama Z., Wuta M. et Love I.(2006).** Characterization of diffuse pollution of shallow groundwater in the Hare urban aera, Zimbabwe in Groundwater Pollution in Africa. pp65-75.
- MacDonald A. M, Bonsor H.C., Calow R. C., Taylor R. G., Lapworth D. J., Maurice L, Tucker J et Dochartaigh B. (2011).** Groundwater resilience to climate change in Africa. British Geological Survey Open Report, OR/11/031. 25p.

- Margat J. (1968).** Vulnérabilité des nappes d'eau souterraine à la pollution. Base de la cartographie, Doc. BRGM, 68 SGL 198 HYD. Orléans, France *in* Cartographie de la vulnérabilité des nappes de Grande-terre et de Marie-Galante. Méthodologie de la détermination de la vulnérabilité. 41p.
- Marsily D. G. (1994).** Hydrogéologie: Comprendre et estimer les écoulements souterrains et le transport des polluants. Ecole des mines de Paris, 237 p.
- Martin L. (1973).** Morphologie, sédimentologie et paléogéographie au quaternaire récent du plateau continental ivoirien, Thèse de doctorat d'état, Université de Paris VI, 340p.
- Martin L. (1974).** Le trou-sans-fond, canyon sous-marin de la Côte d'Ivoire. Cahier ORSTOM, sér. Géol., vol. VI, no 1, pp67-76.
- Martinelli I. (1999).** Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert des polluants associés dans le sol urbain – Vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 207p.
- Matini L., Moutou J. M. et Kongo-Mantono M. S. (2009).** Evaluation hydro-chimique des eaux souterraines au Sud-Ouest de Brazzaville, Congo. Afrique Sciences, 5(1), pp82-98.
- Matti B. et Tacher L. (2009).** Modèles couplés hydraulique/thermique de la nappe alluviale de la plaine du Rhône et modélisation de l'implantation d'un système de refroidissement eau-eau à l'hôpital cantonal de Sion (VS, Suisse). Swiss Bull. angew. Geol. Vol. 14/1+2, pp47-64.
- Mazet P. (2008).** Influence des écoulements transitoires sur la mobilité du strontium dans les sols partiellement saturés en eau. Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier- Grenoble I. 289p.
- MIE (2001).** Etude stratégique pour la gestion des déchets solides dans le District d'Abidjan : Ministère des Infrastructures Economiques. Programme d'Urgence d'Infrastructures Urbaines, 176p.
- Mohamed R. M. (2001).** Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est algérien, selon la méthode DRASTIC. Sciences et changement planétaires / sécheresse, vol. 12, n°2, pp. 95-101

**Mohamed S., Rachid M. et Moumtaz R. (2003).** Utilisation des SIG pour la caractérisation de la vulnérabilité et de la sensibilité à la pollution des nappes d'eau souterraines. Application à la nappe du Haouz de Marrakech, Maroc, 25 p.

**Mostafalou S. et Abdollahi M. (2013).** Pesticides and human chronic diseases: Evidences, mechanisms, and perspectives. *Toxicology and Applied Pharmacology* Vol268, Iss.2, pp157-177.

**Murat V., Paradis D., Savard M. M., Nastev M., Bourque E., Hamel A., Lefebvre R. et Martel R. (2003).** Vulnérabilité à la nappe des aquifères fracturés du sud-ouest du Québec : Evaluation par les méthodes DRASTIC et GOD. *Ressources naturelles Canada, Commission Géologique*, 16 p.

**Negraia G., (2010).** Impact écotoxicologique des hydrocarbures monoaromatiques dans l'environnement au Canada. Essai pour le grade de maître en environnement. Univ. De Sherbrooke, 99p.

**Oga M. S. (1998).** Ressources en eaux souterraines dans la région du Grand-Abidjan (Côte d'Ivoire) : Approches hydrochimique et isotopique. Thèse de Doctorat de l'Université de Paris XI Orsay, France, 211p.

**Ousmane B., Soumaila A., Boubacar A., Garba Z., Daddy Gao A., et Margueron T. (2006).** Groundwater contamination in the Niamey urban area, Niger. In *groundwater Groundwater pollution in Africa*, Xu et Esher ed, pp169-179.

**Parker B. L., Cherry J. A., Chapman S. W., and Guilbeault M. A. (2003).** Review and Analysis of Chlorinated Solvent Dense Nonaqueous Phase Liquid Distributions in Five Sandy Aquifers. *Vadose zone Journal* 2: pp116-137.

**Parriaux A. (2009).** Géologie. Bases pour l'ingénieur. 2<sup>ème</sup> édition revue et augmentée. Pres. Pol. Et Uni. Romanade. 581p.

**Parriaux A., Terradellas J., Spack L. et Bensmon M. (1999).** Interaction entre les routes et l'environnement souterrain, bul. N°462 de la VSS et Office Fédéral des Routes.

- Pennington K. L. et Cech T. V. (2010).** Introduction to water Resources and Environment Issues. 457p.
- Perraud A et De la Souchère P. (1969).** Esquisse pédologique de la Côte d'Ivoire à l'échelle de 1 : 500 000
- Pichard A., Bisson M., Diderich R., Houeix N., Hulot C., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A. et Pepin G. (2003).** Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Zinc et ses dérivés. *INERISDRC-01-25590 – ETSC – APi/SD, n°00df259, 62 p.*
- Poehls D. J. et Smith G. J. (2009).** Encyclopedic Dictionary of Hydrogeology. Acc. Pres., Elsevier, p517.
- Radcliffe D. E. et Simunek J. (2010).** Soil physics with HYDRUS: Modelling an application. 388p.
- Rasmussen H. et Rouleau A. (2003).** Guide de détermination d'aires d'alimentation et de protection de captage d'eaux souterraines. Centre d'étude sur les ressources minérales, Université de Québec à Chicoutimi ; contrat du ministère de l'environnement du Québec, 182p.
- Reilly T. E. et Harbaugh A. W. (2004).** Guidelines for evaluating groundwater flow models. US Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5038, p30.
- Reyes J. A., Ramírez-Hernández J., Lázaro-Mancilla O., Diazconti C.C. et Garrido M. M. L. (2008).** Assessment of groundwater contamination by landfill leachate: A case in México. Waste Management 28 pp S33–S39
- Robinson B. et Ipsen E. C. (2007).** Ground water modeling report. Arkema, Inc. Facility Portland, Oregon. 120p.
- Robitaille V. et Tremblay D., (1997).** Mécanique des sols théorie et pratique 652p.
- Saada A., Nowak, C. et Coquereau, N. (2005).** État des connaissances sur l'atténuation naturelle des hydrocarbures – Rapport intermédiaire, Résultat de la phase 1. Étude réalisée

dans le cadre des opérations de Service public du Bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) 2004 POL A16., 110p.

**Saracino A. et Phipps H., (2002).** Groundwater contaminants and Contaminant sources in Watersheds, Groundwater and drinking Water: A practical Guide p73-82.

**Savané I., Goula B. T. A., Douagui G. A. and Kouamé K. I. (2006).** Vulnerability assessment of the Abidjan Quaternary Aquifer using the DRASTIC method. Groundwater pollution in Africa, pp.115-124.

**Schijven J. J. F. et Hassanisadeh S. M., (2000).** Removal of viruses by soil passage : overview of modelling, processes and parameters. Critical Review in Environmental Science and Technology 31, pp49-125.

**Schnebelen N., Platel J. P., Le Nindre Y. et Baudry D. avec la collaboration de Hoarau A., Dufour P., et Benhammouda S. (2002).** Gestion des eaux souterraines en Aquitaine- Année 5-Etude sectorielle- Protection de la nappe de l'Oligocène en région bordelaise-Nouvelles connaissances hydrogéologiques. Cartographie de la vulnérabilité aux pollutions. Rapport BRGM/RP-51178-Fr, 75p.

**Selby M. J. (1993).** Hillslope, materials and processes. 2<sup>nd</sup> édit. 451p.

**Sen Z. (2015).** Practical and applied hydrogeology. ITU hydraulics Lab. Istanbul, Turkey-First ed., p406.

**Shima H, Shina E et Yang S. (2002).** A continuous fibrous-bed bioreactor for BTEX biodegradation by a co-culture of *Pseudomonas putida* and *Pseudomonas fluorescens*. Advances in Environmental Research 7, pp203-216.

**Simunek J. et Van Genuchten T. T. (2013).** The HYDRUS Code for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple solutes in Variably-Saturated Porous Media in *The HYDRUS-1D* software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple solutes in Variably-Saturated Porous Media, p305

**Šimunek, J., et M. Th. van Genuchten (1995).** Numerical model for simulating multiple solute transport in variably-saturated soils, Proc. "Water Pollution III: Modelling,

Measurement, and Prediction, Ed. L. C. Wrobel and P. Latinopoulos, Computation Mechanics Publication, Ashurst Lodge, Ashurst, Southampton, UK, pp.21-30

**Sinan M., Rachid M. et Moumtaz R. (2003).** Utilisation des SIG pour la caractérisation de la vulnérabilité et de la sensibilité à la pollution des nappes d'eau souterraines. Application à la nappe du Haouz de Marrakech, Maroc, 25 p.

**SODECI (2015).** Etude de la gestion et de la protection de la nappe d'Abidjan. Actualisation des études hydrogéologiques SOGREHAH de 1997, 78p.

**SOGREAH (1997).** Etude de la gestion et de la protection de la nappe assurant la production en eau potable d'Abidjan. Etude sur modèle mathématique. Rapport final; Synthèse des résultats, volume 2, RCI, Ministère des Infrastructures Economiques, Direction et Contrôles des Grands Travaux 30 p.

**Sombo A. (2006).** Modélisation hydrodynamique de la nappe du Continental Terminal d'Abidjan. Mémoire de Diplôme d'Études Approfondies, Université de Cocody: 67p.

**Soro N. C (2015).** Géolocalisation des stations d'essences dans la commune d'Abobo. Memoire de Master 1 des sciences de la terre, Université Félix Houphouët-Boigny, 20p.

**Soro N., Ouattara L., Dongo K., Kouadio K. E., Ahoussi K. E., Soro G., Oga M. S., Savané I. et Biémi J. (2010).** Déchets municipaux dans le District d'Abidjan en Côte d'Ivoire sources potentielles de pollution des eaux souterraines. Int. J. Biol. Chem. Sci., 4(2), pp.364-384.

**Stensvold, K. A., (2012).** Distribution and variation of arsenic in Wisconsin surface soils, with data on other trace elements: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2011-5202, 41 p., 1 app. ([http://pubs.usgs.gov/sir/2011/5202/pdf/sir2011-5202\\_022412.pdf](http://pubs.usgs.gov/sir/2011/5202/pdf/sir2011-5202_022412.pdf))

**Storey R. G., Howard K. W. F., and Williams D. D., (2003).** Factors controlling riffle-scale hyporheic exchange flows and their seasonal changes in a gaining stream: A three-dimensional groundwater flow model, Water Resour. Res., 39(2), 1034p.

**Takem G. E., Chandrasekharam D., Ayonghe P. et Thambidurai P. (2010).** Pollution characteristics of alluvial groundwater from springs and bore wells in semi-urban informal settlements of Douala, Cameroon, Western Africa. *Environ. Earth Sci.*, 61: pp287-298.

**Tamaki S., and Frankenberger W. T. (1989).** Environmental biochemistry of arsenic. SJVDP, Sacramento, CA, 56p.

**Tandia A. A., Gaye C.B. et Faye A. (1997).** Origine des teneurs élevées en nitrates dans la nappe phréatique des sables quaternaires de la région de Dakar. *Secheresse*, 8, pp.291-294.

**Tapsoba S. A. (1995).** Contribution à l'étude géologique et hydrogéologique de la région de Dabou (Sud de la Côte d'Ivoire) : Hydrochimie, isotopie et indice cationique de vieillissement des eaux souterraines. Thèse de doctorat de 3ème cycle, Université Nationale de Côte d'Ivoire, 200 p.

**Tarayre C. (2012).** Bioremédiation de sols pollués aux hydrocarbures. Editions Universitaires Européennes, 116p.

**Tastet J. P. (1979).** Environnements sédimentaires et structuraux quaternaires du littoral du Golfe de Guinée (Côte d'Ivoire, Togo, Bénin). Thèse de Doctorat d'Etat ès sciences, Université de Bordeaux 1, 181p.

**Terzaghi K., Peck R. et Mesri G. (1996).** Soil mechanics in engineering practice, 3rd ed., 549p.

**Thangarajan, M. et Rajan T. (2004).** Regional Groundwater Modeling, Capital Publishing Company, New Delhi, India. 340p.

**Thierry B. (2001).** Pollution souterraine: Paramètres et paramétrage des modèles en écoulement et en transport de polluant. INERIS-Projet TRNASOL-Programme 2000-Volet 2, 120p.

**Tredoux G., Talma A. S., (2006).** Nitrate pollution of groundwater in southern Africa in *Groundwater pollution in Africa*, Xu et Usher ed, pp15-36.

**UNEP (2003).** United Nations Environment Programme Groundwater and its susceptibility to degradation. A global assessment of problem and options for management, 140 p.

**UNEP (2005).** Final Evaluation of the assessment of the pollution status and vulnerability of the water supply aquifers of African cities. 48p.

**USDA (1987).** United States Department of agriculture Soil Mechanics level I, Module 3. USDA textural classification study guide, 53p.

**Van Dam, J.C., (2000).** Field-scale water flow and solute transport. SWAP model concepts, parameter estimation, and case studies. PhD-thesis, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 167p. English and Dutch summaries.

**Van Genuchten M. T. (1978).** Water resources Program. Department of Civil Engineering. Princeton University. Research raport 78-WR-09. 105p.

**Van Genuchten M. T. (1980).** A closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated soils. Sci. Soc. Am. J. 44-pp892-898.

**Van Genuchten M. T, Cleary R. W. (1979).** Movement of solutes in soil: Computer-simulated and laboratory results. In Soil chemistry B. Physico-chemical models, pp349-385.

**Vernoux J. F., Wuilleumier A., Seguin J.J. et Dörfliger N. (2007).** Méthodologie de la délimitation des bassins d'alimentation des captages et de leur vulnérabilité vis-à-vis des pollutions diffuses. Rapport intermédiaire : synthèse bibliograpgiques et analyse des études réalisées sur le basisin Seine-Normandie, rapport BRGM/RP-55332-FR, 128p.

**Vintro´ L. L., Mitchell P.I., Omarova A., Burkitbayev M., H. Napoles J. and Priest N.D (2009).** Americium, plutonium and uranium contamination and speciation in well waters, streams and atomic lakes in the Sarzhal region of the Semipalatinsk Nuclear Test Site, Kazakhstan. Journal of Environmental Radioactivity vol.100, issue 4 pp308-314.

**Voigt H.J., Heinkele1 T., Jahnke1 C. et Wolter R., (2004).** Characterization of groundwater vulnerability to fulfil requirements of the water framework directive of the European Union. Geofísica Internacional (2004), Vol. 43, Num. 4, pp567-574.

**Vrba J. et A. Zaporozec (1994).** Guidebook on mapping groundwater vulnerability. IAH, Vol. 1, 131p.

**Wang H. F. et Anderson M. P., (1995).** Introduction to groundwater modelling-Finite difference and finite element methods. Acad. Press., London, 237p.

**WHO (2003).** World Health Organization Assessing microbial safety of drinking water. Improving approaches and methods, 291p.

**WHO (2006).** Protecting groundwater for Health, 697p.

**Wiedemeier T. H., Swanson M. A., Wilson J. T., Kampell D. H., Miller R. N. et Hansen J. E. (1996).** Approximation of biodegradation rate constants for monoaromatic hydrocarbons (BTEX) in ground water, Summer GWMR. pp186-194.

**WWAP (2003).** United Nations World Water Assessment Programme: The 3<sup>rd</sup> World Water Forum Final report, 273p.

**WWAP (2006).** The United Nations World Water Development Report 2 (WWDR 2), Water, a shared responsibility, 52p.

**WWAP (2009).** The United Nations World Water Development Report 3. Water in a changing world. 349p.

**WWAP (2015).** The United Nations World Water Development Report 6. Water for a Sustainable World. Paris, 2015. 139p.

**Xu Y. et Usher B. H. (2006).** Issues of groundwater pollution in Africa in Groundwater pollution in Africa, Xu et Usher ed, pp3-9.

**Yacoub I. (1999).** Analyse de l'évolution quantitative et qualitative des ressources en eaux souterraines du grand Abidjan. DEA, Université d'Abobo-Adjamé, 57 p.

**Yeh T - C. J., Khaleel R. et Carroll K. C. (2015).** Flow through heterogeneous geologic media, Cambridge University Press, p243.

**Zheng C. et Bennett G. D. (1995).** Applied contamination transport modelling, New York, Van Nostrand Reinhold, 440 p.

[http://books.google.ch/books?id=AmKl8C7zVoAC&pg=PA82&lpg=PA82&dq=Tamaki+St+Frankenberger+W.+T.+\(1989\):+Environment+biochemistry+of+arsenic.+U.S.+Bureau+of+reclamation&source=bl&ot](http://books.google.ch/books?id=AmKl8C7zVoAC&pg=PA82&lpg=PA82&dq=Tamaki+St+Frankenberger+W.+T.+(1989):+Environment+biochemistry+of+arsenic.+U.S.+Bureau+of+reclamation&source=bl&ot)

<http://www.slideshare.net/cpkumar/introduction-to-groundwater-modelling-2490234>

<http://hydrologie.org/glu/FRDIC/DICBILAN.HTM> 17-01-12



**ANNEXES**

**ANNEXE I: GÉNÉRALITÉS**

**ANNEXE II: LOG ET COUPES LITHOLOGIQUES DES FORAGES ET  
PIEZOMETRES**

**ANNEXE III: CARTES UTILISÉES**

**ANNEXE IV: CARACTÉRISATION DES SOLS**

**ANNEXE V: MODÈLES NUMÉRIQUES ET STRATÉGIE DE GESTION**

## ANNEXE I: GÉNÉRALITÉS

Tableau I.1: Données pluviométriques moyennes mensuelles de la station de l'aéroport

ANNEES	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	JUIL	Aou	Sept	Oct	Nov	Déc	Minimum	Maximum	Moyenne	Somme	TOTAL
1976	3	83	179	161	626	947	244	25	3	9	127	26	3	947	202.75	2433	2433
1977	13	106	111	85	180	339	16	28	44	125	203	47	13	339	108.0833	1297	1297
1978	8	99	47	279	646	388	99	14	29	189	106	179	8	646	173.5833	2083	2083
1979	3	0	18	195	497	603	64	31	299	233	189	35	0	603	180.5833	2167	2167
1980	44	19	33	50	304	408	24	25	58	153	282	53	19	408	121.0833	1453	1353
1981	4	79	173	84	670	435	79	9	131	194	97	90	4	670	170.4167	2045	2045
1982	0	3	146	155	443	977	284	34	5	95	65	76	0	977	190.25	2283	2283
1983	0	0	21	157	183	620	11	27	26	44	128	64	0	620	106.75	1281	1281
1984	13	52	171	156	336	399	35	96	139	116	56	68	13	399	136.4167	1637	1637
1985	12	36	88	100	266	472	110	22	42	53	135	13	12	472	112.4167	1349	1349
1986	0	21	153	165	153	509	135	29	57	59	74	17	0	509	114.3333	1372	1372
1987	0	10	140	117	139	251	113	144	412	335	69	88	0	412	151.5	1818	1818
1988	1	24	70	80	158	435	24	23	140	170	146	18	1	435	107.4167	1289	1289
1989	36	2	98	132	192	286	191	16	42	86	129	62	2	286	106	1272	1272
1990	4	17	45	64	132	301	49	11	22	149	148	98	4	301	86.66667	1040	1040
1991	46	39	62	256	301	330	116	27	14	80	130	14	14	330	117.9167	1415	1415
1992	0	23	21	207	389	326	31	12	52	343	226	109	0	389	144.9167	1739	1739
1993	11	23	242	187	220	494	44	22	47	164	151	68	11	494	139.4167	1673	1673
1994	154	45	95	183	244	349	54	14	27	717	153	36	14	717	172.5833	2071	1771
1995	3	3	123	137	237	467	82	44	40	164	101	129	3	467	127.5	1530	1530
1996	0	25	61	130	186	440	663	96	3	10	222	43	0	663	156.5833	1879	2079
1997	6	12	139	377	253	605	18	2	7	261	96	96	2	605	156	1872	1872
1998	25	87	7	105	136	159	56	18	25	234	209	86	7	234	95.58333	1147	1147
1999	19	33	37	300	176	581	269	44	9	50	159	43	9	581	143.3333	1720	1720

Annexes I

ANNEES	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	JUIL	Aou	Sept	Oct	Nov	Déc	Minimum	Maximum	Moyenne	Somme	TOTAL
2000	55	45	80	324	380	758	257	8	10	27	106	19	8	758	172.4167	2069	2069
2001	0	39	62	180	137	388	18	35	41	123	51	71	0	388	95.41667	1145	1145
2002	29	12	20	70	121	368	76	132	10	71	87	28	10	368	85.33333	1024	1024
2003	0	3	84	93	169	282	16	1	47	225	34	75	0	282	85.75	1029	1029
2004	17	41	52	144	129	251	6	8	177	152	51	1	1	251	85.75	1029	1029
2005	0	14.3	94.1	172	247.6	513	6.7	7.1	60.9	298.9	190.8	31.3	0	513	136.3917	1636.7	1636.7
2006	44	0.1	122.1	119	465.2	424	189.9	23.5	113	117.7	157.5	37.9	0.1	465.2	151.1583	1813.9	1813.9
2007	0.4	92.2	129.7	129	116.5	299	189	7.7	71.6	243	162.3	155.3	0.4	299	132.975	1595.7	1595.7
2008	23.8	36.3	89.9	133	507.6	478	119.9	11.7	47	53.9	173.6	40.9	11.7	507.6	142.9667	1715.6	1715.6
2009	12.9	88.6	76.4	64.2	247.1	732	123.8	10.2	23.9	3.5	81.2	140.7	3.5	732	133.7083	1604.5	1604.5
2010	59.8	40.2	97.4	189	424.7	394	220.1	57.7	232	162.7	145.7	127.3	40.2	424.7	179.2167	2150.6	2150.6
2011	31.4	174	107.4	335.7	439	28.7	17.3	62.7	252.1	133.9	97.2		17.3	439	152.6727	1679.4	1679.4
2012	10.8	45.4	34.2	69.7	295.1	379	154.5	10.1	46.7	314.9	166.3	110.8	10.1	379	136.4583	1637.5	1637.5
Moyenne	18.6	39.8	89.98	159	290.43	443.7	113.7	32.1	75.82	161.1	132.6	66.56	6.521622	494.8784	135.4675	1621.48	1616.08
Minimum	0	0	7	50	116.5	28.7	6	1	3	3.5	34	1	0	116.5	20.89167	250.7	1024
Maximum	154	174	242	377	670	977	663	144	412	717	282	179	144	977	415.9167	4991	2433

Tableau I.2: Données de température moyenne mensuelle de la station de l'aéroport

ANNEE	jan	fev	mars	avril	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	déc	Minimum	Maximum	Moyenne	Total
1961	26.5	27.3	27.9	27.2	27.8	25.6	25	23.5	23.9	27.5	27.1	26.4	23.5	27.9	26.30833	315.7
1962	26.8	27	26.7	27.4	27	25.4	25.4	23.9	23.9	25.6	26.4	26.5	23.9	27.4	26	312
1963	26.8	26.8	27.3	27.4	27	26.4	25	25.4	25.4	25.4	26.9	26.9	25	27.4	26.39167	316.7
1964	26	27.6	27.3	27.6	26.7	25.5	25.1	24.2	23.7	24.1	25.8	26.1	23.7	27.6	25.80833	309.7
1965	25.3	26.1	27.6	27.5	27.3	25.9	24.4	24	24.5	26	26.9	26.4	24	27.6	25.99167	311.9
1966	26.6	27.2	28	27.8	27.4	26	25.9	24.3	24.8	25.7	27.2	27.4	24.3	28	26.525	318.3
1967	25.9	27.3	27.2	27.7	27.4	26.3	24.7	23.1	24	25	26.9	26.7	23.1	27.7	26.01667	312.2
1968	26.3	27.1	27.2	27.4	27.1	25.8	25.7	25.3	25.2	26.5	26.9	27.3	25.2	27.4	26.48333	317.8
1969	27	28.5	28.6	28.5	28.1	26	25	24	24.2	25.5	26.9	27.6	24	28.6	26.65833	319.9
1970	27.3	28.1	28.1	28.2	27.6	26.4	24.7	24.3	24.7	26.5	27.1	27.4	24.3	28.2	26.7	320.4
1971	26.8	27.3	27.3	27.6	27	25.9	25.5	23	23.5	25.2	26.7	26.1	23	27.6	25.99167	311.9
1972	26.6	26.7	27	27.2	26.8	25.9	24.6	22.7	23.7	25.9	27.1	27.1	22.7	27.2	25.94167	311.3
1973	27.2	28.1	28.2	27.8	27.8	26	25.1	24.2	24.5	26.3	27.7	27.1	24.2	28.2	26.66667	320
1974	26	27	27.1	27.2	27.3	26.2	25.3	24.7	23.8	25	27	26.7	23.8	27.3	26.10833	313.3
1975	26.6	27.5	27.7	27.2	27.4	26.3	25.3	23.8	23.4	25	26.8	27.2	23.4	27.7	26.18333	314.2
1976	26.3	26.4	27.8	27.6	26.7	24.9	24	23.5	23.2	24.9	26.2	26.7	23.2	27.8	25.68333	308.2
1977	26.2	27.7	27.6	27.8	27.6	25.6	24.7	23.1	24.6	25.7	27.5	26.2	23.1	27.8	26.19167	314.3
1978	27.5	27.3	27.3	27.4	27.2	25.2	23.9	23.4	23.8	25.4	27.1	27.1	23.4	27.5	26.05	312.6
1979	27.4	27.2	27.8	28.1	27.3	26.3	24.7	24.2	25.4	26.4	27.3	27	24.2	28.1	26.59167	319.1
1980	26.8	27.3	27.6	28.4	26.8	26	24.4	24.4	24.7	25.9	26.8	26.4	24.4	28.4	26.29167	315.5
1981	26.3	27.6	28	28.1	27	26.5	23.8	24.3	24.8	26.9	27.8	27.8	23.8	28.1	26.575	318.9
1982	26.7	27.3	28	28	27	25.6	24	23.2	23.9	25.9	27.3	26.9	23.2	28	26.15	313.8
1983	26	27.8	28.6	28.2	27.6	25.5	24.1	24.5	25	27.1	27.9	27.4	24.1	28.6	26.64167	319.7
1984	27.4	28.1	28.4	28.1	27.8	27.3	24.5	24.4	24	26.4	28	26	24	28.4	26.7	320.4
1985	26.9	27.2	27.8	28.3	27.3	26.2	24.4	24.1	24.2	26.4	27.6	26.3	24.1	28.3	26.39167	316.7
1986	22.5	26.2	25.9	26.2	25.7	24.5	22.8	23.4	23.9	24.3	23.6	21.5	21.5	26.2	24.20833	290.5

Annexes I

ANNEE	jan	fev	mars	avril	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	déc	Minimum	Maximum	Moyenne	Total
1987	24.3	26	26.3	27.1	26.6	25.3	25	24.1	24.4	24.9	25.1	23.6	23.6	27.1	25.225	302.7
1988	22.6	26.3	26.4	26.4	26.2	24.8	23.4	23.5	24	24.7	24.5	21.4	21.4	26.4	24.51667	294.2
1989	22.4	24.6	25.3	26	25.7	24.3	23.7	23.5	23.8	24.7	25.2	24	22.4	26	24.43333	293.2
1990	23.5	24.8	27.2	26.5	26	25	23.1	23.7	24.3	24.7	24.9	23.4	23.1	27.2	24.75833	297.1
1991	23.7	25.6	26.2	25.7	25.4	25.4	23.8	23.7	24.4	24.1	24.1	22.9	22.9	26.2	24.58333	295
1992	22.7	25.8	26.3	26.1	25.7	24.6	23.5	23.4	23.7	24.6	23.9	24.3	22.7	26.3	24.55	294.6
1993	22.8	26.2	25.5	26	26.2	25	23.8	24.9	24	24.9	24.9	23.2	22.8	26.2	24.78333	297.4
1994	23.6	25.3	26.2	26.1	25.6	24.9	23.6	24	24.3	24.5	24.4	22.1	22.1	26.2	24.55	294.6
1995	21.8	25.5	26.1	26	25.9	25	24	24.1	24.3	24.6	25	23.6	21.8	26.1	24.65833	295.9
1996	24.9	25.6	26	26.4	26	24.8	23.9	23.8	24.2	24.5	24.2	23.9	23.8	26.4	24.85	298.2
1997	26.5	27.9	27.9	27.3	27.3	26.1	24.6	23.6	26	27.4	28.2	28.1	23.6	28.2	26.74167	320.9
1998	27.7	29.2	29.62	29.23	28.4	26.88	25.24	24.06	24.93	27.13	28.34	28.17	24.06	29.62	27.4075	328.89
1999	28	28.7	28.7	28.8	28.4	27.5	26.6	25.2	24.3	26.7	28.5	28.9	24.3	28.9	27.525	330.3
2000	28.1	28.3	29.5	29	28.6	27.1	26	25.5	26.1	27.3	29.3	28.6	25.5	29.5	27.78333	333.4
2001	28.2	28.3	28.9	28.5	28.4	27	25.3	23.8	25	27	28	28	23.8	28.9	27.2	326.4
2002	27.7	28.6	28.4	28.7	28.7	26	25	24	25	27	28	28	24	28.7	27.09167	325.1
2003	28	28	29	28	28.2	26.1	25.3	24.1	25.7	27.6	28.5	28	24.1	29	27.20833	326.5
2004	29	29.5	30	29.2	27.9	26.3	25.3	25.1	25.9	27.4	28.4	28.5	25.1	30	27.70833	332.5
2005	27.2	29.5	29.5	29.2	27.9	26.3	25.3	25.1	25.9	27.4	28.4	28.5	25.1	29.5	27.51667	330.2
2006	27.4	27.8	28.7	29.3	27.9	27.6	26.1	25.3	25.1	27.4	28.3	28.3	25.1	29.3	27.43333	329.2
2007	27.1	28.7	28.8	28.6	28.2	26.8	26.1	24.9	25.7	26.9	28.3	28.3	24.9	28.8	27.36667	328.4
2008	26.5	29.2	28.3	28.7	27.8	27.3	26.5	25.3	25.4	27.4	28.6	28.7	25.3	29.2	27.475	329.7
2009	27.6	28	28.1	28	28.6	27.4	25.7	24.5	24.8	26.2	28.6	29	24.5	29	27.20833	326.5
2010	28.5	29.5	29.7	29.6	28.8	27.4	26	25.4	25.8	27.4	28	28.7	25.4	29.7	27.9	334.8
2011	27.9	28	28.9		28.3	27.1	25.4	24.6	25.3	26.8	28.5	27.7	24.6	28.9	27.13636	298.5
2012	27.1	26.9	28.3	27.7	27.2	26.2	25.2	24.3	25.3	26.7	27.5	27.6	24.3	28.3	26.66667	320
TOTAL	1362	1422	1442	1412	1417.6	1351	1289	1256	1278	1350	1400	1378	1256.36	1441.82	1363.266	16359.2

Annexes I

---

ANNEE	jan	fev	mars	avril	mai	juin	juil	août	sept	oct	nov	déc	Minimun	Maximum	Moyenne	Total
Moyenne	26.2	27.3	27.73	27.69	27.2615	25.99	24.8	24.16	24.58	25.97	26.93	26.49	24.16077	27.72731	26.26102	315.132
Minimum	21.8	24.6	25.3	25.7	25.4	24.3	22.8	22.7	23.2	24.1	23.6	21.4	21.4	26	24.20833	290.5
Maximum	29	29.5	30	29.6	28.8	27.6	26.6	25.5	26.1	27.6	29.3	29	25.5	29.62	27.78333	333.4

## Code MATLAB de base (E. Wyser)

```

% http://www2.mpia-hd.mpg.de/homes/dullemon/lectures/hydrodynamicsII/
% http://www.mpia.de/homes/dullemon/lectures/fluidynamics/

clear all
close all
set(0,'defaulttextinterpreter','latex')
fslab = 12; fsleg = 14; fstit = 12; fstick = 12;

advection = 1;
%% HYDRAULIC HEAD & DARCY FLOW SOLVER
% Physics constants
Zhigh = 30; % Higher Potential, i.e. Hydraulic Head (left)
Zlow = 25; % Lower Potential, i.e. Hydraulic Head (right)
S = 1e-1; % Storage coefficient
C0 = 2.5; % Initial pollutant concentration in g/cm^2
phi = 0.3; % Porosity
% Numerical constants
nit = 50000; % Iterations
dx = 0.25; % Grid spacing along X
dz = dx; % Grid spacing along Z
% Defining spatial meshgrid
n = 25; % Depth domain
m = 100; % Width domain
[X,Z] = meshgrid(0:dx:m,0:-dz:(-n));
% Initializing Matrix
Phi = zeros(size(X)); % Hydraulic head Matrix
dd_dx2 = zeros(size(Phi)); dd_dz2 = zeros(size(Phi));
% Hydraulic Conductivity
Kmin = 5e-5;
Kmax = 5e-3;
K = random('unif',0.01,1,size(Phi));
[ K ] = linear_smoothing( K,2 );
K = (1-K).^10;
K = (Kmin+(K-min(K(:)))./(max(K(:))-min(K(:)))*(Kmax-Kmin));
% Index Notation
[r,c] = size(Phi);
J = 2:c-1; % X-Index notation
I = 2:r-1; % Z-Index notation
% Define Hydraulic head matrix & Initial conditions
Phi = repmat(linspace(Zhigh,Zlow,c),r,1);
%Phi(:,1:end-1) = Zhigh;
%Phi(:,end) = Zlow ;

imagesc(X(:),Z(:),K),axis equal
xlabel('x direction30j (m)'),ylabel('z direction (m)')
% Solve hydraulic head potential converging to a steady state flow in 2D
vid =
VideoWriter(strcat('Head30',num2str(min(K(:))), '_ ',num2str(max(K(:))), '_sim
time_',num2str(nit),'.avi')); vid.Quality = 95; open(vid);
pressure = figure('Position', [10, 100, 1130, 400]);

save = 0;
for it=1:nit;
    if(it==1)
        S = S*dx*dz;
        % Define Hydraulic Transmissivity
        T = K;

```

```

    Tl      = T; Tl(I,J)=2.*(Tl(I,J).*Tl(I ,J-1))./(Tl(I,J)+Tl(I ,J-
1));Tr      = T; Tr(I,J)=2.*(Tr(I,J).*Tr(I ,J+1))./(Tr(I,J)+Tr(I ,J+1));
    Tu      = T; Tu(I,J)=2.*(Tu(I,J).*Tu(I-1,J ))./(Tu(I,J)+Tu(I-1,J
));Td      = T; Td(I,J)=2.*(Td(I,J).*Td(I+1,J ))./(Td(I,J)+Td(I+1,J
));
    % Stability condition
    dt = dx^2.*min(S(:))./(4*max(K(:)));
end
%-----%
Phit      = Phi;
%-----%
%% FTCS Scheme : Forward Time Centered Space Scheme
dd_dx2(I,J) = (dt/(dx*S)).*(...
                Tr(I,J).*((Phit(I,J+1)-Phit(I,J ))./dx)-...
                Tl(I,J).*((Phit(I,J )-Phit(I,J-1))./dx)...
            );
dd_dz2(I,J) = (dt/(dz*S)).*(...
                Td(I,J).*((Phit(I+1,J)-Phit(I ,J))./dz)-...
                Tu(I,J).*((Phit(I ,J)-Phit(I-1,J))./dz)...
            );
Phi(I,J)=Phit(I,J)+dd_dx2(I,J)+dd_dz2(I,J);
%-----%
%% BOUNDARY CONDITIONS
% Dirichlet BC : \partial_nx u = 0
Phi(:,1) = Zhigh;
Phi(:,end) = Zlow ;
Phi(1 ,: ) = Phi(2 ,: );
Phi(end,: ) = Phi(end-1,: );
% Neumann BC : \partial_nx u = \lambda
%-----%
%% DISPLAY RESULTS
if(save >=1000*dt)
    contourf(X,Z,Phi,60),axis equal;
    caxis([min(Phi(:)) max(Phi(:))]);
    xlabel('x direction (m)'),ylabel('z direction (m)');
    set(gca,'FontSize',fstick,'TickLabelInterpreter','latex');
    tit=title(['$\Phi(\mathbf{x};\tau)$30 at $\tau_0$=
',num2str(round(dt*it)), '
(s)']);set(tit,'Interpreter','latex','FontSize',fstit);

hc=colorbar('FontSize',12,'TickLabelInterpreter','latex','FontSize',10);
hc.Label.String = '$\Phi(\mathbf{x};\tau)$';
hc.Label.FontSize = 12;
hc.Label.Interpreter = 'latex';
drawnow
currFrame = getframe(pressure);
writeVideo(vid,currFrame);
save = 0;
end
save = save+dt;
end
close(vid);

% Compute u & v components of flux q(u(x,y),v(x,y)) = -K*Del(hh)
[GDx,GDz] = gradient(Phi,dx,-dz);
qx      = -(K).*GDx;
qy      = -(K).*GDz;

```

```

Q          = sqrt(qx.^2+qy.^2);
hold
on, contourf(X,Z,Phi,40), quiver(X,Z,qx,qy,1), streamslice(X,Z,qx,qy), hold
off,axis equal
u          = qx./phi;
v          = qy./phi;

%% POLLUTANT TRANSPORT
if(advection == 1)
lam = 1.0;
% Numerical constants
d    = 5e-9;    % 1e-6 Diffusivity
st   = 30*86400; % Real-time simulation in s
disp = 5;      % in s
dt   = min(dx^2/(4*d), dx./(max(abs(lam.*u(:)))+max(abs(lam.*v(:)))));

% Initialize Matrix
dtudc_dx = zeros(size(X)); dtvdc_dz = zeros(size(Z));
dd_dx2   = zeros(size(X)); dd_dz2   = zeros(size(Z));
D        = ones(size(X)).*d; C       = zeros(size(X));
Cs       = zeros(size(X));
% Define initial concentration C matrix
rc = round(r/2) ;
% cc = round(random('unif',10,round(c/2)-10,1,1));
cc = 10
Di = sqrt((ones(size(X)).*X(rc,cc)-repmat(X(1,:),r,1)).^2+...
          (ones(size(X)).*Z(rc,cc)-repmat(Z(:,1),1,c)).^2);
C(Di<1) = C0;

% Define CG(x,z)
A = ones(size(C)); A(C<max(C(:)))=0;
x = X.*A; x = sum(x(:))./sum(A(:));
z = Z.*A; z = sum(z(:))./sum(A(:));
% Display option
minx = min(X(:)); maxx = max(X(:));
minz = min(Z(:)); maxz = max(Z(:));
% Solve Advection-Diffusion problem in 2D
time = 0; save = 0; video = 0; it = 1; save = 1; i = 1; ii = 0;
vid =
VideoWriter(strcat('pollutant30_K_', num2str(min(K(:))), '_', num2str(max(K(:)
)), '_simtime_', num2str(st), '_D_', num2str(d), '_dt_', num2str(dt), '.avi'));
vid.Quality = 95; open(vid);
velocity_impact = figure('Position', [10, 100, 1130, 400]);
while time < (st)
    %-----
    %-----%
    Ct = C;

    %% FORWARD TIME UPWIND SCHEME FTUS
    %-----
    %-----%

    %% ADVECTIVE PART
    % UPWIND SCHEME
    dtudc_dx(I,J) = (dt/dx).*( max(lam.*u(I,J),0).*(Ct(I,J )-Ct(I,J-
1))....
                    + min(lam.*u(I,J),0).*(Ct(I,J+1)-Ct(I,J )));
    dd_dx2(I,J)   = (dt/dx^2).*D(I,J).*(Ct(I ,J+1)- 2.*Ct (I,J)+Ct (I
,J-1));

    Cs(I,J)       = Ct(I,J)-dtudc_dx(I,J)+dd_dx2(I,J);

```

```

    dtvdc_dz(I,J) = (dt/dz).*( max(-lam.*v(I,J),0).*(Cs(I ,J)-Cs(I-
1,J))...
                                + min(-lam.*v(I,J),0).*(Cs(I+1,J)-Cs(I
,J)));
    dd_dz2(I,J) = (dt/dz^2).*D(I,J).*(Cs(I+1,J )- 2.*Cs(I,J)+Cs(I-1,J));
    C (I,J) = Cs(I,J)-dtvdc_dz(I,J)+dd_dz2(I,J);

%     Fxp = zeros(size(C)); Fxn = zeros(size(Ct));
%     Fyp = zeros(size(C)); Fyn = zeros(size(Ct));
%     Fxp(I,J) = max(0,(0.5.*(u(I,J)+u(I,J+1)))).*Ct(I,J) +
min(0,(0.5.*(u(I,J)+u(I,J+1)))).*Ct(I,J+1);
%     Fxn(I,J) = max(0,(0.5.*(u(I,J)+u(I,J-1)))).*Ct(I,J) +
min(0,(0.5.*(u(I,J)+u(I,J-1)))).*Ct(I,J-1);
%
%     Fyp(I,J) = max(0,0.5.*(v(I,J)+v(I+1,J))).*Ct(I,J) +
min(0,0.5.*(v(I,J)+v(I+1,J))).*Ct(I+1,J);
%     Fyn(I,J) = max(0,0.5.*(v(I,J)+v(I-1,J))).*Ct(I,J) +
min(0,0.5.*(v(I,J)+v(I-1,J))).*Ct(I-1,J);
%
%     C(I,J) = Ct(I,J)-(dt/dx).*(Fxp(I,J)-Fxn(I,J));

%-----%
%% BOUNDARY CONDITIONS : Upwind 1st Order Scheme for Boundary value
stability
C(1 ,: ) = C(2 ,: );
C(end,: ) = C(end-1,: );

    dtudc_dx(I,end) = (dt/dx).*( max(lam.*u(I,end),0).*(Ct(I ,end)-
Ct(I,end-1))...
                                + min(lam.*u(I,end),0).*(Ct(I ,1 )-
Ct(I,end )));
    dd_dx2(I,end) = (dt/dx^2).*D(I,end).*(Ct(I,1)- 2.*Ct (I,end)+Ct
(I,end-1));
    Cs(I,end) = Ct(I,end)-dtudc_dx(I,end)+dd_dx2(I,end);
    C (I,end) = Cs(I,end)-0;

    dtudc_dx(I,1) = (dt/dx).*( max(lam.*u(I,1),0).*(Ct(I ,1 )-Ct(I
,end))...
                                + min(lam.*u(I,1),0).*(Ct(I ,1)-Ct(I ,2
)));
    dd_dx2(I,1) = (dt/dx^2).*D(I,1).*(Ct(I ,2)- 2.*Ct (I,1)+Ct (I
,end));
    Cs(I,1) = Ct(I,1)-dtudc_dx(I,1)+dd_dx2(I,1);
    C (I,1) = Cs(I,1)-0;
%-----%
%% COMPUTE ADVECTION FOR CENTER OF MASS
Di = sqrt(((ones(size(X)).*x)-X).^2+((ones(size(Z)).*z)-Z).^2);
[rcg,ccg] = find(Di<=(min(Di(:))));
x = x+(lam.*u(rcg(1),ccg(1)))*dt;
if (x>m)
x = 0+(x-m);
end
z = z+(lam.*v(rcg(1),ccg(1)))*dt;
%-----%
%% TIME UPDATE
time = time +dt;

```

```

save = save +dt;
video = video +dt;
%-----
%-----%
%% DISPLAY RESULTS
if(save >=disp)
    A = ones(size(C));A(C<0.01)=0;
    xt = X.*A; xt = sum(xt(:))./sum(A(:));
    zt = Z.*A; zt = sum(zt(:))./sum(A(:));
    Cg(i,1) = it*dt;
    Cg(i,2) = max(C(:));
    Cg(i,3) = xt;
    Cg(i,4) = zt;
    Cg(i,5) = x;
    Cg(i,6) = z;
    i=i+1;
    save = 0;
end
if(video >=3600)
    imagesc(X(:),Z(:),C);axis equal
    hold on
    plot(x,z,'ro',xt,zt,'go','LineWidth',10,'MarkerSize',5); % ro =
advedcted // go = average mass
    interval = 2;
    Xprime = X(1:interval:end,1:interval:end);
    Zprime = Z(1:interval:end,1:interval:end);
    Cprime = C(1:interval:end,1:interval:end);
    uprime = u(1:interval:end,1:interval:end);
    vprime = v(1:interval:end,1:interval:end);

quiver(Xprime(Cprime>0.1),Zprime(Cprime>0.1),uprime(Cprime>0.1),vprime(Cprime>0.1),1,'k');
    hold off
    xlabel('x direction (m)'),ylabel('z direction (m)');
    set(gca,'FontSize',fstick,'TickLabelInterpreter','latex');
    tit=title(['$C_0(x,y)$-field at simulation30 runtime $\tau_0$=
',num2str(round(dt*it)), '(s)']);set(tit,'Interpreter','latex','FontSize',fstit);

hc=colorbar('FontSize',12,'TickLabelInterpreter','latex','FontSize',fstick)
;
    hc.Label.String = '$C_0(x,y)$';
    hc.Label.FontSize = 12;
    hc.Label.Interpreter = 'latex';
    caxis([0 max(C(:))]);
    set(gca,'YDir','normal');
    xlim([min(X(:)) max(X(:))]);
    ylim([minz maxx]);
    drawnow;
    currFrame = getframe(velocity_impact);
    writeVideo(vid,currFrame);
    video = 0;
end
it = it+1;
end
close(vid);

figure
subplot(211),plot(Cg(:,1),Cg(:,5),Cg(:,1),Cg(:,3)),ylabel('CM horizontal
distance30 (m)'),xlabel('time in s '),xlim([0 st]),axis tight;

```

```
subplot(212),plot(Cg(:,1),Cg(:,2)),ylabel('Maximum concentration30  
(g/cm^2)'),xlabel('time in s '),xlim([0 st]),ylim([0 C0+0.5*C0]);

jj(1) = 0;
it = 2;
for i = 2:length(Cg(:,1))
    if(Cg(i,5)<Cg(i-1,5))
        jj(it) = i-1;
        it = it+1
    end
end
figure
hold on
for i = 2:length(jj)
    ri = jj(i-1);
    rs = jj(i);
    plot(Cg(ri+1:rs,5),Cg(ri+1:rs,6),'r')
    % plot(Cg(1:56,5),Cg(1:56,6),'r')
end
hold off
xlabel('x position30 (m)'),ylabel('z position (m)');
xlim([0 m]),ylim([min(Z(:)) max(Z(:))])

figure
plot(Cg(:,5),Cg(:,6),'r')
xlabel('x position30 (m)'),ylabel('z position (m)');
xlim([0 m]),ylim([-n 0])
axis equal,axis tight

end
```

## ANNEXE II: LOG ET COUPES LITHOLOGIQUES DES FORAGES ET PIEZOMETRES

### COUPE DU FORAGE D'ANYAMA-ADJAME

Systemes	Etages	Epaisseur en mètres	Lithologie	Description	Echelle en mètres
Tertiaire	Continental Terminal	6,5		Argileux ocre/rouge	4
		18,5		Argile jaune	8 12 16 20 24
		8		Sable fin	28 32
		16		Sable moyen	36 40 44 48
		10		Sable grossier	52 56
		4		Argile sableuse	60

Figure II-1: Coupe du forage d'Anyama-Adjame



**PROGRAMME D'URGENCE DE RENFORCEMENT DE LA PRODUCTION D'EAU POTABLE DE LA  
VILLE D'ABIDJAN.  
REALISATION DE CINQ (5) FORAGES A GRAND DIAMETRE**

MAITRE D'OUVRAGE : MINISTERE D'ETAT  
MINISTERE DES INFRASTRUCTURES ECONOMIQUES  
MAITRE D'ŒUVRE : DIRECTION DE L'HYDRAULIQUE HUMAINE  
ENTREPRISE : FORACO

**PROCES VERBAL DE CONTROLE  
DE TRAVAUX DE FORAGE**

DATE : du 05 Mai au 15 Mai 2004	SITE : ANOKOUA KOUNTE
	FORAGE N° : F 2 (remplacement F2)

FORATION

TECHNIQUE DE FORAGE : Rotary a la boue. FLUIDES DE FORAGE : GŞ	TYPE DE DEVELOPPEMENT : Air lift OUTILS : de 0 à 30 m : trj lame 17"½ et alésage en 28" De 30 à 115 m : tricône 12"¼ et alésage en 20"
---	--

CARACTERISTIQUES DE L'OUVRAGE

PROF. TOTALE FOREE : 115 m PROF. TOTALE EQUIPEE : 115 m TOTAL PVC LAISSE EN PLACE : Ø..... TOTAL PVC Ø 630 : 30 m TOTAL PVC Ø 400 PLEIN: 94 m TOTAL PVC Ø 400 CREPINE : 20	ALESAGE DE L'AVANT TROU Ø 17"½ à 28" : 30 m ALESAGE DU FORAGE Ø 12"¼ à 20" : 85 m DUREE DU DEVELOPPEMENT : DUREE DE L'ESSAI DE POMPAGE : HAUTEUR DE GRAVIER : 45 m VOLUME DE GRAVIER : 3 m3
---	--

PLAN D'EQUIPEMENT

1/ Décanteur : 1 m * 1	5/.....
2/ PVC crépinés : 2 m *10 = 20 m	6/.....
3/ PVC pleins : 5,7m * 16 = 91,2 m	7/.....
4/ PVC pleins : 1 morceau de 2,8 m	8/.....

OBSERVATIONS

.....  
.....  
.....

ENTREPRISE  
(Nom et signature)

MAITRE D'ŒUVRE  
(Nom et signature)

**Figure II-2: Lithologie du forage Anonkoua-Kouté F2 (Suite)**



**PROGRAMME D'URGENCE DE RENFORCEMENT DE LA PRODUCTION D'EAU POTABLE DE LA  
VILLE D'ABIDJAN.  
REALISATION DE CINQ (5) FORAGES A GRAND DIAMETRE**

MAITRE D'OUVRAGE : MINISTERE D'ETAT  
MINISTERE DES INFRASTRUCTURES ECONOMIQUES  
MAITRE D'ŒUVRE : DIRECTION DE L'HYDRAULIQUE HUMAINE  
ENTREPRISE : FORACO

**PROCES VERBAL DE CONTROLE  
DE TRAVAUX DE FORAGE**

DATE : du 16 Mai au 26 Mai 2004	SITE : FILTISSAC
	FORAGE N° : F (COUR RESERVOIR)

FORATION

TECHNIQUE DE FORAGE : Rotary a la boue.	TYPE DE DEVELOPPEMENT : Air lift
FLUIDES DE FORAGE : 0 à 30 m : Bentonite	OUTILS : de 0 à 30 m : trilame 17"½ et alésage en 28"
30 à 134 m : Foragum	De 30 à 134 m : tricône 12"¼ et alésage en 20"

CARACTERISTIQUES DE L'OUVRAGE

PROF. TOTALE FOREE : 134 m	ALESAGE DE L'AVANT TROU Ø 17"½ à 28" : 30 m
PROF. TOTALE EQUIPEE : 132,6 m	ALESAGE DU FORAGE Ø 12"¼ à 20" : 104 m
TOTAL PVC LAISSE EN PLACE : Ø.....	DUREE DU DEVELOPPEMENT : 3h
TOTAL PVC Ø 630 : 30 m	DUREE DE L'ESSAI DE POMPAGE :
TOTAL PVC Ø 400 PLEIN: 100 m	HAUTEUR DE GRAVIER : 89 m
TOTAL PVC Ø 400 CREPINE : 30 m	VOLUME DE GRAVIER : 3 m3

PLAN D'EQUIPEMENT

1/ Décanteur : 3,1 m * 1	5/.....
2/ PVC crépinés : 2 m *15 = 30 m	6/.....
3/ PVC pleins : 5,7m * 17 + 3,1m = 100 m	7/.....
4/.....	8/.....

OBSERVATIONS

.....  
.....  
.....

ENTREPRISE  
(Nom et signature)

MAITRE D'ŒUVRE  
(Nom et signature)

**Figure II-3: Lithologie du forage FILTISAC F4 (Suite)**



**PROGRAMME D'URGENCE DE RENFORCEMENT DE LA PRODUCTION D'EAU POTABLE DE LA  
VILLE D'ABIDJAN.  
REALISATION DE CINQ (5) FORAGES A GRAND DIAMETRE**

MAITRE D'OUVRAGE : MINISTERE D'ETAT  
MINISTERE DES INFRASTRUCTURES ECONOMIQUES  
MAITRE D'ŒUVRE : DIRECTION DE L'HYDRAULIQUE HUMAINE  
ENTREPRISE : FORACO

**PROCES VERBAL DE CONTROLE  
DE TRAVAUX DE FORAGE**

DATE :	SITE : ADJAME NORD
	FORAGE N° : F5

**FORATION**

TECHNIQUE DE FORAGE : Rotary a la boue.	TYPE DE DEVELOPPEMENT :
FLUIDES DE FORAGE : 0 à 30 m :	OUTILS : de 0 à 30 m : trilame 17"½ et alésage en 28"
30m à 120 m : -	De 30m à 120.m : tricône 12"¼ et alésage en 20"

**CARACTERISTIQUES DE L'OUVRAGE**

PROF. TOTALE FOREE : 120 m	ALESAGE DE L'AVANT TROU Ø 17"½ à 28" : 30 m
PROF. TOTALE EQUIPEE : 119,70 m	ALESAGE DU FORAGE Ø 12"¼ à 20" : 90 m
TOTAL PVC LAISSE EN PLACE : Ø.....	DUREE DU DEVELOPPEMENT :
TOTAL PVC Ø 630 : 30 m	DUREE DE L'ESSAI DE POMPAGE :
TOTAL PVC Ø 400 PLEIN : 117,70 m	HAUTEUR DE GRAVIER : 75 m
TOTAL PVC Ø 400 CREPINE : 30 m	VOLUME DE GRAVIER : 3 m3

**PLAN D'EQUIPEMENT**

1/ Décanteur : 3,10 m * 1	5/.....
2/ PVC crépinés : 2 m *15 = 30 m	6/.....
3/ PVC pleins : 5,7 m * 15 = 85,50 m	7/.....
4/ PVC pleins : un morceau de 4,2 m	8/.....

**OBSERVATIONS**

.....  
 .....  
 .....

ENTREPRISE  
(Nom et signature)

MAITRE D'ŒUVRE  
(Nom et signature)

**Figure II-4: Log du forage Adjame Nord F5 (suite)**

## COUPE DU FORAGE DE LA SADEM

Epoque	Étages	Épaisseur (m)	Lithologie	Description	Échelle (en m)
	Continental Terminal	17		sable jaunâtre	8
		12		sable fin blanc	16
		5		sables fins blancs+ argiles	24
		2	1	argiles blanches veinée de violet	32
		5	2	sables blancs très fin	40
		5	2	argiles sableuses	48
		4	1	sable fin blanc	56
		4	1,5	argile rouge et violacée	64
		18		sable gris fin à grossier	72
		0,5		sable blanc fin à grossier + grains de quartz rouge	80
		1,5		argile rouge	88
		14		sable moyen à grossier jaunâtre + grains de quartz rouge	96
		3		argile rouge micacée	104
		15		Sable grossier gris jaunâtre à blanc	112
		3		argiles rouges avec gravillons latéritiques	120
		6		gravillons latéritiques	128
		8		sable fin à grossier gris jaunâtre avec minces passées d'argiles	136
	6,5		argile gris foncée	144	
	3		Sable fin argileux	152	
	3		sable fin argileux + lignite	160	
	6		grès calcaire caverneux fossilifères (bivalves)	168	
	10		argile noire avec minces passées de grès	176	
	5		calcaires fossilifère (huile-gaz)		
	5		grès calcaire fossilifères alternant avec des marnes gris foncé		
	5,7		Sable fin micacé gris		
			grès calcaire fossilifère calcaire coquiller carvencux		
			argile noire sableuse et ligniteuse		
			gneiss massif du socle		
	Crétacé Supérieur				

Figure II-5: Log du forage SADEM

**COUPE GEOLOGIQUE DU FORAGE PZ1-2010**

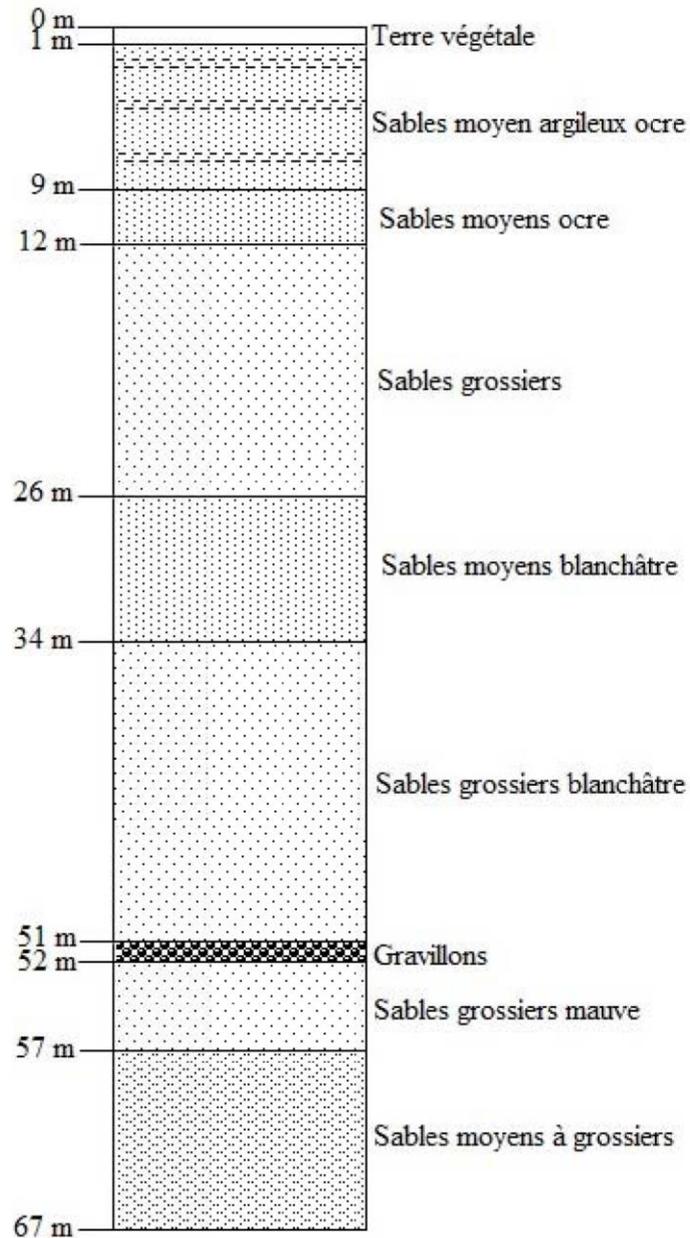


Figure II-6: Log du piézomètre PZ1\_2010

## COUPE DU FORAGE DE NIANGON 5

Epoque	Etages	Epaisseur en mètres	Lithologie	Description	Echelle en mètres
Tertiaire	Continental Terminal	1,5		Terre noire végétale Sable argileux brun	4
		6,1		Sable grossier bleu graveleux	8
		4,4		Sable fin à grossier jaune	12
		6,9		Sable très fin jaune argileux	16
		10,1		Sable moyen jaune	20
		4,9		Argile composée mauve	24
		12,3		Sable moyen argileux mauve	28
		9,1		Sable fin mauve très argileux	32
		1,3		Argile composée barriolée	36
		1,5	0,5	Argile composée mauve Argile composée grise	40
	6,5		Sable fin mauve argileux	44	
	1		Argile mauve claire	48	
	3,4		Sable moyen mauve claire	52	
	2,5		Sable moyen rosé	56	
	1,3		Argile mauve claire	60	
	2,5		Sable très fin argileux mauve clair	64	
	4,2		Argile composée mauve claire	68	
				72	
				76	
				80	

Figure II-7: Coupe du forage Niangon 5

### COUPE DU FORAGE DE ZONE EST 8

Epoque	Etages	Epaisseur en m	Lithologie	Description	Echelle en m
Tertiaire	Continental Terminal	16,6		Sable argileux brun	4 8 12
		0,6		Latérite	16
		0,8		Sable argileux brun	20
		7,3		Sable moyen jaune à Blanc	24
		2,7		Argile barriolée	28
		15,2		Sable moyen blanc	32 36 40
		4,4		Sable moyen rosâtre	44
		1,1		Sable fin très argileux mauve	48
		10,1		Argile barriolée	52 56
		10,8		Sable fin rouge	60
		0,8		Argile barriolée	64
		4,2		Sable moyen rouge	68
		8,6		Sable moyen blanc-gravier	72 76
		8,3		Sable moyen rouge	80
3,6		Sable moyen mauve	84 88		
9,5		Sable moyen à grossier rouge	92 96		
4,6		Sable fin légèrement argileux	100 104		

Figure II-8: Coupe du forage Zone Est F8

## COUPE DU FORAGE DE NORD RIVIERA 9

Epoque	Etages	Epaisseur en mètres	Lithologie	Description	Echelle en mètres
<b>Tertiaire</b>	<b>Continental Terminal</b>	1,5		Terre noire végétale	4
		12,7		Sable argileux marron	8
		1,6		Latérite	12
		2,2		Sable argileux marron+ rognon de latérite	16
		10,2		Sable moyen rouge	20
		14,5		Sable moyen mauve	24
		0,8		Argile compacte mauve	28
		2,8		Sable moyen mauve	32
		0,8		Sable moyen mauve à lentille d'argile	36
		11,7		Sable moyen mauve	40
		1,3		Argile mauve	44
		9,2		Sable moyen mauve	48
		2		Sable moyen mauve à lentille d'argile mauve	52
		2,5		Sable fin mauve très argileux	56
1,3		Sable très fin mauve très argileux	60		
			64		
			68		
			72		
			76		

Figure II-9: Log du forage Nord Riviera F9

### ANNEXE III: CARTES

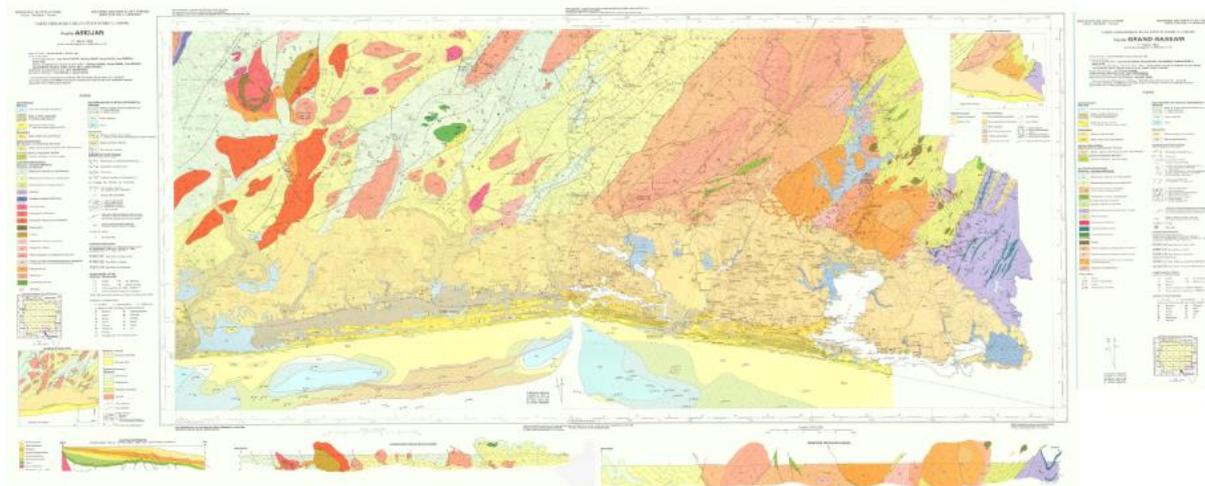


Figure III.1: Carte géologiques des degrés carrés d'Abidjan et de Grand-Bassam d'après Delor et al., 1992

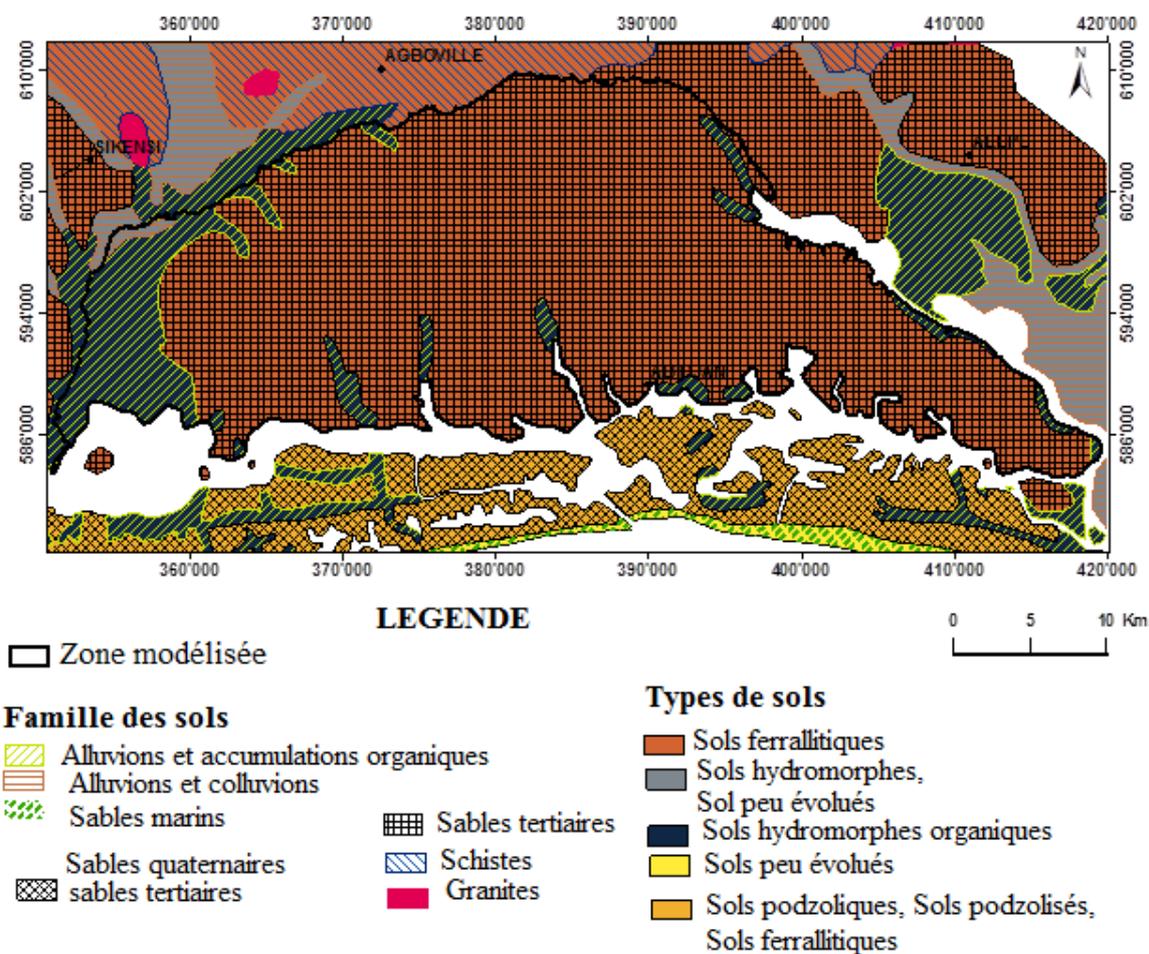


Figure III.2: Carte pédologique des sols d'après Perraud et Souchère (1969)

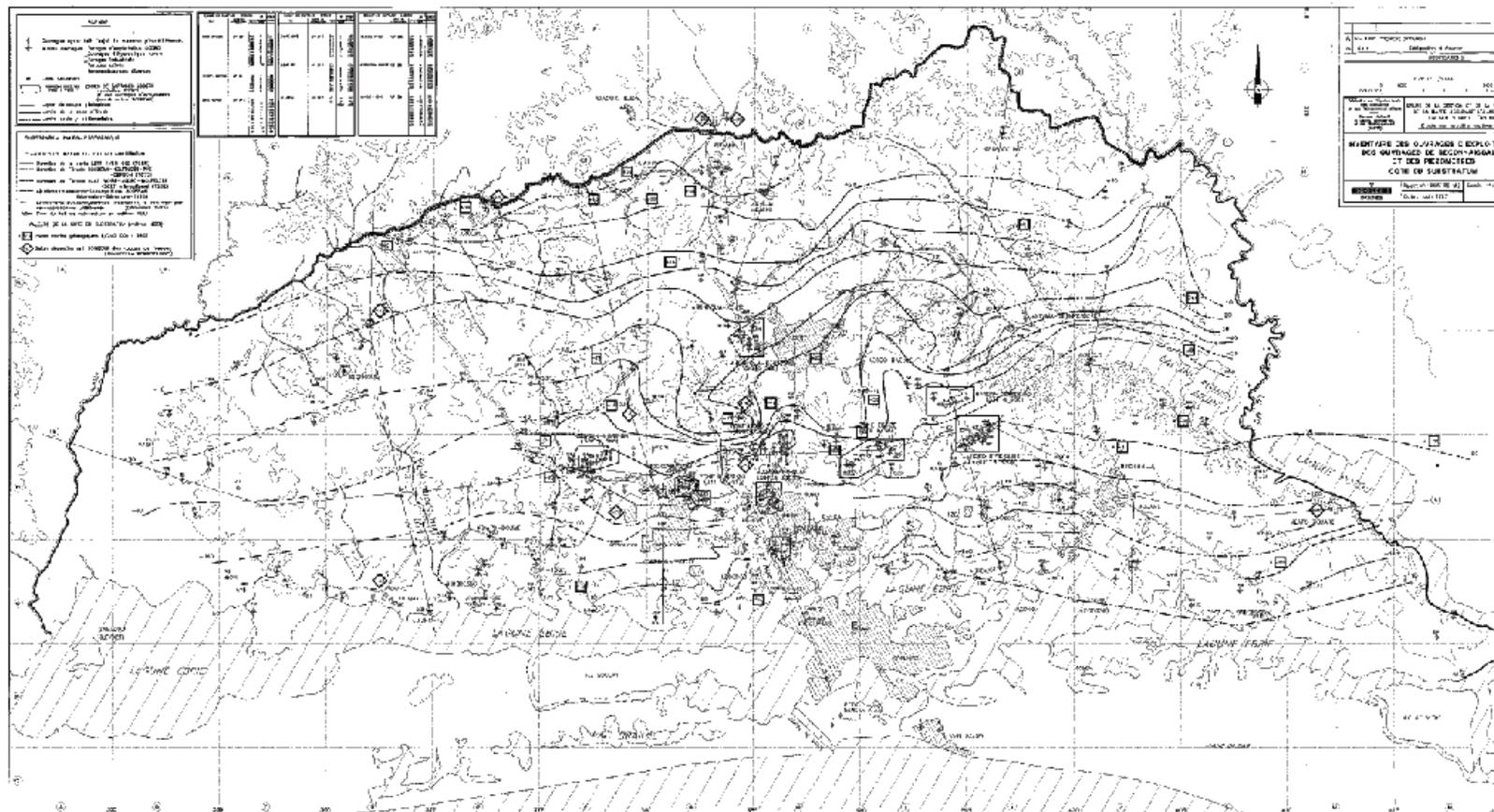


Figure III.3: Inventaire des ouvrages d'exploitation, des ouvrages d reconnaissance et des piézomètres. Côte de du substratum (SOGRAH, 1997)

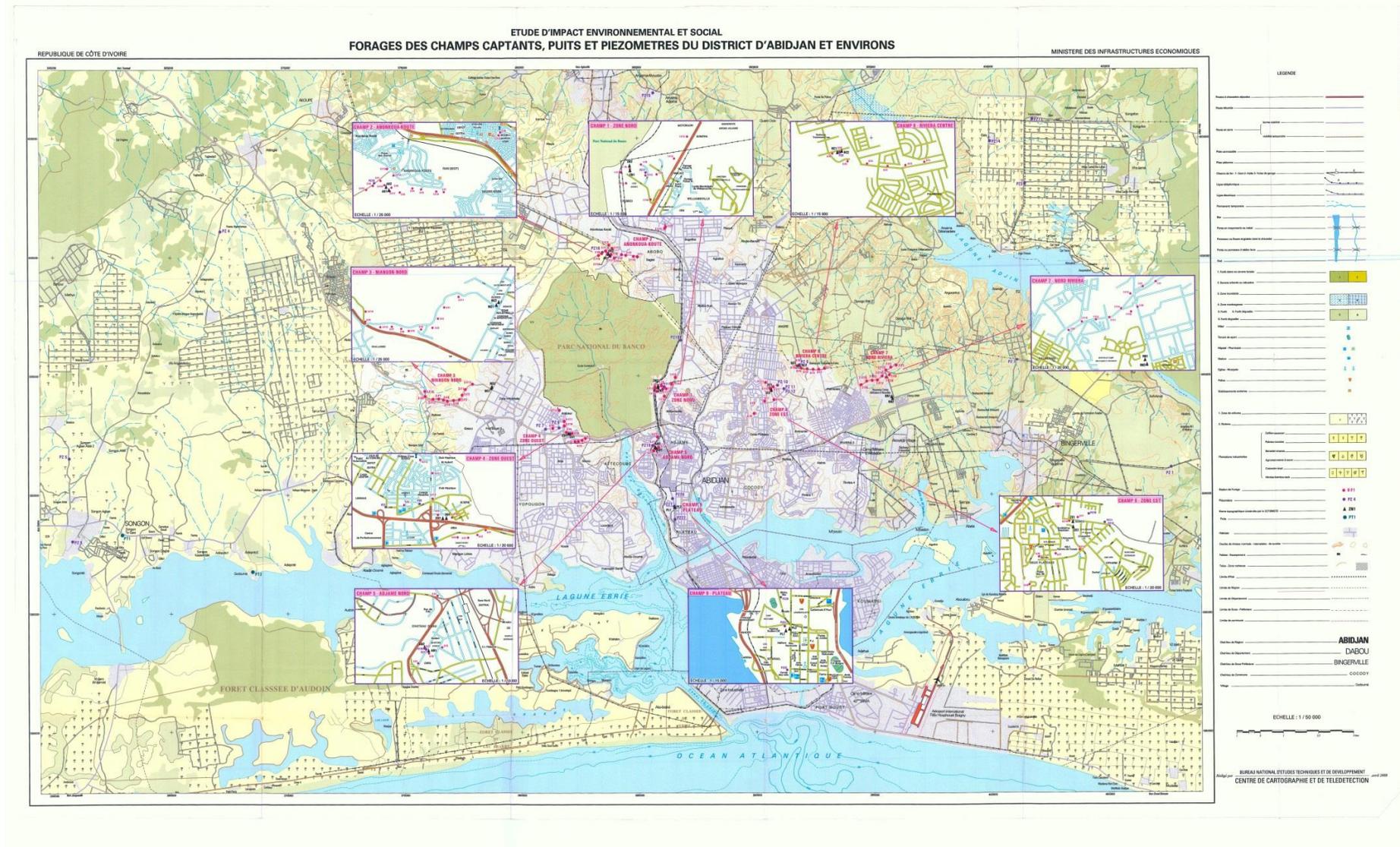


Figure III.4: Carte des forages des champs captants puits et piézomètres du District d'Abidjan d'après le CCT (2008)

Tableau III.1: Données météorologiques

Mois	jours	Température Maximale (°C)	Température Minimale (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (km/h)	Ensoleillement (h)
Mars_2014	1	29.7	22.6	80.49	158.4	6.77
	2	31.5	24.1	80.49	153.6	6.77
	3	31	25.8	80.49	189.6	6.77
	4	30.8	25.3	80.49	189.6	6.77
	5	31.1	25.9	80.49	223.2	6.77
	6	31.2	24.5	80.49	216	6.77
	7	30.9	23.6	80.49	132	6.77
	8	31.8	23.8	80.49	228	6.77
	9	32.2	25.7	80.49	304.8	6.77
	10	31.4	24.7	80.49	280.8	6.77
	11	30.3	25.2	80.49	242.4	6.77
	12	31.8	24.7	80.49	228	6.77
	13	30.8	24.9	80.49	172.8	6.77
	14	30.7	22.1	80.49	204	6.77
	15	31.7	24.4	80.49	163.2	6.77
	16	31.3	22.4	80.49	192	6.77
	17	31.8	22.3	80.49	165.6	6.77
	18	30.3	25.5	80.49	204	6.77
	19	31.5	24.9	80.49	172.8	6.77
	20	30.9	25.9	80.49	242.4	6.77
	21	31.2	24.9	80.49	223.2	6.77
	22	31.9	25.8	80.49	235.2	6.77
	23	32.8	20.9	80.49	184.8	6.77
	24	31.2	22.5	80.49	146.4	6.77
	25	30.6	24.1	80.49	165.6	6.77
	26	31.2	25.3	80.49	213.6	6.77
	27	31.7	25.4	80.49	235.2	6.77
	28	29.1	25.6	80.49	189.6	6.77
	29	30.9	25.3	80.49	252	6.77
	30	30.7	25.4	80.49	216	6.77
	31	31.8	23.2	80.49	170.4	6.77
Avril_2014	32	31.8	22.3	81.04	134.4	7.06
	33	31.3	25.3	81.04	192	7.06
	34	31.7	25.8	81.04	204	7.06
	35	31.7	24.5	81.04	177.6	7.06
	36	31.4	26.3	81.04	235.2	7.06
	37	31.9	24.7	81.04	223.2	7.06
	38	31.7	25.4	81.04	223.2	7.06
	39	31.8	26.3	81.04	228	7.06
	40	30.4	24	81.04	182.4	7.06

Mois	jours	Température Maximale (°C)	Température Minimale (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (km/h)	Ensoleillement (h)
	41	30.9	24.3	81.04	216	7.06
	42	32.8	21.5	81.04	223.2	7.06
	43	30.7	21.3	81.04	184.8	7.06
	44	31.1	22.2	81.04	184.8	7.06
	45	30.6	22.2	81.04	100.8	7.06
	46	31.7	23.8	81.04	158.4	7.06
	47	31.6	26.1	81.04	184.8	7.06
	48	31.2	26	81.04	204	7.06
	49	31.1	24.2	81.04	220.8	7.06
	50	31.3	22.5	81.04	184.8	7.06
	51	31.9	25.8	81.04	184.8	7.06
	52	30.6	22.2	81.04	172.8	7.06
	53	30.3	25.2	81.04	165.6	7.06
	54	31.1	22.1	81.04	139.2	7.06
	55	30.9	25.1	81.04	177.6	7.06
	56	30.7	25.9	81.04	196.8	7.06
	57	31.3	24.2	81.04	170.4	7.06
	58	29.2	22.9	81.04	93.6	7.06
	59	31	23.7	81.04	151.2	7.06
	60	30.2	25.6	81.04	146.4	7.06
	61	27.1	22.6	81.04	96	7.06
Mai_2014	62	31.4	23.7	82.36	146.4	6.28
	63	30.6	25.5	82.36	134.4	6.28
	64	30.8	25.1	82.36	134.4	6.28
	65	31.3	25.3	82.36	165.6	6.28
	66	31.1	25.1	82.36	177.6	6.28
	67	30.6	26.2	82.36	177.6	6.28
	68	30.5	25.8	82.36	213.60	6.28
	69	28.8	25.8	82.36	220.80	6.28
	70	25.9	22.9	82.36	96.00	6.28
	71	30.1	23.1	82.36	139.20	6.28
	72	33	23.8	82.36	132.00	6.28
	73	30.3	25.4	82.36	122.40	6.28
	74	30.4	24.8	82.36	201.60	6.28
	75	29.7	25	82.36	88.80	6.28
	76	30.6	23.5	82.36	132.00	6.28
	77	28	21.9	82.36	88.80	6.28
	78	30.6	22.9	82.36	146.40	6.28
	79	30.5	24.6	82.36	108.00	6.28
	80	32.3	24.5	82.36	132	6.28
81	31.2	22.7	82.36	192	6.28	

Mois	jours	Température Maximale (°C)	Température Minimale (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (km/h)	Ensoleillement (h)
	82	30.7	24.1	82.36	134.4	6.28
	83	30.7	23.3	82.36	184.8	6.28
	84	30.9	24.7	82.36	151.2	6.28
	85	30.8	25.9	82.36	213.6	6.28
	86	30.3	25.8	82.36	158.4	6.28
	87	31.2	25.2	82.36	134.4	6.28
	88	30.3	21.6	82.36	201.6	6.28
	89	27.7	21.1	82.36	127.2	6.28
	90	27.5	24.6	82.36	134.4	6.28
	91	26.9	23.3	82.36	122.4	6.28
	92	28.9	23.4	82.36	153.6	6.28
Juin_2014	93	29.4	24.5	85.21	165.6	4.27
	94	30.1	21.9	85.21	134.4	4.27
	95	30.8	24.9	85.21	170.4	4.27
	96	29.9	24.8	85.21	204	4.27
	97	26.4	21.7	85.21	139.2	4.27
	98	28.6	22.9	85.21	146.4	4.27
	99	27.2	22.8	85.21	132	4.27
	100	30	23.4	85.21	139.2	4.27
	101	29.3	24.9	85.21	184.8	4.27
	102	25.7	22.9	85.21	151.2	4.27
	103	27.9	23.4	85.21	153.6	4.27
	104	26.4	23.4	85.21	134.4	4.27
	105	26.9	23.7	85.21	139.2	4.27
	106	28.8	23.7	85.21	165.6	4.27
	107	27.2	24	85.21	108	4.27
	108	27.5	23.8	85.21	163.2	4.27
	109	27.7	23.6	85.21	165.6	4.27
	110	27.6	23.2	85.21	158.4	4.27
	111	27.2	23.5	85.21	163.2	4.27
	112	26.9	24.4	85.21	132	4.27
	113	28.4	24.2	85.21	182.4	4.27
114	27.8	24.6	85.21	153.6	4.27	
115	27.1	22.7	85.21	96	4.27	
116	25.6	21.7	85.21	115.2	4.27	
117	28.8	22.8	85.21	172.8	4.27	
118	25.8	23.2	85.21	144	4.27	
119	27.2	23.4	85.21	182.4	4.27	
120	27.5	24.6	85.21	172.8	4.27	
121	25	23.1	85.21	134.4	4.27	
122	26.2	22.8	85.21	146.4	4.27	

Mois	jours	Température Maximale (°C)	Température Minimale (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (km/h)	Ensoleillement (h)
Juil_2014	123	27.2	22.4	86.43	153.6	4.86
	124	25	23.1	86.43	127.2	4.86
	125	26.7	23.2	86.43	134.4	4.86
	126	26.3	20.9	86.43	108	4.86
	127	24.4	21.7	86.43	122.4	4.86
	128	25.8	22.5	86.43	146.4	4.86
	129	26.3	23.1	86.43	242.4	4.86
	130	27.4	23.6	86.43	216	4.86
	131	28.1	22.6	86.43	122.4	4.86
	132	27.8	23.1	86.43	172.8	4.86
	133	26.8	23.9	86.43	213.6	4.86
	134	28.2	23.9	86.43	192	4.86
	135	27.4	24.2	86.43	204	4.86
	136	27.7	24.3	86.43	196.8	4.86
	137	28.2	23.2	86.43	165.6	4.86
	138	26.7	21.2	86.43	144	4.86
	139	26.2	21.9	86.43	165.6	4.86
	140	26.7	23.6	86.43	170.4	4.86
	141	26.6	23.2	86.43	163.20	4.86
	142	26.3	23.6	86.43	208.80	4.86
	143	25.7	23.3	86.43	208.80	4.86
	144	26.8	23.7	86.43	242.40	4.86
	145	25.9	23.7	86.43	158.40	4.86
	146	25.6	23.2	86.43	172.80	4.86
	147	24.1	22.5	86.43	189.60	4.86
	148	26.1	22.7	86.43	165.60	4.86
	149	26.3	23.4	86.43	240.00	4.86
	150	25.5	22.4	86.43	242.40	4.86
	151	25.6	23.3	86.43	144.00	4.86
	152	26.1	23.1	86.43	158.40	4.86
153	26.1	23.4	86.43	172.8	4.86	
Aout_2014	154	27.7	23.1	87.59	220.8	3.82
	155	26.4	23.5	87.59	252	3.82
	156	26.1	22.7	87.59	213.6	3.82
	157	26.7	22.3	87.59	165.6	3.82
	158	25.7	22.9	87.59	220.8	3.82
	159	25	23.1	87.59	204.00	3.82
	160	24.6	22.8	87.59	170.40	3.82
	161	24	22.1	87.59	172.80	3.82
	162	26.2	21.9	87.59	192.00	3.82
	163	25.5	21.9	87.59	182.40	3.82

Mois	jours	Température Maximale (°C)	Température Minimale (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (km/h)	Ensoleillement (h)
	164	25.9	22.5	87.59	170.40	3.82
	165	25.7	21.8	87.59	204.00	3.82
	166	25.2	22.8	87.59	232.80	3.82
	167	25.6	21.5	87.59	146.40	3.82
	168	26.8	21.3	87.59	165.60	3.82
	169	24.7	22.4	87.59	196.80	3.82
	170	25.1	22.2	87.59	228.00	3.82
	171	27.4	21.9	87.59	127.2	3.82
	172	26.8	21.4	87.59	182.4	3.82
	173	25.7	23.1	87.59	247.2	3.82
	174	26	22.7	87.59	252	3.82
	175	27.2	22.5	87.59	204	3.82
	176	25.6	22.4	87.59	196.8	3.82
	177	26.2	22.6	87.59	172.8	3.82
	178	26.4	23	87.59	213.6	3.82
	179	24.9	22.6	87.59	223.2	3.82
	180	24.8	22.8	87.59	228	3.82
	181	26.7	22.4	87.59	81.6	3.82
	182	27.1	22.9	87.59	201.6	3.82
	183	26.4	23.1	87.59	220.8	3.82
	184	25.8	23.1	87.59	223.2	3.82
Sept_2014	185	25.7	22.7	85.67	220.8	4.76
	186	24.8	22.7	85.67	232.8	4.76
	187	27.2	22.4	85.67	192	4.76
	188	27.1	21.9	85.67	172.8	4.76
	189	25.4	22.8	85.67	213.6	4.76
	190	26.3	23	85.67	252	4.76
	191	25.8	22.6	85.67	208.8	4.76
	192	26.6	22.4	85.67	146.4	4.76
	193	25.4	22.3	85.67	144	4.76
	194	27.2	22.6	85.67	192	4.76
	195	26.7	22.8	85.67	177.6	4.76
	196	26.4	21.7	85.67	120	4.76
	197	26.7	22.6	85.67	153.6	4.76
	198	27.8	23.4	85.67	196.8	4.76
	199	25.6	23.2	85.67	165.6	4.76
	200	27.8	23.4	85.67	220.8	4.76
	201	25.5	22.9	85.67	240	4.76
202	26.1	23.3	85.67	228	4.76	
203	26.1	22.7	85.67	204	4.76	
204	28.2	22.4	85.67	153.6	4.76	

Mois	jours	Température Maximale (°C)	Température Minimale (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (km/h)	Ensoleillement (h)
	205	26.1	23.5	85.67	201.6	4.76
	206	27.2	23.6	85.67	196.8	4.76
	207	27.2	23.4	85.67	184.8	4.76
	208	25.9	23.1	85.67	192	4.76
	209	26.8	22.7	85.67	165.6	4.76
	210	26.8	23.3	85.67	189.6	4.76
	211	28.1	21	85.67	163.2	4.76
	212	24.6	23.3	85.67	204	4.76
	213	26.5	22.9	85.67	196.8	4.76
	214	26.9	21.4	85.67	204	4.76
Oct_2014	215	27.9	21.3	82.89	232.8	6.53
	216	25.9	22.8	82.89	213.6	6.53
	217	27.8	22.8	82.89	139.2	6.53
	218	27.9	23.3	82.89	165.6	6.53
	219	26.7	23.3	82.89	201.6	6.53
	220	27.7	23.6	82.89	192	6.53
	221	27.7	23.7	82.89	182.4	6.53
	222	27.6	23.4	82.89	182.4	6.53
	223	28.5	23.8	82.89	201.6	6.53
	224	28.2	23.9	82.89	204	6.53
	225	27.6	24	82.89	242.4	6.53
	226	25.7	23.3	82.89	184.8	6.53
	227	26.3	23.2	82.89	184.8	6.53
	228	27.1	23.1	82.89	165.6	6.53
	229	28	23.3	82.89	172.8	6.53
	230	28.7	23.5	82.89	192	6.53
	231	28.2	24.2	82.89	235.2	6.53
	232	28.5	24	82.89	252	6.53
	233	27.8	21.5	82.89	158.4	6.53
	234	24.8	23.2	82.89	127.2	6.53
	235	28.3	23.6	82.89	153.6	6.53
	236	28.2	23.4	82.89	184.8	6.53
	237	28.6	23.7	82.89	192	6.53
	238	28.7	23.8	82.89	172.8	6.53
	239	27.3	23.8	82.89	134.4	6.53
	240	28.7	21.8	82.89	158.4	6.53
	241	28.1	23.9	82.89	153.6	6.53
	242	29.3	23.3	82.89	177.6	6.53
	243	29.3	24.2	82.89	165.6	6.53
	244	29.3	24.1	82.89	184.8	6.53
	245	29.2	22	82.89	184.8	6.53

Mois	jours	Température Maximale (°C)	Température Minimale (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (km/h)	Ensoleillement (h)
Nov_2014	246	29.3	23.7	80.16	182.4	8.08
	247	29.3	23.7	80.16	172.8	8.08
	248	29.3	24.4	80.16	165.6	8.08
	249	28.7	21.7	80.16	163.2	8.08
	250	27.1	21.6	80.16	132	8.08
	251	29.2	21.4	80.16	144	8.08
	252	29.8	23.9	80.16	158.4	8.08
	253	29.4	23.1	80.16	134.4	8.08
	254	29	23.5	80.16	172.8	8.08
	255	28.6	23.2	80.16	158.4	8.08
	256	27.8	23.3	80.16	115.2	8.08
	257	29.6	22.1	80.16	201.6	8.08
	258	29.3	24.4	80.16	172.8	8.08
	259	29.2	24.8	80.16	163.2	8.08
	260	29.6	24.1	80.16	127.2	8.08
	261	29.8	24.8	80.16	153.6	8.08
	262	28.8	25.2	80.16	189.6	8.08
	263	29.2	23.6	80.16	139.2	8.08
	264	29.8	23.2	80.16	127.2	8.08
	265	29.4	24.7	80.16	146.4	8.08
	266	29.8	24.3	80.16	151.2	8.08
	267	30.4	24.2	80.16	115.2	8.08
	268	29.2	24.5	80.16	146.4	8.08
	269	29.4	23.1	80.16	100.8	8.08
	270	29.6	22.6	80.16	96	8.08
271	29.5	24.7	80.16	165.6	8.08	
272	28.9	22.7	80.16	127.2	8.08	
273	28.6	22.4	80.16	127.2	8.08	
274	29.6	23.7	80.16	127.2	8.08	
275	30.2	23.9	80.16	127.2	8.08	
Déc_2014	276	28.6	22.5	80.42	108	7.17
	277	28.9	23.7	80.42	122.4	7.17
	278	30	24.3	80.42	134.4	7.17
	279	29.9	24.8	80.42	146.40	7.17
	280	28.3	22.8	80.42	50.40	7.17
	281	28.6	22.6	80.42	120.00	7.17
	282	29	24.8	80.42	144.00	7.17
	283	30.1	24.6	80.42	153.60	7.17
	284	29.9	24.7	80.42	108.00	7.17
	285	29.4	22.8	80.42	112.80	7.17
	286	28.9	24.6	80.42	134.40	7.17

Mois	jours	Température Maximale (°C)	Température Minimale (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (km/h)	Ensoleillement (h)
	287	26.2	23.2	80.42	43.20	7.17
	288	31.4	23.3	80.42	84.00	7.17
	289	30.8	24.3	80.42	127.20	7.17
	290	29.9	24.9	80.42	120.00	7.17
	291	29.9	24.2	80.42	100.8	7.17
	292	30	24.8	80.42	112.8	7.17
	293	30.4	24.6	80.42	132	7.17
	294	30.2	24.6	80.42	115.2	7.17
	295	29.6	24.9	80.42	112.8	7.17
	296	29.6	24.6	80.42	69.6	7.17
	297	29.1	24.4	80.42	50.4	7.17
	298	30.2	22.3	80.42	84	7.17
	299	29.8	23	80.42	93.6	7.17
	300	31.6	24.5	80.42	62.4	7.17
	301	31.2	23.9	80.42	74.4	7.17
	302	30.2	21.6	80.42	100.8	7.17
	303	30.6	22.6	80.42	96	7.17
	304	31.1	20.1	80.42	108	7.17
	305	30.7	21.4	80.42	122.4	7.17
	306	31.6	23.1	80.42	115.2	7.17
Janv_2015	307	28.4	23.4	77.01	132	6.48
	308	31.6	21	77.01	96	6.48
	309	31.4	20.7	77.01	100.8	6.48
	310	31.3	22.7	77.01	93.6	6.48
	311	30.3	22.7	77.01	103.2	6.48
	312	30.3	20.7	77.01	96	6.48
	313	30.3	20.2	77.01	76.80	6.48
	314	31.3	22.7	77.01	64.80	6.48
	315	30.8	24.2	77.01	57.60	6.48
	316	31.6	23.7	77.01	69.60	6.48
	317	29.8	22.3	77.01	108.00	6.48
	318	29.9	21.3	77.01	127.20	6.48
	319	31.3	20.1	77.01	103.20	6.48
	320	31.6	20.5	77.01	76.80	6.48
	321	33.1	21.7	77.01	57.60	6.48
	322	30.6	24.8	77.01	81.60	6.48
	323	31.1	25.3	77.01	88.80	6.48
324	30.7	25	77.01	134.40	6.48	
325	29.5	25.1	77.01	108.00	6.48	
326	29.7	25	77.01	139.20	6.48	
327	30.2	25.2	77.01	144.00	6.48	

Mois	jours	Température Maximale (°C)	Température Minimale (°C)	Humidité relative (%)	Vitesse du vent (km/h)	Ensoleillement (h)
	328	31.2	25.3	77.01	139.20	6.48
	329	30.1	23.7	77.01	88.80	6.48
	330	31.1	24.1	77.01	144.00	6.48
	331	29.7	25.3	77.01	165.60	6.48
	332	30.7	23.7	77.01	93.60	6.48
	333	31.1	23.7	77.01	108.00	6.48
	334	32.6	25.1	77.01	139.2	6.48
	335	30.6	25.6	77.01	177.6	6.48
	336	29.8	25.4	77.01	172.8	6.48
	337	30.4	25.7	77.01	184.8	6.48
Fév_2015	338	29.8	24.7	80.41	134.4	7.34
	339	31.4	25.6	80.41	204	7.34
	340	30.4	26.3	80.41	223.2	7.34
	341	30.4	26.5	80.41	235.2	7.34
	342	30.1	26.3	80.41	182.4	7.34
	343	30.3	26.2	80.41	196.8	7.34
	344	30.3	22.6	80.41	146.4	7.34
	345	30.3	22.9	80.41	127.2	7.34
	346	30.7	26.1	80.41	223.2	7.34
	347	30.3	26.1	80.41	189.6	7.34
	348	31.1	21.4	80.41	153.6	7.34
	349	28.8	21.4	80.41	64.8	7.34
	350	30.8	23.4	80.41	81.6	7.34
	351	31.2	25.8	80.41	81.6	7.34
	352	30.6	25.6	80.41	19.2	7.34
	353	30.7	25.6	80.41	0	7.34
	354	30.3	23.8	80.41	7.2	7.34
	355	30.3	23.4	80.41	4.8	7.34
	356	30.4	25.2	80.41	7.2	7.34
	357	30.7	23.7	80.41	0	7.34
	358	30.1	24.7	80.41	4.8	7.34
	359	31.8	23.6	80.41	0	7.34
	360	30.6	24.9	80.41	0	7.34
	361	33.8	25.3	80.41	0	7.34
	362	30.8	25.2	80.41	7.2	7.34
	363	31.2	25.4	80.41	12	7.34
	364	31.6	25.5	80.41	0	7.34
	365	32.4	24.8	80.41	0	7.34

## ANNEXE IV: CARACTÉRISATION DES SOLS

**Tableau IV .1: Analyse de perméamétrie -Résultats des essais à charge constant**

Echantillon E1, remanié									
Mesure	1	2	3	4	5	6	7	8	
V [cm3]	2.4	5.7	23.75	29.6	32.2	37.3	22.7	39.9	
L [cm]	5	5	5	5	5	5	5	5	
A [cm2]	20	20	20	20	20	20	20	20	
t [hh:xx:xx]	3	5	19	24	26	29	18	16	
t [xx:mm:xx]	2	57	8	1	39	39	49	48	
t [xx:xx:ss]	45	7	24	52	25	26	0	0	
t [s]	10965	21427	68904	86512	95965	106766	67740	60480	
t [d]	0.12691	0.2479977	0.7975	1.001296	1.11071	1.235718	0.78403	0.7	
wli [cm]	5.92	5.85	5.84	5.9	5.9	5.85	5.79	5.79	
wlo [cm]	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	
h [cm]	0.82	0.75	0.74	0.8	0.8	0.75	0.69	0.69	
K [cm/d]	5.765573	7.6613618	10.061	9.238025	9.05955	10.06163	10.4902	20.6522	
K [cm/h]	0.240232	0.3192234	0.41921	0.384918	0.37748	0.419235	0.43709	0.86051	
K[cm/s]	6.67E-05	8.867E-05	1.16E-04	1.07E-04	1.05E-04	1.16E-04	1.21E-04	2.39E-04	
K [m/s]	6.67E-07	8.867E-07	1.2E-06	1.07E-06	1E-06	1.16E-06	1.2E-06	2.4E-06	
Débit(cm3/s)	2.19E-04	2.66E-04	3.45E-04	3.42E-04	3.36E-04	3.49E-04	3.35E-04	6.60E-04	
Echantillon E4									
Mesure	1	2	3	4	5	6	7	8	9
V [cm3]	2.6	5.3	1.3	6	7.1	34	35.2	8.7	12.8
L [cm]	5	5	5	5	5	5	5	5	5
A [cm2]	20	20	20	20	20	20	20	20	20
t [hh:xx:xx]	1	2		2	2	19	24	2	4
t [xx:mm:xx]	36	36	41	2	30	22	9	52	7
t [xx:xx:ss]	0	25	26	0	0	0	0	45	30
t [sec]	5760	9385	2486	7320	9000	69720	86940	10365	14850
t [d]	0.066667	0.1086227	0.02877	0.084722	0.10417	0.806944	1.00625	0.11997	0.171875
wli [cm]	5.8	5.8	5.75	5.75	5.75	5.68	5.68	5.7	5.7
wlo [cm]	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5
h [cm]	0.3	0.3	0.25	0.25	0.25	0.18	0.18	0.2	0.2
K [cm/d]	32.5	40.660629	45.181	70.81967	68.16	58.51979	48.5852	90.6512	93.09091
K [cm/h]	1.354167	1.6941929	1.88254	2.95082	2.84	2.438325	2.02438	3.77713	3.878788
K [m/s]	3.76E-06	4.706E-06	5.2E-06	8.2E-06	7.9E-06	6.77E-06	5.6E-06	1E-05	1.08E-05
Echantillon E6									
Mesure	1	2	3	4	5	6	7		
V [cm3]	43.6	26.4	10.7	33.4	40.4	15.9	24.4		
L [cm]	5	5	5	5	5	5	5		
A [cm2]	20	20	20	20	20	20	20		

t [hh:xx:xx]	1	0		2	2	2	3
<b>Echantillons 6 (suite)</b>							
t [xx:mm:xx]	38	58	39	0	28	8	23
t [xx:xx:ss]	0	7	49	0	0	30	19
t [sec]	5880	3487	2389	7200	8880	7710	12199
t [d]	0.068056	0.0403588	0.02765	0.083333	0.10278	0.089236	0.14119
wli [cm]	6.1	6.1	6.1	6.1	6.1	5.8	5.8
wlo [cm]	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5	5.5
h [cm]	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.3	0.3
K [cm/d]	266.9388	272.55521	161.239	167	163.784	148.4825	144.012
K [cm/h]	11.12245	11.356467	6.71829	6.958333	6.82432	6.18677	6.00049
K [m/s]	3.09E-05	3.155E-05	1.9E-05	1.93E-05	1.9E-05	1.72E-05	1.7E-05

Tableau IV.2 : Analyse de perméamétrie -Résultats des essais à charge variable

Echantillon E1, remanié								
Mesure	1	2	3	4	5	6	7	
Technique	Essais à charge variable							
h [cm]	7.9	7.88	7.85	7.75	7.65	7.6	7.5	
L [cm]	5	5	5	5	5	5	5	
A [cm <sup>2</sup> ]	20	20	20	20	20	20	20	
Date	15.03.2014	16.03.2014	16.03.2014	18.03.2014	20.03.2014	21.03.2014	22.03.2014	
Heure	19:21	14:17	18:23	11:17	10:13	11:15	18:42	
dt		18:56:00	04:06:00	16:54:00	22:56:00	01:02:00	07:27:00	
t [s]	0	68160	14760	60840	82560	3720	26820	
t [d]	0	0.788888889	0.170833333	1.704166667	1.955555555	1.043055556	1.310416667	
wli [cm]	7.9	7.88	7.85	7.75	7.65	7.6	7.5	
wlo [cm]	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	5.1	
h [cm]	2.8	2.78	2.75	2.65	2.55	2.5	2.4	
K [cm/d]		0.200273793	0.473802442	0.26870599	0.26453586	0.266023538	0.332122859	
K [cm/h]		0.008344741	0.019741768	0.011196083	0.01102232	0.011084314	0.013838452	
K [m/s]		2.31798E-08	5.48382E-08	3.11002E-08	3.06176E-08	3.07898E-08	3.84401E-08	
Echantillon E2, remanié								
Mesure	1	2	3	4	5	6	7	8
Technique	Essais à charge variable							
h [cm]	7.3	7.28	7	6.8	6.7	6.6	6.52	6.45
L [cm]	5	5	5	5	5	5	5	5
A [cm <sup>2</sup> ]	20	20	20	20	20	20	20	20
Date	02.04.2014	02.04.2014	04.04.2014	05.04.2014	06.04.2014	07.04.2014	08.04.2014	09.04.2014
Heure	14:33	19:38	14:55	18:15	14:13	11:07	12:20	11:06

Echantillon E2, remanié (suite)								
dt		05:05:00	19:17:00	03:20:00	19:58:00	20:54:00	01:13:00	22:46:00
t [s]	0	18300	69420	12000	71880	75240	4380	81960
t [d]	0	0.211805556	1.803472222	1.138888889	0.831944444	0.870833333	1.050694444	0.948611111
wli [cm]	7.3	7.28	7	6.8	6.7	6.6	6.52	6.45
wlo [cm]	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45
h [cm]	1.85	1.83	1.55	1.35	1.25	1.15	1.07	1
K [cm/d]		0.491381617	0.716895496	0.905155769	0.795090897	0.839058988	0.732564221	0.774249687
K [cm/h]		0.020474234	0.029870646	0.037714824	0.033128787	0.034960791	0.030523509	0.032260404
K [m/s]		5.68729E-08	8.2974E-08	1.04763E-07	9.20244E-08	9.71133E-08	8.47875E-08	8.96122E-08
Echantillon E3, remanié								
Mesure	1	2	3	4	5	6	7	8
Technique	Essais à charge variable							
h [cm]	7.8	7.8	7.7	7.6	7.52	7.5	7.4	7.36
L [cm]	5	5	5	5	5	5	5	5
A [cm <sup>2</sup> ]	20	20	20	20	20	20	20	20
Date	02.04.2014	02.04.2014	04.04.2014	05.04.2014	06.04.2014	07.04.2014	08.04.2014	09.04.2014
Heure	14:33	19:38	14:55	18:15	14:13	11:07	12:20	11:06
dt		05:05:00	19:17:00	03:20:00	19:58:00	20:54:00	01:13:00	22:46:00
t [s]	0	18300	69420	12000	71880	75240	4380	81960
t [d]	0	0.211805556	1.803472222	1.138888889	0.831944444	0.870833333	1.050694444	0.948611111
wli [cm]	7.8	7.8	7.7	7.6	7.52	7.5	7.4	7.36
wlo [cm]	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45
h [cm]	2.35	2.35	2.25	2.15	2.07	2.05	1.95	1.91
K [cm/d]		0.183829787	0.308429902	0.39600528	0.432671371	0.265455596	0.454054992	0.333090828
K [cm/h]		0.007659574	0.012851246	0.01650022	0.018027974	0.01106065	0.018918958	0.013878784
K [m/s]		2.12766E-08	3.56979E-08	4.58339E-08	5.00777E-08	3.0724E-08	5.25527E-08	3.85522E-08

Echantillon E4, remanié (suite)								
Mesure	1	2	3					
Technique	Essais à charge variable							
h [cm]	7.7	6.8	5.65					
L [cm]	5	5	5					
A [cm <sup>2</sup> ]	20	20	20					
Date	02.04.2014	02.04.2014	02.04.2014					
Heure	14:41	15:32	19:38					
dt		00:51:00	04:06:00					
t [s]	0	3060	14760					
t [d]	0	0.035416667	0.170833333					
wli [cm]	7.7	6.8	5.65					
wlo [cm]	5.5	5.5	5.5					
h [cm]	2.2	1.3	0.15					
K [cm/d]		74.52741344	64.18270441					
K [cm/h]		3.105308893	2.67427935					
K [m/s]		8.62586E-06	7.42855E-06					
Echantillon E5, remanié								
Mesure	1	2	3	4	5	6	7	8
Technique	Essais à charge variable							
h [cm]	7.6	7.6	7.5	7.4	7.32	7.2	7.15	7.09
L [cm]	5	5	5	5	5	5	5	5
A [cm <sup>2</sup> ]	20	20	20	20	20	20	20	20
Date	02.04.2014	02.04.2014	04.04.2014	05.04.2014	06.04.2014	07.04.2014	08.04.2014	09.04.2014
Heure	14:33	19:38	14:55	18:15	14:13	11:07	12:20	
dt		05:05:00	19:17:00	03:20:00	19:58:00	20:54:00	01:13:00	22:46:00
t [s]	0	18300	69420	12000	71880	75240	4380	81960

Echantillon E5, remanié (suite)								
t [d]	0	0.211805556	1.803472222	1.138888889	0.831944444	0.870833333	1.050694444	0.948611111
wli [cm]	7.6	7.6	7.5	7.4	7.32	7.2	7.15	7.09
wlo [cm]	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45	5.45
h [cm]	2.15	2.15	2.05	1.95	1.87	1.75	1.7	1.64
K [cm/d]	#DIV/0!	0.200930233	0.337818038	0.435625476	0.477992885	0.619605141	0.388405744	0.448117112
K [cm/h]		0.008372093	0.014075752	0.018151061	0.01991637	0.025816881	0.016183573	0.018671546
K [m/s]		2.32558E-08	3.90993E-08	5.04196E-08	5.53233E-08	7.17136E-08	4.49544E-08	5.18654E-08
Echantillon E6, remanié								
Mesure	1	2						
Technique	Essais à charge variable							
h [cm]	7.5	5.9						
L [cm]	5	5						
A [cm <sup>2</sup> ]	20	20						
Date	02.04.2014 14:41	02.04.2014 15:32						
Date	41731.61181	41731.64722						
dt		00:51:00						
t [s]	0	3060						
t [d]	0	0.035416667						
wli [cm]	7.5	5.9						
wlo [cm]	5.45	5.45						
h [cm]	2.05	0.45						
K [cm/d]		214.5223672						
K [cm/h]		8.938431966						
K [m/s]		2.4829E-05						

Tableau IV.3: Tamisage sous eau

Diamètre Tamis (mm)	E1 (269.67 g)		E2 (604.11 g)		E3 (479.71 g)		E4 (909.37 g)		E5 (584.52 g)		E6 (586.95 g)	
	Refus (g)	%passant										
<b>8</b>	0	100	0.04	99.99337869	0	100	0	100	1.74	99.70231985	0	100
<b>4</b>	0.13	99.95179293	0.02	99.99006803	0	100	0.87	99.90432937	8.26	98.28919455	0.02	99.99668298
<b>2</b>	0.25	99.85908703	0.3	99.9404082	0	100	7.77	99.04989168	5.79	97.2986382	4.19	99.30176632
<b>1</b>	17.64	93.31775874	44.97	92.49639966	36.63	92.36413667	57.91	92.6817467	51.94	88.41271471	43.12	92.15026122
<b>0.425</b>	76.7	64.87558868	259.67	49.512506	218.81	46.75116216	365.9	52.44509935	174.27	58.59850818	351.67	33.82535865
<b>0.25</b>	68.31	39.54462862	130.95	27.83599013	119.21	21.90073169	318.29	17.44394471	183.11	27.27194963	106.03	16.24015258
<b>0.125</b>	54.06	19.49790485	102.38	10.88874543	74.79	6.310062329	126.43	3.54091294	119.13	6.891124341	51.87	7.637449208
<b>0.063</b>	24.12	10.55363963	31.2	5.72412309	20.79	1.976193951	20.98	1.233821217	28.83	1.958872237	18.26	4.609005722

Tableau IV.4: Tamisage à sec

Diamètre Tamis (mm)	E2 (861.73 g)		E3 (692.68 g)		E4 (859.5 g)		E5 (863.72 g)		E6 (982.89 g)	
	Refus (g)	%passant	Refus (g)	%passant	Refus (g)	%passant	Refus (g)	%passant	Refus (g)	%passant
<b>8</b>	0	100	0	100	0	100	1.15	99.866855	0	100
<b>4</b>	0.16	99.9814327	0	100	0.51	99.94066318	9.91	98.71949243	0	100
<b>2</b>	0.43	99.93153308	0.02	99.99711266	6.63	99.16928447	6.4	97.97851155	6.9	99.29798858
<b>1</b>	59.34	93.04538545	45.1	93.48616966	78.4	90.04770215	76.74	89.09368777	277.36	71.0791645
<b>0.425</b>	155.93	74.95039049	137.82	73.58953629	359.61	48.20826062	185.27	67.64344927	356.87	34.77093062
<b>0.25</b>	110.47	62.13082984	124.45	55.62308714	276.42	16.04770215	206.18	43.77228732	164.9	17.9938752
<b>0.125</b>	59.84	55.18665939	82.8	43.6695155	89.26	5.662594532	106.41	31.45232251	81.56	9.695896794
<b>0.063</b>	8.04	54.25365254	17.47	41.14742738	11.88	4.280395579	19	29.25253554	20.66	7.59393218

Tableau IV. 5: Pourcentage de masse de l'analyse sous eau

Taille des grains (mm)	E2_Alepe1		E3_Alépé2		E4_Adiop1		E5_Adiop2		E6_Banco	
	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille
< 0.063	54.2536525	54.2536525	41.1474274	41.1474274	4.28039558	4.28039558	29.2525355	29.2525355	7.59393218	7.59393218
0.063-0.125	0.93300686	55.1866594	2.52208812	43.6695155	1.38219895	5.66259453	2.19978697	31.4523225	2.10196461	9.69589679
0.125-0.25	6.94417045	62.1308298	11.9535716	55.6230871	10.3851076	16.0477022	12.3199648	43.7722873	8.29797841	17.9938752
0.25-0.425	12.8195607	74.9503905	17.9664492	73.5895363	32.1605585	48.2082606	23.871162	67.6434493	16.7770554	34.7709306
0.425-1	18.094995	93.0453854	19.8966334	93.4861697	41.8394415	90.0477022	21.4502385	89.0936878	36.3082339	71.0791645
1-2	6.88614763	99.9315331	6.510943	99.9971127	9.12158232	99.1692845	8.88482379	97.9785116	28.2188241	99.2979886
2-4	0.04989962	99.9814327	0.00288734	100	0.77137871	99.9406632	0.74098087	98.7194924	0.70201142	100
4-8	0.0185673	100	0	100	0.05933682	100	1.14736257	99.866855	0	100

Tableau IV.6: Pourcentage de masse de l'analyse à sec

Taille des grains (mm)	E2_Alepe1		E3_Alépé2		E4_Adiop1		E5_Adiop2		E6_Banco	
	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille	% masse < Taille	% masse Cumulée <Taille
< 0.063	5.72	5.72	1.98	1.98	1.23	1.23	1.96	1.96	2.01	2.01
0.063-0.125	5.16	10.89	4.33	6.31	2.31	3.54	4.93	6.89	3.11	5.12
0.125-0.25	16.95	27.84	15.59	21.90	13.90	17.44	20.38	27.27	8.84	13.96
0.25-0.425	21.68	49.51	24.85	46.75	35.00	52.45	31.33	58.60	18.06	32.02
0.425-1	42.98	92.50	45.61	92.36	40.24	92.68	29.81	88.41	59.91	91.94
1-2	7.44	99.94	7.64	100	6.37	99.05	8.89	97.30	7.35	99.28
2-4	0.05	99.99	0	100	0.85	99.90	0.99	98.29	0.71	100.00
4-8	0.00	99.99	0	100	0.10	100	1.41	99.70	0.00	100

Tableau IV.7: Résultats de l'analyse granulométrique à diffraction laser

Taille des grains en micron	Taille des grains en mm	E2		E3		E4		E5		E6	
		% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé
0.01	0.00001	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0114	0.0000114	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0129	0.0000129	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0147	0.0000147	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0167	0.0000167	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0189	0.0000189	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0215	0.0000215	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0244	0.0000244	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0278	0.0000278	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0315	0.0000315	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0358	0.0000358	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0407	0.0000407	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0463	0.0000463	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0526	0.0000526	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0597	0.0000597	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0679	0.0000679	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0771	0.0000771	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0876	0.0000876	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.0995	0.0000995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.113	0.000113	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.128	0.000128	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.146	0.000146	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.166	0.000166	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.188	0.000188	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Taille des grains en micron	Taille des grains en mm	E2		E3		E4		E5		E6	
		% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé
0.214	0.000214	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.243	0.000243	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0.276	0.000276	0.010001	0.010001	0	0	0	0	0	0	0	0
0.314	0.000314	0.060006	0.070007001	0.070014	0.070014003	0	0	0.02	0.02	0.059982	0.059982005
0.357	0.000357	0.10001	0.170017002	0.15003	0.220044009	0.070014	0.070014003	0.1	0.12	0.119964	0.179946016
0.405	0.000405	0.150015	0.320032003	0.260052	0.480096019	0.10002	0.170034007	0.16	0.28	0.179946	0.359892032
0.46	0.00046	0.230023	0.550055006	0.430086	0.910182036	0.140028	0.310062012	0.26	0.54	0.259922	0.619814056
0.523	0.000523	0.340034	0.890089009	0.630126	1.540308062	0.190038	0.50010002	0.39	0.93	0.349895	0.969709087
0.594	0.000594	0.480048	1.370137014	0.890178	2.430486097	0.25005	0.75015003	0.56	1.49	0.459862	1.429571129
0.675	0.000675	0.660066	2.03020302	1.180236	3.610722144	0.310062	1.060212042	0.77	2.26	0.5798261	2.009397181
0.767	0.000767	0.870087	2.900290029	1.510302	5.121024205	0.380076	1.440288058	1.02	3.28	0.7097871	2.719184245
0.872	0.000872	1.10011	4.00040004	1.85037	6.971394279	0.460092	1.900380076	1.29	4.57	0.8497451	3.568929321
0.991	0.000991	1.360136	5.360536054	2.180436	9.151830366	0.540108	2.440488098	1.58	6.15	0.9797061	4.548635409
1.13	0.00113	1.610161	6.97069707	2.480496	11.63232647	0.620124	3.060612122	1.86	8.01	1.0896731	5.638308507
1.28	0.00128	1.830183	8.800880088	2.720544	14.35287057	0.680136	3.74074815	2.11	10.12	1.1896431	6.827951615
1.45	0.00145	2.0002	10.80108011	2.880576	17.23344669	0.740148	4.480896179	2.3	12.42	1.2496251	8.077576727
1.65	0.00165	2.10021	12.90129013	2.930586	20.16403281	0.780156	5.26105221	2.4	14.82	1.2796161	9.357192842
1.88	0.00188	2.110211	15.01150115	2.870574	23.03460692	0.80016	6.061212242	2.4	17.22	1.2796161	10.63680896
2.13	0.00213	2.040204	17.05170517	2.730546	25.76515303	0.80016	6.861372274	2.32	19.54	1.2396281	11.87643707
2.42	0.00242	1.90019	18.95189519	2.530506	28.29565913	0.780156	7.641528306	2.16	21.7	1.1696491	13.04608617
2.75	0.00275	1.730173	20.68206821	2.310462	30.60612122	0.75015	8.391678336	1.97	23.67	1.0896731	14.13575927
3.12	0.00312	1.560156	22.24222422	2.120424	32.72654531	0.710142	9.101820364	1.79	25.46	0.9897031	15.12546236
3.55	0.00355	1.410141	23.65236524	1.980396	34.70694139	0.670134	9.771954391	1.64	27.1	0.9097271	16.03518944
4.03	0.00403	1.30013	24.95249525	1.910382	36.61732346	0.630126	10.40208042	1.54	28.64	0.8297511	16.86494052
4.58	0.00458	1.230123	26.18261826	1.930386	38.54770954	0.590118	10.99219844	1.51	30.15	0.7597721	17.62471259
5.21	0.00521	1.210121	27.39273927	2.030406	40.57811562	0.55011	11.54230846	1.54	31.69	0.7097871	18.33449965

Taille des grains en micron	Taille des grains en mm	E2		E3		E4		E5		E6	
		% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé
5.92	0.00592	1.240124	28.63286329	2.220444	42.79855971	0.510102	12.05241048	1.65	33.34	0.6697991	19.00429871
6.72	0.00672	1.340134	29.9729973	2.510502	45.30906181	0.480096	12.5325065	1.83	35.17	0.6298111	19.63410977
7.64	0.00764	1.50015	31.47314731	2.890578	48.19963993	0.45009	12.98259652	2.1	37.27	0.6098171	20.24392682
8.68	0.00868	1.760176	33.23332333	3.330666	51.53030606	0.420084	13.40268054	2.44	39.71	0.5898231	20.83374988
9.86	0.00986	2.130213	35.36353635	3.80076	55.33106621	0.40008	13.80276055	2.84	42.55	0.5698291	21.40357893
11.2	0.0112	2.620262	37.98379838	4.230846	59.56191238	0.380076	14.18283657	3.3	45.85	0.5598321	21.96341098
12.7	0.0127	3.240324	41.22412241	4.570914	64.13282657	0.370074	14.55291058	3.78	49.63	0.5598321	22.52324303
14.5	0.0145	3.940394	45.16451645	4.760952	68.89377876	0.360072	14.9129826	4.21	53.84	0.5798261	23.10306908
16.4	0.0164	4.660466	49.8249825	4.760952	73.65473095	0.360072	15.27305461	4.54	58.38	0.5998201	23.70288913
18.7	0.0187	5.310531	55.13551355	4.540908	78.19563913	0.370074	15.64312863	4.7	63.08	0.6398081	24.34269719
21.2	0.0212	5.780578	60.91609161	4.10082	82.29645929	0.390078	16.03320664	4.65	67.73	0.6897931	25.03249025
24.1	0.0241	5.990599	66.90669067	3.5007	85.79715943	0.410082	16.44328866	4.36	72.09	0.7597721	25.79226232
27.4	0.0274	5.860586	72.76727673	2.810562	88.60772154	0.430086	16.87337467	3.87	75.96	0.8697391	26.6620014
31.1	0.0311	5.430543	78.19781978	2.10042	90.70814163	0.460092	17.33346669	3.23	79.19	1.0396881	27.70168949
35.3	0.0353	4.730473	82.92829283	1.460292	92.16843369	0.490098	17.82356471	2.54	81.73	1.2996101	29.00129961
40.1	0.0401	3.870387	86.79867987	0.95019	93.11862372	0.540108	18.36367273	1.88	83.61	1.6694992	30.67079876
45.6	0.0456	2.970297	89.7689769	0.590118	93.70874175	0.60012	18.96379276	1.32	84.93	2.1593522	32.83015095
51.8	0.0518	2.130213	91.89918992	0.390078	94.09881976	0.690138	19.65393079	0.9	85.83	2.7591722	35.5893232
58.9	0.0589	1.430143	93.32933293	0.310062	94.40888178	0.820164	20.47409482	0.63	86.46	3.4289713	39.01829451
66.9	0.0669	0.910091	94.23942394	0.330066	94.73894779	0.980196	21.45429086	0.49	86.95	4.1087674	43.12706188
76	0.076	0.570057	94.80948095	0.390078	95.12902581	1.210242	22.66453291	0.46	87.41	4.7385784	47.86564031
86.4	0.0864	0.360036	95.16951695	0.440088	95.56911382	1.5003	24.16483297	0.49	87.9	5.2284315	53.09407178
98.1	0.0981	0.250025	95.41954195	0.460092	96.02920584	1.890378	26.05521104	0.54	88.44	5.5383385	58.63241028
111	0.111	0.210021	95.62956296	0.440088	96.46929386	2.40048	28.45569114	0.6	89.04	5.6383085	64.27071878
127	0.127	0.220022	95.84958496	0.380076	96.84936987	3.010602	31.46629326	0.66	89.7	5.5383385	69.80905728
144	0.144	0.250025	96.09960996	0.320064	97.16943389	3.730746	35.19703941	0.7	90.4	5.2684195	75.07747676

Taille des grains en micron	Taille des grains en mm	E2		E3		E4		E5		E6	
		% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé	% Volume normé	% Volume normé cumulé
163	0.163	0.290029	96.38963896	0.270054	97.4394879	4.510902	39.70794159	0.73	91.13	4.8685394	79.9460162
186	0.186	0.330033	96.71967197	0.260052	97.69953991	5.30106	45.0090018	0.75	91.88	4.3686894	84.31470559
211	0.211	0.350035	97.06970697	0.280056	97.97959592	6.021204	51.03020604	0.75	92.63	3.8188543	88.13355993
240	0.24	0.350035	97.41974197	0.320064	98.29965993	6.581316	57.6115223	0.75	93.38	3.2390283	91.37258822
272	0.272	0.350035	97.76977698	0.35007	98.64972995	6.90138	64.51290258	0.74	94.12	2.6592022	94.03179046
310	0.31	0.340034	98.10981098	0.360072	99.00980196	6.90138	71.41428286	0.72	94.84	2.0893732	96.12116365
352	0.352	0.310031	98.41984198	0.340068	99.34986997	6.571314	77.98559712	0.68	95.52	1.5595321	97.68069579
400	0.4	0.280028	98.69986999	0.290058	99.63992799	5.921184	83.90678136	0.62	96.14	1.0796761	98.76037189
454	0.454	0.250025	98.94989499	0.210042	99.84996999	5.031006	88.93778756	0.55	96.69	0.6797961	99.44016795
516	0.516	0.210021	99.15991599	0.120024	99.969994	4.0008	92.93858772	0.46	97.15	0.369889	99.81005698
586	0.586	0.160016	99.31993199	0.030006	100	2.95059	95.88917784	0.38	97.53	0.159952	99.970009
666	0.666	0.120012	99.43994399	0	100	1.990398	97.87957592	0.31	97.84	0.029991	100
756	0.756	0.10001	99.539954	0	100	1.20024	99.07981596	0.26	98.1	0	100
859	0.859	0.080008	99.619962	0	100	0.620124	99.69993999	0.24	98.34	0	100
976	0.976	0.080008	99.69997	0	100	0.25005	99.94999	0.23	98.57	0	100
1110	1.11	0.070007	99.769977	0	100	0.05001	100	0.24	98.81	0	100
1260	1.26	0.070007	99.839984	0	100	0	100	0.24	99.05	0	100
1430	1.43	0.060006	99.89999	0	100	0	100	0.23	99.28	0	100
1630	1.63	0.050005	99.949995	0	100	0	100	0.21	99.49	0	100
1850	1.85	0.030003	99.979998	0	100	0	100	0.18	99.67	0	100
2100	2.1	0.020002	100	0	100	0	100	0.15	99.82	0	100
2390	2.39	0	100	0	100	0	100	0.1	99.92	0	100
2710	2.71	0	100	0	100	0	100	0.06	99.98	0	100
3080	3.08	0	100	0	100	0	100	0.02	100	0	100
3500	3.5	0	100	0	100	0	100	0	100	0	100

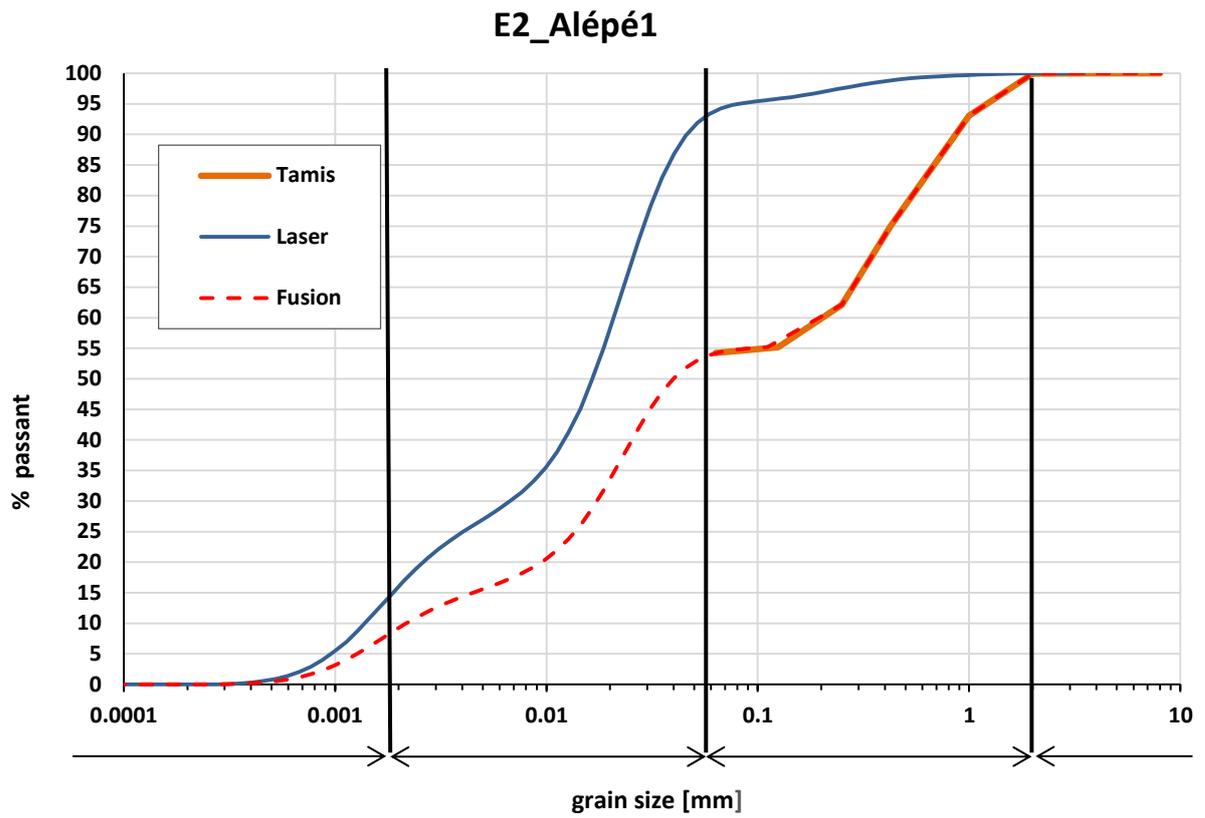


Figure IV.1: Courbes granulométriques granulométrique de l'échantillon E2

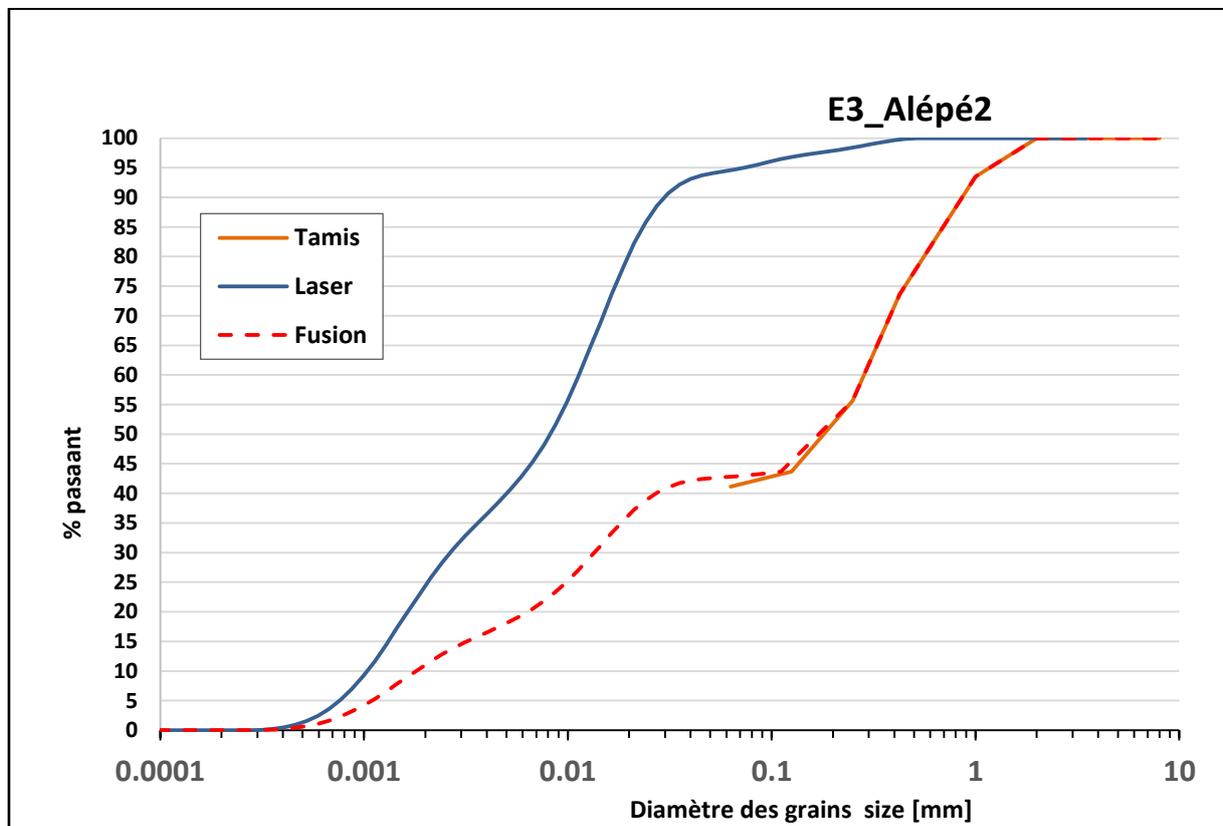


Figure IV.2: Courbes granulométriques granulométrique de l'échantillon E3

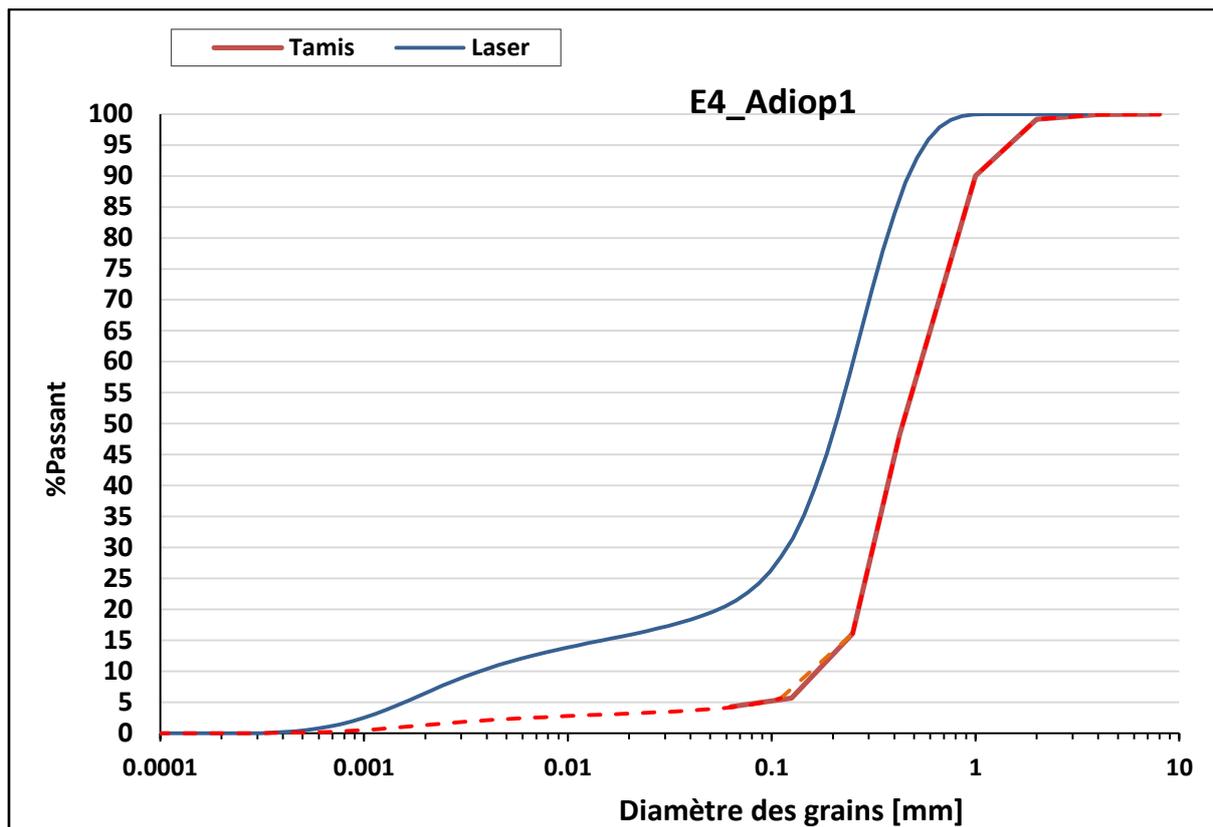


Figure IV.3: Courbes granulométriques granulométrique de l'échantillon E4

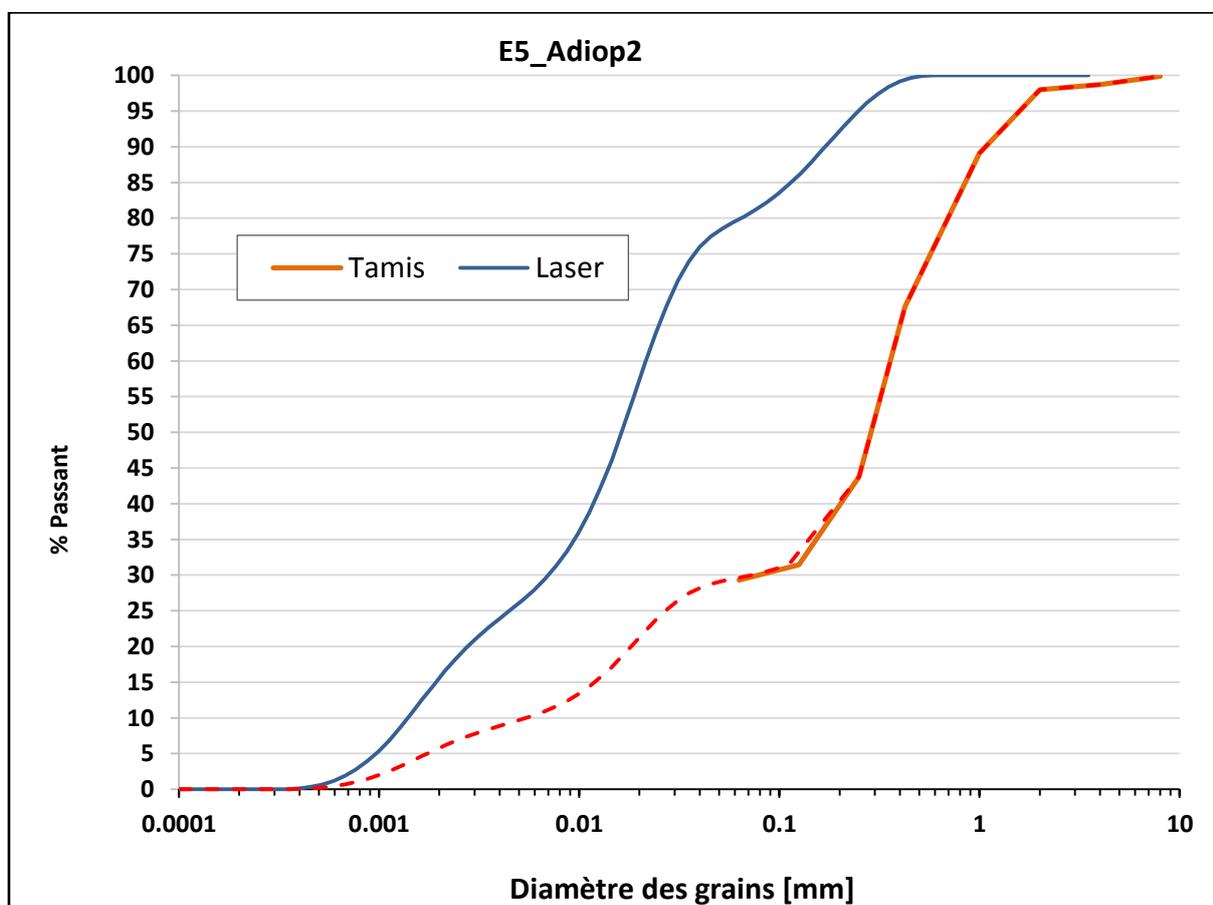


Figure IV.4: Courbes granulométriques granulométrique de l'échantillon E5

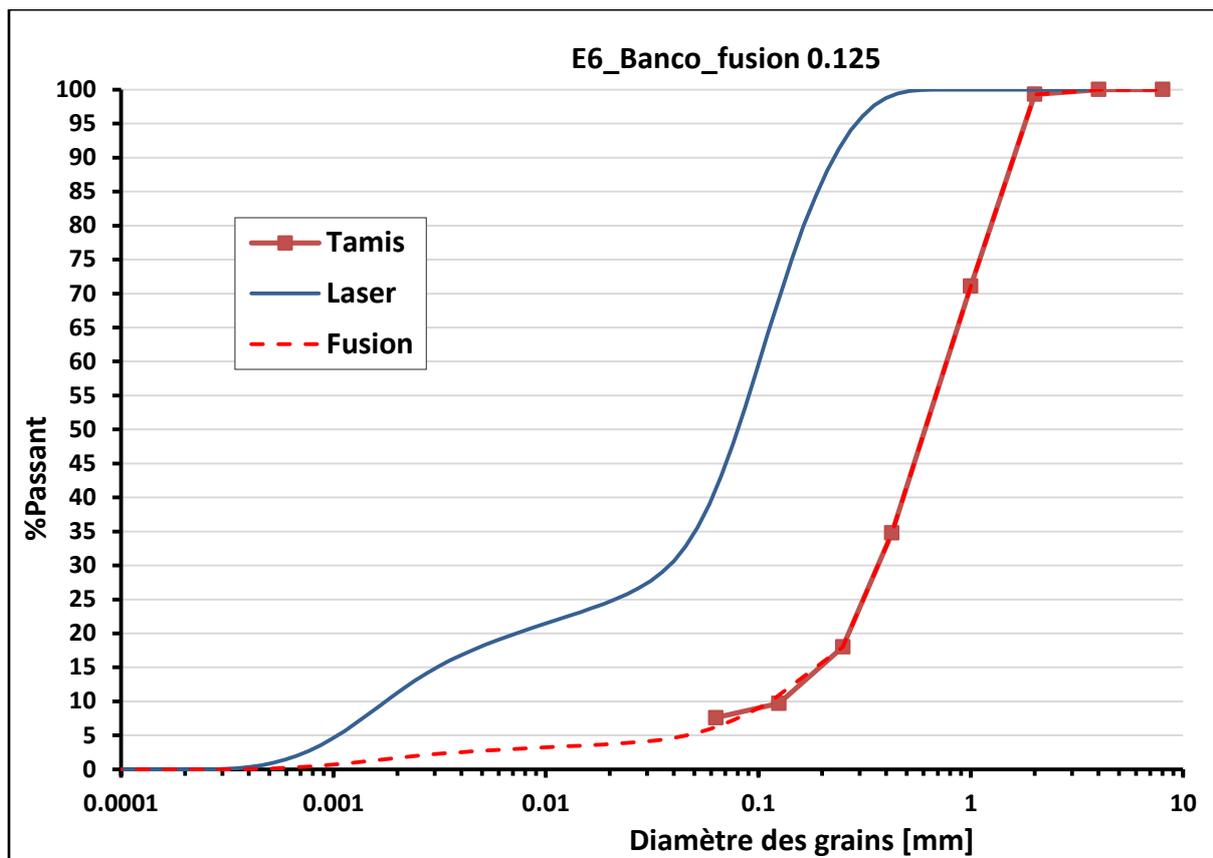


Figure IV.5: Courbes granulométriques granulométrique de l'échantillon E6

Tableau IV. 8: Résultats des mesures des analyses de densité

Echantillons	Masse du sol saturé Ms+w (g)	Masse du sol sec Ms (g)	Masse d'eau Mw (g)	Volume d'eau Vw (cm3)	Volume total du sol Vt (cm3)	Volume de sol Vs (cm3)	Volume des vides Vp (cm3)
E2	181,22	131,78	49,44	49,44	100	44,5	55,5
E3	189,33	144,42	44,91	44,91	100	49,85	50,15
E4	180,99	147,52	33,47	33,47	100	53	47
E5	195,82	156,66	39,16	39,16	100	54,50	45,5
E6	185,5	143,72	41,78	41,78	100	52,4	47,6

## ANNEXE V: MODÈLES NUMÉRIQUES ET STRATÉGIE DE GESTION

Tableau V.1: Différence entre les charges observées et celles calculées en régime permanent de l'année de référence (1978)

Piézomètres	Numéro Piézomètres	Charges observées (m)	Charges calculées (m)	Observée - Calculée	Calculée - Observée
A1	P1	7,89	13,64	-5,75	5,75
A10	P2	6,04	6,32	-0,28	0,28
A4	P3	10,94	7,57	3,37	-3,37
A7_Bis	P4	10,19	6,82	3,37	-3,37
AKOUEDO	P5	6,13	7,03	-0,90	0,90
Anonk_Route2	P6	42,36	40,58	1,78	-1,78
Ayam_Adjam	P7	49,52	54,67	-5,15	5,15
Ebimpe_Couv	P8	50,69	57,74	-7,05	7,05
FILTISAC	P9	19,62	19,86	-0,24	0,24
Grand_Semin	P10	55,25	57,24	-1,99	1,99
Hortifex	P11	18,06	26,71	-8,65	8,65
Mission	P12	5,77	6,13	-0,36	0,36
Niankon_KM_13	P13	11,56	13,97	-2,41	2,41
P13	P14	1,61	0,61	1,00	-1,00
P26	P15	6,92	3,72	3,20	-3,20
P3	P16	4,19	1,99	2,20	-2,20
P37	P17	2,04	0,45	1,59	-1,59
P38	P18	1,07	0,69	0,38	-0,38
P58	P19	2,61	0,56	2,05	-2,05
P61	P20	8,5	6,97	1,53	-1,53
P8	P21	3,26	0,98	2,28	-2,28
SR1	P22	8,38	7,76	0,62	-0,62
SR2	P23	11,06	7,02	4,04	-4,04
Niangon1	P24	13,8	18,60	-4,80	4,80
Zoo 1	P25	11,75	11,14	0,61	-0,61
Zoo 2	P26	19,23	17,01	2,22	-2,22
Akakro	P27	2,34	0,78	1,56	-1,56
Eloka	P28	2,2	0,72	1,48	-1,48
P11	P29	3,51	0,42	3,09	-3,09
P14	P30	0,84	0,24	0,60	-0,60
P18	P31	1,92	0,31	1,61	-1,61
P4	P32	2,91	0,58	2,33	-2,33
P5	P33	2,27	0,67	1,60	-1,60
P65	P34	1,05	0,48	0,57	-0,57
P7	P35	0,69	0,31	0,38	-0,38
P70	P36	2,01	2,92	-0,91	0,91
P72	P37	5,16	5,76	-0,60	0,60

Piézomètres	Numéro Piézomètres	Charges observées (m)	Charges calculées (m)	Observée - Calculée	Calculée - Observée
Dahlia_fleur	P38	3,95	1,97	1,98	-1,98
yop_pz_a8	P39	6,32	7,61	-1,29	1,29
Saph_v2_Nord	P40	29,3	35,87	-6,57	6,57
vp_sodepalm	P41	38,07	37,22	0,85	-0,85
A2	P42	19,91	21,16	-1,25	1,25
A3	P43	27,29	32,88	-5,59	5,59
DCH1	P44	32,41	33,75	-1,34	1,34
DCH2	P45	18,47	16,93	1,54	-1,54
DCH3	P46	34,21	30,30	3,91	-3,91
Djibi	P47	39,12	37,91	1,21	-1,21
Hotel_Kedj	P48	52,2	51,75	0,45	-0,45
P71	P49	7,73	6,68	1,05	-1,05
P73	P50	7,09	6,98	0,11	-0,11
Yapi	P51	45,16	47,30	-2,14	2,14
SAPA	P52	49	47,55	1,45	-1,45
P12	P53	2,31	0,35	1,96	-1,96
Mais_Jardin	P54	5,7	4,84	0,86	-0,86
Gue_Alokoua	P55	33,3	36,86	-3,56	3,56
Mpouto_Egli	P56	1,42	0,22	1,20	-1,20
Plantation_Sabo	P57	48,15	46,47	1,68	-1,68
DCH5	P58	39,33	38,34	0,99	-0,99
DCH6	P59	22,22	25,84	-3,62	3,62

Tableau V.2: Piézométrie simulée de 1978 à 1992

Années	Piézométrie (m)							
	AKOUEDO	Ayam_Adjam	Dahlia_fleur	Hortifex	Niangon1	DCH6	Zoo 1	Zoo 2
0	6,27	55,08	1,88	25,48	17,06	23,90	11,24	20,40
365	5,24	55,08	1,89	25,26	17,04	23,86	11,39	20,01
730	4,63	55,07	1,88	24,89	16,79	23,77	11,52	19,22
1100	4,21	55,08	1,84	23,72	13,69	23,05	11,48	18,82
1460	3,89	55,07	1,76	22,78	13,68	22,25	11,41	18,55
1830	3,58	55,06	1,69	22,49	12,87	21,90	11,35	18,28
2190	3,32	55,03	1,64	21,99	12,66	21,34	11,52	18,37
2560	3,10	54,98	1,61	21,73	12,15	20,76	11,68	18,08
2920	2,92	54,92	1,59	21,32	11,81	20,19	11,46	17,57
3290	2,76	54,84	1,56	21,04	11,51	19,76	11,00	16,96
3650	2,62	54,76	1,53	20,73	11,23	19,36	10,47	16,28
4020	2,47	54,67	1,50	20,49	11,03	19,02	9,89	15,57
4380	2,33	54,57	1,47	20,26	10,80	18,73	9,29	14,88
4750	2,20	54,48	1,44	20,05	10,67	18,45	8,69	14,15
5110	2,07	54,38	1,42	19,87	10,47	18,22	8,10	13,49
Années	Piézométrie (m)							
	Akakro	vp_sodepalm	Hotel_Kedj	FILTISAC	yop_pz_a8	Eloka	Saph_v2_Nord	
0	0,80	36,44	51,89	16,94	6,38	0,72	35,36	
365	0,80	37,33	51,89	17,90	6,07	0,73	35,27	
730	0,80	37,85	51,89	18,86	5,82	0,73	35,32	
1100	0,79	38,09	51,89	19,24	5,66	0,72	35,23	
1460	0,78	38,36	51,89	19,52	5,55	0,72	35,20	
1830	0,77	38,23	51,89	19,62	5,42	0,72	35,02	
2190	0,77	38,20	51,88	19,60	5,27	0,72	34,94	
2560	0,76	37,95	51,82	19,34	5,13	0,72	34,76	
2920	0,76	37,85	51,73	18,49	4,95	0,72	34,68	
3290	0,76	37,59	51,61	17,62	4,75	0,72	34,52	
3650	0,75	37,46	51,48	16,79	4,59	0,72	34,44	
4020	0,75	37,21	51,33	15,99	4,44	0,72	34,28	
4380	0,75	37,06	51,18	15,30	4,32	0,72	34,20	
4750	0,75	36,83	51,02	14,62	4,23	0,72	34,05	
5110	0,75	36,68	50,86	14,06	4,14	0,72	33,98	

Tableau V.3: Débits de pompage de 1978 à 2030

Champs Captants	Désignation	1978	1978 1980	1980 1985	1985 1992	1992 1995	1995 2000	2000 2005	2005 2010	2010 2012	2012 2015	2015 2020	2020 2030
<b>Zone Nord</b>	ZN	24000	24000	30000	25824	25824	32592	34992	37000	37000	37000	37000	37000
<b>Anonkoua Kouté</b>	AK	0	0	28296	21960	21960	31440	38000	43000	43000	43000	43000	43000
<b>Niangon Nord</b>	NN	0	0	28800	33000	33000	40608	37000	48000	48000	48000	48000	48000
<b>Zone Ouest</b>	ZO	49200	25200	31200	37488	37488	37920	48000	50000	50000	50000	50000	50000
<b>Adjamé Nord</b>	AN	37680	37680	31680	13848	13848	20880	9300	27480	27480	27480	27480	27480
<b>Zone Est</b>	ZE	29040	38304	26784	28776	28776	32304	33000	43992	43992	43992	43992	43992
<b>Nord Riviera</b>	NR	0	0	36000	32496	32496	33062	38000	43992	43992	52790	52790	52790
<b>Riviera Centre</b>	RC	0	0	9984	16704	16704	19992	20000	21288	21288	21288	21288	21288
<b>Plateau</b>	Plateau	1800	30000	24000	1800	1800	1368	194	0	0	0	0	0
<b>Djibi</b>	DJI	0	0	0	0	0	0	0	0	24000	24000	24000	24000
<b>Niangon2</b>	N2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	24000	24000	24000
<b>Abatar</b>	ABA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12000	12000	12000
<b>Akandje</b>	AKA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12000	12000	12000
<b>Abiabou</b>	ABI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12000	12000	12000

Tableau V.4: Piézométrie prédictive de 2015 à 2030

Années	Piézométrie (m)							
	AKOUEDO	Ayam_Adjam	Dahlia_fleur	Hortifex	Niangon1	DCH6	Zoo 1	Zoo 2
2015	4,69	53.11	1,38	17,12	7,88	14,82	3,85	11,38
2016	4,68	53.08	1,34	16,59	7,22	14,50	3,73	11,27
2017	4,65	53.05	1,28	16,18	6,88	14,18	3,58	11,13
2018	4,60	53.01	1,23	15,91	6,62	13,92	3,42	10,96
2019	4,54	52.98	1,19	15,66	6,40	13,68	3,24	10,77
2020	4,46	52.94	1,15	15,46	6,24	13,48	3,05	10,56
2021	4,37	52.90	1,12	15,29	6,08	13,30	2,84	10,34
2022	4,28	52.86	1,10	15,14	5,97	13,14	2,63	10,10
2023	4,19	52.82	1,08	15,00	5,85	12,99	2,41	9,84
2024	4,09	52.77	1,07	14,88	5,76	12,85	2,18	9,57
2025	4,00	52.73	1,06	14,77	5,66	12,73	1,96	9,30
2026	3,91	52.69	1,05	14,66	5,59	12,61	1,74	9,02
2027	3,83	52.65	1,04	14,57	5,51	12,50	1,52	8,74
2028	3,75	52.61	1,03	14,48	5,45	12,40	1,31	8,47
2029	3,68	52.57	1,03	14,40	5,37	12,30	1,11	8,21
2030	3,62	52.53	1,02	14,32	5,32	12,21	0,92	7,95
Années	Piézpmetrie (m)							
	Akakro	vp_sodepalm	Hotel_Kedj	FILTISAC	yop_pz_a8	Eloka	Saph_v2_Nord	
2015	0,75	31,31	47,86	4,15	4,61	0,72	31,31	
2016	0,75	31,15	47,79	3,88	4,60	0,72	31,15	
2017	0,74	30,95	47,73	3,59	4,58	0,72	30,95	
2018	0,73	30,75	47,67	3,30	4,54	0,72	30,75	
2019	0,73	30,57	47,60	2,99	4,49	0,72	30,57	
2020	0,72	30,40	47,54	2,69	4,44	0,72	30,40	
2021	0,72	30,25	47,47	2,39	4,39	0,72	30,25	
2022	0,72	30,11	47,41	2,09	4,34	0,72	30,11	
2023	0,71	29,99	47,34	1,82	4,30	0,72	29,99	
2024	0,71	29,87	47,26	1,55	4,26	0,72	29,87	
2025	0,71	29,76	47,19	1,30	4,22	0,72	29,76	
2026	0,71	29,66	47,12	1,07	4,19	0,72	29,66	
2027	0,71	29,56	47,04	0,86	4,16	0,72	29,56	
2028	0,71	29,47	46,96	0,66	4,13	0,72	29,47	
2029	0,71	29,39	46,89	0,47	4,10	0,72	29,39	
2030	0,71	29,31	46,81	0,30	4,08	0,72	29,31	

Tableau V.5: Fluctuation simulée de la nappe d'Abidjan de 2015 à 2030

Années	Fluctuation (m)							
	AKOUEDO	Ayam_Adjam	Dahlia_fleur	Hortifex	Niangon1	DCH6	Zoo 2	Zoo 1
2015	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2016	0,01	0,03	0,05	0,52	0,66	0,31	0,11	0,11
2017	0,03	0,03	0,05	0,41	0,33	0,33	0,15	0,14
2018	0,05	0,03	0,05	0,28	0,27	0,26	0,17	0,17
2019	0,06	0,04	0,05	0,25	0,21	0,24	0,18	0,19
2020	0,08	0,04	0,04	0,19	0,16	0,20	0,19	0,21
2021	0,09	0,04	0,03	0,18	0,16	0,18	0,20	0,22
2022	0,09	0,05	0,02	0,15	0,11	0,16	0,21	0,24
2023	0,10	0,05	0,02	0,14	0,12	0,15	0,22	0,26
2024	0,09	0,05	0,01	0,12	0,08	0,14	0,23	0,27
2025	0,09	0,05	0,01	0,11	0,10	0,12	0,23	0,27
2026	0,09	0,05	0,01	0,10	0,07	0,12	0,22	0,28
2027	0,08	0,05	0,01	0,09	0,09	0,11	0,22	0,28
2028	0,08	0,05	0,01	0,09	0,06	0,10	0,21	0,27
2029	0,07	0,05	0,01	0,08	0,08	0,09	0,20	0,27
2030	0,06	0,05	0,01	0,08	0,05	0,09	0,19	0,26
Années	Fluctuation (m)							
	Akakro	vp_sodepalm	Hotel_Kedj	FILTISAC	yop_pz_a8	Eloka	Saph_v2_Nord	
2015	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0	0,00	
2016	0,00	0,16	0,07	0,26	0,01	0	0,13	
2017	0,01	0,20	0,06	0,29	0,02	0	0,16	
2018	0,01	0,20	0,06	0,30	0,04	0	0,16	
2019	0,01	0,18	0,06	0,30	0,05	0	0,15	
2020	0,00	0,17	0,06	0,30	0,05	0	0,14	
2021	0,00	0,15	0,07	0,30	0,05	0	0,13	
2022	0,00	0,14	0,07	0,29	0,05	0	0,12	
2023	0,00	0,13	0,07	0,28	0,04	0	0,11	
2024	0,00	0,12	0,07	0,26	0,04	0	0,10	
2025	0,00	0,11	0,07	0,25	0,04	0	0,09	
2026	0,00	0,10	0,08	0,23	0,03	0	0,09	
2027	0,00	0,10	0,08	0,22	0,03	0	0,08	
2028	0,00	0,09	0,08	0,20	0,03	0	0,07	
2029	0,00	0,08	0,08	0,19	0,03	0	0,07	
2030	0,00	0,08	0,07	0,17	0,02	0	0,07	

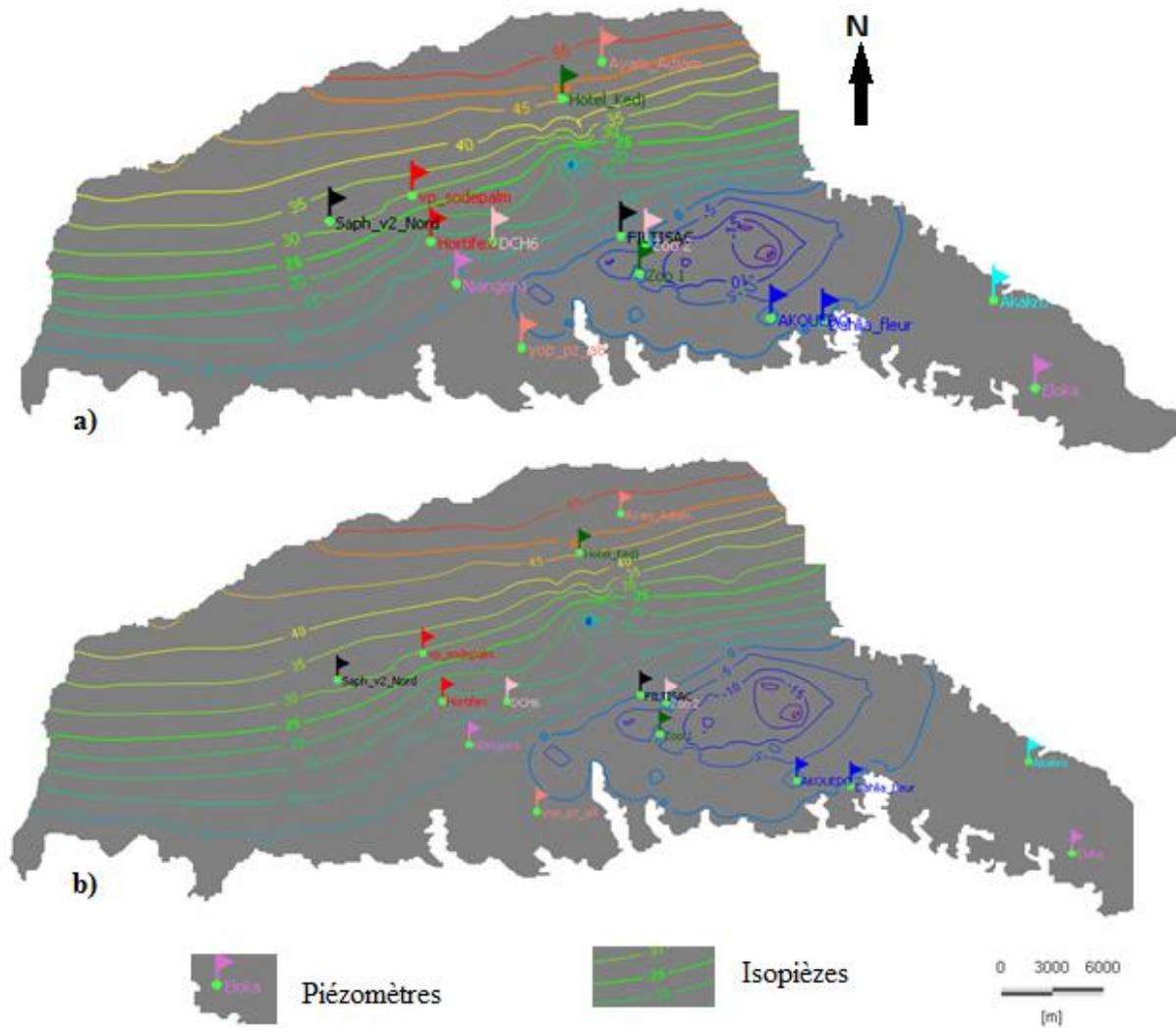


Figure V.1: Cartes piézométrique: a) porosité =0,25 ; b) Porosité = 0,27

Tableau V.6: Résultats des simulations dans la zone non saturée

Paramètres	Scénarios							
	1		2		3		4	
	Site1	Site2	Site1	Site2	Site1	Site2	Site1	Site2
Altitude niveau sol (m)	104	114	104	114	104	114	104	114
Altitude niveau nappe(m)	48	26	48	26	48	26	48	26
Distance moyenne (m)	56	88	56	88	56	88	56	88
Temps détectable (jour)	730	1500	1400	2920	692	1542	1460	Pas atteint
Vitesse moyenne (m/j)	0.076712329	0.058666667	0.04	0.03013699	0.08092486	0.05706874	0.03835616	Pas atteint
Concentration seuil OMS (mg/l)	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
Concentration seuil Union Européenne (mg/l)	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Concentration détectable (mg/l)	0.00008	0.00008	0.00008	0.00008	0.00008	0.00008	0.00008	0.00008
$\Delta C$ Eu (mg/l)	0.00092	0.00092	0.00092	0.00092	0.00092	0.00092	0.00092	0.00092
$\Delta C$ OMS (mg/l)	0.00992	0.00992	0.00992	0.00992	0.00992	0.00992	0.00992	0.00992
Temps OMS (jour)	1095	2700	2190	6205	1132	2692	Pas atteint	Pas atteint
Temps UE (mg/l)	2190	5475	4380	14965	1962	5442	Pas atteint	Pas atteint

Paramètres	Scénarios							
	1		2		3		4	
	Site1	Site2	Site1	Site2	Site1	Site2	Site1	Site2
<b>Δt OMS (jour)</b>	365	1200	790	3285	440	1150	-	-
<b>Δt UE (jour)</b>	1460	3975	2980	12045	1270	3900	-	-
<b>Vitesse moyenne de recharge OMS (mg/l/j)</b>	2.71781E-05	8.26667E-06	1.2557E-05	3.0198E-06	2.2545E-05	8.6261E-06	-	-
<b>Vitesse moyenne de recharge (mg/l/j)</b>	6.30137E-07	2.31447E-07	3.0872E-07	7.638E-08	7.2441E-07	2.359E-07	-	-
<b>Source/Sink OMS (mg/l*m/j)</b>	0.001521973	0.000727467	0.00070319	0.00026574	0.00126255	0.0007591	-	-
<b>Source/Sink UE (mg/l*m/j)</b>	3.52877E-05	2.03673E-05	1.7289E-05	6.7215E-06	4.0567E-05	2.0759E-05	-	-
<b>Concentration maximale (mg/l)</b>	<b>0.2</b>	0.05	0.1	0.01	0.37	0.04	-	-
<b>Temps Concentration maximale (jours)</b>	4745	14965	18980	18980	11762	16060	-	-
<b>Concentration à 18980 jours (mg/l)</b>	0.1	0.05	0.1	0.01	0.1	0.04	-	-

**Scénario 1:** Transport du benzène sans retard ni biodégradation en condition naturelle;

**Scénario 2:** Transport du benzène avec retard dû à l'adsorption moléculaire en condition naturelle;

**Scénario 3:** Résultats du transport du benzène dissous en condition d'exploitation des forages sans le phénomène de retard;

**Scénario 4:** Transport du benzène dissous en condition d'exploitation des forages avec le phénomène de retard.

**Site 1:** N'Dotré, **Site 2:** Anador