Hydrodynamique et hydrochimie de la nappe alluviale à la confluence Rhône-Durance. Etude régionale et à l'échelle d'une parcelle agricole

C. Bogner

▶ **To cite this version:**

C. Bogner. Hydrodynamique et hydrochimie de la nappe alluviale à la confluence Rhône-Durance. Etude régionale et à l'échelle d'une parcelle agricole. Sciences du Vivant [q-bio]. 2004. hal-02833508

HAL Id: hal-02833508
https://hal.inrae.fr/hal-02833508

Submitted on 7 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

TH-CE - 13

UNIVERSITE D'AVIGNON ET DES PAYS DE VAUCLUSE
LABORATOIRE D'HYDROGEOLOGIE

Laboratoire d'Hydrogéolgie d'Avignon

Mémoire de DEA

Sciences de l'Eau dans l'Environnement Continental

Spécialité : HYDROGEOLOGIE

Présenté par :

Christina BOGNER

HYDRODYNAMIQUE ET HYDROCHIMIE DE LA NAPPE ALLUVIALE A LA CONFLUENCE RHONE – DURANCE

ETUDE REGIONALE ET A L'ECHELLE D'UNE PARCELLE AGRICOLE

Stage effectué du 1 février au 22 juin 2004

Encadrants :

Prof. Olivier BANTON Professeur, Université d'Avignon

Dr Vincent MARC Maître de conférence, Université d'Avignon

Avant propos

Ce stage de DEA a été effectué au Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon et des pays de Vaucluse et à l'INRA d'Avignon au sein de l'équipe Transfert de masses en sol hétérogène de l'unité Sol Climat Environnement (CSE). Il se place dans le cadre du projet PNRH « Flux d'infiltration, de recharge et hétérogénéité : une approche multi-échelle ». Les travaux de terrain ont eu lieu sur la commune du Grand Avignon et sur le domaine St. Paul de l'INRA d'Avignon et les analyses chimiques et isotopiques au Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon. La première partie du stage – la campagne de mesures régionale – a été effectuée en collaboration avec Virginie Lerch (maîtrise Sciences de l'Environnement à l'Université de Montpellier II).

Je tiens à remercier tous ceux qui m'ont aidée et m'ont accompagnée sur le terrain et au laboratoire:

le directeur du Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université Avignon Bernard Blavoux pour l'accueil au sein de son équipe et pour les nombreux articles et rapport sur région d'étude

directeur de l'unité Climat Sol et Environnement de l'INRA d'Avignon André Chanzy pour m'avoir accueillie dans son établissement

mes encadrants Vincent Marc et Olivier Banton pour m'avoir guidée sur le terrain et lors de l'interprétation des données

Stéphane Ruy et Claude Doussan qui m'ont encadrée lors des travaux sur le domaine de l'INRA

Jean-Claude Bellion pour la sortie de repérage des piézomètres en région de Grand Avignon et les corrections apportées à ce mémoire

Frédéric pour ces nombreux conseils en ArcView, pour la biblio utile et des nombreuses explications en domaine pratiques d'hydrogéologie

Pierre Perrin qui m'a beaucoup aidée lors des travaux de terrain et qui a effectué les mesures GPS, qui est toujours très disponible pour toute sorte de questions et a les fichiers Excel les plus propres

Roland Simler et Michel Daniel pour leur accueil au laboratoire d'analyse, le suivi des analyses chimiques et isotopiques et tous les gros coups de main quotidiens aussi bien au laboratoire qu'au domaine informatique

Christophe Emblanch pour la belle sortie de terrain à la Fontaine de Vaucluse et pour les conseils pratiques au laboratoire

la Compagnie Nationale du Rhône et la mairie de la ville d'Avignon pour m'avoir gracieusement prêté leurs archives des points d'eau de la région du Grand Avignon

Je remercie également tous les membres du Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université d'Avignon, de l'unité CSE et de la Documentation de l'INRA d'Avignon.

Table des matières

INTRODUCTION 6

PARTIE I ETUDE REGIONALE DE LA NAPPE ALLUVIALE DE LA CONFLUENCE RHONE - DURANCE 7

1. Présentation de la zone d'étude 7
1.1. Cadre géographique et géologique 7
1.2. Système aquifère de la confluence Rhône – Durance 7
1.3. Climatologie 8

2. Campagne de mesures 9
2.1. Analyses physico-chimiques 10
2.1.1. Conductivité, pH et Eh 10
2.1.2. Alcalinité totale 10
2.1.3. Anions et Cations 11
2.1.4. Carbone organique total 11
2.2. Analyses isotopiques 12

3. Résultats expérimentaux et discussion 12
3.1. Piézométrie de la nappe 12
3.2. Résultats des analyses chimiques et isotopiques 14
3.2.1. Qualité physico-chimique des eaux de la nappe 14
3.2.2. Recharge de la nappe et impact de l'irrigation 17
3.2.3. Evolution de la qualité des eaux de la nappe 19

PARTIE II CARACTERISATION HYDROGEOLOGIQUE DE LA NAPPE ALLUVIALE A L'ECHELLE D'UNE PARCELLE 21

1. Présentation du site expérimental et instrumentation 21
1.1. Bougies poreuses 21
1.2. Sondes piézométriques 22
1.3. Piézomètres 23

2. Campagne de mesures GPS et nivellement 23

3. Essais d'injection 25
3.1. Description de l'expérimentation 26
3.2. Traitement des données 27
3.2.1. Bases théoriques 27
3.2.1.1 Solution de Theis 27
3.2.1.2 Solution de Theis pour une nappe libre 28
3.2.1.3 Approximation logarithmique de Cooper et Jacob 29
3.2.2. Comparaison des solutions de Theis pour nappe captive et nappe libre et de Cooper et Jacob 30
3.2.3. Etude de sensibilité de la solution de Theis pour une nappe libre 33

4. Discussion des résultats 33

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES 38

ANNEXES I

Annexe 1. Photographies de la ligne de préparation, d'extraction et du spéctromètre de masse i

Annexe 2. Photographies du spéctromètre de masse et du TOC 700 Analyser ii

Annexe 3. Localisation des points de mesures piézométriques et de prélèvements d'eau iv

Annexe 4. Données des mesures piézométriques v

Annexe 5. Données physico-chimiques et isotopiques de la campagne de mesures vii

Annexe 6. Données physico-chimiques et isotopiques de la campagne de mesures (suite) ix

Annexe 7. Paramètres hydrodynamiques déduits des essais d'injection x

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES XII

Liste des figures

Figure 1 : Situation géographique et géologique de la zone d'étude 8
Figure 2 : Chronique pluviométrique de la station INRA (Montfavet). Les barres d'erreur représentent les écart-types de cumuls mensuels. Source : « Unité expérimentale AgroClim », INRA d'Avignon 9
Figure 3 : Piézométrie (fin avril 2004). Les côtes des isopiézes sont données en mètres 13
Figure 4 : Diagramme de Piper des eaux de la nappe, du Rhône et de la Durance (avril 2004). 14
Figure 5 : Diagramme de Schöller-Beraloff des eaux exceptionnelles, du site expérimental, de la confluence ainsi que du Rhône et de la Durance 16
Figure 6 : Variation spatiale de la pCO_2 dans les eaux de la nappe 18
Figure 7 : Variation spatiale des nitrates dans les eaux de la nappe 19
Figure 8 : Variation spatiale des teneurs en oxygène 18 dans les eaux de la nappe 19
Figure 9 : Schéma du site expérimental de l'INRA d'Avignon 21
Figure 10 : Bougie poreuse et dispositif de récupération de la solution du sol (flacon de récupération et pompe à vide manuelle), d'après Bès et Sévenier (1999) 22
Figure 11 : Sondes piézométriques CTD-DIVER et BARO-DIVER 22
Figure 12 : Modèle numérique de la parcelle du site expérimental de l'INRA d'Avignon 24
Figure 13 : Coupe géologique à travers la parcelle du site expérimental. 24
Figure 14 : Le débitmètre ultrason DCT 7088 25
Figure 15 : Essai d'injection 26
Figure 16 : Solution de Theis pour une nappe captive appliquée aux données de l'essai d'injection sur 14L 31
Figure 17 : Solution de Theis pour une nappe libre appliquée aux données de l'essai d'injection sur 14L 32
Figure 18 : Solution de Jacob appliquée aux données de l'essai d'injection sur piézomètre 14L. Le temps a été divisé par la distance entre le piézomètre d'injection et le piézomètre d'observation. 32
Figure 19 : Ajustement d'une loi lognormale aux valeurs de la transmissivité 34
Figure 20 : Ajustement d'une loi normale aux valeurs du coefficient d'emmagasinement 35
Figure 21 : Carte des isovaleurs de transmissivité obtenues par la méthode de triangulation ; valeurs en m^2/s 36
Figure 22 : Carte des isovaleurs de transmissivité obtenues par la méthode de krigeage ; valeurs en m^2/s. 36
Figure 23 : Carte des isovaleurs de transmissivité obtenues par la méthode de krigeage sans prise en compte de la valeur obtenue pendant l'essai d'injection dans le piézomètre 5L et observation dans le 5C ; valeurs en m^2/s. 37
Figure 24 : Carte des isovaleurs de coefficient d'emmagasinement obtenue par la méthode de krigeage ; valeurs sans unité 37

Liste des annexes

Annexe 1. *Photographies de la ligne de préparation, d'extraction et du spéctromètre de masse* i
Annexe 2. *Photographies du spéctromètre de masse et du TOC 700 Analyser* ii
Annexe 3. *Localisation des points de mesures piézométriques et de prélèvements d'eau* iv
Annexe 4. *Données des mesures piézométriques* v
Annexe 5. *Données physico-chimiques et isotopiques de la campagne de mesures* vii
Annexe 6. *Données physico-chimiques et isotopiques de la campagne de mesures (suite)* ix
Annexe 7. *Paramètres hydrodynamiques déduits des essais d'injection* x

Introduction

Une grande partie des zones alluviales du Sud-Est de la France est soumise à des pluies orageuses. Ces précipitations intenses combinées à la présence de sols qui fissurent et de nappes souterraines peu profondes entraînent un risque important de pollution des nappes par écoulements convectifs rapides. En 2002, la région Provence Alpes Côte d'Azur et l'INRA ont apporté un important financement pour la mise en place et l'instrumentation d'un site expérimental - une parcelle agricole équipée d'un lysimètre à drainage - uniquement dédié à cette problématique.

Un projet à long terme intitulé « Flux d'infiltration, de recharge et hétérogénéité : une approche multi-échelle » a été mis en place sur ce site expérimental. Pour les années 2004 et 2005, il bénéficie du financement dans le cadre du programme national « Ecosphère continental : Processus et Modélisation » sur la thématique « Hydrologie : cycle de l'eau et flux associés (PNRH) ».

La présente étude s'inscrit dans le cadre de ce projet. Elle a plusieurs objectifs :

- La caractérisation hydrogéologique de la nappe du site expérimental de l'INRA d'Avignon. Le but est de voir l'hétérogénéité spatiale des paramètres hydrodynamiques transmissivié et coefficient d'emmagasinement.
- L'étude hydrodynamique et chimique de la nappe alluviale de la plaine d'Avignon. Elle doit permettre de placer le site expérimental dans son contexte régional et d'actualiser les connaissances sur la qualité physico-chimique de l'eau de la nappe.

Pour cela, nous avons procédé à 14 essais de nappe sur le site expérimental. Les données acquises ont servi à tracer des cartes de distribution spatiale des paramètres hydrodynamiques de la nappe.

Dans la région avignonnaise, une campagne de mesures piézométriques a été menée afin de caractériser les conditions globales d'écoulement de la nappe. En plus, des prélèvements d'eau de la nappe ont été effectués. Les analyses physico-chimiques (pH, conductivité, chimie des majeurs et analyses du carbone organique total) et isotopiques (oxygène 18) sur ces échantillons ont permis d'apprécier la qualité des eaux et de voir la variation spatiale des paramètres.

Ce mémoire est constitué de deux parties. L'étude régionale vise à comprendre le fonctionnement global de la nappe alluviale, tant du point de vue hydrodynamique qu'hydrochimique. L'investigation hydrodynamique sur la parcelle agricole expérimentale a ensuite pour but d'étudier la variabilité des paramètres du milieu à une échelle correspondant à l'unité d'intervention agricole.

Partie I Etude régionale de la nappe alluviale de la confluence Rhône - Durance

1. Présentation de la zone d'étude

1.1. Cadre géographique et géologique

La zone d'étude se situe dans le Sud-est de la France dans le département de Vaucluse à la confluence du Rhône et de la Durance (figure 1). Elle inclut trois communes totalement ou partiellement : Avignon, Morières-Lès-Avignon et Le Pontet. Les limites sud et ouest sont naturellement imposées par le Rhône et la Durance. A l'est, la zone ne dépasse pas la basse terrasse du Rhône. La limite nord a été fixée arbitrairement (commune du Pontet). Le terrain est plat dans son ensemble, les altitudes extrêmes varient entre 16 m au confluent et 40 m environ à la bordure Est. Le site expérimental se situe dans cette zone, sur le domaine Saint-Paul de l'INRA d'Avignon à 7 km au sud d'Avignon, à une altitude de 30 m environ.

Du point de vue géomorphologique, il s'agit d'une vaste basse plaine alluviale quaternaire sur laquelle on trouve quelques collines à substratum crétacé (Mont de Vergues, Rocher des Doms) ainsi que des résidus de la basse terrasse du Rhône. L'origine de la plaine est rhodanienne et durancienne au sud d'Avignon (ancien cône de déjection de la Durance dans le bas Rhône). La zone présente une couverture limoneuse plus ou moins épaisse (limons de débordement).

Cette basse plaine alluviale date probablement du Wurmien. A cette époque, le dépôt des alluvions du Rhône coïncide avec l'abandon par la Durance de son ancien lit. En effet, la rivière qui auparavant se jetait directement à la mer, fait irruption dans le bas Rhône. L'épaisseur moyenne des alluvions de la basse plaine est de 15 m.

La basse terrasse du Rhône domine la plaine de quelques mètres. Ces alluvions présentent une épaisseur assez importante, mais variable (entre 10 et 20 m), avec une couverture limoneuse mince voir absente. Enfin, une petite partie de la zone d'étude est recouverte par des colluvions (Monjuvent, G. et al. 1991).

1.2. Système aquifère de la confluence Rhône – Durance

Les alluvions récentes du Rhône et de la Durance décrites ci-dessus forment le réservoir d'une nappe alluviale importante. Elles sont de nature grossière (sable, gravier, galets de lithologie variée) et très perméable. Quant au substratum de la nappe, il est essentiellement miocène de nature argileuse et ainsi imperméable. En bordure, le prolongement des massifs calcaires crétacés sous les alluvions peut constituer un substratum plus perméable (Monjuvent, G. et al. 1991).

En amont du champ captant de l'usine d'eau potable d'Avignon (La Saignonne), l'épaisseur des alluvions est de 10 à 15 m. Elle augmente jusqu'à environ 20 m par suite du brusque plongement du substratum vers le Rhône. Les limons de débordement dont l'épaisseur varie entre 3 et 5 m (Monjuvent, G. et al. 1991) donnent à la nappe un caractère captif. En période de basses eaux et à la suite de pompages, elle peut devenir libre dans des secteurs de faible épaisseur de limons.

Des essais de pompage ont été effectués lors de l'étude de la tranchée couverte de la ligne TGV à Avignon Conformément à la nature des dépôts, la perméabilité est élevée, de l'ordre de $5 \cdot 10^{-3}$ m/s. L'emmagasinement est de l'ordre de 10^{-4}, la porosité efficace a été estimée à 5% (Burgéap, 1995).

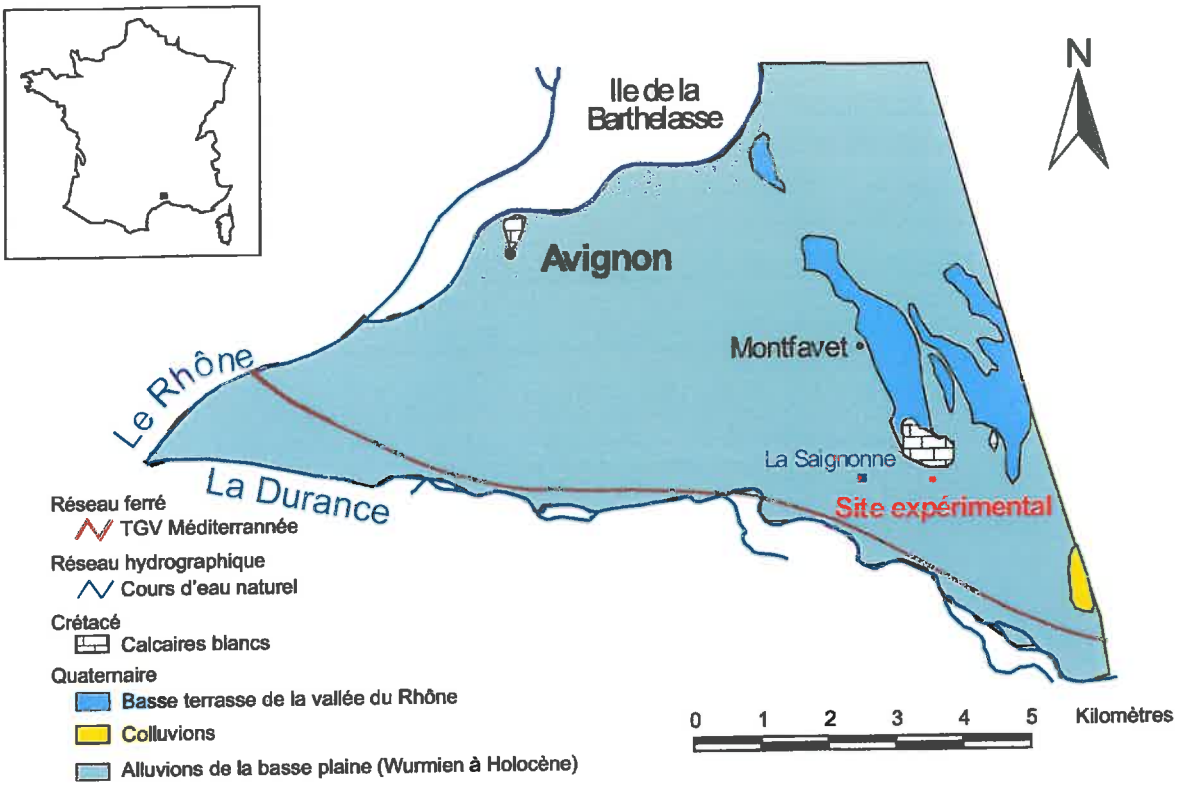


Figure 1 : Situation géographique et géologique de la zone d'étude

Le gradient de la nappe est compris entre 1.5 ‰ et 3 ‰ et varie selon les secteurs et la saison. Il est plus fort près du captage de la Saignonne, en bordure de la Durance entre l'amont et l'aval des seuils et plus fort en hautes eaux et en période de crue de la Durance.

D'après de Marsily (1981), la porosité efficace est égale à la porosité cinématique et nous pouvons calculer la vitesse moyenne de l'écoulement. D'après la loi de Darcy elle est de l'ordre de 10 à 30 m/j (Burgéap, 1995).

Les relations entre la nappe et le Durance varient dans le temps en fonction de la hauteur du cours d'eau, de l'influence de l'irrigation et localement du cône de rabattement créé par le champ captant de la Saignonne. En effet, en hautes eaux, les zones d'alimentation de la Durance par la nappe sont plus étendues à cause d'une forte alimentation de la nappe par les irrigations (Burgéap, 1995).

1.3. Climatologie

La plaine alluviale d'Avignon se trouve dans la zone de climat méditerranéen. Celui-ci est caractérisé par un maximum pluvieux principal en automne et un autre, moins important, au printemps. L'été est une période sèche avec des orages parfois violents dans la deuxième moitié du mois d'août.

La figure 2 montre les moyennes mensuelles des pluies enregistrées à la station de l'INRA à Montfavet de 1989 à 2003. On voit les deux maxima en avril et en septembre et la période sèche d'été avec des précipitations inférieures à 40 mm en moyenne en juin et en juillet. La variabilité des précipitations est frappante. En septembre, les valeurs allant de 21 mm à 263 mm ont été observées.

Il n'y a que 75 à 100 jours de pluie par an en Provence et les températures estivales sont fortes. Les vents de secteur Nord dominants, le Mistral et la Tramontane, contribuent à accroître l'évapotranspiration déjà importante (Huneau, 2000 ; Freslon, 1980).

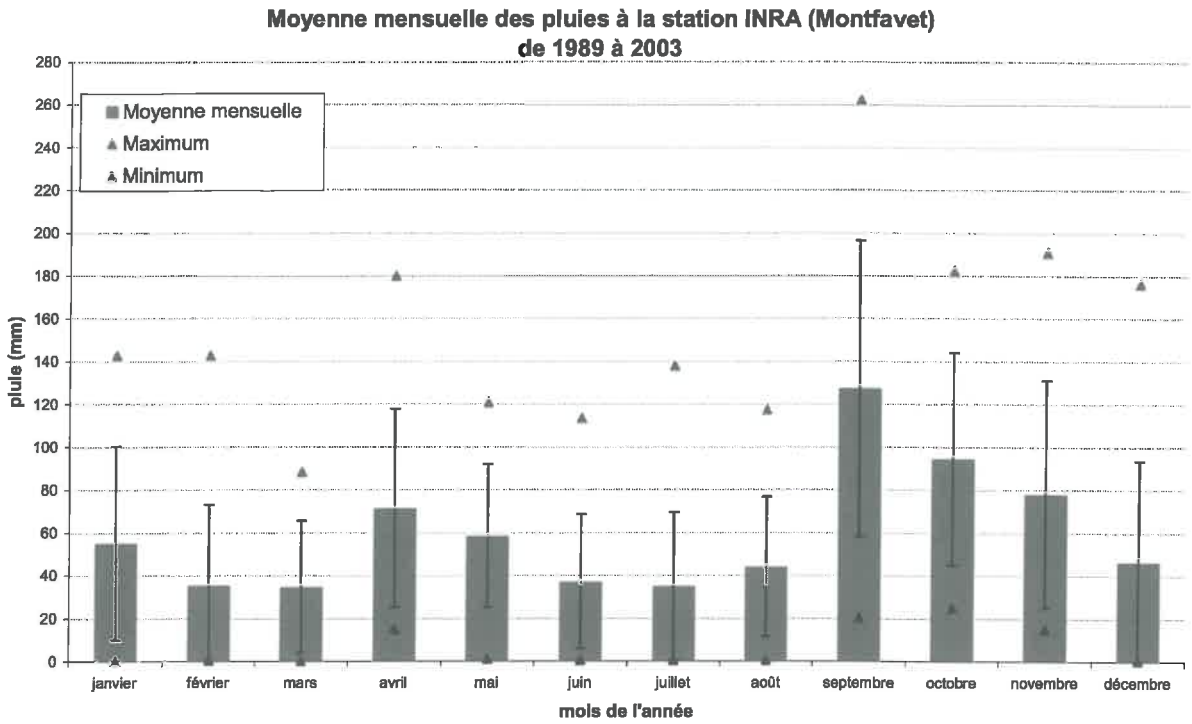


Figure 2 : Chronique pluviométrique de la station INRA (Montfavet). Les barres d'erreur représentent les écart-types de cumuls mensuels. Source : « Unité expérimentale AgroClim », INRA d'Avignon

2. *Campagne de mesures*

Une campagne de mesures piézométriques et prélèvements de l'eau de la nappe a eu lieu du 25 au 28 avril 2004. En mai, quelques échantillons supplémentaires ont été prélevés. En tout, nous disposons de 42 mesures de piézométrie et de 32 échantillons pour analyses chimiques et/ou isotopiques.

La phase de préparation a consisté à établir un inventaire actualisé de points d'eau dans la zone d'étude sous forme d'un SIG. Pour ce faire, nous avons consulté la banque du sous-sol (BSS) du BRGM sur le site www.infoterre.fr qui contient des informations sur la localisation et nature des points d'eau (forages, puits, piézomètres etc.). Malheureusement, ces informations ne sont pas toujours à jour. En effet, une partie des points d'eau répertoriés dans la BSS sont soit abandonnés soit n'existent plus. Beaucoup de points sont mal localisés et donc introuvables sur le terrain.

La liste de points d'accès à la nappe a ensuite été complétée par les banques de données et informations provenant de la Compagnie Nationale du Rhône, DIREN et ville d'Avignon. D'autres forages existent, notamment ceux implantés récemment par la SNCF le long de la ligne TGV. Pour les prochaines campagnes de mesure– entre autre, des analyses en pesticides de l'eau de la nappe sont prévues – ces forages devront être pris en compte.

2.1. Analyses physico-chimiques

Les échantillons d'eau de la nappe ainsi que ceux du Rhône et de la Durance ont fait l'objet des analyses physico-chimiques sur le terrain et en laboratoire. La conductivité, la température et le Eh ont été directement mesurés lors des prélèvements. En laboratoire, les ions majeurs (Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, NO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, CO_3^{2-}), le carbone organique total (COT) et la teneur isotopique en ^{18}O ont été déterminés. Dans ce qui suit, une brève description des méthodes et du matériel employé est proposée.

2.1.1. Conductivité, pH et Eh

La conductivité, la température, le pH et le Eh des eaux de la nappe ont été mesurés avec un multimètre WTW. La précision et la résolution des mesures sont les suivantes :

conductivité (T_{ref} = 25° C) : résolution de 1 µS/cm et précision de ± 0.5%
température : résolution de 0.1° C et précision de ± 0.1° C
pH : résolution de 0.01 unités pH et précision de ± 0.01 unités pH
Eh : résolution de 1 mV et précision de ± 1 mV

2.1.2. Alcalinité totale

Stumm et Morgan (1996), définissent l'alcalinité comme la capacité d'un système aqueux à neutraliser l'acidité. Elle dérive de l'équation de neutralité électrique de la solution. Dans le cas général, les espèces chimiques majeures sont Na^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, H_3O^+, NO_3^-, Cl^-, SO_4^{2-}, HCO_3^-, CO_3^{2-}, et OH^-, car dans le domaine des pH 4 à 10, les cations et les anions de bases fortes et d'acides forts ne sont pas réactifs (Bourrié, 1976). On pose alors l'équation de neutralité électrique :

$$([Na^+] + [K^+] + 2[Mg^{2+}] + 2[Ca^{2+}] + [H_3O^+]) = ([Cl^-] + [NO_3^-] + 2[SO_4^{2-}] + [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-])$$

En regroupant les espèces actives vis-à-vis les protons d'un côté et les inactives de l'autre, on obtient :

$$([Na^+] + [K^+] + 2[Mg^{2+}] + 2[Ca^{2+}]) - ([Cl^-] + [NO_3^-] + 2[SO_4^{2-}]) = ([HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] - [\,[H_3O^+])$$

Finalement, on appelle la réserve alcaline ou alcalinité la somme des charges des espèces inactives (Michard, 1989):

$$[Alc] = ([Na^+] + [K^+] + 2[Mg^{2+}] + 2[Ca^{2+}]) - ([Cl^-] + [NO_3^-] + 2[SO_4^{2-}])$$

où les ( ) représentent les activité et les [ ] les molarité. On remarque que d'après cette définition, l'alcalinité est indépendante du pH.

Dans notre étude, nous déterminons l'alcalinité par la méthode de titration de Gran (Gran, 1952) comme indiqué dans le protocole ci-dessous.

Protocole :

Ce protocole modifié se base sur la proposition de Keller et al. (1987). On titre sous agitation 50 ml de solution filtrée à 0.45 µm par ajouts successifs de 50 à 100 µl de H_2SO_4 de 0.02 N jusqu'à pH 3.2 à 3.0 avec une burette automatique de type METROHM. La mesure du pH est effectuée à l'aide d'un pH-mètre CONSORT et d'une chaîne de mesure d'électrodes de verre combinées BIOBLOCK SCIENTIFIC.

Lors de la titration, on a successivement les deux réactions (Bourrié, 1976):

$$CO_3^{2-} + H_3O^+ \rightarrow HCO_3^- + H_2O$$

$$HCO_3^- + H_3O^+ \rightarrow H_2CO_3 + H_2O$$

A chaque pas d'ajout d'acide, on peut calculer la fonction de Gran :

$$F = (v + v_0) \cdot 10^{-pH}$$

où :

F	fonction de Gran
v	volume d'acide ajouté
v_0	volume initial de l'échantillon

Au début de la titration, les protons ajoutés sont neutralisés par les bases présentes dans la solution et la fonction de Gran reste faible. On atteint le point équivalent lorsque toutes les bases sont neutralisées. Les protons ajoutés par la suite restent libres en solution et la fonction de Gran est alors directement proportionnelle au pH. En poursuivant la titration jusqu'à un pH bas de l'ordre de 3, on a accès au domaine linéaire de la fonction de Gran. En extrapolant à l'origine de cette droite, on détermine le volume v_e, volume d'acide nécessaire pour neutraliser l'alcalinité totale initiale de la solution. Ainsi, l'alcalinité se calcule :

$$Alc = \frac{v_e}{v_0} \cdot N$$

où

Alc	alcalinité [mol/l]
v_e	volume d'acide ajouté
v_0	volume initial de l'échantillon
N	normalité de l'acide de titration [mol/l]

Les échantillons récoltés lors de la campagne de mesure et ceux du site expérimental sont situés dans le domaine du pH où l'espèce prédominante de l'équilibre calcocarbonique est le bicarbonate HCO_3^-. Ainsi, nous associerons l'alcalinité à la concentration de cette espèce chimique.

2.1.3. Anions et Cations

Les anions ont été analysés par chromatographie ionique haute performance (HPIC) à l'aide d'un DX-120 ION Chromatographe de DIONEX. La détection est effectuée par conductimétrie. Le seuil de détection est de 0.1 mg/l, l'erreur due à la reproductibilité de 1% (Marc, 1994). Pour les cations, nous avons utilisé un spectromètre d'absorption atomique de flamme VARIAN 640. Les erreurs sur ces analyses sont les suivantes : Ca^{2+} : ± 0.4 mg/l ; Mg^{2+} : ± 0.1 mg/l ; Na^+ : ± 0.4 mg/l ; K^+ : ± 0.4 mg/l (Marc, 1994).

2.1.4. Carbone organique total

Le carbone organique total (COT) est un traceur complexe qui est utilisé en milieu karstique par exemple pour déterminer le temps de séjour de l'eau dans le milieu (Batiot et al., 2003, Batio, 2002). Dans notre cas, il peut servir comme traceur qualitatif d'infiltration rapide. En effet, l'eau de la pluie est pratiquement dépourvue de matière organique. Au fur et à mesure de son passage dans le sol, elle se charge en COT en fonction de son temps de séjour dans le milieu. Ainsi, l'augmentation de teneur en COT dans l'eau de la nappe indique l'arrivée des eaux superficielles.

L'appareil utilisé pour l'analyse du COT est un Bioritech TOC 700 Analyser (annexe 2) qui effectue l'analyse du COT en deux étapes : élimination du carbone minéral total dissous par une acidification de l'eau, et transformation du COT en CO_2 à l'aide d'une oxydation à chaud. Le gaz est ensuite analysé par un détecteur infra rouge non dispersif qui convertit la masse de CO_2 en masse de COT. D'après Emblanch et al. (1998), la sensibilité de l'appareil est de 0,05 mg/l.

2.2. Analyses isotopiques

L'isotope stable ^{18}O de la molécule d'eau est utilisé comme traceur naturel de l'origine de l'eau. Etant intrinsèque à la molécule, sa quantité dans un volume d'eau donné ne varie que lors des changements de phase ou mélanges avec d'autres volumes d'eau. Ainsi, une eau qui s'infiltre avec une certaine quantité de ^{18}O verra son rapport $^{18}O/^{16}O$ changer tout au long de son parcours dans l'aquifère en fonction d'évaporation (battement de la surface d'une nappe libre, par exemple) ou de recharge (apport par pluie ou irrigation). En conséquence, nous pouvons suivre l'évolution d'une eau depuis son infiltration jusqu'à l'exutoire de l'aquifère.

L'eau étant corrosive vis-à-vis des métaux, l'analyse isotopique directe d'un échantillon d'eau dans un spectromètre de masse pose problème. Ainsi, la transformation de l'eau en un gaz convenable s'impose. La technique classique proposée par Epstein et Mayeda (1953) consiste à mettre en équilibre quelques ml d'échantillon d'eau avec quelques millimoles de CO_2. Cette réaction se fait à 25° C pendant 4 à 8 heures (Mook, 2001):

$$H_2{}^{18}O + C^{16}O_2 \Leftrightarrow H_2{}^{16}O + C^{18}O^{16}O$$

Au préalable, des gaz dissous dans l'échantillon (CO_2 et O_2) doivent être extraits. Ceci est fait sous vide sur les échantillons congelés (voir annexe 1). Après équilibration entre CO_2 et H_2O, le gaz est extrait sous vide (voir annexe 1) afin d'être analyser dans le spectromètre de masse. Nous utilisons un appareil de marque Finnigan MAT, modèle Delta S (voir annexe 2). Le rapport $^{18}O/^{16}O$ dans le gaz carbonique est différent de celui dans H_2O. Ainsi, une correction tenant compte de cette différence est à apporter lors de l'analyse dans le spectromètre de masse.

Les résultats sont exprimés en $\delta\ ^{18}O$, c. a. d. en parts pour mille par rapport à un standard qui, dans le cas des eaux, est le Standard Mean Oceanic Water (SMOW), définie par CRAIG (1961) :

$$\delta = \frac{\frac{^{18}O}{^{16}O}\text{échantillon} - \frac{^{18}O}{^{16}O}\text{standard}}{\frac{^{18}O}{^{16}O}\text{standard}} \cdot 1000 \qquad \text{avec} \quad \delta_{SMOW} = 0\ ‰$$

L'incertitude expérimentale est de 0.2 ‰

3. Résultats expérimentaux et discussion

Lors de la campagne de mesure, 51 points de mesures piézométriques et/ou de prélèvements d'eau ont été échantillonnés. Leur localisation est illustrée dans la figure en annexe 3. Dans cette partie, nous voulons présenter les résultats les plus intéressants concernant le fonctionnement de la nappe alluviale et la qualité de ses eaux. La totalité des résultats des mesures piézométriques ainsi que les données physico-chimiques peut être consultée en annexe 4 et en annexe 5.

3.1. Piézométrie de la nappe

Pour la plupart des points de mesures piézométriques, l'emplacement ainsi que l'altitude au sol ou du haut de tube du forage sont données par des archives de la CNR, de la DIREN ou de la ville d'Avignon. Néanmoins, l'altitude de quelques forages supplémentaires dont nous ignorons les propriétaires, mais dont la localisation est particulièrement utile, a dû être estimée à partir de la carte topographique 1/25000 (SCAN 25 de l'IGN). L'implantation des piézomètres dans la région suit une logique de gestion de la ressource en eau. Ainsi, on trouve un grand nombre d'ouvrages en ville (suivis par la mairie d'Avignon), le long du Rhône (suivis par la CNR) et aux alentours du champ captant de l'usine d'eau potable (la

Saignonne). Ailleurs, la densité du réseau est plus faible. En conséquence, la répartition de nos poins de mesure est hétérogène.

La carte piézométrique de la figure 3 a été établie à l'aide du logiciel SURFER 7 de Golden Software par la méthode du krigeage et représentée graphiquement avec ArcView 3.2 Il s'agit ici d'une interpolation et non d'une modélisation. Ainsi, les limites de la nappe – comme la Durance, le Rhône ou ses contre canaux à potentiel imposé – ne sont pas prises en compte.

Bien que le rapport du Burgéap (1995) parle du caractère captif de la nappe, nous avons fait l'hypothèse que la nappe est libre. Ainsi, nous avons utilisé le carré de la hauteur piézométrique pour l'interpolation de la surface libre de la nappe, conformément à l'hypothèse de Dupuit. En effet, au printemps la nappe alluviale est en train de monter à cause de la reprise des irrigations, mais globalement, on peut toujours considérer cette période de l'année comme celle des basses eaux. En conséquence, la nappe est globalement libre. Ceci est également affirmé par le suivi piézométrique continu de la nappe sur le site expérimental.

Le tracé des isopiézes est globalement parallèle sur toute la zone d'étude et la nappe s'écoule de l'est vers l'ouest. Malgré le faible nombre de point de mesure le long de la rive droite de la Durance, on peut supposer que la nappe est alimentée par la rivière. Elle s'écoule vers le Rhône par lequel elle est drainée.

Le gradient hydraulique évolue de l'amont vers l'aval. Il est fort – de l'ordre de 3.0 ‰ en amont du captage de la Saignonne et au nord de la zone et plus faible – environ 1.4 ‰ – plus en aval. Ceci est conforme au rapport du Burgéap (1995) qui parle d'une variation saisonnière et spatiale du gradient hydraulique.

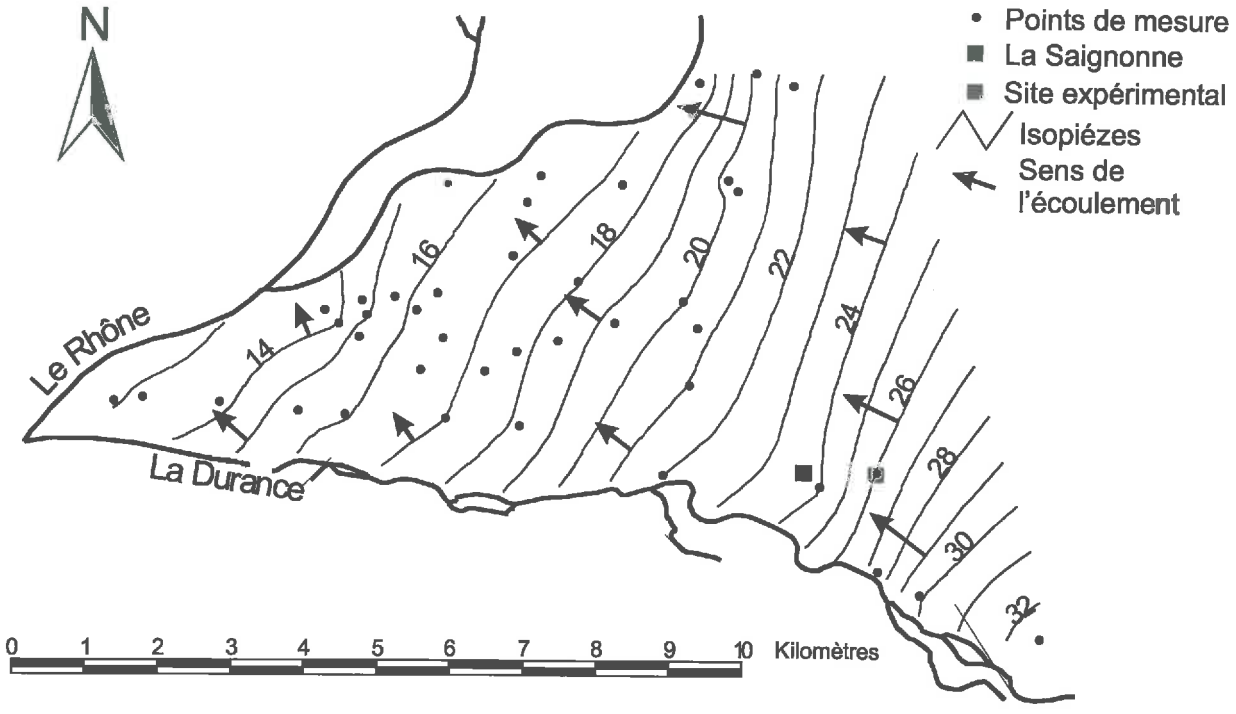


Figure 3 : Piézométrie (fin avril 2004). Les côtes des isopiézes sont données en mètres.

3.2. Résultats des analyses chimiques et isotopiques

3.2.1. Qualité physico-chimique des eaux de la nappe

D'une manière générale, on remarque que les eaux de la nappe, du Rhône et de la Durance, appartiennent au faciès bicarbonaté-calcique plus ou moins magnésien (figure 4). On observe des variations de l'ordre de 20 % en calcium et magnésium et de l'ordre de 15 % en bicarbonates.

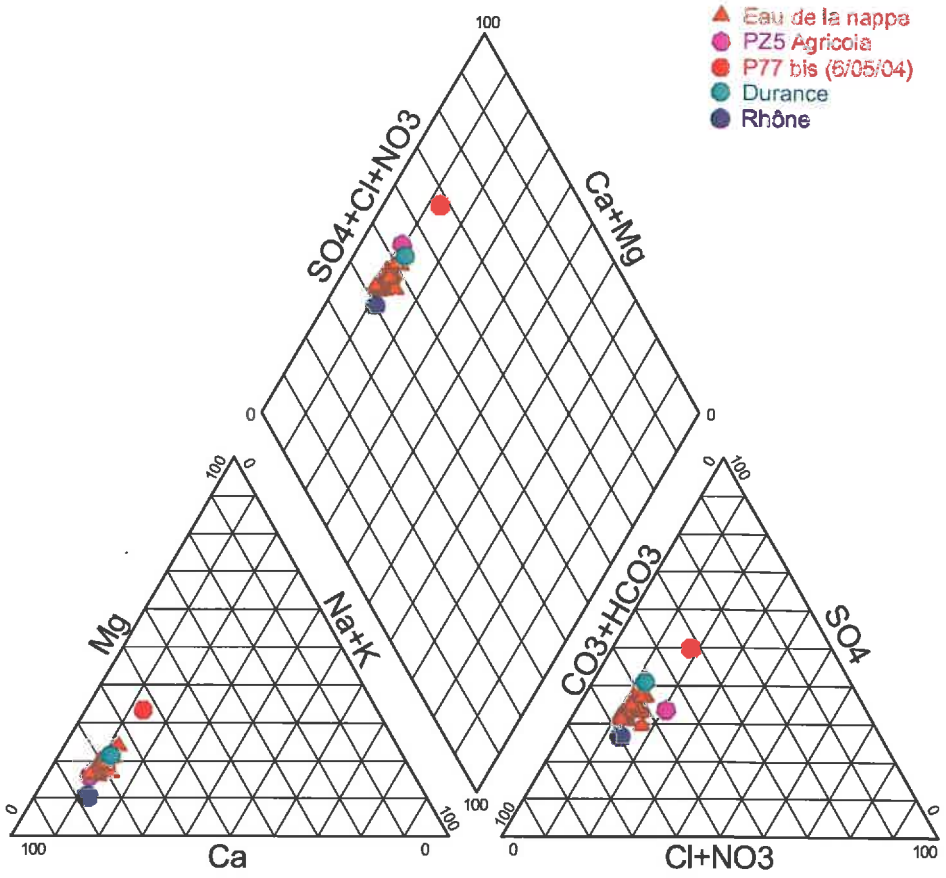


Figure 4 : Diagramme de Piper des eaux de la nappe, du Rhône et de la Durance (avril 2004).

Les échantillons PZ5 Agricola et P77 bis (6/05/04) sont une exception. Le premier provient d'une ancienne usine de produits phytosanitaires, ce qui explique bien une plus forte proportion de nitrates et chlorures (c'est la proportion de nitrates qui est plus élevée, mais la présentation de la somme NO_3^- et Cl^- ne permet pas la distinction entre les deux ions). Par contre, le P77 pose problème. Le milieu est fortement réducteur (- 165 mV) et malgré un pompage d'environ 100 l avant le prélèvement, on trouve des proportions en magnésium, en sulfates et en chlorures plus fortes que dans les autres échantillons. Du point de vue général, nous observons une forte variabilité spatiale du potentiel d'oxydoréduction, allant de + 200 mV, ce qui est une valeur normale pour une eau souterraine, à –165 mV, ce qui est caractérisant d'un milieu isolé de l'atmosphère. Vraisemblablement, il existe dans la nappe des secteurs captifs comme précisé dans le rapport du Burgéap (1959).

Afin de donner une idée générale de la chimie de nos échantillons, une table des valeurs moyennes, écart-types, minimum et maximum est présentée ci-dessous. On s'aperçoit que la minéralisation des eaux de la nappe est relativement forte. Elle varie entre 449 µS/cm et 855 µS/cm avec une moyenne de 673 µS/cm et écart-type de 108 µS/cm. La Durance présente une conductivité plus élevée que le Rhône – 607 µS/cm contre 462 µS/cm. L'échantillon P77 bis (6/05/04) est le plus minéralisé avec une conductivité de 1822 µS/cm.

Tableau 1 : Valeurs moyennes, écart-types, minimum et maximum des analyses chimiques en mg/l sans prise en compte des échantillons PZ5 Agricola et P77 bis (6/05/04)

		χ25°C (µS/cm)	HCO_3^-	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{--}	Ca^{++}	Mg^{++}	Na^+	K^+	COT
Eaux de la nappe	Moyenne	673	249,8	28,7	7,0	123,6	111,8	17,5	17,3	2,7	1.08
	Ecart-type	108	44,5	7,1	3,6	17,2	17,8	3,0	3,1	1,1	0.21
	Min	449	161,2	21,5	0,2	96,7	77,1	14,2	13,6	1,7	0.70
	Max	855	324,4	49,2	14,3	166,2	143,0	26,7	26,6	7,7	1.58
Rhône		462	171,0	18,1	6,7	59,8	77,4	6,6	12,2	1,7	1.93
Durance		607	191,1	26,1	3,5	130,6	89,0	17,0	16,3	2,1	1.58

Par ailleurs, les teneurs en Ca^{2+} sont de l'ordre de 100 mg/l en moyenne et en Mg^{2+} de 20 mg/l. Elles peuvent être expliquées par les sulfates et les bicarbonates. En effet, en faisant l'hypothèse que les sulfates proviennent de la dissolution de l'anhydrite, nous pouvons expliquer une partie du calcium. L'autre partie provient de la dissolution de la calcite, sans doute plus ou moins magnésienne, d'où la présence du Mg^{2+}. La réaction chimique simplifiée s'écrit alors :

$$MgCaCO_3 + CO_2 + H_2O \rightarrow Ca^{2+} + 2\,HCO_3^- + Mg^{2+}$$

En faisant le calcul avec les concentrations en calcium, magnésium, sulfates et bicarbonates obtenues, on s'aperçoit que la moitié environ du calcium est due à l'anhydrite. Le rapport Mg^{2+} / Ca^{2+} dans la calcite magnésienne est de l'ordre de 0.5 avec un écart-type de 0.1, un maximum de 0.8 et un minimum de 0.4. Une analyse de strontium lors de prochaines compagnes de prélèvement permettra de quantifier les sulfates en provenance des évaporites en les distinguant des sulfates agricoles (sulfatage des vignes par exemples) et de vérifier ce calcul.

En ce qui concerne les nitrates – un paramètre intéressant pour évaluer la pollution des eaux – leur concentration n'excède pas 14 mg/l dans nos échantillons, ce qui est largement inférieure à la norme de potabilité fixée à 50 mg/l.

En résumé, le diagramme de Schöller-Berkaloff (figure 5) montre clairement la nature exceptionnelle des échantillons P77 bis (6/05/04) et PZ5 Agricola. On voit la forte minéralisation du P77 et l'enrichissement en nitrates de l'eau en provenance de l'usine Agricola (31.3 mg/l). Les concentrations en nitrates et en calcium de l'eau du site expérimental sont plus élevées que la moyenne. Cette eau est proche de celle de la Durance bien que plus riche en bicarbonates et en calcite (figure 5). A la confluence, on trouve des eaux moins riches en nitrates et moins minéralisées.

Les analyses physico-chimiques montrent que l'eau de la nappe est globalement de bonne qualité, pauvre en nitrates et en matière organique.

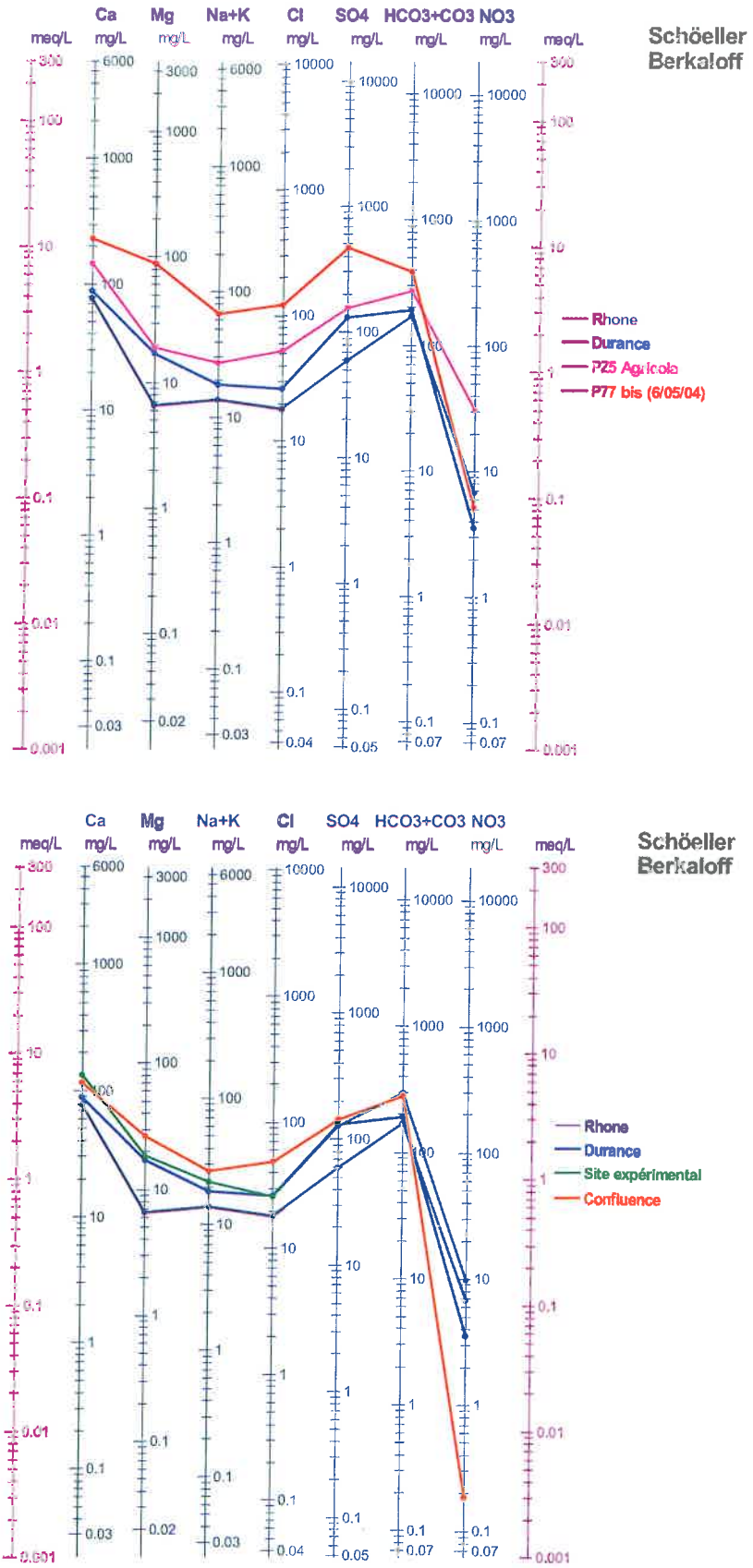


Figure 5 : Diagramme de Schöller-Beraloff des eaux exceptionnelles, du site expérimental, de la confluence ainsi que du Rhône et de la Durance

3.2.2. Recharge de la nappe et impact de l'irrigation

A partir des données chimiques et isotopiques nous avons tenté d'identifier les zones de recharge préférentielle de la nappe. Pour ce faire, nous nous sommes servis de la distribution spatiale de la pCO_2, des nitrates et du contenu en ^{18}O des eaux de la nappe.

Le paramètre « pCO2 équilibrante » (pression partielle équilibrante du gaz carbonique) est calculé à partir des mesures du pH, de la température et de l'alcalinité. Nous pouvons l'utiliser en tant que traceur qualitatif de l'influence des eaux de surface. En effet, les cours d'eau étant en équilibre avec l'atmosphère, leur pCO_2 équilibrante est faible ($2 \cdot 10^{-3}$ atm. pour le Rhône et $1 \cdot 10^{-3}$ atm. pour la Durance). Par contre, une eau se chargera en CO_2 en traversant le sol, car la pression partielle de ce gaz dans le sol est environ 100 fois supérieure à celle dans l'atmosphère. Ainsi, nous pouvons distinguer des zones d'influence de la Durance de celles d'infiltration et donc de recharge.

Les nitrates suivent la même logique. Les zones de recharge par la surface indiqueront des concentrations en nitrates plus élevées dû à l'activité agricole. En effet, nous observons des teneurs en nitrates atteignant 400 mg/l dans le sol du site expérimental, soit deux ordres de grandeur supérieures à la concentration dans l'eau de la Durance.

Quant au rôle de l'oxygène 18, il devrait nous indiquer si l'eau de la nappe est influencée par les cours d'eau ou par les pluies. La teneur isotopique moyenne annuelle des pluies à Avignon a été définie par Celle et al. (2000) comme étant égale à – 6.21 ‰. La différence entre cette valeur et la teneur isotopique des cours d'eau (-9.80 ‰ pour le Rhône et -9.21 ‰ pour la Durance) est suffisante pour permettre de distinguer ces deux pôles et de comprendre l'origine des eaux de la nappe.

La figure 6 montre que la pCO_2 est faible le long de la Durance, ce qui indique une alimentation de la nappe par le cours d'eau (au moins pendant la période de la campagne de mesure). Elle est également basse aux alentours du Lac St. Chamand, car l'eau de ce plan d'eau – une eau de surface dont la pCO_2 est faible – est en relation avec la nappe. Dans la zone où le réseau d'irrigation est dense, nous observons les plus fortes valeurs de la pCO_2. Le forage P77 est encore une fois une exception.

Les nitrates se comportent de manière comparable (figure 7). Les plus fortes concentrations peuvent être observées en amont de la zone d'étude, les plus faibles sur la rive droite de la Durance et à la confluence.

Le cas des isotopes est plus complexe. Nous nous sommes servis de l'incertitude expérimentale chiffrée à 0.2 ‰, afin de repartir les valeurs de $\delta\ ^{18}O$ en quatre classes (figure 8).

Ce classement permet de voir que la plupart des points échantillonnés en amont de la zone présentent les teneurs isotopiques plus élevées que la Durance. Ceci peut s'expliquer par un enrichissement lors de l'évaporation dans les canaux d'irrigation ou par l'influence des canaux véhiculant une eau d'origine différente. En effet, le canal Vaucluse emmène l'eau de la Sorgue au sud d'Avignon. Les eaux de la zone centrale sont proches de la Durance ou très légèrement enrichies en ^{18}O. Les deux points rouges au Sud-est de la zone sont plus appauvris en ^{18}O que le cours d'eau, mais la différence est faible (0.3 ‰). A la confluence, nous trouvons une valeur plus proche du Rhône. Ici, nous ne pouvons pas exclure une alimentation par le fleuve, car la piézométrie dans ce secteur n'est basée que sur deux points et ainsi peu fiable. Du point de vue général, il est difficile de distinguer les zones alimentées par le Rhône de celles alimentées par la Durance dans ce secteur, car leurs teneurs en ^{18}O sont très proches. Dans leur étude de 1983, Blavoux et Mudry ont montré à l'aide du traçage par le tritium que dans l'interfluve Rhône-Durance une alimentation de la nappe par le fleuve était possible.

La variation spatiale de la pCO_2, des nitrates et de l'oxygène 18 montre que la zone des irrigations intenses est une zone préférentielle de recharge de la nappe.

Par ailleurs, des travaux ont été menés pour comprendre l'influence de l'irrigation sur la recharge de la nappe de la Basse Durance. D'après Lacroix (1991), l'eau d'origine durancienne représente plus de 75 % des alimentations de la nappe. En même temps, 90 % de l'eau transitant en surface sur le bassin est due à l'irrigation avec une infiltration bien supérieure à celle de la rivière, d'où l'importance de l'irrigation pour la recharge.

L'irrigation est en même temps une garantie de la recharge, de qualité de l'eau de la nappe et un risque de pollution. En effet, Lacroix (1991) remarque qu'une diminution de l'irrigation conduirait à une augmentation de la quantité de nitrates car la dilution par l'eau utilisée en excès ne serait plus assurée. Par ailleurs, Mudry (1987) rappelle dans son rapport que les canaux d'irrigation traversent souvent la couverture protectrice des limons de débordement et mettent ainsi l'aquifère en communication directe avec les eaux de la Durance. Ils peuvent donc jouer un rôle clé dans le transfert d'une pollution accidentelle du cours d'eau ou d'une pollution agricole vers la nappe.

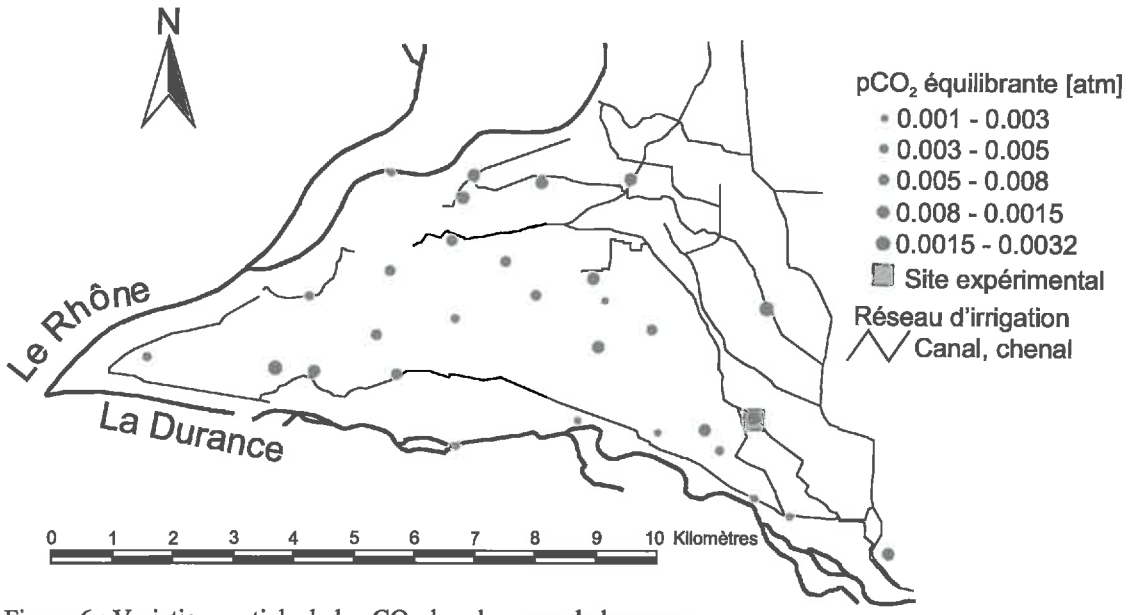


Figure 6 : Variation spatiale de la pCO_2 dans les eaux de la nappe

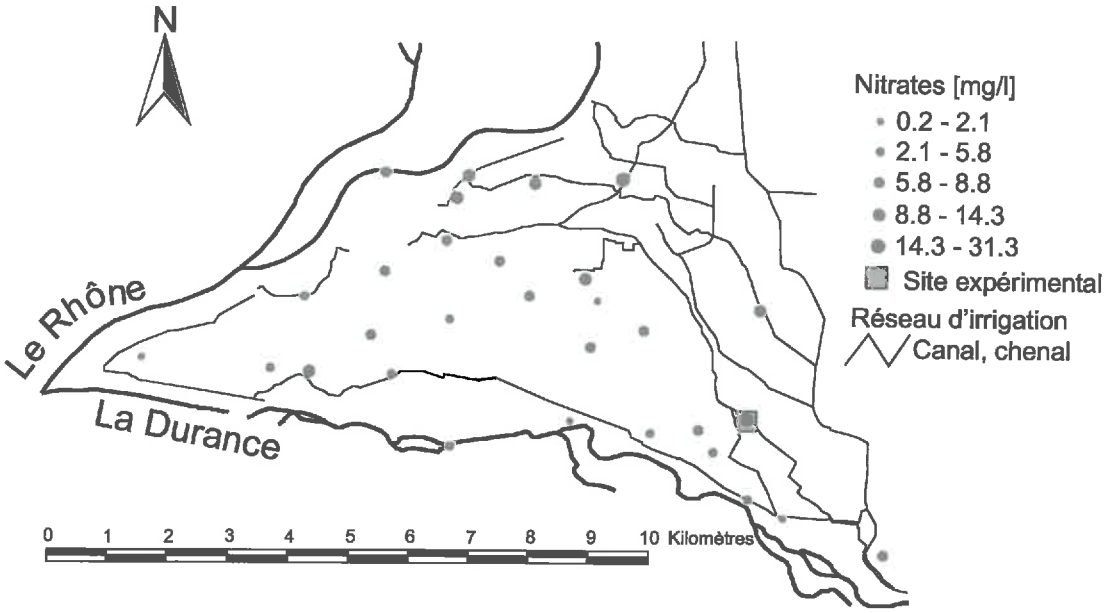


Figure 7 : Variation spatiale des nitrates dans les eaux de la nappe

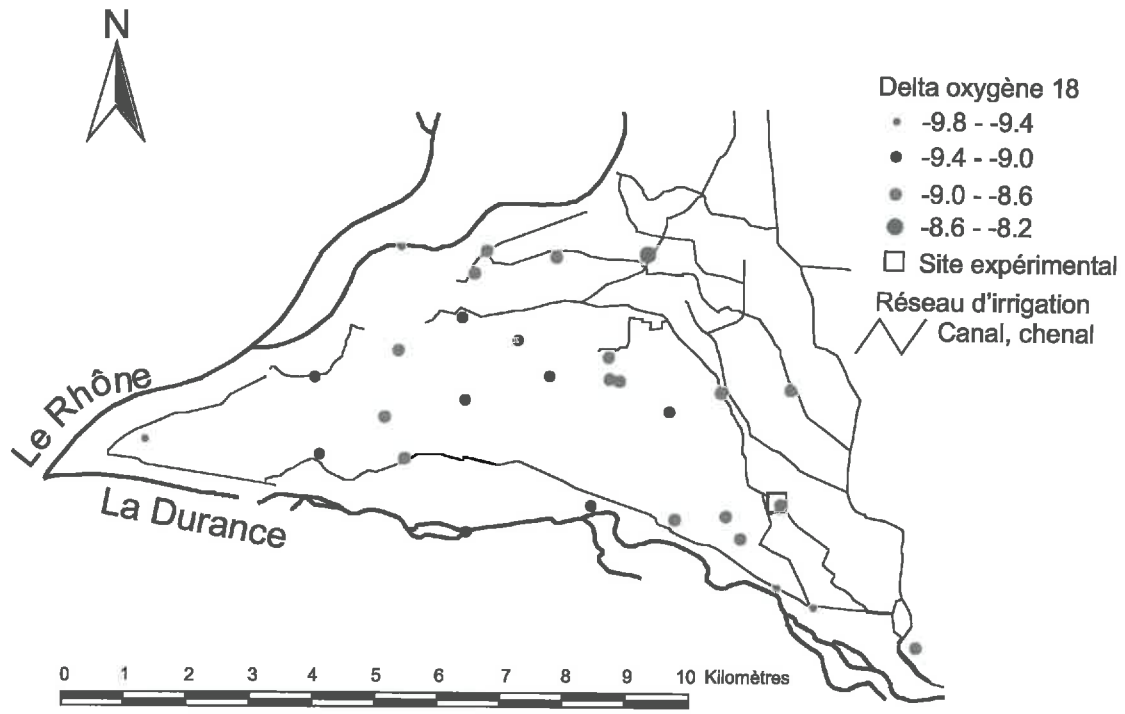


Figure 8 : Variation spatiale des teneurs en oxygène 18 dans les eaux de la nappe

3.2.3. Evolution de la qualité des eaux de la nappe

Une étude hydrochimique sur la nappe alluviale de la plaine d'Avignon a été menée en 1981 par Bourdon. D'une manière générale, notre étude nous conduit à des conclusions comparables sur le contexte hydrochimique. Notamment, le faciès des eaux est identique.

Si nous retenons les nitrates comme un critère de qualité d'eau de la nappe, nous constatons que dans les 20 dernières années, il n'y a pas eu de dégradation. En effet, les valeurs de nitrates retenues par

Bourdon (1981) sont légèrement plus élevées. Nous ne pouvons pas affirmer une baisse de nitrates, car notre étude a eu lieu en avril et celle de Bourdon en été, et donc en période de recharge de la nappe. Globalement, la distribution des valeurs est comparable. Nous retrouvons les plus fortes teneurs en nitrates à l'est d'Avignon et les plus faibles le long de la Durance et sur la Courtine.

Bourdon a montré que la concentration des sulfates à l'école de Courtine dépassait le seuil de potabilité de 250 mg/l. Il est intéressant de remarquer que 23 ans plus tard, nous retrouvons un forage sur la Courtine (P77) se trouvant à quelques centaines de mètre de cette école qui montre une teneur en sulfates de 483,6 mg/l. Deux hypothèses peuvent être évoquées. La première est une pollution locale de longue durée, sans doute d'origine agricole et l'autre, plus probable, l'effet d'une variation latérale de faciès dans les alluvions avec un passage plus évaporitique (fortes valeurs de Na^+, Cl^-, K^+).

Partie II Caractérisation hydrogéologique de la nappe alluviale à l'échelle d'une parcelle

1. Présentation du site expérimental et instrumentation

Le site expérimental se trouve à Montfavet sur le domaine Saint-Paul de l'INRA d'Avignon à 7 km au sud d'Avignon (Vaucluse) (figure 1). Il consiste en une parcelle agricole d'un hectare comprenant un grand lysimètre à drainage.

Cette parcelle est équipée de 28 piézomètres et 3 sites de mesure – A, B et C – regroupant chacun 6 capteurs tensiométriques à mercure et un tube d'accès de sonde à neutron. Sur les sites A et C, une série de cinq bougies poreuses à des profondeurs différentes (0.15 m, 0.25 m, 0.50 m, 1 m et 2 m) est installée. Le lysimètre à drainage qui se situe à la limite nord-ouest de la parcelle est équipé d'un pluviomètre connecté à une centrale d'acquisition CAMPBELL. Un autre pluviomètre – à lecture manuelle – est placé sur le site de mesure A (figure 9).

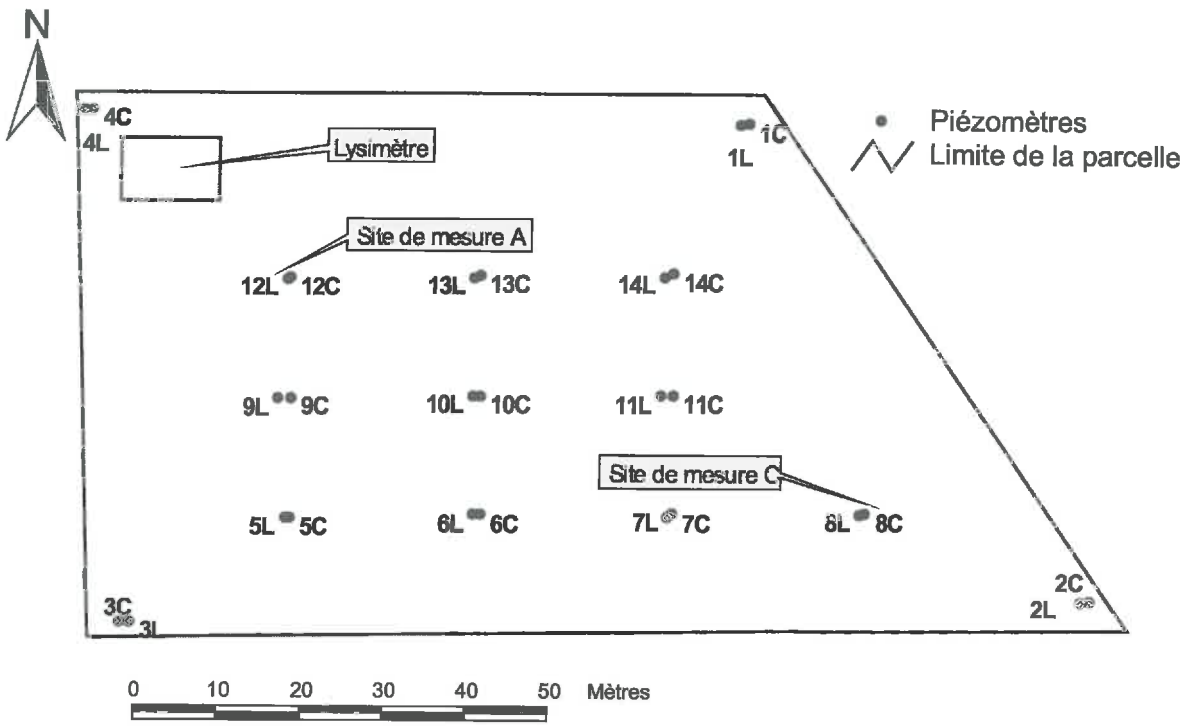


Figure 9 : Schéma du site expérimental de l'INRA d'Avignon

1.1. Bougies poreuses

Ce système de prélèvement de la solution du sol a l'avantage d'être simple et peu destructif. Il consiste en une canne PVC et une bougie céramique poreuse implantées dans le sol. L'installation du dispositif ne perturbe guère le milieu sol - système racinaire. Les prélèvements sont effectués en appliquant toujours la même dépression (environ 0.6 bar) pendant une semaine. Ensuite, la solution du sol est récupérée à l'aide d'une pompe à vide manuelle comme indiqué sur la figure 10.

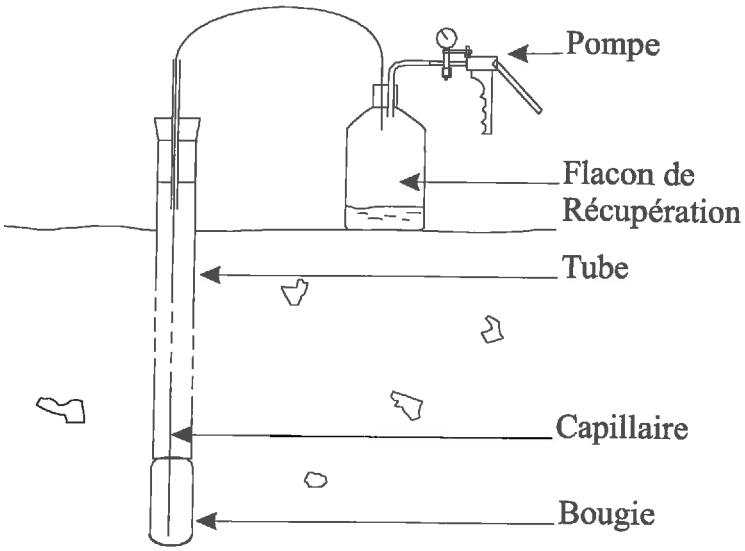


Figure 10 : Bougie poreuse et dispositif de récupération de la solution du sol (flacon de récupération et pompe à vide manuelle), d'après Bès et Sévenier (1999).

L'interprétation des analyses chimiques faites sur ces échantillons nécessite quelques précautions. Les éléments non réactifs (chlorures, nitrates et le carbone organique) ne sont pas influencés par la céramique de la bougie poreuse. Par contre, il y a un risque de contamination par des cations adsorbés dans la céramique, surtout pour les bougies neuves et peu après l'implantation dans le sol.

1.2. Sondes piézométriques

La sonde piézométrique CTD-DIVER (figure 11) est un capteur de pression (compensé en température entre – 10° C à + 40° C), de température et de conductivité de l'eau avec un enregistreur interne. Placé dans un forage et réglé au pas de temps 15 minutes, l'appareil est autonome pendant environ 9 mois. Cependant, la mesure de pression n'est pas différentielle et on doit compléter l'instrumentation par la sonde BARO-DIVER (figure 11) qui mesure la température et la pression atmosphérique. Ainsi, un suivi continu de la piézométrie est possible.

Nous utilisons la sonde CTD-DIVER de type DI 225 dont la gamme de mesures de pression s'étale de 0 à 9 m de colonne d'eau avec une résolution de 0.2 cm et une précision de ± 0.1 % de valeur mesurée. La plage de température est de – 20° C à + 80° C. Ici, la résolution est de 0.01° C et la précision de ± 0.1° C. Cet appareil détermine la conductivité dans la gamme de 0 mS/cm à 1.431 mS/cm avec la précision de ± 0.1 % de valeur mesurée et la résolution de 1 µS/cm. Quant à la sonde BARO-DIVER, ses caractéristiques en température sont les mêmes que celles de la CTD-DIVER. La plage de mesures de pression est de 0 m – 1.5 m avec une précision de 0.3 % de la valeur mesurée et une résolution de 0.1 cm.

Figure 11 : Sondes piézométriques CTD-DIVER et BARO-DIVER

1.3. Piézomètres

Les piézomètres ont été installés par Hydro-Géotechnique Sud-Est en décembre 2001 et octobre 2002. Il s'agit de forages équipés d'un tube PVC ∅ 64/75 mm, crépinés sur 2 ou 5 m, selon des ouvrages. Autour de la partie crépinée, de la gravette 2/4 mm a été mise en place. La partie pleine du tube est isolée par un bouchon étanche de sobranite. Le forage est fermé par un coulis de ciment et un tube de protection métallique avec bouchon en tête et par un bouchon de fond en pied (Hydro-Géotechnique Sud-Est, 2002a et 2002b).

Sur les 28 piézomètres, 14 atteignent le mur de la nappe alluviale et sont donc des forages dits « complets » (piézomètres longs, désignés par un L). A côté de chaque piézomètre complet se situe un autre, plus court, à pénétration partielle (désigné par un C).

A l'occasion de l'installation des piézomètres, des coupes de forage ont été effectuées à partir de l'observation des « cuttings » (débris de roche et boue évacués du forage) et donnent une première indication de la nature du sous-sol.

2. Campagne de mesures GPS et nivellement

Deux campagnes de relevés DGPS (differential GPS) des piézomètres ont été menées, la première en juillet 2002 et la seconde en mai 2004. Le récepteur utilisé est GPS Magellan Promark X-CM. En outre, deux campagnes de nivellement à la mire ont été effectuées, en avril 2003 et en mai 2004. L'ensemble de ces mesures a permis d'établir un modèle numérique de terrain de la parcelle présenté dans la figure 12. L'interpolation du MNT a été faite par le krigeage à l'aide du logiciel Golden Surfer 7.0. On remarque que le dénivellement est de l'ordre de 50 cm entre le côté est le côté ouest du terrain, soit une pente d'environ 4‰ vers l'ouest.

En plus, en utilisant les colonnes stratigraphiques des forages effectués par Hydro-Géotechnique Sud-Est lors de l'implantation des piézomètres, une coupe géologique approximative a pu être réalisée (figure 13). Trois formations géologiques ont été distinguées : la couche superficielle limono-argileuse, les alluvions grossières sableuses (grave) et le mur de l'aquifère alluvial formé par des marnes bleus-grises plus probablement miocènes. La coupe proposée est tracée suivant la plus longue diagonale de la parcelle, du nord-ouest vers le sud-est. Elle montre la variation de l'épaisseur de la couche superficielle. Le mur de la nappe se trouve entre 21 m et 22 m d'altitude et sa surface libre entre 26 m et 26.4 m.

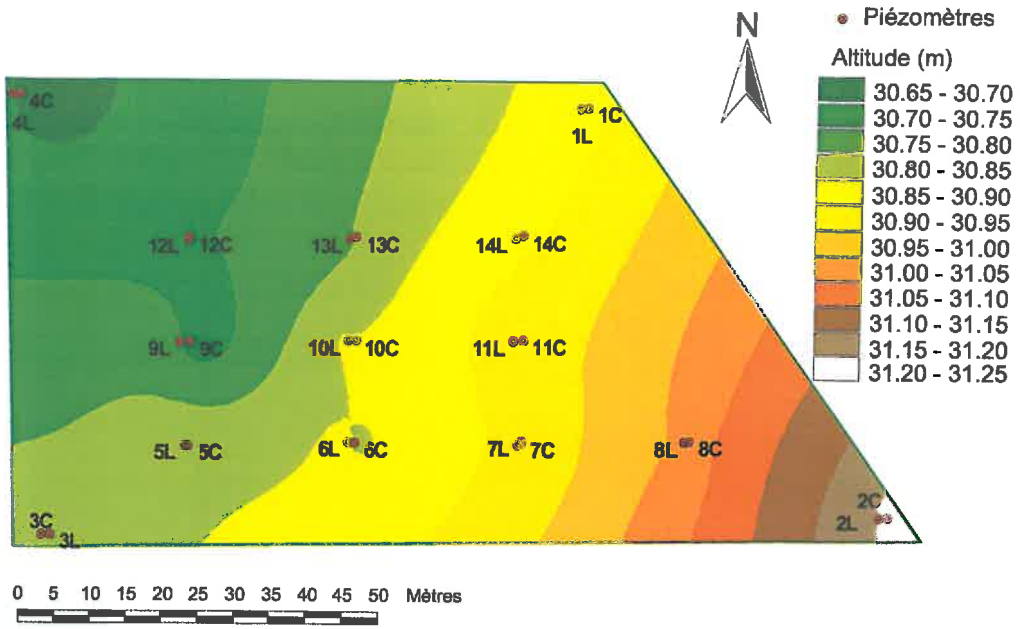


Figure 12 : Modèle numérique de la parcelle du site expérimental de l'INRA d'Avignon

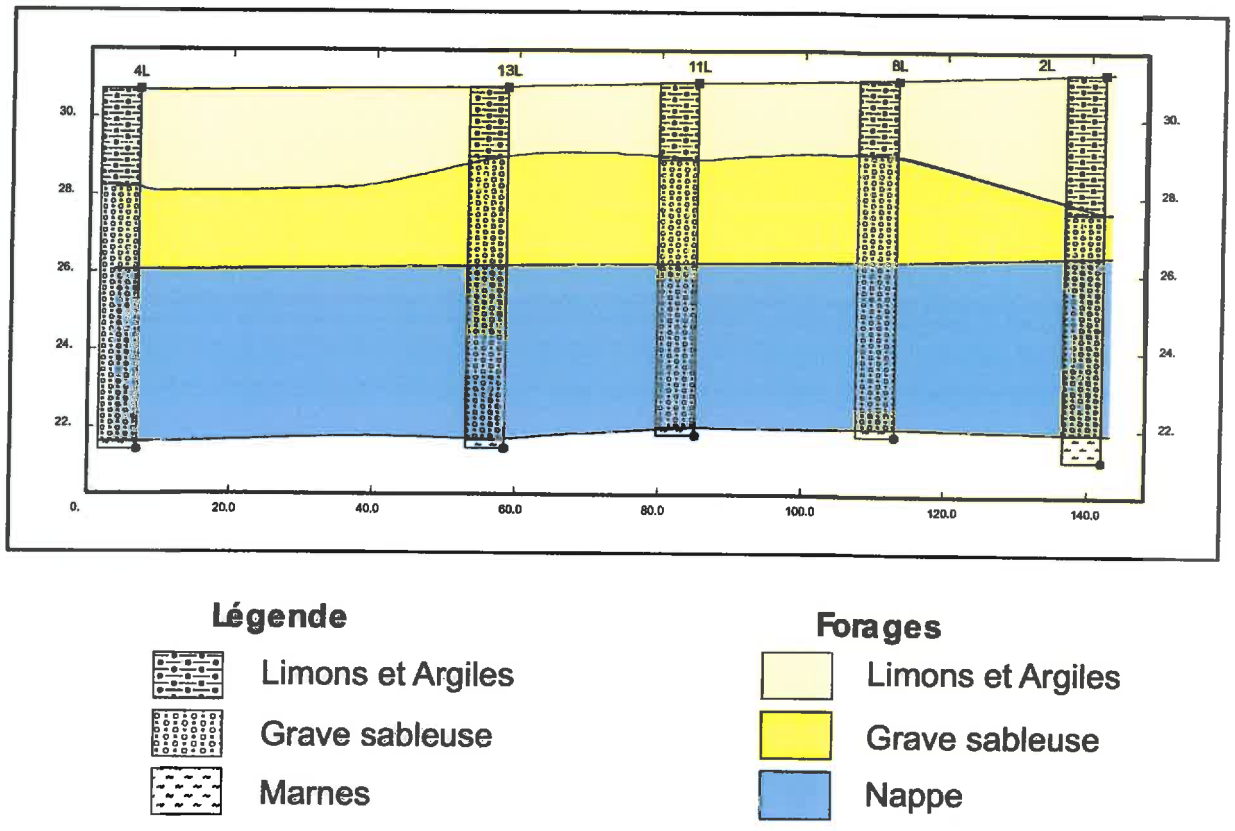


Figure 13 : Coupe géologique à travers la parcelle du site expérimental.

3. Essais d'injection

Un essai de nappe n'est pas une manipulation complexe en soi. Mais, dû au petit diamètre du tube intérieur de nos piézomètres (64 mm) et à la forte perméabilité de la nappe alluviale, le travail de terrain s'est accompagné de nombreuses difficultés techniques. En effet, il n'a pas été possible d'utiliser une pompe immergée à fort débit. Par ailleurs, le test de deux pompes de surface à débit plus faible (de l'ordre de 20 m^3/h) n'a pas donné de résultats satisfaisants. Ainsi, nous avons décidé de procéder à une injection dans les piézomètres plutôt qu'à un pompage.

Le site INRA dispose d'un réseau sous pression dont l'eau est pompée dans la nappe alluviale à environ 300 m du site expérimental. Des tuyaux en PEHD sont branchés à une buse du réseau ; un tuyau flexible est raccordé aux tuyaux en PEHD et plonge dans le piézomètre. Le débit maximal délivré par le réseau au niveau des piézomètres varie, en fonction de la longueur de la tuyauterie, entre 50 et 70 m^3/h. La puissance du débit interdit l'utilisation d'un compteur volumétrique mécanique qui serait en contact directe avec le liquide. Ainsi, l'utilisation d'un débitmètre non intrusif s'impose.

Nous avons utilisé le débitmètre ultrason DCT 7088 à temps de transit (figure 14). La mesure de vitesse d'écoulement s'effectue de l'extérieur par le biais de deux transducteurs (sondes) montés sur la tuyauterie et se base sur le calcul de la différence de temps de transit d'une onde ultrasonore entre les sondes. En effet, la vitesse du passage de l'onde est fonction de la vitesse du son dans le fluide et de la vitesse du fluide lui-même. Ainsi, l'onde qui se propage dans le sens de l'écoulement est plus rapide que celle se propageant à contre sens. A partir de la différence entre les temps de transit vers l'amont et vers l'aval, le débitmètre calcule une vitesse moyenne d'écoulement. La précision sur les mesures est de ± 0.5 %. Connaissant le diamètre, l'épaisseur et le matériau du tuyau il en déduit le débit (Hydréka).

Figure 14 : Le débitmètre ultrason DCT 7088

3.1. Description de l'expérimentation

Des tuyaux en PEHD ont été branchés à une buse du réseau d'irrigation, un tuyau flexible a été raccordé aux tuyaux en PEHD et plongé dans le piézomètre. Le débitmètre a été installé sur la tuyauterie le plus près possible du piézomètre d'injection afin d'éviter les erreurs de mesure dues aux fuites (figure 15).

Figure 15 : Essai d'injection

Les injections ont été effectuées dans chaque piézomètre complet des 14 doublets. Une sonde piézométrique a été placée dans le piézomètre court afin de mesurer le niveau d'eau en continu à un pas de temps de 5 secondes. En plus, les piézomètres voisins ont été suivis manuellement avec une sonde lumineuse.

Après ouverture maximale de la vanne de la buse, le débit est instable pendant les trois premières minutes. En effet, un dispositif pour éviter des coups de bélier dans le réseau ralentit la mise en marche des pompes. Ainsi, les premières mesures de la sonde piézométrique ne sont pas utilisables. Malheureusement, une panne électronique de l'enregistreur interne du débitmètre n'a permis l'enregistrement continu du débit que pendant trois essais. La mesure du débit a donc été effectuée par totalisation de volume injecté au pas de temps de 5 minutes environ.

Afin d'effectuer un maximum d'essais, nous avons limité la durée des manipulations à deux heures (une heure d'injection et une heure de descente), des test préliminaires ayant montré que ce temps était suffisant pour pouvoir utiliser la solution de Theis.

3.2. Traitement des données

L'interprétation d'un essai de pompage ou d'injection revient à résoudre l'équation de diffusivité de l'eau en milieu poreux. Dans notre cas, le temps d'un essai étant trop court, le régime permanent n'a pas été atteint. Il s'agit donc d'une solution en régime transitoire.

Trois méthodes différentes d'interprétation ont été testées sur les données d'un des essais de pompage afin d'en choisir la plus adaptée. Sur la parcelle du site, la nappe alluviale est libre, mais la montée de la nappe pendant la plupart des essais n'excède pas 5 % de l'épaisseur de l'aquifère. Ainsi, la méthode de Theis (1935) pour aquifère captif (i.e. pour rabattement négligeable par rapport à l'épaisseur mouillée de l'aquifère) peut être utilisée. Néanmoins, sur quelques essais d'injection, nous avons observé des montées plus importantes, de l'ordre de 10 %. Dans ces conditions, la correction apportée par Jacob à la méthode de Theis (Jacob, 1963) peut s'avérer intéressante. Celle-ci tient compte de la variation de l'épaisseur mouillée de l'aquifère. Enfin, l'approximation logarithmique de Copper et Jacob (1946) a également été employée. Dans ce qui suit, une brève description des solutions employées est proposée.

3.2.1. Bases théoriques

Ce sous-chapitre est tiré de de Marsily (1981) et de Langguth et Voigt (1980)

Nous cherchons à résoudre l'équation de diffusivité en régime transitoire. Pour une nappe libre ou une nappe captive selon l'hypothèse de Dupuit qui suppose que toutes les vitesses sont horizontales et parallèles entre elles sur une verticale cette équation s'écrit :

$$(1) \qquad \nabla^2 h = \frac{S}{T}\frac{\partial h}{\partial t} \qquad \text{à deux dimensions}$$

où :

h charge hydraulique [L]
T transmissivité [L^2/T]
S coefficient d'emmagasinement [-]

En coordonnées radiales et en supposant que la solution ne dépend que de la distance r, cette équation devient :

$$(2) \qquad \frac{1}{r}\frac{\partial}{\partial r}\left(r\frac{\partial h}{\partial r}\right) = \frac{S}{T}\frac{\partial h}{\partial t}$$

3.2.1.1 Solution de Theis

En 1935, Theis (1935) a proposé une équation qui décrit l'écoulement autour d'un puits de pompage par analogie à l'équation de la chaleur. Plus tard, Jacob (1940) a pu montrer qu'il s'agissait d'une solution de l'équation de diffusion (1). En coordonnées radiales en régime transitoire, la solution de Theis s'écrit :

$$(3) \qquad s(r,t) = -\frac{Q}{4\pi T}\int_{\frac{r^2 S}{4tT}}^{\infty}\frac{e^{-u}}{u}du$$

$$\text{avec} \quad u = \frac{r^2 S}{4tT}$$

où :

T transmissivité [L^2/T]
Q débit [L^3/T]
S coefficient d'emmagasinement [-]

avec les conditions aux limites repoussées à l'infinie et les conditions initiales h = 0 $\forall r$.

Un changement de variable permet d'exprimer h sous une forme plus compacte :

$$(4) \qquad s(r,t) = \frac{Q}{4\pi T}\left[-Ei(-u)\right] = \frac{Q}{4\pi T}W(u)$$

Ei est la fonction exponentielle intégrale qu'on retrouve sous forme de table dans la littérature. Elle représente une suite infinie convergente :

$$(5) \qquad s = \frac{Q}{4\pi T}\left[-e - \ln(u) + u - \frac{u^2}{2\cdot 2!} + \frac{u^3}{3\cdot 3!} - \frac{u^4}{4\cdot 4!} + \ldots\right]$$

avec e = 0.5772 constante d'Euler

On appelle W(u) la « fonction de Theis » et la courbe W(u) en fonction de u la « courbe de Theis ». Elle est généralement tracée en coordonnées logarithmiques.

La solution de Theis implique un certain nombre d'hypothèses sur le milieu et conditions de l'essai :

- Le milieu est infini, homogène et isotrope.
- La transmissivité est constante. C'est le cas pour une nappe captive et pour une nappe libre peu rabattue. Dans le dernier cas, on remplace S (qui figure dans la définition du paramètre u) par la porosité de drainage ω_d (la part de la porosité qui peut être drainée par la gravité).
- Le gradient vertical de la charge est nul. C'est vrai pour une nappe captive. Dans le cas d'une nappe libre, on applique l'hypothèse de Dupuit.
- Le forage de l'essai est complet (il capte la nappe sur toute son épaisseur) et son rayon négligeable.
- Le débit est constant.
- La nappe est initialement au repos ou le rabattement a atteint le régime permanent. C'est la condition initiale h (t, r) = 0 $\forall r$.

3.2.1.2 Solution de Theis pour une nappe libre

Si pendant l'essai de pompage dans une nappe libre le rabattement est grand par rapport à l'épaisseur de l'aquifère, la transmissivité n'est plus constante et la solution de Theis n'est plus valable. En 1963, Jacob a proposé une correction du rabattement pour résoudre ce problème. Le rabattement corrigé s'écrit :

$$(6) \qquad s' = s - \left(\frac{s^2}{2e} \right)$$

où :

s rabattement [L]

s' rabattement corrigé [L]

e épaisseur mouillée de l'aquifère [L]

Sans correction du rabattement, on sous-estime la valeur de la transmissivité.

Le coefficient d'emmagasinement, lui aussi, doit être corriger afin de tenir compte de l'évolution temporelle de l'épaisseur mouillée de l'aquifère. On substitue h par (e-s) dans l'équation (2) et obtient :

$$(7) \qquad \frac{\partial^2 s'}{\partial r^2} + \frac{1}{r}\frac{\partial s'}{\partial r} = \frac{e}{e-s}\frac{S}{T}\frac{\partial s'}{\partial t}$$

On appelle l'emmagasinement apparent S' (Jacob, 1963) :

$$(8) \qquad S' = \frac{e}{e-s} S$$ pour des petits rabattements, S' est très proche de S

Ainsi, l'équation de diffusion pour un aquifère libre, dans le cas où le rabattement est important par rapport à l'épaisseur de la nappe, s'écrit :

$$(9) \qquad \frac{\partial^2 s'}{\partial r^2} + \frac{1}{r}\frac{\partial s'}{\partial r} = \frac{S'}{T}\frac{\partial s'}{\partial t}$$

On voit que pour un rabattement important, on ne peut pas calculer S directement. La résolution de l'équation (9) nous permet d'accéder à ce que Jacob appelle le coefficient d'emmagasinement moyen S en inversant la formule (8). Par ailleurs, l'équation (8) montre que S dépend du rabattement et donc du temps de pompage, ce qui va à l'encontre de sa définition comme étant une constante indépendante du temps. En conséquence, dans un aquifère libre dans le cas d'un rabattement important, le coefficient d'emmagasinement ne peut être calculé que d'une façon approximative.

Dans le cas d'une nappe libre, on remplace généralement le coefficient d'emmagasinement qui a été défini pour une nappe captive par la porosité de drainage ω_d (specific yield). C'est la part de la porosité qui peut être drainée par gravité (de Marsily, 1981).

3.2.1.3 Approximation logarithmique de Cooper et Jacob

Si on trace le rabattement s en fonction du logarithme du temps s'écoulé depuis le début de pompage, on obtient une droite pour des valeurs de t suffisamment grandes. En effet, pour une durée de pompage suffisante :

$$(10) \qquad W(u) \rightarrow \ln \frac{2.25\,T\,t}{S\,r^2}$$

Le rabattement s s'écrit alors :

$$(11) \qquad s(r,t) = \frac{Q}{4\pi T} \ln \frac{2.25\,T\,t}{S\,r^2} = \frac{0.183\,Q}{T} \log \frac{2.25\,T\,t}{S\,r^2}$$

En pratique, on considère que c'est le cas si :

$$(12) \qquad u = \frac{r^2 S}{4 \pi T} \leq 0.01$$

La solution de Jacob étant un cas particulier de la solution de Theis, les mêmes hypothèses sur le milieu et les mêmes conditions aux limites et initiales sont posées.

3.2.2. Comparaison des solutions de Theis pour nappe captive et nappe libre et de Cooper et Jacob

Avant de choisir une des solutions décrites ci-dessus, nous les avons toutes testées sur les données de l'essai d'injection sur le piézomètre 14. Le calcul est fait à l'aide du logiciel Aquifer Win32 V. 3.0 (version de démonstration). Les paramètres à rentrer sont :

- le débit (une moyenne temporelle calculée par le logiciel)
- la distance entre le piézomètre d'injection et piézomètre d'observation
- et pour l'approximation de la solution de Theis à la nappe libre uniquement, l'épaisseur de l'aquifère (la différence entre la profondeur du toit de la nappe et le niveau statique avant l'injection).

Les figures ci-dessous montrent les résultats du calcul. On remarque tout d'abord que les données s'ajustent bien aux modèles choisis. De plus, les paramètres hydrodynamiques calculés sont comparables entre eux (tableau 2). En effet, la variation des valeurs de la transmissivité est de $2 \cdot 10^{-2}$ m^2/s et celle du coefficient d'emmagasinement de $4 \cdot 10^{-2}$. Ceci n'est pas étonnant car la nappe n'est montée que de 14 cm, soit 3 % de l'épaisseur de l'aquifère (4.21 m). Nous sommes donc confrontés au cas d'une nappe libre peu rabattue.

Dans le tableau 2, on remarque l'absence du coefficient d'emmagasinement pour le piézomètre d'observation le plus proche du piézomètre d'injection. On connaît les difficultés pour calculer S d'après les mesures piézométriques dans le piézomètre d'injection. En effet, le coefficient d'emmagasinement est le rapport du volume d'eau libéré ou emmagasiné par unité de surface d'un aquifère à la variation de charge hydraulique correspondante (Glossaire International d'Hydrologie). Il est donc égal à 1 dans le forage d'injection. Nous avons rencontré des problèmes similaires pour les calculs de S à 1 mètre du piézomètre d'injection. Les valeurs obtenues sont de l'ordre de 1 voire supérieures pour la majeur partie des essais. Ainsi, nous avons décidé de ne pas prendre en compte ces valeurs.

Tableau 2 : Table des paramètres hydrodynamiques calculés par trois modèles

Méthode	Piézomètres d'observation	Distance	T (m^2/s)	S (sans dim)
Theis (nappe captive	10C	26.60	0.07	0.08
	13C	22.24	0.07	0.06
	14C	1.08	0.07	
	1C	20.63	0.07	0.16
Theis (approximation de nappe libre)	10C	26.60	0.07	0.08
	13C	22.24	0.08	0.06
	14C	1.08	0.07	
	1C	20.63	0.07	0.16
Jacob	10C	26.60	0.08	0.06
	13C	22.24	0.08	0.05
	14C	1.08	0.07	
	1C	20.63	0.09	0.12

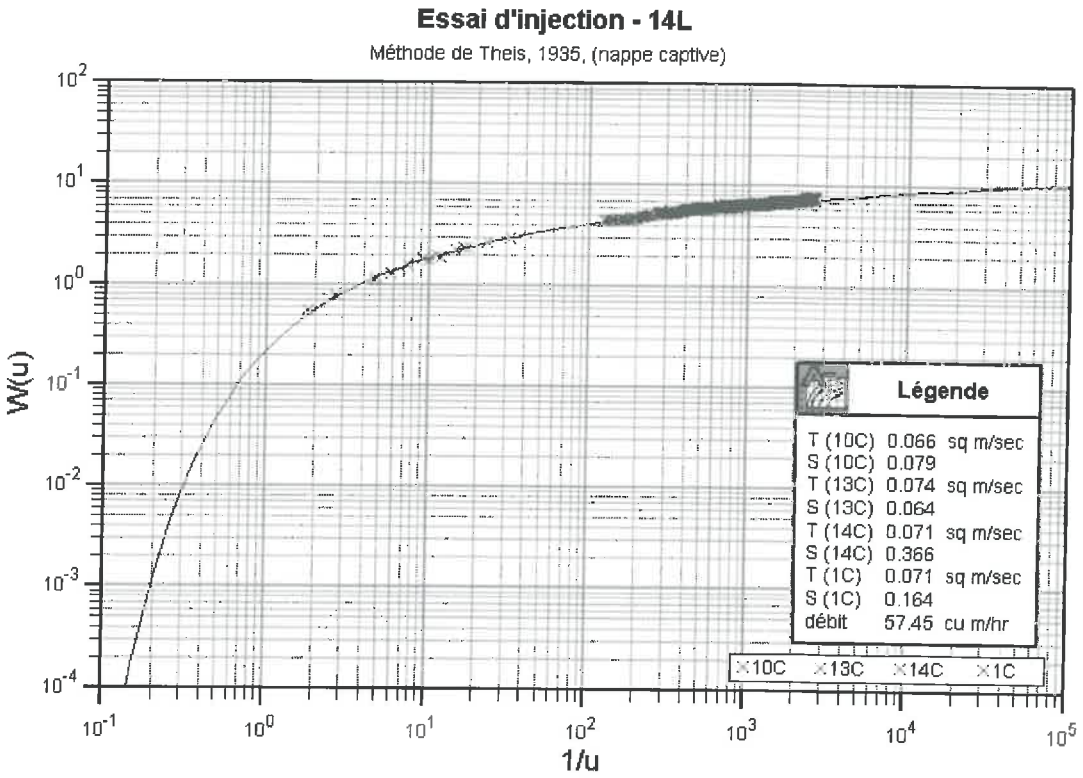


Figure 16 : Solution de Theis pour une nappe captive appliquée aux données de l'essai d'injection sur 14L

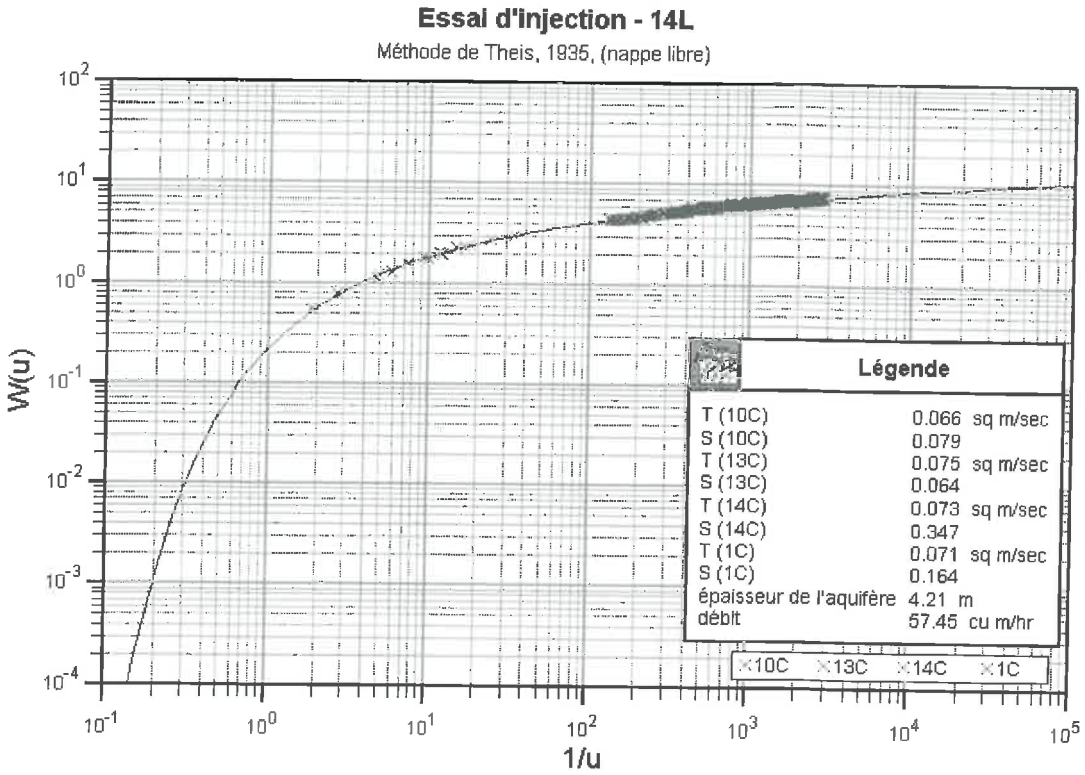


Figure 17 : Solution de Theis pour une nappe libre appliquée aux données de l'essai d'injection sur 14L

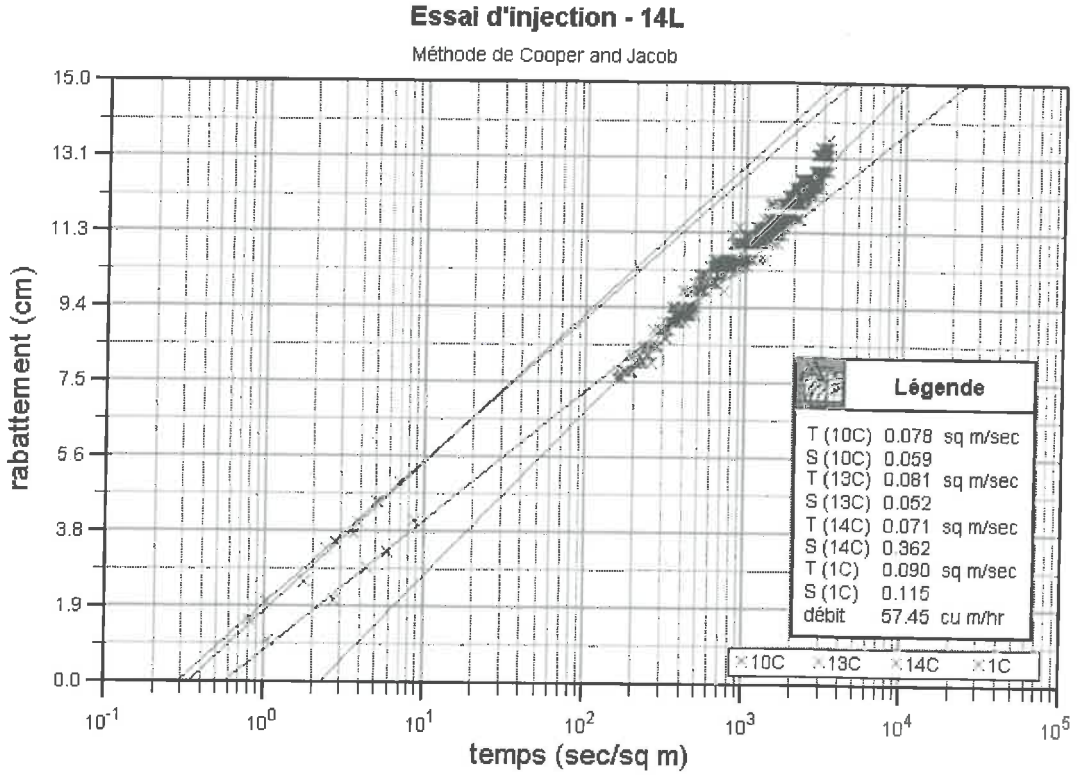


Figure 18 : Solution de Jacob appliquée aux données de l'essai d'injection sur piézomètre 14L. Le temps a été divisé par la distance entre le piézomètre d'injection et le piézomètre d'observation.

3.2.3. Etude de sensibilité de la solution de Theis pour une nappe libre

Nous avons choisi d'utiliser la méthode de Theis (1935) corrigée par Jacob (1963) pour application à la nappe libre afin de calculer les paramètres hydrodynamiques de la nappe, la transmissivité et l'emmagasinement.

Afin d'évaluer la qualité d'ajustement, un test de sensibilité de la méthode aux éventuelles erreurs des paramètres d'entrée – le débit, l'épaisseur de l'aquifère et la distances – s'impose. En fixant deux des trois paramètres, on fait varier le troisième pour apprécier l'influence sur la transmissivité et l'emmagasinement. Ce test a été effectué sur l'essai de pompage 14L. Les résultats de ce test sont présentés dans le tableau 3.

Pendant des essais d'injection, nous avons observé des variations du débit instantané de l'ordre de 5 %. La précision du débitmètre étant de 0.5 %, cette variation est supérieure à l'erreur de mesure qui peut ainsi être négligée. La mesure de la distance entre le piézomètre d'injection et celui d'observation a été effectuée avec un décamètre et nous estimons son erreur à 10 cm. En conséquence, la plus importante source d'erreur est la variation du débit. Ainsi, nous considérons l'erreur relative sur la transmissivité et le coefficient d'emmagasinement comme étant égale à 5 %.

Tableau 3 : Test de sensibilité de la méthode de Theis aux erreurs des paramètres d'entrée

Piézomètre d'observation	Paramètres variés	Variation rel. T	Variation rel. S
14C	Débit ± 5 %	5 %	-
	Epaisseur de l'aquifère ± 20 cm	0.14 %	-
	Distance ± 10 cm	0.002 %	-
13C	Débit ± 5 %	5 %	5 %
	Epaisseur de l'aquifère ± 20 cm	0.05 %	0.01 %
	Distance ± 20 cm	0.01 %	3.16 %
10C	Débit ± 5 %	5 %	5 %
	Epaisseur de l'aquifère ± 20 cm	0.04 %	0.003 %
	Distance ± 20 cm	0.001 %	3.07 %
1C	Débit ± 5 %	5 %	5 %
	Epaisseur de l'aquifère ± 20 cm	0.03 %	0.004 %
	Distance ± 20 cm	0.01 %	4.29 %

4. *Discussion des résultats*

Les paramètres calculés sur tous les essais d'injection sont présentés en annexe 7. La transmissivité varie entre $2 \cdot 10^{-2}$ m^2/s et $1 \cdot 10^{-2}$ m^2/s et le coefficient d'emmagasinement entre 0.001 et 0.24. Cela signifie une variation de la porosité de drainage entre 1 ‰ et 24 %, ce qui est remarquable. Langguth et Voigt (1980) indiquent des valeurs entre 5 % et 35 % pour un aquifère sableux à graviers. Dans notre cas, il

s'agit d'un aquifère hétérogène composé de sables, de graviers et d'une matrice limoneuse. Si on prend en compte les variations latérales de faciès et donc des éventuels passages plus fins, nous nous retrouvons dans le domaine désigné par ces auteurs.

A partir des valeurs de transmissivité et emmagasinement obtenues, nous avons tracé des cartes de variation spatiale de ces paramètres hydrodynamiques à l'aide des méthodes géostatistiques. Les valeurs de T obtenues par les mesures dans le piézomètre court, voisin direct du piézomètre d'injection, ont été attribuées au piézomètre d'injection. Par contre, les valeurs de T et de S obtenues par les mesures dans les piézomètres plus éloignés ont été placées à un tiers de distance entre le point d'injection et le point d'observation, car elles rendent plus compte du milieu autour du point d'injection.

Le premier à employer les méthodes géostatistiques en hydrogéologie était Freeze, en 1975 (de Marsily et al., 2000). Il considérait que les valeurs de transmissivité s'ajustaient à une loi lognormale. En effet, la transmissivité est un produit de variables aléatoires et d'après le théorème de la limite centrale une telle variable suit la distribution lognormale. Par contre, le coefficient d'emmagasinement est une somme de variables aléatoires et suit ainsi la loi normale. Nous avons ajusté la loi lognormale aux valeurs de la transmissivité (figure 19) et la loi normale aux valeurs du coefficient d'emmagasinement (figure 20). Dû au faible nombre de valeurs, l'ajustement n'est pas parfait.

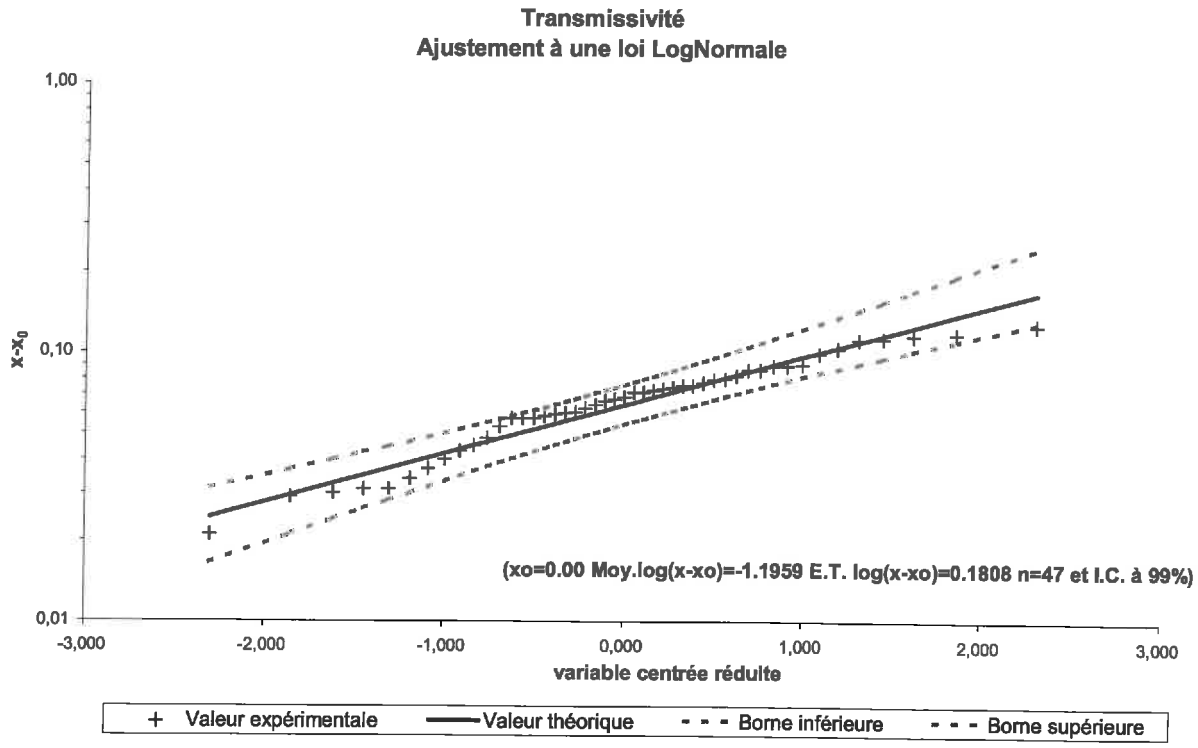


Figure 19 : Ajustement d'une loi lognormale aux valeurs de la transmissivité

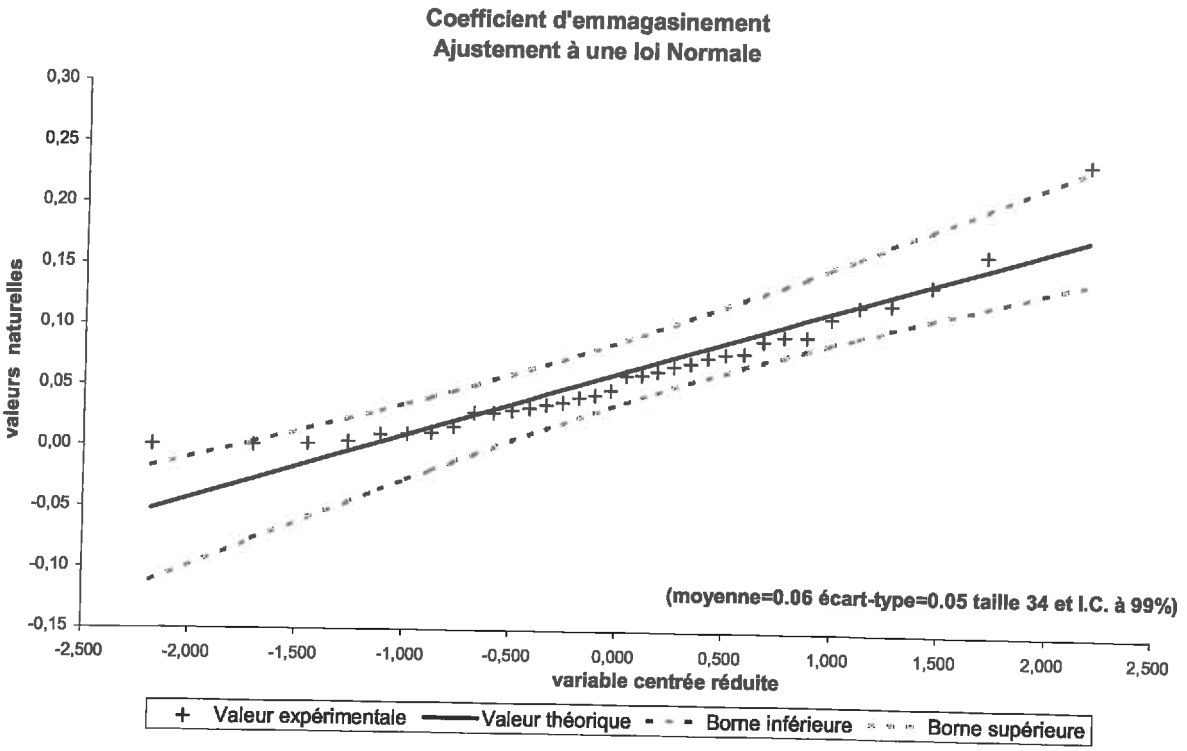


Figure 20 : Ajustement d'une loi normale aux valeurs du coefficient d'emmagasinement

Deux méthodes ont été employées pour tracer les cartes: la triangulation et le krigeage La première a l'avantage d'être facile à comprendre car il s'agit d'interpolation linéaire. Mais en même temps, cette représentation spatiale en surface triangulaire n'est que peu satisfaisante. Une des méthodes les plus complexes est le krigeage qui est très flexible et s'adapte facilement à l'interpolation de nombreux types de données. Nous avons utilisé le variogramme linéaire proposé par défaut par le logiciel Golden Surfer 7.0. Conformément à la distribution lognormale, nous avons utilisé le logarithme de la transmissivité pour l'interpolation, afin d'avoir une distribution normale des résidus.

Les figures ci-dessous montrent le produit de la triangulation et du krigeage. On remarque que globalement, les résultats sont comparables. En effet, on retrouve une zone de forte perméabilité à l'ouest du terrain et des valeurs plus faibles à l'est sur les deux figures. Le point marqué en rouge sur la figure 22 parait incohérent. En effet, une faible perméabilité de $4 \cdot 10^{-2}$ a été mesurée à cet endroit tandis que tout autour, nous trouvons des valeurs de l'ordre de $1 \cdot 10^{-1}$. Une interpolation sans prise en compte de cette valeur est montrée dans la figure 23. Cette petite modification n'introduit pas de changement radical dans la distribution spatiale des valeurs de transmissivité.

De même, une interpolation par krigeage a été effectuée pour les valeurs du coefficient d'emmagasinement (figure 24). Ici, la situation se renverse et nous trouvons des fortes valeurs à l'est de la parcelle.

Nous constatons dons que les plus fortes perméabilités sont liées aux valeurs de coefficient d'emmagasinement les plus faibles.

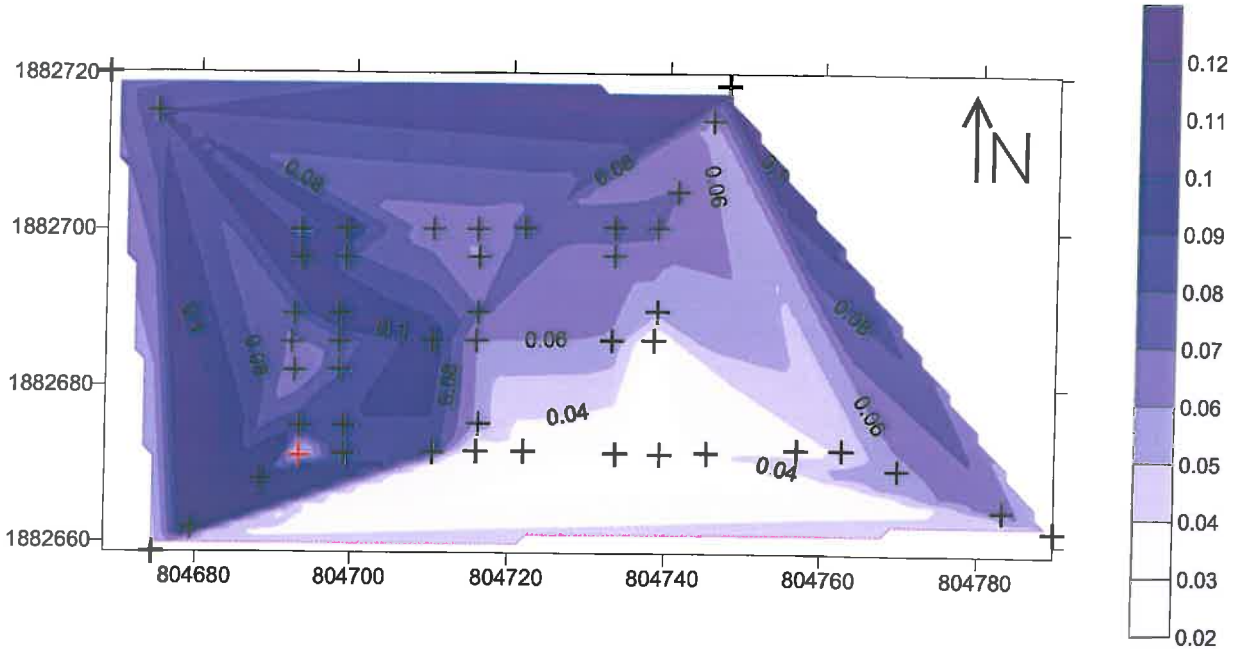


Figure 21 : Carte des isovaleurs de transmissivité obtenues par la méthode de triangulation ; valeurs en m^2/s.

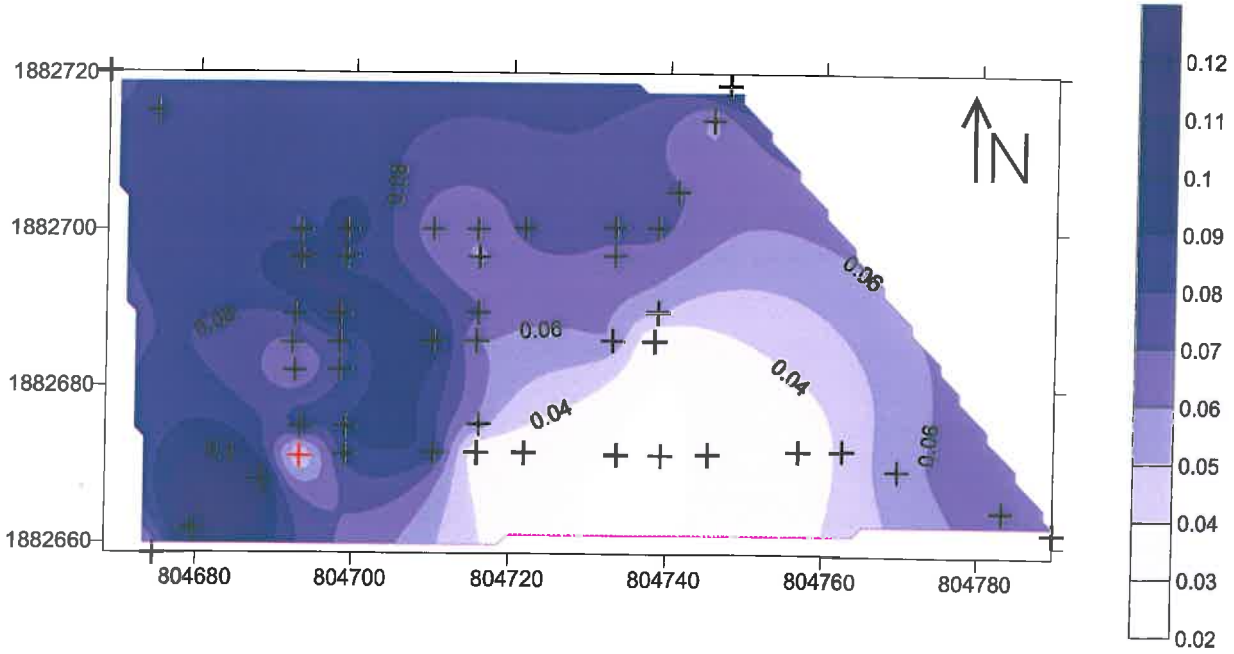


Figure 22 : Carte des isovaleurs de transmissivité obtenues par la méthode de krigeage ; valeurs en m^2/s.

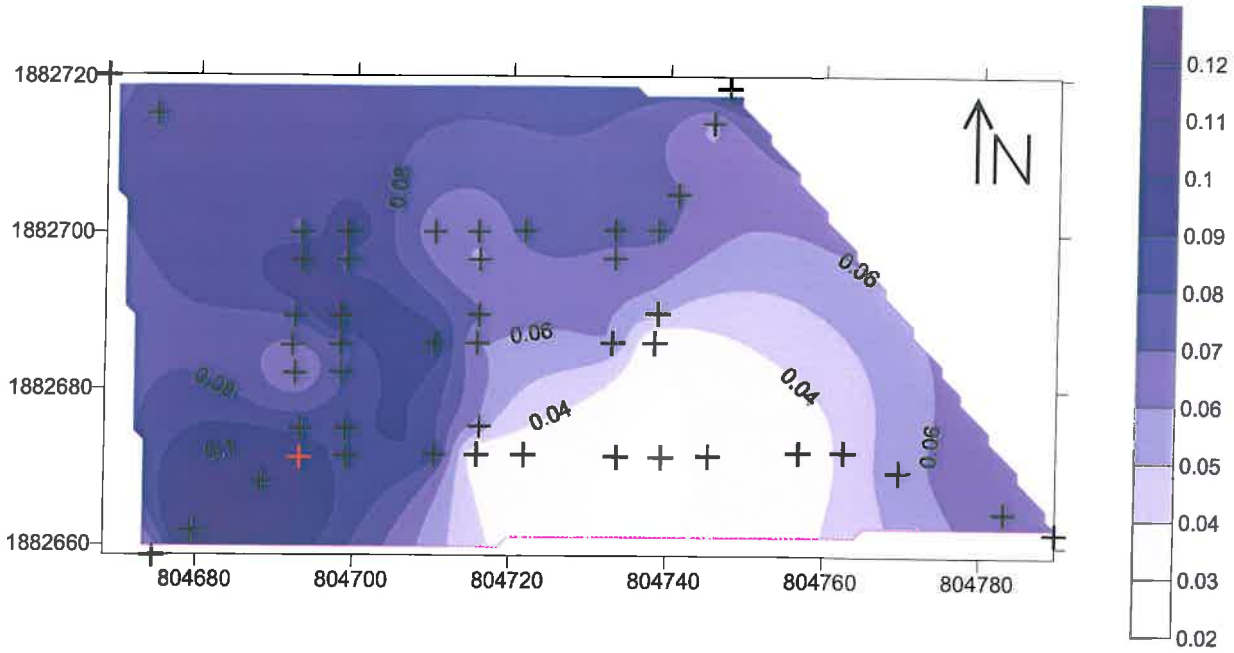


Figure 23 : Carte des isovaleurs de transmissivité obtenues par la méthode de krigeage sans prise en compte de la valeur obtenue pendant l'essai d'injection dans le piézomètre 5L et observation dans le 5C ; valeurs en m^2/s.

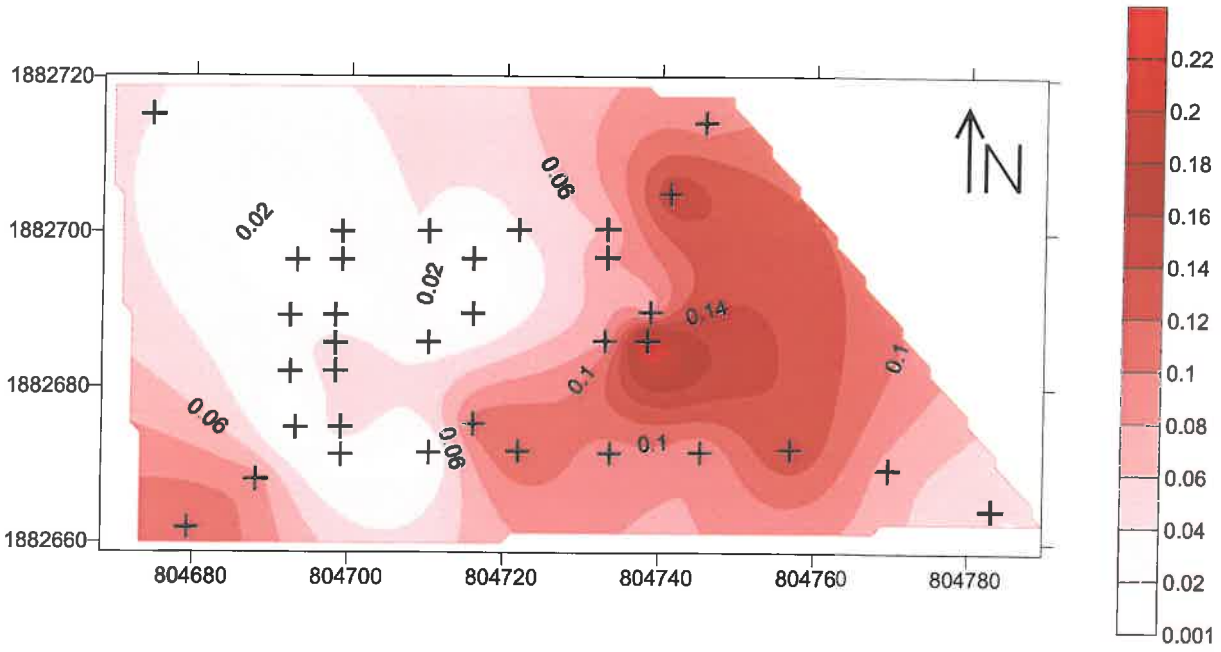


Figure 24 : Carte des isovaleurs de coefficient d'emmagasinement obtenue par la méthode de krigeage ; valeurs sans unité

Conclusion générale et perspectives

Le premier objectif de ce stage de DEA était de replacer le contexte hydrochimique et hydrodynamique du site expérimental de l'INRA d'Avignon et d'actualiser les connaissances sur la qualité physico-chimiques de la nappe alluviale de la confluence Rhône-Durance. Pour ce faire, nous avons mené une campagne de mesures piézométriques et de prélèvements d'échantillons d'eau de la nappe qui ont fait l'objet d'analyses chimiques et isotopiques.

En résumé, nous pouvons retenir que la piézométrie de la nappe alluviale en avril 2004 est caractérisée par des isopiézes globalement parallèles. L'écoulement se fait de l'est vers l'ouest et le gradient hydraulique varie entre 1.4 ‰ et 3.0 ‰.

Les eaux de la nappe appartiennent au faciès bicarbonaté-calcique plus ou moins magnésien. Leur qualité est globalement bonne, avec une teneur moyenne en nitrate de 7 mg/l et un maximum de 14 mg/l. Une pollution locale en nitrates a pu être mise en évidence sur l'ancien site de l'usine Agricola à l'est d'Avignon. En comparaison avec une étude hydrochimique menée par Bourdon en 1981, nous précisons que les teneurs en nitrates n'ont pas augmenté sur les 20 dernières années.

Une zone de fortes concentrations en sulfates sur la Courtine a été évoquée dans la même étude. Nous trouvons, 23 ans plus tard, des teneurs en sulfates importantes sur le même secteur. L'hypothèse la plus probable pour cet enrichissement en sulfates est une variation latérale de faciès dans les alluvions avec un passage plus évaporitique.

Par ailleurs, des faibles valeurs de Eh nous indiquent que la nappe est captive par endroit. Notamment sur la Courtine, à l'interfluve Rhône-Durance, nous trouvons des milieux plus réducteurs.

La répartition spatiale des nitrates, de la pCO_2 et des teneurs en oxygène 18 des eaux de la nappe nous montre que l'irrigation est un facteur important pour la recharge de la nappe.

Le second but de ce travail était la caractérisation hydrogéologique de la nappe du site expérimental de l'INRA d'Avignon. L'accent a été mis sur l'hétérogénéité spatiale des paramètres hydrodynamiques transmissivié et coefficient d'emmagasinement

Pour atteindre cet objectif, nous avons procédé à 14 essais de nappe. Sur la parcelle, la transmissivité varie entre $2 \cdot 10^{-2}$ m^2/s et $1 \cdot 10^{-2}$ m^2/s et le coefficient d'emmagasinement entre 0.001 et 0.24.

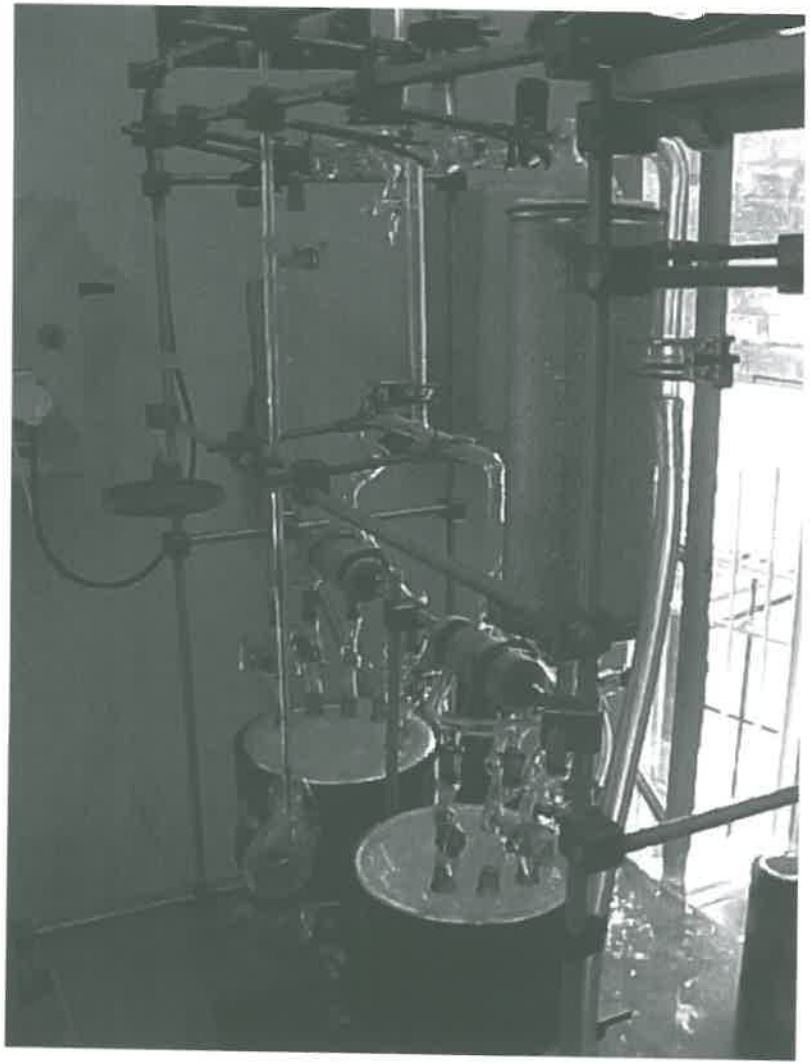
Les valeurs de la transmissivité et du coefficient d'emmagasinement ont été interpolées, afin d'obtenir des cartes d'isovaleurs de ces paramètres. Deux zones distinctes peuvent être identifiées sur la parcelle du site expérimental. La première, à l'est de la parcelle, est caractérisée par des faibles valeurs de transmissivité et des fortes valeurs de coefficient d'emmagasinement. La zone de l'ouest présente des fortes valeurs de transmissivité et des faibles valeurs de coefficient d'emmagasinement.

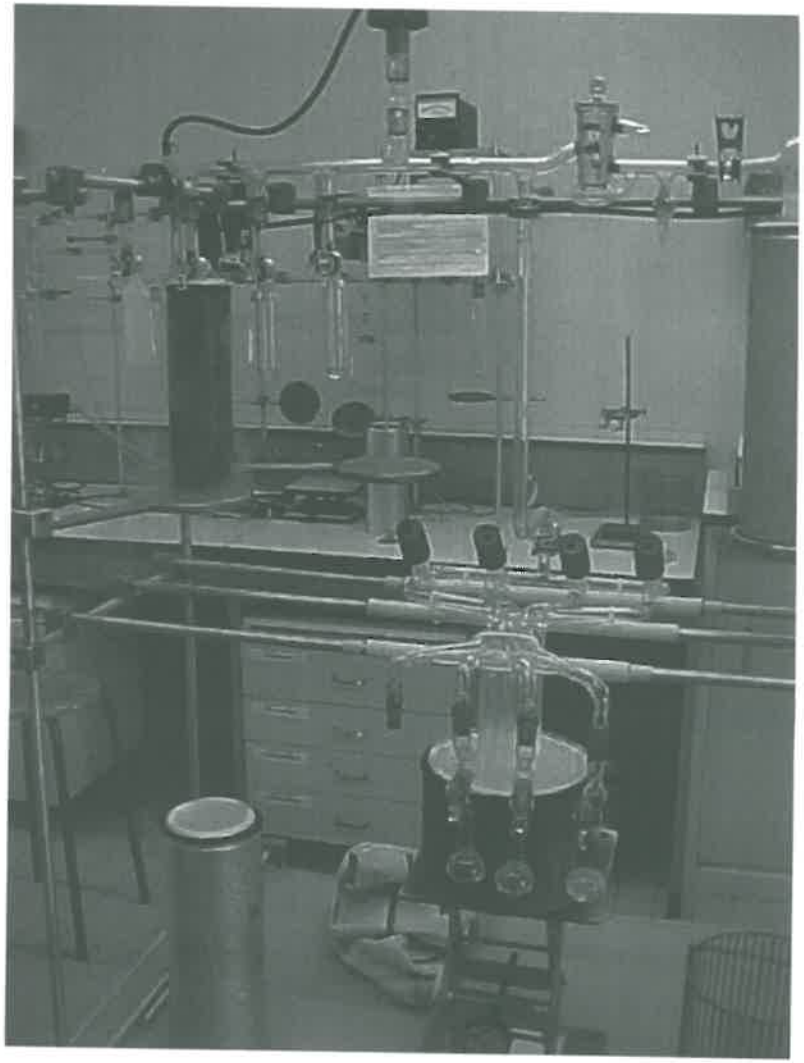
Ce travail représente une approche hydrochimique globale de la nappe alluviale de la plaine d'Avignon. D'autres études sont prévues, notamment des analyses en pesticides, afin d'avoir une vue plus complète sur la qualité physico-chimique des eaux. L'enjeu est important, car la nappe alimente en eau potable la commune d'Avignon et de plus, son eau est utilisée pour l'irrigation.

Les essais d'injection sur le site expérimental à l'échelle de la parcelle ont permis d'améliorer les connaissances sur cette nappe. Les données acquises serviront à paramétrer les modèles hydrodynamiques.

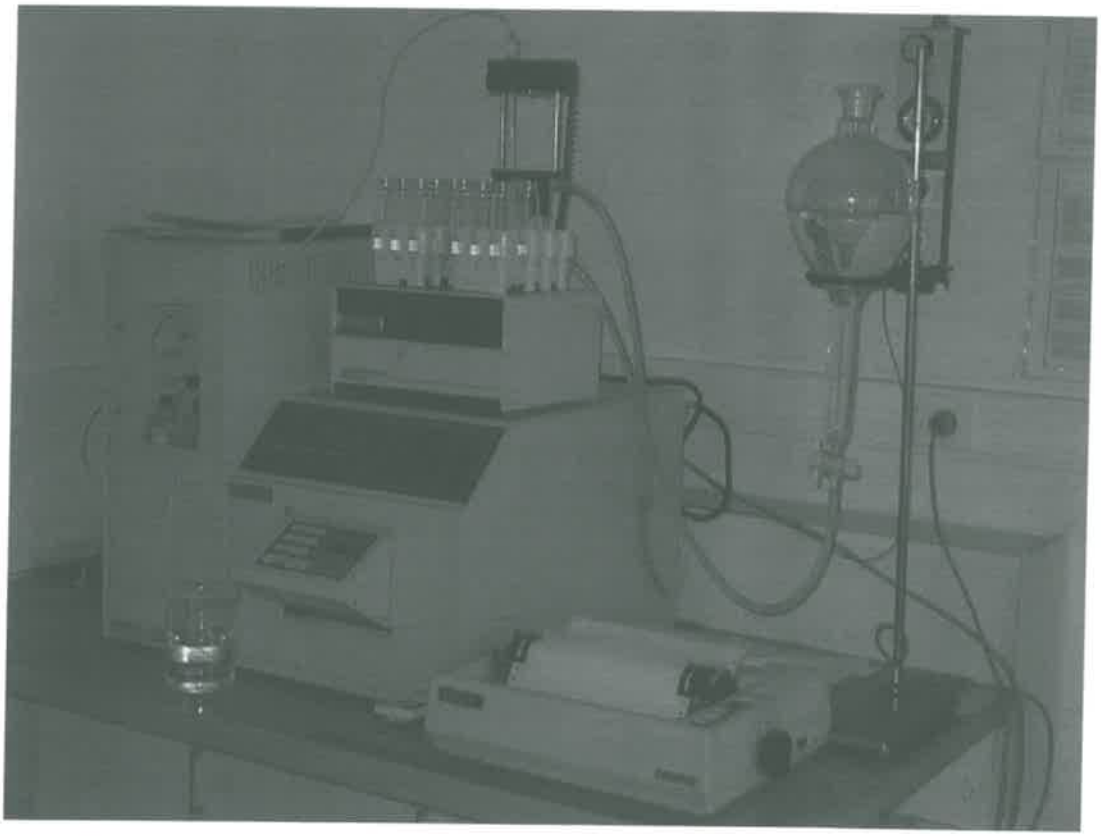
Annexes

Annexe 1. Photographies de la ligne de préparation, d'extraction et du spéctromètre de masse





Annexe 2. Photographies du spéctromètre de masse et du TOC 700 Analyser



Photographies page i :

A gauche : Ligne de préparation des analyses d'oxygène-18. Dans des dewars bleus, des bulles remplies d'échantillons sont congelés afin d'en extraire les gaz dissous.

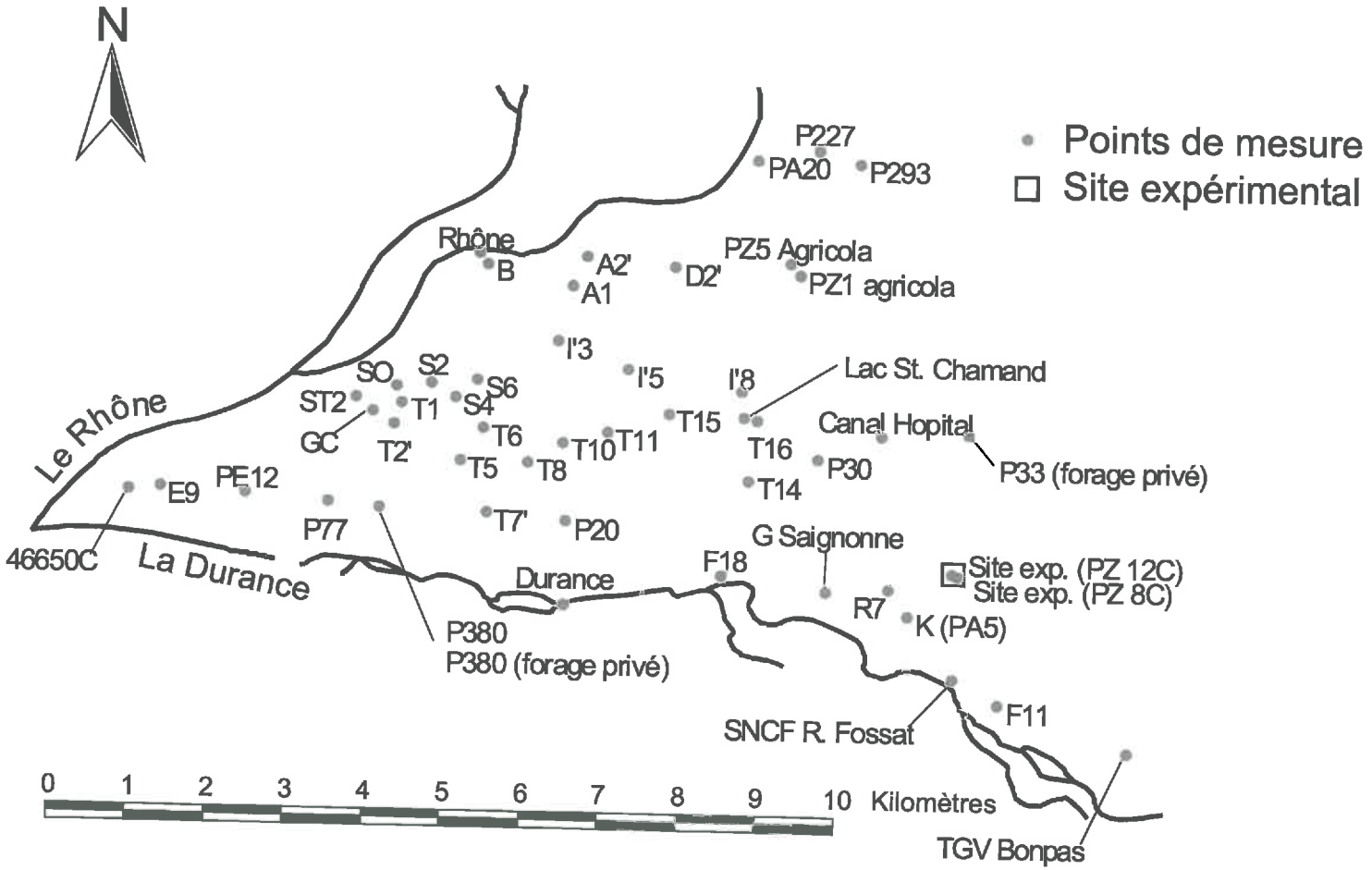
A droite : Ligne d'extraction du CO_2 pour analyse d'oxygène-18. Le gaz est extrait sous vide et piégé dans des ampoules à l'aide de l'azote liquide.

Photographie page ii :

En haut : Spectromètre de masse de marque Finnigan MAT, modèle Delta S

En bas : Bioritech TOC 700 Analyser avec un auto-échantillonneur rempli de flacons contenant des échantillons

Annexe 3. Localisation des points de mesures piézométriques et de prélèvements d'eau



Annexe 4. Données des mesures piézométriques

Nom	X Lambert 2 étendu	Y Lambert 2 étendu	Altitude repère (m NGF)	NS (m)	Piézométrie (m NGF)	Propriétaire	Source d'altitude
T7'	798751.1	1883402.7	20.62	3.63	16.99	Ville	ville
Site exp. (PZ 12C)	804693.5	1882700.0	30.96	4.87	26.09	INRA	GPS
P293	803471.0	1887946.0	26.00	4.42	21.58	CNR	Scan 25
GC	797287.5	1884686.2	18.18	4.27	13.91	Ville	ville
SNCF R. Fossat	804712.8	1881355.4	32.50	5.17	27.33	SNCF	Scan25
P77	796736.6	1883506.9	18.86	3.15	15.71	Diren	DIREN
E9	794605.9	1883677.7	17.23	4.01	13.22	Diren	CNR
D2'	801139.1	1886588.0	20.64	3.36	17.28	Ville	ville
T16	802185.3	1884635.8	24.22	3.51	20.71	Ville	ville
P30	802975.4	1884145.0	25.80	sec	-	Ville	ville
T10	799716.5	1884316.9	21.09	3.35	17.74	Ville	ville
F18	801753.7	1882640.5	27.50	5.47	22.03	Ville	ville
R7	803885.5	1882493.6	29.89	6.03	23.86	Diren	DIREN
T15	801060.3	1884708.2	22.76	3.39	19.37	Ville	ville
A2'	800016.3	1886702.7	19.74	3.28	16.46	Ville	ville
T5	798409.7	1884064.9	18.98	2.53	16.45	Ville	ville
TGV Bompas	806956.8	1880456.7	38.50	5.89	32.61	TGV	Scan25
F11	805301.1	1881044.4	36.34	6.40	29.94	Diren	DIREN
A1	799831.9	1886335.0	19.31	2.91	16.40	Ville	ville
T14	802088.3	1883863.3	25.31	4.29	21.02	Ville	ville
I'5	800544.5	1885270.9	20.44	2.51	17.93	Ville	ville
PZ5 Agricola	802592.2	1886652.5	23.50	3.11	20.39	Agricola	BSS
I'3	799645.8	1885624.3	19.82	2.96	16.86	Ville	ville
I'8	801998.5	1885003.3	23.66	3.72	19.94	Ville	ville
S6	798629.3	1885110.3	19.38	3.06	16.32	Ville	ville
PA20	802181.4	1887974.5	21.97	4.92	17.05	CNR	CNR
P380	797386.7	1883449.8	19.12	3.20	15.92	CNR	CNR

Nom	X Lambert 2 étendu	Y Lambert 2 étendu	Altitude repère (m NGF)	NS (m)	Piézométrie (m NGF)	Propriétaire	Source d'altitude
SO	797608.6	1885010.5	18.83	4.29	14.54	Ville	ville
T1	797672.9	1884805.7	17.93	3.06	14.87	Ville	ville
T2'	797574.6	1884516.2	18.24	2.65	15.59	Ville	ville
P20	799761.9	1883296.8	23.70	5.55	18.15	Ville	ville
PZ1 Agricola	802719.1	1886514.7	24.50	4.45	20.05	Agricola	BSS
P227	802957.6	1888108.0	24.24	3.96	20.28	CNR	CNR
46650C	794209.6	1883631.1	16.50	3.62	12.88	CNR	Scan25
ST2	797088.7	1884867.0	17.34	3.70	13.64	Ville	ville
S2	798047.2	1885059.3	18.24	2.42	15.82	Ville	ville
S4	798344.7	1884875.8	18.31	2.22	16.09	Ville	ville
T6	798712.4	1884489.7	19.40	2.96	16.44	Ville	ville
T8	799285.1	1884044.5	20.59	3.26	17.33	Ville	ville
PE12	795675.3	1883617.2	18.02	4.36	13.66	CNR	CNR
T11	800284.3	1884457.3	21.05	2.61	18.44	Ville	ville
B	798737.1	1886596.2	20.58	4.98	15.60	Ville	ville

Annexe 5. Données physico-chimiques et isotopiques de la campagne de mesures

	Mesures terrain				Mesures laboratoire (mg/l)													
Nom des échantillons	**T°C**	**pH**	**χ25°C (µS/cm)**	**Eh (mV)**	**pH**	**HCO_3^-**	**F^-**	**Cl^-**	**NO_2^-**	**Br^-**	**NO_3^-**	**PO_4^{--}**	**SO_4^{--}**	**Ca^{++}**	**Mg^{++}**	**Na^+**	**K^+**	**Bal**
T'7	14.20	7.51	662	85	7.37	226,0	0,1	25,9	n.d.	n.d.	5,8	n.d.	113,4	111,5	16,2	15,6	2,2	5%
G Saignonne	15.10	7.70	559	138	7.46	189,5	0,1	21,5	n.d.	n.d.	4,0	n.d.	96,7	86,7	14,5	14,4	2,2	3%
GC	15.50	7.60	682	165	7.30	250,9	0,1	25,7	n.d.	n.d.	4,3	n.d.	119,6	111,8	18,9	16,5	2,7	3%
SNCF R. Fossat	11.30	7.75	581	205	7.48	189,4	0,1	22,7	n.d.	n.d.	3,6	n.d.	114,9	93,4	15,5	14,2	1,8	3%
K (PA5)	15.70	7.65	559	190	7.51	203,0	0,1	22,2	n.d.	n.d.	4,3	n.d.	97,9	90,1	14,2	13,6	2,1	2%
P77 bis (6/05/04)[1]	13.60	6.98	1822	-165	7.01	394,8	0,1	123,8	n.d.	0.8	5,2	n.d.	483,6	237,6	89,6	60,8	7,0	5%
Site exp. (PZ 12C)	n.m.	n.m.	n.m.[2]	n.m.	7.30	293,4	0,2	25,7	n.d.	n.d.	9,9	n.d.	127,7	132,7	18,4	19,1	2,8	4%
E9	13.10	7.70	797	190	7.51	286,6	0,1	49,2	n.d.	n.d.	0,2	n.d.	144,1	117,5	26,7	22,9	3,9	0%
D2'	14.70	7.26	855	147	7.15	324,4	0,2	35,7	n.d.	n.d.	14,3	n.d.	139,2	141,1	18,9	20,5	7,7	1%
T16	16.10	7.66	587	195	7.42	182,4	0,1	24,0	n.d.	n.d.	2,1	n.d.	130,0	90,9	15,4	15,2	2,2	1%
P30	15.80	7.52	704	180	7.35	268,4	0,1	26,4	n.d.	n.d.	8,7	n.d.	118,6	118,4	16,1	16,0	2,5	2%
T10	14.80	7.63	610	173	7.41	215,1	0,1	23,7	n.d.	n.d.	5,6	n.d.	107,8	93,7	15,7	15,0	2,3	1%
F18	12.80	7.74	535	30	7.50	185,3	0,1	22,3	n.d.	n.d.	2,1	n.d.	97,8	83,5	14,6	14,6	1,7	3%
R7	16.10	7.33	728	-28	7.46	259,8	0,1	28,6	n.d.	n.d.	7,6	n.d.	137,2	122,3	17,5	16,6	2,5	2%
T15	16.90	7.50	647	92	7.43	238,7	0,1	24,3	n.d.	n.d.	7,0	n.d.	112,8	103,4	15,3	15,5	2,2	1%
A2	16.20	7.28	822	126	7.25	298,9	0,2	47,4	n.d.	n.d.	12,7	n.d.	130,5	127,0	19,1	26,6	2,8	0%
T5	14.80	7.53	692	172	7.36	249,1	0,1	27,3	n.d.	n.d.	7,2	n.d.	125,7	104,8	19,0	16,5	2,9	0%
TGV Bonpas	15.30	7.40	765	191	7.26	282,3	0,1	31,7	n.d.	n.d.	8,2	n.d.	140,6	120,0	19,5	18,7	3,0	-1%
F11	11.80	7.65	449	-50	7.38	161,2	0,1	25,4	0.7	n.d.	1,9	n.d.	96,7	77,1	14,4	14,3	2,0	3%
A1	14.60	7.39	785	163	7.24	283,8	0,2	36,2	n.d.	n.d.	12,4	n.d.	145,4	120,4	19,4	20,3	2,2	-2%
T14 bis (6/05/04)[3]	14.10	7.31	646	95	7.17	236,9	0,1	24,7	n.d.	n.d.	6,3	n.d.	109,6	109,5	14,3	14,4	2,0	2%
I'5	15.70	7.56	680	151	7.26	273,0	0,1	26,5	n.d.	n.d.	8,8	n.d.	118,1	115,2	16,1	16,1	2,6	0%
PZ5 Agricola	14.30	7.29	880	171	7.18	277,3	1,0	52,7	n.d.	n.d.	31,3	n.d.	158,4	148,9	19,1	12,3	15,4	0%
I'3	14.90	7.44	723	165	7.26	265,7	0,2	28,0	n.d.	n.d.	6,8	n.d.	137,3	123,4	16,9	18,5	2,1	2%
I'8	14.90	7.33	731	170	7.20	282,1	0,1	27,0	n.d.	n.d.	9,6	n.d.	123,8	127,3	17,0	17,2	2,4	3%
S6	15.60	7.45	686	128	7.26	246,2	0,1	27,9	n.d.	n.d.	7,1	n.d.	126,8	109,9	18,5	18,3	3,1	2%
P380 (forage privé)	n.m.	7.37	812	n.m.	7.37	286,4	0,1	37,4	n.d.	n.d.	10,7	n.d.	166,2	131,2	23,9	21,3	3,0	1%

Nom des échantillons	Mesures terrain				Mesures laboratoire (mg/l)													
	T°C	pH	χ25°C (µS/cm)	Eh (mV)	pH	HCO_3^-	F^-	Cl^-	NO_2^-	Br^-	NO_3^-	PO_4^{--}	SO_4^{--}	Ca^{++}	Mg^{++}	Na^+	K^+	Bal
P33 (forage privé)	n.m.	7.13	801	n.m.	7.13	315,4	0,1	30,1	n.d.	n.d.	10,2	n.d.	134,2	143,0	19,6	18,2	2,7	3%
Rhône	n.m.	7.97	462	n.m.	7.97	171,0	0,1	18,1	n.d.	n.d.	6,7	n.d.	59,8	77,4	6,6	12,2	1,7	3%
Durance	18.00	8.25	607	95	7.55	191,1	0,1	26,1	n.d.	n.d.	3,5	n.d.	130,6	89,0	17,0	16,3	2,1	0%

n.d. valeur en dessous du seuil de détection de l'appareil

n.m. valeur non mesurée

[2] valeur mesurée au laboratoire le 28/04/04 est égale à 771 (µS/cm)

[1,3] prélèvement pour analyses chimiques effectué le 06/05/04

Annexe 6. Données physico-chimiques et isotopiques de la campagne de mesures (suite)

	Mesures laboratoire		
Nom des échantillons	pCO2 éq.[atm]	$\delta_{18}O$	erreur ±
T'7	5.8E-03	-8.97	0.09
G Saignonne	3.2E-03	-8.90	0.11
SNCF R. Fossat	2.7E-03	n.a.	n.a.
Site exp. (PZ 8C)	1.7E-02	-8.89	0.08
GC	5.3E-03	-9.13	0.10
SNCF R. Fossat	2.7E-03	-9.51	0.12
K (PA5)	3.9E-03	-8.95	0.09
P77 bis (6/05/04)	3.2E-02	n.a.	n.a.
E9	4.7E-03	-9.64	0.08
D2'	1.5E-02	-8.68	0.09
T16	3.4E-03	-8.77	0.09
P30	7.9E-03	-9.23	0.10
T10	4.3E-03	-9.08	0.10
F18	2.8E-03	-9.01	0.10
R7	1.0E-02	-8.99	0.10
T15	6.5E-03	-9.22	0.04
A2	1.3E-02	-8.83	0.04
T5	6.2E-03	-8.98	0.11
TGV Diren Bonpas	9.5E-03	-8.77	0.10
F11	3.0E-03	-9.50	0.09
A1	9.6E-03	-8.76	0.15
T14 bis (6/05/04)	9.7E-03	n.a.	n.a.
I'5	6.4E-03	-9.10	0.08
PZ5 Agricola	1.2E-02	-8.17	0.08
I'3	8.1E-03	-9.14	0.12
I'8	1.1E-02	-8.93	0.08
S6	7.4E-03	-8.57	0.14
P380 (forage privé)	1.2E-02	-9.11	0.13
P33 (forage privé)	2.3E-02	-8.98	0.11
Rhone	1.8E-03	-9.80	0.15
Durance	9.5E-04	-9.21	0.07
Lac St. Chamand	n.a.	-8.76	0.09
Canal Hôpital	n.a.	-8.95	0.19

Annexe 7. Paramètres hydrodynamiques déduits des essais d'injection

Piézomètre d'injection	Piézomètre d'observation	Distance injection-observation (m)	Débit (m^3/h)	Epaisseur de l'aquifère (m)	T (m^2/s)	S (sans dim)
1L	1C	1.06	52.20	4.70	0.11	
1L	14C	19.60	52.20	4.70	0.06	0.09
2L	2C	1.18	66.74	4.52	0.05	
2L	8C	28.50	66.74	4.52	0.07	0.04
3L	3C	1.35	47.66	4.84	0.05	
3L	5C	22.86	47.66	4.84	0.13	0.12
4L	4C	1.04	59.90	4.36	0.07	
4L	13C	32.09	59.90	4.36	0.09	0.04
5L	5C	1.06	63.95	4.64	0.04	
5L	3C	23.09	63.95	4.64	0.12	0.09
5L	6C	24.27	63.94	4.64	0.09	0.01
5L	9C	14.44	63.95	4.64	0.09	0.004
5L	10C	28.18	63.95	4.64	0.09	0.06
6L	6C	1.00	63.23	4.95	0.03	
6L	5C	22.24	63.23	4.95	0.09	0.01
6L	7C	24.24	63.23	4.95	0.03	0.12
6L	10C	14.26	63.23	4.95	0.06	0.11
7L	7C	1.03	68.73	4.47	0.02	
7L	6C	24.71	68.73	4.47	0.03	0.09
7L	8C	24.18	68.73	4.47	0.04	0.08
8L	8C	0.98	69.82	4.31	0.04	
8L	2C	30.44	69.82	4.31	0.06	0.07
8L	7C	22.19	69.82	4.31	0.03	0.14
9L	9C	1.00	57.48	4.35	0.07	
9L	5C	14.46	57.48	4.35	0.06	0.02
9L	6C	28.16	57.48	4.35	0.08	0.05
9L	10C	24.24	57.48	4.35	0.08	0.06
9L	12C	14.57	57.48	4.35	0.08	0.03
9L	13C	28.29	57.48	4.35	0.11	0.001
10L	10C	0.99	63.35	4.36	0.06	
10L	9C	22.23	63.35	4.36	0.10	0.03
10L	13C	14.54	63.35	4.36	0.07	0.01
11L	7C	14.31	58.43	4.17	0.03	0.24
11L	10C	22.30	61.89	4.26	0.06	0.08
11L	14C	14.61	61.89	4.26	0.05	0.07
12L	12C	1.04	60.70	4.59	0.08	
12L	9C	24.58	60.70	4.59	0.12	0.002
12L	10C	28.22	60.70	4.59	0.08	0.03
12L	13C	24.21	60.70	4.59	0.10	0.03
13L	13C	1.02	61.10	4.51	0.06	
13L	10C	14.56	61.10	4.51	0.06	0.001
13L	12C	22.17	61.10	4.51	0.06	0.04
13L	14C	24.28	61.10	4.51	0.07	0.04
14L	14C	1.08	57.45	4.21	0.07	

14L	1C	20.63	57.45	4.21	0.07	0.16
14L	10C	26.60	57.45	4.21	0.07	0.08
14L	13C	22.24	57.45	4.21	0.08	0.06

Références bibliographiques

BATIOT, C., 2002, Etude expérimentale du cycle du Carbone en régions karstiques. Apport du carbone organique et du carbone minéral à la connaissance hydrologique des systèmes. Site expérimental de Vaucluse, Jura, Larzac, Région Nord-Montpelliéraine, Nerja (Espagne), Thèse de doctorat de l'Université d'Avignon et des pays de Vaucluse, 258 p.

BATIOT, C., EMBLANCH, C., BLAVOUX, B., 2003, Carbone organique total (COT) et magnésium (Mg^{2+}) : deux traceurs complémentaires du temps de séjour dans l'aquifère karstique, *C. R. Geoscience*, **335**, 205-214

BES, B. et SEVENIER, G., 1999, Système de prélèvement de la solution du sol par bougies poreuses. Fiche de protocole, http://www.avignon.inra.fr/internet/unites/cse/Methode_Mesure

BLAVOUX, B. et MUDRY, J., 1983, Apport des analyses physico-chimiques et isotopiques à la connaissance hydrocinématique des aquifères de la région avignonnaise, Comptes rendus du 108ème congrès national des sociétés savantes Grenoble 1983, extrait du tome I, Paris C.T.H.S.

BOURDON, M., 1981Etude hydrochimique de la nappe alluviale d'Avignon (Vaucluse), Mémoire de DEA, Université de Sciences et Techniques du Languedoc

BOURRIE, G., 1976, Relation entre le pH, l'alcalinité et le pouvoir tampon et les équilibre de CO2 dans les eaux naturelles, *Science du Sol*, **3**, pp. 141-159

BURGEAP, 1995, Etat de référence des eaux souterraines et proposition de suivi des impacts – Confluence Rhône/Durance-Bonpas, rapport R/Av. 422 A.4607-C795.221

CELLE, H., 2000, Caractérisation des précipitations sur le pourtour de la Méditerranée occidentale, approche isotopique et chimique, Thèses de doctorat, Université d'Avignon, 222 p.

COOPER, H. H. and JACOB, C. E., 1946, A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well field history, Am. Geophys. Union Trans., vol. 27, pp. 526-534.

CRAIG, 1961, Isotopic variations in meteoric waters, *Science*, **133**, 1702-1703

DE MARSILY, G., 1981, Hydrogéologie quantitative, Masson, Paris, 215 p.

DE MARSILY, G., DELHOMME, J., P., COUDRAIN-RIBSTEIN, A., LAVENUE, A. M., 2000, Four decades of inverse problems in hydrogeology, Geophysical Society of America, Special Paper 348

EMBLANCH, C., BLAVOUX, B., PUIG, J.-M. and MUDRY, J., 1998, Dissolved organic carbon of infiltration within the autogenic karst hydrosystem, *Geophysical research Letters*, **25**, No 9, pp. 1459-1462

EPSTEIN, S. and MAYEDA, T., 1953, Variation of ^{18}O content of waters form natural sources, *Geochim.Cosmochim. Acta.*, **4**, pp. 213-224

FREEZE, R. A., 1975, A stochastic-conceptual analysis of one-dimensional groundwater flux in non-uniform homogeneous media, *Water Resources Research*, **V. 11, 5**, pp. 725-741

FRESLON, M., 1980, Transfert d'eau et de solutés dans un lœss sous climat méditerranéen, Thèse de doctorat, Université de Paris VI, 223 p.

Glossaire International d'Hydrologie, UNESCO, http://www.cig.ensmp.fr/~hubert/glu/aglo.htm, visité le 21/06/04

GRAN, G., 1952, Determination of the equivalence point in potentiometric titration. Part II, Analyst, 77, 661-671

HUNEAU, F., 2000, Fonctionnement hydrogéologique et archives paléoclimatiques d'un aquifère profond méditerranéen. Etude géochimique et isotopique du bassin miocène de Valréas (Sud-est de la France), Thèse de doctorat, Université d'Avignon

HYDREKA, Guide d'utilisateur DCT 7088, document interne

HYDRO-GEOTECHNIQUE SUD-EST, 2002 a, Comptes rendus d'investigations, N°C/G/02/H/192/I/151

HYDRO-GEOTECHNIQUE SUD-EST, 2002 b, Comptes rendus d'investigations, N°C/G/01/J/167/J/132

JACOB, C. E., 1940, On the flow of water in an elastic artesian aquifer, *Trans. Am. Geophys. Union* **21**, pp. 574-586

JACOB, C.E., 1963, Determining the permeability of water-table aquifers, In: BENTALL, T. comp. (1963): Methods of determining permeability, transmissivity and drawdown, USGS Water Supply Paper 1536-I, 1963, pp. 245-271.

KELLER, C., BOURRIE, G., VEDY, J.-C., 1987, Forme de l'alcalinité dans les eaux gravitaires influence des métaux lourds contenus dans des composts, *Science du Sol*, **25**, 17-29

KELLER, C., BOURRIE, G., VEDY, J.-C., 1987, Forme de l'alcalinité dans les eaux gravitaires influence des métaux lourds contenus dans des composts, *Science du Sol*, **25**, 17-29

LACROIX, M., 1991, Impact de l'irrigation sur un aquifère alluvial. Dynamique du système Basse Durance : nitrates et isotopes (cartographie), piézométrie (modélisation mathématique), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté

LANGGUTH, H.-R. und VOIGT, R ., 1980, Hydrogeologische Methoden, Springer Verlag, Berlin, 486 p.

MARC, V., 1994, Etude de relations pluie-débit sur bassin versant en climat méditerranéen par le traçage chimique et isotopique naturel de l'eau (Réal Collobier, massif des Maures, Var), Thèse de doctorat de l'Université de Montpellier II, 293 p.

MICHARD, G., 1989, Equilibres chimiques dans les eaux naturelles, Edition Publisud, Pairs, 357 p.

MONJUVENT, G. et al. 1991, Notice explicative de la feuille Avignon à 1/50 000. Carte géologique de la France à 1/50 000 feuille Avignon, Edition du BRGM – BP 6009 – Orléans

MOOK, W. G. (ed.), 2001 Environmental isotopes in hydrological cycle. Principles and applications Vol I: Theory, methods, review, Centre for Isotope Research Groningen, UNESCO, Paris

MUDRY, J., 1987, Champ captant de la Saignonne, perimeter de protection, Expértise officielle pour le département de Vaucluse

STUMM, W. and MORGAN, J.J., 1996, Aquatic Chemistry. Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, Third edition, Wiley-Interscience, New York, 1022 p.

THEIS, C.V., 1935, The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage, Trans. Amer. Geophys. Union, Vol. 16, pp. 519-524