



HAL
open science

Méthode de traceurs pour la détermination des paramètres de transfert de substances en solution dans l'eau des aquifères : contribution à la délimitation des périmètres de protection des captages d'eau d'alimentation publique.

Bernard Gaillard

► **To cite this version:**

Bernard Gaillard. Méthode de traceurs pour la détermination des paramètres de transfert de substances en solution dans l'eau des aquifères : contribution à la délimitation des périmètres de protection des captages d'eau d'alimentation publique.. Géologie appliquée. Université Scientifique et Médicale de Grenoble, 1976. Français. NNT : . tel-00783396

HAL Id: tel-00783396

<https://theses.hal.science/tel-00783396>

Submitted on 1 Feb 2013

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.

Doctorat d'Université

N° d'ordre

205142

1976

89/1

THESE

présentée

A L'UNIVERSITE SCIENTIFIQUE ET MEDICALE DE GRENOBLE

pour obtenir

le titre de Docteur de l'Université

Spécialité : Hydrogéologie

par

Bernard GAILLARD

tome I

**METHODE DE TRACEURS POUR LA DETERMINATION DES
PARAMETRES DE TRANSFERT DE SUBSTANCES EN
SOLUTION DANS L'EAU DES AQUIFERES
CONTRIBUTION A LA DELIMITATION
DES PERIMETRES DE PROTECTION
DES CAPTAGES D'EAU D'ALIMENTATION PUBLIQUE**

Soutenue le 25 juin 1976 devant la Commission d'examen

Président : M. R. MICHEL

Examineurs : M. J. SARROT REYNAUD

M. J. GRUAT

M. J. GUIZERIX

M. R. CORDA



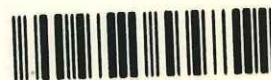
Doctorat d'Université
N°d'ordre

205142
1976
89

THESE

présentée
A L UNIVERSITE SCIENTIFIQUE ET MEDICALE DE GRENOBLE
pour obtenir
le titre de Docteur de l'Université
Spécialité : Hydrogéologie

par



0520328203

Bernard GAILLARD

tome I

METHODE DE TRACEURS POUR LA DETERMINATION DES
PARAMETRES DE TRANSFERT DE SUBSTANCES EN
SOLUTION DANS L'EAU DES AQUIFERES

T.76 / 137

CONTRIBUTION A LA DELIMITATION
DES PERIMETRES DE PROTECTION
DES CAPTAGES D'EAU D'ALIMENTATION PUBLIQUE

Soutenu le 25 juin 1976 devant la Commission d'examen

Président M. R. MICHEL
Examineurs : M. J. SARROT REYNAUD
M. J. GRUAT
M. J. GUIZERIX
M. R. CORDA



10045465

M. COCHET-ADRIAN Jean-Pierre

COCHET Max
COCHET Guy
DUBOIS Claude
DUBOIS Louis
ETIENNE-JACQUES Jacques
FURIERE Jean-Marc
GASPAR Pierre
GIDON Maurice
GRIFFITHS Michael
GROS Yves
GROULADE Joseph
GUITION Jacques
IVANES Marcel
JALBERT Pierre
KONONIK Sacha
LAJCHOWICZ Joaquin
LENGY Philippe
LOISEAUX Jean-Marie
MACHE Régis
MAGNAN Robert
MARCHEL Jean
MARTIN-BUYER Michel
RICHOUILLER Jean
RINIER Collette
MICOD Max
NIGRE Robert
PALMELLE Bernard
PUCCOLO François
PEFFER René
PEUCHOT Jean
PILLET Jean
PIELIP Xavier
RACHAÏL Michel
RACHET Claude
RATHAUD Hervé
REBAUD Maurice
REINAUD Jacqueline
RICHARD Lucien
RINAUDO Marguerite
ROHLER Guy
SOM Jean Claude
STIGLITZ Paul
STOENNER Pierre
YOUSUS Constantin

Mme M. CRABEE Pierre

CRABEE Pierre
CURRIE Jan

M. CRABEE Pierre

CRABEE Pierre
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

M. CURRIE Jan

CURRIE Jan
CURRIE Jan

AVANT-PROPOS

Avant de développer cette thèse élaborée au sein du Groupe d'Applications des Radioéléments et des Traceurs à l'Hydrologie et à l'Industrie (G.A.R.T.H.I.) du Service d'Applications des Radioéléments et des Rayonnements (S.A.R.R.) du Centre d'Etudes Nucléaires de GRENOBLE (C.E.N.G.), nous tenons à exprimer notre reconnaissance aux personnes sans lesquelles cette présentation n'aurait pu voir le jour.

A Monsieur le Professeur MICHEL qui, après avoir accepté de diriger notre travail et nous avoir encouragé par la confiance qu'il nous a sans cesse témoignée, a bien voulu nous faire l'honneur de présider le Jury de thèse.

A Monsieur GUIZERIX, Chef du G.A.R.T.H.I. qui est à l'origine de cette étude et nous en a confié l'entreprise et qui, par ses intuitions et sa rigueur expérimentale a été un guide constant ne ménageant ni son temps si son travail.

A Monsieur CORNUET, Chef du S.A.R.R. qui nous a autorisé à entreprendre ce travail et qui a toujours accordé avec bienveillance la mise à disposition des moyens nécessaires à la bonne exécution de nos expériences.

Nous remercions également pour avoir bien voulu nous faire l'honneur de participer à notre Jury :

- Monsieur le Professeur SARROT-REYNAUD,
- Monsieur le Professeur GRUAT, Directeur de l'Institut de Mécanique des Fluides de Toulouse,

Nous remercions également :

- Monsieur CORDA, Ingénieur en Chef du Génie Rural des Eaux et des Forêts, Chef du Service Régional d'Aménagement des Eaux de la Lorraine qui a bien voulu accepter de participer à ce Jury et qui nous a permis de réaliser une partie de nos expériences sur le terrain.

- Monsieur CORDIER, Ingénieur Principal du Service Eau Assainissement de la Ville de GRENOBLE et Monsieur BOREL, Ingénieur Subdivisionnaire qui nous ont offert la possibilité de mettre en oeuvre certaines de nos techniques expérimentales.

Nous ne voulons pas, non plus, oublier de citer Messieurs COROMPT et MARGRITA pour leurs remarques et conseils efficaces ainsi que Monsieur BIANCHI pour son concours au traitement automatique des résultats d'expériences.

Que Messieurs VILLE et MARION qui ont réalisé le modèle physique et nous ont toujours apporté une aide sympathique et efficace au cours des expériences tant au laboratoire que sur le terrain, trouvent ici l'expression de notre gratitude.

Nous tenons à remercier aussi tous nos collègues du G.A.R.T.H.I. pour leur amicale collaboration à une grande partie de nos travaux pratiques.

Il nous reste à remercier Madame BELAZZOUZ pour sa gentillesse, sa patience et la rapidité avec laquelle cet ouvrage a été réalisé.

RESUME

Il est présenté quelques rappels sur les phénomènes dispersifs en milieu poreux, la méthode des fonctions de transfert pour l'analyse des systèmes linéaires multivariables ainsi que la technique des traceurs qui fournit une information fondamentale : la Distribution des Temps de Séjour (D.T.S.).

Il est ensuite proposé une méthode de traceurs pour l'étude des transferts en milieu poreux saturé. Le problème traité concerne principalement la délimitation des périmètres de protection des aires de captage des eaux souterraines. Il est formulé comme hypothèse fondamentale que la réponse impulsionnelle (D.T.S.) d'un bon traceur de l'eau obtenue entre deux ou plusieurs forages fournira :

- le temps minimal de transfert d'une substance polluante,
- la concentration maximale qui serait observée dans le captage,
- la vitesse moyenne réelle de transfert,
- la durée minimale de contamination.

On analyse en particulier les conditions de linéarité du système, les conditions de représentativité de l'échantillon de terrain composé de deux forages, et l'on interprète la réponse en traceur observée dans un forage. On examine les conditions d'application de cette méthode et introduit, en représentant l'écoulement par un processus de MARION, les propriétés d'isochronisme et d'isomorphisme des fonctions concentration-temps ($C(t)$) relatives à des forages d'observation situés dans un plan perpendiculaire aux lignes de courant, à l'aval d'un forage d'injection. Il en résulte que les réponses impulsionnelles (D.T.S.) déduites des fonctions $C(t)$ sont identiques.

Ces propriétés, assises par ailleurs sur l'expérience, ont une incidence pratique très importante :

- sur le plan technique, un seul forage d'observation est nécessaire en aval du forage d'injection,
- sur le plan tactique, il est possible, dans l'analyse, dès lors que l'on ne désire pas connaître les valeurs absolues des concentrations, d'étudier séparément le transfert longitudinal et le transfert transversal.

Il est ensuite exposé les conditions de représentativité de l'échantillon de terrain compris entre deux forages et, si celles-ci sont vérifiées il est montré, en représentant le transfert longitudinal par un modèle filaire, qu'il est possible d'extrapoler les résultats obtenus entre les deux forages à l'ensemble de la zone étudiée.

Suivant les conditions d'écoulement, (constantes ou variables) cette extrapolation est faite respectivement par :

- la méthode des fonctions de transfert,
- l'utilisation d'un modèle mathématique (convectif + dispersif) faisant intervenir la propriété, établie par l'expérience, de la variation linéaire avec la vitesse du coefficient de dispersion longitudinale.

On présente une technique de détermination entre deux forages, de la porosité cinématique, paramètre nécessaire à l'ajustement du modèle convectif.

En décrivant les cheminements des particules de fluide par une loi binominale il est montré que la dispersion transversale est faible et que l'enveloppe d'un panache de dispersion en aval d'un point de rejet, est de forme parabolique.

On expose enfin, la méthode expérimentale d'acquisition des paramètres déterminant la dispersion transversale.

ABSTRACT

Some features of dispersive phenomena in a porous medium are recalled, as well as the method of transfer functions for analysing multivariable linear systems and the tracer technique which provides an essential item of information : Residence Time Distribution (R.T.D.).

Then a tracer method is suggested for studying transfers in a saturated porous medium. The problem dealt with mainly concerns the boundary line of the perimeters protecting the catchment areas of underground water flow. The basic assumption is that the pulse response (R.T.D.) of a good water tracer obtained between two or more drillings will indicate :

- minimum transfer time of a contaminating substance
- maximum concentration existing in the catchment system
- true mean transfer velocity
- minimum duration of contamination

Particular attention is paid to the conditions of linearity of the system, the conditions of representativity of the soil sample taken between two drillings, and the tracer response observed in a drilling is interpreted. Application conditions of this method are examined and the isochronism and isomorphism properties of the concentration-time functions $C(c)$ concerning observation drillings located in a perpendicular plane to the current lines, downstream of the injection drilling, are introduced by representing the flow by a MARKOV process. The pulse responses (R.T.D.) deduced from the $C(t)$ functions are found to be identical.

These properties, which are confirmed experimentally, have an important practical effect :

- from a technical point of view, only a single observation drilling is necessary downstream of the injection drilling
- from a tactical point of view, if absolute concentration values are not required, the analysis can be carried out by studying longitudinal transfer independently of lateral transfer.

The conditions of representativity of the soil sample taken between two drillings are then discussed, and, if they are verified, it is demonstrated that by representing longitudinal transfer by a line model, the results obtained between the two drillings can be extrapolated over the whole zone under investigation.

- from a tactical point of view, the analysis can be carried out first by studying longitudinal transfer and lateral transfer independently, and, secondly, by using a single dimension diffusion model to solve the problem of extrapolation in time and space. Depending on flow conditions (constants or variables) this extrapolation is carried out using

- . the method of transfer functions
- . a mathematical model (convective + dispersive) introducing the property, defined experimentally, of linear variation with the rate of the longitudinal dispersion coefficient.

A technique is presented for determining kinematic porosity between two drillings, this being an essential parameter in order to adjust the convective model.

When paths of travel of the fluid particles are described by a binomial law it is found that lateral dispersion is limited and that the envelope of a dispersion fan-out downstream of a discharge point, is parabolic.

Finally, an experimental method for acquiring parameters defining lateral dispersion is described.

SOMMAIRE

INTRODUCTION

p 1

1. RAPPELS

1.1. LES PHENOMENES DISPERSIFS

1.1.1. LA DIFFUSION MOLECULAIRE

p 7

1.1.2. LA DISPERSION MECANIQUE

p 8

1.1.3. INTERACTION AVEC LE MILIEU

p 10

1.2. LES SYSTEMES LINEAIRES MULTIVARIABLES

1.2.1. DEFINITIONS RELATIVES AUX SYSTEMES

p 12

1.2.1.1. Etat des systèmes

p 12

1.2.1.2. Propriétés des systèmes

p 12

1.2.2. REPONSE DES SYSTEMES LINEAIRES

1.2.2.1. Systèmes scalaires invariants

p 13

1.2.2.2. Systèmes vectoriels invariants

p 13

1.2.2.3. Systèmes vectoriels variants

p 15

1.3. LA METHODOLOGIE DES TRACEURS

1.3.1. LES TRACEURS, LEUR EMPLOI p 15

1.3.1.1. La notion de traceur p 15

1.3.1.2. Le choix des traceurs p 15

1.3.1.3. L'utilisation des traceurs p 17

a/ marquage p 17

b/ détection p 17

1.3.2. LA DISTRIBUTION DES TEMPS DE SEJOUR p 17

1.3.2.1. Relations spatio-temporelles p 17

1.3.2.2. Exploitation des Distributions des Temps de Séjour p 20

a/ Modèle Piston p 21

b/ Modèle Piston-Dispersion (P.D.) p 21

c/ Modèle Piston-Dispersion avec échange (P.D.E.) p 23

d/ Modèle Mélangeurs en Cascade avec échange
(M.C.E.) p 24

e/ Modèle Mélangeur Parfait (M.P.) p 24

2. METHODE DE TRACEURS POUR L'ETUDE DES TRANSFERTS EN MILIEU POREUX SATURE

2.1. <u>CHAMP D'APPLICATION</u>	p 26
2.1.1. LE PROBLEME A RESOUDRE	p 26
2.1.2. LA DETERMINATION DES PERIMETRES DE PROTECTION	p 27
2.1.3. HYPOTHESE DE LA METHODE PROPOSEE	p 28
2.2. <u>ETUDE DIRECTE DU TRANSFERT</u>	p 32
2.3. <u>ETUDE DU TRANSFERT SUR UN PAS D'EXPERIENCE</u>	p 34
2.3.1. LE TRANSFERT ENTRE DEUX FORAGES	p 34
2.3.1.1. Influence d'un forage	p 34
2.3.1.2. Le système entre deux forages	p 35
2.3.2. INFLUENCE DE LA DISPERSION TRANSVERSALE	p 40
2.3.2.1. Propriété d'identité des réponses impulsionnelles	p 41
2.3.2.2. Isomorphisme et isochronisme des fonctions $n(P,t)$	p 45
2.3.2.3. Incidences pratiques	p 45
a/ sur le plan technique	p 47
b/ sur le plan tactique	p 48
2.4. <u>TRANSFERT LONGITUDINAL</u>	p 48
2.4.1. REPRESENTATIVITE DU PAS D'EXPERIENCE	p 48

2.4.2. METHODES D'EXTRAPOLATION	p 50
2.4.2.1. Méthode des fonctions de transfert	p 50
2.4.2.2. Méthode du modèle mathématique	p 51
2.4.2.3. Exemples d'applications	p 52
a/ gradient hydraulique constant dans tout l'espace	p 52
b/ gradient hydraulique variable dans une partie de l'espace	p 52
c/ gradient hydraulique variable dans tout l'espace	p 54
2.4.3. DETERMINATION PAR TRACEUR DE LA POROSITE CINEMATIQUE	p 55
2.5. <u>TRANSFERT TRANSVERSAL</u>	p 59
2.5.1. REPRESENTATION DE LA DISPERSION TRANSVERSALE	p 59
2.5.1.1. Modèle binomial	p 59
2.5.1.2. Modèle Gaussien	p 59
2.5.2. LES PARAMETRES DE LA DISPERSION TRANSVERSALE	p 61
2.6. <u>SYNTHESE DE LA METHODE PROPOSEE</u>	p 65
2.7. <u>EXTENSION DE LA METHODE</u>	p 68

3. ETUDE EXPERIMENTALE

p 70

3.1. ETUDE SUR MODELE PHYSIQUE

p 70

3.1.1. LE MODELE PHYSIQUE

p 70

3.1.1.1. Technologie du modèle

p 70

3.1.1.2. Le matériau poreux

p 71

3.1.1.3. Les conditions hydrauliques

p 72

3.1.1.4. L'organisation du modèle

p 73

3.1.2. LA TECHNIQUE EXPERIMENTALE

p 73

3.1.2.1. Choix des traceurs

p 74

3.1.2.2. L'échantillonnage

p 75

3.1.2.3. La mesure des traceurs

p 76

a/ mesure des traceurs fluorescents

p 76

b/ mesure des traceurs radioactifs

p 77

c/ mesure de l'Iodure de sodium inactif

p 77

3.1.2.4. Le traitement des résultats de mesures

p 76

3.1.3. ETUDE DU TRANSFERT LONGITUDINAL

p 79

3.1.3.1. Identité des réponses impulsionnelles

p 80

a/ isochronisme des fonctions

p 80

b/ isomorphisme des fonctions

p 80

3.1.3.2.	Représentativité du pas d'expérience	p 81
3.1.3.3.	Validité des méthodes d'extrapolation	p 82
	a/ méthode des fonctions de transfert	p 82
	b/ méthode du modèle mathématique	p 82
3.1.3.4.	Validité de la méthode de détermination par traceur de la porosité cinématique	p 84
3.1.4.	ETUDE DU TRANSFERT TRANSVERSAL	p 87
3.2.	<u>ETUDE METHODOLOGIQUE SUR UN SITE EXPERIMENTAL</u>	p 86
3.2.1.	OBJECTIF DE L'ETUDE	p 88
3.2.2.	CARACTERISTIQUES ET AMENAGEMENT DU SITE	p 89
3.2.3.	PRINCIPE DES ESSAIS	p 91
3.2.3.1.	Sélection de substances miscibles caractéristiques	p 91
3.2.3.2.	Quantités de substances à injecter	p 92
3.2.3.3.	Zône d'essais et conditions de déroulement	p 93
3.2.4.	ORGANISATION DES ESSAIS	p 94
3.2.4.1.	Technologie	p 94
	a/ injections	p 94
	b/ mesures in situ	p 94
	c/ mesures en laboratoire	p 94

3.2.4.2. Chronologie des essais	p 95
3.2.4.3. Fonctionnement de la parcelle	p 95
3.2.5. REPRESENTATIVITE DU PAS DE MESURE	p 96
3.2.5.1. Linéarité en masse	p 96
3.2.5.2. Stationnarité dans l'espace	p 97
3.2.5.3. Paramètres de transfert	p 98
3.2.5.4. Identité des réponses impulsionnelles	p 99
3.2.6. ETUDE COMPAREE DU TRANSFERT DE DIFFERENTES SUBSTANCES	p 100
3.2.6.1. Qualité et traitement des résultats	p 100
3.2.6.2. Comportement respectif des différentes substances	p 101
3.3. <u>APPLICATIONS DE LA METHODE DIRECTE</u> (aires des captages des eaux des villes de GRENOBLE, MONTIGNY et METZ SUD)	p 103
3.3.1. CADRE ET OBJECTIF DES ETUDES	p 103
3.3.2. ORGANISATION DES ESSAIS	p 103
3.3.2.1. Choix du traceur	p 103
3.3.2.2. Critères pour l'évaluation des quantités de traceur à mettre en oeuvre	p 104
a/ teneur en iode des eaux naturelles	p 105
b/ toxicité de l'Iodure de sodium	p 105

3.3.2.3. Opérations de marquage p 106

3.3.2.4. Opérations de mesures p 106

3.3.3. RESULTATS DES ESSAIS p 107

3.3.3.1. Aire de captage de la ville de GRENOBLE p 107

3.3.3.2. Aires des captages des villes de MONTIGNY et
METZ SUD p 108

4. CONCLUSIONS

p 111

INTRODUCTION

Parallèlement à l'augmentation de population et au développement de l'activité industrielle, la pollution des eaux n'a cessé de croître.

Face aux perspectives probables d'accroissement de consommation, tant pour les besoins personnels et domestiques que pour l'agriculture et l'élevage, l'eau, élément essentiel à la vie requiert donc une attention particulière.

Les pollutions les plus fréquentes d'un aquifère proviennent de substances miscibles à l'eau, telles que les composés chimiques utilisés en agriculture (engrais, pesticides, desherbants) ou les déchets résiduels de zones industrielles ou urbaines (sels divers, métaux détergents, éléments solubles des hydrocarbures).

Ces polluants seront d'autant plus dangereux que leur interaction avec le milieu aquifère sera faible, car ils tendront alors à se déplacer, à la même vitesse que l'eau de la nappe, vers les ouvrages de captage.

En France, une réglementation sur l'eau datant de 1884 n'a cessé d'évoluer jusqu'à nos jours.

L'article 10 de la loi du 15 Février 1902 sur la protection de la santé publique introduit pour la première fois la notion de périmètre de protection. Le décret d'application en date du 15 Décembre 1957, de la loi du 16 Décembre 1964 relative au "régime et répartition des eaux et lutte contre leur pollution" stipule que les périmètres de protection immédiate, rapprochée, et le cas échéant éloignée à établir autour des points de prélèvement des eaux de source et souterraines sont institués au vu du rapport géologique et en considération de la plus ou moins grande rapidité de relation hydrogéologique entre la ou les zones d'infiltration et le point de prélèvement à protéger.

Les méthodes hydrodynamiques classiques fournissent des informations précieuses au géologue pour la solution de ces problèmes, mais celles-ci sont très souvent insuffisantes.

Il faut, en effet, tenir compte des phénomènes dispersifs engendrés lors de l'écoulement d'un fluide au sein d'un milieu poreux afin de préciser l'enveloppe et les vitesses de propagation, principalement la vitesse maximale.

De nombreux chercheurs, dont les plus connus sont SCHEIDEGGER (référence 1), BACHMAT et BEAR (référence 2) se sont préoccupés de l'étude de la dispersion d'un fluide en mouvement dans un milieu poreux. L'élaboration de théories simplifiées et les analyses mathématiques qui en résultent permettent la mise au point de programmes de calculs des vitesses de propagation de polluants en solution dans l'eau des aquifères (références 3 et 4).

L'acquisition de données hydrodynamiques et l'introduction de paramètres dispersifs simplifiés conditionnent l'utilisation de tels programmes de calculs.

L'idée de déterminer directement au moyen de traceur, la vitesse et la direction d'écoulement des eaux souterraines est relativement ancienne, puisqu'elle fut mise en pratique dès le XIXe Siècle (référence 5).

Un texte officiel du 12 Juillet 1924 recommande d'ailleurs au géologue "de faire appel lorsque cela sera nécessaire à des expériences spéciales, en particulier de coloration".

Les méthodes de traceur connaissent depuis une vingtaine d'années un essor considérable pour l'étude des processus en génie chimique grâce notamment à l'utilisation des radioisotopes. Dans le domaine hydrogéologique celles-ci n'ont pas connu le même développement. Certaines, destinées à l'acquisition de données hydrodynamiques (épaisseur de nappe, perméabilité, ...) se sont trouvées supplantées par des méthodes classiques basées sur l'analyse des données de pompage d'essai, progressivement perfectionnées et, de mise en oeuvre plus simple.

L'emploi des traceurs n'occupe donc qu'une place marginale dans ce domaine et, reste, dans la majorité des cas, limité à l'étude des aquifères karstiques, où la détermination des relations est l'un des objectifs principaux.

La "méthode de traceurs pour la détermination des paramètres de transfert de corps en solution dans l'eau des aquifères" que nous présentons ci-après n'a pour seule ambition que d'être un outil supplémentaire apporté au géologue pour la solution de ces problèmes.

Particulièrement adaptée à la définition des périmètres de protection, cette méthode peut à une échelle plus grande, contribuer à l'étude des nappes dans leur ensemble.

Dans un premier chapitre, nous exposons quelques rappels :

- sur les phénomènes dispersifs et leur rôle dans les transferts en milieu poreux saturé.
- sur les systèmes linéaires et leur comportements en tant qu'opérateurs de transfert (notion de réponse impulsionnelle).
- sur la méthodologie des traceurs pour l'étude des transferts dans les systèmes (notion de distribution des temps de séjour).

Nous postulons ensuite que le temps minimal de transfert de l'eau, vecteur de la pollution est, à notre sens, le paramètre essentiel pour la définition des périmètres de protection. Des hypothèses simplificatrices physiquement fondées nous permettent alors d'élaborer une méthode d'étude des systèmes "aquifère-eau". Ces hypothèses, d'ordre hydrodynamique et statistique sont liées, d'une part, à la morphologie de l'aquifère et au régime d'écoulement, d'autre part, à la manière dont le fluide transite dans le milieu poreux. Ces développements constituent un second et important chapitre.

Le troisième chapitre est consacré à l'étude expérimentale de la méthode proposée, tant sur modèle physique spécialement réalisé à cet effet, que sur le terrain lors d'études effectuées dans le cadre des activités du Groupe d'Applications de la Radioactivité et des Traceurs en Hydrologie et dans l'Industrie.

Les résultats acquis et l'interprétation qui en est faite sont présentés dans un quatrième et dernier chapitre.

SYMBOLES ET ABREVIATIONS UTILISES

- $\alpha = D_L / u$: coefficient intrinsèque de dispersion longitudinale [L]
- C : concentration en soluté [M.L³]
- C(t) : fonction concentration-temps
- D_o : coefficient de diffusion moléculaire [L².T⁻¹]
- D_L : coefficient de dispersion longitudinale [L².T⁻¹]
- D.T.S. = $h(t)$: distribution des temps de séjour, réponse impulsionnelle
- $\delta(t)$: distribution fréquentielle de DIRAC
- e : puissance d'une nappe [L]
- ε : coefficient de contraction des lignes de courant interceptées par un forage sans pompage
- ψ : flux suivant la direction normale par unité de surface [M.L².T⁻¹]
- H : cote piézométrique [L]
- $h(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t) dt}$: réponse impulsionnelle normée en surface,
 μ : valeur moyenne d'une distribution de probabilités
- Pe = $\frac{u \cdot L}{D_L}$: nombre de Peclet

$P_c = v/\mu$: porosité cinématique
Q	: débit volumique $[L^3.T^{-1}]$
S	: aire d'une section droite $[L^2]$
t	: abscisse temps réel
\bar{t}	: abscisse du centre de gravité, moment du premier ordre
$\tau = V/Q$: temps moyen réel
u	: vitesse moyenne réelle de l'écoulement fluide $[L.T^{-1}]$
V	: volume d'un système $[L^3]$
v	: vitesse moyenne d'écoulement au sens de DARCY $[L.T^{-1}]$
σ	: écart type d'une distribution fréquentielle
σ_L	: écart type de la dispersion longitudinale $[L^2.T^{-1}]$
$\sigma_{\Delta x}$: écart type de la dispersion transversale (l'indice Δx : indique que cet écart est relatif à une distance Δx). $[L]$
X, x	: longueur dans la direction principale de l'écoulement fluide.

N.B. Certains symboles sont éventuellement utilisés pour caractériser d'autres paramètres que ceux définis ci-avant.

Dans ce cas, leur correspondance est précisée dans le texte.

1. RAPPELS

1.1. LES PHENOMENES DISPERSIFS

1.1.1. LA DIFFUSION MOLECULAIRE

Lorsqu'un fluide au repos est mis en présence d'un autre fluide, de nature différente, mais avec lequel il est miscible, à température constante et dans un volume libre, il se forme de part et d'autre de leur surface de contact une zone de mélange due à la diffusion moléculaire.

L'intensité de la diffusion moléculaire, c'est-à-dire le flux suivant la direction normale à une surface unité, par unité de temps est donné par la première loi de FICK (1885)

$$\psi = -D_0 \frac{\partial C}{\partial x}$$

dans laquelle,

D_0 = coefficient de diffusion moléculaire

C = concentration en fluide diffusant suivant la direction normale

Le signe - résulte de ce que la diffusion s'effectue suivant la direction opposée à celle des concentrations croissantes.

D_0 est, à une température donnée, une constante caractéristique du soluté considéré, excepté dans le cas où la concentration en soluté est très importante.

D_0 est de plus indépendant de la direction dans laquelle est observée la diffusion.

La deuxième loi de FICK, unidirectionnelle, s'énonce alors :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_0 \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}$$

L'ordre de grandeur du coefficient de diffusion moléculaire de différents solutés dans l'eau est d'environ $10^{-5} \text{ cm.s}^{-1}$

WYLLIE M,R,J et GREGORY A,R (référence 6) ont montré qu'en milieu poreux saturé, la diffusion moléculaire dans un fluide au repos est fonction de la porosité totale P_t (rapport du volume des vides au volume apparent de l'échantillon), telle que :

$$\frac{D'_0}{D_0} = \frac{1}{2} P_t + \frac{1}{2} P_t^2$$

où D'_0 = coefficient de diffusion moléculaire en milieu poreux saturé.

1.1.2. LA DISPERSION MECANIQUE

Si les fluides sont en mouvement, à la diffusion moléculaire s'ajoute une dispersion mécanique.

En milieu poreux saturé, les phénomènes dispersifs dépendent :

- de la distribution des vitesses à l'intérieur d'un même volume de pore,
- de la variation des vitesses en fonction de la dimension des pores,

- du changement de direction du vecteur vitesse résultant de la tortuosité des cheminements,
- de la structure du milieu poreux.

Plusieurs auteurs ont proposé des modèles représentatifs des phénomènes dispersifs en milieu poreux, on peut notamment citer :

SCHEIDEGGER (référence 7) qui utilise un modèle statistique en faisant l'hypothèse d'un milieu homogène et isotrope dans lequel tous les événements qui se produisent sont entièrement indépendants.

Ce modèle traduit la probabilité $P(x,t)$ de trouver une particule donnée de fluide au point x et au temps t par l'équation,

$$\frac{\partial P(x,t)}{\partial t} = \text{div} [D \text{grad} P(x,t)] - U \text{grad} P(x,t) \quad [1]$$

où D est le coefficient de dispersion

U est la vitesse moyenne à l'intérieur d'un volume de pore.

Il est montré que $P(x,t)$ est assimilable à la concentration $C(x,t)$ en fluide étudié et, dans le cas d'un déplacement unidimensionnel, l'équation [1] devient l'équation de la dispersion longitudinale

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - U \frac{\partial C}{\partial x} \quad [2]$$

COATS K.H. et SMITH B.D. (référence 8), se rapportant à des résultats expérimentaux montrant que le déplacement de fluides miscibles en milieu poreux n'est pas régi en toute rigueur par l'équation de la dispersion, ont tenté d'améliorer la théorie de SCHEIDEGGER.

Ces auteurs proposent l'existence au sein du milieu poreux de volumes morts ne participant pas à l'écoulement et avec lesquels le fluide en mouvement échange de la matière par diffusion moléculaire.

Il est admis que ces modèles représentent généralement assez bien les phénomènes dispersifs en milieu poreux saturé.

1.1.3. INTERACTION AVEC LE MILIEU

Au cours de leur transfert dans le milieu poreux, les particules de fluide peuvent être soumises à divers phénomènes (physico-chimiques, chimiques, biologiques) difficilement quantifiables.

Parmi ceux-ci, les phénomènes physicochimiques sorption-désorption ont une importance prépondérante, et ont pour effet d'accroître la dispersion.

Ces phénomènes se manifestent de deux façons :

a/ Directement entre le fluide gravitaire et le matériau poreux suivant une cinétique de transfert (instantanée ou non) qui tend à amener l'ensemble solide-liquide à un état d'équilibre que l'on peut caractériser par une isotherme :

$$C_S = f(C_L)$$

avec C_S = concentration volumique en soluté dans la phase solide

C_L = concentration volumique en soluté dans la phase fluide.

L'isotherme est dite linéaire si :

$$C_S = k \cdot C_L$$

avec k = constante de proportionnalité, pente de l'isotherme.

L'isotherme est dite réversible si, un processus identique, inverse, de désorption est susceptible de se produire.

b/ Indirectement après échange entre le fluide en écoulement et le fluide de rétention provoquant ainsi une cinétique de transfert plus lente et donc une atteinte à l'équilibre retardée.

En milieu poreux naturel, ces phénomènes "d'échange" semblent particulièrement importants sur les argiles et les colloïdes.

1.2. LES SYSTEMES LINEAIRES MULTIVARIABLES

Considérons un système caractérisé par une grandeur physique appelée grandeur d'entrée et notée E , responsable des variations d'une autre grandeur, appelée grandeur de sortie, notée S .

Un tel système a des caractéristiques inconnues, mais il a pour effet de transformer cette grandeur d'entrée E en la grandeur de sortie S .

La méthode d'étude d'un tel système consiste alors à rechercher comment s'opère globalement cette transformation.

Si la grandeur d'entrée est une stimulation unitaire, du type distribution de DIRAC notée $\delta(t)$ jouissant des propriétés suivantes :

$$\delta(t) = \infty \quad \text{si} \quad t = 0$$

$$\delta(t) = 0 \quad \text{si} \quad t = \infty$$

$$\int_{-\infty}^{+\infty} \delta(t) \cdot dt = 1$$

La grandeur de sortie correspondante est la "fonction réponse" du système.

Cette grandeur notée $h(t)$ est appelée réponse impulsionnelle du système.

Certaines conditions, examinées ci-après, doivent alors être définies (référence 9), relativement au système, pour que cette réponse impulsionnelle soit représentative de son comportement.

1.2.1. DEFINITIONS RELATIVES AUX SYSTEMES

1.2.1.1. Etat des systèmes

Un système sera dit :

- univariable ou scalaire, si à une seule grandeur d'entrée $E(t)$ correspond une seule grandeur de sortie $S(t)$
- multivariable ou vectoriel, si à plusieurs grandeurs d'entrée $E_i(t)$ correspondent plusieurs grandeurs de sortie $S_i(t)$

1.2.1.2. Propriétés des systèmes

Un système sera de plus :

- linéaire, si à une combinaison linéaire des grandeurs d'entrée $E_1(t), E_2(t), \dots, E_n(t)$ agissant séparément correspond une même combinaison linéaire des grandeurs de sortie $S_1(t), S_2(t), \dots, S_n(t)$.

$$\sum_i a_i E_i(t) \Rightarrow \text{même combinaison linéaire} \quad \sum_i a_i S_i(t)$$

- invariant, si à une grandeur d'entrée $E(t)$ agissant au temps t correspond une grandeur de sortie $S(t)$, l'action de cette même grandeur d'entrée agissant à un temps $t - \tau$ entraîne une grandeur de sortie $S(t - \tau)$

1.2.2. REponses DES SYSTEMES LINEAIRES

1.2.2.1. Systèmes scalaires invariants

Dans ces systèmes, une grandeur d'entrée $E(t)$ quelconque est liée à la grandeur de sortie $S(t)$ correspondante par :

$$S(t) = \int_{-\infty}^t E(w) \cdot h(t-w) \cdot dw$$

Cette intégrale est dite intégrale de superposition ou intégrale de convolution.

Elle est symboliquement notée :

$$S(t) = E(t) * h(t) \quad [3]$$

Son écriture signifie que toute grandeur peut être considérée comme la superposition d'une infinité de distributions de DIRAC $E(\tau) d\tau$

$$E(t) = \int_{-\infty}^t E(w) \cdot \delta(t-w) \cdot dw$$

1.2.2.2. Systèmes vectoriels invariants

Soit ds_i un élément de surface d'entrée d'un système repéré par l'indice i et ds_j un élément de la surface de sortie repéré par l'indice j

Pour chaque couple ij entre l'entrée et la sortie du système nous pouvons définir une réponse impulsionnelle $h_{ij}(t)$

L'ensemble des réponses impulsionnelles pour tous les couples possibles entre l'entrée et la sortie du système peut être représenté sous la forme d'une matrice:

$$|h(t)| = \begin{vmatrix} h_{11}(t) & h_{12}(t) & \dots & h_{1n}(t) \\ h_{21}(t) & h_{22}(t) & \dots & h_{2n}(t) \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ h_{m1}(t) & h_{m2}(t) & \dots & h_{mn}(t) \end{vmatrix}$$

Cette matrice est dite matrice des réponses impulsionnelles.

L'ensemble des grandeurs d'entrée associées à chaque élément de surface de est représenté par une matrice $|E(t)|$ comportant une ligne dont les éléments sont les composantes d'un vecteur $\vec{E}(t)$. Pour les grandeurs de sortie on définit de même $|S(t)|$ et $\vec{S}(t)$

Une opération de convolution entre la matrice des réponses impulsionnelles $|h(t)|$ et le vecteur d'entrée $\vec{E}(t)$ donne le vecteur de sortie $\vec{S}(t)$

$$\vec{S}(t) = \vec{E}(t) * |h(t)|$$

Cette relation est la généralisation de l'équation [3]

La figure 1 illustre cette notion de réponse des systèmes linéaires invariants.

1.2.2.3. Systèmes vectoriels variants

Dans de tels systèmes, les réponses impulsionnelles ne sont plus des constantes, elles varient, par exemple, avec le temps. Pour un couple de grandeur i_j entre l'entrée et la sortie du système, la réponse impulsionnelle est $h_{ij}(t, \tau)$

La réponse de ces systèmes est :

$$\vec{S}(t) = \vec{E}(t) * |h(t, \tau)|$$

1.3. LA METHODOLOGIE DES TRACEURS

1.3.1. LES TRACEURS, LEUR EMPLOI

1.3.1.1. La notion de traceur

On appelle traceur d'une population dont on étudie l'évolution, toute substance ayant un comportement identique à celle-ci et possédant un caractère permettant de l'identifier.

Cette substance est naturellement présente dans la population ou ajoutée à celle-ci.

1.3.1.2. Le choix des traceurs

Les critères de sélection des traceurs pour leur utilisation en hydrologie sont aussi sévères que nombreux (MOLINARI, J. Référence 10).

La condition nécessaire étant pour un traceur de l'eau de refléter fidèlement le déplacement de celle-ci, le traçage idéal consiste alors à utiliser un de ses isotopes. Si cela n'est pas réalisable, on sélectionne une substance dont le comportement (dynamique, chimique, ou physico-chimique) est identique à celui de l'eau.

Relativement aux phénomènes d'échanges évoqués en 1.1.3, les traceurs utilisés en hydrologie souterraine seront des anions, qui interagissent faiblement avec le milieu, ou encore des complexes "non ionique" (chélates) de grande stabilité.

Le choix définitif du traceur reste cependant soumis à d'autres critères dont les plus importants sont :

- toxicité nulle, par exemple à partir des points de prélèvements,
- présence naturelle aussi faible que possible,
- détection de grande sensibilité permettant l'utilisation de faibles quantités,
- mesure simple, donc peu coûteuse,
- faible prix de revient et approvisionnement aisé.

Résultant de ce compromis, les traceurs utilisables sont encore relativement nombreux.

On peut citer les plus couramment utilisés en hydrogéologie et qui sont répartis en trois grandes familles :

- les traceurs colorés ou fluorescents (Uranime, rhodamine B, rhodamine WT, sulforhodamine G) détectables à une concentration de $10^{-11} \text{ g.cm}^{-3}$

- 17
- les traceurs chimiques ($\text{INa} - \text{ClNa}$) détectables par voie conventionnelle ou par activation neutronique à des concentrations de $10^{-9} \text{ g.cm}^{-3}$
 - les traceurs radioactifs ^{131}I , ^{82}Br détectables à des concentrations de 10^{-15} à $10^{-16} \text{ g.cm}^{-3}$.

1.3.1.3. L'utilisation des traceurs

a/ Marquage :

La technologie du marquage dépend à la fois de l'échelle et de la nature des phénomènes à étudier, ainsi que de la structure dans laquelle ces phénomènes interviennent.

Le marquage devant être représentatif de la population étudiée, l'injection "idéale" est obtenue par introduction du traceur de telle façon qu'il soit réparti de manière homogène en concentration dans cette population.

b/ Détection :

A chaque traceur correspond une technique spécifique de mesure, celle-ci pouvant aussi bien s'effectuer "in situ" comme c'est le cas pour les traceurs radioactifs ou fluorescents, que par prélèvements d'échantillons sur lesquels on effectue les dosages en laboratoire pour les traceurs chimiques.

La détection sera dite idéale si, à l'aide du traceur il y a échantillonnage représentatif de la population étudiée dans la section dite de mesure.

1.3.2. LA DISTRIBUTION DES TEMPS DE SEJOUR

1.3.2.1. Relations spatio-temporelles

Les méthodes de traceurs dans leur application à l'étude des transferts

dans les systèmes consistent à superposer un écoulement de traceur à l'écoulement fluide étudié (figure 2). Les informations fournies par la restitution des traceurs à la sortie des systèmes permettent, si l'on connaît les relations qui existent entre les deux types d'écoulement, d'en déduire les informations désirées sur l'écoulement étudié.

Ces relations font intervenir dans le domaine théorique des conditions dont le respect permet une analyse rationnelle du problème.

Dans le domaine pratique, ces conditions ne sont satisfaites qu'avec certaines approximations dont il convient de conduire l'analyse au terme le plus avancé possible.

L'information issue des traceurs, la plus généralement exploitée dans les études de cinématique des systèmes est la Distribution des Temps de Séjour (D.T.S.)

Le temps de séjour d'une particule de fluide dans un système est le temps nécessaire à son transfert entre l'entrée et la sortie du système.

Considérons un ensemble F_1 de particules de fluide ayant pénétré dans un système entre t_0 et $t_0 + dt$ par une section d'entrée Σ_1 . Ces particules ne subiront pas le même sort pendant leur transfert dans le système, ne serait-ce qu'en raison des phénomènes dispersifs (vitesses et trajectoires différentes).

Soit $\Phi_2(t)$ la fréquence de passage des particules de F_1 observée à la sortie du système sur une section Σ_2 . La fonction de sortie $h^F(t)$ est dans ces conditions la réponse impulsionnelle en fluide du système, ou encore, la D.T.S. des particules de fluide dans le système.

$$h^F(t) = \frac{\Phi_2(t)}{\int_{t_0}^{+\infty} \Phi_2(t) dt}$$

$h^F(t)$, est une fonction densité de probabilité.

Celle-ci donne la probabilité qu'a une molécule de fluide de transiter dans le système pendant un temps compris entre t et $t + dt$

Introduisons de manière homogène dans l'ensemble F_1 des particules de fluides, un ensemble T_1 de particules de traceur.

Soit $\psi_2(t)$ la fréquence de passage des particules de T_1 au travers de Σ_2 , la D.T.S. du traceur dans le système est alors :

$$h^T(t) = \frac{\psi_2(t)}{\int_{t_0}^{+\infty} \psi_2(t) dt}$$

Si le traceur peut être considéré comme un bon traceur du fluide étudié, ce que l'on exprime par :

$$\frac{\text{nombre de particules de } F_1}{\text{nombre de particules de } T_1} = \lambda = \text{constante}$$

pour tous les échantillons contenant du traceur, entre la section d'injection et la section de mesure, il est alors possible d'écrire :

$$h^F(t) = h^T(t)$$

Les informations fournies par le traceur sont dans ces conditions les informations désirées sur l'écoulement fluide. Cette méthodologie est illustrée à la figure 3.

Dans la suite de cet exposé la réponse (fonction concentration-temps en traceur) à la sortie du système étudié d'une injection effectuée à l'entrée sera notée $C(t)$.

$C(t)$ est une fonction expérimentale qu'il suffit alors de normer (aire = unité) pour la ramener à une distribution fréquentielle caractéristique du sort subi par l'ensemble des éléments de la population marquée entre l'entrée et la sortie du système.

$h(t)$ désigne la fonction $C(t)$ normée,

$$h(t) = \frac{C(t)}{\int_{t_0}^{+\infty} C(t) dt}$$

Cette réponse impulsionnelle ou Distribution des Temps de Séjour (D.T.S.) est un invariant du système étudié pour des conditions d'écoulement constantes.

De plus, comme il a été montré en 1.2.2., une des propriétés fondamentales de cette D.T.S. est d'être liée aux fonctions d'entrée $C_E(t)$ et de sortie $C_S(t)$ du système étudié par l'intégrale de convolution :

$$C_S(t) = C_E(t) * h(t)$$

Le produit de convolution étant associatif et commutatif, cette relation générale permet suivant la figure 4 d'obtenir la D.T.S. d'un système à partir d'une injection de traceur de forme et de nature quelconques, ou de calculer la D.T.S. globale d'un système dont on connaît les D.T.S. élémentaires.

1.3.2.2. Exploitation des distributions des temps de séjour

Suivant le type d'écoulement fluide, les systèmes ont des D.T.S. différentes.

En plus des paramètres temporels directement exploitables, (temps d'arrivée, temps du maximum, temps moyen, temps de fin), les D.T.S.

peuvent, dans certains cas, être comparées à celles que fournissent des modèles mathématiques représentatifs des phénomènes de dispersion dans les systèmes étudiés.

LEVENSPEL et SMITH (référence 11) ont, par exemple, développé des méthodes d'analyse pour déterminer le coefficient de dispersion axiale par des expériences de traceurs.

La modélisation des phénomènes de transfert à l'aide des méthodes de la dynamique des fluides est d'emploi courant en génie chimique (référence 12).

a/ Modèle piston :

On suppose que le fluide avance en bloc (comme un piston dans un cylindre) en tranches parallèles n'échangeant pas de matière entre elles. La réponse impulsionnelle est :

$$\delta(t - \tau)$$

avec δ = distribution de DIRAC

t = temps réel

τ = temps moyen réel $\left(\frac{V}{Q}\right)$

V = volume du système

Q = débit qui traverse le système.

b/ Modèle Piston-Dispersion

Ce modèle très simple rend compte des phénomènes dispersifs dans l'axe de l'écoulement. Il donne pour un coefficient de dispersion axiale une fonction de sortie qui est solution de l'équation générale de la dispersion

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - u \frac{\partial C}{\partial x} \quad [4]$$

avec μ = vitesse moyenne réelle de l'écoulement.

Si m représente la masse de traceur injectée dans un écoulement unidirectionnel, latéralement confiné, et de section S , mais ouvert à la dispersion à l'entrée et à la sortie, la solution de l'équation [4] précédente est alors :

$$C(x,t) = \frac{m}{S\sqrt{4\pi D_L t}} \exp. -\frac{(x-\mu t)^2}{4D_L t}$$

dans laquelle D_L a les dimensions $L^2.T^{-1}$

On remarque ici que si D_L diminue, $C(x,t)$ tend vers une fonction de GAUSS.

Après transformation en coordonnées réduites sur l'espace et le temps, suivant :

$$\theta = \frac{t}{\tau} \quad \text{et} \quad z = \frac{x}{L}$$

avec θ = temps moyen réduit

$$\tau = \text{temps moyen réel} \left(\frac{V}{Q} \right)$$

V = volume du système

Q = débit à travers le système

t = temps réel

L = distance entrée-sortie du système

L'équation [4] peut alors s'écrire :

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} \cdot \frac{1}{L^2} = \mu \frac{\partial C}{\partial z} \cdot \frac{1}{L} + \frac{\partial C}{\partial \theta} \cdot \tau$$

$$\text{et } \tau = \frac{V}{Q} = \frac{L \cdot S}{u \cdot S} = \frac{L}{u}$$

donc :

$$\frac{D_L}{u \cdot L} \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} = \frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial C}{\partial \theta}$$

Soit, $Pe = \frac{u \cdot L}{D_L}$ le nombre de PECLET, paramètre adimensionnel

alors,

$$\frac{1}{Pe} \cdot \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} = \frac{\partial C}{\partial z} + \frac{\partial C}{\partial \theta}$$

La concentration relative à la sortie du système est dans ce cas :

$$C(1, \theta) = \frac{1}{2} \frac{Pe}{\pi \theta} \exp. - \frac{Pe(1-\theta)^2}{4\theta}$$

Quand la valeur de Pe augmente, $C(1, \theta)$ tend vers une fonction de GAUSS dont la variance est :

$$\sigma_{\theta}^2 = \frac{2}{Pe} + \frac{8}{Pe^2} \quad \text{avec} \quad \sigma_{\theta}^2 = \frac{\sigma_t^2}{\tau^2}$$

Un nombre de PECLET infini représente donc un écoulement purement piston sans dispersion, alors qu'un nombre de PECLET faible traduit un écoulement très dispersif.

c/ Le modèle Piston-Dispersion avec Echange (P.D.E.)

Développé dans le domaine du génie chimique (référence 13) pour des colonnes à garnissage, ce modèle est une extension du précédent : il tient compte, pour la fonction de sortie, de la possibilité d'échange, pendant le transfert dans le système, d'une partie de la phase mobile avec la phase stationnaire.

Ce modèle, unidirectionnel, est caractérisé par trois paramètres adimensionnels.

Pe = nombre de Peclet caractéristique de la phase mobile,

N = nombre d'unités de transfert de matière entre la phase mobile et la phase stationnaire,

R = fraction du fluide en écoulement.

d/ Le modèle mélangeurs en Cascade avec Echange (M.C.E.)

Ce modèle représente l'écoulement par une cascade de J systèmes identiques en série. Il repose sur les mêmes hypothèses d'interaction de la phase mobile et de la phase immobile, et se caractérise par les trois paramètres adimensionnels J , N , R .

Lorsque le nombre de systèmes J en série est grand on montre que les modèles P.D.E. et M.C.E. sont équivalents et l'on a :

$$Pe = 2J \quad (J = \text{nombre de mélangeurs parfaits à cascade})$$

e/ Le modèle mélangeur parfait :

Tous éléments entrant dans le système sont instantanément mélangés d'une manière homogène dans tout le système. Il en résulte que les concentrations sont égales, à chaque instant, quelle que soit la position du point de mesure, à l'intérieur ou à la sortie du système.

(b) peut-être déterminée en réalisant une mesure de concentration en un point quelconque à l'intérieur du système, ou à sa sortie.

Equation du mélangeur parfait :

Variation de stock = - flux à la sortie

$$V \cdot \frac{dC}{dt} = -Q C(t)$$

$$C = K e^{-\frac{Q}{V} \cdot t}$$

pour $t = 0 \rightarrow C = K = C_0$

avec C_0 = concentration au temps $t = 0$

et $C = C_0 e^{-\frac{Q}{V} t}$ [5]

On a représenté à la figure 5 la forme des D.T.S. de systèmes dispersifs et de systèmes parfaitement agités.

Le transfert dans un système peut donc être étudié à l'aide d'une méthode de traceur.

On fera appel à un modèle physique représentatif du système étudié ou encore à un modèle mathématique décrivant les phénomènes qui caractérisent ce système, pour extrapoler dans le temps son fonctionnement.

Ces deux dernières possibilités, utilisées conjointement à une méthode de traceur, comme le représente schématiquement la figure 6 permettent généralement d'apporter une solution satisfaisante à l'étude des problèmes de transfert dans des systèmes complexes.

Par une méthode de traceur, il est en effet possible après ajustement, soit avec le modèle physique pour vérifier sa validité, soit avec le modèle mathématique pour définir la valeur de ses paramètres, d'obtenir respectivement, après extrapolation ou optimisation, les informations désirées sur le système étudié.

2. METHODE DE TRACEUR POUR L'ETUDE DES TRANSFERTS EN MILIEU POREUX SATURE

2.1. CHAMP D'APPLICATION

2.1.1. LE PROBLEME A RESOUDRE

Le problème du transfert de substances en solution dans l'eau des aquifères se pose chaque fois qu'une action doit être entreprise pour préserver la qualité d'une eau d'alimentation publique :

- détermination des périmètres de protection des captages d'eau souterraine,
- disposition à prendre dans le cas de rejets accidentels de substances polluantes pouvant atteindre ces captages,
- implantation de forages de surveillance,
- implantation d'ouvrages de protection des captages,
- choix de sites industriels ou nucléaires.

Soulignons la faiblesse des connaissances actuelles sur les mécanismes d'interaction des polluants avec le milieu aquifère. De plus, les phénomènes qui peuvent intervenir dans les processus de transfert sont fonction de la nature de chaque substance et du milieu aquifère (interaction chimique, physico-chimique, biologique) ainsi que du mouvement de l'eau (dispersion).

Une analyse rigoureuse des modes de contamination impliquerait que l'on puisse décrire le transfert de toutes les substances polluantes potentielles entre tous les points possibles d'introduction dans le milieu souterrain et le ou les captages à protéger.

Il faut alors noter que si certaines substances présentent une forte interaction avec le milieu aquifère et peuvent même parfois se fixer sur celui-ci de manière quasiment irréversible dès leur déversement, d'autres, sont soumises à des phénomènes de dégradation en fonction du temps (cas des substances radioactives ou bactériennes) d'autres enfin, peu affectées par les mécanismes d'interaction tendent à se déplacer comme l'eau dans laquelle elles sont introduites.

La méthode développée ci-après, et la technique sur le terrain qui lui est associée présentent une solution approchée à ce problème.

2.1.2. LA DETERMINATION DES PERIMETRES DE PROTECTION

Un réseau de courbes isopièzes et, le tracé des lignes de courant qui en est déduit, permettent de définir une ligne de partage des eaux délimitant le périmètre d'appel d'un puits pour un régime de pompage donné et dans certaines conditions hydrodynamiques.

Le régime de pompage est généralement transitoire, car, même si le débit capté est constant, l'alimentation de la nappe peut fluctuer dans le temps (variations saisonnières).

La ligne L de partage des eaux du périmètre d'appel à considérer (figure 7) est donc celle établie pour un régime de pompage extrême (fort débit dans le puits, faible alimentation de la nappe).

Ayant à l'aide d'une méthode de traceurs, la possibilité de définir les paramètres temporels du transfert de l'eau à l'intérieur de cette aire d'alimentation, le géologue disposera des informations nécessaires à la détermination des lignes isochrones d'écoulement (I_1, I_2, I_3 par exemple) correspondant aux différents périmètres de protection (immédiate, rapprochée et éloignée).

2.1.3. HYPOTHESE DE LA METHODE PROPOSEE

Considérons une substance polluante, rejetée à la surface du sol en un point A, et qui, après infiltration dans la zone non saturée et migration dans la zone saturée d'une nappe à surface libre, apparaît en partie dans un puits P (figure 8). Nous désirons définir le mode de passage de cette substance de A à P et de plus, pour résoudre le problème général, définir ce transfert quelle que soit la position du point A.

Au cours de son transfert, la substance polluante pourra être soumise à divers phénomènes (interaction, précipitation, dégradation...) connus ou inconnus, dont il apparaît difficile de prévoir l'effet global.

Supposons cependant que la substance polluante soit rejetée en A pendant un intervalle de temps court, compris entre t_0 et $t_0 + dt$. Son passage en P sera représenté par une fonction concentration-temps $C_P^S(t)$. La réponse impulsionnelle correspondante $h_{AP}^S(t)$ sera définie par :

$$h_{AP}^S(t) = \frac{C_P^S(t)}{\int_{t_0}^{+\infty} C_P^S(t) dt}$$

On distinguera, suivant la figure 8, deux frontières dans le panache de dispersion de la substance polluante entre A et P.

- I, base sur la surface libre de la nappe du cône de dispersion dans la zone non saturée,
- J, défini par le point de contact de la substance polluante avec le substratum imperméable.

Ces frontières délimitent trois systèmes en série : (A,I), (I,J), (J,P) et un système global (A,P) ; ces systèmes sont les volumes qui comprennent l'ensemble des trajectoires des éléments de la substance polluante.

L'eau est le vecteur du polluant. En considérant un échantillon d'eau E , injecté pendant un intervalle de temps court en I au toit de la nappe, à la verticale du point A , on obtiendrait de même, en supposant que l'on puisse identifier cette eau dans le puits P , la fonction concentration-temps $C_P^E(t)$. La réponse impulsionnelle en eau serait alors :

$$h_{IP}^E(t) = \frac{C_P^E(t)}{\int_{t_0}^{+\infty} C_P^E(t) dt}$$

Pour identifier cet échantillon d'eau injecté en I , on le marque de manière homogène avec un traceur T . On obtiendra alors de la même manière dans le puits P , une fonction concentration-temps en traceur. La réponse impulsionnelle en traceur sera :

$$h_{IP}^T(t) = \frac{C_P^T(t)}{\int_{t_0}^{+\infty} C_P^T(t) dt}$$

Le traceur utilisé ne sera jamais un traceur idéal. Il sera alors soumis au cours de son transfert entre I et P à une légère interaction avec le milieu aquifère. La réponse impulsionnelle en traceur, $h_{IP}^T(t)$ sera sensiblement différente de la réponse impulsionnelle en eau $h_{IP}^E(t)$. En particulier, relativement à celle-ci, suivant la figure 9 :

- la date d'arrivée t_2 du traceur pourra être légèrement retardée par rapport à t_1 , date d'arrivée des premières molécules de l'échantillon d'eau,
- la concentration maximale en traceur sera inférieure à celle observée en eau,
- le temps de présence du traceur dans le puits P sera supérieur à celui de l'eau.

Les substances polluantes ne sont pas, à de rares exceptions près (CINa, PHENOLS...) de bons traceurs de l'eau et, en tous cas, pas meilleurs que ceux choisis à cette fin.

La réponse impulsionnelle en substance polluante sera alors généralement différente de celle obtenue en traceur, différence imputable aux phénomènes d'interaction. Dans ce cas, la réponse impulsionnelle en substance polluante $h_{IP}^s(t)$ sera caractérisée par :

- une date de début t_3 , ultérieure ou au plus identique à t_2
- une concentration maximale inférieure ou au plus égale à celle observée en traceur,
- un temps de contamination de P supérieur ou au moins identique au temps de présence du traceur.

En d'autres termes, le traceur peut ne pas être un traceur idéal de l'eau, et présenter au cours de son transfert un léger glissement par rapport à celle-ci, la substance polluante sera généralement retardée par rapport au "bon traceur" de l'eau.

De plus, dans l'évaluation des temps, il n'est pas tenu compte, pour le traceur, du transfert dans la zone non saturée.

Bien que dans certains cas, ce transfert puisse être rapide, il en résulte un facteur de sécurité supplémentaire favorable à la réalisation de $t_2 \ll t_3$

En l'absence de connaissances précises sur les phénomènes d'interaction avec le milieu aquifère, nous ferons donc l'hypothèse fondamentale suivante, que la réponse impulsionnelle en traceur fournira :

- le temps minimal de transfert d'une substance polluante,

- la concentration maximale de celle-ci, puisque l'on peut considérer que le système (I,P) est linéaire pour le traceur.

Cette concentration maximale, qui serait observée dans le puits P, est déduite du maximum de la fonction concentration-temps en traceur pour un rejet instantané, ou de l'intégrale de cette fonction pour un rejet continu.

En effet, pour une masse m de traceur injecté en I, on observe en P une concentration maximale en traceur C^T_{\max} . Connaissant la masse M de substance polluante rejetée, la concentration maximale C^S_{\max} de celle-ci, qui serait observée en P se déduit de la relation :

$$C^S_{\max} = C^T_{\max} \times \frac{M}{m}$$

- la vitesse moyenne réelle de transfert ,
- la durée minimale de contamination du puits.

Certains polluants sont, comme nous le montrerons dans le chapitre 3 de "bons traceurs" de l'eau. En conséquence, t_2 , temps minimal de transfert d'un bon traceur de l'eau, représente un des paramètres essentiels qui doivent être pris en compte pour l'estimation du temps d'intervention en cas de pollution accidentelle pouvant atteindre un captage.

En effet, il importe moins, dans l'éventualité d'un rejet accidentel de prévoir la date ou l'on observera la plus forte concentration du polluant dans le puits ou la durée de contamination de celui-ci, que de connaître le temps dont on dispose, pour agir de façon préventive, avant l'apparition du polluant.

2.2. ETUDE DIRECTE DU TRANSFERT

L'objectif est de déterminer la D.T.S. de l'eau entre un point potentiel de pollution et un puits de captage.

Au voisinage immédiat d'un captage, dans la zone influencée, le pompage crée un rabattement important de la surface piezométrique de la nappe. Cette zone influencée est caractérisée par un gradient de charge hydraulique croissant dans la direction du puits.

Si le temps de transfert estimé n'implique pas une durée expérimentale trop importante (donc onéreuse) ou que, pour des raisons pratiques ou économiques on ne puisse multiplier les forages dans la zone d'appel du puits, on aura recours à la technique d'étude directe suivante :

- injection du traceur dans un forage existant ou implanté à cet effet au voisinage du point A de pollution,
- observation de la restitution du traceur dans le puits de captage P.

Cette procédure, d'une évidente simplicité, représente, chaque fois qu'elle peut-être mise en oeuvre, la meilleure solution puisque l'on dispose ainsi directement de l'information souhaitée pour l'ensemble du système.

De plus, un polluant rejeté au point A considéré et après migration dans la zone non saturée intéresserait en majeure partie l'eau située en I au voisinage de la surface de la nappe. Il est donc seulement nécessaire que le forage d'injection atteigne les premiers mètres de la nappe.

Compte tenu des faibles quantités de traceur injectées on suppose le système linéaire, mais l'on sait qu'il est dans ce cas variant.

Quoi qu'il en soit, la fonction concentration-temps en traceur est, pour les conditions hydrodynamiques considérées, bien définie entre le forage d'injection et le puits de captage.

Le temps minimal de transfert est défini par la date d'apparition du traceur dans le puits.

La réponse impulsionnelle déduite de la fonction concentration-temps en traceur permet en plus, suivant la figure 10 :

- d'évaluer la durée minimale de contamination de l'eau dans le puits (entre t_1 et t_3),
- si le point de rejet est situé de telle sorte que le polluant soit susceptible d'être entièrement capté, il est possible de déterminer la concentration moyenne C_m^s en polluant qui serait observée entre les dates t_1 et t_3 , ainsi que la valeur maximale qui apparaîtrait à une date t_2

Dans ces conditions, connaissant la masse M de substance polluante rejetée et le débit Q du puits, la concentration moyenne est :

$$C_m^s = \frac{M}{Q(t_3 - t_1)}$$

En supposant la durée de rejet petite devant la durée de $h(t)$, D.T.S. entre A et P, la fonction concentration-temps en substance polluante qui sera observée dans le puits s'écrit :

$$C^s(t) = \frac{M}{Q} h(t)$$

Les paramètres ainsi définis sont relatifs à des conditions hydrodynamiques précises (régime d'alimentation de la nappe, débit de pompage).

Il sera montré en 2.4.2.2, qu'il n'est pas nécessaire pour définir ces paramètres dans les différentes conditions hydrodynamiques possibles, de procéder à plusieurs essais de cette nature. Les résultats obtenus pour des conditions données pourront être extrapolés à l'aide d'un modèle dispersif dont l'utilisation sera justifiée.

2.3. ETUDE DE TRANSFERT SUR UN PAS D'EXPERIENCE

Compte tenu des temps de transfert qui peuvent être importants pour l'ensemble du système défini entre un ou plusieurs points potentiels de rejet de substances polluantes et le ou les ouvrages de captage des eaux on propose :

1°/ de déterminer les caractéristiques de transfert sur un pas d'expérience entre deux forages implantés à des distances relativement faibles,

2°/ d'extrapoler les résultats à des distances quelconques.

Il faut dans ce cas préciser les conditions de validité d'une telle solution, les modalités pratiques d'application et les possibilités d'extrapolation des résultats obtenus.

2.3.1. LE TRANSFERT ENTRE DEUX FORAGES

2.3.1.1. Influence d'un forage

Un forage implanté dans un aquifère apporte une perturbation locale à l'écoulement ne serait-ce qu'en raison de sa "perméabilité" généralement plus grande que celle de l'aquifère.

En amont de l'écoulement les lignes de courant sont alors plus ou moins déviées vers le forage. Perpendiculairement à l'écoulement, suivant le diamètre du forage, ces déviations sont symétriques vers l'aval.

Hydrodynamiquement, il est montré que, dans le cas d'un forage sans tubage, les lignes de courant sont déviées vers celui-ci sur une largeur \mathcal{E} égale à deux fois son diamètre (figure 11).

Dans le cas où le forage est équipé d'un tube crépiné, la valeur de ε est à la fois fonction du nombre et de la forme des ouvertures, ainsi que du taux de crépinage (rapport de l'aire cumulée des ouvertures à l'aire totale du tube) (référence 14).

Si une couronne de matériaux remaniés est disposée autour du tube crépiné après sa mise en place dans le forage, celle-ci, de perméabilité différente de celle de l'aquifère conditionne également la valeur de ε

Suivant la nature et les dimensions de cette couronne, ε peut alors être supérieur à deux fois le diamètre du tube crépiné.

2.3.1.2. Le système entre deux forages.

Considérons maintenant deux forages tels que F_1 et F_2 implantés dans un aquifère suivant la direction de l'écoulement et crépinés sur toute la hauteur intéressant la nappe (figure 12).

On peut définir pour chaque forage, relativement à l'écoulement, une "entrée" représentée par le demi cylindre immergé amont, et une "sortie" représentée par le demi cylindre immergé aval.

Nous pouvons supposer qu'une partie seulement des particules de fluide issues du forage F_1 sont interceptées par le forage F_2 .

Sur la figure 12, les surfaces Δ_1 délimitent latéralement le volume du système intéressé par la migration de toutes les particules de fluide issues de F_1 . Les surfaces Δ_2 délimitent le volume du système intéressé par la migration des particules de fluides issues de F_1 qui sont interceptées par le forage F_2 .

On peut donc considérer trois systèmes en série :

- le forage (F_1)
- le volume contenant l'ensemble des trajectoires du traceur entre F_1 et F_2 , soit (F_1, F_2)

- le forage (F_2)

La surface de sortie de (F_1) est la surface d'entrée de (F_1, F_2) ; la surface de sortie de (F_1, F_2) est la surface d'entrée de (F_2)

Le transfert étudié est celui du système (F_1, F_2) et l'objectif étant de déterminer la D.T.S. d'un tel système, les conditions d'application d'une méthode de traceur devront alors tenir compte de l'influence de trois systèmes en série.

Soit q_i les débits à la sortie de (F_1) relatifs aux cotes z_i

Pour que le marquage de l'eau à l'entrée de (F_1, F_2) soit convenable, c'est-à-dire, homogène en concentration, les quantités de traceur, a_i à introduire à chaque cote z_i doivent être proportionnelles aux débits q_i respectifs de chacune d'elles. Une homogénéisation dans le forage d'entrée F_1 pendant un temps égal à sa réponse impulsionnelle réalise cette condition.

Soit en effet :

- $C(t)$ la concentration en traceur de l'eau sortant du forage, égale à celle de l'eau à l'intérieur du forage (propriété du mélangeur parfait, cf. 1,3,2,2, e).

- $Q = \sum q_i$ le débit sortant du forage, le flux sortant est donc $QC(t)$, c'est-à-dire proportionnel à $C(t)$

Les quantités de traceur introduites à chaque cote z_i sont donc proportionnelles aux débits q_i de chacune d'elles ($a_i = C(t) \cdot q_i$)

Une technique simple pour réaliser cette homogénéisation est par exemple d'apporter de l'énergie au système en réalisant un pompage en circuit fermé sur le forage. L'eau est aspirée au fond du forage et on la rejette, à l'intérieur de celui-ci au voisinage de la surface libre de la nappe.

Le forage F_1 peut alors être considéré comme un mélangeur parfait.

La mesure de concentration à la sortie de F_1 fournit $C(t)$.

On définit :

$$h_1(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{+\infty} C(t) dt} ,$$

Distribution externe des temps de séjour, ou distribution des âges des éléments considérés au moment où ils sortent du système.

"Age" = temps écoulé depuis l'entrée des éléments dans le système qui est prise pour origine : $t = 0$

La mesure des concentrations dans (F_1) fournit $C'(t)$

$$C'(t) = \frac{\text{Nombre d'éléments dans le système}}{\text{Volume du système}}$$

On définit :

$$g_1(t) = \frac{C'(t)}{\int_0^{+\infty} C'(t) dt}$$

Distribution interne des temps de séjour, ou distribution des âges des éléments considérés à l'intérieur du système.

On peut aisément obtenir $g_1(t)$ en mesurant la concentration en traceur, par exemple, sur le circuit de la pompe d'homogénéisation. $g_1(t) = h_1(t)$ et $h_1(t)$ est la fonction d'entrée du système (F_1, F_2); cette fonction a comme nous l'avons montré une forme exponentielle.

Si l'on procède de même, à une homogénéisation du traceur dans le forage aval F_2 pendant son passage, on obtient également une identité entre $g_2(t)$ et $h_2(t)$. $h_2(t)$ est la fonction de sortie du système (F_2)

On a donc, si $h_{1,2}(t)$ est la D.T.S. externe du système (F_1, F_2) et $h_3(t)$ la D.T.S. globale des trois systèmes en série, la relation,

$$h_1(t) * h_{1,2}(t) * h_2(t) = h_3(t)$$

C'est donc seulement par une double déconvolution entre les fonctions $h_3(t)$, $h_2(t)$ et $h_1(t)$ que l'on peut en toute rigueur déterminer $h_{1,2}(t)$ D.T.S. du système (F_1, F_2) étudié.

En pratique, cette opération est rarement nécessaire, les D.T.S. $h_1(t)$ et $h_2(t)$ des forages F_1 et F_2 sont généralement négligeables devant la D.T.S. du système (F_1, F_2)

Les trois systèmes peuvent être représentés comme le montre la figure 13 ; on a entre les premiers moments des distributions externes des temps de séjour de ces systèmes en série la relation :

$$\bar{t}_1 + \bar{t}_{1,2} + \bar{t}_2 = \bar{t}_3$$

$$\text{où } \bar{t}_i = \int_0^{+\infty} t \cdot h_i(t) dt$$

$$\bar{t}_1 = \text{premier moment de } h_1(t)$$

$$\bar{t}_2 = \text{premier moment de } h_2(t)$$

$$\bar{t}_{1,2} = \text{premier moment de } h_{1,2}(t), \text{ D.T.S. externe, ou réponse impulsionnelle du système } (F_1, F_2)$$

$$\bar{t}_3 = \text{premier moment de } h_3(t), \text{ D.T.S. du système compris entre l'entrée de } (F_1) \text{ et la sortie de } (F_2), \text{ soit le premier moment de la fonction concentration-temps obtenue en mesurant les concentrations du traceur dans le circuit d'homogénéisation du forage } (F_2)$$

Par un essai préalable, réalisé sur le forage F_2 en déterminant, par mesure des concentrations sur le circuit d'homogénéisation, le mode de disparition d'un traceur injecté dans ce forage, on obtient $h_2(t)$ et \overline{t}_2

De même, lors de l'essai principal, après injection du traceur dans le forage F_1 on détermine sur celui-ci, comme précédemment $h_1(t)$ et \overline{t}_1 .

La restitution du traceur dans le forage F_2 donne alors $h_3(t)$ et \overline{t}_3 .

Dans le forage d'observation F_2 , si l'on procède à l'enregistrement continu des concentrations en traceur, l'homogénéisation doit être entretenue pendant toute la durée d'observation. Si les mesures de concentration sont effectuées de façon discrète, la prise d'échantillon ne doit se faire qu'après un temps d'homogénéisation égal à la réponse impulsionnelle du forage. En pratique, un temps égal à environ 5τ ($\tau =$ temps moyen réel, période de renouvellement) avant la prise d'échantillon paraît suffisant.

On dispose ainsi des éléments qui permettent le calcul de $h_{1,2}(t)$ et de $\overline{t}_{1,2}$

En toute rigueur, la vitesse moyenne réelle de transfert entre F_1 et F_2 est donnée par :

$$u = x \int_0^{+\infty} \frac{1}{t} h_{1,2}(t) dt$$

où x représente la distance entre F_1 et F_2 .

On peut cependant, en raison de la très faible différence entre les résultats se satisfaire de l'approximation :

$$u = \frac{x}{\overline{t}_{1,2}}$$

De plus, les fonctions concentration-temps, directement observées sur les forages F_1 et F_2 permettent de déterminer la vitesse moyenne de l'écoulement sur toute la hauteur de l'aquifère sur chacun de ces forages, suivant :

$$\mu = \frac{V}{S.t} \text{ Log } \frac{C_0}{C}$$

avec μ = vitesse moyenne d'écoulement

V = volume d'eau dans le puits

S = section d'aquifère interceptée par le forage, $S = \varepsilon \phi H$

ε = coefficient de contraction des lignes de courant

ϕ = diamètre du puits

H = hauteur du volume de fluide dans le puits

t = temps d'observation

C_0 et C = concentration initiale et finale.

2.3.2. INFLUENCE DE LA DISPERSION TRANSVERSALE

On a jusqu'à présent supposé que les deux forages F_1 et F_2 étaient implantés dans l'aquifère suivant l'axe général de l'écoulement.

En pratique, il ne sera jamais certain d'être en de telles conditions. On met alors à profit une importante propriété :

Entre un point I d'injection et une section d'observation Σ_i , quelconque perpendiculaire, en aval, à l'écoulement, à condition que celle-ci soit intéressée par le "panache de dispersion", les réponses impulsives observées sur les différents éléments de surface ds de cette section sont identiques.

Nous allons démontrer cette propriété et exposerons plus loin les vérifications expérimentales que nous avons pu en réaliser.

2.3.2.1. Propriété d'identité des réponses impulsionnelles

Représentons un aquifère par un empilement régulier de grains identiques et, entre ceux-ci, des systèmes de pores interconnectés, aux travers desquels s'effectue l'écoulement fluide sous l'influence d'un gradient de potentiel.

Dans un premier temps, pour la clarté de l'exposé, le traitement est fait pour un écoulement bidimensionnel latéralement confiné par des lignes repérées par les indices l et m .

Représentons cet ensemble par une bande constituée de systèmes élémentaires associés en série et en parallèle (figure 14).

Les systèmes élémentaires ont sur chaque ligne la même réponse impulsionnelle $h_i(t)$ et l'on admettra que le temps de passage d'une ligne à l'autre est négligeable.

Les différentes probabilités pour une particule de fluide de se trouver aux différents noeuds des systèmes sur une section Σ_0 peuvent être représentées par un vecteur.

$$\vec{\gamma}_0 = (P_1^0, P_2^0, \dots, P_m^0)$$

Représentons également par un vecteur l'ensemble des probabilités de passage de cette particule à un noeud n_i d'une section Σ_p

$$\vec{\gamma}_p = |P_i^p| \quad i = 1, 2, \dots, m$$

Considérons deux sections consécutives S_k et S_{k+1} et repérons par i et j les noeuds homologues, les deux sections étant supposées identiques.

Représentons par une matrice l'ensemble des probabilités de passage de la particule d'un noeud n_i de S_k à un noeud n_j de S_{k+1}

$$\Pi = \alpha \begin{vmatrix} k, k+1 \\ i, j \end{vmatrix} \quad \begin{array}{l} i = 1, 2, \dots, m \\ j = 1, 2, \dots, m \end{array}$$

Nous pouvons alors considérer que le mouvement de la particule correspondante se fait selon un processus de MARKOV du premier ordre, homogène dans le temps et dans le cas régulier.

$$\text{On a : } \vec{\gamma}_p = \vec{\gamma}_0 \cdot \Pi^p$$

On démontre alors que Π^p tend, lorsque p croît, vers une matrice dont toutes les lignes sont identiques.

$$\vec{\gamma}_\infty = (P_1^0, P_2^0, \dots, P_m^0) \times \begin{vmatrix} \alpha_1 & \alpha_2 & \dots & \alpha_m \\ \alpha_1 & \alpha_2 & \dots & \alpha_m \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ \alpha_1 & \alpha_2 & \dots & \alpha_m \end{vmatrix}$$

On montre que cette convergence vers un "régime permanent" est de caractère exponentiel ; elle est donc rapide. Par conséquent, on doit trouver en aval de Σ_0 , une section Σ_q pour laquelle les probabilités de passage

$$\begin{array}{l} P_1^q \cong \alpha_1 \\ P_2^q \cong \alpha_2 \\ \vdots \\ P_m^q \cong \alpha_m \end{array}$$

sont indépendantes des conditions initiales.

Un processus de MARKOV traduit l'évolution d'un ensemble qui subit au cours du temps des changements d'état, ou transitions aléatoires, et qui sans être tout à fait dénué de mémoire, ne garde de son passé que le souvenir le plus récent.

Ces processus, ou "suites" de MARKOV ont la propriété d'ergodicité, c'est-à-dire que les moyennes statistiques convergent vers les probabilités α_i lorsque N tend vers l'infini.

Rappelons que la moyenne statistique d'un événement repéré par l'indice i est le rapport du nombre Z_i de ses réalisations au nombre N de fois où il aurait pu se produire.

$$\text{On a : } \frac{Z_i}{N} \underset{N \rightarrow \infty}{\text{Prob.}} \alpha_i$$

Une particule de fluide arrivant à un noeud quelconque aura séjourné dans les lignes 1, 2, ..., m, avec des fréquences $\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_m$

Les réponses impulsionnelles $r(t)$, relatives à chaque noeud d'une section donnée Σ_q , perpendiculaire à l'écoulement, en aval de Σ_p seront identiques et auront pour valeur :

$$r(t) = h_1 * \alpha_1^d * h_2 * \alpha_2^d * \dots * h_m * \alpha_m^d$$

L'exposant $* \alpha_i^d$ indique qu'il faut convoluer la fonction α_i^d par elle-même.

Considérons alors un écoulement bidimensionnel non confiné. Celui-ci sera représenté par la juxtaposition de bandes identiques à celle précédemment définie.

Suivant le modèle d'assemblage des systèmes élémentaires (figure 15) les bandes, parallèles à l'axe général de l'écoulement présenteront un axe de symétrie.

$$h_1(t) = h_m(t)$$

$$h_2(t) = h_{m-1}(t)$$

$$\dots = \dots$$

Les frontières étant communes à chaque bande il y aura par exemple suivant la figure 15, un ensemble de lignes caractérisées par des réponses impulsionnelles :

$$\dots h_{m-2}(t), h_{m-1}(t), h_1(t), h_2(t), \dots, h_{m-1}(t), h_m(t), h_2(t), h_3(t), \dots$$

Une particule de fluide se trouvant à un noeud, sur la frontière commune à deux bandes est dans une situation symétrique par rapport à celle-ci et son passage dans l'une ou l'autre n'a pas d'effet sur sa probabilité ultérieure de se trouver, après un certain nombre d'étapes, dans une ligne d'indice 1, 2, ..., n. Tout se passe du point de vue de la probabilité pour la particule de fluide d'arriver sur une ligne d'indice i à une section Σ_q , perpendiculaire à l'écoulement, comme si cette particule était restée dans sa bande d'origine.

En d'autres termes, les réponses impulsionnelles observées entre un point I sur une section origine Σ_0 et différents points J_i , sur une section Σ_q , intéressée par le passage des molécules issues de I sont identiques.

L'extension de cette propriété importante à un écoulement tridimensionnel pourrait être faite en imaginant un modèle présentant des symétries dans deux dimensions ; il pourrait avoir pour surfaces frontières des cylindres s'appuyant sur un réseau d'hexagones réguliers, dans un plan perpendiculaire à l'écoulement (figure 16). Le modèle bidimensionnel proposé étant déjà difficile à concevoir, nous pensons que c'est surtout le verdict expérimental qui doit confirmer les propriétés énoncées, c'est ce qui sera montré en 3.1.3.1.

2.3.2.2. Isomorphisme et isochronisme des fonctions $n(P,t)$

Il n'a jusqu'à présent pas été faite d'hypothèse sur les probabilités d'atteindre un point donné d'une section, il a seulement été montré que si la particule de fluide considérée, atteint un point quelconque sur la section Σ_1 , la réponse impulsionnelle correspondante (D.T.S.) est indépendante de la position de ce point.

Quelles sont alors les probabilités pour une particule issue d'un point I sur une section origine Σ_0 , d'atteindre un point J donné sur la section d'observation Σ_1 ?

On admettra qu'une particule de fluide située sur une ligne de courant passant par l'axe d'un grain a des probabilités identiques de contournement de ce grain par la droite ou par la gauche (par le haut ou par le bas).

Après N étapes, la probabilité P_K pour que la particule soit allée K fois à gauche par exemple est donnée par une distribution binomiale.

$$P_K = C_N^K p^K (1-p)^{N-K}$$

C_N^K est le nombre de combinaisons de N épreuves prises K à K.

et

$$C_N^K = \frac{N!}{K!(N-K)!}$$

Cette distribution est de plus caractérisée par :

une moyenne $\mu = N \cdot p$

un écart type $\sigma = \sqrt{N \cdot p (1-p)}$

Les probabilités de contournement des grains, par la droite ou par la gauche étant identiques ($p = 1/2$), la distribution est symétrique par rapport à cette moyenne μ .

Soit $n(P, t)$, le nombre de particules, issues d'un point I sur Σ_0 observées en fonction du temps à un point J de la section Σ_q .

La fonction de répartition de $n(P, t)$ sera décrite sur Σ_1 par une loi binomiale symétrique, de moyenne μ située sur la ligne de courant passant par le point I origine des particules sur Σ_0 et d'écart-type $\sigma = \frac{\sqrt{n}}{2}$.

Les fonctions $n(P_i, t)$ ont donc une même forme (isomorphisme) et sont des affines. On peut donc les déduire les unes des autres en multipliant les ordonnées par des coefficients constants. Les coefficients d'affinité sont donnés par une distribution binomiale.

Nous avons précédemment montré que les réponses impulsionnelles correspondantes :

$$h_i(t) = \frac{n(P_i, t)}{\int_{-\infty}^{+\infty} n(P_i, t) dt}$$

sont identiques.

Les fonctions $n(P_i, t)$ sont donc isomorphes et isochrones.

La figure 17 illustre ces propriétés.

2.3.2.3. Incidences pratiques

Ces propriétés (identité des réponses impulsionnelles, isochronisme et isomorphisme des fonctions $n(P, t)$) ont une incidence pratique très importante.

Suivant la figure 18 plusieurs forages, R_1, R_2, \dots, R_5 sont implantés dans une nappe à une section Σ_1 perpendiculaire à l'écoulement dans la zone intéressée par le panache de dispersion d'un traceur en aval du forage Q d'injection.

Le traceur est injecté en un temps court (injection du type impulsion de DIRAC) en concentration homogène sur toute la hauteur du forage Q intéressant la nappe.

Soient $C_1(t), C_2(t), \dots, C_5(t)$ les fonctions concentration-temps observées respectivement sur les puits R_1, R_2, \dots, R_5 après homogénéisation dans ceux-ci. Les courbes représentatives de ces fonctions ont des valeurs relatives très différentes, mais elles sont affines et se déduisent les unes des autres par multiplication des ordonnées par des constantes (isomorphisme).

Les réponses impulsionnelles, déduites des fonctions $C_i(t)$ et définies par :

$$h_{QR_i}(t) = \frac{C_i(t)}{\int_0^{+\infty} C_i(t) dt}$$

sont identiques.

L'objectif étant de déterminer la distribution des temps de séjour entre Q et Σ_1 , il en résulte :

a/ Sur le plan technique :

Un seul forage R sera nécessaire en aval du forage Q d'injection du traceur. L'implantation du forage R devra satisfaire aux deux séries de conditions suivantes :

- intéresser le panache de dispersion,
- être suffisamment éloigné du forage Q pour que le système entre Q et R puisse être considéré comme représentatif.

b/ Sur le plan tactique :

- ① Il est alors possible, dès lors que l'on ne désire pas connaître les valeurs absolues des fonctions concentration-temps, de traiter séparément, dans l'analyse, les phénomènes de dispersion longitudinale et transversale. En effet, la réponse impulsionnelle, déduite de la fonction concentration-temps n'est pas affectée par les phénomènes de dispersion transversale.
- ② Tout se passe comme si l'on pouvait projeter sur une ligne de courant passant par le forage d'injection, les masses d'eau ou de traceur dont on détermine le transfert entre les deux forages. Dès lors, le transfert longitudinal peut être représenté, pour son étude, par un modèle d'écoulement filaire négligeant l'effet de la dispersion transversale.

2.4. TRANSFERT LONGITUDINAL

On se propose d'étudier le transfert longitudinal sur un pas d'expérience compris entre deux forages, Q et R par exemple, et d'extrapoler les résultats obtenus à l'ensemble de la zone entre un ou plusieurs points tels que I et un puits P en négligeant le transfert entre A et I dans la zone non saturée (figure 19).

Le système défini entre Q et R doit donc être représentatif de l'ensemble compris entre le ou les points tels que I et P.

2.4.1. REPRESENTATIVITE DU PAS D'EXPERIENCE

A de rares exceptions près, le milieu naturel n'est pas homogène au sens strict du terme. On peut cependant, à partir d'une certaine dimension (distance QR), considérer le milieu "homogène en grand", c'est-à-dire identiquement constitué quelle que soit l'implantation du couple QR dans l'ensemble étudié.

Notre objectif est de déterminer cette distance.

L'aquifère peut par exemple, suivant la figure 20, comporter des lentilles argileuses. Suivant cette illustration, la distance Δx_j est probablement trop faible pour que l'on puisse considérer le système entre Q et R_j homogène en grand, alors que la distance Δx_j entre Q et R_j paraît suffisante.

La représentativité du système défini entre Q et R sera vérifiée si la réponse impulsionnelle $h_{QR}(t)$ est stationnaire dans l'espace, c'est-à-dire identique pour tout couple QR implanté dans l'espace étudié.

La technique la plus simple pour vérifier cette condition consiste à implanter en aval de R, un forage S, tel que $RS = QR$ (figure 21).

Relativement à une injection de traceur dans le forage Q, il sera possible d'obtenir les réponses impulsionnelles $h_{QR}(t)$ et $h_{QS}(t)$, respectivement observées en R et S. Si le système est linéaire et invariant, on doit observer que $h_{QR}(t) = h_{RS}(t)$.

Une convolution par elle-même de la réponse impulsionnelle $h_{QR}(t)$ montre, si :

$$h_{QR}(t) * h_{QR}(t) = h_{QS}(t)$$

que cette condition est remplie, et évite ainsi de procéder à une seconde injection dans le puits R pour obtenir $h_{RS}(t)$.

Une méthode plus stricte, mais également plus onéreuse consiste à implanter en différents points de l'espace étudié plusieurs couples de forages identiques à QR. La comparaison des réponses impulsionnelles sur ces différents couples montre, si celles-ci sont identiques, que le pas d'espace choisi est bien représentatif de l'ensemble du système.

Dans la pratique, la même expérience de traceur permet à la fois de vérifier la représentativité du pas d'espace expérimental, et, si celle-ci s'avère satisfaisante, d'obtenir les résultats qui pourront alors être extrapolés à l'ensemble du système.

2.4.2. METHODES D'EXTRAPOLATION

Deux méthodes peuvent être utilisées pour extrapoler, à l'ensemble du système étudié, les résultats obtenus sur un pas d'expérience représentatif.

La méthode des fonctions de transfert s'applique particulièrement aux systèmes invariants, c'est-à-dire, dans notre problème, aux aquifères dans lesquels l'écoulement est régi par un gradient hydraulique constant ou faiblement variable dans l'espace et le temps. Bien que cette méthode soit théoriquement applicable à l'étude des systèmes linéaires variants, elle nécessite, dans le cas présent, de connaître la loi de variation de $\lambda(t)$ en fonction des conditions hydrodynamiques, et donc de procéder à plusieurs expériences pour ces conditions différentes.

Pour des raisons à la fois pratiques et économiques l'extrapolation à l'aide d'un modèle mathématique, d'utilisation plus générale, nous semble préférable, pour traiter le problème dans des systèmes variants, c'est-à-dire dans des aquifères sur lesquels on observe des conditions hydrodynamiques variables dans l'espace et dans le temps.

2.4.2.1. Méthode des fonctions de transfert

Il a été montré en 1.3.2.1. que la réponse impulsionnelle d'un système permet, connaissant la fonction d'entrée, d'en déduire la fonction de sortie. Le problème de l'extrapolation est ici de définir la réponse impulsionnelle entre I et P.

Si le système est linéaire et invariant, c'est-à-dire, si la réponse impulsionnelle observée sur le pas d'espace QR est stationnaire dans l'espace et le temps l'on peut écrire :

$$h_{IP}(t) = h_{QR}(t) * n$$

$$\text{avec } n = \frac{X}{\Delta x} \quad \begin{array}{l} X = \text{distance IP} \\ x = \text{distance QR} \end{array}$$

La réponse impulsionnelle $h_{IP}(t)$ de l'ensemble du système entre I et P est égale au produit de convolution, n fois par elle-même, de $h_{QR}(t)$ réponse impulsionnelle du pas d'espace défini entre Q. et R.

2.4.2.2. Méthode du modèle mathématique

Nous avons montré en 2.3.2.3, que le transfert entre deux forages pouvait être représenté par un modèle filaire.

Les phénomènes d'interaction du traceur avec le milieu étant supposés faibles, le modèle mathématique utilisé ne devra alors décrire que l'effet des variations aléatoires des vitesses réelles autour de la vitesse moyenne (dispersion cinématique).

Le modèle Piston-Dispersion (P.D.) présenté en 1.3.2.2, b est alors parfaitement adapté à cette utilisation.

L'extrapolation s'effectue alors en deux phases :

- Phase 1 : ajustement du modèle P.D. à la D.T.S. obtenue sur le pas représentatif pour un gradient hydraulique donné. On obtient ainsi le paramètre caractéristique Pe et la valeur de D_L , coefficient de dispersion longitudinale. Notons ici que pour un régime constant d'écoulement, Pe est un invariant du système considéré.

$$Pe = \frac{u \cdot L}{D_L} \quad \text{et } L = \text{longueur de transfert}$$

- Phase 2 : des valeurs de Pe et D_L précédemment obtenues, il est alors facile par traitement numérique de l'équation du modèle d'obtenir les D.T.S. relatives à l'ensemble du système étudié, pour différentes valeurs de gradients hydrauliques.

Dans cette application on fait l'hypothèse communément admise (références 15-16) que le coefficient de dispersion longitudinale varie linéairement avec la vitesse moyenne du fluide.

2.4.2.3. Exemples d'application

Suivant le type d'écoulement considéré, les techniques d'extrapolation seront différentes.

a/ Écoulement résultant d'un gradient hydraulique constant dans l'espace (figure 22 a)

Dans ce cas simple, la D.T.S. obtenue en traceur entre deux forages Q et R après vérification de la représentativité du pas d'expérience Δx sur RS par exemple si :

$$h_{QR}(t) = h_{RS}(t)$$

permet alors par extrapolation de déterminer entre A et B :

- le temps minimal de transfert,

$$t_{(A,B) \text{ mini}} = t_{(Q,R) \text{ mini}} \cdot \frac{X}{x}$$

- la D.T.S. globale entre A et B,

$$h_{AB}(t) = h_{QR}(t) * \frac{X}{\Delta x}$$

b/ Le gradient hydraulique est variable dans une partie de l'espace (figure 22 b)

C'est le cas général rencontré à proximité des ouvrages de capture.

Dans la zone à gradient hydraulique constant ou faiblement variable on applique la technique précédente pour définir entre A et S :

- temps minimal de transfert

$$t_{(A,S)} \text{ mini} = t_{(Q,R)} \text{ mini} \cdot \frac{X_1}{\Delta x}$$

- la D.T.S.

$$h_{AS}(t) = h_{QR}(t) * \frac{X_1}{\Delta x}$$

Dans la zone à gradient variable, et suivant l'importance de la distance X_2 , on procède par l'une des trois techniques suivantes :

① Etude directe du transfert entre S et P d'où l'on obtient :

$$t_{(S,P)} \text{ mini} \quad \text{et} \quad h_{SP}(t)$$

② Etude en relais entre S et T et entre T et P d'où l'on déduit :

- le temps minimal de transfert,

$$t_{(S,P)} \text{ mini} = t_{(S,T)} \text{ mini} + t_{(T,P)} \text{ mini}$$

- la D.T.S. entre S et P

$$h_{SP}(t) = h_{ST}(t) * h_{TP}(t)$$

③ Etude du transfert sur S,T et, si le gradient est connu dans tout l'espace, extrapolation sur S,P par utilisation d'un modèle dispersif suivant la méthode décrite en 2,4,2.2,

Pour l'ensemble du système entre A et P on détermine alors :

$$t_{(A,P)} \text{ mini} = t_{(A,S)} \text{ mini} + t_{(S,P)} \text{ mini}$$

et

$$h_{AP}(t) = h_{AS}(t) * h_{SP}(t)$$

c/ Le gradient hydraulique est variable dans tout l'espace

Bien que l'on puisse théoriquement appliquer les techniques d'extrapolation précédentes on est, en pratique, généralement conduit, dans ce cas, à établir un modèle mathématique convectif de simulation d'écoulement. Celui-ci permet d'obtenir après calage, la répartition spatiale des vitesses de DARCY v et des lignes de courant.

Son établissement nécessite la connaissance de la perméabilité K et de la porosité cinématique P_c . Si la perméabilité peut être facilement déterminée par essai de pompage, il n'en est pas de même de la porosité cinématique. Très souvent, et à tort, on assimile la porosité cinématique P_c , soit au coefficient d'emménagement S de nappe libre, déduit d'essais d'eau, soit à la porosité utile P_u déduite d'essais en laboratoire.

Nous présenterons dans le paragraphe suivant une méthode de traceur pour la détermination de la porosité cinématique.

Supposons alors celle-ci connue, la D.T.S. d'un traceur de l'eau entre deux points de l'espace considéré et pour un gradient hydraulique connu, permet d'en déduire u , vitesse efficace entre ces points, que l'on comparera à celle (v) obtenue par le modèle convectif pour vérifier sa validité ou parfaire son calage.

On utilise pour cette comparaison la relation :

$$v = u \cdot P_c$$

Il est alors possible, comme il a été montré en 2.4.2.2, de greffer sur le modèle convectif un modèle dispersif unidirectionnel représentant l'effet des variations aléatoires des vitesses le long de chaque ligne de courant.

Par ajustement au modèle dispersif, de la D.T.S. précédemment obtenue, on obtient alors les valeurs de P_e , nombre de Peclet, et de P_L .

coefficient de dispersion longitudinale. Ayant admis que $D_L = \lambda \cdot u$ ce modèle dispersif appliqué sur chaque ligne de courant donne alors les éléments essentiels qui permettent de connaître les paramètres de transfert entre tous points de l'espace considéré.

2.4.3. DETERMINATION PAR TRACEUR DE LA POROSITE CINEMATIQUE

La littérature fait état d'un certain nombre de propositions pour la détermination de la porosité cinématique par traceur.

Le traceur est injecté dans un forage tel que F_1 figure 23. Dans un forage F_2 on réalise un pompage avec un débit Q , et l'on détermine la fonction concentration-temps traduisant le passage du traceur.

Si x est la distance $F_1 F_2$, e la puissance de la nappe, la porosité cinématique P_c est donnée par :

$$P_c = \frac{Qt}{\pi x^2 e}$$

On attribue à t différentes valeurs : temps d'arrivée du traceur, temps correspondant au maximum, premier moment de la fonction concentration-temps. Il ne semble pas que les relations proposées reposent sur une analyse drastique (références 17,18,19,20,21).

Nous pouvons appliquer à ce problème une relation, classique dans le domaine du génie chimique, entre V_c le volume effectivement balayé par un fluide dans un système, le débit Q et \bar{t} , le premier moment de la distribution des temps de séjour.

Reportons nous à la figure 23 ; supposons que le pompage réalisé en F_2 entraîne sur une couronne passant par F_1 un écoulement radial et que le milieu soit homogène.

Nous avons affaire comme dans le paragraphe 2.3.1.2, à trois systèmes en série (F_1) , (F_1, F_2) , (F_2) .

On réalise comme dans la méthode précédente une homogénéisation de la solution dans le forage d'injection afin que l'injection du traceur dans (F_1, F_2) soit naturellement pondérée par les vitesses. On pourra négliger le transfert en (F_2) de telle sorte qu'avec les mêmes notations qu'au paragraphe 2.3.1.2, on obtienne :

$$\overline{t_1} + \overline{t_{1,2}} = \overline{t_3}$$

La distribution des temps de séjour $h_{1,2}(t)$ est également celle d'un système dont l'entrée est la surface cylindrique de révolution passant par F_1 , et dont la surface de sortie est constituée par le forage F_2

On peut appliquer à ce système la relation $Q = \frac{V_c}{t_{1,2}}$

Etablissons la dans le cas général où le système est fermé à la diffusion ce qui est le cas ici.

Soit $h(t)$ la distribution des temps de séjour d'un fluide incompressible dans un système d'un volume total V_t , limité par une section d'entrée et une section de sortie (figure 23) l'écoulement se faisant à débit constant.

Définissons la réponse indicielle $j(t)$ du système par :

$$j(t) = \int_0^t h(u) du$$

Nous nous intéressons à l'évolution d'un échantillon de matière défini par l'ensemble des molécules qui ont pénétré dans le système entre t_0 et $t_0 + dt$.

La première molécule qui sort du système définit une date t_1 , et la dernière qui en sort une date t_2 . t_0 est pris comme origine des temps.

La fraction de l'échantillon déjà ressortie à une date t est :

$$\int_0^t [Q dt h(t)] dt = Q j(t) dt$$

La fraction d'un échantillon entré à une date t et déjà ressorti à une date u est :

$$Q j(t-u) du$$

Ecrivons que :

(volume V du système) = (volume du fluide entré entre $t = 0$ et t_2) -
(fraction de ce volume ressortie avant t_2)

$$V = Qt_2 - Q \int_0^{t_2} j(t) dt$$

d'où la relation :

$$Q = \frac{V}{t_2 - \int_0^{t_2} j(t) dt}$$

que l'on peut mettre sous la forme :

$$Q = \frac{V}{t_1 + \int_{t_1}^{t_2} [1-j(t)] dt}$$

Ces relations sont identiques à la relation $Q = \frac{V}{\bar{E}}$, montrons en effet que :

$$t_2 - \int_0^{t_2} j(t) dt \equiv \bar{E}$$

ou que $\int_0^{t_2} j(t) dt + \bar{E} = t_2$

Ecrivons pour cela la relation générale $(f\psi)' = f'\psi + f\psi'$ dans laquelle :

$$f = t$$

$$\psi = \int_0^t h(t) dt$$

$$\varphi = \int_0^t h(t) dt$$

sous sa forme intégrale :

$$\int_0^{t_2} \left[\int_0^t h(u) du + \int_0^{t_2} h(v) dv \right] dt = \left| t \int_0^t h(t) dt \right| = t_2$$

ce qu'il fallait démontrer.

Dans le cas d'essais pour lesquels les vitesses naturelles de la nappe ne peuvent pas être négligées, il faut implanter le forage d'injection P_1 à une distance du forage de pompage P_2 telle que l'écoulement puisse être considéré comme radial à l'intérieur du cylindre de révolution qu'il détermine autour de P_2 . On pourra considérer qu'il en est ainsi si le rayon correspondant $P_2 P_1$ représente quelque pour cent de la largeur X du flux intercepté par le pompage.

Comme de telles implantations sont basées sur des estimations, il est recommandé de procéder à deux expériences, en injectant le traceur successivement dans un forage tel que P_1 (figure 23) en amont de P_2 , puis dans un forage P_3 symétrique de P_1 par rapport à P_2 et situé en aval. On obtient alors, si l'écoulement n'est pas très radial, une valeur par excès et une valeur par défaut de la porosité cinématique.

L'intérêt majeur de la méthode de détermination par traceur de la porosité cinématique réside en ce que l'on accède directement à cette grandeur. Il n'est pas nécessaire pour son calcul de faire appel à d'autres grandeurs comme c'est le cas pour les autres méthodes classiques de détermination "in situ" ou en laboratoire. Bien assise par la théorie, elle nous apparaît aujourd'hui comme la meilleure méthode d'accès à ce paramètre.

Les données
si dans un tel
cette distribution peut

2.5. TRANSFERT TRANSVERSAL

2.5.1. REPRESENTATION DE LA DISPERSION TRANSVERSALE

2.5.1.1. Modèle binomial

On a montré en 2.3.2.2, que la probabilité pour une particule de fluide issue d'un point I de traverser une section aval perpendiculaire à l'écoulement dans une bande dy est définie par une distribution binomiale de moyenne $\mu = N \cdot p$ et d'écart type $\sigma = \frac{\sqrt{N}}{2}$, à condition que dy soit égal au diamètre des grains de l'aquifère.

N , nombre de choix successifs pour la particule de contourner un grain, par la droite ou par la gauche est donc relatif à une distance.

Si l'on caractérise par σ_N l'écart type de la dispersion transversale à une distance correspondant à N choix successifs, $\sigma_N = \frac{\sqrt{N}}{2}$.

A une distance n fois plus grande :

$$\sigma_{n \cdot N} = \frac{\sqrt{n \cdot N}}{2} = \sqrt{n} \cdot \frac{\sqrt{N}}{2} = \sqrt{n} \cdot \sigma_N$$

L'écart type, de la dispersion transversale représentée par un modèle binomial, varie comme la racine carrée de la distance à l'origine.

2.5.1.2. Modèle GAUSSIEN

La distribution binomiale est discrète, dy n'est pas un élément différentiel.

Les caractéristiques de la loi binomiale montrent qu'approximativement si dans une telle distribution le produit $N \cdot p$ est assez grand ($N \cdot p > 48$) cette distribution peut être assimilée à une distribution normale de

LAPLACE-GAUSS vers laquelle elle tend lorsque N tend vers l'infini. Cette convergence est d'autant plus rapide que p est voisin de $1/2$.

Nous pouvons donc, avec une bonne approximation représenter (figure 25) la probabilité pour une particule de fluide issue d'un point I sur Σ_0 d'atteindre un point donné dans le plan horizontal sur Σ_1 par une distribution normale de valeur moyenne μ et d'écart type σ

$$f(y) dy = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp. \left[-\frac{1}{2} \frac{(y-\mu)^2}{\sigma^2} \right] \frac{dy}{\sigma}$$

On adoptera l'écart-type $\sigma_{\Delta x}$ pour caractériser la dispersion transversale, l'indice Δx rappelle que cet écart est relatif à une distance

Considérons suivant la figure 26, trois sections équidistantes et perpendiculaires à la direction générale de l'écoulement.

Soit $f_1(y)$ la fonction de répartition sur la section Σ_1 des particules de fluide issues d'un point I sur Σ_0 .

Si la distance entre Σ_0 et Σ_1 est représentative de l'ensemble étudié, la fonction de répartition sur la section Σ_2 des particules de fluide issues d'un point J sur Σ_1 sera identique à $f_1(y)$.

La fonction de répartition $f_2(y)$ sur la section Σ_2 des particules de fluide issues du point I de Σ_0 s'obtient en convoluant une fois par elle même la fonction $f_1(y)$

Sur une section Σ_n , à une distance n fois égale à la distance entre Σ_0 et Σ_1 , la fonction $f_n(y)$ s'obtient en convoluant n fois par elle même la fonction $f_1(y)$.

Connaissant la propriété d'additivité des variances dans l'opération de convolution et soit $\sigma_{\Delta x}^2$ la variance de $f_1(y)$ et $\sigma_{n.\Delta x}^2$ la variance de $f_n(y)$ on peut écrire :

$$\sigma_{n.\Delta x}^2 = n \cdot \sigma_{\Delta x}^2$$

ou

$$\sigma_{n.\Delta x} = \sqrt{n} \cdot \sigma_{\Delta x}$$

L'écart type de la fonction de répartition des probabilités de passage des molécules de fluide sur une section perpendiculaire à l'écoulement varie comme la racine carrée de la distance au point origine des particules.

Il en résulte qu'un panache de dispersion en milieu poreux saturé homogène présente suivant la figure 27 une allure parabolique dans le sens de l'écoulement.

2.5.2. LES PARAMETRES DE LA DISPERSION TRANSVERSALE

Comme nous le montrerons plus loin, la dispersion transversale est généralement faible. En pratique, sauf cas particulier, on négligera donc son influence.

Nous allons cependant montrer qu'il est possible de déterminer, pour un pas d'expérience représentatif, la valeur de l'écart type $\sigma_{\Delta x}$ de la dispersion transversale et d'extrapoler le résultat à l'ensemble du système et également définir la position de μ , moyenne de la distribution des concentrations sur la ligne principale de l'écoulement passant par le point origine.

Il faut disposer de trois forages, tels que R_1, R_2, R_3 , implantés perpendiculairement à la direction supposée de l'écoulement en aval d'un forage Q d'injection du traceur. Ces trois forages doivent intéresser le panache de dispersion.

La loi normale, est entièrement définie par ces deux paramètres:

$$\sigma_{\Delta x} \text{ et } \mu$$

Soit y , l'abscisse dans le plan transversal perpendiculaire à l'écoulement. La valeur de l'ordonnée de la distribution normale en fonction de y est :

$$Y(y) = \frac{1}{\sigma_{\Delta x} \sqrt{2\pi}} \exp. -\frac{1}{2} \frac{(y-\mu)^2}{\sigma_{\Delta x}^2}$$

Il a été montré en 2.3.1.1, que les courbes concentration-temps $C_1(t)$, $C_2(t)$, $C_3(t)$ respectivement observées sur les forages R_1, R_2, R_3 sont isochrones et isomorphes.

Les concentrations $C_i(t)$ observées sont donc à un facteur k près, les valeurs des ordonnées de la distribution normale "passant" par ces trois forages. Soient alors, C_1, C_2, C_3 , les mesures de concentration en traceur à un instant t , respectivement sur les forages R_1, R_2, R_3 d'abscisses y_1, y_2, y_3 inconnues,

$$C_1 = \frac{k}{\sigma_{\Delta x} \sqrt{2\pi}} \exp. -\frac{1}{2} \frac{(y_1-\mu)^2}{\sigma_{\Delta x}^2}$$

$$C_2 = \frac{k}{\sigma_{\Delta x} \sqrt{2\pi}} \exp. -\frac{1}{2} \frac{(y_2-\mu)^2}{\sigma_{\Delta x}^2}$$

$$C_3 = \frac{k}{\sigma_{\Delta x} \sqrt{2\pi}} \exp. -\frac{1}{2} \frac{(y_3-\mu)^2}{\sigma_{\Delta x}^2}$$

De plus, pour le couple R_1, R_2

$$\frac{C_1}{C_2} = \exp. -\frac{1}{2} \left[\frac{(y_1-\mu)^2}{\sigma_{\Delta x}^2} - \frac{(y_2-\mu)^2}{\sigma_{\Delta x}^2} \right]$$

et en développant :

$$\frac{C_1}{C_2} = \exp. -\frac{1}{2} \frac{(y_1-\mu+y_2-\mu)(y_1-\mu-y_2-\mu)}{\sigma_{\Delta x}^2}$$

on obtient :

$$\frac{C_1}{C_2} = \exp. -\frac{1}{\sigma_{\Delta x}^2} \left(\frac{Y_1 + Y_2}{2} - \mu \right) (Y_1 - Y_2)$$

avec :

$$\frac{Y_1 + Y_2}{2} = l(1,2) \quad \text{abscisse du point milieu du couple } R_1, R_2$$

et $l(1,2) - \mu$ = distance à la moyenne μ inconnue

On connaît $\Delta y(1,2) = Y_1 - Y_2$ (distance entre R_1 et R_2)

$$\frac{C_1}{C_2} = \exp. \frac{1}{\sigma_{\Delta x}^2} \left(l(1,2) - \mu \right) \cdot \Delta y(1,2)$$

$$\text{Log} \frac{C_1}{C_2} = -\frac{1}{\sigma_{\Delta x}^2} \left(l(1,2) - \mu \right) \cdot \Delta y(1,2)$$

$$\text{et} \quad \frac{l(1,2) - \mu}{\sigma_{\Delta x}^2} = \underbrace{-\frac{1}{\Delta y(1,2)} \text{Log} \frac{C_1}{C_2}}_{\text{valeurs connues}} = A(1,2) \quad [6]$$

De la même façon pour le couple de forages R_1, R_3

$$\text{Log} \frac{C_1}{C_3} = -\frac{1}{\sigma_{\Delta x}^2} \left(l(1,3) - \mu \right) \cdot \Delta y(1,3)$$

$$\text{et} \quad \frac{l(1,3) - \mu}{\sigma_{\Delta x}^2} = \underbrace{-\frac{1}{\Delta y(1,3)} \cdot \text{Log} \frac{C_1}{C_3}}_{\text{valeurs connues}} = B(1,3)$$

On pose alors :

$$A(1,2) - B(1,3) = \frac{l(1,2) - \mu - l(1,3) - \mu}{\sigma_{\Delta x}^2}$$

$$\text{d'ou :} \quad \sigma_{\Delta x}^2 = \frac{l(1,2) - l(1,3)}{A(1,2) - B(1,3)}$$

avec : $l_{(1,2)} - l_{(1,3)} = \frac{\Delta y_{(1,3)}}{2}$

$$\sigma_{\Delta x} \sqrt{\frac{\Delta y_{(1,3)}}{A_{(1,2)} - B_{(1,3)}} \times \frac{1}{2}}$$

La figure 28 illustre cette méthode de calcul.

On peut de même écrire, à partir de l'équation (6) précédente :

$$\frac{l_{(1,2)} - \mu}{\sigma_{\Delta x}^2} = - \underbrace{\frac{1}{\Delta y_{(1,2)}} \operatorname{Log} \frac{C_1}{C_2}}_{\text{valeurs connues}} = A_{(1,2)}$$

$$\mu = \frac{\sigma_{\Delta x}^2}{\Delta y_{(1,2)}} \cdot \operatorname{Log} \frac{C_1}{C_2} + l_{(1,2)}$$

$$\mu = -\sigma_{\Delta x}^2 \cdot A_{(1,2)} + l_{(1,2)}$$

On sait que :

$$l_{(1,2)} = \frac{y_1 + y_2}{2}$$

y_1 et y_2 sont des abscisses, leurs valeurs numériques sont définies par le choix d'une origine.

Celle-ci étant inconnue on se fixe une origine telle que :

$$y_1 = x_1$$

$$y_2 = x_2$$

alors
$$\mu = -\frac{\sigma_{\Delta x}^2}{2} \cdot A(1,2) + \frac{x_1 + x_2}{2}$$

Pour une autre valeur origine telle que :

$$y_1 = x_1 + z$$

$$y_2 = x_2 + z$$

alors
$$\mu = -\frac{\sigma_{\Delta x}^2}{2} \cdot A(1,2) + \frac{x_1 + x_2}{2} + z$$

La position de μ est invariable et bien définie quelle que soit l'origine arbitraire des abscisses.

2.6. SYNTHÈSE DE LA MÉTHODE PROPOSÉE

La méthode d'analyse proposée est basée sur l'étude des transferts dans les systèmes linéaires.

Le transfert considéré est celui de l'eau, vecteur des polluants.

Le système étudié est l'ensemble "aquifère-eau".

Ce système est à partir d'un certain volume minimal représentatif, que l'on détermine expérimentalement, considéré homogène et isotrope.

On postule que le transfert d'un "bon traceur" de l'eau représente, avec un facteur de sécurité, le transfert de polluants en solution dans l'eau.

Etant données les faibles masses de traceur utilisées le système est supposé linéaire.

Suivant le type d'écoulement intéressant l'aquifère le système sera de plus :

- invariant, si l'écoulement est régi par un gradient de charge hydraulique constant et uniforme,
- variant, si l'écoulement résulte d'un gradient de charge hydraulique variable dans l'espace et, ou le temps.

On détermine, sur un pas d'expérience représentatif, la D.T.S. de l'eau.

Cette D.T.S. est indépendante de la position d'observation, sur une section perpendiculaire à l'écoulement, dans le panache de dispersion en aval du point d'injection.

Il est alors possible, dans la direction principale de l'écoulement, de représenter le transfert par un modèle filaire.

La D.T.S. obtenue sur un pas d'expérience représentatif est extrapolée à l'ensemble du système entre un ou plusieurs points potentiels de rejets de substances polluantes et le ou les puits de captage d'eau à protéger.

Suivant que le système est considéré invariant ou variant, cette extrapolation est faite, respectivement :

- par convolution suivant la méthode des fonctions de transfert,
- par ajustement à un modèle dispersif unidirectionnel.

Les résultats obtenus permettent alors de définir :

- le temps minimal de transfert,
- la durée minimale de contamination,
- la vitesse moyenne réelle
- le coefficient de dispersion longitudinale

Si l'on admet que le polluant est entièrement capté par le puits, ce qui est le cas pour les rejets effectués dans la zone d'appel en amont du captage, on évalue alors :

- la concentration maximale qui serait observée dans le puits,
- la concentration moyenne qui serait observée pendant la durée de contamination du puits.

De plus, un modèle convectif de simulation d'écoulement de nappe libre traduisant la répartition spatiale des vitesses et des lignes de courant, associé à un modèle dispersif unidirectionnel, en faisant l'hypothèse que D_L varie linéairement avec u donne à chaque instant et en tous points du système l'évolution des concentrations.

Leur détermination est relative à un rejet de durée quelconque effectué en un ou plusieurs point de l'espace considéré.

Il se peut par ailleurs que l'on soit conduit, ne serait-ce que pour en apprécier l'importance, à prendre en compte la dispersion transversale.

On montre alors que si l'on dispose de trois points d'observation sur une section perpendiculaire à l'écoulement, dans le panache de dispersion à l'aval d'un point d'injection, on déduit :

- μ = moyenne de la distribution des concentrations dans le plan transversal,
- $\sigma_{\Delta x}$ = écart type de la dispersion transversale à cette section.

Ayant également montré que $\sigma_{\Delta x}$ varie comme la racine carrée de la distance au point origine, ces paramètres permettent de définir :

- la direction principale de l'écoulement suivant la ligne issue du point d'injection et passant par le point μ
- les limites latérales du panache de dispersion, par exemple à $\pm 3 \sigma_{\Delta x}$ de part et d'autre de la ligne principale d'écoulement.

Connaissant par ailleurs la D.T.S. en traceur à cette section d'observation on dispose alors des éléments essentiels qui permettent de déduire en appliquant la méthode des fonctions de transfert, la répartition spatiale et temporelle des concentrations à l'aval du point de rejet.

2.7. EXTENSION DE LA METHODE

Dans le cas particulier d'un risque potentiel de pollution de nature connue (par exemple, à l'aval d'une zone industrielle), il est souhaitable, dans l'éventualité d'un rejet accidentel, de prévoir le devenir du où des polluants considérés susceptibles de subir au cours de leur transfert des phénomènes d'interaction avec le milieu aquifère.

La méthode précédemment proposée pour le cas général d'une pollution de nature inconnue pourrait s'appliquer dans ce cas.

Détermination de la D.T.S. du polluant considéré, sur un pas d'expérience représentatif.

On injecterait pour cela une faible masse du polluant dans un forage amont et l'on mesurerait dans un forage aval, suivant une méthode d'analyse appropriée, les concentrations restituées. Le respect de certaines conditions serait alors fondamentalement nécessaire pour que le système puisse être considéré comme linéaire :

- le polluant est en solution dans l'eau,
- les variations de masse volumique et la viscosité de la solution en fonction de la concentration en polluant sont négligeables,
- l'isotherme d'adsorption du polluant est linéaire et réversible.

L'étude de ces conditions, certainement difficiles à respecter, n'entre pas dans le cadre de cette thèse.

3. ETUDE EXPERIMENTALE

3.1. ETUDE SUR MODELE PHYSIQUE

3.1.1. LE MODELE PHYSIQUE

Ce modèle est constitué par un matériau poreux homogène et isotrope ou les paramètres qui régissent l'écoulement de filtration à surface libre sont de même ordre de grandeur que ceux observés sur les aquifères naturels.

La miniaturisation de l'appareillage expérimental et les techniques d'observations utilisées ont seules permis de travailler sur une échelle aussi faible.

3.1.1.1. Technologie du modèle

Spécialement conçu pour ces essais, et réalisé avec l'aide du personnel du Service d'Applications des Radioéléments et des Rayonnements, ce modèle présenté à la figure 29 est composé d'un bac rectangulaire en chlorure de polyvinyl maintenu dans une armature métallique indéformable reposant sur quatre verrins.

Les caractéristiques principales du bac sont :

- longueur = 2,75 m
- largeur = 1,40 m
- profondeur = 0,50 m

Deux grilles en toile métallique inoxydable à mailles fines (1/10 m/m) reposant sur un support mécanique par l'intermédiaire d'une tôle perforée à mailles de 3 m/m sont disposées verticalement sur toute la largeur du bac, à 0,25 m de chacune des extrémités. Destinées à maintenir le matériau filtrant dans la partie centrale, ces grilles délimitent aux deux extrémités du modèle deux zones d'eau libre dans lesquelles un déversoir à lame mince réglable en hauteur de façon continue par un système vis-écrou permet l'ajustement des niveaux.

3.1.1.2. Le matériau poreux

Pour le garnissage du modèle notre choix s'est porté sur un sable de HOSTUN fourni par les Etablissements SIKKA sous la référence 16-14-1. Ce sable, extrait de carrière est dépoussiéré et livré en sac de 50 kg. Nous avons procédé sur des échantillons de 2 kg prélevés de façon aléatoire dans les six tonnes de sable dont nous disposons à une analyse granulométrique suivant la norme ASTM.

Les caractéristiques principales que l'on constate sur la courbe granulométrique cumulative (figure 30) sont :

$$- \text{diamètre moyen } d_{50} = 0,92 \text{ m/m}$$

$$- \text{hétérométrie } U = (d_{60}/d_{10}) = 1,55$$

On a donc affaire à un sable homogranulé.

Un examen optique sous fort grossissement nous a montré une bonne sphéricité des grains sans aspérité ou angulosité notoires,

L'analyse chimique, dont les résultats sont présentés sur la figure 30 montre que ce matériau est presque exclusivement silicieux.

3.1.1.3. Les conditions hydrauliques

Par l'intermédiaire des verrins disposés à chaque angle de l'armature indéformable, le modèle peut être utilisé horizontalement ou incliné, c'est-à-dire reproduire soit un écoulement en nappe cylindrique (substratum imperméable horizontal et puissance de nappe variant dans le sens décroissant de l'amont vers l'aval), soit un écoulement en nappe plate (substratum incliné et puissance de nappe constante). Des niveaux à bulle et des verniers associés aux verrins et aux déversoirs à lame mince permettent un calage précis et une très bonne reproductibilité des conditions expérimentales.

L'échelle des gradients de charge hydraulique qu'il est possible d'explorer dans les deux modes de fonctionnement s'étend de 0 à 1/10.

Des piézomètres de contrôle sont implantés, de chaque côté du modèle, à 0,10 m des parois. Distants entre eux de 0,25 m ils sont réalisés en tube de chlorure de polyvinyl de 16 x 20 m/m et sont crépinés sur une hauteur de 0,14 m depuis le fond. Un système à double chariot tripode circulant sur des rails calés horizontalement supporte le dispositif de contrôle piézométrique.

Celui-ci, présenté sur la figure 31 est constitué d'une sonde de niveau à électrodes associée à un voyant lumineux (précision de mesure $\pm 0,25$ m/m) solidaire d'une crémaillère graduée.

L'alimentation en eau du modèle s'effectue par une rampe disposée à mi-hauteur du volume libre amont. L'eau utilisée est celle du réseau "industriel" du C.E.N.G. . Pompée sur le site même dans la nappe alluviale du Drac, et d'une température relativement constante ($12^{\circ} \text{C} \pm 0,5$), elle est filtrée à l'entrée du modèle sur filtre CLARSOL (2/100 m/m).

Le local expérimental, équipé de climatiseurs est maintenu à une température maximale de 16°C , évitant ainsi un gradient thermique important dans le modèle.

3.1.1.4. L'organisation du modèle

Neufs puits réalisés en toile métallique inoxydable à mailles fines (1/10 mm) sont implantés suivant la figure 32, sur toute la hauteur du matériau filtrant.

Le puits d'injection (A), d'un diamètre intérieur de 1,6 cm est disposé dans l'axe du modèle à 12,5 cm de la grille amont.

Pendant l'injection, l'homogénéisation dans le puits est assurée par circulation de bas en haut (sans composante horizontale) par l'intermédiaire d'une pompe péristaltique (vitesse de rotation = $0,5 \text{ tour.s}^{-1}$ débit = $1,2 \text{ cm}^3.\text{s}^{-1}$)

Ce dispositif est présenté à la figure 33.

L'injection de traceur s'effectue sur le circuit de refoulement de la pompe d'homogénéisation. Deux types d'injection sont possibles :

- injection instantanée à l'aide d'une seringue hypodermique,
- injection à débit constant à l'aide d'une micropompe doseuse péristaltique ($0,05 \text{ cm}^3.\text{s}^{-1}$).

Les puits d'observation ont un diamètre intérieur de 0,8 cm et sont implantés sur trois sections de mesures perpendiculaires à l'écoulement, respectivement à 0,5 m, 1 m, 2 m du puits (A) d'injection.

3.1.2. LA TECHNIQUE EXPERIMENTALE

Nous avons montré en 2.3.2.3, que les phénomènes de dispersion longitudinale et transversale pouvaient être étudiés séparément.

Nous avons donc adopté les techniques expérimentales les plus appropriées à l'étude de chacun de ces phénomènes.

- ① Comparaison des réponses impulsionnelles en traceur, obtenues sur plusieurs verticales de différentes sections perpendiculaires à l'écoulement, relatives à des injections instantanées dans le puits (A), ceci pour l'étude du transfert longitudinal.
- ② Etude spatiale du panache de dispersion de la solution de traceur relative à une injection à débit constant dans le puit (A), pour l'étude du transfert transversal.

3.1.2.1. Choix des traceurs

Afin de pouvoir facilement comparer un grand nombre de résultats expérimentaux, il était souhaitable de disposer, facilement et en permanence de mêmes quantités précises de traceur à injecter.

Les traceurs radioactifs, compte tenu des contraintes d'approvisionnement (préparation-irradiation) et de leur utilisation délicate (protection) n'ont pas été retenus.

La mesure précise des teneurs à faible concentration (jusqu'à 10^{-9} g.cm⁻³ de solutions dans l'eau d'iodure de sodium nécessite l'utilisation d'un analyseur automatique. Ne pouvant disposer de cet appareil en permanence pour la durée des essais, ce traceur était exclu.

Il pourrait sembler paradoxal que notre choix se soit en définitive porté sur des traceurs fluorescents qui ne semblent pas être les meilleurs traceurs de l'eau en milieu aquifère en raison des interactions qu'ils sont susceptibles d'avoir avec les constituants du sol (particulièrement sur les argiles et les colloïdes).

Pour valider ce choix nous avons procédé à des mesures comparatives du transfert des différents traceurs à notre disposition :

- traceurs radioactifs : iode 131, brome 82

- traceur chimique : iodure de sodium ($\text{INa}_2\text{H}_2\text{O}$)

- traceurs fluorescents : uranine, rhodamine B, rhodamine WT

La figure 34 présente les fonctions concentration-temps en traceurs observées, pour les mêmes conditions expérimentales, à l'aval du modèle dans le puits (F) et relatives à des injections dans le puits (A) amont. On constate une parfaite identité des transferts des différents traceurs utilisés.

Cette identité résulte probablement ici de la faiblesse des phénomènes d'interaction avec le milieu (sable de HOSTUN) en raison de sa nature presque exclusivement siliceuse.

Parmi les traceurs fluorescents, nous avons alors principalement utilisé la rhodamine WT pour ses qualités de stabilité au vieillissement en solution diluée et, accessoirement l'uranine, plus sujette au phénomène de vieillissement, mais, permettant de par ses caractéristiques de fluorescence (longueurs d'ondes d'excitation et d'émission différentes de celles de la rhodamine WT) une très bonne discrimination des mesures lors de la présence conjointe de ces deux substances dans un même échantillon.

3.1.2.2. L'échantillonnage

La nécessité de disposer un nombre important d'échantillons pour obtenir une bonne définition des courbes concentration-temps observées, et la réduction au minimum des perturbations apportées à l'écoulement lors des prélèvements nous ont conduit à la mise en oeuvre de dispositifs particuliers.

(i) L'échantillonnage pour le contrôle des concentrations en traceur sur chacun des puits d'observation est réalisé par microsiphonnage à l'aide de tubes capillaires (figure 35).

Le débit de prélèvement est dans ces conditions de $2 \cdot 10^{-2} \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

- ② Destiné principalement au contrôle de la dispersion transversale, un dispositif de prélèvements multiples simultanés (figure 36) a été conçu pour effectuer un échantillonnage de faible volume sur toute la hauteur de vingt verticales équidistantes dans un plan perpendiculaire à l'écoulement. Vingt tubes à paroi mince, et de faible section ($3 \times 4 \text{ m/m}$) équidistants tous les 15 m/m et solidaires d'un dispositif à crémaillère effectuent pendant leur pénétration dans la nappe des microcarotages. Cette pénétration s'effectue lentement (≈ 1 minute pour 50 cm) pendant qu'une pompe, dont le piston est solidaire à la descente du système à crémaillère réalise une légère dépression favorisant l'entrée d'eau dans les tubes. A la remontée, le piston reste en position basse, l'eau contenue dans les tubes est, à leur sortie de la nappe recueillie par un collecteur disposé à leur base.

Ce dispositif de prélèvement est porté par un ensemble de double chariot tripode circulant sur des rails et permettant un positionnement en n'importe quel point à la surface du modèle.

En pratique l'échantillonnage dans le plan perpendiculaire à l'écoulement était effectué tous les $0,25$ mètres depuis le puits d'injection jusqu'à l'aval du modèle, soit sur huit sections.

3.1.2.3. La mesure des traceurs

Nous ne précisons ici que les conditions particulières à nos mesures, sans exposer les principes ou le mode de fonctionnement des appareils utilisés.

a/ Mesure des traceurs fluorescents :

Ces mesures sont effectuées à l'aide d'un fluorimètre TURNER modèle 111. La cellule contenant l'échantillon à analyser, d'un volume de 5 cm^3 est placée pour la mesure dans un support thermostaté.

avec $\Delta \text{Log } D$ = différence du logarithme décimal des densités optiques D_1 et D_2 de deux mesures effectuées aux temps t_1 et t_2

$$\Delta t = t_2 - t_1$$

k = constante à une température donnée.

Ce type de dosage (référence 22), de mise en oeuvre délicate et de précision aléatoire lorsque l'on procède manuellement, devient très reproductible et précis s'il est effectué par voie automatique.

En effet, le recours à un analyseur du type TECHNICON (sensibilité de mesure = 10^{-9} g.cm³) garantit une parfaite constance des paramètres principaux qui sont, pour ce dosage catalytique, le temps et la température.

3.1.2.4. Le traitement des résultats de mesures

Celui-ci est entièrement automatisé. Les coordonnées d'une centaine de points caractéristiques de chaque courbe concentration-temps en traceurs, sélectionnés par l'opérateur, sont digitalisées sur cartes perforées à l'aide d'une table de lecture D. MAC. Ces données, associées à un programme de calcul approprié sont traitées par un ordinateur numérique IBM 360-70.

Des opérations d'interpolation permettent de redéfinir les courbes par 600 points en vue de leur tracé automatique sur terminal BENSON.

Le programme de traitement général permet d'obtenir le tracé des courbes après soustraction du bruit de fond, mise à l'échelle et normation.

Les calculs des moments et de la variance sont ensuite effectués, et l'on dispose enfin de certains paramètres, vitesse moyenne, écart-type.

Des programmes particuliers permettent d'effectuer des opérations de convolution ainsi que, après passage en abscisses réduites, des ajustements par optimisation à des modèles dispersifs simples.

3.1.3. ETUDE DU TRANSFERT LONGITUDINAL

L'expérimentation a été réalisée pour deux régimes d'écoulement à surface libre (nappe plate et nappe cylindrique).

La comparaison des fonctions concentration-temps en traceur observées sur ces deux types d'écoulement, pour des gradients hydrauliques identiques n'a pas montré de différence appréciable. La majeure partie des résultats présentés ci-après est donc relative aux essais effectués dans le cas d'un écoulement en nappe plate ou l'uniformité dans l'espace des paramètres, hydrauliques, permet une vérification plus stricte des phénomènes étudiés. En effet, un tel type d'écoulement est caractérisé par :

- un gradient hydraulique constant dans le sens de l'écoulement,
- des lignes de courant parallèles,
- des isopiezés parallèles et équidistantes.

La figure 37 présente l'évolution des vitesses au sens de DARCY en fonction du gradient hydraulique.

Nous avons volontairement limité celui-ci à une valeur minimale de 0,004 en raison des temps d'expérimentation trop importants pour des valeurs plus faibles.

Les résultats présentés ci-après sont déduits des observations ou du traitement automatique de plus de cent courbes concentration-temps enregistrées sur les huit puits implantés aux trois sections d'observation du modèle et relatives à des injections instantanées de 1 ml de rhodamine WT en solution étendue (5.10^3 g.cm^{-3} de la solution livrée).

Il n'est pas possible d'obtenir auprès du fabricant la concentration précise du produit vendu. Ce dernier est livré en solution acétique dont le pouvoir colorant est déterminé en "équivalent" rhodamine B .

3.1.3.1. Identité des réponses impulsionnelles

Il a été montré théoriquement en 2.3.2.2. que les fonctions concentration-temps enregistrées sur différentes verticales d'une même section perpendiculaire à l'écoulement étaient isochrones et isomorphes et que les réponses impulsionnelles correspondantes étaient identiques.

Nous présentons ci-après la vérification expérimentale de ces propriétés.

a/ Isochronisme des fonctions $C(t)$.

Nous comparons ici les paramètres temporels des fonctions concentration-temps $C(t)$ directement enregistrées sur les puits à différentes sections d'observation. Les figures 38-39 présentent quelques exemples choisis pour leur clarté graphique. Ceux-ci montrent malgré le grand rapport de concentration 1 à 2 ordres de grandeur entre les courbes observées dans l'axe du panache de dispersion de l'écoulement marqué et celles observées de part et d'autre de celui-ci, un très bon isochronisme sur chaque section d'observation. Plus de soixante courbes ont ainsi été confrontées, et les écarts relatifs maximaux observés sur les différents paramètres temporels (temps d'arrivée, temps du maximum, temps moyen) sont restés inférieurs à 10 %.

b/ Isomorphisme des fonctions $C(t)$.

La comparaison doit ici être faite sur des courbes normées, c'est-à-dire, ayant une aire identique (ici égale à l'unité).

Comme il a été rappelé en 1.3.2.1, les fonctions $C(t)$ résultant d'une injection instantanée de traceur sont, après normation, les réponses impulsionnelles en traceur du système entre le point d'injection et le point de mesure.

$$h(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{+\infty} C(t) dt}$$

L'isomorphisme des fonctions $C(t)$ si celles-ci sont isochrones se traduira donc par l'identité des réponses impulsionnelles correspondantes. Celles-ci seront alors superposables.

Les quelques exemples présentés sur les figures 40-41-42, vérifient bien cette hypothèse. Sur vingt sept observations différentes, l'exemple de la figure 42 est le plus discordant que nous ayons obtenu, il est encore très acceptable.

3.1.3.2. Représentativité du pas d'expérience

Le pas expérimental, compris entre le puits (A) d'injection et le puits (B) implanté à la section de mesure la plus proche (0,5 m) est-il représentatif du milieu étudié ?

Il a été montré en 2.4.1. que si le système est linéaire et invariant, la représentativité de l'échantillon de terrain défini par le couple AB sera vérifiée si la réponse impulsionnelle $h_{AB}(t)$ est stationnaire dans l'espace, c'est-à-dire, identique pour tout couple semblable dans cet espace.

Relativement aux puits (A), (B), (C), équidistants entre eux de 0,5 m, nous devons donc vérifier que la convolution par elle-même de la réponse impulsionnelle observée pour le couple AB est identique à la réponse impulsionnelle observée pour le couple AC.

$$h_{AB}(t) * h_{AB}(t) = h_{AC}(t)$$

Cette vérification a été faite pour plus de 30 expériences dans des conditions hydrodynamiques différentes (plage de gradients hydrauliques de 0,004 à 0,034). La figure 43 est un exemple des résultats obtenus qui

confirment la représentativité du pas de mesure entre les puits (A) et (B). La figure 44 présente le résultat le plus discordant.

3.1.3.3. Validité des méthodes d'extrapolation

Cette validité est vérifiée par comparaison des réponses impulsionnelles observées sur la plus grande distance de transfert (2 mètres) avec le résultat d'extrapolation de celles observées sur la plus petite distance (0,5 mètre).

a/ Méthode des fonctions de transfert :

Objectif : Détermination pour un gradient hydraulique donné, de la réponse impulsionnelle qui serait observée à une distance de 2 mètres à partir de la réponse impulsionnelle enregistrée à une distance de 0,5 mètre.

L'extrapolation se fait par convolution ($\frac{2}{0,5} = 4$) fois par elle-même de la réponse impulsionnelle observée à une distance de 0,5 mètre.

$$h_{0,5m}(t) * 4 = h_{2,0m}(t)$$

Les figures 45 et 46 présentent quelques exemples de validité de cette méthode dont le résultat le plus discordant obtenu après traitement de 48 courbes est reporté sur la figure 47.

L'écart maximal ainsi observé sur les temps représentatifs (temps minimal, temps du maximum, temps moyen) est d'environ 15 %, valeur encore acceptable.

b/ Méthode du modèle mathématique :

Objectif : Détermination des réponses impulsionnelles qui seraient observées à une distance de 2 mètres du puits d'injection pour différentes valeurs de gradient hydraulique à partir de la réponse impulsionnelle observée à une distance de 0,5 mètre pour un gradient hydraulique donné.

Le modèle mathématique utilisé est le modèle PISTON-DISPERSION (P.D.)
L'ajustement au modèle a porté sur la réponse impulsionnelle enregistrée à 0,5 mètre du puits d'injection pour un gradient hydraulique de 0,021 (figure 48).

Des valeurs de P_e et D_L ainsi obtenues ($P_e \approx 180$ et $D_L \approx 4,6 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$) nous avons alors, par traitement numérique de l'équation du modèle, calculé les réponses impulsionnelles qui seraient observées à une distance de 2 mètres pour les différentes valeurs de gradient hydraulique expérimentées.

Nous avons alors comparé les réponses impulsionnelles ainsi calculées aux réponses impulsionnelles réellement observées dans les mêmes conditions.

La figure 49 compare la courbe calculée à la courbe enregistrée pour une même valeur (0,021) de gradient hydraulique. Les figures 50 et 51 sont relatives à des gradients hydrauliques respectivement de 0,005 et 0,031 ; elles permettent également de vérifier la validité de cette méthode.

Par ailleurs, il a été calculé, par ajustement au modèle (P.D.) les valeurs de D_L , coefficient de dispersion longitudinale de chacune des 32 réponses impulsionnelles observées pour des gradients hydrauliques différents.

La figure 52 confirme bien l'évolution linéaire de D_L en fonction de la vitesse d'écoulement.

Indiquons que les vitesses moyennes réelles de l'écoulement ont été déduites des courbes concentrations-temps observées suivant l'approximation proposée en 2.3.1.2. (quotient de la distance entre le point d'injection et le point d'observation par l'abscisse du centre de gravité moment d'ordre 1 des fonctions concentration-temps).

De plus, la valeur moyenne du coefficient intrinsèque de dispersion longitudinale ($\alpha = D_L/\mu = 0,34 \text{ cm}$) ainsi obtenue est en parfait accord avec les résultats expérimentaux présentés par KLOTZ D. et MOZER H. :

$\alpha = 0,28$ cm (référence 23), ainsi que par DAY P.R. : $\alpha = 0,3$ cm (référence 24) pour des sables monométriques ayant un $d_{50} \cong 1$ m/m.

3.1.3.4. Validité de la méthode de détermination par traceur de la porosité cinématique.

La vérification de la validité de la méthode de détermination par traceur de la porosité cinématique a été faite par comparaison des valeurs obtenues par celle-ci à la valeur moyenne déduite des expériences précédentes suivant la relation :

$$P_c = \frac{v}{u}$$

En effet, connaissant avec précision la section S de l'écoulement et le débit Q à l'aval du modèle, il nous était possible au cours de chacune des expériences précédentes de déterminer pour les différentes valeurs de gradient hydraulique choisies, la vitesse v de DARCY suivant la relation :

$$v = \frac{Q}{S}$$

La figure 52 présente l'évolution des vitesses moyennes réelles u , déduites des fonctions concentration-temps en traceur, en fonction des vitesses v de DARCY correspondantes. On obtient ainsi pour valeur moyenne de la porosité cinématique (pente de la droite),

$$P_c = \frac{v}{u} = 0,47$$

Suivant les modalités exposées en 2.4.3., des puits de pompage ont été implantés dans l'axe du modèle. Comme dans les expériences précédentes, ceux-ci sont réalisés en toile métallique inoxydable à mailles fines et ont un diamètre de 0,8 cm.

Un léger pompage ($0,6 \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) en circuit fermé, (aspiration au fond - rejet à la surface) assurait l'homogénéisation du volume d'eau libre dans le puits d'injection.

L'injection du traceur (2 cm^3 d'une solution de rhodamine WT à $5 \cdot 10^{-3} \text{ g} \cdot \text{cm}^{-3}$ de la solution livrée) était effectuée sur le circuit de refoulement du dispositif d'homogénéisation.

Des fluorimètres TURNER, équipés de cellules à circulation permettaient l'enregistrement continu des concentrations en traceur respectivement :

- sur le puits d'injection, dans le circuit du dispositif d'homogénéisation,
- sur le puits de pompage, dans le circuit de refoulement de la pompe de soutirage.

La méthode a alors été mise en oeuvre dans les deux conditions suivantes :

1er Cas : nappe sans écoulement :

Distance entre puits P_1, P_2 $x = 20 \text{ cm}$

Débit de pompage dans le puits P_2 , $Q = 10 \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$

Volume géométrique, $V = \pi \cdot x^2 \cdot e = 45200 \text{ cm}^3$

Après injection du traceur dans le puits P_1 , les fonctions concentration temps observées sur les puits P_1 et P_2 ont permis de déterminer respectivement :

$$\overline{E}_1 = 768 \text{ s. (temps de séjour moyen dans le puits } P_1 \text{)}$$

$$\overline{E}_3 = 3024 \text{ s. (temps de séjour moyen entre l'entrée de } P_1 \text{ et la sortie de } P_2 \text{)}$$

d'où $\overline{t}_{1,2} = \overline{t}_3 - \overline{t}_1 = 2256$ s. (temps de séjour moyen entre les puits P_1 et P_2)

$$\text{et } P_c = \frac{Q \cdot \overline{t}_{1,2}}{V} = 0,49$$

Remarque 1 : Si le débit de pompage provoque un rabattement important de la surface libre, il faut en tenir compte dans le calcul géométrique.

2ème Cas : Nappe en écoulement :

L'expérience a été réalisée pour un gradient hydraulique de 0,01.

Il n'était pas possible de trop rapprocher les puits d'injection P_1 et P_3 du puits de pompage P_2 en raison des perturbations créées dans leur voisinage lors de leur implantation.

La figure 54 représente à l'échelle la disposition des puits. On voit que P_1 et P_3 ne définissent pas un cylindre à l'intérieur duquel l'écoulement est radial.

Les résultats expérimentaux ont donné :

$$\text{entre } P_1 \text{ et } P_2, \quad P_c = 0,20$$

$$\text{entre } P_3 \text{ et } P_2, \quad P_c = 0,74$$

L'intervalle de porosité donné par ces deux expériences est très grand. Remarquons que la valeur moyenne de ces limites, 0,47, représente la porosité cinématique du milieu.

En conclusion pratique, on réalisera si possible deux expériences depuis des forages d'injection disposés dans l'écoulement en amont et en aval du puits de pompage, à une distance représentant 2 à 3 % de la largeur de la zone influencée par le pompage ; la valeur moyenne des porosités ainsi déterminées représentera une bonne estimation de la porosité cinématique du milieu étudié.

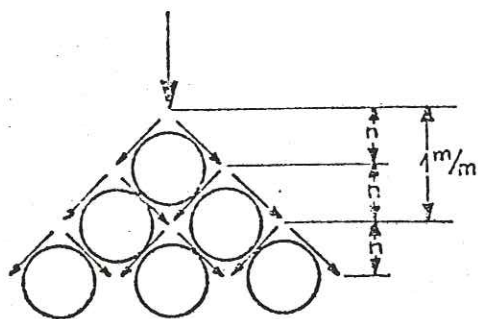
3.1.4. ETUDE DU TRANSFERT TRANSVERSAL

Le traceur, rhodamine WT, en solution étendue ($5 \cdot 10^{-3} \text{ g.cm}^{-3}$) de la solution livrée est injecté à débit constant ($0,05 \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) sur toute la hauteur du puits (A).

A l'aide du dispositif de prélèvements multiples on relève les profils de concentration dans le plan transversal de l'écoulement tous les $0,25 \text{ m}$ de l'amont vers l'aval.

Ayant considéré l'aquifère comme un assemblage de systèmes élémentaires, associés en série et en parallèle nous avons montré en 2.5.1.1. que la dispersion transversale était décrite par une loi binomiale.

Le sable de HOSTUN étant relativement homogranulé ($U = 1,55$, $d_{50} = 0,92 \text{ mm}$) nous avons alors tenté de comparer les résultats expérimentaux au modèle théorique binomiale suivant :



- assemblage régulier de grains identiques

- probabilités identiques pour une particule fluide de contournement d'un grain par la droite ou par la gauche,

- Si n est le nombre de choix successifs pour le contournement d'un grain, après $2n$, la particule de fluide a parcouru dans la direction de l'écoulement une distance égale à l'axe principal du volume fictif occupé par un grain.

Tant pour simplifier les calculs que pour faciliter la comparaison des résultats nous avons admis que cette distance était de 1 m/m .

La figure 55 illustre l'évolution dans l'espace des fonctions de répartition de la loi binomiale tous les $0,25 \text{ mètre}$, soit pour des valeurs de n multiples de 500. Les probabilités (densité de passage) de part et

d'autre de la moyenne (axe de l'écoulement) sont déterminées jusqu'à une valeur relative de 10^{-10} par rapport à la valeur origine.

Les fonctions de répartition ainsi calculées ont alors été comparées aux densités de passage réellement observées sur le modèle tous les 0,25 m depuis le puits d'injection. Les figures 56 à 62 illustrent la remarquable concordance des résultats.

L'approximation de la loi binomiale permet lorsque le produit $n \cdot p > 18$ d'assimiler celle-ci à une loi normale de LAPLACE-GAUSS. La figure 63 présente en ordonnées Galtoniennes (Gausso-arithmétique) les densités de passage mesurées sur le modèle physique à 0,5 m, 1 m et 2 m du puits d'injection. Les droites qui en résultent montrent que les distributions considérées peuvent effectivement être assimilées à des distributions normales, et qu'en conséquence les valeurs d'écart type $\sigma_{\Delta x}$ peuvent être lues directement sur le graphique.

On constate de plus que l'écart type $\sigma_{\Delta x}$ de la dispersion transversale varie bien comme la racine carrée de la distance à l'origine ($\simeq 1,1$ cm à 0,5 m et $\simeq 2,2$ cm à 2 m).

Notons à ce propos la très faible importance de la dispersion transversale. En effet, si l'on adopte comme largeur du panache de traceur $\pm 3 \sigma_{\Delta x}$ de part et d'autre de l'écoulement, celle-ci aurait pour le sable considéré par exemple à 1000 mètres du point d'injection une largeur voisine de 3 mètres.

3.2. ETUDE METHODOLOGIQUE SUR UN SITE EXPERIMENTAL (LONS LE SAUNIER)

3.2.1. OBJECTIF DE L'ETUDE

Entreprise avec l'aide du Centre National de la Recherche Scientifique dans le cadre d'une action thématique programmée "hydrogéologie", (référence 25), en collaboration avec le Bureau de Recherches Géologiques et Minières, cette étude avait pour but de contribuer à mieux connaître les mécanismes de transfert dans les aquifères, de substances en solution dans l'eau.

Les données de terrain dans ce domaine se révélant rares, l'objectif de cette recherche était de procéder sur une nappe réelle, bien connue et relativement homogène, à l'injection de traceurs de l'eau et de divers polluants, et d'étudier globalement leur propagation par l'analyse des courbes de restitution lors de leur apparition en aval.

Afin de faciliter l'interprétation et de garantir une maîtrise complète des conditions hydrodynamiques d'écoulement, le site expérimental a été sélectionné et aménagé de façon à créer un gradient hydraulique artificiel uniforme.

3.2.2. CARACTERISTIQUES ET AMENAGEMENT DU SITE

Situé sur la commune de BONNAUD (Jura) à environ 15 km au Sud-Ouest de LONS LE SAUNIER, la parcelle expérimentale choisie pour cette étude se caractérise par la présence d'une nappe proche du sol dont le substratum et le toit sont assez bien définis et relativement imperméables. Cette nappe, contenue dans des alluvions sableuses de puissance limitée (3 à 4 mètres) demeure captive, ce qui permet d'avoir un système relativement bien défini, exempt des effets parasites propres aux nappes libres. Des sondages effectués à la tarière lors de la campagne de reconnaissance du site ont montré que l'aquifère est constitué de sable fin à moyen avec gravier, et présente de nombreuses strates de compositions différentes.

Les coupes géologiques, longitudinale et transversale, dans la partie expérimentale sont présentées sur la figure 64.

Afin de réaliser sur cette nappe, dont la vitesse d'écoulement naturel peut être considérée comme négligeable, un écoulement à filets parallèles, il a été mis en place sur toute la hauteur de l'aquifère, suivant la figure 65 :

- une herse d'injection, amont, constituée de 9 pointes en tube acier ($1\frac{1}{4}$) crépinées sur une hauteur de 1 mètre depuis la substratum par 80 trous $\varnothing 5$ m/m (4 trous à la circonférence tous les 5 centimètres).

- une herse de pompage, aval, parallèle à la herse d'injection et distante de celle-ci de 65 mètres. Cette herse est constituée de 9 pointes en tube acier (1' ¹/₄) dont le crépinage sur une hauteur de 3 mètres est identique à celui des pointes d'injection.
- 7 puits expérimentaux (A,B,C,D,P,Q,R,) en tube acier 77 x 85 m/m crépinés sur une hauteur de 4 mètres par des fentes oblongues imbriquées sans recouvrement (11 fentes 25 x 4 m/m à la circonférence, soit 400 fentes par mètre de tube).

Le dispositif expérimental mis en place en Mars 1974 est schématiquement représenté sur la figure 66.

Chaque pointe de la herse de pompage est équipée d'un débitmètre et d'une vanne permettant le contrôle et le réglage du débit. Afin de pallier d'éventuels désamorçages et d'obtenir des dépressions suffisantes, une électropompe de reprise est installée sur chaque faisceau de trois pointes. Une conduite relie ces ensembles à une station de pompage suivie d'un débitmètre et d'une colonne de mise en charge de 6 mètres de hauteur. Un répartiteur à la sortie de cette dernière est raccordé aux pointes d'injection sur lesquelles, un débitmètre et une vanne permettent le contrôle et le réglage des débits injectés.

Les premiers essais du circuit pompage-injection eurent lieu en Mai 1974.

Afin de mieux définir les conditions expérimentales, de nombreuses mesures ont été effectuées par le B.R.G.M. sur l'ensemble des puits d'observation :

- analyse des eaux dont les résultats relativement homogènes montrèrent que celles-ci sont de type carbonaté calcique,

- évaluation de la répartition verticale des perméabilités par mesure au micromoulinet du profil des vitesses sur toute la hauteur des puits durant un léger pompage. Ces résultats ont montré une légère hétérogénéité dans la répartition verticale des perméabilités.
- essai de pompage de longue durée (87 heures) sur le puits central C qui a permis de déterminer une transmissivité de $10^{-3} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ soit une perméabilité moyenne d'environ 2,5. $10^{-4} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$

De plus, divers tests ont été effectués sur des échantillons des formations aquifères et encaissantes, provenant d'un forage réalisé à cet effet entre les puits B et C :

- analyse granulométrique,
- analyse chimique,
- analyse minéralogique.

Les principaux résultats sont présentés sur la figure 67.

3.2.3. PRINCIPE DES ESSAIS

3.2.3.1. Sélection de substances miscibles caractéristiques

Les substances sélectionnées ont été choisies parmi les traceurs de l'eau les plus communément utilisés et les substances polluantes représentatives des différents types de pollution.

On a ainsi retenu les substances suivantes :

a/ Traceurs de l'eau :

- . Eau tritiée
- . Uranine (fluorescéine sodique)
- . Rhodamine B
- . Rhodamine WT
- . Sulforhodamine G
- . Iodure (sous forme d'iodure de sodium) ainsi que sa variété isotopique marquée à l'Iode 131 émetteur Gamma
- . Lithium (sous forme de chlorure)

b/ Substances polluantes :

- . Sulfates (représentatifs de pollutions industrielles et agricoles)
- . Nitrates (représentatifs de pollutions agricoles et organiques)
- . Cuivre (représentatif de pollutions industrielles)
- . Phénol (représentatif de pollutions industrielles)
- . Lindane (représentatif de pollutions par les pesticides)
- . ABS (représentatif de pollutions par les détergents)

3.2.3.2. Quantités de substances à injecter

L'état de nos connaissances sur les phénomènes d'interaction attribués aux mécanismes d'échange ionique une importance prépondérante. Pour

cette raison nous nous étions proposés de mettre en oeuvre, dans chaque essai comparatif, des quantités équivalentes (exprimées en milliéquivalents) de chaque substance.

En fait, une telle procédure n'a pu être adoptée en raison principalement des sensibilités de mesures qui varient considérablement d'une substance à l'autre, et également de notre ignorance de la forme ionique de certaines d'entre elles (cas des rhodamines).

Les quantités injectées ont alors été regroupées en quatre niveaux de concentration (N , $4N/10$, $N/10$, $N/100$).

3.2.3.3. zone d'essais et conditions de déroulement

L'adoption d'un pas de mesure représentatif résulte de compromis entre contraintes contradictoires qui pour les plus importantes sont d'une part :

- l'existence de zones perturbées par les travaux de forage à proximité des puits,
- l'hétérogénéité en petit et grand, particulièrement dans les aquifères à stratifications complexes,

et d'autre part, une durée d'expérimentation trop importante sur une grande distance.

La lenteur de propagation, l'importance de la durée des Distributions des Temps de Séjour imposaient un pas de mesure (distance entre puits d'injection et puits d'observation) de 13 mètres.

En outre, en raison de l'inévitable chevauchement, pendant leur transfert, des différentes substances, l'échelonnement des injections devait tenir compte des risques d'interférences in situ comme en laboratoire, lors des analyses.

3.2.4. ORGANISATION DES ESSAIS

3.2.4.1. Technologie

a/ Injections :

Avant leur injection, les substances choisies étaient prédiluées dans un volume d'eau de 10 litres sur lequel, après homogénéisation il était procédé au prélèvement d'une partie aliquote. L'injection de cette solution était ensuite effectuée en quelques minutes sur le circuit de refoulement d'une pompe (débit = $3 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) assurant de plus, par prélèvement au voisinage du fond et rejet à la surface de la nappe, une bonne homogénéisation du volume d'eau libre dans le puits.

b/ Mesures in situ :

Un fluorimètre continu branché sur le circuit de refoulement du dispositif d'homogénéisation du puits D d'observation permettait l'enregistrement des concentrations des différentes substances fluorescentes.

Des cellules à circulation d'un volume de 30 litres, insérées dans le circuit d'homogénéisation des différents puits et équipées d'un détecteur à scintillations, permettaient l'enregistrement des concentrations en substances radioactives.

Ces mesures in situ étaient principalement effectuées dans le but d'ajuster les cadences d'échantillonnage au temps de restitution des différentes substances.

c/ Mesures en laboratoire :

Des préleveurs automatiques implantés sur le circuit de refoulement des dispositifs d'homogénéisation des différents puits permettaient le recueil à cadence prédéterminée, d'échantillons de 1 litre d'eau. Ces échantillons étaient ensuite analysés dans les laboratoires du C.E.N.G. suivant différentes techniques.

① Au Laboratoire du Groupe d'Applications des Traceurs à l'Hydrologie et à l'Industrie par :

- Spectrométrie à scintillation liquide pour le tritium,
- Spectrométrie gamma pour l'iode 131,
- Spectrofluorimétrie pour les substances fluorescentes.

② Au Laboratoire Central d'Analyse et de Contrôle par :

- Spectrophotométrie pour le phénol, le nitrate et l'A.B.S.
- Spectrométrie d'émission de flamme pour le lithium,
- Chromatographie en phase gazeuse pour le lindane,
- Microvolumétrie à l'acétate mercurique pour le sulfate.

3.2.4.2. Chronologie des essais

Les essais interrompus par les inondations de la parcelle consécutives aux importantes crues du ruisseau "LA SONNETTE" ont été effectuées en deux campagnes (du 09/10/74 au 15/11/74 et du 11/06/75 au 29/10/75).

3.2.4.3. Fonctionnement de la parcelle

Des fluctuations d'environ 10 % ont été observées sur le débit global de recirculation.

Celles-ci ont été attribuées à des variations de charge dans la nappe en relation avec les abondantes précipitations observées pendant cette période, mais sont restées relativement faibles par rapport aux variations de niveau de "LA SONNETTE".

Le dispositif de recirculation adopté ainsi que l'hypothèse (qui sera vérifiée) d'une faible dispersion transversale permettent de considérer que les substances étudiées sur le dipôle C,D se propagent uniquement dans l'axe M₅ - N₅. Deux soutirages, l'un au niveau du puits D d'observation, l'autre au niveau de la pointe N₅, ainsi que les dilutions apportées par la herse de pompage et la dissipation dans tout l'aquifère au niveau de la herse d'injection conduisent en fonction des débits respectifs à un taux de recyclage d'environ $3 \cdot 10^{-3}$ ce qui, compte tenu des temps de transit et de la dispersion longitudinale, exclut tout risque de perturbation.

3.2.5. REPRESENTATIVITE DU PAS DE MESURE

3.2.5.1. Linéarité en masse

Les modalités et les taux de restitution de certaines substances peuvent être liés aux concentrations en solution. Si l'on désire extrapoler des résultats d'essais de traceur à courte distance il faut s'assurer que la réponse en traceur n'est pas affectée par la masse injectée. Nous avons donc en premier lieu vérifié que l'Iodure, réputé "bon traceur" de l'eau présentait bien ce caractère de linéarité.

Il a été pour cela procédé séparément à l'injection dans le puits C d'Iodure sous forme de :

- traceur chimique : 20g. de $\text{INa}_2\text{H}_2\text{O}$
- traceur radioactif : 45 mCi de $^{131}\text{INa}_2\text{H}_2\text{O}$
+ 1g. de $\text{INa}_2\text{H}_2\text{O}$ (entraîneur)

La masse de $\text{INa}_2\text{H}_2\text{O}$ nécessaire à l'obtention de 45 mCi d'iode 131 pouvant être considérée comme négligeable, ces traceurs (de même nature chimique) ont donc été testés pour un rapport de masses de 20.

Deux essais pour des débits de recirculation différents ($8,6 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ et $7,5 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) ont été effectués respectivement en Octobre 1974 et Juin 1975.

Les fonctions concentration-temps relatives à ces deux essais sont présentées sur les figures 68 et 69. On vérifie bien sur celles-ci que les paramètres temporels de transfert de l'iodure ne sont pas affectés par les masses injectées.

Connaissant "q" le débit des lignes de courant de la parcelle intéressée par une pointe de pompage et ayant vérifié que le traceur n'apparaît pas dans les deux pointes adjacentes, le bilan de traceur s'écrit :

$$\frac{\int_0^{\infty} q \cdot C dt}{m}$$

avec m = masse de traceur injectée.

On constate alors sur le tableau I que les rendements de restitution sont élevés et sensiblement identiques quelle que soit la masse injectée.

Substance	Masse injectée	Campagne d'essais	Rendement de restitution
INa ₂ H ₂ O	20g	1974	98 %
		1975	92 %
Iode 131	1g	1974	90 %
		1975	93 %

Tableau I

3.2.5.2. Stationnarité dans l'espace

Comme il a été montré en 2.4.1., deux méthodes sont applicables pour vérifier la stationnarité dans l'espace de la réponse impulsionnelle définie sur un pas d'expérience donné :

- comparaison des réponses impulsionnelles observées pour une même distance de transfert sur deux couples de puits distincts.
- comparaison du produit de convolution par elle-même, de la réponse impulsionnelle observée sur un pas expérimental unitaire, avec la réponse impulsionnelle observée sur un pas double.

Sur la figure 70 on compare les réponses impulsionnelles observées entre les puits B et C à celles précédemment obtenues entre les puits C et D, c'est-à-dire, pour une même distance de transfert.

La figure 71 présente, relativement à l'injection de 300 mCi d'iode 131 dans le puits B, les réponses impulsionnelles observées sur les puits C et D, ainsi que le résultat de convolution par elle-même de la réponse impulsionnelle observée en C.

L'ensemble de ces résultats permet de vérifier la stationnarité, dans l'espace, de la réponse impulsionnelle observée sur le pas expérimental unitaire et confirme ainsi la représentativité de celui-ci.

3.2.5.3. Paramètres de transfert

L'ajustement au modèle PISTON-DISPERSION des fonctions concentration-temps en traceurs ($\text{INa}_2\text{H}_2\text{O}$, iode 131, eau tritiée) observée au cours des deux campagnes d'essais entre les puits C et D a donné les vitesses moyennes de transfert et les coefficients de dispersion longitudinale dont les valeurs sont présentées dans le tableau II ci-après :

Campagne d'essais	Traceur	Vitesse moyenne m.h^{-1}	Coefficient de dispersion longitudinale $\text{m}^2.\text{h}^{-1}$	Coefficient intrinsèque de dispersion m
1974	$\text{INa}_2\text{H}_2\text{O}$	0,11	0,11	1,00
	Iode 131	0,11	0,08	0,72
1975	$\text{INa}_2\text{H}_2\text{O}$	0,10	0,07	0,70
	Iode 131	0,12	0,08	0,66
	eau tritiée	0,09	0,10	1,11

Tableau II

La valeur moyenne du coefficient intrinsèque de dispersion longitudinale déduite de ces résultats est de 0,84 m.

3.2.5.4. Identité des réponses impulsionnelles

L'aménagement de la parcelle a été conçu de manière à permettre un contrôle des concentrations sur toutes les pointes de la herse de pompage!

Pour les injections effectuées dans le puits C, à 19,5 mètres de la herse de pompage, le passage de traceur n'a pu être mis en évidence que dans la pointe centrale N₅.

Relativement à l'injection effectuée dans le puits B, le 10/07/75 (300 mCi d'iode 131), à 32,5 mètres de la herse de pompage, les courbes concentration-temps présentées sur la figure 72 montrent, malgré les faibles teneurs observées sur les pointes N₄ et N₆ un assez bon iso-chronisme. Le léger retard de la courbe relative à la pointe N₄, par rapport à celles observées en N₅ et N₆ est à notre sens imputable à la plus faible valeur du débit de pompage sur cette pointe (0,61 m³.h⁻¹ sur la pointe N₄ pour 0,86 m³.h⁻¹ et 0,91 m³.h⁻¹ respectivement sur les pointes N₅ et N₆).

Après normation de ces courbes, on constate sur la figure 73 que les réponses impulsionnelles en traceur ainsi obtenues confirment l'hypothèse d'identité de celles-ci sur une section perpendiculaire à l'écoulement.

De plus, ces résultats confirment la faiblesse de la dispersion transversale, d'autant qu'il faut, dans ce cas, tenir compte de la zone d'influence de chaque pointe de pompage, zone d'une largeur de 6,5 mètres. Bien que nous ne puissions pas la déterminer avec précision, la largeur ($\pm 3\sigma_{\Delta x}$) du panache de dispersion est à peine supérieure à 6,5 mètres pour 32 mètres de transfert. En extrapolant cette valeur suivant 2.5.1.2. le panache de dispersion aurait par exemple une largeur d'environ 40 m à 1 km du point d'injection.



3.2.6. ETUDE COMPAREE DU TRANSFERT DE DIFFERENTES SUBSTANCES

Cette étude présentait un très grand intérêt dans le cadre de notre travail.

Selon l'hypothèse fondamentale précédemment formulée (2.1.3.), la réponse impulsionnelle en traceur fournira :

- le temps minimal de transfert d'une substance polluante,
- la concentration maximale qui serait observée dans le puits de captage,
- la vitesse moyenne réelle de transfert,
- la durée minimale de contamination du captage,

Il était donc particulièrement important de comparer, sur un milieu naturel, les transferts de bons traceurs de l'eau aux transferts de substances représentatives de différents types de pollution.

3.2.6.1. Qualité et traitement des résultats ...

Les courbes de restitution dans le puits D des différentes substances injectées dans le puits C sont présentées sur la figure 74.

Ces résultats sont affectés par :

- l'évolution des débits de pompage,
- des incidents de fonctionnement,
- des fluctuations dues aux imprécisions de mesure,
- des durées excessives de propagation de certaines substances.

En conséquence, l'interprétation de certains de ces résultats a été faite après lissage ou extrapolation graphique des queues des courbes concentration-temps.

3.2.6.2. Comportement respectif des différentes substances

A l'exception des courbes de restitution du nitrate et du lindane, l'ensemble des courbes (figure 74) présente une allure analogue qui rappelle celle d'un modèle PISTON-DISPERSION à un seul paramètre.

Une analyse fine de ces résultats nécessiterait des tentatives d'ajustement à des modèles plus complexes à trois paramètres ; cette comparaison n'entre pas dans le cadre de cette thèse.

Néanmoins, forme des courbes, caractéristiques de transfert et bilan de restitution, tels qu'ils apparaissent dans le tableau III apportent déjà des informations originales sur les disparités de comportement des substances dont l'expérimentation a pu être menée à son terme.

!	!	!	!	!	!	!
!	! Quantités	! Temps Mini.	! Vitesse Moy.	! Durée Mini	! Rendement	!
!	! injectées	!	!	! Contaminat.	! de	!
!	!	! h^{-1}	! $m.h^{-1}$! h^{-1}	! Restitution	!
!	!	!	!	!	!	!
!	! Iode 131	! 1 g	! 40	! 0,109	! 380	! 93 %
!	! INa_2H_2O	! 20 g	! 40	! 0,107	! 380	! 92 %
!	! Eau trit.	! 200 mCi	! 55	! 0,095	! 440	! 96 %
!	! Phénol	! 100 g	! 50	! 0,104	! 380	! 57 %
!	! Nitrate	! 60 g	! * 60	! 0,068	! 320	! * 17 %
!	! Lindane	! 3 g	! 60	! * 0,050	! * 480	! * 5 %
!	! Rhod. WT	! 20 ml	! 120	! * 0,041	! * 780	! * 70 %
!	! Uranine	! 40 g	! 120	! * 0,038	! * 800	! * 33 %
!	! Rhod. B	! 20 g	! 185	! * 0,033	! * 800	! * 26 %
!	! Lithium	! 100 g	! ?	! ?	! >1000	! * 5 %
!	! Sulfate	!	!	!	!	!
!	! de cuivre	! 15 g	!	! pas de restitution	!	!
!	!	!	!	!	!	!

Tableau III

(* , valeurs obtenues après extrapolation graphique)

L'ensemble des résultats présentés sur la figure 74 et dans le tableau III confirme l'excellent comportement, en tant que traceur de l'eau, de l'iodure de sodium et de l'eau tritiée et révèle par contre, pour les traceurs fluorescents des retards et rétentions considérables.

Parmi les substances représentatives de pollution, le phénol semble peu affecté par les phénomènes d'interaction avec le milieu, à tel point que son comportement puisse être comparé à celui des meilleurs traceurs de l'eau.

Le nitrate et le lindane, en raison de la forme particulière des courbes de restitution semblent affectés par des processus complexes d'interaction.

Le sulfate et le cuivre ont apparamment subi des interactions importantes (adsorption, réactions chimiques) au cours de leur transfert puisque, aucune trace de leur passage n'a pu être décelée dans le puits D .

En conclusion, mis à part les traceurs fluorescents, dont l'utilisation paraît exclue dans ce type d'aquifère, les résultats obtenus à l'aide des bons traceurs de l'eau (iodure de sodium, iode 131, eau tritiée) vérifient bien l'hypothèse fondamentale proposée puisque en effet :

- les temps minimaux de transfert de plusieurs polluants représentatifs (phénol, nitrate, lindane,) sont du même ordre que ceux des bons traceurs,
- les concentrations maximales et les rendements de restitution des polluants représentatifs (phénol, lindane) sont inférieurs de $\approx 30\%$ aux concentrations et rendements des bons traceurs,
- on remarque aussi que la durée minimale de contamination est bien représentée par celle des bons traceurs.

3.3. APPLICATIONS DE LA METHODE DIRECTE (aires de captage des eaux des villes de GRENOBLE, MONTIGNY et METZ SUD).

3.3.1. CADRE ET OBJECTIF DES ETUDES

Nous présentons, ci-après, deux applications, de la méthode directe par traceur, à des problèmes concrets de transfert de polluants, dans l'eau des aquifères. Celles-ci ont été effectuées lors d'études commanditées respectivement par le Service Eau Assainissement de la ville de GRENOBLE et par le Service Régional d'Aménagement des Eaux de la Lorraine et font l'objet de rapports privés (références 26, 27, 28).

Le problème général, posé sur les deux sites, consistait en l'évaluation des risques de pollution d'ouvrages de captage d'eau d'alimentation urbaine résultant d'un rejet accidentel de polluant en un ou plusieurs points au voisinage d'une autoroute (en projet ou existante) et pouvant intéresser la zone d'appel du ou des puits considérés.

L'objectif était alors de déterminer les vitesses caractéristiques de transfert d'un traceur de l'eau permettant de mieux définir :

- les dispositions à prendre en cas de rejet accidentel,
- l'implantation de puits de surveillance.

3.3.2. ORGANISATION DES ESSAIS

3.3.2.1. Choix du traceur

Compte tenu :

- des vitesses moyennes de transit de l'eau au voisinage des captages évaluées entre 10 et 50 mètres par jour,

- des distances entre les points potentiels de rejet et les captages (entre 70 et 300 mètres).

Les temps de transit entre points d'injection et puits de captage pouvaient être estimés entre 1 et 30 jours.

La Commission Interministérielle des Radioéléments recommandant de ne pas utiliser pour les eaux du domaine public de radiotraceurs dont la période radioactive soit supérieure à huit jours, ceux-ci étaient donc exclus.

On a retenu pour ces essais, l'iodure de sodium, meilleur traceur en milieu souterrain dont nous disposons actuellement.

Les raisons de ce choix sont les suivantes :

- a - nature anionique lui conférant comme il a été montré en 1.1.3, un faible pouvoir d'échange,
- b - sensibilité de détection élevée (10^{-9} g.cm³) permettant d'utiliser des quantités modestes.
- c - à un moindre degré, le coût relativement faible (≈ 40 F le kg).

3.3.2.2. Critères pour l'évaluation des quantités de traceur à mettre en oeuvre

Les quantités de traceur à introduire sur un site déterminé résultent d'un compromis entre le coût du marquage et l'obtention pour la mesure, d'un rapport "signal/bruit" le plus favorable possible. Ce bruit est principalement dû aux teneurs en iode dans les eaux naturelles. Ces quantités de traceur ne doivent, en outre, entraîner aucune nuisance toxicologique sur les lieux d'utilisation.

Les considérations qui suivent montrent que, pour l'iodure de sodium, ses teneurs dans les eaux naturelles et les normes de sécurité sont peu contraignantes.

a/ Teneur en iode des eaux naturelles :

Sur la totalité des sites étudiés par le laboratoire, les teneurs en iode dans les eaux souterraines se sont révélées faibles (2 à $10 \cdot 10^{-9}$ g.cm⁻³)

Cette teneur en iode dans les eaux souterraines peut d'ailleurs, indépendamment de la diminution du rapport "signal/bruit" être considérée comme favorable. On peut, en effet, supposer que, si une disparition partielle du traceur peut intervenir par différents processus physico-chimiques ou biologiques, ces phénomènes seront minimisés étant donné l'équilibre du milieu avec l'iode préexistant.

b/ Toxicité de l'Iodure de sodium :

Il n'existe pas à notre connaissance, dans les normes françaises concernant les eaux de boisson, d'indication relative aux concentrations maximales admissibles en iode.

L'organisation Mondiale pour la santé, qui ne dispose pas non plus de normes concernant l'iode, nous a cependant mis en rapport avec l'Institut pour l'alimentation en eau potable des Pays-Bas. Cet Organisme (référence 29) admet dans l'eau de boisson une concentration maximale en ions Iodure de $90 \mu\text{g.l}^{-1}$ ($90 \cdot 10^{-9}$ g.cm⁻³)

En l'absence d'étude plus approfondie, c'est cette valeur que nous avons retenue.

L'Iodure de sodium cristallisé est livré, garanti par le fabricant à un titre en INa2H2O de 99 % minimum. Afin de connaître la nature et les proportions des impuretés, nous avons procédé à une analyse par activation. Les résultats de celle-ci nous ont confirmé la pureté du produit où l'on ne décèle que quelques traces de brome.

3.3.2.3. Opérations de marquage

Compte tenu des différents débits de pompage des puits, des temps de passage supposés du traceur, de la dispersion dans la nappe et, afin que la concentration moyenne en iode ne dépasse pas $90 \mu\text{g.l}^{-1}$ dans les puits de captage, les quantités d' $\text{I Na}_2\text{H}_2\text{O}$ injectées s'échelonnaient suivant les zones étudiées entre 3 et 60 kg.

Sur l'aire des captages des eaux de la ville de GRENOBLE, le traceur a été injecté dans des piezomètres existants ne pénétrant que les premiers mètres de la nappe et crépinés sur environ un mètre depuis l'extrémité.

Sur les aires des captages des eaux des villes de MONTIGNY et METZ SUD, les puits d'injection (prévus comme puits de surveillance) ont été spécialement implantés jusqu'à la base des alluvions et crépinés sur toute la hauteur de la nappe par des fentes imbriquées, disposées en quinconce, assurant un pourcentage d'ouverture d'environ 14 %.

Dans tous les cas, afin de minimiser les courants de densité, le traceur était dilué, avant son injection dans la nappe, dans un volume d'environ 3 m³.

3.3.2.4. Opérations de mesures

L'échantillonnage en flacon de 30 ml était effectué sur chacun des puits considérés suivant les fréquences de prélèvement prévues, soit manuellement, soit par l'intermédiaire de préleveurs automatiques.

Après collection des échantillons, les dosages en iode étaient effectués au laboratoire suivant la méthode citée en 3.1.2.3.c.

3.3.3. RESULTATS DES ESSAIS

3.3.3.1. Aire des captages de la ville de GRENOBLE

Le plan de situation générale des essais est présenté sur la figure 75.

Le transfert du traceur a été déterminé sur les trois zones A, B, C, relativement aux puits PR4, PR2, PR1.

Les principaux paramètres technologiques de ces essais sont présentés dans le tableau IV ci-après :

Zône d'Essai	Distance de Transfert	Masse de $\text{I Na}_2\text{H}_2\text{O}$ injectée
A	85 mètres	15 kg
B	300 mètres	50 kg
C	280 mètres	60 kg

Tableau IV

De l'évolution des concentrations en iode observée sur les différents puits (figures 76, 77 et 78) on peut déduire relativement aux zones A, B, C, les vitesses caractéristiques de transfert présentées sur le tableau V.

On constate de plus une influence très nette du pompage sur les concentrations en iode dans le puits PR4.

En l'absence de pompage, les teneurs en iode dans le puits diminuent rapidement, et tendent en quelques heures vers la teneur naturelle. Ceci peut s'expliquer par le fait que le piezomètre M4 dans lequel on a procédé à l'injection est en aval du puits PR4 par rapport à l'écoulement naturel de la nappe. En l'absence de pompage, et en raison du nombre important de drains, la réalimentation du puits PR4 est très probablement négligeable dans la direction du piezomètre M4.

Zône de transfert	Vitesse maximale m.h ⁻¹	Vitesse du maximum m.h ⁻¹	Vitesse moyenne m.h ⁻¹	Durée Mini. de contamin. (jours)
A	12	4,5	1	7
B	8	1	0,8	30
C	9			60

Tableau V

Le très grand étalement de la courbe concentration- temps observée sur le puits PR1 (zône C) n'a pas permis de déterminer avec précision la vitesse modale et moyenne de transfert du traceur.

Ce temps de contamination important (≈ 60 jours) a pu être expliqué par la diminution du gradient hydraulique dans la partie aval de cette zône, provoqué par l'abaissement général de la nappe pendant la période d'observation.

Des vitesses de circulation très importantes, ainsi mises en évidence, entre les points potentiels de rejets accidentels et les ouvrages de captage menacés, il résulte que les temps minimaux de transfert sur les différentes zônes sont très courts..

Pendant toute la durée des essais, des prélèvements quotidiens ont été effectués en différents points du réseau de distribution pour s'assurer de la non toxicité des concentrations en iode dans les eaux,

Le maximum de concentration en iode observé a été de $30 \mu\text{g. l}^{-1}$. La concentration moyenne pendant les essais était d'environ $15 \mu\text{g. l}^{-1}$, valeurs bien inférieures aux limites que nous nous étions imposés.

3.3.3.2. Aires des captages de MONTIGNY et METZ SUD

Le plan de situation générale des essais est présenté sur la figure 79.

Les quantités de traceur ($\text{I Na}_2\text{H}_2\text{O}$) mises en oeuvre sur les deux zones étudiées ont été, respectivement de 2,3 kg dans le forage A (zone de MONTIGNY) et de 6 kg dans le forage A' (zone de METZ SUD).

L'évolution des concentrations en iode observée sur les différents puits de ces deux zones a montré, une restitution du traceur, uniquement sur le puits 23 (zone de MONTIGNY) et sur le puits 5 (zone de METZ SUD).

Ces premiers résultats appellent quelques commentaires.

Pendant la durée des essais, une réalimentation artificielle de la nappe de MONTIGNY était effectuée par pompage dans le canal de la MOSELLE et rejet dans une tranchée creusée parallèlement à la ligne des puits, à environ 50 mètres de celle-ci. Cette réalimentation provoquait une déformation du niveau piezométrique se traduisant par un déplacement Nord-Nord-Est des isopièzes dans la zone d'appel de la ligne des puits. On peut supposer que c'est pour cette raison que le traceur n'a pas intéressé le puits 24, le plus proche du forage A d'injection.

Sur la zone de METZ SUD, où les débits de pompage de chacun des puits (1 à 9) étaient sensiblement identiques, on peut déduire, du passage de traceur observé uniquement sur le puits 5, que la dispersion transversale depuis le forage A' d'injection, distant de 234 mètres est faible.

En effet, ces puits sont implantés à environ 25 mètres les uns des autres. En supposant identique la largeur de la zone d'influence de chacun d'eux, on peut conclure que le panache de dispersion avait au niveau de la ligne des puits une largeur inférieure à 25 mètres.

Les fonctions concentration-temps (figures 80 et 81) respectivement observées sur les puits 23 et 5 permettent de définir sur ces deux zones, les vitesses caractéristiques de transfert présentées sur le tableau VI.

Zône de transfert	Vitesse maximale $m.h^{-1}$	Vitesse du maximum $m.h^{-1}$	Vitesse moyenne $m.h^{-1}$	Durée Mini. de contaminat. (jours)
MONTIGNY	0,83	0,38	0,30	25
METZ SUD	0,96	0,58	0,50	35

Tableau VI

En cas de rejet accidentel sur l'une ou l'autre de ces zones, les vitesses maximales de transfert du traceur, de 20 et 23 mètres par jour, sont les valeurs à prendre en compte pour l'évaluation des risques de pollution des captages menacés.

L'Iodure de sodium ayant été choisi pour ses qualités de bon traceur de l'eau, ces valeurs représentent la limite supérieure de sécurité à prendre en compte pour la détermination du temps minimal d'arrivée de substance polluante aux ouvrages de captage.

CONCLUSIONS

1. Nous avons formulé et vérifié l'hypothèse fondamentale suivante, que la réponse impulsionnelle (Distribution des Temps de Séjour) d'un bon traceur de l'eau fournira entre un point de rejet à la surface du sol et un puits de captage :

- le temps minimal de transfert d'une substance polluante en solution dans l'eau,
- la concentration maximale de celle-ci qui serait observée dans le puits de captage,
- la vitesse moyenne réelle de transfert,
- la durée minimale de contamination du puits de captage.

2. En transposant les méthodes d'analyse transitoire des systèmes développées en électronique, dans le domaine des transferts de masses, nous avons pu représenter les transferts de l'eau entre deux forages et en déduire une procédure originale qui semble apporter une solution au problème posé (détermination des paramètres de transfert de substances en solution dans l'eau des aquifères).

Le respect des conditions d'application de ces méthodes d'analyse transitoire des systèmes impose une pondération des masses de traceur, tant à l'injection qu'à la mesure, par les débits locaux dans les forages. Cette pondération est réalisée par un apport d'énergie au système (par exemple, par un pompage en circuit fermé sur le volume d'eau libre dans le forage). Il en résulte que ce dernier se comporte comme un mélangeur parfait.

Nous avons exposé en détail une méthode originale d'analyse permettant de déterminer la porosité cinématique.

Nous avons précisé par ailleurs, les conditions d'obtention à l'aide d'un traceur de la perméabilité, des réponses impulsionnelles, du coefficient de dispersion longitudinale et du coefficient de dispersion transversale.

3. Par la même méthode d'analyse transitoire des systèmes, nous avons pu établir puis, vérifier par l'expérience la propriété d'identité des réponses impulsionnelles définies entre un forage amont et différents forages aval dans un plan perpendiculaire à l'écoulement.

Nous avons montré que cette propriété avait d'importantes conséquences :

- a/ simplification sur le plan pratique des expériences en minimisant le nombre de forages nécessaires (deux forages seulement, implantés dans la direction générale de l'écoulement à des distances relativement faibles).
- b/ possibilité, en fonction des objectifs que nous nous sommes fixés (cf. 1) de séparer dans l'analyse les phénomènes de dispersion longitudinale et transversale.
- c/ justification du choix du paramètre "temps minimal" de transfert dans les hypothèses fondamentales. En effet, il est toujours possible de définir un temps minimal de transfert par la date d'arrivée de la molécule la plus rapide ; cette détermination étant faite expérimentalement à l'aide d'un traceur, en pratique, on ne serait jamais certain que le forage aval soit situé sur la ligne de courant passant par le forage amont, condition imposée pour la détermination de cette date. Etant donné la propriété dont nous faisons état, on peut avancer que les particules les plus rapides atteindront à la même date une ligne perpendiculaire à la direction principale de l'écoulement.

d/ possibilité, dans l'analyse pour l'extrapolation à tout l'espace étudié des informations recueillies entre les deux forages expérimentaux d'utiliser un modèle monodimensionnel. On utilisera le plus souvent un modèle dispersif simple (Piston-Dispersion), mais l'on pourra, si nécessaire, utiliser un modèle plus sophistiqué (type Piston-Dispersion avec Echange). Ce dernier permet de tenir compte de l'échange de matière avec les zones d'eau ne participant pas à l'écoulement.

Nous ne pensons pas qu'un modèle tridimensionnel tenant compte des phénomènes d'échange puisse être élaboré avec réalisme.

4. Suivant que les conditions d'écoulement seront considérées constantes ou variables, l'extrapolation à l'ensemble de l'espace étudié des paramètres de transfert déterminés entre deux forages sera faite respectivement :

- par la méthode dite des fonctions de transfert,
- par utilisation d'un modèle dispersif simple,

Disposant de ces informations, le géologue aura alors les moyens de définir, par exemple à l'intérieur de l'aire d'alimentation d'un captage les différentes lignes isochrones de transfert permettant de délimiter les périmètres de protection (immédiate, rapprochée et éloignée).

Cette méthode n'a pas l'ambition de résoudre tous les problèmes de transfert de polluant en solution dans l'eau des aquifères, en raison notamment des phénomènes d'interaction avec le milieu. Elle est cependant susceptible, en introduisant des notions quantitatives, de permettre aux responsables de prendre des décisions réalistes et prudentes pour la sauvegarde de la qualité des eaux d'alimentation publique.

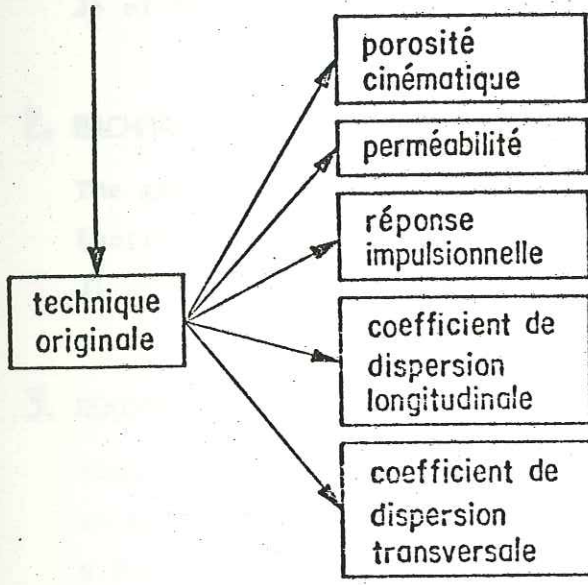
SYNOPTIQUE DE LA THESE

1 HYPOTHESE : les paramètres de transfert de l'eau fournissent les paramètres limites de transfert de substances polluantes

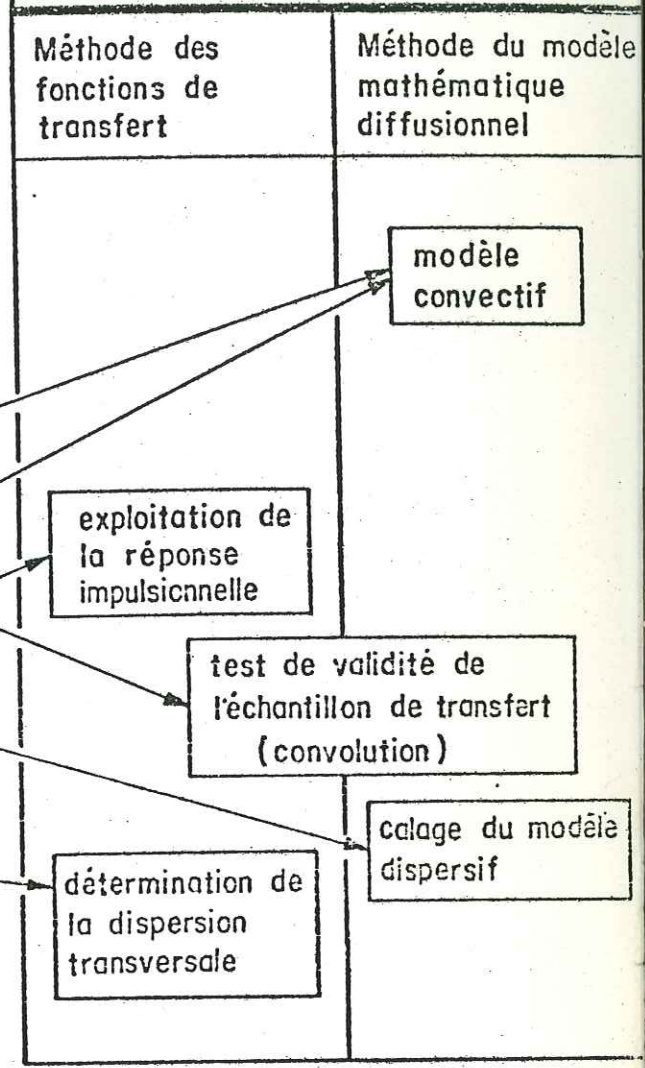
- Vérifiée par l'expérience
- Justifiée par propriété d'identité des réponses impulsionnelles

2 TRANSFERT entre deux ou plusieurs forages

- Analyse originale par la méthode d'analyse transitoire des systèmes

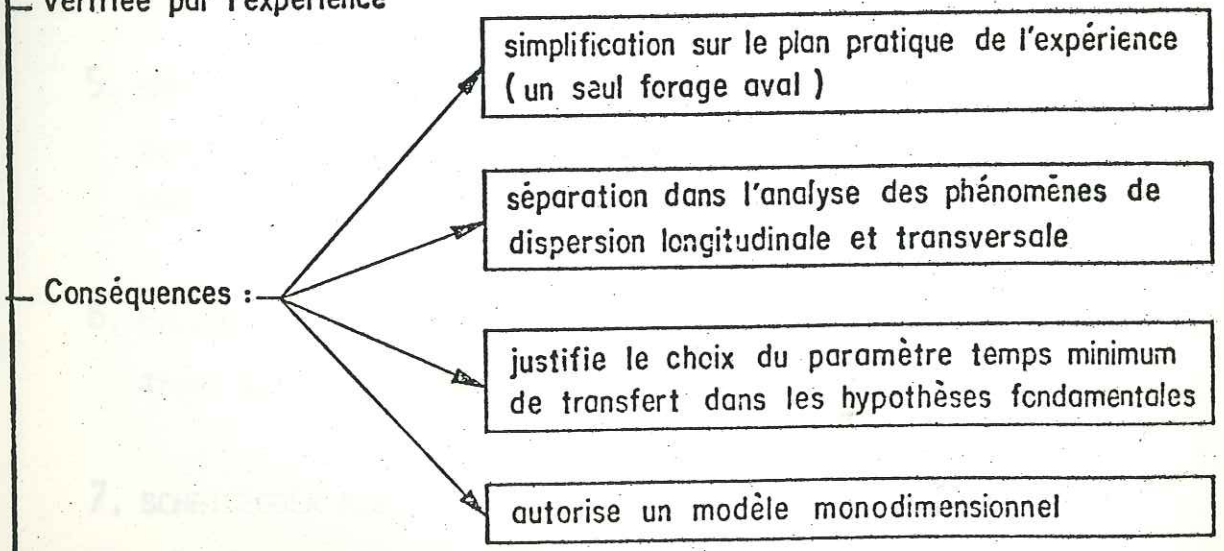


4 EXTRAPOLATION dans l'espace et dans le temps des informations obtenues sur un échantillon de terrain pour le transfert de l'eau



3 PROPRIETE d'identité des réponses impulsionnelles

- Démontrée
- Vérifiée par l'expérience



BIBLIOGRAPHIE

1. SCHEIDEGGER A.E.

Général théory of dispersion in porous media
Jl of Geophy. Res. (1961) 66, n° 16, 3273 - 3278

2. BACHMAT Y. ; BEAR J.

The general equation of hydrodynamic dispersion in homogenous isotropic porous media.

Jl of Geophys. Res. (1964) 69, 2561 - 2567

3. ROUSSELOT D.

Simulation par modèle mathématique des écoulements bidimensionnels en milieu poreux

B.R.G.M. - 72 - SGN/371 AME

4. SAUTY J.P.

Modèle mathématique de la propagation d'un front de pollution dans une nappe d'eau souterraine

B.R.G.M. - 72 - SGN/401 AME

5. KNOP A.

Feststellung über Zusammenhang von Donan und Aach

Leonhardt's, Neues Jahrbuch für Mineralogie (1878), p 353

6. WYLLIE M.R.J. ; GREGORY A.R.

Trans A.I.M.E. (1953) 198, p 103

7. SCHEIDEGGER A.E.

The physics of flow through porous media

University of TORONTO press (1967)

8. COATS K.H. ; SMITH B.D.

Dead end pore volume and dispersion in porous media
S.P.E.J. Vol 4, n° 1, March 1974, 73 - 86

9. LIFERMAN J.

Systèmes linéaires, variables d'état
Masson et Cie Paris (1972)

10. MOLINARI J.

Les traceurs isotopiques en hydrologie
Annale des Mines, Octobre 1969, 13 - 38

11. LEVENSPIEL O. ; SMITH

Chemical reaction Engineering
John Wiley and Sons Inc. London (1962)

12. VILLERMAUX J.

Analyse des processus chromatographiques linéaires à l'aide de
modèles phénoménologiques
Chem. Eng. Sci. (1972) vol 27, 1231 - 1243

13. VILLERMAUX J. ; VAN SWAAIJ W.P.M.

Modèle représentatif de la D.T.S. dans un réacteur semi infini à
dispersion axiale avec zone stagnantes.
Applications à l'écoulement ruisselant dans les colonnes d'anneaux
Rashig
Chem. Eng. Sci. (1969), Vol 24, 109 - 116

14. GUIZERIX J. ; GRANDCLEMENT G. ; GAILLARD B.

Appareil pour la mesure des vitesses relatives des eaux souterraines
par dilution ponctuelle.
I.A.E.A.

15. DAY P.R.

Dispersion of a moving salt, water boundary advancing through saturated sand.

Trans. Am. Geophys. Union (1956) vol 37, 5, 595

16. BERTSCH W.

Hydrodynamische dispersion von Sr Cl₂ lösung in ein kornsanden bei gesättigten fließen.

Dtsch. Gewässerkd. Mitt. (1970) vol 14, 5 - 131

17. GRINBAUM I.I.

Geofizicheskie metody izucenija dvizenije podzemnich vod. Gosgeollehnizdat, Moscow (1965)

18. HALEVY E. ; NIR A.

The determination of aquifer parameters with the aid of radioactive tracers, J. Geoph. Res. 67, 6 (1966) 2403

19. MERCADO A. ; HALEVY E.

Determining the average porosity and permeability of stratified aquifer with the aid of radioactive tracers, Water Resour. Res. 2, 3 (1966) 525

20. ZUBER A.

Theoretical possibilities of the two-well pulse method, Proc. colloque AIEA, Emploi des techniques isotopiques dans l'hydrogéologie des eaux souterraines Vienne Mars 1974.

21. HAZZAA I.B, et alt.

Study of the applicability of different radioisotopes for determination of the porosity of ground-water aquifers. Int. J. of Appl. Rad. and Isotopes (1966) 17, 621

22. GODIN J.M. ; ARCHIMBAUD M.

Microdétermination rapide de l'iode dans les eaux
Rapport C.E.A. - R. 3145 - (1967)

23. KLOTZ D. ; MOSER H.

Hydrodynamic dispersion as aquifer characteristics model experiment
by means of radioactive tracers
I.A.E.A. Symposium on isotope techniques in ground water hydrology.
VIENNA, March 1974 - SM 182/42

24. DAY P.R;

Dispersion of a moving salt water boundary advancing through
saturated sand
Trans. Amer. Geophys. Union (1956) vol 37, n° 5, 595 - 601

25. CNRS

Action thématique programmée : Hydrogéologie - contrat n° 3204

26. GAILLARD B.

Détermination à l'aide de traceur de la vitesse maximale de transit
de l'eau de la nappe sur le site du champ de captage des eaux de la
ville de GRENOBLE
Rapport AR/G/73-40 - BG/EG

27. 28. GAILLARD B.

Mesure de la vitesse limite de transit de substances polluantes dans
la nappe alluviale de la MOSELLE.
Aire de captage d'eau de MONTIGNY et METZ SUD.
Rapport DR/AR/G/73-2 - BG/MC
Rapport AR/G/73-43 - BG/MC

29 RIJKSIJSTITUUT VOOR DRINKWATERWOOZDIENING

'S - GRAVENHAGE, PARKWEG 13

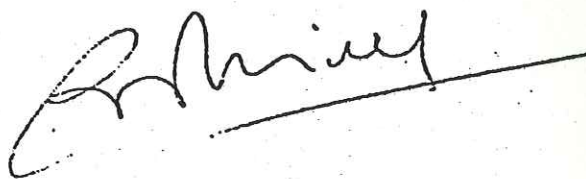


Dernière page d'une thèse

VU

Grenoble, le 26 avril 1976

Le Président de la thèse

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'P. M...' with a long horizontal line extending to the right.

VU, et permis d'imprimer,

Grenoble, le

Le Président de l'Institut
National Polytechnique

Le Président de l'Université
Scientifique et Médicale