

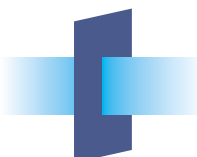


Utilisation des traceurs artificiels en hydrogéologie

Guide pratique

Groupe de travail Traçage de la Société suisse d'hydrogéologie **SSH**

Berichte des BWG, Serie Geologie - Rapports de l'OFEG, Série Géologie - Rapporti dell' UFAEG, Serie Geologia No 3 - Berne, 2002



Bundesamt für Wasser und Geologie **BWG**
Office fédéral des eaux et de la géologie **OFEG**
Ufficio federale delle acque e della geologia **UFAEG**
Uffizi federal per aua e geologia **UFAEG**
Federal Office for Water and Geology **FOWG**

Eidgenössisches Departement für Umwelt, Verkehr,
Energie und Kommunikation
Département fédéral de l'environnement, des transports,
de l'énergie et de la communication
Dipartimento federale dell'ambiente, dei trasporti,
dell'energia e delle comunicazioni

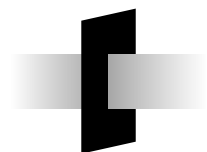
Utilisation des traceurs artificiels en hydrogéologie

Guide pratique

Groupe de travail Traçage de la Société suisse d'hydrogéologie **SSH**

Schudel Bernhard, Biaggi Daniele, Dervey Toni, Kozel Ronald, Müller Imré, Ross Jan Henning, Schindler Ueli

A commander comme Art. 804.603f auprès de l'OFCL, diffusion des publications, CH- 3003 Berne
[http:// www.bbl.admin.ch/bundespublikationen](http://www.bbl.admin.ch/bundespublikationen)



Bundesamt für Wasser und Geologie **BWG**
Office fédéral des eaux et de la géologie **OFEG**
Ufficio federale delle acque e della geologia **UFAEG**
Uffizi federal per aua e geologia **UFAEG**
Federal Office for Water and Geology **FOWG**



S S H S G H S S I

Société Suisse d'Hydrogéologie **SSH**
Schweizerische Gesellschaft für Hydrogeologie **SGH**
Società Svizzera d'Idrogeologia **SSI**

Auteurs

Bernhard Schudel (présidence), Office de l'économie hydraulique et énergétique du canton de Berne (OEHE)

Daniele Biaggi, Geotechnisches Institut AG, Berne et St.-Gall

Toni Dervey, naturaqua Hydro-Trace, Berne

Dr. Ronald Kozel, Office fédéral des eaux et de la géologie, Berne

Prof. Dr. Imre Müller, Centre d'hydrogéologie de l'Université de Neuchâtel

Jan Henning Ross, Göttelmann + Ross, Konstanz / D

Ueli Schindler, Sieber Cassina + Partner AG, Olten

Relecture

Prof. Dr. habil. Werner Käss, Umkirch / D

Prof. Dr. Christian Leibundgut, Universität Freiburg i.Br. / D

Prof. Dr.-Ing. Piotr Maloszewski, GSF - Forschungszentrum, Neuherberg / D

Dr. Hans Rudolf Wernli, Université de Berne

Prof. Dr. Hans Zojer, Technische Universität Graz / A

Rédaction

Bernhard Schudel (direction)

Daniele Biaggi

Jan Henning Ross

Traduction

Dr. François Pasquier, Hydrogéologue-conseil, Couvet (de la version originale en allemand)

Avec contributions de Dr. Pierre-Yves Jeannin, CHYN, Neuchâtel et ISSKA, La Chaux-de-Fonds

Impressum

Editeur	Office fédéral des eaux et de la géologie, OFEG
Diffusion	OFCL, Berne, 2002
ISSN / ISBN	ISSN 1660-0754; ISBN 3-906723-55-0
Tirage	1000
Source à mentionner	Schudel et al. (2002). Utilisation des traceurs artificiels en hydrogéologie – Guide pratique. Rapp. OFEG, Sér. Géol. 3
Version originale	en allemand
Photos	Toni Dervey et Bernhard Schudel
Internet	http://www.sgh.ethz.ch et http://www.bwg.admin.ch
Copyright	© OFEG, Berne 2002

Préface de l'éditeur

Le marquage de l'eau à l'aide de traceurs artificiels est une des techniques les plus importantes en hydrologie et hydrogéologie appliquées. L'exécution des essais de traçage dans les règles de l'art est une condition indispensable de leur interprétation correcte. De nos jours, des réponses précises sont attendues dans le domaine de la propagation de substances dans le sous-sol, ce qui génère une nette croissance des exigences pour la planification des essais de traçage, leur exécution et leur interprétation. Comme il n'existe pas de guide pratique à jour pour l'application des techniques de traçage en hydrogéologie, la Société suisse d'hydrogéologie (SSH) a pris en 2000 l'initiative de mettre sur pied un groupe de travail pour combler cette lacune. Pour ce travail, elle a pu se baser sur le guide pratique, épuisé depuis plusieurs années, qu'avait édité en 1988 le Groupe des hydrogéologues.

Au vu de la grande importance des essais de traçage en hydrogéologie, l'Office fédéral des eaux et de la géologie (OFEG) a décidé de publier ce guide pratique dans la série "Géologie" de l'Office ; elle remercie vivement la SSH de lui avoir donné cette opportunité. Par la présente publication, l'OFEG entend aussi souligner la collaboration entre Confédération, cantons, hautes écoles et utilisateurs dans le domaine des essais de traçage. Depuis longtemps déjà cette collaboration s'est avérée très utile dans le cadre de la Centrale de coordination des essais de traçage que gère l'OFEG avec le soutien de la SSH. C'est donc avec grand plaisir que nous remercions ici pour leur précieux apport tous ceux qui ont collaboré à l'élaboration de ce guide pratique, en particulier les membres du groupe de travail, issus de la recherche, de la pratique et de l'administration.

Office fédéral des eaux et de la géologie
Le chef du Service géologique national

Dr Peter Heitzmann

Vorwort des Herausgebers

Die Markierung des Wassers mit Hilfe von künstlichen Tracern ist eine der wichtigsten Techniken in der angewandten Hydrologie und Hydrogeologie. Grundbedingung für eine korrekte Auswertung ist die einwandfreie Ausführung der Markierversuche. Die heute gestellten, hohen Ansprüche bei der Untersuchung der Stoffausbreitung im Untergrund haben die Anforderungen für die Planung, Durchführung und Auswertung von Tracerversuchen deutlich ansteigen lassen. Da kein aktueller praxisnaher Leitfaden für die Anwendung der Tracertechnik in der Hydrogeologie existiert, hat sich die Schweizerische Gesellschaft für Hydrogeologie (SGH) im Jahre 2000 entschlossen, eine Arbeitsgruppe zu bilden, um eine solche Praxishilfe zu erarbeiten. Es konnte dabei auf den Leitfaden aus dem Jahre 1988 aufgebaut werden, den die Schweizerische Geologische Gesellschaft (Gruppe der Hydrogeologen) im Jahre 1988 herausgegeben hat und der aber seit mehreren Jahren vergriffen ist.

Das Bundesamt für Wasser und Geologie (BWG) hat sich in Anbetracht des hohen Stellenwertes der Markierungstechnik in der Hydrogeologie entschieden, die Praxishilfe in der Serie Geologie des Amtes zu publizieren und dankt der SGH ausdrücklich für ihre Initiative. Das BWG will damit auch die Bedeutung der Zusammenarbeit zwischen Bund, Kantonen, Anwendern und Hochschulen in der Tracertechnik unterstreichen. Diese Zusammenarbeit hat sich ja bekanntlich auch im Rahmen der Zentralen Meldestelle für Markierversuche, die das BWG mit Unterstützung der SGH betreibt, seit langer Zeit bestens bewährt. Es ist uns daher eine grosse Freude allen die am Zustandekommen dieser Praxishilfe beigetragen haben und insbesondere den Mitgliedern der Arbeitsgruppe aus Forschung, Praxis und Verwaltung herzlich für Ihren wichtigen Beitrag zu danken.

Bundesamt für Wasser und Geologie
Der Chef der Landesgeologie

Dr. Peter Heitzmann

Premessa dell'editore

Lo studio delle acque con i traccianti artificiali è una delle tecniche pratiche più importanti utilizzate nel campo dell'idrologia e dell'idrogeologia. Condizione di base per una corretta utilizzazione delle prove con traccianti è che queste siano eseguite in modo ineccepibile. Le odierne elevate esigenze nello studio della propagazione di sostanze nel sottosuolo hanno portato ad un netto miglioramento della pianificazione, della realizzazione e dell'interpretazione delle prove con traccianti. Poiché non esiste attualmente nessuna guida pratica per l'utilizzo delle tecniche con traccianti nel campo dell'idrogeologia, la Società Svizzera d'Idrogeologia (SSI) ha creato, nel corso del 2000, un gruppo di lavoro con lo scopo di elaborare un tale documento. Le basi sono costituite dal manuale pubblicato nel 1988 dalla Società Geologica Svizzera (Gruppo degli idrogeologi) e purtroppo esaurito ormai da alcuni anni.

L'Ufficio federale delle acque e della geologia (UFAEG), in considerazione della grande importanza delle tecniche di tracciamento nell'idrogeologia, ha deciso di pubblicare la guida pratica nella sua serie geologica e ringrazia espressamente la SSI per la sua iniziativa. L'UFAEG vuole in questo modo sottolineare l'importanza della collaborazione tra la Confederazione ed i Cantoni, gli utilizzatori e gli istituti superiori d'insegnamento delle tecniche di tracciamento. L'efficacia di questo tipo di collaborazione è da tempo messa in evidenza anche nell'ambito della Centrale di coordinazione delle prove con traccianti che l'UFAEG gestisce con il sostegno della SSI. È nostro grande piacere ringraziare tutti coloro che hanno contribuito alla realizzazione di questa guida pratica ed in particolare i membri del gruppo di lavoro attivi nella ricerca, nella pratica e nelle amministrazioni.

Ufficio federale delle acque e della geologia
Il Capo del Servizio geologico nazionale

Dr. Peter Heitzmann

Préface de l'auteur

Les techniques de traçage trouvent leur origine en hydrogéologie karstique. Le premier essai de traçage scientifique connu s'est déroulé en 1887 à la perte du Danube près d'Immendingen. Il a permis de prouver la liaison hydraulique entre le Danube et la source de Ach, à l'aide d'uranine. Ce traceur fortement fluorescent est devenu par la suite le colorant le plus classique pour tracer l'eau, utilisé encore aujourd'hui avec un succès incomparable. Au cours des dernières décennies, les techniques de traçage ont été largement développées, si bien que les méthodes de traçage sont actuellement utilisées dans pratiquement tous les domaines de l'hydrologie et de l'hydrogéologie appliquées.

Comme il n'existe pas de guide pratique pour l'application des techniques de traçage, la Société suisse d'hydrogéologie a décidé d'en élaborer un. Le Groupe de travail constitué dans ce but a reçu son mandat à la séance de printemps 2000 et terminé son travail au cours de l'hiver 2000/2001. Ce délai très court n'a pu être tenu que grâce à l'engagement sans faille des membres du Groupe, et je tiens à remercier ici chaleureusement toutes les personnes qui ont pris part au projet. Toutefois, malgré un bel engagement, nous ne pouvons endosser la responsabilité d'éventuelles erreurs dans le texte. Nous tenons à remercier également Messieurs W. Käss, Chr. Leibundgut, P. Maloszewski, H.R. Wernli et H. Zojer pour leur relecture critique du manuscrit. Enfin, nous aimerions exprimer notre reconnaissance à l'Office fédéral des eaux et de la géologie qui a assuré la réalisation, la mise en page, la traduction et l'impression du présent document.

Le Groupe de travail espère que ce guide pratique, qui reflète "l'état des connaissances appliquées en techniques de traçage", ait une destinée toute tracée.

Bernhard Schudel

Table des matières

	page
Préface de l'éditeur	II
Préface de l'auteur	V
Liste des figures	VIII
Liste des tableaux	VIII
1 Introduction	1
1.1 Remarques générales	1
1.2 Possibilités d'application	2
1.3 Rôle des institutions professionnelles	4
1.4 Bibliographie complémentaire	6
2 Préparation et réalisation des essais	7
2.1 Aperçu	7
2.2 Généralités sur la planification des essais	7
2.2.1 But des essais, plan général et récolte de documentation	7
2.2.2 Visite sur le terrain	9
2.2.3 Estimation du temps de transit probable	9
2.2.4 Evaluation des risques	10
2.3 Choix des traceurs	10
2.3.1 Généralités	10
2.3.2 Traceurs fluorescents	11
2.3.3 Sels	15
2.3.4 Particules	16
2.3.5 Autres traceurs	17
2.3.6 Essais de traçage multiple ou « multitraçages »	17
2.4 Activités d'information	18
2.5 Injection	19
2.5.1 Généralités	19
2.5.2 Choix des quantités à injecter	20
2.6 Echantillonnage	22
2.6.1 Organisation et plan d'échantillonnage	22
2.6.2 Echantillonnage	23
2.6.3 Récipients destinés à l'échantillonnage	23
2.6.4 Appareils et méthodes d'échantillonnage	24
2.6.5 Filtres au charbon actif (fluocapteurs)	25
2.6.6 Mesures in situ avec des appareils de mesure en continu	26
2.7 Transport et conservation des échantillons	27
3 Interprétation et documentation des essais	28
3.1 Méthodes et techniques analytiques	28
3.1.1 Méthodes d'analyse	28
3.1.2 Analyse des traceurs fluorescents en laboratoire	28
3.1.3 Analyse du charbon actif	31
3.1.4 Analyse par HPLC (High Performance Liquid Chromatography)	32
3.1.5 Techniques d'analyse d'appareils de mesure en continu	32
3.2 Interprétation des essais de traçage	33

3.2.1	Principaux résultats et possibilités d'application des essais de traçage	33
3.2.2	Généralités sur le transport de masse en solution	35
3.2.3	Détermination de paramètres à partir des essais de traçage	37
3.2.4	Courbes de restitution à queue étirée (tailing) ou à plusieurs maxima	40
3.2.5	Essais de traçage et modèles numériques d'écoulement souterrain	41
3.2.6	Combinaison d'essais de traçage et d'essais de pompage	41
3.3	Documentation	42
4	Autres applications	44
4.1	Etude de l'infiltration des cours d'eau	44
4.2	Mesures de débit des cours d'eau au moyen de traceurs	45
4.2.1	Généralités et méthodologie	45
4.2.2	Les traceurs utilisés et leurs propriétés principales	45
4.2.3	Modes d'injection des traceurs	45
4.2.4	Déroulement de l'essai	46
4.3	Utilisation des traceurs dans les forages profonds	47
4.4	Essais de traçage en milieu non saturé	47
4.4.1	Etude des eaux souterraines par injection de traceurs dans la zone non saturée	47
4.4.2	Recherches spécifiques à la zone non saturée	48
4.5	Les traceurs dans le domaine des eaux usées	49
4.6	Utilisation de bactériophages	50
5	Bibliographie	52
	Annexes	59
A	Evaluation des risques de dommages dus aux essais de traçage	61
1	Procédure générale	
2	Evaluation de la propagation du traceur	
3	Détermination des objets potentiellement menacés	
4	Evaluation des risques et plan de mesures	
B	Interprétation - Méthode de détermination de la vitesse moyenne à vol d'oiseau et du coefficient de dispersion à partir d'une courbe de restitution de traceur	64
1	Introduction	
2	Données générales de l'essai et tableau des résultats	
3	Définition des paramètres utiles	
4	Détermination de paramètres importants à partir du tableau des résultats	
5	Estimation des paramètres de la dispersion et du temps d'écoulement moyen	
6	Calcul d'une courbe de restitution théorique	
7	Comparaison de la courbe de restitution observée avec la courbe théorique	
8	Exemple d'une courbe de restitution avec phénomène de tailing (ou de retard)	
C	Protocole d'injection (avec conseils pratiques)	72
D	Protocole et check-list pour l'échantillonnage	74
E	Documentation des essais de traçage – check-list	77
F	Avis d'essai de traçage (OFEG)	79

Liste des figures

Figure 2.1 :	Planification et déroulement d'un essai de traçage	8
Figure 3.1 :	Analyses du naphthionate et «pseudodétection» par la technique du double balayage synchronisé	30
Figure 3.2 :	Représentation tridimensionnelle de la distribution d'un traceur à trois moments différents après l'injection (résultats d'une modélisation)	35
Figure 3.3 :	Exemple de courbe de restitution d'un traceur	37
Figure 3.4 :	Exemple d'une courbe de restitution cumulée	38
Figure 3.5 :	Deux courbes de restitution présentant un temps de transit moyen identique mais des coefficients de dispersion différents	39
Figure A1 :	Tâches et décisions pour l'évaluation des risques	61
Figure A2 :	Délimitation des zones de risque dans un aquifère homogène en roches meubles	62
Figure B1 :	Courbe de restitution observée selon données du tableau B1	67
Figure B2 :	Courbe de restitution observée et courbe théorique	70
Figure B3 :	Simulation d'une courbe de restitution par superposition de deux courbes	71
Figure E1 :	Exemple de plan de situation d'un essai de traçage	78

Liste des tableaux

Tableau 1.1 :	Possibilités d'application des traceurs dans différents types d'aquifères	2
Tableau 1.2 :	Principaux domaines d'application des traçages en hydrogéologie	3
Tableau 2.1 :	Aperçu de quelques caractéristiques des traceurs fluorescents	12
Tableau 2.2 :	Qualification technique des traceurs artificiels pour différents milieux hydrogéologiques	13
Tableau 2.3 :	Facteurs α de correction pour les différents traceurs	21
Tableau 2.4 :	Facteur A d'ajustement de la masse à injecter pour les différents types d'aquifères (sans dimension)	21
Tableau 3.1 :	Aperçu des différentes méthodes d'analyse de traceurs	28
Tableau 3.2 :	Limites de détection applicables dans des conditions favorables pour les principaux traceurs fluorescents (technique du double balayage synchronisé)	29
Tableau 3.3 :	Limites de détection de trois traceurs fluorescents admises en pratique par quelques laboratoires d'analyse.	31
Tableau 3.4 :	Commentaires des résultats d'essais de traçage et exemples d'application	34
Tableau 3.5 :	Fiches explicatives des notions de convection et de dispersion hydrodynamique	36
Tableau 3.6 :	Qualification des taux de restitution dans les aquifères en roches meubles	40
Tableau 4.1 :	Procédés de traçage pour la mesure du débit de cours d'eau	46
Tableau A1 :	Définition des zones de risque pour l'injection d'un traceur	62
Tableau B1 :	Concentrations de traceur mesurées et calculées	65

1 Introduction

1.1 Remarques générales

En 1988, la Société géologique suisse (Groupe des hydrogéologues) a publié un " Guide pratique pour l'usage des traceurs artificiels en hydrogéologie " (PARRIAUX et al. 1988). Ce guide, axé sur la description des principaux traceurs et de leurs propriétés, étant épuisé depuis longtemps, la Société suisse d'hydrogéologie a décidé de publier un nouveau guide pratique mis à jour et largement complété.

L'idée de base des techniques de traçage est simple et claire : l'eau est marquée à l'aide d'un traceur, ce qui permet de suivre son déplacement. Depuis longtemps, cette technique fournit de précieux services dans tous les domaines de l'hydrologie et de l'hydrogéologie appliquées (eaux souterraines, cours d'eau, lacs, glaciers, installations techniques, etc.). Les questions que l'on tente le plus souvent de résoudre à l'aide des traceurs sont :

- Où s'écoule l'eau ?
- D'où vient-elle ?
- Y a-t-il une liaison hydraulique entre deux points donnés ?
- Comment des substances se propagent-elles dans l'eau ?

L'accent du présent guide pratique est porté sur la mise en œuvre des essais de traçage dans les eaux souterraines. De nos jours, des réponses précises sont attendues dans le domaine du transport de substances ce qui génère une nette croissance des exigences pour la planification des essais de traçage, leur exécution et leur interprétation. Ce guide vise donc à améliorer la qualité des essais de terrain ; dans ce but des standards de qualité y sont définis pour assurer aux essais de traçage la transparence et la qualité de documentation nécessaires. Enfin, et ce n'est pas le moindre de ses objectifs, ce guide entend contribuer au développement de l'usage de cette technique en hydrogéologie.

Le guide pratique s'adresse en premier lieu aux praticiens actifs dans le domaine de l'hydrogéologie. Il est conçu principalement pour fournir une aide concise aux géologues, hydrogéologues et géotechniciens sans connaissance préalable particulière. Les techniques de traçage se sont depuis longtemps développées comme une spécialité autonome, c'est pourquoi il est conseillé aux utilisateurs inexpérimentés de prendre contact avec des spécialistes avant d'entreprendre des essais de traçage. Le guide pratique fournit des pistes pour répondre aux questions qui reviennent le plus souvent dans la pratique, mais il ne se veut pas exhaustif. Pour un complément d'informations, nous renvoyons le lecteur aux ouvrages de référence mentionnés dans le chapitre 1.4 et dans la bibliographie. Un deuxième et important public visé par cette publication est constitué par les instances qui octroient généralement les mandats, tels les offices fédéraux et cantonaux concernés, ainsi que les fournisseurs d'eau. A l'avenir, il serait souhaitable que ces instances demandent que la réalisation des essais de traçages soit conforme aux recommandations de la Société suisse d'hydrogéologie.

Le guide pratique traite des traceurs solubles le plus couramment utilisés, en particulier des traceurs fluorescents. Les traceurs radioactifs et les isotopes activés en laboratoire, ainsi que les substances naturellement contenues dans l'eau (isotopes environnementaux, etc.), ne sont pas

1 Introduction

considérés ici. Il faut toutefois rappeler que la combinaison de traceurs naturels et artificiels apporte souvent un gain d'information très appréciable. Cela est particulièrement vrai dans les études à grande échelle, où les isotopes naturels de l'eau fournissent une image des phénomènes à long terme, tandis que les essais de traçage permettent d'éclairer des situations spécifiques relevant du court terme.

Les techniques de traçage offrent une opportunité unique d'étudier sur l'objet lui-même certains aspects du cycle de l'eau. On comprend dès lors pourquoi certains spécialistes comparent les essais de traçage en hydrogéologie aux rayons X en médecine. La mise en œuvre de traceurs artificiels est souvent la seule possibilité de prouver de manière indubitable un fait concret.

Toutes ces considérations nous amènent à conclure que l'utilisation des traceurs artificiels requiert une bonne dose de connaissances, d'expérience et de conscience professionnelle. En effet, les résidus de traceurs en milieu peu perméable ou les essais inconsidérés, avec de trop grandes quantités de traceur, peuvent contaminer des bassins d'alimentation pour des décennies. Une utilisation professionnelle des traceurs est aussi nécessaire pour des raisons juridiques, car la législation sur la protection des eaux impose d'éviter la contamination des eaux. De manière générale, on devrait s'efforcer de n'utiliser que des techniques à jour telles qu'elles sont esquissées dans ce guide.

1.2 Possibilités d'application

Les tableaux ci-dessous donnent un aperçu de la diversité des possibilités d'application des essais de traçage en hydrogéologie :

Tableau 1.1 : Possibilités d'application des traceurs dans différents types d'aquifères.

Types d'aquifères	Possibilités d'application des traceurs
Aquifères karstiques	<ul style="list-style-type: none">▪ Reconnaissance régionale des écoulements souterrains▪ Elaboration de modèles conceptuels des systèmes karstiques▪ Mise en évidence de cheminement des eaux karstiques▪ Délimitation de bassins d'alimentation de sources karstiques
Aquifères en roches meubles	<ul style="list-style-type: none">▪ Etudes régionales de l'écoulement souterrain▪ Délimitation de bassins d'alimentation▪ Délimitation de zones d'apport de matières polluantes▪ Détermination de paramètres de l'aquifère▪ Simulation expérimentale de propagation de polluants
Écoulements de versant et aquifères en roches fissurées	<ul style="list-style-type: none">▪ Mise en évidence d'écoulements en roches cohérentes▪ Etudes de structures aquifères (fissures, failles, sillons, limites de bancs, etc.)▪ Mise en évidence d'écoulements préférentiels dans les versants (veines d'eau)

Tableau 1.2 : Principaux domaines d'application des traçages en hydrogéologie.

Domaines d'application	Objectifs de l'utilisation des traceurs
Captages d'eau souterraine / sources	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Délimitation du bassin d'alimentation de captages ▪ Vérification qu'un point donné se trouve dans le bassin d'alimentation d'un captage ▪ Etude des apports respectifs d'eaux différentes
Zones de protection des eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vérification d'une liaison hydraulique entre le point d'injection et le captage ▪ Etude des temps de transit et des vitesses d'écoulement ▪ Dimensionnement de zones de protection (délimitation des zones S2 et S3)
Aires d'alimentation des écoulements	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Délimitation des aires d'alimentation ▪ Vérification qu'un lieu donné se trouve dans l'aire d'alimentation d'un captage ▪ Connaissance des écoulements souterrains
Evaluation de dangers / simulations d'incidents	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vérification d'une liaison hydraulique entre une installation / un chantier et un captage ▪ Détermination de temps d'intervention ▪ Contrôle du bon emplacement de points de surveillance ▪ Estimation de l'ampleur des impacts lors d'une évaluation de risques ▪ Simulation de l'effet d'incidents provoquant l'infiltration de liquides dommageables dans les eaux souterraines
Sites contaminés / Aires suspectes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Etude du cheminement des eaux d'infiltration ▪ Vérification du bon emplacement de points d'échantillonnage en aval d'un site
Décharges	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vérification d'écoulements sous des décharges existantes ▪ Contrôle des voies d'infiltration : les eaux météoriques s'écoulent-elles vers les drainages prévus ? ▪ Contrôle de l'étanchéité des couches de couverture ▪ Evaluation de sites pour de nouvelles décharges, p. ex. vérification qu'un site soit hors du bassin d'alimentation de captages ▪ Vérification du bon emplacement de points de surveillance
Interaction eaux de surface - eaux souterraines	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Détection et localisation de tronçons d'infiltration ou d'exfiltration de cours d'eau ▪ Détection d'écoulements sous les cours d'eau ▪ Identification de lieux d'exutoires de lacs fermés
Détection d'eaux parasites	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Identification et quantification de l'arrivée à un captage d'eaux d'infiltration provenant d'un cours d'eau ▪ Vérification de l'arrivée à un captage d'eaux pluviales d'infiltration proche
Forages / piézomètres	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contrôle de la représentativité d'échantillons d'eau souterraine par marquage du fluide de forage ▪ Contrôle des bouchons étanches séparant différents niveaux de captage
Expertises en cas de dommages	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Vérification de l'origine des eaux s'infiltrant dans un bâtiment (p. ex. caves inondées)

1 Introduction

Détermination des paramètres de l'aquifère / modélisation des écoulements souterrains	<ul style="list-style-type: none">▪ Détermination de paramètres hydrauliques tels que vitesse d'écoulement et coefficient de dispersion▪ Calcul du volume d'emmagasinement à partir du volume des vides autorisant l'écoulement▪ Calibrage et validation de modèles d'écoulement et de transport de masse en solution▪ Vérification des directions d'écoulement simulées par rapport aux directions observées
--	--

Il est utile de mentionner ici quelques domaines où l'application des techniques de traçage n'est **pas indiquée, ou alors seulement avec certaines restrictions** :

Apport de la preuve qu'il n'y a pas de liaison hydraulique

Alors que la preuve de l'existence d'une liaison hydraulique est un fait bien clair, le contraire n'est pas forcément vrai. Avec un essai de traçage à résultat négatif, on ne peut pas forcément conclure à l'absence de liaison hydraulique entre les deux points étudiés. Le résultat négatif peut être dû à une trop courte période d'observation, un choix de traceur inadéquat, une trop faible quantité injectée, une technique d'analyse inadéquate ou des conditions hydrologiques défavorables. L'incertitude peut toutefois être minimisée par une exécution optimale de l'essai.

Simulation de l'épandage de substances liquides

Le chapitre 4.4 traite des particularités et restrictions de la mise en oeuvre d'essais de traçage en zone non saturée. Les explications données dans ce chapitre montrent clairement qu'il est rare d'obtenir un résultat positif en répandant des traceurs sur de grandes surfaces. Vouloir contourner les difficultés évoquées au chapitre 4.4 par une injection massive de traceur irait absolument contre les règles de l'art en la matière ; cette pratique est donc à écarter. Pour résoudre de tels problèmes, on peut dans certains cas faire appel aux traceurs naturels. Il n'est donc généralement pas possible d'apporter la preuve de l'absence de risque en simulant l'épandage de substances liquides au moyen de traceurs. En règle générale, les essais de traçages ne sont pas indiqués pour simuler l'épandage d'engrais fermiers liquides.

Utilisation de traceurs fluorescents dans les réseaux d'eaux usées

Par éthique professionnelle, il convient d'éviter l'emploi des rares traceurs fluorescents utilisables en hydrogéologie pour des essais dans les réseaux d'eaux usées (voir à ce sujet les considérations du chapitre 4.5).

1.3 Rôle des institutions professionnelles

Les résidus de traceurs d'essais antérieurs, en particulier si ces essais ont été effectués sans respect des règles de l'art, peuvent gêner des essais ultérieurs et fausser leurs résultats. C'est pourquoi la préparation d'un essai de traçage comporte la clarification des points suivants :

- Y a-t-il eu dans la région étudiée des essais de traçage, ont-ils été documentés ?
- Un essai de traçage est-il en cours dans la région étudiée ?

➤ Appel à l'utilisation de la « Centrale de coordination des essais de traçage dans les eaux souterraines »

L'Office fédéral des eaux et de la géologie à Berne gère depuis 1984, en collaboration avec la Société suisse d'hydrogéologie, une centrale de coordination des essais de traçage dans les eaux souterraines, à l'adresse suivante :

Office fédéral des eaux et de la géologie (OFEG)
Service géologique national
Centrale de coordination des essais de traçage (INFO-TRACER)
3003 Berne-Ittigen
e-mail: tracer@bwg.admin.ch
internet: www.bwg.admin.ch

Cette centrale fournit des formulaires d'avis d'essais de traçage, simples à remplir et au moyen desquels les informations les plus importantes peuvent être annoncées à temps avant un essai de traçage prévu (région étudiée, date de l'essai, type de traceur, etc.)¹. Les avis doivent être adressés par e-mail, fax ou courrier postal à la centrale de coordination qui avise automatiquement le service cantonal concerné². Celui-ci contrôle si un autre essai est annoncé dans la région étudiée, et informe le demandeur dans les meilleurs délais (principe de réciprocité). L'annonce d'un essai de traçage planifié n'est toutefois pas obligatoire. Il est instamment recommandé d'utiliser ce service. Les avis d'essais de traçage sont archivés à l'OFEG. Ainsi, tous les intéressés ont accès aux informations sur les essais de traçages effectués dans une région donnée.

➤ Appel à la transmission de la documentation et à l'archivage des essais de traçage

Une documentation adéquate est très utile pour la planification de nouveaux essais de traçage. Une telle documentation comprend aussi un aperçu des essais de traçage déjà effectués dans une région donnée. La perspective de renoncer à un essai de traçage en se référant le cas échéant aux résultats déjà disponibles suppose aussi bien un contrôle de qualité des données archivées qu'un bon classement et une bonne accessibilité aux données. La plupart des cantons ont déjà un service de documentation géologique où l'on peut trouver les résultats des essais de traçage. Mais l'utilisation du "Centre d'informations géologiques" de l'Office fédéral des eaux et de la géologie³ est vivement recommandée. Afin de procurer aux données archivées la pertinence requise, les auteurs suggèrent aux instances délivrant des mandats (en particulier les pouvoirs publics pour leurs propres projets ou des projets subventionnés) de demander une documentation des essais de traçage conforme au standard défini au chapitre 3.3 et à l'annexe E.

➤ Appel à la mise en oeuvre de programmes de compléments

Les services cantonaux compétents sont informés par l'Office fédéral des eaux et de la géologie des essais de traçage annoncés. Il leur est ainsi loisible d'élargir par des mesures complémentaires la portée d'essais de traçage utiles à la compréhension hydrogéologique régionale. Par des programmes dits de complément, il est possible par exemple d'obtenir une meilleure couverture géographique du périmètre d'échantillonnage, particulièrement importante dans le karst. On peut aussi, à la suite d'essais dans les cours d'eau, échantillonner les captages d'eau souterraine

¹ On trouvera dans l'annexe F une copie de l'avis d'essai de traçage de l'OFEG. Ce formulaire peut être obtenu par internet sous www.bwg.admin.ch

² La liste tenue à jour des instances cantonales compétentes est disponible sur la page d'accueil du site de l'OFEG, www.bwg.admin.ch

³ Le Centre d'informations géologiques de l'OFEG est toujours heureux de recevoir spontanément, pour ses archives, des rapports hydrogéologiques non publiés. Bien entendu ces archives peuvent être consultées lors de l'élaboration d'un projet.

1 Introduction

proches des rives, pour acquérir des informations sur la proportion des eaux infiltrées par les rives et les temps d'intervention en cas de pollution. Pour les projets de grande envergure, il est recommandé de se mettre en rapport le plus tôt possible avec les services cantonaux compétents.

1.4 Bibliographie complémentaire

Les deux ouvrages suivants de Werner Käss servent actuellement de référence dans le monde anglophone et germanophone :

- KÄSS W. (1992): Geohydrologische Markierungstechnik. Lehrbuch der Hydrogeologie, Band 9. 519 S., 234 Abb., 28 Tab., Anhang; Berlin, Stuttgart (Borntraeger Verlag).
- KÄSS W. (1998): Tracing Technique in Geohydrology. 581 S., Rotterdam, Brookfield (A.A.Balkema).

L'ouvrage en allemand comprend les chapitres principaux suivants : substances de marquage et de traçage (282 pages) ; préparation et réalisation d'essais de traçage (25 pages) ; interprétation des essais de traçage (38 pages) ; exemples d'application et d'interprétation (97 pages) ; bibliographie (97 pages). La version anglaise est une traduction de l'ouvrage allemand, actualisée et complétée dans de nombreuses parties. Le chapitre sur l'interprétation des essais de traçage, notamment, a été profondément remanié. Ces deux ouvrages de référence s'adressent en premier lieu aux spécialistes de la science et de la pratique en hydrogéologie et en économie des eaux. Ils apportent néanmoins de précieuses indications aux personnes moins expérimentées qui voudraient approfondir leurs connaissances.

Pour terminer mentionnons l'Association pour l'hydrologie des traceurs (Association of Tracer Hydrology ATH) qui supervise les développements méthodologiques déterminants dans le domaine de l'hydrologie des traceurs. Ses travaux sont généralement publiés dans "Beiträge zur Hydrogeologie" (voir sous ATH dans la bibliographie).

2 Préparation et réalisation des essais

2.1 Aperçu

La figure 2.1 présente les étapes de la planification et du déroulement d'un essai de traçage. Comme le montre cette figure, il est nécessaire d'établir avant chaque essai de traçage une planification bien structurée, subdivisée en étapes. Les techniques de traçage se sont depuis longtemps développées en tant que domaine spécialisé. De l'expérience et des connaissances spécifiques des techniques sont requises pour garantir de bons résultats. C'est pourquoi il est conseillé aux utilisateurs moins expérimentés de se mettre assez tôt en contact avec des spécialistes pour la planification et l'exécution d'essais de traçage. Ceux-ci sont à même de conseiller et d'aider les utilisateurs dans le choix de traceurs adéquats, des quantités à injecter et des dispositions à prendre pour l'échantillonnage.

2.2 Généralités sur la planification des essais

2.2.1 But des essais, plan général et récolte de documentation

Pour préparer un essai de traçage de manière précise, il faut d'abord analyser le problème posé et définir clairement les objectifs visés. Dans cette optique, il faut pouvoir répondre aux questions suivantes :

- Quels sont les faits à clarifier ?
- Quel est le dispositif d'essai le plus adéquat pour la mise en évidence de ces faits ?

On utilisera comme base de planification les documents géologiques et hydrogéologiques disponibles. Les documents suivants sont en général particulièrement utiles :

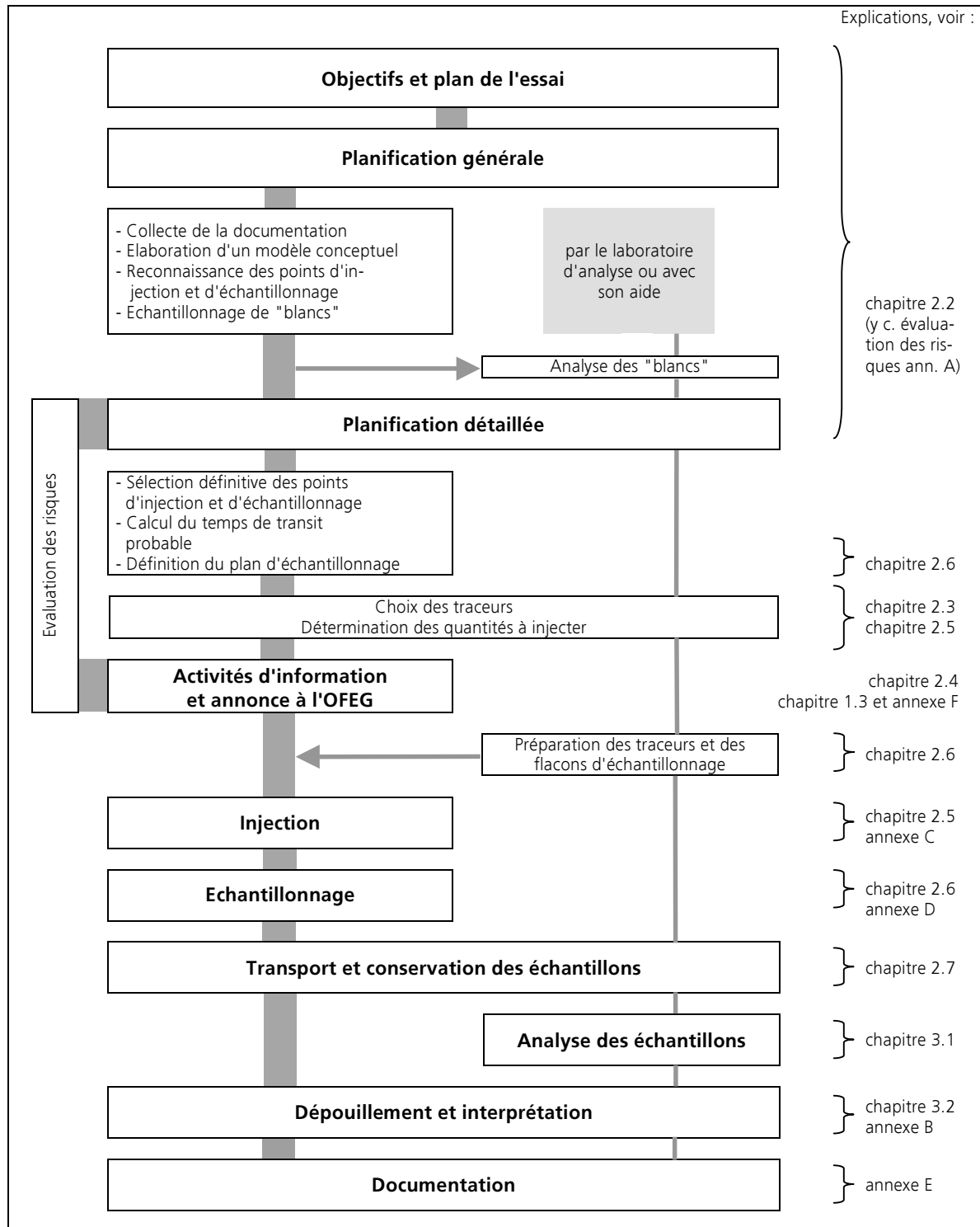
- Documents sur la géologie, l'hydrogéologie et l'hydrologie régionales ;
- Rapports sur des essais de traçage antérieurs ;
- Documents de planification, avec la localisation des points de surveillance des eaux souterraines, puits et sources, ainsi que toutes les données relatives à ces points ;
- Plans de captage des lieux d'échantillonnage potentiels ;
- Extrait des dernières années du registre des avis d'essais de traçage de l'Office fédéral des eaux et de la géologie (voir chapitre 1.3), sur tout le bassin d'alimentation hydrogéologique concerné.

A l'aide de ces documents, il s'agit de clarifier les points suivants :

- Conditions régionales de l'écoulement des eaux souterraines ;
- Points d'injection les plus pertinents du point de vue hydrogéologique ;
- Points d'échantillonnage les plus adéquats du point de vue hydrogéologique ;
- Liste des captages et des cours d'eau qui peuvent être touchés par l'essai de traçage ;
- Evaluation de la présence dans les eaux souterraines d'éventuels résidus de traceurs d'essais antérieurs.

2 Préparation et réalisation des essais

Figure 2.1 : Planification et déroulement d'un essai de traçage.



2.2.2 Visite sur le terrain

La visite sur le terrain est nécessaire pour la préparation pratique de l'essai. Elle doit englober les aspects suivants :

- Reconnaissance des points d'injection ;
 - Contrôle de la pertinence des points prévus pour l'injection de traceurs ;
 - Accessibilité (aussi dans l'optique de possibles dommages au terrain) ;
 - Vérification de la possibilité d'amener la quantité nécessaire d'eau pour le rinçage avant et après l'injection.
- Reconnaissance et préparation des points d'échantillonnage ;
 - Définition des points exacts d'échantillonnage : p. ex. dans les captages, il faut s'assurer que l'on puisse prélever de l'eau brute, en amont d'un éventuel traitement (chloration ou autre) ;
 - Contrôle du bon fonctionnement des piézomètres. Les piézomètres bouchés doivent être assainis ;
 - Vérification des dispositifs de mesure de niveaux d'eau, de débits de puits ou de source ;
 - Rencontre et instruction du personnel chargé de l'échantillonnage ;
 - Définition de la fréquence d'échantillonnage ;
 - Reconnaissance du local dans lequel les échantillons peuvent être entreposés (local sombre et à l'abri du gel) ;
 - Vérification de l'absence de risque de contamination ou de confusion d'échantillons ;
 - Prélèvement des premiers blancs.
- Reconnaissance des conditions géologiques et hydrogéologiques locales, contrôle des principales données de la documentation.

2.2.3 Evaluation du temps de transit probable

Pour fixer la durée de la période d'échantillonnage, il est nécessaire d'évaluer le temps de transit probable du traceur entre le point d'injection et les points d'échantillonnage. La démarche la plus adéquate dépend du contexte hydrogéologique.

Dans les aquifères en roche meuble, on obtient une estimation grossière du temps de transit en utilisant la formule de Darcy :

$$v = \frac{k \cdot i}{n_e}$$

Paramètres :	v	=	vitesse moyenne en ligne droite [m/s]
	k	=	perméabilité [m/s]
	i	=	gradient hydraulique
	n_e	=	porosité efficace de l'aquifère

En appliquant cette formule, il faut garder à l'esprit qu'en raison des hétérogénéités de l'aquifère, la vitesse maximale en ligne droite est souvent 2 à 4 fois plus élevée que la vitesse moyenne calculée. Dans certains cas, la vitesse maximale peut être 10 fois plus grande que la vitesse moyenne.

2 Préparation et réalisation des essais

Dans les roches cohérentes et les aquifères karstiques, le temps de transit probable peut parfois être estimé sur la base d'essais de traçage antérieurs. Dans la plupart des cas, il est difficile de l'estimer avec la précision souhaitable. S'il existe des cheminements préférentiels, (p. ex. fissures, anciens sillons d'érosion, drainages, etc.), des vitesses très élevées sont possibles. Par contre, si l'injection est effectuée dans des parties peu perméables de l'aquifère, le transit pourra être long. De plus, dans les aquifères en roche cohérente et dans le karst, les temps de transit peuvent fortement varier en fonction des conditions météorologiques.

2.2.4 Evaluation des risques

Des effets secondaires indésirables peuvent survenir lors des essais de traçage. Des colorations de l'eau potable suscitent en général des réactions fâcheuses. Il faut aussi être prudent en ce qui concerne les concentrations de traceur maximales tolérables dans l'eau industrielle s'il y a des exploitations sensibles (p. ex. industrie textile ou du papier). Dans certains cas, il vaut la peine d'effectuer une évaluation des risques possibles dus à un essai de traçage. Il faut alors considérer en premier lieu les aspects suivants :

- Coloration d'eaux industrielles ou de produits dans les exploitations sensibles ;
- Coloration de l'eau potable ;
- Coloration des eaux de surface.

A côté des risques matériels, il faut aussi considérer les risques immatériels. Une exécution imprudente pourrait par exemple occasionner une importante alarme des services de sécurité ou des avis négatifs dans la presse. D'autres conseils relatifs à l'évaluation des risques sont donnés dans l'annexe A. Dans tous les cas, une information précise et ciblée diminuera les conséquences d'une coloration intempestive des eaux (voir aussi chapitre 2.4).

2.3 Choix des traceurs

2.3.1 Généralités

Ne sont considérés ici que les traceurs artificiels d'utilisation relativement facile et qui peuvent contribuer à répondre à la plupart des problèmes pratiques en hydrogéologie. Les traceurs radioactifs ou activables n'ont pas été pris en compte. Le lecteur trouvera dans les ouvrages sur l'hydrologie des traceurs de KÄSS (1992 et 1998) un aperçu très complet des traceurs artificiels actuellement disponibles.

Les traceurs artificiels doivent être conformes aux exigences les plus diverses pour répondre aux besoins de l'hydrologie des traceurs. En hydrogéologie, le traceur idéal doit être représentatif du mouvement de l'eau, c'est-à-dire que son comportement à l'écoulement doit s'approcher de celui de l'eau elle-même. Pour cela, les propriétés suivantes sont requises :

- Stabilité chimique ;
- Tendance à l'adsorption la plus faible possible ;
- Bonne solubilité à l'eau.

A cela s'ajoutent quelques conditions pratiques importantes :

- Innocuité pour l'être humain, les animaux et les plantes (biocénose) ;
- Limite de détection basse ;
- Coûts peu élevés (traceur et analyse) ;
- Quantification aisée ;
- Pas ou peu de charge polluante pour les eaux.

Il est vain de vouloir chercher un traceur qui remplisse à 100 % toutes les exigences. Le traceur idéal n'existe pas. Aussi, le choix d'un traceur dépend fortement de la problématique et de la situation hydrogéologique. Pour les multitraçages (injection simultanée de plusieurs traceurs), les aspects analytiques jouent en outre un rôle prépondérant. Il est recommandé de demander conseil au laboratoire d'analyse le plus tôt possible. Lors d'essais de traçage, il faut toujours s'efforcer de réduire au maximum la quantité de traceur injectée et le nombre de traceurs mis en œuvre. Il faut viser des concentrations et une durée de restitution les plus basses possible. Les traceurs artificiels décrits ci-dessous appartiennent à deux groupes de substances :

Traceurs solubles à l'eau

- Traceurs fluorescents (chap. 2.3.2) ;
- Sels (chap. 2.3.3).

Traceurs sous forme de particules

- Bactériophages (chap. 2.3.4 et 4.6) ;
- Mini-boules fluorescentes, dites "microsphères" (chap. 2.3.4) ;
- Spores de lycopode (non décrites).

Le groupe le plus important est celui des traceurs fluorescents, car ceux-ci sont généralement les plus simples à détecter à des concentrations très faibles et leur manipulation est simple. Plus de 95 % des essais de traçages annoncés ces dix dernières années à l'Office fédéral des eaux et de la géologie ont été effectués avec des traceurs fluorescents. Les sels et les particules sont de bons traceurs complémentaires, utiles lors de multitraçages ou pour résoudre des problèmes particuliers (p. ex. transport de matières solides), ou encore si toute coloration de l'eau doit être évitée absolument.

2.3.2 Traceurs fluorescents

Il existe un grand nombre de substances fluorescentes, mais seules quelques unes satisfont aux exigences des traceurs en hydrogéologie. Le tableau 2.1 donne un aperçu des traceurs fluorescents généralement utilisés, avec leurs caractéristiques principales. Certains colorants fluorescents apparaissent sous des noms de commerce différents.

➤ Appel à l'utilisation de dénominations unifiées pour les traceurs fluorescents

Nous recommandons l'utilisation des dénominations écrites en caractères gras dans le tableau 2.1. Ces noms se sont généralement imposés parmi les professionnels de la branche ainsi que dans la littérature.

Le tableau 2.2 fournit une évaluation de la qualification technique des traceurs artificiels pour les différents domaines de l'hydrogéologie.

Tableau 2.1 : Aperçu de quelques caractéristiques des traceurs fluorescents.

Dénomination (Synonymes entre parenthèses)	Index couleur I.C.	Spectre excitation / émission [nm] ⁴	Evaluation toxicologique ⁵	Limite de détection ++++ = très bonne + = moyen	Retardement (dû à l'adsorption réversible) - = faible - - - = élevé	Restitution du traceur ++++ = élevée + = faible	Rapport qualité/prix du traceur ⁶ ++++ = très bon + = mauvais	Propriétés particulières	Remarques (voir aussi commentaires du chap. 2.3.2)
Uranine (Fluorescéine disodique) (Fluorescéine hydraulique)	45350	490 / 515	inoffensif	++++	-	++++	++++	peut être endomagée par des oxydants (p. ex. chlore, ozone)	globalement, le meilleur traceur
Eosine (Eosin Y) (Acid Red 316)	45380	512 / 537	inoffensif	+++	- -	+++	+++	grande sensibilité à la lumière	ne pas utiliser en même temps que du bromure
Naphthionate (Naphthionate de sodium) (Acide naphthionique)		323 / 418	inoffensif	+	-	++	++	bruit de fond élevé à la mesure	
Amidorhodamine G (Sulforhodamine G extra)	45220	530 / 555	inoffensif	+++	- - -	+	++		
Sulforhodamine B (Acide duasyne-rhodamine B 01, Amidorhodamine B)	45100	561 / 586	toxique pour l'environnement	++	- - -	++	++		limiter son utilisation dans les eaux de surface
Rhodamine B (Basazolrot 71 L)	45170	551 / 576	à déconseiller	+++	- - -	+	+	très forte adsorption	ne plus utiliser
Rhodamine WT (Acid red 388)		558 / 583	à déconseiller	++	- - -	+	+		à n'utiliser que dans les cas d'exception
Pyranine	59040	460 / 512	inoffensif	++	-	+	++	faible taux de restitution	
Duasyne Duasyne jaune fluorescent T		449 / 474		++	- -	++	++		n'est plus fabriqué
Tinopal (T-CBS-X, T-ABP liquide)		346 / 435	inoffensif	+	- - -	+	+	bruit de fond élevé à la mesure	

⁴ Longueurs d'onde produisant le signal de fluorescence maximal avec la technique du double balayage (selon les types d'appareil, de légers écarts sont possibles).

⁵ UMWELTBUNDESAMT 1997, groupe de travail «Human- und ökotoxikologische Bewertung von Markierungsmitteln in Gewässern» et BEHRENS et al. 2001.

⁶ Evaluation de la qualité des traceurs d'après la sensibilité de détection et la mobilité (capacité de transport dans l'eau souterraine).

Tableau 2.2 : Qualification technique des traceurs artificiels pour différents milieux hydrogéologiques.

Evaluation : ++ bon
 + satisfaisant
 0 en général peu indiqué, utilisation possible dans des conditions favorables
 – à déconseiller

Traceur	Milieu karstique		Milieu poreux			Milieu fissuré	Infiltration de cours d'eau
	Injection en liaison directe avec le réseau karstique	Injection en liaison diffuse avec le réseau karstique	Injection directe dans l'eau souterraine	Injection en zone non saturée bien perméable	Injection dans les terrains de couverture à perméabilité limitée (p. ex. fouille en moraine)		
Uranine	++	++	++	++	++	++	++
Eosine	++	++	++	+	+	+	+
Naphthionate	++	+	++	+	0	0	+
Amidorrhodamine G	++	+	+	0	0	0	0
Sulforhodamine B	++	+	+	0	0	0	0
Pyranine	++	+	+	0	0	0	-
Duasyne ⁷	++	+	+	0	0	0	-
Tinopal	+	0	0	-	-	-	-
Chlorures	++	+	++	0	-	-	-
Bromures	++	+	++	0	-	-	-
Lithium	++	0	+	-	-	-	-
Borax	+	0	0	-	-	-	-
Bactériophages	++	+	+	0	-	0	-
Microsphères	+	0	0	-	-	-	-

⁷ Le produit n'est plus fabriqué.

2 Préparation et réalisation des essais

Uranine : C'est le traceur fluorescent le plus utilisé et le plus adéquat, en raison de sa très grande sensibilité de détection, de sa faible tendance à l'adsorption et de son prix relativement bas. Dans les conditions les plus favorables et dans de l'eau souterraine propre du point de vue optique, la limite de détection peut descendre jusqu'à 0.001 ppb (cela correspond à 0.001 µg/l ou à un rapport de masse de 1 : 10⁻¹²). Le chapitre 3.1.2 fournit des informations plus complètes sur les limites de détection. La limite de visibilité de ce traceur à l'œil nu dépend principalement de l'épaisseur de la couche d'eau. Dans un réservoir pourvu de catelles blanches, des concentrations d'uranine de quelques ppb peuvent être déjà faiblement visibles. Dans une baignoire pleine la limite de visibilité se situe à environ 10 ppb, et dans une bouteille d'un litre à environ 70 ppb. Comme certains autres colorants fluorescents, l'uranine est sensible à la lumière ; pour les essais de traçage dans les eaux souterraines, ceci ne joue un rôle qu'au niveau du prélèvement et de la conservation des échantillons (voir chapitres 2.6 et 2.7). Dans les eaux acides de pH inférieur à 5.5, le risque d'adsorption de l'uranine augmente en raison d'une modification de la structure de la molécule. En milieu acide, la fluorescence même de la molécule est considérablement diminuée. La détection devient donc impossible par spectro-fluorescence. L'uranine est endommagée en présence d'agents oxydants tels que le chlore, le dioxyde de chlore et l'ozone, substances fréquemment utilisées dans le traitement de l'eau potable.

Eosine : C'est également un bon traceur, mais il montre une tendance à l'adsorption un peu plus grande que celle de l'uranine. Pour des essais sur de grandes distances ou dans des aquifères de perméabilité modérée, l'éosine se comporte un peu moins bien que l'uranine. Par contre, l'éosine est moins sensible au pH que l'uranine. En raison de sa grande sensibilité à la lumière, l'éosine n'est pas indiquée pour une utilisation dans les eaux de surface. La mise en œuvre simultanée d'éosine et d'uranine peut conduire à des difficultés analytiques, car les deux colorants se gênent mutuellement lors de la mesure de fluorescence.

Naphtionate : Il émet une fluorescence dans le bleu, impliquant à l'analyse un bruit de fond gênant, plus ou moins fort selon la pureté optique de l'eau. En conséquence, la limite de détection du naphtionate est nettement moins bonne que celle des deux traceurs précédents. Cette caractéristique du naphtionate est trop souvent ignorée, et cela conduit à des résultats peu sûrs. Par rapport à l'uranine, il faut injecter des quantités 10 à 20 fois plus grandes. Le naphtionate est surtout indiqué pour des essais sur de courtes distances et pour une injection directement dans l'eau souterraine. Il est déconseillé de l'injecter dans la zone non saturée. Lors d'essais comparatifs en milieu poreux, le taux de restitution du naphtionate était significativement plus faible que celui de l'uranine. Cela laisse supposer que le naphtionate est soumis à une adsorption irréversible ou à une dégradation. Par ailleurs, lors de ces essais, le naphtionate présentait des vitesses un peu plus élevées que l'uranine. Un avantage du naphtionate est qu'il reste incolore jusqu'à une concentration élevée (environ 10'000 ppb). Le risque d'une coloration de l'eau potable est ainsi extrêmement faible. La méthode au charbon actif est mal adaptée à la détection du naphtionate.

Colorants à la rhodamine : Toutes les substances du groupe des rhodamines sont soumises à une plus ou moins forte adsorption. La rhodamine B montre une adsorption particulièrement forte, et elle est de plus peu recommandable du point de vue toxicologique. C'est pourquoi la rhodamine B ne doit plus être utilisée comme traceur en hydrologie. En raison de propriétés génotoxiques, la rhodamine WT est également à déconseiller comme traceur. L'aminorhodamine G et la sulforhodamine B sont inoffensives pour l'être humain. En raison de leur tendance à l'adsorption, ces deux substances ne doivent être envisagées, en milieu poreux, que pour des essais sur de courtes distances et dans des aquifères bien perméables. La sulforhodamine B est toxique

pour l'environnement, c'est pourquoi, dans les eaux de surface, elle ne devrait être envisagée que pour des cas exceptionnels, et en quantité aussi faible que possible.

Pyranine : Elle n'est pas très souvent utilisée dans la pratique, en raison d'une mauvaise limite de détection, d'un faible taux de restitution et d'une analyse fastidieuse en présence d'urinine. Au contraire de cette dernière, la pyranine peut être utilisée en milieu acide. Dans la littérature, certaines références vantent le comportement quasi idéal de la pyranine. Par contre son taux de restitution généralement faible ressort souvent comme un défaut. Il est probablement lié à des processus de dégradation.

Duasyne (Duasyne-jaune fluorescent T) : Elle est fluorescente dans une gamme de longueur d'onde où les autres traceurs ne réagissent pas. A notre connaissance, ce produit n'est plus fabriqué depuis quelques années. Nous le mentionnons tout de même, car la duasyne est encore parfois utilisée grâce à de vieux stocks. Il s'agit d'un colorant fluorescent jaune contenu par exemple dans les crayons-feutres jaunes. En ce qui concerne sa sensibilité de détection et sa mobilité, ce traceur est comparable à la sulforhodamine B. La duasyne s'est avérée tout à fait performante pour des essais sur de courtes distances en milieu poreux bien perméable.

Tinopal : Ce traceur appartient à la catégorie des azurants optiques utilisés pour le blanchiment des textiles et du papier. Les poudres à lessive contiennent également de telles substances. Le tinopal est facilement adsorbé, il peut être à la rigueur utilisé un système karstique bien développé, mais un bruit de fond important nécessite l'injection de grandes quantités. Actuellement, on remplace avantageusement le tinopal par le naphthionate, également fluorescent dans le bleu, et qui possède des qualités de traceur bien meilleures.

Lissamine FF, C.I. 56205 : La dénomination de la lissamine et des substances analogues à la lissamine prête à confusion (voir les synonymes dans KÄSS 1992, page 42). Bien que ce produit ne soit plus fabriqué depuis longtemps, on ne s'étonnera donc pas que des injections de prétendue "lissamine" se voient encore çà et là. L'intensité de fluorescence de la lissamine FF est très faible (1.6 % seulement de celle de l'urinine). La sensibilité de détection est tout aussi mauvaise. Il en est de même pour les substances analogues à la lissamine, comme par exemple l'amidoflavine ou la flavine diphenyle brillant 7 GFF. Ces colorants sont tous inadéquats comme traceur en hydrogéologie.

2.3.3 Sels

Les sels font partie des traceurs classiques. Jusqu'à la fin des années 50, le chlorure de sodium était pratiquement le seul traceur autorisant une interprétation quantitative. Dans la pratique actuelle, les sels sont utilisés comme complément occasionnel aux traceurs fluorescents. Comme les cations dans l'eau souterraine sont sujets à l'adsorption et aux échanges ioniques, ce sont avant tout les anions qui sont mesurés comme traceurs. Comparés aux traceurs fluorescents, les sels ont le défaut d'une limite de détection nettement moins bonne et surtout d'un bruit de fond élevé d'origine géologique ou humaine (salage des routes notamment). Cela nécessite l'injection de grandes quantités, ce qui peut signifier non seulement un travail supplémentaire, mais aussi des modifications de l'écoulement naturel des eaux dues à des processus physico-chimiques (effet sur la densité de l'eau). En outre, il faut prendre en considération un possible effet toxique des hautes concentrations en sel sur les organismes aquatiques. En général, les sels génèrent des coûts d'analyse un peu plus élevés que les traceurs fluorescents. Dans la pratique, les sels suivants sont utilisés occasionnellement comme traceurs :

2 Préparation et réalisation des essais

- Chlorure de sodium (NaCl, sel de cuisine) ;
- Bromure, comme bromure de potassium (KBr) ou bromure d'ammonium (NH₄Br) ;
- Iodure de potassium (KI) ;
- Chlorure de lithium (LiCl) ;
- Borax (Na₂B₄O₇ · 10H₂O).

Chlorure de sodium : En raison de ses propriétés stables, le chlorure est un bon traceur. Les fortes concentrations présentes dans la nature nécessitent toutefois une quantité d'injection environ 10'000 fois grande que celle des traceurs fluorescents. Dans les aquifères à porosité d'interstices, l'injection instantanée de telles quantités n'est en général pas possible. Le sel de cuisine ne peut être mis en œuvre que dans les milieux poreux très perméables ($k > 10^{-2}$ m/s) et pour des traçages sur de courtes distances (< 200 m). Dans le karst également les possibilités d'utilisation du chlorure de sodium sont fortement limitées : d'une part en raison des dilutions importantes liées au fort débit des sources karstiques, et d'autre part, à cause des concentrations élevées et variables de Na⁺ et Cl⁻ dans les eaux naturelles. Par contre, le sel de cuisine est indiqué pour les mesures de débit par dilution de traceur dans les ruisseaux et petits cours d'eau à écoulement turbulent (voir chapitre 4.2).

Bromure : Le bromure est assez souvent utilisé comme traceur de référence dans les projets de recherche sur le transport de substances dissoutes dans les eaux souterraines. Les vitesses de transport du bromure peuvent être plus élevées que celles du tritium, car le transport du bromure se limite aux pores les plus grands, tandis que le tritium pénètre aussi dans les plus petits pores. Dans la pratique, l'utilisation du bromure est limitée par les mêmes facteurs que celle des chlorures. Les quantités à injecter sont environ 3'000 à 5'000 fois plus élevées que celles des traceurs fluorescents. Le bromure en tant que tel est inoffensif sur le plan toxicologique, mais des substances indésirables peuvent se former à partir du bromure lors du traitement des eaux potables par chloration ou ozonification. Une application dans les eaux souterraines ne doit donc se faire que si la formation de telles substances peut être exclue. Lors de multitraçages, il faut être attentif aux interférences avec l'éosine.

Iodure : Il est chimiquement instable, en particulier dans les eaux souterraines chargées en matière organique. C'est pourquoi l'iodure n'est indiqué que pour de petits trajets, plus précisément de courts temps de séjour.

Lithium : De tous les cations, c'est le lithium qui a le moins tendance aux échanges ioniques. En milieu poreux, le lithium est indiqué pour des essais sur de courtes distances dans des aquifères très perméables. Dans le karst, il a été utilisé avec succès à de nombreuses reprises.

Borax : Les expériences disponibles sont assez peu nombreuses ; elles montrent que le borax est indiqué pour de courtes distances. Le bruit de fond peut être élevé dans les eaux influencées par les activités humaines.

2.3.4 Particules

Des matières de toutes sortes, sous forme de particules, ont été utilisées en région karstique dès le début des essais de traçage. Toutefois, des résultats utilisables n'ont été obtenus que petit à petit par l'affinement des méthodes basées sur les corps flottants. Dans les milieux à porosité fine, les particules sont retenues (filtrées) en raison de leur grandeur.

Bactériophages : Ils offrent actuellement une méthode bien développée et sensible. Les "bactériophages", ou simplement "phages", sont des virus qui s'attaquent spécifiquement aux bactéries. La grandeur des phages varie de quelques dixièmes à quelques centièmes de nanomètres. Les phages utilisés pour les essais de traçage ne s'attaquent pas à l'être humain, aux animaux ou aux plantes, ils ne sont donc ni pathogènes ni toxiques. On peut injecter simultanément plusieurs sortes de phages sans craindre une interférence à l'analyse. Les bactériophages sont particulièrement indiqués pour des essais de traçage en milieu karstique, où ils montrent un bon taux de restitution, toutefois inférieur en général à celui des traceurs fluorescents. En milieu poreux, l'utilisation de bactériophages est limitée aux aquifères bien perméables (10^{-2} à 10^{-3} m/s) et à de courtes distances. Le taux de restitution en milieu poreux est faible. Dans les aquifères peu perméables, les phages sont retenus en totalité. La préparation et l'analyse des phages n'est possible que dans des instituts spécialisés.

L'aptitude au transport est déterminée par la taille des phages, leur structure de surface et leur charge électrique. Ces facteurs déterminent aussi l'aptitude au transport de micro-organismes tels que les bactéries fécales ou les virus. Pour cette raison, les phages sont, mieux que les substances dissoutes, indiqués pour la simulation du transport de micro-organismes (pathogènes). Vu leur taille, les phages ne pénètrent pas dans les pores fins, ils sont donc préférentiellement transportés dans les conduits d'eau plus rapides. C'est pourquoi en règle générale les phages sont transportés plus rapidement que les substances dissoutes stables. On trouvera au chapitre 4.6 de plus amples informations sur l'utilisation des phages.

Microsphères fluorescentes : Ce sont des particules microscopiques de matière synthétique en forme de sphère, enduites de couleur fluorescente. Pour les essais de traçage, on recommande l'utilisation de microsphères de polystyrène d'un diamètre de 1 μm . Un échantillon d'eau de 100 ml suffit à l'analyse. L'identification et le comptage des microsphères s'effectue au moyen d'un microscope à fluorescence, ce qui est long et est assez fastidieux. Cette méthode d'analyse n'est pratiquement pas envisageable pour les essais de routine. La mesure en continu des microsphères au moyen d'un compteur en ligne n'est pas encore au point pour une utilisation dans la pratique. Une mesure directe de la fluorescence, telle qu'elle est pratiquée pour les traceurs fluorescents, est possible, mais les limites de détection sont moins bonnes. Dans l'ensemble, on dispose encore d'assez peu d'expérience sur les microsphères comme traceur en hydrologie. Les expériences effectuées à ce jour montrent que l'aptitude au transport des microsphères est comparable à celle des bactériophages.

2.3.5 Autres traceurs

Bleu brillant : Il s'agit d'un colorant alimentaire bien adapté à l'étude des cheminements préférentiels dans la zone des sols (voir chapitre 4.4).

Bleu de méthylène et violet de méthylène : Ce sont deux traceurs bien adaptés aux investigations dans le domaine des eaux usées (voir chapitre 4.5).

2.3.6 Essais de traçage multiples ou « multitraçages »

Par multitraçage (ou traçage multiple), on entend la mise en œuvre de plusieurs traceurs simultanément, injectés à divers endroits. Les multitraçages sont indiqués pour accroître l'information généralement obtenue par les essais (par exemple meilleure couverture géographique). Avant

2 Préparation et réalisation des essais

d'effectuer un multitraçage, il faut choisir les traceurs adéquats et répartir les points d'injection de manière optimale. Il ressort du tableau 2 que suivant le milieu hydrogéologique, le nombre de traceurs pouvant être utilisés est très différent. Un dispositif d'essai optimal suppose la prise en compte de la mobilité des traceurs d'une part, des aspects analytiques d'autre part. Du point de vue analytique, la sensibilité de détection et les interférences possibles entre les traceurs fluorescents jouent un rôle décisif. S'il y a différents colorants fluorescents dans le même échantillon d'eau, l'analyse par la méthode conventionnelle (voir chapitre 3.1) peut souffrir de dysfonctionnements analytiques qui gênent considérablement l'identification et la quantification des traceurs, ou qui peuvent les rendre tout simplement impossibles. Souvent, de telles interférences peuvent être évitées ou minimisées par un dispositif d'essai bien pensé. En général, les meilleurs traceurs sont utilisés pour les parcours les plus longs ou les liaisons hydrauliques les plus incertaines, ou encore pour les points d'injection les plus importants du point de vue de la problématique posée. A l'opposé, les moins bons traceurs seront utilisés pour les liaisons hydrauliques les plus probables. Lors de la planification d'un essai de multitraçage, il faut prendre contact le plus rapidement possible avec le laboratoire d'analyse. Des analyses de blancs sont en général nécessaires lors de la phase de planification déjà. Les multitraçages faisant intervenir simultanément plus de 4 ou 5 traceurs ne sont pratiquement possibles que dans le karst. Dans les autres milieux, seul un petit nombre de traceurs peut généralement être utilisé simultanément (voir tableau 2.2). Pour de longs trajets dans les aquifères à porosité d'interstices, ou pour les essais en zone non saturée, l'uranine est souvent le seul traceur indiqué (év. aussi l'éosine). L'injection simultanée de traceurs différents à de nombreux points d'injection peut menacer l'ensemble des résultats de l'essai. Cela tient moins à la logistique à maîtriser qu'aux interférences entre les traceurs utilisés. La valeur d'un multitraçage ne tient pas au nombre de traceurs mis en jeu, mais à des résultats clairs et compréhensibles.

2.4 Activités d'information

Comme mentionné au chapitre 1.3, les essais de traçage doivent être annoncés à la "Centrale de coordination des essais de traçage" de l'Office fédéral des eaux et de la géologie. De plus, il faut fournir une information convenable aux personnes ou instances potentiellement touchées par l'essai. Si une coloration des eaux de surface n'est pas exclue, il est particulièrement important d'informer les communes concernées et la police. Il faut aussi informer les utilisateurs d'eau industrielle produisant des denrées sensibles, les cercles de pêcheurs, etc.. Selon la situation, on peut aussi informer la presse et l'opinion publique, pour éviter de fâcheuses manchettes sur "la pollution des eaux". Les principaux destinataires potentiels de l'information sont énumérés ci-dessous :

- Office fédéral des eaux et de la géologie, OFEG (voir chap. 1.3) ;
- Services cantonaux compétents (ils sont automatiquement informés par l'OFEG) ;
- Communes concernées ;
- Police ;
- Distributeurs d'eau concernés ;
- Utilisateurs d'eau industrielle ;
- Associations de pêcheurs et sociétés de pisciculture ;
- Presse et opinion publique (communiqué, conférence de presse).

L'information doit avoir à peu près le contenu suivant :

- Présentation succincte des motifs et des buts de l'essai de traçage ;
- Orientation générale sur le dispositif de l'essai ;
- Date de l'injection de traceur ;
- Durée probable d'une possible visibilité du traceur ;
- Personne de contact avec n° de téléphone.

2.5 Injection

2.5.1 Généralités

La manière d'injecter le traceur doit être adaptée à la problématique posée et aux méthodes prévues pour le dépouillement et l'interprétation des données.

- Comme dispositif standard, on recommande l'injection ponctuelle et instantanée du traceur dans la zone saturée. De nombreuses méthodes d'interprétation supposent en effet ce mode d'injection comme fonction d'entrée ;
- Dans les régions karstiques, on ne peut souvent pas atteindre directement la zone saturée. Dans ce cas, l'injection peut avoir lieu dans la perte d'un cours d'eau ou dans une doline. Elle doit alors être suivie d'un vigoureux rinçage ;
- On ne devrait effectuer une injection en zone non saturée que dans les cas où la reconnaissance des cheminements dans la zone non saturée est le sujet même de l'investigation, ou dans les cas où une injection directe dans l'eau souterraine n'est pas possible à cause de conditions particulières.

Selon les propriétés hydrauliques de l'aquifère dans la région d'injection du traceur, il faut savoir que seule une quantité limitée de traceur peut être injectée de façon instantanée. Les injections à l'intérieur d'un piézomètre sont en général effectuées à l'aide d'un entonnoir et d'un tuyau. Ce dernier doit avoir juste la longueur nécessaire à atteindre l'eau souterraine. S'il est trop long le traceur peut avoir de la peine à s'écouler, et, s'il est trop court ou absent, le piézomètre sera contaminé par le traceur. Avant l'injection, la capacité du piézomètre à écouler l'eau doit être testée (rinçage préalable). Après l'injection il faut encore effectuer un rinçage, afin que le traceur pénètre bien dans l'aquifère. Si la perméabilité est trop faible, il faut vidanger le piézomètre avant l'injection du traceur. Si le traçage doit être effectué à un niveau donné dans le piézomètre, des obturateurs peuvent être installés. Si l'injection dans la zone non saturée est inévitable, il faut au moins évacuer les couches supérieures du sol en creusant une fosse la plus profonde possible. Un bon rinçage avant et après l'injection sont indispensables, ils minimisent les pertes par adsorption. On trouvera de plus amples indications sur les essais de traçage dans la zone non saturée au chapitre 4.4.

Pour minimiser le danger de contamination, il est instamment recommandé d'acheter les traceurs non pas en poudre, mais directement sous forme dissoute (à l'exception du naphthionate). Si le traceur est quand même sous forme de poudre, la pré-solution du traceur doit s'effectuer dans un local spécialement adapté à cela (p. ex. douches ou ancienne buanderie). Le traceur sera amené au point d'injection en solution concentrée. Le traceur et le matériel d'échantillonnage ne doivent pas voyager dans le même véhicule. Pour le transport, les traceurs doivent être pro-

2 Préparation et réalisation des essais

tégés contre les dommages. L'injection du traceur doit être effectuée soigneusement et sans fébrilité. Comparée à des temps de transit de plusieurs jours, une injection d'une heure peut encore être considérée comme "instantanée". Pour se protéger de toute contamination, il faut porter, lors de l'injection, un survêtement, des gants et des lunettes de protection. Les personnes participant à l'injection ne doivent en aucun cas être en contact avec le matériel d'échantillonnage ; ce n'est que les jours suivants, après un nettoyage corporel rigoureux et changement complet de leurs vêtements, qu'elles pourront collaborer à l'échantillonnage. Dans l'annexe C, on trouvera un modèle de protocole d'injection, ainsi que quelques conseils pratiques.

2.5.2 Choix des quantités à injecter

La définition correcte de la quantité de traceur à injecter⁸ est extrêmement importante pour la réussite d'un essai de traçage. Une quantité trop faible peut mettre en péril le succès de l'essai, tandis qu'une quantité trop forte apporte une charge inutile sur les eaux et peut contaminer pour longtemps un aquifère avec le traceur. Pour déterminer la juste quantité de traceur à injecter, il faut tenir compte de toute une série de facteurs.

Modèle conceptuel hydrogéologique : Dispose-t-on d'un modèle conceptuel pour les écoulements à étudier ? Suivant le type d'aquifère, il faut calculer différemment les quantités de traceur à injecter (voir tableau 2.4). S'agit-il d'étudier des exutoires principaux ou secondaires ? Dans quel volume total d'eau le traceur va-t-il se diluer ?

Distances de transit : Quelles sont les distances entre le point d'injection et les points d'observation ?

Choix du traceur et concentration maximale : Quel traceur est le plus adapté à la problématique posée ? Y a-t-il une concentration à ne pas dépasser ? Par principe, il faut éviter que le traceur soit visible à l'œil nu (on recommande de viser une concentration maximale de restitution de 10 ppb pour les traceurs fluorescents).

Concentrations présentes avant l'essai : Y a-t-il aux points d'observation un bruit de fond (présence détectable) anthropogène ou géogène du traceur, par exemple dû à des traçages antérieurs ou en raison d'une contamination par une ancienne décharge ? Les éventuels bruits de fond doivent être vérifiés assez à l'avance par l'analyse de blancs.

Adsorption et dégradation : Faut-il s'attendre à des processus d'adsorption ou de dégradation du traceur dans l'aquifère ? Des composants argileux ou organiques, ainsi qu'un pH bas, peuvent engendrer un accroissement des pertes par adsorption et dégradation.

Mode d'injection du traceur : Où aura lieu l'injection de traceur ? Zone saturée, zone non saturée, infiltration de cours d'eau, doline, perte karstique, forage, fouille, etc. ?

Exécution pratique : Le traceur ainsi que l'eau de rinçage peuvent-ils être transportés sur le lieu d'injection ? La capacité d'absorption du point d'injection est-elle suffisante pour les volumes prévus ?

Conditions hydrologiques : Sous quelles conditions météorologiques l'essai doit-il être effectué ? Quelles conditions hydrologiques (hautes ou basses eaux) doivent prévaloir durant l'essai ?

⁸ La notion de "quantité" est utilisée dans cette publication puisqu'elle s'applique à tous les traceurs. Pour les traceurs fluorescents, il faudrait parler de "masse" pour être correct.

Le premier pas décisif pour la détermination de la quantité de traceur à injecter est en général la collecte des informations disponibles sur la région étudiée (voir chap. 2.2). Les résultats d'essais de traçage antérieurs sont particulièrement utiles. S'il n'y en a pas, il est conseillé de prendre en considération des études de bassins analogues du point de vue hydrogéologique. La nature est ainsi faite qu'il n'y a pas de formule sûre pour le calcul de la quantité de traceur à injecter. Cela est dû à la diversité des facteurs déterminants à considérer et à la difficulté de les caractériser. L'expérience joue là un rôle plus grand que jamais, c'est pourquoi les conseils d'un laboratoire spécialisé sont en général nécessaires. La formule simple présentée ci-dessous est basée sur des recommandations de KÄSS (1992), WERNLI (1994) et WORTHINGTON (2001). Cette formule permet de définir des ordres de grandeur et de contrôler la plausibilité des quantités envisagées :

$$M = \alpha \cdot L \cdot A$$

Paramètres :	M	=	Masse (quantité) injectée [g]
	α	=	Facteur de correction du traceur [g/m], voir tableau 2.3
	L	=	Distance [m]
	A	=	Facteur d'ajustement aux conditions de l'aquifère [-], voir tableau 2.4

Tableau 2.3 : Facteurs de correction α des traceurs [g/m].

Traceurs fluorescents	α	Sels	α	Particules	α
Uranine	1	Chlorure de sodium NaCl	10^4	Phages (nombre)	10^{12}
Eosine	2 à 3	Bromure de potassium KBr	$3 \cdot 10^3$ à $5 \cdot 10^3$	Microsphères (nombre)	10^{12}
Amidorhodamine G	2	Chlorure de lithium LiCl	10^3		
Sulforhodamine B	4				
Pyranine	5				
Naphthionate	15				
Tinopal	25				
Duasyne	4				

Tableau 2.4 : Facteur A d'ajustement de la masse à injecter pour les différents types d'aquifères (sans dimension).

Aquifère à porosité d'interstices	Aquifère fissuré	Aquifère karstique
perméabilité $K > 10^{-3}$ m/s : $A = 0.25 \cdot \text{épaisseur de l'aquifère [m]}$	en général : $A = 0.2 - 2$	en général : $A = 0.2 - 1$
perméabilité K entre 10^{-3} et 10^{-4} m/s : $A = 0.5 \cdot \text{épaisseur de l'aquifère [m]}$	pour un angle de propagation probable de plus de 60° : $A = 2 - 4$	si liaison karstique d'une perte de cours d'eau vers la source : $A = 10 \cdot (Q/100)^{0.93}$ (Q : débit de la source en m^3/s)
perméabilité $K < 10^{-4}$: $A = \text{épaisseur de l'aquifère [m]}$		

En cas d'injection dans la zone non saturée, la quantité à injecter est à multiplier par 2, ou 3 au plus. Il faut également augmenter la quantité à injecter calculée dans les cas suivants :

2 Préparation et réalisation des essais

- Présence faible mais mesurable de traceur avant l'injection (bruit de fond) ;
- Caractéristiques physico-chimiques de l'eau souterraine défavorables (troubles, fluorescence propre, pH) ;
- Injection dans la zone des sols avec sous-sol cohésif (argileux) ;
- Traçage dans une zone de diffluence (p. ex. zone de partage des eaux souterraines) ;
- Etude d'écoulements karstiques à l'échelle régionale ou recherche de voies d'écoulement vers une résurgence secondaire.

L'utilisateur qui a acquis une certaine expérience peut aussi utiliser des modèles de simulation pour optimiser la définition des quantités à injecter (voir annexe B, paragraphe 6). Des scénarios (variantes calculées par le modèle) peuvent être simulés en faisant varier les paramètres d'entrée.

2.6 Echantillonnage

2.6.1 Organisation et plan d'échantillonnage

Le prélèvement d'échantillons lors des essais de traçage est soumis aux mêmes règles générales que le prélèvement habituel d'échantillons dans les eaux souterraines et les eaux de surface. Les exigences particulières aux traceurs sont les suivantes :

- Le plan d'échantillonnage doit être ajusté du point de vue temporel à la dynamique hydrogéologique de l'aquifère et aux objectifs de l'essai. Dans cette optique, il faut déterminer les vitesses de transit probables (voir chap. 2.2.3) et estimer l'effet des précipitations ;
- Le personnel chargé de l'échantillonnage doit être suffisamment qualifié. Les néophytes doivent être initiés (voir également l'annexe D) ;
- L'échantillonnage doit être effectué spécifiquement selon les substances et conformément aux indications du laboratoire ;
- Une contamination des échantillons doit être évitée absolument. En raison de la grande sensibilité des procédés d'analyse et vu l'utilisation quotidienne de colorants fluorescents (crayons-feutres, shampoings, produits pour le bain, etc.) il ne faut pas sous-estimer ce danger.

Un échantillonnage performant se distingue par une adaptation des intervalles d'échantillonnage à la courbe de restitution attendue du traceur ; il obéit aux règles suivantes :

- Les blancs seront prélevés lors de la visite de préparation sur le terrain et immédiatement avant le début de l'essai ;
- L'apparition du traceur, la montée en concentration et le maximum doivent être échantillonnés de manière particulièrement détaillée ;
- La saisie détaillée de la queue du pic de concentration doit se faire au moins jusqu'à passer sous la moitié du maximum de concentration ;
- L'échantillonnage doit durer suffisamment longtemps pour reconnaître la forme de la courbe de restitution et ne pas rater d'éventuels pics secondaires.

L'échantillonnage doit pouvoir commencer dès l'injection du traceur. La fréquence d'échantillonnage dépend des objectifs de l'essai et des contraintes liées au procédé d'interprétation prévu. En général, une série de 5 à 10 mesures durant la montée du pic de concentration est

considérée comme adéquate. Au fil de l'essai, les intervalles d'échantillonnage peuvent être espacés progressivement. S'il y a des crues ou des précipitations significatives, il faut souvent raccourcir l'intervalle d'échantillonnage. Le plan d'échantillonnage est un élément clé de la planification logistique de l'essai (besoin en flacons, coûts de transport et d'analyse, mobilisation du personnel) ; il doit donc être préparé soigneusement dès la planification de l'essai.

➤ **Recommandation pour l'optimisation de l'échantillonnage**

Les résultats intermédiaires livrés par le laboratoire permettent une optimisation de l'échantillonnage en cours d'essai. En cas de doute il est préférable de prélever plus d'échantillons et de garder le surnombre en réserve pour une éventuelle analyse complémentaire.

2.6.2 Echantillonnage

Tous les échantillons doivent être répertoriés et étiquetés de manière univoque. Cela suppose une dénomination claire des échantillons (inscription sur les flacons) et la tenue d'un protocole d'échantillonnage (voir modèle dans l'annexe D). Il y a de nombreuses sources d'erreur à l'échantillonnage. Des résultats douteux proviennent fréquemment de la non observation des règles de base suivantes :

- Pour éviter le danger de contamination des échantillons, le personnel chargé de l'échantillonnage ne doit pas assister à l'injection du traceur ;
- L'étiquetage des récipients doit suivre un ordre précis comprenant le nom de l'essai, le lieu, la date et l'heure de prélèvement. On peut écrire au feutre indélébile blanc directement sur des flacons en verre brun (à sec). Les étiquettes sont aussi techniquement adéquates, si elles sont pré-imprimées au laser ou écrites avec un crayon, un stylo noir ou un feutre indélébile noir ;
- Le flacon d'échantillonnage doit être rincé deux fois dans l'eau à prélever, avec son bouchon, avant remplissage définitif ;
- L'échantillonnage doit être spécifique à la substance utilisée comme traceur, et tenir compte des exigences analytiques du laboratoire ;
- La conservation et le transport des échantillons doivent avoir lieu à l'abri de la lumière et être protégés contre la chaleur et le gel. Il est important de transporter ou d'expédier les flacons avec des précautions contre le bris ;
- Les échantillons doivent être acheminés au laboratoire le plus tôt possible ;
- Il faut absolument que l'eau échantillonnée n'ait pas été traitée (la chloration, l'ozonification et les filtres endommagent le traceur ou réduisent sa fluorescence) ;
- Il faut s'assurer qu'aucune contamination ne puisse provenir des récipients d'échantillonnage eux-mêmes ;
- Enfin, il faut absolument conserver les récipients destinés à l'échantillonnage à l'abri de toute possibilité de contamination et à l'abri du gel.

2.6.3 Récipients destinés à l'échantillonnage

En même temps que les blancs destinés à l'analyse des traceurs, il faut prélever des échantillons d'eau pour permettre l'analyse des paramètres physico-chimiques principaux (de 100 à 500 ml suivant les méthodes d'analyse).

2 Préparation et réalisation des essais

Traceurs fluorescents : En général, un volume d'échantillon de 100 ml est suffisant. On recommande l'utilisation de flacons en verre brun. Les flacons en matière synthétique (PET, PVC) sont également utilisables pour autant qu'ils soient bruns. Des résidus de traceur à l'intérieur des couvercles et sous les joints d'étanchéité constituent de fréquentes sources de contamination. Il est donc recommandé d'utiliser toujours de nouveaux couvercles. Les crayons-feutres de couleur peuvent contenir des substances fluorescentes et peuvent facilement occasionner des contaminations. C'est pourquoi il faut éviter les crayons-feutres de couleur.

Sels : Pour les cations on utilise des flacons en matière synthétique, pour les anions on peut aussi utiliser des flacons en verre. Un volume de 100 ml suffit pour la plupart des procédés analytiques.

Bactériophages : L'échantillon doit avoir un volume d'au moins 50 ml. Comme récipient, on recommande des flacons en matière synthétique bruns ou en verre brun. La conservation et le transport doivent avoir lieu sous réfrigération (4° à 12°C). Les échantillons doivent être acheminés au laboratoire dans les trois jours (on trouvera d'autres indications au chapitre 4.6).

Filtres au charbon actif (fluocapteurs) : pour éviter des pertes, l'attache des fluocapteurs doit pouvoir résister aux crues. Il faut là aussi éviter une contamination par le personnel chargé de l'échantillonnage (voir aussi chapitre 2.6.5).

2.6.4 Appareils et méthodes d'échantillonnage

Prélèvement manuel : Les flacons doivent être rincés avec l'eau à échantillonner juste avant la prise d'échantillon. Lors d'un prélèvement manuel, il y a danger de contamination par le personnel officiant : celui-ci ne doit jamais toucher l'ouverture du flacon ou l'intérieur du bouchon. L'utilisation d'une pince à flacon est pratique et réduit considérablement le risque de contamination.

Appareils de puisage : La mise en œuvre d'appareils de puisage (p. ex. dans les piézomètres) est une source fréquente de contamination par contact et doit donc en principe être évitée.

Pompes : Pour éviter des contaminations, les pompes et tuyaux d'haire doivent être propres et nettoyés après chaque prélèvement (contrôle de la propreté à l'aide de blancs). Comme pour tout prélèvement d'eau souterraine, il est nécessaire au préalable d'effectuer un pompage pour remplacer l'eau stagnant dans les piézomètres par de l'eau de l'aquifère. Si seul un niveau bien défini de l'aquifère doit être échantillonné, le point d'échantillonnage doit être équipé en conséquence (bouchons d'argile, obturateurs, etc.). Pour être sûr d'éviter une contamination par contact, on peut équiper les piézomètres de pompes et de tuyaux fixes. Si la hauteur de pompage est faible (distance à la nappe < 7 m), il est recommandé d'installer en chaque point d'échantillonnage un tuyau d'aspiration fixe. L'échantillonnage se fait alors au moyen d'une pompe péristaltique mobile. Les pompes de camping sont également utilisables.

Dispositifs d'échantillonnage automatique : Il existe sur le marché différents types d'échantillonneurs automatiques. Toutefois, tous ne conviennent pas à une utilisation pour des essais de traçage. En particulier, le bon rinçage des tuyaux et des soupapes représente un aspect délicat. Il faut aussi s'assurer de la possibilité de prélever un nombre suffisant d'échantillons.

Avantage

- Un échantillonnage très fréquent est possible avec un personnel réduit.

Inconvénients

- Avec la plupart des appareils, le tuyau d'aspiration est rincé, mais pas les soupapes ni le tuyau de distribution. Si les concentrations varient fortement, il y a danger de contamination d'un échantillon à l'autre ;
- Les appareils ne sont pas garantis contre le gel. Dans une certaine mesure cette difficulté peut être contournée en utilisant des tuyaux isolés et en enfouissant les appareils et les tuyaux dans la neige ;
- En cas de panne (défaut technique, inondation, vandalisme), les données sont purement et simplement perdues.

2.6.5 Filtres au charbon actif (fluocapteurs)

Grâce à leur grande surface spécifique, les filtres au charbon actif adsorbent les substances organiques et s'enrichissent donc aussi en traceurs fluorescents :

Avantages

- On acquiert une information sur tout le temps d'exposition ;
- Grâce à l'accumulation de traces de traceur durant un temps prolongé, la sensibilité à la détection est améliorée par rapport aux échantillons ponctuels ;
- Matériel peu onéreux.

Inconvénients

- On ne peut pas déterminer le moment de l'apparition du traceur. On ne peut caractériser que la totalité de la période de mise en œuvre du filtre ;
- La quantification de la concentration en traceur n'est pas possible ;
- D'autres substances organiques sont également adsorbées. Beaucoup de ces substances émettent une fluorescence dans des spectres proches de ceux des traceurs hydrogéologiques ; elles peuvent donc conduire à des erreurs d'interprétation ;
- Par rapport aux échantillons d'eau, l'analyse est nettement plus coûteuse ;
- Taux élevé de perte de fluocapteurs si l'attache n'est pas soigneusement effectuée.

Bilan des filtres au charbon actif

Les filtres au charbon actif représentent un complément utile à l'échantillonnage direct, mais en règle générale ils n'offrent pas une alternative acceptable au prélèvement d'échantillons. On conseille de les mettre en œuvre pour les raisons suivantes.

- Ils peuvent améliorer la surveillance de points de prélèvement puisqu'en cas de panne d'appareils, ils permettent tout de même d'obtenir une information qualitative de type oui/non sur la période de perte de données. En présence de valeurs douteuses et de suspicion de contamination, ils représentent une deuxième source d'information (échantillonnage redondant) ;
- Ils permettent la surveillance de lieux d'échantillonnage difficiles d'accès où le prélèvement d'échantillons n'est pas envisageable avec les moyens disponibles (p. ex. en haute montagne ou dans des cavités karstiques) ;
- Ils peuvent compléter la surveillance spatiale et temporelle du secteur d'étude.

2 Préparation et réalisation des essais

Le prélèvement de blancs est également important lorsqu'on utilise des filtres au charbon actif ; les blancs seront placés aux lieux d'échantillonnage avant l'injection, durant quelques jours (étude du bruit de fond). D'autres informations sur les aspects analytiques sont données au chapitre 3.1. Les filtres au charbon actif utilisés doivent faire l'objet d'un protocole. Il faut également prélever un échantillon d'eau lors de leur installation et de leur récupération. Les laboratoires d'analyse fournissent des filtres au charbon actif, mais il est aussi possible de les fabriquer soi-même. Dans ce cas il faut porter toute son attention au contrôle de leur qualité (voir KÄSS 1992). Les fluocapteurs réutilisables (à remplissage multiple) ne représentent pas une solution fiable, car une réponse positive peut être due à une utilisation précédente. Il est déconseillé d'utiliser de tels ustensiles.

2.6.6 Mesure in situ avec des appareils de mesure en continu

Divers types de fluorimètres à filtre ou à fibre optique, de même que des électrodes spécifiques à certains ions peuvent être installés in situ en combinaison avec un acquiiseur de données.

Avantages

- La mesure du passage du traceur est effectuée avec une résolution temporelle maximale ;
- Le coût du transport d'échantillons et de leur analyse est supprimé ;
- Le passage d'un traceur arrivant avec une rapidité inattendue n'est pas raté ;
- Le danger de contamination est réduit (mais la sensibilité de détection aussi) ;
- Les résultats des mesures sont rapidement disponibles ;
- Les besoins en personnel sont faibles.

Inconvénients

- On n'atteint pas la qualité de mesure et les possibilités analytiques des instruments de laboratoire ;
- En cas de panne ou de vandalisme les données sont perdues.

Bilan des appareils de mesure en continu

L'utilisation d'appareils de mesure en continu ne dispense en aucun cas du prélèvement direct d'échantillons et de leur analyse en laboratoire. En raison de bruits de fond souvent variables, les fluorimètres à filtre doivent être absolument étalonnés au moyen de prélèvements directs. Pour la détection de traces également, on ne peut pas se passer d'analyses en laboratoire.

➡ Appareils de mesure en continu ou analyses en laboratoire ?

Globalement, on conseille d'utiliser les appareils de mesure en continu de cas en cas comme complément au prélèvement direct d'échantillons (p. ex. dans les endroits clés lors d'essais de traçage en milieu karstique). De plus amples informations sur les appareils de mesure en continu sont données au chapitre 3.1.

2.7 Transport et conservation des échantillons

Les échantillons de traceurs doivent parvenir le plus tôt possible au laboratoire. Il s'agit là d'un critère de qualité pour l'analyse. De plus, les résultats d'analyse sont nécessaires à la poursuite de la planification de l'essai et à l'adaptation du plan d'échantillonnage. Un double échantillonnage peut être recommandé pour accroître la sécurité des résultats. Des échantillons de réserve peuvent être particulièrement utiles si l'expédition des échantillons se fait par la poste. Les coûts supplémentaires occasionnés par cette pratique sont négligeables. Une autre possibilité de réduire le risque de perte est la répartition d'échantillons successifs sur différents envois postaux. Les échantillons de traceur doivent être expédiés de la manière la plus sûre et rapide possible (p. ex. en colis "priority", "fragile", "signature", "assurance"). Ces mesures conduiront la poste à une manutention plus soignée lors du transport. Elles permettront aussi une interprétation provisoire plus rapide. Comme pour tous les échantillons d'eau, il faut s'assurer que la conservation et le transport aient lieu à l'abri de la lumière, de la chaleur et du gel. Il faut porter une attention particulière à la sécurité contre le bris lors du transport et de l'entreposage. En cas de dommage, en plus de la perte d'information, il y a un danger de contamination des autres échantillons. Les cartons postaux se sont révélés performants pour la conservation et le transport d'échantillons. Une subdivision des colis en compartiments accroît la sécurité lors du transport.

3 Interprétation et documentation des essais

3.1 Méthodes et techniques analytiques

3.1.1 Méthodes d'analyse

Les grands progrès accomplis ces 40 dernières années dans les techniques analytiques ont permis un développement significatif des techniques de traçage en hydrologie. En raison de leur analyse relativement simple et surtout en raison de leur très grande sensibilité, les traceurs fluorescents occupent aujourd'hui indiscutablement une position dominante. Les techniques modernes d'analyse permettent également de travailler avec des quantités de traceur beaucoup plus faibles qu'auparavant. Le tableau qui suit présente les méthodes de détection utilisées pour les différents groupes de traceurs.

Tableau 3.1 : Aperçu des différentes méthodes d'analyse de traceurs.

Traceur	Méthode d'analyse / méthode de mesure
Traceurs fluorescents Uranine, éosine, naphthionate, rhodamine, pyranine, etc.	Laboratoire <ul style="list-style-type: none"> ▪ Spectrofluorimétrie (spectromètre à fluorescence, spectrofluorimètre) ▪ Chromatographie liquide à haute performance HPLC (High Performance Liquid Chromatography) avec détecteur de fluorescence Terrain <ul style="list-style-type: none"> ▪ Mesure en continu avec fluorimètre à filtre ou fluorimètre à fibre optique
Sels Anions : chlorure, bromure, iodure Cations : lithium Borax	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Chromatographie ionique (IC), sondes de mesure d'ions ▪ Méthode ICP (Inductively Coupled Plasma), SAA (spectrométrie d'absorption atomique), photométrie à la flamme ▪ Méthode ICP, SAA, photométrie
Particules Bactériophages Microsphères fluorescentes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Culture sur substrat nutritif et comptage des colonies ▪ Comptage avec microscope à fluorescence

On trouvera ci-dessous quelques indications sur les techniques d'analyse en laboratoire des substances fluorescentes et sur les mesures en continu sur le terrain. Des informations sur les bactériophages sont données au chapitre 4.6. Par contre, l'analyse d'autres traceurs sous forme de particule et l'analyse des sels ne sont pas décrites plus avant.

3.1.2 Analyse des traceurs fluorescents en laboratoire

L'analyse en laboratoire de substances fluorescentes nécessite la possession d'un spectrofluorimètre moderne, dit aussi spectromètre à fluorescence ou spectromètre à luminescence. Les fluorimètres à filtre sont trop peu sensibles et trop peu sélectifs pour répondre aux exigences de la technique d'analyse des traceurs dans le domaine des traces. La mesure de la fluorescence par la technique du double balayage synchronisé (appelée aussi "Synchroscan") s'est avérée particulièrement efficace pour l'analyse dans le domaine des traces et est aujourd'hui considérée comme la méthode standard. Des mesures à des longueurs d'onde fixes (p. ex. 490 nm / 515 nm pour

l'uranine, méthode dite du "stand by") n'entrent en ligne de compte que pour les concentrations élevées.

➤ Appel à l'unification des indications de concentration

Afin de faciliter les comparaisons, il est recommandé de donner les concentrations en traceurs fluorescents en ppb :

$$1 \text{ ppb} = 1 \mu\text{g/l} = 1 \text{ mg/m}^3 = 10^{-9} \text{ g/ml}$$

Le tableau 3.2 résume les limites de détection atteintes par la fluorimétrie spectrale pour les principaux traceurs fluorescents.

Tableau 3.2 : Limites de détection applicables en laboratoire pour les principaux traceurs fluorescents (technique du double balayage synchronisé).

Traceur	Limite de détection dans de l'eau souterraine optiquement propre [ppb]	Remarques
Uranine	0.001 - 0.002	
Eosine	0.008	
Sulforhodamine B	0.01	
Pyranine	0.02	souvent > 0.05 ppb
Naphthionate	0.1	en général entre 0.2 et 0.5 ppb

Dans les eaux souterraines ou de source très pures on peut à l'occasion atteindre des limites de détection encore plus basses. En pratique c'est toutefois rarement le cas. Sur des échantillons calibrés spécialement préparés, on atteint dans le cas idéal des limites de détection jusqu'à 10 fois plus faibles que celles indiquées dans le tableau 3.2. De telles valeurs n'ont toutefois qu'une signification théorique, car pour un essai de terrain les conditions sont nettement moins favorables qu'en laboratoire. En effet, dans le milieu naturel, les conditions peuvent changer au cours d'un essai, ce qui rend pratiquement impossible l'identification de traces faibles à ce point.

Dans les échantillons pollués ou troubles, (p. ex. cours d'eau ou eaux karstiques), la limite de détection est même nettement moins bonne, en particulier pour les traceurs fluorescents émettant dans le bleu (p. ex. naphthionate). En effet, dans ce domaine spectral le bruit de fond analytique est élevé en raison de la dispersion de la lumière et de la présence de substances naturellement fluorescentes dans l'eau. La limite de détection du naphthionate peut dans ces conditions nettement dépasser 1 ppb. Cependant, dans la plupart des eaux souterraines et des eaux de source, les effets indésirables susmentionnés sont plutôt faibles. En préparant les échantillons (p. ex. par filtration), on peut souvent réduire significativement des effets parasite, si bien qu'en général on atteint des résultats très fiables avec l'analyse spectrofluorimétrique. Naturellement, cela sous-entend une grande expérience et de bonnes connaissances des propriétés physico-chimiques des substances à analyser.

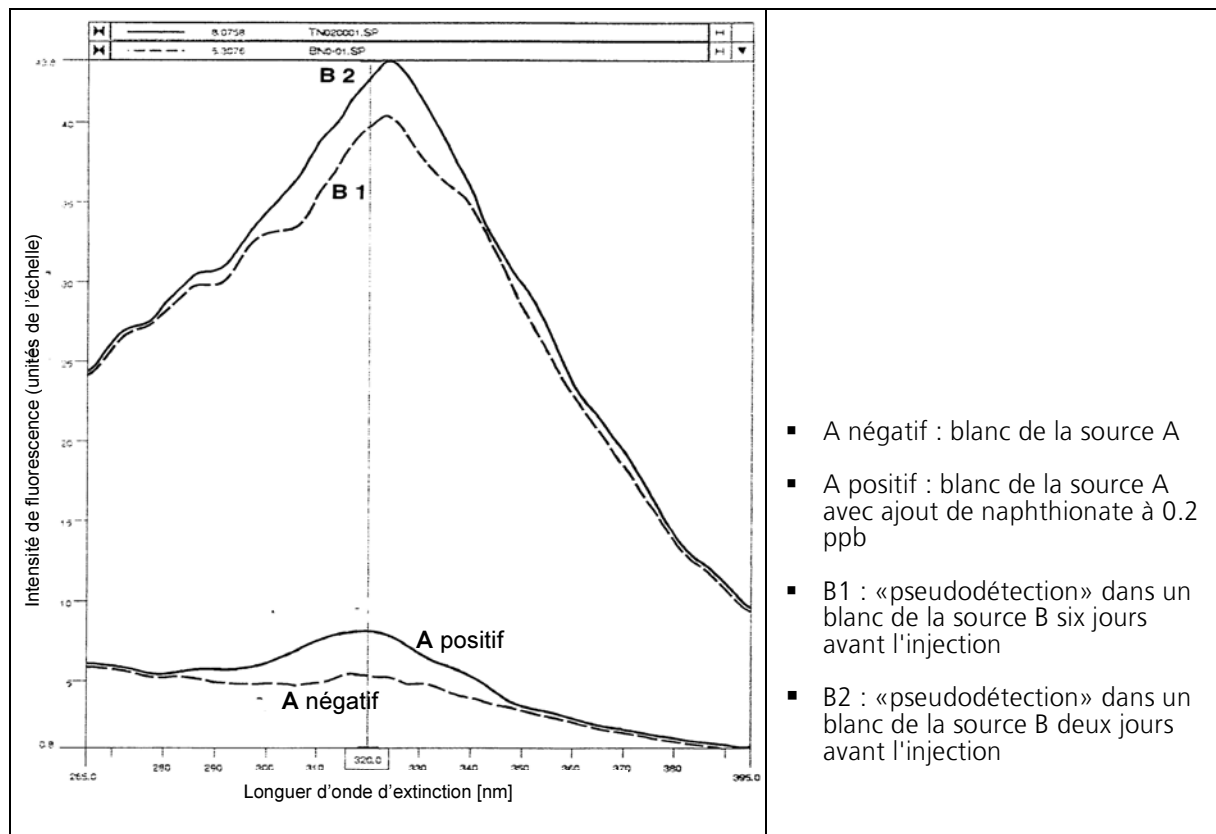
Des difficultés peuvent survenir à l'analyse de mélanges de traceurs fluorescents, en raison de la superposition des spectres de fluorescence (voir aussi chap. 2.3.6). En tirant profit de manière ciblée des différentes propriétés physico-chimiques des substances fluorescentes (p. ex. dépendance du pH), on parvient souvent à masquer partiellement ou complètement un traceur perturbateur, et ainsi à déterminer de manière fiable chacun des traceurs. Pour des problèmes de séparation particulièrement difficiles, la séparation des substances par chromatographie (HPCL, voir plus bas) peut prendre le relais.

3 Interprétation et documentation des essais

Analyse de fluorescence au voisinage des limites de détection : exemple du naphthionate

Au voisinage de la limite de détection des différents traceurs, de nombreuses incertitudes peuvent surgir. Ceci est particulièrement vrai pour l'analyse du naphthionate à faible concentration. Dans le domaine spectral de la fluorescence du naphthionate, des fluorescences parasites de diverses ampleurs peuvent être provoquées par d'autres substances contenues dans l'eau (notamment matières humiques et azurants optiques). Ces difficultés analytiques sont brièvement illustrées par la figure 3.1.

Figure 3.1 : Analyses du naphthionate et «pseudodétection» par la technique du double balayage synchronisé.



La courbe spectrale "A négatif" est celle d'un blanc d'une eau de source optiquement propre ; elle montre un bruit de fond faible. La courbe "A positif" est celle de la même eau, mais après addition de naphthionate à 0.2 ppb. En contraste avec ces courbes, les courbes spectrales "B1" et "B2" montrent un signal parasite important ("pseudodétection"), se développant presque à la même longueur d'onde que le pic de naphthionate (ligne verticale). Ces deux courbes sont celles de blancs prélevés dans un puits six jours (B1) et deux jours (B2) avant l'injection du traceur, qui ne contiennent à coup sûr pas de naphthionate. Cet exemple montre clairement que le bruit de fond peut varier non seulement en fonction du lieu, mais aussi en fonction du temps. Dans les cas défavorables, un transit de naphthionate peut être complètement masqué ou mal interprété. C'est pourquoi la limite de détection du naphthionate doit être fixée assez haut pour garantir dans tous les cas un résultat analytique fiable. Dans la pratique, des concentrations de naphthionates inférieures à 0.1 ppb ne sont généralement pas détectables.

Le tableau 3.3 résume les limites de détection données par quelques laboratoires d'analyse pour trois traceurs courants.

Tableau 3.3 : Limites de détection de trois traceurs fluorescents admises par quelques laboratoires d'analyse.

Laboratoire / Auteur	Uranine	Naphthionate	Pyranine
Lehrbuch «Geohydrologische Markiertechnik» (KÄSS 1992)	0.002		
Universität Bern Geographisches Institut	0.001	0.1	0.02
Centre d'hydrogéologie Université de Neuchâtel	0.002	0.1	0.05
Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br. Institut für Hydrologie	0.001	0.3	0.02
Universität Karlsruhe Lehrstuhl für angewandte Geologie (AGK)	0.002	0.08	0.05
Forschungszentrum für Gesundheit und Umwelt GSF, D-Neuherberg	0.001	0.08	0.01
Joanneum Research Graz, Institut für Hydrogeologie und Geothermie	0.001		0.02

➤ Prudence en présence de concentrations en traceurs proches de la limite de détection.

Les limites de détection données dans les tableaux 3.2 et 3.3 reflètent les limites analytiques plutôt que celles de la pratique. Dans les conditions de terrain, les concentrations en traceur proches de ces limites doivent être considérées avec méfiance. Dans les cas douteux, il ne faut pas faire confiance aux résultats d'un seul échantillon. L'analyse attentive des spectres, une analyse en HPLC ou encore l'étude de l'allure de toute la courbe de restitution dans le contexte général sont les éléments utilisables pour prendre une décision. Dans de telles situations, l'analyse d'un nombre suffisant de blancs prend toute son importance (observation du bruit de fond sur un laps de temps assez long).

3.1.3 Analyse du charbon actif

Le charbon actif adsorbe tous les traceurs fluorescents courants. L'expérience montre qu'une durée d'exposition d'environ deux semaines concentre sur le charbon les substances fluorescentes en moyenne d'un facteur 500 à 1'000 par rapport à la solution. L'analyse du charbon actif pour les traceurs fluorescents émettant dans le bleu (p. ex. le naphthionate) se heurte à des problèmes importants en raison d'un bruit de fond élevé. En effet, les matières humiques provoquent une coloration jaune de l'extrait, couleur qui agit comme un filtre UV et atténue l'excitation dans le domaine des UV. La méthode au charbon actif est donc mal adaptée au naphthionate. L'uranine, l'éosine et la rhodamine peuvent en général être facilement détectées par analyse spectrale dans l'éluat de charbon actif. Si les échantillons sont fortement contaminés par des matières humiques, la détection de l'uranine et de l'éosine à faible concentration peut toutefois être compromise. Dans de tels cas, une identification sûre du traceur est souvent possible par la méthode HPCL. Pour rappel, les informations de base pour l'utilisation des filtres à charbon actif sont données au chapitre 2.6.5.

3 Interprétation et documentation des essais

3.1.4 Analyse par HPLC (High Performance Liquid Chromatography)

Lors de difficiles problèmes de séparation, par exemple en présence de mélanges de traceurs fluorescents à propriétés spectrales similaires, on utilisera avec profit la technique d'analyse HPCL. Cette méthode permet une identification univoque des traceurs. Elle est conseillée également pour l'analyse de faibles concentrations en présence de fortes teneurs en substances parasites fluorescentes telles que les matières humiques. La chromatographie est un procédé de séparation ; la détection du traceur elle-même s'effectue au moyen de la fluorescence. Les limites de détection que l'on peut atteindre par la méthode HPCL sont en général environ 10 fois moins bonnes que celles de la mesure directe de fluorescence (voir tableau 3.2). La méthode HPCL est nettement plus chère et plus longue que la mesure directe au spectromètre à fluorescence.

3.1.5 Techniques d'analyse d'appareils de mesure en continu

Les traceurs fluorescents peuvent être mesurés in situ au moyen de fluorimètres à filtre ou de fluorimètres à fibre optique. Les deux sont des instruments portables pour la mesure en continu de concentrations en traceur dans l'eau. Ces appareils utilisent la relation linéaire qui existe entre l'intensité de la fluorescence d'une longueur d'onde spécifique au traceur et la concentration en traceur. Des filtres optiques ajustent les longueurs d'onde d'excitation et d'émission. Le fluorimètre à fibre optique utilise en outre une fibre optique pour conduire la lumière d'excitation jusqu'à l'eau et la lumière d'émission jusqu'à l'appareil de mesure.

Les traceurs sous forme de sels sont mesurés directement dans l'eau au moyen d'électrodes spécifiques aux ions, ou indirectement par la conductivité électrique de l'eau. L'enregistrement en continu s'effectue au moyen d'un acquiesseur de données. Pour assurer la qualité des résultats des mesures en continu, il est recommandé de mesurer simultanément le niveau de l'eau, le pH, la température, la conductivité électrique et la turbidité. D'autres indications sur la mise en œuvre des appareils de mesure en continu sont données au chapitre 2.6.6.

Avantages des appareils en continu

- Acquisition de données directes à haute résolution temporelle ;
- Les données sont disponibles tout de suite.

Inconvénients du point de vue analytique

- Les fluorimètres à filtre et les fluorimètres à fibre optique fournissent des résultats de moins bonne qualité que les spectro-fluorimètres de laboratoire. La limite de détection est plus élevée car les plages de longueur d'onde utilisées (excitation et mesure) sont plus larges que pour les appareils de laboratoire. Elles dépendent des filtres et de la lampe ;
- Les mesures in situ ne peuvent pas être répétées ;
- La présence de divers traceurs à fluorescence similaire (p. ex. uranine et éosine) peut fausser les mesures et même les rendre impossibles ;
- Dans les forages, un pompage continu est nécessaire pour l'acquisition de données représentatives ;
- Il n'est pas possible de préparer les échantillons comme on peut la faire en laboratoire (p. ex. filtration, optimisation du pH), ce qui peut occasionner des problèmes analytiques, car les conditions physico-chimiques (pH, température, turbidité, conductivité électrique) peuvent varier rapidement au cours d'une crue.

Bilan des mesures en continu

Les appareils en continu ne remplacent pas les analyses en laboratoire, mais les complètent.

Il est recommandé de les utiliser pour :

- L'échantillonnage à haute résolution temporelle de voies d'écoulement déjà connues, surtout si l'on s'intéresse à l'allure exacte de la courbe de restitution ;
- L'échantillonnage de points difficilement accessibles où la logistique de prélèvement d'échantillons est très coûteuse (en montagne ou dans des grottes karstiques) ;
- L'échantillonnage des eaux de surface.

3.2 Interprétation des essais de traçage

3.2.1 Principaux résultats et possibilités d'application des essais de traçage

Le tableau 3.4 résume et commente les principaux résultats-types obtenus par des essais de traçage.

Il faut savoir que de nombreux facteurs tels que la quantité injectée, la limite de détection ou la fréquence d'échantillonnage peuvent fausser le temps de transit minimal observé. De cas en cas, on décidera si la première apparition doit être déterminée au moyen d'un modèle de transport à partir des données mesurées (voir annexe B).

3 Interprétation et documentation des essais

Tableau 3.4 : Commentaires des résultats d'essais de traçage et exemples d'application.

Résultat ou paramètre	Commentaire	Exemples d'application
Détection d'une relation hydrologique entre deux points	La preuve d'une relation hydrologique est le résultat le plus simple de l'interprétation d'un essai de traçage. Il s'agit alors uniquement de savoir si le traceur a pu ou non être détecté au point d'échantillonnage.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Délimitation de bassins d'alimentation de captages ; ▪ Sites contaminés/décharges : contrôle de la bonne localisation de points de surveillance ; ▪ Infiltrats : vérification de la présence dans l'eau souterraine d'infiltration d'eaux de surface ou de fuites de conduites ; ▪ Evaluation de dommages : preuve d'exfiltration d'eaux de versants dans des bâtiments et constructions.
Traceur non détecté en un point d'échantillonnage	En cas de résultat négatif, on ne peut pas exclure une liaison hydraulique entre le point d'injection et le point d'échantillonnage (voir aussi chap. 1.2).	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Si l'essai a été effectué dans de bonnes conditions et avec suffisamment d'expérience, il sera au moins possible d'exclure une liaison hydraulique préférentielle, bien développée.
Temps de transit minimal ou vitesse maximale à vol d'oiseau $t_{1\text{ère-apparition}}, V_{\text{Max}}$	Ces deux valeurs sont déterminées par la première apparition du traceur au point d'échantillonnage.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Scénarios d'incident ou de dommage : détermination du temps d'intervention.
Temps de transit du pic ou vitesse de transit du pic $t_{\text{Pic}}, V_{\text{Pic}}$	Ces deux valeurs sont déterminées par le temps nécessaire à l'apparition du maximum de concentration.	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Zones de protection : détermination de l'isochrone des dix jours ; ▪ Surveillance de la qualité des eaux souterraines : optimisation de la fréquence des observations en aval de chantiers pouvant menacer les eaux souterraines.
Temps de transit moyen ou vitesse moyenne à vol d'oiseau $t_{\text{Moyen}}, V_{\text{Moyenne}}$	Moyenne de toutes les vitesses mesurées sur l'ensemble du "nuage de traceur".	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Calibrage et vérification de modèles d'écoulement et de transport ; ▪ Calcul de conductivités hydrauliques.
Dispersivité α	La dispersivité est un paramètre de l'aquifère décrivant le processus de mélange de différentes lignes d'écoulement dans l'aquifère (mesure de la dispersion du "nuage de traceur", voir aussi dans l'annexe B le coefficient de dispersion, le paramètre de dispersion et le nombre de Péclet).	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Grandeur nécessaire pour la description mathématique du transport de masse en solution (suivant les cas transformée en coefficient de dispersion, paramètre de dispersion ou nombre de Péclet)
Taux de restitution R [%]	Le taux de restitution se calcule par le rapport de la quantité totale de traceur retrouvée au point d'échantillonnage sur la quantité injectée (le débit ou le volume pompé doit être connu).	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fournit des indications sur la pertinence d'essais de traçage ; ▪ Assainissements hydrauliques : prévision de l'efficacité de puits d'assainissement.

3.2.2 Généralités sur le transport de masse en solution

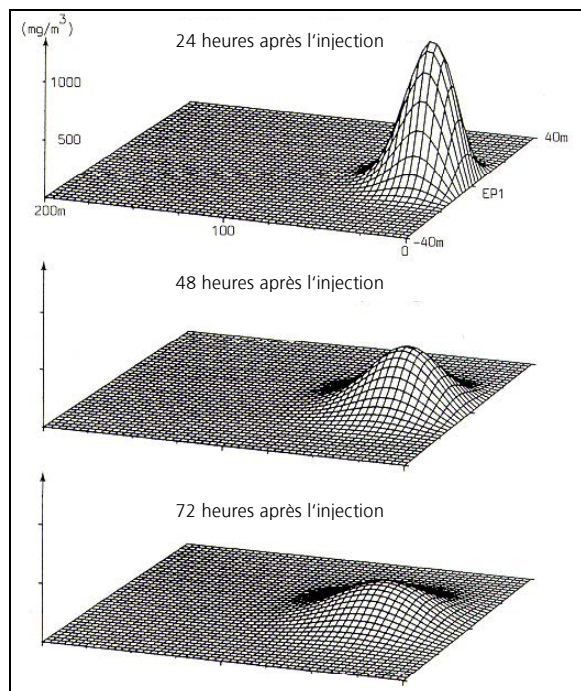
Un traceur dissous dans l'eau souterraine est soumis aux processus suivants :

- Transport convectif provoqué par l'écoulement de l'eau souterraine ;
- Dispersion, c'est-à-dire étalement du "nuage de traceur" en raison de la dispersion cinématique ;
- Eventuellement processus d'échange par diffusion entre l'eau mobile et l'eau immobile dans les milieux à double porosité (milieux fissuré et karstique, zone non saturée) ;
- Eventuellement adsorption et désorption sur les éléments du tissu granulaire ;
- Eventuellement dégradation du traceur par des processus microbiologiques ou chimiques.

On trouvera dans le tableau 3.5 les informations les plus importantes sur les notions de convection et de dispersion hydrodynamique.

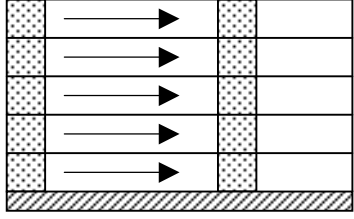
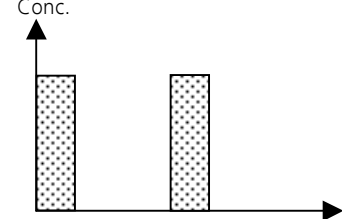
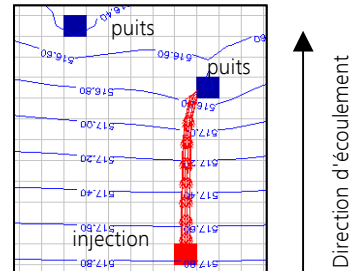
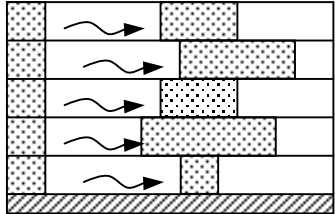
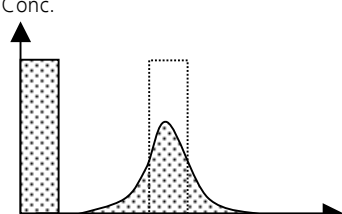
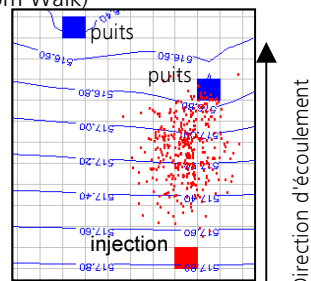
La figure 3.2 illustre la combinaison des effets de la convection et de la dispersion (dans les directions longitudinale et transversale) au moyen de trois états de la propagation d'un traceur (selon une modélisation). On remarquera l'étalement prononcé du traceur dû à la dispersion. Il en résulte une diminution rapide des concentrations maximales.

Figure 3.2 : Représentation tridimensionnelle de la distribution d'un traceur à trois moments différents après l'injection (résultats d'une modélisation).



3 Interprétation et documentation des essais

Tableau 3.5 : Fiches explicatives des notions de convection et de dispersion hydrodynamique.

Convection		
Définition	Déplacement théorique d'une substance dissoute dans un écoulement uniforme de vitesse moyenne (la direction et la vitesse d'écoulement sont admises comme des moyennes sur un volume représentatif d'aquifère).	
Signification pour le transport de traceur	Déplacement compact et sans déformation d'un "nuage de traceur".	
Synonyme	Transport convectif	
Transport convectif dans un aquifère idéal (coupe)	Diagramme concentration/distance	Illustration d'un modèle numérique (Particle-Tracking)
 <p style="text-align: center;">Distance</p>	 <p style="text-align: center;">Distance</p>	 <p style="text-align: center;">Direction d'écoulement</p>
Dispersion hydrodynamique		
Définition	La notion de "dispersion hydrodynamique" englobe les phénomènes de " dispersion cinématique " et de "diffusion moléculaire". La dispersion cinématique provient des variations de vitesse dues aux différences de perméabilité, à la déviation des lignes d'écoulement due au tissu granulaire et aux structures sédimentaires. Dans les eaux souterraines en mouvement, la dispersion cinématique est le phénomène prédominant.	
Signification pour le transport de traceur	La dispersion hydrodynamique produit un étalement du nuage de traceur et conduit à une diminution de la concentration en traceur. En conséquence, le passage du traceur en un point d'échantillonnage dure un certain temps.	
Notions parentes	Dispersion inter-granulaire	Dispersion due à l'hétérogénéité du champ des vitesses intergranulaires de l'eau dans un milieu poreux.
	Macrodispersion	Dispersion due à des hétérogénéités macroscopiques de l'aquifère (stratification, lentilles)
Dispersivité α	Aptitude d'un milieu perméable à déterminer la dispersion cinématique de l'eau ; grandeur caractéristique d'un aquifère due aux mélanges de filets d'eau, pouvant servir de mesure de l'hétérogénéité de l'aquifère. La dispersivité dépend de l'échelle et de la direction considérées.	
Coefficient de dispersion D	Grandeur décrivant le mélange dû à la dispersion hydrodynamique. Le coefficient de dispersion est le produit de la dispersivité α et de la vitesse moyenne en ligne droite $v_{Moyenne}$. On distingue les coefficients de dispersion longitudinal, transversal et vertical : $D_L = \alpha_L \cdot v_{Moyenne}$ ou $D_T = \alpha_T \cdot v_{Moyenne}$ ou $D_V = \alpha_V \cdot v_{Moyenne}$	
Dépendance de la direction	La dispersivité aussi bien que le coefficient de dispersion dépendent de la direction. Elles sont plus grandes dans la direction de l'écoulement souterrain (direction longitudinale) et plus petites perpendiculairement à elle (direction transversale).	
Transport avec dispersion cinématique dans un aquifère idéal (coupe)	Diagramme concentration/distance	Illustration d'un modèle numérique (Random Walk)
 <p style="text-align: center;">Distance</p>	 <p style="text-align: center;">Distance</p>	 <p style="text-align: center;">Direction d'écoulement</p>

3.2.3 Détermination de paramètres caractéristiques à partir d'un essai de traçage

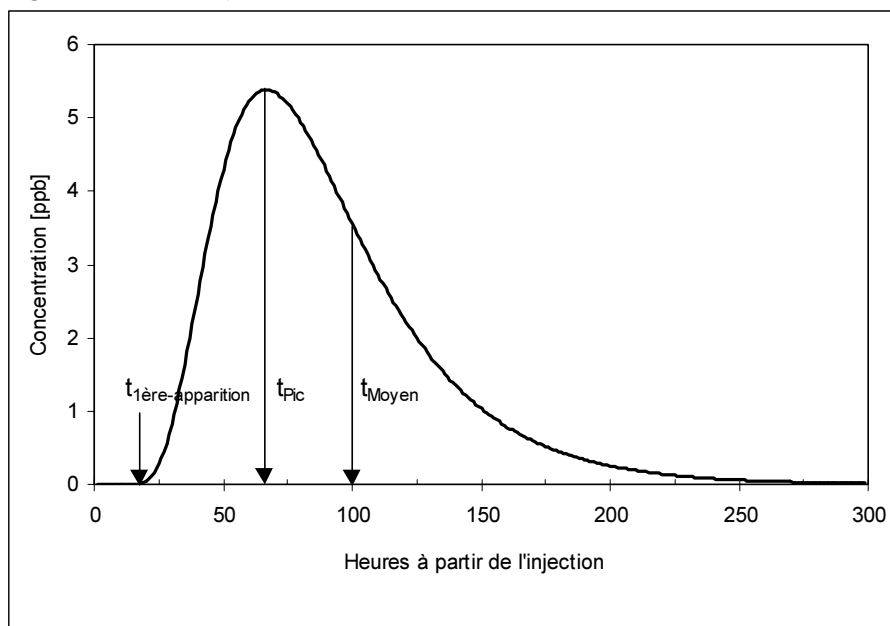
Pour les procédés d'interprétation qui suivent, il est admis que les traceurs ont des propriétés idéales. Ils se comportent dans l'aquifère comme l'eau en écoulement. Il n'y a pas de processus d'adsorption ni de filtration. Il n'y a pas de réaction qui conduisent à une dégradation. De plus, un déroulement idéal de l'essai est admis, remplissant avant tout, les conditions suivantes :

- La quantité de traceur injectée est transportée en totalité par le courant naturel de l'eau souterraine ;
- Le passage du traceur au point d'observation est mesuré complètement.

Courbe de restitution

La courbe de restitution du traceur représente la concentration en traceur, mesurée au point d'observation, en fonction du temps à partir de l'injection. Cette courbe permet notamment de visualiser les différents temps caractéristiques (temps minimal, temps du pic, temps moyen). Le temps de transit est aussi appelé parfois temps de séjour ou temps de parcours. Les concentrations en traceur doivent si possible être données en ppb (voir chap. 3.1.2).

Figure 3.3 : Exemple de courbe de restitution d'un traceur.



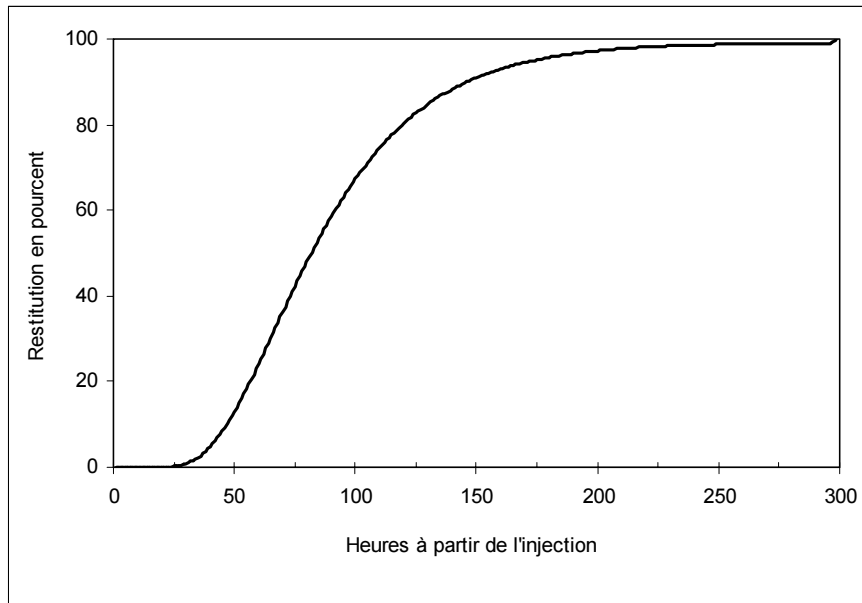
$t_{1\text{ère-apparition}}$	Temps de transit minimum
t_{Pic}	Temps de transit du pic (aussi dit temps de transit dominant ou efficace)
t_{Moyen}	Temps de transit moyen

3 Interprétation et documentation des essais

Courbe cumulée

La courbe de restitution cumulée provient de l'intégration de la courbe de restitution. Si le débit est constant, elle indique la quantité de traceur ayant transité à un moment donné par un point d'observation donné, en pour-cent de la quantité totale récupérée au cours de l'essai.

Figure 3.4 : Exemple d'une courbe de restitution cumulée.



Temps de transit et vitesses à vol d'oiseau

Un des objectifs importants de la plupart des essais de traçage est la détermination de temps de transit et de vitesses de transit en ligne droite (à vol d'oiseau). Comme son nom l'indique, cette vitesse se réfère à la distance en ligne droite entre le point d'injection et le point d'observation, alors que le chemin d'écoulement réel n'est normalement pas déterminable. Dans certains cas exceptionnels (par ex. dans le karst), le rapport à une distance plus sinueuse peut s'imposer. La formule générale pour le calcul de la vitesse de transit est :

$$v = \frac{x}{t}$$

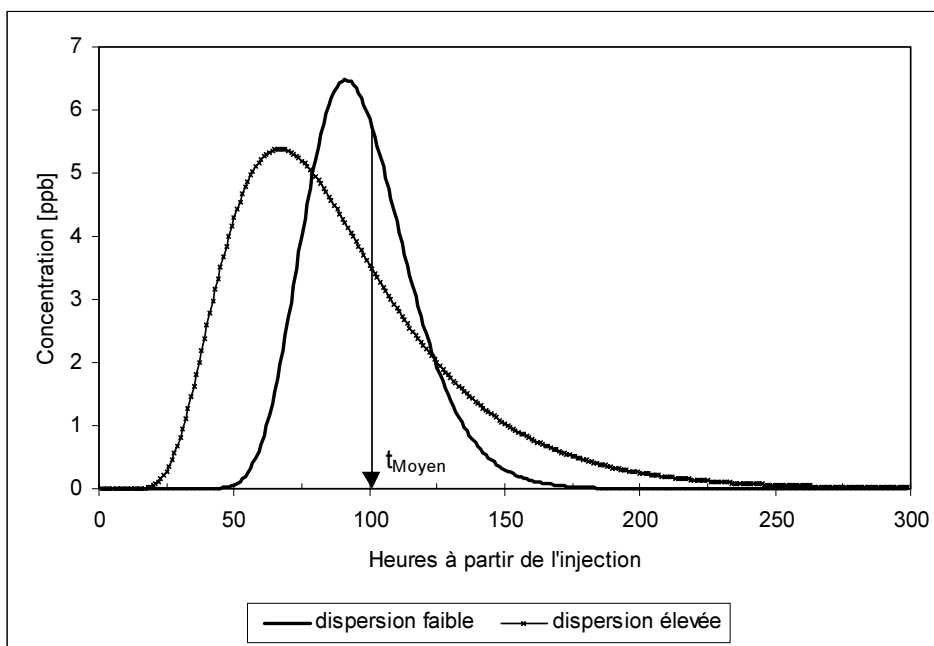
Paramètres :
v = vitesse (à vol d'oiseau)
x = distance à vol d'oiseau entre le point d'injection et le point d'observation
t = temps de transit du traceur

A partir de la courbe de restitution (voir figure 3.3), on calcule directement :

- la vitesse maximale (à vol d'oiseau) : $v_{Max} = x / t_{1ère\text{-}apparition}$
- la vitesse de transit du pic : $v_{Pic} = x / t_{Pic}$

Pour la détermination du temps de transit moyen, diverses méthodes d'estimation ont été développées. La détermination fiable de la vitesse moyenne à vol d'oiseau se fait au moyen d'un modèle de transport de masse en solution intégrant convection et dispersion. Un procédé adéquat pour cette détermination est donné à l'annexe B. A titre d'illustration, la figure 3.5 représente deux courbes de restitution avec des coefficients de dispersion différents. On remarquera que dans les deux cas, le temps de transit moyen t_{Moyen} est identique (il en va de même pour la vitesse moyenne en ligne droite v_{Moyenne}).

Figure 3.5 : Deux courbes de restitution présentant un temps de transit moyen t_{Moyen} identique mais des coefficients de dispersion différents.



Remarque : Une erreur fréquente est d'utiliser la valeur médiane de la courbe cumulée pour estimer le temps de transit moyen. La valeur médiane représente le moment où la moitié de la quantité totale de traceur restituée ($t_{50\%}$) est passée par le point d'observation. Ce procédé n'est pas correct, car les courbes de restitution sont généralement asymétriques. En effet, l'accroissement au cours du temps des effets parasites conduit à un retard de la branche descendante de la courbe de restitution. C'est pourquoi la mise en équivalence des vitesses moyenne et médiane n'est pas correcte (sauf pour des essais très compacts, c'est-à-dire présentant des courbes de restitution quasi symétriques).

Pour un contrôle qualitatif grossier, la formule souvent utilisée autrefois, qui dit que le temps de transit moyen se trouve après le pic, à environ 2/3 de la concentration maximum, peut être utilisée.

Taux de restitution

Le taux de restitution (ou taux de récupération) se calcule par le rapport de la somme de traceur restituée au point d'observation sur la quantité totale injectée. Le calcul du taux de restitution n'est possible que si le point d'observation correspond à une source de débit connu, ou à une station de pompage dont les volumes soutirés sont mesurés. Dans les aquifères en roches meubles, les taux de restitution peuvent être caractérisés grossièrement en utilisant les indications du

3 Interprétation et documentation des essais

tableau 3.6. Dans les systèmes karstiques très bien développés, les taux de restitution peuvent approcher 100%.

Tableau 3.6 : Qualification des taux de restitution dans les aquifères en roches meubles.

Taux de restitution	Qualification
plus de 60%	taux de restitution très élevé
40 – 60%	taux de restitution élevé
10 – 40%	taux de restitution moyen
1 -10%	taux de restitution faible
moins de 1%	taux de restitution très faible

Les taux de restitution bas sont généralement dus aux causes suivantes :

- Le traceur n'est pas idéal : adsorption irréversible, dégradation ;
- Le déroulement de l'essai n'est pas idéal : rétention de traceur au point d'injection ;
- Etalement prononcé du nuage de traceur : une partie du traceur injecté peut passer à côté des points de prélèvement en raison de la dispersion transversale (p. ex. le traceur n'est capté que partiellement par un puits).

A propos de la rétention, relevons qu'il est généralement impossible de garantir que tout le traceur injecté soit transporté par l'écoulement souterrain, même si l'injection a lieu directement dans l'eau souterraine. Il est en effet connu que dans les piézomètres ou à leur voisinage peuvent se trouver des zones avec de l'eau souterraine pratiquement stagnante. Une partie du traceur injecté peut donc rester prisonnier de ces zones mortes ou n'atteindre les écoulements actifs que très lentement. Selon le problème posé, il est recommandé d'échantillonner en fin d'essai l'eau souterraine au point d'injection et d'estimer l'importance de la rétention au point d'injection.

3.2.4 Courbes de restitution à queue étirée (tailing) ou à plusieurs maxima

Dans la pratique, de nombreuses courbes de restitution ne correspondent pas à la représentation idéale de traceurs conservatifs. En général cela s'exprime par une décroissance beaucoup plus lente de la concentration en traceur après le dépassement du pic que celle des courbes calculées par les modèles; c'est ce qu'on appelle l'étirement de la queue ou tailing. Il peut aussi arriver que des courbes de restitution présentent plusieurs maxima de concentration. Les deux phénomènes peuvent avoir plusieurs causes :

- Lors d'injections dans une fosse ou tranchée, il faut s'attendre à ce qu'une partie du traceur reste dans la zone non saturée, malgré un rinçage abondant. Ces restes pourront être entraînés par l'infiltration de précipitations, ou à l'occasion d'une remontée du niveau des eaux souterraines. En conséquence, l'eau souterraine peut être marquée par des restes indésirables de traceur encore longtemps après l'injection de celui-ci (remobilisation) ;
- L'adsorption et la désorption ultérieure représentent une autre cause du comportement non idéal d'un traceur. Elles peuvent provoquer un ralentissement de la décroissance de la courbe de restitution ;
- Il est aussi imaginable que le traceur ait emprunté divers cheminements jusqu'au point d'observation. En milieu poreux, des différences de perméabilité dans un aquifère stratifié peuvent conduire à une telle distribution du traceur. En milieu fissuré ou karstifié, deux ou plusieurs cheminements séparés et de longueur différente sont possibles (voir aussi annexe B) ;

- Les conduits karstiques à écoulement turbulent et les vasques dans lesquelles l'eau tourbillonne peuvent également provoquer un étirement de la queue et des pics secondaires.

3.2.5 Essais de traçage et modèles numériques d'écoulement souterrain

Les essais de traçage fournissent des données idéales pour affiner la calibration des modèles de simulation des écoulements souterrains et du transport de masse en solution. En effet, la plupart des simulations sont basées sur le principe suivant : la saisie des mesures et le traitement mathématique des processus de transport dans l'eau souterraine se réfèrent toujours à une situation moyenne sur un volume suffisamment grand pour neutraliser les inhomogénéités locales du champ d'écoulement.

Les résultats des essais de traçage permettent d'améliorer les modèles d'écoulement souterrain en particulier par :

- une meilleure approche des directions d'écoulement réelles ;
- l'optimisation des paramètres "perméabilité" et "porosité effective cinématique" ;
- la détermination de la dispersivité, p. ex. en vue de la simulation d'incidents.

Par exemple, dans les aquifères à gradient hydraulique très faible ou à structure complexe, les résultats de modèles peuvent s'écarter sensiblement des conditions naturelles mises en évidence par les essais de traçage. Un nouveau calibrage du modèle incluant les résultats des traçages permet de s'approcher des conditions réelles. La simulation d'un essai de traçage calcule (uni- à tridimensionnellement) le déplacement et l'étalement d'un nuage de traceur en fonction du temps, ainsi que la courbe de restitution correspondante au point d'échantillonnage. De nombreux modèles d'écoulement utilisés dans la pratique permettent le calcul des processus de transport de masse en solution. La modélisation du transport de substances dissoutes dans l'eau souterraine est décrite en détail dans toute une série d'ouvrages (p. ex. KINZELBACH & RAUSCH 1995).

3.2.6 Combinaison d'essais de traçage et d'essais de pompage

Les possibilités d'acquérir des connaissances sur les caractéristiques hydrauliques des aquifères au moyen d'essais de pompage sont très diversifiées. Pourtant, les essais de pompage ne peuvent remplacer les essais de traçage. Ce n'est qu'à l'aide d'essais de traçage que l'on peut par exemple obtenir des informations spatiales et temporelles sur le mélange des substances contenues dans l'eau (dispersion) et sur la porosité effective cinématique dans les aquifères captifs. En outre, en cas d'incidents ou de mesures d'assainissement, les essais de traçages permettent d'obtenir des données sur les temps de séjour probables dans l'aquifère et sur les temps d'apparition de substances dans un puits. Dans ce contexte, les essais de traçage effectués en même temps que des essais de pompage ont une importance particulière, car la combinaison des deux méthodes apporte des informations supplémentaires, notamment sur les paramètres hydrauliques de l'aquifère. Les essais de pompage permettent d'installer dans l'aquifère des conditions d'écoulement constantes et contrôlées, ce qui accroît la précision des résultats. Malheureusement, la combinaison d'essais de pompage et d'essais de traçage est encore trop rare dans la pratique.

3 Interprétation et documentation des essais

Détermination de la porosité efficace au moyen d'essais de traçage :

Lors d'essais de pompage, la porosité efficace peut se calculer par la formule suivante :

$$n_e = \frac{Q \cdot t_{\text{Moyen}}}{\pi \cdot x^2 \cdot H}$$

Numérateur : Volume d'eau

Dénominateur : Volume de l'aquifère (supposé cylindrique)

Pour des conditions d'écoulement naturelles, on a :

$$k = \frac{V_{\text{Moyenne}} \cdot n_e}{i} \quad \text{Loi de DARCY}$$

Paramètres :	n_e	= porosité efficace de l'aquifère
	Q	= débit de pompage du puits
	t_{Moyen}	= temps de transit moyen du traceur
	x	= distance d'écoulement
	H	= épaisseur moyenne de l'aquifère
	k	= perméabilité (conductivité hydraulique) régionale
	V_{Moyenne}	= vitesse moyenne à vol d'oiseau
	i	= gradient hydraulique

3.3 Documentation

Il vaut la peine de documenter correctement les essais de traçage et de transmettre les documents aux services d'archivage hydrogéologique désignés (voir à ce sujet le chapitre 1.3). Il faut toutefois satisfaire à quelques exigences minimales dans l'établissement des rapports, afin de garantir la compréhension du déroulement et de l'interprétation des essais. Par exemple, l'assertion souvent utilisée : "le traceur n'a été retrouvé à aucun des points d'échantillonnage" est, du point de vue de l'hydrologie des traceurs, inutilisable pour une évaluation ultérieure. Pour que le document soit utilisable par la suite, il doit répondre aux questions suivantes :

- Quels ont été les points d'échantillonnage ?
- Combien de temps a duré l'échantillonnage ?
- A quelle fréquence les échantillons ont-ils été prélevés ?
- Quelles techniques d'analyse ont-elles été utilisées, etc. ?.

L'annexe E présente la liste des éléments à faire figurer absolument dans le rapport d'un essai de traçage.

➡ Appel à une documentation suffisante des essais de traçage

Il reste à espérer que les instances qui délivrent les mandats exigent une documentation des essais de traçage conforme aux recommandations de l'annexe E. Seul un essai de traçage bien documenté est digne d'être archivé.

Représentation des résultats en cas d'apparition de plusieurs traceurs

Les essais de traçage doivent être illustrés sous forme de courbes de restitution (diagrammes concentration / temps). En cas d'apparition de plusieurs traceurs, il faut utiliser des "courbes normées" pour représenter les traceurs. Ce procédé permet de comparer les concentrations indépendamment des quantités injectées, souvent différentes. On indiquera donc facteurs utilisés pour normer les courbes :

$$C_n = \frac{C}{M}$$

Paramètres : C_n = taux de dilution (= concentration normée) [ppb/kg]
 C = concentration mesurée [ppb]
 M = quantité injectée [kg]

4 Autres applications

4.1 Etude de l'infiltration des cours d'eau

De très nombreux puits sont situés en bordure de cours d'eau. En cas de charge soudaine en substances dommageables dans les eaux de surface, ces puits peuvent être fortement menacés. Les essais de traçage permettent d'étudier de manière directe les processus d'infiltration et la menace qui pèse sur les captages. En vue de l'installation d'un dispositif d'alarme, les essais de traçage peuvent servir de base pour répondre aux questions suivantes :

- Y a-t-il une liaison hydraulique entre le cours d'eau et le captage ?
- Avec quel décalage temporel le traceur atteint-il le captage ? Quel est le temps d'intervention disponible pour prendre des mesures ?
- Quelle concentration, par rapport à celle du cours d'eau, atteint-elle le captage (dilution) ?

Si les conditions sont favorables, la réalisation d'un essai de traçage permet de quantifier la menace qui plane sur des puits proches d'une rive.

Recommandations

- L'injection de traceurs fluorescents dans les eaux de surface doit être soigneusement pesée en vue d'une utilisation réfléchie des rares traceurs adaptés à ce type d'essais ;
- En général, de meilleurs résultats sont obtenus si l'injection de traceur dans les eaux de surface dure un certain temps. L'expérience montre qu'une durée de 10 à 30 minutes est judicieuse. Les injections d'une certaine durée permettent de réduire les pics de concentration et d'augmenter le laps de temps durant lequel l'eau marquée peut pénétrer dans l'eau souterraine. Des injections instantanées peuvent aussi convenir aux essais dans les petits ruisseaux et aux essais sur de longues distances ;
- Selon le problème posé, un bon mélange du traceur avec l'eau du cours d'eau doit se faire tout de suite. Si le cours d'eau est large, il convient de répartir les points d'injection sur toute sa largeur, à partir d'un pont ;
- La collecte des résultats d'un essai de traçage à partir d'un cours d'eau doit être optimisée. Il faut en tous cas déterminer les temps de passage du traceur le long du cours d'eau. On en tire des informations importantes sur les temps d'intervention. De plus, il faut échantillonner tous les puits situés en aval de l'injection et qui sont susceptibles de capter de l'eau d'infiltration des rives. Si les exploitants (services d'alimentation en eau) et les services administratifs concernés sont informés à temps, l'utilité de ce type d'essai peut être massivement accrue. De ce point de vue, les essais de traçage dans les eaux de surface se justifient pleinement, pour des cas choisis et s'ils sont judicieusement planifiés (voir aussi chapitre 1.3).

4.2 Mesure du débit des cours d'eau au moyen de traceurs

4.2.1 Généralités et méthodologie

En Suisse, les mesures de débit dans les cours d'eau sont effectuées principalement au moyen de moulinets hydrométriques. En outre, on utilise également des appareils à ultrasons (pour les retenues à niveau variable), des sondes à induction magnétique (canaux encombrés de végétation) et des appareils acoustiques à effet Doppler (grandes profondeurs d'eau). Dans les torrents et cours d'eau de montagne à écoulement très turbulent, les mesures s'effectuent surtout au moyen de traceurs.

Le principe des mesures de débit au moyen de traceurs repose sur la détermination de la dilution d'une quantité donnée de traceur injectée dans le courant d'eau. On calcule le débit en mesurant la concentration diluée du traceur à l'extrémité aval du tronçon de mesure et en déterminant le taux de dilution. Une condition à l'application de cette méthode est le mélange complet du traceur avec l'eau du cours d'eau. Ce mélange doit se faire sur une courte distance, car sinon les durées d'écoulement sont trop longues et la quantité nécessaire de traceur trop grande. Sur le tronçon de mesure, il ne doit y avoir ni affluent ou dérivation, ni infiltration du cours d'eau. Il faut éviter les zones d'eau tranquille et les zones d'inondation. La méthode n'est pas indiquée dans les cours d'eau à écoulement lent et faible capacité de mélange.

4.2.2 Les traceurs utilisés et leurs propriétés principales

Les caractéristiques les plus importantes que doivent posséder les traceurs utilisés pour les mesures de débit sont : innocuité sur le plan écologique, concentration naturelle (bruit de fond) constante et aussi faible que possible dans les eaux à mesurer, bonne solubilité à l'eau, pas d'adsorption sur les particules en suspension et grande stabilité par rapport à la dégradation photochimique. L'uranine est le traceur le plus important pour les mesures de débit, comme pour les traçages (voir restrictions ci-dessous). Le sel de cuisine (chlorure de sodium NaCl) est indiqué pour les mesures de débit jusqu'à environ 1 m³/s, et jusqu'à environ 5 m³/s sur les sites de mesure très favorables. On peut aussi utiliser la sulforhodamine B et l'aminorhodamine G (sulforhodamine G extra). Selon l'état actuel des connaissances toxicologiques, la rhodamine WT est moins indiquée ; elle est toutefois fréquemment utilisée dans les cours d'eau aux Etats Unis. Si l'on utilise de l'uranine, il faut être conscient de sa dégradation photochimique rapide et de sa forte sensibilité au pH. Il faut donc réduire son exposition à la lumière (mesures dans l'obscurité). Si l'on utilise les substances à la rhodamine, c'est l'adsorption qui est le plus grand facteur d'erreur. C'est pourquoi les traceurs de ce groupe sont déconseillés pour la mesure de débit dans les eaux chargées en matière en suspension ou colonisées par la végétation.

4.2.3 Modes d'injection des traceurs

Injection continue (méthode du « palier de concentration »)

Pour ce type d'injection, le traceur est déversé dans le cours d'eau à concentration et débit constant durant un laps de temps assez long. On peut assurer le débit constant de l'injection par exemple en utilisant une installation de dosage du type vase de Mariotte. En cas d'injection continue, la durée d'injection doit être assez longue, pour que la concentration en traceur dans le cours d'eau atteigne un palier constant au point de mesure situé en aval (état permanent).

4 Autres applications

Injection instantanée (méthode « par intégration »)

Pour appliquer cette méthode, on déverse en une fois dans le cours d'eau une quantité exactement définie de traceur en solution concentrée. A l'aval d'un tronçon d'écoulement suffisant long pour obtenir un mélange complet, la courbe de concentration du traceur est enregistrée. Si l'on utilise le sel comme traceur, la détermination du débit se fait par mesure de la conductivité électrique de l'eau au passage du traceur. Cela nécessite une courbe d'étalonnage entre la concentration en sel et la conductivité électrique. Les mesures de fluorescence en cas d'injection instantanée du traceur peuvent également se faire in situ et en continu au moyen de fluorimètres portables, à filtre ou à fibre optique. Ces appareils sont toutefois assez chers. Mais la méthode à injection instantanée offre, par rapport à celle de l'injection continue, les avantages suivants :

- La quantité de traceur nécessaire et la charge sur les eaux sont plus faibles ;
- Le temps nécessaire est plus court ;
- La mise en œuvre est beaucoup plus simple.

4.2.4 Déroulement de l'essai

La réalisation de mesures de débit au moyen de traceurs nécessite une grande expérience et de bonnes connaissances professionnelles. Le choix de la méthode dépend avant tout du débit à mesurer et des moyens techniques disponibles. Le tableau 4.1 présente les différents procédés utilisés avec leurs avantages et inconvénients, ainsi que le type d'injection correspondant.

Tableau 4.1 : Procédés de traçage pour la mesure du débit de cours d'eau.

Procédé de mesure	Injection du traceur	Avantages	Inconvénients
Dilution de sel, <u>Méthode par intégration</u> Mesure in situ de la conductivité électrique de l'eau	instantanée	<ul style="list-style-type: none">▪ Bien adaptée aux débits inférieurs à 1 m³/s▪ Mesure rapide (10 - 20 min.)▪ Résultats immédiats	<ul style="list-style-type: none">▪ Débits de plus de 5 m³/s non mesurables▪ Grandes quantités de sel nécessaires
Mesure de traceur fluorescent <u>Méthode par intégration</u> . Mesure in situ au fluorimètre	instantanée	<ul style="list-style-type: none">▪ Grands débits mesurables▪ Mesure rapide▪ Résultats immédiats▪ Faible quantité de traceur	<ul style="list-style-type: none">▪ Technologie nécessitant des connaissances spécifiques (fibres optiques)
Mesure de traceur fluorescent <u>Méthode du palier de concentration</u> Analyses au laboratoire	continue	<ul style="list-style-type: none">▪ Grands débits mesurables	<ul style="list-style-type: none">▪ Longue durée de mesure▪ Interprétation au laboratoire avec résultats différés

Bilan

Les mesures de débit au moyen de traceurs relèvent de méthodes performantes et précises si elles sont utilisées dans les règles de l'art pour les cours d'eau à écoulement turbulent (voir SPREAFICO & GEES 1994). Les traceurs fluorescents permettent la mesure de grands débits, en l'absence de contre-indication liée à la substance utilisée. L'utilisation de traceurs fluorescents devrait être évitée sur les tronçons où il y a une infiltration dans les eaux souterraines (danger de contamination de ces dernières).

4.3 Utilisation des traceurs dans les forages profonds

Lors de l'exécution de forages profonds, il est souvent utile de marquer le fluide de forage au moyen de traceurs, afin de quantifier l'influence de ce fluide sur les échantillons d'eau souterraine prélevés. En Suisse, c'est surtout la NAGRA/CEDRA (Société coopérative nationale pour l'entreposage des déchets radioactifs) qui possède un savoir-faire étendu en la matière (voir NAGRA 1985).

Les interactions provoquées par le mélange du fluide de forage avec l'eau souterraine sont contrôlées notamment dans le but de définir le taux de contamination des échantillons d'eau par le fluide du forage. Cela est possible par le marquage du fluide de forage au moyen de traceurs. En général on utilise l'uranine comme traceur principal, et le m-TFMBA (acide méta-trifluorométhylbenzoïque) comme traceur de contrôle. Le m-TFMBA a été développé principalement pour une utilisation dans les fluides de forage. Il s'agit d'un traceur très fiable, qui n'est, au contraire de l'uranine, ni adsorbé par les minéraux argileux (bentonite des fluides), ni dégradé par la lumière. Toutefois, son analyse est assez laborieuse (méthode HPCL, voir chapitre 3.1.4) et les résultats ne sont souvent pas disponibles immédiatement. En principe, le fluide de forage circule en circuit fermé et la concentration en traceurs devrait donc rester stable. La mesure périodique de la concentration en traceurs dans le fluide de forage permet d'identifier les apports d'eau souterraine dans le forage. En particulier pour surveiller et optimiser la durée du rinçage en vue d'échantillonner l'eau souterraine d'un intervalle de forage, on procède comme suit : à la fin de la phase de forage proprement dite ou après avoir isolé un intervalle au moyen d'obturateurs, l'eau est pompée ou puisée par curages successifs. On soutire ainsi d'abord le fluide de forage contenu dans le trou et la colonne de pompage. Progressivement, celui-ci contient une proportion plus grande d'eau souterraine captée par le forage. La concentration en traceur principal est mesurée sur place en continu. Dès qu'elle est suffisamment faible, du fait de l'apport prépondérant d'eau souterraine, on peut procéder à l'échantillonnage pour une analyse hydrochimique. On vise en général une qualité d'échantillon correspondant à une teneur en fluide de forage inférieure à un pour-cent.

4.4 Essais de traçage en milieu non saturé

Selon les objectifs de l'essai de traçage, il convient de distinguer deux cas d'injection en zone non saturée :

- Soit le but est d'étudier les écoulements en zone saturée, mais la situation ne permet pas d'injecter le traceur directement dans cette zone. Il faut alors procéder à l'injection en zone non saturée. Ce cas est décrit au chapitre 4.4.1 ;
- Soit le but est d'étudier le comportement de la zone non saturée elle-même. Le chapitre 4.4.2 traite de ce cas.

4.4.1 Etude des eaux souterraines par injection de traceurs dans la zone non saturée

Il s'agit ici de cas où l'on veut étudier le comportement de l'eau souterraine dans la zone saturée, mais où l'injection du traceur directement dans cette zone n'est pas possible. Le traceur injecté dans la zone non saturée atteint donc la zone saturée avec un décalage temporel. Une partie importante du traceur reste prisonnière de la zone des sols, et n'est lessivée qu'au bout de plusieurs semaines, voire des années. Au chapitre 2.5 il a été montré que pour obtenir des con-

4 Autres applications

centrations suffisantes, l'injection de traceurs en zone non saturée nécessite en général l'emploi de beaucoup plus grandes quantités que l'injection directe dans l'eau souterraine. Il faut donc tenir compte de ce fait, mais ne pas prendre de risque inconsidéré, car des liaisons hydrauliques directes et rapides imprévues sont à même de provoquer l'apparition inattendue de concentrations élevées de traceur aux captages. Il est possible que des essais de traçage en zone non saturée contaminent une région durant plusieurs années. Les précipitations peuvent périodiquement remobiliser les restes de traceur, ce qui engendre des courbes de restitution à plusieurs pics (voir aussi chapitre 3.2 et annexe B). Il arrive aussi fréquemment que le traceur ne soit pas détecté pendant la phase d'observation (souvent trop courte), malgré l'existence d'une liaison hydraulique. Cette constatation se répète régulièrement, en particulier dans les régions présentant une couverture morainique. Lors de campagnes d'échantillonnages prolongées, il a souvent été observé que la restitution du traceur n'a débuté qu'après plusieurs semaines ou plusieurs mois, mais à des concentrations très faibles et pendant très longtemps. Ces considérations montrent toutes que l'injection d'un traceur en zone non saturée n'est justifiée que s'il n'y a pas d'alternative, ou des raisons précises d'y avoir recours.

Recommandations concernant les essais de traçage pour lesquels l'injection doit se faire en zone non saturée

- S'il faut procéder à une injection en zone non saturée, il faut le faire dans une fouille la plus profonde possible. Toutefois, il ne faut pas entamer l'aquiclude sous-jacent (p. ex. molasse), pour éviter que le traceur y reste piégé. A la base de la fouille, il faut aménager une auge ou installer un anneau d'infiltration, pour empêcher une infiltration latérale du traceur.
- Dans la zone non saturée, un rinçage abondant du point d'injection avant et après l'injection est déterminant pour le succès d'un essai de traçage ; il faut respecter les recommandations suivantes :
 - pré-rinçage abondant (commencer év. même le jour précédant l'injection) ;
 - attendre que l'eau se soit infiltrée ;
 - injecter le traceur en solution concentrée ;
 - attendre que le traceur se soit infiltré ;
 - rincer abondamment à plusieurs reprises (év. répéter le jour suivant).
- On ne doit pas et ne peut pas forcer l'obtention d'un résultat positif par l'injection d'une quantité massive de traceur. En général, on ne devrait utiliser qu'une quantité 2 à 3 fois plus grande qu'en zone saturée. Il est plus important de bien choisir le traceur et d'effectuer soigneusement l'injection, en période pluvieuse.

4.4.2 Recherches spécifiques à la zone non saturée

Cette section traite de l'étude du fonctionnement hydrogéologique de la zone non saturée en tant que telle. Les processus qui se déroulent dans la zone non saturée ont une grande importance par exemple pour l'étude des processus d'infiltration et de recharge des nappes souterraines. Les essais de traçage dans la zone non saturée sont dépendants des précipitations naturelles, ou alors ils nécessitent un arrosage artificiel. En raison des grandes pertes par adsorption dans la zone des sols, il est particulièrement important de mettre en œuvre des traceurs peu sujets à l'adsorption. C'est pourquoi, à côté des traceurs fluorescents, des sels (bromure de potassium, chlorure de lithium) sont fréquemment utilisés. Pour l'identification et la description de voies préférentielles d'écoulement dans les sols, le Bleu brillant FCF (vitasine bleue) s'est avéré particulièrement adéquat (FLURY & FLÜHLER 1995). La détection du traceur s'effectue en général visuellement ou par photométrie.

En dehors des études sur les écoulements dans les sols naturels, on utilise aussi les traceurs pour tester le rôle protecteur des terrains de couverture sur les décharges et pour l'étude du cheminement des eaux d'infiltration dans les décharges. Le déversement de traceurs sur de grandes surfaces pour simuler l'épandage d'engrais n'est pas vraiment concluant avec les traceurs disponibles actuellement, car la zone des sols est un milieu extrêmement hétérogène (voir aussi chapitre 1.2). En principe, on devrait renoncer à de tels traçages et l'étude des problèmes d'infiltration sur de larges surfaces devrait se faire par plusieurs traçages ponctuels bien choisis et injectés dans des fouilles (ou au moins dans des sillons abondamment rincés). Il est recommandé de combiner de tels essais avec les méthodes suivantes :

- Cartographie de la vulnérabilité ;
- Cartographie des sols ;
- Cartographie géophysique ;
- Surveillance hydrochimique et bactériologique spécifique aux captages d'eau concernés ;
- Interprétation des isotopes environnementaux.

4.5 Les traceurs dans le domaine des eaux usées

Dans le domaine des eaux usées, la détection des traceurs utilisés se fait, dans la plupart des cas de manière visuelle. Il faut distinguer fondamentalement deux domaines d'application :

- Recherche de la provenance de pollutions (p. ex. raccordements erronés dans les systèmes séparatifs) ou du tracé de conduites dans les réseaux de canalisation complexes ;
- Vérifications d'étanchéité ou identification de fuites, en particulier dans les réseaux défectueux d'eaux usées. La concentration en traceur est en général telle que les fuites peuvent être identifiées à l'œil nu. Une grande prudence est toutefois de mise, en raison du danger de pénétration de traceurs dans les eaux souterraines à partir des canalisations.

Recommandations⁹

- De manière générale, les traceurs fluorescents ne doivent être utilisés dans les eaux usées que s'ils représentent la seule possibilité de résoudre le problème posé ;
- Dans ce cas, il faut absolument éviter d'utiliser les traceurs particulièrement adaptés au domaine de l'hydrogéologie (p. ex. l'uranine). L'utilisation de traceurs fluorescents dans les eaux usées contribue à l'accumulation d'une contamination de base en traceurs qui peut sensiblement gêner les essais de traçage hydrogéologiques en milieu urbain (PARRIAUX et al. 1990) ;
- Les traceurs recommandés dans le domaine des eaux usées sont le bleu de méthylène, le violet de méthylène et les corps flottants (p. ex. particules colorées, confettis, etc.). On peut se procurer le bleu de méthylène dans les commerces de produits chimiques en emballages allant de 100 grammes à 1 kg. Cette substance est très soluble à l'eau et très intense en couleur. Dans la plupart des cas, un sachet de 100 g suffit.

⁹ La directive de l'ASPEE «Entretien des canalisations» de 1992 traite de la problématique des traceurs fluorescents dans le domaine des eaux usées. Pour l'identification de voies d'écoulement ou de raccords erronés, elle recommande l'utilisation de corps flottants colorés, confettis etc., ou la coloration au bleu de méthylène. Les traceurs fluorescents tels que l'uranine, etc. sont à éviter dans la mesure du possible, car d'éventuelles pertes dans l'eau souterraine rendent les études hydrogéologiques difficiles ou même impossibles pour des mois, voire des années (ASPEE: Association suisse des professionnels de l'épuration des eaux).

4 Autres applications

4.6 Utilisation de bactériophages

Généralités

Le chapitre 2.3.4 donne une courte introduction sur les traceurs sous forme de particules (y c. les bactériophages). Les bactériophages sont des virus qui s'attaquent spécifiquement à certaines bactéries. Comme tous les virus, les bactériophages sont incapables de se reproduire par eux-mêmes. Les phages ne sont actifs ni sur l'être humain, ni sur les animaux et les plantes, ils ne sont donc ni toxiques ni pathogènes. La taille des bactériophages se situe entre 0.01 et 0.5 μm . Chaque type de phage a comme hôte une espèce spécifique de bactérie. C'est pourquoi on peut utiliser simultanément plusieurs types de phages sans générer d'interférences à l'analyse. Un litre d'une culture de phages préparée en laboratoire contient de 10^{12} à 10^{14} phages. La limite de détection (comptage) est de 1 phage par ml de liquide. Les phages survivent à des durées d'essai de quelques semaines. Ils se dégradent ensuite progressivement dans l'aquifère. Les cultures de phages utilisées se font exclusivement à partir de bactériophages marins ; les phages sont traités avant leur injection dans le terrain de telle manière qu'une reproduction ou une dissémination dans l'aquifère est exclue. Pour cette raison et parce qu'ils sont invisibles à toute concentration, les phages peuvent être utilisés pour le marquage des eaux potables (sources, puits, réservoirs, etc.). Les eaux souterraines ne présentent aucun bruit de fond, car les phages marins utilisés ne sont pas présents dans les aquifères d'eau douce et parce que leur durée de vie est limitée (quelques mois à une année au maximum). Leur analyse dans les échantillons d'eau est nettement plus fastidieuse que celle des traceurs fluorescents et ne peut se faire que dans les instituts spécialement équipés pour cela. L'analyse repose sur l'affinité des bactériophages pour une espèce définie de bactérie.

Conseils pratiques

- Les essais de traçage au moyen de bactériophages peuvent être menés en collaboration avec les instituts spécialisés¹⁰ (ROSSI et al. 1996) ;
- Pour un essai de traçage, 5 à 20 litres d'une suspension de phages sont nécessaires. Pour produire ces quantités, le laboratoire doit être avisé au moins deux semaines à l'avance. Le choix des phages les plus appropriés dépend du type d'aquifère. Les phages choisis sont mis en culture pour en préparer la quantité convenue ;
- Les bactériophages sont appropriés aux essais dans le karst et dans les aquifères fissurés bien développés. Le taux de restitution est en général plus faible que celui des traceurs fluorescents ;
- En milieu poreux, l'utilisation de bactériophages est limitée à de courtes distances et aux aquifères à perméabilité élevée (10^{-2} à 10^{-3} m/s). Les taux de restitution sont faibles ;
- Les phages sont très fortement retenus dans les sédiments peu perméables et dans la zone non saturée ;
- L'utilisation de phages dans les eaux réduites (faible potentiel redox) et dans les eaux riches en sulfates (gypseuses) est déconseillée ;
- Des échantillons de 50 ml suffisent pour le comptage des phages ;
- Le prélèvement d'échantillon ne nécessite pas de disposition particulière. Les flacons en plastique brun sont adéquats, ils n'ont pas besoin d'être stérilisés. Par contre, les échantillons doivent être conservés et transportés dans des boîtes réfrigérantes (4 à 12°C) ;
- Durant un essai de traçage, il est recommandé de transporter au moins deux fois par semaine les échantillons au laboratoire ;

¹⁰ Université de Neuchâtel: Centre d'hydrogéologie et Laboratoire de microbiologie

- L'analyse en laboratoire permet la différenciation et le comptage de plusieurs types de phages à partir du même échantillon. L'utilisation de bactériophages est donc particulièrement indiquée pour les multitraçages dans le karst où 5 à 6 types de phages différents peuvent être utilisés.

5 Bibliographie

ATH (Association of Tracer Hydrology):

- Conférence à Berne: Tracermethoden in der Hydrologie. Beiträge zur Geologie der Schweiz – Hydrologie, Nr. 28 I und II, 552 p., Bern 1982.
- Conférence à Athènes: Karst hydrogeology of the central and eastern Peloponnesus (Greece). Steir. Beitr. Hydrogeol., 37/38, 299 p., Graz 1986.
- Conférence à Karlsruhe: Transport phenomena in different aquifers. Steir. Beitr. Hydrogeol., 43, 279 p., Graz 1992.
- Conférence à Portoroz: Karst hydrogeological investigations in south-western Slovenia. ACTA KARSOLOGICA, XXVI/1, 376 p., Ljubljana 1997.
- Conférence à Munich: Tracer studies in the unsaturated zone and groundwater. Beitr. Hydrogeol., 52, 231 p., Graz 2001.

BEHRENS H. et al. (2001): Toxicological and ecotoxicological assessment of water tracers. Hydrogeology Journal, 9, 321-325.

BERTSCH W. (1978): Die Koeffizienten der longitudinalen und transversalen hydrodynamischen Dispersion - ein Literaturüberblick. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen (DGM), 22/1978.

FLURY M. & FLÜHLER H. (1995): Tracer characteristics of Brilliant Blue FCF. Soil Science Society of America Journal, 59, 22-27.

GEES et al. (1995): Abflussmessung nach dem Verdünnungsverfahren. Wasser-Energie-Luft, 87/9, 203-206.

HODEL H.-P. (1999): Lichtleiter-Fluorometer zur Messung des Abflusses in Bergbächen und Gebirgsflüssen und deren Eignung für den operationellen Messbetrieb. LHG Nouvelles, 99/2, 10-13, Bern-Ittigen.

IAHS (2000): Tracers and Modelling in Hydrogeology. Proc. of the TraM '2000 Conference Liège, Belgium. IAHS Publ. 262.

KÄSS W. (1992): Geohydrologische Markierungstechnik. Borntraeger Verlag, Berlin, Stuttgart.

KÄSS W. (1998): Tracing Technique in Geohydrology. Balkema, Rotterdam.

KENNEDY K., MÜLLER I., SCHNEGG P.A., ROSSI P., KOZEL R. (2001): Characterization of the Kappelen groundwater research site (BE), Switzerland, and preliminary bacteriophage and solute tracer component responses. Beitr. Hydrogeologie, 52, 158-180.

KENNEDY K., NIEREN S., ROSSI P., SCHNEGG P.-A., MÜLLER I., KINZELBACH W. (2001): Results of bacteriophage, microsphere and solute tracer migration comparison at Wilerwald test field, Switzerland. Beitr. Hydrogeologie, 52, 180-210.

KINZELBACH W. (1992): Numerische Methoden zur Modellierung des Transports von Schadstoffen im Grundwasser. Oldenbourg-Verlag, München.

KINZELBACH W. & RAUSCH R. (1995): Grundwassermodellierung. Eine Einführung mit Übungen. Gebrüder Borntraeger, Berlin und Stuttgart.

KREFT A. & ZUBER A. (1978): On the physical meaning of the dispersion equation and its solutions for different initial and boundary conditions. Chemical Engineering Science, 33, 1471-1480.

LUDER B. (1994): Manual für die Abflussmessung nach dem Salzverdünnungsverfahren. Technischer Bericht LHG, 1994/1, 23 p., Bern-Ittigen.

MALOSZEWSKI P. (1985): Development and application of mathematical flow models for interpreting tracer experiments in porous groundwater systems. Beilagen zum Weiterbildungskurs in Tracerhydrologie 1985 am Geographischen Institut der Uni Bern (unpubliziert).

- MALOSZEWSKI P. & ZUBER A. (1990): Mathematical modelling of tracer experiments in fissured rocks. *Water Res. Res.*, 26, 7, 1517-1528.
- MALOSZEWSKI P. (2000): Interpretation von Markierungsversuchen im Grundwasser. Skript. Institut für Angewandte Geologie der Universität München. GSF-Forschungszentrum GmbH, Institut für Hydrologie, Neuherberg b. München.
- NAGRA (1985): Feldmethoden zur Grundwasserentnahme aus Tiefenbohrungen und zur hydrochemischen Überwachung der Bohrspülung. Technischer Bericht 85-07. Baden/Schweiz.
- PARRIAUX A., LISZKAY M., MÜLLER I., DELLA VALLE G. (1988): Guide pratique pour l'usage des traceurs artificiels en hydrogéologie. Société Géologique Suisse. Épuisé.
- PARRIAUX A., DUBOIS J.-D., MANDIA Y. (1990): Persistence des traceurs fluorescents dans les nappes d'eaux souterraines. *Hydrogéologie*, 3, 183-194.
- ROSSI P., DOERFLIGER N., MÜLLER I., ARAGNO M. (1996): Traçage des eaux à l'aide de bactériophages. – *Gas-Wasser-Abwasser (GWA)*, 1/96, 41-49.
- SANSONI M., SCHUDEL B., WAGNER T., LEIBUNDGUT C. (1988): Aquiferparametermittlung im Porengrundwasser mittels fluoreszierender Tracer. *Gas-Wasser-Abwasser (GWA)*, 3/1988, 141-148.
- SANSONI M., SCHUDEL B., WAGNER T., LEIBUNDGUT C. (1988): Der Einsatz künstlicher Tracer zur Abschätzung der Wirksamkeit einer geplanten Grundwasseranreicherungsanlage in Oberkirch (LU). *Gas – Wasser - Abwasser (GWA)*, 7/1988, 351-356.
- SAUTY J.-P. (1977): Contribution à l'identification des paramètres de dispersion dans les aquifères par interprétation des expériences de traçage. Thèse présentée à l'Université scientifique et médicale et institut national polytechnique de Grenoble.
- SAUTY J. P. (1980): An analysis of hydrodispersive transfer in aquifers. *Water Res. Res.*, 16 (1), 145-158.
- SEILER K.-P. & WOHNLICH S. eds. (2001): New approaches characterizing groundwater flow. Proc. 31th IAH Congress Munich, Germany 10.-14.09.2001.
- SMART P. (1984): A review on the toxicity of twelve fluorescent dye tracers used for water tracing. *NSS-Bulletin*, 46, 21-33.
- SPREAFICO M. & GEES A. (1994): Handbuch für die Abflussmengenbestimmung mittels Verdünnungsverfahren mit Fluoreszenztracer. *Mitteilungen der Landeshydrologie und - geologie*, Nr. 20, Bern-Ittigen.
- UMWELTBUNDESAMT (1997): Arbeitskreis «Human- und ökotoxikologische Bewertung von Markierungsmitteln in Gewässern». Arbeitskreis beim Umweltbundesamt, D-Langen. *Grundwasser*, 2/97, 61-64.
- WERNLI H. R. (1994): Markierversuche in der Molasse. *Gas-Wasser-Abwasser (GWA)*, 1/1994, 15-22.
- WERNLI H. R. (2001): Einführung in die Tracerhydrologie. Skript. Geographisches Institut der Universität Bern (unpubliziert).
- WORTHINGTON S. (2001): Evaluation tracer injection mass. E-mail vom 14.03.2001 (unpubliziert).
- ZÖTL J.G. (1974): *Karsthydrogeologie*, 291 S. Springer Verlag, Wien – New York.

Injection de traceurs fluorescents – quelques impressions



ANNEXES

- A Evaluation des risques de dommages dus aux essais de traçage
- B Interprétation – Méthode de détermination de la vitesse moyenne à vol d'oiseau et du coefficient de dispersion à partir d'une courbe de restitution de traceur
- C Protocole d'injection (avec conseils pratiques)
- D Protocole d'échantillonnage et check-list
- E Documentation des essais de traçage – check-list
- F Avis d'essai de traçage (OFEG)

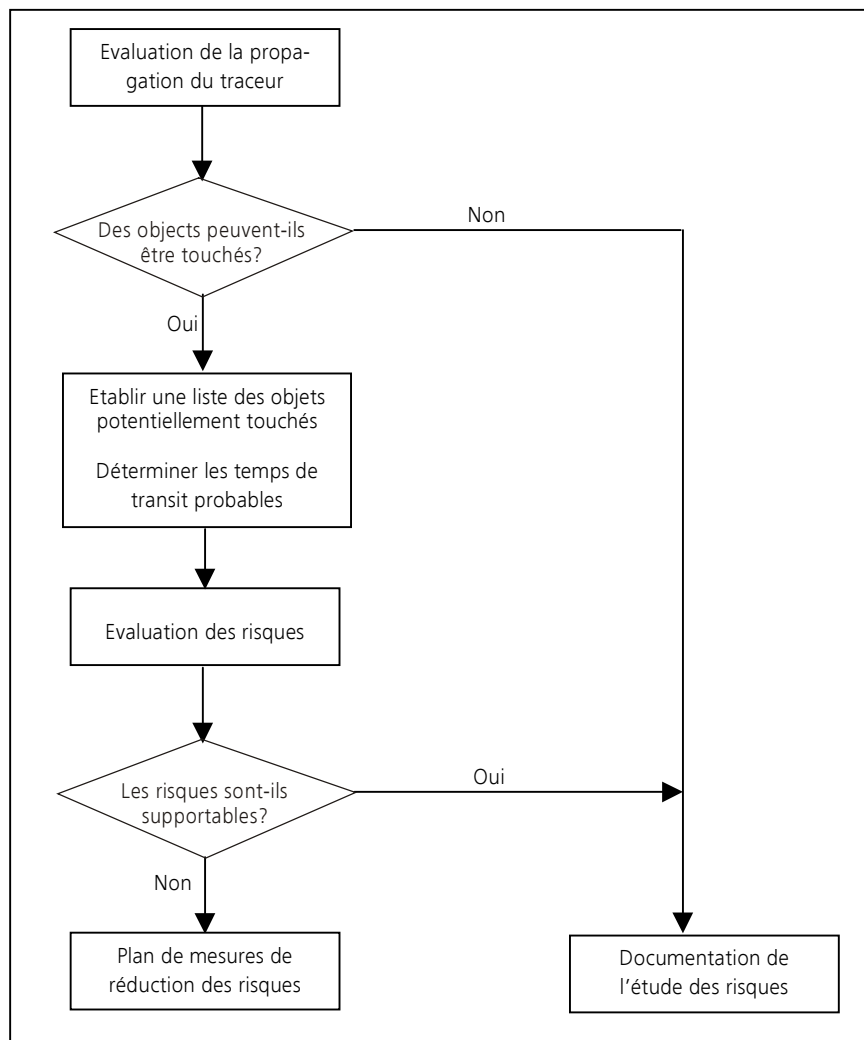
Annexe A

Evaluation des risques de dommages dus aux essais de traçage

1 Procédure générale

Pour prévenir des dommages provoqués par des essais de traçage, il est recommandé d'effectuer une évaluation des risques dans la phase de planification (voir chapitre 2.1). On y vérifiera si le dispositif d'essai présente des risques (p. ex. coloration de l'eau). Afin de rendre cette évaluation transparente, il est recommandé de suivre le schéma de la figure A1 :

Figure A1 : Tâches et décisions pour l'évaluation des risques.



2 Evaluation de la propagation du traceur

Afin de pouvoir délimiter les régions potentiellement touchées, il faut estimer la propagation probable du traceur. Comme cette estimation sert de base à l'évaluation des risques, les événements doivent être formulés en termes de probabilité qu'une certaine concentration de traceur (p. ex. limite de visibilité à l'œil nu) soit dépassée. En conséquence, nous proposons la définition suivante des zones de risques :

Tableau A1 : Définition des zones de risque.

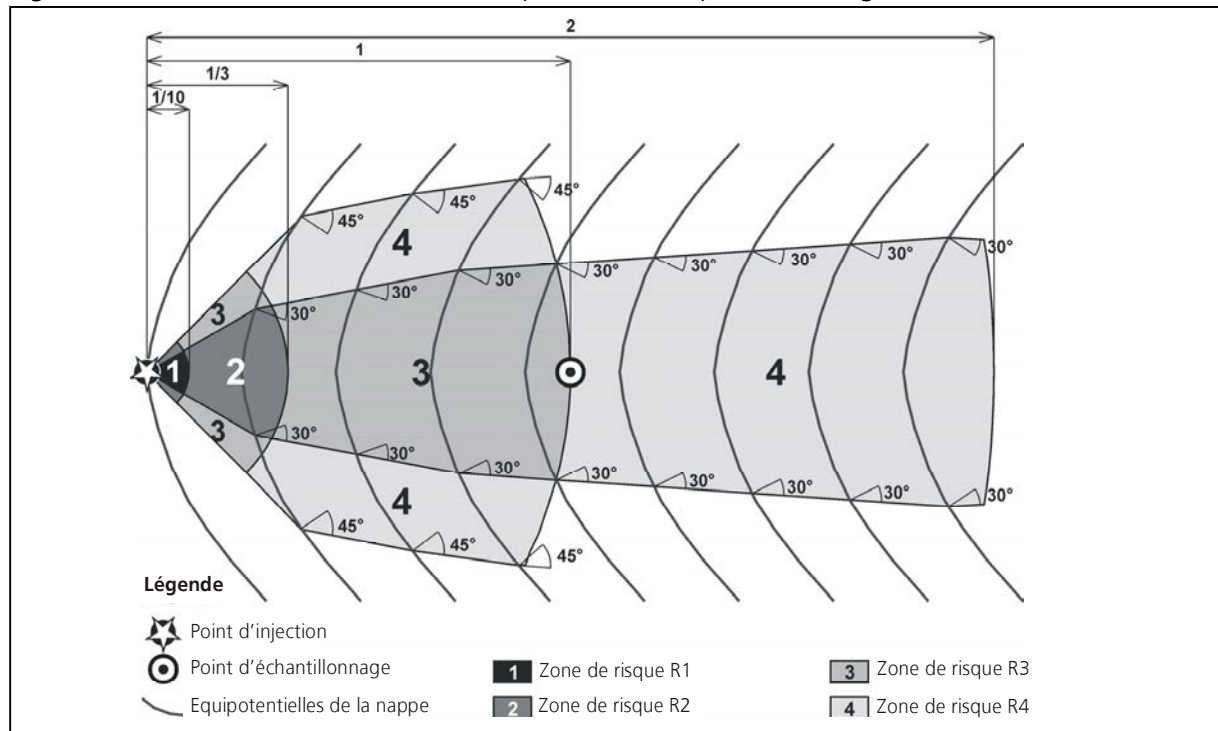
Zone de risque	Risque de concentration maximale du traceur	Probabilité d'occurrence
R1	- nettement au-dessus de la valeur limite	élevée
R2	- nettement au-dessus de la valeur limite	moyenne
R3	- nettement au-dessus de la valeur limite - aux environs de la valeur limite	faible moyenne
R4	- aux environs de la valeur limite	faible

La valeur limite est spécifique à la substance et à l'utilisation (p. ex. visibilité à l'oeil nu).

Procédure à appliquer dans les aquifères en roches meubles

Dans les aquifères homogènes en roches meubles (absence de drainages et de voies d'écoulement préférentiel), les zones de risques peuvent être délimitées par le procédé graphique suivant (voir figure A2) : la propagation latérale du traceur est caractérisée par des courbes faisant en tous points un angle respectivement de 30° et de 45° par rapport à la direction d'écoulement. Le domaine de propagation potentielle du traceur est subdivisé en zones de risque. Celles-ci sont délimitées par une enveloppe définie par les angles mentionnés ci-dessus et des distances de 1/10, 1/3, 1 et 2 fois la distance de l'essai.

Figure A2 : Délimitation des zones de risque dans un aquifère homogène en roches meubles.



Procédure à appliquer dans les aquifères hétérogènes en roches meubles et dans les aquifères en roches cohérentes

Comme l'écoulement des eaux souterraines ne peut être prévu que de manière incertaine, la délimitation des zones de risque doit se faire au cas par cas. Pour cela, il faut considérer les facteurs suivants :

- Orientation probable des directions préférentielles d'écoulement (p. ex. zones de failles) ;
- Caractère tridimensionnel de l'aquifère ;
- Résultats d'essais de traçage antérieurs et directions d'écoulement connues ;
- Etude régionale des caractéristiques de l'eau (au moins conductivité électrique).

3 Détermination des objets potentiellement touchés

En se basant sur les zones de risque ainsi délimitées, une liste des objets potentiellement touchés sera établie et les indications utiles mentionnées. Il faut porter une attention particulière aux utilisations sensibles telles que les préparations de produits alimentaires, les blanchisseries et les fabriques de papier. La liste des objets potentiellement touchés devrait contenir les informations suivantes :

- Description de l'objet et type de captage (alimentation en eau) ;
- Utilisation de l'eau (eau potable, eau industrielle, etc) ;
- Un approvisionnement alternatif en eau est-il possible ?
- Distance au point d'injection ;
- Zone de risque.

4 Evaluation des risques et plan de mesures

Le temps de transit probable jusqu'à l'objet potentiellement touché détermine la durée de l'événement considéré ; Il faut estimer son ordre de grandeur (voir chapitre 2.2). Il faut vérifier à l'aide des zones de risque si l'objet considéré présente un risque de dommage et s'il convient de prendre des mesures de protection. L'évaluation des risques doit se faire objet par objet. S'il y a des risques élevés, il faut élaborer un plan de mesures comprenant toute mesure capable de réduire les risques à un taux acceptable (p. ex. utilisation d'un autre traceur, dispositions spéciales et informations complémentaires). De manière générale, les mesures doivent rester raisonnables par rapport aux risques identifiés.

Annexe B

Interprétation – Méthode de détermination de la vitesse moyenne à vol d'oiseau et du coefficient de dispersion à partir d'une courbe de restitution de traceur (méthode dite C_{pic})

1 Introduction

L'interprétation étape par étape d'un essai de traçage est illustrée ci-dessous à l'aide d'un exemple :

- 1^{ère} étape : Détermination des paramètres importants de la courbe de restitution du traceur (voir point 4) ;
- 2^{ème} étape : Estimation des paramètres de la dispersion et du temps de transit moyen (voir point 5) ;
- 3^{ème} étape : Calcul d'une courbe de restitution théorique (voir point 6) ;
- 4^{ème} étape : Comparaison de la courbe de restitution théorique avec la courbe observée (voir point 7).

Les étapes 2 à 4 sont basées sur un procédé de MALOSZEWSKI (1985 et 2000). Toutes les méthodes de calcul proposées peuvent être exécutées de manière simple au moyen d'une calculatrice de poche ou d'un tableur.

2 Données générales de l'essai et tableau des résultats

L'exemple traité est soumis aux conditions suivantes :

Milieu :	Aquifère à porosité d'interstices
Injection :	Injection instantanée sur toute l'épaisseur de l'aquifère
Lieu d'échantillonnage :	Piézomètre situé dans l'axe d'écoulement
Distance de transit (x) :	50 m
Conditions d'écoulement :	naturelles (pas d'essai de pompage)

La quantité de traceur injecté n'est pas significative dans cet exemple, car le taux de restitution ne peut pas être calculé avec les données d'un piézomètre.

Le tableau B1 donne les concentrations en traceur en fonction du temps à partir de l'injection. Il contient aussi les données de la courbe cumulée et d'une courbe de restitution théorique (voir point 6).

Tableau B1 : Valeurs mesurées et calculées.

Temps à partir de l'injection [heures]	Concentration observée [ppb]	Courbe théorique [ppb]	Courbe cumulée [%]
0.00	n.d.	0.000	0.0
7.08	n.d.	0.000	0.0
8.88	0.002	0.001	0.0
11.82	0.021	0.010	0.1
15.07	0.057	0.052	0.6
17.70	0.135	0.118	1.5
21.08	0.216	0.228	3.7
23.67	0.341	0.316	6.3
26.62	0.399	0.404	10.3
29.58	0.455	0.472	14.9
32.68	0.517	0.519	20.4
35.38	0.534	0.541	25.6
38.95	0.547	0.546	32.6
41.67	0.539	0.536	38.0
47.80	0.496	0.487	49.5
50.70	0.477	0.455	54.7
53.67	0.440	0.421	59.6
56.87	0.394	0.384	64.5
62.92	0.314	0.316	72.3
68.73	0.248	0.258	78.2
74.77	0.190	0.206	83.0
80.55	0.155	0.165	86.7
86.78	0.133	0.129	89.7
95.62	0.075	0.090	92.8
118.68	0.029	0.035	97.1
142.22	0.013	0.013	98.9
164.65	0.005	0.005	99.7
170.92	0.006	0.004	99.8
183.12	0.004	0.002	100.0

n.d. = non détectable (limite de détection pour l'eau de l'essai : 0.001 ppb)

3 Définition des paramètres utiles

Paramètres de base

x	[m]	Distance de transit
C_i	[ppb]	Concentration du traceur
C_{Pic}	[ppb]	Concentration maximale (concentration du pic)
t_{Pic}	[jours]	Temps au moment de la concentration maximale
t_i	[jours]	Temps au moment de l'échantillonnage

Annexe B

Temps de transit et vitesses à vol d'oiseau (en ligne droite)

$t_{1\text{ère-apparition}}$	[jours]	Temps de transit minimum
v_{Max}	[m/jour]	Vitesse maximale à vol d'oiseau
t_{Pic}	[jours]	Temps de transit du pic (nommé aussi temps de transit principal ou effectif)
v_{Pic}	[m/jour]	Vitesse de transit du pic (nommée aussi vitesse principale ou effective)
t_{Moyen}	[jours]	Temps de transit moyen
v_{Moyenne}	[m/jour]	Vitesse moyenne à vol d'oiseau

Paramètres de la dispersion

D_L	[m ² /jour]	Coefficient de dispersion longitudinale (dans la direction x)
α_L	[m]	Dispersionité longitudinale
$D_L/(v_{\text{Moyenne}} \cdot x)$	[sans dimension]	Paramètre de dispersion. Paramètre de forme pour la caractérisation de la courbe (asymétrie) et variable dans l'équation de dispersion utilisée dans la pratique (= inverse du nombre de Péclet)
$(v_{\text{Moyenne}} \cdot x)/D_L$	[sans dimension]	Nombre de Péclet (= inverse du paramètre de dispersion)

On a respectivement : $D_L = \alpha_L \cdot v_{\text{Moyenne}}$ et $\alpha_L = D_L / v_{\text{Moyenne}}$

4 Détermination de paramètres importants à partir du tableau des résultats

Temps de transit minimum	$t_{1\text{ère-apparition}}$	8.88 heures
Vitesse maximale à vol d'oiseau	v_{max}	135.1 m/jour
Temps de transit du pic	t_{Pic}	38.95 heures
Vitesse de transit du pic	v_{Pic}	30.8 m/jour

5 Estimation des paramètres de la dispersion et du temps de transit moyen

Les deux paramètres

- Temps de transit moyen : t_{Moyen} et
- Paramètre de dispersion¹¹ : $D_L/(v_{\text{Moyenne}} \cdot x)$

peuvent être estimés de manière fiable au moyen de la méthode dite C_{Pic} « $C_{\text{Pic}} / 0.5 C_{\text{Pic}}$ » (MALOSZEWSKI 1985). Le but de la méthode C_{Pic} est l'estimation de paramètres initiaux pouvant être insérés dans l'équation de transport de masse en solution (voir point 6).

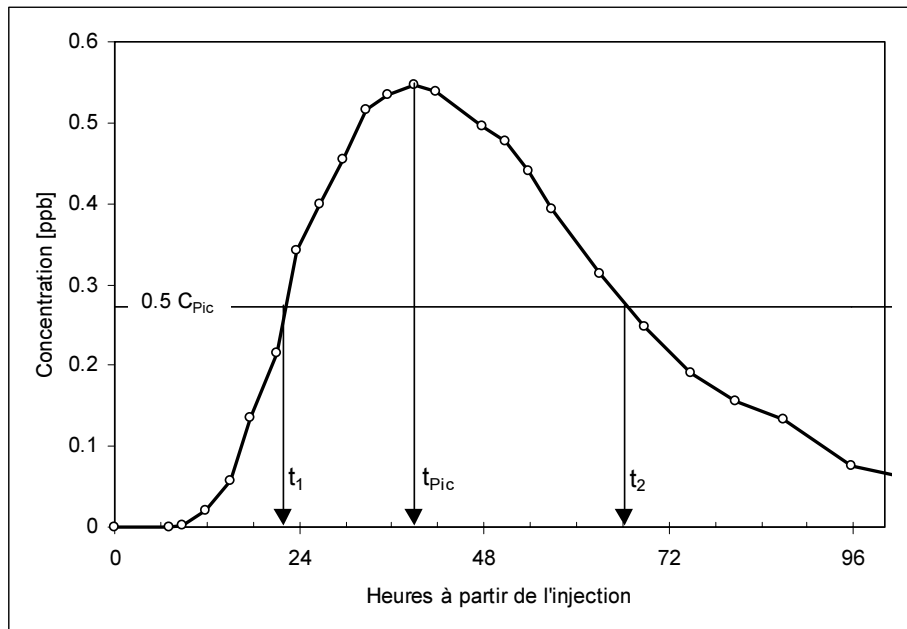
Les conditions sont celles définies au point 2, soit :

Milieu :	Aquifère à porosité d'interstices
Injection :	Injection instantanée sur toute l'épaisseur de l'aquifère
Lieu d'échantillonnage :	Piézomètre situé dans l'axe d'écoulement
Distance de transit (x) :	50 m
Conditions d'écoulement :	naturelles (pas d'essai de pompage)

¹¹ simplifié par la suite comme $D_L/v \cdot x$

La figure B1 montre la courbe de restitution du traceur.

Figure B1 : Courbe de restitution observée (selon données du tableau B1).



Méthode C_{Pic}

La méthode C_{Pic} permet de déterminer, respectivement à partir de la courbe de restitution observée et du tableau des valeurs observées, les temps suivants :

- t_1 temps où la concentration atteint la valeur de $0.5 \cdot C_{Pic}$ sur la branche ascendante de la courbe
- t_{Pic} temps où est atteint le maximum de concentration
- t_2 temps où est atteint la valeur de $0.5 \cdot C_{Pic}$ sur la branche descendante de la courbe

Pour l'exemple traité, on a :

C_{Pic}	0.547 ppb
$0.5 \cdot C_{Pic}$	0.274 ppb
t_1	22.28 h
t_{Pic}	38.95 h
t_2	66.44 h

Les temps t_1 et t_2 sont déterminés par le calcul (interpolation entre les points mesurés). Le temps du maximum de concentration déterminé à partir de la courbe de restitution ne correspond pas forcément au maximum réel de concentration, car le maximum observé dépend de l'intervalle d'échantillonnage. C'est pourquoi on procède parfois par approximations successives pour déterminer t_{Pic} . Le temps du maximum observé sert de valeur initiale dans la méthode C_{Pic} . Si nécessaire, le temps du maximum de concentration est alors approché par itération. Ensuite, les deux paramètres recherchés "temps de transit moyen t_{Moyen} " et "paramètre de dispersion $D_L/v \cdot x$ " sont calculés par le procédé suivant :

Annexe B

Procédé de calcul

A l'aide des temps t_1 et t_2 , on calcule d'abord les paramètres φ_1 et φ_2 :

$$\begin{aligned}\varphi_1 &= t_{pic} / t_1 & \rightarrow & 38.95 \text{ h} / 22.28 \text{ h} & \rightarrow & \varphi_1 = 1.748 \\ \varphi_2 &= t_{pic} / t_2 & \rightarrow & 38.95 \text{ h} / 66.44 \text{ h} & \rightarrow & \varphi_2 = 0.586\end{aligned}$$

On calcule ensuite le paramètre de dispersion $D_L/v \cdot x$ pour les branches ascendante et descendante de la courbe en insérant les valeurs de φ_1 et φ_2 dans l'équation suivante :

$$\frac{D_L}{v \cdot x} = \frac{(1 - \varphi)^2}{4 \cdot \sqrt{\varphi \cdot [\ln(2 \cdot \varphi^2) + 2 \cdot (1 - \varphi)]} \cdot [\varphi \cdot \ln(2 \cdot \varphi^2) + 2 \cdot (1 - \varphi)]}$$

Le calcul fournit les résultats suivants :

$$\begin{aligned}\text{Branche ascendante : } D_L/v \cdot x &= 0.146 \\ \text{Branche descendante : } D_L/v \cdot x &= 0.107\end{aligned}$$

Les deux valeurs s'écartent nettement l'une de l'autre. Dans ce cas, le calcul est repris avec une valeur modifiée de t_{pic} .

Reprise du calcul

Le temps t_{pic} est diminué d'une heure et devient $t_{pic^*} = 37.95$ heures. Il en résulte les valeurs suivantes :

$$\begin{aligned}\varphi_1 &= t_{pic^*} / t_1 & \rightarrow & 37.95 \text{ h} / 22.28 \text{ h} & \rightarrow & \varphi_1 = 1.703 \\ \varphi_2 &= t_{pic^*} / t_2 & \rightarrow & 37.95 \text{ h} / 66.44 \text{ h} & \rightarrow & \varphi_2 = 0.571\end{aligned}$$

et les valeurs suivantes pour le paramètre de dispersion :

$$\begin{array}{lcl} \text{Branche ascendante} & D_L/v \cdot x & = 0.127 \\ \text{Branche descendante} & D_L/v \cdot x & = 0.118 \\ \hline \text{Moyenne} & D_L/v \cdot x & = 0.123 \end{array}$$

Maintenant, on peut calculer le temps de transit moyen t_{Moyen} à l'aide de la formule suivante :

$$t_{Moyen} = t_{pic^*} \cdot \left[\sqrt{1 + \left(4 \cdot \frac{D_L}{v \cdot x} \right)^2} + 4 \cdot \frac{D_L}{v \cdot x} \right]$$

$$\text{Temps de transit moyen : } t_{Moyen} = 60.97 \text{ h} = 2.54 \text{ jours}$$

L'application de la méthode C_{Pic} donne les résultats suivants :

Temps de transit moyen à vol d'oiseau	$v_{Moyenne}$	$= x / t_{Moyen}$	$= 50 \text{ m} / 2.54 \text{ jours}$	$= 19.68 \text{ m/jour}$
Dispersivité	α_1	$= (D_L/v \cdot x) \cdot x$	$= 0.123 \cdot 50 \text{ m}$	$= 6.2 \text{ m}$
Coefficient de dispersion	D_L	$= \alpha_1 \cdot v_{Moyen}$	$= 6.2 \text{ m} \cdot 19.68 \text{ m/jour}$	$= 121 \text{ m}^2/\text{jour}$

Recommandations générales pour l'application de la méthode C_{Pic}

- Les valeurs visiblement aberrantes à proximité des trois points t_1 , t_{Pic} et t_2 nécessaires au calcul sont à corriger graphiquement avant l'application de la méthode.
- Critère de validité pour la méthode C_{Pic} : $D_L/v \cdot x \leq 0.2$

6 Calcul d'une courbe de restitution théorique

Bien que dans la pratique la méthode C_{Pic} se soit avérée suffisamment précise pour l'estimation des deux paramètres clé t_{Moyen} et $D_L/v \cdot x$, il est recommandé, à titre de contrôle, d'insérer dans l'équation de transport de masse en solution les valeurs déterminées pour ces deux paramètres, et de calculer ainsi une courbe de restitution théorique. La comparaison des courbes observée et calculée permet alors de se faire une idée de la fiabilité des valeurs déterminées.

Solution analytique de l'équation de transport de masse en solution

La solution analytique unidimensionnelle proposée par MALOSZEWSKI (1985) pour un écoulement en régime permanent dans un aquifère homogène, valable par approximation, est la suivante :

$$C(t_i) = C_{Pic} \cdot \left(\frac{t_{Pic}}{t_i} \right)^2 \cdot \exp \left[\frac{1 - \left(\frac{t_{Pic}}{t_i} \right)}{4 \cdot \left(\frac{D_L}{v \cdot x} \right) \cdot t_{Pic}} \cdot \left(t_{Moyen} - \frac{t_{Pic} \cdot t_i}{t_{Moyen}} \right) \right]$$

Elle suppose les conditions aux limites suivantes :

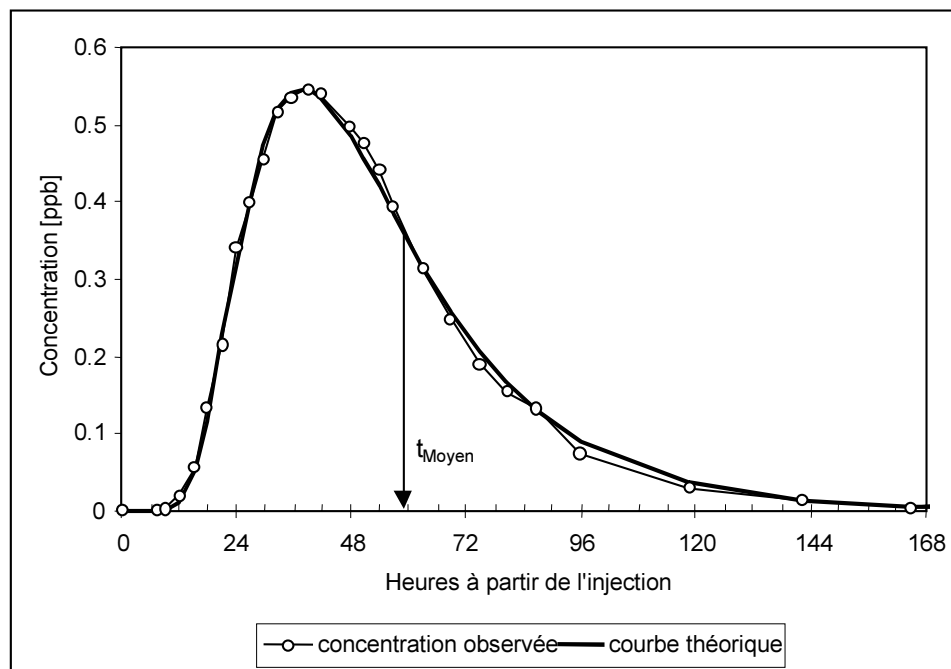
- Injection instantanée du traceur dans un aquifère à porosité d'interstices ;
- Injection sur toute l'épaisseur de l'aquifère ;
- Observation en un point fixe dans l'axe de l'écoulement.

La solution prend en compte les processus de convection et de dispersion (voir chapitre 3.2). Elle permet donc de calculer une courbe de restitution théorique avec à l'aide des deux variables $D_L/v \cdot x$ et t_{Moyen} . Cette solution normalisée de l'équation de transport de masse en solution s'est avérée à de nombreuses reprises valable et applicable dans la pratique. Elle ne nécessite pas de connaître la quantité injectée, ce qui permet de l'appliquer dans le domaine des eaux souterraines, où la quantité injectée est rarement représentative de la quantité de traceur transportée le long de l'axe des x .

7 Comparaison de la courbe de restitution observée avec la courbe théorique

Les valeurs de concentration $C(t_i)$ calculées pour l'exemple traité sont données dans la colonne "Courbe théorique" du tableau des résultats (tableau B1). La figure B2 représente la courbe de restitution théorique et la courbe observée. On constate un très bon ajustement des deux courbes, ce qui peut se traduire par une bonne fiabilité des paramètres $D_L/v \cdot x$ et t_{Moyen} estimés à l'aide de la méthode C_{Pic} . Sur la figure B2, le temps de transit moyen t_{Moyen} est mis en évidence.

Figure B2 : Courbe de restitution observée et courbe théorique.



Recommandations générales pour l'application du modèle de transport de masse en solution

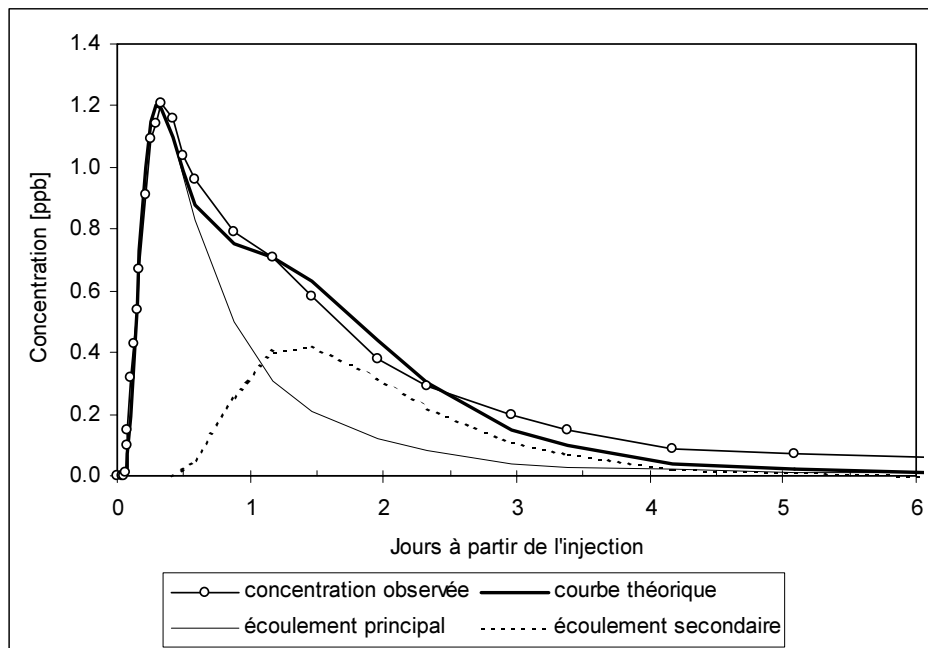
L'interprétation d'une courbe de restitution observée peut aussi se faire directement par un ajustement itératif de la courbe théorique, calculée par la méthode présentée ci-dessus, à la courbe observée. Pour cela, on peut utiliser le procédé dit de l'ajustement optimal (Best Fit). Les variables d'ajustement sont le temps de transit moyen et le paramètre de dispersion $D_L/v \cdot x$. L'ajustement optimal est atteint en minimisant la somme des carrés des écarts entre les courbes calculée et observée. Il faut être attentif au fait que lorsque $D_L/v \cdot x > 0.2$, le résultat de l'ajustement devient de plus en plus incertain : de petites différences dans les paramètres d'ajustement occasionnent de grandes différences dans la valeur de $D_L/v \cdot x$ obtenue.

8 Exemple d'une courbe de restitution avec phénomène de tailing (ou de retard)

La pratique montre que de nombreuses courbes de restitution observées ne se correspondent pas aux conditions idéales du transport des traceurs conservatifs (idéaux). En général, cela s'exprime, après le pic, par une décroissance des concentrations trop lente en comparaison de la courbe théorique (développement de la queue). Ce phénomène peut avoir plusieurs raisons. Une injection non instantannée ou des processus d'adsorption peuvent en être la cause. Dans certains cas, le phénomène peut s'expliquer par la présence de plusieurs cheminements préfé-

rentiels. Dans les aquifères à porosité d'interstice, la présence de couches à perméabilité différenciée peut conduire à une telle distribution du traceur. En milieu fissuré ou karstique deux ou plusieurs cheminements différenciés, de longueur différente sont possibles. Comme le montre l'exemple qui suit, la courbe observée peut dans de tels cas être reproduite par la superposition de plusieurs courbes théoriques correspondant chacune à un cheminement préférentiel. Toutefois, il est nécessaire de disposer de bonnes connaissances des techniques de traçage pour juger si de telles interprétations sont justifiées ou non.

Figure B3 : Simulation d'une courbe de restitution par superposition de deux courbes.



Recommandations

Si des déficiences lors de l'injection ou des processus d'adsorption sont envisageables, on ne devrait pas interpréter par simulation la queue d'une courbe de restitution. En effet, dans de tels cas, des phénomènes spécifiques liés au dispositif de l'essai, au transport de masse en solution et aux traceurs mis en jeu peuvent être prépondérants. La méthode C_{pic} présentée ici est dans une grande mesure insensible à la présence de queue (tailing).

Annexe C

Protocole d'injection (avec conseils pratiques)

Nom du projet :	
Direction du projet :	Tél. prof. :
Bureau :	Tél. portable :
Rue et n° :	Tél. privé :
Localité :	
Généralités	
Nom de l'essai :	
.....	
But de l'essai :	
.....	
.....	
Description du site d'injection	
Lieu d'injection :	
.....	
Coordonnées: x : y : altitude (m s.m.) :	
Description du lieu d'injection (plan de situation au verso) :	
.....	
.....	
Injection dans : <input type="checkbox"/> doline <input type="checkbox"/> perte de cours d'eau <input type="checkbox"/> fouille (indiquer la profondeur) <input type="checkbox"/> forage .	
Type d'aquifère :	
Si injection dans une perte, débit du cours d'eau : <input type="checkbox"/> estimé <input type="checkbox"/> mesuré ?	
pH de l'eau injectée : Conductivité électrique : °C eau : °C air :	
Caractérisation de l'injection du traceur	
Rinçage avant injection : <input type="checkbox"/> oui <input type="checkbox"/> non si oui : heure, de : à : nb de litres :	
Traceur : Quantité injectée :	
<input type="checkbox"/> en solution dans de l'eau <input type="checkbox"/> en solution dans un solvant <input type="checkbox"/> en poudre <input type="checkbox"/> en suspension	
Injection du traceur : Date : heure, de : à : <input type="checkbox"/> heure d'été <input type="checkbox"/> heure d'hiver	
Rinçage après injection : <input type="checkbox"/> oui <input type="checkbox"/> non si oui : heure, de : à : nb de litres :	
Informations diverses	
Dénomination des échantillons de cet essai :	
Débit de la source / pompage principal(e) : <input type="checkbox"/> estimé <input type="checkbox"/> mesuré ?	
Remarques :	
.....	
.....	

Compléments au protocole d'injection

Plan de situation :

Conseils pratiques : règles à respecter lors de l'injection de traceurs

Le succès d'un essai de traçage peut être réduit à néant par la dispersion non contrôlée de résidus de traceur (contamination). C'est pourquoi il faut respecter les règles suivantes lors de l'injection :

- La mise en solution du traceur doit être effectuée avant l'injection, en lieu sûr.
- Pour éviter des problèmes de contamination et pour des raisons de santé, il est instamment recommandé d'acheter les traceurs fluorescents déjà sous forme dissoute (à l'exception du naphthionate). Si le traceur est tout de même en poudre, il est nécessaire d'opérer avec une protection de la bouche et du nez, sans quoi une contamination des muqueuses peut être à craindre.
- La conservation et le transport doivent se faire dans un récipient étanche, pour éviter tout débordement du traceur. Attention aux différences de pression lors de transports en téléphérique ou en hélicoptère.
- Au moment de l'injection, portez un survêtement, des gants et des lunettes de protection.
- Le traceur doit être injecté lentement et sans fébrilité, ceci également lors d'injections "instantanées".
- Les personnes qui participent à l'injection ne doivent être impliquées dans l'échantillonnage qu'après une toilette corporelle soigneuse, et seulement après quelques jours (changement d'habits et douche).
- Pour le transport de tout le matériel d'injection, il faut prévoir suffisamment de matériel d'emballage.
- Pour la transparence de l'essai, il est nécessaire de documenter l'injection.

Annexe D

Protocole et check-list pour l'échantillonnage

Nom du projet :
Direction du projet : Tél. prof. :
Bureau : Tél. portable :
Rue et n° : Tél. privé :
Localité :

Adresse du laboratoire (pour expédition directe) :

Entreprise :
Nom :
Rue et n° :
Localité :
Tél :

Le prélèvement d'un échantillon dans les règles de l'art est très important pour le déroulement correct de l'essai. Un problème particulier lors des essais de traçage est la contamination au cours de l'échantillonnage (notamment, car de nombreux produits d'usage quotidien contiennent des colorants fluorescents). La personne chargée du prélèvement endosse ainsi une grande responsabilité.

Les points suivants sont à respecter :

- L'étiquetage des flacons doit comporter le nom de l'essai, le lieu, la date et l'heure de prélèvement (ne pas utiliser de crayons-feutres de couleur) ;
- Il faut absolument prélever de l'eau brute (la chloration, l'ozonification et le filtrage endommagent les traceurs) ;
- Ne pas toucher le goulot et l'ouverture des flacons, ni l'intérieur des couvercles ;
- Remplir d'abord deux fois les flacons à moitié pour un rinçage et les vider, ensuite les remplir à environ 90 % pour l'échantillon et les fermer ;
- Conserver absolument les échantillons à l'abri de la lumière, au frais et à l'abri du gel ;
- Protéger les échantillons contre le bris ;
- N'utiliser les accessoires de prélèvement (pompes, etc.) qu'à un seul point d'échantillonnage (danger de contamination par des restes d'eau tracée) ;
- Expédier les échantillons par colis sûrs et rapides ("Priority", "signature", "fragile") ; l'emballage doit les protéger du bris ;
- Transmettre toute observation utile au chef de projet (visibilité du traceur dans l'eau, crues, pannes d'appareils) ;
- Transmettre au chef de projet une esquisse du point exact de prélèvement.

Annexe D

Protocole d'échantillonnage pour station de pompage (puits)

Nom du projet : Station / puits :

Coordonnées : x : y : altitude (m) :

Feuille de protocole n° :

Date	Heure	Compteur d'eau [m ³]	Débit de pompage [l/min]	Temp. [°C]	Conductivité él. [μS/cm]	Niveau d'eau [m s.m.]	Remarques	Visa

L'étiquetage des flacons pour l'identification des échantillons doit comprendre la définition du point d'échantillonnage, la date et l'heure ; par exemple :

Puits 1
29.10.01
14:15

Annexe E

Documentation des essais de traçage - check-list

Injection (indications minimales par point d'injection ou par injection)		effectué ✓
Lieu	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Description de terrain du point d'injection ▪ Coordonnées (y c. altitude) 	
Milieu	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Eau souterraine (roche meuble / karst / fissuré) ▪ Eau de surface ▪ Autre : 	
Zone saturée / zone non saturée	<ul style="list-style-type: none"> ▪ L'injection a-t-elle lieu dans la zone non saturée ou directement dans l'eau souterraine ? 	
Date et heure / durée	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Date et heure de l'injection ; en cas d'injection continue, début et fin de l'injection 	
Type de traceur	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Description du traceur selon le tableau 2.1 	
Quantité	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Quantité de traceur injectée 	
Eau de rinçage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Quantité d'eau de rinçage (avant et après l'injection) 	

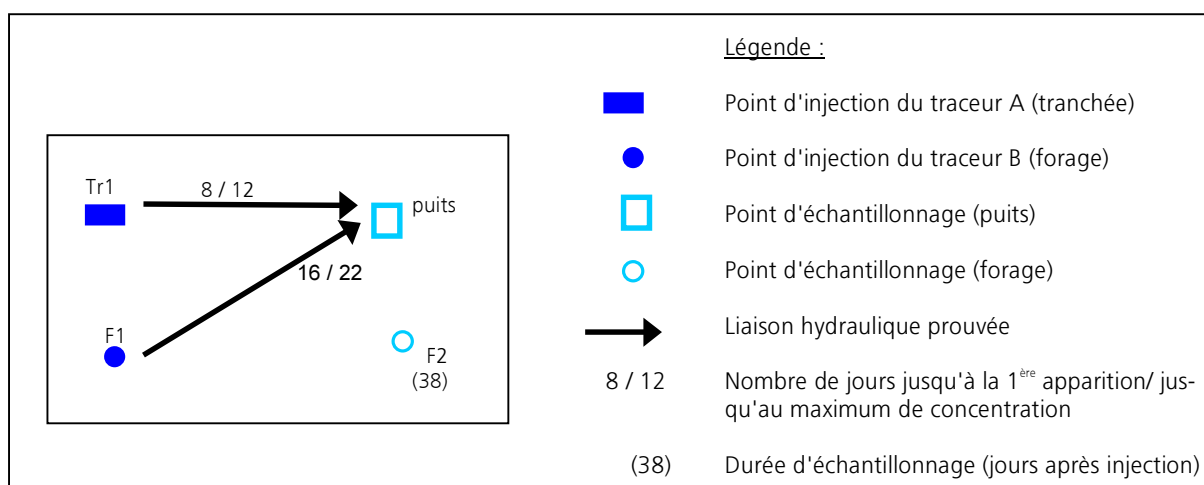
Echantillonnage (indications minimales par point d'échantillonnage)		effectué ✓
Lieu	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Description de terrain du point d'échantillonnage ▪ Coordonnées (y c. altitude) 	
Type d'échantillonnage	<p>Exemples :</p> <ul style="list-style-type: none"> ▪ Echantillons individuels durant pompage d'exploitation ▪ Echantillons individuels au captage de la source ▪ Echantillons individuels, pompage dans la nappe seulement pour l'échantillonnage ▪ Echantillons individuels, échantillons puisés ▪ Echantillonnage par charbon actif durant pompage d'exploitation ▪ Echantillonnage par charbon actif sans prélèvement d'eau souterraine 	
Mesures de débit aux sources	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Représentation de l'évolution des débits durant l'essai (→ en général sous forme de graphique) 	
Débits de pompage en cas d'exploitation continue	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Données détaillées sur le pompage (débit, pompage continu, intermittent, de quand à quand, paliers de pompage, etc.) (→ en général sous forme de tableau et/ou de graphique) 	

Résultats (indications minimales par traceur)		effectué ✓
Protocole de résultats	Copie du rapport du laboratoire avec contenu suivant : <ul style="list-style-type: none"> ▪ Point d'échantillonnage ▪ Description du traceur selon le tableau 2.1 ▪ Limite de détection par traceur dans l'eau échantillonnée ▪ Technique d'analyse / description de l'appareillage ▪ Tableau des résultats avec date et heure de l'échantillonnage ainsi que concentration en traceur mesurée (y c. blancs et échantillons négatifs) 	

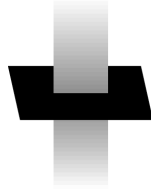
Personne ou instance de contact		effectué ✓
Source d'informations complémentaires	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Direction de l'essai (nom, adresse) ▪ Lieu de dépôt du rapport original 	

Situation / plan de situation		effectué ✓
Annexe de situation	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fond topographique ▪ Localisation des points d'injection et d'échantillonnage ▪ Flèches continues pour les liaisons hydrauliques prouvées ▪ Le cas échéant, équipotentiellles 	

Figure E1 : Exemple de plan de situation (sans fond topographique ni équipotentiellles).



Annexe F : Avis d'essai de traçage (OFEG)



Bundesamt für Wasser und Geologie **BWG**
 Office fédéral des eaux et de la géologie **OFEG**
 Ufficio federale delle acque e della geologia **UFAEG**
 Uffizi federal per aua e geologia **UFAEG**
 Federal Office for Water and Geology **FOWG**

Centrale de coordination des essais de traçage
 3003 Berne
 Fax: 031 / 324 76 81, tracer@bwg.admin.ch

Meldeblatt für Markierversuche Avis d'essai de traçage Avviso di prove con traccianti

Eingabestellen		Emplacement des points d'injection		Ubicazione delle prove		Tracer		Traccianti		Voraussichtliches Datum der Tracereingabe	
Landeskarte Carte nationale Carta nazionale 1:25'000 Nr.	Ortschaft und Kanton Localité et canton Località e cantone	Koordinaten der Eingabestellen Coordonnées des points d'injection Coordinate dei punti d'iniezione	X	Y	Eingabe in / Injection dans / Iniezione in Wählen Sie ein Milieu (hervorheben) Choisir un milieu (mettre en évidence) Scegliere un ambiente (sottolineare)	Verwendete Tracer Traceurs utilisés Traccianti utilizzati	Menge Quantité Quantità	Einheit Unité Unità	Date prévue pour les essais Data prevista per le prove		
					Grundwasser / Eau souterraine / Acque sotterranee Ungesättigte Zone / Zone non-saturée / Zona non satura Oberflächengewässer / Eau de surface / Acque superficiali						
					Grundwasser / Eau souterraine / Acque sotterranee Ungesättigte Zone / Zone non-saturée / Zona non satura Oberflächengewässer / Eau de surface / Acque superficiali						
					Grundwasser / Eau souterraine / Acque sotterranee Ungesättigte Zone / Zone non-saturée / Zona non satura Oberflächengewässer / Eau de surface / Acque superficiali						
					Grundwasser / Eau souterraine / Acque sotterranee Ungesättigte Zone / Zone non-saturée / Zona non satura Oberflächengewässer / Eau de surface / Acque superficiali						
					Grundwasser / Eau souterraine / Acque sotterranee Ungesättigte Zone / Zone non-saturée / Zona non satura Oberflächengewässer / Eau de surface / Acque superficiali						
					Grundwasser / Eau souterraine / Acque sotterranee Ungesättigte Zone / Zone non-saturée / Zona non satura Oberflächengewässer / Eau de surface / Acque superficiali						

Bitte vor Versuchsbeginn einsenden an: A envoyer avant les essais à / Da inviare prima delle prove al: <ul style="list-style-type: none"> BWG (s.o), OFEG (v. ci-dessus), UFAEG (vedi sotto) Empfohlen / raccomandandò / raccomandato: <ul style="list-style-type: none"> Betroffene Gemeinden / Communes concernées / Comuni riguardanti Örtliche Polizei / Police locale / Polizia locale Fischereiverbände / Associations piscicoles / Associazioni di pescatori Wasserversorgungen / Distributeurs d'eau / Distributore d'acqua Presse u. Öffentlichkeit / Presse et public / Stampa e pubblico Die Kantonale Fachstelle wird durch das BWG informiert Les autorités cantonales sont averties par l'OFEG L'organo cantonale viene informato dall'UFAEG		Verantwortliche Stelle für die Versuche: Institution responsable des essais: Ente responsabile delle prove:
Verantwortliche Person: Personne responsable: Persona responsabile:		Tel.: E-mail:
Datum / Date / Dat		