

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Mémoire de Master

Présenté à l'Université 08 Mai 1945 de Guelma

Faculté des Sciences et de la Technologie

Département de : Génie Civil & Hydraulique

Spécialité : Hydraulique

Option : Hydraulique Urbaine

Présenté par : ILLOUL Wafa

**Thème : Etude de l'influence de l'implantation d'une
décharge non-contrôlée sur la qualité d'une source
de captage**

Sous la direction de : Professeur Rachid MANSOURI

Juillet 2019

**REMERCIEMENTS
ET DÉDICACE**

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce mémoire a été possible grâce à DIEU tout puissant tout d'abord, ensuite grâce à plusieurs personnes à qui je voudrais témoigner toute ma reconnaissance.

*Je voudrais adresser toute ma gratitude à mon encadreur, le Professeur **MANSOURI Rachid**, pour sa patience, son aide, sa disponibilité et surtout ses judicieux conseils, qui ont contribué à alimenter ma réflexion.*

Je remercie ma très chère mère, pour son amour, ses conseils ainsi que son soutien inconditionnel. Merci maman, tu as toujours été là pour moi.

Je remercie ma grande sœur, pour son soutien et encouragement.

DEDICACE

Je dédie ce mémoire à : ma très chère mère.

RÉSUMÉ

Résumé

Résumé

Le transfert d'éléments indésirables depuis un site de stockage vers un milieu récepteur est un aspect essentiel de l'impact d'un tel site. Ce travail propose des solutions analytiques qui permettent une évaluation simplifiée de l'impact des sites de stockage sur les eaux souterraines. Ces solutions permettent d'estimer la concentration moyenne dans un aquifère situé à l'aplomb d'un site de stockage, et le flux polluant à l'interface entre la barrière géologique et l'aquifère. Des exemples d'application illustrent l'utilité de ces solutions et notamment le fait qu'elles fournissent des indications concernant le comportement global du système de stockage, qui peuvent être très utiles pour le praticien. Il est supposé que la concentration dans l'aquifère est répartie de manière homogène sur toute son épaisseur. Les solutions analytiques proposées dans ce travail considèrent la mobilisation de polluants par un flux d'eau qui s'infiltré à travers la couverture, la migration du flux polluant à travers une barrière minérale, et sa dilution par un flux d'eau non polluée dans un aquifère. Ces solutions sont exprimées en termes de concentrations de polluants dans l'aquifère.

Mots-clés : Source de captage d'eau, eaux souterraines, décharge, contamination, transport, solution analytique.

Résumé

Abstract

The transfer of contaminants from a waste-disposal site towards an environmental receptor is an essential aspect of the impact of such a site. This work presents several analytical solutions that allow a simplified analysis of the impact of a waste-disposal site on groundwater resources. These solutions allow the estimation of the average groundwater concentration in an aquifer located below the disposal site, and of the pollutant flux at the interface between the clay barrier and the aquifer. Example applications illustrate the usefulness of these solutions, which provide information concerning the overall behavior of the storage facility that can be most helpful for the practitioner. Taking into account the impact of the storage site in the evaluation of its performance, and the role of each individual component, is necessary in order to adequately identify objectives for each component, and the means required to meet those objectives.

Keywords: Water catchment source, underground waters, dump, contamination, transport, analytical solution.

الملخص

يعتبر نقل العناصر غير المرغوب فيها من موقع التخزين إلى بيئة الاستقبال جانبًا أساسيًا من تأثير هذا الموقع. يقترح هذا العمل حلاً تحليلية تسمح بإجراء تقييم مبسط لتأثير مواقع التخزين على المياه الجوفية. تمكننا هذه الحلول من تقدير التركيز المتوسط للمياه الجوفية الموجودة مباشرة بجانب موقع التخزين ، و كذلك تدفق الملوثات بين الحاجز الجيولوجي و المياه الجوفية. كما توضح الأمثلة التطبيقية فائدة هذه الحلول ، ولا سيما أنها توفر أيضا مؤشرات تتعلق بالسلوك الكلي لنظام التخزين ، والتي يمكن أن تكون مفيدة للغاية للممارس. نفرض أن التركيز في طبقة المياه الجوفية موزع بشكل متجانس على طول سمك هذه الأخيرة. الحلول التحليلية المقترحة في هذا العمل تأخذ بعين الاعتبار حركة الملوثات عن طريق تدفق المياه التي تتسرب عبر الغطاء، و كذا هجرة الملوثات المتدفقة عبر الحاجز المعدني، و أيضا تخفيفه بواسطة تيار من الماء غير الملوث في طبقة المياه الجوفية. يتم التعبير عن هذه الحلول عن طريق تركيزات الملوثات في طبقة المياه الجوفية.

الكلمات المفتاحية : مصدر استخراج المياه ، المياه الجوفية ، التصريف ، التلوث ، النقل ، الحل التحليلي

TABLE DES MATIÈRES

Table des matières

Remerciements	
Dédicace	
Résumé	
Introduction générale.....	1

Chapitre 1 : Problème de la pollution

1.1. Introduction.....	4
1.2. Origines et types de pollutions.....	5
1.2.1. Les pollutions diffuses.....	5
1.2.2. Les pollutions ponctuelles.....	6
1.3. Les types de polluants et la qualité des eaux souterraines.....	7
1.4. Transfert dans le sol.....	11
1.4.1. Transfert dans la zone non saturée.....	12

Chapitre 2 : Pollution par les déchets ménagers

2.1. Introduction.....	13
2.2. Définition et classification des déchets.....	13
2.3. Origine de la production des déchets.....	14
2.3.1 Biologique.....	14
2.3.2. Chimique.....	14
2.3.3. Technologique.....	14
2.3.4. Économique.....	14
2.3.5. Écologique.....	15
2.3.6. Accidentelle.....	15
2.4. Classification des déchets.....	15
2.4.1. Distinction en fonction de l'activité à l'origine du déchet.....	15
2.4.2. Distinction en fonction de la nature du déchet.....	16
2.5. Quantité des déchets urbains produits en Algérie	19
2.6. Le devenir des déchets ménagers.....	21
2.6.1. La décharge brute.....	21
2.6.2. La classique ou incontrôlée.....	21
2.6.3. Décharge contrôlée.....	22
2.7. Lixiviats des décharges.....	26

Table des matières

2.7.1. Définition.....	26
------------------------	----

Chapitre 3 : Le transfert hydrique en milieu poreux

3.1. Généralités sur les sols, définition des variables fondamentales.....	28
3.2. Description d'un milieu poreux et théorie de la continuité.....	28
3.3. Variables descriptives fondamentales.....	33
3.3.1. La porosité.....	33
3.3.2. La teneur en eau.....	34
3.3.3. La perméabilité.....	35
3.4. Caractéristiques hydrauliques des sols.....	36
3.4.1. Notion de potentiel de l'eau du sol.....	36
3.5 Tortuosité du milieu poreux.....	37
3.6. Ecoulement en régime permanent.....	40
3.6.1. Sol saturé.....	40
3.6.2. Ecoulement en milieu poreux non saturé.....	41

Chapitre 4 : Notions clés du transport en milieu poreux

4.1. Introduction.....	43
4.2. Advection.....	47
4.3. Dispersion.....	49
4.4. La diffusion moléculaire.....	52
4.5. Détermination du régime d'écoulement.....	55
4.6. Modélisation mathématique du phénomène de sorption.....	58
4.6.1. Le modèle Freundlich.....	60
4.6.2. Le modèle de Langmuir.....	61
4.7. Cas classiques et solutions analytiques.....	62
4.7.1. Diffusion seule – source ponctuelle constante.....	62
4.7.2. Advection-Dispersion-Diffusion.....	63
4.7.3. Équation advection- dispersion avec rétention.....	65

Chapitre 5 : Etude de cas

5.1. Modèle utilisé.....	68
5.2. Solutions de l'équation de dispersion : Solutions d'Ogata- Banks.....	68

Table des matières

5.3. Formules utilisées	69
5.3.1. Advection dispersion	69
5.3.2. Diffusion pure	69
5.3.3. Formule incluant la sorption (retardation).....	70
5.3.4. Formule incluant la dégradation et la sorption.....	70
5.4. Résultat de la simulation	70
5.4.1. Cas d'advection dispersion sans retardation	70
5.4.2. Cas d'advection dispersion incluant la sorption (retardation).....	76
Conclusion générale	83
Références bibliographiques	
Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des tableaux	

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Problématique et objectifs du travail

Le progrès économique et social, accompagné d'un développement industriel, d'un changement du mode de consommation et d'une urbanisation accélérée qui se nourrit de l'exode rural pour la recherche d'une vie récente, contribue largement à la pollution de notre environnement. Les activités domestiques et industrielles engendrent une augmentation continue de la quantité des déchets solides domestiques qui se manifestent sous la forme de décharges sauvages, ce qui a impliqué des risques de contamination de l'homme et de son environnement, et des ressources en eau. Les déchets peuvent être abordés de manière différente en fonction de leurs propriétés. Leur classification peut notamment se faire en fonction de leur état physique (solide, liquide, gazeux), de leur provenance (déchets ménagers, déchets industriels, déchets agricoles), de leur traitement (primaire, secondaire, ultime), ou encore de leur dangerosité (déchets inertes, déchets banals, déchets spéciaux).

Actuellement, l'augmentation de la production des déchets solides va de pair avec l'essor démographique et l'intensification des activités socio-économiques. Dans les pays en voie de développement, et particulièrement en Algérie, le mode de gestion des déchets solides le plus adopté correspond à la mise en décharge. Il s'agit principalement de décharges non contrôlées et à ciel ouvert, où tous les types de déchets sont rejetés à l'état brut et mélangés : urbains, industriels, hospitaliers et agricoles. La mise en opération de ces sites de décharge 'sauvage' n'a été précédée par aucune étude d'impact sur l'environnement. La plupart des villes algériennes se caractérisent par une densité de population élevée et une croissance rapide et souffrent de plusieurs formes de dégradation environnementale. Avec une croissance de la population urbaine continue et une consommation par habitant en constante augmentation la gestion des déchets solides est l'un des défis les plus pressants dans les zones urbaines, entraînant des impacts négatifs sur la qualité de la vie, la santé publique et le développement socio-économique.

La décharge non contrôlée met en présence des déchets de nature diverse (matières faiblement ou rapidement biodégradables, matières plastiques, métaux, verres et céramiques) et des populations mixtes de micro-organismes endogènes (qui proviennent des déchets, de l'atmosphère environnante ou du sous-sol de la décharge). Les liquides issus d'une décharge sont communément appelés lixiviats. Les lixiviats ou liquides de percolation de la décharge sont chargés bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques. Ils peuvent se mélanger aux eaux de surface comme aux eaux souterraines et donc constituer un élément polluant tant par leur aspect quantitatif que qualitatif (éléments écotoxicologiques). L'eau traversant la couche de déchets va se charger en substances

Introduction générale

polluantes telles que la matière organique soluble résultant de l'activité biologique de la décharge non contrôlée, des constituants inorganiques comme les métaux lourds (provenant notamment des piles) et des germes qui peuvent être dangereux pour la santé et l'environnement. Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie. Signalons également que la pollution des réserves d'eau potable par des micro-organismes pathogènes est susceptible de provoquer des épidémies. En effet, de tels lixiviats sont générés à des volumes importants et à une forte charge polluante, de nature organique et inorganique.

Les périmètres de protection sont indispensables pour préserver la qualité des eaux souterraines. L'occupation anarchique de ces périmètres par les populations constitue une menace pour la qualité des eaux souterraines car les activités pratiquées sont sources de pollution potentielle. Ainsi, les nombreuses décharges sauvages d'ordures, les activités de production d'eaux usées, le rejet des déchets solides dans les puits sont des sources de pollution de l'aquifère superficiel du champ de captage par des métaux lourds. Les métaux lourds (plomb, mercure, arsenic, cadmium...) sont des polluants engendrés pour la plupart du temps par l'activité humaine. Ils ont un fort impact toxicologique sur les végétaux, les produits de consommation courante et sur l'homme. Du point de vue scientifique et technique, les métaux lourds sont définis comme des éléments métalliques ayant une densité supérieure à 5 g/cm^3 . La contamination des écosystèmes aquatiques par ces métaux lourds demeure un sérieux problème d'environnement de plus en plus inquiétant surtout à cause des affections notées sur les populations qui y sont exposées.

En ce qui concerne le cadmium, il est présent de façon importante dans certains aliments, comme les fruits de mer, les abats, certaines céréales (riz, blé...), les champignons, les légumes et dans une moindre mesure, dans le poisson, les fruits et la viande. Le cadmium est un élément naturel, présent dans certains minerais (notamment le zinc) sous forme d'impuretés. Ce métal était inconnu jusqu'au XIX^{ème} siècle, jusqu'à ce que ses caractéristiques physico-chimiques soient mises en évidence et utilisées notamment dans les batteries. Le cadmium a été abondamment utilisé dans des utilisations diffuses pour protéger l'acier contre la corrosion (cadmiage), ou comme stabilisant pour les plastiques et les pigments. Le lixiviat issu des déchets draine des métaux lourds (cadmium) et constitue une source potentielle de pollution des eaux souterraines et de surface.

Introduction générale

La lutte contre ce phénomène nécessite la réalisation de la décharge contrôlée (Centre d'Enfouissement Technique CET), mais il faut rappeler que la décharge même si elle est contrôlée entraîne forcément un certain nombre de nuisances.

Les produits déchets toxiques ou autres contaminants, issus des activités humaines, industrielles ou agricoles, peuvent s'infiltrer dans le sol jusqu'à la surface des nappes d'eau souterraines. Une fois dans les zones inférieures, les polluants sont transportés par le mouvement de l'eau et sont soumis à un nombre d'interactions physiques, chimiques, voire biologiques avec la matrice solide. L'évolution de ces polluants est très lente, comparativement à ce qui se passe en surface. Ils s'écoulent des mois, des années, ou même des dizaines d'années, entre le début de la pollution et sa mise en évidence. Les nuisances peuvent ainsi se maintenir très longtemps après le tarissement des sources de pollution et affectent par conséquent, la qualité des eaux souterraine, ainsi que les produits agricoles. L'éventualité d'un tel impact des activités humaines sur l'environnement et la qualité des eaux a suscité un intérêt croissant du monde scientifique et industriel. Par conséquent, on a de plus en plus recourt aux procédés de séparation utilisant des milieux poreux naturels. Cela explique pourquoi le transport réactif est devenu un domaine de recherche important au cours des dernières décennies. Le contrôle et la prédiction du transport en milieux poreux nécessitent la connaissance de la structure géométrique, géochimique du milieu, des processus de migration et d'interaction pouvant avoir lieu pendant le mouvement de l'eau chargée.

Ainsi, l'objectif principal de ce travail est de proposer des solutions analytiques des équations de transports qui permettent une évaluation simplifiée de l'impact des sites de stockage sur les eaux souterraines. Il s'agit d'estimer la concentration moyenne dans un aquifère situé à l'aplomb d'un site de stockage, et le flux polluant à l'interface entre le fond de la décharge et l'aquifère. A cet effet, ce travail s'articule sur cinq principaux chapitres :

- Le chapitre 01 : Présente des généralités sur la problématique de la pollution et les types des polluants,
- Le chapitre 02 : Pollution par les déchets ménagers et la classification des déchets, ainsi que les types de décharges (sauvages et contrôlées),
- Le chapitre 03 : Transfert hydrique en milieu poreux (généralités sur les sols et les milieux poreux),
- Le chapitre 04 : Notions du transport en milieux poreux (advection, dispersion, diffusion moléculaire et sorption),
- Le chapitre 05 : C'est l'étude de cas (l'influence de la présence du Cadmium dans une zone de décharge incontrôlée sur la qualité d'une source de captage).

CHAPITRE 1

1.1. Introduction

Le constat est planétaire, nous sommes actuellement confrontés à plusieurs enjeux de taille : épuisement des ressources, pollution, déchets, émissions de gaz à effet de serre, diminution de la biodiversité...

La pollution des sols et des nappes aquifères constitue un enjeu environnemental considérable, d'importance planétaire, en raison du rôle de ces nappes comme ressource en eau. L'origine des pollutions est multiple. Le passif environnemental laissé par des années d'activités humaines est lourd et les conséquences sur les écosystèmes, les ressources en eau et sur la santé humaine peuvent être importantes. Aujourd'hui des outils réglementaires existent pour traiter de manière pragmatique les problèmes environnementaux posés par les sites pollués et proposer des solutions de traitement en fonction de l'usage actuel et futur de ces sites.

Les mécanismes déterminant la dynamique d'évolution d'une pollution dans un sol sont complexes et dépendent de la nature du polluant, de la structure du sol et de la nappe aquifère considérées, ainsi que de nombreux aspects liés à la mise en place du corps de pollution. L'ensemble sol/aquifère peut être pollué par diverses sources.

Dans le milieu souterrain, l'évolution des polluants est très lente, comparativement à ce qui se passe en surface. Il s'écoule des mois, des années, ou même des dizaines d'années, entre le début de la pollution et sa mise en évidence. Les volumes infiltrés peuvent donc être très importants. Le milieu souterrain intègre successivement tous les événements polluants, et les nuisances peuvent se maintenir très longtemps après le tarissement des sources de pollution.

Le temps de transfert d'un polluant chimique à la nappe varie de quelques jours à plusieurs années. Il dépend principalement de:

- ➡ L'épaisseur de la zone non saturée, c'est à dire la profondeur de la surface piézométrique,
- ➡ La perméabilité du réservoir (fissuration) ou le pouvoir de filtration,
- ➡ Les caractères du polluant.

Les terrains à perméabilité d'interstices (sables, grès) connaissent un temps de transfert très court. Les roches à perméabilité de fissures (calcaires) connaissent un temps de transfert élevé. Le soluté traverse la zone non saturée, et d'abord le sol,

caractérisé par la présence d'oxygène, de minéraux argileux et matières organiques... Les réactions adsorption/désorption entraînent un retard dans le transfert du polluant. Ces deux phénomènes sont favorisés par la présence d'argiles, oxydes et hydroxydes, et par les constituants organiques. L'adsorption prédomine sur la désorption. Les métaux sous forme ionique sont retenus par échanges d'ions ou adsorption, par les argiles, acides humiques et hydroxydes. Par suite du phénomène de désorption, les cations sont libérés progressivement.

1.2. Origines et types de pollutions

Une pollution est par définition obtenue par suite de l'activité humaine. Cette activité est le plus souvent installée en surface si bien que les eaux souterraines sont concernées après infiltration des polluants. Selon l'AFNOR, un polluant peut être biologique, physique ou chimique, qui au-delà d'un certain seuil, et parfois dans ces conditions (potentialisation), développe des impacts négatifs sur tout ou partie d'un écosystème ou de l'environnement en général. Les menaces de pollution des eaux souterraines proviennent d'une variété de points différents et de sources de contamination (Figure 1.1). Les pollutions peuvent être : temporaires ou chroniques, ponctuelles ou diffuses, d'origine domestique, industrielle, agricole, routière ou urbaine.

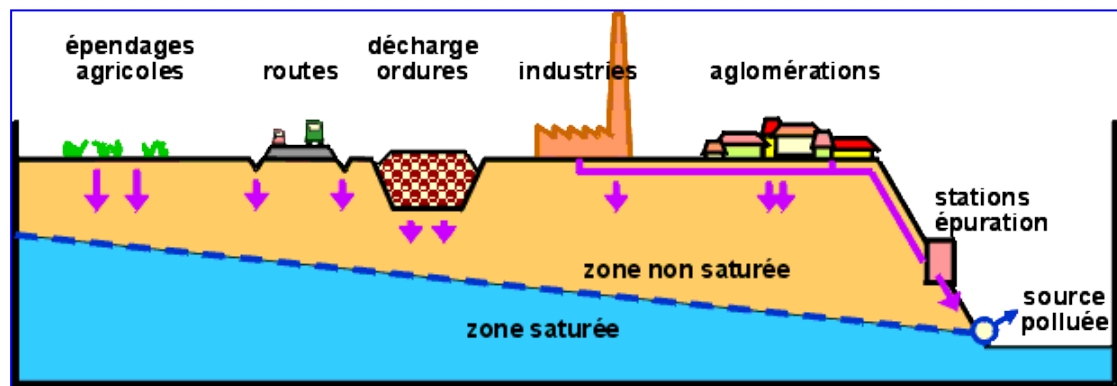


Figure (1.1) : Types de pollutions

1.2.1. Les pollutions diffuses

Se développant sur de grandes surfaces de sols, elles proviennent généralement d'épandages de produits solides ou liquides (emploi d'engrais ou de pesticides en agriculture (Figure 1.2)) ou de retombées atmosphériques. La dispersion puis

l'accumulation de substances dangereuses sur ces sols donne ainsi des « sites uniformément contaminés » (NF ISO 11074-1,1997).



Figure (1.2) : Pollution diffuse (épandages d'engrais ou de pesticides)

1.2.2. Les pollutions ponctuelles

À l'inverse des pollutions diffuses, elles se distinguent par la présence ponctuelle dans les sols et sous-sols de substances dangereuses provenant généralement de déversements, de fuites ou de dépôt de déchets. Les pollutions ponctuelles proviennent d'une surface délimitée, faible vis-à-vis du bassin versant des eaux souterraines ou de surface, et définie dans un espace géographique. Elles sont qualifiées quelques fois d'accidentelles, mais elles ont le plus souvent pour origine des fuites sur des conduites ou des cuves, ou l'infiltration de lixiviats d'un dépôt solide, quelquefois la retombée de polluants, émis dans l'atmosphère, sur le sol à proximité des points d'émission. La nature des produits polluants peut être fortement variée, mais les plus fréquemment rencontrés sont les hydrocarbures (ce sont les liquides autres que l'eau les plus largement distribuées), les solvants chlorés, les chlorures, les sulfates, quelques métaux lourds particulièrement mobiles (chrome hexavalent par exemple), et autres sous-produits de l'industrie.

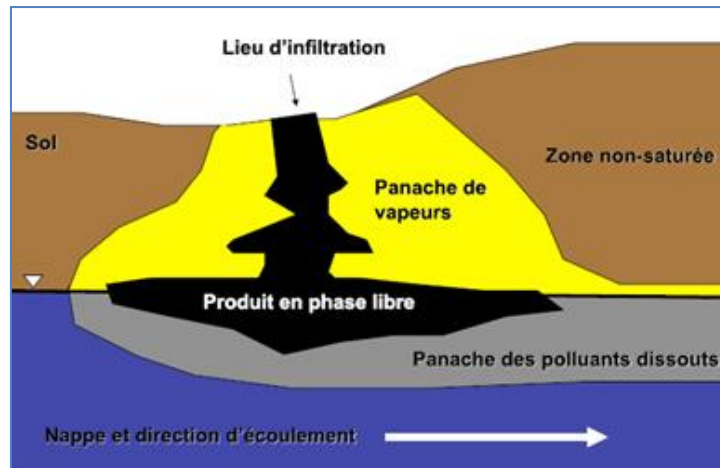


Figure (1.3) : Pollution ponctuelle

1.3. Les types de polluants et la qualité des eaux souterraines

La détérioration de la qualité de l'eau est appréciée par mesures des paramètres physico-chimiques et bactériologiques. L'enfouissement des substances polluantes doit tenir compte de la nature des terrains. Ce postulat qui semble pourtant des plus évidents n'est pas toujours pris en considération. Par exemple, un enfouissement sur des matériaux poreux (Figure 1.4) comme les sables et les graviers ne peut conduire qu'à une dispersion des contaminants sur de grandes distances, lentement mais sûrement.

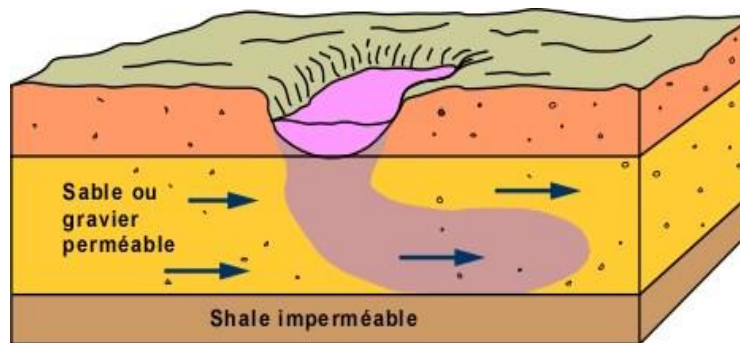


Figure (1.4) : Enfouissement sur des matériaux poreux

On croit généralement que l'enfouissement sur le roc solide est un gage de sécurité. La roche est souvent fracturée (Figure 1.5); elle peut alors être très perméable et constituer un excellent aquifère.

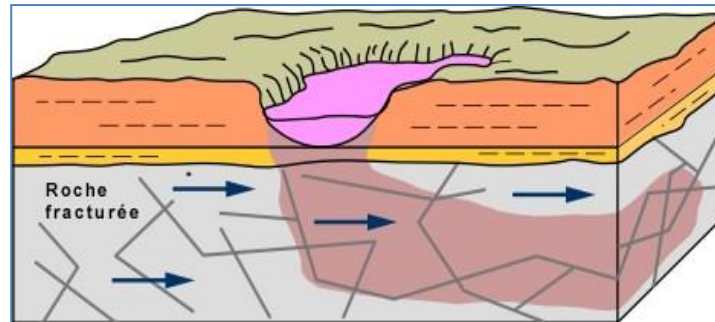


Figure (1.5) : Enfouissement sur roche fracturée

La roche de fond n'est pas toujours homogène (Figure 1.6). Même si l'ensemble des couches apparaît à première vue non fracturé et imperméable, il faut bien s'assurer qu'il n'y a pas une ou des couches qui soient perméables et qui pourrait agir comme transporteurs de contaminants.

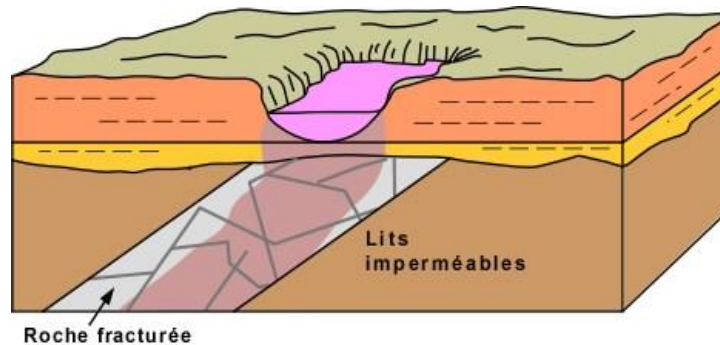


Figure (1.6) : Influence de la non-homogénéité du fond

Un enfouissement dans les argiles (Figure 1.7) offre beaucoup moins de risques, car ce genre de sédiment est passablement imperméable. Il faut bien s'assurer cependant que la couche d'argile soit suffisamment épaisse pour que l'enfouissement n'atteigne pas des couches sous-jacentes qui seraient perméables.

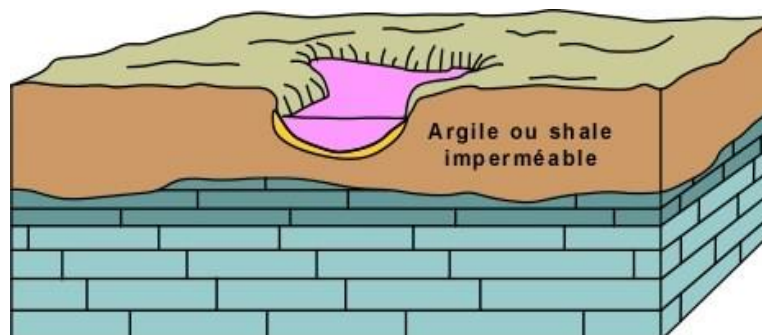


Figure (1.7) : Enfouissement dans les argiles

Un site pollué est un site qui, du fait d'anciens dépôts de déchets ou d'infiltrations de substances polluantes, présente une pollution susceptible de provoquer une nuisance ou un risque pérenne pour les personnes ou l'environnement, au regard de l'utilisation future que l'on envisage pour le site.

Il existe trois grandes catégories de sites pollués :

- ✿ Les anciennes décharges réalisées sans respecter la réglementation actuelle : l'absence de géo-membrane ou une couche géologique mal adaptée peuvent rendre le site perméable ; la pollution des eaux souterraines y est alors fréquente,
- ✿ Les dépôts de déchets ou de produits chimiques, abandonnés à la suite de faillites d'entreprises ou résultant de pratiques frauduleuses d'importation ou d'élimination de déchets ou mis en place alors que la réglementation actuelle n'était pas en vigueur (crassier et décharges internes par exemple),
- ✿ Les sols pollués par des retombées, des infiltrations ou des déversements de substances polluantes, liés à l'exploitation passée ou présente d'une installation industrielle ou encore à un accident de transport.

En terme d'occurrence, *les principaux polluants* rencontrés seuls ou en mélange, sont les suivants (tableau 1.1) : hydrocarbures, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), plomb, zinc, solvants halogénés, chrome, cuivre, arsenic, nickel et cadmium

Tableau (1.1) : Activités et Polluants générés

Activités	Polluants générés
Epandage de boues d'épuration urbaines ou industrielles, de lisier	Nitrates, phosphates, métaux lourds
Utilisation de pesticides, herbicides	Molécules plus ou moins persistantes
Industrie	Métaux lourds, hydrocarbures, acides, solvants, goudrons, substances radioactives, autres molécules plus ou moins persistantes
Retombées de pollution atmosphérique urbaine ou industrielle	Métaux lourds, dioxines, acides...
Stockage d'hydrocarbures (station-service, dépôt pétrolier...)	Hydrocarbures
Décharges	Métaux lourds, micro-organismes, acides, produits chimiques divers dans le cas de déchets industriels
Dépôts de munitions, champs de bataille	Molécules complexes et persistantes

Il faut distinguer les éléments chimiques solubles des insolubles (Figure 1.8, 1.9 et 1.10) plus légers ou plus lourds que l'eau, et les polluants bactériologiques. La concentration des polluants minéraux dépend de leur solubilité. La solubilité et la mobilité des métaux lourds sont généralement contrôlées par les anions (les plus abondants dans l'eau souterraine) : hydroxydes, carbonates, sulfates, chlorures et sulfures. Cette solubilité peut être modifiée par la formation de complexes argilo-humiques insolubles qui fixent les cations.

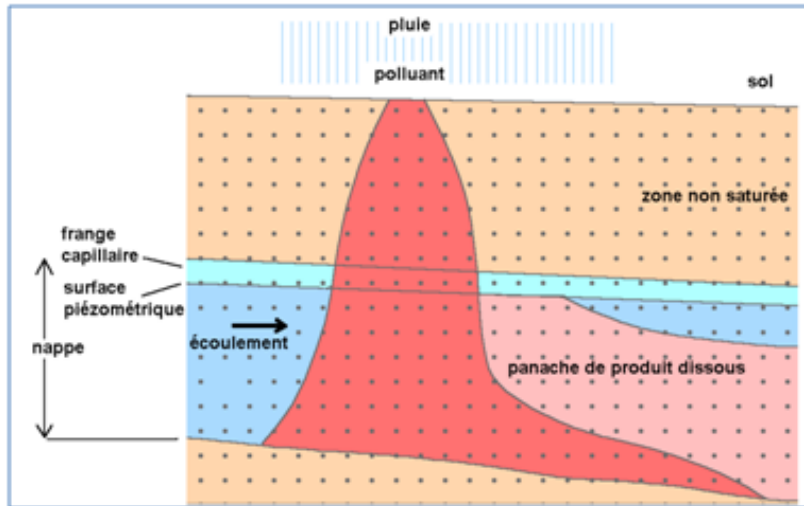


Figure (1.8) : Pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe.

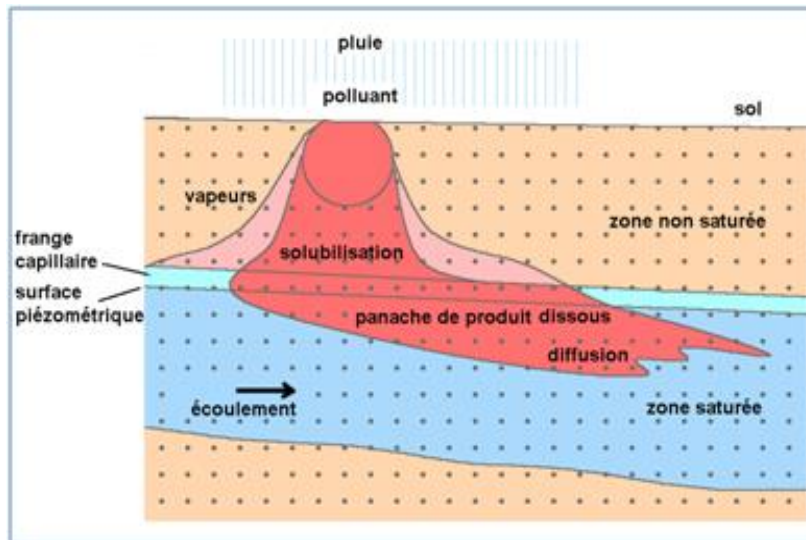


Figure (1.9): Pollution par un produit plus léger que l'eau et qui atteint la nappe.

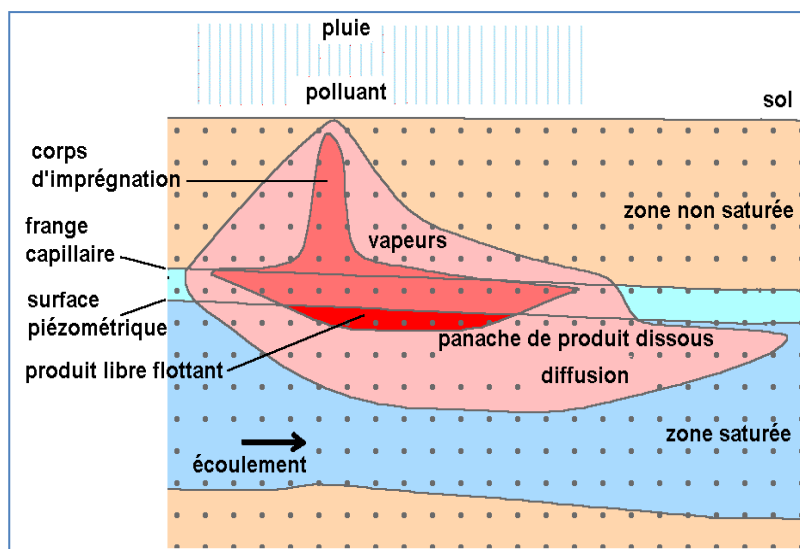


Figure (1.10) : Pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau

Les substances organiques solubles (Figure 1.10) sont maintenues en solution sous forme moléculaire par des liaisons hydrogènes. Les produits organiques peuvent être totalement détruits dans l'eau, ou transformés en produits non toxiques, par des réactions chimiques. La dégradation transforme un produit complexe en produits simples. L'activation est la transformation d'une substance non toxique en une molécule toxique. La détoxification consiste en la perte du caractère toxique.

Les polluants insolubles plus légers que l'eau restent à la surface de la nappe où ils s'étalent. C'est principalement le cas des hydrocarbures, même si quelques-uns sont légèrement solubles (phénols, aromatiques). Pour circuler dans le sol et rejoindre la nappe, les hydrocarbures doivent être en quantité suffisante pour former une phase continue. S'ils sont présents sous forme discontinue (gouttelettes piégées dans les pores), la pollution sera plus lente.

Les polluants insolubles et plus denses que l'eau comme les organochlorés migrent jusqu'à la nappe sans laisser de traces derrière eux. Une fois arrivés à la nappe, ils continuent à descendre jusqu'à la base, puis migrent dans le sens du pendage. Peu ou pas biodégradables, ils polluent la nappe pour des durées très longues. Ils sont très difficiles à localiser et à éliminer.

1.4. Transfert dans le sol

Les argiles et la matière organique peuvent aider à retenir des composés organiques dans le sol (humus). Les interactions chimiques entre les solides peuvent être très

complexes. Plus la molécule est grosse, mieux elle sera adsorbée sur les argiles et la matière organique. Les composés constitués de carbone, d'hydrogène, de brome, de chlore ou d'iode sont hydrophobes. Ceux composés d'azote, de soufre, d'oxygène ou de phosphore sont hydrophiles. L'hydrophobicité d'une molécule favorise son accumulation dans le sol. Son caractère hydrophile favorise sa lixiviation et donc son transfert à la nappe. Grâce à ses propriétés d'adsorption et d'échange, dues à la présence de colloïdes minéraux et organiques, le sol peut retenir un grand nombre de substances très diverses. Le sol joue donc un rôle fondamental dans la fixation des micropolluants. Il fait également fonction de stockage et de tampon en ce qui concerne la pollution aux nitrates de la nappe.

1.4.1. Transfert dans la zone non saturée

Le fluide polluant migre d'abord verticalement dans le milieu non saturé entre la surface du sol et la nappe, laissant dans son sillage des terrains imprégnés à une concentration proche de la saturation. Les teneurs des fractions solubles du produit polluant évoluent avec le temps et la distance à la source, sous l'effet de la dilution, de la convection (entraînement direct par l'eau), de la dispersion due à la tortuosité des écoulements entre les grains du terrain, et enfin de phénomènes de fixation ou de dégradation : transformations chimiques de type oxydoréduction, précipitation, hydrolyse, biodégradation des molécules organiques.

Dans la nappe, l'extension de pollution dépend essentiellement de la direction et de la vitesse d'écoulement de l'eau, mais aussi des caractéristiques du polluant :

- La viscosité d'un polluant non miscible,
- L'adsorption et la désorption sur les particules de la matrice argilo-humique,
- L'évolution chimique du polluant (dégradabilité).

CHAPITRE 2

2.1. Introduction

Face à une évolution intensive de l'activité industrielle et des risques liés à l'augmentation de taux de génération des déchets d'une part, et à leur classification de plus en plus compliquée, définir légalement un déchet et avoir un langage commun est plus qu'une nécessité. La prise en compte de l'impact du système de stockage dans l'évaluation de ses performances, et du rôle respectif de chacun de ses composants, est nécessaire pour une définition adéquate des objectifs de ces composants, et des moyens à mettre en œuvre pour atteindre ces objectifs.

2.2. Définition et classification des déchets

Le terme déchet vient du verbe «*déchoir*» qui traduit la diminution de la valeur d'un bien, d'une matière ou d'un objet jusqu'au point où il devient inutilisable en un lieu et en moment donné.

Du point de vue de l'environnement, un déchet constitue une menace à partir du moment où l'on envisage un contact avec l'environnement. Ce contact peut être direct ou le résultat d'un traitement.

Sur le plan économique, un déchet est une matière ou un objet dont la valeur économique est nulle ou négative pour son détenteur à un moment et dans un lieu donné. Cette définition exclut une bonne part des déchets recyclables, qui possèdent une valeur économique, même faible

Lorsque on se réfère au concept juridique (extrait du JORADP : Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire). L'article 3 de la loi 01/19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets définit le déchet comme suit : *“tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou, plus généralement, tout objet, bien meuble dont le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer”*.

Au niveau international, il existe des différentes sources réglementaires définissent le déchet, nous citons dans ce contexte :

- ➡ En France, en se basant sur le code de l'environnement (la loi du 15 juillet 1975) un déchet « *est tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance ou tout objet, ou plus*

généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ».

- Règlement 1013-2006 de L'Union Européenne : « Déchet » : toute substance ou tout objet qui relève des catégories, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire
- OCDE (Organisation de Coopération et de Développement Economiques) : on entend par déchet, des substances ou objets qui sont éliminés ou en cours de valorisation ; ou qui sont destinés à être éliminés ou valorisés ; ou que l'on est tenu, en vertu des dispositions du droit national, d'éliminer ou de valoriser.
- Convention de Bâle : On entend par « déchets » des substances ou objets qu'on élimine, qu'on a l'intention d'éliminer ou qu'on est tenu d'éliminer en vertu des dispositions du droit national.
- Selon la définition allemande le déchet est « tout bien mobile dont le propriétaire veut se débarrasser et tout résidu dont l'élimination appropriée est nécessaire dans l'intérêt de la santé publique et particulièrement pour la protection de l'environnement ».

2.3. Origine de la production des déchets

La production des déchets est inéluctable pour les raisons suivantes :

2.3.1 Biologique : Les déchets d'origine biologique sont définis par le fait que tout cycle de vie produit des métabolites (matière fécale, cadavre...).

2.3.2. Chimique : Toute réaction chimique est régie par les principes de la conservation de la matière et dès lors si l'on veut obtenir un produit **C** à partir des produits **A** et **B** par la réaction $A + B \rightarrow C + D$; **D** sera un sous-produit qu'il faut gérer si on n'en a pas l'usage évident.

2.3.3. Technologique : Quelles que soient la fiabilité et la qualité des outils et procédés de production, il y a inévitablement des rejets qu'il faut prendre en compte tels que chutes, copeaux, solvants usés, emballage, etc.

2.3.4. Économique : La durabilité des produits, des objets et des machines a forcément une limite qui les conduits, un jour ou l'autre à leur élimination ou leur remplacement.

2.3.5. Écologique : Les activités de dépollution (eau, air, déchets) génèrent inévitablement d'autres déchets qui nécessiteront eux aussi une gestion spécifique, et ainsi de suite.

2.3.6. Accidentelle : Les inévitables dysfonctionnements des systèmes de production et de consommation sont à l'origine des déchets.

2.4. Classification des déchets

La différenciation des déchets se fait habituellement en fonction de leur provenance, déchets ménagers, des collectivités locales ou industrielles. Les déchets peuvent être solides, liquides ou gazeux. Ils peuvent être dangereux ou non-dangereux. Ils peuvent aussi être classés selon leur provenance ou leur composition et leurs propriétés physiques et chimiques.

On peut classer les déchets selon plusieurs critères : en fonction de l'activité à l'origine du déchet, en fonction de la nature du déchet, en fonction du mode (filiale) d'élimination du déchet.

2.4.1. Distinction en fonction de l'activité à l'origine du déchet

2.4.1.1. Les déchets ménagers et assimilés : Déchets ménagers et assimilés : tous déchets issus de ménages ainsi que les déchets similaires provenant des activités industrielles commerciales, artisanales et autres qui, par leur nature et leur composition, sont assimilables aux déchets ménagers. Les quantités de déchets ménagers produites peuvent s'exprimer en poids ou en volume. Cependant, en raison de la compressibilité des déchets ménagers et assimilés, seul le poids constitue une donnée fiable et mesurable sur un pont-bascule. On mesure alors les quantités de déchets ménagers en (kg/habitant/jour) ou par année. Par contre pour définir la taille des récipients, l'estimation des volumes est nécessaire. Selon le Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (MATE, 2011), chaque Algérien en produit en moyenne 0,65 kg de déchets par jour. Par ailleurs, dans les grandes villes comme Alger, un citoyen génère environ 1,7 kg de déchets par jour.

Il suffit de diviser le poids total des déchets ménagers collectés en une journée par le nombre d'habitants selon la méthode qui suit :

$$R = \frac{P}{H}$$

Où,

R : ratio journalier (kg/habitant/jour).

P : poids de déchets collectés en une journée (tonnes, kg).

H : nombre d'habitants de la commune ou l'agglomération traitée.

Prenons l'exemple d'une agglomération de 100.000 habitants ou on collecte 42 tonnes de déchets par jour : **$R = 42.000 \text{ kg} / 100.000 \text{ habitants} = 0,42 \text{ kg/habitant/jour}$** .

2.4.1.2. Les déchets industriels : Les déchets industriels non dangereux ou "banals". Ce sont les déchets des entreprises non dangereux qui sont aussi appelés "déchets assimilés aux déchets ménagers". Les déchets industriels dangereux ou "spéciaux", ce sont les déchets des entreprises qui, en raison de leurs propriétés dangereuses, ils ne peuvent pas être déposés dans des installations de stockage recevant d'autres catégories de déchets.

2.4.1.3. Les déchets agricoles : Sont les déchets issus de l'activité agricole. Il s'agit essentiellement de déchets organiques comme les déjections des animaux, les déchets de culture, etc.

2.4.1.4. Les déchets d'activité de soins de santé : Ce sont les déchets issus des hôpitaux et les autres établissements de soins, les laboratoires et les centres de recherches, les morgues et les centres d'autopsie, les banques de sang et les services de collecte de sang.

2.4.2. Distinction en fonction de la nature du déchet

Le classement des déchets se fait essentiellement selon une approche qui prend en considération la nature des déchets et donc sa dangerosité.

D'où la classification suivante :

2.4.2.1. Les déchets dangereux : Les déchets sont considérés comme dangereux s'ils présentent une /ou plusieurs des propriétés suivantes : explosif, comburant, inflammable, irritant, nocif, toxique, cancérigène, corrosif, infectieux, toxique pour la reproduction, mutagène, écotoxique. Les déchets dits « dangereux » anciennement appelés « spéciaux » (DIS), sont de natures très variées (solvants, huiles usagées, amiante...) et proviennent de sources très différentes : ménages, entreprises, hôpitaux

ou laboratoires de recherche ou encore déchets produits par les installations industrielles en grande quantité. Le code de l’environnement français (Article R541-8) définit un déchet dangereux comme « tout déchet qui présente une ou plusieurs des propriétés de dangers. Ces propriétés de danger sont de nombre de 15 critères (Tableau 2.1) :

Tableau (2.1) : Les critères de dangerosité d’un déchet

H1	H2	H3-A	H3-B
Explosif	Comburant	facilement inflammable	Inflammable
H4	H5	H6	H7
Irritant	Nocif	Toxique	Cancérogène
H8	H9	H10	H11
Corrosif	Infectieux	Toxique pour la reproduction	Mutagène
H12	H13	H14	H15
Substances qui au contact de l'eau dégagent un gaz toxique	Sensibilisant	Ecotoxique	Substances susceptibles, après élimination de produire une autre substance ayant les caractéristiques précédentes

Il existe différents catégories de déchets dangereux

- a. *Les Déchets Dangereux Diffus (DDD)* : (Tableau 2.2) sont les déchets produits en petite quantité par des producteurs dispersés et assimilés aux déchets urbains telles que le commerce et l’artisanat, les PME/PMI, les établissements d’enseignement et de recherche, les professions libérales, les laboratoires d’analyse, les agriculteurs, les services des grands groupes...(ancienne appellation : DTQD : Déchets Toxiques en Quantité Dispersées).
- b. *Les Déchets Dangereux des Ménages (DDM)* : Peuvent être composés de matières toxiques rejetés en petite quantité par les ménages (ancienne appellation : DMS : Déchets Ménagers Spéciaux). Ces déchets spéciaux toxiques ou dangereux en raison de leurs caractéristiques physico-chimiques sont produits par différents utilisateurs en trop petites quantités pour être repris par les opérateurs habituels de collecte des déchets spéciaux, qui n’ont pas la logistique adaptée. Pourtant ces produits constituent une menace bien réelle pour les personnes et l’environnement. Ainsi, mal répertoriés et mal stockés,

ils représentent un risque pour le personnel à l'intérieur de l'entreprise, du laboratoire ... De même que mal éliminés, ils constituent un danger pour l'environnement et les personnes (déversés à l'égout, ils perturbent le fonctionnement des stations d'épuration ; abandonnés dans le milieu naturel, ils peuvent polluer le sol et les eaux ou dégager des vapeurs toxiques).

Tableau (2.2) : Exemples de déchets dangereux diffus et des déchets dangereux des ménages

DDD	DDM
Peintures, vernis, colles	Piles et batteries
Acides	Peintures et colorants
Produits chimiques	Laques et vernis
Produits phytosanitaires	Produits phytosanitaires
Fréons	Produits de nettoyage (lessives, détergents...)
Solvants	Huiles moteurs
Sels métalliques	Médicaments non utilisés
Cartouches de toner (imprimantes)	Solvants
Amalgames dentaires (50% de mercure et 50% d'un alliage d'argent, cuivre, étain et zinc)	Colles et adhésifs
Bains photographiques	Radiographies médicales

2.4.2.2. Les déchets toxiques en quantités dispersées : Sont des déchets dangereux produits en petites quantités par les ménages, les commerçants ou les PME (garages, coiffeurs, laboratoires photo, imprimeries, laboratoires de recherche...). Il peut s'agir de déchets banals souillés (chiffons, cartons,...), piles, résidus de peinture, etc.

2.4.2.3. Les déchets inertes : Sont des solides minéraux qui ne subissent aucune transformation physique, chimique ou biologique importante : pavés, gravats, carrelage. Ils proviennent des chantiers du bâtiment et des travaux publics, mais aussi des mines et des carrières. Ce sont les déchets qui ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières avec lesquelles ils entrent en contact.

2.4.2.4. Les déchets ultimes : Est ultime un déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux.

2.5. Quantité des déchets urbains produits en Algérie

Suite au diagnostic du territoire à l'échelle nationale par le Schéma National d'Aménagement du Territoire (SNAT), il a été évalué que 87% de la population est concentrée sur 4% du territoire national au nord du pays, ce qui a engendré l'urbanisation anarchique, la dégradation des terres agricoles, des espaces naturels, la mauvaise gestion de toutes les ressources, jusqu'aux déchets.

Sous le triple effet de la croissance démographique, économique et du niveau de vie, la production des déchets solides en Algérie est en constante augmentation. En plus des 8,5 Millions de tonnes de déchets municipaux produits annuellement, l'Algérie produit 700.000 T/an de déchets industriels banals et 300.000 T/an de déchets dangereux. Les activités de soins sont à l'origine de 125.000 T/an. Le taux de génération des déchets ménagers varie de 0,5 à 1 kg/hab./j, soit en moyenne 0,85 kg/hab./j.

Des campagnes d'échantillonnage ont été réalisées au niveau de certaines villes Algérienne en 1992 au niveau de la ville d'Oran (Tabet Aoul , 2001), et à Ghardaia, Chlef et Bourdj Bourariridj en 2006 (Ismail , 2008) dont les résultats sont résumés dans le (Tableau 2.3).

Tableau (2.3) : Composition des ordures ménagères dans des villes algériennes

Catégories de déchets	Chlef Commune (Ténès) %	BourdiBouraridj Commune (El Achir) %	Ghardaia Commune (Berriene) %	Oran %
Papier – Cartons	4	15,5	8,3	16
Plastiques	12	9	20	2,5
Verres	2	-	-	-
Textiles	8	2,2	-	-
Métaux	02	12 ,2	13,3	2,5
Matières organiques	72	61	58,3	69
Autres	-	-	-	10
\sum %	100	100	100	100

La matière organique est toujours le principal composant des déchets, présente plus des 2/3 de la masse des déchets au niveau des différentes villes cités.

La quantité de déchets municipaux produits en Algérie en 2002 s'élevait à 8,5 millions de tonnes, dont 5,3 millions de tonnes de déchets ménagers. La production de déchets par habitant dans le milieu urbain est passée de 0,76 kg/jour en 1980 à 0,9 kg/jour en 2002, en arrivant à 1,2 kg/jour en moyenne en 2005. Par contre, on constate un écart de près de 30% entre le taux de génération des déchets dans les villes moyennes et les grandes. Le taux de génération, la composition et les caractéristiques des déchets ménagères sont très hétérogènes entre les villes moyennes et les grandes villes. Ils sont variables en fonction de plusieurs paramètres : le niveau de vie, le mode de vie des citoyens, le climat, etc.

Selon le cadastre national des déchets spéciaux CND, la production des déchets industriels spéciaux en 2002 est de 325.000 tonnes par an, et la quantité en stock est de 2.008.500 tonnes. Les 12 plus grands générateurs de déchets se trouvent dans les régions Centre, Est et Ouest. Ils produisent près de 87% de déchets au niveau national soit 282.800 tonnes par an, et près de 95% en stock soit 1.905.200 tonnes. Plus de 57% des déchets spéciaux sont d'origine du secteur des hydrocarbures et de la chimie (caoutchouc, plastique), en deuxième position, les secteurs de sidérurgie avec (16%) et le secteur des mines avec un taux de 13%, soit 86% de déchets industriels spéciaux sont d'origine de secteur primaire. Plus de 10% du total des déchets spéciaux sont répartis entre les différents secteurs : le textile 4%, papier 2%.

La production des déchets issus des activités de soins a été évaluée dans le cadre de l'élaboration du cadastre national des déchets dangereux réalisés durant l'année 2003 par le ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. On estime que la production des déchets spécifiques aux soins est de l'ordre de 9000 T/an dont 8500 tonnes de déchets infectieux et 500 tonnes de déchets présentant des risques chimiques et toxiques. La production de ces déchets est concentrée principalement dans les grandes villes où existent les grands CHU.

2.6. Le devenir des déchets ménagers

Après toutes les opérations que subissent les déchets ménagers dans leurs cycle de vie arrivent alors à leurs étape finale plus exactement le devenir dans l'environnement et/ou leurs traitement final ou le choix se fait selon plusieurs critères et raisons économiques des services qui s'occupe de la prise en charge, la mise en décharge est la destination finale la plus privilège pour l'élimination de ces derniers, du fait de son faible cout par rapport aux autres filières comme l'incinération ou le compostage. Il existe plusieurs types de décharge :

2.6.1. La décharge brute

C'est celle qui est admise ou tolérée en un lieu qui se trouve réservé à cet usage sur lequel les usagers viennent habituellement déposer leurs déchets.

2.6.2. La décharge classique ou incontrôlée

C'est celle qui se crée en violation des règlements régissant la gestion des déchets, dans laquelle certains habitants déposent leurs déchets "à la sauvette" à moins que ce ne soit au vu et au su des autres habitants qui font aussi la même chose. Dans le premier cas, les décharges sont mises en dépôt parfois avec un semblant de précaution alors que dans le deuxième cas, aucune précaution n'est observée. L'image de ces décharge est donnée par ces amoncellements d'immondices que l'on rencontre si souvent et qui peuvent se développer jusqu'à former des montagnes d'ordures fumantes et malodorantes, désastreuses pour l'environnement génératrices des risques d'incendies, de prolifération des agents pathogène pour la sante des êtres vivants, avec toutes les conséquences connues (Figure2.1). Le principe consiste à entasser, de façon rationnelle, les déchets au sein de l'ouvrage. L'entassement se fait progressivement en superposant alternativement couches de déchets et matières inertes (sable, mâchefer, cendre...). Le tout est recouvert par de la terre.



Figure (2.1) : (a), (b) Décharge classique ou incontrôlée

Ce type de décharge est sans doute le mode d'élimination terrestre le plus couramment appliqué dans les pays en développement. Il n'est précédé d'aucune étude d'impact ni analyse environnementale et les déchets sont mélangés sans tri d'où le nom de la « *décharge incontrôlée* » ou « *décharge à ciel ouvert* » ou « *décharge sauvage* ».

2.6.3. Décharge contrôlée

Ce type de décharge est appelé centre d'enfouissement technique (CET) (Figure 2.2) ou centre de stockage des déchets (CSD) par les francophones et « *sanitary landfill* » par les Anglo-Saxons. Le principe reste cependant similaire à celui de la décharge classique. La différence se situe au niveau de la conception de l'ouvrage. Avant le démarrage de l'enfouissement des déchets, le fond et les côtés de la décharge sont recouverts successivement de couches de sable, de bentonite et/ou d'argile, de polyéthylène (PEHD) étanche et de sable (couche drainante).



Figure (2.2) : Une décharge contrôlée

Le centre d'enfouissement Technique (CET)

Un (CET) est une installation (classée) qui réceptionne les déchets ménagers afin de les enfouir dans des fosses appelées « Casiers d'enfouissement ». Au niveau d'un CET, il est possible d'installer un centre de tri, ce qui permettrait :

- La valorisation et la récupération de certains déchets ;
- L'amélioration de la qualité des lixiviats après les avoir traités en triant les déchets dangereux tels que les batteries, piles métaux ... etc.

En règle générale, le centre d'enfouissement technique est réalisé pour une population de 100 000 habitants et plus.

L'exploitation d'un (CET) ne devrait pas dépasser une durée de 20 ans. Donc il est impératif de disposer une surface de terrain nécessaire et de planifier l'exploitation du site sur la durée de vie minimale sus citée. (Loudjani, F. 2008).



Figure (2.3) : Un Centre d'Enfouissement Technique

La décharge contrôlée est l'une des filières préconisées pour le traitement des déchets, mais elle présente des risques de contamination pour les eaux de surface et la nappe souterraine susceptible d'être utilisée pour l'alimentation en eau potable. Progressivement, la décharge s'est transformée en Centre d'Enfouissement Technique ayant pour règles la récupération des effluents gazeux (biogaz) et aqueux (lixiviats), la sélection des déchets admis, le contrôle et la surveillance des exploitations. Pour plus de protection du sol et de sous-sol des barrières de sécurité et de protection ont été aménagées jouant le rôle d'écran en minimisant les effets sur l'environnement.

Un centre de stockage comprend une surface de stockage de plusieurs dizaines d'hectares composé de casiers, indépendants, sur le plan hydraulique, constitué d'alvéoles, dans lesquelles sont entreposés les déchets, dont la hauteur doit être déterminée de façon à ne pas dépasser la limite de stabilité des digues. En pratique, les casiers ont fréquemment des surfaces maximales allant de 5000 m² pour une petite décharge de 1,5 ha pour une grande décharge. Les casiers sont entourés de digues étanches et l'ensemble des casiers est entouré d'une digue périphérique pouvant avoir des pentes internes de 1/2 et des pentes externes de 1/3. Les déchets sont entreposés

dans un lieu confiné, sans échange avec les milieux environnant (eaux souterraines, sol et atmosphère) (Figure 2.4).

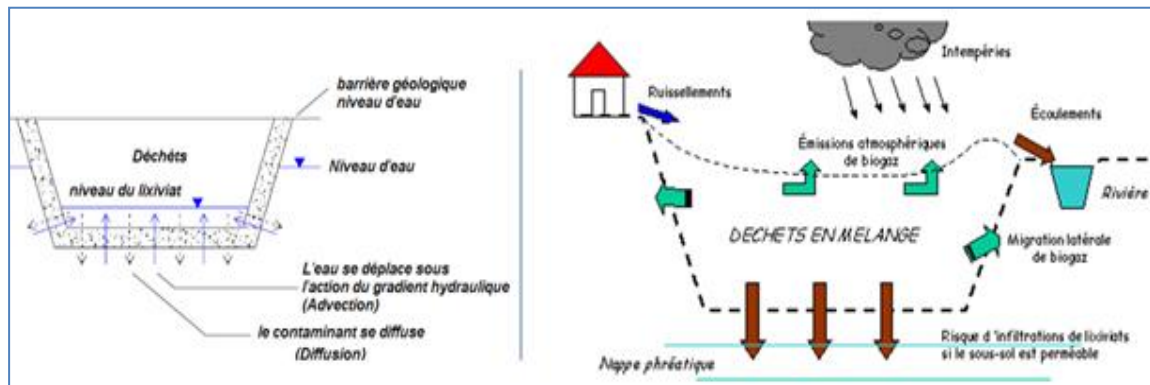


Figure (2.4) : Principe d'un CET

Il existe une classification des installations de stockage de déchets, réparties en 3 classes (Figure 2.4) :

- ❖ **CET de classe 1** : destiné à accueillir les déchets industriels dangereux
- ❖ **CET de classe 2** : reçoit les ordures ménagères et déchets assimilés.
- ❖ **CET de classe 3** : reçoit les déchets inertes : terres, gravats, béton concassé, etc.

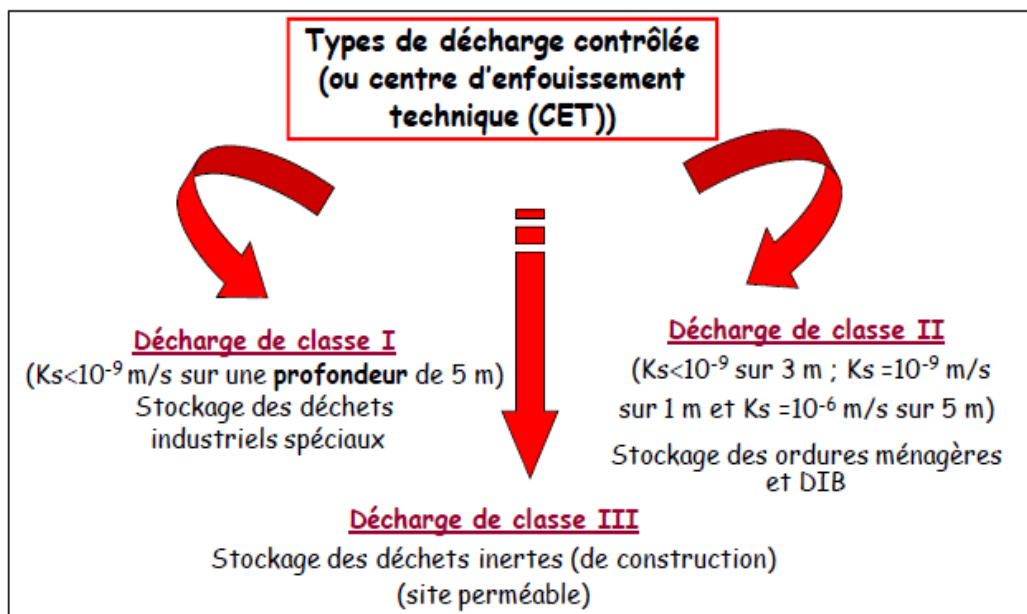


Figure (2.5) : Classification des centres d'enfouissement techniques (CET) en fonction de la perméabilité du sol.

Cette classification des centres d'enfouissement repose sur la valeur du coefficient de perméabilité (K_s) du sol choisi pour accueillir une décharge. Un centre d'enfouissement de classe 2 est essentiellement réservé aux déchets ménagers et assimilés (Figure 2.6). Dans ce cas, le coefficient de perméabilité K_s est compris entre les deux valeurs suivantes : $10^{-9} < K_s < 10^{-6}$ m/s sur une épaisseur supérieure à 5 m. Des sols en grès ou les milieux sablo-argileux conviennent à ce type de site.

Entre le stockage de déchets et ces différents lieux, des dispositifs de sécurité sont aménagés sous forme de "*barrières*", *passives* et *actives* (Figure 2.6) :

- **La barrière passive** (étanchéité naturelle) : constituée par la couche géologique naturelle et doit présenter de haut en bas, une perméabilité (K_s) inférieure à 10^{-9} sur au moins 1 m et inférieure à 10^{-6} sur au moins 5 m. Une couche d'argile ou des matelas de bentonite sont des moyens qui permettent de réaliser une étanchéité naturelle.
- **La barrière active** (étanchéité artificielle) : constituée du bas vers le haut d'une géomembrane, ou tout dispositif équivalent. Elle constitue la meilleure prévention des transferts advectifs, surmontée d'une couche de captage et d'un réseau de drainage pour les lixiviats. Seules les géomembranes en PEHD seraient chimiquement résistantes aux lixiviats, si elles sont bien installées et le retour d'expériences après leur utilisation en fond de décharge serait de 20 ans. En effet, le PEHD a réussi à s'imposer comme matériau d'étanchéité des décharges ; de grandes bandes de plusieurs mètres de large sont déroulées sur le fond de la décharge puis soudées thermiquement entre elles.

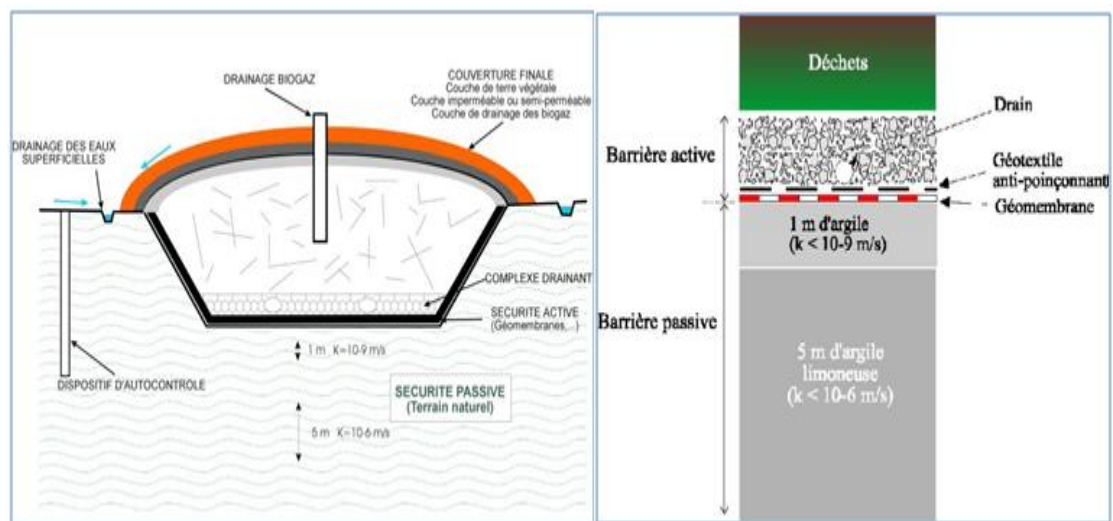


Figure (2.6) : Schéma du principe de fonctionnement d'un CET de classe 2

2.7. Lixiviats des décharges

2.7.1. Définition

Selon le petit Robert, la lixiviation est « le passage lent d'un solvant à travers une couche de substance pulvérisée pour extraire les constituants solubles ». Ici, le solvant est l'eau provenant des précipitations et des déchets eux-mêmes, qui mobilise les constituants solubles de la masse de déchets. Les lixiviats de décharge résultent de la percolation à travers le massif de déchets de l'eau contenue dans les déchets et de l'eau apportée par les précipitations (Billard, 2001c). Au cours de son transfert, l'eau se charge en polluants organiques et minéraux, présents sous formes solubles, particulaires ou colloïdales, via des mécanismes de transport des éléments, des mécanismes chimiques et des processus biologiques.

L'eau, qui percole à travers la masse des déchets enfouis, se charge des matières minérales et organiques, solubles et en suspension présentes dans la masse. Le liquide résultant de ce processus s'appelle lixiviat. On l'appelle aussi éluât, et dans un langage plus familier « jus de décharge ». D'où vient ce liquide ? Des eaux de précipitations, de ruissellement et d'infiltration qui percolent jusqu'au fond de la décharge (Figure 2.7), des sources d'eaux souterraines interceptées par l'excavation de la décharge, de l'eau contenue dans les déchets et celle de leur décomposition. Le flux et le volume du lixiviat dépend de plusieurs facteurs : l'hydrologie de surface, l'hydrogéologie du site, l'isolation par rapport à la nappe phréatique, le drainage des lixiviats, les conditions climatiques, etc.

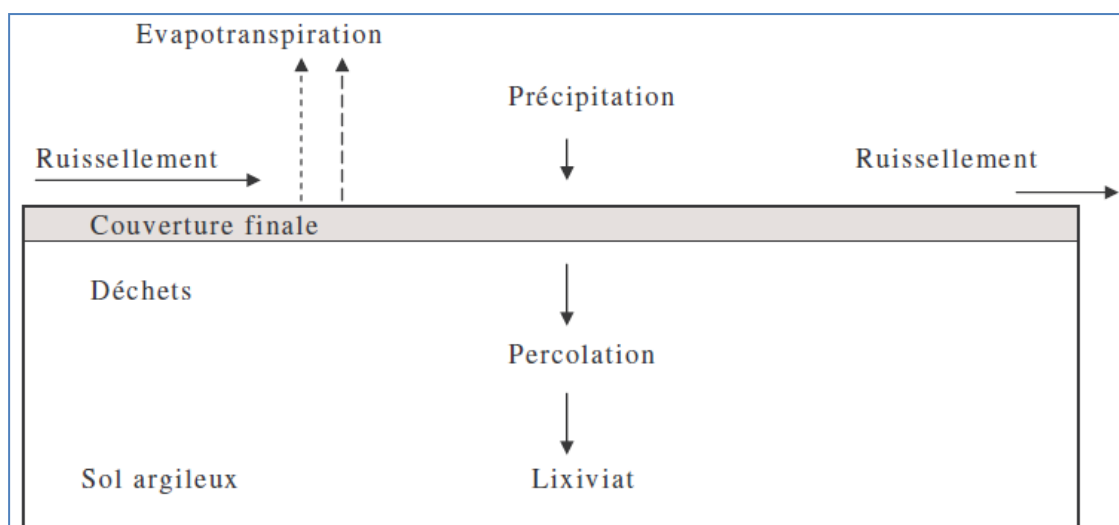


Figure (2.7) : Processus de production des lixiviats

Pour estimer la quantité de lixiviats, nous appliquons la règle générale qui consiste à poser qu'un site reçoit de la pluie (P), des eaux de ruissellement de surface de l'extérieur du site vers l'intérieur (R1) et de l'eau gravitaire apportée par les déchets (ED), et rejette les lixiviats produits (E), les eaux de ruissellement de l'intérieur du site vers l'extérieur (R2) et l'eau évaporée (EV). Le bilan hydrique s'écrit comme suit :

$$\mathbf{P + ED + R1 = E + R2 + EV}$$

Puisque la surface de la décharge est plate et non recouverte, R2 est négligeable. De plus, comme R1, suite à la géométrie de la décharge, est négligeable par rapport à E et P, le bilan s'établit comme suit :

$$E = ED + (P - EV)$$

Avec (P – EV) correspondant à la pluie efficace.

CHAPITRE 3

3.1. Généralités sur les sols, définition des variables fondamentales

Dans un premier temps, nous définissons le domaine d'étude et les grandeurs fondamentales nécessaires à la description des caractéristiques physiques et hydrauliques du système eau/sol. Le sol, siège des transferts que nous étudions, est un milieu poreux triphasique composé :

- D'une matrice solide formée par l'assemblage des particules minérales (appelées graviers, sables, limons et argiles en fonction de leur dimension). Les mouvements de fluide ont lieu à l'intérieur de cette trame dans les interstices laissés vides appelés pores.
- D'un mélange gazeux (essentiellement air et vapeur d'eau) occupant une fraction des pores. Ce mélange gazeux se trouve soit sous forme d'une phase continue qui s'écoule dans le milieu poreux et transporte des espèces volatiles, soit sous forme de bulles occluses piégées dans la matrice poreuse.
- D'eau occupant le reste de l'espace vide laissé dans les pores. Cette solution contient de nombreuses espèces dissoutes ou solutés, c'est le siège des transferts de matière que nous étudions. L'eau du sol se trouve généralement sous deux formes, soit de l'eau mobile qui participe à l'écoulement, soit de l'eau immobile liée aux particules solides par des forces d'adsorption moléculaire, et piégée dans des pores isolés de l'écoulement.

La figure (3.1) donne une représentation schématique d'un sol non saturé (Van Genuchten et Wierenga, 1976) :

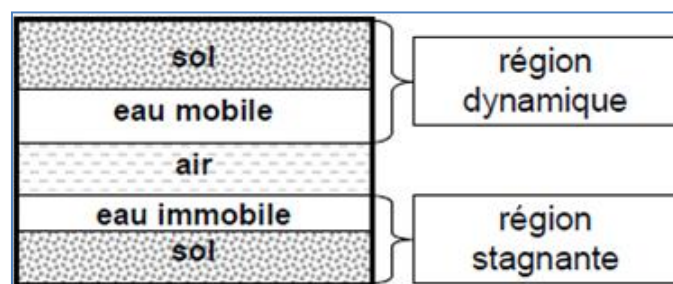


Figure (3.1) : Représentation simplifiée d'un milieu poreux non saturé en eau

3.2. Description d'un milieu poreux et théorie de la continuité

En toute généralité, un milieu poreux est un matériel constitué par une matrice solide et des vides (Figure 3.2), appelés pores. Le milieu poreux est l'ensemble des grains solides ou d'agrégats autour desquels existent des espaces vides appelés pores, qui

peuvent être interconnectés ou non. Ces vides peuvent être occupés par de l'eau, de l'air ou d'autres fluides.

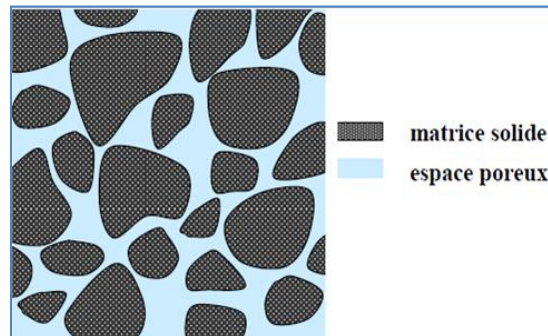


Fig. (3.2) : Matrice solide et espace poreux

Les pores reliés entre eux permettent l'écoulement d'un ou plusieurs fluides, le milieu est dit monophasique et lorsqu'il est occupé par plusieurs phases fluides, le milieu est dit multiphasique (Figure 3.3). Nous devons noter qu'un milieu occupé uniquement par la phase liquide est dit « saturé » et « insaturé » dans le cas contraire. Les phénomènes qui se déroulent dans les milieux poreux dépendent de la géométrie de la matrice.

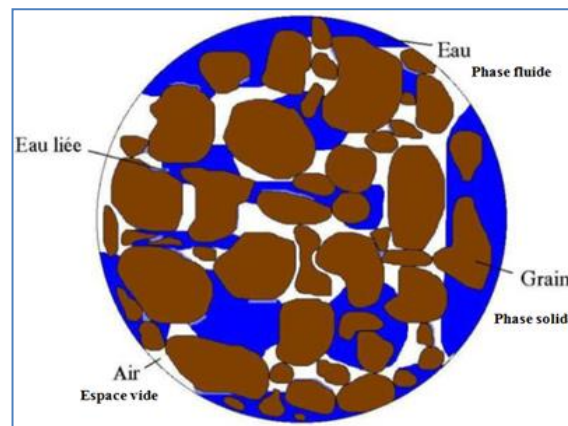


Figure (3.3) : Représentation d'un milieu poreux multiphasique.

Le milieu poreux est un assemblage de grains ou particules solides entre lesquels existent des vides : les pores. La caractérisation du milieu poreux se base sur les caractéristiques géométriques de ces grains et pores ainsi que sur leur capacité à véhiculer ou laisser passer des fluides. Nous allons ainsi définir les notions de granulométrie, porosité, surface spécifique et enfin de perméabilité.

Le milieu poreux présente deux couples de caractéristiques physiques :

- Homogénéité ou hétérogénéité.
- Isotropie ou anisotropie :

Un milieu est dit isotrope lorsque ses caractéristiques physiques (granulométrie en particulier) sont constantes dans les trois directions de l'espace. Dans le cas contraire, il est anisotrope. Un milieu est homogène lorsqu'il présente, en tous points dans le sens de l'écoulement, des caractéristiques physiques constantes. Dans le cas contraire, le milieu est hétérogène. Un milieu poreux homogène peut être isotrope ou anisotrope. Un milieu poreux hétérogène est toujours anisotrope (Figure 3.4).

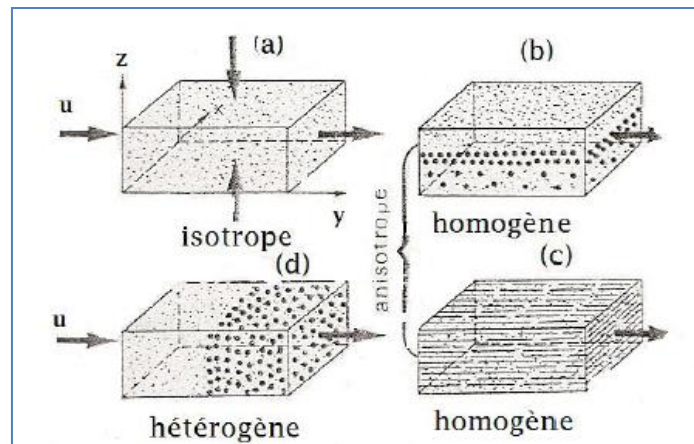


Figure (3.4) : Isotropie (a) et anisotropie (b, c, d). Homogénéité (b, c) et hétérogénéité (d)

Les milieux poreux naturels sont caractérisés par une extrême complexité de la distribution des pores, irrégulières, aussi bien en forme qu'en taille. Ainsi, si en théorie il est possible de décrire ce système à l'échelle du pore, les fortes hétérogénéités rendent cette description inatteignable lorsque la taille du système augmente. Ce constat force à envisager une approximation du système qui soit plus facile à manipuler que cette description microscopique. C'est ce que propose la théorie de la continuité. Dans cette théorie le système physique réel discret est remplacé par un système continu dans lequel les propriétés physiques le décrivant varient continuellement dans l'espace. L'hypothèse sous-jacente est qu'un système physique réel qui présente des variations très rapides à petite échelle peut être approximé par un système dans lequel l'évolution spatiale des propriétés étudiées est suffisamment régulière pour permettre l'utilisation du calcul différentiel pour décrire les processus s'y déroulant. Dans la représentation continue des milieux poreux, la

valeur d'une variable physique en chaque point résulte d'une moyenne de la propriété physique réelle sur un *Volume Élémentaire Représentatif*. Les dimensions d'un tel volume sont généralement grandes par rapport à la taille du grain mais petites par rapport à la longueur caractéristique sur laquelle les quantités considérées varient.

Les propriétés physiques qui caractérisent le milieu poreux peuvent être définies à l'aide de la notion de volume élémentaire représentatif (VER) ou théorie de continuité (Figure 3.5).

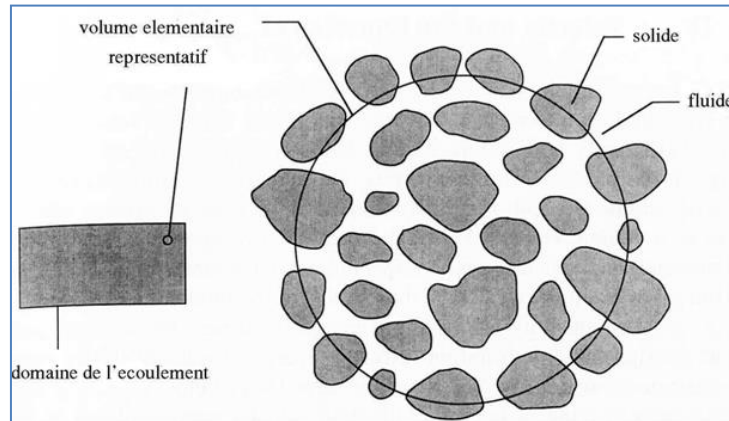


Figure (3.5) : Volume élémentaire d'un milieu poreux.

Dans la représentation continue du milieu poreux, les variables décrivant le milieu, discontinues à l'échelle microscopique, sont remplacées par des fonctions continues à l'échelle macroscopique. La valeur de chaque variable physique affectée à un point mathématique dans l'espace continu est obtenue en moyennant la propriété physique vraie sur un volume élémentaire représentatif (VER). La caractéristique essentielle d'un VER est qu'il correspond localement aux propriétés du système. Les dimensions du VER dépendent de la propriété étudiée, et sont généralement plus grandes que la taille du grain, pour pouvoir définir une propriété moyenne globale avec l'assurance d'une fluctuation négligeable d'un pore à l'autre. Cependant ces dimensions sont petites par rapport à la longueur caractéristique sur laquelle les quantités considérées varient. En physique du sol, les variables introduites peuvent être définies à des échelles différentes. Nous distinguerons dans la suite l'échelle microscopique (ou locale) et l'échelle macroscopique (ou échelle de l'Elément de Volume Représentatif, noté EVR), (Bear, 1972). L'échelle microscopique est l'échelle classique de la mécanique des fluides pour laquelle le fluide est un milieu continu. Les variables locales définies à cette échelle décrivent une quantité physique en un point. Par exemple :

- La concentration de soluté, définie comme la quantité (en masse ou nombre de moles) de soluté contenue dans une unité de volume de fluide,
- La masse volumique d'un fluide ou d'un solide, définie comme la masse d'un élément de volume infinitésimal de ce fluide ou de ce solide,
- La viscosité d'un fluide,
- La vitesse d'un fluide...

Le choix du VER doit donc répondre aux critères suivants (Marsily 1994) :

- Le VER doit contenir un grand nombre de pores afin d'avoir une moyenne globale significative,
- Le VER doit être suffisamment petit pour que les variations des propriétés d'un domaine au domaine voisin puissent être approchées par des fonctions continues pour pouvoir introduire l'analyse infinitésimale, sans introduire d'erreur décelable par les instruments de mesure à l'échelle macroscopique.

Dans un milieu poreux donné, les équations de bilan permettent de décrire les processus de transport dans les pores, mais pour un très grand nombre de pores, cette description détaillée est souvent impraticable (temps de calculs trop longs par exemple). Il est donc nécessaire d'effectuer un changement d'échelle (Figure 3.5) pour passer de l'échelle du pore à une échelle plus grande où la description se fait sur un certain volume du milieu poreux, incluant un certain nombre de pores. La technique de changement d'échelle par prise de moyenne volumique (ou intégration sur le VER) des équations à l'échelle microscopique permet d'obtenir des équations macroscopiques qui sont valides pour des variables moyennes, appelées « variables macroscopiques ».

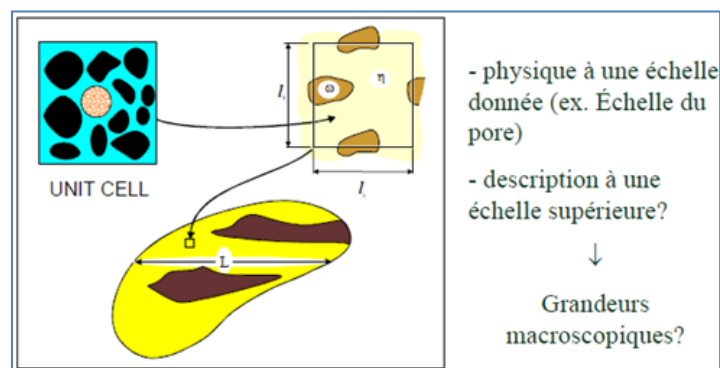


Figure (3.6) : Changement d'échelle

Une fois ce changement d'échelle est effectué, le milieu poreux peut être considéré comme un milieu continu. Les valeurs des variables définies à cette échelle représentent alors des quantités moyennes sur l'ensemble de l'EVR. Ainsi, la vitesse de Darcy q exprime la vitesse moyenne fictive de l'eau à travers une section perpendiculaire à la vitesse. La vitesse moyenne v , à l'intérieur du réseau poral est supérieure à q (Figure 3.7), (Pallud, 2000).

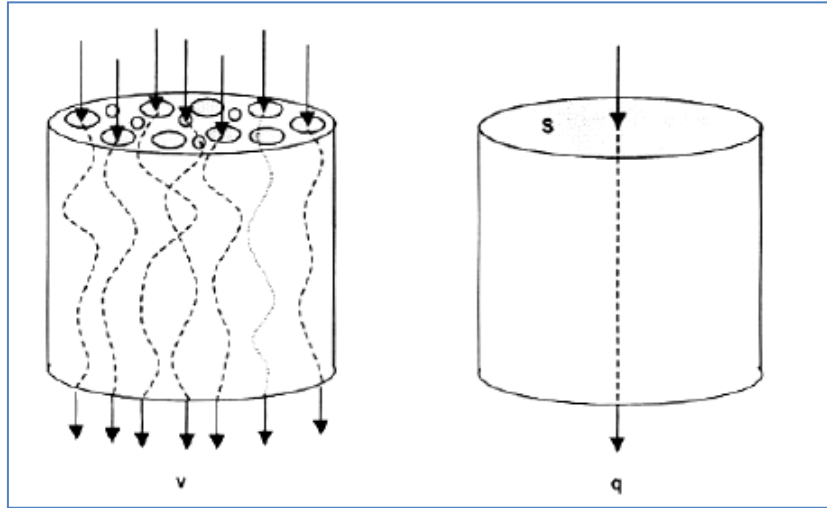


Figure (3.7) : Illustration des vitesses définies à l'échelle de l'EVR : Différence entre vitesse de pore v et vitesse « fictive » de Darcy q

3.3. Variables descriptives fondamentales

Dans la suite, les symboles m et V font référence respectivement à une masse (kg) et à un volume (m^3). Les indices $()_l$, $()_s$, $()_g$ et $()_t$ désignent respectivement des quantités relatives à la phase liquide, solide, gazeuse et à l'ensemble des 3 phases. Les variables suivantes sont définies à l'échelle de l'EVR.

3.3.1. La porosité

Le milieu poreux est un milieu composé d'une matrice solide et d'un espace vide pouvant être occupé par un ou plusieurs fluides.

La porosité (n) se définit comme le rapport du volume des vides au volume total du milieu poreux.

$$n = \frac{\text{Volume des vides}}{\text{Volume total}} \quad (3.1)$$

Puisqu'il s'agit d'un rapport de mêmes propriétés, la porosité n'a pas d'unités et elle est souvent exprimée en pourcentage.

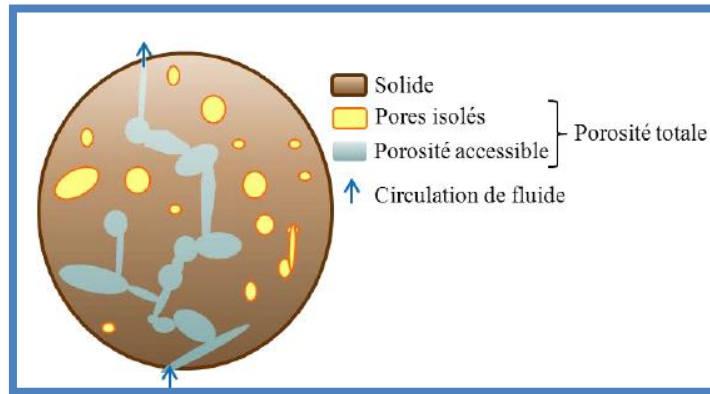


Figure (3 8) : Définition des porosités

La porosité accessible (Figure 3.8) ou espace poreux connecté à travers lequel s'effectue l'écoulement des masses fluides, aussi appelée « porosité à l'eau »

$$n = \frac{\text{Volumen des pores accessibles}}{\text{volume de l'échantillon}} \quad (3.2)$$

Il y'a d'autres paramètres caractérisant la proportion de pores dans un matériau c'est l'indice du vide e qui est défini comme le rapport du volume du vide et le volume du solide :

$$e = \frac{\text{Volume du vide}}{\text{Volume du solide}} \quad (3.3)$$

Le lien entre la porosité et l'indice du vide est exprimé par :

$$n = \frac{e}{e+1} \quad (3.4)$$

Qui varie entre 0 (solide plein) et 1 (volume complètement vide).

3.3.2. La teneur en eau

On distingue la teneur en eau massique w , définie comme le rapport entre la masse d'eau et la masse de solide contenues dans l'EVR, et la teneur en eau volumique θ , définie comme le rapport entre le volume d'eau contenu dans l'EVR et le volume de l'ensemble.

$$w = \frac{\text{Masse eau}}{\text{masse de solide}} \quad \theta = \frac{\text{volume d'eau}}{\text{Volume total}} \quad (3.5)$$

Le degré (ou taux) de saturation, S^0 s'exprime comme le rapport entre la teneur en eau volumique et la porosité.

$$S^0 = \frac{\theta}{n} \quad (3.6)$$

Théoriquement, la teneur en eau du sol peut prendre toutes les valeurs comprises entre 0 et n . En pratique, les valeurs prises par θ sont bornées par la teneur en eau résiduelle θ_r et la teneur en eau à saturation θ_{sat} . Le piégeage de l'air dans la matrice poreuse au cours des cycles d'infiltration et de drainage implique que la teneur en eau à saturation d'un sol n'atteint jamais, dans les conditions naturelles, la valeur de la porosité (d'après Rogowski, 1971 : $\theta_{sat} \leq 0,9.n$). La teneur en eau résiduelle est associée à la notion d'eau liée à la matrice solide par des forces de Van der Waals, des liaisons chimiques et l'attraction moléculaire. Cette fraction d'eau résiduelle ne peut être extraite du sol par un drainage gravitaire. En réalité, même s'il est possible d'attribuer un sens physique à θ_r , il est très difficile d'avoir accès à sa valeur. Cette variable est généralement considérée comme un paramètre de calage des modèles hydrologiques. On introduit fréquemment la teneur en eau normalisée dans les modèles hydrologiques, définie par :

$$\theta_n = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_{sat} - \theta_r} \quad (3.7)$$

3.3.3. La perméabilité

La notion de conductivité de l'écoulement dans une matrice poreuse est appelée perméabilité. Autrement dit, c'est l'aptitude de circulation qu'offre un milieu poreux à un fluide lors de son écoulement à travers les pores de ce milieu sous l'effet d'un gradient de pression. La perméabilité a été mesurée sur de nombreux sols et le tableau ci-dessous rassemble des valeurs classiques pour différents sols.

Tableau (3.1) : Valeurs de la perméabilité pour différents sols

Type de sol	k	Qualificatif
gravier	>1	Très perméable
Sable grossier	$>10^{-2}$	Perméable
Sable fin	$10^{-2} \dots 10^{-4}$	Moyennement perméable
Limon	$10^{-4} \dots 10^{-6}$	Peu perméable
Argile	$< 10^{-7}$	(Quasi) imperméable

3.4. Caractéristiques hydrauliques des sols

3.4.1. Notion de potentiel de l'eau du sol

Il est indispensable de connaître la distribution d'énergie de l'eau du sol pour prédire son comportement. En effet, les gradients d'énergie régissent les flux de matière. L'énergie potentielle de l'eau contenue dans le sol est définie par le travail nécessaire pour porter un volume infinitésimal d'eau d'un état de référence à son état dans la matrice poreuse. L'état de référence choisi est l'eau pure (ne contenant aucune espèce dissoute), libre (soumise uniquement à la force de gravité), à l'altitude z_0 , à la pression p_0 et à la température T_0 . L'énergie potentielle associée à cet état de référence est nulle. La densité volumique d'énergie potentielle de l'eau du sol est appelé potentiel de l'eau du sol, Ψ (en $J.m^{-3}$). Traditionnellement (Bolt, 1976), Ψ se décompose en trois potentiels distincts :

- Ψ_g , le potentiel gravitaire est la densité d'énergie nécessaire pour apporter un volume élémentaire d'eau libre, pure, de l'altitude de référence z_0 , à l'altitude z . Si on suppose que l'axe des z est orienté positivement vers le bas, on obtient :

$$\Psi_g = \rho_l g(z - z_0) \quad (3.8)$$

- Ψ_o , le potentiel osmotique est la densité d'énergie nécessaire pour dissoudre dans un volume élémentaire d'eau pure porté à l'altitude z , les composants chimiques contenus dans l'eau du sol à cette même altitude. On néglige généralement la contribution du potentiel osmotique dans le calcul du potentiel de l'eau du sol. Cette hypothèse peut se révéler fautive dans des régions très arides où des espèces chimiques peuvent précipiter et s'accumuler dans certaines couches du sol.
- Ψ_t , le potentiel tensiométrique est la densité d'énergie nécessaire pour apporter un volume élémentaire d'eau du sol (contenant les espèces dissoutes) libre à l'altitude z et à la pression p_0 , dans le sol de façon réversible et à température constante.

Lorsque le sol est indéformable, que la solution du sol développe une force ionique négligeable, que la pression de l'air est constante et uniforme et vaut p_0 , la seule contribution au potentiel tensiométrique provient de la densité d'énergie nécessaire

pour qu'un volume d'eau élémentaire traverse l'interface air-eau. Dans ce cas le potentiel tensiométrique est égal au seul potentiel matriciel ou potentiel capillaire, Ψ_c .

$$\Psi_c = \rho_l g (p_1 - p_0) = \rho_l g h \quad (3.9)$$

Avec $h(m)$ hauteur manométrique au point considéré (on choisit généralement la pression atmosphérique comme pression de référence, p_0). Dans la zone non saturée, h est négative, on l'appelle alors tension, ou succion. Au niveau de la surface libre de la nappe, h est nulle, et dans la zone saturée, h est positive (pression hydrostatique).

Dans le cas simple d'un milieu poreux non saturé, indéformable où l'air est à la pression atmosphérique prise comme pression de référence et avec $z_0 = 0$, le potentiel total de l'eau du sol s'exprime par :

$$\Psi = \Psi_g + \Psi_c = \rho_l g (h - z) \quad (3.10)$$

Darcy, 1856 a introduit la notion de charge hydraulique H (m) pour exprimer le potentiel de l'eau du sol. Par définition :

$$H = \frac{\Psi}{\rho_l g} \quad (3.11)$$

H correspond à la hauteur d'une colonne d'eau au repos au potentiel Ψ , lorsque le pied de la colonne est pris comme niveau de référence. Dans le cadre de nos hypothèses simplificatrices et avec l'axe z orienté vers le bas, $H = h - z$.

3.5 Tortuosité du milieu poreux

L'eau qui percole à travers les grains d'un sol ne se déplace pas avec des trajectoires linéaires, elle contourne les « obstacles », cependant si l'on regarde à une échelle suffisante, on peut définir une trajectoire moyenne (Figure 3.9). La tortuosité (ou « coefficient de tortuosité ») influe directement sur la diffusion moléculaire des espèces en présence dans les pores, elle peut donc également être retrouvée dans diverses relations entre les coefficients de diffusion en milieu libre (sans milieu poreux) et les coefficients de diffusion effectifs dans le milieu poreux considéré. L'effet de la tortuosité (τ) est lié au chemin relatif parcouru par les molécules du fluide lorsqu'elles traversent le milieu. Plus la valeur de la tortuosité est élevée, plus la circulation des fluides est gênée.

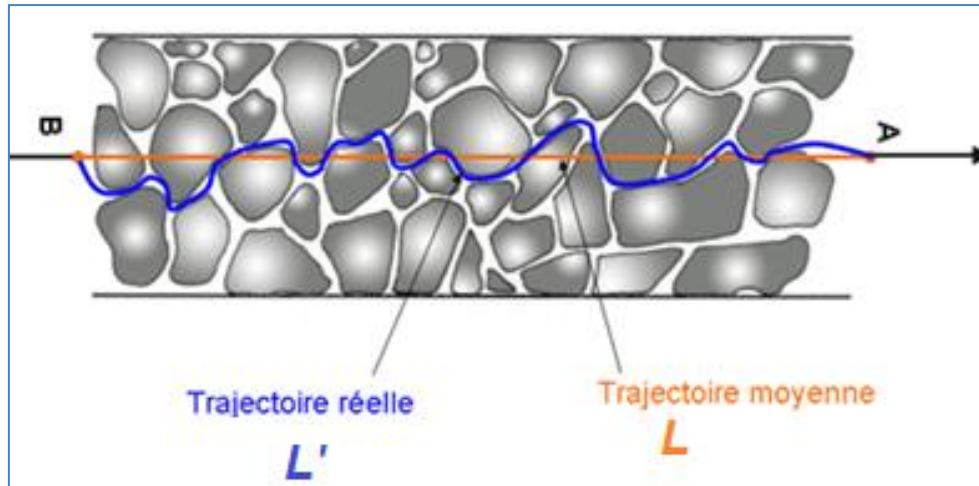


Figure (3.9) : Définition de la tortuosité

Considérons deux points A et B du milieu poreux reliés entre eux par un « chemin fluide ». Ces deux points sont situés à l'échelle macroscopique à une distance Δz , la longueur du chemin fluide qui les relie vaut Δl . Généralement, la longueur Δl est supérieure à Δz à cause de la tortuosité du réseau poral. Le gradient hydraulique à l'échelle macroscopique vaut $\Delta\Psi/\Delta z$, tandis qu'à l'échelle microscopique, le gradient $\Delta\Psi/\Delta l$ est inférieur à $\Delta\Psi/\Delta z$. Plus la teneur en eau diminue, plus la tortuosité augmente, Δl augmente et le gradient microscopique diminue (Figure 3.10). On attribue la diminution du flux d'eau qui en résulte à une diminution de la conductivité hydraulique. En effet, à l'échelle macroscopique, le gradient hydraulique reste constant.

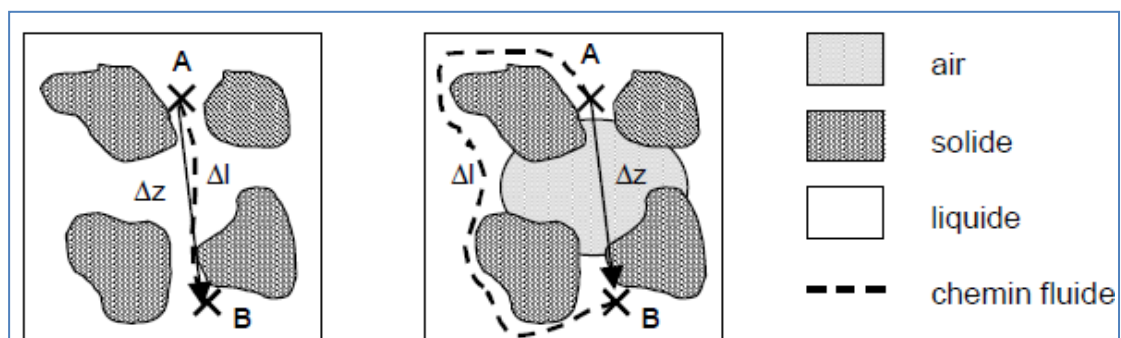


Figure (3.10) : Illustration de l'effet de la diminution de la teneur en eau sur la tortuosité des chemins fluides.

Vervoort et al. (2003) donne la définition géométrique de la tortuosité comme suit :

$$\tau = \frac{\Delta l}{\Delta z} \quad (3.12)$$

La tortuosité permet de tenir compte de la difficulté supplémentaire liée au contournement des grains des sédiments ou des sols. Telle que formulée par (Bear1979)ci-dessus, la tortuosité est définie par :

$$\tau = \left(\frac{L}{L_e}\right)^2 \quad \tau < 1 \quad (3.13)$$

Les valeurs typiques de τ varient entre 0.56 et 0.8.

Où

L est la longueur de la trajectoire directe ;

L_e est la longueur de la trajectoire du fluide ;

Certaines références utilisent une autre définition pour ce paramètre (Domenico et Schwartz) :

$$\tau^* = \frac{L_e}{L} \quad 1 < \tau^* < 1,4 \quad (3.14)$$

Burdine, 1953 établit expérimentalement une relation liant la tortuosité du sol non saturé τ , à la tortuosité du sol à saturation τ_{sat} et au degré de saturation S^o .

$$\tau = \frac{\tau_{sat}}{S_e} \quad (3.15)$$

Avec

$$S_e = \frac{S^o - S_r^o}{1 - S_r^o}, \quad S^o = \frac{\theta}{\theta_{sat}} \quad \text{et} \quad S_r^o = \frac{\theta_r}{\theta_{sat}}$$

Dans un milieu poreux non saturé, une partie de l'espace poral est occupée par l'air. L'air remplace l'eau dans des structures de plus en plus fines au fur et à mesure que le potentiel de l'eau diminue. La géométrie de l'espace occupé par l'eau dans le milieu poreux change considérablement avec la diminution de la teneur en eau. Ce changement de géométrie de la phase liquide détermine la valeur de la conductivité hydraulique du milieu poreux par au moins 2 effets :

- La surface moyenne d'écoulement des filets fluides diminue,
- La tortuosité des lignes d'écoulement augmente.

3.6. Écoulement en régime permanent

3.6.1. Sol saturé

Parallèlement aux études théoriques menées par Euler ou Navier sur la dynamique des fluides, Darcy, 1856 réalisa une étude expérimentale capitale pour la physique du sol. Le principe de l'expérience consistait à mesurer le flux d'eau q à travers une colonne verticale de sable saturé en eau en fonction de la différence de potentiel $\Delta\Psi$ appliquée sur la longueur Δz de la colonne. Darcy utilisa la notion de charge hydraulique H (m) pour exprimer ses résultats plutôt que la notion de potentiel de l'eau du sol.

$$H = \frac{\Psi}{\rho g} \quad (3.16)$$

H correspond à la hauteur d'une colonne d'eau au repos, au potentiel Ψ , lorsque le pied de la colonne est pris comme niveau de référence.

Il établit la relation linéaire suivante ou loi de Darcy, entre le flux volumique d'eau q ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$) ou vitesse de Darcy, et le gradient de charge hydraulique :

$$q = -k_{sat} \frac{\Delta h}{\Delta z} \quad (3.17)$$

Le flux volumique d'eau est égal au volume d'eau traversant une unité de surface de colonne perpendiculaire à la direction de l'écoulement par unité de temps. Il s'agit d'une vitesse d'infiltration fictive, puisqu'en réalité l'eau ne s'écoule qu'entre les grains solides à une vitesse v supérieure à q :

$$v = \frac{q}{\theta_{sat}} \quad (3.18)$$

La Loi de Darcy présente des limites. D'une part, à grande vitesse, on observe une perte de la linéarité car l'écoulement devient turbulent, et d'autre part, dans le domaine des faibles vitesses on observe qu'il faut un gradient d'initiation pour atteindre le domaine de Darcy. Lorsque la vitesse de Darcy q augmente, la relation entre q et le gradient de potentiel dévie progressivement de la relation linéaire (Figure 3.11).

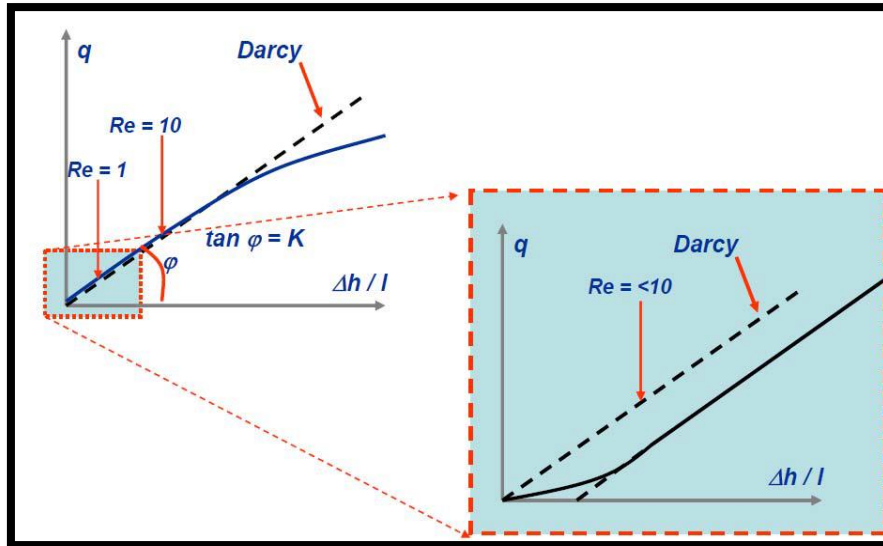


Figure (3.11) : Courbe schématique reliant la vitesse de Darcy au gradient de charge hydraulique. (Extrait de Bear, 1979)

Le domaine de validité de la loi de Darcy est limité par la valeur prise par le nombre de Reynold, Re défini pour un écoulement en milieu poreux (par analogie avec la dynamique des fluides en conduite) par (Bear, 1979) :

$$Re = \frac{qd}{\nu} \quad (3.19)$$

Avec :

- ▶ ν : C'est la viscosité cinématique de l'eau, et
- ▶ d : Une longueur caractéristique du milieu poreux (par exemple d_{10} , diamètre maximum des particules dont la masse représente 10 % de la masse de sol).

Quelle que soit la définition de d , la loi de Darcy est valable tant que le nombre de Reynolds est inférieur à une valeur comprise entre 1 et 10. Les écoulements du fluide sont supposés laminaires pour des valeurs du nombre de Reynolds comprises entre 1 et 10 (Bear 1972), la loi de Darcy est alors valable. Au-delà de 10, le régime devient transitoire et à partir de 100 est turbulent

3.6.2. Ecoulement en milieu poreux non saturé

D'après la loi de Darcy, le flux volumique d'eau q dans un milieu saturé dépend du gradient hydraulique $d\Psi/dz$ et d'une constante K_{sat} , la conductivité hydraulique du milieu poreux à saturation. Cette constante dépend de la géométrie de l'espace poral et des propriétés physiques de l'eau. En effet, lorsque le milieu poreux saturé est

indéformable, la géométrie de la phase liquide ne change pas. La même approche peut être adoptée pour un milieu poreux indéformable non saturé en eau. Toutefois, la conductivité hydraulique n'est plus une constante, mais une fonction de la géométrie de la phase liquide dans le réseau poral. Buckingham, 1907 étudia le premier la dépendance de la conductivité hydraulique du milieu poreux non saturé vis à vis de la teneur en eau. Il postula que la loi de Darcy pouvait être étendue à la zone non saturée suivant :

$$q = -k^*(\theta) \frac{d\Psi}{dz} \quad (3.20)$$

Avec :

$$k^*(\theta) = \frac{k(\theta)}{\rho g} [kg^{-1}.m^3.s]$$

CHAPITRE 4

4.1. Introduction

Pendant longtemps, on a considéré le rôle épurateur du sol comme suffisant. La pollution présente en surface ne semblait pas affecter les eaux souterraines captées ou les eaux superficielles. C'est seulement avec l'avènement de l'ère industrielle et de ses inévitables pollutions que la société a commencé à se soucier du lien entre l'activité agricole, industrielle ou domestique et la pollution des eaux de nappe et de surface en termes de potabilité, ou d'autre usage. On s'est alors rendu compte que le sol ne suffisait plus pour épurer nos rejets, qu'il pouvait être lui-même contaminé et contaminer à son tour, après un certain temps de transfert, la ressource en eau. Il devenait donc essentiel d'établir un moyen de contrôle de la qualité de l'eau. La préservation de cette qualité ainsi qu'une meilleure gestion du patrimoine eau font partie des grandes préoccupations au même titre que l'évolution des réserves en matières premières.

Les sociétés industrielles utilisent et produisent un très grand nombre de substances qui sont susceptibles d'engendrer une pollution des milieux naturels. Une conséquence particulièrement importante peut survenir par infiltration dans le sol de polluants solubles dans l'eau, pouvant contaminer la nappe phréatique et menacer les ressources en eau potable. La réglementation évolue pour garantir la préservation de cette ressource.

Il est donc nécessaire d'estimer l'impact d'une pollution accidentelle ou chronique, réelle ou potentielle, en termes de risque. La modélisation, en permettant la simulation du devenir des polluants dans les sols peut constituer un outil d'aide à la décision, en vue de la prévention de la pollution.

Le transfert des polluants dans le sous-sol relève de processus complexes, qui sont contrôlés par des facteurs hydro-climatologiques, pédologiques, géologiques, hydrogéologiques, chimiques et biologiques. On s'intéresse particulièrement à la contamination des sols par décharge volontaire de déchet. Une fois dans les zones inférieures, les polluants sont transportés par le mouvement de l'eau et affectent par conséquent la qualité des eaux souterraines ainsi que celle des produits agricoles. Le mouvement de ces polluants est cependant souvent retardé par rapport à celui de l'eau en raison d'interactions physiques et/ou chimiques avec la matrice solide.

Le contrôle et la prédiction du transport de telles substances nécessitent essentiellement la connaissance de la structure géométrique et chimique du milieu et

des processus microscopiques pouvant avoir lieu pendant le mouvement de l'eau chargée. La structure géométrique du milieu détermine l'hydrodynamique, alors que sa composition détermine le type d'interaction des solutés.

Les éléments transportés sont dits "en solution" lorsqu'ils ne constituent pas une phase mobile différente de la phase fluide principale, c'est à dire l'eau du milieu naturel. Les éléments sont alors caractérisés par leur concentration dans cette phase principale. Il n'y a pas d'interface, mais une variation continue de la concentration C dans le milieu. Par la suite, la concentration en solution C , sera considérée comme la variable principale. Au transport en solution sont opposés les écoulements de fluide immiscible, tel que l'huile, dont les lois de migration sont entièrement différentes.

Un élément conservatif (ou inerte ou non réactif ou traceur parfait) est un élément en solution ne subissant aucune modification et n'interagissant pas avec la phase solide lorsqu'il est transporté à travers le milieu poreux. Dans la nature, il n'existe pas d'éléments inertes au sens strict mais seulement des éléments considérés comme tel, car leur réactivité est négligeable. Les quatre principaux processus contrôlant le mouvement des contaminants en subsurface sont l'advection, la dispersion, le transfert de masse entre différentes phases et la réaction au sens large. Les transferts de phase tels que les phénomènes de sorption, les partitions liquides -liquide ou la volatilisation, correspondent à un transfert de matière en réponse à un gradient chimique. La réaction correspond à tous les processus modifiant la nature physico-chimique du contaminant.

La migration des espèces chimiques dans les sols s'y fait par le biais de l'eau qu'ils contiennent : les espèces chimiques sont dissoutes dans l'eau, et les sols, perméables, permettent la circulation de l'eau et des espèces. On peut distinguer deux types de contributions essentielles dans la migration d'une espèce. D'une part un mouvement d'ensemble porté par la circulation de l'eau dans le milieu (convection) ; d'autre part une tendance à homogénéiser la concentration, cette tendance provient de deux mécanismes distincts : la dispersion cinématique et la diffusion moléculaire. Selon la nature des espèces et du milieu, d'autres phénomènes peuvent encore influencer la migration. La migration d'un soluté en solution est généralement le résultat de nombreux processus (Figure 4.1).

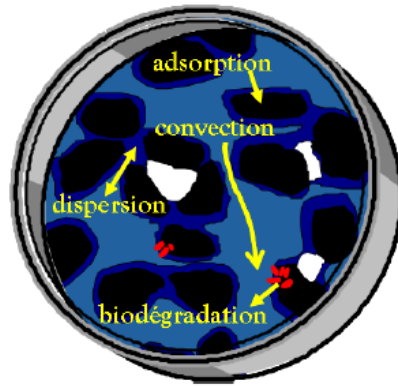


Figure (4.1) : Quelques phénomènes physico-chimiques

Les processus qui gouvernent le transfert (i.e. rétention) et le transport (migration) des contaminants dans les sols et sédiments sont multiples (Figure 4.2) : aux processus physiques de diffusion, d'advection et de dispersion qui contrôlent le déplacement des contaminants s'ajoutent des processus chimiques et biologiques qui contrôlent les réactions des contaminants avec le milieu (Figure 4.3).

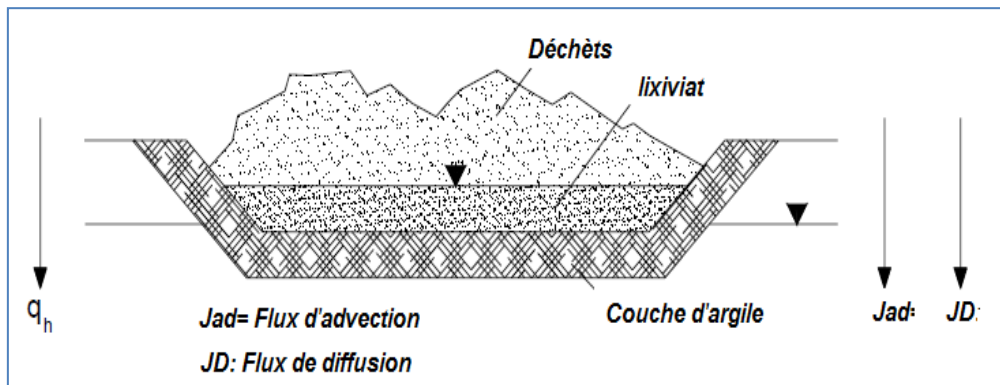


Figure (4.2) : Les processus de transport dans une décharge

Pour donner un exemple, les processus chimiques responsables de la rétention des contaminants sur les phases solides tendent à limiter les possibilités de transport liées aux processus physiques. Cependant, les conditions du milieu et la nature des contaminants considérés peuvent influencer grandement ce processus. Il est ainsi possible que certaines conditions géochimiques, telles qu'une baisse de pH, entraînent le relargage des contaminants métalliques, et augmente donc la disponibilité de ceux-ci ; des conditions acides peuvent donc faciliter le transfert des contaminants de la phase solide vers la phase liquide, et créer un danger pour l'environnement ou la santé publique.

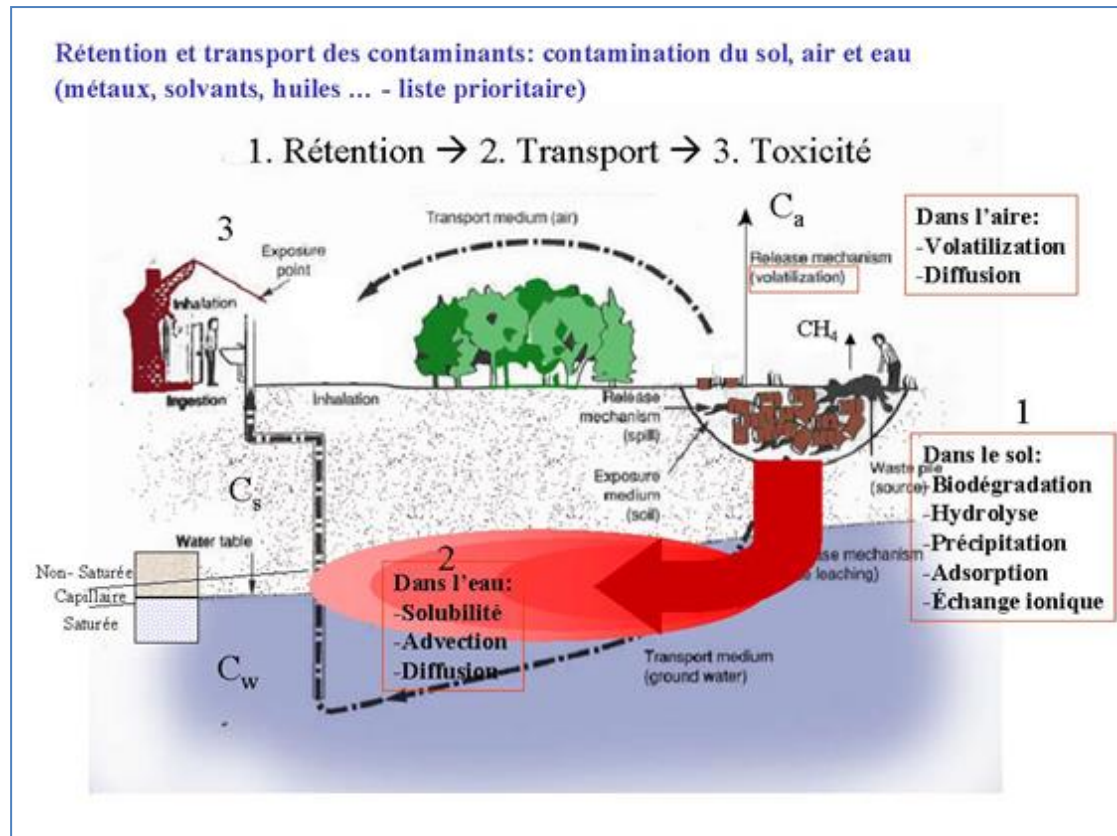


Figure (4.3) : Les processus qui gouvernent le transfert et le transport des contaminants

Au cours de leur trajet, les solutés peuvent subir trois sortes de phénomènes :

- Retard via une immobilisation, souvent réversible (sorption, échange d'ions, filtration, précipitation) ;
- Atténuation c'est à dire une disparition irréversible ou transformation (oxydoréduction chimiques, oxydoréductions biologiques i.e. biodégradation, volatilisation, hydrolyse) ;
- Augmentation de la mobilité : vitesse accélérée (dissolution, ionisation).

Les éléments transportés sont dits "en solution" lorsqu'ils ne constituent pas une phase mobile différente de la phase fluide principale, mais s'y intègrent en modifiant éventuellement les propriétés physico-chimiques. Les éléments sont alors caractérisés par leurs concentrations dans cette phase principale. Par la suite, la concentration en solution C , sera considérée comme la variable principale. Un élément conservatif (ou inerte ou non réactif ou traceur parfait) est un élément en solution ne subissant aucune modification et n'interagissant pas avec la phase solide lorsqu'il est transporté à

travers le milieu poreux. La quantité d'intérêt fondamental en matière d'environnement mécanique des fluides est la concentration. Dans l'usage commun, le terme concentration exprime une mesure de la quantité d'une substance dans un fluide. Mathématiquement, la concentration C , est le rapport de la masse M d'une substance au volume du fluide :

$$C = \frac{\text{Masse de la substance}}{\text{Volume du fluide}} \left[\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right]$$

Avant d'aborder les différents processus de transfert nous présentons quelques définitions, que nous jugeons utiles :

- Soluté : substance dissoute dans une autre ex.1 : NaCl (sel de sodium) dans H₂O (eau) (NaCl: produit miscible) ex.2 : huile (produit non miscible) dans l'eau.
- Miscibles (une seule phase fluide, concentration C de l'élément).
- Non miscibles (plusieurs phases fluides).
- Conservatif (convection, diffusion, dispersion).
- Non conservatif (absorption, dégradation, transformation...).

4.2. Advection

Ce phénomène est le plus simple que l'on puisse considérer et l'hypothèse implicite est la non-interaction entre les solutés (le polluant) et le sol. Le soluté suit donc le mouvement général de l'eau sans perturbation d'origine chimique.

L'advection (ou encore la convection) correspond à la migration des solutés lors du déplacement de l'eau dans le milieu poreux. L'advection est définie comme l'entraînement des particules dans le mouvement global du fluide qui se déplace.

C'est le phénomène par lequel le contaminant se déplace avec le mouvement de l'eau qui est régi par la loi de Darcy. Le déplacement moyen du contaminant par advection est directement proportionnel à la vitesse moyenne de l'écoulement. Ce phénomène est le plus simple que l'on puisse considérer et l'hypothèse implicite est la non-interaction entre les solutés (le polluant) et le sol. Le soluté suit donc le mouvement général de l'eau sans perturbation d'origine chimique.

Un soluté est une substance soluble dans l'eau et qui se meut avec elle par transport convectif et diffusif qui peut aussi interagir avec le milieu dans lequel la solution (eau + soluté) se déplace. La solution aqueuse est à la fois vecteur et milieu réactionnel.

Lorsque le soluté ne réagit pas avec le milieu, la vitesse de transfert du soluté et donc celle du fluide qui se déplace. On définit alors le flux. En physique, le flux d'une substance dans une direction donnée est défini comme la quantité passant à travers une section perpendiculaire à cette direction par unité de surface et par unité de temps (Figure 4.4).

$$Flux = \frac{\text{Substance qui passe à travers la section}}{\text{section} \cdot \text{durée de temps}} = \frac{M}{A \cdot \Delta t} \quad (4.1)$$

D'où

$$q = \frac{\text{substance}}{\text{volume de fluide}} * \frac{\text{volume de fluide}}{\text{surface} \cdot \text{temps}} = \frac{M}{V} * \frac{V}{A \cdot \Delta t} = \frac{C \cdot V}{V} * \frac{V}{A \cdot \Delta t} = C * \frac{V}{A \cdot \Delta t} = C * \frac{A \cdot l}{A \cdot \Delta t} \quad (4.2)$$

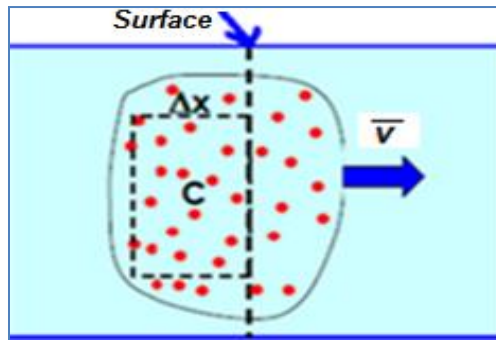


Figure (4.4) : Schéma du flux

La migration des particules résultant de l'écoulement, mouvement induit par un gradient hydraulique $\left(\frac{dh}{dz}\right)$ déplacement en forme de piston le long des lignes de l'écoulement, avec :

$$\bar{v} = v_{moyenne} = \frac{Q}{nA} = -\frac{k}{n} * \frac{dh}{dz} \quad (4.3)$$

Où

\bar{v} : Vitesse moyenne de Darcy [L/T]

Q : Débit volumétrique [L³/T]

A : Aire d'écoulement [L²]

dh/dz : Gradient hydraulique [L/L]

n : Porosité

Le flux convectif du soluté s'exprime par le produit de la concentration C et de la vitesse de Darcy :

$$q = C * \bar{v} \quad (4.4)$$

L'équation de transport par convection pure dans un milieu monodimensionnel est la suivante :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v_x * \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4.5)$$

Avec C la concentration de l'espèce (ML^{-3}) et v_x la vitesse moyenne linéaire du fluide (LT^{-1}). Dans cette situation, pour une répartition spatiale donnée de la concentration, l'allure de cette répartition est conservée dans le temps et avance simplement à la même vitesse que celle du fluide. Dans le cas tridimensionnel, l'équation de transport par convection pure en milieu poreux devient alors, avec \vec{V} la vitesse de Darcy :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -div(\vec{V} * C) \quad (4.6)$$

Ou dans le cas d'un fluide incompressible

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\vec{V} * \overrightarrow{grad}(* C) \quad (4.7)$$

4.3. Dispersion

La dispersion hydrodynamique (ou diffusion macroscopique) caractérise la tendance d'une substance à se répartir dans la masse de son contenant suivant le gradient de concentration. Le phénomène de dispersion hydrodynamique résulte de deux mécanismes. D'une part la diffusion moléculaire au sein du milieu poreux et d'autre part la dispersion mécanique. La dispersion mécanique provient des variations de longueur des lignes de courant qui traversent le milieu poreux (dispersion cinématique) et des variations de vitesse d'écoulement d'une ligne de courant à une autre (dispersion dynamique). La dispersion est liée à l'hétérogénéité des vitesses microscopiques lorsqu'un fluide s'écoule à travers un milieu poreux; sa distribution de vitesse n'est pas uniforme. Cela est dû :

- Au profil de vitesse qui, dans les capillaires inter-grains est parabolique,
- A la dimension des pores,

- Aux lignes de courant qui fluctuent par rapport à la direction principale de l'écoulement en raison des obstacles constitués par les grains ou matériaux plus grossiers.

La dispersion due à l'agitation mécanique est causée par trois phénomènes microscopiques, tel qu'illustré à la figure (4.5). Le premier a lieu dans les canaux de pores où la vitesse varie par suite des forces de friction causées par la rugosité des surfaces des pores (Figure 4.5(a)). Le deuxième est causé par des variations dans la largeur des pores, créant ainsi des différences de vitesse dans les pores, tel qu'illustré à la figure (4.5(b)). Le troisième mécanisme est lié à la tortuosité et au branchement des systèmes de canaux de pores (Figure 4.5(c)).

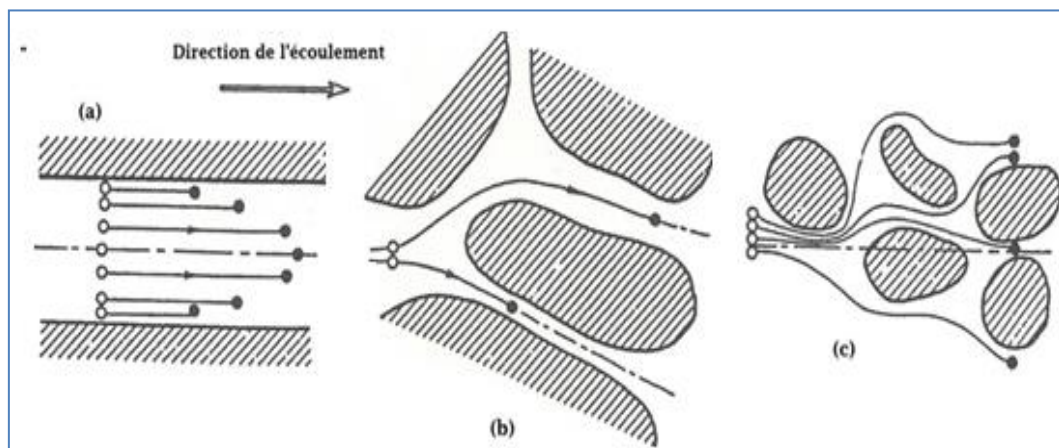


Figure (4.5) : Hétérogénéité du champ d'écoulement à l'échelle microscopique.

La dispersion est un phénomène qui tend à répartir la concentration en polluant dans les différentes directions de l'espace. Elle est liée, à la variation du champ de vitesse dans l'eau souterraine. Elle est prise en compte au travers d'un coefficient dit de dispersion (α), qui est lié au degré d'hétérogénéité du milieu. Dans la pratique, la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique ne peuvent pas être dissociées. C'est pourquoi elles sont généralement décrites par une équation unique, loi de diffusion de Fick, avec un coefficient de diffusion commun, le tenseur D appelé tenseur de macro-dispersion, D , combine les effets de la dispersion cinématique et de la diffusion moléculaire. On peut donc décrire ce phénomène par une loi phénoménologique similaire à la loi de Fick où le coefficient de dispersion (L^2T^{-1}) s'exprime sous une forme tensorielle, symétrique, de second ordre D qui peut s'exprimer ainsi dans le cas tridimensionnel :

$$\begin{vmatrix} D_L & 0 & 0 \\ 0 & D_T & 0 \\ 0 & 0 & D_V \end{vmatrix} \quad (4.8)$$

D_L : La composante dispersion dans la direction longitudinale (parallèle à l'écoulement),

D_T : La composante dispersion dans la direction horizontale- transverse,

D_V : La composante dispersion dans la direction verticale transverse.

En milieux poreux homogène et à l'échelle d'une colonne, la dispersion longitudinale est de l'ordre du diamètre moyen de grain. On a:

$$D_L = \alpha_L v + D_0 \tau \quad (4.9)$$

Ou, α_L est le coefficient de dispersion longitudinale (parallèle à l'écoulement), D_0 est le coefficient de diffusion, et τ est la tortuosité.

La dispersion, comme la conductivité hydraulique est une propriété caractéristique du milieu poreux mais également du champ de vitesse. Les différentes dispersions peuvent être estimées de la manière suivante :

- ➡ $\alpha_L = 1/10$ de la distance L parcourue par le soluté,
- ➡ $\alpha_T = 1/100$ de cette distance.

Une relation empirique, permet d'estimer la dispersion longitudinale :

$$\alpha_L = 0,0175 * L^{1,46} \quad (4.10)$$

La dispersion mécanique est un mélange hydraulique causée par un gradient (variation) de la vitesse à l'échelle des pores. La différence entre le flux d'un fluide dû à sa vitesse réelle (à l'échelle microscopique) et le flux dû à sa vitesse moyenne (à l'échelle macroscopique) $\left(\frac{dv}{dz}\right)$:

$$J_{Dp} = -nD_m \frac{dC}{dz} \quad (4.11)$$

La première loi de Fick correspondant à $\frac{\text{Masse soluté}}{\text{aire unitaire} * \text{temps}} = \left[\frac{M}{L^2 T} \right]$

Où

D_m : C'est le coefficient de dispersion mécanique donnée dans le cadre global d'un écoulement en trois dimensions. Le coefficient de dispersion mécanique peut être exprimé en fonction de la vitesse de pores selon : $D_m = \alpha * \bar{v}$

4.4. La diffusion moléculaire

C'est en 1855 que les bases théoriques des phénomènes de diffusion ont été établies par Fick. Elles expriment au même titre qu'un flux de chaleur ou qu'une densité de courant électrique, un flux d'atomes dans une direction donnée de l'espace qui est relié à la variation de la concentration spatiale par le coefficient de diffusion; dans ce cas, et c'est l'énoncé de la première loi de Fick, il exprime simplement la variation du parcours quadratique moyen par unité de temps. La deuxième loi de Fick exprime la conservation des atomes de soluté, son expression aux dérivées partielles, du premier ordre en t et du second ordre en x , permet d'obtenir l'évolution de la concentration du soluté si une condition initiale et deux conditions aux limites sont imposées au système. L'analyse d'une telle évolution fournit ainsi une mesure du coefficient de diffusion moléculaire. Ce dernier dépend de la concentration du soluté dans le milieu étudié et est donc variable quand il existe un gradient de concentration.

Dans un fluide au repos, le mouvement brownien envoie des particules dans toutes les directions de l'espace. Si la concentration n'est pas homogène, c'est-à-dire qu'il existe un gradient de concentration entre deux points voisins, le point ayant la concentration la plus élevée enverra en moyenne plus de molécules dans toutes les directions que l'autre point. La résultante sera donc un transfert de molécules des zones à concentration élevée vers les zones à concentration faible selon la loi de Fick classique où le coefficient, scalaire, de diffusion moléculaire traduit la proportionnalité du flux massique au gradient de concentration (Figure 4.6).

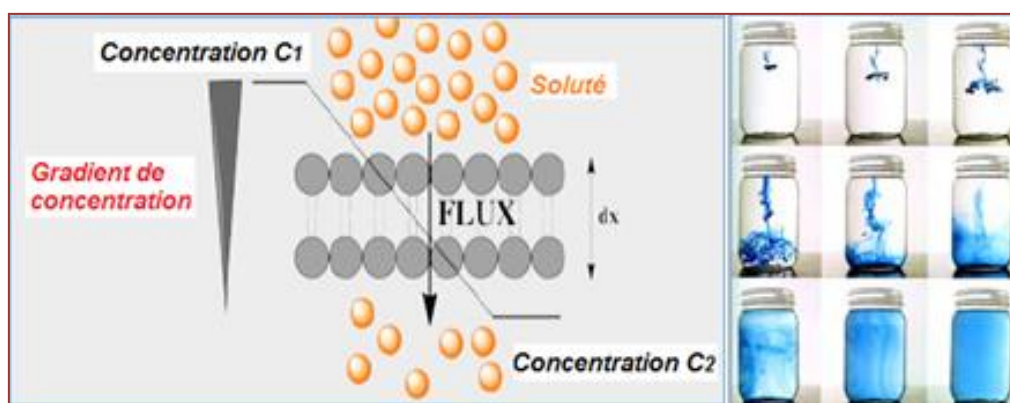


Figure (4.6) : Le phénomène de Diffusion

Fick a exprimé la loi qui régit le phénomène de la diffusion par une expression qui cadre bien avec celle régissant le phénomène de propagation de chaleur dans un conducteur. On supposera que :

- La diffusion se produit dans une seule direction de l'espace.
- La concentration du soluté qui diffuse est constante dans tout le plan d'abscisse x (Figure 4.7).

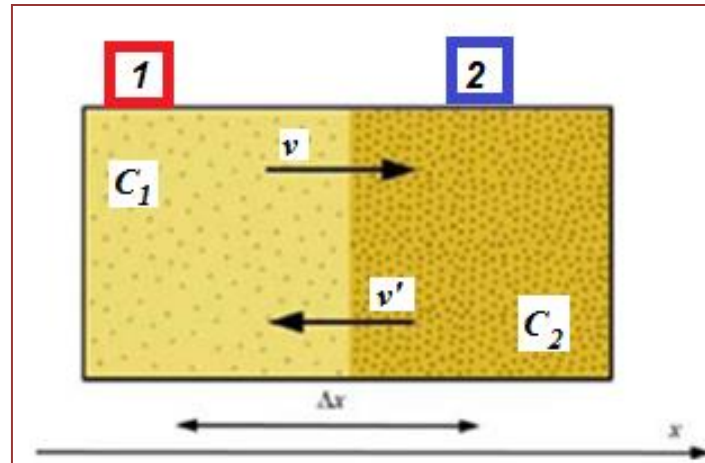


Figure (4.7) : La diffusion.

$$\Delta m = -D \cdot \frac{C_2 - C_1}{x_2 - x_1} \cdot \Delta t \cdot S \quad \text{Soit} \quad \Delta m = -D \cdot S \cdot \frac{\Delta C}{\Delta x} \cdot \Delta t \quad (4.12)$$

Soit Δm la masse du soluté qui diffuse pendant le temps Δt d'un point x_1 vers x_2 dans le compartiment (Figure 4.7).

S : Section du tube,

D : Coefficient de diffusion

Unité :

- Δm en Kg; g; mole.
- ΔC en Kg/m³; g/cm³; mole/m³; mole/cm³.
- Δx en m ; cm.
- Δt en s.
- D en m²/s; cm²/s.

- Le signe '-' exprime le fait que la diffusion se fait du milieu *le plus concentré* vers le milieu *le moins concentré*.

- En toute rigueur la loi de Fick n'est valable que pour des solutions *idéales*, car le coefficient de diffusion D est supposé indépendant de la concentration, donc D dépend de la nature du solvant et du soluté.
- Pour une diffusion faible, la vitesse est faible alors on trouve parfois l'unité de coefficient de diffusion D est $cm^2/jour$.

Si on considère le phénomène de diffusion sur une petite distance et pendant un temps très court, on peut écrire la loi de Fick sous forme différentielle :

$$dm = -D.S.\frac{dc}{dx}.dt \quad (4.13)$$

$\frac{dc}{dx}$: Gradient de concentration.

On parle aussi de flux de diffusion qui s'exprime par la quantité de matière ayant diffusée à travers l'unité de surface pendant de temps du point x_1 vers le point x_2 :

$$J_{df} = -D.\frac{\Delta C}{\Delta x} = \frac{\Delta m}{S.\Delta t} \quad (4.14)$$

Dans un milieu poreux, tout le volume d'étude n'est pas disponible pour le transport, le flux diffusif est donc proportionnel au gradient de concentration multiplié par la fraction du volume disponible ; et le volume disponible correspond à la porosité (n). De plus, les chemins empruntés par les molécules ne sont pas des lignes droites, il faut prendre en compte la tortuosité du milieu (τ). Il peut s'écrire, en monophasique et en l'absence de convection :

$$J_{Df} = -nD_d \frac{dc}{dz} \quad (4.15)$$

Ce qui représente la deuxième loi de Fick $D_d = D^0 * \tau$, avec $0 \leq \tau \leq 1.0$

D_d : Est le coefficient de diffusion moléculaire effectif dans un milieu poreux ; il représente le produit du coefficient de diffusion dans un liquide par la tortuosité du milieu.

Où D^0 est le coefficient de diffusion en milieu libre ($m^2.s^{-1}$).

Ainsi, le flux de diffusion macroscopique en milieu poreux s'écrit :

$$j = -D_{eff} \nabla C \quad (4.16)$$

Le coefficient de diffusion dans un liquide est connu pour la plupart des solutés. Il est à noter que ce coefficient dépend :

- De la nature de l'ion diffusant,
- De la force ionique de la solution,
- De la température (ce paramètre est d'ailleurs le plus important). Kemper a proposé en 1986 la formule suivante pour prendre en compte les effets de la température sur les coefficients de diffusion :

$$D(T) = D(T_0) \frac{\mu_{eau}(T_0)}{\mu_{eau}(T)} \quad (4.17)$$

Où

T : La température pour laquelle le calcul est effectué

T_0 : La température pour laquelle la valeur du coefficient D est connue

μ : La viscosité cinématique de l'eau

Par exemple : si la température de l'eau descend à 5 degrés, ces valeurs présentés au tableau (4.1) sont réduites de moitié. Le Tableau (4.1) donne les coefficients de diffusion dans l'eau de certains ions (Domenico et Schwartz, 1990).

Tableau (4.1) : Coefficients de diffusion moléculaire pour plusieurs éléments

Ion	OH^-	Cl^-	Br^-	H^+	Na^+	Fe^{2+}	Cu^{2+}	Zn^{2+}	Pb^{2+}
D_0 ($10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$)	52.7	20.3	20.1	93.1	13.3	7.19	7.14	7.03	9.45

4.5. Détermination du régime d'écoulement

De nombreux essais en laboratoire ont été menés afin de vérifier l'applicabilité de l'équation différentielle gouvernant les phénomènes de transfert. Les résultats indiquent que pour des vitesses d'écoulement relativement faibles le coefficient de dispersion hydrodynamique D devient égal au coefficient de diffusion D_e (Figure 4.8). Tandis que pour des vitesses plus élevées, celui-ci varie linéairement avec la vitesse de l'écoulement (Perkins et Johnston 1963).

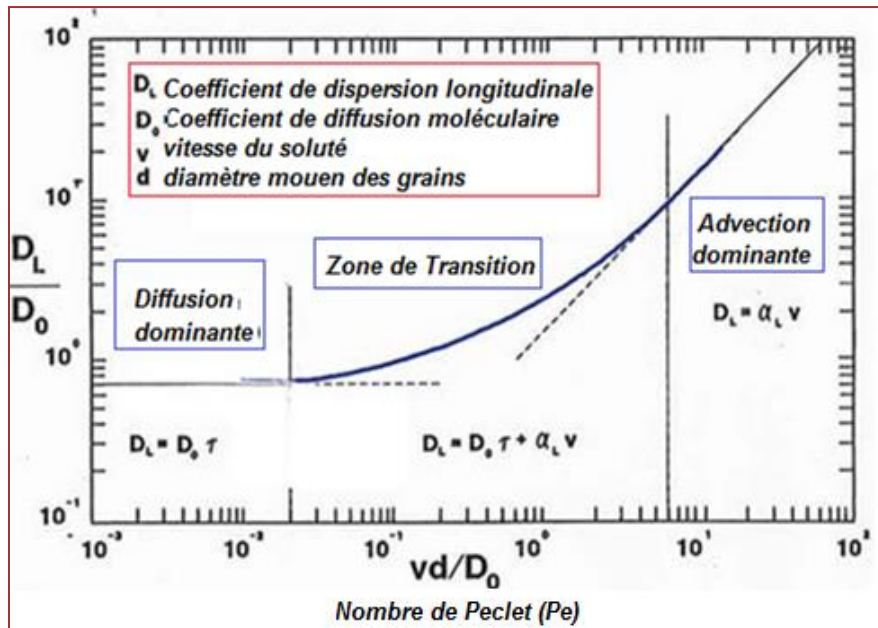


Figure (4.8) : Régime d'écoulement

Le nombre de Péclet représente le rapport entre le transfert par convection et le transfert par diffusion. S'il est supérieur à 1, la convection est le phénomène dominant le transfert, s'il est inférieur à 1 c'est la diffusion. On peut distinguer plusieurs régions sur cette courbe (Figure 4.8). Pour des valeurs faibles de la vitesse (région I), la diffusion moléculaire domine. Dans cette région, la valeur du coefficient de dispersion hydrodynamique est constante et légèrement inférieure à la valeur de D_m . Progressivement, lorsque u augmente, la dispersion créée par le réseau des lignes de courant augmente. Le coefficient de dispersion mécanique devient prépondérant, il augmente d'abord quadratiquement (région II) puis linéairement (région III et IV) en fonction de u . Si u augmente encore (région V, $Pe > 10^5$), la loi de Darcy n'est plus applicable. Bear, suggère que dans un cas d'écoulement monodimensionnel, lorsque $Pe > 1$ (région III et IV), on peut négliger le terme de diffusion moléculaire.

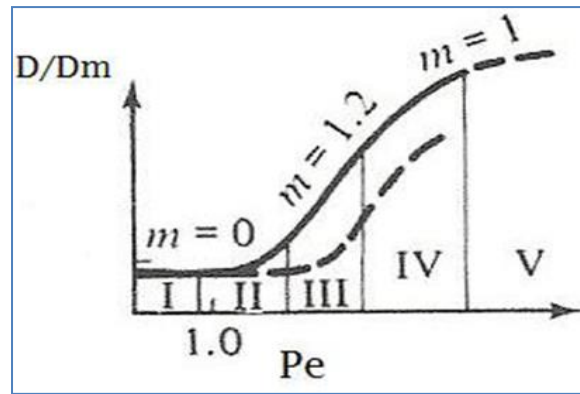


Figure (4.9) : Evolution du coefficient de dispersion hydrodynamique D en fonction de la valeur du nombre de Péclet ($P_e = \frac{u\Delta x}{D}$)

Gehar et al. (1992), ont réalisé une synthèse sur les valeurs du coefficient de dispersion. Selon ces auteurs, la dispersion longitudinale serait de l'ordre d'un dixième de la distance séparant la source de la cible. Dans ces deux cas, cette règle aurait tendance à surestimer la dispersion longitudinale. Gelhar suggère de prendre un dixième de la valeur de dispersion longitudinale pour la dispersion horizontale. Les études de traçage permettant une évaluation de la dispersion verticale sont rares. Gelhar propose de prendre un centième de la valeur de la dispersion horizontale.

La nature des mécanismes de transfert dépend de la vitesse d'écoulement de l'eau (Figure 4.10). Lorsque les transferts ont lieu dans des milieux peu perméables, de perméabilité (conductivité hydraulique) inférieure à 10^{-9} m/s, c'est la diffusion qui domine le phénomène de dispersion. Par contre, dans les milieux relativement perméables, la dispersion mécanique domine. Pour des vitesses faibles c'est la diffusion qui domine le transport des solutés. Les essais sur colonne réalisées par Rowe (1995) ont révélés l'inexistence de la dispersion mécanique lorsque les vitesses sont de l'ordre de $3 \cdot 10^{-9}$ m/s.

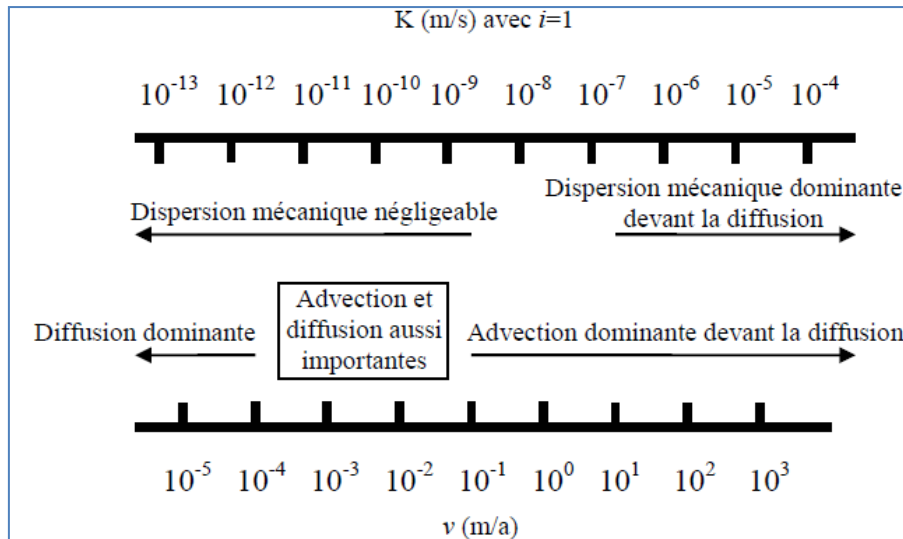


Figure (4.10) : Comparaison des mécanismes de transfert (Rowe 1995)

4.6. Modélisation mathématique du phénomène de sorption

Le transport d'un soluté dans un milieu poreux est fonction de facteurs spécifiques au fluide, à la matrice solide, au soluté lui-même ou encore aux différentes interactions existant entre les différentes phases. Les phénomènes à prendre en compte sont la convection, la diffusion qui englobe la dispersion cinématique et la diffusion moléculaire pour les mécanismes de transport du liquide, auxquels s'ajoutent les phénomènes d'adsorption et d'échange d'ions, les réactions chimiques et les processus biologiques (liste non exhaustive) pour les mécanismes influençant la mobilité des espèces.

Dans ce type de processus, la loi de conservation de la matière n'est pas respectée dans la phase aqueuse, c'est pourquoi ces phénomènes sont « non conservatifs ». Ils se superposent, en termes de « source » et de « puits » aux équations de transport par convection - dispersion. Ainsi, on identifie plusieurs processus pouvant conduire à l'immobilisation des solutés (adsorption, précipitation chimique...) ou à leur mobilisation différée.

Dans les sols non saturés, la proportion de l'eau liée plus ou moins fortement au squelette peut être du même ordre de grandeur que celle de l'eau libre. Cette partition de la phase liquide en phase mobile et phase immobile, influence le transport de soluté. La différence de concentration dans la phase mobile et la phase immobile provoque un échange entre les deux phases qu'on appelle « échange latéral ». Pour tenir compte de cet aspect du transport, on introduit le coefficient de partage exprimé

en pourcentage d'eau mobile. Le transport de polluants dans un sol est le résultat de compétition entre les phénomènes conservatifs qui tendent à véhiculer le polluant, et les phénomènes non conservatifs qui tendent à l'immobiliser (adsorption, précipitation). Afin de rendre compte des différents processus de sorption-désorption, le concept de K_d a été introduit. Le K_d ou coefficient de répartition intervient dans toutes les réactions citées précédemment et regroupe en quelque sorte les différentes interactions entre les polluants et le sol. Il exprime la répartition de l'élément polluant considéré entre la phase liquide où il est transporté et la phase solide où il est adsorbé. Ce coefficient a pour avantage d'introduire dans les fonctions de transfert, un facteur de retard.

Le transport de polluants dans un sol est le résultat de compétition entre les phénomènes conservatifs qui tendent à véhiculer le polluant, et les phénomènes non conservatifs qui tendent à l'immobiliser (adsorption, précipitation). Afin de rendre compte des différents processus de sorption-désorption, le concept de K_d a été introduit. Le K_d ou coefficient de répartition intervient dans toutes les réactions citées précédemment et regroupe en quelque sorte les différentes interactions entre les polluants et le sol. Il exprime la répartition de l'élément polluant considéré entre la phase liquide où il est transporté et la phase solide où il est adsorbé. Ce coefficient a pour avantage d'introduire dans les fonctions de transfert, un facteur de retard.

$$k_d = \frac{\text{Concentration totale sans la phase solide (par unité de masse)}}{\text{Concentration totale en solution (par unité de volume liquide)}}$$

Deux approches expérimentales sont communément utilisées pour décrire les réactions de sorption d'un contaminant dans un sol : le modèle de *Freundlich* et celui de *Langmuir*. Les deux utilisent les isothermes d'adsorption, qui sont les représentations graphiques de la quantité de contaminant adsorbée en fonction de la quantité de contaminant restant en solution à l'équilibre à température constante. Couramment quatre types d'isothermes sont reconnus (voir les courbes L, C, S et H Figure (4.11)) (Sposito, 1989). La courbe 'L' caractérise une haute affinité d'adsorption entre le contaminant et la matrice solide. Elle indique généralement une sorption chimique, comme entre les phosphates et le sol. La courbe 'S', traduit souvent des interactions entre contaminants adsorbés sur une surface, ou une interaction avec les ligands de la solution. Quand la saturation avec les ligands est atteinte, l'adsorption a lieu. La courbe 'C', en décrivant une partition suggère, par

exemple, une interaction linéaire entre un contaminant et un milieu hydrophobe. Ce peut être le cas des pesticides sur la matière organique. La courbe 'H' est en quelque sorte le cas extrême de l'isotherme de type 'L'. Ce type de courbe traduit une très forte adsorption chimique, comme c'est le cas pour les interactions entre phosphates et les hydroxydes de fer.

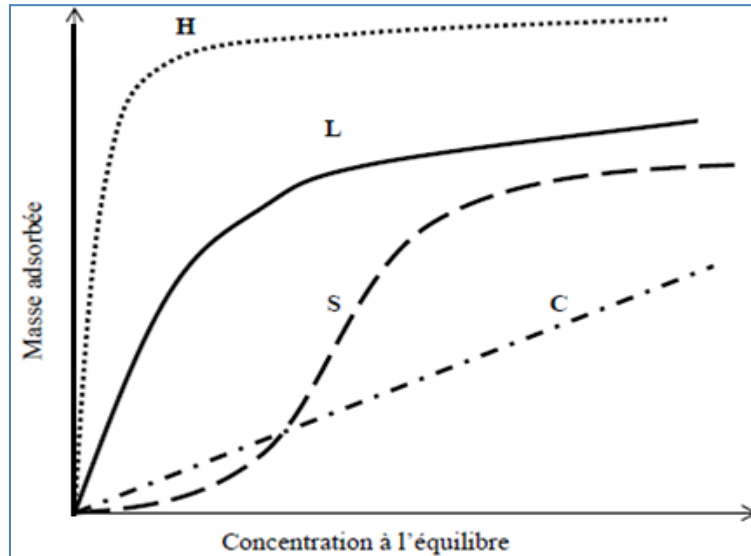


Figure (4.11) : Types de modèles d'adsorption

4.6.1. Le modèle Freundlich

Dans le modèle Freundlich, le sol est considéré comme un milieu hétérogène comprenant trois phases: solide, liquide et gazeuse, dans un état dynamique et essayant de maintenir un équilibre. Soit l'équation générale de base :

$$C_s = \frac{x}{m} = K_F * C_e^{\frac{1}{n}} \quad (4.18)$$

C_s : Concentration du contaminant adsorbé dans le sol (souvent masse/masse, donc adimensionnel)

C_e : Concentration du contaminant resté en solution et en équilibre (g/m³)

x : Masse du contaminant adsorbé dans la phase solide (g)

m : Masse du sol

K_F : Coefficient d'adsorption de Freundlich

n : Coefficient empirique

L'équilibre de la réaction précédente se traduit alors par :

$$K_F(\text{ou } K_d) = \frac{C_s}{C_e^{\frac{1}{n}}} \quad (4.19)$$

En passant au logarithme népérien:

$$\ln C_s = \ln K_F + \frac{1}{n} \ln C_e \quad (4.20)$$

Ce qui permet d'obtenir une représentation linéaire dans laquelle la pente vaut $1/n$. Le modèle linéaire correspond au cas où $n = 1$. Alors la première équation correspond à une droite de pente K_F , une isotherme de type C. Ce type de modèle est surtout adapté pour les composés organiques hydrophobes comme les hydrocarbures chlorés. Dans ce modèle, le contaminant se répartit linéairement entre la solution et la surface d'adsorption. Une telle linéarité est due au fait qu'aucune interaction n'intervient entre la matière organique qui adsorbe et le contaminant qui est adsorbé, et ainsi il ne peut il y avoir saturation.

4.6.2. Le modèle de Langmuir

Le modèle, développé en 1918 par Langmuir, pour décrire l'adsorption d'un gaz sur une surface homogène, repose sur plusieurs hypothèses lorsqu'il est employé pour modéliser l'adsorption d'un contaminant sur une matrice solide :

- Le nombre de sites d'adsorption est saturé
- L'adsorption a lieu sur une seule couche
- L'adsorption est indépendante de la couverture de la surface
- Tous les sites d'adsorption sont représentés par les mêmes groupes fonctionnels
- L'isotherme est de type L.

Mathématiquement, une réaction type de Langmuir se décrit par l'équation:

$$C_s = \frac{x}{m} = \frac{a b C_e}{1 + b C_e} \quad (4.21)$$

Avec

C_s : Concentration du contaminant adsorbé dans le sol (souvent masse/masse, donc adimensionnel)

C_e : Concentration du contaminant resté en solution et en équilibre (g/m^3)

x : Masse du contaminant adsorbé dans la phase solide (g)

m : Masse du sol (g)

a : Constante empirique

b : Coefficient de saturation (m^3/g).

4.7. Cas classiques et solutions analytiques

L'équation de transport advectif-dispersif décrit le transport d'un soluté, contaminant miscible ou tracer, à travers un milieu. Elle est basée sur le principe de la conservation de la masse qui traduit le changement de masse à travers un bloc élémentaire vers le changement de masse stocké dans le bloc. La conservation de masse exige que la masse du soluté entrant ou sortant un volume spécifique pendant un intervalle de temps donné, doit être égal à l'accumulation ou la perte de masse stockée dans ce volume pendant le même intervalle. Cette relation peut être exprimée mathématiquement en considérant tous flux dans un volume représentatif comme décrit par Bear (1979) et Bear et Cheng (2010).

4.7.1. Diffusion seule – source ponctuelle constante

La diffusion est le phénomène de transport prépondérant dans le cas des faibles vitesses. L'équation qui régit ce type de transport est l'équation de Fick :

$$\frac{\partial c}{\partial t} = D_a \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \quad (4.22)$$

Où

$C(z, t)$: Concentration de l'espèce étudiée

z : Distance horizontale de la source

t : Temps

Dans un modèle simple, on peut considérer l'existence de conditions limites du premier type, i.e. une concentration constante. La solution de l'équation précédente est alors :

$$\frac{c(z,t)}{c_0} = \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{z}{2\sqrt{D_a t}} \right) \right] \quad (4.23)$$

Où

C : La concentration de l'espèce étudiée (à la distance ou profondeur z et au temps t)

C_0 : La concentration constante non nulle présente à la source.

Où $\operatorname{erfc}(x)$ est la fonction erreur complémentaire définie par :

$$\operatorname{erfc}(x) = 1 - \operatorname{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_x^{\infty} \exp(-y^2) dy \quad (4.24)$$

Cette fonction peut être estimée par les formules suivantes :

$$\operatorname{erf}(x) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \left[x - \frac{x^3}{3 * 1!} + \frac{x^5}{5 * 2!} - \frac{x^7}{7 * 3!} + \dots \right]$$

$$\operatorname{erf}(-x) = -\operatorname{erf}(x) \quad \text{et} \quad \operatorname{erf}(0) = 0, \operatorname{erf}(\infty) = 1$$

La fonction erreur peut être calculée facilement par Excel comme le montre l'exemple donné par le tableau suivant (4.2) :

Tableau (4.2) : La fonction erreur

X	Erf	Erfc
0	0,000000	1,000000
0,05	0,056372	0,943628
0,1	0,112463	0,887537
0,15	0,167996	0,832004
0,2	0,222703	0,777297
0,25	0,276326	0,723674
0,3	0,328627	0,671373
0,35	0,379382	0,620618
0,4	0,428392	0,571608
0,45	0,475482	0,524518
0,5	0,520500	0,479500
1	0,842701	0,157299
1,5	0,966105	0,033895
2	0,995322	0,004678
3	0,999978	0,000022
1000000	1,000000	0,000000

4.7.2. Advection-Dispersion-Diffusion

Dans la pratique, on suppose l'additivité de la dispersion mécanique et de la diffusion moléculaire : on parle alors de dispersion hydrodynamique et on peut calculer un flux de dispersion hydrodynamique égal à la somme des deux flux précités :

$$J = J_d + J_m = (D_d + D_m) \frac{\partial c}{\partial z} \quad (4.25)$$

Le facteur $(D_d + D_m)$ est le coefficient de dispersion hydrodynamique, encore appelé coefficient de diffusion apparent. On développe alors l'équation dite équation d'advection-dispersion qui prend la forme suivante :

$$\frac{\partial(nC)}{\partial t} + \frac{\partial(qC)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(nD \frac{\partial C}{\partial z} \right) = \pm G \quad (4.26)$$

D : Est le coefficient de dispersion hydrodynamique unidimensionnel.

Cette équation est valable dans le cas non saturé en remplaçant n par la teneur en eau volumétrique. Pour une porosité constante et un fluide incompressible, on peut simplifier l'équation selon :

$$\frac{\partial(C)}{\partial t} + v \frac{\partial(C)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(D \frac{\partial C}{\partial z} \right) = \pm \frac{G}{n} \quad (4.27)$$

Dans un milieu poreux (Bear, 1972; Freeze et Cherry, 1979; Fetter, 1993), l'équation de conservation de la masse peut s'écrire en une dimension, lorsque la dispersion latérale est négligeable :

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[\theta D \frac{\partial C}{\partial x} \right] - \frac{\partial(\rho S)}{\partial t} - \frac{\partial(qC)}{\partial x} \pm \phi(C, S) \quad (4.28)$$

Où

C : Concentration aqueuse du contaminant [M/L³]

S : Concentration adsorbée du contaminant [M/M]

θ : Porosité

ρ : Masse volumique du sol sec (M/L³)

D : Coefficient de dispersion hydrodynamique [L²/T]

q : Vitesse darcienne [L/T]

ϕ : Réaction chimique sauf adsorption (précipitation/dissolution, oxydoréduction...).

Le premier terme (1) correspond à la variation locale de la concentration du contaminant sous forme dissoute. Les termes (2) et (4) sont relatifs au transport aqueux et respectivement à la dispersion hydrodynamique et à l'advection. Les termes (3) et (5) sont relatifs à la rétention et en particulier à l'adsorption. Le terme (3) tient compte de la partie du contaminant qui a été adsorbée, il est souvent modélisé selon l'équation :

$$\rho \frac{\partial S}{\partial t} = \rho K_d \frac{\partial C}{\partial t} \quad (4.29)$$

K_d = coefficient de distribution ou de partition [L³/M].

Le modèle mathématique décrivant le transport d'un soluté conservatif, c'est-à-dire sans interaction avec la matrice solide et que ne subit aucune dégradation, est donné

par l'équation d'advection-dispersion ci-dessus. Dans cette définition, on suppose que toute l'eau du sol participe au mouvement du soluté et correspond au flux de Darcy (Mermoud, 1982). Dans certains sols, le bilan de masse est perturbé par les échanges entre la solution et la matrice poreuse. Cette dernière peut soit fixer les ions (adsorption), soit en libérer (désorption). Ce phénomène d'adsorption-désorption est caractérisé par la cinétique et l'isotherme de sorption. Le coefficient K_d traduit le rapport de la concentration massique totale adsorbé (S) sur la concentration volumique totale dissoute (C) : $K_d = S/C$. Comme il peut varier en fonction de la température on l'appelle souvent 'la pente de l'isotherme d'adsorption' entre le sol et le contaminant en question. Il dépend à la fois de la composition minéralogique et géochimique du sol et de l'affinité du contaminant pour ces composants. Il varie largement d'un sol à autre.

La détermination de la fonction S dépend de la cinétique et des isothermes d'échanges. Les isothermes les plus utilisées sont les relations de Freundlich :

$$S = k_d C^N \text{ et l'isotherme linéaire (cas } N = 1\text{): } S = k_d C$$

k_d et N sont des coefficients empiriques fonction du sol et du type de soluté.

Lorsqu'on le considère comme constant pour un même sol on suppose que l'adsorption est réversible, linéaire et instantanée.

Un cas d'école consiste à considérer qu'on est en régime stationnaire pour l'écoulement et que les mécanismes de rétention se résument à une adsorption linéaire et instantanée. L'équation de transport se simplifie et prend les formes suivantes:

4.7.3. Équation advection- dispersion avec rétention

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} - \rho \frac{K_d}{n} \frac{\partial C}{\partial t} \quad \text{ou} \quad \frac{\partial C}{\partial t} = D' \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v' \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4.30)$$

D : Coefficient de dispersion hydrodynamique et $D' = D/R$

v : q/θ = vitesse moyenne darcienne de l'eau

$$\frac{v}{v_R} = R = 1 + \frac{\rho}{n} K_d \quad \text{Équation de retardement}$$

v_R : Vitesse du front retardé (à $C/C_0 = 0.5$)

R : Facteur de retardement relatif d'un soluté non réactif par rapport à celui d'un soluté absorbable. Pour un soluté non réactif (i.e. Cl^- ou Br^- , $R = 1$).

La résolution de l'équation (4.30) peut permettre de déterminer en tout point de l'espace et en tout temps la concentration de tout contaminant dont la rétention se résume à une adsorption instantanée et linéaire. Cependant, la résolution nécessite de connaître les conditions aux limites et les conditions initiales. Les conditions aux limites (CL) concernent les conditions soit sur la concentration soit sur le flux de contaminants aux limites du domaine d'étude. Les conditions initiales (CI) spécifient la concentration ou les flux au temps $t=0$. Deux cas classiques sont présentés par la suite. Ils concernent l'injection ponctuelle ou continue de contaminants dans un milieu infini unidirectionnel (x) originellement non contaminé. Les conditions aux limites associées sont soit :

- ▶ De type Dirichlet (concentration imposée, la charge imposée pour l'écoulement)
- ▶ De type Neumann (gradient de concentration imposé, le débit imposé pour l'écoulement)
- ▶ De type Cauchy (flux lié à la concentration)

En associant les conditions aux limites suivantes:

- ▶ pour $t = 0$ et $x > 0$, $C=0$ la concentration initiale de soluté nulle dans l'eau interstitielle;
- ▶ pour $t \sim 0$ et $x = 0$, $C = C_0$ la concentration du soluté dans la solution infiltrée;

Mathématiquement les conditions initiales et aux limites sont respectivement définies par :

$$CI: \{C(x, 0) = 0$$

$$CL: \begin{cases} C(\pm\infty, t) = 0 \\ C(x, 0) = \frac{M}{\theta ab} \delta(x) \text{ Pour injection ponctuelle} \\ \int_{-\infty}^{+\infty} C(x, t) dx = v \cdot C_0 \cdot t \text{ Pour injection continue} \end{cases} \quad (4.31)$$

M : La masse de contaminant déversé [M]

a et b : Longueur et largeur de la surface contaminée [L]

θ : Teneur en eau volumique [L^3/L^3]

Les conditions initiales et les conditions à l'infini sont identiques pour les deux cas. Seules diffèrent les conditions à l'abscisse de la contamination ($x = 0$). Pour l'injection ponctuelle la condition traduit une pollution brève et instantanée en $x = 0$.

Pour l'injection continue, la condition traduit une pollution continue et un débit de contaminant constant dans le temps. Le terme de gauche représente, à un facteur près, la masse dans le domaine. Le terme de droite représente, au même facteur près, la masse de contaminants amenée par le débit constant.

Les solutions analytiques qui correspondent à ces deux cas sont explicitées par après. Ces deux expressions peuvent permettre la détermination de la concentration des contaminants étudiés dans le domaine considéré.

a. Expression générale de la concentration dans le cas d'une injection ponctuelle

$$C(x, t) = \frac{M}{\theta \cdot a \cdot b} \cdot \frac{1}{\sqrt{4\pi D't}} \cdot \exp\left[-\frac{(x-v't)^2}{4D't}\right] \quad (4.32)$$

M : La masse de contaminant déversé [M]

a et b : Longueur et largeur de la surface contaminée [L]

θ : teneur en eau volumique [L³/L³]

D' = D/R (m²/s) [L²/T]

v' = v/R vitesse réelle du fluide (m/s) [L/T]

R : Facteur de retard

- Dans le cas d'un sol saturé :

$$C(x, t) = \frac{M}{a \cdot b} \cdot \frac{1}{\sqrt{4\pi D't}} \cdot \exp\left[-\frac{(x-v't)^2}{4D't}\right] \quad (4.33)$$

- Dans le cas d'un contaminant qui se dégrade :

$$C(x, t) = \frac{M}{a \cdot b} \cdot \frac{1}{\sqrt{4\pi D't}} \cdot \exp\left[-\frac{(x-v't)^2}{4D't}\right] * e^{-k't'} \quad (4.34)$$

b. Expression de la concentration dans le cas d'une injection continue

$$\frac{C(x,t)}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc}\left(\frac{x-v't}{\sqrt{4D't}}\right) + \exp\left(\frac{v'x}{D'}\right) \operatorname{erfc}\left(\frac{x+v't}{\sqrt{4D't}}\right) \right] \quad (4.35)$$

Généralement, le deuxième terme est négligeable par rapport au premier et plusieurs auteurs suggèrent l'enlèvement de celui-ci.

C₀ : Concentration de la source de contamination

D' = D/R (m²/s) [L²/T]

v' = v/R vitesse réelle du fluide (m/s) [L/T]

R : Facteur de retard.

CHAPITRE 5

5.1. Modèle utilisé

Le défi de la modélisation des phénomènes physiques est de simplifier la réalité à son maximum sans trop la déformer. On procède par hypothèses pour réduire la complexité du milieu. Ces hypothèses peuvent être liées aux conditions aux frontières (ex : injection instantanée dans un volume nul) ou bien à la géométrie (ex : aquifère homogène et infini). Dans certains cas ces hypothèses peuvent s'appliquer mais d'autres s'avèrent trop simplistes et fausses.

La méthode de calcul utilisée fait appel à une solution analytique dont les principales hypothèses de résolution se résument au cas d'un régime permanent (à vitesse constante), d'un milieu poreux saturé et d'un domaine à une dimension (1D). Le choix du mode de calcul fait référence à un type d'écoulement en mode hydro-dispersif (advection et dispersion). Le modèle choisi est un modèle analytique basé sur la solution « **Ogata-banks** », plutôt qu'un modèle numérique. Le but est de réaliser une analyse simplifiée du transport des contaminants dans le sol. De plus, Guyonnet (1997) a montré que les différences de modélisation entre 1D et un modèle numérique sont faibles. Le modèle analytique ainsi sélectionné calcule l'impact d'une source de pollution située à une distance donnée d'une source de captage. Par conséquent nous pouvons disposer de valeurs de concentration à différentes distances par rapport à la source.

5.2. Solutions de l'équation de transport : Solutions d'Ogata- Banks

La solution d'Ogata-Banks est une méthode plus directe pour résoudre l'équation différentielle gouvernant le processus de propagation d'un soluté. On suppose que le milieu poreux est homogène et isotrope et qu'aucun transfert massif ne se produit entre les phases solides et liquides. Le flux dans le milieu est assumé unidimensionnel et la moyenne de la vitesse est prise comme étant constante, et ce à travers la longueur du champ de flux (Ogata and Banks, 1961). La solution de l'équation du transport advectif-dispersif dépend de la dimensionnalité, les conditions aux limites, et les conditions initiales. Dans notre cas, ces conditions portent sur la concentration et à son évolution dans l'espace (x) et le temps (t) en considérant la superposition des phénomènes de dispersion (D) et d'advection (u). Les conditions aux limites :

➡ $C(x=0, t) = C_0,$

➡ $C(x = l, t) = 0,$

➡ $C(x, 0) = 0.$

Dans le cadre de ce travail uniquement le devenir du Cadmium est étudié. La valeur du coefficient de diffusion du Cadmium est une valeur courante que l'on trouve dans la littérature, il en est de même pour la porosité, la tortuosité et pour la relation de la dispersion longitudinale. Nous retiendrons les valeurs suivantes pour ce paramètre :

- D_0 des ions inorganiques : 10^{-9} m²/s à 20 °C
- D_0 des polluants organiques : 10^{-9} m²/s à 20 °C, sauf pour le chlorure de vinyle dont le D_0 est inférieur : il est égal à $1,2 \cdot 10^{-10}$ m²/s
- $T=0,1$ pour les matériaux argileux, $T=0,7$ pour les sables et les calcaires.

L'environnement d'une source de captage doit être un environnement propre. La source doit être éloignée de toute source potentielle de pollution, de manière à limiter les risques de dégradation de la qualité des eaux souterraines lors de sa réalisation ou de son exploitation. La réglementation impose des distances minimales à respecter pour certaines activités ou sources potentielles dépollution telles que les stockages de déchets, d'hydrocarbures, de produits chimiques notamment phytosanitaires, les ouvrages d'assainissement individuel ou collectif, certains bâtiments agricoles, etc. :

- *Décharge et stockage de déchets > 200 mètres*
- *Epandage de boues urbaines, industrielles > entre 35 et 100 mètres*
- *Stockage de produits phytosanitaires, fertilisants et hydrocarbures > 35 mètres*
- *Bâtiment d'élevage et annexe > 35 mètres*
- *Ouvrage d'assainissement > 35 mètres*

5.3. Formules utilisées :

Pour une concentration source constante ($c(0, t)=c_0$) et pour une injection à l'instant zéro de solutés dans un milieu de concentration initiale nulle ($c(x, 0)=0$), la dérivée de l'équation de dispersion aboutit à la solution analytique d'*Ogata* et *Banks* :

5.3.1 Advection dispersion

$$\frac{c(x,t)}{c_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x-vt}{\sqrt{4Dt}} \right) + \exp \left(\frac{vx}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{x+vt}{\sqrt{4Dt}} \right) \right] \quad (5.1)$$

5.3.2 Diffusion pure

$$\frac{c(x,t)}{c_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x}{\sqrt{4Dt}} \right) \right] \quad (5.2)$$

5.3.3. Formule incluant la sorption (retardation)

L'effet de retardement sera un ralentissement de l'avancée advective et de la dispersion

$$\frac{c(x,t)}{c_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x - (v/R)t}{\sqrt{(4Dt/R)}} \right) + \exp \left(\frac{vx}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{x + t(v/R)}{\sqrt{(4Dt/R)}} \right) \right] \quad (5.3)$$

5.3.4. Formule incluant la dégradation et la sorption

$$\frac{c(x,t)}{c_0} = \frac{1}{2} \exp \left(\frac{vx}{2D} \right) \left[\exp(-\beta x) \operatorname{erfc} \left(\frac{x - t \sqrt{(v/R)^2 + 4\lambda D/R}}{\sqrt{4\lambda D/R}} \right) + \exp(\beta x) \operatorname{erfc} \left(\frac{x + t \sqrt{(v/R)^2 + 4\lambda D/R}}{\sqrt{4\lambda D/R}} \right) \right] \quad (5.4)$$

5.4. Résultat de la simulation

5.4.1. Cas d'advection dispersion sans retardation

Dans ce cas la solution de l'équation de transport est donnée comme suit : (Formule 5.1)

$$\frac{C(x,t)}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x - vt}{\sqrt{4Dt}} \right) + \exp \left(\frac{vx}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{x + vt}{\sqrt{4Dt}} \right) \right]$$

La prise en compte du paramètre C/C_0 conduit à étudier la concentration en sortie de la décharge par rapport à la source. Cette méthode permet de s'affranchir de la concentration initiale des polluants (**ions Cadmium**) dans les lixiviats et de raisonner en concentration relative, ce qui explique l'allure asymptotique des courbes de résultats vers la valeur 1, la concentration de sortie ne pouvant excéder la concentration source. La compréhension des phénomènes d'écoulement et la saisie de paramètres d'entrée fiables des solutions analytiques est une problématique essentielle à leur bonne résolution et à la pertinence des résultats. La valeur du coefficient de diffusion du cadmium est une valeur que l'on trouve dans la littérature, il en est de même pour la porosité, la tortuosité et pour la relation de la dispersion longitudinale (le dixième du chemin parcouru dans la direction parallèle à l'écoulement). La charge hydraulique utilisée dans le cadre de cette simulation est conforme à la prescription réglementaire. Sachant que la valeur limite quant à la concentration du cadmium est

5,0E-03 mg/l, et en choisissant une concentration donnée, soit $C_0 = 500 \mu\text{g}$, les résultats des calculs réalisés pour les distances 200m, 500m, et 1000m sont présentés ci-dessous :

5.4.1.1. Source de captage se trouvant à une distance de 200m de la décharge

$K =$	2,6	m/j	$C_0 =$	500	mg/L
$i =$	0,005	m/m	$\alpha x =$	40,044	m
$n =$	0,30	(décimal)	$D^* =$	0,00009	m ² /j
$v_x =$	0,04	m/j	$D_x =$	1,73	m ² /j

t (jour)	C/C ₀	Erfc	C (mg/l)
1	0,000	0,000	0
100	0,000	0,000	0
200	0,000	0,000	0
300	0,000	0,000	0
400	0,000	0,000	0
500	0,000	0,000	0
600	0,000	0,000	0,033
700	0,000	0,001	0,140
800	0,001	0,002	0,416
900	0,002	0,004	0,971
1000	0,004	0,008	1,921
1100	0,007	0,013	3,363
1200	0,011	0,021	5,372
1300	0,016	0,032	7,994
1400	0,023	0,045	11,251
1500	0,030	0,061	15,140
1600	0,039	0,079	19,643
1700	0,049	0,099	24,726
1800	0,061	0,121	30,348
1900	0,073	0,146	36,462
2000	0,086	0,172	43,016

Le résultat du calcul est illustré par le graphique ci-dessous. Le graphe présente l'évolution dans le temps (t , année) des concentrations relatives (c/c_0) à une distance de la source (x , mètre).

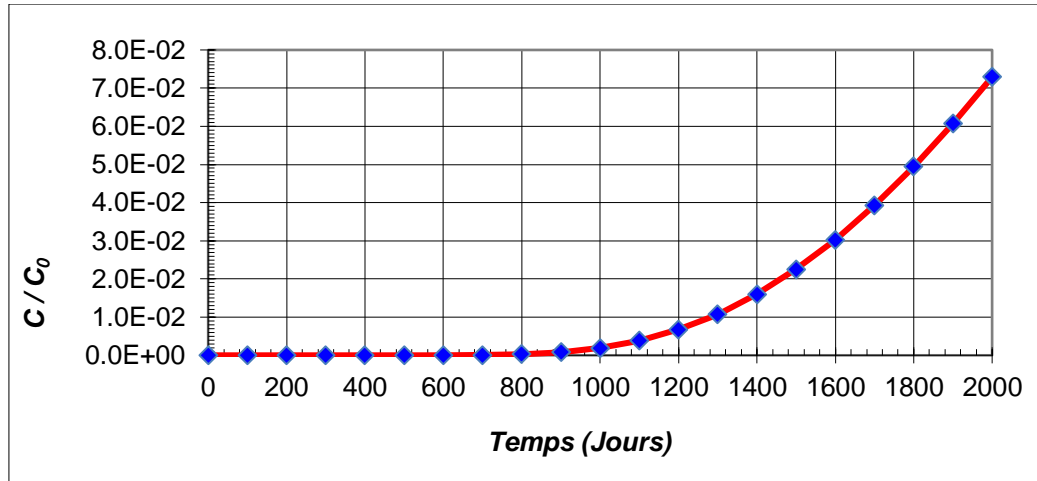


Figure (5.1) : L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 200m de la source de captage

5.4.1.2. Source de captage se trouvant à une distance de 500m de la décharge

K =	2,6	m/j	C₀ =	500	µg/L
i =	0,005	m/m	α_x =	152,593	m
n =	0,30	(décimal)	D* =	0,00009	m ² /j
v_x =	0,043	m/j	D_x =	6,6	m ² /j

t (jour)	C/C ₀	erfc	C (mg/l)
1	0,000	0,000	0
100	0,000	0,000	0
200	0,000	0,000	0
300	0,000	0,000	0
400	0,000	0,000	0
500	0,000	0,000	0
600	0,000	0,000	0
700	0,000	0,000	0
800	0,000	0,000	0
900	0,000	0,000	0,006
1000	0,000	0,000	0,018
1100	0,0001	0,000	0,044
1200	0,0002	0,000	0,094
1300	0,0004	0,001	0,179
1400	0,0006	0,001	0,311
1500	0,0010	0,002	0,503
1600	0,0015	0,003	0,768
1700	0,0022	0,004	1,116
1800	0,0031	0,006	1,559
1900	0,0042	0,008	2,104
2000	0,0055	0,011	2,759

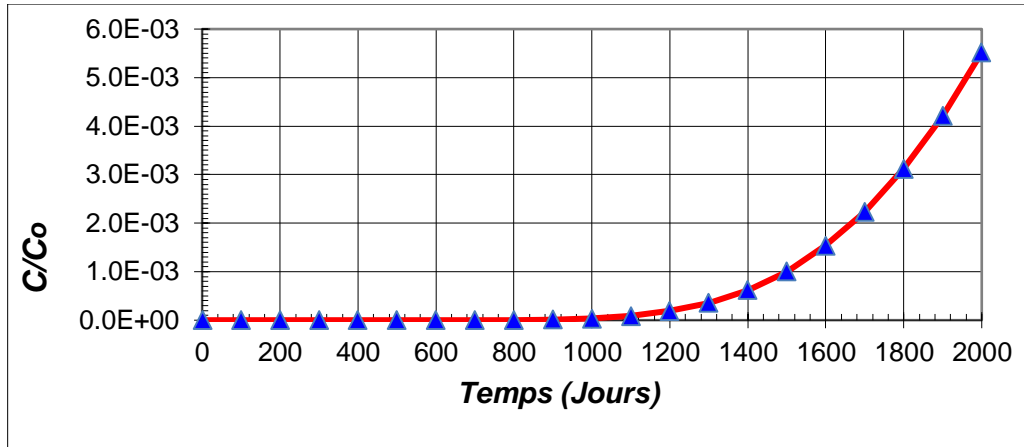


Figure (5.2) : L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 500m de la source de captage

5.4.1.3. Source de captage se trouvant à une distance de 1000m de la décharge

K =	2,6	m/j	C₀ =	500	µg/L
i =	0,005	m/m	α_x =	419,796	m
n =	0,30	(décimal)	D* =	0,00009	m ² /j
v_x =	0,04	m/j	D_x =	18	m ² /j

t (jour)	C/C ₀	erfc	C (mg/l)
1	0,000	0,000	0
100	0,000	0,000	0
200	0,000	0,000	0
300	0,000	0,000	0
400	0,000	0,000	0
500	0,000	0,000	0
600	0,000	0,000	0
700	0,000	0,000	0
800	0,000	0,000	0
900	0,000	0,000	0
1000	0,000	0,000	0
1100	0,000	0,000	0
1200	0,000	0,000	0
1300	0,000	0,000	0
1400	0,00002	0,000	0,008
1500	0,00003	0,000	0,016
1600	0,00006	0,000	0,029
1700	0,00010	0,000	0,049
1800	0,00016	0,000	0,079
1900	0,00024	0,000	0,121
2000	0,00035	0,001	0,177

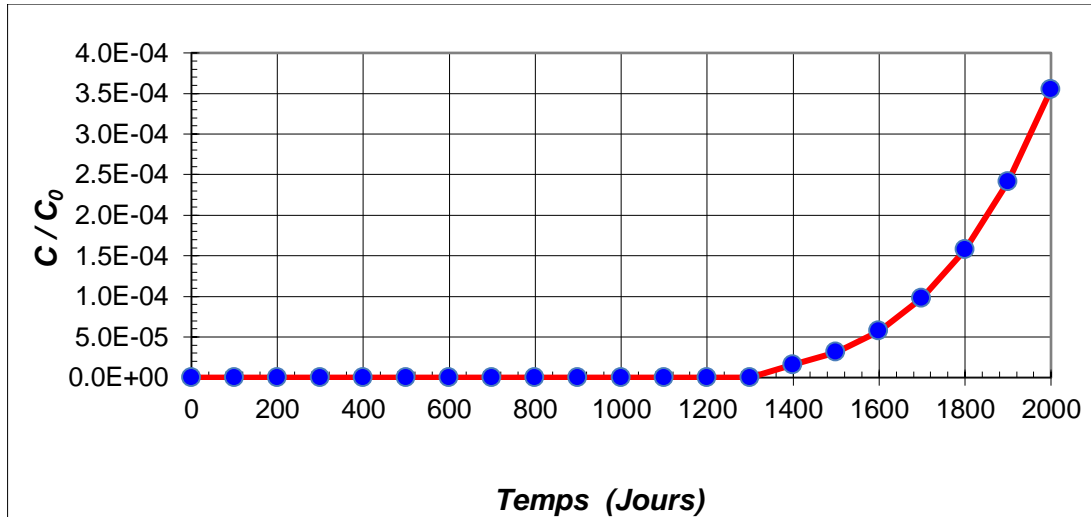


Figure (5.3) : L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 1000m de la source de captage

5.4.1.4. Confrontation des résultats et interprétation

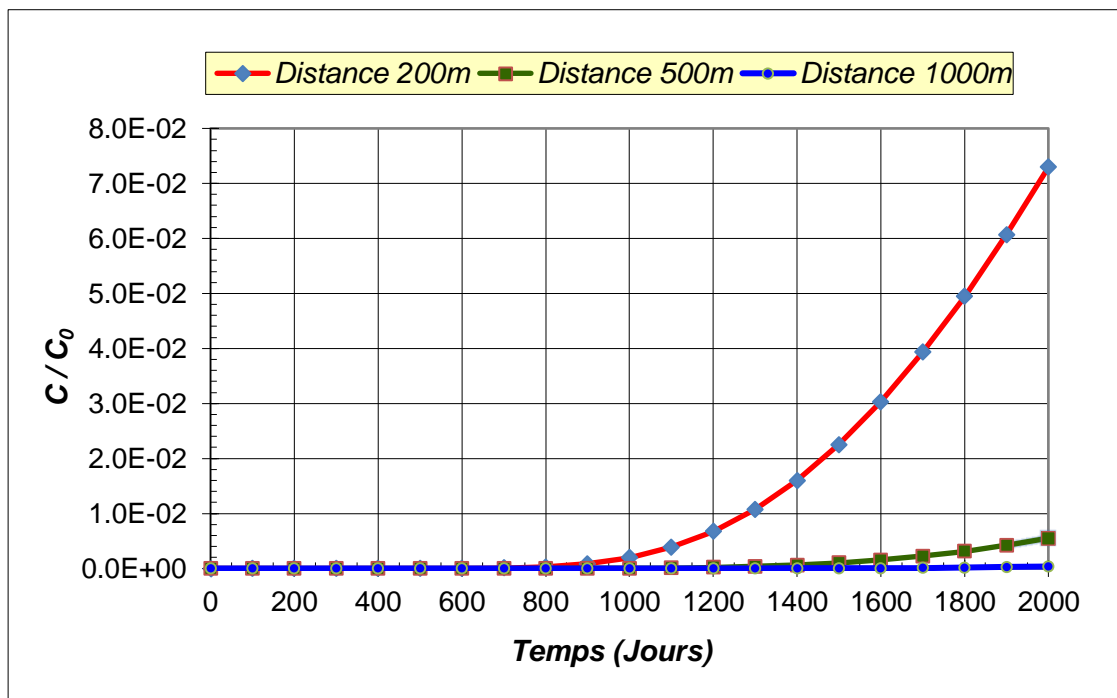


Figure (5.4) : L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) pour les distances 200, 500 et 1000m de la source de captage

1^{er} Scénario : La distance entre la décharge et la source de captage est de 200m

Pour $t = 1j$ à $t = 500j$, on remarque que la concentration du Cadmium est approximativement nulle, Autrement dit l'inexistence du risque de

contamination de la source de captage. De $t = 600j$ à $t = 900j$ on constate l'apparition des traces de Cadmium. En outre, ces dernières sont sensiblement supérieures aux valeurs préconisées par les normes ($5 \cdot 10^{-3}$ mg/l), par conséquent la contamination la source est probable. A partir de $t = 1000j$ à $t = 2000j$ on constate des valeurs de concentration très élevées, en l'occurrence entre 1,9 mg/l et 43 mg/l, et donc on peut affirmer que la source de captage est sujette à la contamination.

2^{ème} Scénario : La distance entre la décharge et la source de captage est de 500m

Pour $t = 1j$ à $t = 800j$ on remarque que les concentrations sont quasiment nulles (pas de contamination). De $t = 900j$, $C = 6 \cdot 10^{-3}$ mg/l on peut constater l'apparition de quelques traces de Cadmium, et ce avec des concentrations au-dessus de celles préconisées par la norme ($6 \cdot 10^{-3} > 5 \cdot 10^{-3}$ mg/l), par conséquent la source concourt le risque d'une contamination. De $t = 1000j$ à $t = 2000j$, les concentrations du Cadmium sont plus visibles (de 0,018 à 2,76 mg/l), et donc le risque de la contamination est certain.

3^{ème} Scénario : La distance entre la décharge et la source de captage est de 1000m

Pour $t = 1j$ à $t = 1300j$, on peut observer que les concentrations du Cadmium sont quasiment nulles, et donc la source ne risque aucune contamination. A partir de $t = 1400j$, on constate uniquement des traces de Cadmium avec des concentrations allant de $8 \cdot 10^{-3}$ mg/l à 0,177 mg/l, cependant ces dernières restent au-dessous de la valeur prédéfinie par la norme. Par ailleurs, le risque d'une contamination de la source est probable avec l'évolution dans le temps.

L'évaluation des risques de contamination montre que seul le premier cas de figure présente des risques sanitaires pour les riverains, notamment si un captage en alimentation en eau potable est proche d'un centre de stockage (200 m). L'usage d'un puits personnel, situé à moins de 200 m d'un centre de stockage est déconseillé.

Le plateau de concentration est atteint plus vite lorsqu'on est proche de la source. La différence de concentration est importante selon l'emplacement du captage : plus on s'éloigne de la source et plus la concentration est faible.

5.4.2. Cas d'advection dispersion incluant la sorption (retardation)

Le terme sorption désigne tout processus à l'interface solide-liquide conduisant à un changement de phase d'un soluté ou à la transformation d'une surface par la présence d'un soluté ou de son environnement (i.e. d'une manière générale la perte des ions de la solution vers la surface est nommée sorption). Ainsi, la sorption peut être définie comme étant le processus à travers lequel des ions de la solution s'accumulent à la surface du solide. Il n'y a pas d'interaction des agents mobiles (*particules*) entre eux. En revanche l'interaction entre le polluant (agents mobiles *particules*) et le milieu poreux (agents statiques *patches*) est modélisée par le biais d'un coefficient de retard R . Le transfert d'un polluant n'est pas conservatif (il se dégrade) et il est réactif (il a des échanges avec la matrice solide du milieu poreux).

La réaction d'un soluté avec le milieu regroupe un ensemble de processus physico-chimiques qui retiennent le soluté sur les grains solides du milieu poreux. Parmi ces réactions on peut citer les échanges cationiques (les ions positivement chargés qui viennent en contact avec des surfaces négatives, des argiles par exemple) et les réactions chimiques (précipitation, dissolution, oxydoréduction). Dans le cas le plus simple et le plus fréquent, ces réactions sont considérées comme instantanées et réversibles. Cela signifie que les cinétiques de réactions sont très rapides et de même ordre de grandeur entre soluté et solide. Il apparaît dans ce cas un retard du soluté par rapport à un traceur non réactif. Contrairement au coefficient de partition sol/eau des polluants organiques qui dépend principalement de la teneur en matière organique, la détermination de K_d pour les métaux lourds et composés inorganiques dépend des conditions du milieu, et en priorité du pH. Des relations d'ajustement de K_d en fonction des propriétés du sol ont été établies par traitement statistique de données issues de la littérature. Concernant le coefficient de distribution K_d : la bibliographie montre que les valeurs mesurées varient souvent d'un facteur 100, parfois 10000. Il faut donc préalablement à toute étude déterminer une plage de variation raisonnable du coefficient K_D c'est-à-dire choisir les valeurs les plus raisonnables possibles en accord avec la bibliographie, ou mieux se procurer des valeurs expérimentales correspondant au terrain étudié. Les coefficients de retard sont estimés en divisant la vitesse d'écoulement moyenne de l'eau (V_e) par la vitesse de transfert de la substance polluante (V_p) :

$$R_f = \frac{V_e}{V_p} \quad (5.5)$$

En zone saturée, R_f est déduit de la valeur de K_d selon la relation ci-dessous

$$R_f = 1 + \left(\frac{\rho_b \cdot k_d}{n_e} \right) \quad (5.6)$$

R_f = Facteur de retard (-);

K_d = Coefficient de partition sol/eau (ml/g) ;

ρ_b = Densité apparente (g/cm³)

n_e = Porosité efficace (-).

En zone non saturée, R_f est déduit de la valeur de K_d selon la relation ci-dessous

$$R_f = 1 + \left(\frac{\rho_b \cdot k_d}{\theta_v} \right) \quad (5.7)$$

Avec :

R_f = Facteur de retard (-) ;

K_d = Coefficient de partition sol/eau (ml/g) ;

ρ_b = Densité apparente (g/cm³);

θ_v = Teneur volumique en eau moyenne (ml/ml).

Remarques : Inversement le paramètre K_d peut être calculé à partir de la valeur mesurée de R_f (essai en colonne).

Avec l'introduction du facteur du retard l'équation de transport prend la forme suivante : (Formule 5.3)

$$\frac{C(x, t)}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{x - (v/R)t}{\sqrt{(4Dt/R)}} \right) + \exp \left(\frac{vx}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{x + t(v/R)}{\sqrt{(4Dt/R)}} \right) \right]$$

5.4.2.1. Source de captage se trouvant à une distance de 200 m de la décharge

K=	2,6	m/j	C₀ =	500	μg/L	K_d =	3	ml/g
i =	0,005	m/m	α_x=	40,044	m	R_f =	6,0	
n =	0,30	(décimal)	D* =	9E-05	m ² /j			
V_x=	0,04	m/j	D_x=	1,73	m ² /j			

t (jour)	C/C_0	erfc	C (mg/l)
1	0,0	0,000	0
400	0,0	0,000	0
800	0,0	0,000	0
1200	0,0	0,000	0
1600	0,0	0,000	0
2000	0,0	0,000	0
2400	0,0	0,000	0
2800	0,0	0,000	0
3200	0,0	0,000	0,009
3600	0,0001	0,000	0,033
4000	0,0002	0,000	0,091
4400	0,0004	0,001	0,208
4800	0,0008	0,002	0,416
5200	0,001	0,003	0,748
5600	0,002	0,005	1,239
6000	0,004	0,008	1,920
6400	0,006	0,011	2,822
6800	0,008	0,016	3,966
7200	0,011	0,021	5,371
7600	0,014	0,028	7,049
8000	0,018	0,036	9,008

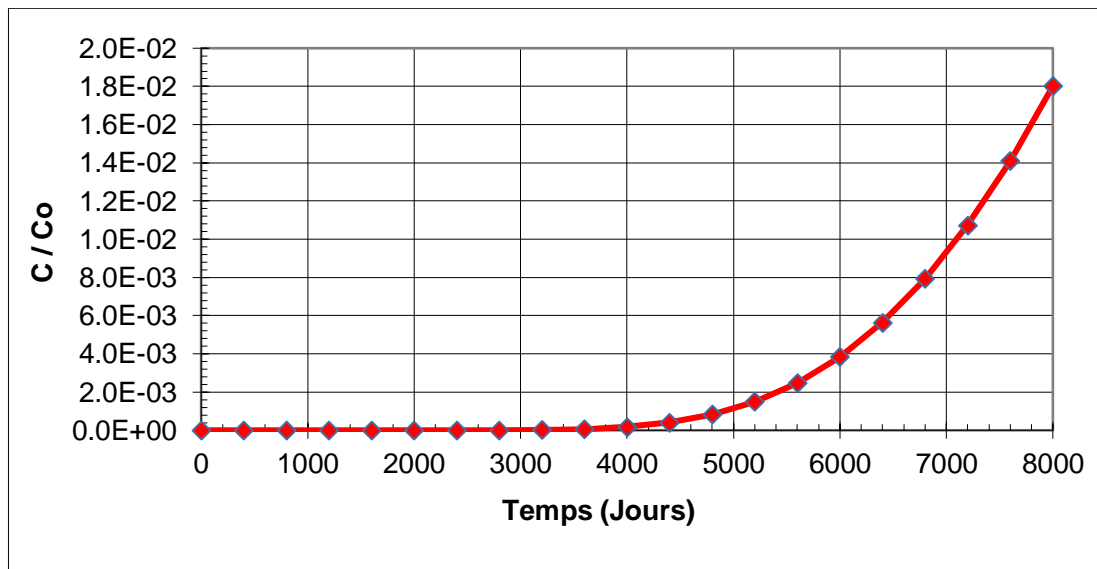


Figure (5.5) : L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 200 m de la source de captage et avec retardation

5.4.2.2. Source de captage se trouvant à une distance de 500 m de la décharge

K =	2,6	m/j	C₀ =	500	µg/L	K_d =	3	ml/g
i =	0,005	m/m	α_x =	152,592875	m	R_f =	6,0	
n =	0,30	(décimal)	D* =	9E-05	m ² /j			
v_x =	0,04	m/j	D_x =	6,59	m ² /j			

t (jour)	C/C ₀	erfc	C (mg/l)
1	0,0	0,000	0
400	0,0	0,000	0
800	0,0	0,000	0
1200	0,0	0,000	0
1600	0,0	0,000	0
2000	0,0	0,000	0
2400	0,0	0,000	0
2800	0,0	0,000	0
3200	0,0	0,000	0
3600	0,0	0,000	0
4000	0,0	0,000	0
4400	0,0	0,000	0
4800	0,0	0,000	0
5200	0,0	0,000	0
5600	0,00002	0,000	0,009
6000	0,00003	0,000	0,017
6400	0,00006	0,000	0,032
6800	0,0001	0,000	0,056
7200	0,0002	0,000	0,092
7600	0,0003	0,001	0,142
8000	0,0004	0,001	0,212

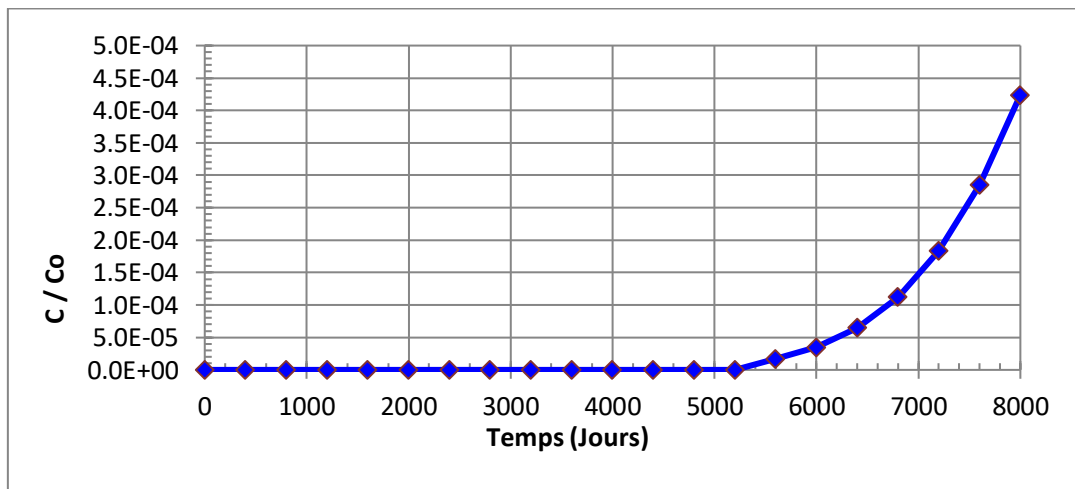


Figure (5.6) : L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 500m de la source de captage et avec retardation

5.4.2.3. Source de captage se trouvant à une distance de 1000 m de la décharge

K =	3	m/j	C₀ =	500	µg/L	K_d =	3	ml/g
i =	0,005	m/m	α_x =	419,796	m	R_f =	6	
n =	0,30	(décimal)	D* =	9E-05	m ² /j			
v_x =	0,04	m/j	D_x =	18,14	m ² /j			

t (jour)	C/C ₀	erfc	C (mg/l)
1	0,0	0,000	0
400	0,0	0,000	0
800	0,0	0,000	0
1200	0,0	0,000	0
1600	0,0	0,000	0
2000	0,0	0,000	0
2400	0,0	0,000	0
2800	0,0	0,000	0
3200	0,0	0,000	0
3600	0,0	0,000	0
4000	0,0	0,000	0
4400	0,0	0,000	0
4800	0,0	0,000	0
5200	0,0	0,000	0
5600	0,0	0,000	0
6000	0,0	0,000	0
6400	0,00	0,000	0
6800	0,00	0,000	0
7200	0,00	0,000	0
7600	0,000013	0,000	0,007
8000	0,000023	0,000	0,011

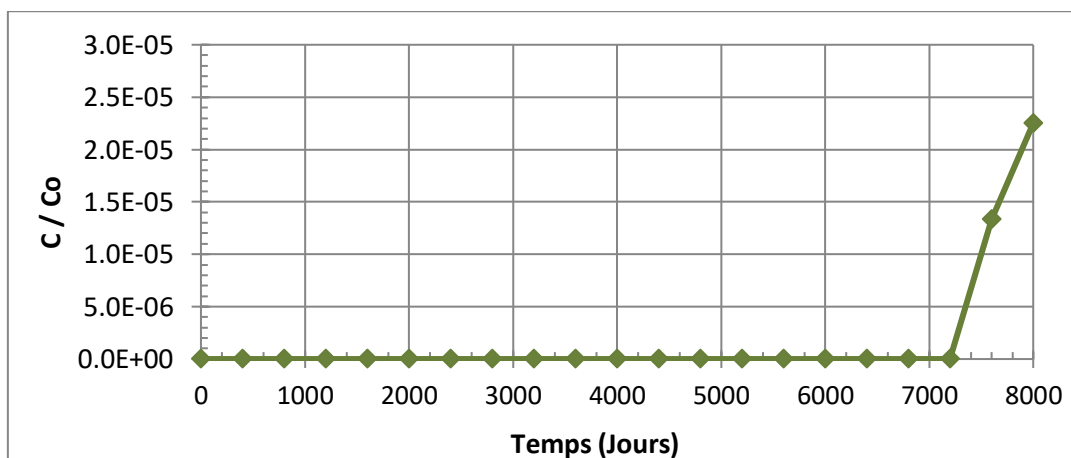


Figure (5.7) : L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 1000m de la source de captage et avec retardation

5.4.2.4. Confrontation des résultats et interprétation

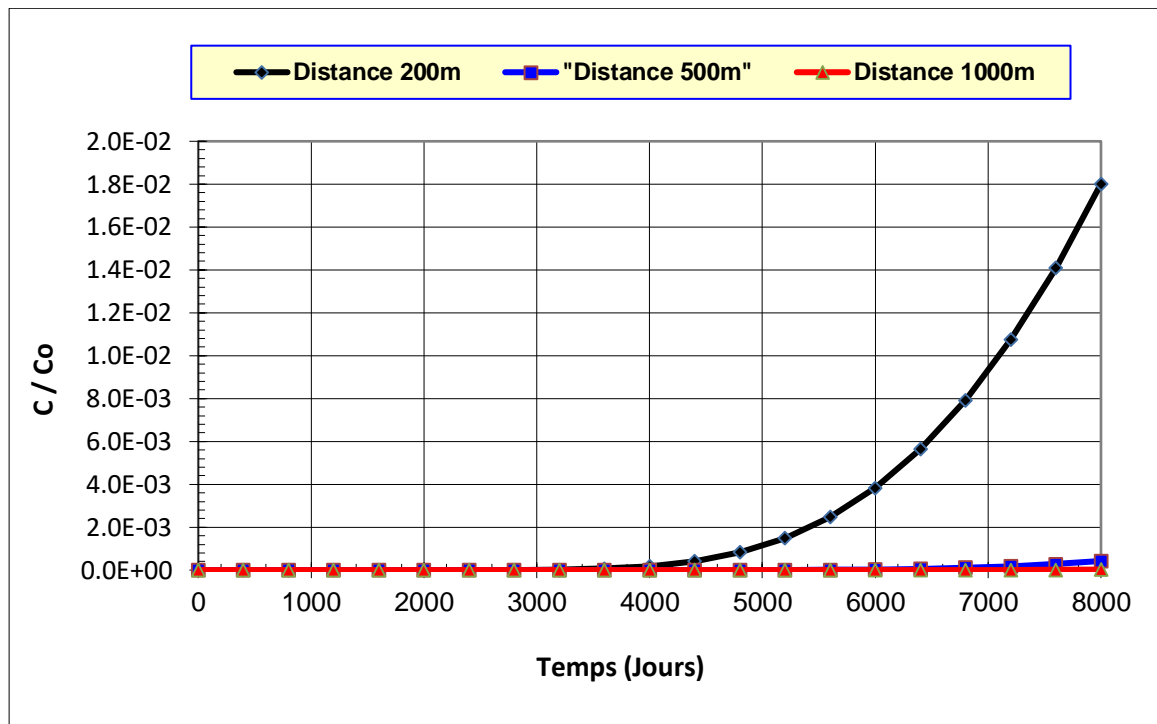


Figure (5.8) : L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) pour les distances 200, 500 et 1000m de la source de captage et avec retardation

- Distance 200m : Les concentrations du Cadmium sont approximativement nulles et ce de $t=1j$ à $t=2800j$, et supérieures à la norme d'eau potable de $t=3200j$ à $t=8000j$ (ces concentrations sont de 0,09 à 9mg/l). Par conséquent la contamination la source est certaine au-delà de 2800j.
- Distance 500m : Les concentrations du Cadmium sont quasiment nulles (pas de contamination de $t=1j$ à $t=5200j$). De $t=5600j$ à $t=8000j$, on peut constater l'apparition de quelques traces de Cadmium, cependant ces traces demeurent supérieures à la norme, par conséquent la source est surjetée au risque d'une contamination.
- Distance 1000m : Les concentrations du Cadmium sont nulles jusqu'à atteindre $t=7600j$, au-delà de $t=7600j$ et jusqu'à atteindre $t=8000j$ on constate uniquement des traces de Cadmium (de 0,007 à 0,011mg/l), ces dernières restent, par ailleurs, au-dessous de la norme. Par conséquent, la source va être contaminée au cours du temps.

5.4.4.1. Comparaison des résultats de la concentration du Cadmium aux normes d'eau potable pour les cas avec et sans retardation

Dans ce qui suit, il s'agit d'entreprendre une comparaison des résultats de la simulation pour les cas sans et avec retardation, et ce pour la même distance, en l'occurrence, 200 m de la source de captage. Cette démarche est illustrée par la figure suivante :

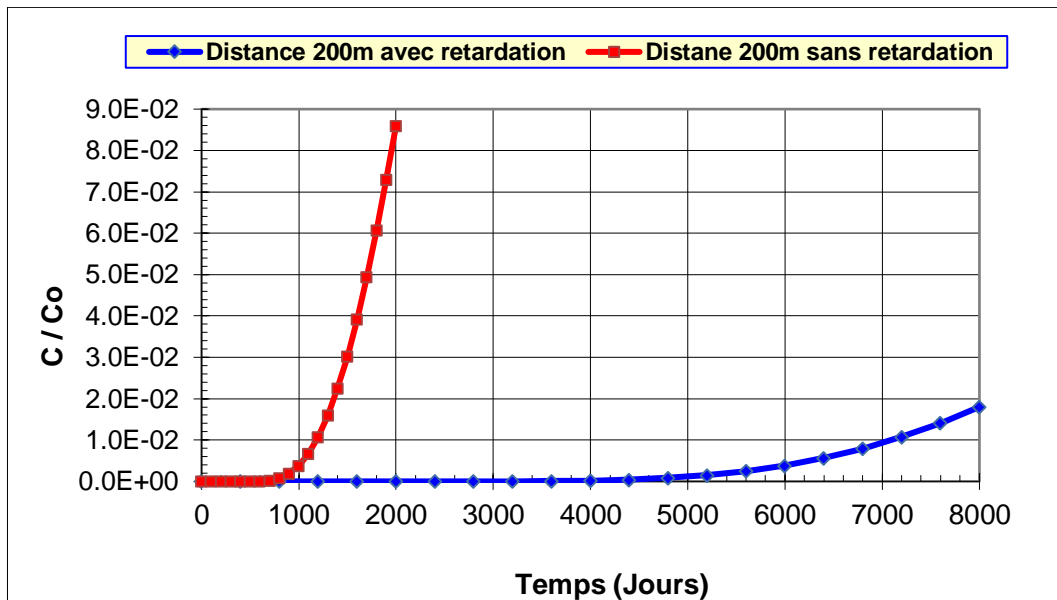


Figure (5.9) : L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) pour la distance 200m sans et avec retardation

A partir de la figure (5.9), on peut aisément remarquer que la concentration du cadmium obtenue dans le cas où ne tient pas compte de l'effet de retard est significativement supérieure à celle obtenue lorsque l'effet de retard est considéré. Cet état des lieux confirme l'effet, que le coefficient divise les vitesses et donc les coefficients de dispersion et agit ainsi comme une résistance au déplacement dans le milieu poreux.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion générale

Conclusion et recommandations

Dans le cadre de ce travail, il a été question d'évaluer l'impact généré par le cadmium issu du lixiviat d'une décharge non-contrôlée sur une source de captage située à des différentes distances par rapport à cette décharge. En d'autres termes, il s'agit d'estimer la concentration moyenne dans un aquifère situé à l'aplomb d'un site de stockage, et le flux polluant à l'interface entre le fond de la décharge et l'aquifère. Après une présentation de la problématique en introduction, et aperçu sur la pollution en premier chapitre, l'ensemble de notions de bases sur le transport en milieu poreux sont présentées. Nous avons exposé la classification des échelles, les mécanismes de transport inerte et réactif en milieux poreux, les différents processus qui affectent le transport des éléments en solution, leurs conséquences sur le transport et leurs description mathématique, et enfin nous avons décrit également les outils quantitatifs disponibles pour décrire le transport de soluté.

Le développement du modèle mathématique des équations du transport du soluté, en l'occurrence le cadmium, interagissant avec le milieu poreux et leurs solutions analytiques ont été également présenté. Ayant réuni tous les éléments nécessaires pour la simulation du transport, l'étude d'un cas hypothétique est présentée au dernier chapitre des résultats obtenus après l'exécution du calcul que nous avons développé sur Excel.

La problématique nécessite une approche très pluridisciplinaire, comme toutes les sciences de l'environnement en général. Si de nombreux spécialistes de l'hydrogéologie, de la géochimie et de la bio-physico-chimie maîtrisent bien des aspects particuliers du domaine d'étude, leur association dans une approche commune est indispensable globale. La collaboration avec des numériciens ou des informaticiens est certainement encore plus enrichissante. En se rappelant que modéliser c'est d'abord hiérarchiser les phénomènes régissant une réalité complexe (examen des connaissances existantes, écritures des phénomènes sous forme d'équations mathématiques, résolution et validation), nous pouvons faire les propositions d'études suivantes :

- ➡ L'évaluation de la pollution des sols étant une approche relativement nouvelle, il nous paraît important de rester pragmatique dans un premier temps et de recenser les connaissances déjà acquises. Ce recensement pourrait faire l'objet de la création d'une base de données concernant :
 - ▶ Les interactions polluants/sols afin de répondre aux questions : quel est le devenir d'un polluant dans un sol donné ? Au bout de combien de temps le

Conclusion générale

polluant examiné sera-t-il dégradé naturellement ? Le sol peut-il être réutilisable et quand ?

- ▶ Les polluants types générés par les différentes catégories d'industrie, dans le but de cerner au mieux les recherches de polluants lors d'une évaluation de site.

Cette base de données ne saurait voir le jour sans une participation active des différents acteurs du domaine :

- Mise en œuvre de calculs couplant les différentes approches (géologiques, chimiques, physiques, biologiques...), ce qui entraîne la participation d'équipes pluridisciplinaires ou un rapprochement de différentes équipes de recherche. Cette intégration favoriserait une vision globale des phénomènes afin de se rapprocher le plus possible de la réalité,
- Avant d'utiliser tout modèle, il est nécessaire d'améliorer la méthodologie d'acquisition des données afin de représenter au mieux le site à étudier, cette amélioration passant par un recensement des connaissances sur les sols et les sous-sols après discussion avec des géologues, hydrogéologues, utilisateurs des sites... Ce recensement pourrait aboutir à la création de cartes en 3D. La gestion des données par un Système d'Information Géographique servirait à paramétrer les modèles et à analyser dans l'espace les résultats de simulation,
- Les paramètres d'entrée avec quelle précision ? La réponse à cette question pourrait être faite en étudiant la sensibilité des modèles aux différents paramètres d'entrée et la hiérarchisation des paramètres clés.
- Une étude comparative des qualités et limites de quelques logiciels commerciaux peut être utile à condition de pouvoir obtenir les éléments objectifs de la validation des simulations,
- Des études particulières, en laboratoire, à savoir des essais sur colonnes peuvent être d'un grand apport.

L'organisation de la gestion des déchets solide urbains est avant tout une responsabilité public, elle nécessite une volonté sur tous les différents niveaux (tri, collecte, ramassage, traitement valorisation, élimination) et l'application des réglementations 'ainsi la participation des citoyens jouent un rôle indispensable pour le succès d'une stratégie de réduction de ces déchets.

Conclusion générale

Afin d'adopter des solutions à ce problème liée à la prolifération des décharges sauvages et leurs méfaits sur l'environnement et la santé humaine, des actions devraient être engagées pour remédier aux insuffisances constatées dans ce côté

Et pour cela, on a pu élaborer les recommandations suivantes :

- ✓ Le renforcement des moyens humains et matériels par la mise en place d'un plan de collecte adéquat aux matériel mécaniques modernes pour faciliter le travail de nettoyage en évitant les obstacles inutiles sur les voies publiques.
- ✓ L'adoption d'un procédé de traitement des déchets qui convient au type et à la quantité produite par la commune. Il convient aussi de développer des méthodes de valorisation telle que le recyclage et la valorisation susceptibles d'extraire la matière et l'énergie qu'ils contiennent, ce qui permet, par ailleurs, de réduire la quantité de déchets destinés à l'élimination finale.
- ✓ Le tri et la collecte sélective sont une manière de faire participer les citoyens à la gestion des déchets qu'ils produisent. Pour cela un centre de tri doit être réalisé en le renforçant par un système de tri sélectif chez les ménages voir demander une taxe qui peut être introduite dans l'une des factures de l'électricité ou celle de l'eau, celle-ci permettra la réalisation par la commune des bacs en plastiques de différentes couleurs pour différents types d'ordures ménagères en vue de les trier dès la source .
- ✓ Appliquer un programme destiné à éradiquer les décharges incontrôlées (sauvages) et à aménager des CET et de mise en décharge d'abord au niveau des grandes villes, ensuite à celui des villes moyennes.

L'absence de traitement de l'eau distribuée depuis le captage d'alimentation en eau potable et son emplacement du centre de stockage, pourrait être une solution envisageable.

Concernant l'absence de traitement de l'eau souterraine, il faut savoir que l'eau d'un captage d'une source souterraine est en générale seulement désinfectée. Cet état des lieux implique la réalisation des analyses pour s'assurer de la qualité de l'eau distribuée.

Des réseaux de surveillance doivent donc être définis au droit des installations de stockage. Les programmes de surveillance mis en place au droit des centres de stockages ont pour objet :

- La détermination de la qualité du milieu ambiant,
- La détection d'éventuelles fuites et de prévenir la survenue des problèmes.

Conclusion générale

Le lixiviat est le liquide résiduel engendré par la percolation de l'eau et des liquides à travers une zone de stockage de déchets, de produits chimiques ou tout simplement un sol contaminé par des polluants. Les lixiviats doivent donc faire l'objet de mesures de contrôle, de collecte et de dépollution. Des dispositifs d'imperméabilisation réduisent le risque de lixiviation et les quantités de lixiviat, tandis qu'un réseau drainant collecte les liquides de percolation. Les lixiviats sont ensuite recyclés (cas du compostage) ou retraités, localement ou dans une station d'épuration.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUE

Références bibliographiques

Abderezak, S, 2001 : Gestion des déchets solide en Algérie, séminaire international sur << la gestion intégrée des déchets >>, Alger, édition ministère de L'aménagement du territoire et de l'environnement.

Abanades S (2001). Comportement des métaux lourds dans les procédés d'incinération de déchets ménagers (Thèse de doctorat, Université de Perpignan).

ADEME, 2005. Remise en état des décharges : Méthodes et Techniques, ADEME Editions.

ADEME, 2009b. Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères, Résultats année 2007

ADEME ,1999. Les installations de stockage de déchets des ordures ménagers : technique et recommandation, ADEME édition, paris, 1999.**106p**

ADEME, 2006, Guide d'Expertise des décharges dans les pays en développement (PED).

AFNOR. Déchets. Guide d'élaboration de procédures d'échantillonnage XPX 30 – 411. Paris : AFNOR, Février 1996, 12 Pages.

AFNOR – EN 12457 – 2 (2002). " Mise en décharge - Caractérisation".

AFNOR (1997). Recueil des normes AFNOR. Qualité de l'eau, méthodes d'analyses (4 tomes) 2 ème édition, Eds AFNOR.

AFNOR (2002). Recueil des normes AFNOR. Mise en décharge des déchets, caractérisation. Eds Afnor

BRGM, 2005a. Approches internationales en matière d'évaluation des risques sur les sites pollués : le cas du Canada. Rapport final BRGM/RP-53626-FR.

BRGM, 2005b. Evaluation des risques issus des sites pollués : réglementation et pratiques dans 16 pays européens. Rapport final BRGM/RP-53716-FR.

Bear, J. (1972). Dynamics of fluids in porous media Academic press, New York and London.

Références bibliographiques

Bear J., (1979). Hydraulics of groundwater, Mc Graw Hill series in water resources and environmental engineering, 567 pages.

Billard (2001a). Centres de stockage des déchets : Impacts et prospective, Technique de l'ingénieur, Traité environnement, G2, 11 pages.

Billard (2001b). Centre de stockage des déchets : Exploitation, Technique de l'ingénieur, Traité environnement, G2 102. 22pages.

Billard (2001C). Centre de stockage des déchets : Conception, Technique de l'ingénieur, Traité environnement, G2 101. 16 pages.

Bolt, G. H. (1967). "Cation-exchange equations used in soil science - A review." Netherland Journal of Agricultural Science **15**: 81-103.

Bolt, G.H., de Boodt, F., Hayes, M.H.B., McBride, B., de Strooper, E.B.A., 1990. Interactions at the Soil Colloid: Soil Solution Interface. Springer Netherlands.

Bolt, G.H., Van Riemsdijk, W.H., 1982. Ion Adsorption on Inorganic Variable Charge Constituents, in: Bolt, G.H. (Ed.), Soil Chemistry part B. Physico-chemical Models, 2nd ed. Elsevier, Amsterdam, pp. 459-504.

De Marsily G. (1986) Quantitative Hydrology, Academie press, Orlando, Florida, USA.

De Marsily G. (1996) : HYDROGEOLOGIE comprendre et estimer les écoulements souterrains et le transport des polluants. Paris, Ecoles des Mines. 236 pages.

De Marsily G. (2004) - Cours d'hydrogéologie, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 226p

Domenico P.A. and Robbins GA (1985). A new method of contaminant plume analysis. *Ground Water* **23(4)**: 476-485.

Domenico P.A. (1987). An analytical model for multidimensional transport of decaying contaminant species. *Journal of Hydrology* **91**: 49-58.

Domenico P.A. and Schwartz F.W. (1996), Physical and Chemical Hydrogeology, 2nd ed. New York, John Wiley and Sons, 824p

Références bibliographiques

Domenico, P.A., Schwartz, F.W., 1998. Physical and Chemical Hydrogeology (2nd ed.). John Wiley & Sons, New York, USA.

Fetter, C. W. (1999). *Contaminant Hydrogeology*. London, UK: Prentice Hall.

Fetter, C. (2001). *Applied Hydrogeology (4th ed.)*. Prentice-Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Freeze, R. & Cherry, J. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall of Canada, Toronto

Gelhar, L. W., Welty, C. & Rehfeldt, K. R. (1992). A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*, 28(7), 1955-1974.

Guyonnet D, (1988) .Approche mathématique de l'impact des sites contaminés sur les eaux souterraines dans un contexte de risque, thèse à l'école polytechnique fédérale de Lausanne

Guyonnet D, Seguin J.J., Come B., (1997). Solution analytiques pour l'évaluation simplifiée de l'impact des sites de stockage de déchets sur les eaux souterraines, DECHETS Sciences et Technique N° 5, pp9-10.

Ismail A.R. (2008). Caractérisation et Traitement des lixiviats générés par les déchets du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet.Mémoire de fin d'étude, Ecole polytechnique.

JORADP N° 77, du 15 Décembre 2001. Loi N°01-19 du 12 Décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets. P 7.

JORADP N°66, du 16 décembre 1984. Décret n° 84 – 378 du 15 décembre 1984 fixant les conditions de nettoyage, d'enlèvement et du traitement des déchets solides Urbains. P15.

Jury W.A. And Roth K., 1990. Transfer Functions and Solute Movement Through Soil: Theory And Applications. Birkhäuser, Basel, Switzerland.

Jury W.A., Sposito G., White R.E., 1986. A Transfert Function Model Of Solute Transport Through Soil..Fundamental Concepts. *Water Resour. Res.* 22(2), 243-247.

Références bibliographiques

LAIBA.M, LIBAN. H, « impact des lixiviats de débris de démolition sur les eaux souterraines », mémoire de master, Université M'Hamed Bougara de Boumerdes, 2006/2007. Gestion des ménagers et déchets des voiries dans la commune de Chleff (code MEF- 210).2006-2007.

Loudjani, F. 2008. Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagère et assimilés, ministère de l'aménagement du territoire de l'environnement et du tourisme, Algérie MATET.

Matejka G., Kehila Y (2007). Conditions d'enfouissement des déchets Urbains en Algérie. Projet CMEP - TASSILA 06 MDU – 682. Rapport intermédiaire, 39 pages

Mermoud A. (1982) - Contribution _a l'Etude des Transferts Simultanés d'Eau et de Solut_e en Milieu Poreux. Thèse de Doctorat, Ecole Polytechnique de Lausanne.

Musy, A. (2005). Hydrologie générale (cours sur internet). École Polytechnique Fédérale de Lausanne. 2011, tiré de <http://hydram.epfl.ch/e-drologie/>.

Ogata, A., and Banks, R. B. (1961). "A solution of the differential equation of longitudinal dispersion in porous media." *U. S. Geological Survey Professional Paper 411-A*, A1-A9.

Pallud, C. (2000). Etude multi-échelles du fonctionnement hydrodynamique et microbiologique d'un sol soumis à un apport de solutés : application à l'ammonium et au 2,4- D. Grenoble, Université Joseph Fourier - Grenoble I.

Rowe, R.K. 1987. Pollution transport through barriers. In: *Geotechnical Practice for Waste Disposal (Ed. Woods, R.D.)*. American Society of Civil Engineers Special Publication 13, 159- 181. Reston, Virginia.

Rowe, R.K. 1994. Diffusive transport of pollutants through clay liners. In: Christensen, T.H.,

Cossu, R., and Stegmann, R. (Eds.), 1994. *Landfilling of Waste Barriers*. 219-246. Spon Press, London.

Rowe, R.K. 1994. Diffusive transport of pollutants through clay liners. In: Christensen, T.H.,

Références bibliographiques

Sposito, G. (1989). The chemistry of soils. New York, Oxford University Press Inc.

TABET - AOUL. (2001). Type de Traitement des déchets solides Urbains : Evaluation des coûts et impacts sur l'environnement. Revue. Energ.Ran / Production et Valorisation - Biomasse, P 93 -98.

TABOUCOUNT (R). (2000). Traitement des lixiviats du CET d'Ouled Fayet par la combinaison des procédés boues activées et oxydation Fanton. Mémoire de fin d'étude Ecole polytechnique.

Van Genuchten, M. Th., J. M. Dawson, And P. J. WeirengA, (1974). An evaluation of kinetic and equilibrium equations for the prediction of pesticide movement in porous media. Soil Sci. Soc. Am. Proc. **38:29-35.**

Van Genuchten M.Th. and Wierenga P.J., 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media I. Analytical solutions. Soil. Sci. Soc. Am. J. 40 (4), 473-480.

Van Genuchten, M. T. (1982): Analytical Solutions of the one-dimensional convective dispersive solute transport equation. Washington DC, Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture.

Vervoort, R.W., and S.R. Cattle. 2003. Linking hydraulic conductivity and Tortuosity parameters to pore space geometry and pore-size distribution. J. Hydrol. 272(1-4): 36-49.

Textes réglementaires Algériens

Loi n° 06 - 06 du 21 Moharram 1427 correspondant au 20 février 2006 portant loi d'orientation de la ville.

Loi n° 01 – 19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre relative à la gestion au contrôle et à l'élimination des déchets.

Loi n° 01 – 20 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre 2001 relative à l'aménagement et au développement durable du Territoire.

Loi n° 02 – 08 du 25 Safar 1423 correspondant au 8 mai 2002 relative aux conditions de création des villes nouvelles et de leur aménagement.

Loi n° 03 – 10 du 19 Joumada ElOula 1424 correspondant au 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.

Références bibliographiques

Loi n° 83 – 03 du 5 février 1983 relative à la protection de l'environnement.

Textes réglementaires Français :

Directives n° 99 / 31 : CE du 26 avril 1999, concernant la mise en décharge des déchets (JOCE L 182 du 16 juillet 1999, JOCE L 282 du 5 novembre 1999). 19 pages.

Arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux installations de stockage des déchets ménagères et assimilés (JO du 2 octobre 1997), modifié par l'arrêté du 31 décembre 2001 (JO du 2 mars 2002), modifié par l'arrêté du 3 avril 2002 (JO du 19 avril 2002), 27 pages.

Webographie

<http://dspace.univ-tlemcen.dz/bitstream/>

<http://www.univ-bejaia.dz/dspace/bitstream/handle/>

LISTE DES ABRÉVIATIONS

Liste des abréviations

AFNOR : Association Française de NORmalisation

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

JORADP : Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economiques

DIS : Déchets Industriels spéciaux

DDD : Déchets Dangereux Diffus

DTQD : Déchets Toxiques en Quantité Dispersées

DDM : Les Déchets Dangereux des Ménages

DMS : Déchets Ménagers Spéciaux

PME : Petites et Moyennes Entreprises

PMI : Petites et Moyennes Industries

SNAT : Schéma National d'Aménagement du Territoire

CND : Cadastre National des Déchets Spéciaux

CHU : Centre Hospitalier Universitaire

CET : Centre d'Enfouissement Technique

CSD : Centre de Stockage des Déchets

PEHD : Polyéthylène à Haute Densité

VER : Volume Elémentaire Représentatif

EVR : Elément de Volume Représentatif

pH : Potentiel Hydrogène

LISTE DES FIGURES

Liste des figures

Figure	Titre	Page
Figure (1.1)	Types de pollutions	5
Figure (1.2)	Pollution diffuse (épandages d'engrais ou de pesticides)	6
Figure (1.3)	Pollution ponctuelle	7
Figure (1.4)	Enfouissement sur des matériaux poreux	7
Figure (1.5)	Enfouissement sur roche fracturée	8
Figure (1.6)	Influence de la non-homogénéité du fond	8
Figure (1.7)	Enfouissement dans les argiles	8
Figure (1.8)	Pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe	10
Figure (1.9)	Pollution par un produit plus léger que l'eau et qui atteint la nappe	10
Figure (1.10)	Pollution de la nappe par un produit plus lourd que l'eau	11
Figure (2.1)	Décharge classique ou incontrôlée	21
Figure (2.2)	Une décharge contrôlée	22
Figure (2.3)	Un Centre d'Enfouissement Technique	23
Figure (2.4)	Principe d'un CET	24
Figure (2.5)	Classification des centres d'enfouissement techniques (CET) en fonction de la perméabilité du sol	24
Figure (2.6)	Schéma du principe de fonctionnement d'un CET de classe 2	25
Figure (2.7)	Processus de production des lixiviats	26
Figure (3.1)	Représentation simplifiée d'un milieu poreux non saturé en eau	28
Figure (3.2)	Matrice solide et espace poreux	29
Figure (3.3)	Représentation d'un milieu poreux	29
Figure (3.4)	Isotropie (a) et anisotropie (b, c, d). Homogénéité (b, c) et hétérogénéité (d).	30
Figure (3.5)	Volume élémentaire d'un milieu poreux	31
Figure (3.6)	Changement d'échelle	32
Figure (3.7)	Illustration des vitesses définies à l'échelle de l'EVR : Différence entre vitesse de pore v et vitesse « fictive » de Darcy q	33
Figure (3.8)	Définition des porosités	34
Figure (3.9)	Définition de la tortuosité	38
Figure (3.10)	Illustration de l'effet de la diminution de la teneur en eau sur la tortuosité des chemins fluides	38

Liste des figures

Figure (3.11)	Courbe schématique reliant la vitesse de Darcy au gradient de charge hydraulique. (Extrait de Bear, 1979)	41
Figure (4.1)	Quelques phénomènes physico-chimiques	45
Figure (4.2)	Les processus de transport dans une décharge	45
Figure (4.3)	Les processus qui gouvernent le transfert et le transport des contaminants	46
Figure (4.4)	Schéma du flux	48
Figure (4.5)	Hétérogénéité du champ d'écoulement à l'échelle microscopique	50
Figure (4.6)	Le phénomène de Diffusion	52
Figure (4.7)	La diffusion	53
Figure (4.8)	Régime d'écoulement	56
Figure (4.9)	Evolution du coefficient de dispersion hydrodynamique D en fonction de la valeur du nombre de Péclet ($P_e = \frac{u\Delta x}{D}$)	57
Figure (4.10)	Comparaison des mécanismes de transfert (Rowe 1995)	58
Figure (4.11)	Types de modèles d'adsorption	60
Figure (5.1)	L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 200m de la source de captage	72
Figure (5.2)	L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 500m de la source de captage	73
Figure (5.3)	L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 1000m de la source de captage	74
Figure (5.4)	L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) pour les distances 200, 500 et 1000m de la source de captage	74
Figure (5.5)	L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 200m de la source de captage et avec retardation	78
Figure (5.6)	L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 500m de la source de captage et avec retardation	79
Figure (5.7)	L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) à une distance 1000m de la source de captage et avec retardation	80
Figure (5.8)	L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) pour les distances 200, 500 et 1000m de la source de captage et avec retardation	81
Figure (5.9)	L'évolution des concentrations relatives (c/c_0) pour la distance 200m sans et avec retardation	82

LISTE DES TABLEAUX

Liste des tableaux

Tableau	Titre	Page
Tableau (1.1)	Activités et Polluants générés	9
Tableau (2.1)	Les critères de dangerosité d'un déchet	17
Tableau (2.2)	Exemples de déchets dangereux diffus	18
Tableau (2.3)	Composition des ordures ménagères dans des villes algériennes	19
Tableau (3.1)	Valeurs de la perméabilité pour différents sols	35
Tableau (4.1)	Coefficients de diffusion moléculaire pour plusieurs éléments	55
Tableau (4.2)	La fonction erreur	63