



MÉMOIRE

En vue de l'obtention du

Présenté et Soutenu par :
BELAIDI Samia

Intitulé
**Approche Numérique de la Dispersion Spatiale
d'une Charge Polluante dans un Aquifère**

Diplôme de Master

Spécialité : Hydrogéologie

Soutenu le : 06 / 10 / 2020

Devant le jury composé de :

MEDDAH	Amar	MCA	Président
TALHI.	Abdelkrim	MCA	Examineur
HAMI	Khelifa	MCA	Encadreur

Année Universitaire 20 19 / 20 20

Dédicace :

Grace à Dieu Tout-Puissant qui accorde le succès et m'aide à terminer cette recherche

je dédie ce travail à mes Très chers parents

À ma mère, l'ange le plus cher du cœur qui m'accordait le droit de prendre soin, à mon bien et à ma force et à mon refuge après Dieu dans l'adversité, et son appel était pour moi de me réconcilier, je me suis suivi pas à pas dans mon travail, à la source de la tendresse et de l'ceil dont j'ai été patient pour tout ce qui a été récompensé pour moi la meilleure récompense dans les deux maisons.

À mon cher père, qui a regardé mon éducation avec de grands sacrifices, à celui qui a récolté des épines sur mon chemin pour m'ouvrir la voie de la connaissance à ceux qui portent son nom avec une grande fierté, j'espère que Dieu prolongera votre vie pour voir les fruits dont la récolte est arrivée après une longue attente et vos paroles resteront les étoiles qui les guideront aujourd'hui, demain et pour toujours

À mes frères; Ceux qui ont eu un grand impact sur de nombreux obstacles et difficultés.

À tous mes chers professeurs. Ceux qui n'ont pas hésité à me tendre la main à ceux qui ont transmis le message le plus saint de la vie à ceux qui nous ont ouvert la voie à connaître et à connaître, car ce sont les plus hauts versets de gratitude, de gratitude, d'appréciation et d'amour

À mes amis dont je témoigne qu'ils sont les compagnons du oui dans tous les domaines et tous ceux qui se sont tenus à mes côtés et m'ont aidé dans toutes leurs possessions, et à plusieurs niveaux

À tous ceux qui ont contribué à ce travail de près ou de loin

Je vous dédie cette recherche et j'espère qu'elle vous satisfera.

Remerciement

Un remerciement sans fin, surtout, est le Dieu le plus puissant qui m'a rempli des bienfaits de l'islam et de la science. Et cela m'a donné la force et la patience de pouvoir accomplir cet humble travail.

Je voudrais également saisir cette occasion pour adresser mes remerciements les plus profonds et mes remerciements les plus sincères à: Mon parent et leur soutien continu dans tous les aspects

Je voudrais également adresser mes sincères remerciements au Dr. Hami Khalifa, maître de conférences au Centre Université Ali Kafi de Tindouf, pour sa présentation de ce sujet intéressant, pour m'avoir guidé tout au long de mes recherches et les efforts déployés pour développer ce travail et son succès

Je voudrais également exprimer mes sincères remerciements au Dr. MEDDAH. Amar, maître de conférences au Centre Université Ali Kafi de Tindouf, qui m'a fait l'honneur de présider le jury de ma soutenance.

Je voudrais également exprimer mes sincères remerciements au Dr. TALHI. Abdelkrim, maître de conférences au Centre Université Ali Kafi de Tindouf, d'avoir accepté d'examiner mon travail.

Tous les professeurs de ma classe TSU sont mes amis qui m'ont encouragé tout au long de mon travail. Quiconque de près ou de loin a participé à la mise en œuvre de cet humble travail pour tous, merci.

Sampa

Sommer

Remerciements	
Dédicace	
Résumé	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Introduction général	1
Chapitre I Analyse Bibliographie & Généralités sur les écoulements	
1. Etude Bibliographie	4
II.2.Généralités sur les écoulements	6
II.2.2.Découpage de différentes phases d'un hydro-gramme de crue	7
II.2.2.Bilan annuel des écoulements	8
II.2.2.1.Le coefficient d'écoulement total C_{et}	8
II.2.2.2.Le coefficient d'écoulement de surface C_{es}	8
II.2.2.3.Le coefficient de ruissellement C_r	9
II.2.3.Propriété physique de l'eau intervenant en mécanique des fluides	9
II.2.3.1.La masse volumique	10
II.2.3.2.Poids volumique	10
II.2.3.3.La viscosité	10
II.2.3.3.Compressibilité	11
II.2.3.mouvement d'un fluide	11
II.2.4.Types d'écoulement	12
II.2.4.1. L'écoulement laminaire et turbulent	13
II.2.4.2. Écoulement uniforme	13
II.2.4.3. Écoulement permanent	14
II.2.4.3.1.Écoulement quasi permanent (ou en régime quasi permanent)	15
II.2.4.3.2.Écoulement pseudo-permanent (ou en régime pseudo-permanent)	15
II.2.4.4.Écoulement transitoire	15
II.2.4.5.Écoulements tri-, bi- et unidimensionnels	15
II.2.4.6. Écoulement à potentiel de vitesses	16
II.2.5.Forces appliquées aux fluides	17
II.2.5.1. Force de volume	17
II.2.5.2. Force de pression	17
II.2.5.3. Force de viscosité ou de frottement	17
II.2.5.4.Forces d'inertie (accélération)	17
II.2.6.Équations de base de l'écoulement	18
II.2.6.1.Équation de continuité (conservation de la masse)	18
II.2.6.2.Équation de Bernoulli (conservation de l'énergie)	20

II.2.6.3. Équations de Navier-Stokes (conservation de la quantité de mouvement)	22
II.2.7. Application des équations fondamentales	22
II.2.6.Ecoulement dans une conduite cylindrique	22
II.2.6.Ecoulement entre deux plaques parallèles et immobiles	24
2.8.Équation de Darcy	26
2.8.1.Établissement de l'équation de Darcy	26
2.8.2. Analogie entre la loi de Darcy et l'écoulement dans les tubes cylindriques	28
2.8.3. Domaine de validité de la loi de Darcy	29
2.8.4.Facteurs influençant K	29
2.9. Équation de diffusivité (Laplace)	30
2.9.1.Écoulemente nappe captive	31
2.9.2. Écoulement en nappe libre	34
2.9.2. Écoulement en milieu non saturé (équation de Richards, 1931)	35
2.10. Conditions aux limites	36
2.10.1. Conditions de potentiel (conditions de Dirichlet)	36
2.10.2. Conditions de flux (conditions de Neumann)	37
2.10.2. A.les limites à flux imposé non nul	37
2.10.2. A.Les limites à flux nul	38
2.10.3. Conditions mixtes de potentiel et de flux (conditions de Cauchy ou de Fourier)	38
Conclusion	39

Chapitre II Caractérisations des aquifères & Généralité sur la pollution

II.1.Introduction	41
A. Définition d'une aquifère	41
B. Définition d'une aquifère active	41
I.1 Caractérisations des aquifères	42
I.1.1.La granulométrie	42
I.1.3. L'infiltration	42
I.1.4. La porosité	42
I.1.4.1. La porosité efficace (η_e), coefficient de porosité	42
I.1.4.2.La porosité cinématique	43
I.1.4.3. La porosité effective	43
I.1.5.Indice des vides	43
I.1.6. Coefficient de saturation S_r	43
I.1.7. La masse volumique des grains	43
I.1.8. La masse volumique sèche	44
I.1.9. Le coefficient d'emménagement	44
I.1.10. La perméabilité	44

I.1.11. La Transmissivité	45
I.2. Classification des aquifères	45
I.2.1. Aquifère à nappe libre	45
I.2.2. Aquifère à nappe captive	45
I.2.3. Aquifère à nappe semi-captive	46
I.2.4. Aquifère à nappe suspendue	46
I.2. causes et types de pollutions	46
I.2.1. Classification des pollutions	46
I.2.2. Les risques	47
I.2.3. Les causes actuelles de pollution de la biosphère	47
I.2.3.1. La production d'énergie, cause principale de pollution	47
I.2.3.2. La diversification des polluants chimiques et l'accumulation des déchets	48
I.2.3.3. Pollutions dues à l'agriculture et l'élevage intensif	48
I.2.4. Types de pollutions	48
I.2.4.1. Pollution de l'air	48
a)- Substances	49
I.2.4.1.1. Différents types de polluants de l'air.	49
A. Polluants réglementés	49
B. Composés organiques	50
B.1. Composés organiques volatiles - COV	50
B.2. Sources de Composés organiques volatiles COV	50
B.3. Produits Organiques Persistants (POP)	50
B.4. Sources potentielles de rejets des HAP	51
B.5. Métaux lourds	51
C. Effets des différentes substances	52
C.1. Effet de serre et changement climatique	52
C.2. Destruction de la couche d'ozone	52
D. Acidification, eutrophisation et photochimie	52
D.1. L'eutrophisation	52
D.2. Pluies acides	53
D.2.1. Effets sur les écosystèmes	53
D.2.2. Effets sur la santé	54
E. Différents types d'émetteurs	55
E.1. Les Sources non-anthropiques (naturelles)	55
E.2. Les Sources anthropiques	55
I.2.4.2. Pollution des eaux	55
2.1. Les Différent Type de pollution des eaux	56
2.1.1. Classification selon la répartition géographique	56

2.1.1A.Pollution ponctuelle	56
2.1.1. B. Pollution diffuse	56
2.2. Source de pollution	56
2.2.1. Pollution naturelle	56
2.2.2. Pollution atmosphérique	56
2.2.3. Pollution urbaine	57
2.2.4. Pollution industrielle	58
2.2.5. Pollution agricole	58
2.3. Principaux polluants des eaux selon le type de polluant	59
2.3.1. Pollution physique	59
2.3.2. Pollution chimique	59
2.3.3. Pollution biologique	59
2.4. Principaux polluant	60
2.4.1. Matières en suspensions (MES)	60
2.4. 1. 2. Sels minéraux	60
2.4. 1.3. Matières organiques	60
2.4. 1.4. Métaux lourds (ETM)	60
2.4. 1.5 .Pesticides	61
2.4. 1.6. Matières fertilisante	61
2.5. Conséquences de la pollution	61
2.6. Principaux facteurs influençant le comportement des contaminants	61
A. Caractéristiques physicochimiques des contaminants	61
B. Caractéristiques géralant le comportement des contaminants	61
B.1. Solubilité dans l'eau ou hydro-solubilité	62
B.2.Densité	62
B.3.Stabilité	62
2.7. Comportement des polluants par famille	62
2.7.1.Métaux et métalloïdes lourds	62
a)Origine	62
b) Principales propriétés physico-chimiques	63
2.7.1. Autres contaminants inorganiques	63
a)Origine:	63
b) Principales propriétés physico-chimiques	63
2.8. Processus qui influencent l'évolution de la pollution	64
2.8.1. Facteurs liés à la nature du sol et du sous-sol	64
a).Milieux traversés	64
a).Sol	64
a)1.Propriétés	65
a)1.1. Porosité du sol n'est pas saturée par l'eau	65

a)1.2. Texture du sol	65
a).1.3. Composition chimico-minéralogique :	65
a)1.4..Acidité du sol et son état rédox :	65
b)..Sous-sol	65
b).1.Principaux constituants	66
b).2.Propriétés	66
b).2.1. La porosité, l'hétérogénéité, la fracturation et les discontinuités	66
b).2.2. La perméabilité de la roche,	66
c).Principaux types des milieux souterrains	66
c).1.Zone non saturée	67
c).1.1.Propriétés:	67
c).2. Zone saturée	67
c).2. a). Milieux poreux	68
c).2. b). Milieux fissurés	68
c).2. c). Milieux karstiques:	68
9).Caractéristiques du milieu traversé	68
9).1. Loi de darcy	69
9).2.Perméabilité	69
9).2.a.Écoulement d'une seule phase (pollution miscible)	69
9).2.b. Écoulement deux phases (pollution miscible)	69
9).2.c. Milieu poreux saturé par plusieurs phases (pollution non miscible)	69
10).Caractéristiques physicochimiques du milieu	70
10).1.Phénomènes physico-chimiques généraux	70
10).1.1. Oxydo-réduction	70
10).1.2. Complexassions	70
10).1.2. 3. Réactions acide-base	71
10).1.2. 4. Solubilité	71
10).2.Transfère des eaux polluées	71
10).2.1. Profondeur de l'entrée	71
10).2.2. Vitesse de propagation	72
10).2.3. Intensité et la durée de la pollution	72
10).2.4. Temps de transfère des polluants	72
I.2.4.2. La pollution des sols	73
I.2.4.2. 1. Acidification des sols	73
I.2.4.2.A.Sols et pH	73
I.2.4.2.B. Le sol et sont effet tampon	74
I.2.4.2.C.Pesticides	74
I.2.4.2. 2. Conséquences de la pollution des sols par l'agriculture	75
I.2.4.2. 3. Le problème des fertilisants	75

II. pollution des nappes	76
II.1. Type d'aquifère contaminés [5]	76
4.1.6. Isotopes des nitrates O^{18} et N^{15}	79
2.7.2. Rétention et transfert des substances polluantes	81
2.7.2. Mécanisme d'action des pluies acides sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers	83
II.2. Salinisation des eaux souterraines [7].	84
II.1.2. 1. l'étude de risque de contamination des eaux souterraines [10]	85
II.2 Impact de la pollution de l'air sur les populations humaines	87
II.4. Conclusion de chapitre	87
Chapitre III étude de cas Approche Numérique de la Dispersion Spatiale d'une Charge Polluante dans un Aquifère	
III.1. Positionnement du problème	90
III.1.1. Modèle physique	90
III.1.2. Modèle mathématique	90
III.1.2.1 Equations du problème	91
III.1.2.1.1. Equation de Continuité :	91
III.1.2.1.2. Equation de l'écoulement selon l'axe X :	91
III.1.2.1.3. Equation de l'écoulement selon l'axe Y :	91
III.1.2.1.4. Equation de concentration du polluant :	92
III.1.2.2 Conditions aux limites :	92
III.2. Procédures de simulation	92
III.2.1. Test de maillage	92
III.2.2. Teste de stationnarité de la solution	94
III.3. Discussions et analyses des résultats de la simulation	95
III.4. Conclusion du chapitre	97
Conclusion générale	100
Référence bibliographique	103
Annexe	107

La liste de figures

chapitre	N° de figures		pages
I		analyse bibliographique et généralité sur les écoulement	
I	1	Différents types d'écoulements .	3
I	2	Découpage de différentes phases d'un hydro-gramme de crue.	3
I	3	un hydro-gramme de La courbe du débit Q en fonction du temps.	5
I	4	Schéma de mesure de la viscosité dynamique	6
I	5	Phénomènes induits par la transition naturelle.	7
I	6	schématisation des écoulements laminaire et turbulent d'un fluide.	8
I	7	Écoulement uniforme.	8
I	8	Application de deuxième loi de newton d'un écoulement uniforme.	8
I	9	schématisation des écoulements permanents d'un fluide.	9
I	10	Schéma d'établissement de l'équation de continuité	12
I	11	Représentation des vitesses et contraintes tangentielles dans l'écoulement de Poiseuille dans une conduite cylindrique.	15
I	12	Représentation des vitesses dans l'écoulement entre deux plaques parallèles et immobiles	17
I	13	Appareil de Darcy destiné à déterminer les paramètres de l'écoulement de l'eau à travers une colonne de sable.	19
II		caractéristique des aquifères et généralité sur les pollutions	
II	1	Géométrie et extension des réservoirs alluviaux du paillien à Nice (6).	30
II	2	schéma représenté la différent types d'un aquifère	33
	3	Les pollutions par l'urbanisme	43
	4	Les pollutions produites par l'industrie	43
II	5	Relations entre sol, sous-sol, zone non saturée et zone saturée.	48
II	6	Evolution d'un panache de pollution à l'aval d'une décharge.	49
II	7	Pollution par un produit plus léger que l'eau et qui atteint la nappe.	53
II	8	Pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe	54
II	9	les différent cas de transféré la Pollution dans un espace	54
II	10	Carte des concentrations en nitrates pour l'aquifère du roc .	58
II	11	Concentrations en nitrates pour différentes saisons .	59
	12	Isotopes des nitrates sur la zone d'étude pour N-N03> 2 mg N-NO;L.	60
	13	Evolution des concentrations en nitrates dans la solution du sol et dans les drains.	61
	14	Dynamiques de transfert et de rétention des substances polluantes accidentelles en fonction des saisons mises en évidence par l'essai de multi-traçages aux bois du Jorat .	62

	15	Perturbation par les pluies acides du cycle de l'azote dans les sols forestiers	63
	16	Salinisation comme effet possible de la surexploitation des eaux souterraines [7].	64
	17	Concept de l'étude de risque de contamination des eaux souterraines [10].	65
III		étude de cas Approche Numérique de la Dispersion Spatiale d'une Charge Polluante dans un Aquifère	
III	1	Modèle physique étudié.	90
III	2	Test de Maillage.	93
III	3	Teste de stationnarité de la solution.	94
III	4	Champ de concentration au cours du temps pour une porosité de 20 %	95
III	5	Profiles de concentration au cours du temps pour une porosité de 20 %	95
III	6	Profiles de vitesse en fonction de la porosité pour t = 20x1800 (s).	96
III	7	Champ de concentration en fonction du débit d'alimentation	96
III	8	Profiles de concentration en fonction du débit d'alimentation	97

La liste de tableaux

chapitre	n°de tableaux		pages
		caractéristique des aquifères et généralité sur les pollutions	
II	1	Durée de vie indicative de certaines substances polluantes dans l'atmosphère.	37
II	2	Les substances utilisées pour lutter contre des êtres vivants nuisibles à l'homme	55
II	3	Des propriétés souhaitées et des propriétés non souhaites	55
II	4	Temps de persistance de différent les contaminations	57
II	5	Certains contaminants courants des eaux souterraines et les sources de pollution associées.	63
III		étude de cas Approche Numérique de la Dispersion Spatiale d'une Charge Polluante dans un Aquifère	
III	1	calcul de l'erreur de la simulation pour de différents maillages.	93

Introduction Générale

Introduction Générale

La contamination des eaux souterraines, par divers types de produits utilisés dans le cadre des différentes activités (industrielles, agricoles,...) représente un problème sanitaire et environnemental majeur. Le contrôle et la gestion de cette pollution diffuse ou accidentelle est rendu difficile par son caractère hasardeux et son accumulation progressive et donc de tels problèmes démontrent le caractère urgent de mesures destinées à contrôler, à réduire, voire même à supprimer le risque de contamination. Il existe plusieurs méthodes d'évaluation de la vulnérabilité de l'eau souterraine à la contamination.

Dans le but de mieux comprendre les mécanismes de transport et Comportement de la Dispersion Spatiale et de gestion les ressources Natural pour l'amélioration des conditions de développement socio-économique, et la menace de la pollution, il est essentiel que utilisé des outils numériques qui pourront aider à résoudre déjà dans une certaine mesure les problèmes et actée action et la concrétisation de l'ensemble des outils qui sont développées dans L'approche des problèmes de mobilisation par la modélisation et la simulation scientifique Elle constitue un axe très l'importance majeure par l'évolution et donnée plusieurs solution par La simulation.

La simulation se définit comme l'utilisation ou la résolution de modèles correspondant à un système donné pour étudier le comportement de ce dernier dans un contexte précis. Elle est la suite logique de la modélisation qui est la première approche d'une simulation. [25] ; et ne supprime pas l'expérimentation mais la complète. Elle permet d'effectuer l'analyse du problème dans des conditions réalistes (reproduire des tests que l'on fait en expérimentation pour mieux les comprendre et à moindre cout) Ainsi, la simulation accroît le champ des tests pour un système.

A travers la simulation, le système étudié devient plus flexible. On peut plus facilement faire des études paramétriques. L'utilisation peut aussi faire varier l'échelle de temps pour une étude, ce qui est impossible par ailleurs.

La simulation se présente presque toujours sous forme d'un programme ou d'outils informatiques. Ces derniers sont couramment appelés des environnements de simulation.

Introduction Générale

Dans ce travail nous nous sommes employés Le logiciel « Fluent » pour étude de cas de Résolution des équations de l'écoulement (champs de pressions et débit) et l'équation de la constatation pour détermine le pourcentage(%) dans la aquifère étudiée. Donc proposé les chapitres suivent :

le Premier chapitre comporte analyse bibliographique, après avoir présenté les généralités sur l'écoulement et les caractéristiques de l'eau intervenant en nappe nous abordons les Propriété physique mécanique des fluides ; mouvement d'un fluide; Enfin, tour d'horizon et explication sur les Types d'écoulement ; Équations de base de l'écoulement (Équation de Darcy, Équation de diffusivité (Laplace), Conditions aux limites, équation de Richards, 1931, Équations de Navier-Stokes (conservation de la quantité de mouvement).

Dans le Deuxième chapitre vue général sur les caractéristiques et classification des aquifères et puis qui met en évidence la pollution dans son cadre physique, chimique et biologique et l'influence sur des sources naturelles aux trois des niveaux ; sol (aquifères), air (atmosphère), les eaux (souterraine ou surface).

en fin le Troisième chapitre Dans Cette section nous avons présentée les concepts expliqués dans le chapitre précédent (chapitre I), qui nous a permis Résolution des équations de l'écoulement (champs de pressions et débit) et l'équation de la constatation par logiciel « Fluent », et Des simulations numérique par l'analyse numériquement pour déterminer le comportement et dispersion de la polluantes dans un sous-sol saturé en eau a été basée sur les équations de l'écoulement Et en plus de faire une étude paramétrique sur le déplacement verticale de la décharge polluant au cours du temps ,On termine par une discussion en guise des conclusions sur les résultats obtenus par la simulation, en put Quelques remarques et perspectives sont soulignées.

Chapitre I
Analyse Bibliographique
&
Généralités sur les écoulements

I. 1. Etude Bibliographie

Plusieurs études expérimentales et numériques consacrées à la modélisation de la dispersion spatiale d'une espèce polluante dans tous les directions en l'environnement, par utilisé les équations de base qui gouverne ce phénomène, proposé les solutions plusieurs types des problèmes liée par dispersion de pollution cosse de la activité humain

En 1856 Darcy, ingénieur des Ponts et Chaussées, en charge de l'alimentation en eau de Dijon, définit la loi mathématique qui, reliant perméabilité des terrains et gradient hydraulique, régit le parcours des eaux souterraines Cette loi marque le début de l'hydrogéologie moderne. Les grands problèmes de l'hydrogéologie de la fin du XIXe siècle sont surtout liés au creusement des puits et à l'exploitation des nappes alluviales. Les études sont de ce fait nombreuses. Elles concernent principalement les relations entre la géologie et les eaux souterraines, la définition des lois de l'hydraulique souterraine et l'étude de la chimie des eaux [17].

Le XXe siècle voit l'essor des grands travaux parfois pharaoniques, tels que les gigantesques barrages sur les grands fleuves modifiant l'hydrogéologie de régions entières, ou la Grande rivière de l'Homme (Libye). Ces grands chantiers sont parfois endeuillés de drames comme la catastrophe de Malpasset qui montre le rôle important de l'hydrogéologie en génie civil.

La fin du XXe siècle est marquée par l'apparition de la modélisation numérique. L'ordinateur s'appuyant sur la loi de Darcy et ses dérivés et collectant les données acquises par l'instrumentation toujours plus performante grâce aux progrès de l'électronique, permet de simuler le fonctionnement des aquifères et d'en faciliter la gestion. Mais c'est aussi le siècle de la pollution et la contamination des aquifères de Bretagne et de Normandie par les nitrates n'est hélas que le premier d'une multitude de problèmes qualitatifs qui vont s'amplifier dans le futur [17].

Le problème de la pollution est connu dans toutes les grandes villes du monde, et a fait l'objet de nombreux débats. Le développement industriel et l'urbanisation des grandes villes constituent les bases de cette pollution. En général, dans les zones urbaines, il y a accumulation importante de déchets de toutes sortes et de produits chimiques découlant de l'activité humaine. Cependant, les types de problèmes sont différents suivant le niveau de développement [6].

Le colloque s'est tenu au siège de la FAO à Rome (Italie) du 2 au 4 mai 2018 et a réuni 525 participants (40 pour cent de femmes et 60 pour cent d'hommes) provenant de 100 pays, comprenant des représentants des États membres de la FAO, des institutions organisatrices, des universitaires, des représentants du secteur privé et de la société civile, ainsi que des scientifiques et des utilisateurs des terres travaillant sur la pollution des sols et dans des domaines similaires [1].

L'objectif général du colloque était de passer en revue les informations disponibles et les connaissances scientifiques sur la pollution des sols en ce qui concerne leurs sources; les risques pour la production alimentaire et la sécurité sanitaire, la santé humaine et l'environnement, les approches d'évaluation des risques et les techniques de pointe pour assainir les sites pollués [1].

Le colloque de trois jours s'articulait autour de quatre thèmes principaux: 1) l'identification des principaux facteurs de pollution du sol selon les différentes utilisations du sol; 2) l'évaluation des impacts négatifs de la pollution du sol sur la sécurité alimentaire, l'environnement et la santé humaine; 3) les méthodes de surveillance, d'évaluation et d'assainissement de la pollution du sol; 4) l'existence de politiques et de lignes directrices nationales ou régionales qui incluent des valeurs seuils pour différents polluants ainsi que l'état global de la pollution du sol [1].

Cécile Carrère. ont étudié La modélisation hydrologique est donc devenue un outil de plus en plus efficace pour prévoir et gérer des aspects de l'activité humaine liés au cycle de l'eau, complétant les études de terrain. Les modèles distribués à base physique permettent en particulier d'étudier plus précisément les processus de transfert d'eau plutôt que la réponse globale du bassin versant. Ces modèles sont aujourd'hui de plus en plus complexes, notamment grâce à l'amélioration de notre compréhension des phénomènes régissant ces échanges, et à une capacité de calcul numérique de plus en plus grande. L'amélioration de ces modèles dépend aussi de l'acquisition de données de terrain, qui ne sont pas toujours disponibles, ce qui peut parfois devenir un facteur limitant dans le développement de ces outils de modélisation [8].

L'étude des écoulements d'eau de surface et de sub-surface est un élément de la compréhension du cycle de l'eau. Le couplage de ces deux processus est un sujet de modélisation complexe, utilisant de puissants logiciels. Cécile Carrère. cherché à

améliorer un modèle existant de couplage entre écoulements de surface et de sub-surface, an de prendre en compte les discontinuités brutales de propriétés du sol. Le nouveau modèle développé permet de résoudre numériquement plusieurs cas-tests classiques dans la littérature concernée [8].

La présentation des phénomènes physiques et modéliser avec un outil numérique. Le modèle physique développé présenté par Sylvain Weill, et les équations utilisées. et consacrée au modèle numérique proprement dit.

Les différents développements numériques présentés dans ce rapport ont été réalisés dans le cadre de la plateforme numérique Cast3M développée au CEA, mais également sous Matlab, ainsi que les codes développés sous Matlab pour la modélisation des écoulements de surface seuls [8].

Depuis quelques années, **Dr.Hamel Mohammed**. Ont l'accroissement de la puissance des ordinateurs et le développement des méthodes numériques ont permis de conduire des calculs tridimensionnels de l'écoulement dans plusieurs configurations, tout en tenant compte de l'effet de la viscosité et de la turbulence. Ce progrès a fait de la modélisation numérique de l'écoulement ou CFD (Computational Fluid Dynamic) un outil de plus en plus important pour le développement et l'optimisation du dimensionnement de différents procédés industriels. Parmi le large éventail des codes de calcul de l'écoulement connus on peut citer : CFX, Fluent, Numeca, Star-CD, Openfoam etc...[9].

Dans ce document ont présenté deux outils de simulation numérique qui peuvent être utilisés indépendamment l'un de l'autre. Le premier est le logiciel ANSYS ICEM CFD qui est utilisé pour le dessin de la géométrie et la génération du maillage. Le deuxième est le code ANSYS CFX qui permet la simulation numérique de l'écoulement ; l'utilisation du pré-prossecing, la résolution et le poste-prossecing est démontrée par l'exemple de l'écoulement dans une conduite à changement brusque de section [9].

I.2.Généralités sur les écoulements

On distingue deux grands types d'écoulements, à savoir : les écoulements « rapides » et par opposition, les écoulements souterrains qualifiés de « lents » qui représentent la part infiltrée de l'eau de pluie transitant lentement dans les nappes vers les exutoires. Les

écoulements qui gagnent rapidement les exutoires pour constituer les crues se subdivisent en écoulement de surface et écoulement de sub-surface [11]:

■L'écoulement de surface ou ruissellement est constitué par la frange d'eau qui, après une averse, s'écoule plus ou moins librement à la surface des sols. L'importance de l'écoulement superficiel dépend de l'intensité des précipitations et de leur capacité à saturer rapidement les premiers centimètres du sol, avant que l'infiltration et la percolation, phénomènes plus lents, soient prépondérantes[11].

■L'écoulement de sub-surface ou hypodermique comprend la contribution des horizons de surface partiellement ou totalement saturés en eau ou celle des nappes perchées temporairement au-dessus des horizons argileux. Ces éléments de sub-surface ont une capacité de vidange plus lente que l'écoulement superficiel, mais plus rapide que l'écoulement différé des nappes profondes[11].

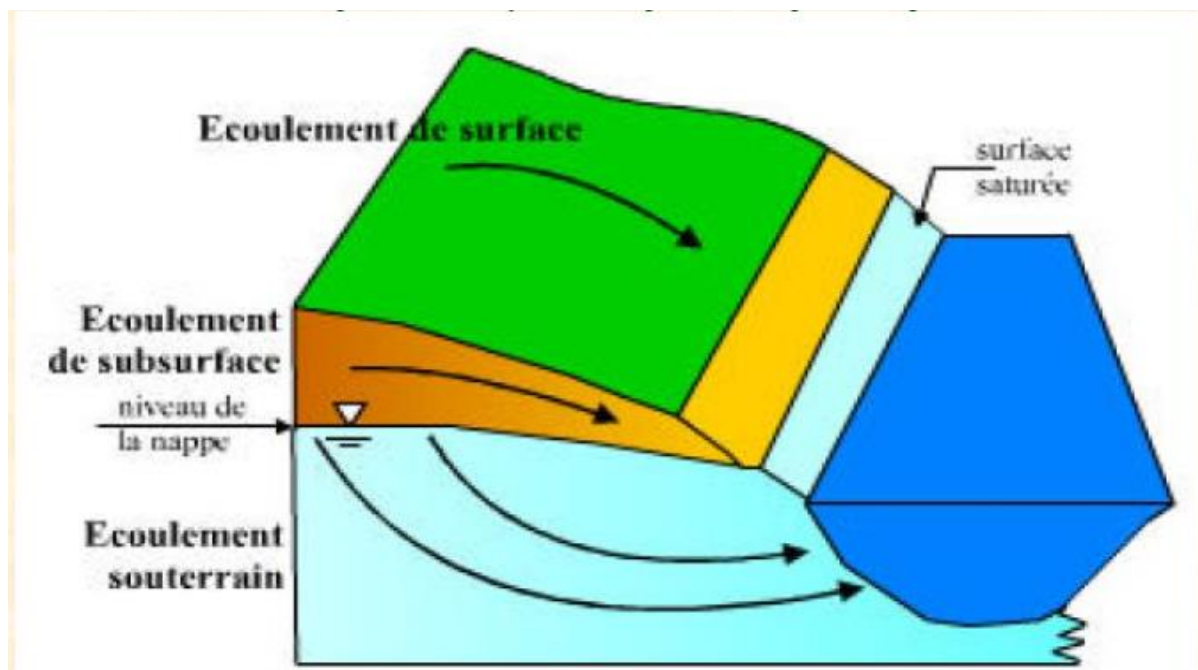


Fig.I.1. Différents types d'écoulements [11].

I.2.2. Découpage de différentes phases d'un hydro-gramme de crue

Les éléments les plus importants dans la génération des crues sont finalement les écoulements de surface et de sub-surface et les précipitations directes à la surface du cours d'eau, l'écoulement souterrain n'entrant que pour une faible part dans la composition du débit de crue [11].

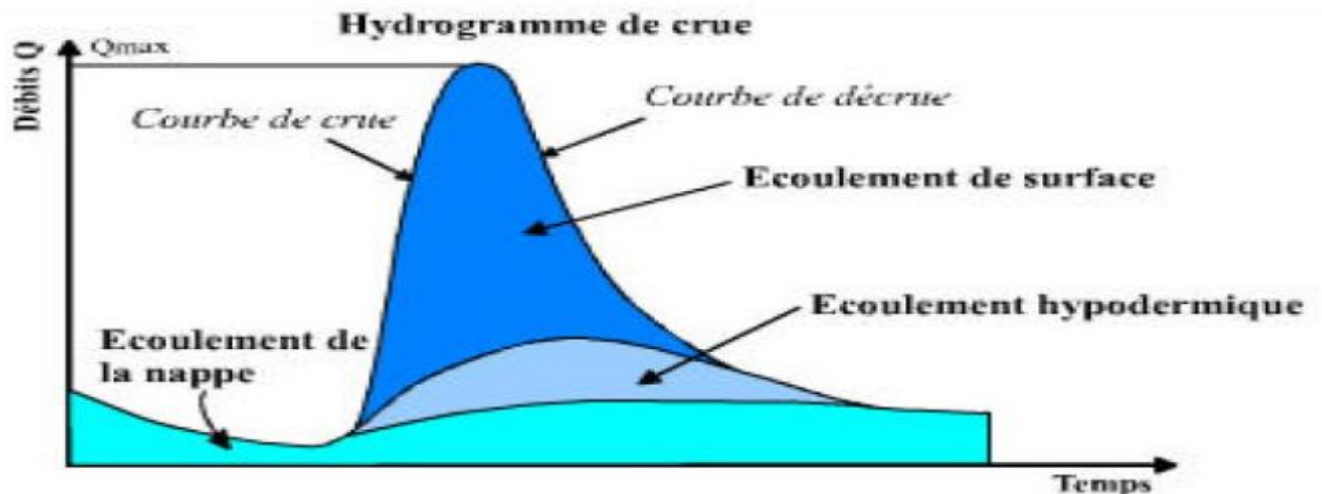


Fig.I.2.Découpage de différentes phases d'un hydro-gramme de crue [11].

I.2.2.Bilan annuel des écoulements

L'écoulement total E_t représente la quantité d'eau qui s'écoule chaque année à l'exutoire d'un bassin versant considéré. L'écoulement est la somme des différents termes s'exprime ainsi :

$$E_t = E_s + E_h + E_b \quad (1.1)$$

Le bilan hydrologique d'un bassin versant est également caractérisé par trois coefficients essentiels:

I.2.2.1.Le coefficient d'écoulement total C_{et}

Est défini par le rapport entre les quantités d'eau écoulées et les quantités d'eau précipitées P [11].

$$C_{et} = \frac{E_t}{P} \quad (1.2)$$

I.2.2.2.Le coefficient d'écoulement de surface C_{es}

Obtenu en calculant le rapport entre les quantités d'eau écoulées rapidement et les quantités d'eau précipitées [11]

$$C_{es} = \frac{E_s + E_h}{P} \quad (1.3)$$

I.2.2.3. Le coefficient de ruissellement C_r

Est défini par le rapport entre la quantité d'eau ruisselée à la surface du sol et celles des précipitations [11]

$$C_r = \frac{E_s}{P} \quad (1.4)$$

Le débit Q d'un cours d'eau à l'exutoire d'un bassin versant varie en fonction du temps. Différentes techniques permettent la mesure de deux variables principales: La hauteur H de la surface d'eau libre du cours d'eau exprimé en mètres par un limni-mètre. La courbe qui représente H en fonction du temps est un limni-gramme. Le débit du cours d'eau Q exprimé en m^3/s ou l/s . Il est mesuré directement ou par association de la courbe de tarage $Q(H)$ à un limni-graphe $H(t)$. La courbe du débit Q en fonction du temps est un hydro-gramme [11].

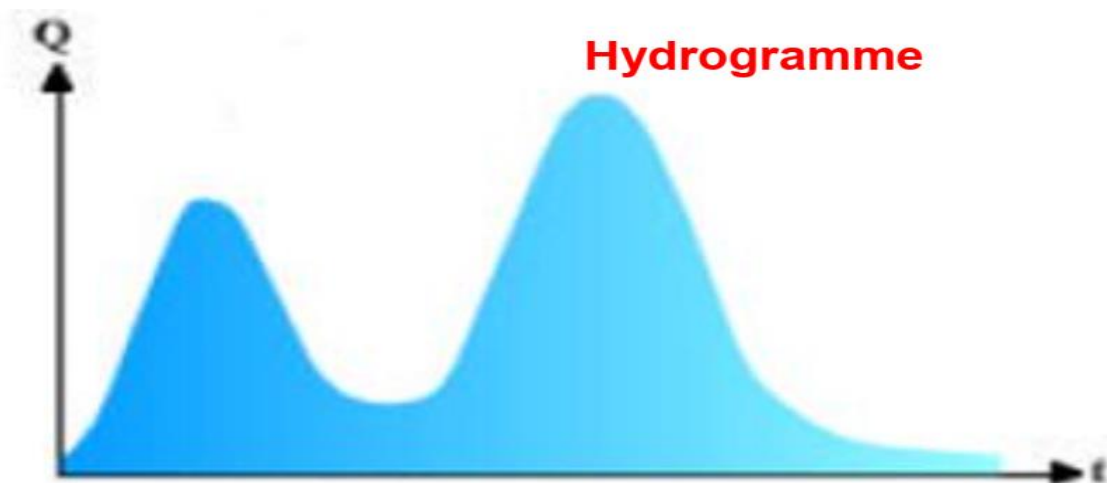


Fig.I.3.un hydro-gramme de La courbe du débit Q en fonction du temps [11].

I.2.3. Propriété physique de l'eau intervenant en mécanique des fluides

Dans l'établissement des principes de la mécanique des fluides certaines propriétés des fluides jouent un rôle important, d'autres seulement un rôle mineur, voire aucun rôle. En hydrostatique, le poids volumique est la propriété la plus importante, tandis qu'en hydrodynamique, la masse volumique et la viscosité sont les propriétés dominantes.

L'eau présente un certain nombre de comportements anormaux tels que la solidification avec augmentation de volume. Par ailleurs, certaines propriétés présentent des maximums

ou, plus fréquemment, des minimums pour certains valeurs de la température ou de la pression .c'est notamment le cas de la masse volumique, de coefficient de compressibilité, de la viscosité et de la chaleur spécifique [16].

I.2.3.1.La masse volumique

La masse volumique est une mesure de la concentration de la matière, exprimée comme la masse M par unité de volume V exprimé par (ML-3)

$$\rho = \frac{M}{V} \quad (1.5)$$

L'unité de la masse volumique dans le système international (SI) est le Kilogramme par mètre cube (Kgm-3). La masse volumique de l'eau varie avec la température et la pression ; ses valeurs peuvent être approchées par les régressions empirique suivantes (Schoeler ,1962) [16] :

$$\rho = 999.973 \left[1 - \frac{(T-3982)^2}{503570} \cdot \frac{T+273}{T+62.26} \right] ; 0^{\circ}\text{C} \leq T \leq 42^{\circ}\text{C} \quad (1.6)$$

$$\rho = 999.973 \left[1 - \frac{(T-3982)^2}{466700} \cdot \frac{T+273}{T+62} + \frac{350-T}{365-T} \right] ; 17^{\circ}\text{C} \leq T \leq 102^{\circ}\text{C}$$

I.2.3.2.Poids volumique

Poids volumique représente la force de gravité agissant sur la masse volumique, [16] définie par :(ML-2T-2)

$$\gamma = \rho \mathbf{g} (\text{ML}^{-2} \text{T}^{-2}) \quad (1.7)$$

Ou g est l'accélération de la gravité [LT-2].L'unité SI du poids volumique est le newton par métré cube (Nm⁻³, N= Kg ms⁻²).

I.2.3.3.La viscosité

La viscosité d'un fluide est la propriété exprimant sa résistance à une force tangentielle. Elle est due principalement à interaction entre les molécules du fluide [16].

Et peut être exprimé par

$$\tau = \mu \frac{\delta v}{\delta y} [\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}] \quad (1.8)$$

Où μ est le coefficient de viscosité dynamique du fluide à la température et à la pression considéré à On peut approcher la valeur de la viscosité avec la formule de Helmholtz (citée par Schoeller,1962) :

$$\mu = \frac{0.0178}{1+0.0337T+0.000221T^2} \quad (1.9)$$

En centpoises.

Les fluides qui obéissent à la loi de viscosité de Newton ou de Stokes. Sont appelés des fluides newtoniens (dont l'eau fait partie). Pour ces fluides, la contrainte imposée par la force tangentielle est proportionnelle au gradient des vitesses ou au taux de déformation tangentielle (éq. 1.8). Les fluides non newtoniens (plastiques liquides et suspensions concentrées par exemple) se déforment de telle manière que la contrainte tangentielle n'est pas proportionnelle au taux de variation de la déformation tangentielle, sauf peut-être pour les forces tangentielles faibles. La déformation de ces fluides est plastique et l'étude de leurs propriétés constitue le domaine de la rhéologie"[16].

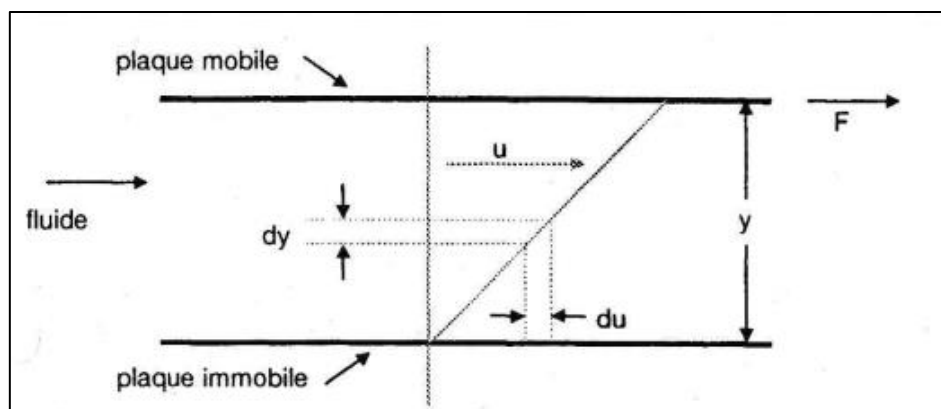


Fig.I.4.Schéma de mesure de la viscosité dynamique [16].

I.2.3.3.Compressibilité

Compressibilité est un phénomène qui lié, à toute variation de la pression du fluide, une variation corrélative de la masse spécifique [16]

I.2.3.mouvement d'un fluide

Deux méthodes sont considérées dans l'étude du mouvement d'un fluide : La méthode de Lagrange et La méthode d'Euler [16].

La méthode de Lagrange consiste à suivre une particule dans un mouvement. La pression de cette particule, en passant du point $Pt_0(x_0, y_0, z_0)$ au point $Pt(x, y, z)$ dans la temps, est définie à partir des variables indépendantes x_0, y_0, z_0 et t . Les positions successives de cette particule fluide au cours du temps décrivent une trajectoire. La composition u, v et w des vitesses et les accélérations a_x, a_y et a_z correspondantes sont déterminées par les relations suivantes [16] :

$$u = \frac{\partial x}{\partial t}, v = \frac{\partial y}{\partial t}, w = \frac{\partial z}{\partial t} \quad (1.10)$$

$$a_x = \frac{\partial u}{\partial t} = \frac{\partial^2 x}{\partial t^2}, a_y = \frac{\partial v}{\partial t} = \frac{\partial^2 y}{\partial t^2}, a_z = \frac{\partial w}{\partial t} = \frac{\partial^2 z}{\partial t^2} \quad (1.11)$$

La méthode d'Euler consiste à déterminer, en fonction du temps, la vitesse $V(x, y, z)$ des particules fluides qui passent successivement par un point $M(x, y, z)$ situé à l'intérieur d'une masse fluide en mouvement [16]. La variation total de vitesse, selon x par exemple, est donnée par :

$$du = \frac{\partial u}{\partial t} dt + \frac{\partial u}{\partial x} dx + \frac{\partial u}{\partial y} dy + \frac{\partial u}{\partial z} dz \quad (1.12)$$

Avec $dx = u dt$, $dy = v dt$ et $dz = w dt$. L'accélération selon x est alors :

$$\frac{du}{dt} = \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} \quad (1.13)$$

L'accélération totale est donc la somme d'une accélération locale et d'une accélération convective[16].

I.2.4.Types d'écoulement

A chaque instant, on peut dessiner en chaque point d'espace de vecteur représentant la vitesse en ce point et à cet instant. L'ensemble de ces vecteurs est appelé champ de vitesses. L'écoulement d'un fluide est donc caractérisé par un champ de vitesses, par la pression et par certaines propriétés de ce fluide telles que la masse volumique et la viscosité, cette dernière étant d'une importance particulière dans l'étude des écoulements[18].

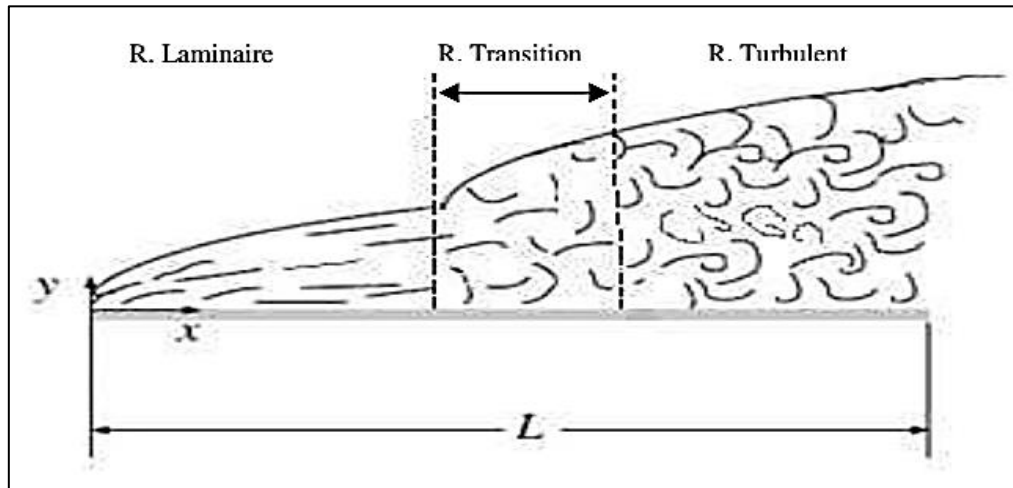


Fig.I.5. Phénomènes induits par la transition naturelle [22].

I.2.4.1. L'écoulement laminaire et turbulent

L'écoulement d'un fluide peut être laminaire ou turbulent. Dans un écoulement laminaire, chaque particule du fluide se déplace en formant des lames ou couches entre lesquelles il n'y a pas de mélange (Tylor, 1948). Par contre dans le cas d'écoulement turbulent, les particules se déplacent en formant des tourbillons de tailles différentes accompagnés d'un mélange ou brassage intensif des particules fluides. La vitesse et la pression en un point donné présentent alors des fluctuations aléatoires autour d'une valeur moyenne [18].

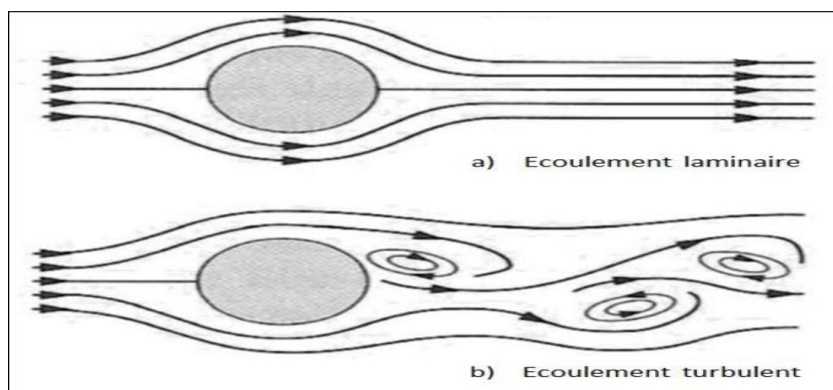


Fig.I.6. schématisation des écoulements laminaire et turbulent d'un fluide [19].

I.2.4.2. Écoulement uniforme.

Écoulement est dit uniforme si l'accélération convective est nulle ; la vitesse ne dépend donc pas de position dans l'espace. Par la conséquence, dans un Écoulement uniforme, les vecteurs de vitesse sont parallèles en tout point [18]. Écoulement dont les débits unitaires

et la direction sont les mêmes en tous points du domaine aquifère considéré (à l'échelle macroscopique).

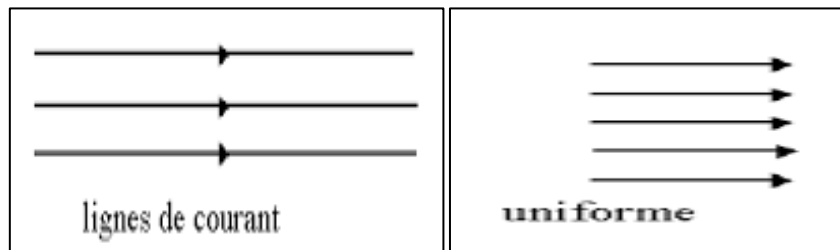


Fig.I.7. Écoulement uniforme[20].

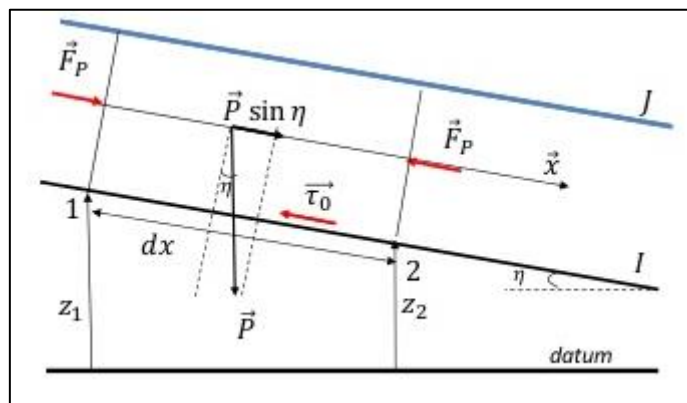


Fig.I.8. Application de deuxième loi de newton d'un écoulement uniforme [21].

$$\sum \vec{F}_{ext} = ma = 0$$

$a=0$ (canal prismatique)

$I=J$ (écoulement uniforme)

$$\eta \rightarrow 0 \Rightarrow \sin \eta \approx \eta = I$$

$$\tau_0 = \rho g R_h I = \rho g R_h J$$

I.2.4.3. Écoulement permanent

Écoulement à flux constant sous des conditions de potentiel invariables dans le temps. S'oppose à l'écoulement transitoire. (Écoulement stationnaire), écoulement en régime d'équilibre, Certains auteurs désignent par écoulement quasi permanent et écoulement pseudo-permanent, deux notions bien distinctes:

I.2.4.3.1.Écoulement quasi permanent (ou en régime quasi permanent).

Écoulement transitoire peu variable qui évolue asymptotiquement vers un écoulement permanent -et est assimilable en pratique à un écoulement permanent-, dans une partie d'un système dont d'autres peuvent se trouver en écoulement transitoire, pendant la période considérée. Exemples écoulement naturel au voisinage d'une limite à condition de potentiel, à niveau et débit peu variables ; écoulement au voisinage d'un puits à débit constant et au niveau quasi stabilisé, après une certaine durée de pompage. (Cette notion est souvent associée, en hydraulique des puits, à celle de «rayon d'action fictif», convention pratique sans réalité physique).

I.2.4.3.2.Écoulement pseudo-permanent (ou en régime pseudo-permanent)

Écoulement transitoire particulier caractérisé par une variation linéaire de la charge ou de la pression en fonction du temps, dans l'ensemble d'un système fermé. Notion introduite surtout en hydrodynamique pétrolière.

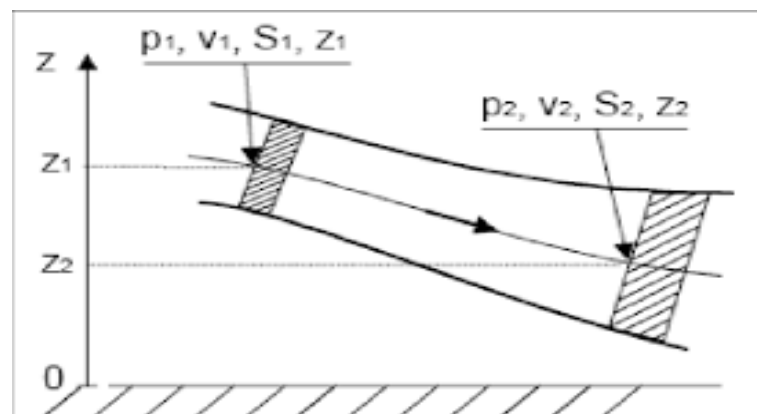


Fig.I.9.schématisation des écoulements permanent d'un fluide [19].

I.2.4.4.Écoulement transitoire

Écoulement dont le flux et la direction, en un point donné, varient dans le temps. S'oppose à l'écoulement permanent.(écoulement non permanent) , écoulement variable et écoulement en régime de non équilibre.

I.2.4.5.Écoulements tri-, bi- et unidimensionnels

L'écoulement qui dépend généralement des trois variables spatiales, x,y et z, est dans ce cas qualifié d'écoulement tridimensionnel. Il existe cependant des cas particuliers où les variables sont - ou peuvent être - ramenées à deux on parle alors d'écoulement

bidimensionnel ou plan. Si toutes les quantités d'écoulement dépendent d'une seule variable, l'écoulement est de type unidimensionnel.

I.2.4.6. Écoulement à potentiel de vitesses

Le mouvement le plus général d'une particule fluide se compose d'une translation dont les composantes de la vitesse sont u , v et w , d'une rotation et d'une déformation. Si la rotation de la particule est nulle, on parle d'écoulement irrotationnel. Dans les écoulements irrotationnels, le vecteur de vitesse v peut être exprimé par une fonction $\varphi(x, y, z, t)$, appelée potentiel des vitesses, telle que $V = \text{grad } \varphi$, et dont les trois composantes sont alors :

$$u = \frac{\partial \varphi}{\partial x}; v = \frac{\partial \varphi}{\partial y}; w = \frac{\partial \varphi}{\partial z}; \varphi \text{ en } [L^2T^{-1}] \quad (1.14)$$

Prenons le cas d'un écoulement bidimensionnel. S'il existe une fonction $\varphi(x, y)$ telle que l'on puisse avoir en chaque point du plan $u = \partial\varphi/\partial x$ et $v = -\partial\varphi/\partial y$ alors:

$$\frac{\partial \psi}{\partial x} = -\frac{\partial \varphi}{\partial y} \text{ et } \frac{\partial \psi}{\partial y} = \frac{\partial \varphi}{\partial x} \quad (1.15)$$

Ces relations sont les équations de Cauchy-Riemann. Ce sont deux équations différentielles à partir desquelles on peut déterminer ψ si l'on connaît φ . L'équation d'écoulement des lignes de courant :

$$\frac{dx}{u} = \frac{dy}{v} \quad (1.16)$$

Devient alors :

$$\frac{\partial \psi}{\partial x} dx + \frac{\partial \psi}{\partial y} dy = 0 \quad (1.17)$$

La fonction ψ est appelée la fonction de courant. L'équation précédente montre que ψ est constante le long d'une ligne de courant. La fonction de courant peut donc être utilisée pour calculer le débit compris entre deux lignes de courant. Ce débit demeure constant entre les deux lignes puisque aucun écoulement ne peut franchir ces lignes de courant, tout écoulement étant nécessairement subparallèle à chacune de ces lignes [16].

I.2.5. Forces appliquées aux fluides

Les forces qui agissent sur un fluide situé à l'intérieur d'un volume quelconque ($dx dy dz$) limité par une surface fermée sont [16]:

I.2.5.1. Force de volume

$$F_v = \rho Z dx dy dz \quad [\text{MLT}^{-2}] \quad (1.18)$$

Où ρ = masse volumique [ML^{-3}] ; Z = intensité des composantes de la force de volume par unité de masse dans la direction z , ayant les dimensions d'une accélération [LT^{-2}].

I.2.5.2. Force de pression :

$$F_p = - \left(\frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial p}{\partial z} \right) dx dy dz \quad [\text{MLT}^{-2}]. \quad (1.19)$$

Où p est la pression [$\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}$]

I.2.5.3. Force de viscosité ou de frottement

$$F_f = \left[\left(\frac{\partial \sigma'_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \sigma'_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \sigma'_{zz}}{\partial z} \right) + \left(\frac{\partial \tau_{xy}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial z} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial z} \right) \right] dx dy dz \quad (1.20)$$

Où σ' = composante normale de la tension de frottement (ou de cisaillement) [$\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}$].

τ = composante tangentielle de la tension de frottement (ou de cisaillement) [$\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}$]

I.2.5.4. Forces d'inertie (accélération) :

$$F_i = \rho \left(\frac{du}{dt} + \frac{dv}{dt} + \frac{dw}{dt} \right) dx dy dz \quad [\text{ML}^{-1}\text{T}^{-2}] \quad (1.21)$$

La dérivée de l'une quelconque de ces forces peut être calculée par:

$$\frac{d.}{dt} = \frac{\partial.}{\partial t} + u \frac{\partial.}{\partial x} + v \frac{\partial.}{\partial y} + w \frac{\partial.}{\partial z} \quad (1.22)$$

Où u , v et w sont les composantes de la vitesse selon les directions x , y et z , et t le temps.

La masse restant constante, l'ensemble des forces satisfait à l'équation de Newton:

$$F = m \cdot a \quad [\text{MLT}^{-2}] \quad (1.23)$$

Où m = masse [M] ; a = accélération [LT^{-2}].

L'importance relative des différentes forces agissant sur un liquide est paramétrisée par des nombres adimensionnels exprimant les rapports entre ces forces. Parmi ceux-ci, le

nombre de Reynolds (Re) est le plus utile et le plus utilisé (nous en verrons d'autres applications et définitions). Il exprime ici le rapport entre les forces d'inertie et la force de frottement par volume unitaire :

$$Re = \frac{f_i}{f_f} = \frac{\text{masse} \cdot \text{accélération}}{\tau \cdot \text{section}} v_c D \frac{\rho}{\mu g} = v_c \frac{D}{\eta} \quad (1.24)$$

Où η = viscosité cinématique. $[L^2T^{-1}]$; D = diamètre du tube (tube de Poiseuille) $[L]$; V_c = vitesse critique au-delà de laquelle on passe de écoulement laminaire à l'écoulement turbulent $[LT^{-1}]$. On peut ainsi réaliser une multitude de rapports adimensionnels tels que les suivants : le nombre de Froude (racine carrée du rapport entre les forces d'inertie et les forces de gravité ; le nombre d'Euler (rapport entre les forces d'inertie et les forces de pression) ; le nombre de Weber (rapport entre les (rapport entre les forces d'inertie et les force capillaires). Tous ces rapports sont pratiques pour la résolution adimensionnelisée, des problèmes d'hydraulique.

I.2.6.Équations de base de l'écoulement

Pour établir les équations du mouvement d'un fluide, il faut déterminer la relation existant entre les différentes forces qui agissent sur un volume de fluide. En général, on s'occupe de l'effet des forces dominantes, de gravité et de viscosité et/ou d'élasticité, qui ne sont pas toujours simultanées. Les autres forces ont des effets négligeables ou compensateurs :

En appliquant les principes généraux de la mécanique et de la thermodynamique à un volume de fluide, on obtient trois principales lois de conservation permettant de décrire les mouvements d'un fluide [16]:

- loi de la conservation de la masse (principe de continuité).
- loi de la conservation de l'énergie (premier principe de la thermodynamique).
- loi de la conservation de la quantité du mouvement (principe fondamental de la dynamique).

I.2.6.1.Équation de continuité (conservation de la masse)

L'équation de continuité, qui est une équation fondamentale de la mécanique des fluides, exprime le principe de la conservation de la masse. Elle stipule simplement que, dans un volume fermé fixe, la variation de la masse de fluide durant un certain laps de temps est

égale à la somme algébrique des flux massiques traversant la surface du volume considéré[16].

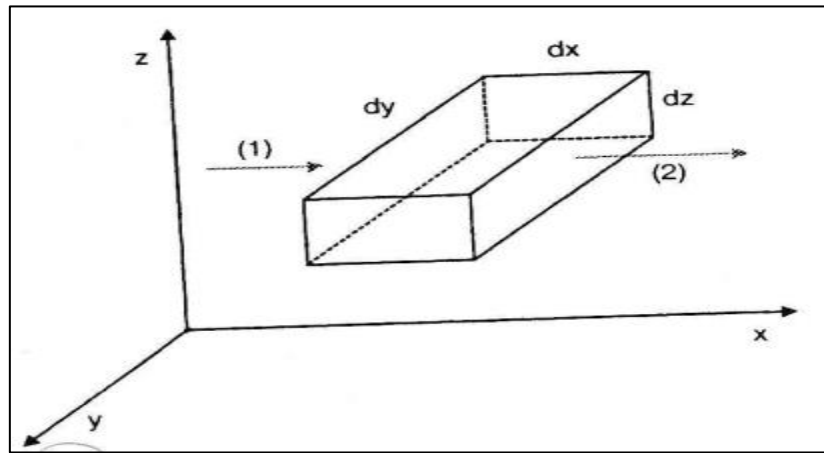


Fig.I.10.Schéma d'établissement de l'équation de continuité [16].

Considérons un élément de solide (parallélépipède élémentaire [dx dy dz]) dans lequel circule un fluide de vecteur vitesse $V(u, v, w)$ suivant les trois directions x, y, z. La masse fluide contenue dans ce volume, qui était au temps t égale à $\rho dx dy dz$, est devenue après un certain intervalle de temps dt égale à $(\rho + \partial\rho/\partial t) dx dy dz$. Il y a donc une variation de masse égale à :

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} dx dy dz dt \tag{1.25}$$

En outre, la différence, selon x, des masses fluides entrant par une section et sortant par la section opposée est :

$$(\rho u) dy dz dt - \left[\rho u + \frac{\partial(\rho u)}{\partial x} dx \right] dy dz dt = - \left[\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} \right] dx dy dz dt \tag{1.26}$$

En effectuant la même opération pour les autres directions, on obtient alors une somme algébrique des différences de masses fluides qui entrent et sortent dans le parallélépipède :

$$- \left[\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z} \right] dx dy dz dt \tag{1.27}$$

Pour qu'il y ait conservation de la masse, il faut que la somme des variations de débits soit égale au taux de variation de la masse :

$$-\left[\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z}\right] dx dy dz dt = \frac{\partial \rho}{\partial t} dx dy dz dt \quad (1.28)$$

Ainsi, l'équation de continuité en trois dimensions pour un écoulement non permanent compressible est donnée par :

$$-\left[\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z}\right] = \frac{\partial \rho}{\partial t} \quad (1.29)$$

Pour un écoulement permanent' la variation de la masse volumique avec le temps est nulle, d'où:

$$\left[\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z}\right] = 0 \quad (1.30)$$

Pour un écoulement permanent incompressible (iso-volume), la masse volumique est constante' d'où :

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (1.31)$$

S'il existe, à l'intérieur du parallélépipède dx, dy, dz , une source ou un puits, on obtient :

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = \pm q \quad (1.32)$$

Où q exprime le débit de la source Par unité de volume [16] .

I.2.6.2.Équation de Bernoulli (conservation de l'énergie)

L'énergie d'un fluide en mouvement est constituée par l'énergie interne et l'énergie due à la pression, à la vitesse et le pression Si l'on admet que la viscosité a des effets négligeables (pas de perte d'énergie par frottement), on peut donc dire que le fluide conserve son énergie mécanique. Cette conservation de l'énergie mécanique le long d'une ligne de courant est traduite par l'équation de Bernoulli (établie en 1738), qui s'écrit :
- si l'on considère une particule de 1 N:

$$z + \frac{p}{\rho g} + \frac{v^2}{2g} = Cte \quad [L] \quad (1.33)$$

- si l'on considère une particule de 1m³ :

$$\rho g z + p + \rho \frac{v^2}{2} = Cte \quad [ML^{-1} T^{-2}] \quad (1.34)$$

- si l'on considère une particule de 1Kg:

$$gz + \frac{p}{\rho} + \frac{v^2}{2} = C_{et} \quad [L^2 T^{-2}] \quad (1.35)$$

Où

z = altitude (cote) [L].

p = pression [ML⁻¹ T⁻²].

v = vitesse [LT⁻¹].

ρ masse volumique [ML⁻³].

g = accélération de la gravité [LT⁻²].

La constante n'est pas forcément la même d'une ligne de courant ou d'une particule à une autre.

L'équation de Bernoulli exprime le fait que la somme des trois énergies (l'énergie potentielle, énergie d'altitude ou de position, l'énergie de pression et l'énergie cinématique) est constante le long d'un filet de courant en régime permanent. Cette somme est appelée charge hydraulique de la particule fluide, caractérisant l'énergie mécanique par unité de poids, exprimée en $J/N = m$.

Cette équation n'est rigoureusement valable que pour un fluide non visqueux en écoulement unidimensionnel.

Dans le cas d'un fluide visqueux, la charge hydraulique entre deux sections d'un tube de courant (tube engendré par des lignes de courant s'appuyant sur une surface donnée) n'est plus constante le long de ce tube.

On a donc :

$$\left(z_1 + \frac{p_1}{\rho g} + \frac{v_1^2}{2g} \right) - \left(z_2 + \frac{p_2}{\rho g} + \frac{v_2^2}{2g} \right) = \Delta h \quad (1.36)$$

Où Δh est la perte de charge entre les deux sections du tube [L].

I.2.6.3. Équations de Navier-Stokes (conservation de la quantité de mouvement)

La condition d'équilibre des forces (éq. 1.18 ;1.21) selon l'équation de Newton décrite précédemment est donc :

$$F_v + F_p + F_f = F_i \quad [MLT^{-2}] \quad (1.37)$$

$$-\frac{\partial p}{\partial y} + \mu \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) = \rho \left(\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} \right)$$

$$-\frac{\partial p}{\partial x} + \mu \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \right) = \rho \left(\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} \right) \quad (1.38)$$

$$\rho g - \frac{\partial p}{\partial z} + \mu \left(\frac{\partial^2 w}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} \right) = \rho \left(\frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} \right)$$

Ces équations sont les équations générales de la, dynamique des fluides réels ou équations de Navier-Stokes. Elles sont valables pour un écoulement laminaire d'un fluide incompressible[16].

Les trois équations de Navier-Stokes (éq.1.44) et l'équation de continuité (éq.1.29) sont les quatre équations simultanées nécessaires pour résoudre les problèmes de la mécanique des fluides à quatre inconnues à savoir les composantes u, v et w de la vitesse et la pression p . La solution de ce système d'équation requiert la connaissance des conditions aux limites [16].

I.2.7. Application des équations fondamentales

I.2.7.1. Ecoulement dans une conduite cylindrique

Un écoulement laminaire, incompressible et permanent dans une conduite cylindrique droite et de section circulaire) et appelé écoulement de Hagen-poiseuille. Cet écoulement peut être considéré comme axisymétrique par rapport au centre de la conduite ; en effet, sur une section perpendiculaire à l'écoulement, la vitesse varie de la paroi (vitesse nulle) vers le centre (vitesse maximale). Ce type d'écoulement peut être en première approximation celui qui prévaut dans un pore de section quasi circulaire du milieu poreux[16].

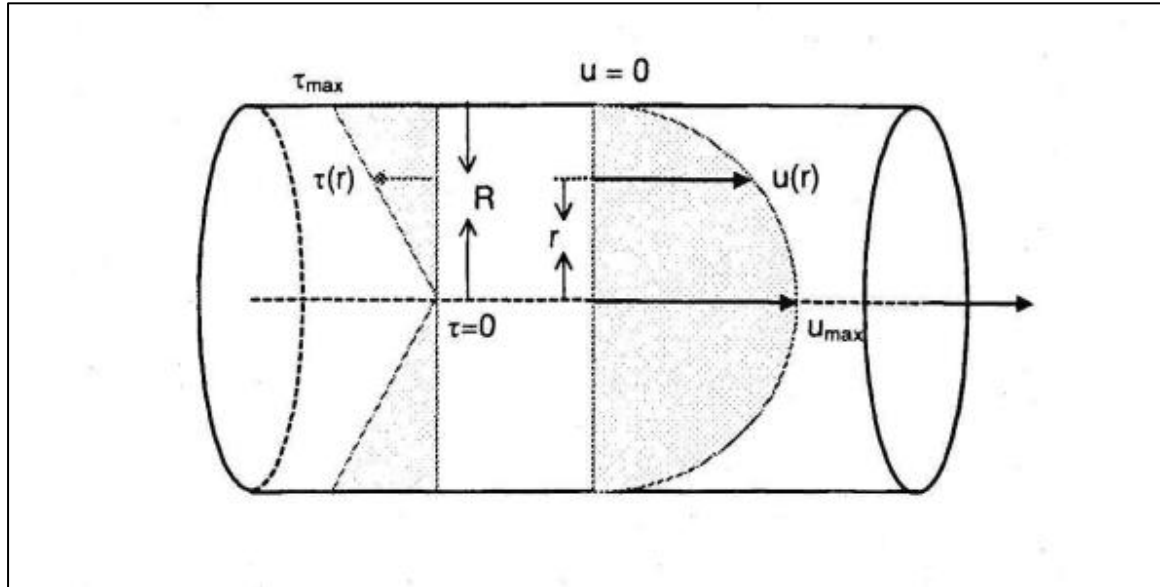


Fig. I.11. Représentation des vitesses et contraintes tangentielles dans l'écoulement de Poiseuille dans une conduite cylindrique [16].

Pour un écoulement unidimensionnel (suivant la direction x , par exemple : les composantes de vitesse v et w étant alors nulles), permanent (la variation de la vitesse avec le temps est nulle) et uniforme (la composante u est indépendante de x , c'est-à-dire que l'accélération suivant x est nulle), la première des équations (1.38) se réduit à :

$$-\frac{\partial p}{\partial x} + \mu \left(\frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) = 0 \quad (1.39)$$

En coordonnées cylindriques, cette équation s'écrit :

$$\frac{\partial p}{\partial x} = \mu \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial u}{\partial r} \right) = \mu \left(\frac{\partial^2 u}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial u}{\partial r} \right) \quad (1.40)$$

Soit, pour la première égalité :

$$\frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial u}{\partial r} \right) = \frac{1}{\mu} \frac{\partial p}{\partial x} r \quad (1.41)$$

L'intégration par rapport à r donne :

$$r \frac{\partial u}{\partial r} = \frac{1}{\mu} \left(\frac{\partial p}{\partial x} \right) \frac{r^2}{2} + C_1 \quad (1.42)$$

Puis en continuant :

$$u = \frac{1}{\mu} \left(\frac{\partial p}{\partial x} \right) \frac{r^2}{4} + C_1 \ln(r) + C_2 \quad (1.43)$$

Les constantes d'intégration C_1 et C_2 sont déterminées par les conditions aux limites suivantes:

- pour $r = 0$ (sur l'axe du cylindre : l'origine des axes étant prise au centre du cylindre), on a $u = u_{max}$ (vitesse maximale) et $\partial u / \partial r = 0$.

- Pour $r = R$ (aux Parois), on a $u = 0$. Ce qui donne $C_1 = 0$ et $C_2 = -(\partial p / \partial r) [R^2 / (4\mu)]$.

L'équation précédente devient donc (loi de Hagen-Poiseuille) :

$$u = \frac{1}{4\mu} \left(\frac{\partial p}{\partial x} \right) (r^2 - R^2) = \frac{1}{4\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) R^2 \left(1 - \frac{r^2}{R^2} \right) \quad (1.44)$$

La répartition des vitesses dans une conduite circulaire est donc parabolique[16]. La vitesse maximale sur l'axe du cylindre ($r = 0$), est:

$$u_{max} = \frac{1}{4\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) R^2 \quad (1.45)$$

Le débit Q qui traverse la section totale du tube est :

$$Q = \int_0^R [u(2\pi r dr)] = \int_0^R \left[\frac{1}{4\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) (R^2 - r^2) (2\pi r dr) \right] \quad (1.46)$$

Soit :

$$Q = \frac{\pi}{8\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) R^4 \quad (1.47)$$

La vitesse moyenne u_M dans la section du tube est alors :

$$u_M = \frac{Q}{\pi R^2} = \frac{1}{8\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) R^2 = \frac{1}{2} u_{max} \quad (1.48)$$

I.2.6.Écoulement entre deux plaques parallèles et immobiles

Soit un liquide incompressible en écoulement bidimensionnel permanent entre deux plaques planes infinies, immobiles, horizontales, parallèles et distantes de e . Ce type d'écoulement peut être considéré en première approximation comme celui ayant lieu dans une fissure plane d'un milieu fissuré [16].

On peut faire un raisonnement analogue à celui du paragraphe précédent; mais dans le cas des plaques parallèles, les dérivées par rapport à y sont aussi nulles. L'équation (1.39) devient donc :

$$-\frac{\partial p}{\partial x} + \mu \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} = 0 \quad (1.49)$$

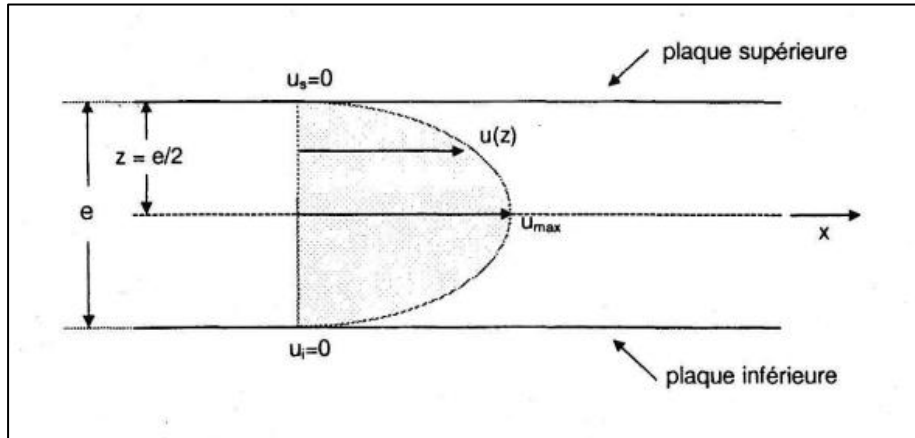


Fig.I.12. Représentation des vitesses dans l'écoulement entre deux plaques parallèles et immobiles [16].

Par intégration par rapport à z , on obtient :

$$\frac{\partial u}{\partial z} = \frac{1}{\mu} \left(\frac{\partial p}{\partial x} \right) z + C_1 \quad (1.50)$$

Puis :

$$u = \frac{1}{\mu} \left(\frac{\partial p}{\partial x} \right) \frac{z^2}{2} + C_1 z + C_2 \quad (1.51)$$

La vitesse étant nulle pour les deux filets fluides au contact avec les deux plaques c'est-à-dire pour $z = \pm e/2$ (l'origine de l'axe z étant prise à mi-distance entre les plaques on a donc $C_1=0$. La constante C_2 est alors égale à :

$$C_2 = \frac{1}{2\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) \frac{e^2}{4} \quad (1.52)$$

L'équation (1.51) devient ainsi :

$$u = \frac{1}{2\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) \left(\frac{e^2}{4} - z^2 \right) \quad (1.53)$$

La répartition de la vitesse suivant z est ici aussi une parabole. La vitesse maximale, à $z=0$, (mi-distance entre les plaques)' est :

$$u_{max} = \frac{1}{8\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) e^2 \quad (1.54)$$

Le débit, par unité de largeur qui s'écoule entre les deux plans est :

$$Q = \int_{-\frac{e}{2}}^{+\frac{e}{2}} u dz = \int_{-\frac{e}{2}}^{+\frac{e}{2}} \frac{1}{2\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) \left(\frac{e^2}{4} - z^2 \right) dz \quad (1.55)$$

$$Q = \left[\frac{1}{2\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) \left(\frac{e^2 z}{4} - \frac{z^3}{3} \right) \right]_{-e/2}^{+e/2} = \frac{1}{12\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) e^3$$

La vitesse moyenne u_M est alors :

$$u_M = \frac{Q}{e} = \frac{1}{12\mu} \left(-\frac{\partial p}{\partial x} \right) e^2 = \frac{2}{3} u_{max} \quad (1.56)$$

Dans le cas des écoulements dans une fissure d'épaisseur b constante, limitée par des plans imperméables on peut utiliser l'équation (1.56) de la vitesse moyenne en remplaçant $\partial p/\partial x$ par $\rho g \partial h/\partial x$, ou $\partial h/\partial x$ est le gradient hydraulique [16].

I.2.8.Équation de Darcy

I.2.8.1.Établissement de l'équation de Darcy

L'eau souterraine s'écoule des niveaux d'énergie élevée aux niveaux d'énergie plus faible , cette énergie étant essentiellement ,le résultat de l'altitude et de la pression voir l'équation de Bernoulli [16]. En effet, l'énergie cinétique proportionnelle au carré de la vitesse (éq1.33 à 1.35), est négligeable parce que les vitesses sont très petites' surtout en écoulement laminaire une perte d'énergie survient lors de l'écoulement résultant du frottement contre les solide du milieu granulaire Cette perte d'énergie par unité de longueur du chemin parcouru dénommée gradient hydraulique, est directement proportionnelle à la vitesse de l'eau en écoulement laminaire' L'équation qui exprime

cette proportionnalité du gradient hydraulique et de la vitesse d'écoulement est la loi de Darcy[16].

Darcy a obtenu expérimentalement (en1856) la formule représentant l'écoulement de l'eau dans un milieu poreux, (sableux principalement) (figure I.13):

$$Q = \frac{KA}{L} \Delta h = KiA = V_D A \quad (1.57)$$

Ou Q= débit d'écoulement [L³T⁻¹].

A= section de l'échantillon perpendiculaire à l'écoulement [L²].

L= longueur de l'échantillon.

Δh = différence de charges entre l'entrée et la sortie de l'échantillon [L].

V_D =vitesse apparente de Darcy (vitesse de filtration) [LT⁻¹].

$i = \Delta h/L = \partial h / \partial l = \partial \phi / (g \partial l) =$ gradient hydraulique .

K= conductivité hydraulique [LT⁻¹].

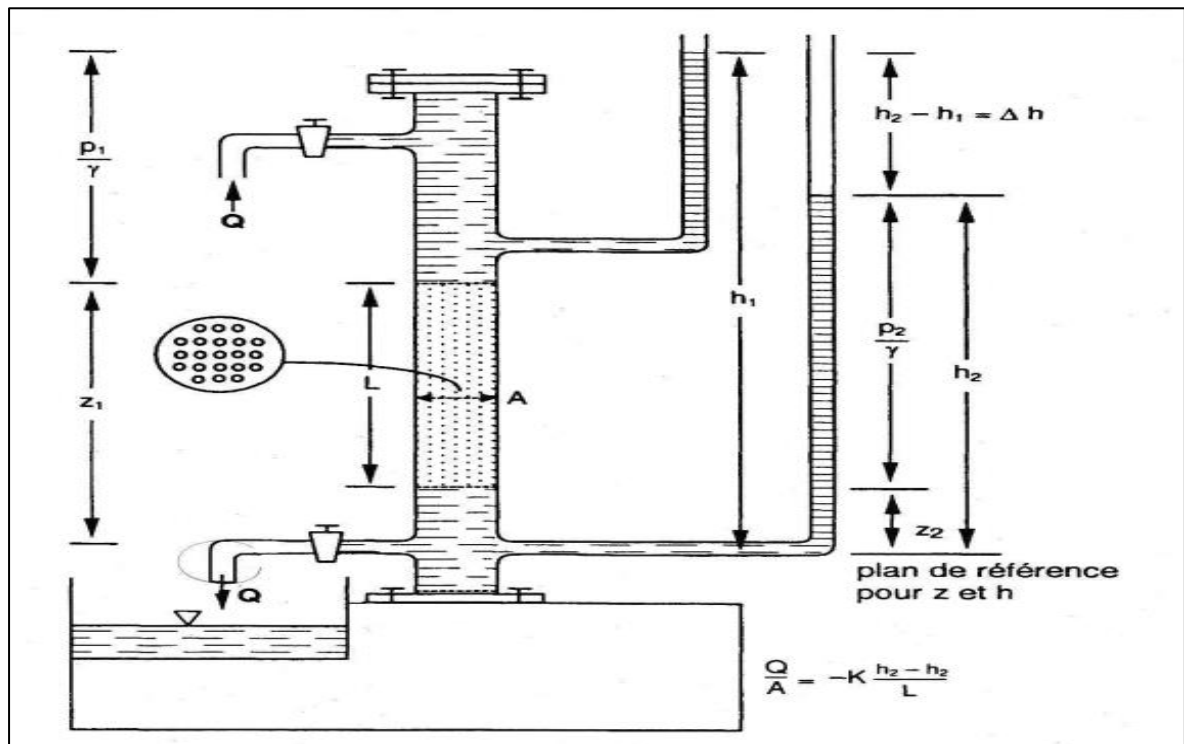


Fig.I.13. Appareil de Darcy destiné à déterminer les paramètres de l'écoulement de l'eau à travers une colonne de sable [16].

L'équation de Darcy s'exprime dans sa forme générale :

$$Q_i = -KA \frac{\partial h}{\partial l} = -\frac{KA}{g} \frac{\partial \varphi}{\partial l} \quad (1.58)$$

où l prend les valeurs x , y et z . Le signe (-) de l'équation de Darcy traduit le fait que la vitesse est dirigée dans le sens des charges décroissantes. La conductivité hydraulique K constitue le paramètre clé de l'écoulement souterrain représenté par la loi de Darcy. Elle indique le degré de perméabilité à l'eau du terrain- Parfois appelée (historiquement) coefficient de Darcy ou, abusivement, perméabilité, elle peut aussi être exprimée en darcy (une perméabilité de 1 darcy équivaut à une conductivité hydraulique de $9,610 \cdot 10^{-6}$ m/s pour une eau à 20°C et de viscosité $\mu = 1$ centipoise). La conductivité hydraulique est liée à la fois aux propriétés du milieu (regroupées sous la forme du paramètre de perméabilité intrinsèque K_i) ainsi qu'à celles du fluide (sa viscosité μ et son poids volumique $\gamma = \rho \cdot g$) qui s'écoule dans ce milieu :

$$K = K_i \frac{\gamma}{\mu} = K_i \frac{\rho g}{\mu} \quad (1.59)$$

La conductivité hydraulique est donc une fonction du rapport c/μ . La masse volumique ρ et la viscosité absolue μ de n'importe quel fluide. Varient avec la température et la pression (voire éq.1.6et 1.9) Toute variation de ρ (par exemple en fonction du contenu en sel) ou de μ (par exemple en fonction de la température) du fluide s'accompagne donc d'une variation de K .

I.2.8.2. Analogie entre la loi de Darcy et l'écoulement dans les tubes cylindriques

L'analogie entre l'écoulement d'eau souterraine et l'écoulement laminaire dans les tubes ou tuyaux avait été reconnue par Darcy (en 1856) et Dupuit (en 1863). Les expériences avec écoulement dans les tuyaux avaient été initialement conduites par Hagen en 1839 (Hagen,1853) et presque simultanément par Poiseuille (en 1840 et 1841). Dans un tube de rayon R , $Q = v \cdot S$, avec la vitesse moyenne donnée par l'équation, (1.48) et S la section du tube. Dans la loi de Darcy $Q = VD \cdot A$, avec VD la vitesse moyenne de filtration donnée par l'équation (1.57). En comparant les deux équations, on trouve :

$$K = \frac{1}{8} R^2 \frac{\gamma}{\mu} \text{ soit } K_i \frac{1}{8} R^2 \quad (1.60)$$

L'écoulement des eaux souterraines pourrait donc être traité microscopiquement par des lois de Hydrodynamique si la matrice granulaire du milieu poreux était un simple assemblage géométrique de tubes parallèles, non connectés latéralement. Malheureusement, le chemin de filtration est tortueux et il ne peut donc y avoir d'analogie rigoureuse entre l'écoulement microscopique dans les tubes cylindrique et la loi de Darcy qui gère l'écoulement macroscopique dans les milieux Poreux [16].

L'équation de Darcy permet aussi de résoudre deux difficultés existant en hydrodynamique, en introduisant un double concept moyen macroscopique. D'une part, elle considère la vitesse moyenne de filtration (vitesse "fictive ou apparente" de Darcy ou décharge spécifique) à travers une section donnée du milieu Poreux, au lieu de la vraie vitesse de pore existant réellement entre les grains D'autre part elle considère les valeurs moyennes de gradient hydraulique au lieu des valeurs locales prévalant à l'échelle du Pore [16].

I.2.8.3. Domaine de validité de la loi de Darcy

La loi de Darcy n'est valide que pour les écoulements laminaires. Le gradient hydraulique limite, au-delà duquel la loi de Darcy n'est plus applicable, dépend essentiellement du milieu considéré [16].

Dans le cas de l'écoulement d'un fluide à travers un tube circulaire de diamètre D (tube de Poiseuille), la vitesse critique v_c au-delà de laquelle l'écoulement passe d'un écoulement laminaire à un écoulement turbulent est groupée, avec d'autres paramètres, dans le nombre de Reynolds Re (éq.1.24).

La loi de Darcy est valable pour des nombres de Reynolds Re inférieurs à une valeur comprise entre 1 et 10 selon les matériaux (Schneebeli, 1978)

I.2.8.4. Facteurs influençant K

La conductivité hydraulique est liée physiquement ou empiriquement à différentes propriétés du milieu :

$$K = C_s \frac{\gamma}{\mu} \frac{e^3}{1+e} D_s^2 = C_s \frac{\rho g}{\mu} \frac{n^3}{1-n} D_s^2 \quad (1.61)$$

Où e = indice de vide = Volume de vide (V_v)/Volume de solide (V_s) ;

n = porosité = Volume de vide (V_v)/Volume total (V_t) ;

C_s = facteur qui dépend de la structure du matériau et de la tortuosité de l'écoulement;

D_s = diamètre des grains d'un milieu d'écoulement idéal constitué de grains sphériques d'égale dimension; D_s est fréquemment voisin du D_{10} , c'est-à-dire du diamètre pour lequel 10 % des grains sont plus petits et 90% plus gros. Ces équations ne peuvent pas être utilisées comme telles pour calculer K à cause de la complexité de la détermination de C_s et de D_s ; elles indiquent néanmoins que K varie globalement avec le carré de la dimension moyenne de grains. Pour le sable, par exemple, Hazen (1911) a proposé la formule empirique suivante :

$$K = CD_{10}^2 \quad (1.62)$$

Avec :

K en cm s^{-1} , D en cm et C en $\text{cm}^{-1}\text{s}^{-1}$, prenant des valeurs autour de 100 (de 81 à 117 pour les travaux de Hazen ; de 41 à 150 pour d'autres auteurs). L'équation de Hazen n'est applicable que pour des valeurs de D_{10} comprises entre 0.1 et 3 mm et pour un coefficient d'uniformité (D_{60}/D_{10}) supérieur à 5.

En comparant l'équation (1.62) à l'équation (1.61)' on trouve :

$$C = C_s \frac{\gamma}{\mu} \frac{e^3}{1+e} \quad (1.63)$$

On obtient par ailleurs pour la perméabilité intrinsèque k_i [L2] avec (1.59) et (1.61) :

$$k_i = C_s D_s^2 \frac{e^3}{1+e} g \quad (1.64)$$

Ce coefficient est donc fonction du milieu seul et indépendant du fluide qui s'y écoule. il est exprimé en m^2 (unité SI), anciennement en darcy ($1 \text{ darcy} = 0.987 \cdot 10^{-12} \text{m}^2$) (Castany et Margat, 1977).

I.2.9. Équation de diffusivité (Laplace)

La loi de base de l'écoulement de l'eau souterraine est donc la loi de Darcy. En la combinant avec l'équation de continuité, on obtient une équation aux dérivées partielles que l'on appelle équation de diffusivité ou Équation Laplace [16].

I.2.9.1.Écoulemente nappe captive

Une nappe captive est limitée au-dessus (toit) et en dessous (mur ou substratum) par des couches imperméables. Dans les nappes captives, la pression de l'eau habituellement plus élevée que la pression atmosphérique, de telle sorte que dans un puits atteignant. Une telle nappe le niveau d'eau, cherchant à se mettre en équilibre atmosphérique monte au-dessus du toit et même quelque fois au-dessus de la surface du sol (puits jaillissants ou artésiens).

L'établissement de l'équation générale qui gouverne l'écoulement de l'eau souterraine suit le principe d'hydraulique générale. La variation, durant un certain intervalle de temps dt de la masse d'un volume fini de porosité n s'exprime de la façon suivante :

$$\frac{\partial(np)}{\partial t} = \rho \frac{\partial n}{\partial t} + n \frac{\partial \rho}{\partial t} \quad (1.65)$$

Les termes entre crochets de cette équation sont dépendants de la pression p des pores, de la compressibilité β du fluide et de la compressibilité α (inverse du module d'élasticité) de l'aquifère:

$$\alpha = \frac{\left(\frac{-\partial V_T}{V_T}\right)}{\partial \sigma} \quad (1.66)$$

Où :

V_T = volume total d'une masse donnée de terrain [L3] ;

σ = contrainte Dan effective [ML-1T-2].

La variation de la porosité est essentiellement due à la compression verticale, tandis que la compression latérale du milieu est négligeable. La variation de la porosité avec le temps peut donc s'écrire :

$$\frac{\partial n}{\partial t} = -(1 - n)\alpha \frac{\partial p}{\partial t} \quad (1.67)$$

Où p représente la contrainte effective verticale [ML-1T-2].

En introduisant la compressibilité de l'eau, la variation de la masse avec le temps (second terme de droite de l'équation 1.65) peut s'écrire :

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} = \rho \beta \frac{\partial p}{\partial t} \quad (1.68)$$

En introduisant les équations (1.67) et (1.68) dans l'équation (1.65), on obtient:

$$\frac{\partial(\rho p)}{\partial t} = [\rho(1 - n)\alpha + n\rho\beta] \frac{\partial \rho}{\partial t} \quad (1.69)$$

L'équation de continuité des écoulements souterrains peut donc s'écrire :

$$\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z} = \rho[(1 - n)\alpha + n\beta] \frac{\partial \rho}{\partial t} \quad (1.70)$$

En utilisant l'équation de Darcy ($u = -K \partial h / \partial x$; $v = -K \partial h / \partial y$ et $w = -K \partial h / \partial z$) et en remplaçant $\partial p / \partial t$ par $\rho g \partial h / \partial t$, l'équation précédente devient après arrangement:

$$\frac{S_s}{K} \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \nabla^2 h \quad (1.71)$$

Cette équation est l'équation générale de Laplace pour le régime transitoire (∇^2 étant le Laplacien), où

S_s est le coefficient d'emmagasinement spécifique, égal à :

$$S_s = \rho g [(1 - n)\alpha + n\beta] \quad (1.72)$$

Le coefficient d'emmagasinement spécifique d'un matériau aquifère représente sa capacité à libérer de l'eau sous l'effet d'un abaissement de la charge hydraulique. C'est le volume d'eau libéré par un volume unitaire de ce matériau pour une baisse unitaire de charge hydraulique. Son unité est L-1 ou plus physiquement $L^3 L^{-3} L^{-1}$.

Ses deux termes sont donc :

$(1 - n) \rho g \alpha$ = eau de stockage libérée suite à la décompression de la matrice intergranulaire, par unité de volume et par unité de baisse de charge hydraulique.

$\rho g \beta$ = eau de stockage libérée suite à l'expansion de l'eau, par unité de volume et par unité baisse de charge hydraulique

Dans le cas d'une nappe captive d'épaisseur b , l'équation (1.71) devient :

$$\frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \nabla^2 h \quad (1.73)$$

Où $S=S_s.b$ est le coefficient d'emmagasinement et $T=K.b$ la transmissivité. Pour un régime permanent ($\frac{\partial h}{\partial t} = 0$), l'équation de Laplace devient :

$$0 = \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = \nabla^2 h \quad (1.74)$$

En coordonnées cylindriques (r, θ, z) l'équation (1.73) s'écrit :

$$\frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial h}{\partial r} \right) + \frac{1}{r^2} \frac{\partial^2 h}{\partial \theta^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} \quad (1.75)$$

En écoulement bidimensionnel (r, z) axisymétrique, l'équation (1.75) devient:

$$\frac{S}{T} \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left(r \frac{\partial h}{\partial r} \right) + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} \quad (1.76)$$

Considérons, comme exemple illustratif de la solution de l'équation de Laplace, le cas d'une nappe captive d'épaisseur constante b , de conductivité hydraulique constante K , sans recharge par infiltration ni perte par évapotranspiration ; écoulement y est horizontal et les équipotentielles verticales L'écoulement permanent crée un gradient linéaire ; la vitesse d'écoulement est horizontale et constant sur toute l'épaisseur de la nappe. Le niveau piézométrique ne dépend alors que de la distance par rapport à certains points de la nappe où s'appliquent des conditions hydrodynamique particulières (conditions limites) pour de tels écoulements, la loi de Darcy est directement applicable[16].

Si l'on dispose de deux puits d'observations le long d'un axe d'écoulement, on peut y mesurer les charges hydrauliques h_1 et h_2 . Le débit q par unité de largeur peut alors être déterminé par la loi de Darcy :

$$q = -Kb \frac{dh}{dx} \quad (1.77)$$

Où dx = distance séparant les deux puits d'observations [L] ; dh/dx = gradient hydraulique. La charge hydraulique h à une distance quelconque x entre les deux puits d'observation est alors :

$$h_x = h_1 - \frac{q}{Kb} x \quad (1.78)$$

I.2.9.2. Écoulement en nappe libre

Une nappe libre, dénommée plus formellement nappe à surface libre, est limitée au mur (strate inférieure) par une couche imperméable et au-dessus par une surface libre. (C'est-à-dire par sa propre limite avec la zone non saturée sus-jacente). le niveau d'eau dans un puits captant une nappe libre est à la pression atmosphérique et ne peut donc pas monter plus haut que la surface libre (par définition de la nappe à surface libre). L'épaisseur saturée d'une nappe libre peut aussi varier dans le temps. Dans ces conditions, sa transmissivité change aussi. L'équation générale de l'écoulement transitoire des nappes libres, connue sous le nom d'équation de Boussinesq (1894), s'écrit:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{K}{2} \frac{\partial (h^2)}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{K}{2} \frac{\partial (h^2)}{\partial y} \right) + N = \nabla^2 \frac{K}{2} h^2 + N = S_p \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1.79)$$

Où

N = infiltration efficace ($N > 0$) ou perte par évapotranspiration ($N < 0$) par unité de surface [LT-1].

S_p = porosité efficace. Pour un aquifère homogène.

(K = constante) et à substratum horizontal, l'équation de l'écoulement transitoire dans les nappes libres se simplifie et devient l'équation de Dupuit (1863) ou de Forchheimer (1886) :

$$\frac{K}{2} \left[\frac{\partial^2 (h^2)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 (h^2)}{\partial y^2} \right] + N = \frac{K}{2} \nabla^2 h^2 + N = S_p \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1.80)$$

Pour un régime permanent l'écoulement est alors géré par l'équation de Poisson en h^2 :

$$\frac{K}{2} \left[\frac{\partial^2 (h^2)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 (h^2)}{\partial y^2} \right] + N = \frac{K}{2} \nabla^2 h^2 + N = 0 \quad (1.81)$$

En l'absence d'infiltration efficace ou de perte par évapotranspiration, l'équation de Laplace en nappe libre et en régime permanent est :

$$\frac{\partial^2 (h^2)}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 (h^2)}{\partial y^2} = \nabla^2 h^2 = 0 \quad (1.82)$$

On remarque que l'équation de Boussinesq est non linéaire pour la variable h ; par contre, l'équation de Dupuit-Forchheimer est linéaire en h^2 .

1.2.9.2. Écoulement en milieu non saturé (équation de Richards, 1931)

L'écoulement en milieu non saturé est un cas particulier d'écoulement biphasique (eau-air). Dans ce cas, en effet, on suppose que la phase air est immobile et, par conséquent, ne participe pas au mouvement (ce qui n'est vrai qu'en partie). On ne calcule ainsi le mouvement que dans et pour la phase eau. Degré de saturation S_r et la teneur en eau ω jouent un rôle important dans les écoulements en milieu non saturé. Ces deux paramètres sont liés entre eux par la relation suivante [16] :

$$S_r = \frac{V_e}{V_v} = \frac{\omega}{n} \tag{1.83}$$

Avec :

V_e = volume d'eau;

V_v = volume de vide;

n = Porosité ;

ω = teneur en eau = V_e / V_t ;

V_t = volume total.

La conductivité hydraulique devient ici une fonction de la teneur en eau ω . Elle n'est donc pas constante comme en milieu saturé. On doit ainsi déterminer au préalable, de façon expérimentale, la relation $K(\omega)$. Pour un écoulement dans un volume élémentaire partiellement saturé, l'équation de continuité (1.70) doit ici tenir compte de la variation de la teneur en eau aussi bien que des changements de l'emménagement dus à l'expansion et à la compaction, ce qui donne :

$$\frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z} = \rho[(1 - n)\alpha + \omega\beta] \frac{\partial \rho}{\partial t} + \rho \frac{\partial \omega}{\partial t} \tag{1.84}$$

Considérant le milieu et le fluide peu compressibles et en introduisant la loi de Darcy, en tenant compte de la variation de la conductivité hydraulique avec la teneur en eau et en utilisant les dérivées de l'équation (1.83), l'équation (1.84) s'écrit :

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K(\omega)_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K(\omega)_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K(\omega)_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = \frac{\partial \omega}{\partial t} \tag{1.85}$$

Cette équation constitue l'équation de base de l'écoulement transitoire dans un milieu poreux non saturé. Elle est appelée équation de Richards (1931), en l'honneur du pédologue qui la développa pour la première fois [16].

En milieu non saturé, l'écoulement est généralement supposé unidirectionnel et vertical. La composante w de la vitesse est donc prédominante par rapport aux deux autres composantes qui sont ainsi négligées[16].

L'obtention de la relation expérimentale $K(\omega)$ demeure la principale difficulté de l'application de l'équation de Richards. Différents auteurs ont fourni des relations empiriques permettant l'évaluation de $K(\omega)$, dont la relation cubique de Irmay (dans Bear, 1972) :

$$K(\omega) = \left(\frac{\omega - C_{pf}}{C_{cc} - C_{pf}} \right)^3 \quad (1.86)$$

Où C_{pf} est le contenu en eau au point de flétrissement (teneur en eau en dessous de laquelle les plantes flétrissent par manque d'eau).

C_{cc} est le contenu en eau à la capacité au champ (ou capacité de rétention) . Mualem (1986) présente d'autres relations empiriques[16].

I.2.10. Conditions aux limites

Pour résoudre un problème physique quelconque, comme celui de l'écoulement d'un liquide à travers un domaine donné du milieu poreux, il faut choisir, parmi le nombre infini de solutions possibles, celle qui seule satisfait certaines conditions imposées par les limites du domaine considéré. Ces conditions sont dénommées conditions aux limites. Si le problème compte, parmi ses variables dépendantes, la variable temps (cas de l'écoulement transitoire par exemple), les conditions aux limites doivent être spécifiées pour chaque temps $t \geq 0$ et les conditions initiales ($t=0$) du domaine doivent être connues. De façon générale, les conditions aux limites liées à l'équation de diffusivité servant à résoudre les problèmes d'hydrodynamique souterraine doivent inclure la forme géométrique de la limite et la façon dont la variable dépendante (par exemple le potentiel ϕ , la charge hydraulique h , la pression p ou la fonction de courant ψ) et/ou ses dérivées varient à cette limite [16].

I.2.10.1. Conditions de potentiel (conditions de Dirichlet)

Les conditions de potentiel s'expriment par $\phi = \phi_0 = \text{constante}$. Dans ce cas la limite est une surface équipotentielle (ou une courbe, dans le cas d'un écoulement bidimensionnel). Les conditions de potentiel peuvent être :

- le contact de la nappe avec un plan d'eau libre (rivière, lac, etc.).
- une ligne de source : la cote de l'eau dans la source est imposée lorsque la nappe s'écoule vers l'extérieur

Les affleurements de la nappe dans certains cas où le flux pouvant entrer par ces affleurements est supérieur au flux s'écoulant vers l'intérieur de la nappe [16].

I.2.10.2. Conditions de flux (conditions de Neumann)

I.2.10.2.A. les limites à flux imposé non nul

Le long d'une surface équipotentielle (ou d'une courbe, dans le cas d'un écoulement bidimensionnel), le flux normal à la limite est décrit en tout point de la limite comme une fonction de la position sur cette limite (et du temps, dans le cas d'un écoulement transitoire) :

$$q_n = q \cdot n = f(x, y, z, t) \text{ en milieu anisotrope} \quad (1.87)$$

$$\nabla\phi \cdot n = \frac{\partial\phi}{\partial l_n} = f(x, y, z, t) \text{ en milieu isotrope}$$

où q_n = composante de q normal à la limite ; n = direction normale d'entrée à travers la limite l = distance mesurée le long de n . Une limite à flux imposé non nul Peut être :

- _un affleurement de la nappe où le flux entrant est inférieur au flux pouvant s'écouler dans la nappe c'est le flux entrant qui est imposé[16].
- _un prélèvement à débit constant dans un ouvrage (puits, tranchée, etc.).
- _le contact entre deux aquifères de perméabilités différentes, si le contraste de perméabilités est très élevé [16].

Dans ce dernier cas, pour des aquifères couches superposés, la ligne de courant dont l'angle est incident à une surface de discontinuité est réfractée à travers cette surface plane telle que :

$$\frac{\tan\alpha}{\tan\beta} = \frac{K_1}{K_2} \quad (1.88)$$

Où α est l'angle d'incidence et β l'angle de réfraction. Si $K_1 \gg K_2$, avec K_1 et K_2 les conductivités hydrauliques des couches 1 et 2 respectivement, on a $\alpha \gg \beta$ et la ligne de courant réfractée approche la normale à la limite en passant de la couche la plus perméable (couche 1) à la couche la moins perméable (couche 2).

Par contre, si $K_2 \gg K_1$. On a $\beta \gg \alpha$ et la ligne de courant réfléchi devient pratiquement horizontale en passant de la couche la moins perméable (couche 1) à la couche la plus perméable (couche 2). Cela justifie d'ailleurs l'hypothèse d'un écoulement pratiquement horizontal dans les aquifères semi-captifs relativement épais. Si le contraste entre les deux perméabilités est très élevé, par exemple si $K_2/K_1 \rightarrow \infty$, et si l'on s'intéresse à l'écoulement dans la couche 1, l'interface entre les deux couches devient approximativement une limite équipotentielle, et l'écoulement dans la couche 1 à son voisinage est quasi-perpendiculaire [16].

I.2.10.2.A. Les limites à flux nul

Le long d'une limite imperméable, le flux normal à la limite est nul; par conséquent:

$$q_n = q \cdot n = 0 \text{ en milieu anisotrope} \tag{1.89}$$

$$\nabla\phi \cdot n = \frac{\partial\phi}{\partial l_n} = 0 \text{ en milieu isotrope}$$

En écoulement bidimensionnel, la limite imperméable est donc une ligne de courant; on peut ainsi écrire, le long de la courbe limite :

$$\Psi = \text{constant} \text{ ou } \psi = \psi(t) \tag{1.90}$$

$$\text{Soit } \frac{\partial\Psi}{\partial s} = 0 \quad \nabla\Psi \cdot n = 0$$

Où s = distance mesurée le long de la courbe limite.

I.2.10.3. Conditions mixtes de potentiel et de flux (conditions de Cauchy ou de Fourier)

Les conditions mixtes de potentiel et de flux se produisent lorsque le potentiel et ses dérivées normales sont simultanément décrites sur la limite, sous la forme combinée :

$$\frac{\partial\phi}{\partial n} + \lambda(x, y, z, t)\phi = f(x, y, z, t)$$

Ou

$$\frac{\partial\phi}{\partial n} + \lambda(s)\phi = f(s) \tag{1.91}$$

Où λ et f sont des fonctions connues. C'est le cas, par exemple, d'une rivière drainant ou alimentant une nappe mais dont le fond serait colmaté par une couche de vase peut perméable d'épaisseur e' , et de conductivité hydraulique K' . les conditions à la surface de contact nappe-rivière sont (de Marsily,1981) :

$$-K \frac{\partial h}{\partial n} + \frac{K'}{e'} h = \frac{K'}{e'} h_r \quad (1.92)$$

Où h =charge hydraulique de la nappe, h_r =charge hydraulique de la rivière[16].

I.3. Conclusion du chapitre

L'estimation de différentes propriétés du influençant les écoulements souterrains dans les aquifères. Jeu un rôle pour étudier mécanique et les conditions d'équilibre des fluides.

Les phénomènes physiques souterraine pouvoir traduite se forme numérique et présenté par différent équations se basent sur des hypothèses contraignantes, la modélisation des écoulements de surface c'est une l'étude plus précise de Comportement les matériaux ou les fluides dans an aquifère pour représenter différents solutions.

L'ensemble des théories, définition et calculs, et les différents rapproches des résolutions de ces équations présente dans ce chapitre sont des résultats de base bien connus dont l'importance nécessite néanmoins un bref rappel, les principaux rappels sont effectué de manière à présenter les orientations principal.

Chapitre II
Caractérisations des aquifères
&
Généralité sur la pollution

II.1.Introduction

Nous nous intéressons dans cette étude à la espèce polluante dans une aquifère active par un débit d'alimentation constant. Aquifère. Corps (couche, massif) de roches perméables comportant une zone saturée -ensemble du milieu solide et de l'eau contenue-, suffisamment conducteur d'eau souterraine pour permettre l'écoulement significatif d'une nappe souterraine et le captage de quantités d'eau appréciables. Un aquifère peut comporter une zone non saturée.

En Hydrodynamique, est une étude tous les comportements liée avec les mouvements des fluides dans une aquifère par liaison physiques avec la matrice solide ; leur définir l'organisation spatiale et les caractéristiques des écoulements souterrains dans le massif aquifère et pour caractériser les variations qui s'opèrent au sein du réservoir. Et étudier l'infiltration des eaux dans le sous-sol.

En Plusieurs pays, la qualité de l'eau se dégrade en raison de l'augmentation de la pollution et de la surexploitation et la majorité de la contamination de la nappe par les nitrates et est d'origine agricole. est une préoccupation constante pour l'environnement et souffre vraisemblablement d'une pénurie chronique d'eau assez grave pour entraver le développement et affecter la santé humaine (Falkenmark et Lindh 1974)

Dans ce chapitre, nous définissons d'abord les caractéristiques des aquifère puis nous décrivons les effets pollution aux plusieurs niveaux (sol, air, atmosphère).

A. Définition d'une aquifère

Un aquifère est un corps géométriquement défini et non un milieu indéfini. Selon la complexité de sa structure et selon le phénomène hydrodynamique dont on considère qu'il est le siège, un aquifère est schématisé par un modèle - ou système- uni-, bi- ou tridimensionnel, homogène ou hétérogène : cf. aquifère monocouche, bicouche, tri couche, multicouche; aquifère compartimenté; aquifère stratifié Les caractéristiques hydrauliques telles que la transmissivité et le coefficient d'emmagasinement servant à décrire un aquifère se rapportent à sa partie saturée. Réf. Schoeller, 1962

B. Définition d'une aquifère active

Corps (couche, massif) de roches perméables comportant une zone saturée -ensemble du milieu solide et de l'eau contenue-, suffisamment conducteur d'eau souterraine pour permettre l'écoulement significatif d'une nappe souterraine et le captage de quantités d'eau appréciables. Un aquifère peut comporter une zone non saturée.

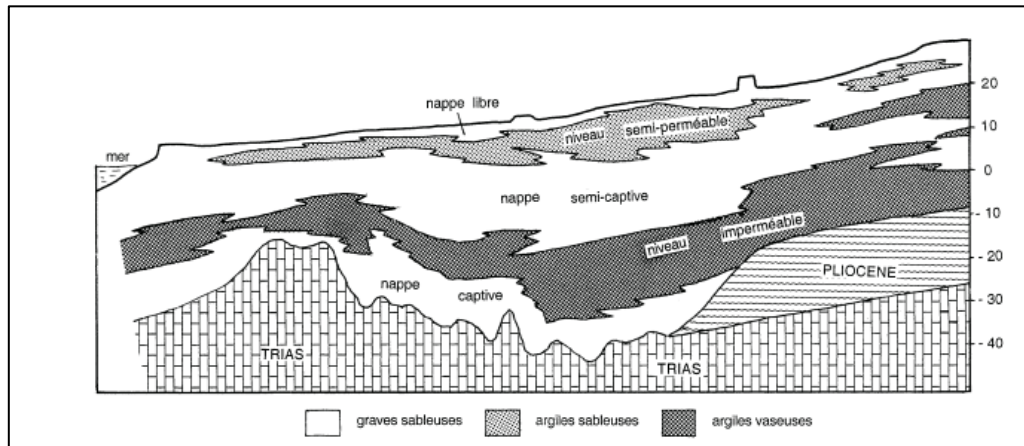


Fig.II.1: Géométrie et extension des réservoirs alluviaux du paillien à Nice[6].

II.1 Caractérisations des aquifères

II.1.1. La granulométrie

Technique de l'étude des roches meubles, accédée à la morphologie des vides par deux paramètres des grains : le diamètre efficace et le coefficient d'uniformité[23].

II.1.3. L'infiltration

Passage de l'eau à travers la surface de sol (pénétration dans le sol) et mouvements descendant de l'eau dans la zone non saturée jusqu'à la zone saturée ou non. (Buffon XVIII^e siècle) [23].

II.1.4. La porosité

La porosité totale d'un matériau est le rapport du volume des pores au volume total occupé par le matériau sec. Elle est exprimée comme une fraction de volume (généralement entre 0 et 1) ou en pourcentage (généralement entre 0 et 100%).[23]. Dans le cas des matériaux gonflants (argile ; tourbe); la porosité prend parfois des valeurs supérieures à 1 (ou à 100%) noté : n . Elle est exprimée en % :

$$\eta = \frac{V_v}{V_t} \quad (2.1)$$

II.1.4.1. La porosité efficace (η_e), coefficient de porosité

Rapport du volume d'eau gravitaire qu'un milieu poreux peut contenir en état de saturation puis libérer sous l'effet d'un drainage complet (égouttage en laboratoire sur échantillon), à son volume total. Terme complémentaire de la capacité de rétention[23]. Sans dimension noté :

$$n_e = \frac{V_e}{V_t} \quad (2.2)$$

II.1.4.2. La porosité cinématique

Porosité cinématique. Rapport de la vitesse de déplacement moyenne de l'eau en mouvement dans un milieu perméable, déterminée expérimentalement (notamment par traçage), à la vitesse de filtration (de Darcy). n équivaut au rapport du volume des interstices réellement parcourus par l'eau en mouvement (à des vitesses variées) au volume total du milieu (saturé ou non): c'est la teneur en eau mobile. Sans dimension[23].

II.1.4.3. La porosité effective

Aussi appelle Capacité de rétention. Rapport du volume maximal d'eau non mobilisable par gravité que peut contenir un volume donné de milieu poreux saturé, à son volume total. Terme complémentaire de la porosité efficace, ou de la porosité cinématique (teneur maximale en eau immobile). Sans dimension par la formule :

$$Cr = \frac{Vr}{Vt} \quad (2.3)$$

II.1.5. Indice des vides

Indice des vides. Rapport du volume des vides d'un milieu poreux ou fissuré au volume de la matrice solide du milieu (en pratique en se référant à un volume représentatif élémentaire du milieu) [23]. Sans dimension noté :

$$e = \frac{Vv}{Vs} \quad (2.4)$$

II.1.6. Coefficient de saturation Sr

Aussi appelle Taux de saturation. Rapport de la teneur en eau réelle (volumique) d'un milieu poreux non saturé à sa porosité totale, c'est-à-dire à la teneur en eau du même milieu lorsqu'il est saturé. Sans dimension noté :

$$Sr = \frac{Vw}{Vv} \quad (2.5)$$

II.1.7. La masse volumique des grains

La masse volumique ρ_s est la masse des grains solides M_s divisée par le volume de la phase solide V_s :

$$\rho = \frac{Ms}{Vs} \quad (2.6)$$

II.1.8. La masse volumique sèche

La masse volumique sèche ρ_d est le rapport entre la masse des grains solides M_s et le volume total du milieu poreux V_T :

$$\rho_d = \frac{M_s}{V_T} \quad (2.7)$$

II.1.9. Le coefficient d'emmagasinement

Coefficient d'emmagasinement Rapport du volume d'eau libérée ou emmagasinée par unité de surface d'un aquifère à la variation de charge hydraulique correspondante, sans référence au temps (ou en un temps illimité) [23].

Dans un aquifère captif ce paramètre est lié à la compressibilité et à l'expansibilité de l'eau et du milieu aquifère, ainsi qu'à la puissance de la couche aquifère. Dans un aquifère libre, il équivaut en pratique à la porosité efficace et sa signification n'est pas indépendante du temps. Sans dimension noté : S ou $S + S'$

II.1.10. La perméabilité

La perméabilité K d'un réservoir caractérise la facilité avec laquelle l'eau le traverse sous l'effet d'un gradient hydraulique. Il s'agit d'un coefficient, défini par la loi de Darcy, qui correspond au débit Q (en m^3/s) traversant une unité de section A (en m^2), sous l'effet d'un gradient hydraulique unitaire (i). [23]. Donnée par l'expression $K = Q/A.i$

$$K = \frac{Q}{A.i} \quad (2.8)$$

Il est assimilable à une vitesse de filtration et s'exprime en mètres par seconde (m/s). Sa valeur évolue de 10^{-1} ou 10^{-2} m/s dans les terrains les plus perméables à 10^{-7} m/s pour les formations peu perméables.

La perméabilité offre une représentation ponctuelle d'un milieu aquifère, mais présente d'importantes variations latérales et verticales, en fonction de la nature lithologique des horizons concernés et de la densité du réseau de fissures. C'est pourquoi on utilise fréquemment des notions plus globales, qui caractérisent des volumes plus importants et homogènes de la nappe, la Transmissivité et le coefficient d'emmagasinement [23].

II.1.11. La Transmissivité

La Transmissivité T représente le débit d'un niveau aquifère sur toute son épaisseur, par unité de largeur et sous un gradient hydraulique unitaire [23]. Elle correspond donc au produit de la perméabilité moyenne

K (en m/s) par l'épaisseur du niveau e (en m), soit :

$$T = K \cdot e \quad (2.9)$$

K et s'exprime en m²/s.

II.2. Classification des aquifères

II.2.1. Aquifère à nappe libre

Nappe libre est un Nappe à surface libre, comprise dans un aquifère qui comporte une zone non saturée de caractéristiques semblables à celles de la zone saturée, et une zone de fluctuation [23].

II.2.2. Aquifère à nappe captive

Nappe, ou partie d'une nappe, sans surface libre, donc soumise en tous points à une pression supérieure à la pression atmosphérique, et dont la surface piézométrique est supérieure au toit de l'aquifère, à couverture moins perméable, qui la contient. S'oppose à nappe libre [23].

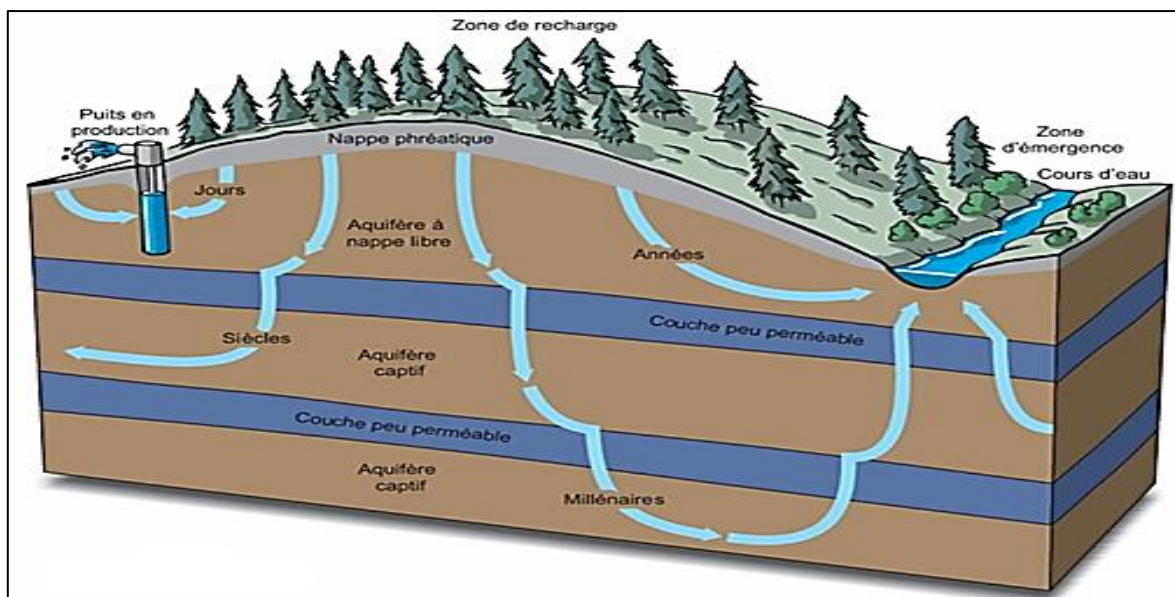


Fig.II.2 : schéma représenté la défèrent types d'un aquifère (CAC209).

II.2.3. Aquifère à nappe semi-captive

Dans ce type d'aquifère, le toit et/ou le substratum sont constitués par une formation hydrogéologique semi-perméable. Celle-ci permet, dans des conditions hydrodynamiques favorables des échanges d'eau ou de pression avec l'aquifère superposé [23]. Ce phénomène est appelé drainance.

II.2.4. Aquifère à nappe suspendue

Il existe encore un cas particulier de nappe qui se présente quand une formation imperméable apparaît entre la zone saturée et la surface du sol, donnant origine à la rétention des eaux d'infiltration au-dessus de cette formation [23].

II.2. causes et types de pollutions

La pollution est toute modification anthropogénique d'un écosystème se traduisant par un changement de concentration des constituants chimiques naturels, ou résultant de l'introduction dans la biosphère de substances chimiques artificielles, d'une perturbation du flux de l'énergie, de l'intensité des rayonnements, de la circulation de la matière ou encore de l'introduction d'espèces exotiques dans une biocénose naturelle [14]. [16].

Le terme (polluant) a été défini comme un altéragène (élément) biologique, physique ou chimique, qui au-delà d'un certain seuil ou norme, développe des impacts négatifs sur tout ou partie d'un écosystème ou de l'environnement en général.

Le terme nuisances désigne l'ensemble de facteurs d'origine technique (bruits : circulation; déchets solides : matières plastiques...) ou sociale (encombrement, voisinage...) qui nuisent à la qualité de la vie. A la différence des pollutions, les nuisances ne provoquent pas nécessairement d'effets néfastes sur la santé humaine et sont dépourvues de conséquences écologiques. On parle de nuisances auditives, visuelles ou olfactives. [14]. [16].

II.2.1. Classification des pollutions

On peut classer les pollutions à partir de nombreux critères.

-Selon la nature de l'agent polluant:

-Physique : rayonnements ionisants, réchauffement artificiel du milieu ambiant dû à une source de chaleur technologique

-Chimique : substances minérales, organiques abiotiques ou encore de nature biochimique.

-Biologique : microorganismes pathogènes, populations d'espèces exotiques invasives introduites artificiellement par l'homme.

- D'un point de vue écologique : en prenant en considération le milieu (air, eau, sol), ou le compartiment de la biosphère afférent (atmosphère, hydrosphère, pédosphère) dans lequel ils sont émis et sur les biocénoses desquels ils exercent leurs perturbations [14]. [16].

- D'un point de vue toxicologique : Considère le milieu ou la manière par laquelle les polluants contaminent les organismes. On distinguera, selon la voie de contamination : chez les végétaux une absorption stomatale, transfoliaire, ou une translocation radriculaire. Chez les animaux on peut distinguer une contamination par inhalation (chez les espèces terrestres), par absorption transbranchiale (chez les espèces aquatiques), par ingestion (par voie orale) ou encore pénétration transcutanée à la suite du contact de la peau ou du tégument avec le polluant. [14]. [16].

II.2.2. Les risques

Parmi les risques d'origines naturelles on peut citer les tempêtes (vents supérieurs à 89km/ heure), les inondations, les tremblements de terre, les mouvements de terrain... Plusieurs facteurs peuvent accentuer la fréquence de ces risques il s'agit notamment:

-des variations climatiques qui amplifient certains risques.

-la pluviométrie augmente le risque d'inondation.

-la sécheresse augmente le risque de mouvement de terrain...

-L'augmentation de la température problème du réchauffement global

- Les pollutions: Elles ne sont pas toujours le fait de l'activité humaine = l'activité anthropique (= les activités domestique + industrielle). Certains phénomènes naturels peuvent également y contribuer. [14]. [16].

II.2.3. Les causes actuelles de pollution de la biosphère

II.2.3.1. La production d'énergie, cause principale de pollution

Les produits pétroliers (huile et gaz) représentaient 65 % de la consommation énergétique totale des états Unis en 2000, couvrant donc l'essentiel des besoins énergétiques de ce pays, qui consomme à lui seul 25 % de l'énergie commerciale utilisée dans l'ensemble du monde. La masse totale d'énergie fossile brûlée en 2000 est équivalente à 11% de la quantité totale d'énergie solaire fixée chaque année par la photosynthèse par l'ensemble des producteurs primaires présents dans les écosystèmes continentaux. Les principaux aéropolluants produits par les combustions sont le SO₂ et Les NOX dont résultent les pluies acides, les smogs photochimiques et les particules solides.[14].[16].

II.2.3.2. La diversification des polluants chimiques et l'accumulation des déchets

Depuis la fin de la seconde guerre mondiale, la chimie organique a mis à notre disposition une multitude de nouvelles molécules de synthèse. On estimait dans les années 1990 que 120 milles molécules étaient commercialisés dans le monde et que chaque année étaient mises sur le marché de 500 à 1000 substances chimiques nouvelles. Parmi elles, les matières plastiques, les détersifs, les matériaux isolants ont

apporté d'incontestables éléments de confort à la vie quotidienne. L'un des aspects les plus redoutables de la pollution globale par les substances chimiques de synthèse tient en la croissance des rejets de polluants organiques persistants (POPs) tant des pays industrialisés que dans le tiers monde. Par suite de leur ubiquité et de leur stabilité, ces substances : Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), solvants chlorés, Polychlorobiphényles (PCB), Pesticide organochlorés, dioxines, ... se rencontrent de nos jours dans les régions les plus reculés de la biosphère.[14].[16].

II.2.3.3.Pollutions dues à l'agriculture et l'élevage intensif

Une dernière cause majeure de pollution de la biosphère tient au développement d'un modèle d'agriculture et d'élevage réputés modernes. L'usage en agriculture intensive des pesticides de synthèse (insecticide, fongicide, herbicide) et la fumure minérale par apport de fertilisants azotés, de phosphate et de sels de potasse conduit à des progrès spectaculaire dans le rendement des cultures. En effet, ces produits, en plus des excréments des animaux d'élevage, génèrent une pollution insidieuse des eaux superficielles ou littorales et des nappes phréatiques. [14]. [16].

II.2.4.Types de pollutions

II.2.4.1.Pollution de l'air

La pollution atmosphérique peut être définie comme la présence d'impuretés dans l'air pouvant provoquer un gêne notable pour les personnes et un dommage aux biens. La pollution atmosphérique est donc fortement influencée par le climat et tout particulièrement par le vent, la température, l'humidité et la pression atmosphérique. [14]. [16].

Un inventaire d'émission est une évaluation de la quantité d'une substance polluante émise par un émetteur donnée pour une zone géographique et une période de temps donnée. On parle également de cadastres d'émission. Dans ce cas, il s'agit d'inventaires d'émission qui ont été spatialisés sur une grille d'espace et souvent découpés en plusieurs tranches de temps. Le contenu de l'inventaire dépend de son objectif final. Cependant, on retrouve toujours les 4 composantes qui structurent quasiment tous les inventaires d'émissions : Substances – Echelle d'espace – Echelle de temps – Emetteurs. [14]. [16].

a)- Substances

Les différentes substances ont des durée de vie dans l'atmosphère qui sont extrêmes variables, ce qui explique que les problèmes de pollution se situent sur des différentes échelles de temps et d'espace très variables. Voici l'ordre de grandeur de la durée de vie dans l'atmosphère de quelques polluants : Les polluants primaires sont les polluants que l'on trouve à l'endroit de l'émission. [14]. [16].

Substance	Polluant
CH	4 Année
CO	mois
SO	2 Jours à mois
O	3 quelques jours
COV	Heurs à jours
Aérosols 1-10 µm	Minutes à jours
Aérosols ≤ 1 µm	Jours à semaines

Tableau. II.1. Durée de vie indicative de certaines substances polluantes dans l'atmosphère.[16].

Une liste des substances les plus couramment évoquées dans les problèmes de pollution atmosphérique est proposée dans ce qui suit. Cette liste n'est pas exhaustive et évolue régulièrement en fonction des connaissances scientifiques liées à la pollution atmosphérique et à ses effets. La liste des polluants est donnée par famille : la notion de famille recouvre soit des caractéristiques physico-chimiques précises (COV, PM..), soit elle correspond à une réglementation particulière, ou encore elles sont parfois regroupées en fonction de leur effet [16].

II.2.4.1.1. Différents types de polluants de l'air :

.II.A. Polluants réglementés

7 polluants sont actuellement réglementés et font l'objet de mesures continues dans l'air réalisées par les associations de surveillance de la qualité de l'air.[16].

- le dioxyde de soufre:SO₂
- le monoxyde de carbone:CO
- le dioxyde d'azote :NO₂
- l'ozone:O₃
- les particules (PM₁₀)
- le benzène:C₆H₆
- le plomb :Pb
- les hydrocarbures aromatiques polycycliques:6 (HAP)
- le cadmium :Cd

- l'arsenic :As
- le nickel:Ni
- le mercure : Hg

II.B. Composés organiques

II.B.1.Composés organiques volatiles - COV

Les COV regroupent une multitude de substances et ne correspondent pas à une définition très rigoureuse. Les hydrocarbures appartiennent aux COV et on fait souvent l'amalgame à tort. Ceci est sans doute dû au fait que l'on exprime souvent les COV en hydrocarbures totaux (notés HC), en équivalent méthane ou propane, ou par rapport à un autre hydrocarbure de référence. Il est fréquent de distinguer séparément le méthane (CH₄) qui est un COV particulier, naturellement présent dans l'air, des autres COV pour lesquels on emploie alors la notation COVNM.[16].

II.B.2. Sources de Composés organiques volatiles COV

Les sources de COV sont très nombreuses, les émissions sont dues à certains procédés industriels impliquant la mise en œuvre de solvants (chimie de base et chimie fine, parachimie, dégraissage des métaux,application de peinture, imprimerie, colles et adhésifs, caoutchouc, etc...), ou n'impliquant pas de solvants (raffinage du pétrole, utilisation de CFC, production de boissons alcoolisées, de pain, etc.). [14].

II.B.3.Produits Organiques Persistants (POP)

Il existe douze composés organiques toxiques à basse concentration. Ce sont des résidus industriels souvent toxiques, mutagènes et cancérigènes, qui interfèrent avec notre système hormonal et sexuel. La liste la plus communément admise est la suivante : Trichloroéthylène (TRI), Trichloroéthane (TCE), Tetrachloroéthylène (PER), Dioxines et furanes (Diox), Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), Polychlorobiphényles (PCB) et Hexachlorobenzène (HCB). Ils sont semi-volatiles et circulent plus ou moins bien dans l'air, en fonction de la température de celui-ci : dans les endroits froids, leur volatilité est réduite et ils se concentrent donc dans les régions tempérées et polaires. Ils sont lipophiles (faible solubilité dans l'eau mais forte dans les graisses), avec attirance forte pour les tissus adipeux où ils se concentrent généralement (forte bioaccumulation). Ils ont également une durée de vie très longue (persistance dans le milieu).[16].

II.B.4.Sources potentielles de rejets des HAP

Les HAP sont naturellement présents dans le pétrole brut et ils le demeurent dans les produits raffinés. Mais ils sont également rejetés par des sources naturelles : les feux de forêt, qui libèrent près de 2 000 tonnes de HAP par an, sont sans doute la plus grande source naturelle de HAP. Cependant, ces rejets étant généralement très éloignés dans le temps et dans l'espace, ils n'entraînent pas de risque d'exposition continue. Le dépôt atmosphérique provenant de sources à l'extérieur des pays constitue une autre voie d'entrée significative. [14].

II.B.5.Métaux lourds

Les métaux lourds désignent en général les métaux dont le poids atomique est supérieur à celui du fer. Ces métaux sont parfois également désignés par le terme de métaux traces ou d'éléments traces métalliques. On considère en général les métaux lourds suivants : Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chrome (Cr), Cuivre (Cu), Mercure (Hg), Nickel (Ni), Plomb (Pb), Sélénium (Se), Zinc (Zn). Chaque métal possède des caractéristiques et un impact propre. Néanmoins, on distingue en particulier :

- Mercure : le mercure est le seul métal liquide à température ambiante. Il se combine très aisément avec d'autres composés et a une volatilité importante. Pour le mercure métallique (inorganique), on le retrouve sous forme gazeuse, liquide ou ionique. Mais le mercure peut également se combiner avec du gaz carbonique et on parle alors de mercure organique.[16].

- Plomb : Une source importante des émissions de plomb dans l'atmosphère a été le transport car le plomb a été pendant longtemps additionné à l'essence du fait de son pouvoir antidétonant.

- Cadmium : il provient surtout de l'incinération des déchets, ainsi que de procédés industriels (métallurgie..). Il a des effets sur le système respiratoire et gastro-intestinaux.

Ces 3 métaux se distinguent des autres métaux souvent considérés comme des oligo-éléments pouvant être utiles. Les premiers sont tous très toxiques (effets sur le système nerveux) et ont une durée de vie très grande et une conductivité électrique élevée. Les métaux ne posent pas seulement un problème pour la pollution de l'air, mais aussi pour celle de l'eau et des sols.[16].

II.C. Effets des différentes substances

Les impacts de la pollution conditionnent la plupart du temps le choix des substances retenues dans un inventaire. L'échelle géographique pertinente pour analyser les phénomènes de pollution de l'air va du très local (par exemple odeurs, effets des particules, du benzène, ... sur la santé) à l'échelle mondiale (par exemple effet de serre, couche d'ozone), en passant par des phénomènes régionaux ou continentaux (pluies acides ou pollution photochimique). On classe souvent les effets en fonction de l'échelle qui les concerne. [14].

II.C.1. Effet de serre et changement climatique

L'effet de serre est un phénomène avant tout naturel de piégeage par l'atmosphère du rayonnement de chaleur émis par la terre sous l'effet des rayons solaires. Il permet une température sur Terre bien supérieure à celle qui régnerait en son absence (+ 33°C environ). Le groupe de gaz responsables de ce phénomène est présent dans l'atmosphère à l'état de traces ; il s'agit, pour l'essentiel, de la vapeur d'eau, du gaz carbonique (CO₂), du méthane (CH₄) et du protoxyde d'azote (N₂O). C'est parce que les teneurs atmosphériques de ces gaz sont naturellement très faibles que les émissions dues aux activités humaines sont en mesure de les modifier sensiblement, entraînant, a priori, un renforcement de l'effet de serre, et par suite, des modifications possibles du climat. [16].

Les principales substances émises considérées pour leur impact sur l'effet de serre sont donc : CO₂, CH₄, N₂O, HFC (dont spéciation selon 8 composés), PFC (dont spéciation selon 5 composés), SF₆.

II.C.2. Destruction de la couche d'ozone

La Couche d'ozone localisée dans la stratosphère filtre à l'extérieur les rayonnements dans la partie ultra-violette (UV) du spectre qui est préjudiciable aux cellules. Sans ozone, la vie sur Terre ne serait pas ce qu'elle est aujourd'hui. La découverte d'un trou dans la couche d'ozone au-dessus de l'Antarctique et son association avec les CFCs synthétiques a amené le monde à agir pour protéger la couche d'ozone (protocole de Montréal en 1979).

La destruction de la couche d'ozone se produit quand l'équilibre naturel entre la production et la destruction de l'ozone stratosphérique est incliné en faveur de la destruction. Bien que les phénomènes naturels puissent causer la perte provisoire de l'ozone, le chlore et le brome libérés des composés synthétiques tels que les CFCs sont maintenant considérés comme cause principale de cet amincissement. Les émissions de CFCs représentent environ 80% de l'amincissement total de l'ozone stratosphérique. [16].

II.D. Acidification, eutrophisation et photochimie

II.D.1. L'eutrophisation

L'eutrophisation est due à un apport excessif en nutriments et en matières organiques biodégradables issus de l'activité humaine. Elle s'observe surtout dans les milieux aquatiques dont les eaux sont peu renouvelées. Stimulées par un apport substantiel en certains nutriments dont principalement le phosphore et l'azote, le phytoplancton et certaines plantes aquatiques croissent et se multiplient de manière excessive, ce qui conduit, lorsqu'elles se décomposent, à une augmentation de la charge naturelle de l'écosystème en matières organiques biodégradables. Les bactéries, qui dégradent cette matière organique, prolifèrent à leur tour, en appauvrissant de plus en plus l'oxygène de l'eau. [14].

II.D.2.Pluiesacides

"Les pluies acides" est un terme utilisé pour décrire toute forme de précipitation acide (pluies, neige, grêles, brouillard). Le dioxyde de soufre et les oxydes d'azote sont les principales causes des pluies acides. Ces polluants s'oxydent dans l'air pour former de l'acide sulfurique et de l'acide nitrique, ou des sels. On les retrouve dans les nuages et les précipitations parfois à des milliers de kilomètres de leur point d'émission, (pollution transfrontière à longue distance). Ceci concourt à des dépôts acides et à l'acidification accrue des pluies par rapport à celles résultant de la seule présence de gaz carbonique dans l'air (qui fait que le pH "naturel" d'une pluie est toujours acide, de l'ordre de 5,6). [14].

II.D.2.1.Effets sur les écosystèmes

Des recherches en laboratoires ont montré que les causes du dépérissement forestier sont très complexes : sols de mauvaise qualité, sécheresses anormales, présence de polluants dans l'atmosphère principalement la pollution acide et l'ozone.

Mais à proximité de certains sites générateurs de pollution (site industriel, grosses infrastructures routières), on observe également des baisses de rendements des terres agricoles. En outre, on peut parfois observer localement une contamination des sols où s'accumulent des métaux, comme le plomb en bordure de route.

L'acidification des lacs et des cours d'eau entraîne une destruction parfois irréversible de la vie aquatique. Outre le problème d'eutrophisation, la baisse du pH provoque la mise en solution de métaux contenus naturellement dans le sol, comme l'aluminium, toxique à l'état dissous pour presque la totalité des organismes vivants.

Les métaux lourds contaminent également à la fois les sols et les réserves d'eau douces. Leur accumulation dans les sols et les eaux laissent craindre une contamination de la chaîne alimentaire. Ce type de pollution s'observe au niveau local (proximité de certains sites), mais aussi à l'échelle régionale et continentale, notamment pour certains métaux comme le mercure.[16].

II.D.2.2.Effets sur la santé

Les limites de concentration dans l'air ambiant de certains polluants (SO₂, Poussières, NO₂, Pb, O₃) imposées par des directives Européennes tiennent compte des effets sur la santé de certaines substances. L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) édicte les règles qu'il faudrait respecter pour les divers polluants. Certains effets sont associés à des seuils, c'est à dire qu'on peut déterminer une valeur de concentration dans l'air en dessous de laquelle la substance n'est pas dangereuse. Pour certaines substances, il n'existe pas de seuil au sens médical du terme, mais il existe des seuils réglementaires (niveau de pollution acceptable, mais non dénué de conséquences).[14].

Les effets sur la santé ayant été le plus étudiés sont les effets à court terme liés à des concentrations élevées. Des études sont également menées pour évaluer les conséquences à long terme d'une exposition à un niveau de pollution plus faible. Cidessous, les effets des polluants les plus courants sont présentés :

- Particules : plus les particules sont fines plus elles pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire et plus leur temps de séjour y est important. Elles ont une double action liée aux particules proprement dites et aux polluants qu'elles transportent (métaux, hydrocarbures, dioxyde de soufre, etc.). Elles irritent le système respiratoire humain et peuvent contribuer au déclenchement de maladies respiratoires aiguës.
- SO₂ : le SO₂ entraîne une inflammation des bronches avec un spasme qui provoque une altération de la fonction respiratoire. [16].

- NO-NO₂ : NO₂ est toxique (40 fois plus que CO, 4 fois plus que NO) NO₂ pénètre profondément dans les poumons. Les pics de concentrations sont plus nocifs qu'une même dose sur une longue période. NO est un gaz irritant pour les bronches, il réduit le pouvoir oxygénateur du sang.

- COV : certains composés organiques tels que les aromatiques, les oléfines provoquent des irritations des yeux. Les aldéhydes sont de puissants irritants des muqueuses. Certains COV tels que le benzène, sont cancérogènes.

- CO : CO se fixe sur l'hémoglobine du sang. Le phénomène est irréversible. On connaît les accidents mortels liés à l'inhalation de CO lors du fonctionnement défectueux de chauffe-eau.

- Ozone : L'ozone est un oxydant puissant. C'est un irritant des yeux, de la gorge et des bronches. Ses effets sont majorés par l'exercice physique.

- POP : Les conséquences de la présence de POPs qui ont pu être observées sur les animaux sont les suivantes : stérilité plus fréquente et baisse de l'effectif des populations, dysfonctionnements hormonaux, mutations sexuelles, déficiences du système immunitaire, anomalies de comportement, tumeurs et cancers, graves malformations congénitales. L'homme connaît également de graves problèmes: cancers et tumeurs, troubles du système nerveux, déficiences du système immunitaire, augmentation de cas de stérilité et modification de comportements sexuels, diminution de la production de lait chez les mères, augmentation des maladies type diabète, etc. [16].

II.E. Différents types d'émetteurs

Les types d'émetteurs Parmi tous les émetteurs potentiels de polluants, on a tendance à distinguer différentes catégories d'émetteurs [16]:

II.E.1. Les Sources non-anthropiques (naturelles)

Il s'agit des sources induisant des rejets de substances polluantes mais qui ne sont pas liées à l'activité humaine. Parmi ces sources, on peut également distinguer les sources biogéniques (liées à la présence d'organismes vivants) des autres sources. L'éruption volcanique (dégagement très important de produits soufrés) est un exemple de source naturelle, de même que la production d'embruns marins (particules). Pour les sources biogéniques, il n'est pas toujours évident de classer le type de sources (cas de l'élevage d'animaux).

II.E.2. Les Sources anthropiques

Ces sources sont le fait de l'activité humaine. Cependant, la frontière entre les sources anthropiques et naturelles n'est pas toujours bien délimitée. Parmi les sources anthropiques, on oppose souvent les sources fixes, émises par des installations ne se déplaçant pas, des sources mobiles liées aux transports. Une autre notion est également importante pour la caractérisation des sources et de leur distribution géographique : c'est la notion de source ponctuelle, qui caractérise plutôt les grands sites industriels (points sources).

II.2.4.2. Pollution des eaux

La pollution de l'eau est due essentiellement aux activités humaines ainsi qu'aux phénomènes naturels. Elle a des effets multiples qui touchent aussi bien la santé publique que les organismes aquatiques, ainsi que la flore et la faune terrestre.[16].

L'ensemble des éléments perturbateurs parviennent au milieu naturel de deux façons différentes : par rejets bien localisés (villes et industries) à l'extrémité d'un réseau d'égout ou par des rejets diffus (lessivage des sols agricoles, des aires d'infiltration dans les élevages, décharges, ...). L'introduction dans le sous-sol provoque une pollution des eaux souterraines qui est caractérisée par une propagation lente et durable (une nappe est contaminée pour plusieurs dizaines d'années) et une grande difficulté de résorption ou de traitement.

II.2.1. Les Différent Type de pollution des eaux

II.2.1.1. Classification selon la répartition géographique

On a deux types de pollution selon la répartition géographique : pollution diffuse et ponctuelle[16].

II.2.1.1A. Pollution ponctuelle

Une pollution ponctuelle est une pollution provenant d'un site facile à localiser, et peut être par exemple le point de rejet d'un effluent ou une zone contaminée. C'est une source fixe et généralement d'émission polluantes importantes.

II.2.1.1. B. Pollution diffuse

Sont des pollutions dues non pas à des rejets ponctuels et identifiables, mais à des rejets issus de toute la surface d'un territoire et transmis à l'environnement de façon indirecte. Les sources diffuses se caractérisent par des apports de substances émises par des sources mobiles, des sources couvrant de larges étendues ou un grand nombre de sources de pollution d'émission faible.

Les pollutions par des sources ponctuelles sont souvent plus faciles à traiter (en installant par exemple un filtre au niveau du tuyau par lequel les produits polluants sont rejetés dans le milieu naturel), alors que les émissions polluantes provenant de sources diffuses sont difficiles à recenser, à mesurer et donc à contrôler [16].

II.2.2. Source de pollution

C'est une classification selon l'origine de la pollution

II.2.2.1. Pollution naturelle

Cependant, et grâce notamment aux développements technologiques et analytiques qui ont permis des mesures de plus en plus fines pour de nombreux éléments polluants, il a été montré que certains polluants dans les eaux et les sols peuvent également avoir une origine naturelle. On retrouve le plus souvent ces polluants dits géogéniques dans des zones où ils sont naturellement concentrés.

Cette accumulation naturelle résulte de processus géologiques. Par exemple, le contact de l'eau avec les gisements minéraux peut, par érosion ou dissolution, engendrer des concentrations inhabituelles en métaux lourds (ex: arsenic...). [16].

Des éruptions volcaniques, des épanchements sous-marins d'hydrocarbures... peuvent aussi être à l'origine de pollutions.

II.2.2.2. Pollution atmosphérique

En ce qui concerne l'eau de pluie, bien que longtemps considérée comme propre, l'eau d'origine pluviale est en fait relativement polluée. L'origine de cette pollution peut provenir des gaz ou solides en suspension rejetés dans l'atmosphère par les véhicules, les usines ou les centrales thermiques. Ces polluants (oxyde de carbone, dioxyde de soufre, poussière...) sont envoyés vers le sol à la moindre averse. [16].

Lorsqu'elle ruisselle, l'eau de pluie a un second effet nocif: elle transporte les hydrocarbures, les papiers, les plastiques et les débris végétaux accumulés sur la terre et les toitures. De plus, cette pollution est déversée

sur de courtes périodes et peut atteindre des valeurs très élevées ce qui provoque un effet de choc sur le milieu biologique. [14].

II.2.2.3. Pollution urbaine

Ce sont les eaux des habitations et des commerces qui entraînent la pollution urbaine de l'eau. Les polluants urbains sont représentés par les rejets domestiques, les eaux de lavage collectif et de tous les produits dont se débarrassent les habitants d'une agglomération notamment des rejets industriels rejetés par les entreprises en quantités variables selon l'importance de l'agglomération et son activité.

Les eaux résiduaires urbaines peuvent être considérées comme la plus importante industrie en termes de masse de matériaux bruts à traiter ; Dans la communauté européenne il est produit quotidiennement un volume proche à 40 millions de m³ d'eaux usées.[16].

Le « tout -à- l'égout » est une expression significative ; elle exprime cette diversité. On trouve les excréments, les restes d'aliments, les déversements d'abattoirs, les déversements hospitaliers, les lessives, les détergents, les insecticides, les hydrocarbures, les déchets de la petite industrie et divers produits toxiques.

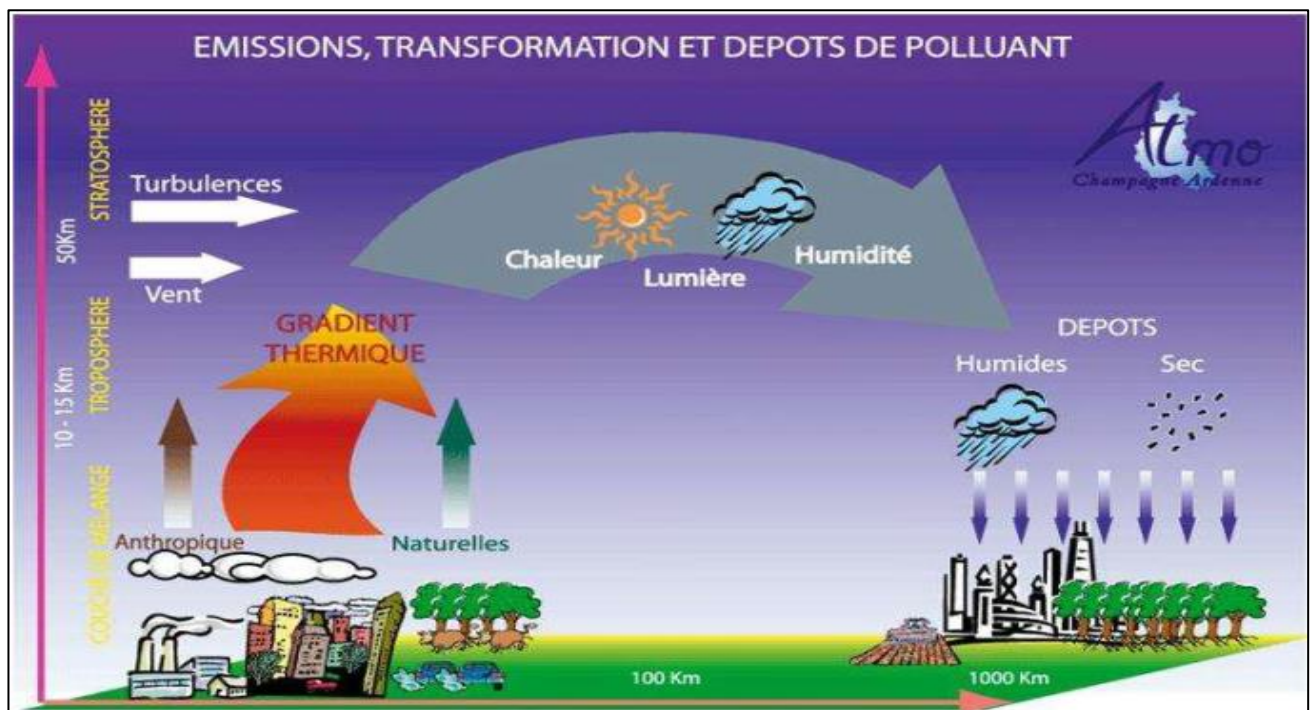


Fig.II.3 : Les pollutions par l'urbanisme [24].

II.2.2.4. Pollution industrielle

Le développement accéléré des techniques industrielles modernes a engendré une pollution très

importante. En effet, celle-ci est devenue plus massive, plus variée et plus insidieuse. Devant l'extrême diversité de ces rejets, une investigation propre à chaque type d'industrie est nécessaire : il est donc primordial d'être parfaitement informé sur les procédés de fabrication et le circuit des réactifs et des produits. Il est évident que les effluents déversés sans traitement approprié entraînent des changements indésirables dans le milieu récepteur et des pollutions très néfastes.[16].

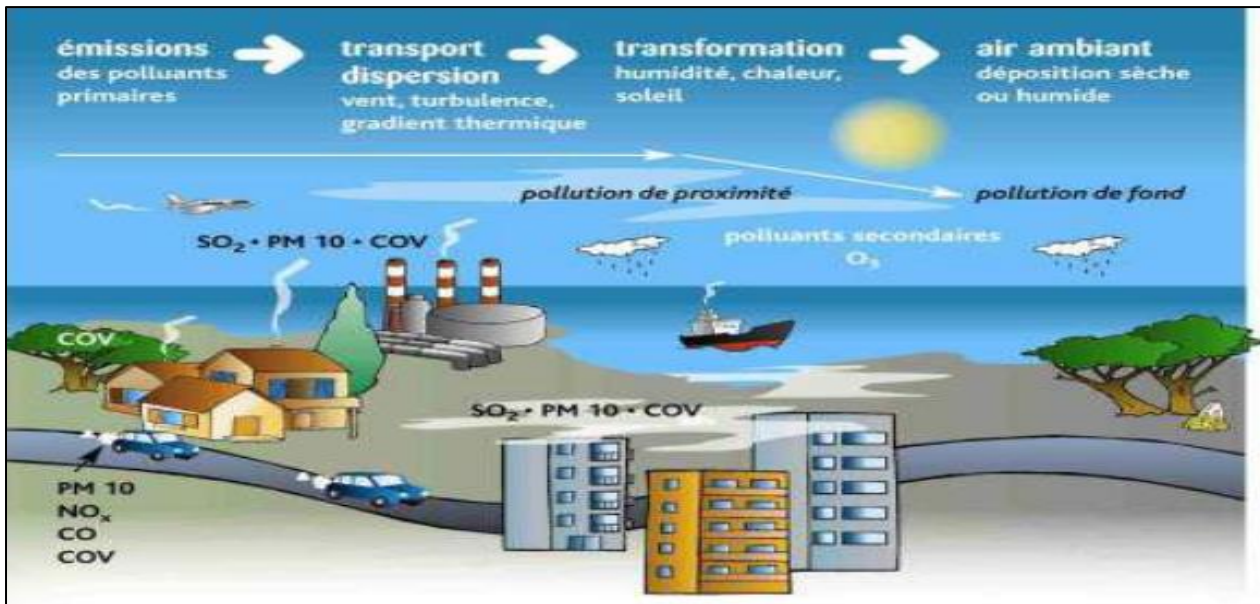


Fig.II.4: Les pollutions produites par l'industrie [24].

II.2.2.5. Pollution agricole

Ce type de pollution s'intensifie depuis que l'agriculture est entrée dans un stade d'industrialisation. Les pollutions d'origine agricole englobent à la fois celles qui ont trait aux cultures (pesticides et engrais) et à l'élevage (lisiers et purins).

Néanmoins, le problème de la pollution agricole est un peu différent, dans la mesure où cette source de pollution n'arrive qu'indirectement à la station. C'est le cas en particulier des engrais et pesticides qui passent d'abord à travers les milieux naturels (nappes phréatiques, rivières...). C'est aussi le cas des déchets solides issus des industries agro-alimentaires et des concentrations des élevages qui entraînent un excédent de déjections animales (lisiers de porc, fientes des volailles...) par rapport à la capacité d'absorption des terres agricoles ; celles-ci, sous l'effet du ruissellement de l'eau et de l'infiltration dans le sous-sol, enrichissent les cours d'eau et les nappes souterraines en dérivés azotés et constituent aussi une source de pollution bactériologique. [14].

II.2.3. Principaux polluants des eaux selon le type de polluant

Il existe plusieurs manières de classer la pollution. Selon le type de polluant, on peut classer la pollution en trois catégories : pollution physique, pollution chimique et pollution biologique. [16].

II.2.3.1. Pollution physique

On parle de ce type de pollution quand le milieu pollué est modifié dans sa structure physique par divers facteurs. Elle regroupe la pollution mécanique, il s'agit d'une pollution qui se traduit par la présence des particules de taille et de matière très variés dans l'eau; qui lui confèrent un caractère trouble. On distingue aussi les matières décantées (plus lourds que l'eau elle-même), les matières flottables (plus légères que l'eau elle-même) et les matières non séparables (de même densité que l'eau).

La pollution physique désigne autre type de pollution, telle que la pollution thermique due à la température élevée qui cause une diminution de la teneur en oxygène dissous ainsi qu'une réduction de la solubilité des gaz.[16].

II.2.3.2. Pollution chimique

La pollution chimique des eaux résulte de la libération de certaines substances minérales toxiques dans les cours d'eaux, par exemple: les nitrates, les phosphates, l'ammoniac et autre sels, ainsi que des ions métalliques. Ces substances exercent un effet toxique sur les matières organiques et les rendent plus dangereuses.[16].

Ainsi résulte de la pollution radioactive où la radioactivité des eaux naturelles est peut être d'origine naturelle ou artificielle (énergie nucléaire).

Les polluants chimiques sont classés à l'heure actuelle en cinq catégories: Les substances chimiques dites indésirables, les pesticides, les produits apparentés, les détergents et les colorants et autre éléments toxiques.

II.2.3.3. Pollution biologique

Un grand nombre de micro-organismes peut proliférer dans l'eau qui sert l'habitat naturel ou comme une simple moyenne de transport pour ces microorganismes. L'importance de la pollution de l'eau dépend également des conditions d'hygiène, des populations, mais aussi des caractéristiques écologiques et épidémiologiques. Les principaux organismes pathogènes qui se multiplient dans l'eau son: les bactéries, les virus, les parasites et les champignons, on parle ainsi de la pollution bactérienne, viral où parasitaire. [16].

II.2.4. Principaux polluant

II.2.4.1. Matières en suspensions (MES)

Elles désignent toutes les matières minérales ou organiques qui ne se solubilisent pas dans l'eau. Les MES confèrent à l'eau un aspect trouble au fur et à mesure que les sédiments se déposent au fond ; elles diminuent la luminosité dans l'eau, donc freinent la photosynthèse. Les espèces végétales se développent plus difficilement, l'oxygène qu'elles produisent diminue dans le milieu, et les espèces animales en souffrent. Elles peuvent rendre les eaux très opaques et provoquer aussi une eutrophisation [16].

II.2.4. 1. 2. Sels minéraux

Présents naturellement dans l'eau en faible quantité, les sels minéraux (chlorures ou sulfates de calcium, de magnésium, de sodium ou de potassium) peuvent voir leur concentration s'élever à la suite de rejets industriels. Cela peut nuire à la biologie aquatique.[16].

II.2.4. 1.3. Matières organiques

Ce sont tous les déchets carbonés tels que la cellulose produite par les papeteries, le sucre et le lactosérum des industries agroalimentaires ainsi que les hydrocarbures. A l'inverse de MES, ces matières constituent une nourriture de choix pour les micro-organismes de l'eau et provoquent leur prolifération. Les microorganismes se mettent alors à vider le milieu de son oxygène, ce qui s'avère fatal pour la vie aquatique. Lorsque le milieu se retrouve totalement vidé de son oxygène, les micro-organismes vont le chercher dans les sulfates dissous (SO_4^{2-}), qu'elles réduisent en sulfure, qui se dégage sous forme de sulfure d'hydrogène en engendrant une odeur d'œufs pourris. Cette odeur nauséabonde est caractéristique d'une eau très polluée.[16].

II.2.4. 1.4. Métaux lourds (ETM)

Les éléments possédant une masse volumique supérieure ou égale à 5 g.cm^{-3} . Les métaux lourds constituent des polluants qui ne se dégradent pas dans l'environnement. Ils s'accumulent dans les organismes vivants et peuvent contaminer l'ensemble d'une chaîne alimentaire. Certains métaux lourds sont particulièrement toxiques comme le cadmium (Cd), le mercure (Hg), le plomb (Pb), le nickel (Ni), le chrome (Cr), et à un degré moindre le cuivre (Cu) et le zinc (Zn). Le fer (Fe) et l'aluminium (Al) le sont moins.

II.2.4.1.5.Pesticides

Les pesticides constituent un problème majeur pour l'environnement. On inclut dans les pesticides toutes les substances avec lesquelles on combat les animaux et végétaux nuisibles à l'Homme et aux êtres vivants supérieurs. Sur le plan chimique, on distingue plusieurs groupes de pesticides qui sont caractérisés par des persistances différentes. Les plus persistants sont les hydrocarbures chlorés comme le DDT (Dichloro Diphényl Trichloroéthane) qui s'accumule dans les tissus graisseux.[16].

II.2.4.1.6. Matières fertilisante

La présence d'azote et de phosphore en quantité excessive dans les cours d'eau entraîne la prolifération d'algues qui diminuent la luminosité et surtout consomment l'oxygène dissous dans l'eau (phénomène d'eutrophisation). Cette pollution est produite par les eaux usées urbaines, certains effluents industriels, et le ruissellement des eaux chargées d'engrais apportés en excès aux cultures. Et ainsi la pollution biologique l'un des principaux polluants des eaux.[16].

II.2.5. Conséquences de la pollution

- Les matières organiques solubles abaissent la teneur en Oxygène dans les cours d'eau, ce qui conduit à la réduction et à la mort de la faune aquatique.
- Les matières en suspension, s'accumulent au fond des cours d'eau, lacs et étangs et causent l'augmentation de la turbidité.
- Les acides sont toxiques à la vie aquatique et détériorent les réseaux d'égaux.
- Les huiles et les graisses flottants conduisent au colmatage des conduites et donnent un aspect esthétique indésirable.
- Les matières toxiques et métaux lourds sont toxiques à la vie aquatique.
- Le phosphore et l'azote conduit à l'eutrophisation des cours d'eau.
- Les coliformes fécaux et pathogènes participent à la contamination bactériologique des cours d'eau.

II.2.6. Principaux facteurs influençant le comportement des contaminants

II.A. Caractéristiques physicochimiques des contaminants

Les contaminants sont des substances chimiques organiques (hydrocarbures, solvants, phytosanitaires...) ou inorganiques (métaux lourds, nitrates, ...), à l'exclusion des contaminants biologique. Les tableaux 1 et 2 récapitulent les principales familles de produits considérées comme polluants.[16].

II.B. Caractéristiques géométriques influençant le comportement des contaminants

II.B.1. Solubilité dans l'eau ou hydro-solubilité

La solubilité définit la concentration d'une substance se dissolvant dans l'eau lorsque l'eau et la substance sont en équilibre. Cette propriété indique la tendance à la mobilisation de la substance par lessivage lors d'épisodes pluvieux ou par ruissellement ou inondation. On notera qu'une solubilité faible

peut être significative en termes de risque lorsqu'elle affecte un composé qui est toxique à faible dose.

La solubilité forte constitue un facteur aggravant des pollutions (dispersion accélérée dans l'eau, biodisponibilité fortement accrue). Par contre, les polluants très solubles sont en général plus facilement biodégradables.[16].

II.B.2.Densité

La densité d'un liquide affecte généralement peu son infiltration dans la tranche de sol située au-dessus de la nappe. Par contre, elle contrôle fortement son comportement dans la zone saturée. Si le liquide est immiscible, le contaminant s'accumulera de préférence en surface de la nappe si sa densité est inférieure à 1, et au plancher de celle-ci si elle est supérieure à 1. En principe, on ne tient pas compte de la densité pour un polluant soluble dans l'eau ($d = 1$). Toutefois, il faut tenir compte de la densité des saumures (NaCl, CaCl₂), éventuellement chargées en polluants organiques et/ou métaux lourds, car leur densité est supérieure à l'eau et l'ensemble aura tendance à migrer vers le fond de la nappe.[16].

II.B.3.Stabilité

La dégradation d'un polluant est souvent représentée, en première approximation, par une réaction cinétique de premier ordre. La vitesse de dégradation est caractérisée par un temps de demi-vie. Ce temps représente le temps durant lequel une fraction représentant 50 % de la quantité initiale de substance est dégradée. Plus ce temps est important, plus le composé montre des potentialités de persistance dans l'environnement.[16].

II.2.7. Comportement des polluants par famille

II.2.7.1.Métaux et métalloïdes lourds

L'expression « métal lourd » désigne pour les chimistes des métaux de densité supérieure à 5 g/cm³ et qui forment des sulfures insolubles. Le cadmium, le manganèse, le cobalt, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel et le zinc sont les métaux lourds les plus souvent rencontrés dans les sols [16].

a)Origine

Rappelons tout d'abord que les métaux et métalloïdes lourds sont présents de façon naturelle dans les sols. Ils proviennent en grande partie de l'altération de la roche mère du sous-sol. Toutefois, les concentrations les plus importantes de métaux lourds dans les sols sont liées à l'activité humaine : stockage de déchets industriels et urbains (mines et fonderies de métaux non ferreux, décharges publiques) ; pratiques agricoles (pratique de la fertilisation à l'aide de compost urbain, de déjections animales ou de boues de station d'épuration) ; pollutions dues à des retombées atmosphériques (essence au plomb, poussières des industries métallurgiques, incinération des ordures ménagères...).

b) Principales propriétés physico-chimiques

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément concerné, du chimisme de la phase aqueuse (pH, potentiel redox, concentration en ligands) et des phases solides environnantes, qui interagissent avec la composition de cette phase. Le climat chimique contrôle la spéciation de l'élément, c'est-à-dire sa répartition entre différents états de valence. La spéciation est un paramètre essentiel de la solubilité.

II.2.7.1. Autres contaminants inorganiques

Certains composés inorganiques sont susceptibles d'être considérés comme des contaminants, dans la mesure où leur présence dans l'eau souterraine est susceptible de la rendre impropre à la consommation humaine. Citons [16]:

- les nitrates et nitrites.
- les fluorures.
- les cyanures.

a) Origine:

- Les nitrates et nitrites proviennent généralement de l'industrie des engrais ou de leur épandage agricole.
- Les fluorures se rencontrent dans différentes industries chimiques, et dans la métallurgie de l'aluminium.
- Les cyanures se trouvent sur certains sites industriels où ils sont des sousproduits indésirables (cokéfaction, usines à gaz, carbochimie) ; eaux de lavage des hauts fourneaux, pétrochimie (plastiques, pesticides, teintures). Ils se trouvent également là où ils sont utilisés comme réactifs ou comme base de synthèse (traitement de surfaces, galvanoplastie, traitement des minerais d'or et d'argent).

b) Principales propriétés physico-chimiques

Les nitrates, nitrites et cyanures sont largement solubles dans l'eau dans les conditions physicochimiques usuelles. Lorsqu'ils sont exposés sous forme solide au ruissellement, ils sont peu à peu dissous et entraînés par les eaux.

- Les nitrates et nitrites sont stables en tant que tels, et ne se dégradent que sous l'effet de réactifs oxydo-réducteurs ou d'actions bactériennes.
- Les cyanures se dégradent rapidement sous l'effet de l'acidité du sol.

II.2.8. Processus qui influencent l'évolution de la pollution

Tout au long du trajet du polluant de la surface vers les nappes, des processus physiques et chimiques d'intensité variable selon la nature des milieux traversés et les caractéristiques du polluant contribueront à réduire les niveaux de concentration initiaux.[16].

II.2.8.1. Facteurs liés à la nature du sol et du sous-sol

II.a).Milieux traversés

Selon qu'on aborde la question du point de vue du géologue ou de l'hydrogéologue, on définira deux coupures distinctes:

- le sol et le sous-sol, pour le premier, distingués par l'état physique des formations.
- la zone non saturée et la zone saturée, pour le second, par référence à la position du toit de la nappe la plus superficielle.[16].

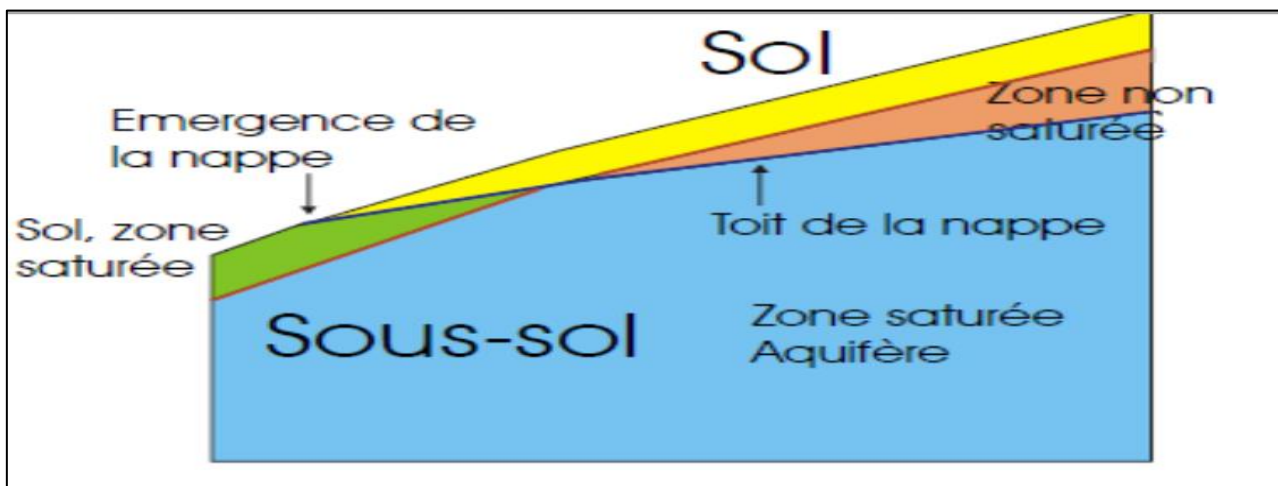


Fig.II.5. Relations entre sol, sous-sol, zone non saturée et zone saturée [16].

Si ce toit se situe dans le sous-sol, le sol sera situé dans la zone non saturée (ZNS), et il existera des horizons du sous-sol appartenant à la ZNS. Si ce toit est superficiel (nappe affleurant, zone marécageuse, etc.), tout ou partie du sol appartient à la zone saturée.

II.a).Sol

Le sol est la couche la plus superficielle de la géosphère, il repose sur le sous-sol rocheux. Un sol est un milieu hétérogène, polyphasé, dispersé et poreux. C'est le substrat habituel de la croissance des plantes. Le sol contient une quantité variable d'eau, issue des précipitations, de l'infiltration et du ruissellement. Cette eau est en interaction permanente avec l'atmosphère (infiltration des pluies, échanges avec les plantes, évaporation...) et avec l'eau souterraine (nappes).

II.a)1.Propriétés

Les propriétés du sol influant sur le transfert des contaminants vers les nappes sont la porosité, la

texture, la composition chimico-minéralogique, l'acidité, l'état rédox et la teneur en matière organique.

II.a)1.1. Porosité du sol n'est pas saturée par l'eau

Elle contient de l'air dont l'oxygène est utilisé par les racines et l'activité microbienne. L'objectif de l'irrigation et du drainage des sols est le maintien de l'équilibre eau-air. Un déficit d'oxygène entraîne des réactions anaérobies dégradant certaines substances en sous-produits potentiellement toxiques. Un déficit d'eau, outre ses conséquences sur le dessèchement des plantes, entraîne un déficit d'apports minéraux.

II.a)1.2. Texture du sol :

Peut être décrite qualitativement, en fonction de son aspect (graveleux ou fin), ou quantitativement, à partir des proportions de particules minérales plus ou moins grossières, sans tenir compte de la matière organique présente. Les propriétés agricoles du sol dépendent largement de cette texture :

- un sol grossier et sableux sera peu compact, bien aéré et facile à cultiver ; il sera bien drainé mais retiendra peu l'eau, qui y circulera rapidement.

- un sol fin ou argileux retiendra beaucoup d'eau, deviendra plastique et collant humide, puis compact et dur en séchant. On parle de sol « lourd » même si sa densité est en fait souvent modérée.

II.a)1.3. Composition chimico-minéralogique :

Est notamment la richesse relative en minéraux argileux, influe fortement sur l'aptitude du sol à retenir momentanément ou à fixer les polluants apportés par infiltration. Elle contribue aussi à déterminer son climat chimique et la disponibilité de colloïdes.

II.a)1.4. Acidité du sol et son état rédox :

Sont les deux paramètres physico-chimiques qui influent le plus sur la spéciation des polluants. Ils influent donc indirectement sur la mobilité de ceux-ci.

Le comportement d'un sol face à une infiltration de polluants sera affecté par ces propriétés. Il sera donc nécessaire de caractériser le sol pour prévoir ou comprendre le comportement des polluants et les conséquences possibles de la pollution.

II.b).Sous-sol

Le sous-sol comprend le reste des couches de la géosphère, mais on ne s'intéressera ici qu'au sous-sol rocheux contenant une nappe d'eau (appelée aquifère), et au sous-sol rocheux compris entre les aquifères et le sol.

II.b).1.Principauxconstituants

Les constituants du sous-sol sont les roches, sous leur forme initiale ou sous forme de produits

d'altération. L'épaisseur de la zone d'altération est extrêmement variable. Elle peut être nulle ou peut atteindre plusieurs dizaines de mètres. Les roches « fraîches » non altérées sont reportées sur les cartes géologiques, que l'on consultera pour connaître la nature du sous-sol en un point donné. Les cartes permettent de représenter les couches ou formations rocheuses de faible extension (moins de 250 m). Ceci peut expliquer des anomalies rencontrées lors des sondages de reconnaissance.

II.b).2.Propriétés

Les propriétés du sous-sol influant sur le transfert des contaminants vers les nappes sont :

II.b).2.1. La porosité, l'hétérogénéité, la fracturation et les discontinuités

Créant des voies de circulation préférentielle. Tous les types de roches ne sont pas susceptibles de recevoir des eaux souterraines et de constituer des aquifères où l'eau soit mobilisable. Cette propriété dépend de la porosité.

II.b).2.2. La perméabilité de la roche,

Les sables, calcaires et grès constituent la majorité des aquifères. Les roches peu poreuses ou perméables, telles que les argiles, les marnes et la plupart des roches cristallines, constituent rarement des aquifères.

II.c).Principaux types des milieux souterrains

Il s'agit d'une pollution diffuse de type agricole (nitrates par exemple) ou d'une pollution accidentelle (déversement d'hydrocarbures...), le schéma général de contamination des eaux est le même : le point de départ est la surface du sol puis le transit vertical dans la zone dite non saturée (ZNS) surplombant la nappe, l'arrivée à la nappe puis le cheminement subhorizontal du polluant dans celle-ci avec étalement progressif du panache de pollution (beaucoup plus prononcé suivant la direction de l'écoulement. Ce schéma très général de contamination des eaux est illustré par la figure ci-dessous.[16].

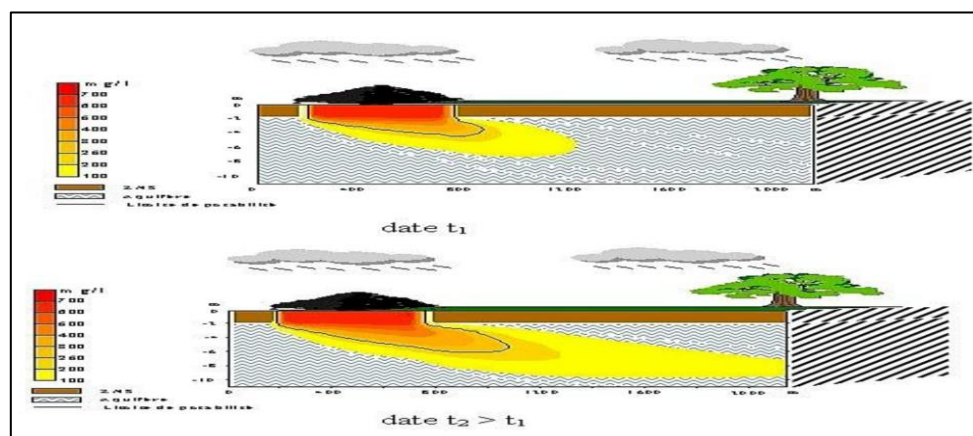


Fig.II.6.Evolution d'un panache de pollution à l'aval d'une décharge [16].

Sous la zone non saturée, on peut rencontrer trois grands types de milieux souterrains pouvant contenir des nappes, plus ou moins vulnérables à une pollution suivant leur profondeur et le degré de fissuration de la zone non saturée.

Le cas des nappes captives, protégées par des couvertures très peu perméables (les éponges) qui les rendent moins vulnérables à la pollution.

La nature même des milieux traversés déterminera le comportement à grande échelle du transport, en particulier les trajectoires suivies et les ordres de grandeur des vitesses de propagation suivant ces trajectoires. Les grands traits de ces différents milieux dicteront le comportement des polluants. En sus, des paramètres physiques du sol et du sous-sol interviennent dans le processus de transport. Ainsi, selon qu'il s'agisse de la zone non saturée, d'un milieu poreux saturé en eau, d'un milieu fissuré de socle ou d'un milieu karstique, les caractéristiques de la migration et les méthodes mises en œuvre pour décrire et prévoir le devenir de la migration seront différentes.

II.c).1.Zone non saturée

La zone non saturée comprend l'ensemble des niveaux du sous-sol et du sol situés au-dessus de la nappe. Ces niveaux sont dits « non saturés » car leur porosité ne contient pas seulement de l'eau, mais également de l'air.

II.c).1.1.Propriétés:

Première étape du parcours, elle est caractérisée par :

- la grande complexité des processus physico-chimiques agissant sur le polluant en particulier dans la zone racinaire (les 30 à 40 premiers centimètres du sol) où se déroule une part importante des processus chimiques et biochimiques.

Dans cette zone, les mouvements de l'eau véhiculant le polluant (pour une pollution miscible).

- la teneur en eau. Celle-ci varie continûment au cours du temps sous l'influence des cycles pluviométriques et d'infiltration.

- le degré d'hétérogénéité et le degré de fissuration de la ZNS, ce qui déterminera la plus ou moins grande rapidité de la propagation du polluant jusqu'à la nappe.

II.c).2. Zone saturée

Sous la zone non saturée, on peut rencontrer trois grands types de milieux souterrains pouvant contenir des nappes, plus ou moins vulnérables à une pollution suivant leur profondeur et le degré de fissuration de la zone non saturée:

- les milieux poreux.

- les milieux fissurés.

-les milieux karstiques.

II.c).2. a). Milieux poreux :

Les milieux poreux aquifères se caractérisent par la variabilité de leurs paramètres descriptifs (perméabilité, porosité...). Comme pour la zone non saturée, le problème de la caractérisation à grande échelle des écoulements se pose à l'aide de paramètres moyens représentatifs.

II.c).2. b). Milieux fissurés :

Ces milieux sont constitués par un réseau de fractures non totalement interconnectées et dont l'organisation spatiale (densité, orientation, géométrie) caractérise le réservoir aquifère. Leur étude est rendue difficile en raison du peu d'informations disponibles pour en restituer une image. La fracturation d'un massif rocheux est, en effet, appréhendée à partir de données ponctuelles de surface, de sondages ou de galeries. Une pollution qui se développe dans un tel milieu sera difficile à suivre en termes de cheminement et de concentrations et ce, d'autant plus que le réseau de fractures se double d'une porosité de matrice, susceptible d'être elle-même envahie par le polluant.

II.c).2. c). Milieux karstiques:

Les aquifères karstiques sont des milieux très particuliers où l'eau circule dans des cavités laissées par la dissolution de la roche, variant depuis un ensemble de fractures à peine élargies (et donc hydrauliquement apparentés aux milieux fissurés) jusqu'à ceux caractérisés par un véritable réseau de drainage pouvant aller jusqu'à la rivière souterraine. Pour obtenir une information sur la structure du réseau karstique on utilise des traceurs artificiels, mais la prévision du devenir d'un polluant dans un tel milieu s'avère souvent difficile en raison de l'ignorance de la structure du réseau souterrain et des voies de cheminement.

II.9).Caractéristiques du milieu traversé

Le transport d'un polluant est indissociable de l'écoulement du fluide qui le véhicule (eau pour une pollution miscible). Le devenir d'une pollution est donc sous la dépendance des lois et des paramètres descriptifs de l'écoulement de la phase fluide. Ces lois, variables et paramètres, en particulier la loi de Darcy et la perméabilité, revêtent des formes différentes selon le nombre de phases et selon que l'on étudie la pollution dans la zone non saturée (sous-entendu partiellement en eau) ou dans la nappe[16].

II.9).1. Loi de darcy

La variable descriptive de l'écoulement est la charge hydraulique, somme d'un terme de pression et d'un terme gravitaire. Pour l'évaluation, on utilise la loi de darcy qui relie le flux d'eau passant au travers d'une section de la nappe à la perméabilité du milieu et au gradient de Charge.

II.9).2.Perméabilité

La perméabilité n'est pas une grandeur caractérisant seulement le milieu : elle dépend aussi du fluide considéré, de sa densité et de sa viscosité. Elle est fonction de la perméabilité intrinsèque, caractéristique du milieu poreux, et à travers la masse volumique et la viscosité, des conditions de température et de minéralisation de l'eau.

II.9).2.a.Écoulement d'une seule phase (pollution miscible) cas des nappes

La variable descriptive des écoulements est la charge hydraulique, somme d'un terme de pression et d'un terme gravitaire. Dans le cas d'une nappe libre, la charge est égale à la cote de l'eau dans un piézomètre calculée par rapport à un plan de référence (en général, le substratum de l'aquifère)

II.9).2.b. Écoulement deux phases (pollution miscible)

Dans ce cas, deux phases occupent l'espace poral : l'air et la phase aqueuse. On considère que le seul fluide en déplacement est l'eau (transportant le polluant), et que l'air est immobile et à la pression atmosphérique. Les paramètres d'un tel milieu sont fonction de sa teneur en eau, variable dans le temps et dans l'espace.

Dans la zone non saturée, pression et teneur en eau sont deux grandeurs qui dépendent l'une de l'autre et la relation de dépendance est une caractéristique spécifique du sol. Les forces capillaires dépendent en effet de l'organisation de l'espace poral du sol (structure du sol) et de la surface spécifique de ses particules constitutives (texture du sol).

Pour des succions élevées, la teneur en eau est plus forte dans un sol à texture fine (argileux par exemple) que dans un sol à texture grossière (sableux par exemple) et la décroissance de la succion, lorsque la teneur en eau augmente, est beaucoup plus progressive avec le premier type de sol qu'avec le second, comme l'illustre le schéma(Fig.I.4)

II.9).2.c. Milieu poreux saturé par plusieurs phases (pollution non miscible)

Les variables utilisées pour décrire les écoulements sont dans ce cas les pressions dans chaque phase et les saturations. Les pressions de chacun des fluides présents sont souvent exprimées en hauteur d'eau équivalente. Dans un volume de terrain de porosité donnée, la saturation de chaque fluide est le rapport du volume occupé par ce fluide au volume des pores.

II.10).Caractéristiques physicochimiques du milieu

II.10).1.Phénomènes physico-chimiques généraux

Les règles présentées ci-dessus permettent de déterminer les mouvements du fluide. La migration des polluants ne reflète que partiellement ces mouvements.[16].

En effet, d'autres mécanismes interviennent, en retardant, réduisant ou augmentant la migration des polluants. Ces mécanismes comprennent notamment :

- les mécanismes chimiques d'interface (réactions d'adsorption) ;
- les mécanismes de précipitation chimique à partir de la phase aqueuse ;
- la spéciation chimique du polluant en phase aqueuse ;
- les réactions bactériennes ;
- le transfert par les colloïdes ;
- la volatilisation.

II.10).1.1. Oxydo-réduction

Une réaction rédox ou d'oxydoréduction est un transfert d'électrons entre un donneur (le réducteur) et un accepteur (l'oxydant). L'état réducteur ou oxydant d'un milieu est mesuré par le potentiel rédox ou potentiel d'oxydo-réduction (Eh), notamment celui d'une eau [16]..

-Eh>0: milieu oxydant .

- Eh < 0 : milieu réducteur.

Ce paramètre est étroitement lié à la spéciation, notamment pour Cr et As, ce qui a des conséquences significatives en termes de risque de pollution.

II.10).1.2. Complexassions

Un ion ou une molécule potentiellement polluante peuvent ainsi former des complexes avec d'autres substances présentes dans le sol ou l'eau (les ligands). Les complexes ainsi formés peuvent avoir des propriétés très différentes de la substance polluante : par exemple être beaucoup plus stables dans l'eau, et donc être plus mobiles. Dans les solutions qui circulent dans les sols, on rencontre en général de faibles concentrations en acides organiques complexant (carboxyliques, phénoliques, acides aminés).

II.10).1.2. 3. Réactions acide-base

Une réaction acide-base ou de neutralisation est un transfert de protons entre un donneur (l'acide) et un accepteur (la base). Le potentiel hydrogène (pH) est la mesure du caractère acide ou basique d'un milieu (notamment l'eau). Dans les conditions usuelles des eaux de surface :

-pH>7:milieu basique.

- pH < 7 : milieu acide.

Ce paramètre est étroitement lié à la solubilité des métaux, ce qui a des conséquences significatives en termes de risque de pollution.

II.10).1.2. 4. Solubilité

On appelle solubilité, la quantité de substance solide, liquide ou gazeuse, capable de se dissoudre complètement (c'est-à-dire sans qu'une seconde phase apparaisse) dans un volume ou une masse donnée de solvant (ici:l'eau).

-Lorsque cette quantité est atteinte, l'eau est dite saturée en cette substance.

-La solubilité varie avec la température de l'eau, le pH, et la composition chimique du milieu (autres espèces en solution dans l'eau).

-Les réactions gouvernant les échanges de matière entre solides et solutions aqueuses sont dites de dissolution-précipitation.

II.10).2.Transfère des eaux polluées

Les sels solubles dans l'eau se déplacent par diffusion des points de fortes concentrations aux zones de moindre concentration. Les trajets, l'intensité du polluant, la vitesse de propagation ont une influence capitale sur les caractères de la pollution. Il y a lieu de considérer :

II.10).2.1. Profondeur de l'entrée

La pollution peut entrer par la surface du terrain. La nature de cette surface joue un rôle capital. Le terrain peut avoir une couverture de terre végétale agissant comme purificateur par sa teneur en microorganismes, en colloïdes minéraux et organiques etc. S'il n'y a pas de couverture de terre végétale, la contamination sera d'autant plus facile que l'on passe des terrains à perméabilité d'interstices aux terrains à perméabilité de fissures et de chenaux.

Un facteur important est la distance séparant la source de pollution de la surface de la nappe, car cette distance est à compter dans le cas d'épuration par filtration. Elle s'ajoute à la distance de filtration horizontale de la nappe. Cette distance peut être réduite à zéro, c'est-à-dire que le polluant arrive directement dans la nappe.

II.10).2.2. Vitesse de propagation

Car celle-ci entrera en ligne de compte dans le calcul de la décroissance de la pollution à partir du point de contamination. On aura donc à considérer la vitesse de filtration verticale dans la zone d'aération et la vitesse de propagation dans la nappe en tenant compte de la vitesse de diffusion.

II.10).2.3. Intensité et la durée de la pollution

Le rapport de débits entre polluant et pollué. L'amortissement du polluant, c'est-à-dire la diminution du polluant à partir du lieu de pollution. Diminution du polluant par rétention dans le terrain, et diminution par destruction, physique, chimique ou biologique.

II.10).2.4. Temps de transfère des polluants

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.

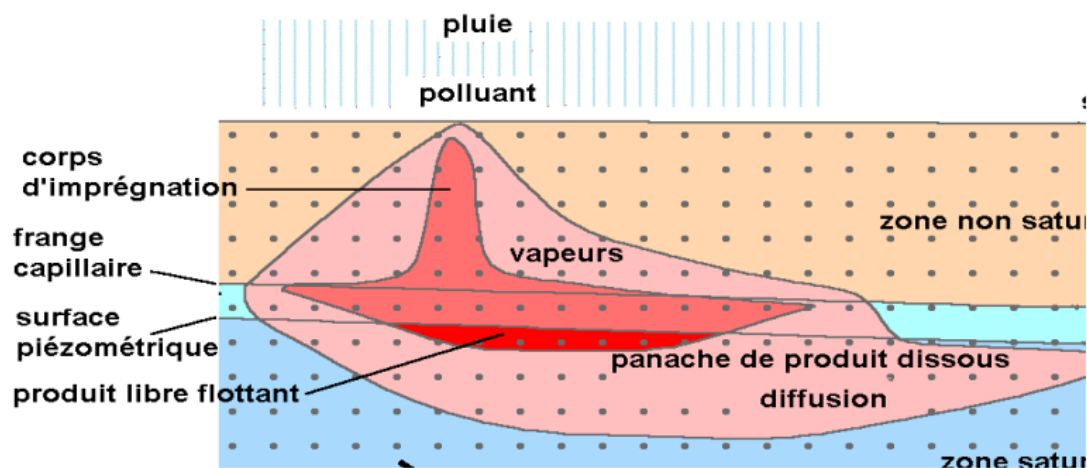


Fig.II.7. Pollution par un produit plus léger que l'eau et qui atteint la nappe.

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

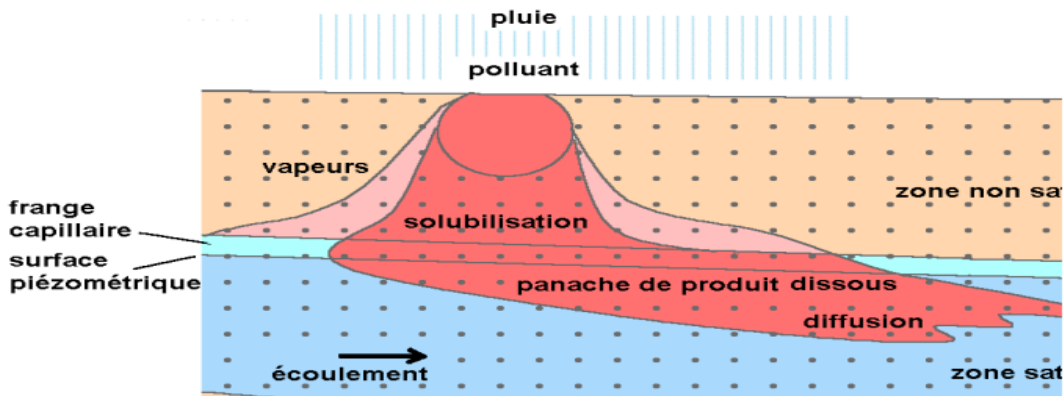


Fig.II.8. Pollution par un produit soluble n'atteignant pas la nappe [16].

Les polluants insolubles plus légers que l'eau restent à la surface de la nappe où ils s'étalent et pour les polluants insolubles et plus denses que l'eau comme les organochlorés migrent jusqu'à la nappe sans laisser de traces derrière eux.

II.2.4.2. La pollution des sols

La pollution du sol peut être diffuse ou locale, d'origine industrielle, agricole (suite à l'utilisation massive d'engrais ou de pesticides qui s'infiltrent dans les sols). Ces pollutions agricoles peuvent avoir plusieurs impacts sur la santé humaine, en touchant des nappes phréatiques d'une part et en contaminant par bioaccumulation les cultures poussant sur ces sols d'autre part [16].

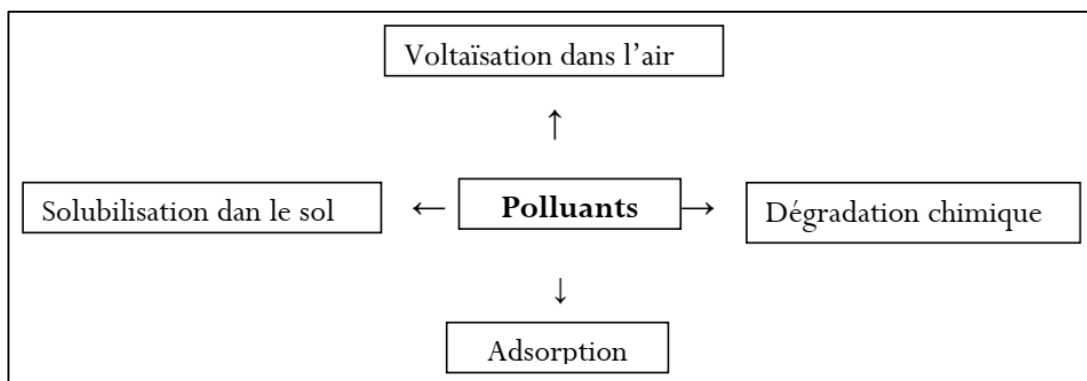


Fig.II.9. les déférent cas de transféré la Pollution dans un espace [16].

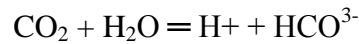
II.2.4.2.1. Acidification des sols

II.2.4.2.A.Sols et pH

Le pH d'in sol est d'une grande importance, particulièrement pour sa capacité à mettre des substances à la disposition des plantes. Une introduction élevée d'acide dans le sol conduit chez les plantes a

une diminution de la croissance.

Dans un sol qui fonctionne normalement, des réactions ont lieu, au cours desquelles il se forme des protons. La respiration des organismes du sol libère de grandes quantités de CO₂, qui forme des protons avec l'eau du sol, selon la réaction suivante :



En outre, des engrais qui ont des effets acides, comme le sulfate d'ammonium qui diminue le pH des sols. Mais ce sont les précipitations (pluie, neige.....) qui leur apportent le plus d'acidité. Pour une pluie propre (pH voisin de 5,6), devient pluie acide quand les gaz acides comme SO_x et NO_x se dissolvent dans les gouttes de pluie.

II.2.4.2.B. Le sol et son effet tampon

En fonction de sa composition, le sol est capable de fixer les protons, réversiblement ou irréversiblement des différents constituants des sols qui contribuent à cet effet tampon. Quand les acides parviennent sur le sol, ce sont d'abord les carbonates qui réagissent. $\text{CO}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{HCO}_3^-$

II.2.4.2.C. Pesticides

Un pesticide est une substance utilisée pour lutter contre des êtres vivants nuisibles à l'homme de façon directe ou indirecte. Selon les organismes qu'ils combattent, on peut répartir des pesticides, en différents groupes.

Nom	Organismes nuisibles à détruire
Bactéricides	Bactéries
Fongicides	Champignons
Herbicides	Mauvaises herbes
Insecticides	Insectes
Acaricides	Mites
Algicides	Algues

Tableau II.2. les substances utilisées pour lutter contre des êtres vivants nuisibles à l'homme [16].

A côté des propriétés souhaité, les pesticides peuvent aussi avoir des propriétés non souhaites comme le montre le tableau suivant :

Propriétés souhaitées	Propriétés non souhaitées
Assurer le rendement des récoltes.	Toxicité pour l'homme.
Assurer la production du lait.	Formation des résidus et distribution globale.
Réduction des pourrissements des aliments.	Pollution des eaux de surface et de la nappe phréatique.
Désinfection de lieu sanitaire.	Changement du gout dans les fruits.

Tableau. II.3. Des propriétés souhaité et des propriétés non souhaites [16].

II.2.4.2. 2. Conséquences de la pollution des sols par l'agriculture

On peut distinguer, parmi les divers produits chimiques utilisés en agriculture, des substances minérales et des composés organiques de synthèse. Ces derniers sont responsables de la pollution des sols[16].

II.2.4.2. 3. Le problème des fertilisants

Les engrais chimiques sont dispersés dans les sols afin d'accroître les rendements des végétaux cultivés. Il faut donc restituer aux sols des substances sous forme de:

PO_4^{3-} , NO_3^- , Ca^{++} , Mg^{++} ...etc. Parmi les engrais chimiques les plus utilisés on a les Nitrates d'ammonium, $Ca(NO_3)_2$, $(NH_4^+)_2SO_4$. Dans les conditions actuelles, des grandes quantités de ces fertilisants sont utilisés chaque année en agriculture. La consommation mondiale d'engrais a été multipliée par 6 entre 1945 et 1965. Comme le montre la courbe suivante :

Pour des raisons de prix de revient, ces substances ne sont pas pur, il existe a l'état de trace de nombreux métaux toxique et peut mobile dans les sols tel que :

Arsenic (2.2 - 1.2 ppm) Plomb (7 - 90 ppm)

Cadmium (50 - 170 ppm) Nickel (7 -30 ppm)

Chrome (60 - 240 ppm) Vanadium (20 -180 ppm)

Cobalt (0 - 9 ppm) Zinc (50- 1430 ppm)

Cuivre (4 - 80 ppm)

II. pollution des nappes

II.1. Type d'aquifère contaminés

Les contaminations du sol peuvent être diffuses ou ponctuelle. Dans les contaminations diffuses il ya un ou plusieurs composées dangereux, dont les concentrations varient peu, et dans la plupart des cas, les surfaces concernés sont très étendues. [5]

Contamination :Diffuse/Ponctuelle

Les contaminations du sol peuvent être diffuses ou ponctuelle. Dans les contaminations diffuses il ya un ou plusieurs composées dangereux, dont les concentrations varient peu, et dans la plupart des cas, les surfaces concernés sont très étendues. [14]

En général, les contaminations sont diffuses lorsque les polluants sont émis :

- A partir de sources non stationnaires (automobiles).
- A partir de sources très étendues (dépôts de produits en agriculture).
- A partir d'un grand nombre de sources (véhicules, foyers domestiques).

Dans les contaminations ponctuelles du sol, il s'agit de grandes quantités de polluants dans un domaine délimité par des clôtures, des bâtiments, et des cités contaminés. Sur le plan chimique on distingue plusieurs groupes de pesticides, qui ont des persistances différents. La quantité totale des hydrocarbures chlorés, qui ont la persistance la plus forte et qui sont encor utilisées aujourd'hui, dépasse celle des autres groupes comme le montre le tableau qui suit :

Composées	Hydrocarbureschlorés	urée	carbonates	esters d'acides phosphorés
Temps de persistance	(2-5) ans	(2-18) mois	(2-12) semaines	(2-12) semaines

Tableau. II.4. Temps de persistance de différent les contaminations [14]

■Les plus forts concentrations en nitrates se rencontrent dans les nappes libres .En effet, celles-ci, par opposition aux nappes captives, ne sont pas protégées par des couches géologiques imperméables, et sont plus ou moins vulnérables aux pollutions de surface. [5]

■Les types des perméabilités d'aquifère (perméabilité de fissure pour les calcaires et les roches éruptive, perméabilité d'interstices pour les sables et les grés) joue également un rôle important eu égard de la vulnérabilité aux contaminations de surface. [5]

■ Les profondeurs de la nappe par rapport au sol est aussi un facteur de vulnérabilité non négligeable. [5]

■ Nitrates

Dans le cycle de l'azote, les nitrates sont formés à partir de l'ion ammonium (NH_4^+) sous l'action de bactéries aérobies en milieu oxydant. Du fait de leur charge positive, les ions ammoniums, peuvent avoir une affinité avec les minéraux argileux et donc être adsorbés par l'argile (Hajhamad et Almasri, 2009). Comme pour l'ammonium, les nitrates ont une forte solubilité dans l'eau, mais à l'inverse, ils interagissent très peu avec les sols. Pour ces raisons, les nitrates possèdent un fort potentiel de lixiviation. La transformation des nitrates en azote moléculaire (N_2) par dénitrification intervient naturellement par dégradation bactérienne en conditions anaérobies et réductrices (Appelo et Postma, 2005). La dénitrification serait un facteur important de dégradation des nitrates, mais l'atténuation de ces derniers dans l'eau souterraine peut aussi être due à la dilution par l'eau de surface, l'eau d'irrigation et les précipitations (Bekes i et McConchie, 2002; Chowdhury et al., 2003 ; Stigter et al., 2006). Souvent décrite comme biologique, la dénitrification pourrait aussi être chimique en milieu fortement réducteur avec fortes concentrations en ions ferreux (Andersen et al., 1980) comme par exemple en présence de milieux riches en pyrite. Certains auteurs définissent un temps de demi-vie pour les nitrates dans un aquifère pour représenter la dénitrification. Frind et al. (1990) utilisent par exemple un temps de demi-vie de 2.3 ans. Dans certains cas, l'instabilité des nitrates en fonction des conditions physico-chimiques du milieu peut empêcher leur utilisation comme traceur inerte de pollution dans les eaux souterraines de puis la surface (Verstraeten et al, 2005).[10]

D'une manière générale, des conditions oxydantes en zone non saturée sont favorables à la nitrification de l'ammonium puis à la lixiviation des nitrates vers l'aquifère. Ensuite, les conditions oxydo-réductrices de l'aquifère peuvent être propices ou non à la dénitrification. La granulométrie plus fine des sols rendraient moins favorables les conditions de lixiviation des nitrates (Andrade et Stigter, 2009) et pourraient engendrer une dénitrification importante lorsque le milieu devient réducteur (Rajmohan et Elango, 2005). La charge en minéraux de l'eau souterraine (représentée par la conductivité électrique) peut dans certains cas être inversement proportionnelle à l'occurrence des nitrates. Une fois en circulation dans l'aquifère, la concentration en nitrates dans l'eau souterraine serait susceptible d'être atténuée soit du fait du temps accru pour la dégradation, soit par un effet de dilution (Andrade et Stigter, 2009). Des fluctuations temporelles des nitrates dans l'eau souterraine relativement à la saisonnalité du climat et des périodes de fertilisation peuvent aussi intervenir. Il peut y avoir un apport de nitrates suivant directement les périodes de fertilisation et un flux rapide suivant l'irrigation ou des précipitations importantes, ou à l'inverse, une dilution des

concentrations dans l'aquifère par une recharge exempte de nitrates, comme par exemple pendant l'automne, en dehors de la période de fertilisation. [10]

D'une manière générale l'occurrence de nitrates sur la zone d'étude est faible et aucun dépassement de la norme de potabilité (10 mg N-NO₃/L) n'a été observé. De faibles concentrations en nitrates sont observées en aval du bassin, mais les plus fortes (maximum 6.1 mg N-NO₃/L) sont rencontrées dans le piémont appalachien (Figure 4.8). Les concentrations inférieures à 1 mg/L N-NO₃ peuvent être naturelles, celles comprises entre 1 et 3 mg/L N-NO₃ peuvent être anthropiques alors que celles supérieures à 3 mg/L N-NO₃ sont certainement d'origine anthropique (Larocque et Pharand, 2010).

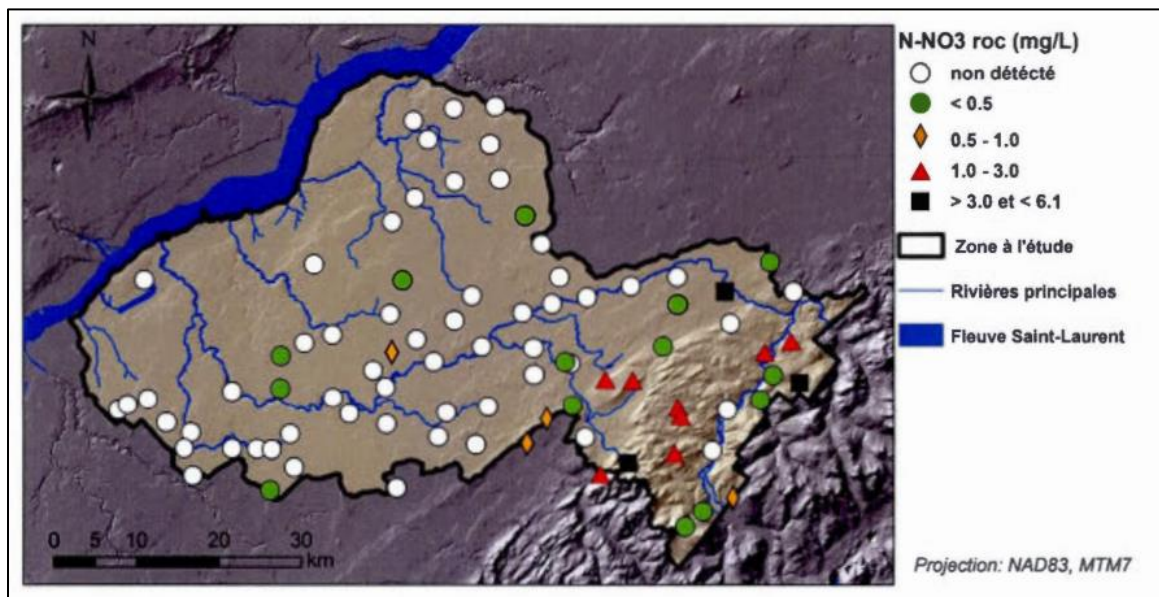


Fig.II.10. Carte des concentrations en nitrates pour l'aquifère du roc [10].

La Figure.II.10 illustre les concentrations en nitrates pour les puits ayant montré des concentrations supérieures à 2 mg N-NO₃/L lors de l'échantillonnage de l'été 2010. Ces puits ont fait l'objet d'un second échantillonnage en avril 2011, en vue de l'analyse des isotopes stables des nitrates. Les résultats ne montrent pas de tendance entre l'été 2010 et le printemps 2011. Les concentrations en nitrates sont quasi-identiques dans 65% des cas [10].

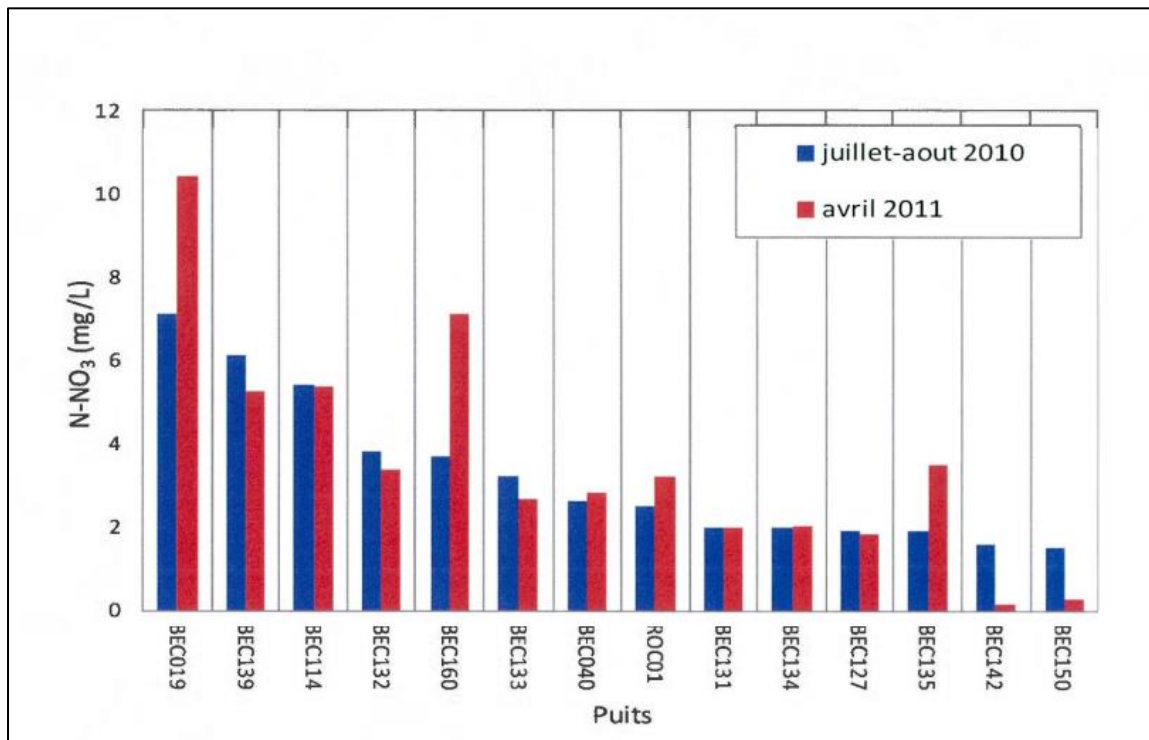


Fig.II.11. Concentrations en nitrates pour différentes saisons [10].

La Figure II. 11 illustre les concentrations en nitrates pour les puits ayant montré des concentrations supérieures à 2 mg N-NO₃/L lors de l'échantillonnage de l'été 2010. Ces puits ont fait l'objet d'un second échantillonnage en avril 2011, en vue de l'analyse des isotopes stables des nitrates. Les résultats ne montrent pas de tendance entre l'été 2010 et le printemps 2011. Les concentrations en nitrates sont quasi-identiques dans 65% des cas [10].

II.4.1.6. Isotopes des nitrates O¹⁸ et N¹⁵

La composition isotopique des nitrates dans les eaux souterraines est utilisée afin d'identifier la source de l'azote (fertilisant chimique, amendement organique ou système septique), et/ou afin de mettre en évidence la dénitrification (Verstraeten et al., 2005). La dénitrification biologique induit une série de fractionnements menant à l'enrichissement des nitrates résiduels en ¹⁵N. Des travaux ont montré que les nitrates formés par voie biologique associent un atome d'oxygène en provenance de l'air et les deux autres à partir de l'eau (Hollocher, 1984). La composition isotopique en oxygène des nitrates peut dans ce cas être appauvrie lorsque ces derniers sont formés en contact avec de l'eau souterraine ayant une composition appauvrie en ¹⁸O.

Les nitrates formés par voie de synthèse ont en revanche trois atomes d'oxygène associés à l'air, donc théoriquement associés à une composition isotopique proche de celle de l'air. Cette différence peut amener un contraste marqué entre les nitrates formés chimiquement et ceux obtenus par voie biologique.

Cependant, un fertilisant chimique sous forme de nitrate d'ammonium (NO_3NH_4) peut également générer des nitrates à partir de NH_4^+ dans l'eau souterraine ce qui peut contribuer à un appauvrissement relatif en ^{18}O des nitrates ainsi formés [10].

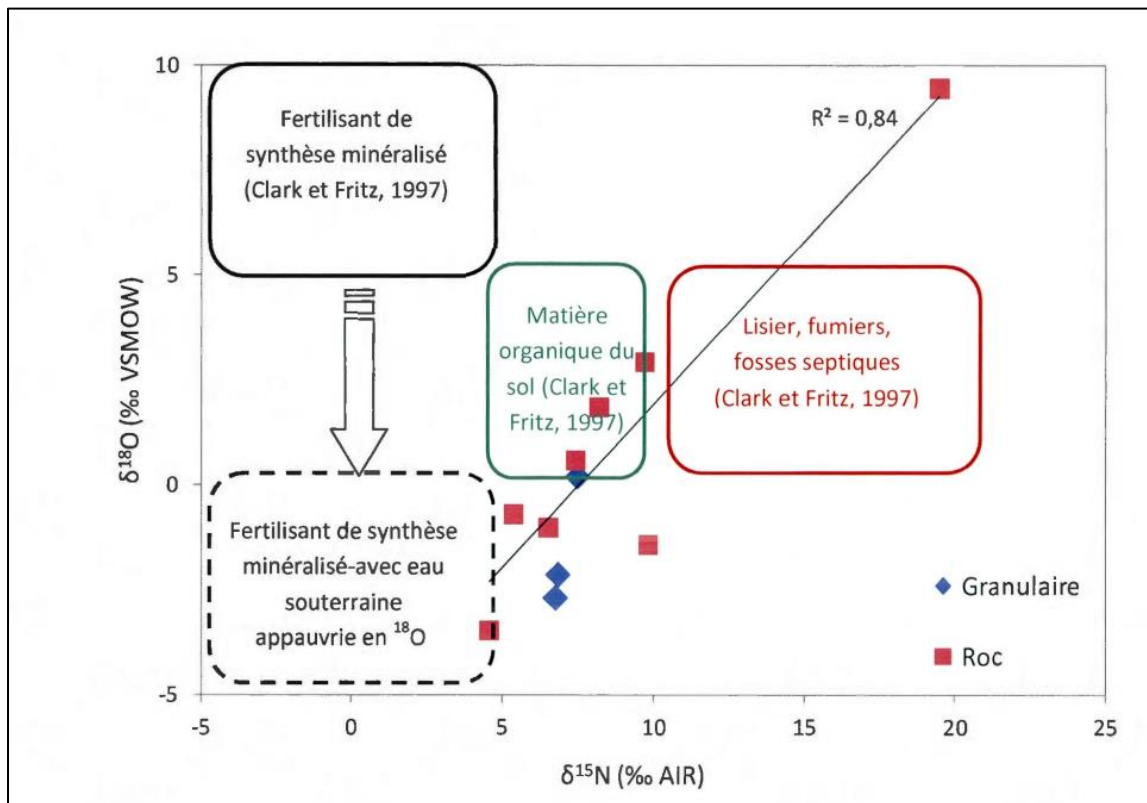


Fig.II.12. Isotopes des nitrates sur la zone d'étude pour $\text{N-NO}_3 > 2 \text{ mg N-NO}_3/\text{L}$ [10]

La Figure. II.12 montre la composition isotopique des nitrates détectés pour des concentrations supérieures à $2 \text{ mg N-NO}_3/\text{L}$, ainsi que les gammes typiques des compositions isotopiques concernant différentes sources de nitrates (Clark et Fritz, 1997). Le $\delta^{18}\text{O}$ des nitrates peut ici varier en fonction de la composition isotopique de l'eau souterraine, laquelle est dans le cas présent toujours inférieure à -1 ‰ . Les gammes de nitrates typiquement définies par Clark et Fritz (1997) pourraient ainsi avoir des compositions isotopiques en ^{18}O plus basses (zone en pointillés à la Figure. II.11). Dans ces conditions, les sources de nitrates détectés proviendraient plutôt de fertilisants chimiques ayant au départ une composition en ^{18}O appauvrie.

L'enrichissement simultané en ^{18}O et en ^{15}N des nitrates selon la courbe de tendance obtenue sur la Figure II.11 est une évidence de dénitrification des nitrates dans l'eau souterraine pour les échantillons présentés ici. Les isotopes stables de nitrates indiquent également des sources azotées d'origine anthropique (fertilisants chimiques et organiques) [10].

Dans les solutions du sol, les teneurs en nitrates sont plus fortes en été qu'en hiver. En été, elles oscillent entre 7.5 et 46.5 mg/l puis fluctuent plus entre 5.6 et 15 mg/l à partir du 24 septembre. Il est aussi intéressant de relever que les concentrations dans les solutions à 0, 10 et 50 cm chutent après la pluie du 29 juillet, alors que dans la solution du sol à 80 cm, c'est l'inverse qui se produit [12].

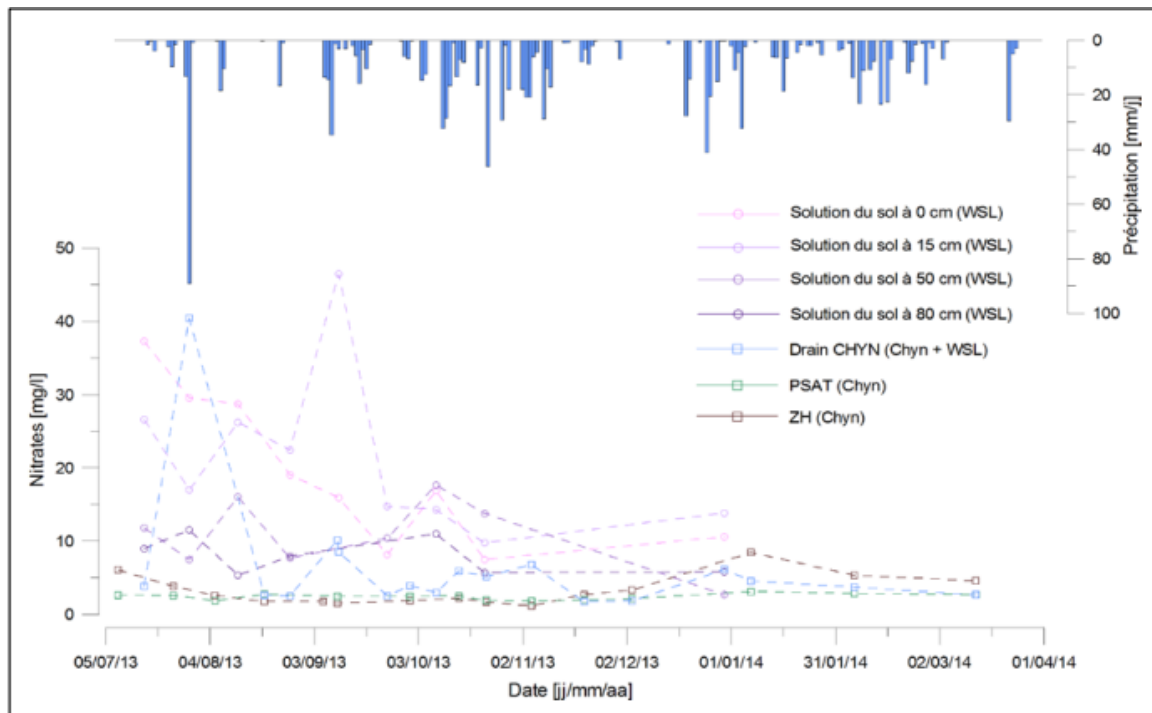


Fig.II.13.Evolution des concentrations en nitrates dans la solution du sol et dans les drains [12].

II.2.7.2. Rétention et transfert des substances polluantes

L'analyse des résultats de l'essai de multi-traçages, couplée à celle de l'évolution des concentrations en nitrates, permet de faire de nombreuses observations sur la rétention et le transfert des substances polluantes dans le sol. Dans cette interprétation, la dynamique annuelle est d'abord discutée, puis une analyse ciblée est réalisée afin de déterminer la réaction du système après des précipitations, d'une part en période de croissance, et d'autre part en période de repos de la végétation. S'ensuit une interprétation concernant les oscillations journalières des concentrations d'éosine observées durant deux périodes de basses eaux.

Tout comme l'évolution des paramètres physico-chimiques, les résultats obtenus relatifs à l'évolution des concentrations en nitrates (Figure II.14) et à l'essai de multi-traçages (Figure II.15) mettent en évidence une dynamique différente d'une saison à l'autre. Toutefois, cette dynamique n'est pas la même pour les nitrates (pollution diffuse), que pour l'éosine (pollution accidentelle).

Pour une pollution accidentelle (localisée en un point) simulée indirectement par le comportement de l'uranine ou l'éosine, la rétention des substances polluantes se fait en période de végétation, alors que

leur transfert se produit en période de repos. En effet, l'uranine injectée n'a jamais été restituée aux drains. Les hypothèses qui expliquent ceci sont liées d'une part au prélèvement de l'eau des arbres dans la zone racinaire et d'autre part à la capacité de rétention des substances polluantes dans l'épisolum humifère. Comme l'uranine a été injectée à la surface du sol, il est tout à fait probable que l'eau la contenant ait été reprise par la végétation ou que le traceur ait été retenu dans l'humus. En effet, cet horizon pédologique, riche en matière organique et sujet à une forte activité biologique, a une capacité de rétention des substances polluantes très importante. Ainsi, il n'est pas surprenant que l'uranine n'ait jamais atteint la zone saturée du sol et n'ait donc pas été détectée aux drains. Des mesures d'uranine dans la solution du sol à l'endroit de l'injection auraient pu confirmer cette hypothèse. La non-restitution de l'uranine pourrait aussi s'expliquer par une divergence des écoulements au niveau des points d'injection. Mais comme ils étaient distants d'1.5 m l'un de l'autre, cette hypothèse est hautement improbable.

L'évolution des concentrations d'éosine restituées aux drains permet de corroborer les observations concernant les différences entre les saisons, ainsi que le fort pouvoir de rétention de la couche supérieure du sol. Du début de la période de mesures jusqu'à mi-octobre, ce traceur, injecté à 1.1 m de profondeur dans le sol, se retrouve en faibles concentrations aux drains. Dès lors, les concentrations d'éosine augmentent significativement, d'autant plus après chaque épisode de précipitations pour diminuer à nouveau en fin de période. Ces deux dynamiques correspondent aussi aux périodes de croissance (été) et de repos (hiver) de la végétation, ainsi qu'aux phases durant lesquelles le sol est en partie saturé en eau (-51 cm à -44 cm). [12]

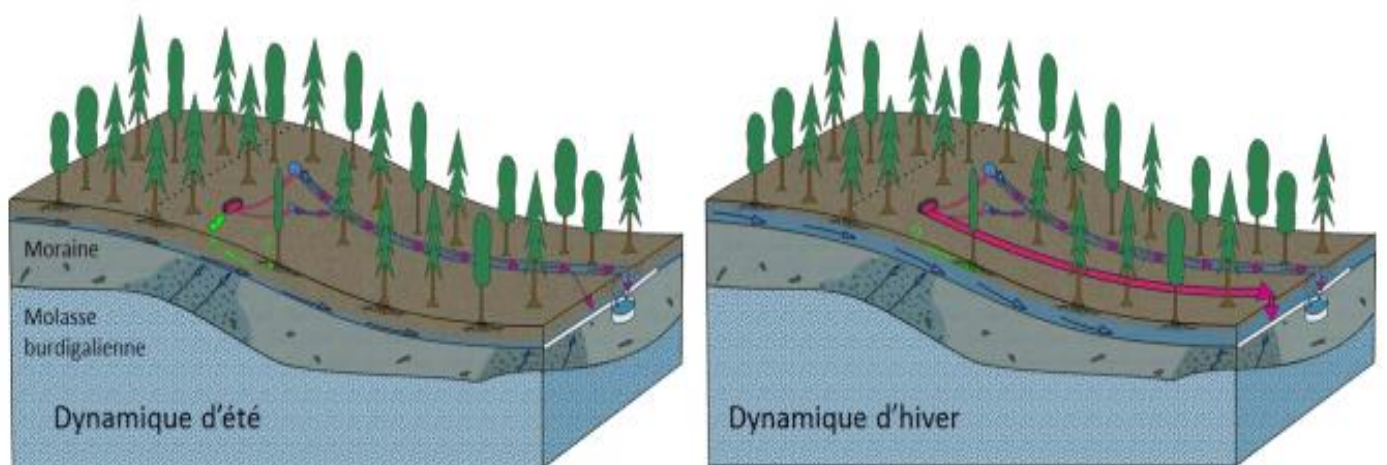


Fig.II.14. Dynamiques de transfert et de rétention des substances polluantes accidentelles en fonction des saisons mises en évidence par l'essai de multi-traçages aux bois du Jorat [12]

II.2.7.2. Mécanisme d'action des pluies acides sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers

Les effets des pluies acides sur les écosystèmes forestiers, essentiellement sur leur production primaire, sont complexes. Ils résultent d'un ensemble d'effets se manifestant au niveau foliaire, racinaire, à celui de la physiologie des arbres exposés[14].

* Leur manifestation la plus visible tient en un jaunissement des feuilles suivi d'une chute de ces dernières en proportion plus ou moins importante selon la gravité du phénomène. Cette défoliation est directement responsable d'une baisse de l'activité photosynthétique.[14]

* Un accroissement de la perte par lessivage d'ions nutritifs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+}) au niveau de la biomasse foliaire d'autant plus important que la baisse de pH est plus forte.

* Une autre cause de diminution de productivité des forêts exposées aux pluies acides résulte de l'accroissement du lessivage des éléments minéraux nutritifs des sols combiné à une baisse d'activité des micro-organismes nitrifiants. Ainsi, le bilan global du cycle de l'azote se traduit par une diminution des quantités d'azote nitrique disponibles dans les sols forestiers (Figure 8).

En conséquence des actions indirectes apparaissent se traduisant en particulier par une augmentation de la sensibilité des arbres aux attaques d'insectes et aux maladies.

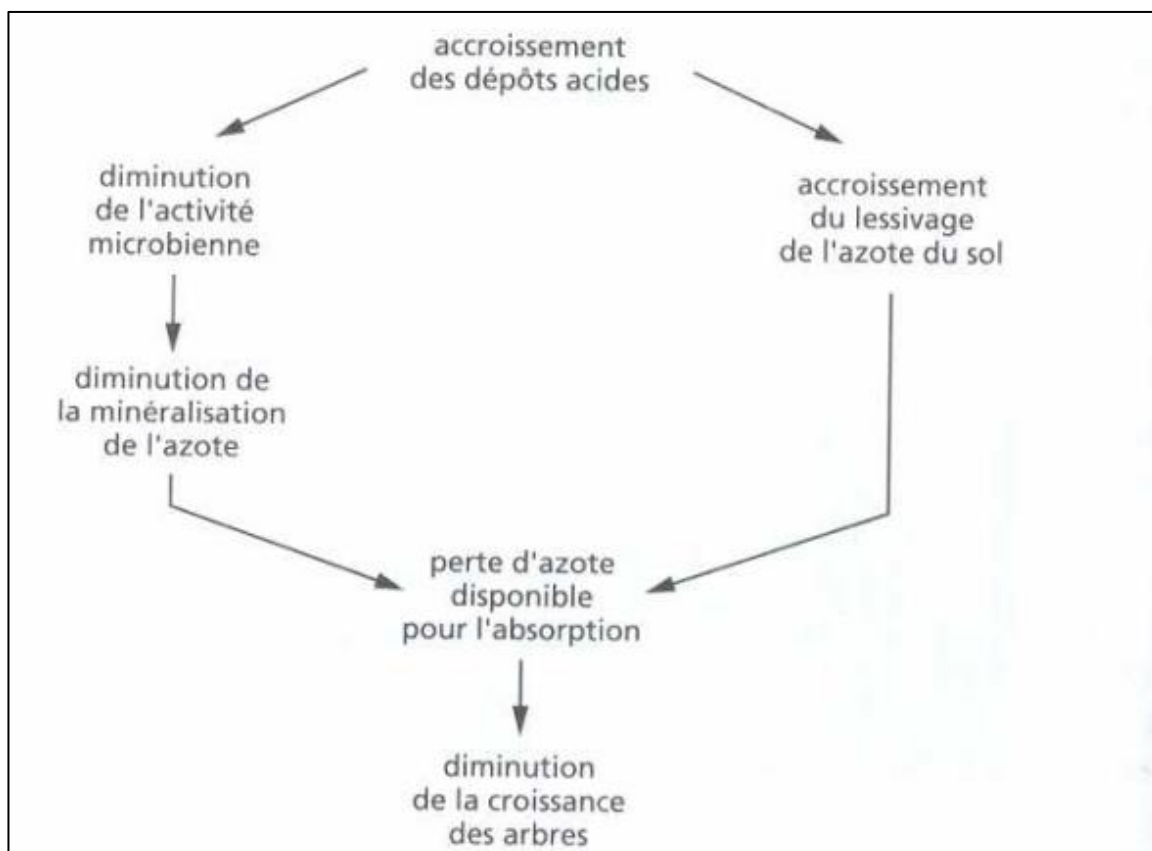


Fig.II.15. Perturbation par les pluies acides du cycle de l'azote dans les sols forestiers[14]

SOURCE DE POLLUTION	Type de contaminant
Activité agricole	les nitrates, ammonium, pesticides, organismes fécaux
Assainissement individuel	les nitrates, les organismes fécaux, hydrocarbures synthétiques de trace
Stations d'essence & Garages	benzène, d'autres hydrocarbures aromatiques, des phénols, des hydrocarbures halogènes
Enfouissement des déchets solides	ammonium, salinité, hydrocarbures halogènes, métaux lourds
Industries métalliques	trichloréthylène, tétrachloroéthylène, d'autres hydrocarbures halogènes, métaux lourds, des phénols, cyanures
Travaux de Peinture	alkylbenzène, tétrachloroéthylène, d'autres hydrocarbures halogènes, des métaux, quelques hydrocarbures aromatiques
Industrie du bois	pentachlorophénol, certains hydrocarbures aromatiques
Nettoyage à sec	trichloroéthylène, tétrachloroéthylène,
Fabrication de pesticides	divers hydrocarbures halogènes, des phénols, de l'arsenic
Vidange des boues d'eaux usées	les nitrates, les divers hydrocarbures halogènes, plomb, zinc
Tanneries	chrome, divers hydrocarbures halogènes, des phénols
Exploration / Extraction pétrolière et gazière	salinité (chlorure de sodium), les hydrocarbures aromatiques
Les mines de charbon et métallifères	acidité, divers métaux lourds, fer, sulfates

Tableau. II.5. Certains contaminants courants des eaux souterraines et les sources de pollution associées [7].

II.2. Salinisation des eaux souterraines

L'existence d'eau souterraine saline et le processus de salinisation des eaux souterraines peuvent provenir d'un certain nombre de mécanismes distincts, dont certains seulement sont les pompages liés et / ou associés à l'intrusion d'eau de mer.[7].

Les principaux mécanismes de salinisation des eaux souterraines sont indiqués schématiquement à la figure 8.6; ils vont de la mobilisation d'eaux paléo-salines ou connées en profondeur, aux processus de surface liés,

pour l'essentiel, à l'engorgement des sols due à la hausse du niveau des nappes phréatiques. Des investigations approfondies sont nécessaires pour diagnostiquer la présence d'eau souterraine saline, et d'évaluer la possibilité que ces processus se produisent lors d'un changement majeur ou progressif dans les prélèvements des eaux souterraines. On ne peut pas trop mettre l'accent sur cela, car une fois une hausse importante de la salinité ou de l'intrusion d'eau salée a eu lieu, il peut prendre un temps très long (des décennies ou même des millénaires) et un coût considérable pour y remédier; cela peut détruire les ressources en eau souterraine à la fois pour l'approvisionnement en eau potable et pour de nombreuses utilisations d'irrigation ou agricole.

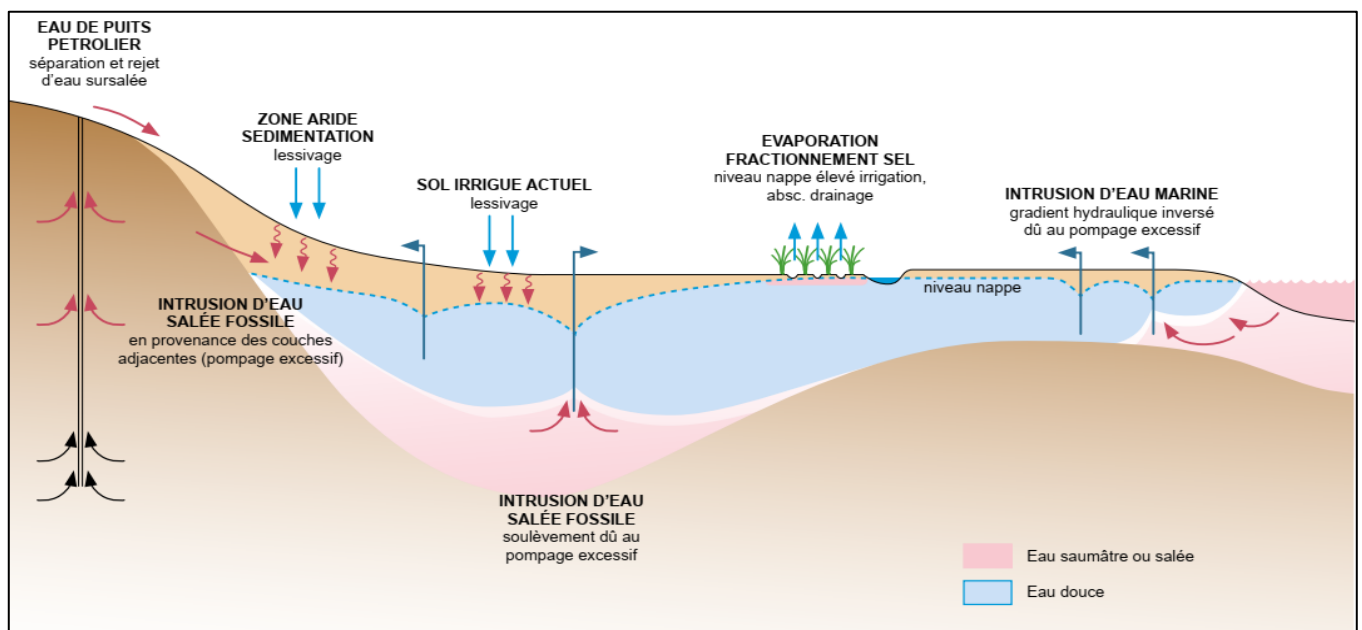


Fig.II.16. Salinisation comme effet possible de la surexploitation des eaux souterraines [7].

II.1.2. 1. l'étude de risque de contamination des eaux souterraines

Selon une approche déterministe « Source-Transfert-Récepteur » (représentée à la Figure 1.1), la vulnérabilité correspondrait au module « Transfert » en représentant le transport d'un contaminant depuis la source jusqu'au milieu récepteur. Le module « Source » représente la répartition spatiale de la charge de contaminant à la surface du sol et le module « Récepteur » est l'eau souterraine. L'étude de risque de contamination de l'eau souterraine est alors le modèle visant à reproduire [10].

L'occurrence d'un contaminant dans l'aquifère en fonction des sources de contamination diffuses et de la vulnérabilité du milieu (Brouyère et al, 2001 ; Frind et al, 2006). Différentes définitions de la vulnérabilité existent à l'heure actuelle et témoignent que ce sujet d'étude est encore susceptible d'améliorations et de standardisations futures [10].

Une étude de vulnérabilité aurait pour but d'appréhender quelles zones sont potentiellement vulnérables à la contamination depuis la surface, mais pas de prédire (risque) ou d'inventorier (caractérisation) les concentrations en contaminant dans l'eau souterraine. Le risque de pollution ne dépend pas seulement de la vulnérabilité du milieu, mais également de l'existence réelle et significative d'une charge polluante à la surface du sol (Margane, 2003).

Il est ainsi possible d'avoir un aquifère hautement vulnérable mais sans qu'il y ait un risque de contamination si la charge en contaminant à la surface du sol est nulle, et inversement, il est possible d'avoir un haut risque de contamination pour un aquifère peu vulnérable si la charge en contaminant est exceptionnellement élevée (Kinler et al, 2005 ; Rahman, 2008) [10].

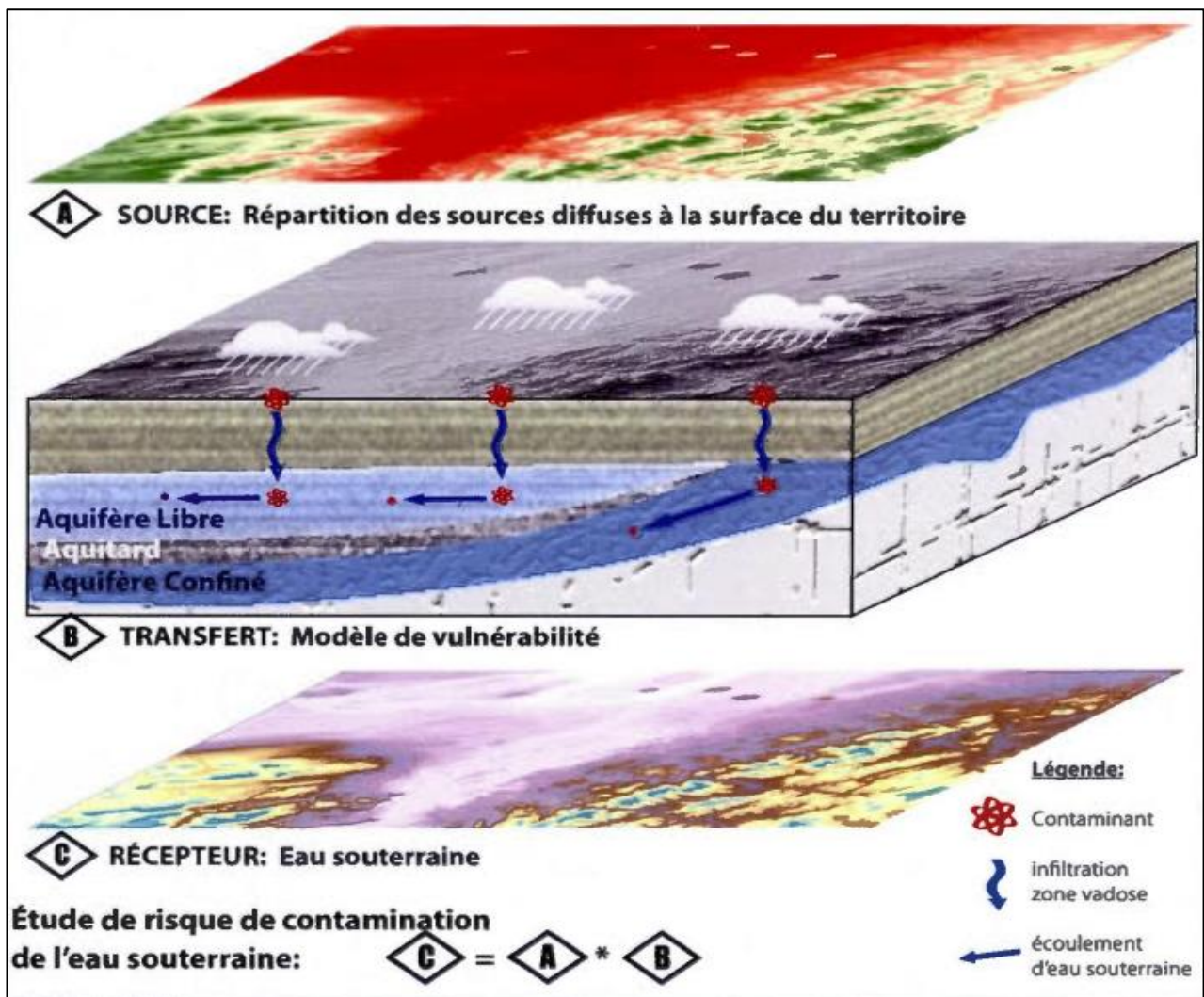


Fig.II.17. Concept de l'étude de risque de contamination des eaux souterraines [10].

II.2 Impact de la pollution de l'air sur les populations humaines

Les populations humaines, qui vivent en milieu urbain et/ou dans des zones industrielles sont également victimes de la pollution atmosphérique. Le record mondial de pollution atmosphérique en importance, étendue et nombre de personnes affectées, est détenu par la Chine[14].

De nombreuses études épidémiologiques ont montré que la dégradation de la qualité de l'air des villes influait sur la mortalité et la morbidité des populations urbaines.

C'est plus particulièrement le cas lors d'épisodes de smog tant acide qu'oxydant... qui peuvent provoquer des symptômes d'intoxication paroxystique (intermittent) chez les individus les plus sensibles aux aéropolluants.

Ainsi, dès 1952, on attribuait 3 000 décès au grand smog de Londres qui sévit pendant une semaine en décembre de cette année tandis que plusieurs dizaines de milliers d'autres souffrirent de troubles broncho-pulmonaires.

On peut en outre noter de fortes inflammations oculaires lors d'épisodes de smogs oxydants, riches en PAN, caractérisés par une hyperhémie conjonctivale. On a signalé de graves accidents ophtalmologiques à Los Angeles lors d'épisodes paroxystiques de smogs chez des individus particulièrement sensibles à ces composés.

Parmi les affections en progrès constant dans les grandes agglomérations, on citera la bronchite chronique, l'emphysème (fusion alvéole), les cancers des voies respiratoires et du poumon, et diverses manifestations allergiques dont l'asthme est la plus spectaculaire.

Un autre aspect préoccupant de la pollution de l'air des villes tient en l'existence de mutagènes (et cancérogènes) puissants parmi les aéropolluants qu'il renferme : benzopyrène et autres hydrocarbures aromatiques polycycliques, divers dérivés organique de l'azote,... L'exposition à de telles substances pourrait passer longtemps inaperçue jusqu'à ce que de sérieux dommages génotypiques se manifestent dans les populations exposées.

II.4. Conclusion du chapitre

Les nappes d'eau souterraine sont s'effet à de nombreuses sources de pollution différentes. La localisation, la nature et la quantité des sources de pollution doivent être connues pour évaluer la charge de pollution à la surface du sol mais c'est la vulnérabilité du système aquifère en combinaison avec la charge de pollution qui conduit à l'évaluation du danger de pollution encouru par les eaux souterraines.

La géométrie d'un aquifère très complexe, et selon le phénomène hydrodynamique dont on considère les caractéristiques hydrauliques et les caractéristiques des roches permet de l'infiltration des déférentes fluide dans sub-surface de sol et cette caractéristiques effet pour contamination de aquifère par

défèrent corps polluant. Des données hydrogéologiques comme l'épaisseur et les propriétés hydrauliques, telles que la perméabilité de la zone non saturée sont nécessaires pour évaluer la vulnérabilité des aquifères à des charges de pollution, peut être déterminé en superposant les cartes des charges de la pollution avec les cartes de Propriétés des aquifères.

Ce chapitre explique les causes et les mécanismes de pollution qui affectent divers éléments de la nature. Les principales sources de pollution sont les utilisations excessives de ces ressources à forte concentration urbaine. En plus de la pollution des réseaux d'assainissement urbains, la pollution agricole, les déchets liquides industriels et toute pratique irrationnelle d'éléments naturels affectent négativement son équilibre

Chapitre III

***Etude de cas (Approche Numérique de la
Dispersion Spatiale d'une Charge Polluante
dans un Aquifère)***

III.1. Positionnement du problème

III.1.1. Modèle physique

Le milieu poreux étudié dans ce travail présente un sous-sol homogène et isotrope de 3 (m) de profondeur saturé en eau, influencé par l'infiltration d'une décharge polluante de vitesse V_{inf} qui vaut : 1×10^{-5} (m/s). L'influence de plusieurs paramètres physiques spatio-temporels sont prises en compte pour interpréter les uns par rapport aux autres du problème étudié, figure 3.1.

La modélisation de cette problématique a été achevée par la résolution numérique des équations de base de l'écoulement de Navier-Stokes couplées par l'équation de Darcy pour déterminer le champ de la vitesse d'infiltration de décharge polluante dans le sous-sol d'une part et l'équation différentielle de concentration pour calculer le balancement de cette concentration du haut vers le bas du domaine étudié.

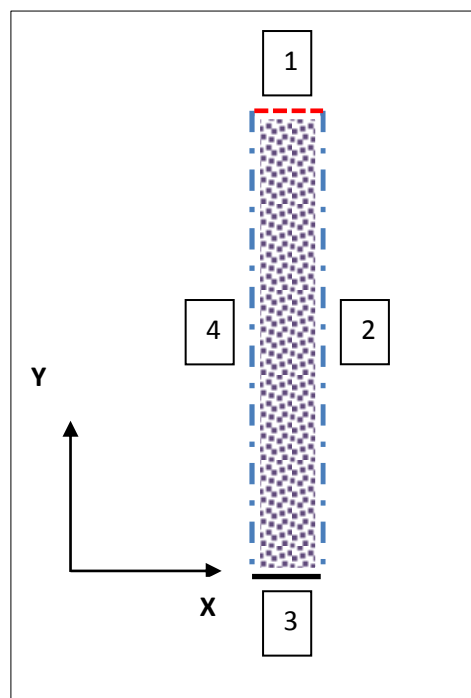


Fig. III. 1. Modèle physique étudié.

III.1.2. Modèle mathématique

La loi de Darcy a été établie dans des conditions d'écoulement particulières qui limitent sa validité. Les principales hypothèses qui la sous-tendent sont :

- Matrice solide homogène, isotrope et stable.
- Fluide homogène, isotherme et incompressible,

- Energie cinétique négligeable,
- Ecoulement laminaire (écoulement de Darcy : $Re \ll 1$),
- Les variations spatiales de la masse volumique (compressibilité, hétérogénéité) et de viscosité (température) de la phase liquide sont suffisamment faibles pour que leur effet puisse être généralement négligé.

III.1.2.1 Equations du problème

III.1.2.1.1. Equation de Continuité :

$$\frac{\partial u}{\partial x} = \frac{\partial v}{\partial y} \quad (3.1)$$

Les milieux poreux sont modélisés par l'addition de termes sources en quantité de mouvement de l'équation de l'écoulement du fluide décrit sous forme d'équations (3.2) et (3.3). La loi de Darcy est considérée comme terme source dans ces deux équations.

$\frac{\mu_f}{k}u$ et $\frac{\mu_f}{k}v$: sont les termes source pour les directions (X, Y) dans les équations de quantité de mouvement (2) et (3).

III.1.2.1.2. Equation de l'écoulement selon l'axe X :

$$\frac{\partial u}{\partial t} + \rho_f \left(\frac{u}{\phi^2} \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{v}{\phi^2} \frac{\partial u}{\partial y} \right) = -\frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\mu_f}{\phi} \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) - \frac{\mu_f}{k} u \quad (3.2)$$

III.1.2.1.3. Equation de l'écoulement selon l'axe Y :

$$\frac{\partial v}{\partial t} + \rho_f \left(\frac{u}{\phi^2} \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{v}{\phi^2} \frac{\partial v}{\partial y} \right) = -\frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\mu_f}{\phi} \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) - \frac{\mu_f}{k} v \quad (3.3)$$

Avec :

- k : coefficient de la perméabilité du milieu poreux ;
- ϕ : porosité du milieu ;
- ρ : masse volumique du fluide ;
- μ : viscosité dynamique du fluide.

III.1.2.1.4. Equation de concentration du polluant :

Le transport de la décharge polluante se fait grâce à la convection et à la diffusion massique, et l'équation de ce transport sous forme différentielle s'écrit :

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \left(\frac{v}{\phi^2} \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{v}{\phi^2} \frac{\partial C}{\partial y} \right) = \frac{D}{\phi} \cdot \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \right) \quad (3.4)$$

Où :

- C : concentration du polluant,
- v : vitesse d'écoulement selon l'axe Y.
- D : coefficient de diffusivité moléculaire.

III.1.2.2 Conditions aux limites :

Les quatre conditions aux limites de la présente étude sont indiquées sur la figure 3.1 :

- Paroi (1) : roche perméable (décharge polluante imposée, $C = 100 \%$), la vitesse d'infiltration $V_{\text{inf}} = 1 \times 10^{-5}$ (m/s) ;
- Parois (2) et (4) : roches perméables (conditions de la symétrie à l'infinie),
- ($C =$ une constante sur une ligne horizontale du domaine étudié) ;
- Paroi (3) : roche imperméable ($C = 0 \%$, $V = 0$ (m/s)).

III.2. Procédures de simulation**III.2.1. Test de maillage**

Nous nous intéressons donc ici à un problème numérique 2D. Pour un écoulement graduellement varié, il faut de grandes distances longitudinales pour observer des variations significatives de hauteur ; dans les zones où l'écoulement est rapidement varié, le mètre est une échelle de longueur longitudinale acceptable. Comme la simulation est réalisée sur un sous-sol homogène et isotrope saturé en eau de 3 (m) de profondeur, nous pouvons nous attendre à une solution réaliste, en plaçant un nœud de calcul tous les centimètres. Ensuite, nous avons choisi des maillages de plus en plus grossiers.

La superposition des profils de vitesses selon l'axe (X) pour les trois maillages différents figure 3.2. Représente la même allure c'est-à-dire le même comportement physique avec un très faible décalage entre les uns par rapport aux autres grâce aux erreurs de calcul dues l'interpolation choisi pour simuler la présente problématique.

Nous constatons ainsi que la solution numérique est d'autant plus proche de la réalité que le maillage est fin. Nous pouvons alors relier les écarts (à la solution physique) observés au principe même de résolution par la méthode des volumes finis (MVF). L'idée de cette méthode est de fixer la solution à des valeurs connues sur les nœuds. Ensuite, nous construisons la solution finale par interpolation entre chaque nœud. Ainsi, choisir un maillage fin, signifie que nous avons une bonne connaissance de la solution que nous voulons obtenir. A l'inverse, pour un maillage grossier, nous avons alors une idée plus approximative de la solution à obtenir. Nous ne savons pas comment en pratique une interpolation est effectuée, mais nous pensons que celle-ci est faite sans tenir compte de la solution physique entre deux nœuds.

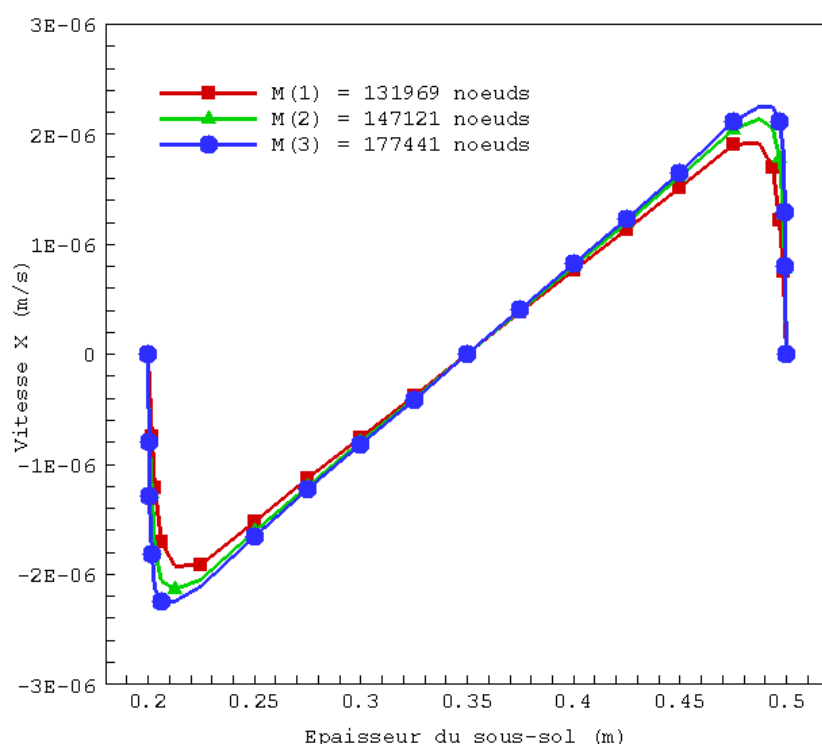


Fig. III. 2. Test de Maillage.

Cas étudiés	Nombres de nœuds	Vitesse résultante (m/s)	Erreur (%)
M (1)	131969	4.940×10^{-5}	-
M (2)	147121	4.931×10^{-5}	0.18
M (3)	177441	4.929×10^{-5}	0.04

Tableau .III.1 : calcul de l'erreur de la simulation pour de différents maillages.

Nous avons relevé la valeur de la vitesse d'écoulement pour chacune des solutions. Nous avons trouvé des résidus du même ordre de grandeur alors que nous nous attendions à avoir de grands résidus pour les maillages grossiers.

En conclusion, si nous augmentons le nombre de nœuds, alors nous diminuons les erreurs dues aux interpolations entre les nœuds, et la solution numérique est plus proche de la réalité. Nous avons aussi noté que le temps de calcul augmente avec la finesse du maillage, mais cette augmentation n'est pas significative pour les maillages choisis dans nos simulations (Erreur < 0.2 %), tableau 3.1.

III.2.2. Teste de stationnarité de la solution

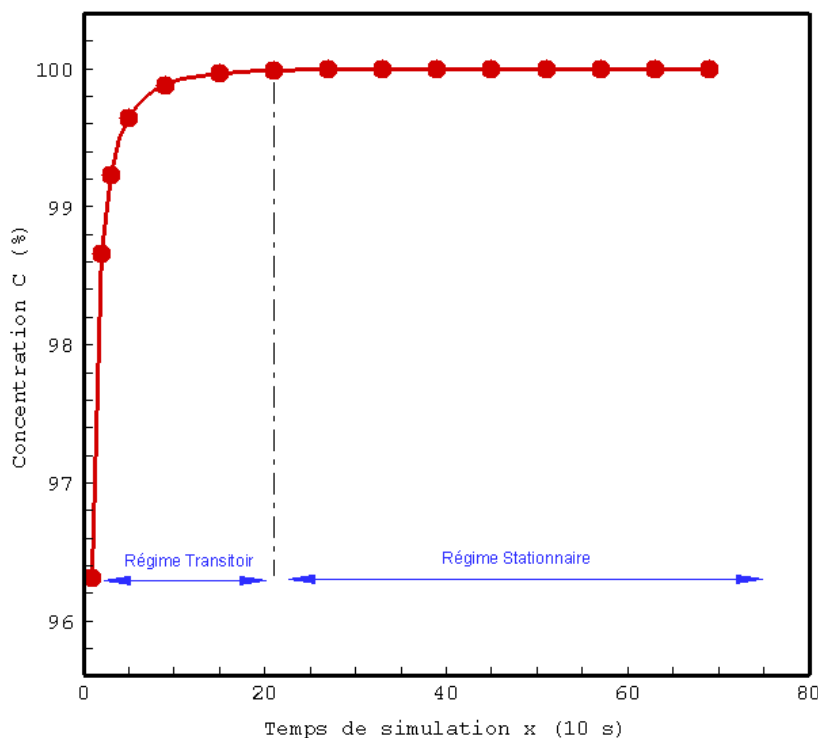


Fig. III. 3. Teste de stationnarité de la solution.

L'évolution de la concentration C au cours du temps de simulation dans un plan vertical de 2 (m) de profondeur par rapport au sous-sol étudié, est représentée dans la figure 3.3. Cette figure comporte deux phases successives, la phase transitoire qui dépend fortement à l'état initial du système : $C = 0$ (%) et $V_{inf} = 0$ (m/s) ou la solution numérique est instable et la phase de régime stationnaire qui est indépendante de l'état initial du système : $C = 100$ (%) et $V_{inf} = 1 \times 10^{-5}$ (m/s), ou notre solution numérique est devenue permanente. Les résultats obtenus confirment un passage entre un temps de calcul initial vers un temps de calcul inertiel du système.

III.3. Discussions et analyses des résultats de la simulation

Le champ de concentration au cours du temps pour un sous-sol homogène et isotrope influencé par l'infiltration verticale d'un décharge polluant est représenté dans la figure 3.4, la valeur maximale de cette

concentration C vaut : 100 (%) au niveau de la surface libre du sous-sol. Par l'effet de la gravitation ces décharges pollutant s'écoulent vers le bas du sous-sol avec des valeurs différentes dégradées.

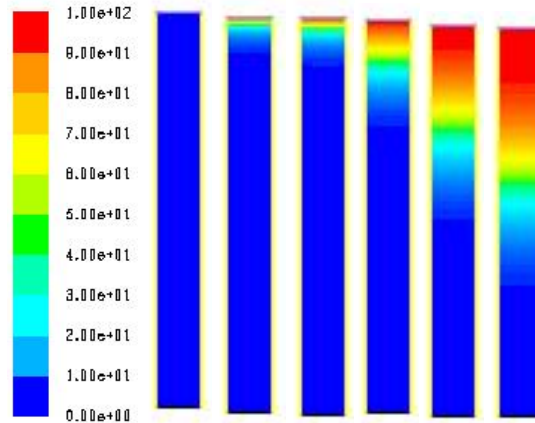


Fig. III. 4. Champ de concentration au cours du temps pour une porosité de 20 %

pour $t = 1 \times 1800$ (s), 10×1800 (s), 20×1800 (s), 30×1800 (s), 40×1800 (s), 50×1800 (s).

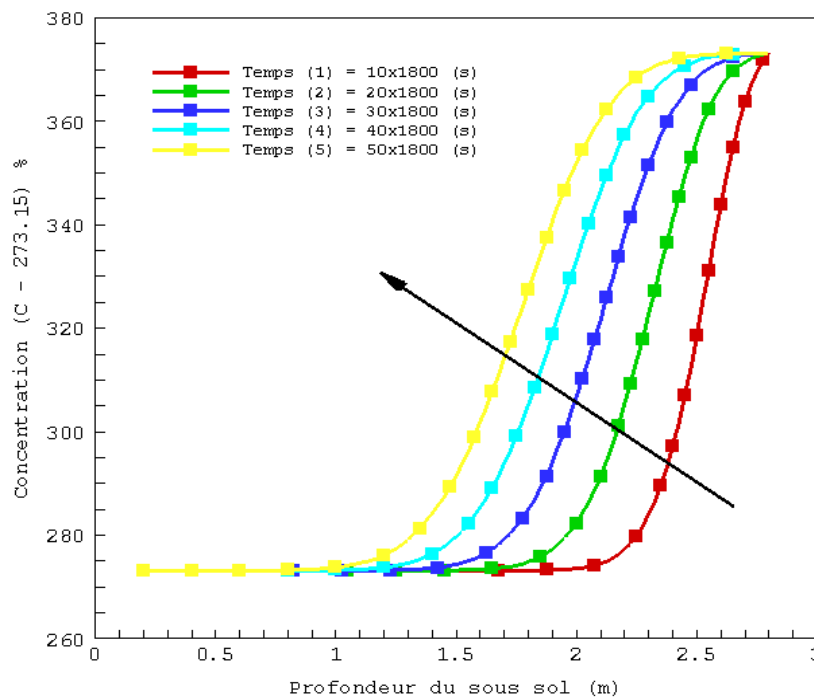


Fig. III. 5. Profils de concentration au cours du temps pour une porosité de 20 %

pour $t = 1 \times 1800$ (s), 10×1800 (s), 20×1800 (s), 30×1800 (s), 40×1800 (s), 50×1800 (s).

La fig.III.5, représente le profil de la concentration de la décharge polluante au cours du temps. Pour un temps de simulation qui vaut : 10×1800 (s), la décharge polluante ce déplace verticalement vers 1 (m) de profondeur et 2 (m) pour un temps qui est gale 5 fois le temps initial.

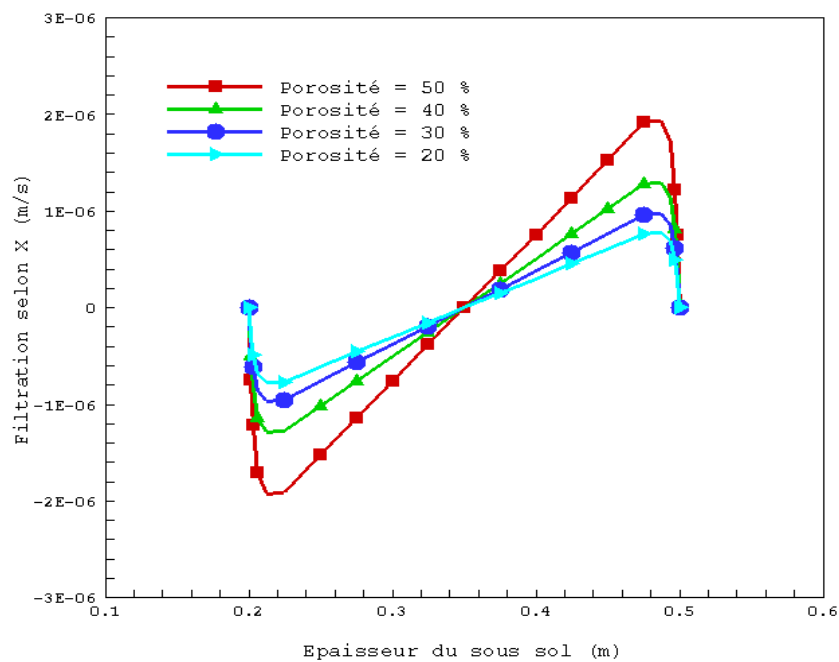


Fig. III. 6. Profils de vitesse en fonction de la porosité pour $t = 20 \times 1800$ (s).

L'effet de la porosité du sous-sol sur la vitesse axial (X) est illustré sur la figure 3.6, plus la porosité est importante plus la vitesse de l'écoulement selon (X) est grande. Donc la matrice solide du milieu empêche l'écoulement dans ce sens.

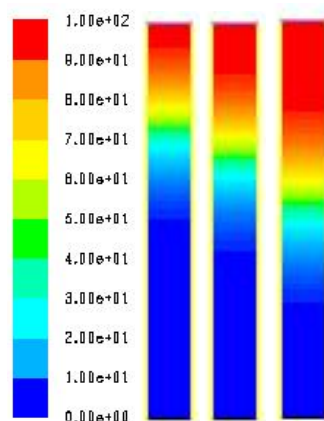


Fig.III.7. Champ de concentration en fonction du débit d'alimentation Pour $t = 20 \times 1800$ (s), $V_{inf} = 1 \times 10^{-5}$ (m/s), 2×10^{-5} (m/s) et 3×10^{-5} (m/s).

La compression entre 3 cas du transport de la décharge polluant en fonction de la vitesse d'alimentation d'infiltration pour un temps qui vaut 20×1800 (s) a été présenté dans la fig.III.7, donc plus la vitesse verticale de filtration est importante plus le déplacement de la décharge polluante est considérable.

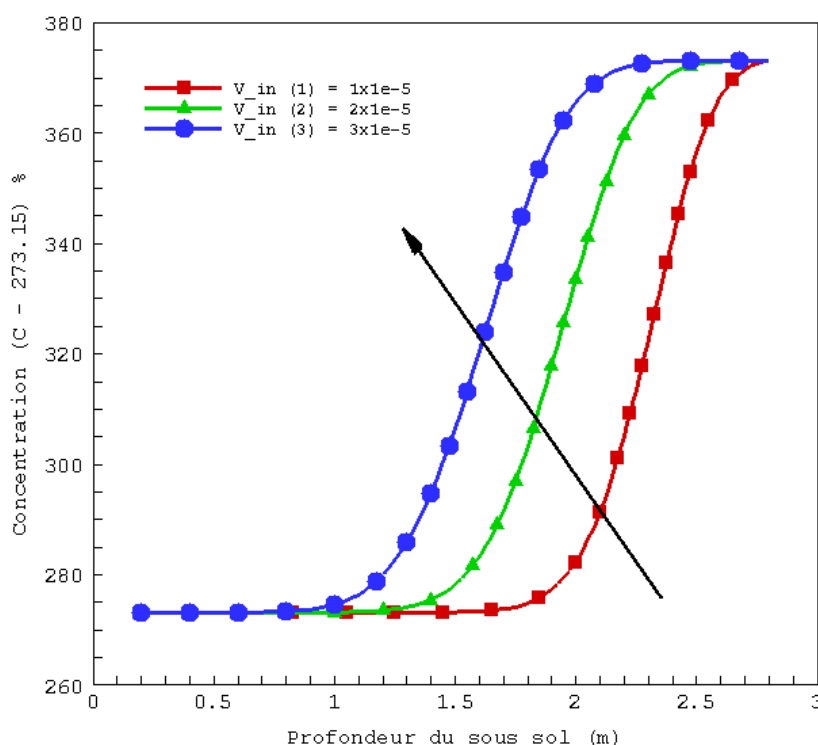


Fig. III. 8. Profils de concentration en fonction du débit d'alimentation

pour $t = 20 \times 1800$ (s), $V_{inf} = 1 \times 10^{-5}$ (m/s), 2×10^{-5} (m/s) et 3×10^{-5} (m/s).

La figure 3.8 représente le profil de la concentration en fonction de la vitesse de l'infiltration. En remarque que le déplacement de la décharge polluante vers une profondeur augmente par la croissance de la vitesse d'infiltration. Pour le cas simuler en a : 1 (m), 1.5 (m) et 2 (m) de profondeur successivement pour des vitesses d'infiltration de valeurs : 1×10^{-5} (m/s), 2×10^{-5} (m/s) et 3×10^{-5} (m/s).

III.4. Conclusion du chapitre

Des simulations numérique ont été réalisé numériquement pour déterminer le comportement physique du déplacement d'une décharge polluante dans un sous-sol saturé en eau, la modélisation de cette problématique a été basée sur les équations de l'écoulement de Navier-Stokes qui régissant le principe de conservation de mouvement couplées par l'équation de Darcy qui exprime l'infiltration dans les milieux poreux et l'équation différentielle de la concentration pour trouver le taux en (%) de cette polluante dans le domaine étudié. Cette simulation a permis de faire une étude paramétrique sur le déplacement verticale de la décharge polluant au cours du temps entre : 1×1800 (s) et 50×1800 (s) d'une part et en fonction d'autres paramètres physique comme la vitesse d'infiltration (1×10^{-5} (m/s) 2×10^{-5} (m/s) et 3×10^{-5} (m/s)) et d'autre part des paramétriques concernant le milieu comme la perméabilité et la porosité.

Les résultats obtenus montrent que Le niveau de risques de contamination des eaux souterraines donne un indice de la rapidité avec laquelle les contaminants pourraient atteindre la nappe en cas de déversement ou de fuite. Si ces risques sont élevés ou modérés, cela signifie que la nappe et les puits situés sur une propriété ou celle d'un voisin pourraient être contaminés rapidement. Si c'est le cas, il faut prendre grand soin d'éviter toute fuite ou tout déversement de contaminants. En plus des inspections régulières et de l'entretien, il faut faire analyser l'eau des puits pour limiter les infiltrations vers la nappe.

Conclusion Générale

Conclusion Générale

Dans le premier chapitre, nous avons présenté la revue bibliographique et une vue général sur L'écoulement général des eaux souterraines et Nous avons choisi les lois interconnectés de approche numériquement ,et donnée différentes caractéristiques de L'écoulement l'influence de la morphologie et de la topologie sur le comportement hydrique du matériau par rapport de temps et les vites par appliquant les lois de Darcy et Navier-stoker nous avons ajouté les équations de continuité pour les des essais expérimentaux et Les simulations le comportement L'écoulement des eaux souterraines.

La pollution des eaux souterraines et la contamination des nappes avec diverses formes de pollution est un vrai problème aujourd'hui.

Nous avons examiné les différents types de pollution, leurs propriétés chimiques et physiques et leur impact sur les différents systèmes environnementaux (air, eau et sol) et la santé humaine. Nous avons démontré le rôle important de l'activité humaine dans la survenue de perturbations des éléments environnementaux et l'une des principales raisons de ces abus dans l'exploitation intensive des ressources environnementales nécessaires à la vie, car cette étude nous a permis de mieux comprendre le problème de la pollution et de tirer les données de base nécessaires à une gestion plus rationnelle, et de contribuer à lutter contre la pollution . Plusieurs méthodes sont mises en œuvre pour évaluer l'étendue des risques de pollution et des comportements. Il vise à améliorer l'utilisation de ces ressources et à choisir les meilleures méthodes et méthodes pour leur utilisation.

L'ensemble des cas de simulations qui ont été réalisés dans le but de mieux comprendre les mécanismes de transport de pollution au sein de l'écoulement été basée sur les équations de l'écoulement de Navier-Stockes. Comme nous l'avons suggéré lors du chapitre 3, Equation de concentration du polluant Le transport de la décharge polluante ver la nappe par Les conditions aux limites pour trouver le taux en (%) de cette polluante dans le domaine étudié. Cette simulation a permis de faire une étude paramétrique sur le déplacement verticale de la décharge polluant au cours du temps

Nous allons analyser en détail Des simulations numérique pour déterminer le comportement physique du déplacement d'une décharge polluante dans un sous-sol par utilisé les équations l'écoulement dans le deuxième chapitre, la dispersion de la pollution et obtenus résultats montrent que Le niveau de risques de contamination des eaux souterraines donne un indice de la rapidité avec laquelle les contaminants

Conclusion Générale

pourraient atteindre la nappe en cas de déversement ou de fuite. Si ces risques sont élevés ou modérés, cela signifie que la nappe et les puits situés sur une propriété ou celle d'un voisin pourraient être contaminés rapidement. Si c'est le cas, il faut prendre grand soin d'éviter toute fuite ou tout déversement de contaminants. En plus des inspections régulières et de l'entretien, il faut faire analyser l'eau des puits pour limiter les infiltrations vers la nappe.

Référence bibliographique

Référence bibliographique

Références bibliographiques

- [1] ORGANISATION DES NATION UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE 2-4-mai 2018 | FAO-ROME | ITALIE].
- [2] PIEDRAFITA CARNICER, MARIA-VICTORIA | Mémoire de Fin d'Etudes 2006-2007 (IBGE1, 2006) .
- [3] KEVIN M. HISCOCK, Hydrogeology Principles and Practice, School of Environmental Sciences University of East Anglia United Kingdom, by Blackwell Science Ltd a Blackwell Publishing company 2005.
- [4] PIEDRAFITA CARNICER, MARIA-VICTORIA, Mémoire de Fin d'Etudes, en vue de l'obtention du grade académique de Diplômé d'Etudes Spécialisées en Gestion de l'Environnement, Année Académique : 2006-2007.
- [5] A.LANDREAU –JC.ROUX, Les nitrates dans les eaux souterraines, Exemple de répartition teneurs dans quelques aquifères français, B.R.G.M.9 Décembre 1985.
- [6] ABOUBACRINE ALPHA ; OLIVIER BANTON ; AMADOU ZANGA TRAORE ; JEAN-PIERRE VILLENEUVE ; ADAMA MARIKO ; LAHCEN AIT-SSI, hydrogéologie et contamination de la nappe phréatique alimentant la ville de bamako (mali), Rapport des travaux réalisés dans le cadre d'une subvention du Centre de Recherches pour le Développement International du Canada (CRDI) Ottawa, Canada Bamako, Mali, Mai 1991.
- [7] AGW-NET, BGR, IWMI, CAP NET, RAOB, ET IGRAC ; les risques liés à l'eau souterraine L'intégration de la gestion des eaux souterraines pour les Organismes de Bassins Transfrontaliers en Afrique.
- [8] CECILE CARRERE ; Couplage d'écoulements de surface et de sub-surface en hydrogéologie
- [9] DR. HAMEL MOHAMMED ; initiations a simulation numérique des écoulement des fluides l'introduction l'ansysicem et cfd et ansys cfx.
- [10] GUILLAUME MEYZONNAT ; estimation de la vulnérabilité de l'aquifère au roc de la zone bécancour (centre-du-québec).

Référence bibliographique

[11] doucement. PDF ; ruissèlement et infiltration .

[12] LORIENNE THÜLER ; Estimation et cartographie de la vulnérabilité des aquifères en milieu forestier. these Présentée à la Faculté des Sciences de l'Université de Neuchâtel Pour l'obtention du grade de docteur ès sciences.

[13] LE CADRE DU PROJET UNESCO/IHP ; « INTERNATIONALLY SHARED (TRANSBOUNDARY) AQUIFER RESOURCES MANAGEMENT (ISARM) », l'Observatoire du Sahara et du Sahel (OSS) a organisé et a coordonné l'inventaire des aquifères transfrontaliers et les analyses de situation dans la région relevant de sa compétence, en Afrique. Des monographies et des réponses au questionnaire ad hoc ont été établies pour chaque aquifère par des experts nationaux des pays concernés, en partenariat, en 2003 et 2004. Le présent rapport expose une synthèse de ces analyses, complétée par un tableau récapitulatif et illustrée par une carte générale de situation des aquifères transfrontaliers de la région de l'OSS.

[14] COURS POLLUTION (AIR, EAU, SOL) ; Domaine : Sciences et Techniques ; Filière : Génie des Procédés ; Niveau : 3^{iem} Licence ; université kasdi merbah ouargla ; faculté des sciences appliquées ; département de génie des procédés.

[15] MR YAICHI ABDELAZIZ & MR ZAOUÏ ABDALLAH ; En vue de l'obtention du Diplôme de MASTER ; En : géologie ; étude lithostratigraphique et sédimentologique du dévonien inférieur dévonien moyen d'oued talha (tindouf).

[16] GUERMAZI WASSIM ; COURS DE POLLUTION & NUISANCES ; UNIVERSITE DE GABES FACULTE DES SCIENCES DE GABES ; AU : 2016 – 2017.

[17] ÉRIC GILLI ; CHRISTIAN MANGAN ; JACQUES MUDRY ; hydrogéologie ; Objets, méthodes, applications. Dunod, Paris, 2008 ISBN 978-2-10-053991-8.

[18] OLIVIERIER BANTON ET LUMONY M. BANGOY ; avec la collaboration de sylvie Chevalier, Pascal Houéno, pierre Lafrance et Christine Rivard hydrogéologie multiscience environnementale des eaux souterraines .

[19] https://www.researchgate.net/figure/Schematisation-des-ecoulements-laminaire-a-et-turbulent-b-dun-fluide-autour-dun_fig7_331090028.

[20] MECANIQUE DE FLUIDE, notions de mécanique des fluides.

[21] HYDRAULIQUE A SURFACE LIBRE, Écoulement gravitaire en canal prismatique.

Référence bibliographie

[22] BEDJEGHIT EL-HOUAS ; Mémoire Présenté pour obtenir le diplôme de magister ; energetique appliquée en engineering ; étude expérimentale et numérique d'un écoulement autour d'obstacles carre et cylindrique ; 2009/2010.

[23] G. CASTANY, J. MARGAT, Dictionnaire français d'hydrogéologie, 1977

[24] TABABOUCHET SIHEM ; memoire de master en hydraulique ; aménagement et ouvrage hydrotechnique ; etude de la pollution des eaux superficielles et souterraines du bassin versant du sebaou, session – 2017

[25] DOCUMENT , Chapitre IV Présentation du code de Calcul

Annexe

Annexe

Les étapes de la modalisation et la simulation (CFD) de cas étudié par FLUENT.

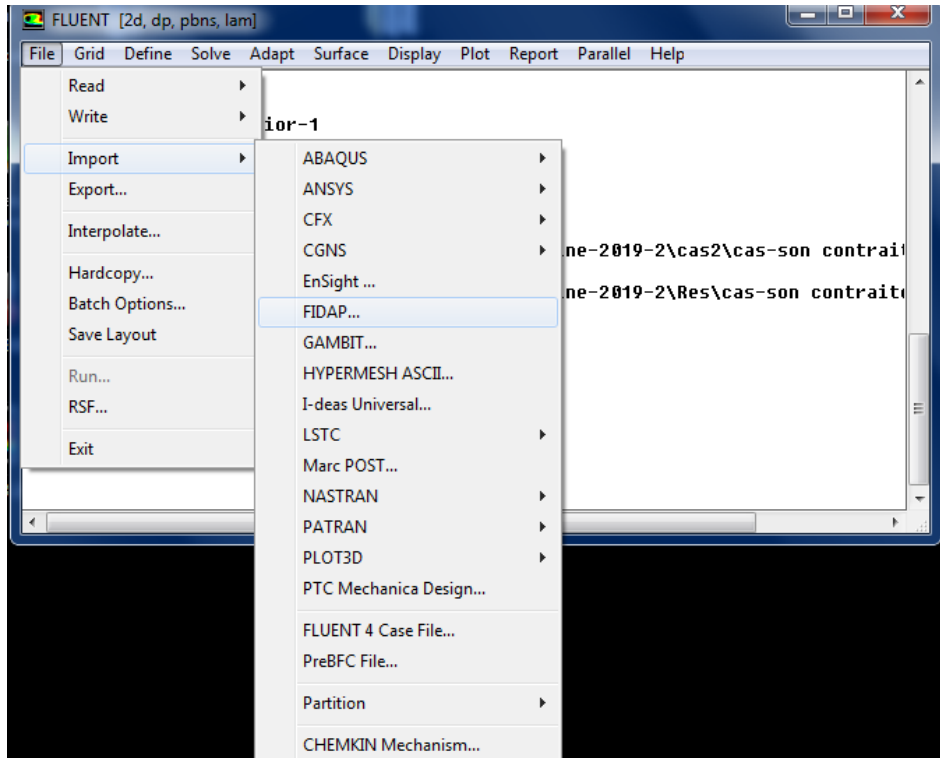


Figure. A1 Importation du maillage sous Fluent.

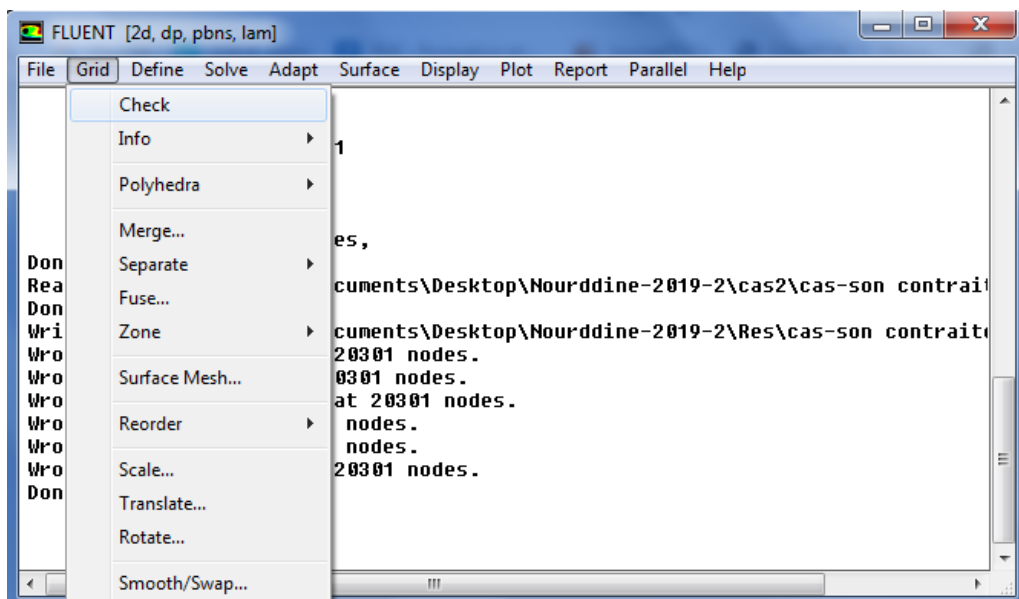


Figure. A2 Vérification de la qualité du maillage choisi pour la simulation.

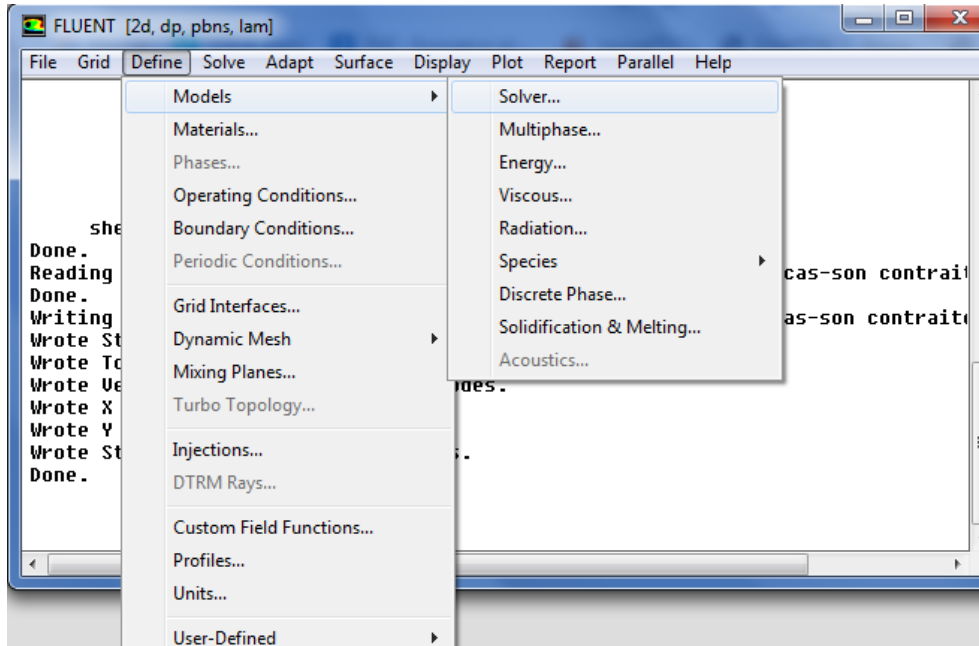


Figure. A3 Choix du solveur du calcul selon le principe physique de la problématique.

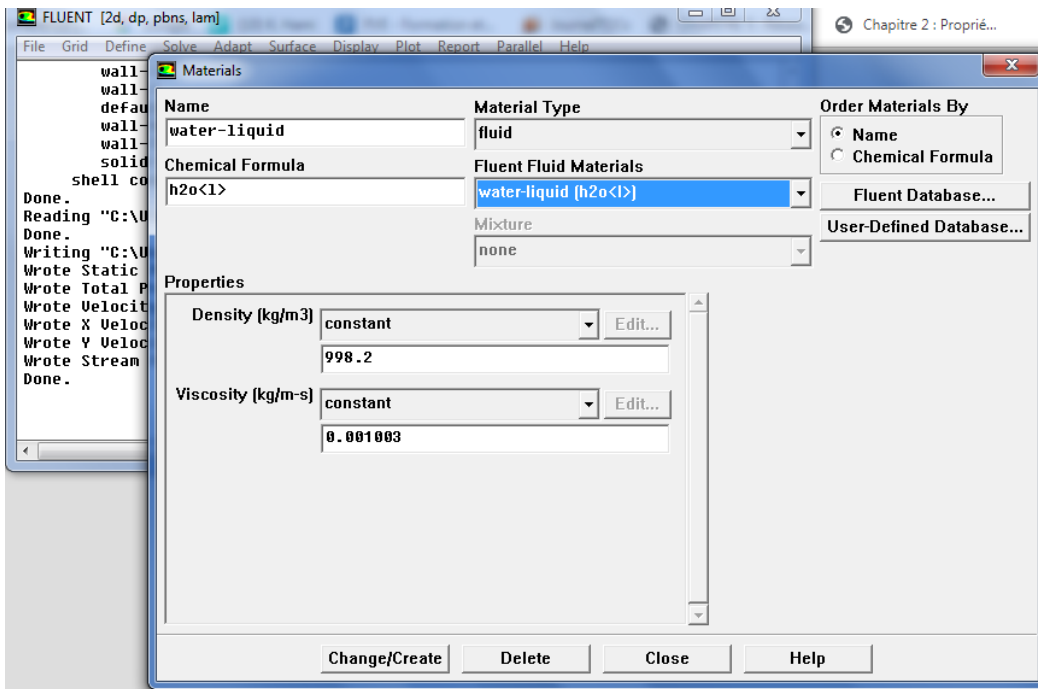


Figure. A4 Matériau choisis pour la simulation.

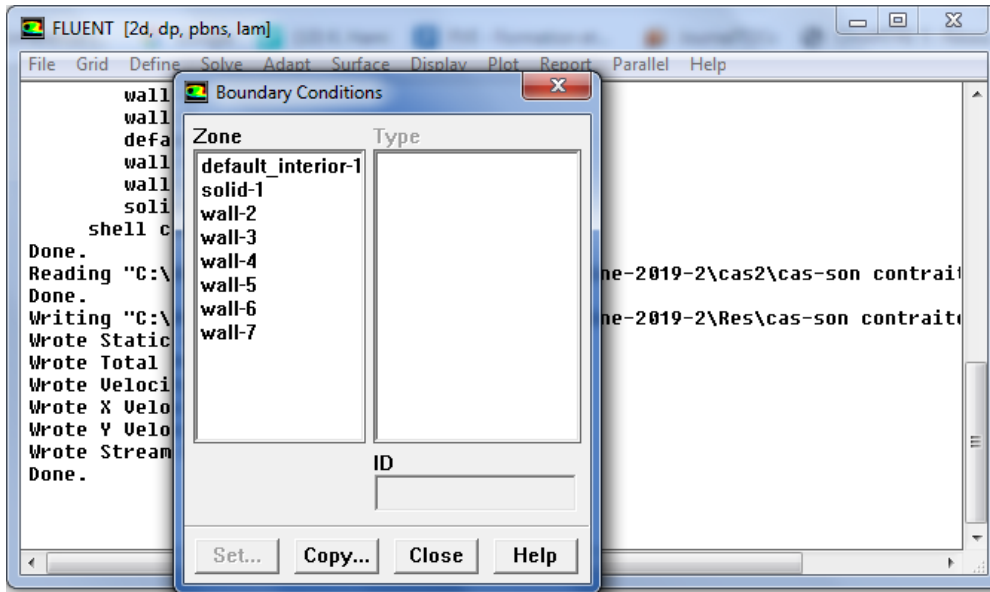


Figure. A5 Conditions aux limites.

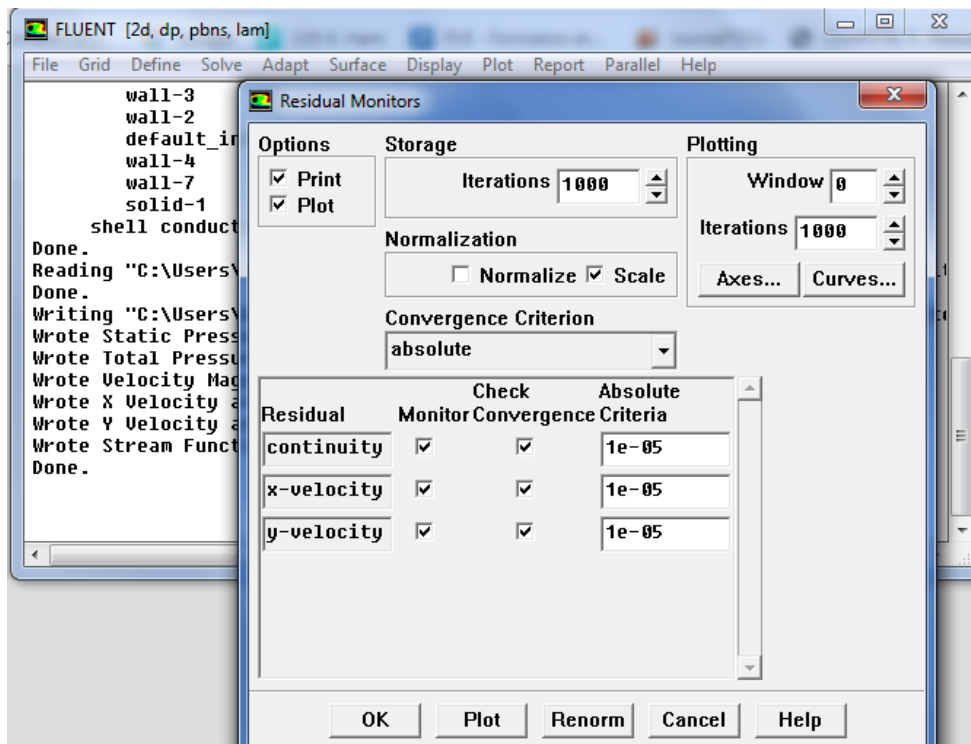


Figure. A6 Limites des erreurs de calcul de la simulation.

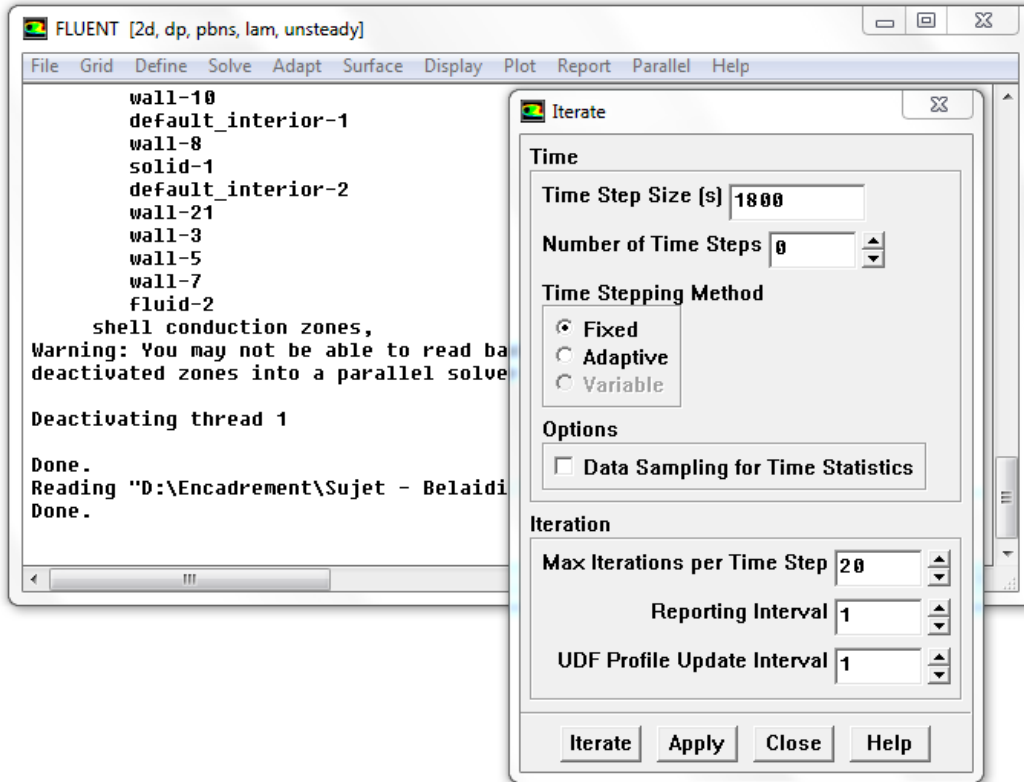


Figure. A7 lancement du calcul numérique par la méthode itérative.

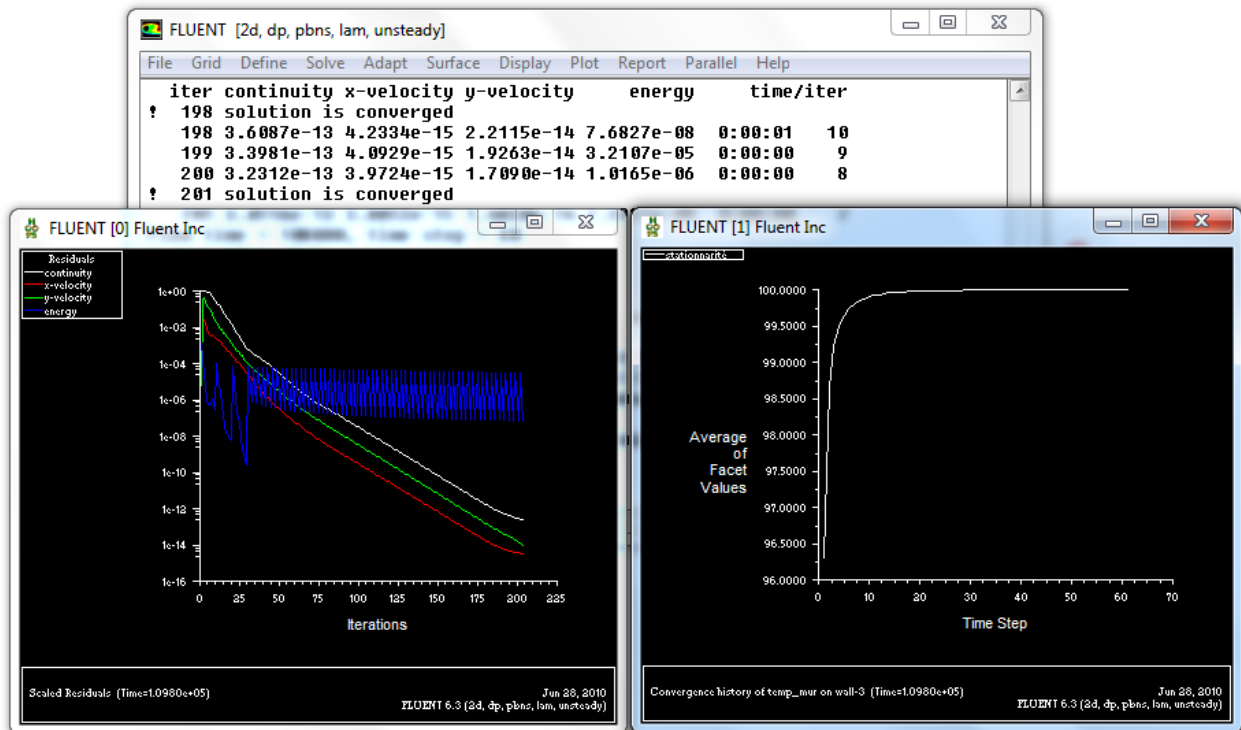


Figure. A8 Convergence et stationnarité de la solution.

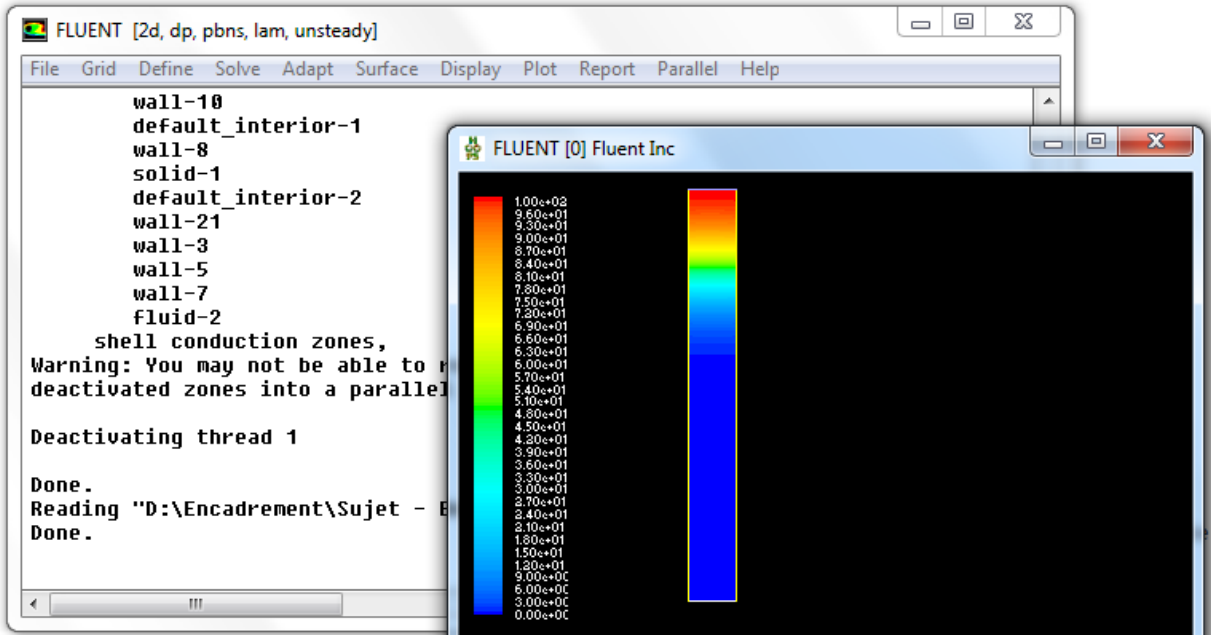


Figure.A8 Résultats de la simulation sous forme de contour (champ de concentration).

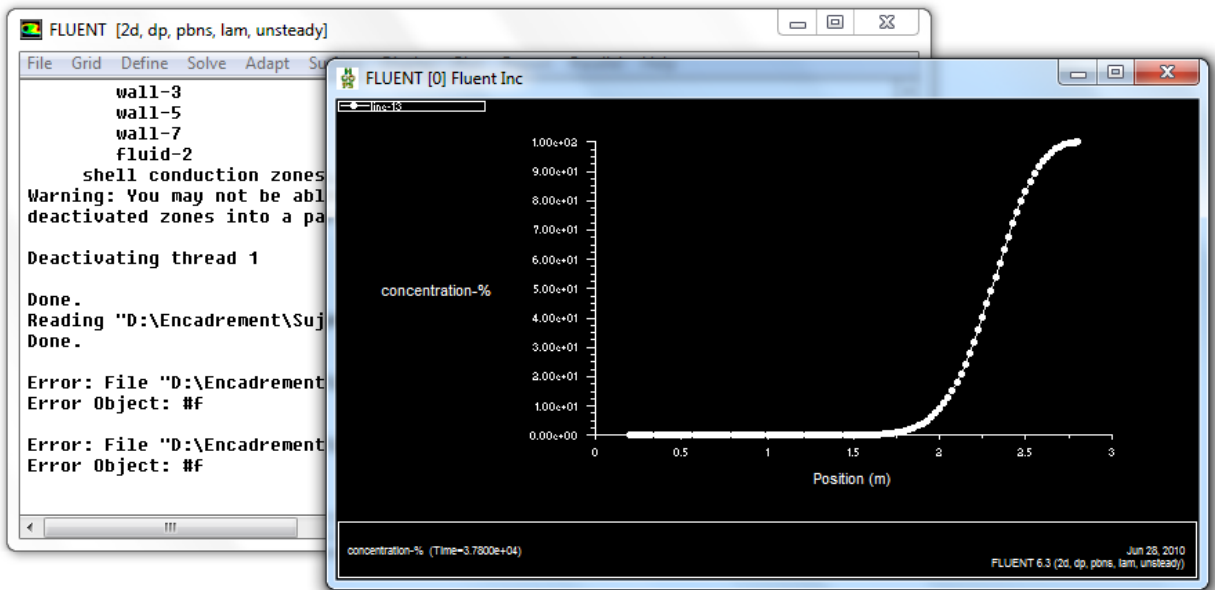


Figure.A9 Résultats de la simulation sous forme de courbe (profil de concentration).

