

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

ECOLE NATIONALE SUPERIEURE D'HYDRAULIQUE -ARBAOUI ABDALLAH-

DEPARTEMENT D'IRRIGATION ET DRAINAGE

MEMOIRE DE MASTER

Pour l'obtention du diplôme de Master en Hydraulique

Option: IRRIGATION ET DRAINAGE

THEME DU PROJET :

**IMPACT DE L'INTRUSION MARINE SUR LA
QUALITE DES EAUX D'IRRIGATION ET DE LA
DEGRADATION DU SOL, CAS DU SAHEL EST ALGEROIS**

PRESENTÉ PAR :

BENBESKRI Hamza

Devant les membres du jury

Noms et Prénoms	Grade	Qualité
M ^r MEDDI Mohamed	Professeur	Président
M ^r RASSOUL Abdelaziz	M.C.B	Examineur
M ^{me} AZIEZ Wahiba	M.A.A	Examinatrice
M ^r YAHIAOUI Samir	M.A.B	Examineur
M ^{me} MAZOUZI Sabra	M.A.B	Promotrice

Jan - 2015

❧ Dédicaces ❧

Je dédie ce modeste travail :

- * *A mon père qui m'a tant aidé et encourager.*
- * *A ma mère qui n'a pas cessé de me prodiguer.*
- * *A tout mes enseignants*
- * *A tous mes frères*
- * *A toute ma famille.*
- * *A tout(s) mes amis (s).*
- * *Et j'offre mes dédicaces pour tous mes amis : Fouad, Khalifa,
Adel, Abd assalem, Mohamed, fetah ,et tout les collègues
Et les étudiant (s).*

HAMZA

∞ Remerciement ∞

Au terme de cette étude, je tiens à exprimer mes vifs remerciements :

- * Mes parents pour leur grand plaisir.*
- * A ma promotrice Madame MAZOUZI .S pour ces conseils et ses consultations qui m'ont tout aidé a la réalisation de mon projet.*
- * Aux membres de jury qui auront à juger et à apprécier ce travail.*
- * A tout le corps enseignants et le personnel de l'ENSH qui ont contribué de près où de loin a ma formation.*

Je tiens aussi à remercier mes amis qui ma aidé pendant la réalisation de projet.

الهدف من هذه المذكرة هو إنجاز بحث بيبيو جرافي حول تأثير المياه البحرية داخل الطبقات الجوفية على مياه السقي و نوعية التربة .

بتحديد تعريفًا لظاهرة حدوثها. شربنا إلى انخفاض المستوى البييزومتري بعض العناصر الكيميائية خاصة النترات.

وفي الأخير استنتجنا استثنائي أدى إلى تقدم الجيب الملحي الذي كان من نتائجه زيادة ملوحة المياه الجوفية و بفعل هذه الأخيرة توقفت بعض التقيبات التي كانت مستعملة في النشاط الفلاحي.

الكلمات المفتاحية: المياه البحرية داخل الطبقات الجوفية المستوى البييزومتري

Résumé

A travers ce mémoire, nous avons fait une recherche bibliographique sur l'impact de l'intrusion marine sur les eaux d'irrigation et la dégradation des sols du sahel-Est Algérois.

Nous avons déterminé une définition de phénomène, les mécanismes qui le gèrent et les facteurs principaux. Nous avons aussi évoqué l'abaissement du niveau piézométrique de la nappe et l'augmentation des teneurs de certains éléments, notamment les nitrates.

Enfin nous avons déduit que les pompages excessifs ont provoqué l'avancée du biseau salé entraînant aussi l'augmentation de la salinité des eaux souterraines qui a été à l'origine de l'abandon de certains forages destinés à l'irrigation.

Les mots clés: intrusion marine, niveau piézométrique, pompages excessifs

Abstract:

Through this study we did a literature research on the impact of marine intrusion on irrigation water and soil degradation of the Sahel-east of Algiers. We have defined the phenomenon, the mechanisms that manages and the main factors. We also talked about the lowering of the groundwater level of the water table and increased levels of certain elements, including nitrates. In the end, we concluded that excessive pumping caused the advance of the salt wedge that can result in increased salinity of groundwater that was the cause of the loss of some wells for irrigation.

Key words: marine intrusion, groundwater level, excessive pumping

SOMMAIRE

Introduction générale.....

Chapitre I : Les ressources en sol

I.1. Introduction	1
I.2. La composition du sol.....	1
I.2. les propriétés physiques des sols	2
I.2.1. La texture	3
I.2.2.La structure	3
I.2.2.1. Les différents types de structure	5
I.2.3. La porosité	6
I.3. Les propriétés chimique du sol	6
I.3.2. La capacité d'échange cationique du sol (C.E.C).....	7
I.3.3. Le pH	7
I.3.4. Les gaz dans le sol	7
I.4. L'eau dans le sol	8
I.4.1. L'état de l'eau dans le sol	8
I.4.2. Les mouvements de l'eau dans le sol	9
I.4.3. L'infiltration	9
I.4.4. La perméabilité	9
I.5. La rétention en eau	11
I.6. la salinisation des sols	13
I.6.1. La salinisation primaire	13
I.6.2. La salinisation secondaire	14
I.6.3. Classification des sols salins	14
I.6.4. Impacts de la salinité sur les propriétés physiques du sol	15

I.6.4.1. Effets de la salinité sur les propriétés physiques du sol	15
I.6.4.2. Effets du sodium et de la sodicité sur les propriétés physiques du sol.....	15
I.6.4.3. Effets de la salinité sur la croissance des végétaux	16
I.6.5. Lutte contre la salinisation des sols.....	16
I.7. La dégradation des sols	17
I.8. Conclusion	18

Chapitre II : Qualité d'eau d'irrigation

II.1. Introduction	19
II.2. L'irrigation en Algérie	19
II.2.1. Les Ressources en eau disponibles en Algérie	20
II.2.2. Notion d'aquifère	21
II.3. Les principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation.....	22
II.3.1. La salinité.....	22
II.3.2. Le sodium.....	22
II.3.3. L'alcalinité et la dureté.....	23
II.3.3.1. L'Alcalinité.....	23
II.3.3.2. L'eau dure.....	24
II.3.4. Les éléments toxiques.....	25
II.3.4.1. Le bore, le sodium et le chlore.....	25
II.3.5. Le pH de l'eau d'irrigation.....	26
II.4. Les normes d'interprétation d'une analyse d'eau.....	26
II.5. Le Barème de qualité pour l'eau d'irrigation.....	28
II.6. La Classification des eaux.....	29
II.6.1 Les catégories.....	29

II.6.2. Le processus de classification.....	30
II.7. Conclusion.....	31

Chapitre III : L'intrusion marine

III.1. Introduction	32
III.1.1. Définition d'un aquifère côtier	32
III.1.2. La relation eau souterraine-eau marine	32
III.2. L'intrusion saline dans les aquifères côtiers.....	33
III.3. L'intrusion saline dans les aquifères côtiers poreux	34
III.3.1. L'approche des fluides immiscibles (Interface abrupte).....	34
III.3.2. Le principe de Ghyben-Herzberg (schéma hydrostatique	34
III.3.3. Approche hydrodynamique (Régime permanent).....	36
III.3.4. Approche hydrodynamique (Régime transitoire).....	37
III.3.5. L'approche des fluides miscibles (La zone de transition)	37
III.4. Processus et transformations chimiques du mélange eau douce/eau salée	38
III.5. Mécanismes de l'intrusion marine	39
III.6. Les causes de l'intrusion marine	40
III.6.1. Effet de l'exploitation	40
III.6.2. Situation par rapport à la mer	40
III.6.3. Alimentation de la nappe	40
III.6.4. Hydrodynamique et Hydrogéologie	41
III.7. Impact de l'intrusion marine sur la salinité des sols	41
III.8. L'intrusion marine en Algérie	42
III.8.1. Géologie régionale des zones côtières	42
III.8.2. Méthodes de mise en évidence.....	43

III.8.2.1. Etude piézométrique.....	43
III.8.2.2. Etude chimique.....	44
III.9. Conclusion.....	47
Chapitre IV : Moyens de lutte contre l'intrusion : La recharge artificielle de nappes	
IV.1. Introduction	48
IV.2. La lutte contre l'intrusion des eaux marines dans les aquifères côtiers	48
IV.2.1. Mesures de sauvegarde et de gestion des aquifères côtiers	49
IV.3. La recharge artificielle	49
IV.3.1. Les Caractéristiques hydrauliques et physiques	49
IV.3.1.1. Les effets induits d'une alimentation artificielle	49
IV.3.1.2. La diffusivité, la transmissivité et le coefficient D'emmagasinement	51
IV.3.2. Recharge par puits d'injection	52
IV.3.2.1. Les avantages	52
IV.3.2.2. Les inconvénients	53
IV.3.3. Recharge depuis la surface	53
IV.3.3.1. Bassins à fond nu	55
IV.3.3.2. Bassins à végétation	55
IV.3.3.3 Bassins à sable	55
IV.3.4. Prétraitements à effectuer sur les eaux à injecter	56
IV.3.5. Le problème de colmatage	57
IV.3.5.1. Le colmatage des bassins d'infiltration	58
IV.3.5.2. Le colmatage des dispositifs d'injection	58
IV.3.6. La recharge artificielle de nappes utilisée comme barrière hydraulique ...	59
IV.4. Systèmes de recharge artificielle de nappes en Algérie	60

IV.4.1. Système Legros	60
IV.4.2. Les lâchers de barrages	60
IV.4.3. Système BIG-BAG	61
IV.4.4. Système ANRH	61
IV.4.5. Système des grands barrages.....	62
IV.5. Conclusion	63
Conclusion générale.....	
Références Bibliographie.....	

Liste des tableaux

Tableau I.1: classe granulométrique des éléments fins.....	3
Tableau I.2: les différents types de structure du sol (Delpech R., 1985).....	5
Tableau I.3: composition de l'air atmosphérique et dans le sol.....	8
Tableau I.4: perméabilité de quelques sols en cm / heure.....	11
Tableau II.1 : Quantité d'acide nécessaire pour réduire le pH de l'eau à 5,0.....	24
Tableau II.2: Degré relatif de dureté de l'eau selon la quantité de carbonate de calcium...	25
Tableau II.3: Norme d'interprétation d'une analyse d'eau pour la production de plantes annuelles.....	27
Tableau II.4: Barème de qualité pour l'eau d'irrigation.....	28

Liste des figures

Figure I.1: composition moyenne du sol	2
Figure I.2: Motte bien structurée.....	4
Figure I.3: structure polyédrique subanguleuse.....	4
Figure I.4: présence de macroporosité.....	6
Figure I.5: la loi de Darcy.....	10
Figure I.6: variation de l'humidité en fonction de la texture (en% du poids).....	12
Figure II.1: Les nappes d'eau estimées dans le désert en Algérie.....	20
Figure II.2: Types hydrodynamiques d'aquifères dans un bassin hydrogéologique.....	21
Figure II.3: Catégories servant à la classification des eaux.....	29
Figure III.1: Relation eau douce eau de mer.....	33
Figure III.2: Principe de Ghyben-Herzberg dans un tube en U contenant deux fluides de densité différente	35
Figure III.: Principe de Ghyben-Herzberg dans une coupe à travers un aquifère libre..	35
Figure III.4: Schéma hydrodynamique de Glover extrait de Reilly et Goodman 1985.....	37
Figure III.5: Schéma hydrodynamique de Glover extrait de Reilly et Goodman 1985, montrant la position de la ligne horizontale d'écoulement dans la mer (x0) et les lignes de courant (Streamline).....	38
Figure III.6: Cadre Géographique de l'Algérie du Nord.....	42
Figure III.7: Carte piézométrique des basses et hautes eaux.....	44
Figure III.8: Accroissement de la salinité de l'eau de nappe, de l'intérieur des terres vers la mer	45
Figure III.9: évolution de la conductivité électrique.....	46
Figure III.10: évolution des concentrations en Na Etude géophysique.....	46
Figure IV.1: Déplacement des masses d'eau lors de l'injection d'eau de recharge dans un puits en aquifère captif (Pyne, 2005).....	50

Figure IV.2: Section type d'un puits d'injection.....	52
Figure IV.3: Section type d'un bassin d'infiltration (Web Artificial Recharge Forum)	55
Figure IV.4: Situation géographique des différents systèmes de Recharge existants dans la Mitidja.....	60
Figure IV.5: vue amont de la retenue en BIG-BAG.....	61
Figure IV.6: Schéma d'aménagement du système d'adduction des bassins de la recharge artificielle de la nappe de l'oued el harrach.....	62
Figure IV.7: bassin de décantation du système ANRH avec vue d'une partie du bassin versant...	62
Figure IV.8: Vue du bassin 2 qui infiltre en hiver 306 l/s.....	63

Introduction générale

Les eaux souterraines constituent une ressource naturelle importante. Elles représentent un réservoir d'où l'on peut tirer, s'il est bien protégé, une eau de bonne qualité pour l'approvisionnement en eau potable ainsi que pour l'agriculture et l'industrie. Elles sont également précieuses pour maintenir les zones humides et le débit des fleuves, et servent de ressource- tampon en périodes de sécheresse. Les eaux souterraines entretiennent en effet de nombreux écosystèmes qui fournissent toute une gamme d'avantages/services aux populations humaines. Les eaux souterraines sont en interaction avec les autres types de masses d'eau, d'une part les eaux douces continentales (cours d'eau, zones humides, lacs...) et d'autre part avec les eaux marines en bordure littorale. Le sens de ces transferts peut varier au cours de l'année ainsi qu'en fonction des conditions hydrologiques. Elles assurent souvent le débit de base des systèmes d'eaux continentales superficielles et de ce fait influencent leur qualité. En d'autres termes, les effets de l'activité humaine sur la qualité des eaux souterraines et les débits des nappes peuvent se répercuter sur la pérennité et la qualité écologique des écosystèmes aquatiques associés et des écosystèmes terrestres directement dépendants.

Le phénomène d'invasion marine, qui peut s'étendre sur plusieurs kilomètres à l'intérieur des terres est d'un grand risque pour les régions côtières tributaires des eaux souterraines pour leur approvisionnement en eau. Sous certaines conditions, l'eau salée se propage à l'intérieur des terres et contamine les eaux de la nappe située à proximité de la mer. Par ailleurs, l'invasion des eaux douces par les eaux salées aura pour effet une dégradation des sols et une salinisation par suite des irrigations avec ces eaux.

En Algérie, le phénomène a pris de l'ampleur ces vingt dernières années à cause de la sécheresse qui a frappé le nord algérien, associé aux pompages excessifs et anarchiques des nappes par l'agriculture qui a créé localement des problèmes de pollution et de dégradation du sol.

Aujourd'hui, toutes les régions du littoral algérien (1200km) sont menacées par ce phénomène, plusieurs lieux de contaminations des nappes ont été signalés le long du littoral.

Ce problème d'invasion marine est d'une grande importance pour l'Algérie qui s'ouvre largement sur la mer Méditerranée (1200 km de côte) et dont les zones côtières constituent des régions vivrières souvent bien arrosées par les pluies.

Dans la zone côtière d'Alger – Est, la nappe alluviale constitue la principale ressource à laquelle on fait appel tant pour l'irrigation (zone vouée à l'agriculture maraîchère) que pour les besoins industriels et d'adduction publique. Par suite des exploitations excessives, la nappe de ces zones côtières pourrait être ainsi atteinte par le phénomène d'intrusion marine. Une première prospection a déjà révélé l'existence de zones polluées très localisées **(MORSLI B, 2007)**.

Cependant, pour mettre en évidence l'intrusion marine et analyser son effet sur la salinisation des sols, une étude était nécessaire. C'est dans cette optique que se situe notre travail qui est composé de quatre chapitres. En premier chapitre, nous avons effectué un état des connaissances sur les ressources en sol, leur composition, leurs propriétés physiques et chimiques. Comme nous avons aussi indiqué à l'état de l'eau dans le sol.

Le second chapitre est consacré aux principaux critères pour évaluer l'eau d'irrigation ainsi que les normes d'interprétation d'une analyse d'eau.

Le troisième chapitre, s'intéresse à l'intrusion marine, ses mécanismes, causes et son évolution au côté est-Algérois. .

Dans le dernier chapitre, nous avons donné un aperçu sur les solutions qui peuvent être utilisées pour lutter contre l'intrusion marine.

Enfin, nous concluons notre étude par une conclusion générale.

Chapitre I: Les ressources en sol

I.1. Introduction:

Le sol est défini comme étant la couche superficielle de l'écorce terrestre ("couverture pédologique") qui possède des caractéristiques morphologiques et minéralogiques ainsi que des propriétés physico-chimiques distinctes de celles du matériau originel dont il dérive (un substrat géologique ou tout autre matériau apparenté), du fait de sa position à la surface de la lithosphère et de l'influence des facteurs du milieu qui y agissent.

L'étude des sols peut être abordée de diverses manières :

Une approche agronomique : le sol est envisagé comme le milieu naturel au sein duquel croissent les plantes cultivées. C'est donc la gestion correcte de ce "capital sol" qui intéressera l'agronome par l'amélioration de son niveau de fertilité ou par les mesures conservatoires qu'il peut lui apporter.

L'approche écologique vise plutôt à replacer le sol dans un contexte écosystémique. Un des objectifs majeurs sera dès lors l'étude causale des relations réciproques sol – couverture végétale – facteurs climatiques.

L'accent peut aussi être mis sur le rôle de "filtre" que jouent les sols à l'interface atmosphère - hydrosphère - lithosphère. C'est alors leur comportement spécifique vis-à-vis de différents types de pollutions d'origine anthropique (métaux lourds, hydrocarbures, "pluies acides", etc.) qui sera étudié. Cette approche environnementale a connu un fort développement ces dernières années. Elle vise non seulement à la compréhension des effets des polluants sur les sols et, par voie de conséquence, sur les plantes qui y croissent, mais aussi à la mise au point de normes de sauvegarde et de méthodes permettant leur revalidation et leur assainissement.

Enfin, dans une approche proprement pédologique, le sol sera envisagé comme la résultante de l'action des facteurs du milieu sur un matériau parent ou un substrat géologique déterminé. Dans ce cas, le sol constitue en lui-même un objet d'étude et on s'attachera donc à analyser et interpréter ses propriétés en relation avec les processus qui ont déterminés son développement, quel qu'en soit l'intérêt pratique.

I.2. La composition du sol:

Toute couverture pédologique est un mélange de constituants minéraux et organiques, d'air, d'eau et d'organismes vivants. Ces constituants sont organisés entre eux et dans l'espace, formant des "assemblages" ou des "structures" spécifiques du milieu édaphique. Les "horizons pédologiques" en constituent un bon exemple : ils résultent de la subdivision d'une couverture pédologique en volumes considérés comme suffisamment homogènes. Par leur dimension

verticale centimétrique à métrique, ces horizons sont directement perceptibles à l'oeil nu sur le terrain ; c'est pourquoi l'horizon est le niveau d'appréhension le plus pratique pour observer et échantillonner une couverture pédologique (**Référentiel, 1992**).

Le sol est un milieu poreux constitué de trois phases : solide, liquide et gazeuse ; dont les proportions varient au cours du temps (**Soltner 1996**).

- Les constituants liquides qui représentent l'eau et les substances dissoutes
- Les constituants gazeux. On retrouve les même gaz que dans l'atmosphère (N_2 , O_2 , CO_2 , CH_4 ...) mais en proportions et concentrations différentes.
- Les constituants solides minéraux et organiques. Les premiers issus de la roches mère peuvent être de taille et de qualité minéralogique diverses et sont classés selon leur granulométrie. Les seconds, sont issus de la décomposition d'êtres vivants et constituent les matières organiques du sol. Fig. I.1

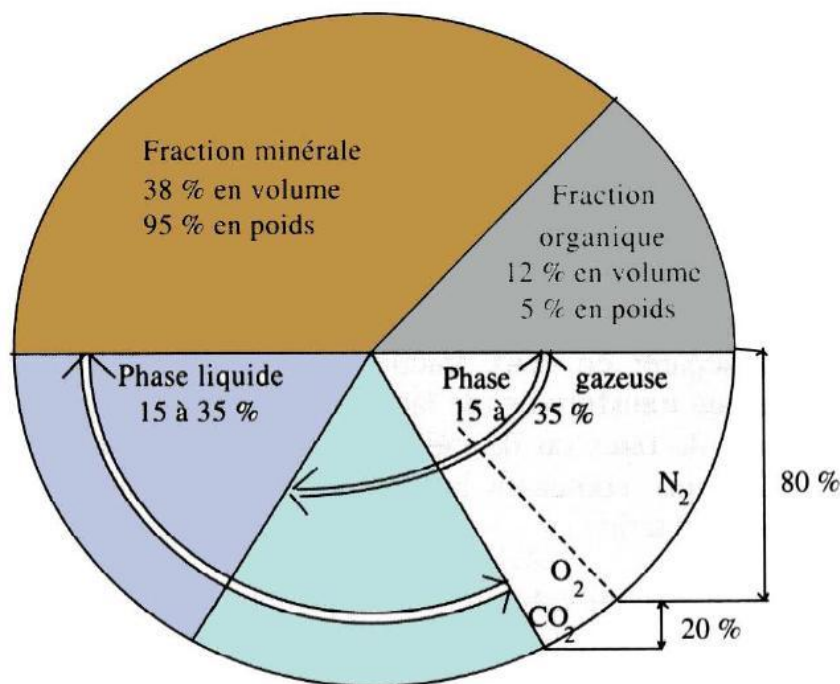


Figure I.1: composition moyenne du sol

I.2. les propriétés physiques des sols:

Les principaux objectifs de la physique des sols consistent à établir les lois générales décrivant de manière quantitative le comportement des sols à court terme, de sorte qu'elles puissent être utilisées à la solution de problèmes. Les phénomènes rapides de transfert d'eau, d'air, de chaleur et de solutés exercent une influence déterminante sur les conditions et la croissance des

plantes, mais aussi sur la protection et la conservation des sols et la protection des nappes phréatiques contre les contaminants.

I.2.1. La texture:

La texture est une propriété intrinsèque du sol qui reflète la part respective des constituants minéraux de la terre fine (< 2 mm) en fonction de leur taille. On parle de composition granulométrique. La texture est une propriété stable (évolution seulement à long terme) mais influence directement la structure du sol (**Gobat et al. 2003**) et donc son fonctionnement hydro-structural.

La texture est définie par les proportions relatives (%) de particules argileuses, limoneuses et sableuses qui constituent la terre fine de sol.

Les classes de dimensions les plus couramment utilisées pour classer granulométriquement ces particules sont les suivantes :

Tableau I.1: classe granulométrique des éléments fins

Classe granulométrique	Argile	Limon fin	Limon grossier	Sable fin	Sable grossier
Dimensions (en μm)	< 2	2-20	20-50	50-200	200-2000

I.2.2. La structure:

La structure d'un sol se définit comme le mode d'arrangement des différentes particules solides (sables, limons, argiles, matières organiques) du sol et la conséquence de cet assemblage (formation d'agrégats).

Un agrégat est un agglomérat de particules dont la cohésion interne est assurée par les argiles, le fer, les matières organiques et l'eau. Un agrégat est le résultat de l'organisation naturelle des constituants solides du sol.

Les agrégats qui correspondent au niveau de structuration le plus apparent (figure I.2) peuvent être assemblés en ensemble plus grands constituant ainsi une sur-structure. Inversement, les mêmes agrégats se subdivisent souvent en agrégats plus petits délimités par des microfissures et qui ne se dégagent pas spontanément mais sous l'action des doigts ou d'un instrument (couteau) : il s'agit alors d'une sous-structure.



Figure I.2: Motte bien structurée

La structure est donc en quelque sorte l'architecture intime de sol, un état particulier qui lui confère une certaine porosité, d'où une certaine capacité et une certaine conductivité pour l'eau et pour l'air.

I.2.2.1. Les différents types de structure:

Structures particulières ou élémentaires : Les constituants solides sont entassés sans aucune liaison. Ce manque de liaison est dû à l'absence de colloïdes organiques ou minéraux il n'y a pas de structure, exemple sol sableux, poudreux ou cendreux.

Structures compactes ou continues: le sol se présente sous la forme d'une masse continue, sans fissures ; les particules élémentaires baignent dans une masse d'argile dispersée.

Structures fragmentaires: Les fissures délimitent des volumes de sols. Ces volumes sont constitués d'agrégats qui sont regroupés en éléments structuraux de tailles et d'aspects différents. La forme des agrégats peut être soit allongée, anguleuse ou sphérique.

Tableau I.2: les différents types de structure du sol (**Delpech R., 1985**)

Organique	Minérale			
	Particulaire	Massive	Fragmentaire	
			Construite (\pm sphérique)	par fissuration(anguleuse)
Fibreuse (ex. : tourbe) Feuilletée (ex : mocter)	Meuble pas d'agrégat	Compacte : par nature ou par cirmentation (ex : alios)	Grenue : agrégats subsphériques Grumeleuse : agrégats poreux, arrondis et irréguliers (1 mm à 1 cm) Nuciforme : agrégats en forme de noix (diamètre supérieur à 1 cm)	Polyédrique : agrégats à arêtes vives de quelques mm à plusieurs cm : subanguleuse : angles émoussés cubique : éléments en forme de cube Prismatique : la pfus grande dimension des agrégats est verticale (jusqu'à 10 à 20 cm) Lamellaire : la pfus grande dimension des agrégats est horizontale

I.2.3. La porosité:

La porosité d'un sol, qui est en étroite relation avec les notions de réserve en eau, de circulation de l'eau et de l'air ou encore d'enracinement, peut être définie par l'ensemble des vides que comportent ce sol. En d'autres termes, c'est le volume occupé par les constituants liquides et gazeux ; ce sont aussi les voies des transferts solides, liquides et gazeux, ainsi que de l'activité biologique.

On distingue deux sous-ensemble dans la porosité, un sous-ensemble appelé macroporosité (constitué de macropores: fentes de retrait, galeries des vers de terre, chenaux racinaires, ...) dans laquelle circule les fluides et dont la taille des pores est supérieures généralement à 30 μ m, et un sous-ensemble appelé microporosité (constitué de micropores: petites fissures, pores d'entassement, ...) dans laquelle est stockée l'eau. La taille des micropores est généralement inférieure à 8 ou 10 μ m.

I.3. Les propriétés chimiques du sol:

Les principales propriétés physico-chimiques des sols qui nous intéressent sont la capacité d'échange cationique du sol (C.E.C.) et le pH.

I.3.2. La capacité d'échange cationique du sol (C.E.C):

La capacité d'échange cationique d'un sol est la quantité de cations que celui-ci peut retenir sur son complexe adsorbant à un pH donné. La capacité d'échange cationique correspond donc au nombre de sites négatifs dans la matrice du sol où peuvent être stockés les principaux cations: calcium, potassium, magnésium, sodium et ammonium. Plus le sol est riche en argile et matière organique, plus sa C.E.C est importante car les argiles et la matière organique offrent de grandes surfaces d'échanges par rapport à leur poids.

La capacité d'échange cationique est exprimé en milliéquivalents par 100 grammes (meq/100 g) de sol. La CEC est un indice du potentiel de fertilité et de productivité d'un sol.

I.3.3. Le pH:

Le pH ou potentiel hydrogène mesure l'activité chimique des ions hydrogènes (H^+). La majorité des plantes agricoles exige des sols avec un pH entre 6,5 et 7 pour offrir une bonne productivité.

Le pH est un coefficient qui caractérise l'acidité d'un sol (présence d'ions H^+) ou la basicité (généralement due à abondance d'ions calcium). Il définit la concentration d'ions H^+ dans la phase liquide du sol. Le pH (cologarithme de la concentration en ions H^+) varie de 0 à 14 et la neutralité est atteinte lorsque le pH est égal à 7.

On peut classer les sols selon leur acidité de la manière suivante :

- $pH < 4,5$: sols très acides.
- $4,5 < pH < 6$: sols faiblement acides
- $6 < pH < 7$: sols équilibrés permettant une bonne alimentation minérale
- $pH > 7$: sols calcaires et /ou salés.

I.3.4. Les gaz dans le sol:

La phase gazeuse est constituée d'azote gazeux (N_2), d'oxygène (O_2), de gaz carbonique (CO_2), de vapeur d'eau et d'autres gaz (CH_4 , H_2S , etc.). Le tableau I.3 présente la composition de l'air atmosphérique et de l'air contenu dans le sol. Dans les sols bien aérés, la proportion des différents gaz est près de celle de l'air atmosphérique alors que dans les sols mal aérés, l'oxygène est remplacé par le gaz carbonique (CO_2) et d'autres gaz résultant de l'activité anaérobie (CH_4 , H_2S , etc.).

Les gaz circulent de la surface du sol (atmosphère) vers l'intérieur du sol et en sens inverse principalement par diffusion. Les autres mécanismes sont la convection, les changements de pression atmosphérique et la remontée et le rabattement de la nappe phréatique.

Tableau I.3: composition de l'air atmosphérique dans le sol

Gaz	Formule	Air atmosphérique	Air dans le sol
Azote	N_2	78,08 % vol	78,08 % vol
Oxygène	O_2	20,95 % vol	0 - 20,7 % vol
Argon	Ar	0,934 % vol	— 0,93 % vol
Dioxyde de carbone	CO_2	382 ppm	0,2-0,5 à 15 % vol
Méthane	CH_4	1,7 ppm	> 2 ppm
Sulfure d'hydrogène	H_2S	< 0,02 ppm	> 0,02 ppm

I.4. L'eau dans le sol:

Dans le cycle de l'eau, le sol joue un rôle prépondérant du à sa position d'interface entre la basse atmosphère, la plante et l'assise géologique sous-jacente. C'est en effet le sol qui, à la surface terrestre, intercepte les pluies et commande le partage entre le ruissellement et l'infiltration. Il constitue un lieu de stockage de l'eau et intervient ainsi à la fois dans la production agricole et dans la régulation du cycle hydrologique. Il aussi un lieu de transit du flux hydrique vers les réserves profondes et vers l'atmosphère en réponse à l'appel énergétique du climat. Dans son mouvement, l'eau véhicule des substances en solution, exogènes endogènes, jouant un rôle dans la formation et l'évolution des sols, dans la nutrition des plantes et éventuellement dans la contamination des nappes.

I.4.1. L'état de l'eau dans le sol:

Si l'on sature d'eau un sol (la totalité de la porosité est occupée par l'eau) que l'on peut assimilé à une éponge par exemple, on peut observer que trois états:

L'eau de gravité ou de saturation s'écoule d'abord rapidement puis de plus en plus lentement, quittant les espaces vides les plus grands qui se remplissent d'air. Cette eau occupait la « macroporosité » du sol. Lorsque l'eau cesse de s'écouler, la terre, ressuyée, atteint son taux d'humidité à la capacité au champ, valeur qui traduit sa capacité de rétention de l'eau.

L'eau utilisable par la plante est celle que retient ainsi le sol, soit à l'intérieur de fins capillaires soit sous forme de films assez épais autour des éléments solides. La plante s'en nourrit tandis que s'abaisse le taux d'humidité de la terre. Mais bientôt la plante semble souffrir de la sécheresse et se fane : le point de flétrissement est atteint^e. Pourtant une mesure de l'humidité montre que la terre contient encore de l'eau.

L'eau inutilisable par la plante représente le troisième état. Formant autour des éléments solides des films très minces, cette eau est retenue par le sol avec tant d'énergie que la force de succion des racines, pourtant considérable ne peut l'en extraire.

I.4.2. Les mouvements de l'eau dans le sol:

L'eau qui arrive au sol, par pluie ou irrigation, ou par remontée à partir d'une nappe. Si on laisse de côté les phénomènes de ruissellement et de drainage latéral, les mouvements de l'eau dans le sol relèvent de deux processus opposés :

Des mouvements d'infiltration sous l'effet de la pesanteur : il s'agit des mouvements descendants de l'eau de gravité, qui s'infiltré après les pluies, et qui sont liés à la perméabilité du sol ou des horizons.

Des mouvements de diffusion capillaire, non liés à la pesanteur mais plutôt à des différences d'humidité, donc de pF. entre des points du sol. Ces mouvements peuvent s'exercer en tous sens.

I.4.3. L'infiltration:

L'estimation de l'importance du processus d'infiltration permet de déterminer quelle fraction de la pluie va participer à l'écoulement de surface, et quelle fraction va alimenter les écoulements souterrains et donc aussi participer à la recharge des nappes souterraines

L'infiltration qualifie le transfert de l'eau à travers les couches superficielles du sol, lorsque celui-ci reçoit une averse ou est exposé à une submersion.

On distinguera l'infiltration de la percolation qui représente le mouvement de l'eau, essentiellement vertical, faisant suite à l'infiltration, vers les horizons profonds.

I.4.4. La perméabilité:

La perméabilité (K) d'un sol est définie par la vitesse d'infiltration de l'eau de gravité en cm par heure. La perméabilité d'un sol est d'autant plus élevée que sa macroporosité est plus forte : plus le sol est formé d'éléments arrondis et de même taille, plus il est perméable, que ces éléments soient des grains de sables ou des agrégats. Plus il est formé d'éléments de taille différente imbriqués les uns dans les autres, plus il est imperméable.

L'application quantitative de la théorie d'écoulement aux milieux poreux non saturés pour les problèmes d'ingénierie nécessite la connaissance des valeurs de la perméabilité ou de la diffusivité, à différentes teneurs en eau ou à différentes succions. La détermination expérimentale de ces paramètres hydrodynamiques peut se faire par des méthodes directes en utilisant la loi de Darcy généralisée, ou par des méthodes indirectes qui font appel à la résolution des équations de transfert ou à des modèles empiriques. (**Klute, 1965**).

La loi de Darcy régissant l'écoulement stationnaire d'un fluide incompressible de masse volumique ρ et de viscosité μ à travers un milieu poreux de perméabilité K est :

$$u = - \frac{K}{\mu} \nabla(p + \rho g z)$$

La vitesse u du fluide est proportionnelle au gradient de la pression p corrigée du dénivelé (l'axe z est vertical orienté vers le haut), et inversement proportionnelle à la viscosité dynamique μ du fluide, via un paramètre K caractéristique du milieu appelé perméabilité. Cette relation peut être vue comme l'analogie de la loi d'Ohm en électrostatique, $I = U / R$: La vitesse est analogue au courant électrique I , le gradient de pression est analogue à la différence de potentiel, et le préfacteur K/μ joue le rôle de la conductance (inverse de la résistance, $1/R$).

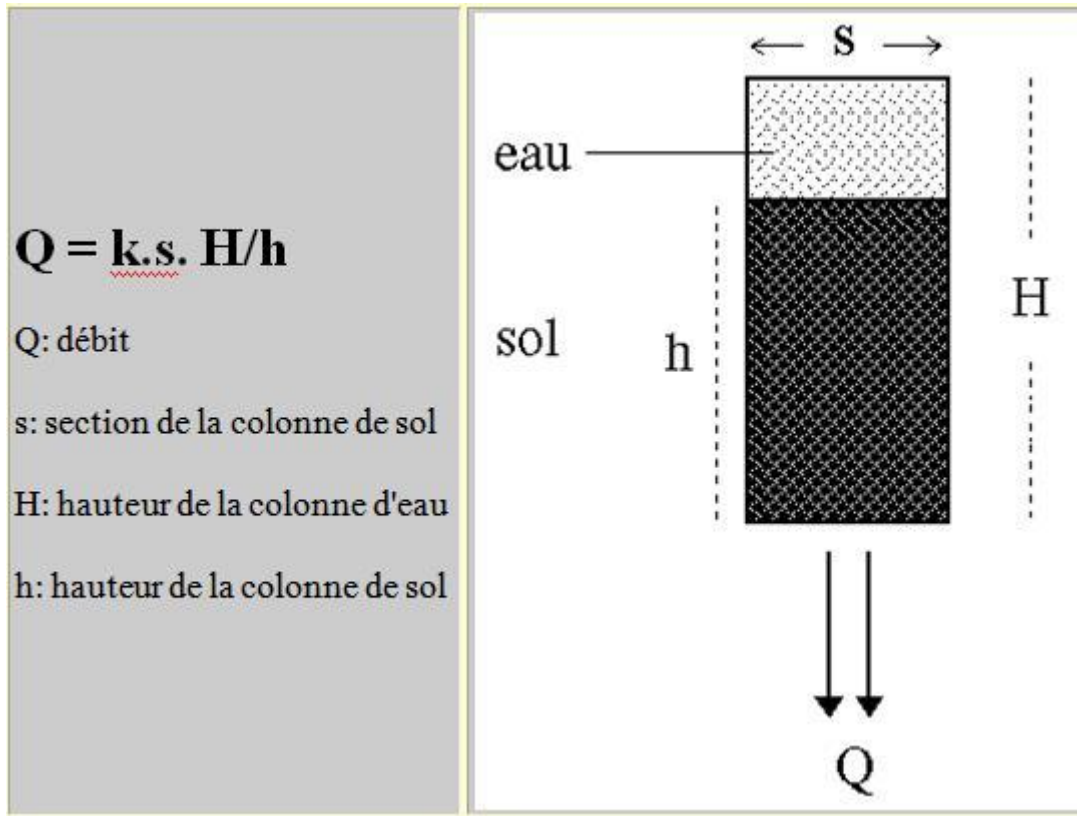


Figure I.5: la loi de Darcy

Tableau I.4: perméabilité de quelques sols en cm / heure

Types de sol	Perméabilité
Sols sableux	5 à 10 cm / heure
Sols limoneux, argileux en profondeur	0,5 à 1 cm / h
Alluvion perméable	3 à 12 cm / heure

I.5. La rétention en eau:

Pour un sol donné (et même un « horizon » donné), les formes d'eau définies précédemment, notamment celles qui sont retenues, représentent des constantes mesurable, qui permettent d'évaluer les possibilités de stockage d'eau utilisable par les plantes. Ces valeurs caractéristiques peuvent s'exprimer en % d'eau (en % du poids ou en % du volume). Elles sont alors très variables suivant la granulométrie du sol. En revanche, si on les exprime à l'aide du pF, on obtient des valeurs qui varient peu en fonction de la granulométrie : c'est la raison pour laquelle la méthode de mesure la plus utilisée consiste à appliquer à un échantillon de sol

humecté, une pression (ou une succion) correspondant au pF caractérisant la forme d'eau que l'on veut mesurer, l'eau en excédent étant alors expulsée.

Deux valeurs offrent une importance particulière, la capacité au champ (H_{cc}) et le point de flétrissement (C_f), l'eau utile correspondant à la différence entre la capacité au champ et le point de flétrissement.

La capacité au champ correspond à l'eau retenue par le sol, après une période de pluie, et un ressuyage de deux ou trois jours, le sol étant protégé contre l'évaporation : elle comprend donc l'eau capillaire augmentée d'une fraction variable d'eau de gravité à écoulement lent. Le plus souvent, la capacité au champ est mesurée au laboratoire par application au sol, préalablement humecté, d'une pression correspondant à un pF déterminé, qui varie suivant la granulométrie de l'échantillon, dans la pratique, les pédologues des différents pays adoptent une valeur moyenne utilisée pour tous les sols, donc approximative : cette valeur est tantôt pF 2,8. C'est cette valeur 2 qui sera adoptée dans cet ouvrage et qui marque la limite entre la capacité en eau et la capacité en air.

Le point de flétrissement correspond à la valeur limite de l'eau liée, donc non absorbable par les racines : le pF concerné est relativement uniforme et indépendant de la granulométrie; la pression (ou succion) correspondante est de 16 bars, soit pF 4,2. Cette valeur du point de flétrissement est valable pour la plupart des plantes cultivées ou forestières (espèces dites « feuillues »), de sorte qu'elle a été adoptée comme valeur de base : en fait, certaines espèces xérophiles peuvent encore absorber de l'eau à un pF plus élevé.

L'eau utile c'est la quantité d'eau stockée par le sol, après une période de pluies, qui est donnée par la différence entre la capacité au champ et le point de flétrissement. On peut l'exprimer en % (du poids ou du volume), ou mieux, en hauteur d'eau (exprimée en millimètres), ce qui a l'avantage de permettre des comparaisons avec la pluviométrie et l'évapotranspiration, également exprimées en millimètres.

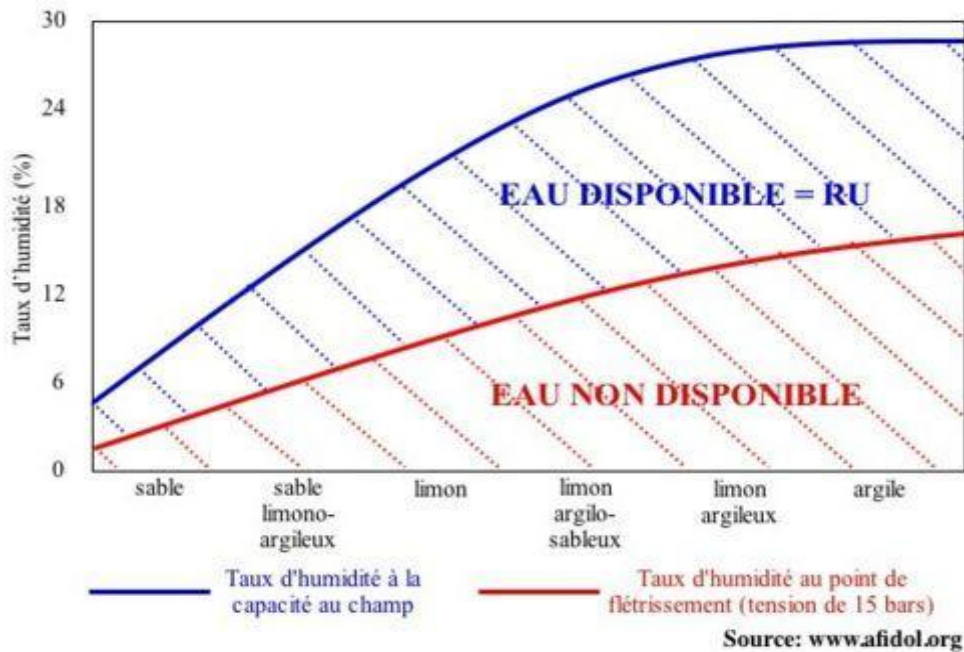


Figure I.6: variation de l'humidité en fonction de la texture (en% du poids)

Les éléments grossiers (éléments du sol dont la taille est supérieure à 2 mm, cailloux, graviers...) ne permettent pas de stocker l'eau. Les sols à forte proportion d'éléments grossiers possèdent par conséquent une réserve utile limitée.

Les matières organiques présentent des capacités de rétention plus élevées que les argiles. Par contre, elles restituent l'eau plus difficilement. Le bilan des apports de matières organiques est toutefois positif sur la réserve utile, d'où leur intérêt en culture en sec.

La réserve utile d'un sol peut être évaluée à partir de la texture. Celle-ci est déterminée par analyse de la granulométrie (répartition des particules d'un sol selon leurs tailles). Le triangle de texture ci-dessous permet d'estimer la réserve utile à partir de la granulométrie. La réserve utile y est exprimée en millimètres d'eau par centimètre de terre fine (particules dont la taille est inférieure à 2 mm).

La réserve facilement utilisable en eau d'un sol, exprimée en millimètre d'eau, correspond à la fraction supérieure de la réserve utile pour laquelle la plante n'est pas amenée à réguler son évapotranspiration par les stomates.

La réserve facilement utilisable est difficile à évaluer du fait qu'elle varie entre 30 et 60 % de la réserve utile selon le type de sol rencontré.

I.6. la salinisation des sols:

La salinisation est un processus d'enrichissement d'un sol en sels solubles qui aboutit à la formation d'un sol salin. La salinisation peut aussi être définie comme un processus d'accumulation des sels solubles. D'après **mermoud (2006)**, la salinisation des sols est le processus d'accumulation de sels à la surface du sol et dans la zone racinaire, qui occasionne des effets nocifs sur les végétaux et le sol; il s'ensuit une diminution des rendements et, à terme, une stérilisation du sol. La salinisation se produit généralement lorsque la quantité d'eau perdue par le sol par évapotranspiration dépasse celle provenant de l'infiltration des précipitations.

La salinisation entraîne un accroissement de la pression osmotique qui rend l'eau plus difficilement mobilisable par les plantes, une toxicité de certains ions pour les végétaux (Cl^- , Na^+ , etc...) et une dégradation du sol (modifications de l'état structural, diminution de la conductivité hydraulique...)

Bien que l'altération des roches et les minéraux primaires soit la principale source de tous les sels, les sols sales sont rarement formés par accumulation de sels in situ. Plusieurs causes sont à l'origine de ce phénomène (**maillard, 2001**).

I.6.1. La salinisation primaire:

Près de 80 % des terres salinisées ont une origine naturelle, on qualifie alors la salinisation de «primaire». Dans ce cas, celle-ci est due à la formation des sels pendant l'altération des roches ou à des apports naturels externes :

Dans les régions côtières, intrusion de l'eau salée ou submersion des terres basses. -
inondation périodique par de l'eau de mauvaise qualité.

Remontée d'une nappe phréatique salée près de la zone racinaire (**mermoud, 2006**)

I.6.2. La salinisation secondaire :

Près de 20% des terres salinisées ont une origine humaine ou anthropique et sont qualifiées de «secondaires». L'irrigation est la principale cause anthropique de la salinisation des sols (**anonyme, 2006**) dans environ la moitié des situations, le développement de l'irrigation s'est accompagné de l'apparition de processus de salinisation, sodisation ou alcalinisation des sols d'importance variable. Si les situations apparaissent très diverses en raison des caractéristiques du milieu naturel, des pratiques agricoles ou de la gestion de l'eau, ces dégradations ne sont pas inéluctables et apparaissent pour l'essentiel comme la résultante de mode de gestion inappropriée

des ressources en sol et en eau. L'irrigation altère le bilan hydrique du sol en générant un apport d'eau supplémentaire; cet apport est toujours associé à un apport de sels. En effet, même une eau douce de la meilleure qualité contient des sels dissous et, si la quantité de sels apportée par cette eau peut sembler négligeable, les quantités d'eau apportées au fil du temps entraînent un dépôt cumulé de sels dans les sols qui peut s'avérer considérable (**marlet, 2005**)

La salinité totale peut s'exprimer de diverses façons.

- ✓ par la teneur en sels solubles de la solution de sol ou dans l'eau d'irrigation exprimée en milliéquivalent /litre ou en milligramme par litre.
- ✓ par la conductivité électrique de cette solution C_e est exprimée en mhos/cm ou micromhos/cm ($\mu\text{mhos/cm}$) = 10^{-6} mhos/cm. L'unité internationale est le Siemens $1\text{S/cm} = 1\text{mho/cm}$ $1\text{dS/m} = 1\text{mmhos/cm}$
- ✓ Par la pression osmotique de cette solution du sol.

I.6.3. Classification des sols salins:

On parle de sol salé, un sol affecté par des degrés divers par une accumulation de sels. Mais en raison de l'importance particulière du sodium on distinguera trois grands types de sols salés.

- Les sols salins non alcalins (saline soil).
- Les sols salins et alcalins. (saline and sodic soil).
- Les sols alcalins non salins (sodic soil).

La classification de ces sols est établie en tenant compte de la valeur de la conductivité électrique de la solution du sol, de la valeur du rapport ESP ou bien à l'aide du rapport ratio d'absorption du sodium.

Si la CEC du sol ≥ 4 ds/m le sol est salin CEC < 4ds/m ou 4 mmhos/cm sol non salin.
Si le ESP > 15% sol alcalin.

ESP < 15 sol non alcalin

I.6.4. Impacts de la salinité sur les propriétés physiques du sol:

L'eau d'irrigation saline contient des substances dissoutes sous forme de sels connus. Dans la plupart de la région aride et semi-aride la plupart des sels présents dans l'eau d'irrigation sont les chlorures, les sulfates, les carbonates et les bicarbonates de calcium et de magnésium, le sodium et le potassium. La salinité peut nuire à la croissance des plantes et les rendements des cultures.

La Sodicit  fait spécifiquement référence à la quantité de sodium dans l'eau d'irrigation. L'irrigation avec de l'eau qui a des quantités excessives de sodium peut affecter négativement la structure du sol, ce qui rend difficile la croissance des plantes.

I.6.4.1. Effets de la salinité sur les propriétés physiques du sol:

La Salinité de l'eau du sol peut affecter les propriétés physiques du sol en aidant les particules fines à se lier ensemble pour former des agrégats. Ce processus est connu sous le nom de floculation et est bénéfique en termes de l'aération du sol, la pénétration des racines et la croissance des racines.

Bien que l'augmentation de la salinité du sol ait un effet positif sur l'agrégation du sol et sur sa stabilisation, des niveaux élevés de salinité peuvent avoir des effets négatifs et potentiellement mortels sur les plantes.

I.6.4.2. Effets du sodium et de la sodicité sur les propriétés physiques du sol:

Le sodium a l'effet inverse de la salinité. Des concentrations élevées de sodium entraînent la dispersion des sols et des feuillets d'argile ainsi qu'un gonflement global. Les forces qui lient les particules d'argile sont perturbées lorsqu'un trop grand nombre d'ions sodium s'interpose entre elles. Lorsque cette séparation se produit, les particules d'argile se développent, provoquant un gonflement et la dispersion du sol.

La Dispersion des sols fait que les particules d'argile bouchent les pores du sol, ce qui réduit la perméabilité du sol. Quand le sol est mouillé et séché à plusieurs reprises et que la dispersion de l'argile se produit, il se forme de croûtes de surface presque semblable à du ciment. La structure devient compacte.

I.6.4.3. Effets de la salinité sur la croissance des végétaux:

La salinité devient un problème lorsque suffisamment de sels s'accumulent dans la zone des racines. L'excès de sels dans la zone racinaire empêche les racines des plantes de retirer

l'eau de la terre environnante. Cela réduit la quantité d'eau disponible pour la plante, quelle que soit la quantité d'eau se trouvant effectivement dans la zone racinaire. La présence de sel dans l'eau fait que les plantes doivent exercer plus d'énergie pour extraire l'eau du sol.

L'effet de la Salinité de l'eau dépend du type de sol, du climat, de la consommation d'eau d'irrigation. Par exemple, immédiatement après que le sol soit irrigué, l'eau disponible pour les plantes est à son maximum et la salinité de l'eau du sol est faible. , comme les plantes utilisent l'eau dans le sol, l'eau restante est retenue plus énergiquement dans le sol et devient progressivement plus difficile d'accès pour les plantes. la salinité augmente, car les sels de l'eau deviennent plus concentrés dans l'eau du sol restante.

L'évapotranspiration entre les périodes d'irrigation peut accroître la salinité.

I.6.5. Lutte contre la salinisation des sols:

La prévention par le drainage des terres irriguées permet d'éviter la concentration des sels qui diminueraient les potentialités productives de terres irriguées mais génère des effluents qu'il faut gérer. Les externalités associées à la salinisation ne sont pas immédiates; en général, il faut au moins une décennie pour qu'elles se manifestent (baisse des rendements...)

La réhabilitation des terres salinisées. Cette opération est coûteuse, elle peut représenter de 65% à 100% des coûts d'investissements. Elle est parfois impossible techniquement.

Lorsque l'eau d'irrigation utilisée est saumâtre, les solutions curatives possibles sont :

L'augmentation de la fréquence des irrigations et l'accroissement de l'apport d'eau aux plantes en considérant les besoin de lessivage et/ou l'association de différentes sources d'eau; La réhabilitation par modification des pratiques culturales; Le drainage de surface; Le drainage artificiel souterrain vertical et Le drainage artificiel souterrain horizontal

I.7. La dégradation des sols:

Les sols sont menacés par différents types de dégradation en relation avec leur vieillissement naturel et les différentes interventions humaines, d'origine agricole ou non. Soixante-quatre pour cent des sols du monde sont dégradés à divers degrés, dont 20 % sévèrement et 6 % irrémédiablement :

La dégradation chimique, se traduit, dans les zones humides de la planète, par une perte irréversible en cations minéraux, en calcium notamment, ce qui aboutit à leur acidification et à l'expression de l'aluminium sous forme de cations assimilables par les plantes avec comme conséquence l'apparition d'une toxicité aluminique qui affecte fortement la production végétale ; d'où l'apport d'amendements calciques pour atténuer cette menace. Dans les zones arides, la dégradation prend la forme de salinisation, c'est-à-dire l'accumulation de sels de types chlorurés ou sulfatés, au sein ou à la surface des sols, et même parfois d'alcalinisation (accumulation de carbonates de sodium). Souvent de tels trois processus naturels sont renforcés lors des opérations d'irrigation, en sorte qu'il est toujours conseillé de pratiquer simultanément un drainage des terres irriguées. Enfin, dans les zones urbaines et péri-industrielles, la dégradation peut résulter de l'apport de déchets industriels, riches en métaux lourds ou en hydrocarbures. Leur réhabilitation est quelquefois possible mais, dans tous les cas, c'est un processus long et coûteux ;

La dégradation organique et biologique : souvent, la mise en culture se traduit par un abaissement de la teneur en matière organique des sols, et par un appauvrissement de la faune et de la microflore qu'ils contiennent. Or, le sol étant un milieu vivant, toute évolution dans ce sens tend à le rendre essentiellement minéral ou abiotique, ce qui se présente comme un retour vers un état lithique. Il est donc dans ce cas de moins en moins apte à donner une production végétale de qualité. Aussi est-il important, lors des activités culturales, de toujours conserver sur place les chaumes des céréales ainsi que tous les autres résidus de récolte ;

La dégradation physique peut résulter de plusieurs phénomènes. Le premier concerne la perte des substances fines et actives du sol (argiles-humus) en raison de l'extraction diffuse (on parle d'érosion sélective) qui se manifeste après la décalcification dans les horizons supérieurs et qui diminue ainsi les potentialités du sol en tant que force productrice. L'autre phénomène important consiste en l'apparition progressive d'un compactage avec tassement, en relation à la fois avec la dégradation organique et biologique des sols (cf. ci-dessus), et surtout avec le passage répété d'engins lourds participant aux travaux culturaux ; d'où la diminution de leur porosité qui modifie le fonctionnement hydrochimique du sol en place, mais qui affecte aussi le fonctionnement hydrologique des bassins versants (diminution de l'infiltration, augmentation du ruissellement...).

I.8. Conclusion:

Le sol, partie supérieure de la terre, constitue un milieu naturel particulièrement sensible, du fait de leur situation d'interface entre l'atmosphère, le sous-sol minéral et la biosphère. Milieu à la fois minéral, organique et biologique, il joue un rôle essentiel comme source d'eau et de substances minérales pour les plantes et comme support général de la biodiversité dont ils sont par ailleurs partie prenante avec les micro-organismes qui jouent un rôle essentiel dans la mise à disposition des ressources organiques et minérales.

Le sol nourrit le monde. Il produit, contient, accumule, tous les éléments nécessaires à la vie (azote, phosphore, calcium, potassium, fer, oligoéléments...), y compris l'air et l'eau. Le sol joue un rôle de garde-manger, plus ou moins grand et plus ou moins rempli. Les sociétés humaines, qui se nourrissent des plantes et des animaux, sont totalement dépendantes des sols.

Le sol est un composant fondamental du cycle des eaux continentales. Après une pluie, les sols poreux évitent le ruissellement ; ils contribuent donc à l'alimentation des nappes phréatiques. La porosité des sols détermine la proportion de l'eau qui ruisselle et de l'eau qui s'infiltre dans les sols. Le sol régule donc le régime des cours d'eau et le remplissage des nappes souterraines.

Le sol filtre et épure les eaux qui le traversent. Il en influence la composition chimique et biologique. Cette capacité a cependant des limites : les sols gravement pollués (par des activités industrielles ou agricoles) transmettent une partie de leur pollution aux eaux qui les traversent.

Chapitre II : Qualité d'eau d'irrigation

II.1. Introduction:

L'affectation des ressources en eau est désormais au centre d'enjeux très importants, voire même déterminants pour l'avenir de certaines activités, notamment l'agriculture irriguée qui souffre d'un déficit permanent en matière de fourniture d'eau d'irrigation avec un taux de satisfaction des besoins à partir des barrages ne dépassant guère les 60% en moyenne, en plus de la rareté croissante des ressources en eau souterraines suite au rabattement important des nappes phréatiques, pouvant aller jusqu'à 3 m/an à cause de la surexploitation.

L'irrigation est l'opération consistant à apporter artificiellement de l'eau à des végétaux cultivés pour en augmenter la production et permettre leur développement normal en cas de déficit d'eau induit par un déficit pluviométrique, un drainage excessif ou une baisse de nappe, en particulier dans les zones arides et semi-arides (**El-Asslouj et al, 2007**).

Tant qu'on ne saura pas faire pleuvoir où et quand on veut, l'irrigation restera le seul moyen d'augmenter les rendements et de les régulariser dans bien des régions du monde. En effet, selon les espèces et variétés cultivées, selon les terres, et selon les techniques utilisées, l'irrigation peut permettre d'obtenir de deux à cinq fois plus (et même dix en zone aride) de production (**Plauchu, 2003**).

L'irrigation n'est pas uniquement un apport d'eau sur une terre cultivée en vue de compenser l'insuffisance des précipitations et de permettre le plein développement des cultures. Elle est considérée plutôt comme un ensemble d'actions de développement intégré des milieux agricole et rural qui doit se traduire non seulement par l'augmentation de la production et l'amélioration du niveau de vie de l'agriculteur, mais doit se traduire également par la préservation du milieu, notamment des terres agricoles, et par une économie de l'eau d'irrigation qui elle-même se traduit par une économie dans l'utilisation de l'énergie (électricité, fuel, etc.).

II.2. L'irrigation en Algérie:

L'Algérie compte 17 bassins-versants. Les ressources en eau proviennent des eaux de surface et des eaux souterraines renouvelables et non renouvelables. Il est à noter que ces ressources sont très variables notamment celles qui proviennent des nappes tributaires des aléas climatiques (**Kadi, 1997**). Globalement, la superficie irriguée actuellement est de l'ordre de 420.000 ha dont 100.000 ha dans les régions sahariennes et ce, sur une superficie agricole utile de 8.666.715 ha soit près de 5% de la surface agricole utile (SAU) (**Messahel et al., 2003**). Les 320.000 ha irrigués dans le Nord du pays (soit 4,6% de la SAU)

se répartissent en deux ensembles nettement différenciés à la fois par la taille des aménagements et par le mode de gestion.

II.2.1. Les Ressources en eau disponibles en Algérie:

Les ressources en eau sont estimées en Algérie à environ 17,2 milliards de m³, 12 milliards de m³ le volume des ressources en eau de surface dans le nord et 5,2 milliards de m³ représentant des ressources en eau dans les zones désertiques (0,2 milliards de m³ superficielles et 5 milliards de m³ d'eau souterraine) (MSRE, 2011, p11). Les ressources en eau renouvelables représentent en Algérie 75% du total. de 0,60% pour superficielle et 15% pour les ressources en eaux souterraines (**Ben Icha. B,2008**)

Selon les plus récentes études et recherches, les ressources en eau souterraine en Algérie sont inexploitées. Le sud algérien dort sur un trésor en ressources en eau souterraine très impressionnant. La capacité est estimée à près de 60.000 milliards de m³, répartie sur deux bassins. Le premier est une nappe d'une profondeur estimée entre 100-400m située dans le désert inférieur. Le deuxième est une nappe dont la profondeur se situe entre 1000-1500 m de profondeur, la capacité est de 30.000 à 40.000 km³ (**Azzedine, M, 2010**), 60 à 70% est situé en Algérie et 40 à 30% en Libye (**UN, 2009**), la teneur en sels est de 1 à 2 mg / litre.

Il est à noter que certaines études concluent la présence de ressources en Tunisie, mais de moindre importance. La carte reflète la présence de ces ressources en eau.

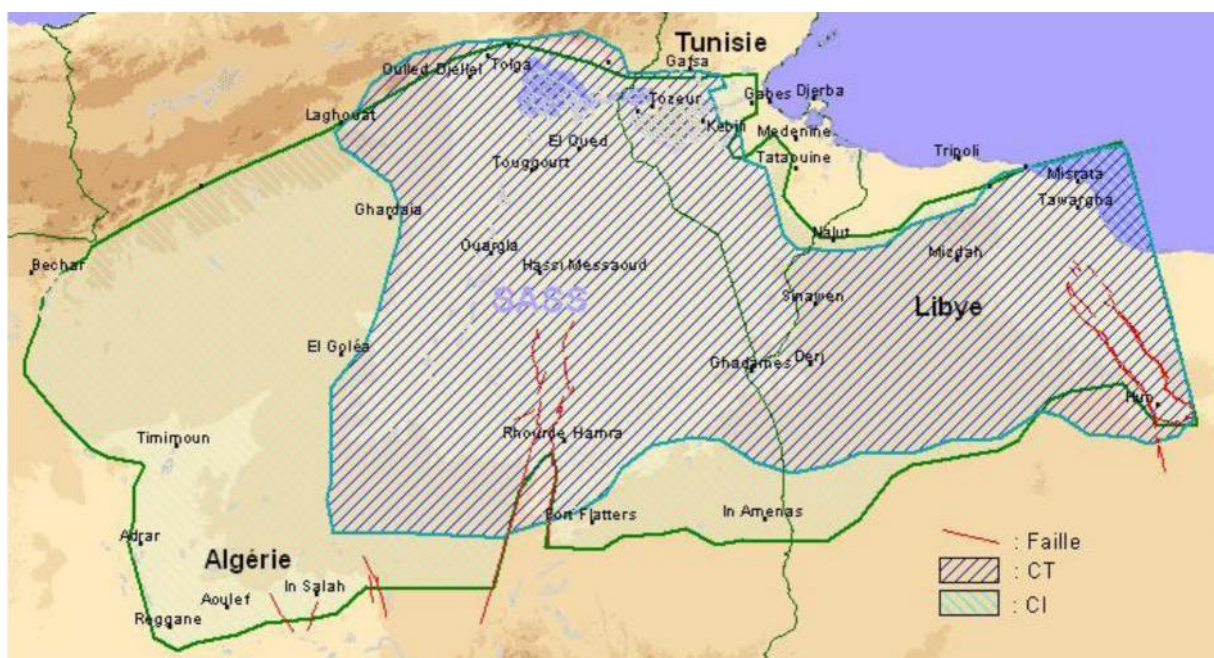


Figure II.1: Les nappes d'eau estimées dans le désert en Algérie

Source: Tirée du site web: observatoire du Sahara et sahel, projet SASS.

Il ressort clairement de la carte ci-dessus que l'Algérie dispose de la grande proportion de la nappe. Néanmoins l'exploitation des eaux souterraines, selon les experts, engendre un

coût très élevé, en plus de la haute température de cette eau évaluée à 60 °, ce qui nécessite l'utilisation de moyens technologiques sophistiqués pour l'extraction et la transformation (Bouabdellah. K, 2009).

II.2.2. Notion d'aquifère:

On appelle nappe aquifère l'ensemble 3D de l'eau circulant dans un milieu perméable et surface piézométrique sa surface supérieure d'équilibre. Cette limite est réelle dans le cas de nappes libres et virtuelles dans le cas de nappes captives. Une nappe est dite libre quand aucun niveau imperméable ne la recouvre. Elle est dite captive lorsqu'elle est recouverte par un horizon imperméable à une cote inférieure à celle de la surface piézométrique. La notion de «gisement» ou de «réservoir» d'eau souterraine implique son exploitation possible (par exemple par pompage) en vue de l'alimentation en eau d'une usine ou d'une agglomération.

La surface piézométrique correspond à la pression hydrostatique de la colonne de l'eau. La limite supérieure de l'aquifère peut également être recouverte par une couche moins perméable: on parlera alors du toit de la nappe. La limite inférieure d'un aquifère est donnée par une formation géologique à relativement faible perméabilité. Si le corps même de l'aquifère est de nature particulière (sable, gravier, cailloux...) et le fond est formé par une masse rocheuse massive on appellera ce fond «substratum imperméable». Il est important de noter que le terme «aquifère» peut être associé à n'importe quelle formation géologique selon l'intérêt hydrogéologique et pratique. La formation rocheuse massive peu perméable désignée auparavant «substratum imperméable» peut devenir l'aquifère d'intérêt dans un contexte différent (par exemple absence d'autres formations plus perméables).

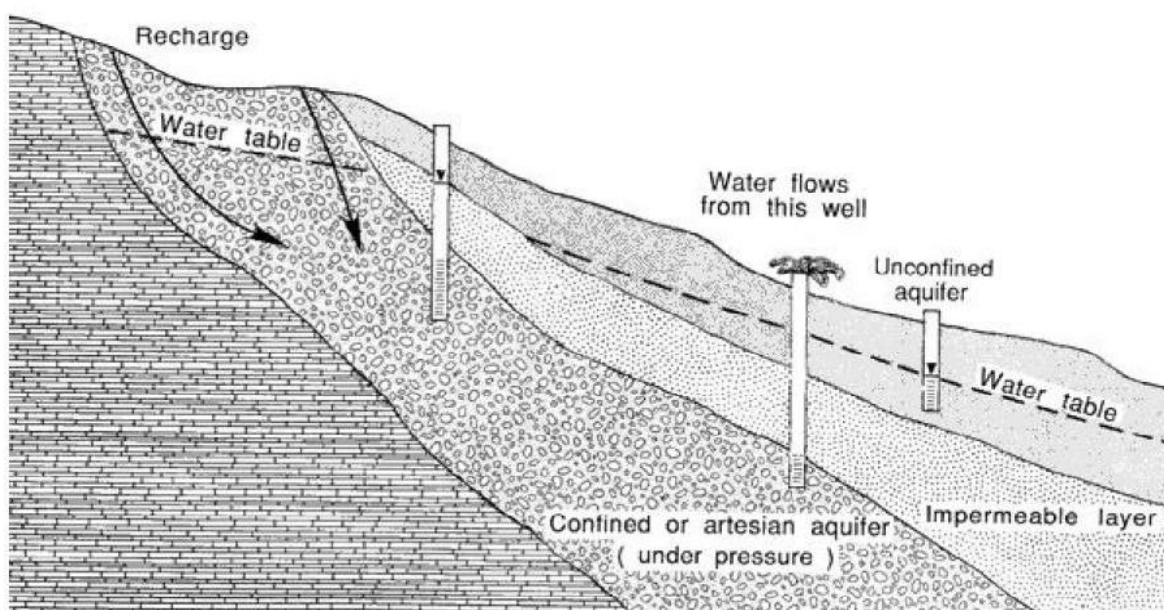


Figure II.2:Types hydrodynamiques d'aquifères dans un bassin hydrogéologique

II.3. Les principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation:

Pour l'évaluation d'une eau d'irrigation plusieurs critères doivent être pris en considération tel que la salinité, le sodium, l'alcalinité et la dureté, la concentration en éléments qui peuvent être toxiques et le pH de l'eau d'irrigation.

Les deux premiers critères sont d'importance majeure car un excès de sel augmente la pression osmotique de l'eau du sol et provoque des conditions qui empêchent les racines d'absorber l'eau. Ces conditions provoquent une sécheresse physiologique. Même si le sol semble avoir beaucoup d'humidité, les plants flétrissent parce que les racines n'absorbent pas suffisamment d'eau pour remplacer celle perdue par évapotranspiration.

II.3.1. La salinité:

Les principaux sels responsables de la salinité de l'eau sont les sels de calcium (Ca^{2+}), de magnésium (Mg^{2+}), de sodium (Na^+), les chlorures (Cl^-), les sulfates (SO_4^{2-}) et les bicarbonates (HCO_3^-). Une valeur élevée de la salinité signifie une grande quantité d'ions en solution, ce qui rend plus difficile l'absorption de l'eau et des éléments minéraux par la plante. Une salinité trop élevée peut causer des brûlures racinaires.

La salinité peut se mesurer de deux façons, soit par les matières dissoutes totales (MDT) exprimé en mg/L ou, plus couramment, par la conductivité électrique. La conductivité électrique est exprimée en milli siemens/centimètre (mS/cm). L'ancien nom de cette unité est le mho. Un mmho/cm est l'équivalent de 1 mS/cm qui est l'équivalent de 1 desiemens par mètre (dS/m) et en moyenne, à 640 ppm de sel.

II.3.2. Le sodium: (Proportion relative des cations sodium (Na^+) par rapport aux autres)

Le sodium est l'un des éléments les plus indésirables dans l'eau d'irrigation. Cet élément est l'origine de l'altération de la roche et du sol, des intrusions d'eau de mer, des eaux traitées et des systèmes d'irrigation.

Le problème principal avec une grande quantité de sodium est son effet sur la perméabilité du sol et sur l'infiltration de l'eau. Le sodium remplace le calcium et le magnésium adsorbés sur les particules d'argile et provoque la dispersion des particules du sol.

Il y a donc éclatement des agrégats du sol ce qui provoque un sol dur et compact lorsqu'il est sec et excessivement imperméable à l'eau. La perméabilité des sols sableux peut ne pas se détériorer aussi vite que les sols plus lourds lorsqu'irrigués avec une eau de forte teneur en sodium, cependant un problème potentiel existe.

Le sodium contribue aussi directement à la salinité totale de l'eau et peut être toxique pour des cultures sensibles comme les carottes, les haricots, les fraises, les framboises, les oignons, pour en nommer quelques unes.

De grande quantité de sodium combiné avec du chlorure donne à l'eau un goût salé. Si l'eau passe par un système d'aspersion et que le calcium et le magnésium sont bas, des teneurs moyennes à élevées de sodium peuvent défolier les plantes sensibles.

La concentration de sodium dans l'eau d'irrigation est estimée par le ratio d'absorption du sodium qui décrit la quantité de sodium en excès par rapport aux cations calcium et magnésium, qui eux, peuvent être tolérés en relativement grande quantité dans l'eau d'irrigation.

Voici la façon dont on calcule le ratio d'absorption du sodium (le sodium, le calcium, et le magnésium sont exprimé en meq/L) :

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}}} / 2$$

De l'eau avec un ratio d'absorption du sodium de plus de 9, ne devrait pas être utilisée même si le contenu total en sel est relativement bas. Un usage continu d'eau avec un ratio d'absorption du sodium élevé provoque une déstructuration du sol.

L'eau avec un ratio d'absorption du sodium se situant entre 0 et 6 peut généralement être utilisée sur tout type de sol avec peu de problème d'accumulation de sodium. Quand le ratio d'absorption du sodium se situe entre 6 et 9, les risques de problème reliés avec la perméabilité du sol augmentent. Dans ce cas, le sol devrait être échantillonné tous les 1 ou 2 ans pour déterminer si l'eau augmente la teneur en sodium du sol.

Lorsque l'eau d'irrigation est saline, une valeur de ratio d'absorption du sodium encore plus basse devrait être utilisée. Les problèmes dus au sodium sont aussi reliés à la concentration totale en sel de l'eau d'irrigation. Par conséquent, des eaux d'irrigation avec des salinités entre 1,5 et 3,00 mS/cm avec un ratio d'absorption du sodium au-dessus de 4 doivent être utilisées avec prudence. Des échantillons de sols doivent être prélevés annuellement afin d'éviter d'éventuels problèmes de salinité des sols.

II.3.3. L'alcalinité et la dureté:

II.3.3.1. L'Alcalinité:

L'alcalinité est une mesure du pouvoir de l'eau à neutraliser les acides, c'est un peu comme le «pouvoir tampon de l'eau». En d'autres termes, l'alcalinité mesure la résistance à tout changement de pH. Le pouvoir neutralisant de l'eau est attribué principalement à la présence de bicarbonates de calcium et de magnésium dissous dans l'eau (également dans une moindre mesure, des hydroxydes, des bases organiques, des borates, des ions ammoniums, phosphates et silicates). Tant que l'acide n'a pas maîtrisé les ions responsables de l'alcalinité, le

pH ne bouge pratiquement pas. Une fois le processus d'acidification enclenché, la réaction produit alors de l'eau (H_2O), du dioxyde de carbone (CO_2) qui est libéré dans l'air ainsi que le cation accompagnateur (soit le calcium ou le magnésium).

L'alcalinité de l'eau est généralement exprimée en ppm (mg/L) de carbonate de calcium ($CaCO_3$).

Tableau II.1 : Quantité d'acide nécessaire pour réduire le pH de l'eau à 5,0

Échantillon	pH initial de l'eau	Alcalinité (ppm de $CaCO_3$)	Quantité d'acide nécessaire en ml de NH_2SO_4
A	9,3	71	1,2
B	8,3	310	6,0

Source: Treating Irrigation Water.

Quand vous ajoutez de l'acide pour neutraliser l'alcalinité, vous libérez du fait même le calcium et le magnésium qui, sinon, restent emprisonnés par le carbonate. Vous comprendrez alors qu'il est très important de «casser» cette alcalinité qui empêche le calcium et le magnésium d'être disponibles à la plante. Si on ne le fait pas, en séchant, tous les carbonates se transforment automatiquement en chaux calcique et dolomitique...Ce qui laisse des dépôts calcaires qui peuvent colmater les systèmes d'aspersion ou de goutte à goutte ou encore, des traces blanchâtres sur les feuilles si vous arrosez par aspersion.

II.3.3.2. L'eau dure: (Calcium et magnésium)

La dureté fait référence à la quantité de calcium et de magnésium contenue dans l'eau. Ces deux éléments proviennent de l'altération de la roche-mère. La teneur en calcium est habituellement plus élevée que le magnésium dans les eaux souterraines. Par contre, là où on trouve de la contamination par l'eau de mer, la concentration en magnésium peut être plus élevée que celle du calcium.

En général, une eau dure n'est pas souhaitable pour l'usage domestique car elle réduit de beaucoup l'efficacité des savons. Par contre, en agriculture, une eau dure aide le sol à conserver une bonne structure par les ponts calciques.

Au Québec, une eau riche en calcium et en magnésium possède généralement des quantités équivalentes de bicarbonate ou de carbonate, lesquelles lui confèrent une alcalinité élevée. C'est là où le bât blesse! Lorsque l'alcalinité est élevée, le calcium et le magnésium sont les deux principaux éléments qui causent des problèmes d'eau incrustante et qui peuvent progressivement obstrués les goutteurs par des dépôts calcaires.

Il arrive toutefois que la dureté de l'eau soit élevée sans pour autant que son alcalinité le soit. C'est le cas lorsque le calcium et le magnésium de l'eau sont sous forme de sulfates et de chlorures.

La dureté est généralement exprimée sous forme d'équivalents de carbonate de calcium ($CaCO_3$) en ppm ou en mg/L.

Tableau II.2: Degré relatif de dureté de l'eau selon la quantité de carbonate de calcium

Dureté (ppm $CaCO_3$)	Degré relatif de dureté
0-50	Très douce
50-100	Douce
100-200	Modérément douce
200-300	Dure
300 et plus	Très dure

Source: CRAAQ, 2003. Guide de production des annuelles en caissettes 31 3p.

II.3.4. Les éléments toxiques:

Certains éléments de l'eau d'irrigation peuvent être directement toxiques à la culture. Établir des limites de toxicité pour l'eau d'irrigation est compliqué de par les réactions qui peuvent se passer quand l'eau atteint le sol. Les éléments potentiellement dangereux de l'eau peuvent être inactivés par des réactions chimiques ou bien s'accumuler dans le sol jusqu'à atteindre des niveaux de toxicité pour les plantes.

II.3.4.1. Le bore, le sodium et le chlore:

Des excès en bore sont presque tout le temps associés à des puits très profonds qui ont également une forte salinité. Une eau d'irrigation contenant plus de 1 ppm de bore (B) peut causer une accumulation toxique pour les cultures sensibles, tel l'ail, l'oignon, les haricots et les fraises.

Les chlorures peuvent causer des dommages lorsqu'ils sont en trop grande quantité dans l'eau d'irrigation, à plus forte raison lorsque c'est par aspersion.

Sulfate : Le soufre est rarement toxique pour les plantes

Les plantes sont très tolérantes aux sulfates. Leur concentration est généralement mesurée afin d'en prévenir les carences plutôt que d'en vérifier les excès potentiels. Des carences en soufre peuvent être appréhendées si l'eau d'irrigation contient moins de 48 ppm de sulfates.

II.3.5. Le pH de l'eau d'irrigation:

Le pH est la mesure de la concentration en ions hydrogène de la solution (H^+). Il est représenté par une expression logarithmique, c'est donc dire que la concentration en H^+ , à pH 6,0 est 10 fois plus grande que celle à pH 7,0 et 100 fois plus grande que celle à pH 8,0. Plus la concentration en ion hydrogène est élevée, plus le pH est bas et plus c'est acide.

Le pH influence la forme et la disponibilité des éléments nutritifs dans l'eau d'irrigation. Le pH de l'eau d'irrigation devrait se situer entre 5,5 et 6,5. À ces valeurs, la solubilité de la plupart des micro-éléments est optimale.

Afin de baisser le pH, il est possible d'injecter de l'acide. L'acide phosphorique et l'acide nitrique peuvent être utilisés mais l'acide sulfurique reste l'acide le plus populaire (l'acide sulfurique à 35% est de l'acide à batterie). Afin de calculer la quantité d'acide nécessaire pour abaisser le pH à la valeur désirée, on peut prendre un seau de 10L rempli d'eau d'irrigation et tranquillement rajouter l'acide en prenant soin de bien mélanger la solution. On mesure alors le pH de la solution jusqu'à ce qu'on obtienne le pH souhaité. La quantité d'acide nécessaire peut être très minime. Aussi peu que 0,5 once d'acide sulfurique peut réduire le pH de 7,0 à 4,0. Par la suite quand la quantité d'acide à été déterminée pour faire baisser le pH de notre échantillon, il nous reste à faire une règle de 3 pour corriger le volume total d'eau qui passe dans le système.

II.4. Les normes d'interprétation d'une analyse d'eau:

Le tableau ci-dessous résume les valeurs acceptables pour différents éléments trouvés dans l'eau d'irrigation. Ce sont des valeurs souhaitables lorsque l'eau est utilisée de façon continue. Les seuils pourraient être plus élevés lorsque l'eau d'irrigation est utilisée seulement en période de sécheresse. Par contre, des échantillonnages de sol devraient, dans ce cas, se faire plus fréquemment afin d'éviter l'accumulation d'éléments non désirables dans le sol.

Tableau II.3: Norme d'interprétation d'une analyse d'eau pour la production de plantes annuelles

Les Paramètres	La Concentration maximale
Alcalinité ($\frac{[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]}{CaCO_3}$)	1 à 100 ppm (pas supérieur à 200)
Aluminium (Al^{3+})	0 à 5 ppm
Bicarbonate ($\frac{[HCO_3^-]}{HCO_3^-}$)	30 à 50 (pas supérieur à 150)
Bore (B)	0,2 à 0,5 (pas supérieur à 0,8)
Calcium (Ca^{2+})	40 à 120 ppm
Chlore (Cl^-)	0-100 ppm (pas supérieur à 140)
Cuivre (Cu^{2+})	0,08 – 0,15 ppm (pas supérieur à 0,2)
Fluor (F^-)	0 (pas supérieur à 1)
Fer (Fe^{3+})	1 à 2 ppm (pas supérieur à 5)
Magnésium (Mg^{2+})	6 à 25 ppm
Manganèse (Mn^{2+})	0,2 à 0,7 ppm (pas supérieur à 2)
Molybdène (Mo)	0,02 à 0,05 ppm (pas supérieur à 0,07)
Ph	5 à 7
Potassium (K^+)	0,5 à 5 ppm
Ratio d'absorption du sodium (RAS)	0 à 4 ppm
Sodium (Na^+)	0 à 30 ppm (pas supérieur à 50)
Sulfate ($\frac{[SO_4^{2-}]}{SO_4^{2-}}$)	24 à 240
Matière dissoute totale	70 à 700 ppm (pas supérieur à 875)
Zinc (Zn^{2+})	0,1 à 0,2 ppm (pas supérieur à 2,0)
Salinité (mS)	Inférieur à 1,0-1,5

Source: (CRAAQ, 2003. Guide de production des annuelles en caissettes 31 3p.)

II.5. Le Barème de qualité pour l'eau d'irrigation:**Tableau II.4:** Barème de qualité pour l'eau d'irrigation

Type de problèmes	Sévérité du problème		
	Aucune	Légère	Élevée
Salinité			
La Conductivité (dS/m)	<0,75	0,75-3,0	>3
Matières dissoutes totales (mg/litre)	<700	700-2000	>2000
RAS (Ration d'Absorption du Sodium)	<3	3-9	>9
Alcalinité ou dureté (équivalent en CaCO ₃)	80-120		>200
Ph (risque de colmatage)	<7,0	7-8	>8,0
Fe mg/l (risque de colmatage)	<0,2	0,2-1,5	>1,5
Manganèse mg/L (risque de colmatage)	<0,1	0,1-1,5	>1,5

(Source: Maynard et Hochmuth, 1997).

II.6. La Classification des eaux:

La classification des eaux est une méthode de gestion de l'eau qui est utilisée pour harmoniser l'utilisation et la protection des cours d'eau. En général, elle implique le regroupement des cours d'eau en catégories pour ensuite proposer une gestion de ces cours d'eau en fonction d'objectifs précis. La classification des eaux est un processus établi en fonction du règlement sur la classification des eaux du Nouveau-Brunswick qui régit les divers critères (qualité de l'eau et normes biologiques) selon lesquels sont établis les catégories ainsi que les modalités administratives pour la mise en œuvre de la classification des eaux. Le règlement sur la classification des eaux du Nouveau- Brunswick sert à classer les eaux intérieures et les eaux de surface. Ces eaux comprennent les rivières et leurs tributaires, les lacs, les étangs, les réservoirs et les milieux humides. Elles englobent aussi les eaux des estuaires ainsi que l'eau des terres humides associée à ces estuaires.

II.6.1 Les catégories:

En vertu du Règlement sur la classification des eaux, les cours d'eau peuvent être regroupés sous l'une des six catégories suivantes :

Les catégories	
	Eaux naturelles exceptionnelles
AP	Approvisionnements en eau potable
AL	Lacs n'étant pas classés dans les deux premières catégories
A	Qualité d'eau excellente

Figure II.3: Catégories servant à la classification des eaux

La catégorie eaux naturelles exceptionnelles est une catégorie spéciale qui vise à protéger les lacs ou les rivières uniques ou représentatifs dont l'eau est d'une qualité essentiellement naturelle et qui ont eu jusqu'ici peu été affectés par les activités humaines.

La catégorie AP vise à protéger davantage les bassins hydrographiques d'approvisionnement en eau de surface qui sont désignés comme des approvisionnement en eau potable en vertu du Décret de désignation du secteur protégé de bassins hydrographiques sous la Loi sur l'assainissement de l'eau.

Les lacs sont reconnus comme des systèmes très sensibles qui doivent être gérés différemment des rivières. Par conséquent, tous les lacs qui ne sont pas classés dans la catégorie des Eaux naturelles exceptionnelles ou dans la catégorie AP seront automatiquement placés dans la catégorie AL. Les lacs seront gérés en fonction de leur niveau trophique, qui représente une mesure de leur productivité.

Trois autres catégories, principalement pour les rivières et les segments de rivières, ne se trouvent pas dans les trois premières catégories.

La catégorie A s'applique aux eaux qui peuvent soutenir une utilisation à titre d'habitat pour la vie aquatique mais également une utilisation pour une activité de contact direct comme la natation. Ces cours d'eau sont gérés de façon à ce que la qualité de l'eau et la vie aquatique soient dans leur état naturel.

La catégorie B s'applique aux eaux qui peuvent soutenir une utilisation à titre d'habitat pour la vie aquatique ainsi qu'une activité de contact direct comme la natation. Ces cours d'eau seraient gérés de façon à ce que la qualité de l'eau soutienne toutes les espèces indigènes et maintienne la santé dans la communauté aquatique.

La catégorie C s'applique aux eaux qui peuvent soutenir une utilisation à titre d'habitat pour la vie aquatique, une utilisation pour une activité de contact indirect comme la navigation mais non une utilisation de contact direct comme la natation. Ces cours d'eau seraient gérés de façon à ce que la qualité de l'eau soutienne les espèces de poissons indigènes et vise à maintenir une communauté aquatique viable même si altérée.

II.6.2. Le processus de classification:

Pour les trois dernières catégories les eaux sont classées par un procédé public qui doit suivre certaines étapes. Dans la mesure du possible, toutes les eaux à l'intérieur d'un bassin hydrographique particulier sont classées en même temps dans le but d'aborder la question d'une manière globale. Pour y parvenir, le ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick a mandaté des organismes communautaires locaux pour identifier et impliquer des intervenants, afin de développer une approche de concertation multisectorielle. Ces mêmes organismes sont aussi chargés de mesurer et d'interpréter la qualité de l'eau actuelle dans le but d'aider à prendre des décisions réalistes concernant l'avenir du bassin versant. Par ailleurs, une autre étape importante consiste à rassembler des informations sur l'utilisation des terres, la géologie des sols, la couverture végétale et à cartographier celles-ci.

Une fois ces renseignements rassemblés, les intervenants participent à l'établissement des buts concernant la qualité de l'eau pour le bassin hydrographique selon une approche qui favorise le consensus. Lors de cette étape, il est important que chaque secteur d'activité soit représenté (agriculture, forêt, pêche, tourisme/plein air, et autres). Les institutions publiques telles les municipalités et les commissions d'aménagement sont aussi invitées à participer activement au processus de consultation. Enfin, chacun doit comprendre clairement les conséquences économiques, sociales et environnementales des décisions qui seront prises dans le cadre du processus de classification des eaux du bassin versant.

II.7. Conclusion:

A travers ce chapitre nous avons pu voir la situation de l'irrigation en Algérie et les ressources en eaux employée, nous avons aussi déterminé les principaux critères pour évaluer une eau d'irrigation et les normes à respecter tel que la salinité qu'est affecté par la pénétration des eaux salés dans les nappes souterraines, ce problème nous allons le bien détailler dans le chapitre qui suit.

Chapitre III : L'intrusion marine

III.1. Introduction:

Généralement, le long des côtes se développe des plaines à remplissage alluvionnaire, caractérisées par des réservoirs aquifères dont les niveaux piézométriques sont très proches d'un sol fertile. L'équilibre hydrodynamique des systèmes aquifères dans les zones côtières est le plus précaire. Leur mise en exploitation présente des aspects spécifiques liés en particulier aux relations qui s'établissent entre l'eau douce et l'eau marine. Lorsqu'une pollution de l'eau douce par une eau salée a lieu, il est en général difficile d'en faire disparaître les effets (**Khammari et De Marsily, 1994 ; Marjoua et al.1997**).

Il est alors préférable d'essayer de prévoir les risques d'intrusion marine, ce qui nous place directement devant un double problème complexe, associant la notion de quantité à celle de qualité. D'autant plus que dans ces zones côtières (arides et semi-arides), la demande en eau est en général forte pour l'alimentation quotidienne des populations rurales et pour l'irrigation. Les investissements réalisés dans les zones côtières agricoles exigent beaucoup d'eau, ce qui pousse les agriculteurs à creuser davantage de puits sollicitant des nappes côtières qui ne sont généralement que des minces lentilles d'eau douce nageant fragilement sur un biseau d'eau salée omniprésent.

III.1.1. Définition d'un aquifère côtier:

Un aquifère côtier est un aquifère localisé en zone côtière et est en Communication avec la mer ou l'océan. Il peut être en relation directe avec la mer (figure III.1) ou par l'intermédiaire de zone humide.

III.1.2. La relation eau souterraine-eau marine:

Les aquifères côtiers (eau douce souterraine) fonctionnent en interaction avec les eaux marines. L'eau douce peut se déverser dans la mer directement ou par l'intermédiaire d'une zone humide. De même l'eau marine peut influencer les aquifères côtiers par le phénomène de l'invasion marine. Ce dernier, qui peut s'étendre sur plusieurs kilomètres à l'intérieur des terres est d'un grand risque pour les régions côtières tributaires des eaux souterraines pour leur approvisionnement en eau. Sous certaines conditions, l'eau salée se propage à l'intérieur des terres et contamine les eaux de la nappe. Par ailleurs, l'invasion des eaux douces par les eaux salées aura pour effet une dégradation des sols et une salinisation par suite des irrigations avec ces eaux (**Kaid Rassou, 2009**).

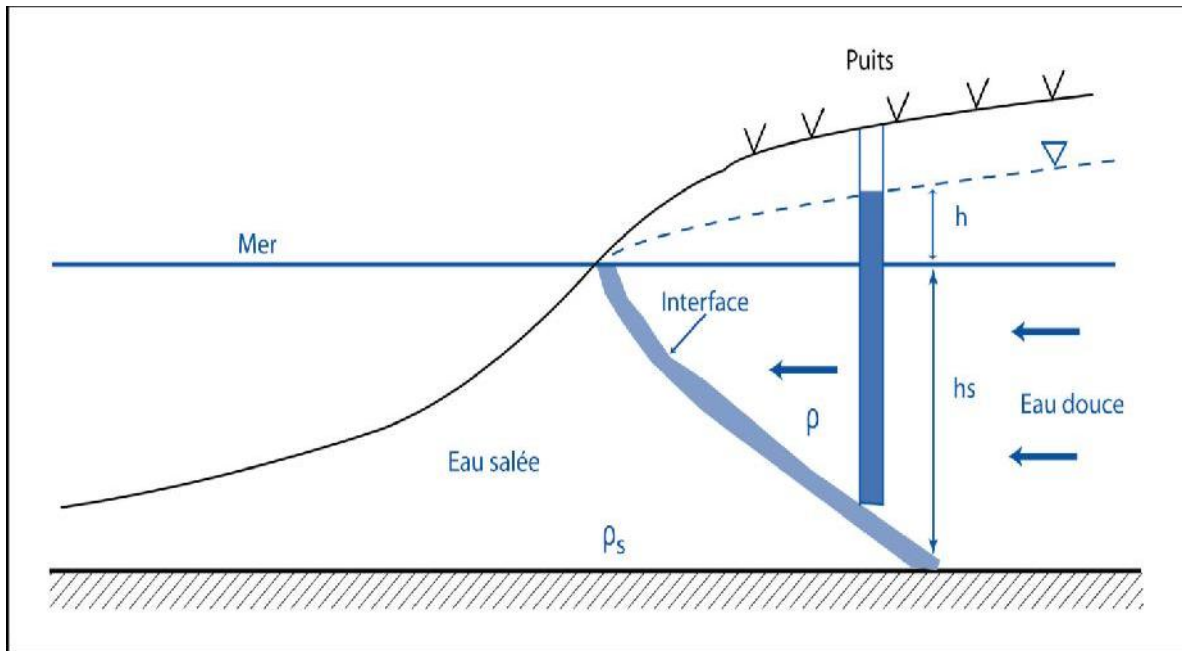


Figure III.1: Relation eau douce eau de mer

III.2. L'intrusion saline dans les aquifères côtiers:

L'intrusion saline dans les aquifères côtiers est étudiée depuis plus d'un siècle par des expériences sur le terrain et en laboratoire et des études théoriques de manière à définir les lois mathématiques qui gouvernent la zone de contact entre l'eau douce et l'eau salée (**Reilly et Goodman, 1985**). Ces relations sont aujourd'hui appliquées pour prévoir les conséquences du pompage d'eau douce et proposer une gestion adaptée des ressources en eau douce dans les aquifères côtiers poreux (**parmi d'autre : Person et al., 1998; Langevin et al., 1998; Cheng et al. 2000**).

L'objectif principal de ces études est de définir la forme et la position de la zone de contact entre l'eau douce et l'eau salée. Les aquifères poreux ont été principalement étudiés, avec de nombreuses hypothèses pour simplifier les modèles et les conditions aux limites, de manière à résoudre le problème mathématiquement. Dans cette partie, les lois fondamentales établies pour les aquifères poreux sont décrites, et les conditions sous lesquelles ces modèles peuvent être étendus aux aquifères karstiques côtiers sont discutées.

L'hypothèse la plus importante est certainement l'existence d'une interface abrupte entre l'eau douce et l'eau salée. Depuis les premières recherches de **Ghyben (1888) et Herzberg (1901)** à la fin du 19^{ème} siècle et jusqu'aux années 1950 avec les travaux de **Hubbert et Glover**, les fluides étaient considérés comme immiscibles et l'eau salée immobile. Cette hypothèse n'implique que l'équation de continuité, et permet d'obtenir des solutions analytiques exactes en régime permanent pour différentes conditions aux limites (écoulement

radial, aquifère libre, aquifère captif).

Toutefois, l'hypothèse d'une interface abrupte néglige l'effet de la dispersion. En réalité, les fluides sont miscibles et une zone de transition apparaît entre l'eau douce et l'eau salée (ou zone de dispersion ou de diffusion). Dans ce cas, le problème est mathématiquement beaucoup plus compliqué car il faut résoudre simultanément les équations couplées de l'écoulement et du transport, tant dans la zone à eau douce que dans la zone à eau salée, qui n'est plus immobile. Les méthodes numériques s'imposent alors comme un outil indispensable.

III.3. L'intrusion saline dans les aquifères côtiers poreux:

L'intrusion saline dans les aquifères côtiers poreux génère un biseau salé d'eau de mer rentrant dans l'eau douce, avec une zone de contact entre les deux fluides qui peut être modélisée suivant deux approches

L'approche des fluides immiscibles avec une interface abrupte entre les deux fluides de différente densité.

L'approche des fluides miscibles avec une zone de transition entre les deux fluides du fait de la dispersion.

III.3.1. L'approche des fluides immiscibles (Interface abrupte):

Les deux fluides, l'eau douce et l'eau salée, sont supposés immiscibles, séparés par une interface abrupte. Avec cette hypothèse, la formulation mathématique du problème devient plus simple, et des solutions approchées sont obtenues pour différentes conditions d'écoulement et aux limites. Les hypothèses suivantes ont généralement été posées : l'aquifère est isotrope et homogène, l'écoulement est bidimensionnel, limité à la zone d'eau douce, et permanent, avec l'hypothèse de Dupuit des vitesses horizontales et parallèles entre elles sur une même verticale dans l'eau douce, le fluide est incompressible, et l'eau salée est à l'équilibre hydrostatique.

III.3.2. Le principe de Ghyben-Herzberg (schéma hydrostatique):

Le principe développé par **Ghyben (1888) et Herzberg (1901)** constitue le premier pas dans l'étude de l'intrusion saline et de l'interface entre l'eau douce et l'eau salée. La base de la formule est l'équilibre entre deux colonnes de fluides de densité différente (Figure III.1). Dans un aquifère libre à l'équilibre hydrostatique, la position de l'interface entre l'eau salée et l'eau douce est lié à l'altitude de la surface de la nappe d'eau douce. A l'interface, l'égalité des pressions dans les deux fluides permet d'établir la formule de **Ghyben-Herzberg**, de laquelle on déduit la profondeur (z) de l'interface sous le niveau de la mer (Figure III.2) :

$$\rho_s \cdot g \cdot z = \rho_f \cdot g \cdot (h + z)$$

Donc $z = \frac{\rho_f}{\rho_s - \rho_f} h$ (III.1)

Avec ρ_f : la masse volumique de l'eau douce,

ρ_s : la masse volumique de l'eau de mer,

h : la charge en eau douce au dessus du niveau de la mer.

Si $\rho_f = 1000 \text{ kg.m}^{-3}$ et $\rho_s = 1025 \text{ kg.m}^{-3}$, l'équation I.1 donne $z = 40h$

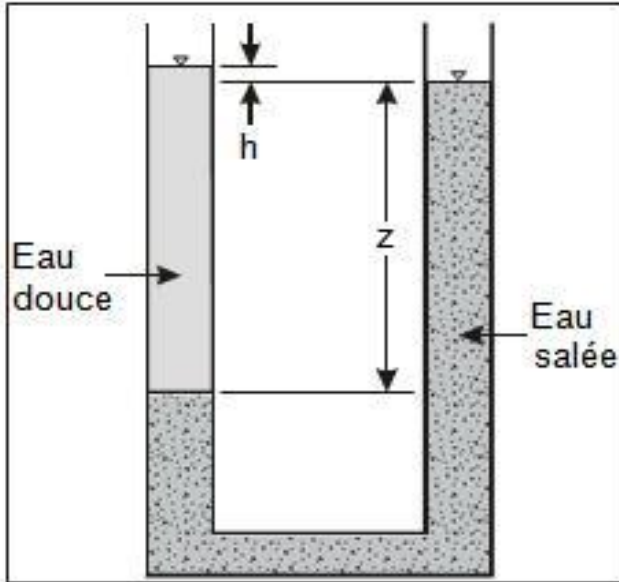


Figure III.2: Principe de **Ghyben-Herzberg** dans un tube en U contenant deux fluides de densité différente

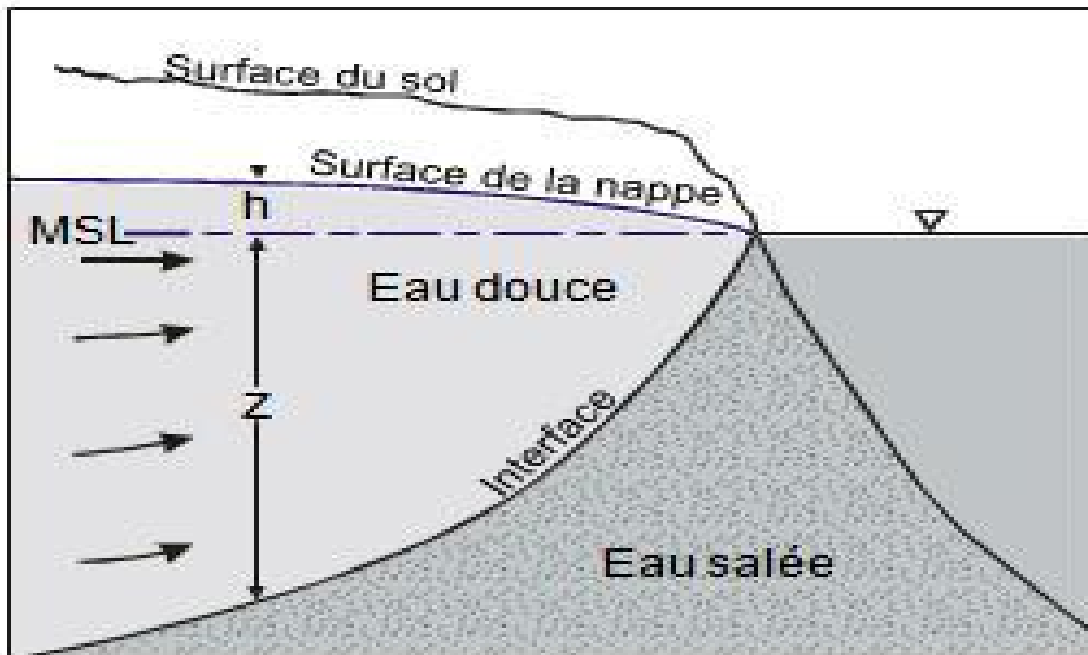


Figure III.1: Principe de **Ghyben-Herzberg** dans une coupe à travers un aquifère libre

Tous les droit réservés à la Bibliothèque ENSH

III.3.3. Approche hydrodynamique (Régime permanent):

L'hypothèse d'un système à l'équilibre hydrostatique comme supposé par le principe de **Ghyben-Herzberg** ne se trouve pas vérifiée dans la zone où l'aquifère se déverse en mer. En effet, suivant cette hypothèse, la nappe aurait une hauteur nulle au niveau de la jonction de l'aquifère avec la mer, ce qui est physiquement impossible et mathématiquement faux car l'eau douce en mouvement doit pouvoir sortir du système. La jonction est en fait une ligne plutôt qu'un point, et l'écoulement de l'eau douce dans la mer peut être pris en compte dans une approche hydrodynamique. La ligne de sortie de la nappe est considérée verticale ou horizontale de manière à simplifier l'analyse mathématique.

Hubbert (1940) et Muskat (1937) ont été les premiers à considérer un équilibre dynamique de l'interface entre l'eau douce et l'eau salée. **Hubbert** a défini une fonction potentielle (charge) pour chaque fluide (h_f pour l'eau douce et h_s pour l'eau salée), d'où il tire l'équation suivante de la position de l'interface (Z) par rapport à une surface de référence à la base de l'aquifère (et non plus au niveau de la mer), valide pour l'eau salée à l'état stationnaire ou lorsque les deux fluides sont en mouvement :

De nombreuses autres solutions ont été développées durant les 40 dernières années pour modéliser l'interface abrupte entre l'eau douce et l'eau salée dans les aquifères côtiers poreux.

Glover (1959) a développé une équation pour déterminer la forme et la position de l'interface, et les lignes d'écoulement de l'eau douce près d'une plage avec un débit d'eau douce connu et pour une nappe strictement horizontale à la hauteur du niveau de la mer (Figure III.3). **Charmonman (1965)** proposa une solution analytique exacte au problème de l'écoulement de l'eau douce dans la mer à travers une ligne horizontale dans un aquifère côtier libre. Il obtient deux équations pour la surface libre de la nappe et l'interface, chacune représentant une parabole. **Mualem et Bear (1974)** ont proposé une solution approchée pour le cas d'un système montrant la position de la ligne horizontale d'écoulement dans la mer (x_0) et les lignes de courant (Streamline) aquifère composé de plusieurs couches semi-imperméables, donnant une interface discontinue

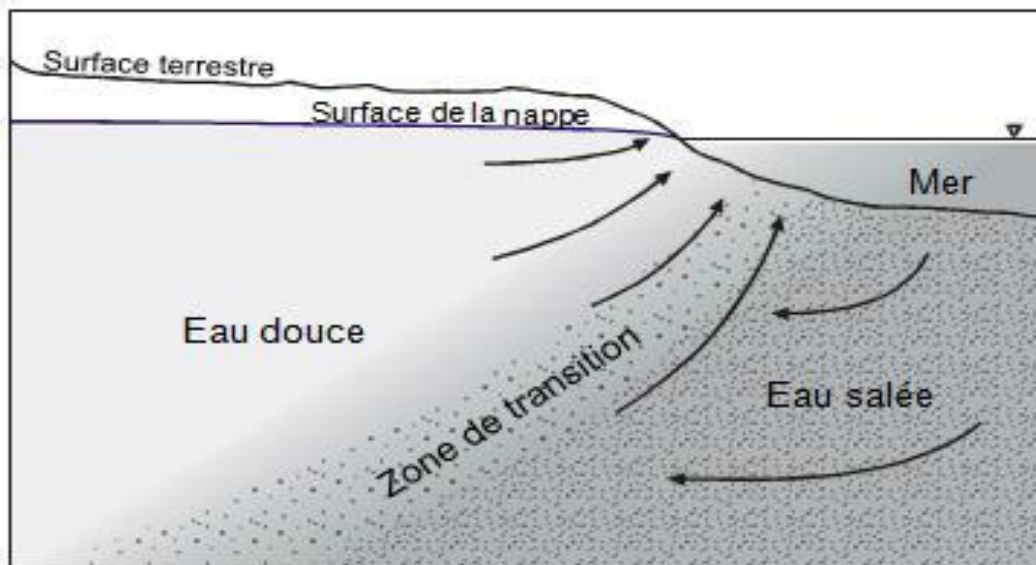


Figure III.4: Schéma hydrodynamique de **Glover** extrait de **Reilly et Goodman 1985**.

III.3.4. Approche hydrodynamique (Régime transitoire):

Le mouvement de l'interface lorsque le régime d'écoulement est transitoire est un Approche hydrodynamique-Régime transitoire problème très compliqué. **Bear et Dagan (1964a)** ont développé les équations fondamentales gouvernant le mouvement de l'interface, mais **Bobba (1993)** rappelle qu'aucune solution exacte n'est disponible pour de telles équations aux dérivées partielles non linéaires. Des solutions approchées ont été développées par exemple par **Hantush (1968)** ou **Bear et Dagan (1964b)**, mais elles ne s'appliquent qu'à des problèmes simplifiés très spécifiques. Des méthodes de résolution numérique sont donc nécessaires.

III.3.5. L'approche des fluides miscibles (La zone de transition):

L'approche des fluides miscibles rejette l'idéalisation de l'interface abrupte et prend en compte la zone de mélange entre l'eau douce et l'eau salée due à la dispersion hydrodynamique (Figure III.4). Les deux fluides sont maintenant en mouvement, l'eau douce se déverse dans la mer, l'eau de mer rentre dans l'aquifère et l'écoulement est conduit par les différences de densité entre les deux fluides. Le problème est mathématiquement beaucoup plus compliqué ; il nécessite de résoudre les équations couplées de l'écoulement et du transport pour simuler une zone de transition

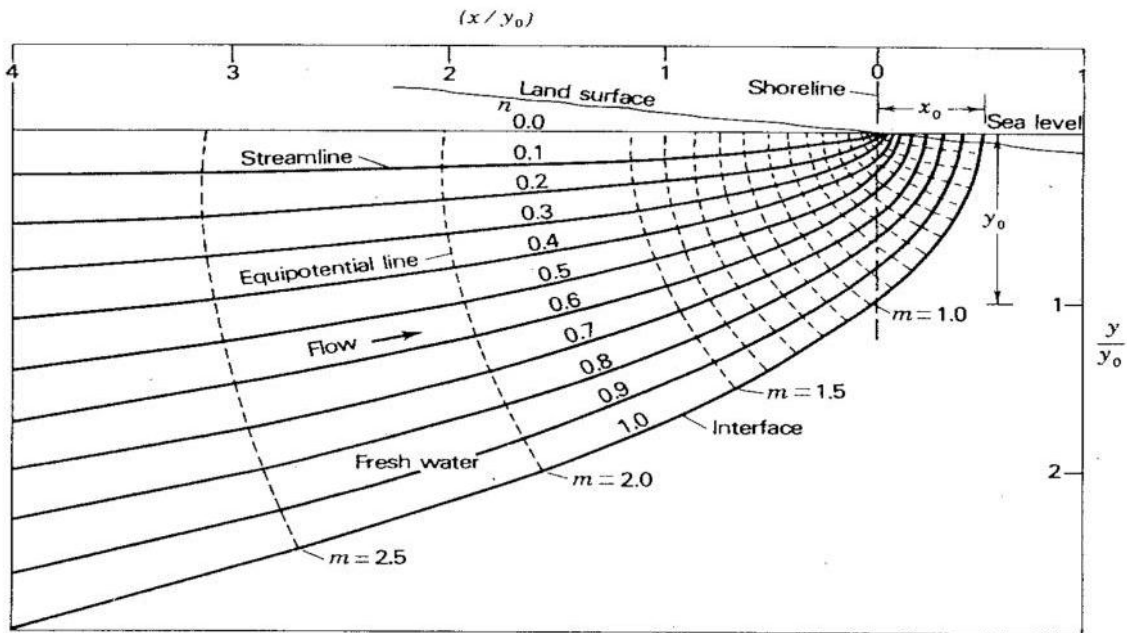


Figure III.5: Schéma hydrodynamique de **Glover** extrait de **Reilly et Goodman 1985**, montrant la position de la ligne horizontale d'écoulement dans la mer (x_0) et les lignes de courant (Streamline)

Avec des faibles coefficients de dispersion, la zone de transition est étroite et se positionne à proximité d'une interface abrupte virtuelle, ce qui permet d'appliquer les solutions analytiques de l'approche des fluides immiscibles, présentées dans la partie précédente, avec des résultats satisfaisants (**Volker et Rushton, 1982**). **Reilly et Goodman (1987)** suggèrent que l'hypothèse d'une interface abrupte est acceptable si la hauteur de la zone de transition est inférieure à un tiers de la hauteur de la zone d'eau douce. **Cooper (1959)** a été le premier à avancer l'hypothèse que l'eau de mer n'est pas statique et il donna les premières observations de terrain de l'existence d'une zone de dispersion et de circulations souterraines perpétuelles d'eau de mer. **Henry (1964)** fit le premier essai de quantification de l'effet de la dispersion et de l'écoulement dépendant de la densité sur l'intrusion d'eau de mer dans l'aquifère. Son "modèle mathématique idéalisé" d'un aquifère captif est encore aujourd'hui utilisé pour vérifier certains modèles numériques beaucoup plus complexes (**Volker et Rushton, 1982; Voss et Souza, 1987**). On appelle "courant de Nomitsu" les écoulements lents prenant naissance dans l'eau salée sous l'interface.

III.4. Processus et transformations chimiques du mélange eau douce/eau salée:

L'effet le plus visible d'une intrusion saline dans un aquifère côtier ou insulaire est l'établissement d'un gradient de salinité de la côte vers l'intérieur de l'aquifère. La salinité, ou la concentration en ions chlorure (Cl) dans les eaux, sont un indice de cette

pénétration. Le seuil de concentration des ions Cl^- fixé par l'Agence de Protection de l'Environnement est de 0,5 g/l pour que l'eau soit potable (la concentration de l'eau de mer est de 30 à 35 g/l). Pour Santé Canada, la concentration en ions Cl^- doit être inférieure à 0,250 g/l (**Santé Canada, 2012**). Par ailleurs, la salinisation de la masse d'eau entraîne tout un cortège de réactions chimiques et de processus dont il faut tenir compte puisqu'ils peuvent affecter la qualité de l'eau souterraine. Ces processus incluent des échanges ioniques entre les composés majeurs de l'eau douce (calcium, Ca^{2+} , et ion bicarbonate HCO_3^-) et ceux de l'eau de mer (chlorure Cl^- , sodium Na^+ et magnésium Mg^{2+}), mais aussi des processus de précipitation et dissolution ou encore de réduction et d'oxydation.

III.5. Mécanismes de l'intrusion marine:

En l'absence de perturbation (surexploitation par exemple), la pénétration du niveau de la mer à l'intérieur des terres est naturellement régie par une différence de masse volumique (25 kg/m) entre deux eaux (**UNESCO, 1987 ; Calvache et Pulido-Bosch, 1996**) (Figure III.1):

- L'une salée et marine, plus dense et donc plus assujettie aux forces gravitationnelles;
- L'autre plus ou moins « douce » provenant de l'infiltration des précipitations et constituant ainsi une nappe côtière s'écoulant vers la mer.

L'interface eau douce- eau salée prend une allure hyperbolique, qui limite la partie basale nommée « biseau ». Dans la réalité, on observe une zone de transition dont l'épaisseur ne dépasse guère quelques mètres.

La forme et l'épaisseur de cette interface dépendent de plusieurs facteurs :

- Les variations des niveaux de la nappe et du niveau de la mer ;
- La différence de densité entre les deux liquides qui tend à maintenir l'eau salée en profondeur ;
- La diffusion moléculaire du sel dans l'eau douce tendant à minimiser les gradients de concentration ;
- La dispersion hydrodynamique dans le réservoir aquifère due à l'écoulement le long de l'interface ;
- Le débit de la nappe qui est fonction du régime d'exploitation et d'implantation des différents aménagements hydrauliques et de la recharge de la nappe ;
- La porosité et la perméabilité des terrains aquifères littoraux ;
- La géométrie de l'aquifère : topographie du substratum imperméable au niveau de l'interface eau douce- eau salée ;
- Les variations barométriques...

Les pluies susceptibles de recharger une nappe côtière engendrent une augmentation du débit des eaux souterraines et une poussée de l'interface eau douce- eau salée vers la mer voire une expulsion des niveaux salés vers des niveaux plus profonds.

En présence de pompages intensifs et périodiques et lorsque l'aquifère est hétérogène (cas du système aquifère du Sahel Doukkala), ce phénomène d'upconing va engendrer une propagation des sels marins vers les eaux souterraines et une augmentation de la salinité de ces eaux pompées.

III.6. Les causes de l'intrusion marine:

III.6.1. Effet de l'exploitation:

Toute exploitation intense de la nappe côtière par creusements anarchiques des puits va entraîner un déséquilibre hydrodynamique de l'interface « eau douce – eau salée marine ». Cela se traduit par une diminution des débits souterrains et un abaissement du niveau de la nappe. Celui-ci va devenir inférieur à celui de la mer, ce qui va provoquer un écoulement des eaux marines vers l'aquifère côtier. Ainsi, les aspects liés à l'exploitation d'un aquifère en zone côtière peuvent être énumérés comme suite (**Olive, 1996 ; Simmers, 1997**):

- baisse du niveau de la nappe ;
- Pénétration du biseau d'eau salée vers les terres ;
- Salinisation des eaux de la nappe côtière à cause de cette pénétration, principalement dans les deux premiers kilomètres du rivage ;
- Abandon des puits à cause des fortes salinités des eaux.

III.6.2. Situation par rapport à la mer:

La distance du point de captage par rapport à la mer joue un rôle déterminant dans l'évolution de la qualité des eaux souterraines. En effet, ces eaux accusent une salinité de plus en plus élevée au fur et à mesure que l'on se rapproche du rivage.

III.6.3. Alimentation de la nappe:

Généralement, les nappes d'eau souterraine côtières sont alimentées principalement par l'infiltration et la percolation efficaces des eaux de pluie. Le taux d'infiltration efficace conditionne l'évolution piézométrique et par conséquent l'évolution de la qualité des eaux souterraines. En effet, une importante infiltration efficace va favoriser une élévation du niveau de la nappe, une augmentation de son débit et un phénomène de dilution de sa salinité. Dans le cas contraire d'une infiltration efficace moindre ou nulle combinée à des pompages intensifs, nous observons un abaissement du niveau de la nappe et une surconcentration saline des eaux souterraines.

III.6.4. Hydrodynamique et Hydrogéologie:

La nature lithologique de l'aquifère, sa perméabilité, sa productivité, son épaisseur saturée, la topographie du substratum à proximité de la mer, sont tous des facteurs qui jouent des rôles importants dans les mécanismes de pollution des eaux souterraines. Les débits souterrains faibles, l'existence de l'isopièze zéro mètre à l'intérieur de la plaine, le plongement du substratum en dessous du zéro marin et une bonne perméabilité de l'aquifère côtier favorisent des intrusions marines dont l'extension dépend de l'intensité des pompages dans ces endroits vulnérables.

III.7. Impact de l'intrusion marine sur la salinité des sols:

Les effets délétères de l'intrusion marine ne sont pas ressentis seulement au niveau des caractéristiques qualitatives de l'eau souterraine mais surtout sur la fertilité des sols agricoles des champs irrigués. L'irrigation altère le bilan hydrique du sol en générant un apport d'eau supplémentaire; cet apport est toujours associé à un apport de sels. En effet, même une eau douce de la meilleure qualité contient des sels dissous et, si la quantité de sels apportée par cette eau peut sembler négligeable, les quantités d'eau apportées au fil du temps entraînent un dépôt cumulé de sels dans les sols qui peut s'avérer considérable. L'eau s'évapore mais les sels restent et s'accumulent. Lorsque cette eau destinée à l'irrigation est initialement fortement salée, l'impact de la salinisation du sol est ainsi augmenté.

Dans les régions arides, l'effet est d'autant plus marqué : les eaux de surface et les eaux souterraines sont relativement riches en sels (parce que l'eau s'est infiltrée dans des sols qui contiennent généralement des minéraux facilement altérables) et le climat sec crée une perte par évaporation élevée. Ceci se traduit par la nécessité de grandes quantités d'eau pour l'irrigation des cultures.

Dans le contexte d'une intrusion marine, ce dépôt de sels dans les sols agricoles augmente de façon alarmante. Si l'eau d'irrigation appliquée contient des quantités relativement significatives d'ions sodium (Na^+) par rapport aux quantités présentes d'ions magnésium (Mg^{2+}) et d'ions calcium (Ca^{2+}), et en particulier si l'ion bicarbonate (HCO_3) est aussi présent, les ions sodium peuvent alors saturer la majeure partie des sites d'échanges colloïdaux. Ceci est à l'origine de la formation de sols sodiques. C'est un type de sol extrêmement peu fertile. Dans la plupart des régions du monde, la perte de sols fertiles par salinisation peut avoir des répercussions tragiques sur les populations.

III.8. L'intrusion marine en Algérie:

L'Algérie, en contact avec le bassin méditerranéen et le Sahara, est située au Nord de l'Afrique entre le Maroc et la Tunisie avec lesquels elle forme le Maghreb (figure III.6). Vaste territoire de 2,4 millions de km², elle offre des paysages diversifiés qui s'étendent de la mer Méditerranée au Nord, jusqu'au Sahara central au Sud. Néanmoins, elle est caractérisée par de multiples contrastes physiques, climatiques et humains.



Figure III.6: Cadre Géographique de l'Algérie du Nord (L. Djabri 2003)

Les précédents recensements montrent que l'Algérie a connu un accroissement rapide de la population, passant de 12 millions d'habitants en 1966, à 32 millions actuellement, dont 60% vivent en zone littorale. Cet accroissement de la population entraîne une demande en eau importante. A cette situation que l'on qualifie de normale, on doit ajouter les effets de la sécheresse qui touche le pays. Cet état de fait a amené les décideurs à opter pour deux solutions:

- l'augmentation du nombre de forages, donc une sollicitation plus accrue des nappes littorales, d'où une perturbation de l'équilibre de l'interface eau salée-eau douce,
- Le dessalement de l'eau de mer.

III.8.1. Géologie régionale des zones côtières:

D'une manière générale, les zones côtières contiennent des nappes qui peuvent être plus ou moins intéressantes. Leur importance reste conditionnée par les formations géologiques affleurantes; ces dernières sont en général à dominante sableuse (cas du massif dunaire de

Bouteldja, massif de Guerbes, Skikda, El-Kala, Jijel, Béjaïa, Alger, Tipaza, Cherchel, Oran, Aïn Témouchent et Arzew).

L'extension de ces formations sableuses n'est pas homogène sur tout le littoral algérien. On note que ces formations sont plus importantes à l'Est qu'à l'Ouest. On remarquera que les débits extraits dans la zone Est sont plus importants que ceux extraits dans la zone Ouest. Cette situation est encore aggravée Par la faiblesse des précipitations entre les deux zones. En effet, les précipitations sont de l'ordre de 1000 mm/an, voire 1200 mm/an à l'Est, contre 400 mm/an à l'Ouest (donc il pleut trois fois moins). Notons également que les aquifères ne sont pas continus et peuvent être interrompus par des massifs montagneux (cas de la ville de Bejaïa).

III.8.2. Méthodes de mise en évidence:

Pour déceler les zones de pollution marine ainsi que les zones sensibles, une approche pluridisciplinaire est adoptée. Cette approche combine méthodes géophysiques, géochimiques et hydrodynamiques.

III.8.2.1. Etude piézométrique:

La nappe alluviale s'écoule vers la mer qui constitue son seul exutoire naturel. A cet écoulement naturel se superpose un autre écoulement vers les pompages. Le gradient hydraulique étant très faible à nul comme à Stamboul (ex Les Dunes), le contact eau douce- eau salée est situé assez loin de la côte. Les fluctuations saisonnières de la surface piézométrique ne dépassent pas généralement les 2,5 m sauf dans quelques cas.

Au bord de la mer où les fluctuations sont quasi nulles, la côte piézométrique est presque égale à celle de la mer et même moins à certains endroits, ce qui n'empêche pas l'eau de mer de pénétrer à l'intérieur des terres, selon les règles hydrodynamiques. Toute dépression même légère de la surface piézométrique peut se traduire, même si le niveau demeure au-dessus de la mer, par une élévation considérable de l'interface qui peut rapidement atteindre le fond du puits.

D'autre part, le changement du sens de l'écoulement par les pompages à proximité de la mer généralise la diffusion de l'eau marine dans l'eau douce. La mer engendre aussi, localement, des écoulements dans le sens mer4nappe, favorable à la contamination de la nappe, cas observé à Bordj-El-Kiffan (ex Fort de l'Eau) sous l'influence de pompages

intensifs ; le niveau de la nappe est descendu jusqu'à -5m . En effet, l'augmentation de la concentration saline rencontrée dans cette zone pourrait être un signe d'un flux d'eau salée de la mer vers les pompages (Figure III.7).

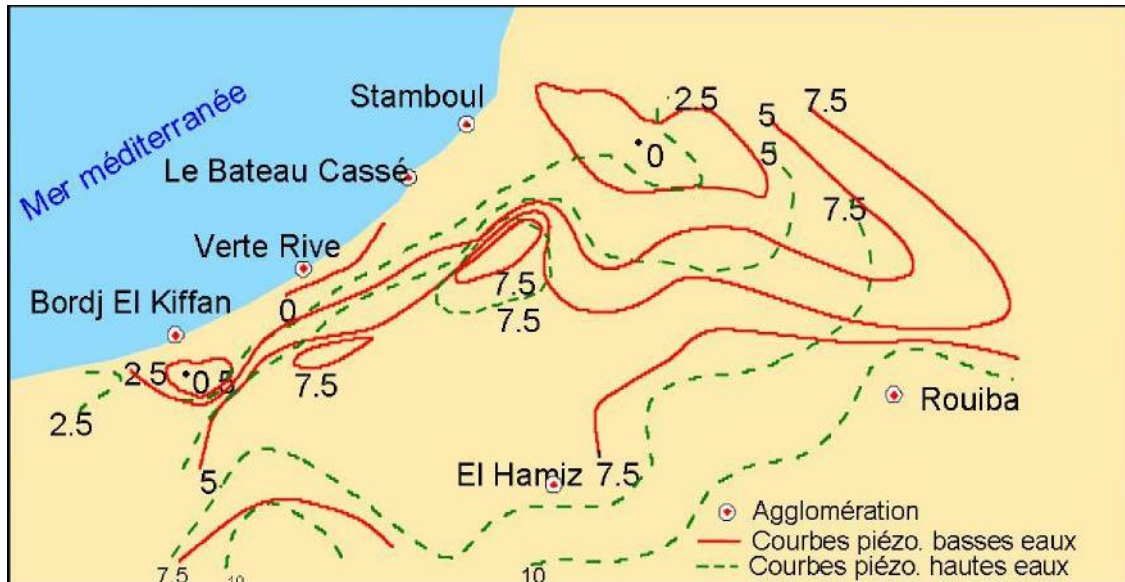


Figure III.7: Carte piézométrique des basses et hautes eaux (B. MORSLI 2007)

III.8.2.2. Etude chimique:

La salure s'accroît de plus en plus vers la mer, ainsi que vers les zones de dépression piézométrique, avec un faciès chimique des eaux qui tend à évoluer vers un enrichissement en sodium et en chlore ($7 < Na^+ < 35$ méq/l et $15 < Cl < 50$ méq/l). Le développement de ce type de salinité pourrait être un indice d'une invasion marine. Quelquefois, le passage de faibles aux fortes concentrations est brutal (le resserrement des courbes d'isoconcentration est très marqué), indice d'une intrusion salifère. Le diagramme de Piper, montre que les eaux de la nappe côtière d'Alger Est sont chlorurées calciques et parfois chlorurées sodiques : 65 % de faciès (Ca, Cl) et 35 % de faciès (Na, Cl). La salinité de type (Na, Cl) est associée à des valeurs de CE élevées, ce type de salinité s'observe surtout dans les zones qui sont proches de la mer. Les différents résultats obtenus et l'analyse des différentes cartes d'isoconcentration établies, nous ont permis de déceler trois zones probables d'intrusion marine : la zone de Striboul qui est la plus polluée (la pollution est due essentiellement à l'intrusion marine), la zone de Verte Rive où les fortes concentrations observées sont dues à des intrusions salifères du genre de celles qui apparaissent à Striboul mais où la zone polluée reste très limitée dans l'espace et enfin la zone de Bordj El Kiffan, où l'augmentation saline pourrait être due à

l'affluence de l'eau de mer vers les pompages. Dans cette zone, c'est le pompage lui-même qui est le moteur de l'intrusion marine. Il est alors évident que plus celui-ci est intense et prolongé, plus le degré de pollution augmente. Ainsi, l'exploitation de la nappe doit être contrôlée de près, de façon à éviter l'extension de la pollution.

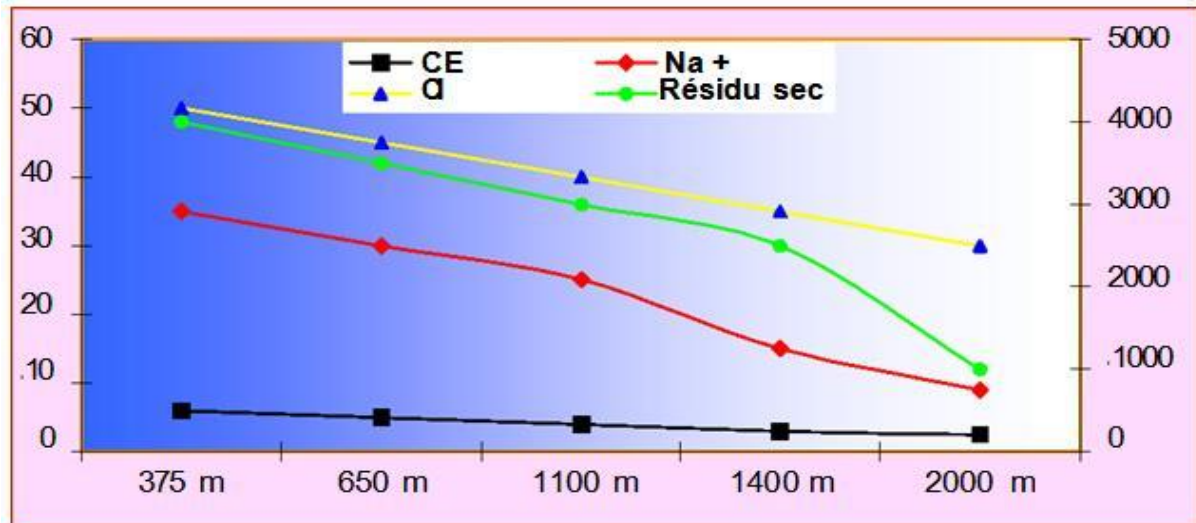


Figure III.8: Accroissement de la salinité de l'eau de nappe, de l'intérieur des terres vers la mer (B. MORSLI 2007)

Au niveau de Stamboul, les courbes d'isoconcentration accusent un resserrement très marqué, l'accroissement des concentrations des différentes variables cartographiées est dirigé de l'intérieur vers la mer. Cette salure qui s'accroît de plus en plus vers la mer est due probablement à la diffusion des sels de l'eau de mer. Tout en se rapprochant de la mer, le faciès chimique des eaux tend à évoluer vers un enrichissement en sodium et en chlore. Le faciès devient de moins en moins calcique et de plus en plus sodique. La zone toute proche de la mer présente une salinité essentiellement chlorurée sodique. Le développement de ce type de salinité vers la mer pourrait être un indice d'une invasion marine.

Au niveau de Bordj-El-Kiffan, les niveaux de salure et les valeurs de résidus secs sont assez élevées. L'accroissement des concentrations est dirigé vers la zone qui correspond à la dépression piézométrique, ainsi que vers la mer. L'augmentation de la concentration saline pourrait être un signe d'un flux d'eau salée de la mer vers les pompages. Dans cette zone, c'est le pompage lui-même qui est le moteur de l'intrusion marine. Il est alors évident que plus celui-ci est intense et prolongé, plus le degré de pollution augmente. Ainsi, l'exploitation de la nappe doit être contrôlée de près, de façon à éviter l'extension de la pollution.

A l'Est de Verte Rive, on observe un resserrement très marqué des courbes d'isoconcentration. Le passage de faibles aux fortes concentrations est brutal. Ces fortes concentrations sont dues à une intrusion marine qui reste ici très limitée dans l'espace.

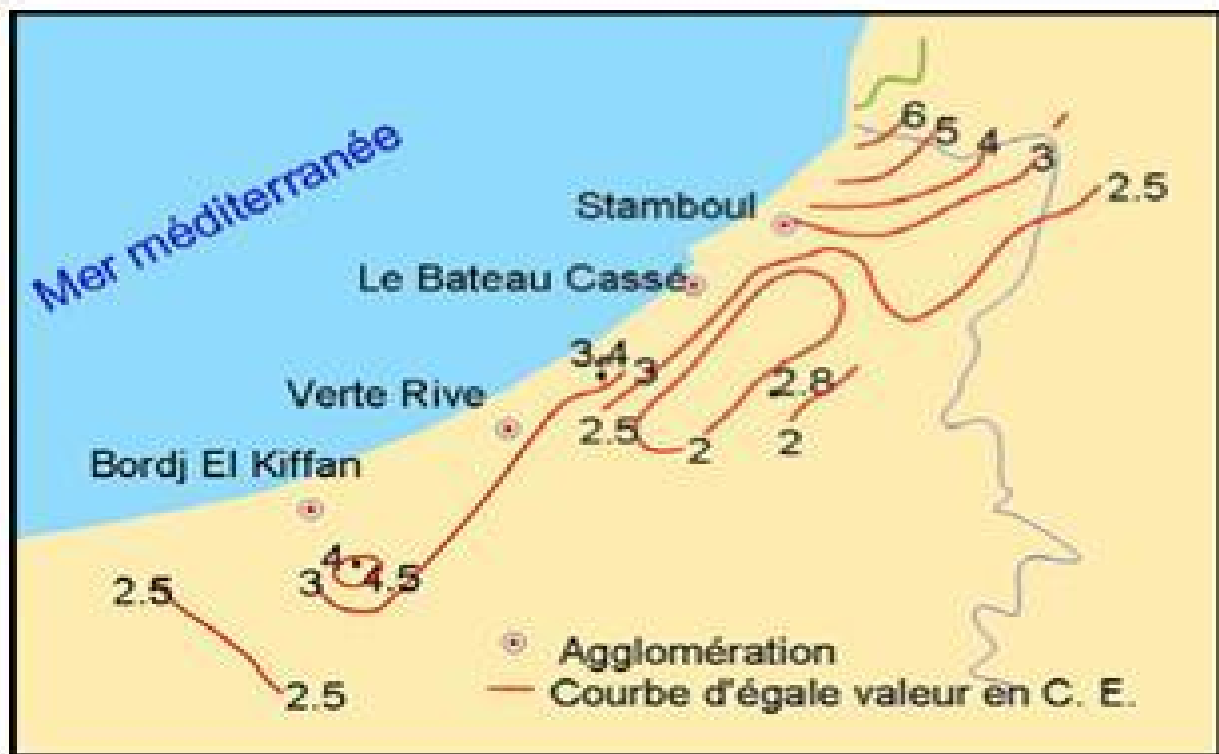


Figure III.9: évolution de la conductivité électrique (B. MORSLI 2007)



Figure III.10: évolution des concentrations en Na Etude géophysique (B. MORSLI 2007)

Les méthodes géophysiques sont souvent utilisées pour détecter et évaluer l'extension de ce genre de contamination par l'eau de mer. Nous avons exploité les données de la prospection géophysique de la société **ALGEO (1978)**.

Les valeurs de résistivité pour différentes profondeurs décroissent toutes de l'intérieur vers la mer. Les valeurs de résistivité varient de 300 à 10 . m pour $AB = 40\text{m}$ et de 100 à 15 . m pour $AB = 80\text{m}$ pour une distance de 1000 m environ.

Les faibles résistivités enregistrées au niveau de Stamboul pourraient être celles des formations perméables comprises dans le biseau salé, comme elles pourraient être dues à la présence des couches moins résistantes (couches argileuses). Les coupes géologiques, nous ont permis d'éliminer la seconde hypothèse. La profondeur d'investigation correspond à des alluvions meubles matures, non argileuses. Ces alluvions ont presque les mêmes résistivités vu leur constitution. Il ressort de ces considérations, que dans cette zone à faible résistivité (10 .m), le caractère conducteur de la base du niveau perméable à proximité du littoral est du à l'intrusion d'eau salée depuis le domaine marin, sous la nappe d'eau douce.

A Bordj-El -Kiffan, les courbes iso résistivités accusent un resserrement très marqué. La variation est de 100 à 300 . m pour une distance de 200m. La décroissance des résistivités est dirigée vers une zone privilégiée, celle de la dépression piézométrique, que nous avons déjà décelée lors de l'étude piézométrique.

III.9. Conclusion:

Le phénomène d'intrusion marine demeure une problématique universelle et constitue une menace sérieuse pour les réserves en eau douce souterraine des zones côtières. De plus, il s'avère que les activités anthropiques sont en partie responsables de cette pollution saline, notamment par le biais de pompage excessif en zone littorale surpeuplée et particulièrement en saison estivale. Cette forte demande de la ressource provoque un rabattement de la nappe et engendre une perturbation au niveau de l'interface eau douce - eau salée.

A terme, cette sollicitation excessive des réserves de l'aquifère accentue l'avancée des eaux marines vers le continent. L'exploitation dans ce type de zone doit donc être contrôlée de près, de façon à éviter la contamination et l'extension de la pollution. Il est ainsi indispensable de proposer des périmètres de protection pour les aquifères côtiers et plus particulièrement en pays semi-aride à aride où les ressources en eau sont limitées.

Chapitre IV: Moyens de lutte contre l'intrusion : La recharge artificielle de nappes

IV.1. Introduction:

Plusieurs problèmes hydrauliques peuvent être solutionnés, si on a recours à la recharge artificielle des nappes. La diminution dangereuse du niveau de la nappe de Mitidja suite à la surexploitation de son eau a même provoqué plusieurs cas d'affaissement des routes dans la région. Le pompage intensif de la nappe a engendré l'intrusion des eaux marines dans les aquifères côtiers de la plaine de Oued Nador. Le biseau salé ne cesse de se propager dans la nappe. Il est temps de généraliser cette méthode de stockage d'eau en Algérie, surtout qu'elle ne demande pas assez de moyens matériels. Cependant, il faut d'abord faire une prospection des aquifères souterrains capables de stocker l'eau et de déterminer les endroits à la réalisation d'un tel ouvrage hydraulique. Il serait souhaitable dans le cas de la réalisation d'un barrage qu'il soit combiné avec la recharge artificielle des nappes. La réalimentation artificielle des nappes peut être une solution alternative aux milliards de m³ qui se déversent encore dans la mer et qui ne peuvent pas être mobilisées à travers la réalisation des barrages. Elle peut aussi résorber le phénomène de rabattement des niveaux de nappes dû au déficit de la mobilisation de la ressource superficielle.

IV.2. La lutte contre l'intrusion des eaux marines dans les aquifères côtiers:

Contrairement à certains auteurs qui disent que l'intrusion des eaux marines dans les aquifères côtiers est un phénomène irréversible, ce problème peut être solutionné. La recharge artificielle de la nappe contaminée s'avère une technique sûre et peut repousser le biseau salé. On assiste ces vingt dernières années à une évolution spectaculaire des secteurs vulnérables à l'intrusion le long du littoral suite à la sécheresse, au pompage anarchique de la nappe et à l'extraction abusive du sable marin. Avant d'appliquer la recharge artificielle, il serait judicieux de tenir compte des recommandations suivantes:

- Arrêter immédiatement les forages et puits fortement contaminés
- Arrêter l'exploitation dans les secteurs vulnérables à l'intrusion
- Généraliser la micro-irrigation
- Programmer des campagnes de mesure de la piézométrie pour suivre les fluctuations du niveau de la nappe
- Faire des analyses chimiques et géophysique pour suivre et localiser l'interface eau douce- eau salée
- Etudier et modéliser la propagation du biseau salé

L'application de ces recommandations ralentit uniquement la propagation du biseau salé vers d'autres secteurs, il devient nécessaire de compléter ces recommandations par l'utilisation de la recharge artificielle de la nappe.

IV.2.1. Mesures de sauvegarde et de gestion des aquifères côtiers:

La protection des aquifères côtiers a pour finalité de préserver leur patrimoine Hydrique dans le cadre d'une vision environnementale globale et pour un usage durable.

L'évolution spectaculaire de l'agriculture dans les franges côtières et l'exploitation Généralement mal maîtrisée des eaux souterraines, ont entraîné une dégradation Qualitative des eaux et une baisse des réserves aquifères (**Amraoui, 1988 ; Mazor et George, 1992**).

La sauvegarde des aquifères doit s'exercer à travers une bonne gestion de L'exploitation (débit et distribution des prélèvements), par la mise en place de réseau D'observation geo-temporel optimisé et le cas échéant par la mise en œuvre d'action réparatrices ou remédiatrices telle la recharge artificielle et les techniques de Dépollution (**Kashef 1976, Haggerty & Gorelick 1994, Harvey et al. 1994, Johnson & Rogers 1995**).

IV.3. La recharge artificielle:

C'est le procédé qui consiste à introduire artificiellement Un certain volume d'eau dans une formation aquifère Perméable par l'intermédiaire d'un dispositif aménagé à cet effet. Exemples: Epanchage sur des terrains perméables, Bassins d'infiltration et Puits ou forage d'injection.

IV.3.1. Les Caractéristiques hydrauliques et physiques:

On peut comparer l'infiltration artificielle à l'alimentation naturelle des nappes par l'infiltration des eaux de pluie. Cependant les débits mis en jeu et le volume de la recharge sont nettement plus importants localement et leur distribution plus régulière avec l'alimentation provoquée.

Dans le cas de l'injection par des puits, il est classique de considérer qu'elle correspond à la situation inverse de celle d'un pompage, dont les processus physiques sont mieux connus que ceux de l'infiltration artificielle. Dans la majorité des cas, excepté dans les aquifères karstiques, la loi de Darcy permet d'évaluer les caractéristiques physiques de l'aquifère.

IV.3.1.1. Les effets induits d'une alimentation artificielle:

L'alimentation artificielle se traduit par deux effets hydrauliques: un effet volumétrique et un effet piézométrique.

Effet volumétrique: Il s'agit du déplacement de l'eau de recharge dans la nappe (Figure 4) ; il dépend du coefficient de remplissage, du débit spécifique et de la transmissivité du terrain.

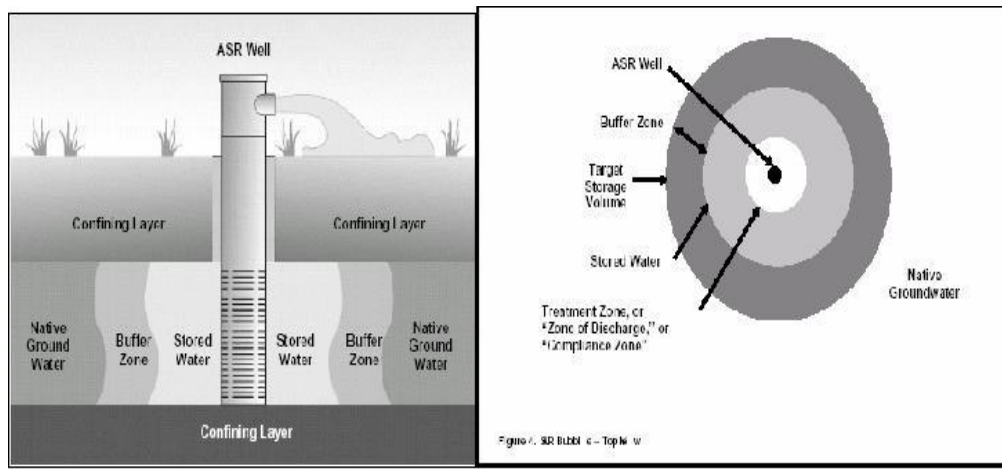


Figure IV.1: Déplacement des masses d'eau lors de l'injection d'eau de recharge dans un puits en aquifère captif (Pyne, 2005)

Effet piézométrique: C'est la montée de la surface d'une nappe libre, ou l'augmentation de la pression d'une nappe captive.

Le principe hydrodynamique de l'injection est le suivant : le débit d'injection est limité par les caractéristiques de l'aquifère. En effet, celui-ci subit des pressions importantes et des phénomènes d'érosion peuvent fragiliser la structure. L'expérience montre que les roches compactes sont mieux adaptées que des formations meubles. Il a été déterminé empiriquement (Bourguet, 1971) que le débit moyen en injection est lié au produit de la perméabilité horizontale de l'aquifère par la surface crépinée selon la relation:

$$\text{Log}q = 0.4611\log (k\delta dp) - 0.346$$

Avec Q: débit spécifique moyen en injection en $10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}/\text{m}$,

K: perméabilité horizontale de l'aquifère en $10^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$,

D: diamètre du tubage crépiné en mètres,

P: profondeur de pénétration dans l'aquifère en mètres du tubage crépiné.

Le débit d'injection est par ailleurs lié à la viscosité de l'eau de recharge, donc à sa température. Ainsi, lorsque la température diminue, il se produit une diminution importante du débit spécifique d'injection, liée à l'augmentation de la viscosité définie par la résistance de l'eau au mouvement sous la contrainte en cisaillement exercée lors de son écoulement.

IV.3.1.2. La diffusivité, la transmissivité et le coefficient D'emmagasinement:

Deux paramètres doivent être considérés dans une opération d'alimentation artificielle:

- Le transfert de la masse d'eau injectée qui est fonction de la transmissivité et du gradient hydraulique, La transmissivité étant la capacité qu'aura un aquifère à permettre l'écoulement horizontal de l'eau sur toute son épaisseur.
- Le transfert des pressions à partir du point d'injection qui est fonction de la diffusivité de la formation aquifère. La diffusivité étant la vitesse de réaction d'un aquifère lors d'une perturbation (injection d'eau dans notre cas), elle est égale au rapport de la transmissivité par le coefficient d'emmagasinement. Une valeur élevée de la diffusivité caractérise un transfert de pression qui induit un écoulement facile et rapide.

Par conséquent si la diffusivité est très importante, l'effet de la recharge sur les écoulements vers les exutoires risque d'être trop rapide. Le maintien de l'élévation du niveau de la nappe (ou de la pression) est plus important que la conservation de la masse d'eau elle-même. La diffusivité doit être telle que le stockage soit important et que l'écoulement soit lent. Idéalement, cela correspond à une anisotropie du milieu marquée par une forte conductivité hydraulique verticale et une conductivité hydraulique horizontale modérée. L'hétérogénéité de l'aquifère doit être caractérisée pour identifier les zones de transmissivités lentes et rapides. Ces différentes valeurs de transmissivité ont un impact sur les valeurs de diffusivité et donc sur le taux de restitution de l'eau injectée et / ou le degré d'épuration que l'aquifère peut offrir.

Les formations karstiques présentent des problèmes du fait de la très grande variabilité spatiale de la transmissivité qui implique un séjour parfois trop court ou trop long par rapport aux aquifères conventionnels. Par ailleurs, tenant compte de l'originalité de cette théorie et de ses particularités, les lois hydrodynamiques décrivant le fonctionnement de ce type de dispositif n'ont pas encore été établies impliquant un recours à une approche plus particulière traitant chaque cas d'une façon séparée.

Donc, idéalement, pour appliquer la RAN, l'aquifère doit retenir, emmagasiner et transmettre les quantités d'eau de recharge désirées sans une migration ou une dégradation chimique significatives de cette eau et avec parfois une amélioration de la qualité de l'eau liée aux capacités de purification du sous-sol.

IV.3.2. Recharge par puits d'injection:

Ces dispositifs sont souvent utilisés pour recharger des aquifères profonds ou dans le cas d'insuffisance d'espaces en surface. La récupération des volumes injectés se fait à partir du même puits ou à partir d'un autre puits éloigné pour permettre l'autoépuration. Des considérations de densités et des paramètres hydrauliques doivent être prises en compte lors d'une étude d'un dispositif de recharge par puits (Missimer et al., 2002).

Pyne (2005) compte 56 champs de puits d'injection opérationnels aux États-Unis en 2002 avec plus de 100 projets en cours d'implantation surtout dans l'état de Floride et l'état de New York. La conception de tels ouvrages est identique à celle des ouvrages de pompage et cela sans modification. On distingue deux types de dispositifs actuellement utilisés :

- **Aquifer storage and recovery (ASR):** injection de l'eau dans un puits et récupération de cette eau à partir du même puits. Cette technique est le seul moyen de recharge des nappes captives et profondes. Elle permet des économies importantes au niveau du dispositif en n'utilisant qu'un seul puits pour les deux opérations (Figure IV.2).
- **Aquifer storage transfer and recovery (ASTR):** injection de l'eau dans un puits et sa récupération à partir d'un autre puits. En général, ceci est fait pour profiter d'un traitement supplémentaire par géopurification avant prélèvement.

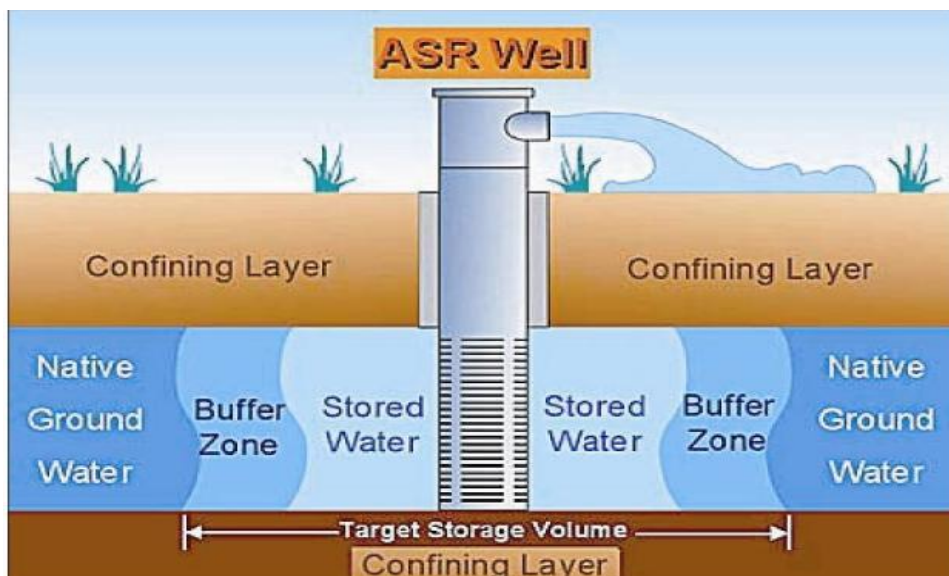


Figure IV.2: Section type d'un puits d'injection

(Pyne, 1995) Les avantages et les inconvénients de ces ouvrages sont les suivants :

IV.3.2.1. Les avantages:

Ce dispositif nécessite peu de place et des périmètres de protection limités. L'acquisition des terrains est donc peu onéreuse. De plus, c'est la seule solution pour la

recharge des nappes captives et des nappes profondes en général.

IV.3.2.2. Les inconvénients:

La surface d'injection est faible, ce qui nécessite une pression élevée induisant des contraintes importantes à contrôler. Le coût de fonctionnement et de maintenance est très coûteux, en particulier à cause du colmatage. Enfin, comme le sol et la zone non saturée n'interviennent pas pour jouer un rôle épurateur, l'eau brute à injecter doit être de bonne qualité ou préalablement traitée, ce qui entraîne un surcoût de traitement et d'exploitation.

IV.3.3. Recharge depuis la surface:

Globalement, les avantages et les inconvénients des bassins sont à l'inverse de ceux des forages d'injection. En effet, la superficie du dispositif est beaucoup plus importante, et donc le coût d'acquisition plus élevé. Cependant le coût d'entretien des bassins est peu onéreux. D'ailleurs, les prétraitements les plus rencontrés pour de tels dispositifs ou même pour les dérivations de rivières sont normalement le grattage superficiel du fond du bassin. Ceci minimise les traitements ultérieurs à effectuer si on désire avoir de l'eau potable. A Berlin, la désinfection pour l'eau potable peut être évitée grâce à une élimination quasi-totale des pathogènes par un séjour de l'eau dans le sous-sol d'une durée supérieure à 6 mois (**Schmidt, 2003**). Les matières organiques et les métaux lourds peuvent être adsorbés dans la matrice de l'aquifère. Bien que cela n'élimine pas ces substances complètement, les déversements accidentels d'hydrocarbures sont retardés et leurs concentrations sont réduites. Le carbone organique dissous et les substances organiques en traces sont dégradés biologiquement dans le sous-sol dans une certaine limite. Des investigations récentes ont montré que le potentiel redox de l'aquifère est décisif pour la capacité d'élimination (**Stuyfzand, 1998; Massmann, 2007**). L'épuration par le sol ou géopurification, est efficace, ce qui entraîne une économie de traitement de l'eau à injecter. La principale limite technique est que le niveau de l'aquifère étudié doit être en relation directe avec la surface: l'alimentation des aquifères captifs ou profonds par cette méthode est donc exclue.

On distingue les types suivants de dispositifs de recharge depuis la surface :

- Dérivations de rivière et inondations contrôlées pour augmenter la recharge (River Bank filtration): extraction de l'eau souterraine depuis un puits ou un caisson près d'une rivière pour augmenter l'infiltration depuis la surface de manière à avoir une eau de meilleure qualité (**Tufenkji et al., 2002**). Cette technique a une longue histoire de génération d'eau

potable en Europe (**Kuehn et al., 2000**).

- Infiltration dans les cordons dunaires utilisant le sable comme facteur épurateur (Dune filtration) : infiltration de l'eau depuis des bassins construits dans les dunes et extraction à partir de puits ou de bassins distants et à des niveaux plus bas permettant une amélioration de la qualité de l'eau et assurent un équilibre entre l'offre et la demande. Cette technique est largement utilisée aux Pays-Bas (NWP, 2007) et en Allemagne.
- Bassins d'infiltration (Infiltration ponds): ce sont des bassins construits généralement au bord des rivières dont l'eau est déviée vers ces bassins dans lesquels elle s'infiltré dans des milieux non argileux pour rejoindre la nappe libre sous-jacente. C'est la technique de recharge artificielle la plus simple et la plus appliquée dans le monde (**Asano, 2007**).
- Infiltration favorisée par aménagements de surface (Percolation tanks): technique fréquemment utilisée en Inde, pour mettre en œuvre dans les vallées des aménagements de rétention des eaux de pluie s'infiltrant après dans les nappes libres alimentant les villages.
- Collecte des eaux de pluie (Rainwater harvesting): collecte des eaux de ruissellement sur les toits d'une pluie et acheminement dans une tranchée remplie de gravillons et de sable alimentant l'eau souterraine qui sera pompée ultérieurement.
- Epuration souterraine (Soil aquifer treatment - SAT): les eaux usées traitées sont infiltrées dans le sol à partir de bassins d'infiltration pour faciliter l'élimination des nutriments et des pathogènes par épuration souterraine ou géopurification. Cette eau est par la suite pompée et utilisée après un certain temps de résidence.
- Barrages sédimentaires (Sand dams), construits dans des vallées et des terrains de faible perméabilité: leur rôle est de retenir les sédiments au cours de chaque crue pour former ainsi une sorte de barrage qui retient un petit aquifère poreux capté par puits durant les saisons sèches.
- Barrages souterrains (Underground dams): lorsque la géologie le permet, un barrage souterrain est conçu pour améliorer la rétention des eaux de recharge.
- Déclencheurs de recharge (Recharge releases): dans les barrages conçus pour lutter contre les inondations, des vannes de réduction de pression peuvent être utilisées de manière à alimenter lentement la nappe sous-jacente par infiltration.

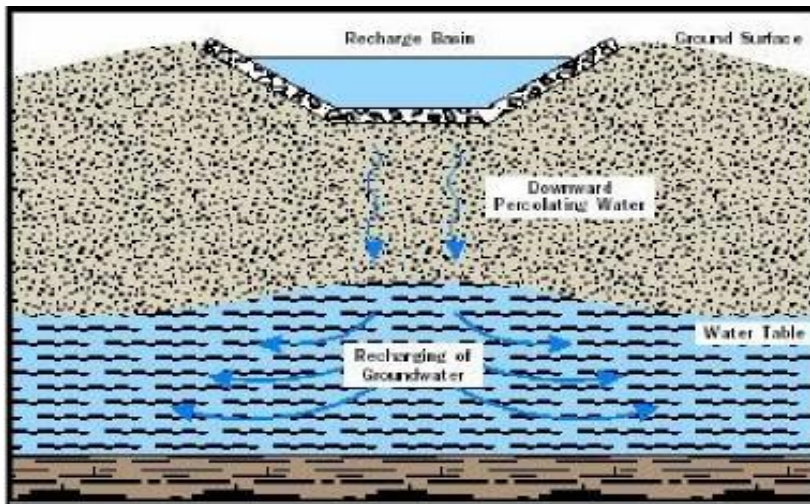


Figure IV.3: Section type d'un bassin d'infiltration (Web Artificial Recharge Forum)

Il existe plusieurs types de bassins d'infiltration (Figure IV.3). Le choix du type dépend partiellement des conditions du milieu (zone urbaine ou rurale) et de la qualité des eaux de recharge. Parmi les plus utilisés on retient :

IV.3.3.1. Bassins à fond nu:

Ce sont des cavités creusées dans le sol à faible profondeur (quelques dizaines de cm). Il est nécessaire de travailler le fond régulièrement par labourage et grattage afin de conserver un taux d'infiltration acceptable. Le taux moyen d'infiltration est de 0.3 à 1 m/jour.

IV.3.3.2. Bassins à végétation:

Les résultats obtenus sont bons, mais avec une condition de perméabilité verticale de terrain supérieur à 2.10^{-6} m/s. La végétation utilisée est du type Bermuda Grass géant, Riz, Souclan Grass. Les plantes jouent un rôle de protection contre l'érosion ; elles augmentent la perméabilité grâce au développement des racines en profondeur et favorisent la rétention par assimilation de certains éléments minéraux (dénitrification). Le taux d'infiltration moyen est de 0.2 à 0.6 m/jour.

IV.3.3.3 Bassins à sable:

ce sont les plus utilisés pour fournir de l'eau potable. Ils sont constitués d'une couche de sable calibré épaisse de 50 cm, faisant office de filtre. Le taux d'infiltration est relativement important 2 à 5 m/jour. Une partie de l'épuration est effectuée par l'infiltration dans le sol sous-jacent au bassin d'infiltration. Idéalement pour l'épuration naturelle de l'eau lors de l'infiltration un sol devrait avoir les caractéristiques suivantes:

- Absence d'horizons argileux susceptibles de réduire la transmission de l'eau vers

l'aquifère.

- Absence d'argiles de surface susceptible de se dilater et de se contracter en créant des craquelures constituant des zones d'écoulements préférentiels.
- Présence d'argile en faible proportion, mais suffisante pour adsorber les éventuels éléments en traces et métaux lourds.
- Apport de carbone suffisant pour favoriser une dénitrification rapide et accroître le développement d'une population importante de micro-organismes.

IV.3.4. Prétraitements à effectuer sur les eaux à injecter:

En général, la qualité de l'eau de recharge est un facteur essentiel pour la réussite d'une opération de RAN (Dillon, 1996, 2005b, Oren et al., 2007). Cette qualité est gouvernée par :

- La qualité de l'eau infiltrée ou injectée.
- Les conditions physiques de détérioration et d'adsorption des particules.
- La dégradation biogéochimique.
- La minéralogie initiale de l'aquifère et les phénomènes d'interaction eau- roche.
- La qualité de l'eau native de l'aquifère.

Différents phénomènes naturels contribuent à l'amélioration et parfois aussi à la détérioration de la qualité de l'eau de surface injectée dans le sol. Parmi les constats les plus fréquents sur sites, citons:

- L'injection d'une eau ayant une demande en oxygène excédant sa concentration en oxygène est susceptible de provoquer l'apparition de conditions réductrices ($O_2 < 1 \text{ mg/L}$) et parfois anaérobiques qui favorisent la mobilisation de fer et de manganèse dans l'eau, ainsi qu'une augmentation de la dureté et la dénitrification de l'eau.
- L'introduction de conditions oxydantes (oxygène dissous) dans une nappe en conditions réductrices, dont l'eau contient naturellement des métaux dissous, comme le fer ou le manganèse, favorise le colmatage du sol par précipitation des hydroxydes de ces métaux ainsi que la prolifération des bactéries du fer.
- L'injection d'une eau oxygénée dans un sol contenant de la pyrite ou de la marcassite (sulfures de fer, etc.) provoque leur oxydation et la mise en solution de sulfate. Cette oxydation induit une augmentation significative de l'acidité (donc une diminution du pH), du CO_2 dissous et des concentrations en sulfates.
- La matière organique est réduite par des phénomènes d'adsorption et de biodégradation dont

l'efficacité est relativement stable dans le temps. Les matières les plus biodégradables sont éliminées à faible profondeur alors que les matières moins biodégradables le sont après un plus long parcours.

- Les micro-organismes sont éliminés par filtrage, inactivation et fixation sur les grains des sédiments.
- Les concentrations en métaux lourds sont réduites par des phénomènes de précipitation et d'adsorption. Ils peuvent ainsi demeurer dans le sol durant de longues périodes sans être remobilisés.

Par ailleurs, **Dillon (2008)** considère que le niveau de connaissances sur les processus chimiques qui se produisent au sein de l'aquifère, aboutissant à une autoépuration, sont pour le moment mal connus par rapport aux connaissances dans les systèmes d'épuration industriels. Ceci est dû au fait que ces processus biogéochimiques qui se produisent dans l'eau native ne cessent pas d'évoluer spatialement et temporellement suite à toute opération de recharge jusqu'à arriver à un nouvel état d'équilibre. Ceci complique la description complète des activités chimiques qui se produisent dans l'aquifère et des prétraitements à effectuer à l'eau de recharge.

Toutefois, les traitements avant recharge les plus fréquemment utilisés sont les suivants:

- L'aération de l'eau de surface avant son infiltration, afin de maintenir des conditions aérobies ou oxydantes dans le sol pour éviter la solubilisation du fer et du manganèse.
- L'ozonation de l'eau de surface, afin d'oxyder, de coaguler et de réduire certains contaminants ; l'ozonation stimule également la biodégradation des matières organiques, améliore la désinfection de l'eau et augmente le taux d'oxygène dissous.
- L'injection d'un agent réducteur tel que le bisulfite de sodium pour éliminer le pouvoir oxydant de l'oxygène dissous et éviter la précipitation du fer et du manganèse contenus originellement dans la nappe.
- La décantation de l'eau de surface avant son injection en puits profond.

IV.3.5. Le problème de colmatage:

La réussite et la pérennité d'une opération d'alimentation artificielle sont étroitement liées au phénomène inéluctable de colmatage qui finit par stopper l'infiltration des eaux dans les terrains aquifères. Les recherches s'accroissent sur ce sujet pour déterminer les réactions chimiques qui se passent entre l'eau native et l'eau injectée, que ce soit par des observations de terrain ou par modélisation géochimique de ces processus, afin de

minimiser le colmatage qui aura pour effet de prolonger la durée de vie du dispositif de recharge et par conséquent d'agrandir la rentabilité du projet en minimisant les entretiens requis.

IV.3.5.1. Le colmatage des bassins d'infiltration:

C'est une combinaison de deux mécanismes: le bouchage des pores et la désorganisation de la porosité du sol qui peut être causée par divers mécanismes, comme le gonflement des argiles ou la destruction des agrégats par excès d'ions. Ce colmatage peut être de différentes natures:

- Colmatage par les matières en suspension.
- Colmatage biologique par les larves d'insectes et les bactéries. On considère que le taux de croissance bactérienne est un facteur prépondérant dans le processus de colmatage.
- Colmatage chimique. Il résulte de réactions chimiques entre les solutés des eaux de surface et les différents constituants du sol.
- Action des algues. Leur action est complexe: précipitation de certains composés dissous (carbonate de calcium) par consommation de CO₂, accumulation de matière organique morte ne se détruisant pas par absence d'activité biologique due à la disparition de l'oxygène.

La prévention et le traitement du colmatage du bassin d'infiltration sont donc indispensables pour le bon fonctionnement du dispositif de recharge. Son traitement est souvent un grattage superficiel de la couche colmatante.

IV.3.5.2. Le colmatage des dispositifs d'injection:

Dans ce cas, le colmatage est dû au bouchage des pores de la crépine et du massif filtrant du puits dû aux phénomènes mécaniques (pénétration d'air ou gaz dans l'aquifère), biologiques (prolifération bactérienne) et chimiques (précipitation de fer). C'est un problème plus complexe dans le cas des puits d'injection du fait qu'il est inévitable dans ce cas.

D'ailleurs, le colmatage limite grandement la durée de vie d'un puits d'infiltration, rarement supérieure à 10 ans et largement inférieure à celle des bassins d'infiltration. De ce fait, son traitement est primordial dans la détermination de la durée de vie du dispositif et de son rendement économique. Il consiste en un décolmatage régulier des dispositifs d'injection par des méthodes soit physiques, soit chimiques comme le prétraitement chimique de l'eau brute de recharge ainsi que par les techniques physiques d'entretien, comme l'inversion du fonctionnement de la pompe d'injection en une pompe de refoulement à la fin d'un nombre déterminé de sessions d'injection pour aider à éliminer les résidus en suspension au niveau

des crépines et du massif filtrant. **Pavelic (1998 ; 2007)**, note que la turbidité, l'azote total (NTOT) et le pH de l'eau injectée sont des facteurs essentiels à cause de leurs rôles dans la prolifération bactérienne, la dissolution de la calcite et la filtration des particules fines.

Plusieurs études d'observation et de modélisation géochimique sont menées sur les réactions redox, l'effet de l'injection d'eau oxygénée et celles des nutriments et des matières organiques dans l'eau native (**Moorman, 2002 ; Buik, 2002 ; Seifert, 2005 ; Vanderzalm, 2006, 2009**). Dans tous les cas, le choix du dispositif d'injection doit prendre en compte ce paramètre inévitable qu'est le colmatage dans les coûts et l'entretien du projet.

Dans le cas des dispositifs d'injection, le colmatage est un problème plus complexe. Son origine est principalement due aux processus suivants:

- La pénétration d'air ou de gaz dans l'aquifère.
- La prolifération bactérienne dans l'eau de recharge.
- La précipitation du fer dans l'eau de recharge due à la présence d'oxygène.

IV.3.6. La recharge artificielle de nappes utilisée comme barrière hydraulique:

Dans les aquifères côtiers, l'intrusion saline et les phénomènes de mélange d'eau douce et d'eau salée réduisent nettement les réserves d'eau douce. L'eau saumâtre résultante est non utilisable comme eau potable et dans la plupart des cas non plus pour l'irrigation. L'apparition de ces phénomènes de mélange n'est pas limitée à la zone côtière mais elle peut se passer dans les zones intérieures.

Selon le changement saisonnier de la salinité, induit par les mouvements eustatiques et la recharge naturelle, les aquifères côtiers ne peuvent être utilisés que durant les périodes où la pression statique de la lame d'eau douce est grande de façon à pousser l'interface eau douce – eau salée vers la mer. Les surexploitations de l'aquifère côtier impliquent une augmentation de l'intrusion saline et un avancement du biseau salin au-dedans des terres surtout durant les périodes sèches ou de basses eaux.

Dans ce cas, la recharge de l'aquifère par une eau douce à l'aide de puits d'injection ou des bassins d'infiltration implantés tout au long ou parallèlement à la côte crée une haute charge hydraulique d'eau douce appelée barrière hydraulique qui a pour effet la protection des forages situés à l'intérieur des terres de l'intrusion saline. Ces mêmes techniques de RAN ont été utilisées pour protéger les forages d'eau potable dans les nappes alluviales des effets de pollutions accidentelles à court terme qui affectent des cours d'eau reliés hydrauliquement à ces nappes, comme pour le site de Crépieux-Charmy qui alimente la ville

de Lyon (France) en eau potable.

Enfin il faut noter l'importance de tels systèmes si on considère les scénarios de changement climatique qui auront sans doute, s'ils se réalisent, un effet dévastateur sur les pays côtiers à cause de la montée du niveau marin (**Holman, 2005**).

IV.4. Systèmes de recharge artificielle de nappes en Algérie:

Par épandage d'eau de crues sur de Grandes surfaces « Système Legros »

Par lâchers des barrages

Système ANRH (2000):par bassins D'infiltration

Système de retenues en « big-bag »(2002-2003)

Système des grands bassins (2003-2004)

Injection d'eau dans les puits et forages.

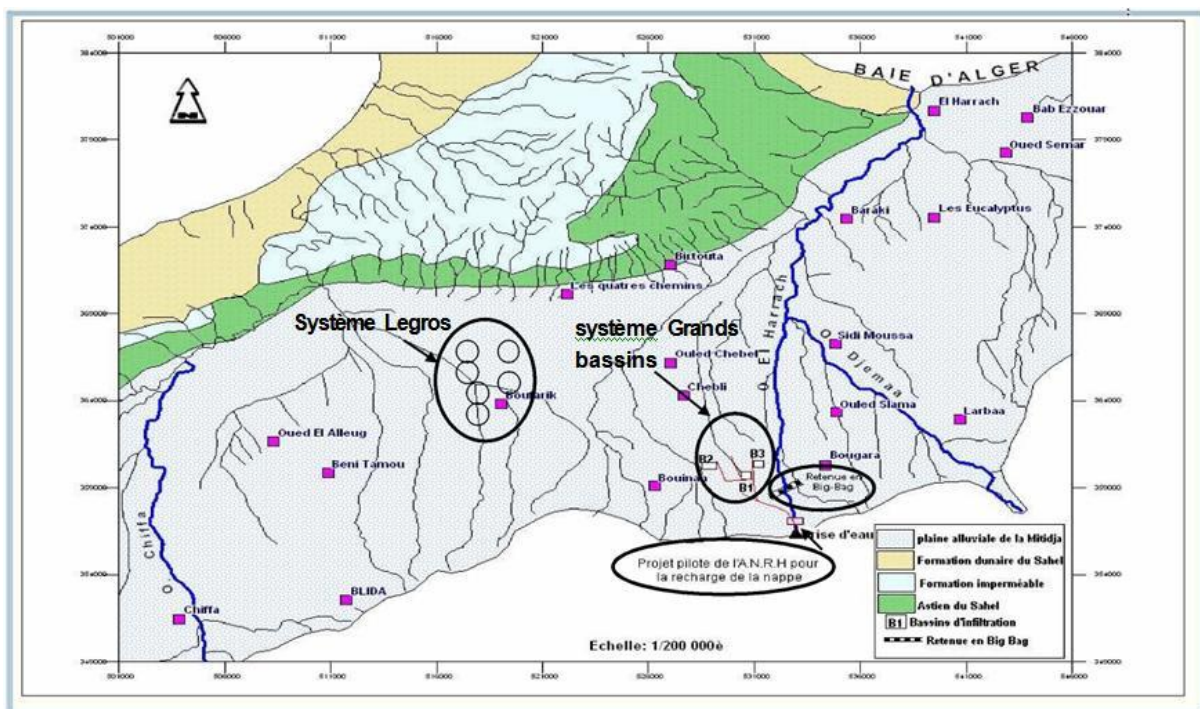


Figure IV.4: Situation géographique des différents systèmes de Recharge existants dans la Mitidja

IV.4.1. Système Legros:

Ce système est constitué par Des petits et moyens bassins Epousant la topographie de la Région, avec des trop – pleins, Sur de grandes surfaces, S'étendant sur des kilomètres. Les bassins sont implantés Dans des forêts d'eucalyptus.

IV.4.2. Les lâchers de barrages:

Barrage de Boukourdane (1998):Ce barrage Participe à la recharge de la nappe alluviale de l'oued El Hachem. Le système consiste en une Barrière constituée de grands Sacs remplis de tout venant D'oued ou de terres pour Stopper une partie des eaux Afin

d'augmenter le taux de Recharge de la nappe dans Les oueds et pour permettre Aux agriculteurs de la région De bénéficier d'un volume D'eau pour l'irrigation de leurs Terres au lieu d'utiliser les Eaux de la nappe.

IV.4.3. Système BIG-BAG:

Le système consiste en une barrière constituée de grands sacs remplis de tout venant d'oued ou de terres pour stopper une partie des eaux afin d'augmenter le taux de recharge de la nappe dans les oueds et pour permettre aux agriculteurs de la région de bénéficier d'un volume d'eau pour l'irrigation de leurs terres au lieu d'utiliser les eaux de la nappe.



Figure IV.5: vue amont de la retenue en BIG-BAG

IV.4.4. Système ANRH:

Ce système expérimental est utile pour le calcul des différents paramètres Hydrodynamiques (vitesse d'infiltration, vitesse de décantation des Particules fines à la base des bassins etc.).

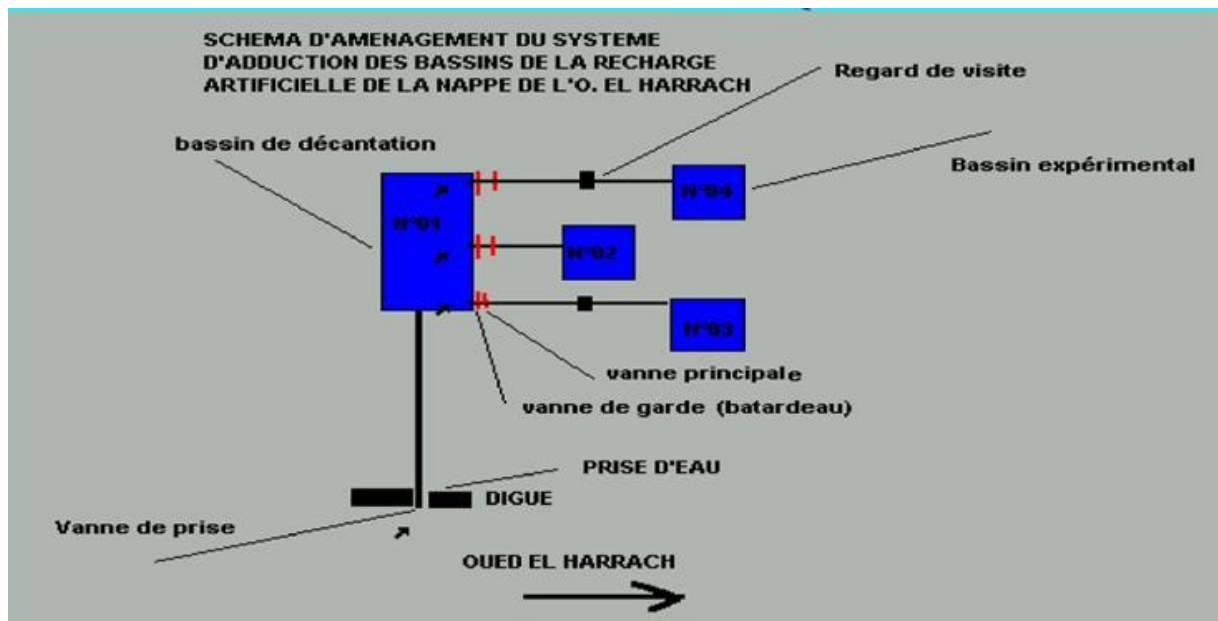


Figure IV.6: Schéma d'aménagement du système d'adduction des bassins de la recharge artificielle de la nappe de l'oued el harrach



Figure IV.7: bassin de décantation du système ANRH avec vue d'une partie du bassin versant

IV.4.5. Système des grands barrages:

Ce sont des bassins de grandes dimensions (50 à 100 m De long sur 30 à 50 m de largeur) qui sont alimentés par Des canaux d'irrigation.

Actuellement cinq (05) bassins ont été réalisés. Ils Rechargent la nappe avec de

grands débits :

Bassin 1 : débit entrant de 70 l/s,

Bassin 2 : débit entrant de 306 l/s

Les deux autres bassins reçoivent entre 20 et 40 l/s

Le grand bassin de décantation qui n'est pas encore achevé a un débit entrant de 986 l/s.



Figure IV.8: Vue du bassin 2 qui infiltre en hiver 306 l/s

IV.5. Conclusion:

D'après les premières constatations le système de bassin, Que ce soit celui de « Legros » ou celui des grands Bassins, est de loin le plus efficace pour la nappe de la Mitidja vu les débits importants que nous pouvons y Infiltrer à la mesure de cet aquifère stratégique. Les retenues en « big –bag » sont également efficaces Mais nécessitent un entretien régulier, ce qui est coûteux Sauf s'il y a une structure ou une équipe spécialisée pour S'occuper de ces opérations. Le système ANRH est utile pour le calcul des paramètres Hydrauliques et pour être utilisé comme modèle à plus Grande échelle et à transposer dans d'autres régions Similaires du point de vue géologique, topographique.

Conclusion générale

La surexploitation de l'aquifère a complètement perturbé la configuration de la surface piézométrique. Le rabattement du niveau de la surface de l'eau est représenté par d'importants cônes de dépressions accentuant les gradients hydrauliques et inversant les sens d'écoulement. Cet inversement du sens d'écoulement quand il se situe en bordure de la mer favorise l'intrusion des eaux salées marines.

Les variations de débits d'exploitation des forages doivent être minimisées pour éviter d'occasionner de brutales fluctuations du niveau piézométrique qui favorisent le développement de la zone de mélange entre l'eau douce et l'eau salée par « effet piston ». La réalisation de puits rayonnant ou de champ captant doit être privilégiée par rapport à celle de forage pour l'exploitation des aquifères littoraux vulnérables aux intrusions salines. L'augmentation de la salinité des eaux souterraines est réversible mais est plus rapide dans le sens de la contamination que dans celui de décontamination du milieu, aussi, il convient de surveiller les évolutions de salinité (conductivité électrique de l'eau teneur en chlorure) dans les eaux des ouvrages exploités pour optimiser leur gestion.

La recharge artificielle des nappes constitue le meilleur Moyen de stocker l'eau, elle permet d'éviter des pertes considérables par Evaporation et par envasement et d'avoir une eau de meilleure qualité. Malheureusement, cette technique est au stade embryonnaire dans la région du Maghreb et plus particulièrement en Algérie. Il est temps d'explorer de Nouveaux réservoirs souterrains (gîtes aquifères) et d'élargir l'expérience à Toute la région, il est également souhaitable de combiner les deux options ; Construction de barrages de petites et moyennes capacités et les aquifères. L'expérience réalisée au niveau du barrage de Boukourdane (Algérie) par les Services de l'hydraulique a permis d'accroître le volume de la nappe alluviale de La plaine d'oued El Hachem. Les opérations des lâchers par la vidange de fond Ont un effet positif, puisque le niveau de la nappe augmente même dans les Endroits critiques.

La recherche de meilleurs sites de stockage s'impose et une telle stratégie Nécessite la combinaison d'installations de stockage en surface de différentes Tailles et d'un système de recharge des nappes phréatiques. La combinaison des Deux options exige la connaissance de l'hydrologie et l'hydrogéologie de la Région, ainsi que l'existence des nappes aquifères adéquates pour le stockage de l'eau.

Références bibliographiques

AGENCE NATIONALE DES RESSOURCES HYDRAULIQUES. (2012), expérimentation de la technique de la recharge artificielle en zone pilote nappe de la Mitidja-Algérie.

AICHOURI I. (2009), Contribution à la mise en évidence de l'intrusion marine dans la plaine d'Annaba.

BAHBOUH L.S. (2012), Problèmes de la qualité des sols et des eaux d'irrigation (conférence).

BOUAROUDJ S. (2012), Evaluation de la qualité des eaux d'irrigation, Université Mentouri Constantine.

BOUCHOUKH I. (2010), Comportement écophysiological de deux Chénopodiacées des genres *Atriplex* et *Spinacia* soumises au stress salin, Université Mentouri – Constantine. pp 5-10.

BOUTKHIL M. (2007), Étude de l'intrusion marine et de ses répercussions sur la dégradation des sols : cas des zones côtières d'Alger Est. pp 2-4.

BRUNO A. (2001), étude des circulations d'eaux souterraines en aquifère karstique côtier observations et modélisation de la source saumâtre almyros d'Héraklion, crête (Grèce) pp 44-47.

COUTURE I. (2004), Analyse d'eau pour fin d'irrigation.

Dörfliger N., Augeard B. (2013), Quels outils pour caractériser l'intrusion saline et l'impact potentiel du niveau marin sur les aquifères littoraux?

DAHER W. (2011), Etude de faisabilité de recharge artificielle dans un aquifère karstique côtier, universités Montpellier II et ST Joseph de Beyrouth.

DJABRI L., HANI A., MANIA J., MUDRY J. (2003), L'Algérie, un pays en voie de développement, a-t-elle déjà développé un biseau sale ?

DUCHAUFOUT PH. (1987), Introduction à la science du sol, végétation, environnement 6^o édition denod, pans, 331p.

DUCHOUFOR Ph. (1979), constituants et propriétés du sol, tome 2, édition Masson, Paris, New-York, 459 p.

FRISSENT N., RENE CORAIL C. (2005), Le phénomène d'intrusion saline à La Réunion : état des connaissances et synthèse des données disponibles, rapport final, BRGM/RP-54330-FR.

HSISSOU Y., MUDRY J., MANIA J., BOUCHAOU L., CHAUVE P. (1997), Dynamique et salinité de la nappe côtière d'Agadir (Maroc), influence du biseau salé et des faciès évaporitiques.

IOUZZI N., LARABI A., FAOUZI M. (2011), Modélisation hydrodynamique de la nappe de Rhis-Nekor (Maroc) et impact de l'intrusion marine, Edition 2, Tanger, Maroc.

KAID RASSOU K. (2009), Etude des interactions entre les eaux Souterraines et les eaux de surface dans Le bassin côtier d'Oualidia. pp 6-7.

KOUZANA L., BEN MAMMOU A., GAALOUL N. (2007), Intrusion marine et salinisation des eaux d'une nappe phréatique côtière (Korba, Cap-Bon, Tunisie).

KOUZANA L., BEN MAMMOU A., GAALOUL N. (2007), Seawater intrusion and salinization in a coastal water table (Korba, Cap-Bon, Tunisia).

LUCAS C. (2010), développement d'un outil heuristique de modélisation hydrodynamique de fluides à densité variable adapté aux problématiques du bassin hydrogéologique de la Charente et de ces environs pp 43-45.

MALARD A., BOURHANE A., WUILLEUMIER A. (2009), Modalités d'exploitation et de protection de l'aquifère de Kawéni, rapport final, BRGM/RP-57385-FR.

MDIKER N., EI ACHHEB A., MANDOUR A., YOUNSI A., EI MALIKI S., OUTEYEB K. (2009), Contribution à l'étude de la salinisation de la nappe côtière de sahel El Haouzia région d'El Jadida au Maroc.

MARLET S., JOB J.O. (2006), Processus et gestion de la salinité des sols, seconde édition, ISBN-13: 978-2743009106.

OULAAROSS Z. (2009), Etude climatologique, hydrogéologique et géophysique du sahel côtier des doukkala (Maroc). Apport de l'analyse statistique et de l'inversion des données

géoélectriques à l'étude du biseau salé de la lagune de sidi moussa, l'universite chouaïb doukkali, pp 18-22.

REMINI B. (2010), La problématique de l'eau en Algérie du nord. pp 41-44.

TOUIDJENI Z., BENARAB A. (), Sécurité hydrique et sécurité alimentaire, la stratégie de l'Algérie, état des lieux, Université Constantine 02.

ZEROUALI A., LAKFIFI L., LARABI A., AMEZIANE A. (2001), Modélisation de la nappe de Chaouia Côtière (Maroc).