

UNIVERSITE DE OUAGADOUGOU
(BURKINA FASO)

UFR – DES SCIENCES EXACTES ET APPLIQUEES

THESE DE DOCTORAT 3^{EME} CYCLE DE CHIMIE
Spécialité Chimie Minérale

THEME

**DETERMINATION DES FACTEURS DE
NITRATATION DES EAUX DU CONTINENTAL
TERMINAL (CT3). CAS DE NIAMEY**

Soutenu par : Marou GOUROUZA

Date de la soutenance : 15/11/2002

JURY

Président :

- Pr OUEDRAOGO Guy Venance, Université de Ouagadougou

Examineurs :

- Pr SAVADOGO Alain Nindaoua, Université de Ouagadougou

- Pr BARY Abdourahmane, Université de Ouagadougou

- Pr FOUMAKOYE Gado, Université Abdou Moumouni de Niamey

REMERCIEMENTS

Cette thèse a vu le jour, grâce aux concours de plusieurs personnes et institutions. Ainsi par la présente, nous adressons nos vifs et sincères remerciements à tous ceux qui nous ont apporté leurs concours (moral, matériel, financier) pour la réussite de ce travail.

Nous adressons d'abord toute notre gratitude au Pr Guy Venance Ouédraogo de l'Université de Ouagadougou (Burkina Faso), qui a bien voulu diriger les travaux de cette thèse.

Nos vifs et sincères remerciements vont aussi :

Au Dr A. Bationo chercheur principal de la division IFDC de l'ICRISAT Sadoré pour son concours inestimable et à son équipe pour la sympathie exemplaire dont ils ont fait montre.

Au Pr Foumakoye Gado enseignant chercheur à l'école normale supérieure de Niamey.

Au Pr SAVADOGO Alain Nindaoua, université de Ouagadougou.

Au Pr BARY Abdourahamane, université de Ouagadougou

Nos remerciements vont également:

A Mr. A. Koumar directeur de l'institut international de recherche sur les cultures des zones tropicales semi-arides (ICRSAT) Sadoré

A Mr Abdou Hassane représentant de l'institut Universitaire d'étude du développement (IUED).

A Mr A. Bako directeur de la direction des ressources en eaux du ministère de l'hydraulique

Au Pr Ben Ousmane directeur de l'IRI et son équipe.

A Mr Sory Boubacar ingénieur géologue.

Nous tenons à remercier toute l'équipe du laboratoire de chimie de coordination de l'Université de Ouagadougou.

Nos remerciements vont également aux équipes des autres laboratoires de chimie de l'Université de Ouagadougou.

Enfin nos remerciements vont à tous les parents et amis qui, de près ou de loin nous ont apporté leur soutien moral et financier dans des moments difficiles au cours de la préparation de cette thèse; qu'ils trouvent ici toute notre gratitude.

TABLE DES MATIERES

CHAPITRE I : Les Chemins de l'eau	5
1.1. Le sol.....	5
1.2. L'eau dans le sol.....	8
1.2.1. La circulation de l'eau dans le sol.....	8
1.2.1.1. RELATION DE KOOREVAAR.....	9
1.3. Le sous-sol.....	22
1.3.1. Les nappes aquifères.....	22
1.3.2. La formation des nappes aquifères.....	24
1.3.3. La recharge des nappes aquifères.....	25
CHAPITRE 2 : Minéralisation et pollution des eaux.....	31
2.1. Minéralisation des eaux.....	31
2.1.1. Minéralisation de l'eau dans l'atmosphère.....	31
2.1.1.1. Minéralisation de l'eau dans le sol.....	33
2.1.1.2. Transfert des solutés du sol.....	36
2.1.2. Minéralisation des eaux souterraines.....	36
2.2. Pollution des eaux.....	36
2.2.1. Aperçu général du contenu des eaux.....	37
2.2.2. Les polluants organiques, toxiques ou nuisibles.....	38
2.2.3. Les polluants inorganiques, toxiques ou nuisibles.....	38
2.3. Quelques formes de pollution.....	39
2.3.1. Incidence DES effluentS à forte charge organique sur un cours d'eau.....	40
2.3.2. Pollution du sol.....	43
2.3.2.1. Pollution du sous-sol et des eaux souterraines.....	43
CHAPITRE III : Cadre géologique, hydrogéologique et état de la pollution nitrée à la Communauté Urbaine de Niamey.....	45
3.1. Cadre géologique et hydrogéologique à Niamey.....	45
3.2. Etat de la pollution nitrée des nappes phréatiques à Niamey.....	52
CHAPITRE IV : Campagnes d'échantillonnage et résultats.....	58
4.1. Campagnes d'échantillonnage.....	58
4.1.1. Première campagne.....	58
4.1.1.1. Prélèvement et conservation.....	60
4.1.1.1.1. Prélèvement.....	60
4.1.1.1.2. Conservation.....	60
4.1.1.1.3. Analyses (Appareils de dosage).....	61
4.1.1.1.3.1. Dosage des métaux lourds.....	61
4.1.1.1.3.2. Dosage des éléments majeurs.....	61
4.1.1.1.3.3. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO).....	62
4.1.1.1.3.4. Détermination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO).....	63
4.2. DEUXIEME CAMPAGNE.....	66
4.3. Teneurs des eaux en certains éléments indicateurs de pollution chimique.....	68
Chapitre V. Etude de corrélation.....	69
5.1. Corrélation Fer-Nitrate.....	69
5.2. Corrélation Chlorure-nitrate.....	74
5.3. Corrélation dureté-nitrate.....	77
5.4. Corrélation sodium-nitrate.....	80
5.5. Corrélation sodium-chlorure.....	83
Chapitre VI : Discussion des résultats.....	86
CONCLUSION.....	90
BIBLIOGRAPHIE.....	92

La Communauté Urbaine de Niamey est située au cœur du Sahel entre les longitudes 13°22 et 13°36 nord et les latitudes 2°00 et 2°14 Est. Sa superficie est estimée à environ 239,26 Km² (1).

Son climat est du type sahélo-soudanien, sa pluviométrie moyenne annuelle est de 916,66 mm (1905 à 1985) (1).

A Niamey, l'accroissement démographique et l'exode rural massif ont considérablement densifié le peuplement des quartiers périphériques de la Communauté Urbaine au cours de ces dernières années.

L'agglomération qui comptait 150.000 habitants en 1975, compte aujourd'hui environ 1.000.000 d'habitants, sur un espace urbanisé qui a triplé dans le même temps.

L'importance d'une population et son niveau de consommation conduisent à un accroissement de la pression sur l'environnement en tant que fournisseur de matières premières et réceptacle de déchets. Lorsque la pollution produite par une population dépasse la capacité d'absorption naturelle d'un écosystème, les effets nocifs sur la santé sont accrus si les moyens de contrôle de cette pollution font défaut ou s'ils ne sont pas fiables.

A Niamey l'évacuation des eaux usées, des eaux pluviales et des déchets municipaux demeure un problème.

Les déchets municipaux sont déposés un peu partout dans la ville. Les eaux pluviales stagnent.

Des études antérieures ont montré que les nappes phréatiques à Niamey présentent en certains endroits des taux anormaux de nitrate. Mais, dans ces études, les sources principales de nitratisation des eaux des nappes phréatiques n'ont pas été identifiées avec certitude.

Ces nitrates peuvent être la conséquence d'une intrusion dans les nappes phréatiques de la matière organique (3). Cette intrusion pourrait être favorisée par la géométrie des nappes phréatiques et la nature semi-perméable à perméable des matériaux et/ou le résultat d'interaction eau-roche dans les systèmes aquifères.

Sous l'influence des complexes enzymatiques d'origine microbienne et d'origine végétale se déroulent des processus de dégradation de la matière organique.

L'azote est un élément central des acides aminés, qui sont les constituants de base des peptides et des protéines. Les différentes formes d'azote tendent toutes à se transformer plus ou moins rapidement en nitrates.

L'azote dans les nitrates correspond au degré d'oxydation le plus élevé de l'élément, donc le plus stable. Ce qui confère aux ions nitrates une grande stabilité (4).

Les nitrates fertilisent les sols. Mais ils peuvent être nocifs pour les êtres vivants : les nitrates ont des effets sur les nourrissons en particulier, auxquels ils causent des troubles respiratoires pouvant conduire à la mort. La concentration maximale de nitrate admissible pour les nourrissons est de 10 mg/L (5).

En Afrique sub-saharienne, la contamination de l'eau de boisson et les mauvaises conditions d'hygiène sont à l'origine de maladies infectieuses et parasitaires qui sont la cause de plus de 62% du nombre total de décès.

Selon une enquête démographique et de santé faite, à Niamey en 1998, la situation de l'approvisionnement en eau potable se présente comme suit :

- 6,1% des ménages utilisent les eaux de puits ou de forage;
- 28,5% des ménages utilisent des robinets publics;
- 32,2% des ménages s'approvisionnent auprès des vendeurs d'eau;
- 33,2% des ménages ont un robinet dans leur logement.

A la Communauté Urbaine de Niamey, la Société Nationale des Eaux ne couvre qu'environ 64% des besoins en eau des populations.

De ce qui précède, on peut en déduire que beaucoup de ménages à Niamey et particulièrement en zone périurbaine utilisent les eaux de puits ou de forage pour la boisson.

Au Niger nous avons des taux particulièrement élevés de mortalité infantile (123 ‰) et infanto-juvénile (303 ‰).

Une étude de l'USAID a montré qu'une amélioration de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement (qualité de l'eau, accès à une eau salubre et évacuation des matières excrémentielles) permettent de réduire la morbidité de 22% dans le cas des diarrhées (12).

Les maladies liées aux déficiences en matière d'approvisionnement en eau et d'évacuation des déchets sont parmi les causes de la plupart des décès de nourrissons et expliquent dans de nombreux cas l'état défectueux des adultes.

Les chances de développement d'une région sont toujours conditionnées par les possibilités de disposer de quantités suffisantes d'eau de qualité à un prix acceptable.

Le présent travail porte sur une étude hydrochimique sur la Communauté Urbaine de Niamey. Nous nous proposons dans cette étude, de contribuer à l'identification des sources potentielles de nitrification des eaux des nappes phréatiques par :

- L'identification du terrain d'étude
- La détermination de paramètres chimiques indicateurs de pollution
- Une étude de corrélation d'éléments chimiques indicateurs de pollution.

RESUME BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : LES CHEMINS DE L'EAU

1.1. LE SOL

Le sol est la partie superficielle de l'espace souterrain qui est parcourue par les racines, occupée par les micro-organismes et soumise aux fluctuations périodiques du climat. Il se transforme constamment sous l'influence de ces éléments (23).

La pédogenèse qui est l'étude des processus de formation et d'évolution des sols comprend la formation de la roche-mère et son altération par les processus pédologiques.

Des processus géomorphologiques tels que l'altération minérale, l'érosion glaciaire, fluviale et la formation de dépôts ont créé une couche d'épaisseur variable à la surface de la terre, cette couche est appelée régolite. La partie supérieure de la régolite se situe aux limites de la biosphère, de l'hydrosphère et de la lithosphère. C'est à ce niveau qu'intervient le processus d'altération de la roche-mère.

La roche-mère comprend des minéraux dont la composition chimique et les propriétés varient substantiellement.

L'altération des minéraux constitue l'un des processus pédologiques majeurs, affectant la morphologie du sol.

Les processus de formation des sols impliquent la participation de la matière à une série de cycles. Ces processus se comprennent plus facilement si on les envisage en termes d'apports, de pertes, de transferts et de transformations (25).

Les processus chimiques qui ont lieu dans le sol affectent sa pédogenèse avec le temps, les minéraux issus de la roche-mère libèrent des éléments chimiques qui subiront diverses transformations et transferts dans le sol.

L'attaque chimique des roches est, généralement, assez complexe et se fait par plusieurs processus :

1.1.1. L'hydratation

La pénétration de l'eau dans le système réticulaire des cristaux, est l'un des phénomènes les plus communs de l'altération de beaucoup de minéraux dont elle représente la phase initiale. Elle est effective dans certains minéraux d'origine sédimentaires (hydratation de l'anhydrite en gypse), dans des minéraux d'origine métamorphique (transformation de la biotite en vermiculite) et dans d'autres minéraux (passage de l'oligiste à la limonite) (7).

1.1.2. L'hydrolyse

Il joue un rôle important dans l'attaque de certaines substances, en particulier des silicates. Cependant l'hydrolyse, à elle seule, est incapable de décomposer rapidement les minéraux. Il tend à s'établir un équilibre entre la réaction d'hydrolyse et les réactions inverses. Pour que l'hydrolyse puisse se poursuivre, il faut qu'il y ait élimination de certains éléments du milieu ou qu'il y ait un apport de certains ions. L'élimination se fera par un renouvellement de l'eau en contact. L'apport d'ions sera dû, par exemple, à la dissociation de l'acide carbonique dissous dans l'eau.

En général, les éléments hydrolysables sont des sels de bases fortes. Dans ce cas, les ions H^+ accéléreront l'hydrolyse, tandis que les ions OH^- la feront rétrograder. En tous les cas, le point final de l'hydrolyse est une mise en solution (7).

1.1.3. L'oxydation et la réduction

Les phénomènes d'oxydation sont très importants, surtout dans les zones traversées par les eaux d'origine superficielle. Ils sont au maximum dans la zone d'infiltration, entre le niveau du sol et la surface des nappes, où air et eau coexistent. L'oxygène y entre plus ou moins facilement par respiration du sol et par dissolution dans l'eau d'infiltration.

Les phénomènes d'oxydation se produisent aussi, dans la zone saturée d'eau, c'est-à-dire à l'intérieur des nappes, mais à un degré bien moindre.

La stabilité d'un élément, dans un état d'oxydation donné, est fonction du changement d'énergie dû à l'addition ou à la soustraction d'électrons. Ce changement d'énergie peut être mesuré par le potentiel d'oxydoréduction ou potentiel redox, E_h , qui est donné par l'équation suivante :

$$E_h = E_0 + \frac{RT}{nF} \log \frac{RT}{nF} \frac{\langle Ox \rangle}{\langle Red \rangle}$$

$\langle Ox \rangle$ = concentration molaire (activité) du corps oxydé, par exemple $\langle Fe^{+++} \rangle$.

$\langle Red \rangle$ est la même concentration du corps réduit, par exemple $\langle Fe^{++} \rangle$.

E_h = le potentiel mesuré en volts.

E_0 = le potentiel de l'électrode, lorsque $\langle Ox \rangle = \langle Red \rangle$.

R = constante des gaz, soit 8.32 joules.

T = température absolue.

n = nombre d'électrons intéressés ; c'est-à-dire la différence d'électrons entre le corps oxydé et le corps réduit.

F = le Faraday = 96.540 coulombs.

On a donc à 25° :

$$E_h = E_0 + \frac{0,059}{n} \log \frac{\langle Ox \rangle}{\langle Red \rangle} \quad (7)$$

La granulométrie et la composition minérale d'un sol changent si celui-ci fait l'objet d'une altération prolongée. Au cours de ce processus, la roche est désintégrée physiquement et des éléments provenant de minéraux qui la constituent sont libérés par des actions chimiques.

En plus des éléments provenant de l'altération de la roche-mère sous l'action de certains facteurs physiques, le sol renferme des complexes enzymatiques d'origine microbienne et d'origine végétale qui dégradent la matière organique. Cette matière organique dégradée est essentiellement constituée de composés azotés. L'azote est un élément central des acides aminés, constituants de base des peptides et des protéines.

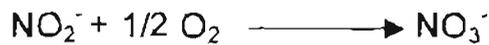
Les protéines constituent l'essentiel des tissus animaux et végétaux. L'urée (NH_2CONH_2) est le produit final du métabolisme animal.

Les degrés d'oxydation de l'azote diffèrent selon le composé azoté.

Les différents composés azotés tendent à se transformer en nitrates, parce que l'azote y acquiert son degré d'oxydation maximum (+V) (4).

1.1.4 Schéma de transformation des composés azotés en nitrates

Azote organique \longrightarrow Azote ammoniacal \longrightarrow Nitrites \longrightarrow Nitrates



Soit globalement,



1.2. L'EAU DANS LE SOL

L'eau contenue dans le sol est soumise à une série de forces contradictoires qui la mettent en mouvement.

Parmi ces mouvements, il y a :

- L'infiltration verticale ou latérale, toujours descendante qu'on appelle percolation.

- La remontée capillaire, qui est un mouvement ascendant où l'eau du sous-sol remonte dans le volume du sol racine.

Les mouvements souterrains de l'eau sont en relation étroite avec ses mouvements aériens que sont la pluie, l'évaporation, et le ruissellement de surface. (25)

1.2.1. LA CIRCULATION DE L'EAU DANS LE SOL

L'écoulement de l'eau dans les roches à porosité d'interstice a fait l'objet de nombreuses recherches expérimentales pour en déterminer les lois.

Darcy (1856) est le premier à étudier la circulation de l'eau à travers des sables. Il

trouva que la loi de circulation était : $Q = A.S. \frac{(B+e)}{e}$.

Q est le débit en m²/s

S : la section de cylindre de sable

B : charge d'eau au dessus du sable

e : épaisseur de sable

A est une constante (7)

1.2.1.1. RELATION DE KOOREVAAR

L'eau dans le sol est immobile tant que le potentiel hydraulique total H est uniforme dans l'ensemble du sol. Par contre, toute variation spatiale de H fait apparaître un gradient de potentiel, donc une force

$$F = - \text{grad } H$$

qui engendre un mouvement de l'eau.

Le mouvement de l'eau est défini en termes de flux.

Le flux est le volume d'eau traversant une surface de section unité pendant l'unité de temps. Le flux est donc une vitesse qui est proportionnelle au gradient de potentiel :

$$V = -k \text{ grad } H$$

Le coefficient k est appelé conductivité hydraulique. Dans un sol nu, la direction du flux est généralement verticale et l'on peut alors écrire que :

$$\text{grad } H = dH/dz$$

Comme $H = h + z$ (potentiel de pression + potentiel de gravité)

on a : $dH/dz = dh/dz + 1$

Le sens du flux dépend de la valeur du gradient de pression dh/dz . Plusieurs cas peuvent se présenter :

a) $dh/dz = 0$ le gradient de potentiel de pression est nul

C'est le cas de l'infiltration de l'eau dans un sol à teneur en eau constante avec la profondeur. Le gradient de potentiel de pression est perturbé au voisinage de la nappe en raison de l'existence d'une frange capillaire où le gradient de potentiel de pression h est négatif, comme dans l'exemple ci-dessous (figure N°1).

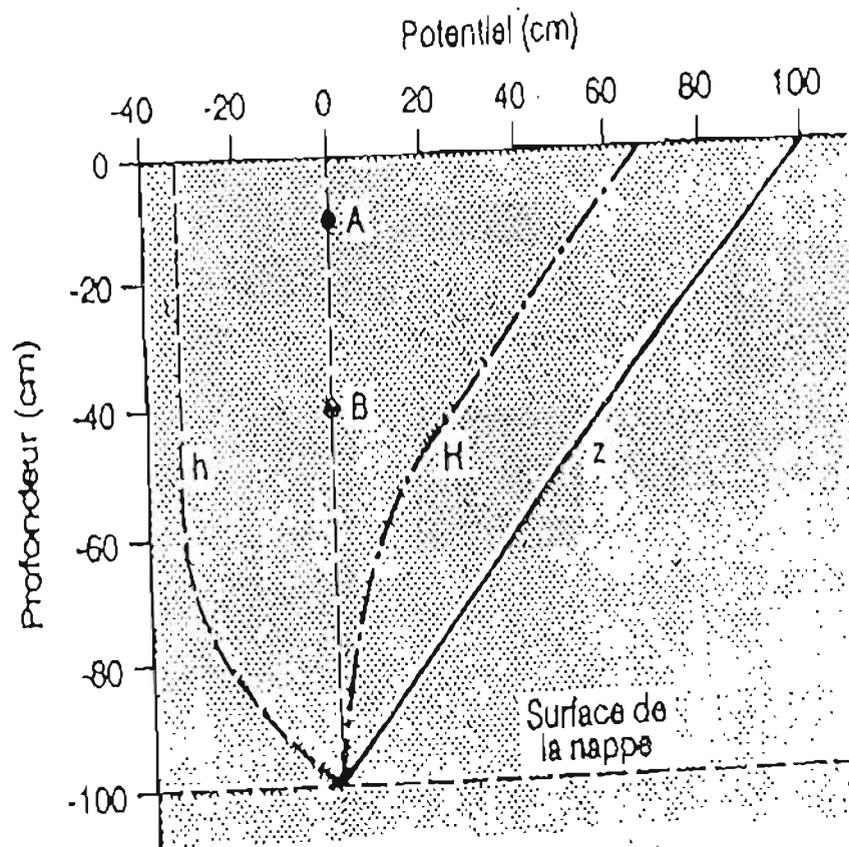


Figure N°1 : Variation : du potentiel hydraulique total, du potentiel de pression, et du potentiel de gravité de la surface de la nappe vers la surface du sol, lorsque le gradient de potentiel de pression est nul (31).

Dans la partie AB, éloignée de la surface de la nappe, le potentiel hydraulique H a un gradient $dH/dz = 1$. L'écoulement de l'eau est vertical et descendant.

b) $-1 < dh/dz < 0$.

Dans ce cas il existe dans le sol un léger gradient de potentiel de pression capillaire mais qui ne contre-balance pas le gradient de potentiel de gravité.

Comme $dH/dz = dh/dz + 1$

on a $0 < dH/dz < 1$.

L'écoulement est encore vertical et descendant comme dans le cas ci-dessous (fig. n° 2).

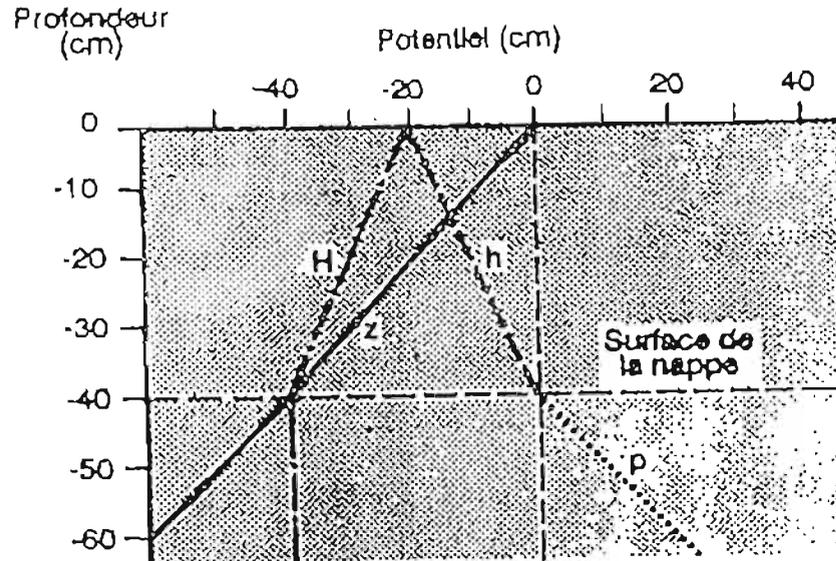


Figure N°2 : Variation : du potentiel hydraulique total, du potentiel de pression et du potentiel de gravité, lorsque le gradient de pression est compris entre zéro et moins un (31).

c) $dh/dz = -1$

C'est le cas à l'intérieur de la nappe phréatique ou dans la frange capillaire au contact de la nappe. On a alors :

$$dH/dz = 0$$

Le potentiel hydraulique H est constant, le flux est nul dans cette zone.

d) $dh/dz < -1$

Dans ce cas, le gradient de potentiel hydraulique est négatif $dH/dz < 0$. On a alors un flux ascendant qui correspond à une évaporation, comme dans l'exemple ci-dessous (fig. n° 3).

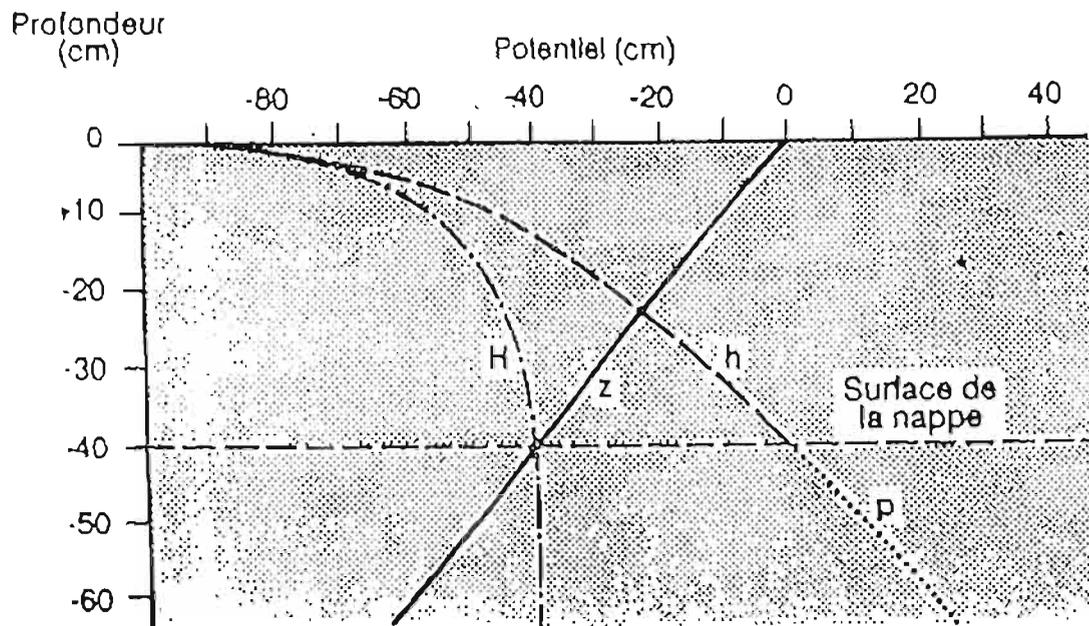


Figure N°3 : Variation : du potentiel hydraulique total, du potentiel de pression et du potentiel de gravité lorsque le gradient de pression est inférieur à moins un (31)

1.2.1.2. Circulation de l'eau en sol saturé

Lorsque le sol est saturé en eau, la partie de l'eau contenue dans les pores les plus grands (macro porosité) n'est pas suffisamment retenue par les forces de tension superficielle et peut donc circuler librement sous l'effet de la pesanteur (c'est l'eau de gravité). L'eau de rétention, par contre, diffusera beaucoup plus lentement dans le sol. C'est pourquoi l'on distingue la circulation de l'eau en sol saturé qui est relativement rapide, de la circulation en sol non saturé qui est plus lente. (25)

1.2.1.3. LOIS GENERALES DE L'YDRODYNAMIQUE

A) EQUATIONS DE CONTINUITE

Supposons de l'eau s'écoulant dans un milieu homogène. Elle subit la loi de la conservation de la matière : dans tout système clos, une masse de fluide ne peut être ni créée, ni détruite. Par conséquent, dans une masse de fluide en mouvement, l'excès de masse de fluide, entrant ou sortant d'un volume infiniment petit du système de fluide une unité de temps, est exactement égal à la variation de densité du fluide (ρV_x) dans ce volume pendant l'unité de temps et multiplié par ledit volume.

En effet, si l'on choisit un parallélépipède rectangulaire (fig. 4) de côtés dx , dy , dz et dont le centre a pour coordonnées, x, y et z , la masse qui entrera en l'unité de temps à travers la face $dy dz$ perpendiculaire à l'axe des x , à la distance

$\left(x - \frac{dx}{2}\right)$ du plan yz , sera

$$M_1 = \left(\rho V_x - \frac{\partial(\rho V_x)}{\partial x} \frac{dx}{2} \right) dy dz$$

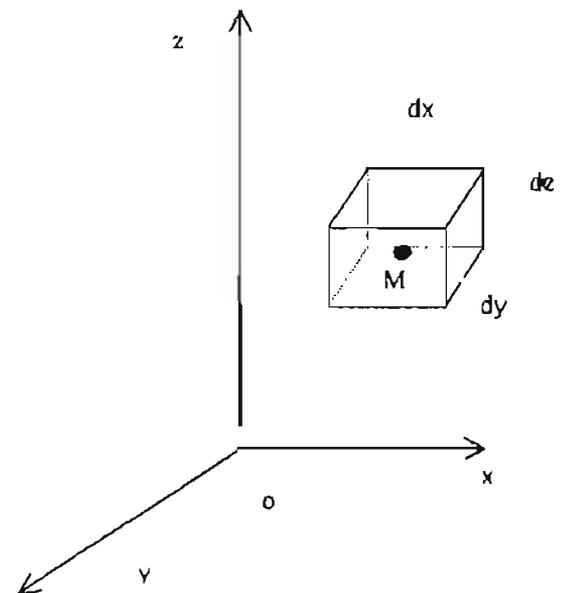


Figure N°4 : Élément du système du fluide (7)

dans lequel ρV_x se reporte au point de coordonnées xyz .

La masse qui sortira à travers la face parallèle, située à la distance $\left(x + \frac{dx}{2}\right)$ du centre envisagé, sera :

$$M_2 = \left(\rho V_x + \frac{\partial(\rho V_x)}{\partial x} \frac{dx}{2} \right) dy dz$$

Le flux quittant le parallélépipède sera la différence entre les flux précédents, c'est-à-dire :

$$M_2 - M_1 = \frac{\partial(\rho V_x)}{\partial x} dx dy dz$$

Et il en sera de même des autres faces du parallélépipède, prises deux à deux. Et en additionnant tous les flux sortant ainsi du parallélépipède, on aura pour résultante le flux sortant pendant l'unité de temps du volume de l'élément $dx dy dz$, c'est-à-dire :

$$\left[\frac{\partial(\rho V_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho V_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho V_z)}{\partial z} \right] dx dy dz$$

Comme la masse de fluide, dans le volume de cet élément, est $f \rho dx dy dz$, dans lequel ρ est la valeur instantanée de la densité au point xyz , la perte de masse de cet élément dans l'unité de temps, peut être aussi exprimée par :

$$- f \frac{\partial \rho}{\partial t} dx dy dz$$

D'où l'on tire l'équation de continuité, exprimant le principe de la conservation de la masse ci-dessus envisagée :

$$\text{Div}(\rho \mathbf{V}) = \frac{\partial(\rho V_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho V_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho V_z)}{\partial z} = - f \frac{\partial \rho}{\partial t}$$

Lorsque l'état de l'écoulement est indépendant du temps, c'est-à-dire lorsque l'écoulement est permanent, le côté droit de l'équation disparaît et l'on a :

$$\text{Div}(\rho \mathbf{V}) = \frac{\partial(\rho V_x)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho V_y)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho V_z)}{\partial z} = 0 \quad (1)$$

Nous pouvons en première approximation considérer l'eau comme un liquide incompressible, $\rho = \text{constant}$. L'équation de continuité se réduit alors à :

$$\text{Div}(\rho \mathbf{V}) = \frac{\partial V_x}{\partial x} + \frac{\partial V_y}{\partial y} + \frac{\partial V_z}{\partial z} = 0$$

équation qui donne la distribution de la vitesse dans un liquide incompressible.

Un cas important à envisager est celui où les vitesses dérivent d'un potentiel. Si dans le mouvement d'un liquide parfait, il existe, à un moment et à un endroit donnés, un potentiel des vitesses, il y aura toujours un potentiel à un moment quelconque, à ce même endroit où à l'instant initial existait un potentiel des vitesses. C'est, en particulier, le cas où un liquide parfait est mis en mouvement sans secousses, puisqu'on a à l'origine pour tous ces points :

$$V_x = V_y = V_z = 0$$

soit φ la fonction du potentiel des vitesses. On aura alors :

$$V_x = \frac{\partial \varphi}{\partial x} \quad V_y = \frac{\partial \varphi}{\partial y} \quad V_z = \frac{\partial \varphi}{\partial z}$$

et l'équation de continuité (1) s'écrira :

$$\frac{\partial^2 \varphi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \varphi}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \varphi}{\partial z^2} = 0$$

La fonction φ satisfera donc à l'équation de Laplace(7).

1.2.1.3.2. EQUATIONS DU MOUVEMENT

Soient X , Y et Z les composantes des forces extérieures rapportées à l'unité de masse et existant au centre du parallélépipède $dx \, dy \, dz$ considéré, et soit p la pression.

Si nous projetons les forces sur ox , l'équation définissant le mouvement de ce parallélépipède sera :

$$\rho dx \, dy \, dz \frac{dV_x}{dt} = \rho X \, dx \, dy \, dz + \left[p - \left(p + \frac{\partial p}{\partial x} dx \right) \right] dy \, dz$$

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} = X - \frac{dV_x}{dt}$$

ou

La projection sur oy donnera :

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} = Y - \frac{dV_y}{dt}$$

et sur OZ :

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} = Z \cdot \frac{dV_z}{dt}$$

Une opération de différenciation connue donne :

$$\frac{dV_x}{dt} = \frac{\partial V_x}{\partial t} + \frac{\partial V_x}{\partial x} \frac{dx}{dt} + \frac{\partial V_x}{\partial y} \frac{dy}{dt} + \frac{\partial V_x}{\partial z} \frac{dz}{dt}$$

$$\text{comme : } V_x = \frac{dx}{dt}, V_y = \frac{dy}{dt}, V_z = \frac{dz}{dt},$$

On a :

$$\frac{dV_x}{dt} = \frac{\partial V_x}{\partial t} + V_x \frac{\partial V_x}{\partial x} + V_y \frac{\partial V_x}{\partial y} + V_z \frac{\partial V_x}{\partial z} \quad (3)$$

$$\frac{dV_y}{dt} = \frac{\partial V_y}{\partial t} + V_x \frac{\partial V_y}{\partial x} + V_y \frac{\partial V_y}{\partial y} + V_z \frac{\partial V_y}{\partial z} \quad (3')$$

$$\frac{dV_z}{dt} = \frac{\partial V_z}{\partial t} + V_x \frac{\partial V_z}{\partial x} + V_y \frac{\partial V_z}{\partial y} + V_z \frac{\partial V_z}{\partial z} \quad (3'')$$

Les équations 3, 3' et 3'' pourront donc être écrites :

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} = X - \frac{\partial V_x}{\partial t} - V_x \frac{\partial V_x}{\partial x} - V_y \frac{\partial V_x}{\partial y} - V_z \frac{\partial V_x}{\partial z} \quad (4)$$

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} = Y - \frac{\partial V_y}{\partial t} - V_x \frac{\partial V_y}{\partial x} - V_y \frac{\partial V_y}{\partial y} - V_z \frac{\partial V_y}{\partial z} \quad (4')$$

$$\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} = Z - \frac{\partial V_z}{\partial t} - V_x \frac{\partial V_z}{\partial x} - V_y \frac{\partial V_z}{\partial y} - V_z \frac{\partial V_z}{\partial z} \quad (4'')$$

Quand les forces se produisent sous l'action de la pesanteur seule, comme cela se produira partout dans l'eau souterraine, les forces dérivant donc d'un potentiel, si en chaque point il y a un mouvement permanent, on a en chaque point :

$$\frac{\partial V_x}{\partial t} = \frac{\partial V_y}{\partial t} = \frac{\partial V_z}{\partial t} = 0$$

$$\frac{\partial p}{\partial t} = 0$$

Et si l'on multiplie les équations 4, 4' et 4'' respectivement par dx, dy et dz, si on les ajoute, en intégrant on obtient alors :

$$\frac{P}{\gamma} + U + \frac{V^2}{2g} = \text{const.}$$

U étant le potentiel des forces, γ le poids spécifique, équation exprimant la conservation de l'énergie le long du courant, $\frac{P}{\gamma} + U$ correspondant à l'énergie potentielle et $\frac{V^2}{2g}$ à l'énergie cinétique.

Lorsque la seule force extérieure en jeu est la pesanteur, on obtient le théorème de Bernoulli.

On peut démontrer plus directement le théorème de Bernoulli (fig. 5).

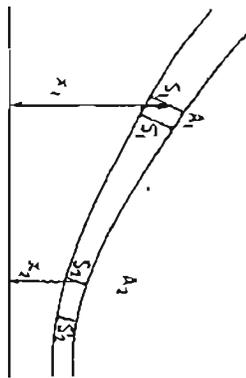


Figure n° 5 : Tube de courant (7)

Supposons que l'on ait un filet liquide, $A_1 A_2$, c'est-à-dire un tube de courant, en mouvement permanent, n'ayant que de très petites sections transversales S (fig. 5). Les Z sont les hauteurs respectives du centre de gravité de chacune des sections au-dessus du plan de comparaison, les V sont les vitesses du liquide en ces points et les p les pressions exercées sur les sections par le reste du liquide et que l'on pourrait mesurer au moyen d'un manomètre ou d'un tube piézométrique. Nous considérons encore le liquide comme incompressible. Le débit du filet liquide est donc le même à travers l'une quelconque des sections.

Soient deux sections S_1 et S'_1 . Au bout du temps dt , le liquide initialement en S_1 est venu en S'_2 , après avoir parcouru le chemin dl_1 .

De même le liquide initialement en S_2 est venu S'_2 après avoir parcouru le chemin dl_2 on a :

$$dl_1 = V_1 dt \quad dl_2 = V_2 dt$$

Tout se passe comme si le liquide entre S_1 et S_1' était passé entre S_2 et S_2' .

Nous négligeons les forces de frottement.

Les forces utiles sont les forces de pression, $P_1 S_1$ et $- P_2 S_2$ et le poids du liquide.

On remarquera que $S_1 dl_1 = S_2 dl_2$. On pourra donc écrire $S dl$ pour simplifier.

Pendant le temps dt , les travaux effectués sont :

- 1) le travail par les forces de pression $P_1 S_1 dl_1 - P_2 S_2 dl_2$ soit $(P_1 - P_2) s dl$.
- 2) le travail par le poids : $S . dl . \rho . g (Z_1 - Z_1)$.
- 3) le travail dû à la variation de vitesse : $1/2 \rho . S . dl . (V_1^2 - V_2^2)$

Rien n'est changé dans la portion intermédiaire. On a donc :

$$S . dl . \rho . g (Z_1 - Z_2) + (p_1 - p_2) S . dl = 1/2 \rho . S . dl (V_1^2 - V_2^2)$$

$$P_1 - P_2 + \rho g (z_1 - Z_2) = 1/2 \rho (V_1^2 - V_2^2).$$

C'est le théorème de Bernoulli que l'on peut aussi décrire :

$$\frac{V_1^2}{2g} + \frac{P_1}{\gamma} + Z_1 = \frac{V_2^2}{2g} + \frac{P_2}{\gamma} + Z_2 = \text{const.},$$

$\gamma = \rho . G$ étant le poids spécifique de l'eau.

Autrement dit, le long d'un filet liquide, l'énergie se conserve. Et cette énergie comprend :

- a) l'énergie cinétique, représentée par $V^2/2g$;
 - b) l'énergie de position, due à ce que l'eau est à une certaine hauteur au-dessus du plan de comparaison et représentée par Z ;
 - c) l'énergie de pression représentée par p/γ
- Z et P/γ représentent des énergies potentielles(7).

c) Loi de Poiseuille

La loi de Poiseuille régit seulement les régimes d'écoulement.

On considère un tube capillaire de rayon R dans lequel l'écoulement est lamellaire et visqueux ; c'est à dire que la vitesse du liquide diminue du centre vers les bords (fig. 6).

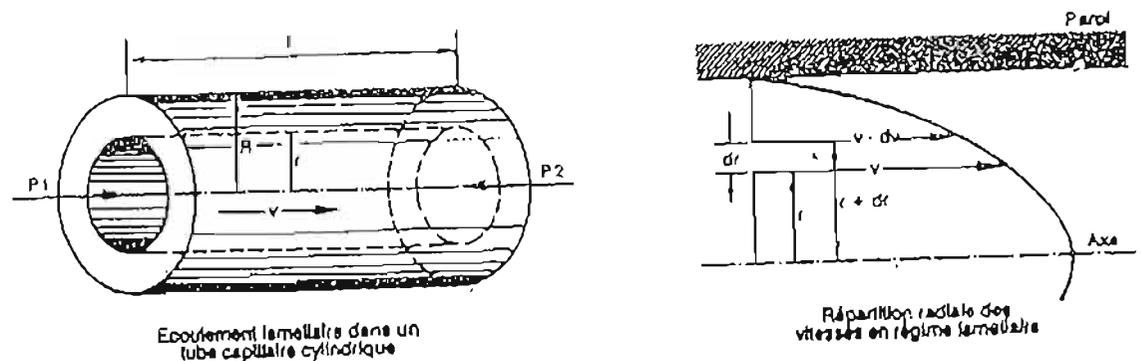


Figure N°6 : Ecoulement lamellaire dans un tube capillaire cylindrique et la répartition des vitesses en régime lamellaire (31).

Considérons une colonne de fluide coaxiale cylindrique de rayon r et de longueur l . En régime permanent elle se déplace avec une vitesse constante v . Les forces qui agissent sur elle ont une résultante nulle. Ce sont :

- la force $\pi r^2(P_1 - P_2)$ provenant de la différence de pression aux deux bouts du tube;
- la force de frottement $\eta S (dv/dr)$ qui s'exerce sur la surface latérale $S = 2 \pi r l$

$$\text{d'où} \quad \pi r^2(P_1 - P_2) = 2 \pi r l \eta (dv/dr)$$

$$dv/dr = [(P_1 - P_2) / 2 \eta l] r$$

On en déduit par intégration, en tenant compte de ce que $v = 0$ pour $r = R$.

$$v = [(P_1 - P_2) / 4 \eta l] (R^2 - r^2)$$

On peut en déduire le débit Q du fluide qui traverse une section droite.

La couche limitée par deux cylindres de rayon r et $r + dr$ possède la vitesse v . Sa section est $2 \pi r dr$.

D'où le débit de la couronne :

$$dQ = 2 \pi r dr v = [2 \pi r dr (P_1 - P_2) / 4\eta l](R^2 - r^2)$$

Le débit total est :

$$Q = \int_0^R dQ = \left[\frac{(P_1 - P_2)}{2\eta} \right] \int_0^R (R^2 - r^2) r dr$$

$$Q = (\pi R^4 / 8\eta) (P_1 - P_2)$$

On définit la vitesse moyenne d'écoulement \bar{v} comme le quotient du débit par la section de la canalisation :

$$\bar{v} = Q / \pi R^2 = (R^2 / 8\eta) [(P_1 - P_2) / l]$$

On peut aussi calculer la vitesse d'écoulement d'un liquide dans une fente à faces parallèles séparées par une distance D (31).

La vitesse d'écoulement est nulle à chaque surface limite et atteint un maximum sur le plan médian (fig. 7).

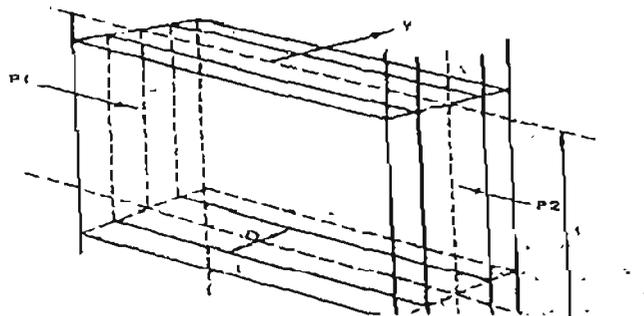


Figure N°7 : fente à faces parallèles (31)

Soit y la distance à partir du plan médian. considérons un élément liquide dont les limites sont symétriques par rapport au plan médian. L'élément a une hauteur unité et une longueur l suivant la direction de l'écoulement.

Si P_1 et P_2 sont les pressions exercées à chaque extrémité de l'élément, la force motrice est :

$$F = y(P_1 - P_2)$$

La viscosité s'exerce sur les faces externes de l'élément et développe une force :

$$F' = 2 l \eta (dv/dy)$$

En mouvement permanent, les deux forces s'équilibrent :

$$y(P_1 - P_2) = 2 l \eta (dv/dy)$$

$$dv = [(P_1 - P_2) / 2 \eta l] y dy$$

En intégrant et en tenant compte que : $v = 0$ pour $y = D/2$

$$\bar{v} = [(P_1 - P_2) / 2 \eta l] [(D^2/4) - y^2]$$

Le débit dans les éléments d'épaisseur dy situés à la distance y du plan médian, où la vitesse du fluide est \bar{v} , est :

$$dQ = 2[(P_1 - P_2) / 2 \eta l] [(D^2/4) - y^2] dy$$

Le débit à travers toute la fente est

$$Q = \int_0^{D/2} \{[(P_1 - P_2) / \eta l] [(D^2/4) - y^2]\} dy$$

$$Q = (D^3/12\eta)[(P_1 - P_2)/l]$$

La vitesse moyenne d'écoulement s'obtient en divisant le débit par la surface de section :

$$\bar{v} = Q/D = (D^2/12\eta)[(P_1 - P_2)/l]$$

d) Formule de Kozeny et Carman

La circulation de l'eau de gravité, en milieu saturé, se faisant par l'intermédiaire d'un réseau de pores et de fentes de retrait, on peut appliquer les lois précédentes au sol. Pour cela il faut remplacer le rayon R du capillaire ou la largeur D de la fente par le rayon hydraulique ρ qui est le rapport du volume d'eau occupant les pores à la surface des parois qu'elle mouille.

Dans le cas d'un tube à section circulaire de rayon R , le rayon hydraulique ρ est donné par la relation :

$$\rho = \pi R^2 l / 2\pi R l = R/2 \text{ soit } R^2 = 4\rho^2 \quad (31)$$

1.3. LE SOUS-SOL

Le sous-sol est la partie profonde de l'espace souterrain qui n'est pas atteinte par les racines, qui n'abrite pas d'organismes vivants et qui n'est pas directement touchée par les fluctuations périodiques du climat, en particulier les fluctuations de température (25).

1.3.1. LES NAPPES AQUIFERES

Une nappe souterraine, ou une nappe d'eau, est l'ensemble de l'eau saturant un terrain et dont les différentes parties sont en liaison continue, proche ou éloignée, les unes d'avec les autres, à travers des pores, des fissures ou des chenaux.

On l'appellera nappe d'intersection, nappe de fissures ou nappe en réseaux, suivant que la roche qui la contient est à porosité de fissures se croisent.

Le terrain dans lequel l'eau circule est dit terrain aquifère ou simplement aquifère (fig. n° 8)..

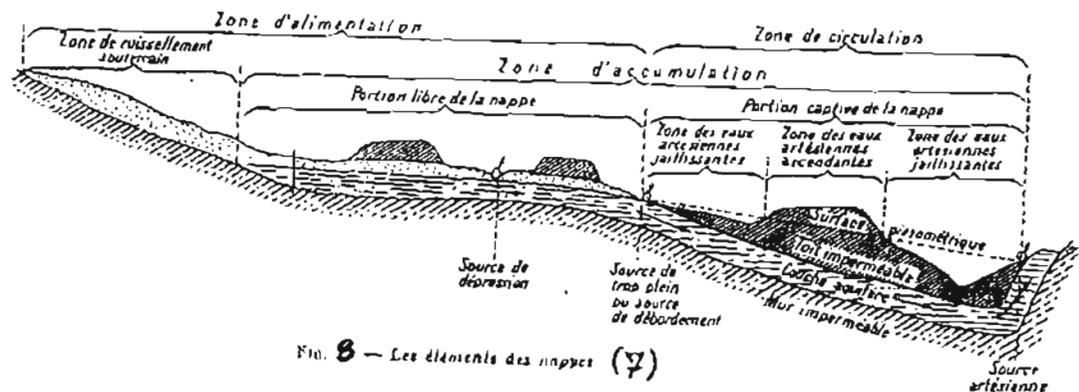


FIG. 8 — Les éléments des nappes (7)

Dans une nappe libre (au-dessus de laquelle il n'y a aucun sol imperméable), on distingue de la base au sommet :

- le mur imperméable ou l'imperméable ;
- la zone de saturation, c'est-à-dire la zone du terrain aquifère entièrement remplie d'eau et limitée au sommet par la surface piézométrique.

- la frange capillaire, qui est la partie du terrain aquifère située au-dessus de la surface de la nappe et remplie d'eau capillaire en provenance de la nappe.
- la zone de rétention, zone située au-dessus de la frange capillaire et dans laquelle il n'y a que de l'eau de rétention ou de l'eau d'infiltration. C'est la zone intermédiaire de Meinzer.
- La zone d'évaporation, zone au voisinage du sol, d'où l'eau peut retourner à l'atmosphère, soit par évaporation directe, soit par absorption par les plantes. C'est le « belt of soil water » ou zone d'eau du sol de Meinzer.

L'ensemble de la frange capillaire, de la zone intermédiaire (zone de rétention) et de la zone d'eau du sol (zone d'évaporation) a été désigné sous le nom de zone d'aération par Meinzer (7) ou de zone d'eau suspendue par Tolman (7) (fig. 9).

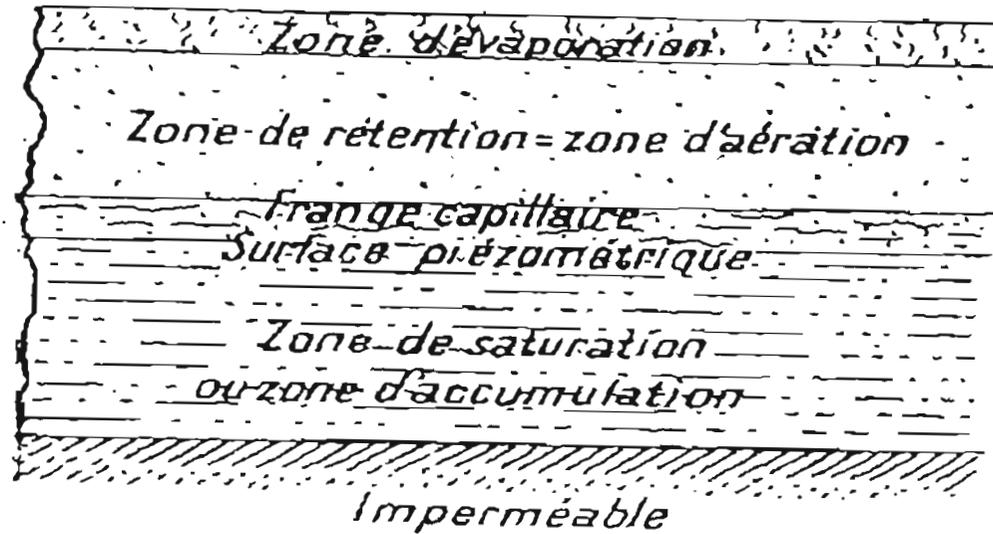


FIG. 9
Les zones verticales d'une nappe.

1.3.2. LA FORMATION DES NAPPES AQUIFERES

Certaines roches fissurées peuvent donner lieu à des gisements d'eau souterraine plus ou moins importants.

Du fait de la légère solubilité du calcaire dans l'eau, les fissures en terrain calcaire sont susceptibles de s'agrandir sous l'influence de l'écoulement des eaux souterraines, donnant ainsi naissance à de grands gisements d'eau souterrains.

Les terrains perméables (sables, grès, calcaires fissurés) des grands bassins sédimentaires contiennent souvent des nappes ou gisements aquifères très puissants (25).

Les terrains cristallins (granite, gneiss) et métamorphiques (micaschistes, schistes, quartzistes) sont peu perméables. Et dès lors peu favorables en règle générale à la formation d'aquifère (10).

Dans les régions arides, les nappes ont deux origines possibles :

- des eaux accumulées à une époque pluvieuse antérieure à la phase climatique actuelle " Eau fossile ",
- des eaux de ruissellement sur terrain perméable qui peuvent au cours du temps percoler en profondeur (10).

Les plus importantes sources d'alimentation des nappes aquifères (nappes phréatiques) sont les zones de fortes accumulations d'eau (eau de pluie ou eau de source permanente) sur des terrains semi-perméables ou perméables (25).

13.3. LA RECHARGE DES NAPPES AQUIFERES

Le facteur déterminant de la recharge des nappes aquifères est la percolation des eaux de surface sur des terrains semi-perméables ou perméables par un phénomène de gravitation (figure N°10 et N°11).

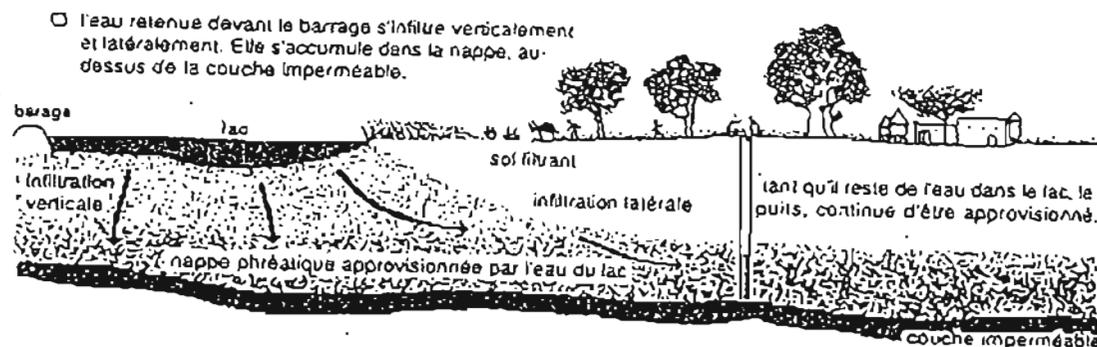


Figure N° 10 : Approvisionnement de la nappe phréatique à partir d'une retenue d'eau établie sur un sol filtrant (25).

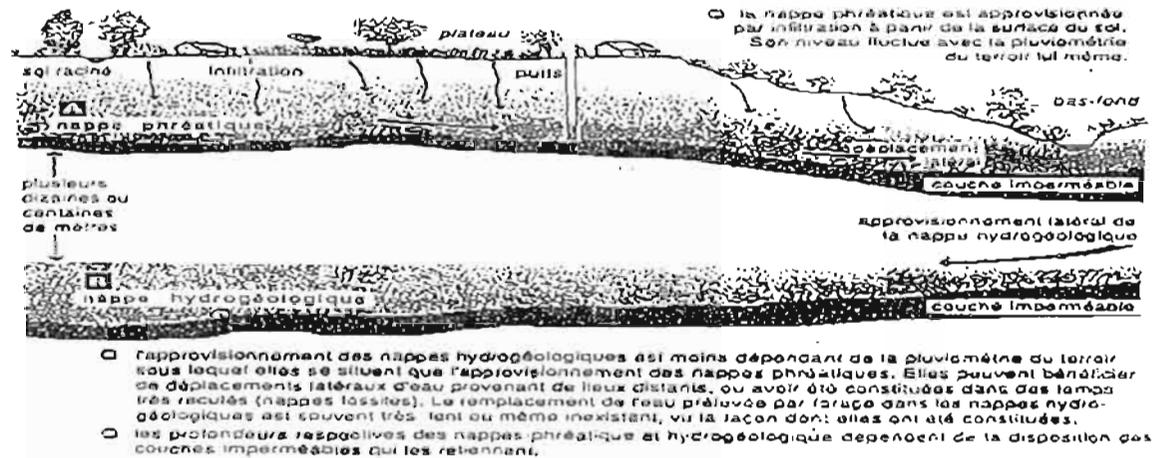


Figure N° 11 : Approvisionnement de la nappe phréatique par infiltration à partir de la surface du sol (25).

Ces figures montrent que la recharge est plus importante à partir des zones d'accumulation des eaux.

1.3.4. LES LOIS GENERALES DE L'ÉCOULEMENT DE L'EAU DANS LES NAPPES

Les nappes ont trois dimensions. Dans un tel système d'écoulement à trois dimensions, la vitesse résultante, en tout point, est directement proportionnelle en grandeur et même en direction à la résultante des gradients de pression en ce point. On suppose donc que la vitesse résultante peut être décomposée en trois vitesses parallèles aux axes de coordonnées, chacune proportionnelle au gradient de pression indépendamment des autres.

Soient donc X, Y et Z les directions rectangulaires de la nappe. La loi de Darcy devient donc dans le cas de régime linéaire :

$$U_x = \frac{-K_x \partial p}{\mu \partial x} \quad U_y = \frac{-k_y \partial p}{\mu \partial y} \quad U_z = \frac{-k_z \partial p}{\mu \partial z}$$

Et dans le cas de régime turbulent, on a :

$$U_x = k'_x \sqrt{\rho} (\partial p / \partial x)^{1/2} \quad U_y = k'_y \sqrt{\rho} (\partial p / \partial y)^{1/2} \quad U_z = k'_z \sqrt{\rho} (\partial p / \partial z)^{1/2}$$

En régime mixte :

$$U_x = -k'_x a \left(\frac{\partial \rho}{\partial x} \right)^{1/n} \quad U_y = -k'_y a \left(\frac{\partial \rho}{\partial y} \right)^{1/n} \quad U_z = -k'_z a \left(\frac{\partial \rho}{\partial z} \right)^{1/n}$$

Mais comme il peut y avoir une composante verticale autre que la pression, telle la gravité, pour que les équations soient complètes, il faut tenir compte de la gravité. Donc, d'une manière générale, il faut tenir compte d'une force supplémentaire à composantes F_x , F_y , F_z qui agira sur la vitesse comme le fait la pression. Mais, dans les cas qui nous intéressent, on a $F_x = 0$, $F_y = 0$, $F_z = \gamma = \rho g$. On a donc :

$$U_x = -\frac{k_x \partial \rho}{\mu \partial x} \quad U_y = -\frac{k_y \partial \rho}{\mu \partial y} \quad U_z = -\frac{k_z}{\mu} (\partial \rho / \partial z - \gamma)$$

Comme on a $\rho = \gamma h$:

$$U_x = -\frac{k_x \gamma \partial h}{\mu \partial x} \quad U_y = -\frac{k_y \gamma \partial h}{\mu \partial y} \quad U_z = -k_z \gamma (\partial h / \partial z - 1)$$

$$U_x = -\frac{k_x \partial h}{\partial x} \quad U_y = -k_y \partial h / \partial y \quad U_z = -k_z \partial h / \partial z + k_z$$

En cas de régime turbulent ou mixte, on aurait :

$$U_x = -k' a \left(\frac{\partial \rho}{\partial x} \right)^{1/n} \quad U_y = -k' a \left(\frac{\partial \rho}{\partial y} \right)^{1/n} \quad U_z = -k'_z a \left(\frac{\partial \rho}{\partial z} - \gamma \right)^{1/n}$$

Soit une force F , et P son potentiel. On aura $P_z = -\gamma z$ pour la force $F_z = -\frac{\partial U_z}{\partial z}$

De même on aura un potentiel p pour $\partial p / \partial z$. Nous pouvons donc établir, en régime laminaire,

la fonction potentielle $\Phi = \frac{k}{\mu} (\rho + P)$ on a alors :

$$U_x = -\frac{\partial \Phi}{\partial x} \quad U_y = -\frac{\partial \Phi}{\partial y} \quad U_z = -\frac{\partial \Phi}{\partial z}$$

$$\text{avec : } \Phi = \frac{k_x}{\mu} p \quad \Phi = \frac{k_y}{\mu} p \quad \Phi = \frac{k_z}{\mu} (p - \lambda z)$$

$$\text{ou : } \Phi = k_x \frac{\gamma}{\mu} h \quad \Phi = k_y \frac{\gamma}{\mu} h \quad \Phi = k_z \frac{\gamma}{\mu} (h - \lambda z)$$

$$\text{ou : } \Phi = K_x h \quad \Phi = K_y h \quad \Phi = K(h - z).$$

Φ est bien ici potentiel de vitesse.

King Hubbert (1940) indique que cette conception d'un potentiel de vitesse de la loi de Darcy n'est pas adéquate. Jacob (1950) montre qu'il y a bien un potentiel de vitesse.

On voit que ce potentiel a des analogies avec $\Phi = \gamma z + p = \gamma (z + h)$ en rapport avec le théorème de Bernouilli. Il n'en diffère que par le facteur k / μ :

$$\Phi_v = \Phi \frac{\mu}{k}$$

Nous considérerons également le potentiel intermédiaire

$$\Phi_1 = \frac{\gamma}{\mu} (z+h) = \frac{\gamma}{\mu} z + \frac{p}{\mu}$$

qui ne s'éloigne de Φ par le facteur k :

$$\Phi_1 = \frac{\Phi}{k}$$

Le plus souvent, nous ne pourrons pratiquement appliquer que ces potentiels Φ_v ou Φ_p car s'il est fréquemment possible de connaître les variations de γ et de μ , il est beaucoup plus difficile de déterminer les modifications de k .

Lors de l'application des potentiels, il y a donc lieu de bien faire attention, lorsque les densités de l'eau sont susceptibles de varier d'un point à l'autre de la nappe, et si l'on ne considère pas les pressions, mais les hauteurs d'eau, de faire intervenir et dans les calculs des potentiels.

Les équations (1) introduites dans l'équation de continuité :

Donnent :

$$\frac{\partial^2 \Phi}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 \Phi}{\partial z^2} = 0$$

$$\text{Ou : } \frac{k_x \partial^2 p}{\partial x^2} + \frac{k_y \partial^2 p}{\partial y^2} + \frac{k_z \partial^2 (p - \gamma z)}{\partial z^2} = 0$$

Si l'on a un milieu isotropique, avec $k_x = k_y = k_z$, on a l'équation de Laplace.

$$\frac{\partial^2 p}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 p}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 p}{\partial z^2} = 0$$

Si l'on a un milieu anisotrope avec k_x , k_y , k_z différents les uns des autres, une transformation des coordonnées permet d'y retourner. Il suffit alors de prendre comme nouvelles coordonnées :

$$x_1 = \frac{x}{\sqrt{k_x}} \quad y_1 = \frac{y}{\sqrt{k_y}} \quad z_1 = \frac{z}{\sqrt{k_z}}$$

On voit donc qu'en tout point d'une nappe en régime permanent, les vitesses dérivent d'une fonction potentiel. C'est-à-dire que leur distribution est indépendante de la perméabilité et ne dépend que des conditions aux limites. Φ est le potentiel de l'eau aux différents points. Il en résulte que les lignes de courant dans un tel milieu, s'il est isotrope, ou dans le cas d'un milieu anisotrope dont on aurait ajusté les coordonnées comme ci-dessus et seulement sous cette condition, sont indépendantes du milieu et ne dépendent que des conditions aux limites.

On désignera sous le nom de lignes équipotentiellles, les lignes qui présentent les mêmes valeurs de Φ .

Lignes de courant ψ (fig. 12) - L'équation différentielle d'une ligne de courant

$$\frac{dx}{U_x} = \frac{dy}{U_y}$$

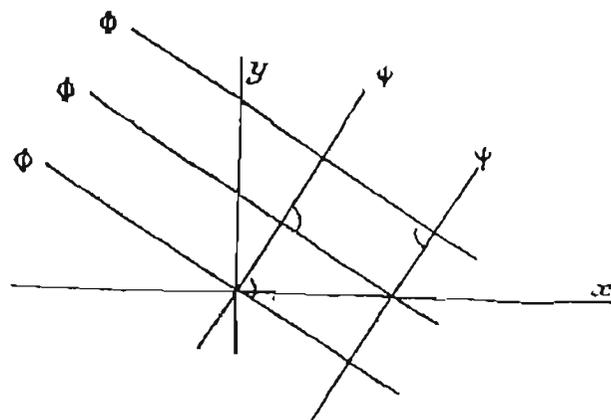
Ou $U_y dx - U_x dy = 0$ est intégrable car,

$$\frac{\partial U_x}{\partial x} = - \frac{\partial U_y}{\partial y}$$

qui est la condition de continuité.

On peut donc écrire :

FIG. 12
Lignes de courant ψ
et équipotentiellles Φ .
(7)



$$U_y dx - U_x dy = d\psi = 0$$

Il résulte de ce qui précède que $\psi = \text{constante}$ est l'équation d'une ligne de courant et que :

$$U_x = \frac{\partial \psi}{\partial x} \text{ et } U_y = -\frac{\partial \psi}{\partial y}$$

Comme on a :

$$\frac{\partial \Phi \partial \psi}{\partial x \partial x} + \frac{\partial \Phi \partial \psi}{\partial y \partial y} = 0$$

les courbes $\Phi = \text{constante}$ et $\psi = \text{constante}$ sont perpendiculaires et de plus

$$\frac{ds\psi}{ds\Phi} = \frac{d\Phi}{d\psi} = 0$$

$ds\psi$ étant un élément d'une ligne de courant et $ds\Phi$ étant un élément d'une ligne équipotentielle.

Construction graphique des équipotentiels et des lignes de courant.

- Prenons comme exemple une nappe libre (fig. 13)

Si l'on connaît la surface de la nappe, le filet liquide (a) de cette surface constitue une première ligne de courant. Le filet liquide au contact de l'imperméable

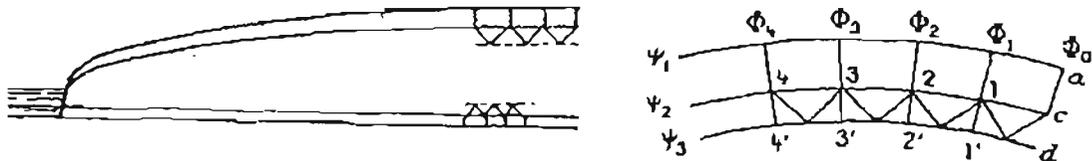


FIG. 13 — Construction des équipotentiels et des lignes de courant. (7)

Constituera une deuxième ligne de courant (b). On choisira arbitrairement une troisième ligne de courant (c) au voisinage de la première, ce qui permettra de partager l'espace compris entre ces lignes, a et c, en carrés approximatifs, ayant pour côté horizontal la même valeur que la distance séparant les lignes a et c, à l'emplacement du carré. Des angles de chaque côté, on trace au-dessous de c des obliques à 45° qui seront des diagonales de nouveaux carrés. On obtiendra ainsi une nouvelle ligne de courant d (7).

CHAPITRE 2 : MINERALISATION ET POLLUTION DES EAUX

2.1. MINERALISATION DES EAUX

L'eau se minéralise dans l'atmosphère, et dans le sol, avant de s'infiltrer dans les couches aquifères où elle subit une lente évolution hydrochimique.

A ces différents niveaux, la minéralisation naturelle subit l'influence de la pollution atmosphérique, des résidus de traitements agricoles ou de rejets industriels (4).

2.1.1. MINERALISATION DE L'EAU DANS L'ATMOSPHERE

F. Borrel a montré que les eaux de pluie baissaient rapidement de concentration en éléments polluants avec la durée des averses par suite du lessivage de l'atmosphère. Il a constaté que ces concentrations sont encore plus importantes lorsque les pluies surviennent après une période sèche (8).

Selon D. Bald les éléments comme le chlore, le sodium et le potassium contenus dans les eaux de pluie seraient d'origine océanique. Ils seraient transportés sous forme d'aérosols ou de poussières de sol.

Les usines d'incinération d'ordures ménagères peuvent aussi créer une pollution chlorhydrique de l'atmosphère par combustion des emballages plastiques (4).

L'ammoniaque atmosphérique proviendrait des débris de végétaux qui sont dans le sol et des déjections animales. Les nitrates proviendraient des oxydes d'azote formés par décharges électriques dans la haute atmosphère. Mais dans les zones urbaines en plus des nitrates formés par décharges électriques, il s'y ajoute une pollution en NO_2 des gaz des véhicules automobiles (4) (figure N° 14).

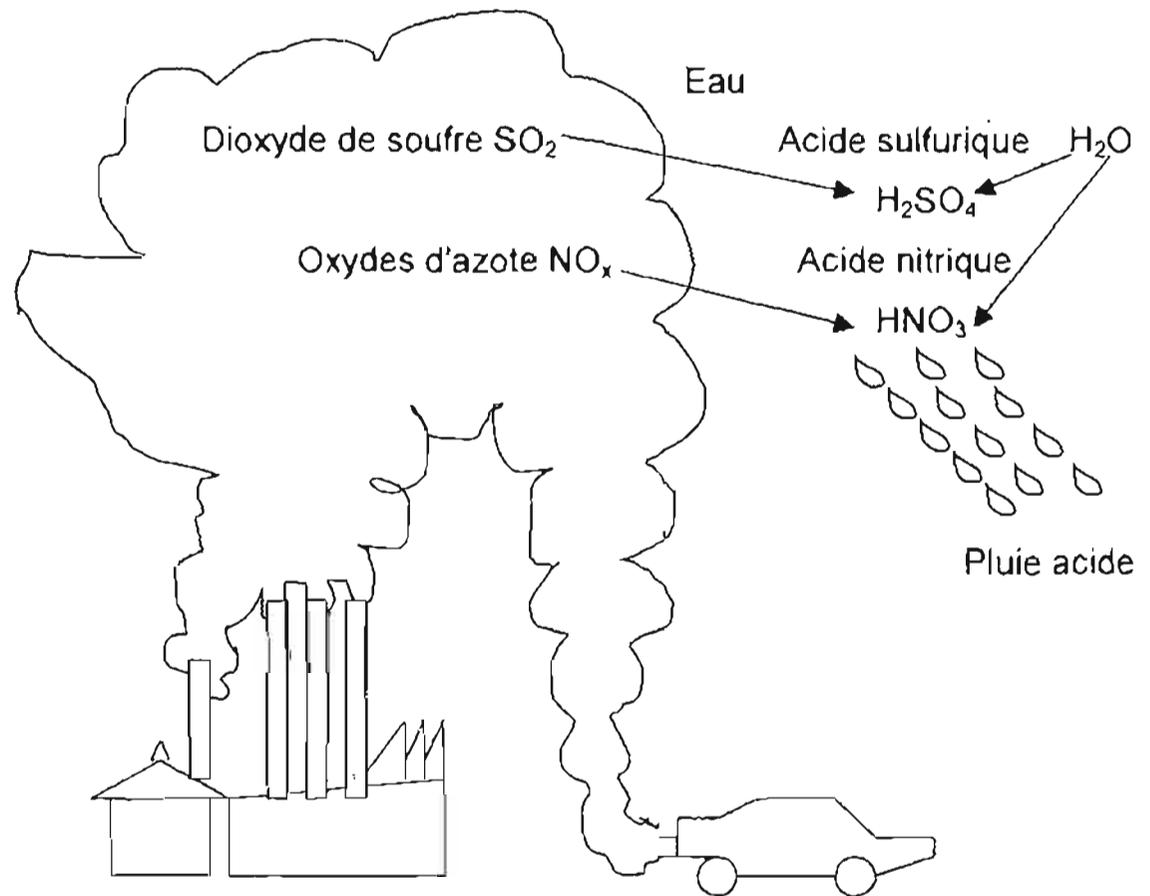


Figure N° 14 : La seule présence de gaz carbonique rend les pluies acides. La présence d'oxydes d'azote et de soufre dans l'atmosphère les acidifient beaucoup plus (63).

Pour J. Goni la pluie, en lessivant l'atmosphère, se charge non seulement de particules diverses comme les poussières noires et les fibres d'asbeste, mais aussi des micro-polluants, tels que le plomb provenant des gaz d'échappement des véhicules (4).

2.1.1.1. MINÉRALISATION DE L'EAU DANS LE SOL

L'eau des précipitations complète très rapidement sa minéralisation en traversant quelques décimètres de sol, comme le montre la figure N° 15.

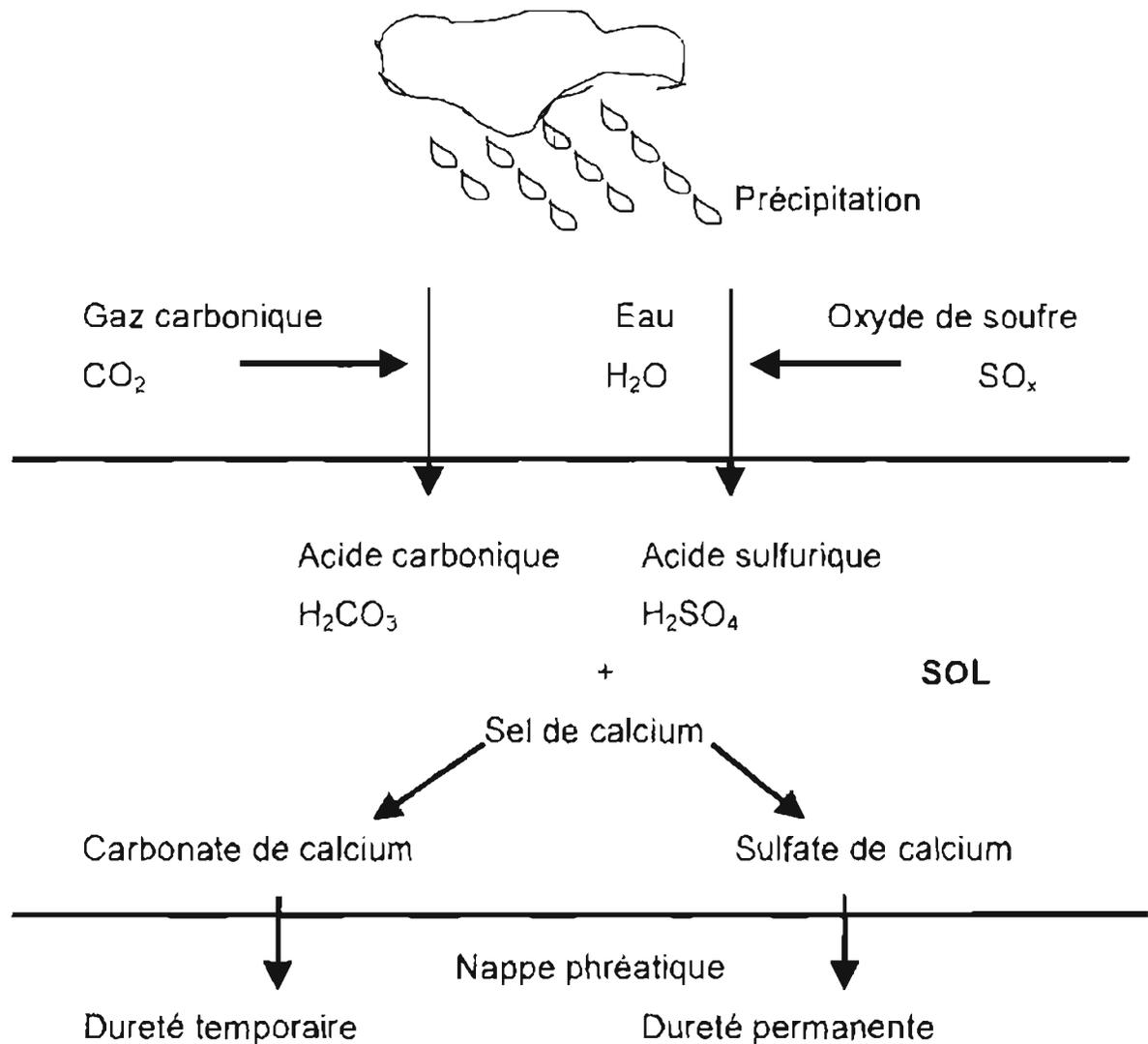


Figure N° 15 : Les eaux des précipitations s'enrichissent en gaz carbonique et oxyde de soufre qui les acidifient. Traversant les sols elles se chargent, grâce à ces agents actifs, en divers ions (63).

Les mouvements de descente qui suivent les infiltrations des eaux de pluie alternent avec des remontées capillaires en période de sécheresse, ce qui provoque un véritable lessivage des éléments du sol et un entraînement final vers les nappes (25).

Des auteurs comme E. M. BASTISSE et S. HENIN ont montré que l'entraînement des constituants du sol dépendait du volume des drainages et de l'activité des phénomènes biologiques. Le sol subit essentiellement des pertes en nitrates, sulfates et calcium. L'entraînement des nitrates se fait surtout après la nitrification.

Les pertes naturelles en azote dans les eaux de drainage se font surtout lorsque le sol est nu, et ceci même sans apports. Les pertes se maintiennent jusqu'à ce que les nouvelles plantes viennent couvrir le sol et consommer l'azote qu'il contient.

C'est donc dans un sol de culture et pendant les périodes où celui-ci est à nu qu'il y aurait le plus de transfert de minéralisation à partir du sol.

C'est également la conclusion à laquelle sont arrivés J. CONCARET, J. CHRETIEN et C. MARE (4) à partir des observations faites sur des eaux recueillies dans des drains enterrés.

La figure N° 16 montre la progression du front humecté dans le sol et dans le sous-sol. C'est avec cette progression du front humecté que les nitrates et autres éléments en solution dans le sol sont transférés vers les nappes phréatiques.

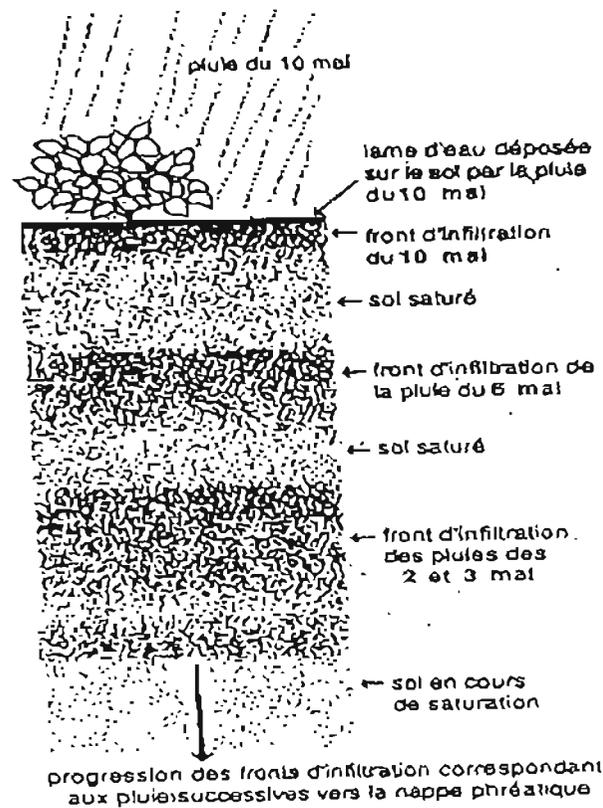


Figure N°10 : Déplacement du front humecté(20).

Selon PIBGNINA Bazié (28) le temps de transit de l'eau dans la zone non saturée est un facteur capital pour la résolution des problèmes de pollution des eaux souterraines par les déchets radioactifs, les engrais chimiques et autres déchets.

2.1.1.2. TRANSFERT DES SOLUTES DU SOL

Le mouvement des solutés dans le sol se fait suivant deux phénomènes qui peuvent être simultanés (7) :

- l'entraînement par l'écoulement de l'eau appelé flux visqueux, flux convectif ou encore flux de masse ;
- la diffusion des molécules et des ions dans la masse de l'eau qui reste elle-même immobile.

Le transport de solutés par diffusion moléculaire est fonction du gradient de concentration de l'ion. Dans un milieu aqueux le flux est proportionnel au gradient de concentration dc/dx

$$J_D = - D_0 S (dc/dx)$$

J_D est le flux de diffusion (en unités de masse ou de volume par unité de temps)

S la surface de section du flux

D_0 le coefficient de diffusion du soluté dans l'eau pure.

2.1.2. MINERALISATION DES EAUX SOUTERRAINES

Déjà minéralisée dans l'atmosphère et dans le sol, la composition chimique de l'eau est modifiée par circulation dans les aquifères.

2.2. POLLUTION DES EAUX

On entend par pollution, toute modification d'origine extérieure à l'aquifère des propriétés physiques, chimiques et biologiques d'une étendue d'eau quelconque. Elle est causée par le rejet de substances gazeuses, liquides, ou solides dans une telle étendue. Elle rend l'eau dangereuse pour la santé, la sécurité, le bien-être, les usages à des fins domestiques, commerciales, industrielles, agricoles, récréatives et autres (26).

Les sources de pollution des eaux sont nombreuses, comme le montre la figure N°17.

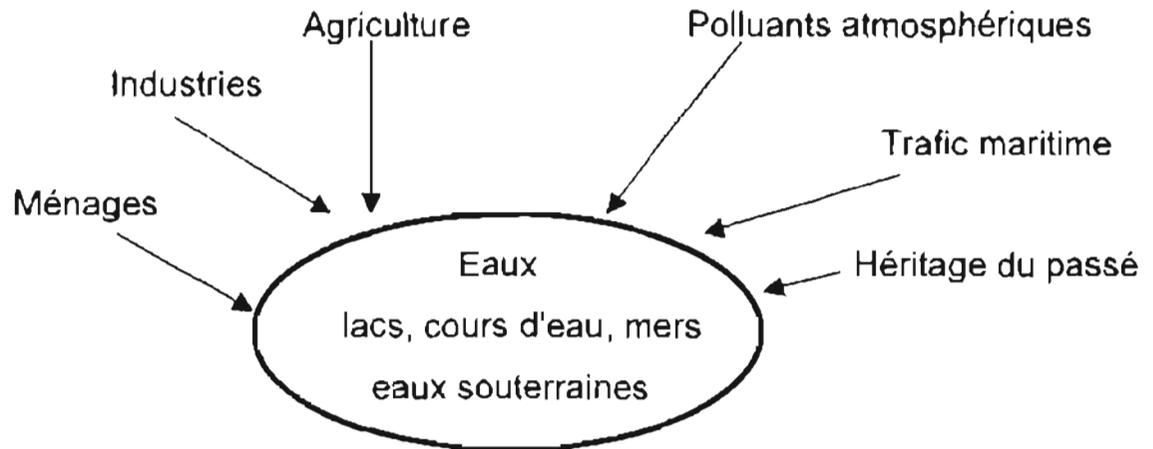


Figure N° 17 : Les facteurs de pollution des eaux (82).

2.2.1. APERÇU GENERAL DU CONTENU DES EAUX

L'eau absolument pure n'existe pas dans la nature. Les eaux brutes, non traitées, contiennent toujours de nombreuses substances d'origine naturelle ou provenant de l'activité humaine.

La composition des eaux naturelles varie grandement selon leurs origines. Les eaux souterraines, plus stables, sont souvent de meilleure qualité du moins celles provenant de puits profonds.

Cependant, les eaux d'infiltration qui alimentent les nappes souterraines (notamment les sources) se chargent de matières organiques en traversant les couches supérieures des sols et s'enrichissent en sels minéraux provenant des terrains rencontrés sur leur parcours.

Les puits alimentés par les nappes phréatiques sont sensibles à la pollution par les eaux de surface, en particulier s'il y a au voisinage, des sources de pollution telles que les fosses septiques et les égouts.

Les substances présentes dans les eaux naturelles sont en solution vraie, en solution colloïdale, ou en suspension plus ou moins fine.

Ces substances dont les proportions sont extrêmement variables peuvent être :

- des gaz (O_2 , N_2 , CO_2 , ...)
- des sels minéraux : cations, anions, sels ou matières minérales peu solubles en suspension.
- Des matières organiques plus ou moins solubles, comme les substances humiques.

2.2.2. LES POLLUANTS ORGANIQUES, TOXIQUES OU NUISIBLES

Les polluants organiques qu'il importe de surveiller dans les eaux naturelles et, surtout, dans l'eau potable, sont les suivants :

- Les pesticides (insecticides, herbicides, fongicides, etc.) qui sont des dérivés organochlorés ou organophosphatés ;
- Les halométhane ou dérivés polyhalogénés du méthane qui peuvent résulter de la chloration des eaux usées ou des eaux de consommation;
- Les phénols ou dérivés hydroxylés aromatiques que l'on trouve dans les eaux usées domestiques ou industrielles et dont la chloration conduit à des chlorophénols d'odeur et de goût très désagréables ;
- Les dérivés biphényliques polychlorés (BPC) qui résultent de la chloration des substances aromatiques ;
- Les détergents, dont les plus utilisés sont les sulfonates d'alkylbenzène linéaires (LAS), etc., (5).

2.2.3. LES POLLUANTS INORGANIQUE, TOXIQUES OU NUISIBLES

Certains métaux ont des effets bénéfiques, du moins à faible concentration (cas des oligo-éléments); cependant, à forte concentration ils peuvent devenir nettement toxiques.

Parmi les métaux les plus dangereux on peut citer le béryllium, le cadmium, le chrome, le plomb, le mercure, le sélénium, l'argent, et l'arsenic.

- L'argent est toxique, même si de petites quantités ont une action bactéricide. Il peut provoquer de l'argyrie, intoxication permanente caractérisée par une coloration bleu grise de la peau et des yeux chez les individus de race blanche. La concentration maximale admise (CMA) est de 0,05 mg/l.
- L'arsenic est un poison bien connu pouvant provenir de la dissolution de minerais. La CMA est de 0,05 mg/l.
- Le baryum est un stimulant cardiaque qui peut être très dangereux pour le cœur, les parois vasculaires et les nerfs. Il existe généralement en faible quantité dans l'eau. La CMA est de 1 mg/l.
- Le béryllium est un métal léger, extrêmement toxique. Il provoque l'irritation des yeux, des dermatites et des pneumonies chroniques (béryliose).
- Le cadmium est extrêmement toxique, en particulier pour les reins. La CMA est de 0,005 mg/l.
- Le plomb provient des rejets miniers ou de la corrosion des tuyauteries anciennes, mal protégées par les dépôts de sulfates ou de carbonates. Il s'accumule dans l'organisme et entraîne le "saturnisme" surtout chez les enfants. La CMA est de 0,05 mg/l. (4, 5)

2.3. QUELQUES FORMES DE POLLUTION

Les eaux naturelles de surface comme les eaux souterraines sont de plus en plus polluées par l'apport d'eaux résiduaires et des déchets. On peut citer :

- Les eaux de ruissellement ou eaux résiduaires d'origine agricole, riches en matières organiques, en engrais et en pesticides.
- Les eaux résiduaires d'origine industrielle susceptibles de contenir une infinité de substances plus ou moins biodégradables : acides, colorants, plastiques, dérivés toxiques, métaux, fibres, etc.

- Les eaux usées domestiques (eaux ménagères et eaux vannes) riches en bactéries, virus, protéines, hydrates de carbone, déchets organiques et autres détergents.

Les eaux de rejets industriels ou eaux résiduaires sont les déchets liquides obtenus lors de l'extraction et de la transformation de matières premières en produits industriels.

Certains éléments présents dans les eaux résiduaires et la température des eaux peuvent avoir des répercussions sur les processus biologiques.

Dans les effluents on peut rencontrer des produits extrêmement divers, dont certains sont peu ou pas biodégradables. Ce qui fait que leur accumulation progressive n'est pas compensée, dans de nombreux cas, par de rapides processus d'évolution chimique vers des sous-produits de dégradation moins toxiques.

L'impact d'un même polluant peut varier de façon très sensibles selon la nature physico-chimique des eaux réceptrices (6).

2.3.1. INCIDENCE DES EFFLUENTS A FORTE CHARGE ORGANIQUE SUR UN COURS D'EAU

L'incidence sur les eaux réceptrices des effluents à forte charge organique se traduit par une accumulation de matières organiques dans les milieux récepteurs, dès que leur pouvoir auto-épurateur n'est plus en mesure de les absorber. Il se produit :

- Une décomposition incomplète de la matière organique;
- Une grande consommation d'oxygène (forte DBO);
- Une altération des biocénoses;
- Une formation de gaz nauséabondes.

Si un cours d'eau reçoit en un point de son parcours un important rejet polluant essentiellement organique et biodégradable, les conséquences sur le

Le système aquatique peut être schématisé comme indiqué sur la figure N°18

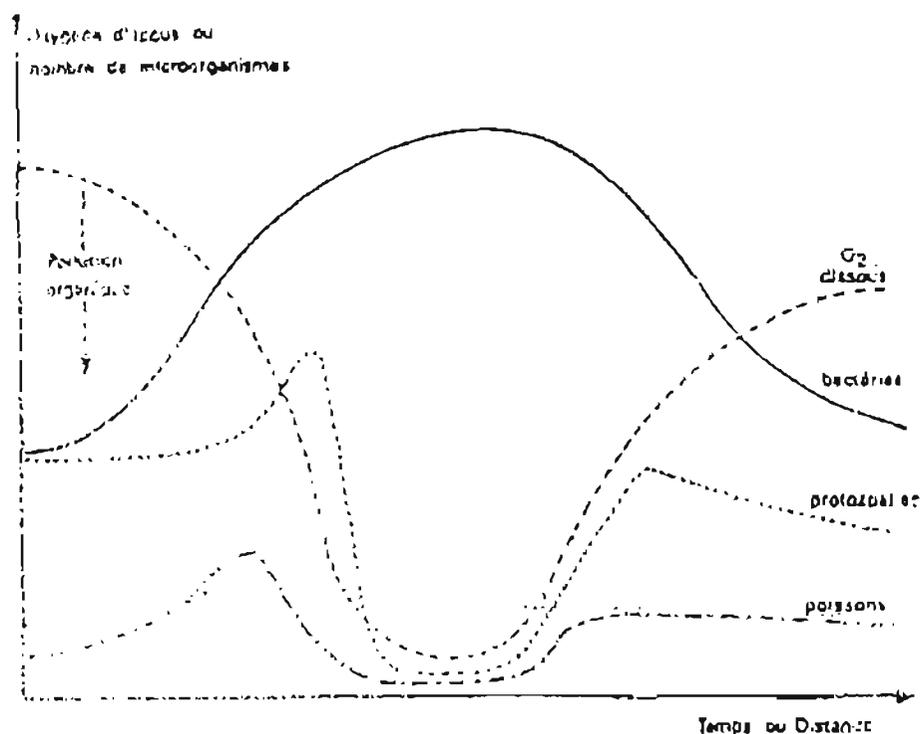


Figure N° 18 : Variation de la teneur en oxygène dissous d'une eau recevant des fortes quantités de matières organiques et les conséquences de cette variation d'oxygène sur les populations des bactéries, des protozoaires et des poissons (6).

La pollution organique apportée entraîne un développement du processus normal de dégradation aérobie.

Ce processus se traduit à la fois par une augmentation de la consommation d'oxygène et une multiplication des micro-organismes de l'eau, dont les plus importants sont les bactéries.

Les populations de protozoaires, d'algues et de poissons sont également modifiées.

S'il n'y a pas d'apport nouveau, lorsque la matière organique a été transformée en éléments minéraux (H_2O , CO_2 , NO_3^- , PO_4^- , ...), le taux d'oxygène remonte progressivement et l'écosystème tend alors à retrouver plus ou moins rapidement son état antérieur (6).

La courbe de la teneur en oxygène est appelée "courbe en sac".

Le déficit en oxygène dissout par rapport à la saturation (D) est obtenu à partir de l'équation de Phelps.

$$D = \frac{K_1 - L_0 \left(10^{-k_1 d} - 10^{-k_2 d} \right)}{K_2 - K_1} + D_0$$

D_0 = Valeur de D au point de rejet

L_0 = Demande biochimique en oxygène au point de rejet

K_1 = Constante de biodégradation

K_2 = Constante de ré-oxygénation

d = distance parcourue par l'eau après le rejet.

Cette équation empirique est à la base de nombreux modèles mathématiques établis pour rendre compte de la pollution des rivières (6).

Le raisonnement fait pour l'eau circulant en système ouvert, peut être appliqué à l'eau dans les systèmes fermés tels que les lacs ou les mares.

2.3.2. POLLUTION DU SOL

Les facteurs de pollution du sol sont nombreux comme le montre la figure N° 19.

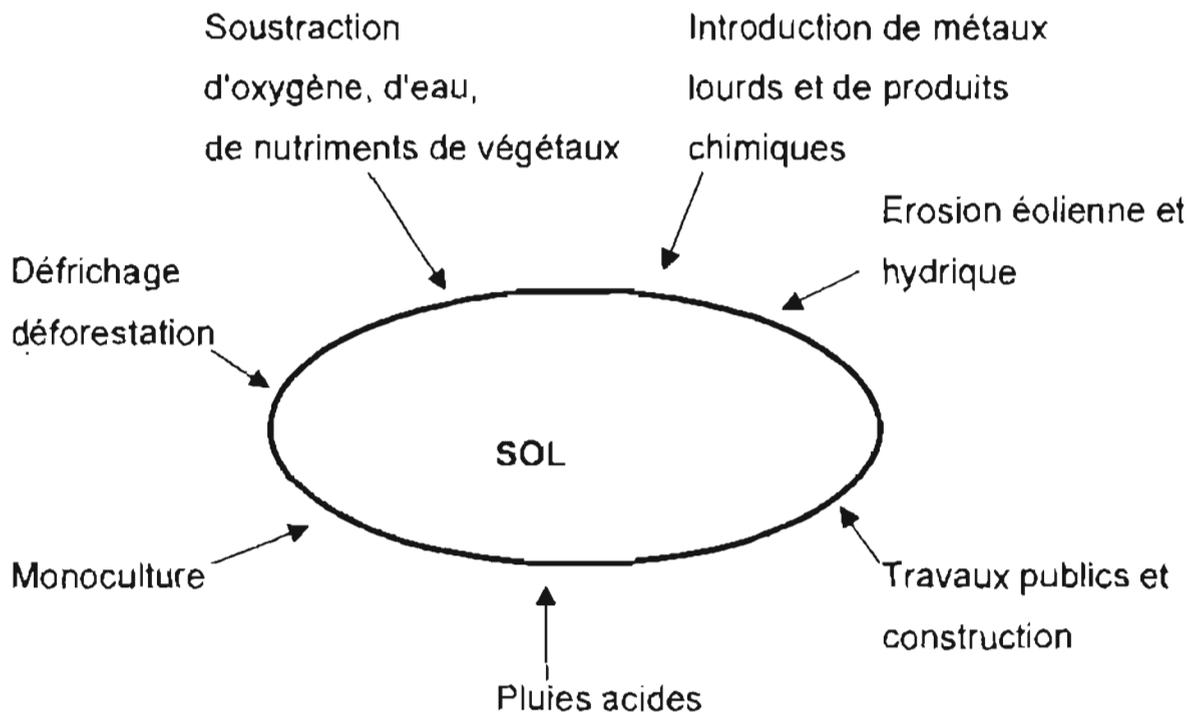


Figure N° 19 : Les facteurs de pollution du sol (82).

2.3.2.1. POLLUTION DU SOUS-SOL ET DES EAUX SOUTERRAINES

Une des procédures d'élimination des eaux usées est l'infiltration de ces eaux dans le sous-sol. Ce procédé est l'un des plus anciens systèmes de rejet des eaux usées. Il a été appliqué au moyen âge sous forme d'avaloir, de puisard, de fosses d'aisance et en particulier partout où le sol est perméable. Aujourd'hui encore cette pratique continue d'être appliquée dans certaines régions du monde. (27, 30).

La même pratique d'enterrement est parfois utilisée pour éliminer les produits insolubles.

Le sous-sol est ainsi soumis à une forte pollution, et les eaux souterraines, suivant la nature du sol, sont parfois détériorées dans de vastes zones.

Dans le cas de transfert d'éléments polluants dans les eaux souterraines, il est difficile et coûteux de les nettoyer parce qu'elles n'ont pas de pouvoir d'auto-équation.

Une autre forme de pollution des sols et des eaux est l'utilisation à grande échelle de pesticides qui ont un impact sévère sur de nombreuses composantes biologiques des hydro-systèmes continentaux.

CHAPITRE III : CADRE GEOLOGIQUE, HYDROGEOLOGIQUE ET ETAT DE LA POLLUTION NITRATÉE A LA COMMUNAUTE URBAINE DE NIAMEY

3.1. CADRE GEOLOGIQUE ET HYDROGEOLOGIQUE A NIAMEY

Des études géologiques et hydrogéologiques réalisées sur la Communauté Urbaine de Niamey permettent d'avoir des connaissances sur la géologie et l'hydrogéologie de la commune.

En 1980, le Bureau de Recherche Géologique et Minière (BRGM) dans le cadre de l'élaboration d'un schémas directeur de l'assainissement de la ville de Niamey a établi une carte géologique de la Communauté Urbaine (figure N° 20 et 21).

Des études géologiques ont montré que la région de Niamey correspond à une zone essentiellement formée de roches schisteuses et granitiques attribuées au système birrimien (fig. 22).

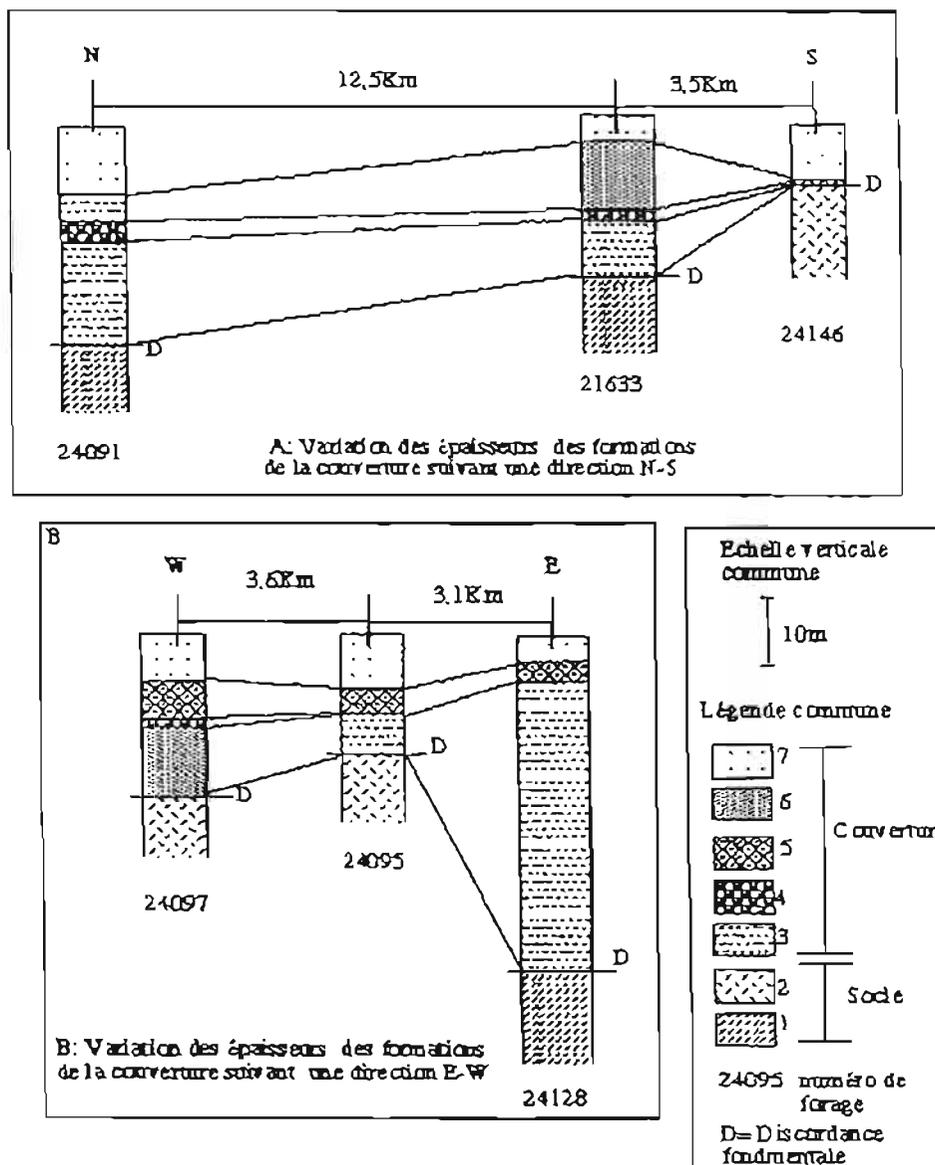
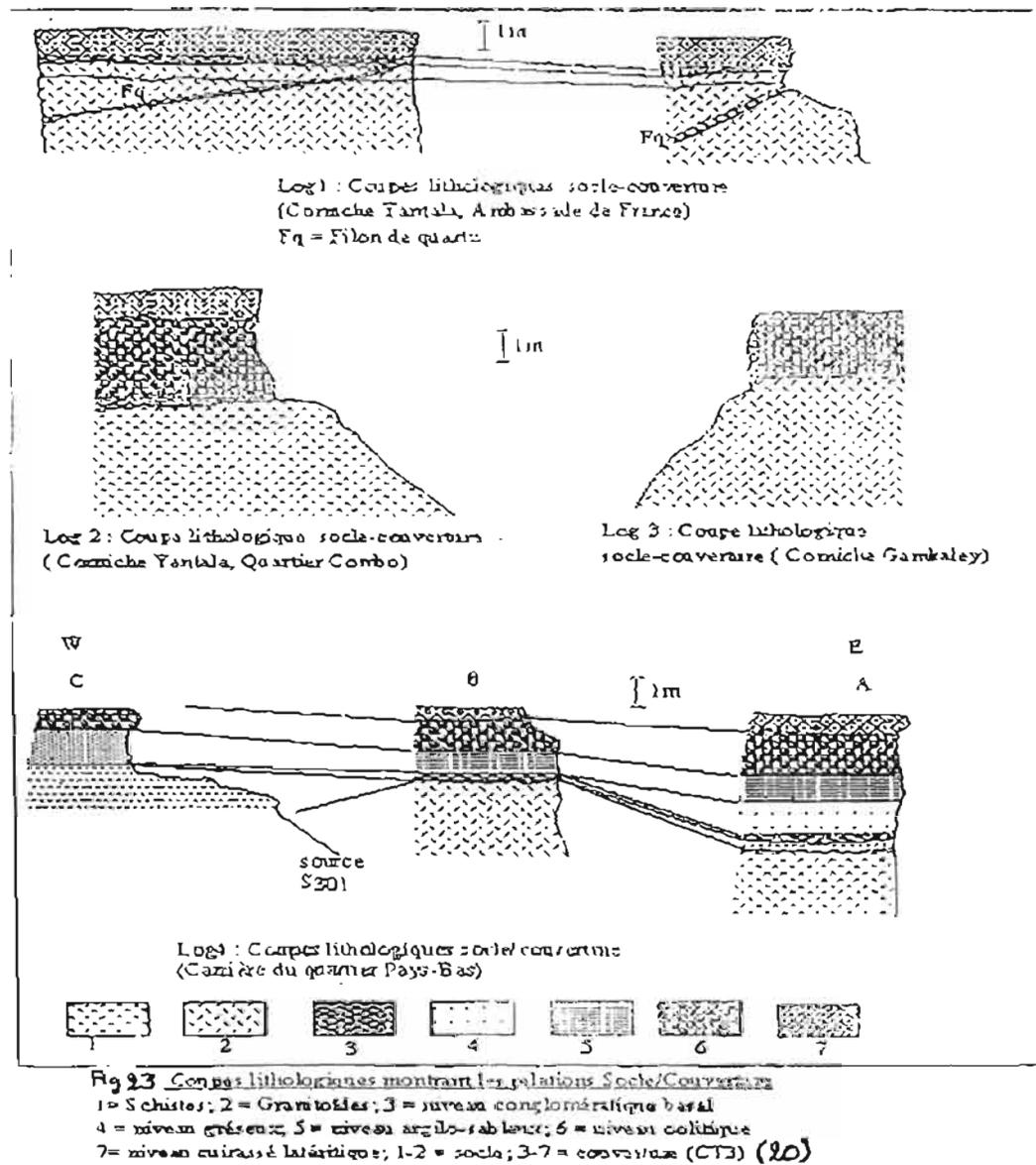


Fig. 22 Coupes lithologiques mettant en évidence les variations des épaisseurs des formations de la couverture suivant des directions N-S (A) et E-W (B) :

1 : granité des; 2 : schistes; 3 : argile; 4 : grès ferrugineux oolithiques; 5 : latérite;
6 : argile sableuse et sable argileux; 7 : sable;
1-2 = Birimien; 3-7 = CT3 (Continental Terminal); 7 = quaternaire à actuel (20)

Elles ont montré également que l'altération des granites tend à produire de la kaolinite à partir des felds paths. Des faciès sédimentaires prédominent au Nord-Ouest et au centre de la ville.

Le socle est en partie masqué par des dépôts du continental terminal constitué par des grès bariolés, des argiles sableuses et des niveaux lenticulaires de sables grossiers. Cette formation est souvent recouverte de carapace latéritique (17) (fig. 23).



L'eau qui alimente les puits se trouve souvent emprisonnée dans des graviers d'âge tertiaire ou plus rarement dans des oolites ferrugineuses.

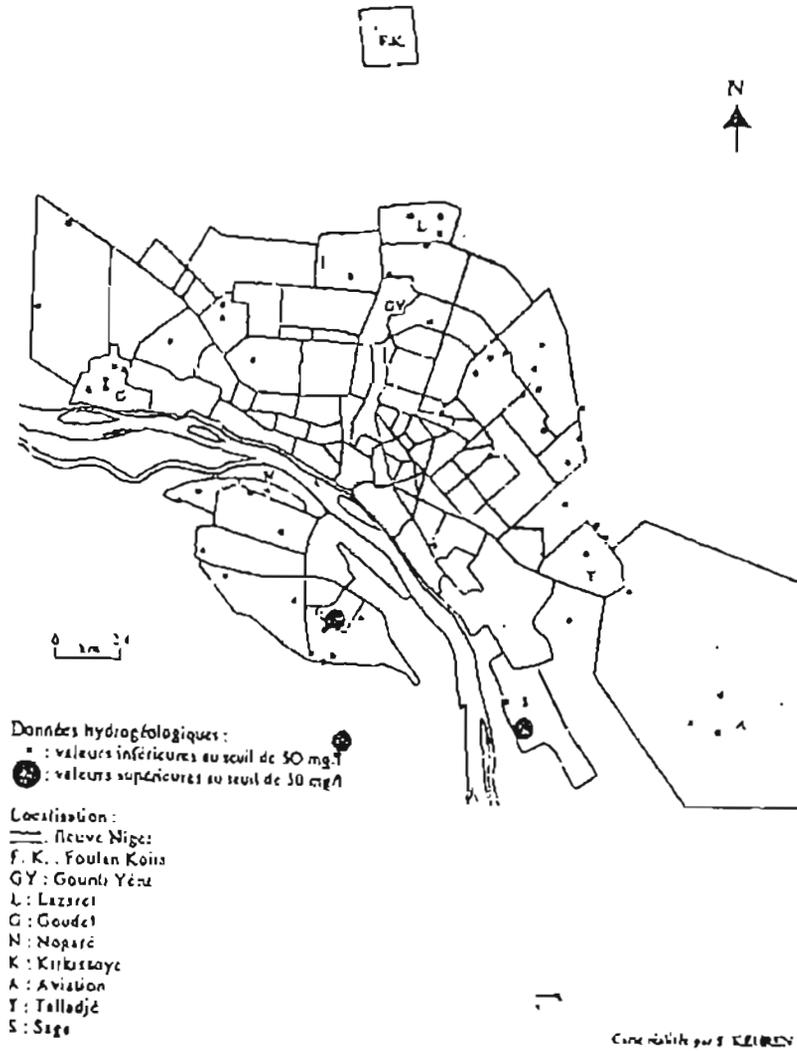
Sur le plan hydrogéologique, les formations peuvent être classées en deux ensembles. L'aquifère " Continental Terminal " exploité par la population de la périphérie de Niamey et l'aquifère constitué par les alluvions du fleuve dont la lithologie est plus souvent argileuse (21).

La figure N°25 montre le sens d'écoulement des eaux des nappes phréatiques à Niamey.

3.2. ETAT DE LA POLLUTION NITRATÉE DES NAPPES PHREATIQUES A NIAMEY

En 1984, le BRGM dans le cadre du programme d'urgence pour l'alimentation en eau potable des quartiers périphériques de Niamey a réalisé plusieurs puits et forages. Parmi ces puits et forages, certains présentaient des teneurs anormales en nitrate (plus de 50 mg/l) (18).

Paillet, en 1986 a réalisé une étude sur la qualité des eaux du CT3 à Niamey (2). Les résultats auxquels il est parvenu sont placés sur la carte de la figure N° 26.



Données : PAILLET, 1986

Figure N° 96 : Taux de nitrate de la nappe phréatique à Niamey (données relevées en avril-mai 1986) (2)

Ces résultats montrent que seuls deux points d'eau présentent des taux dépassant la norme OMS qui est de 50 mg/l de nitrate (2).

En 1995, S. KEHREN dans le cadre d'un mémoire de Maîtrise a effectué des analyses physico-chimiques sur certains puits et forages de la Communauté Urbaine de Niamey.

Les résultats qu'elle a obtenus sont consignés sur la figure N° 27 (2).

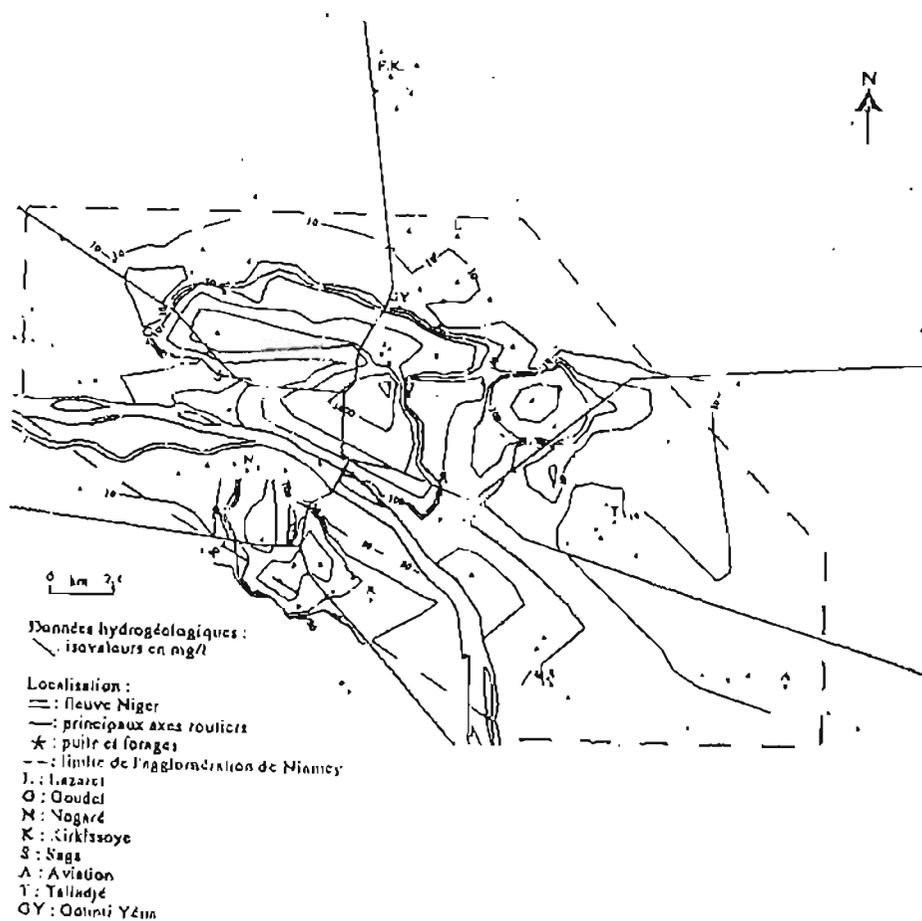


Fig 27 : Taux de nitrate de la nappe pluviale à Niamey (relevés entre le 15 mars et le 24 avril 1995) ()

Les résultats de S. KEHREN montrent que de 1986 à 1995, il y a eu une augmentation du nombre de points d'eau présentant des taux de nitrates supérieurs à la norme OMS.

Pour A. Joseph et P. Girard à part quelques cas où la recharge semble être le vecteur de pollution, les sources possibles en nitrates seraient la plus part du temps situées au sein même de l'aquifère. Mais celles-ci n'ont pas été déterminées (20).

A. Joseph et P. Girard pensent également que les argiles pourraient agir comme des tramps moléculaires, piégeant et relâchant les ions selon les conditions physico-chimiques du milieu (20).

Selon H. CHMAYOU ET J. P. LEGROS, la quantité d'ions que peut absorber une particule d'argile est fonction de sa charge électrique et varie partiellement avec le pH.

La charge électrique d'un feuillet argileux est due à deux phénomènes :

- les substitutions cationiques dans le réseau cristallin (remplacement d'ions Si^{4+} par Al^{3+} dans la couche tétraédrique et de Al^{3+} par Mg^{2+} dans la couche octaédrique), qui confèrent au minéral une charge fixe par unité de masse;
- l'existence de liaisons non compensées qui apparaissent sur les bordures au moment de la rupture des feuillets et provoquent l'apparition d'une charge variant avec le pH.

PARTIE EXPERIMENTALE

CHAPITRE IV : CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE ET RESULTATS

4.1. CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE

Pour réaliser cette étude hydrochimique, nous avons effectué deux campagnes d'échantillonnage d'eau de puits.

La première campagne a eu lieu du 5 au 31 juillet 1998 et la deuxième campagne a eu lieu du 3 au 30 juillet 1999 .

4.1.1. PREMIERE CAMPAGNE

Au cours de la première campagne, nous avons prélevé des échantillons d'eau sur dix neuf puits répartis sur l'ensemble de la Communauté Urbaine de Niamey.

Compte tenu de leur répartition géographique, ces points d'eau peuvent permettre une étude hydrochimique des nappes phréatiques du continental terminal niveau trois (CT3) à Niamey (figure N° 28).

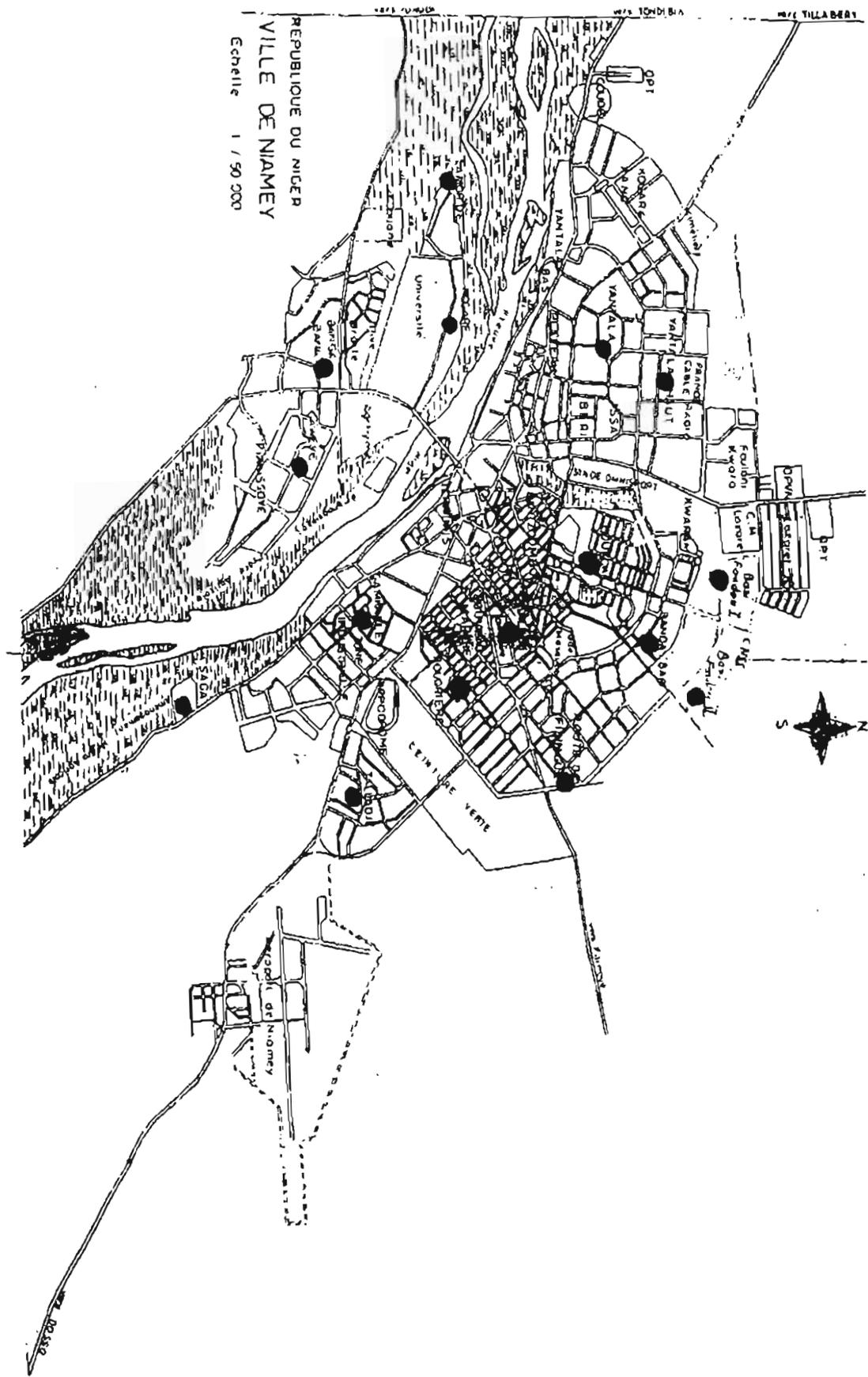


Figure n° 28 : Zones de prélèvement des échantillons d'eau (14).

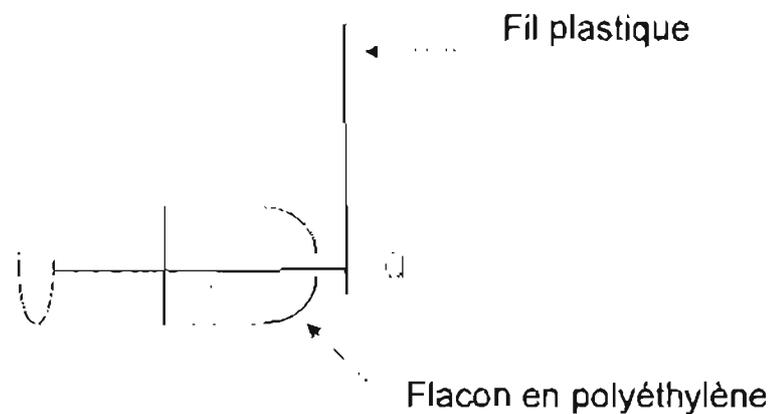
Ces puits sont utilisés comme référence pour un contrôle de la qualité des eaux des nappes phréatiques à Niamey.

4.1.1.1. PRELEVEMENT ET CONSERVATION

4.1.1.1.1. Prélèvement

Les échantillons d'eau ont été prélevés avec des flacons en polyéthylène d'un litre préalablement lavés et rincés à l'eau distillée puis à l'eau du puits. Le flacon de prélèvement est attaché à un fil en matière plastique, comme le montre le schéma.

schéma du matériel de prélèvement



4.1.1.1.2. Conservation

Les flacons contenant les échantillons sont hermétiquement fermés et placés dans une glacière pour leur acheminement au laboratoire.

Au laboratoire, pour ralentir les éventuelles réactions chimiques et microbiologiques, les échantillons sont conservés au frais dans un réfrigérateur à une température de 4°. Si les analyses sont effectuées dans un

délai de 72 heures, cette réfrigération permet d'obtenir une stabilisation des teneurs en éléments chimiques des échantillons. Dans le cas où le temps de conservation des échantillons doit dépasser 72 heures, ils doivent être acidifiés au moment du prélèvement afin d'éviter une éventuelle modification des teneurs en éléments chimiques (4). Pour tous nos échantillons, les prélèvements et les dosages des éléments ont été effectués dans un délais de 48 heures. Les échantillons n'ont pas été acidifiés au moment du prélèvement.

4.1.1.1.3. Analyses (Appareils de dosage)

4.1.1.1 3.1. Dosage des métaux lourds

Les teneurs en métaux lourds des eaux ont été déterminées par fluorescence X. Le phénomène physique de l'analyse chimique élémentaire par fluorescence X est l'interaction de photons X énergétiques avec les atomes de l'échantillon. Le principe consiste à envoyer un faisceau des rayons X générés par un tube de rayons X sur l'échantillon.

L'appareil utilisé est constitué d'un siemens Kristanoflex, d'un générateur de type K710 H, d'un tube en molybdene et d'une chaîne électronique de type combera. L'ensemble est couplé à un ordinateur.

Pour le dosage des éléments, on mélange 1 ml d'une solution de silicium 1M et 9 ml de l'eau à analyser. On prélève une goutte de la solution préparée qu'on étale sur un petit disque en verre. La goutte est séchée par radiation U.V. Après séchage, le disque est placé dans l'appareil sur un porte-échantillon.

4.1.1.1.3.2. Dosage des éléments majeurs

Les concentrations en nitrates et en ions ammonium ont été déterminées par colorimétrie.

L'appareil utilisé est un auto-analyseur technicien A.A.2.

Avant l'analyse des échantillons, l'appareil est étalonné. A partir des solutions de concentrations connues, on établit une courbe d'étalonnage dont le coefficient de corrélation doit être supérieur ou égal à 0,998.

Pour le dosage des éléments, on prélève 5 ml de l'échantillon dans une cuve en plastique qu'on place sur le porte-échantillon de l'appareil. Les résultats d'analyse sont déterminés à partir de l'ordinateur.

Le magnésium, le sodium et le potassium ont été dosé par spectrophotométrie d'absorption atomique . L'appareil utilisé est un perkin-Elmer de model 2380 qui fonctionne avec des lampes à sodium, à magnésium et à potassium pour la détermination des teneurs des eaux en ces éléments.

Pour le dosage des éléments, on prélève 50 ml de l'échantillon dans une fiole jaugée qu'on place sur le porte-échantillon de l'appareil.

Les résultats d'analyse sont affichés sur un écran.

4.1.1.1.3.3. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO)

La demande biochimique en oxygène (DBO) est la quantité d'oxygène, exprimée en mg, qui est consommée dans les conditions de l'essai (incubation durant 5 jours à 20°C et à l'obscurité) par certaines matières présentes dans 1l d'eau, notamment pour assurer leur dégradation par voie biologique. La DBO permet d'apprécier la charge d'un milieu considéré en substances putrescible et son pouvoir auto-épurateur.

Pour sa détermination on prélève 500 ml de l'échantillon dans une bouteille de 1 litre, on apporte des sels nutritifs (5 ml de solution de phosphates, 10 ml de solution saline), on introduit une capsule de potasse pour absorber le CO₂ dégagé par voie biologique. On incube l'échantillon pendant 5 jours à l'obscurité dans une enceinte à 20 ± 1°C.

A partir de la variation de la pression dans la bouteille, on détermine la quantité d'oxygène consommée.

Si l'échantillon contient du chlorure, on élimine celui-ci en l'acidifiant à pH = 5,0 avec l'acide sulfurique dilué. On ajoute ensuite du sulfite de sodium ; on laisse reposer le mélange pendant 10 mn et on le neutralise avec de l'hydroxyde de sodium diluée.

4.1.1.1.3.4. Détermination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires bien définies. En fait, la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau, quelque soit leur origine organique ou minérale.

Pour la détermination de la DCO, on porte au reflux une prise d'essai de l'échantillon de l'eau à analyser, en milieu acide, en présence de dichromate de potassium et de sulfate d'argent qui joue le rôle de catalyseur d'oxydation et de sulfate de mercure (II) (qui permet de complexer les ions chlorures).



Réaction pour supprimer l'interférence du chlorure :



On titre ensuite l'excès du dichromate avec une solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium $[(\text{NH}_4)_2 \text{Fe} (\text{SO}_4)_2]$ à 0,12 mmol/l en présence de 2 à 3 gouttes d'indicateur à la férroïne.

Réaction du titrage :



Le résultat exprimé en mg/l est donné par la relation :

$$x = \frac{8000 \times C_{\text{Fe(II)}} \times [V_{\text{Fe(II) blanc}} - V_{\text{Fe(II) éch.}}]}{V_{\text{éch.}}}$$

Avec : $C_{\text{Fe(II)}}$: concentration du fer (II)

$V_{\text{Fe(II) blanc}}$ et $V_{\text{Fe(II) éch.}}$: volumes de solution de fer (II) de référence et de l'échantillon

$V_{\text{éch.}}$: volume de l'échantillon

Tableau N°1 : Résultats de la première campagne
(Concentrations en mg/l)

PARAMETRES	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Mg ⁺⁺	Ca ⁺⁺	Fer	DURETE TOTALE
BAGDADE	0,17	20,5	24	31,9	29,3	41,4	1,5	224,57
BANDABARI	4,81	209	99,06	233	40,5	105,5	2,85	431,13
BANIFANDOU	0,46	1,5		7	0,47	9,01	2,75	24,47
BOUKOKI	0,06	23,8	8,52	35,3	9,8	13,91	1,74	75,27
DAR-ES-SALAM	5,11	32,8	19,56	28,7	15,2	68,87	1,12	234,98
DJEDOA	0,16	32,4	4,13	34,2	4,44	14,82	0,75	55,40
GAWEYE	9,71	0,3	44,67		45,4	75,18	1,12	375,55
HOU-HINZA	0,5	1,7	14,65	90,8	46,8	47,55	0,7	312,26
LAZARET	0,2	10,1	4	22,5	10,1	29,69	1,33	115,96
NOGARET	0,57	4,4	12	35,3	33,3	63,03	0,84	295,18
QUARTIER ABIDJAN	0,35	41,5		37,2	11,5	27,86	4,57	117,17
ROUTE F1	0,19	1,1		8	0,85	10,09	0,54	28,74
ROUTE F2	0,08	34,2	13,27	36,5	11,8	20,89	0,5	100,99
SAGA	0,13	8,7	11,99	209	4,49	10,56	0,42	44,95
SAGIA	0,33	9,3	3,65	20,8	13,4	15,1	0,5	93,12
TALLAGUE	0,12	5,1		12	2,21	7,25	0,5	27,26
TOURAKOU	0,23	53,5	13,99	47	23,8	66,32	1,1	264,15
YANTALA	0,05	21,7		29,3	3,86	10,45	1,17	42,08
ZABARKAN	0,23	47,6	18,3	50,7	11,3	22,91	1,57	103,97

Les résultats de la première campagne (Tableau n° 1) montrent que seuls deux des dix neuf puits ont présenté des taux anormaux de nitrates (plus de 50mg/l concentration maximale admissible pour les eaux de consommation).

Les puits qui ont présenté des concentrations en nitrates supérieures à 50 mg/l sont situés à Bandabari et à Tourakou (Tableau n° 1) dans des zones perméables aux eaux d'infiltration (18).

A Bandabari où nous avons enregistré le plus fort taux de nitrate (Tableau n° 1) (209 mg/l), les eaux de ruissellement stagnent à environ trente mètres du puits pendant la saison des pluies.

Les zones d'accumulation des eaux de surface sur terrain perméable constituent les principales zones de recharge des nappes phréatiques. Elles peuvent aussi constituer des lieux de transfert des éléments polluants de la surface du sol vers les eaux souterraines.

Ces résultats nous ont amené à supposer que la présence importante de nitrates dans les puits situés à proximité des zones probables de recharge des nappes phréatiques serait due à l'intrusion dans les eaux souterraines de matières azotées par le biais des eaux d'infiltration.

4.2. DEUXIEME CAMPAGNE

Au cours de la deuxième campagne, nous avons étendue l'étude à d'autres puits. Cette extension avait pour but de découvrir de nouveaux puits qui présenteraient des taux importants de nitrates, les puits à fort taux de nitrate étant ceux qui sont les plus intéressants pour notre étude.

Nous nous sommes orientés un peu plus vers les puits situés à proximité des zones d'accumulation des eaux de ruissellement sur terrain perméable.

Pendant la deuxième campagne, les prélèvements, la conservation et la détermination des paramètres chimiques ont été effectués selon les mêmes méthodes et dans les mêmes conditions que pour la première campagne.

Tableau N° 2 : Résultats de la deuxième campagne
(Concentrations en mg/l)

PARAMETRES	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	Mg ⁺⁺	Ca ⁺⁺	Fer	DURETE TOTALE
BANDABARI 1	4,72	226,69	174,8	252	44,4	204,56	3,01	694,87
BANDABARI 2	1,89	15,02	76	100,5	20,1	50,41	3,25	209,08
BANGABANA	0,9	11,17	28,5	71	24,5	37	0,4	193,74
BANIFANDOU 1	0,48	2,7	13,5	7,2	0,5	49,75	1,29	126,44
BANIFANDOU 2	0,5	30,6	4,6	54,8	6	17,37	1,74	68,22
COLLINE	0,13	8,62	7,3	203	1,4	9,37	4,36	29,21
DANGAO	0,05	9,14		19,4	1	4,61	0,51	15,66
DAR-ES-SALAM	0,86	39,14	8,1	35,8	20,7	42,84	2,03	192,64
GARBADO	0,48	36,32	14,3	71,8	6,6	17,16	1,95	70,17
GAWEYE 2	2,49	120,98	129	84,8	106,8	185,38	4,63	904,77
HOU-HINZA	0,67	1,85	19,2	101,3	43,7	51,81	1,89	310,10
KARADJE	2,11	69,51	94,9	190	58,8	124,2	0,79	553,48
LAZARE	1,28	63,17	20	50,2	20,7	40,13	3,84	185,86
NOGARE	0,94	9,21	25,9	59,8	37,9	54,4	1,52	292,61
Q. ABIDJAN	3,06	80,35	23,7	95,5	17	39,86	1,1	169,90
R. FILINGUE 1	0,05	2,83		12,6	1,5	7,78	2,95	25,65
SAGA 1	0,94	2,38	9,4	100,2	37,9	49,8	1,64	281,11
SAGA 2	0,05	1,41	10,9	262,5	26,3	18,49	1,54	154,90
SAGIA	0,05	16,83	6,5	25,8	14,7	19,35	1,34	109,12
TALLADJE	0,05	3,31	1,2	8,7	1,4	4,53	1,43	17,11

4.3. TENEURS DES EAUX EN CERTAINS ELEMENTS INDICATEURS DE POLLUTION CHIMIQUE

Les résultats des différentes analyses des échantillons permettent de tirer les conclusions suivantes sur les teneurs des eaux en éléments indicateurs de pollution.

– Nitrates : 80 % des échantillons présentent des taux en nitrates de moins de 50 mg/l et 20 % présentent des taux anormaux supérieur à 50 mg/l ; voire même des taux de plus de 100 mg/l.

– Chlorure : 10 % des puits présentent des taux de chlorure supérieurs à 50 mg/l, et même des teneurs de plus de 100 mg/l de chlorure et 90 % des puits présentent des taux acceptables pour les eaux de consommation, (moins de 50 mg/l).

– Fer : 75 % des puits présentent des taux de fer inférieurs à 2mg/l. 8% des taux supérieurs à 4 mg/l et 17 % des taux compris entre 2mg/l et 4 mg/l.

– Sodium : Parmi les éléments chimiques dosés, le sodium peut être considéré comme l'élément le plus présent dans les eaux des nappes phréatiques à Niamey. Dans environ 75 % des puits, la concentration en sodium dépasse 30 mg/l tandis que dans les autres 25 % les taux sont supérieurs ou égaux à 100 mg/l de sodium.

– Demande chimique en oxygène et demande biochimique en oxygène : sur l'ensemble des puits des traces ont été enregistrées. C'est ce qui explique que ces deux paramètres ne figurent pas dans les deux tableaux des résultats.

– Autres éléments chimiques : l'arsenic, l'argent, le plomb, le baryum, le béryllium sont sous forme de trace. Dans tous les échantillons de puits analysés, leurs concentrations sont inférieures à 0,01 mg/l qui est le seuil de sensibilité de l'appareil utilisé pour les dosages.

CHAPITRE V. ETUDE DE CORRELATION

La corrélation est une méthode utilisée en chimie. Elle permet de vérifier la fiabilité d'une méthode d'analyse ou celle de résultats d'analyses. C'est une méthode qui est généralement utilisée pour l'élaboration des courbes d'étalonnage. Elle permet aussi d'établir certaines relations qui pourraient exister entre certains éléments chimiques présents dans un milieu.

A partir du rapport des concentrations de deux éléments, on obtient une droite dont la pente est le coefficient de corrélation. Le coefficient de corrélation est toujours compris entre 0 et 1. Ce coefficient de corrélation permet d'établir une éventuelle relation entre ces éléments. Plus la valeur du coefficient est élevée, plus le lien entre les deux éléments est probable.

Nous avons adopté cette méthode d'étude pour mettre en évidence la relation entre la présence anormale des nitrates dans les nappes phréatiques à Niamey et celle de certains éléments chimiques indicateurs de pollution. Dans la suite du rapport, nous présentons les résultats des différentes corrélations et leur analyse interviendront dans le chapitre des discussions.

Sur les figures donnant les coefficients de corrélation, nous remarquons une dispersion des points. Mais, malgré cette dispersion par résolution avec le logiciel Excel, nous obtenons une droite donnant un coefficient de corrélation. Cette dispersion montre qu'il n'y a pas une très bonne corrélation entre les paramètres ce qui explique les faibles coefficients de corrélation qui sont obtenus.

5.1. CORRELATION FER-NITRATE

Le fer est un élément très répandu dans le sol. On le rencontre dans les différentes formations géologiques : roches éruptives, argile, schiste, sable, calcaire, alluvions. Mais les eaux qui sortent de tous ces terrains n'en contiennent pas nécessairement (5).

Les concentrations de fer dissous dans les eaux souterraines peuvent être prédites sur la base de l'équilibre de solubilité.

La présence de fer soluble en quantité importante dans une eau souterraine est avant tout un indicateur de l'épuisement de l'oxygène dissous dans la couche aquifère. Par contre l'absence de fer dans une eau souterraine est typique d'un cas de couche aquifère qui contient de l'oxygène dissous plutôt qu'un indicateur d'absence de minerais qui contiennent du fer (6).

Selon BOLT et BRUGGENWERT (22), la solubilité des composés du fer dans le sol dépend de la valence du cation.

Les composés ferriques sont les moins solubles. Ils correspondent aux minéraux suivants : Hématite ($\alpha\text{Fe}_2\text{O}_3$) - Goéthite (αFeOOH) - Maghémite ($\gamma\text{Fe}_2\text{O}_3$) - Lepidocrocite (γFeOOH) - Stilpnosiderite $\text{Fe}(\text{OH})_3\text{nH}_2\text{O}$.

La mise en solution du fer est surtout liée à l'altération des minéraux ferromagnésiens ou des minéraux essentiellement ferrifère, beaucoup plus dans le sol agricole ou immédiatement sous celui-ci que dans les couches profondes. Ce n'est qu'une fois ces minéraux altérés que les phénomènes de solubilisation peuvent entrer en jeu.

Dans le sol (7), cette mise en solution est essentiellement le fait de micro-organismes qui produisent d'abord des phénomènes de réduction. Ce sont ces micro-organismes qui modifient le milieu.

La présence de matière organique, support des micro-organismes, y est indispensable. De plus, l'humidité du milieu, empêchant l'arrivée de l'oxygène, favorise la réduction. Il est donc nécessaire d'avoir un milieu anaérobie. Le fer est amené à l'état ferreux et passe en solution. Il pourra même y avoir production de sulfure de fer.

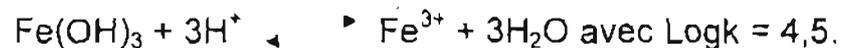
Le fer solubilisé peut passer directement dans les eaux souterraines, si les conditions d'oxydo-réduction, de pH et de HCO_3^- se maintiennent en profondeur. Par contre, s'il y a sous la zone de solubilisation une zone où les conditions d'oxydation peuvent se déclencher (aération, absence de micro-organismes, diminution de l'activité microbienne) et où il y a modification du

pH, du potentiel d'oxydo-réduction, de la teneur en CO_2 ou HCO_3^- , la précipitation d'hydroxyde ferrique peut avoir lieu. Cependant, cet hydroxyde peut encore migrer, sous forme d'ions complexes avec la silice et l'acide humique, jusqu'à la rencontre d'un milieu précipitant. Si ces protecteurs font défaut, l'hydroxyde ferrique est très rapidement fixé par l'argile.

Une intrusion de la matière organique dans les eaux souterraines peut provoquer un épuisement de l'oxygène dissout.

Cet épuisement rend les eaux agressives. Ainsi, les roches en contact avec les eaux sont attaquées et le fer solubilisé.

L'hydrolyse de l'hydroxyde ferrique se fait selon la réaction suivante:



Nous avons élaborer une courbe de corrélation fer-nitrate dans le but de voir si les nitrates des eaux du CT3 à Niamey proviennent de l'altération de roches ferrugineuses dans lesquelles ils sont contenus. Cette opération se justifie par le fait que Niamey est une zone qui est par endroit ferrugineuse (17).

La corrélation fer-nitrate permet d'évaluer le lien entre la présence anormale des nitrates dans les nappes phréatiques et une éventuelle dissolution de roches ferrugineuses dans lesquelles ils pourraient siéger.

La courbe de corrélation fer-nitrate donne un coefficient de corrélation $R = 0,43$ (figure 29, 30).

5.2. CORRELATION CHLORURE-NITRATE

Les eaux naturelles contiennent des chlorures à faibles quantités.

Celles provenant des roches granitiques sont pauvres en chlorure par rapport à celles des régions sédimentaires.

La présence des chlorures dans les eaux naturelles est l'une des causes majeures de la pollution.

L'infiltration des lixiviats et la diffusion de certains éléments de fosses septiques et de puisards utilisés comme moyen d'élimination des déjections humaines peuvent être des facteurs importants de pollution nitratée des eaux souterraines dans nos régions. Il est établi que les excréta et les urines contiennent de la matière azotée et des chlorures. L'homme élimine environ 6 à 10 g de chlorure par jour.

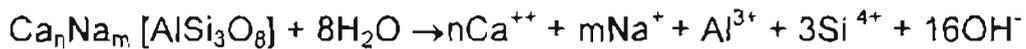
La corrélation chlorure-nitrate permet d'évaluer le lien entre la présence anormale des nitrates dans les nappes phréatiques et l'intrusion de la matière azotée-chlorée dans celles-ci.

Les figures n° 32, 33 donnent la corrélation chlorure-nitrate avec un coefficient de corrélation $R = 0,85$.

5.3. CORRELATION DURETE-NITRATE

Le calcium et le magnésium sont les éléments responsables de la dureté des eaux naturelles. Les roches calcaires sont de grands réservoirs de calcium et de magnésium. Sous l'influence des eaux d'infiltration et des eaux souterraines en contact avec ces roches, le calcium et le magnésium peuvent être transférés dans les nappes phréatiques. Selon les schémas suivants :

- Décomposition du plagioclase :



- Damouritisation à l'intérieur du plagioclase



- Décomposition Hornblende :



- Décomposition Pyroxène :



- Décomposition de Période $\rightarrow \text{SiO}_3^{--} + \text{Mg}^{++} + \text{Fe}^{++}$

Les ions Na^+ , Ca^{++} et Mg^{++} pourront quitter les silicates et le milieu d'altération. La matière végétale contient de la matière azotée transformable en nitrate et aussi du calcium et du magnésium. Mais la quantité d'azote qu'elle contient est 6 fois plus importante que celle du calcium, 10 fois plus que celle du magnésium (25).

La corrélation dureté-nitrate permet d'établir ou non un lien entre la présence anormale des nitrates dans les nappes phréatiques et une éventuelle dissolution de roches calcaires dans lesquelles ils pourraient siéger.

Les figures n° 33 et 34 donnent la corrélation dureté-nitrate avec un coefficient de corrélation $R = 0,74$.

5.4. CORRELATION SODIUM-NITRATE

Les déjections humaines contiennent des chlorures, de l'azote transformable en nitrate et du sodium (5).

Une courbe de corrélation nitrate-sodium nous permettrait de consolider les hypothèses qui pourraient être émises à partir de la corrélation chlorure-nitrate.

Les figures n° 35, 36 donnent la corrélation sodium-nitrate avec un coefficient de corrélation $R = 0,64$.

5.5. CORRELATION SODIUM-CHLORURE

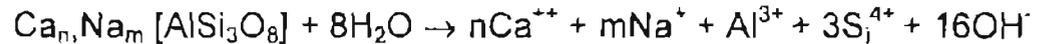
Les chlorures et le sodium qu'on trouve dans les eaux souterraines peuvent provenir des déjections humaines. Ils peuvent aussi provenir des réactions d'échanges d'ions dans le sol et dans le sous-sol selon les équations suivantes :



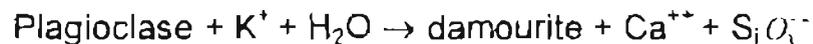
Où en écrivant en terme d'ion on a



Le sodium peut aussi provenir de l'altération des plagioclases sous l'effet de l'eau :



et de la Damouritisation à l'intérieure du plagioclase



La corrélation chlorure-sodium permet de renforcer les corrélations chlorure-nitrate et sodium-nitrate.

Les figures n° 37, 38 donnent la corrélation sodium-chlorure avec un coefficient de corrélation $R = 0,697$.

CHAPITRE VI : DISCUSSION DES RESULTATS

La composition chimique des eaux des nappes phréatiques à Niamey est très variée. Cette variation est à la fois spatiale et temporelle.

Pour ce qui est des nitrates, élément central de l'étude, on constate une augmentation des teneurs dans les nappes phréatiques dans le temps. Dans les puits à Gaweye et au quartier Abidjan, la concentration en nitrate est passée du simple au double en espace d'une année (tableaux 1 et 2).

On observe des cas extrêmes à Lazaret où la concentration a été multipliée par six dans le même temps (tableau 1 et 2).

Cette augmentation des teneurs en nitrate des nappes phréatiques peut être expliquée par les phénomènes suivants :

- Une diminution du niveau d'eau dans les nappes phréatiques causée par un phénomène d'évaporation. En effet, une baisse de la quantité d'eau des nappes par évaporation provoque une élévation des concentrations en substances dissoutes dont les nitrates.
- Une intrusion dans les nappes phréatiques de la matière organique azotée.

Les deux campagnes d'échantillonnage des eaux de puits ont été effectuées au cours de la même période (mois de Juillet).

Par conséquent, une très grande variation des teneurs en nitrate entre les deux campagnes d'échantillonnage en des points comme Gaweye , Lazaret et Quartier Abidjan (tableaux 1 et 2) permet de supposer que cette augmentation ne serait pas due essentiellement à une baisse du niveau des eaux dans les nappes phréatiques.

Si c'était le cas, on devrait avoir une variation uniforme des teneurs en éléments dissous pour tous les points d'une même nappe phréatique.

Par conséquent, on peut émettre l'hypothèse que les fortes variations des teneurs en nitrates des eaux du CT3 à Niamey proviennent :

- soit de l'altération de roches qui contiendraient des nitrates. Selon Block Burn (20) dans les minéraux silicatés, l'ion NH_4^+ occupe le site cristallographique K^+

- soit de l'intrusion dans les nappes phréatiques de la matière azotée.

La corrélation fer-nitrate avec un coefficient de corrélation $R=0,43$ montre que la présence du fer et celle des nitrates dans les eaux du CT3 à Niamey n'ont pas un lien important. De plus les concentrations en fer dans les eaux de puits sont faibles dans l'ensemble (voir tableaux 1 et 2). Par conséquent, une éventuelle dissolution de roches ferrugineuses, qui contiendraient des nitrates, en contact avec les eaux souterraines et qui seraient responsables de la nitratisation des eaux des nappes phréatiques à Niamey pourrait être écartée.

La corrélation nitrate-dureté donne un coefficient de corrélation $R=0,738$; de part ce coefficient nous pouvons émettre l'hypothèse que la dissolution des roches contenant du calcium et du magnésium participeraient à la nitratisation des eaux des nappes phréatiques à Niamey. Mais cette participation ne serait pas la plus importante, car le coefficient de corrélation nitrate-dureté n'est pas le plus élevé des coefficients de corrélation.

La corrélation chlorure-nitrate donne le coefficient de corrélation le plus élevé de toutes les corrélations avec $R=0,85$.

De part ce coefficient de corrélation nous pouvons émettre l'hypothèse que l'intrusion des matières organiques azotées et chlorées dans les nappes phréatiques pourrait être l'une des principales causes de nitratisation des eaux des nappes phréatiques à Niamey.

Les taux très élevés de nitrate enregistrés à la première campagne à Bandabari et l'accumulation des eaux de ruissellement à proximité du puits qui a présenté ces taux, laisse supposer que les nitrates de ce puits proviendraient de l'infiltration des lixiviats dans la nappe phréatique.

Les résultats obtenus à Bandabari 2, à Bangabana et à Garbado (tableaux 1 et 2) sur des puits situés à proximité des zones d'accumulation d'eau de ruissellement sur terrains perméables au cours de la deuxième

campagne ne confirment pas l'hypothèse que les zones probables de recharge des nappes phréatiques soient les sources potentielles de nitrates des eaux souterraines à Niamey.

Les puits sur lesquels nous avons prélevé les échantillons d'eau au cours des deux campagnes sont tous protégés contre les eaux de ruissellement. Mais, n'étant pas tous couverts, une intrusion de débris végétaux ou de lézards pourraient apporter des nitrates. Cet apport peut être considéré comme faible par le fait que les puits sont très souvent nettoyés.

Les puits aux taux élevés en nitrates sont situés dans des concessions où leur environnement est plus ou moins salubre.

Les plus forts taux ont été enregistrés à : lazaret, Bandabari, quartier Abidjan, Karadjé et Gaweye (tableaux 1 et 2).

- A Lazaret, à une vingtaine de mètres au Nord-Ouest du puits sur lequel nous avons prélevé l'échantillon d'eau, se trouve un ancien puits transformé en fosse d'aisance.

- Au quartier Abidjan, la fosse d'aisance qu'utilise la famille est à moins de dix mètres du puits.

- A Bandabari, à une dizaine de mètres à l'Est du puits sur lequel nous avons prélevé l'échantillon d'eau, se trouve un ancien puits transformé en fosse d'aisance.

- A Karadjé, nous n'avons pas trouvé de fosse d'aisance aux alentours du puits sur lequel nous avons prélevé l'échantillon d'eau. Mais, à moins de quatre mètres de celui-ci se trouve un puisard utilisé par la famille.

- A Gaweye, nous avons trouvé un puisard situé à environ dix mètres du puits sur lequel nous avons prélevé l'échantillon d'eau. Selon les utilisateurs, le puisard a dix neuf ans d'existence et n'a jamais fait l'objet de vidange.

Les puits à fort taux de nitrates sont situés à proximité d'anciens puits transformés en fosse d'aisance ou de puisards.

Certaines fosses d'aisance sont creusées jusque dans la nappe. L'usage de ces fosses et la transformation d'anciens puits en fosse d'aisance, entraîne un contact permanent entre les déchets de ces fosses et les eaux

des nappes phréatiques en ces lieux. Cela favorise un échange important entre ces fosses et les nappes phréatiques.

Comme tout ion en solution, les ions nitrates ont la possibilité de migrer suivant un gradient décroissant.

A la lumière de ces observations et hypothèses, nous pouvons dire que les nitrates des puits à fort taux de nitrate ont très probablement pour origine les anciens puits transformés en fosses d'aisance et les puisards. Ces nitrates prendraient naissance dans les fosses septiques et diffuseraient aux alentours de ces sources. C'est ainsi qu'ils se retrouvent en une forte concentration dans les eaux à proximité de leurs sources.

En plus des nitrates, le sodium est un élément qui est très présent dans les nappes phréatiques à Niamey. Mais nous ne pouvons pas attribuer cette présence anormale du sodium aux seules déjections humaines malgré qu'elles en contiennent, parce que, dans les eaux de puits à faible concentration en nitrates, nous avons enregistré de très forts taux de sodium. Les chlorures et le sodium peuvent provenir de la dissolution de sel des roches sédimentaires.

CONCLUSION

Cette étude lève certaines incertitudes des études antérieures sur la pollution nitratée des nappes phréatiques de la communauté urbaine de Niamey.

Elle apporte des données nouvelles sur :

- la participation des zones d'accumulation des eaux de ruissellement sur terrains perméables à la pollution nitratée des nappes phréatiques à Niamey.
- l'identification des sources potentielles de nitratisation des nappes phréatiques à Niamey.
- le danger encouru par certaines populations de la ville de Niamey.

Les teneurs élevées en nitrates de certaines eaux souterraines prouvent que les nappes phréatiques à Niamey connaissent à certains endroits une très grave pollution nitratée .

Les résultats enregistrés aux voisinages des zones à forte infiltration montrent que la participation des eaux d'infiltration à la pollution nitratée des nappes phréatiques n'est pas très importante comparativement à d'autres sources de pollution.

La pollution nitratée des nappes phréatiques à Niamey est principalement causée par une intrusion dans les eaux souterraines de matières organiques azotées.

Cette intrusion dans les nappes phréatiques de la matière organique est principalement due à l'usage d'anciens puits ou de puisards profonds comme moyens d'élimination des excréta, urines et autres déchets .

Cette pollution nitratée amenuise les ressources hydrauliques saines de la communauté, car les teneurs en nitrates de plus de 200mg/l rendent les eaux souterraines impropres à la consommation.

A Niamey, dans certains forages alimentés par les nappes hydrogéologiques, les eaux présentent de taux anormaux en nitrates (plus de 200 mg/l)

Cette étude hydrochimique montre la nécessité d'une autre étude, mais à une plus grande échelle, en vue de l'établissement d'une carte sur laquelle sera mentionnées les zones à risques qui présenteront le maximum d'anciens puits transformés en fosse d'aisances et de puisards profonds.

Elle montre également la nécessité de la mise sur pied d'une équipe pilote de sensibilisation des populations par rapport au phénomène de pollution des nappes phréatiques à partir des fosses septiques, cette sensibilisation s'avère indispensable parce que, les ressources hydrauliques, au Niger, sont essentiellement constituées des eaux souterraines.

BIBLIOGRAPHIE

1. M.V.K Siva KUMAR Resource Management Program, ICRISAT Sahelien Center, « CLIMATE OF NIAMEY » (1986).
2. Sophie KEHREN « L'agglomération de niamey, contribution à une meilleure connaissance des disponibilités et besoins en eau » (1996).
3. Bakari Mohamed SEMEGA ; Christian ARNAUD ; Raoul CARUBA et Jean PIRO Faciès Hydrochimique et minéralisation des eaux souterraines côtières de la nappe du Trarza (Mauritanie). Journal Sochini N°6 (1996).
4. Monique TARDAT-HENRY et Jean-Paul BEAUDRY « Chimie des eaux » (1984), Ed Le Grifou d'argile inc.
5. Jean RODIER ; Bazin , G. BROUTIN, J. P. ; CHAMPSAUR, H. « Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer ». Ed. Dunod, (1996).
6. Jean BOUTOU, « Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson ». Ed. Masson, (1983).
7. H.SCHOELLER « Les eaux souterraines ». Ed Masson & Cie (1962).
8. Rapport Banque Mondiale « sur le développement dans le monde 1992, Le développement et l'environnement », (1992).
9. CHRIST , WOLFGANG ; FISCHERHOF, HANS, KLASSENY CLARENCE W.C. et al OMS : « quelques aspects de la protection des eaux contre la pollution choix des communications présentés à la conférence sur les problèmes de la pollution des eaux en Europe » (1963).
10. Maurice BLANC, et Al. « Alimentation en eau en milieu rural tropical » (1958).
11. Jocelyne JACOB, « Etude de quelques types de quartiers à Niamey » (1970).
12. Maurice F., STRONG, « Sur le chemin de RIO » (1992).
- 13 ORANA Dakar Sénégal « Les maladies diarrhéiques dans le Sahel, Données épidémiologiques et premiers résultats des programmes de lutte » (1989).
14. CARMOUZE J.P, « La régulation hydrogéochimique du lac Tchad coll. Travaux et documents de l'ORSTOM » (1976).
15. OMS « Risque pour la santé du fait de l'environnement Genève » (1972).

16. Mme NAFIS SDIK, « Etat de la population mondiale FNUAP » (1996).
17. OMS « la décennie internationale de l'eau potable et de l'assainissement examen des progrès accomplis » (1990).
18. BRGM « programme d'urgence pour le renforcement de l'alimentation en eau potable des quartiers de la périphérie de Niamey (Evaluation des besoins, stimation des ressources disponibles et schéma général d'approvisionnement à moyen et long terme des quartiers périphériques) » (1984).
19. Maxime MONFORT: « Reconstitution géologique des aquifères du continental terminäl dans la région de Niamey » (1996).
20. A JOSEPH P. GIRARD « Etude de la pollution en nitrate des aquifères de socle exemple la nappe de Niamey » (1990).
21. SIDIKOU Arouna Hamidou « Etude de géographie socio-urbaine de Niamey de doctorat d' Etat de géographie » Rouen (1980).
22. Michael J. SUESS. Jean. W. HUISMANS. « La gestion des déchets dangereux » (1984).
23. Hugues DUPRIEZ, Philippe DE LEENER « Les chemins de l'eau, ruissellement, irrigation, drainage » (1990).
24. Lallemand BARRES, A ; J.C. ROUX, « Guide Méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine Orléans BRGM CEDEX », Ed ISBN (1989).
25. H. CHAMAYOU ET J.P. LEGROS « Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol ». Ed. Masson (1989).
26. STEVEN JAN KOVIC « Manuel de chimie de l'environnement » OMS publication offset N°11 (1974).
27. M.M.L BALDY, AM. BRUCE, R. CABRIDENC, F. EDELINE,
B.HURLET, Mme LERENARD, A LE START, R. MARCHETT, J.
PRAT. Melle, RAISON, M ROGEON, H. RUFFER, J.O.
SANDWICK. « La pollution des eaux, quelques problèmes d'actualité »
Collection de l'A.N.R.T. (1996).

28. PIBGNINA BAZIE. « Etude expérimentale et modélisation des transferts verticaux d'eau en milieu poreux non-saturé. Application à la recharge des nappes de socle en climat Soudano-Sahélien ». Thèse de doctorat. Orléans (1993).
29. Jean Louis CHLEP ; Hugues DUPRIEZ « Eau et terre en fuite » CI BESS (1984).
30. F. MEINCK, H. STOOFF, H. KOH. LSCHUTTER, « Les eaux résiduaires Industrielles » (1977).
31. ROLAND POSS « Transferts de l'eau et des éléments minéraux dans les terres de Barre du Togo ». Thèse d'Etat. Orléans (1991)
32. LESTER R. BROWN « L'Etat de la planète ». Ed. Offest. (1989).
33. Rapport Séminaire international « assainissement urbain Niger ». (1982).
34. Marie-Claude VILAND « Mise au point de la technique de contrôle bactériologique de l'eau au Niger » (1988).
- 35 Jocelyne JAKOB « Etude de quelques types de quartiers à Niamey » (1970).
- 36 OMS « Directive de qualité pour l'eau de boisson » (1984).
- 37 DUNCAN MARA & SANDY CAIRNCROSS « Guide pour l'utilisation sans risques des eaux résiduaires et des excreta publication » OMS et PNUE (1991).
- 38 MICHEAL J. SUESS. JAN.W. HUISMANS « la gestion des déchets dangereux » 1984
- 39 ACADEMUY of sciences Washington, D.C. « Expansion des ressources en eau dans les zones arides techniques prometteuses et possibilité de recherches National » (1977).
- 40 Rapport experts OMS Genève « La réutilisation des effluents : méthode de traitement des eaux usées et mesures de protection sanitaire » (1973).
- 41 BRGM Orléans Cedex « Guide méthodologique d'établissement des périmètres de protection des captages d'eau souterraine destinée à la consommation humaine » (1989).
- 42 Brou KOUAME et Jean-Marie MASSON « Variabilité des régimes pluviométriques en Afrique de l'Ouest et centre non Sahélienne » (1977).

42. Colloque tenu à Montpellier « Interactions entre l'eau souterraine et son milieu » (13-15 mars 1978).
43. Jones, David HOWELL, « Approvisionnement en eau et évacuation des déchets Washington : Banque mondiale » (1980).
44. Niger Ministère du plan : « traitement et de valorisation des déchets urbains à Niamey Paris : Genia », (1989).
45. DELLERE, ROBERT. Agrotechnik ; CTA terres et vivres : « concilier protection et production » Waeningen (NL) : CTA, (1989).
46. COGELS F.X ; GAC J.Y, « Etude chimique des eaux du Lac de Guiers et leur évolution annuelle (Sénégal) approche des mécanismes de la régulation hydrogéochimique, géodynamique ORSTOM » (1986).
47. CIKUB JACZALA C., « Profils isotopiques (oxygène 18 et deutérium) de fluides (au liquide, vapeur et CO₂) de la zone non saturée en climat désertique : application à l'évaluation des nappes libres au Sahara Nord occidental thèse de doctorat en sciences un de Paris Sud » (1986).
48. DESCONNETS J. C, TAUPIN J.D. « Etude des zones endoreiques en zone Sahélienne : rapport de la campagne » (1991).
49. GAMPAKA, EUGENE « Préserver l'environnement pour un développement durable Niamey III de la CUN volet PASCA » (1990).
50. O'CONNOR, DAVID : « la gestion de l'environnement dans les pays en voie d'industrialisation OCDE Paris » (1994).
51. ORSTOM : « Monographie hydrologique du fleuve Niger tome II Cuvette Lacuste et Niger moyen » (1970).
52. VEIL, SIMONE, NAKAJIMA, HIROSHI : « Notre planète, notre santé rapport de la commission OMS santé et environnement OMS Paris » (1992).
53. CLARKE, R. Water «The international crisis, Londres, Earth can publications» (1991).
59. KASSAS, M. «Drought and désertification Land use policy», (1987).

60. HUEB, J.A. « El Programa de control de perdidas como estrategia para el desarrollo de instituciones de agua potables y Saneamiento. Lima, CEPIS» (1986).
61. Sabesp/cnec «Master plan for utilization of the hydraulic resources for the São Paulo» (1986).
62. CAIRNCROSS, S & Feachem, R. G. «Environmental degradation health engineering in the tropics-an introductory text. Chichester, John Wiley and sons» (1983).
63. Wite, G: et Al Drawers of water : «domestic water use in East Africa Chicago, university of Chicago press» (1972).
64. WARNER , D.B. & LAUGERI, L. Health for all ; the legacy of the water decade. Water international, 1972
65. VAN DERSCHALIE, H. ASWAN DAM Revisited – «the blood fluke thrives Environment» (1974).
66. ROSENFELD, P.A. « The management of schistosomiasis. Washington, D.C., resources for the future » (1979).
67. MARIE-LISE SABRIE, « Sciences au Sud Dictionnaire de 50 années de recherche pour le développement ORSTOM » (1994).
68. OMS « L'Urbanisation et ses incidences, sur la santé de l'Enfant possibilité d'action Genève » (1990).
69. SMIL, V. « The bad earth environment degradation in China N.Y, M.E Sharpe and London, Zed presse » (1984)
70. SNYDER, J.D. & MERSON, M.H. «ampleur du problème des diarrhées aiguës Analyse des données de surveillance active Bulletin de OMS» (1982).
71. OMS « Risque pour la santé du fait de l'environnement Genève » (1972).
72. Dr. HIROSHI NAKAJIMA « Santé du monde (magazine de l'OMS 49 ° année, n°1 » (1996)
73. Rapport du comité régional d'experts OMS « Evacuation des déchets (série de rapports techniques AFRO N°2 OMS bureau régional de l'Afrique Brazzaville) » (1976).

74. M. MICHEL BARNIER « Office international de l'eau (les nouvelles éditorial) » (1993).
75. OMS « Evacuation rapide des sources de pollution de l'air, de l'eau, et du sol Genève » (1982).
76. OMS « La salubrité de l'environnement (femme santé et environnement) » (1995).
77. OMS « La voie de la santé pour un monde durable santé, environnement et développement durable Genève » (1996).
78. OMS « Amélioration d'hygiène de l'environnement dans les habitats pour faibles revenus. Comment définir les besoins et priorités au niveau communautaire Publication OFFSET » (1989).
79. Rapport d'un comité d'experts de l'OMS « L'hygiène de l'environnement dans l'aménagement urbain Genève » (1991).