

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN).

Mohamed Rédha MENANI*

RÉSUMÉ

La diminution des ressources en eau exploitables amène les gestionnaires à rechercher des solutions palliatives pour subvenir à des demandes sans cesse croissantes.

La recharge artificielle des nappes d'eau souterraine par des ressources qui sont souvent acheminées sur de longues distances, est un mode de mobilisation adopté notamment dans les régions arides.

Le coût souvent élevé des travaux pour la mise au point de ces opérations est contrebalancé par les avantages indéniables que procure ce moyen :

- mobilisation de la ressource dans les zones où elle est largement disponible ;
- injection par différents moyens dans des zones aquifères aux caractéristiques hydrodynamiques connues ;
- un mode de stockage qui permet de conserver la ressource à l'abri de l'évaporation, à l'inverse des stockages dans les barrages et retenues qui sont confrontés par ailleurs aux apports solides qui diminuent considérablement leur capacité;
- la recharge artificielle bénéficie également d'un moyen de transport naturel lorsqu'il est tenu compte de la répartition du gradient hydraulique de l'écoulement souterrain lors des choix des zones d'injection.

La recharge artificielle par infiltration directe sur des zones perméables constitue un des moyens les plus usités. Or, ces zones sont également les plus vulnérables à la pollution.

Si la perméabilité du milieu aquifère et celle des terrains qui le surmontent est un facteur important dans la propagation d'un polluant, la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines est en fait régie par la combinaison de nombreux facteurs qui contrôlent et affectent la circulation d'eau souterraine.

L'approche de la cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines d'une région donnée, combinée à la répartition des sites favorables à la recharge artificielle, constituent un outil d'aide à la décision du choix des zones de recharge qui tient compte de l'aspect environnemental. Cette approche est appliquée à la plaine d'El Madher, située juste au nord de la ville de Batna (Nord-Est algérien).

Mots clés - Eaux souterraines - Recharge artificielle - Pollution - Vulnérabilité.

* Département des Sciences de la Terre – Faculté des Sciences, Université de Batna – Rue Chahid Boukhoulouf - Batna 05000 – Algérie.

E-mail : menani_redha@univ-batna.dz

- *Manuscrit déposé le 05 Avril 2009, accepté après révision le 30 Août 2009.*

DETERMINATION OF THE ARTIFICIAL RECHARGE ZONES OF THE EL MADHER ALLUVIAL AQUIFER (BATNA REGION, NORTH-EAST OF ALGERIA).

ABSTRACT

Reduction of water resources has led water managers to search for adequate solutions to respond to increasing demand.

Artificial recharge of aquifers by resources transported from far away is a mobilization mode adopted especially in arid areas. The cost of this operation is often very expensive but counterbalanced by the advantages provided by this mean :

- mobilization of this resource in zones where it's very available;
- injection by different means in aquifer zones whose characteristics are known;
- a storage mode which allows to conserve resources from evaporation, as opposed to storage in dams that are also confronted to deposits that reduces considerably their capacity;
- artificial recharge can also benefit from natural mean of transport when it takes into account the groundwater hydraulic gradient at a time of choosing injection zones.

Artificial recharge by direct recharge on permeable zones constitutes the most used mean but such zones are the most vulnerable to pollution.

If the aquifer conductivity and that of the vadose zone is an important factor for pollutant propagation, the groundwater pollution potential is determined by many factors that control and affect the groundwater circulation.

The cartography of the groundwater pollution potential of a given area, combined to repartition of favourable zones to artificial recharge, constitute a tool to decision making concerning the choice of recharge zones that takes into account environmental aspects. This approach is applied in the El Madher Plain which is located in the North of Batna city (North-East of Algeria).

Keywords - Groundwater - Artificial recharge - Pollution - Vulnerability.

1- LA RECHARGE ARTIFICIELLE

La recharge artificielle, répond selon les cas, à trois préoccupations principales que l'on peut classer par ordre d'importance croissante :

- la modification de la qualité de l'eau;
- la restauration d'un équilibre perturbé;
- l'accroissement de la ressource et l'optimisation du régime d'exploitation.

Ce dernier point est l'objectif principal qui est recherché dans les régions arides et semi-arides compte tenu de la faiblesse de leurs ressources en eau.

1.1- L'infiltration provoquée en nappe libre

Si l'on considère uniquement le cas des aquifères à nappes libres, cas le plus général, les dispositifs mis en œuvre pour l'infiltration provoquée varient du plus simple au dispositif le plus complet :

- les lits de cours d'eau aménagés (élargissement du lit principal ou des bras secondaires avec scarification du fond, création de plans d'eau derrière des digues,...);
- les bassins :

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL
DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN).

* de «plein terrain» qui sont utilisés tels quels;

* à végétation : dans ce cas, l'épaisseur de la tranche d'eau est maintenue à hauteur de 0.3 m afin d'éviter le dépérissement de la végétation qui entraîne à la fois le colmatage du fond et la pollution organique de l'eau;

* à sable : le fond est tapissé d'une couche de sable qui déborde parfois sur les berges. Le diamètre d_{10} du sable est compris habituellement entre 0.2 et 0.3 mm avec un coefficient d'uniformité de 2. Plus le diamètre des grains est homogène, mieux on évitera l'auto-colmatage sous l'effet de la pression d'écoulement. Cette couche est le support de l'épuration mécanique et biochimique. Les effets de l'auto-épuration sont d'autant plus marqués que l'épaisseur de sable est grande. En pratique, une épaisseur de 0.5 m est satisfaisante. La tranche d'eau est variable (de quelques dm à plusieurs m);

- on signalera également l'épandage des crues qui se pratique dans de nombreuses plaines arides en Afrique ou en Asie et qui est beaucoup plus un mode d'alimentation qu'un dispositif.

1.2 - Le prétraitement

A l'amont de toute opération de recharge dans les bassins, le prétraitement par décantation est indispensable pour baisser la charge solide des eaux (généralement à moins de 1g/l).

Par ailleurs, des opérations de hersage, labourage ou de mise en place d'un tapis végétal dans les bassins contribuent à l'entretien et à la diminution du colmatage des couches filtrantes; le colmatage étant le principal inconvénient qui limite la durée de vie du dispositif et conduit au renouvellement de la couche de sable. La durée d'activité sans entretien de la

couche de sable dépend de la qualité de l'eau injectée. La mise en place de préfiltres (généralement des graviers de 5 à 12 mm) ainsi qu'une aération intense de l'eau par un écoulement en cascades à l'amont des bassins de recharge améliore sensiblement le rendement du dispositif (Bize et *al.*, 1972).

Des moyens de prétraitement plus performants, en améliorant considérablement la qualité de l'eau, contribuent à améliorer le rendement global du dispositif (tamisage, injection de coagulant et de charbon actif (adsorption des produits tensioactifs)).

Un autre procédé consiste à coupler la recharge avec le lagunage dans le même bassin. Le lagunage dure environ 2 semaines. A son arrivée dans le bassin, l'eau se charge en oxygène en cascades. Par ailleurs, les algues et diverses espèces de plancton produisent de grosses quantités d'oxygène (qui peut dépasser le triple de la valeur à saturation). Cet oxygène permet la destruction bactérienne des corps en solution. L'activité chlorophyllienne du plancton décompose le CO_2 , ce qui provoque une diminution massive des bicarbonates et un adoucissement partiel de l'eau, ainsi qu'une disparition des colibacilles notamment en période d'ensoleillement.

Malgré ses effets bénéfiques, le lagunage aboutit à un colmatage relativement intense à la suite de la précipitation des produits carbonatés et de la prolifération d'algues.

Un bassin d'alimentation constitue en lui-même une véritable usine de traitement dans laquelle on doit tenter d'établir un équilibre entre les conditions chimiques, biologiques et physiques de l'eau et du milieu filtrant en vue de l'épuration optimale.

Le cycle biologique des bactéries qui minéralisent les matières organiques en solution, a tendance à accroître la teneur en sels miné-

raux. Ces différentes opérations s'accompagnent d'une consommation d'oxygène et d'une production d'acide carbonique.

La teneur en oxygène doit être suffisante pour assurer une oxydation complète des substances organiques dans les filtres et contrecarrer la tendance des eaux souterraines à se charger en fer et en manganèse.

2 - PROCESSUS ET PROPRIÉTÉS QUI AFFECTENT LES CONTAMINANTS

L'atténuation d'un contaminant lors de son trajet à travers le sol, la zone aérée et dans l'aquifère est contrôlée ou affectée par divers processus physiques naturels et des réactions chimiques qui conduisent au changement de son état. L'étendue de ces réactions dépend des conditions présentes comme par exemple le pH, le potentiel redox, la taille des grains, la surface de la zone,.... Les processus chimiques dans les systèmes hydrodynamiques sont complexes et dépendent aussi bien des caractéristiques propres des aquifères que des propriétés individuelles des contaminants (Cherry et al., 1984).

Les paramètres qui ont un rôle dans l'atténuation d'un contaminant sont principalement: la densité, la solubilité, la sorption, la biodégradation, l'oxydoréduction, la dilution, l'hydrolyse, la dispersion, la viscosité, la filtration mécanique, les échanges ioniques, la volatilisation et la neutralisation (fig.1).

Le degré d'atténuation dépend quant à lui :

- du temps de contact entre le contaminant et le matériel à travers lequel il transite ou circule;
- de la taille des grains et les caractéristiques physico-chimiques des matériaux de l'aquifère, ainsi que ceux de la zone aérée et du sol;
- de la distance parcourue par le contaminant.

Pour beaucoup de matériaux, plus le temps de contact augmente, plus la surface spécifique des grains augmente, et plus la distance parcourue est grande, plus le degré d'atténuation du contaminant est important.

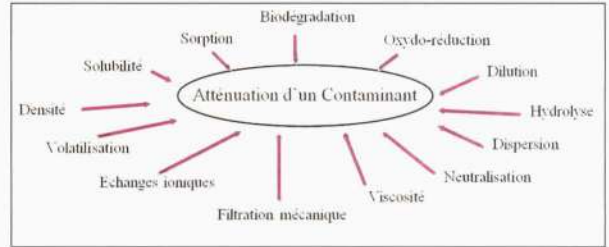


Fig. 1 - Principaux paramètres ayant un rôle dans l'atténuation d'un contaminant

Principal parameters having a role in the attenuation of a contaminant

Avant d'atteindre la zone saturée, un contaminant traverse le sol et migre par la zone aérée. Les processus d'atténuation qui s'y déroulent sont surtout la biodégradation, la neutralisation, la filtration mécanique, la volatilisation, la dispersion et des réactions chimiques.

Le degré de biodégradation et de volatilisation diminue avec la profondeur. De même que le type de matériau intervient dans la longueur du trajet et donc dans la propagation du contaminant.

Dans un milieu aquifère, un contaminant va être confronté généralement aux processus suivants :

- le contaminant est transporté en fonction de sa densité dans la direction de l'écoulement souterrain (le cas inverse peut exister mais il est rare). Dans les conditions idéales d'homogénéité des matériaux de l'aquifère, le contaminant va commencer à se disperser selon une forme elliptique (Pye et al., 1983; Todd, 1980). Le mouvement de dispersion de l'enveloppe dépend de la densité du contaminant, des caractéristiques géologiques de l'aquifère et de la réaction naturelle du contaminant. Dans les

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL
DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN).

conditions géologiques très homogènes, plus le contaminant est dense, plus il migre à la base de l'enveloppe. S'il est moins dense, il est entraîné par la vitesse de l'écoulement jusqu'à flotter à la surface de l'aquifère dans le cas d'une très faible densité;

- le contaminant est généralement partiellement dissous dans l'eau. La solubilité d'une substance dans l'eau dépend des variations de température, de pression et de pH ainsi que du potentiel redox et des concentrations des autres substances dans l'eau. Les substances dissoutes peuvent précipiter, par exemple, par l'introduction d'autres substances en solution qui changent l'équilibre des concentrations ou qui réagissent chimiquement avec les substances dissoutes. Les produits de précipitation contribuent cependant à l'obstruction des pores de circulation et donc à la diminution de la conductivité hydraulique;

- le contaminant, en rentrant en contact avec les matériaux à travers lesquels il circule ou transite (sol, zone aérée, aquifère), est soumis à la sorption qui est en fait la combinaison de l'adsorption et de l'absorption et qui agit d'autant plus que les surfaces spécifiques des grains sont grandes. Les particules colloïdales dont le diamètre varie entre 10^{-3} et 10^{-6} mm ont tendance à avoir de grandes charges à leur surface (Freeze et Cherry, 1979) et donc de grandes capacités de sorption. Le pH de l'eau et la structure cristalline du minéral constituant la matrice ont un effet direct sur la charge à la surface des particules. Les eaux à pH élevé et les matériaux à forte composition cristalline produisent typiquement des charges négatives à la surface des grains qui favorisent la sorption de cations (Matthess et Harvey, 1982). En général, plus la concentration d'une substance en solution augmente, plus la quantité sorbée augmente;

- en milieu aquifère, le contaminant est également soumis au processus d'échanges ioniques

qui est similaire à la sorption, avec des échanges qui se font cependant uniquement à la surface des particules. Les minéraux argileux sont les plus prédisposés à ces échanges. Il s'agit notamment des particules colloïdales dont le diamètre varie entre 10^{-3} et 10^{-6} mm. Ces échanges se produisent à la suite de déséquilibres dans la balance ionique qui sont dues essentiellement à des imperfections ou substitutions ioniques à l'intérieur des particules ou des cristaux et à des réactions de dissociations chimiques à la surface des particules. Dans le cas des silicates par exemple, les ions d'aluminium se substituent aux ions de silicium formant ainsi un déséquilibre à la surface du minéral. La nature de la charge qui est développée en surface dépend du pH. Des charges positives apparaissent quand le pH diminue tandis que les charges négatives correspondent à une augmentation de pH. La matière organique, comme le humus et les racines de plantes, ont de grandes capacités d'échanges ioniques (Davis et DeWeist, 1966; Matthess et Harvey, 1982). Les minéraux argileux font préférentiellement des liaisons avec le zinc et le mercure ainsi qu'avec des éléments radioactifs tels le rubidium, le césium et le strontium. Les échanges ioniques peuvent procurer un moyen d'atténuation des métaux lourds et certaines substances organiques si les liaisons sont suffisamment fortes;

- l'oxydation et la réduction combinées sont un autre processus important car avec le pH, ils contrôlent la solubilité des substances dans l'eau. C'est la teneur d'oxygène dissous dans l'eau qui va conditionner le processus dominant, oxydation ou réduction. L'oxydation peut être initiée dans les eaux souterraines soit par la présence ou l'introduction d'agents oxydants comme le permanganate de potassium ou encore grâce au changement de valence de certains ions comme Fe^{3+} et Mn^{3+} . En général, le processus d'oxydation augmente sous les climats chauds et humides. Les microorganismes sont responsables dans une large proportion

des réactions d'oxydo-réduction qui se produisent dans les eaux souterraines. Ce sont surtout les bactéries qui contiennent des enzymes. Les bactéries et leurs enzymes utilisent le processus redox pour se procurer l'énergie nécessaire pour la synthèse des cellules et leur maintenance. Matthess (1981) achève le traitement des eaux souterraines contaminées par l'arsenic en injectant du permanganate de potassium qui en accélère la précipitation.

L'injection d'une eau préalablement aérée (oxygénée) dans un aquifère améliore sa qualité en stimulant le fer et le manganèse des bactéries. Les bactéries activent le mécanisme d'adsorption-oxydation qui précipite les hydroxydes de fer et de manganèse (Rott, 1981). Parmi les autres composés chimiques susceptibles à l'oxydation on citera les phénols et les amines aromatiques;

- le processus de biodégradation qui peut se produire aussi bien dans le sol, la zone aérée que dans la zone saturée, résulte de la transformation des enzymes des composés organiques par les microbes et principalement par les bactéries de moisissures, actinomycètes, algues et les levures. Le traitement biologique peut éliminer les déchets organiques en les transformant en des formes inoffensives, en les dégradant par une transformation en dioxyde de carbone et en méthane (Kobayashi et Rittmann, 1982). Les bactéries et les microbes ont besoin d'éléments nutritifs pour produire les enzymes nécessaires pour attaquer les composés organiques. Plusieurs microbes ont besoin d'oxygène, d'eau et d'éléments nutritifs comme le carbone, l'azote, le phosphore et les traces de métaux. Les processus métaboliques de plusieurs types de bactéries sont efficaces énergiquement et aident certaines réactions comme la réduction et la nitro-réduction (Kobayashi et Rittmann, 1982). Dans un milieu naturel, la biodégradation dépend de plusieurs facteurs : potentiel redox; oxygène dissous; pH; tempé-

rature; présence d'autres composés; salinité et concentration des substances. Les composés organiques doivent être plus ou moins solubles dans l'eau pour pouvoir être utilisés par les microbes. Par ailleurs, une très faible concentration en composés organiques peut poser problème car certains organismes ont besoin d'un taux minimum pour survivre et produire les enzymes nécessaires. Certains composés organiques sont très résistants à la biodégradation, tels que les pesticides, les plastiques, les solvants et les composés chlorurés comme le DDT. Les actinomycètes et les levures sont connues pour leur pouvoir d'attaque de plusieurs variétés de composés organiques complexes, de plus ces microbes peuvent se développer sous de faibles conditions nutritives, de grands écarts de températures et de pH. Dans une étude conduite par Ehrlich et *al.* (1982), un aquifère contaminé par les phénols et des composés hydrocarbonés (naphtalène) a montré une réduction significative de ces contaminants à 1000 m de la source de contamination. Cette atténuation a été attribuée à une dégradation anaérobie des composés hydrocarbonés par les bactéries;

- l'hydrolyse qui est la fragmentation des substances par l'eau et ses ions H^+ et OH^- , dépend du pH, de la concentration des ions H^+ et OH^- en solution ainsi que du potentiel redox (Matthess et Harvey, 1982). L'hydrolyse est plus efficace à température élevée, faible pH et faible potentiel redox. L'hydrolyse est une réaction de base dans les processus de désagrégation qui se déroulent sur les roches et aide à la production des argiles et des sols. Certains composés organiques peuvent être transformés par hydrolyse en simples composés qui peuvent être par la suite assimilés à travers d'autres processus (cas de l'Ester qui est transformé en simple alcool et acide qui sont moins dangereux dans l'eau). L'hydrolyse est un important processus dans l'atténuation des pesticides;

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL
DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN).

- la volatilisation permet une atténuation des composés qui sont résistants à la dégradation ou qui sont absorbés partiellement ainsi que ceux qui présentent une faible solubilisation et de fortes pressions de vapeur (Callahan et *al.*, 1979; Brown et *al.*, 1983). Les matières organiques sous fortes pressions de vapeur sont les plus aptes à la volatilisation à partir du sol. Les facteurs qui affectent ce processus sont : la pression de vapeur; la solubilité de l'eau; l'humidité du sol; l'adsorption; la vitesse du vent; la température; la profondeur à partir de la surface du sol; le temps de contact. La volatilisation des matières organiques concerne les matières volatiles qui incluent les composés hydrocarbonés, les alcools et les sulfures. L'augmentation de l'air, de la température au sol ainsi que son humidité font augmenter le taux de volatilisation (Wetherold et *al.*, 1981);

- la neutralisation est un processus qui vise la balance du pH jusqu'à l'obtention d'une solution neutre. Il est lié au « buffering » des substances en solution, c'est-à-dire à leur aptitude à maintenir un pH constant dans un large rang de concentrations comme c'est le cas à la surface des argiles colloïdales où les ions d'aluminium maintiennent un équilibre des ions hydroxydes dans les solutions. La neutralisation d'un acide ou d'une base produit de l'eau et des sels neutres. Plusieurs processus biologiques comptent sur le maintien d'un pH neutre pour assurer la biodégradation des constituants organiques (Brown et *al.*, 1983). Le pH dans les sols est en relation directe avec l'argile prédominante en présence (Brown et *al.*, 1983). La neutralisation des contaminants à travers l'ajustement des pH est généralement accomplie par l'addition d'un acide ou d'une base, la précipitation et l'oxydo-réduction. Les systèmes carbonatés procurent une très bonne stabilité du pH dans les eaux naturelles et dans les rejets (Snoeyink et Jenkins, 1980). Le système est essentiellement basé sur un acide faible, carbonique et du

bicarbonate de sodium, comme conséquence de cet équilibre naturel établi entre ces paramètres, un pH à peu près neutre est maintenu dans les eaux souterraines en général, permettant ainsi le déroulement de nombreux processus biologiques. On peut noter que la précipitation du chrome est directement contrôlée par la variation du pH de la solution (Tolman et *al.*, 1978; Fuller et Artiola, 1978);

- parmi les processus mécaniques qui rentrent en compte dans les processus d'atténuation des contaminants, on peut citer :

* la dilution;

* la filtration mécanique qui retient les contaminants qui sont plus larges que les pores du dispositif de filtration. La rétention des grosses particules va diminuer la porosité et la perméabilité du dispositif, qui nécessite ainsi un entretien régulier;

* la dispersion qui est un processus de mélange non permanent et irréversible à travers lequel le contaminant se disperse dans l'eau souterraine selon deux composantes : longitudinale dans la direction de l'écoulement et transversale, par des divisions répétées et une déflexion de l'écoulement par les particules. La dispersion dans un aquifère poreux et sous un régime laminaire, résulte en fait de la combinaison de deux processus qui sont la diffusion moléculaire et la dispersion mécanique (Todd, 1980; Wilson et *al.*, 1976). La forme de la dispersion dépend en fait de la manière dont est introduit un contaminant dans l'aquifère (continue ou discontinue). La dispersion dépend également de l'homogénéité de l'aquifère : si la perméabilité augmente, la dispersion s'étend plus loin que dans le cas où la perméabilité est plus faible;

* la viscosité d'un contaminant contrôle partiellement le taux de migration car elle est in-

directement proportionnelle à la perméabilité, de plus, elle diminue avec l'augmentation de la température. Une réduction de moitié de la viscosité va doubler la conductivité hydraulique.

A travers différents mécanismes, physiques ou chimiques, naturels ou provoqués, les processus d'atténuation des contaminants agissent tout le long du trajet emprunté par le contaminant depuis la surface du sol en transitant par la zone aérée jusqu'à l'aquifère.

Dans la perspective d'une opération de recharge artificielle par infiltration provoquée, il est intéressant de rechercher l'optimisation des processus naturels d'atténuation des contaminants, ou plutôt la recherche des zones où la composante sol, zone aérée, matériaux de l'aquifère confère un caractère optimisé aux processus d'atténuation qui s'y déroulent.

En effet, dans un objectif d'efficience de la recharge, les sites choisis habituellement sont ceux qui offrent, entre autres paramètres, un temps de transit court du volume injecté, une faible profondeur de la zone saturée (4 à 10 m à partir du fond des bassins d'infiltration), une bonne perméabilité des matériaux de la zone aérée et de la l'aquifère.

Cette démarche est valable lorsqu'il est opéré un traitement efficace à l'amont de l'opération de recharge, ce qui n'est malheureusement pas le cas dans les régions où les moyens font défaut.

Afin donc, de prendre en considération et de minimiser le risque de pollution d'un aquifère à partir d'une opération de recharge, il est nécessaire de connaître la répartition spatiale de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines de la zone concernée. La définition de ce paramètre permettra un meilleur choix de site.

3- LA VULNÉRABILITÉ À LA POLLUTION DES EAUX SOUTERRAINES

La vulnérabilité des aquifères à la pollution résulte d'une combinaison de plusieurs facteurs: hydrogéologiques, réaction aquifère-contaminant; et sources de contamination dans une région donnée.

3.1- Différentes approches de la vulnérabilité

L'évaluation de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines a fait l'objet de nombreuses approches durant ces dernières années :

- méthode Legrand (1983) : qui utilise des cotations numériques pour évaluer la vulnérabilité à la pollution d'un site donné (hydrogéologie du site, la sensibilité de l'aquifère combiné à la sévérité d'un contaminant, la vulnérabilité naturelle à la pollution du site et les changements subis par le site (à la suite de travaux par exemple) susceptibles d'influer sur sa vulnérabilité. Les cotations numériques demeurent dans ce cas à l'appréciation de l'ingénieur, donc subjectives et à des fins de comparaison entre sites différents notamment;

- Gibbs et *al.* (1983) établissent une classification des sites de déchets en tenant compte de leur danger potentiel pour les populations, et ce, à travers une contamination des eaux souterraines. La classification du site se fait par l'intermédiaire de quatre facteurs : risque sur la santé du site et mode de traitement des déchets adopté; population concernée; proximité des puits ou aquifères et susceptibilité des aquifères à la propagation d'un contaminant. Un nombre variant entre 0 et 100 est utilisé pour désigner le risque potentiel d'un site donné. Cette approche est utilisée dans des cas particuliers et par un personnel technique qualifié;

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL
DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN).

- une autre approche a été développée par le département des ressources naturelles du Michigan (1983). Elle a pour but de classer un grand nombre de sites en termes de risque de contamination de l'environnement en évaluant cinq principaux paramètres : liberté potentielle de propagation d'un contaminant; exposition de l'environnement; cibles potentielles; risques chimiques et expositions existantes. L'utilisateur de cette approche obtient un nombre variant entre 0 et 2000 points qui évalue le risque relatif d'un site comparé à d'autres;

- Hutchinson et Hoffman (1983) ont développé un système de classification de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines, utilisé par le service géologique du New Jersey. Dans un premier temps, il est établi une évaluation des critères géologiques du site en regard de la vulnérabilité (onze facteurs) ainsi que la détermination des critères de la zone (huit critères). La combinaison des facteurs et critères procure un nombre variant entre 0 et 100 ; les nombres supérieurs correspondent à des risques élevés ;
- la méthode DRASTIC a été développée en 1987 aux Etats Unis par la Natural Water Well Association (Aller et *al.*, 1987). C'est une méthode standardisée d'évaluation et de cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines indépendamment du type de polluant. Elle prend en compte les propriétés physiques qui ont un rôle dans la migration et l'atténuation d'un contaminant au sein du complexe sol - zone aérée - aquifère et qui contrôlent et affectent l'écoulement des eaux souterraines : La profondeur de l'eau, la recharge efficace, les matériaux de l'aquifère, le type de sol, la topographie, l'impact de la zone vadose et la perméabilité de l'aquifère.

Ces facteurs sont représentés par des poids et des cotes qui dépendent respectivement de leur importance relative et des conditions hydrogéologiques locales. La combinaison des poids et cotés des divers paramètres procure une va-

leur numérique qui est l'indice DRASTIC. La cartographie de l'indice de vulnérabilité repose sur la superposition de 7 cartes indicielles.

La méthode DRASTIC repose sur quatre hypothèses fondamentales:

- la source de contamination potentielle est située à la surface du sol;
- les contaminants sont entraînés depuis la surface du sol jusqu'à l'aquifère par infiltration;
- le contaminant a la même mobilité que l'eau souterraine;
- le type de contaminant n'intervient pas dans la définition de la vulnérabilité.

Cette méthode considère en fait que, le comportement du polluant depuis la surface du sol jusqu'à la zone saturée est le même que celui d'une eau de précipitation soumise à l'infiltration. Elle procure donc une indication générale de la répartition de la vulnérabilité des eaux souterraines dans une région donnée, qui peut cependant inclure d'autres paramètres et informations spécifiques à un site particulier.

L'avantage de cette méthode réside non seulement dans le fait qu'elle propose un système standardisé numérique pour l'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines mais également dans sa représentation cartographique.

On notera également que, des méthodes récentes appliquées au cas spécifique des terrains karstiques ont été développées ces dernières années, telle que la méthode dite EPIK développée par le centre d'hydrogéologie de l'université de Neufchâtel, Doerfliger et Zwahlen (1998).

Les documents cartographiques obtenus ressortent les zones vulnérables et procurent ainsi aux responsables chargés de l'aménagement du

territoire et de la protection de l'environnement un document pouvant servir aux plans d'occupation de sols et à l'élaboration de mesures de protection appropriées aux zones vulnérables à la pollution.

Une application de cette méthode à l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher qui est située à environ 15 kms au nord-est de la ville de Batna (Algérie) a permis de délimiter les zones vulnérables à la pollution (Menani, 2001). L'utilisation de matrices de calcul dont les éléments représentent le domaine discrétisé a permis une cartographie rigoureuse de la vulnérabilité à la pollution (fig. 2).

Ce bref aperçu des méthodes traitant de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines montre la diversité des approches, au

demeurant applicables à des cas particuliers, ainsi que la variété des paramètres pris en considération. D'un autre côté, l'appréciation de certains critères, intrinsèque ou relative, devient subjective.

La gestion des territoires suggère une approche qui aurait les avantages suivants :

- applicable dans tous les cas;
- simple et facile à utiliser;
- utilise des informations généralement disponibles;
- utilisable à différents niveaux d'expertise;
- indépendante du type de polluant.

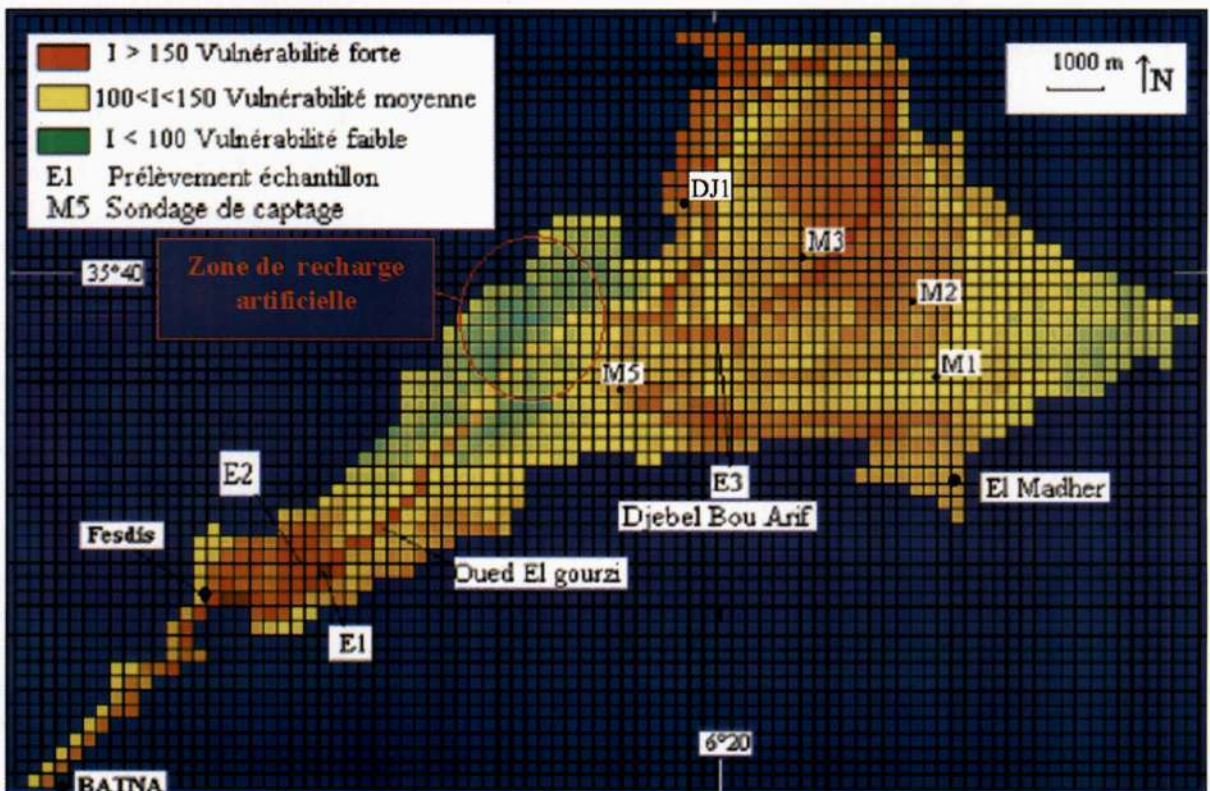


Fig. 2 - Carte de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines et zone de recharge au niveau de la plaine d'El Madher (Nord-Est Algérie)

Groundwater pollution potential map and refill zone in the El Madher Plain (North-East of Algeria)

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL
DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN).

3.2 - Validité des méthodes

Il est difficile de procéder à une évaluation de la validité de toutes les méthodes, notamment celles qui tiennent compte de la nature du polluant, ce qui revient à l'évaluation de cas très particuliers.

Concernant par contre les méthodes qui ne tiennent pas compte de la nature du polluant, comme la méthode DRASTIC, la précision avec laquelle cette méthode permet de distinguer entre les régions vulnérables de celles qui sont protégées, a été testée dans plusieurs régions des Etats Unis (Aller et *al.*, 1987) ainsi qu'au Québec. Dans ce dernier cas, Flechette (1987), Isabel et *al.* (1990), Champagne et Chapuis (1993) ont vérifié la validité de la méthode sur des unités hydrogéologiques différentes. Dans tous les cas, les zones réellement contaminées correspondent à celles où les indices de vulnérabilité sont les plus élevés. Dans la plaine d'El Madher (Algérie), des résultats d'analyses chimiques (Saadi, 1995; Zouita, 2002) ont également permis de vérifier globalement la correspondance des zones vulnérables aux zones réellement polluées. Ces données partielles tendent à valider la méthode DRASTIC en tant qu'indicateur de la vulnérabilité des eaux souterraines.

4 - COMBINAISON DES APPROCHES

L'évaluation et la cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines d'une zone donnée permettent, sur la base de la méthode appropriée, de disposer d'un outil d'aide à la décision quant aux choix des sites de recharge.

Pour la recharge artificielle par infiltration provoquée qui nous intéresse plus particulièrement, il est utile de rechercher les sites réunissant la meilleure combinaison possible des processus naturels d'atténuation des contami-

nants. Les commodités pratiques d'aménagement des bassins de recharge ainsi que l'incidence financière interviennent également dans le choix de sites.

En plus des processus naturels d'atténuation des contaminants qui se déroulent dans le milieu aquifère, ceux recherchés dans le cadre d'une opération de recharge artificielle concernent en priorité le complexe sol-zone aérée. L'atténuation du contaminant, par des processus mécaniques, physiques ou chimiques, se trouve optimisée par :

- un temps de contact long entre le contaminant et le matériel à travers lequel il transite ou circule;

- un complexe sol-zone aérée-aquifère caractérisé par une sédimentologie en cycles ou mieux, en rythmes sédimentaires, permettant une meilleure filtration mécanique, un allongement du parcours du contaminant ainsi que la facilitation de réactions physico-chimiques au niveau des particules fines (sorption et échanges ioniques essentiellement).

Ces critères d'atténuation se trouvent globalement pris en compte dans l'évaluation de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines d'une zone donnée. Si les zones les moins vulnérables à la pollution constituent des sites favorables à la recharge artificielle, il ne peut s'agir cependant du seul critère de choix. En effet, ces zones possèdent des caractéristiques qui limitent la vitesse de recharge (granulométrie fine, séquence et rythmes sédimentaires).

Dans les régions où les moyens de traitement font défaut, l'évaluation et la cartographie de la vulnérabilité à la pollution d'une zone donnée permet donc de situer les sites potentiellement favorables à la recharge artificielle. Des caractérisations plus détaillées peu-

vent permettre par la suite d'affiner le choix des sites offrant la solution optimum qui tient compte de l'aspect environnemental.

5 - CAS DE LA PLAINE D'EL MADHER

Dans le cadre de cet article, nous donnerons les principaux traits qui caractérisent la zone d'étude des points de vue géographique, géologique et hydrogéologique. Des études antérieures ont permis d'établir la caractérisation de cette zone (Menani, 1991) ainsi que la cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines de l'aquifère alluvionnaire dont elle est le siège (Menani, 2001).

5.1- Aperçu géographique

La plaine d'El Madher est située à environ 450 km au sud-est d'Alger, entre les degrés 35.5 et 35.7 de latitude nord, à 15 km au nord-est de la ville de Batna (fig. 3).

Le bassin versant de l'Oued El Madher s'étend sur une superficie d'environ 200 km² et englobe l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher qui couvre une superficie d'environ 90 km². Cet aquifère est limité par les monts de Batna à l'ouest-nord ouest et par le Djebel Bou Arif à l'est-sud est. Oued El Madher traverse toute la plaine jusqu'à Mechtat Arour, où il se divise en plusieurs bras. Merdja Mazouala est l'exutoire du bassin, elle est située au nord de la plaine, entre le Djebel Tfraout et Koudiat Tfouda.

La pluviométrie moyenne annuelle varie d'un minimum de 350 mm dans la dépression de la plaine d'El-Madher, jusqu'à un maximum moyen de 450 mm dans les sommets du Djebel Bou Arif à l'est, et ceux des monts de Batna à l'ouest.

Les précipitations dans cette région sont irrégulières dans le temps. En période sèche qui s'étale du mois de Mai jusqu'à la fin Novembre, Oued El Gourzi ne véhicule en général que les eaux de rejets domestiques et industriels de la ville de Batna. En période pluvieuse, de Décembre à Mai, les eaux des précipitations contribuent à diluer la charge de l'Oued qui est drainée vers la plaine d'El-Madher.

Les températures les plus basses sont enregistrées durant le mois de Janvier (environ 4°C), par contre les températures les plus élevées sont enregistrées durant le mois d'Août (24°C en moyenne). L'augmentation des températures durant la saison estivale favorise l'évaporation des eaux qui coulent dans Oued El Gourzi, entraînant ainsi une concentration plus élevée en éléments dissous. L'évaporation Piche moyenne mesurée pour le mois de Juillet à la station d'Aïn Skhouna est de 349 mm.

5.2 - Aperçu géologique

La plaine d'El Madher est un bassin de sédimentation subsident sous la forme d'un synclinal à substratum marneux très épais d'âge Cénomaniens. Il est limité par deux structures anticlinales (fig. 3) et (fig. 4):

- d'une part, au nord, par l'anticlinal des monts de Batna de direction SW-NE;
- d'autre part, au sud, par l'anticlinal de Djebel Bou Arif, de même direction.

Ces structures sont affectées par de nombreux accidents tectoniques.

Dans la partie nord, la plaine d'El Madher constitue une fosse d'origine tectonique, comblée d'une forte épaisseur de sédiments détritiques issus principalement du démantèlement des reliefs voisins. Les phénomènes de subsi-

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL
DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN).

dence décelés tout le long du Secondaire, peuvent s'être à nouveau manifestés au courant du Quaternaire pour contribuer à la mise en place d'épaisseurs considérables de sédiments détritiques, dépassant 200 m par endroits.

Une corrélation entre les différentes formations détritiques recoupées par les sondages M1, M2 et M3 (fig. 5), a permis de constater qu'en plus de l'importante épaisseur, la formation détritique se subdivise en deux ensembles distincts (Menani, 1991) :

- le premier est situé à la base du recouvrement récent qui est constitué essentiellement d'éléments grossiers (sables, graviers et galets) faiblement cimentés par des argiles;

- le deuxième constitue la partie supérieure du recouvrement où les éléments fins sont les plus dominants (argiles avec quelques intercalations de graviers et galets).

5. 3 - Aperçu hydrogéologique

L'aquifère de la plaine d'El Madher couvre une superficie d'environ 90 km², c'est un aquifère constitué de formations mio-plio-quaternaires qui s'étendent des massifs crétacés des monts de Batna et du Djebel Bou Arif au sud jusqu'au Djebel Tafraout et Koudiate Tfouda au nord.

La géométrie du réservoir mio-plio-quaternaire tient du mode de dépôt des sédiments détritiques qui dépassent 200 m d'épaisseur au centre de la dépression. L'organisation de ces dépôts en séquences sédimentaires et même en cycles, favorise l'existence de niveaux préférentiels d'écoulements communiquant au sein d'une matrice argileuse (Menani, 1991) (fig. 5).

C'est un système aquifère libre à semi-libre qui constitue une même unité hydrogéologique

homogène en grand. Son substratum est constitué de marnes cénomaniennes épaisses d'environ 300 m et localement par des argiles du Tortonien. Cette épaisse formation marneuse, dans son ensemble, limite parfaitement du point de vue hydraulique et sur toute son étendue l'aquifère mio-plio-quaternaire. De même, qu'elle constitue le toit des formations captives du Crétacé (grés barrémiens et calcaires aptiens).

L'intercommunication entre les différents niveaux n'est cependant pas vérifiée pour les niveaux très profonds du recouvrement, comme c'est le cas pour les niveaux captés au sondage M2 entre 249 et 277m de profondeur. Des mesures piézométriques comparatives ont montré qu'ils sont en nette captivité, sans communication avec l'aquifère de surface.

A moindre profondeur, la drainance est plus évidente. Localisé au sud de la dépression, le sondage M5 d'une profondeur de 89 m, capte une alternance de niveaux grossiers et de niveaux argileux, au dessus du substratum imperméable. Ces niveaux, captés entre 3 m et 68 m de profondeur, font corps avec l'aquifère de surface, dans un ensemble à nappe libre.

L'aquifère de surface est capté également par de nombreux puits, implantés à des profondeurs variant entre 20 et 30 m en général. La nappe s'écoule du sud vers le nord, jusqu'à l'exutoire du bassin à Merdja Mazouala. Hormis les niveaux très profonds du recouvrement (250 m de profondeur), Il existe une communication entre les niveaux inférieurs et supérieurs de l'aquifère alluvionnaire, facilitant ainsi la propagation d'une contamination d'un niveau à un autre, notamment aux endroits prédisposés.

5.3.1- Caractéristiques hydrodynamiques

La transmissivité moyenne du domaine, déduite de l'interprétation des essais de pompes, est de l'ordre de 10-3 m²/s. Sur ce fond

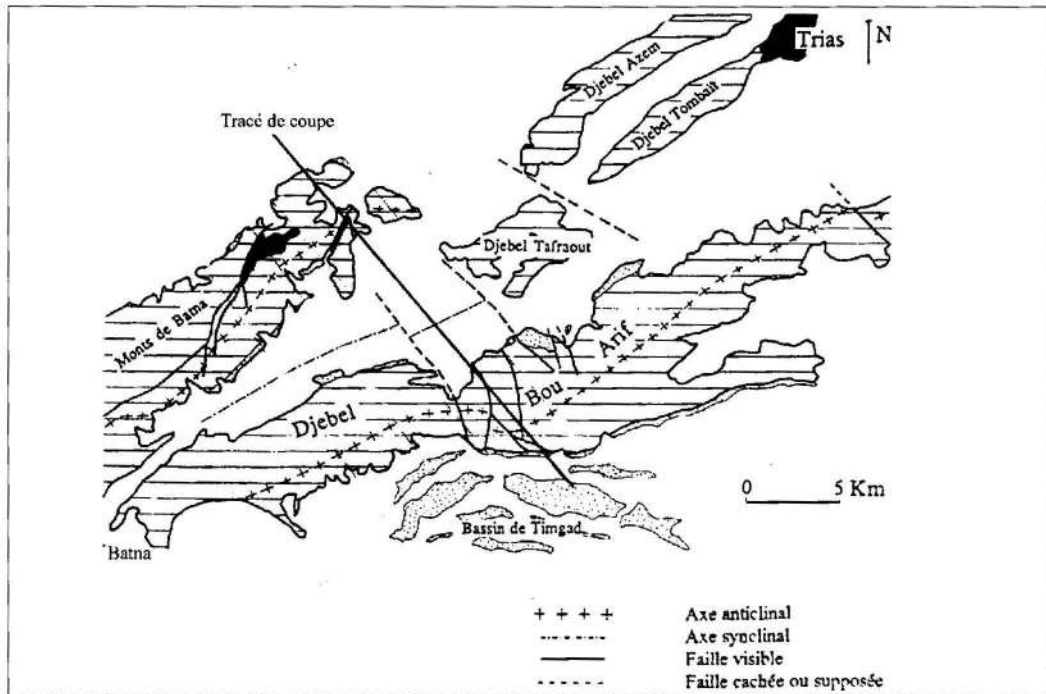


Fig. 3 - Esquisse de la carte géologique de la région de Batna
Ourline geological sketch map of the Batna region

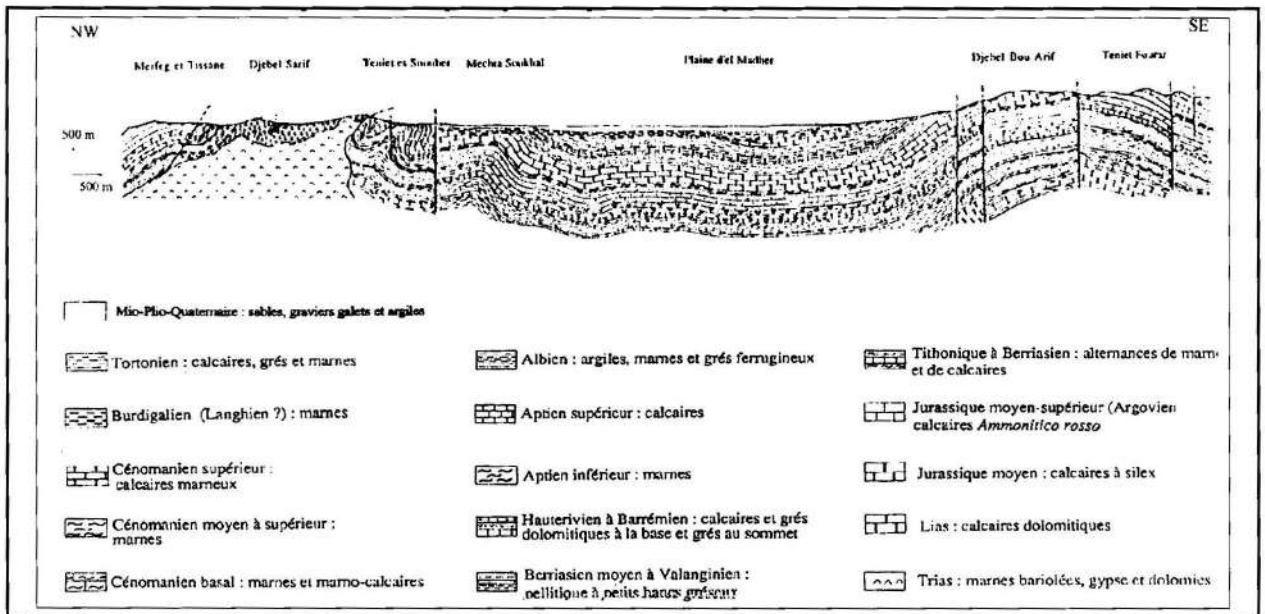


Fig. 4 - Coupe géologique à travers la plaine d'El Madher (Menani, 1991)
Geological cross section of the El Madher Plain (Menani, 1991)

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN).

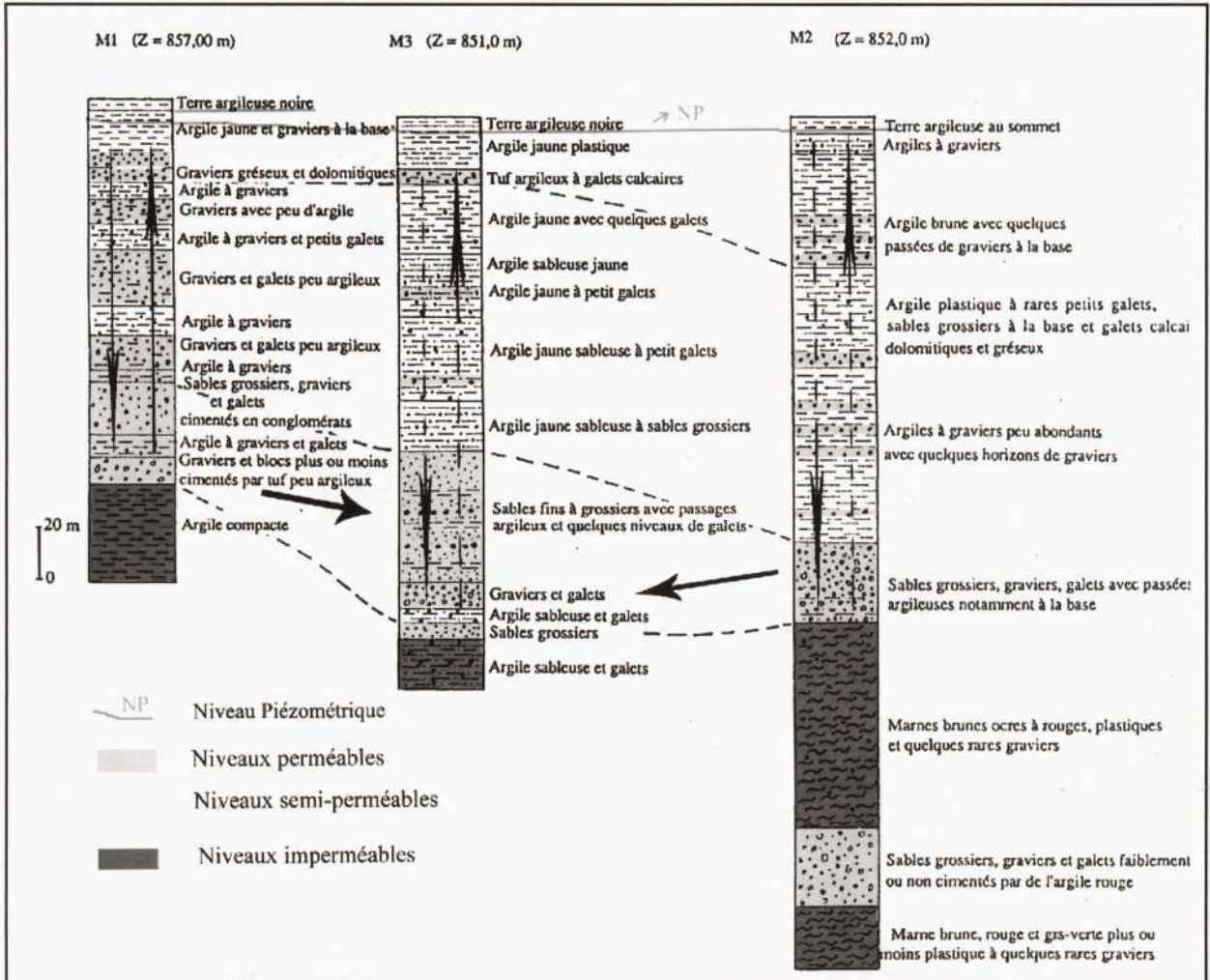


Fig. 5 - Coupe hydrogéologique selon un profil M1-M2-M3

Hydrogeological cross section according to M1-M2-M3

s'individualise une zone limitée globalement à la zone de captage de la nappe par les sondages M1, M2 et M3, où l'épaisseur de l'aquifère est la plus importante, avec une valeur de transmissivité de l'ordre de $10^{-2} \text{ m}^2/\text{s}$. Près des bordures, les valeurs sont plus faibles que celle du fond (ordre de 10^{-4}).

5.3.2- Etat piézométrique et profondeur de la nappe

L'écoulement souterrain est globalement orienté du sud vers le nord suivant l'axe de l'écou-

lement de l'Oued El Gourzi, avec les principaux traits suivants (fig. 6) :

- la profondeur de la nappe est de l'ordre de 5 m entre Merfag El Baroud et Douar Ouled Lakhdar ainsi que dans le secteur de Mechtat Arour. La profondeur de la nappe augmente progressivement vers sa limite NNE et vers le sud pour atteindre 30 m, pour diminuer ensuite et finir par s'équilibrer à une profondeur de 12 m à Gseyra. Les plus faibles profondeurs sont observées à l'exutoire du bassin, près de

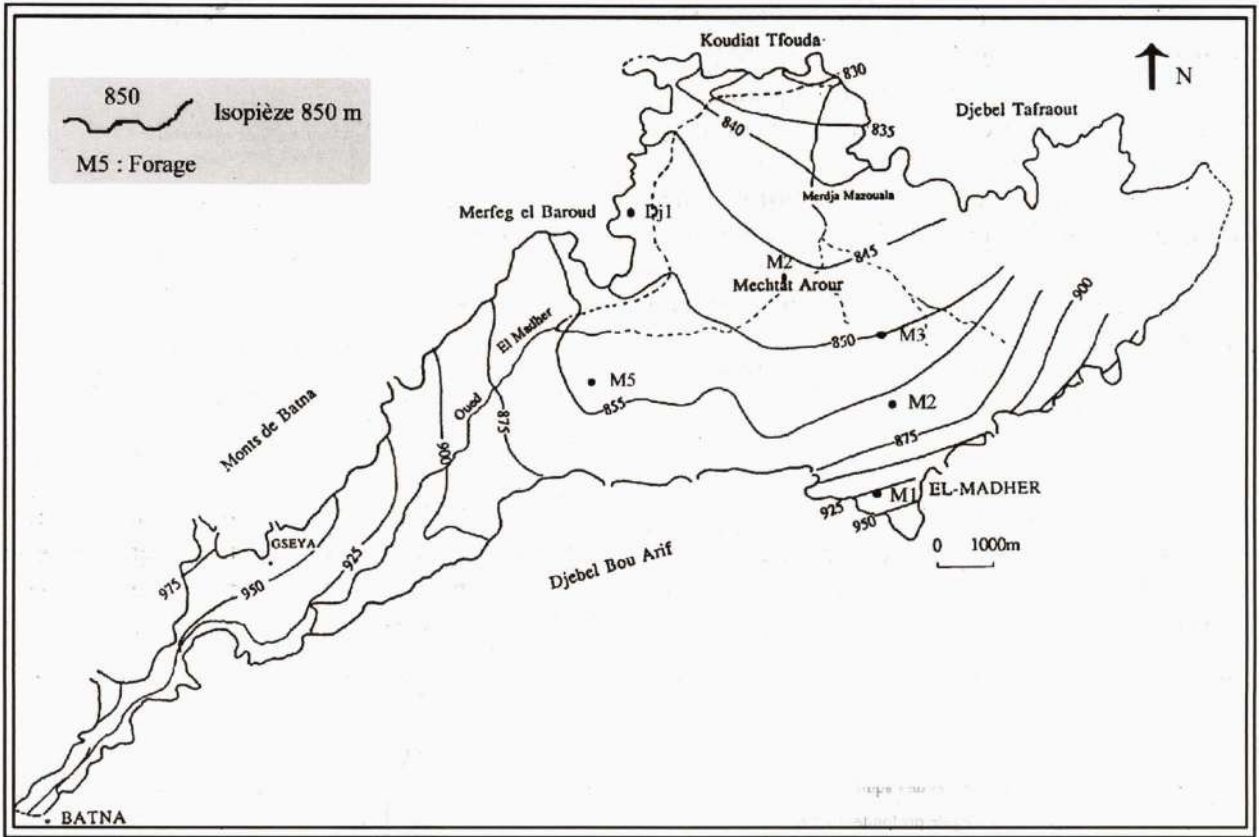


Fig. 6 - Carte piézométrique de la nappe alluviale de la plaine d'El Madher

Piezometric map of the El Madher alluvial sheet

Merdja Mazouala, où la nappe vient pratiquement à résurgence (0,2 à 0,5 m de profondeur);

- la nappe réagit rapidement par des rehaussements rapides du niveau consécutivement à des épisodes pluvieux, comme cela a été constaté par une série de mesures effectuées en 1989, 1990, 2001 et 2007. Par endroits, le rehaussement était de 1 à 1,5 m, comme c'est le cas à Mechtat Arour, où l'oued recharge la nappe souterraine. Cette zone, qui présente toutes les caractéristiques d'une zone vulnérable à la pollution (Menani, 2001), est exploitée par des forages qui alimentent la ville de Batna et ses environs;

- dans la vallée de Fesdis, les isopièzes marquent un espacement plus net. A certains en-

droits, la convexité des isopièzes vers l'amont hydraulique souligne le drainage de la nappe par Oued El Madher qui est en fait le prolongement naturel de l'Oued El Gourzi. Il y a probablement une dilution des eaux de l'oued chargées par les eaux de la nappe. La profondeur de la nappe dans cette région varie entre 5 à 20 m en moyenne, et en certains endroits particuliers, elle peut atteindre - 1.9 m.

La région de Fesdis est exposée à un autre problème environnemental. C'est celui de l'irrigation par submersion de certaines cultures fourragères et parfois même des légumes à partir des eaux usées pompées directement dans l'oued. Ce procédé d'irrigation peut non seulement nuire à la qualité des aliments cultivés, mais également à la nappe souterraine;

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL
DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN).

- près de la bordure d'El Madher, les isopièzes se resserrent très sensiblement avec un gradient de 6%. Dans cette partie de la plaine, il y a une alimentation de la nappe provenant du Djebel Madher tout comme il y a une alimentation de la nappe provenant de la bordure des monts de Batna. L'apport d'eau de ces bordures peut changer les caractéristiques chimiques de la nappe en provoquant une dilution et une baisse des concentrations de certains éléments chimiques. Les averses sont également un facteur de dilution des rejets.

Dans le cas de la plaine d'El Madher, les zones à vulnérabilité faible, notamment celle située dans la partie ouest de la plaine (fig. 2), constitue la zone la plus favorable pour une recharge artificielle de l'aquifère alluvionnaire.

Les conditions évoquées plus haut y sont moins contraignantes :

- zone de faible vulnérabilité à la pollution;
- situation à l'amont du champ de captage constitué par les forages M1, M2, M3, M5 et DJ1;
- la profondeur de la nappe varie entre 20 et 30 m à cet endroit, permettant ainsi une meilleure et plus longue action des phénomènes d'épuration naturelle décrits plus haut qui se déroulent dans le sol et dans la zone aérée (fig. 7);
- le sens de l'écoulement dans la zone faciliterait enfin le transit des débits injectés vers la zone de captage située en gros dans la partie nord de la plaine.

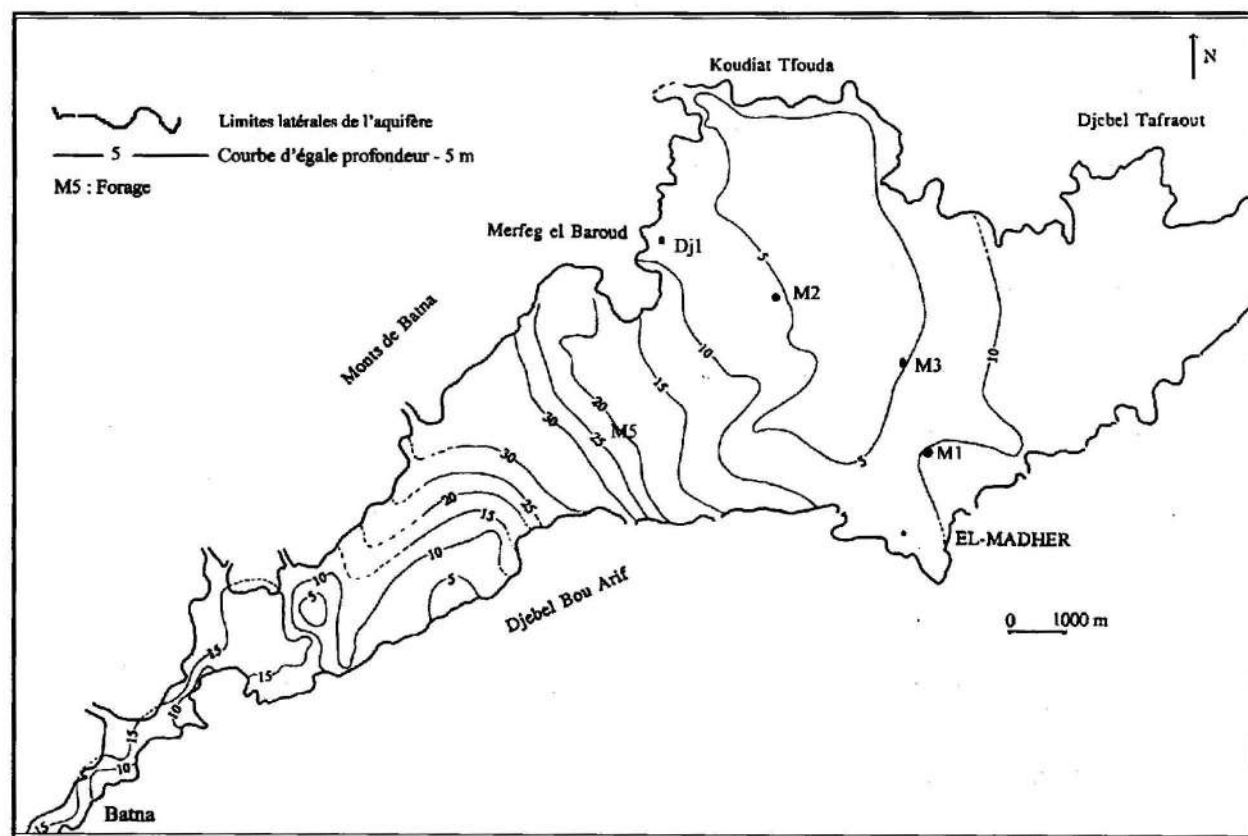


Fig. 7 - Carte en isobathes de la nappe alluviale de la plaine d'El Madher
Depth of water levels map of the El Madher alluvial sheet

CONCLUSION

L'amenuisement des ressources en eau et leur pollution sans cesse aggravée, pousse à la recherche d'alternatives, notamment dans les régions où, aussi bien les personnels qualifiés que les moyens matériels font défaut.

La recherche d'approches qui tiennent compte de cette réalité a guidé cet article. Effectuer une opération de recharge artificielle d'un aquifère en tenant compte de l'aspect environnemental dans des contextes défavorables, suggère de tirer un maximum d'enseignement et de profit des conditions naturelles d'atténuation des contaminants.

Les cartes de vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines, qui reposent sur différentes approches, peuvent s'avérer utiles pour les opérations de recharge artificielle. La constitution de banques de données qui concernent les aspects géologiques, pédologiques, hydrologiques, hydrogéologiques, géophysiques, climatiques et environnementales d'une région donnée ainsi que la réalisation de cartes thématiques, permet d'aborder ces approches et de poser un premier diagnostic sur les sites de recharge artificielle des aquifères. Cette combinaison d'approches a permis de circonscrire une zone favorable pour la recharge artificielle de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, tout en tenant compte de l'aspect environnemental.

BIBLIOGRAPHIE

- ALLER, L., BENETT, T. AND LEHR, J. H. 1987. DRAS TIC: A standardized system for evaluating groundwater Pollution potential using hydrogeologic settings. *National Water Well Association*, Rapport EPA-600/2-87-035, 622 p.
- BIZE, J., BOURGUET, L. ET LEMOINE, J. 1972. L'alimentation artificielle des nappes souterraines. *Ed. Masson et Cie*, 199 p.
- BROWN, K. W., EVANS, G. B. AND FRENTROP, B. D. 1983. Hazardous waste land treatment. *Butterworth publishers, USA*, 692 p.
- CALLAHAN, M., SLIMAK, M., GABEL, N., MAY, I., FOWLER, F., FREED, R., JENNINGS, P., DUFFEE, R., WHITMORE, F., MAESTRI, B., MABEY, W., HOLT, B. AND GOULD, C. 1979. Water related fate of 129 priority pollutants, vol. 1 - *Introduction and technical background, metals and inorganics, pesticides and PCBS. U.S. EPA-440/4-79-029a, pp.2-1_2-14.*
- CHAMPAGNE, L. ET CHAPUIS, R. P. 1993. Evaluation de la vulnérabilité à la pollution des formations aquifères de la MRC de MONTCALM selon la méthode DRASTIC. *Rev. Sc. et Tech. de l'eau*, 26, 3, pp. 169-176.
- CHERRY, J. A., GILLHAM, R. W. AND BARKER, J. F. 1984. Contaminants in groundwater: chemical processes; groundwater contamination. *National Academy Press*, pp. 46-66.
- DAVIS, S. N. AND DEWIEST, R. J. 1966. Hydrogeology. *John Wiley and sons, USA*, 463 p.
- DOERFLIGER, N. ET ZWAHLEN, F. 1998. Cartographie de la vulnérabilité en régions karstiques (EPIK). *Office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage (OFEFP), Berne, Suisse*, 56 p.
- ERLICH, G.G., GOERLITZ, D.F., GODSY, E. M. AND HULT, M.F. 1982. Degradation of phenolic contaminants in groundwater by anaerobic bacteria: *St. Louis, Minnesota. groundwater*, vol. 20, n° 6, pp. 703-710.
- FLECHETTE, R. 1987. Etude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines face au risque de contamination engendré par l'usage des pesticides. *Rapport de l'Institut national de la recherche scientifique, Québec.*
- FREEZE, R. A. AND CHERRY, J. A. 1979. *Groundwater. Prentice-Hall*, 604 p.
- FULLER, W. H. AND ARTIOLA, J. 1978. Use of limestone to limit contaminant movement from landfills. *Proceedings of the 4th annual research symposium, land disposal of hazardous wastes. U.S. EPA-600/9-78-016*, pp. 282-298.

DÉTERMINATION DES SITES DE RECHARGE ARTIFICIELLE DE L'AQUIFÈRE ALLUVIAL
DE LA PLAINE D'EL MADHER (RÉGION DE BATNA, NORD-EST ALGÉRIEN)

- GIBBS, J. P., BARCELONA, M. J., SCHOCK, S. C. AND HAMPTON, M. W. 1983.** Hazardous waste in Ogle and Winnebago countries : potential risk via groundwater due to past and present activities. *Illinois department of energy and natural resources*, document n° 83/26, 66 p.
- HUTCHINSON, W.R. AND HOFFMAN, J.L. 1983.** A groundwater pollution priority system. *New Jersey geological survey*, Report ° 83-4, Trenton, New Jersey, 32 p.
- ISABEL, D., GELINAS, P. ET AUBRE, F. 1990.** Cartographie de la vulnérabilité des eaux souterraines au Québec. *Rev. Sc. et Tech. de l'eau*, 23, 3, pp. 255-258.
- KOBAYASHI, I. H. AND RITTMANN, B. E. 1982.** Microbial removal of hazardous organic compounds. *Environmental science and technology*, vol. 16, n° 3, pp. 170A-183A.
- LEGRAND, H. E. 1983.** A standardized system for evaluating waste-disposal sites. *National water well association*, Worthington, Ohio, 49 p.
- MATTHESS, G. 1981.** In situ treatment of arsenic contaminated groundwater. *The science of the total environment*, n° 21, pp. 99-104.
- MATTHESS, G. AND HARVEY, J.C. 1982.** Properties of groundwater. *John Wiley and sons*, pp. 73-114.
- MENANI, M.R. 1991.** Etude hydrogéologique de la plaine d'El Madher (Algérie orientale) : géologie, climatologie, hydrogéologie et modélisation des écoulements souterrains de l'aquifère mio-plio-quatenaire. *Thèse Doct. Univ. Nancy 1*, Labo. GES, 409 p.
- MENANI, M. R. 2001.** Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est algérien, selon la méthode DRASTIC. *Pub. Revue Sécheresse*, vol.12, n°2, pp.95-101, France.
- MICHIGAN DEPARTEMENT OF NATURAL RESSOURCES, 1983.** Site assessment system (SAS) for the Michigan priority ranking system under the Michigan environmental response act. *Michigan department of natural resources*, 91 p.
- PYE, V. I., PATRICK, R. AND QUARLES, J. 1983.** Ground dwter contamination in the United States. *University of Pennsylvania press*, 314 pp.
- ROTT, U. 1981.** Protection and improvement of groundwater quality by oxidation processes in the aquifer; quality of groundwater. Proceedings of an international symposium, The Netherlands, *Elsevier scientific publication company*, pp. 1073-1076.
- SAADI, S. 1995.** Contribution à la caractérisation des eaux usées urbaines et industrielles de la ville de Batna. *Mém. Ingénieur, I.H.S., Univ. Batna*, 63 p.
- SNOEYINK, V. L. AND JENKINS, D. 1980.** Water chemistry. *John Wiley and sons*, 463 p.
- TODD, D. K. 1980.** Groundwater hydrology. *John Wiley and sons*, pp. 316-352.
- TOLMAN, A., BALLESTERO, A., BECK, W. AND EMRICH, G. 1978.** Guidance manual for minimizing pollution from waste disposal sites. *U.S. EPA*, 600/2-78-142, pp. 328-331.
- WETHEROLD, R. G., ROSEBROOK, D. D. AND CUNNINGHAM, E. W. 1981.** Assessment of hydrocarbon emissions from land treatment of oily sludges. Proceedings of the 7th annual research symposium, land disposal: hazardous waste. *U.S. EPA*, 600/9-81-002b, pp. 213-223.
- WILSON, J. L., LENTON, R. L. AND PORRAS, J. 1976.** Groundwater pollution : technology, economics and management. Department of civil engineering, *Massachusetts Institute of technology*, report n° TR 208, pp. 17-21.
- ZOUITA, N. 2002.** Etude de la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher (Nord-Est algérien). *Mémoire de Magister en Hydraulique*, Dept. Hydraulique, Univ. Batna, Algérie, 98 p.