

Impact du déversement direct des eaux usées et de drainage dans la nappe libre de l'Oued Souf et son influence sur la qualité des eaux souterraines.

Abdelmalek Drouiche*, Salah Chaab & Salim Khechana

Laboratoire de Géologie Université Badji Mokhtar Annaba BP. 12, Annaba 23000 Algérie

Révisé le 07/03/2013

Accepté le 07/06/2013

ملخص

تعاني منطقة سوف من ظاهرة صعود المياه الجوفية التي تسببت في مشاكل عويصة. شبكة الصرف الصحي لا تغطي إلا جزء من مدينة الوادي تجعل الوضعية أكثر أساسوية. حاليا تقوم مصالح الولاية بإنجاز شبكة صرف صحي تغطي المدينة ومختلف البلديات التي ستصبح عملياتية في السنوات القادمة. في الوقت الحالي توجد منطقة تقع شمال شرق الوادي هينت حتى يتم صرف مياه التجفيف (نظام لخفض مستوى الماء) والمياه القذرة في هذه الأخيرة دون أي معالجة مسبقة. في هذا المنحى، تعالج الدراسة المقدمة المظهر الهيدروجيولوجي للجيب المائي السطحي بوادي سوف وبالأخص خطر التلوث بهذه المنطقة وتأثيرها على المياه الجوفية. ستة خرجات ميدانية ثم القيام بها ثلاثة خلال سنة 2007 م (أفريل، جوان و سبتمبر) إثنان خلال سنة 2010 م (جانفي و أفريل) م واحدة خلال ماي 2012 م وذلك للقيام بتحليل كيميائية لمياه المنطقة بهدف معرفة تأثير تلوث منطقة التفريغ على الجيب المائي السطحي وذلك من خلال إنجاز خريطة لمؤشرات التلوث العضوي، هذه الأخيرة بينت بأن الطبقة الرملية ذات قوة تصفية ذاتية عالية مما يقلل نوعا ما من تأطير الملوث العضوي. إن قياس معاملات التصفية الذاتية للرمال في المنطقة أعطت قيمة منخفضة لمعامل التصفية الأفقي مما يؤكد هذا المسعى. نعتبر أن تراكيز بعض العناصر الطبيعية (Na^+ , Ca^{++} , SO_4^- , Cl^- ...) عالية مما يطرح مشكل حقيقي حول صلاحية هذه المياه خاصة للسقي.

الكلمات المفتوحة: جيب مائي - صعود المياه - مياه قذرة - تلوث عضوي - وادي سوف

Résumé

Ces vingt dernières années la région de l'Oued Souf souffre du phénomène de la remontée des eaux de la nappe libre, qui inonde les « ghouts » et les maisons, entraînant de graves problèmes sociaux, agricoles et environnementaux. Le réseau d'assainissement qui ne couvre qu'une partie de la ville d'El-Oued rend la situation plus dramatique. Jusqu'à la fin de l'année 2010 une zone, située au Nord-Est de la ville d'El-Oued, a été aménagée pour que les eaux de drainage (système pour rabattre la nappe) et les eaux usées soient déversées directement sans aucun traitement préalable. L'objectif de cette étude est de déterminer l'extension du déversement dans la nappe libre de l'Oued Souf, surtout des eaux usées, et d'évaluer les risques de pollution des eaux souterraines de la nappe libre, plus particulièrement dans la zone de rejet. Six campagnes de mesures hydrochimiques ont été faites : trois durant l'année 2007 (avril, juin et septembre), deux durant l'année 2010 (janvier et avril) et une en mai 2012 après l'arrêt de rejet. L'analyse des échantillons et leur interprétation ont permis l'établissement d'une carte de l'indice de pollution organique. Cette dernière a montré que le terrain a un pouvoir autoépuration élevé ce qui réduit considérablement les effets de la pollution d'origine organique. Cette tendance est confirmée par les valeurs de la dispersivité longitudinale α_L faibles, déterminées au niveau de la zone de rejet. Pour ce qui est des teneurs de certains éléments majeurs naturels (Na^+ , Ca^{++} , SO_4^- , Cl^- ...), celles-ci restent élevées et posent un sérieux problème d'aptitude de ces eaux à l'Irrigation.

Mots clés : Nappe libre - Remonté des eaux - Eaux usées - Pollution organique - Oued Souf

Abstract

More than twenty years the region of Oued Souf is suffering from the rising of the water table in the unconfined aquifer, causing flooding of "ghouts" and damaging houses, which induces serious social, agricultural and environmental problems. The sewerage system that covers only a part of the city of El-Oued makes the situation more dramatic. Until the end of 2010, the drainage water and wastewater are discharged directly without any preliminary treatment in an area located north-eastern of El-Oued city. Nowadays a wastewater treatment plant was constructed and this area is not more used. The purpose of this study is to determine the extension of the contaminated area by discharged wastewater in the unconfined aquifer and to assess the risk of pollution of groundwater, particularly in the discharging zone. Three hydrochemical surveys were conducted in the discharging area and in its vicinity during 2007 (april, june and september), two during 2010 (january and april) and one in may 2012. The interpretation of analysed samples shows that the pollution has a very short extension and the soil has an important self purifying role that reduces the effects of organic pollution that is shown in the established map of index of organic pollution. The low value of longitudinal dispersivity α_L of the soil, evaluated in the discharging area, confirms this trend. We note that the content of some major natural elements such as (Na^+ , Ca^{++} , SO_4^- , Cl^- ...) is high and the use of the groundwater is not advised for irrigation.

Keywords: Unconfined aquifer- Rising water level - Wastewater- Organic pollution - Oued Souf.

*Auteur correspondant : drouiche_malek@yahoo.fr

3. CONTEXTE GEOLOGIQUE

A la base de l'édifice sédimentaire nous avons des terrains paléozoïques marins contenant des niveaux aquifères salés, au-dessus et en discordance, nous rencontrons des formations du Secondaire et du Tertiaire [20], dont

l'épaisseur peut dépasser les 3000 m au centre du bassin (régions d'Ouargla, Touggourt, El Oued), ainsi que sur la bordure des Aurès (Ziban). Le Quaternaire, représenté essentiellement par des sables dunaires, atteint parfois plusieurs dizaines de mètres d'épaisseur (Fig. 2).

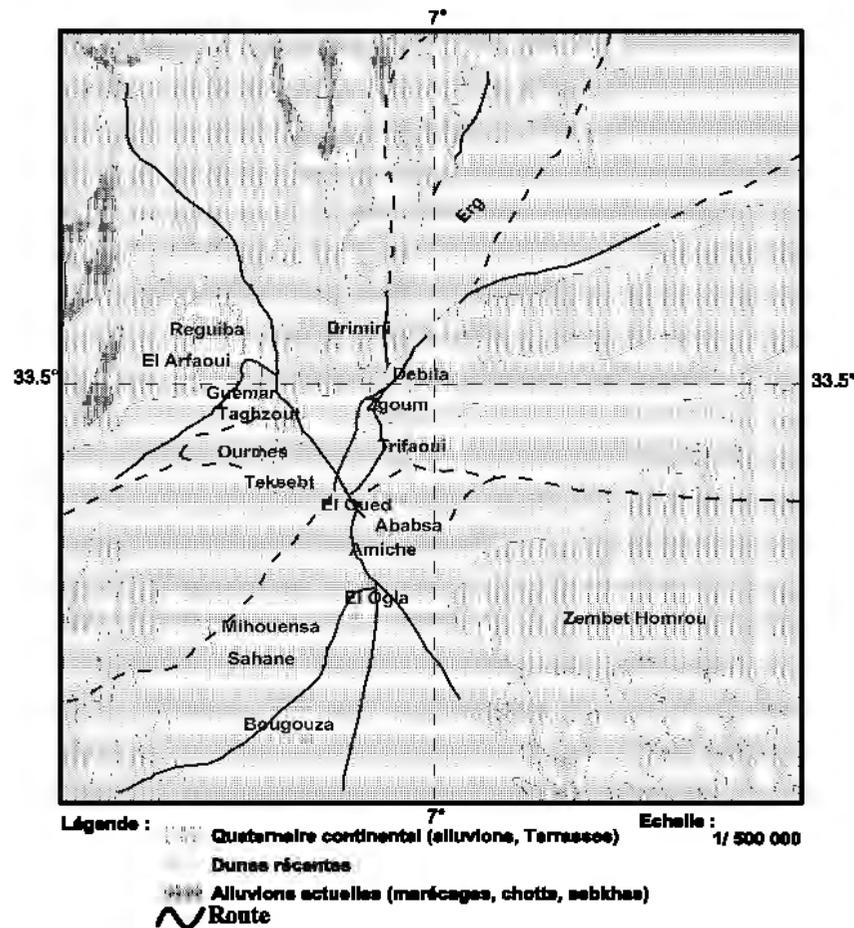


Figure 2. Carte géologique de la région du Souf (d'après la carte dressée par Gousskov 1952.)

4. CONTEXTE HYDROGEOLOGIQUE

Les formations allant du Crétacé au Quaternaire, sont représentées par une alternance de grès, sables, sables argileux et d'argiles, de calcaires, dolomies et de marnes, ainsi que d'évaporites. Cette série comporte trois grands ensembles perméables auxquels correspondent trois grands systèmes aquifères: la nappe du Continental Intercalaire (CI), qualifiée dès 1945 de « plus grand système hydraulique du Sahara » [21] et est contenue dans les sables et les grès rouges de l'Albien et du Barrémien, la nappe du Complexe Terminal (CT), dont le meilleur niveau aquifère est contenu dans les sables du Pontien inférieur [22] et la nappe libre (Fig. 3). La Nappe

libre est contenue dans des sables fins, intercalés par des tufs ou des lentilles d'argiles sableuses et gypseuses. Ce type de lithologie favorise le phénomène d'infiltration et le processus de la remontée capillaire. Cette nappe repose sur une bonne assise argileuse compacte et plastique imperméable d'une épaisseur de 20 m. La profondeur de l'aquifère varie entre 10 et 40 m, et son épaisseur peut atteindre localement 100 m [16]. Elle est exploitée par 1040 puits équipés de groupes motopompes [23]. La perméabilité moyenne de la nappe libre est de 10^{-4} m/s [24]. Sa transmissivité horizontale et son coefficient d'emmagasinement ont été estimés respectivement à 10^{-2} m²/s et 0.2 [25].

Ère	Étage	Nature Lithologique	Nature hydrogéologique	Coupe	
Quaternaire		Sables	Nappe phréatique		
		Argile	Imperméable		
Tertiaire	Mio-Pliocène	Sables	1 ^{ère} nappe des sables perméables		
		Argiles gypseuses	Semi-perméable		
	Pontien	Sables, graviers et grès	2 ^{ème} nappe des sables		
	Éocène	Moyen	Argile	Imperméable	
		Inférieur	Dolomies calcaires	Nappe des calcaires perméable	
Secondaire	Crétacé	Sénonien calcaire			
		Sénonien lagunaire	Évaporite, argiles	Imperméable Semi-perméable	
		Cénomaniens	Argiles marnes	Imperméable	
		Albien	Sable et grès	Nappe Albienne perméable	

Figure 3. Coupe synthétique lithostratigraphique des différents étages géologiques et leur lithologie [26].

5. MOYENS ET METHODES

Les eaux usées du réseau d'assainissement d'une partie de la ville d'El-Oued et les eaux de drainage des 58 puits, réalisés pour rabattre la nappe dans la ville d'El-Oued, sont déversées directement dans la zone de rejet, située au Nord de la ville d'El-Oued [27].

Trois (3) campagnes de mesures et d'échantillonnage ont été effectuées en avril, juin et septembre de l'année 2007. Les prélèvements ont concerné la zone de rejet et les puits avoisinants (Fig. 4).

Les eaux de rejet sont prélevées tout le long de la zone sur 4 points, alors que les échantillons d'eau souterraine proviennent des neuf puits exploitant la nappe libre (2 puits au Sud, 1 à l'Est et 6 au Nord). L'eau de drainage est prélevée à sa sortie du réseau avant qu'elle ne soit mélangée aux eaux usées.

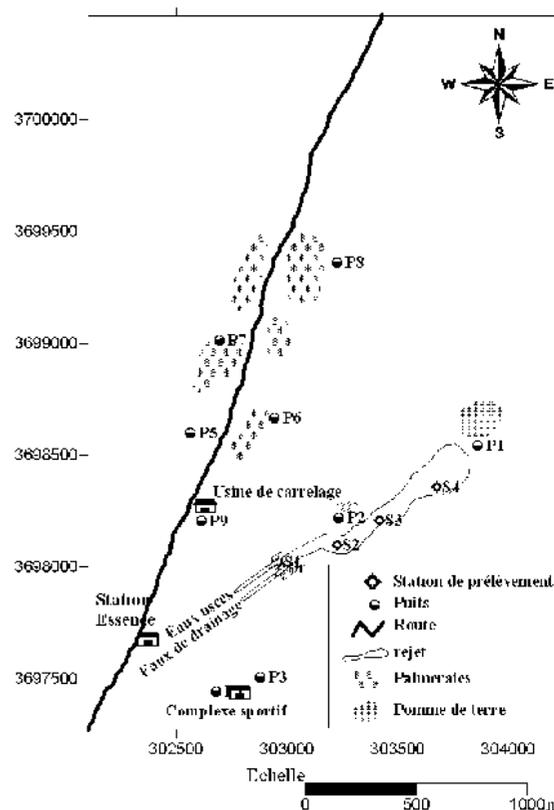


Figure 4. Carte d'inventaire des points de prélèvements en 2007.

Un réseau d'échantillonnage dense est nécessaire pour déterminer avec précision le contaminant et sa distribution [17]. De ce fait pendant l'année 2010, deux campagnes de mesures ont été réalisées en janvier et avril, selon le mode d'échantillonnage de l'année 2007, avec une augmentation du nombre de puits échantillonnés, qui passe de neuf à douze puits, ainsi que le remplacement des puits 1 et 2 par deux autres après leur arrêt (Fig. 5).

Après l'arrêt du rejet vers la fin de l'année 2010, nous avons effectué une autre campagne en mai 2012 avec le même réseau d'échantillonnage de l'année 2010 en prélevant des échantillons dans les mêmes puits que ceux utilisés lors des campagnes de 2010 avec l'ajout de deux puits, situés au Nord (P14) et au Sud (P13), pour avoir une idée sur la pollution résiduelle des eaux de la nappe.

La détermination des paramètres hydrodispersifs a concerné deux échantillons de sable, l'un prélevé à l'amont du rejet, et l'autre complètement à l'aval, et a été effectuée au Laboratoire de Génie Civil de l'Université Badji Mokhtar d'Annaba en utilisant la méthode de traçage à l'aide d'une solution préparée (Fluorescéine 0.1mg/l) [28, 29]. Les essais de traçage ont été réalisés sur un perméamètre à charge constante en régime permanent (Fig. 6).

Au début, le dispositif est complètement saturé avec de l'eau claire, c'est-à-dire, sans fluorescéine. Au moment où la fluorescéine est versée et qui correspond au temps $t = 0$, nous prélevons des échantillons à différents pas de temps et ceci jusqu'à ce qu'il y ait disparition de la coloration de la fluorescéine dans l'eau.

La concentration du traceur de chaque échantillon est mesurée au fluorimètre.

Pour l'interprétation des résultats des tests de traçage à la fluorescéine nous avons utilisé la relation (1) [28].

$$\bar{C} = \frac{C - C_0}{C^0 - C_0} = 0.5(1 - \operatorname{erf}(\xi)) \quad (1)$$

$$\text{Avec : } \xi = \frac{n_e l - vt}{2\sqrt{n_e D t}} \quad (2)$$

La relation (2) représente la solution approchée de l'équation différentielle de la dispersion et

$$n_e \frac{\partial c}{\partial t} + v \frac{\partial c}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial c}{\partial x} \right) \quad (3)$$

En posant $N_p = \frac{t}{\Delta t}$ où N_p correspond au numéro de l'intervalle du temps.

L'équation (3) devient :

$$\xi = \frac{n_e l - 4V N_p}{2\sqrt{n_e D \Delta t N_p}} \quad (4)$$

ξ représente un paramètre réduit sans dimension car la vitesse $v = \frac{4V_e}{\pi d^2 \Delta t}$ (5)

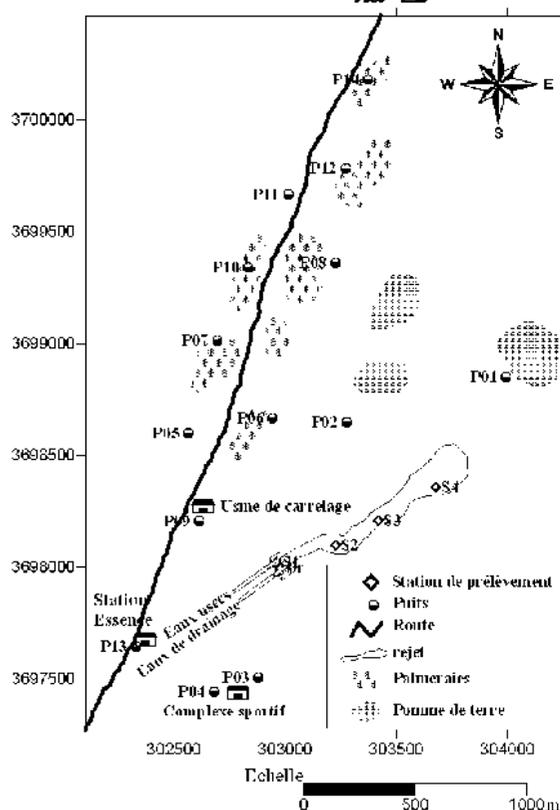


Figure 5. Carte d'inventaire des points de prélèvements (janvier et avril 2010 et mai 2012)

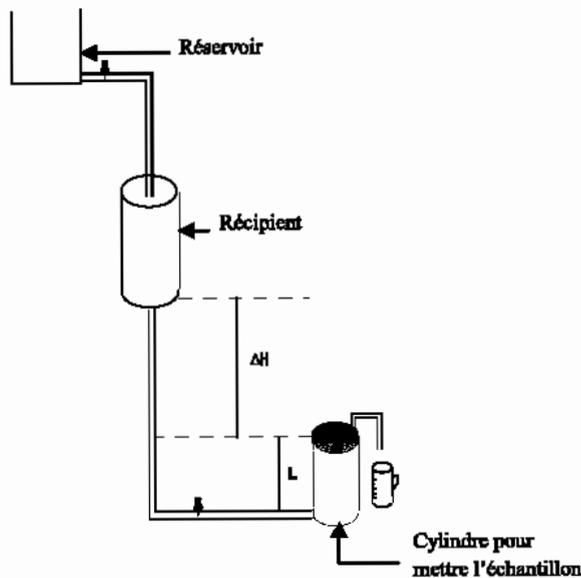


Figure 6. Dispositif de réalisation du traçage.

6. RESULTATS

Les mesures du pH et de la conductivité électrique ont été effectuées in situ à l'aide d'une valise multi paramètre.

L'analyse des sels nutritifs (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , et PO_4^-) [30] a été effectuée au Laboratoire de Biologie Marine (Université Badji Mokhtar Annaba) ainsi que la demande biologique en oxygène (DBO_5) et la concentration des matières en suspension (MES) pour l'année 2007, au laboratoire du département de Géologie de l'Université de Constantine pour l'année 2010 et au laboratoire central du Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides (CRSTRA) pour l'année 2012.

Nous remarquons une grande variabilité des valeurs du pH 5.27 au puits 9 (avril 2007) à 8.88 au puits 4 (septembre 2007), et des valeurs de la conductivité électrique 3900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ au puits 1 (mai 2012) à 13300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dans les eaux de drainage (avril 2010) (Tab. 1).

L'azote est présent au niveau de la zone de rejet sous trois formes chimiques (nitrates, nitrites et ammonium). Les principales sources de l'azote dans l'aquifère dans les zones urbaines sont liées aux eaux usées et à l'élimination des déchets solides [31].

Les valeurs de l'ammonium sont élevées et peuvent atteindre 16.9 mg/l à la station 1 (juin 2007). Le puits P2 présente des concentrations

supérieures aux normes (0.5 mg/l) soit 7 mg/l (juin 2007) à cause de sa position proche du rejet. Les puits P3 et P4, localisés au Sud du rejet, présentent des concentrations parfois supérieures aux normes 0.714 mg/l (juin 2007). Ceci s'explique soit par la réduction des formes azotées (nitrates et nitrites) ou par contamination par les eaux du rejet. Ce phénomène de réduction est observé au niveau du puits P8 avec une concentration de 0.5 mg/l (septembre 2007). Les eaux de drainage présentent des concentrations inférieures aux normes et oscillent entre 0.006 mg/l (janvier 2010) et 0.485 mg/l (septembre 2007) car ces eaux proviennent d'un réseau de puits, destiné uniquement à rabattre la nappe, et sont canalisées séparément du réseau des eaux usées. Les nitrites ont des concentrations élevées qui dépassent largement les normes (0.1 mg/l) au niveau de la station 4 de rejet et atteignent 1.167 mg/l (avril 2007). Cet excès peut être expliqué par la transformation biologique de l'ammonium en nitrates. Cependant elles sont liées à la réduction des nitrates pour les eaux de drainage et dans le puits P4 (Tab. 2).

Les concentrations en nitrates dans les eaux souterraines et l'eau de surface sont généralement faibles, mais peuvent atteindre de fortes valeurs suite au lessivage ou au ruissellement sur des terres agricoles. Elles peuvent également être dues à la contamination de l'homme par les rejets urbains ou aux déchets d'animaux, suite à l'oxydation de l'ammoniac [32]. Les nitrates représentent la forme la plus oxygénée de l'azote, c'est une forme très soluble. Dans le cas où l'oxygène vient à manquer, les nitrates agissent néanmoins comme des accepteurs d'électrons (oxydants) et forment des composés réduits de l'azote tels que nitrites et ammonium.

Généralement, les teneurs en nitrates des eaux de rejet sont faibles et restent toujours inférieures aux normes (50 mg/l) durant toutes les campagnes. Elles oscillent entre 0 et 3.3 mg/l, et sont due à la transformation de l'ammonium en nitrates en présence de l'oxygène. En revanche dans les eaux souterraines leur concentration dépasse parfois les normes, et peut atteindre 95 mg/l au P3 (avril 2010). Les valeurs élevées des nitrates

Tableau 1. Valeurs de CE et de pH pour les six campagnes de mesure

	Conductivité électrique (CE) ms/cm						Potentiel d'hydrogène (pH)					
	Avr-07	Juin-07	Sept-07	Janv-10	Avr-10	Mai-12	Avr-07	Juin-07	Sept-07	Janv-10	Avr-10	Mai-12
St 01	6.58	4	4.51	6.33	7.2	-	6.5	7.58	8.11	7.27	6.99	-
St 02	6.17	4.09	7.75	7.22	8.1	-	5.99	7.71	7.99	7.82	6.97	-
St 03	6.04	7.8	8.06	6.8	8.7	-	6.7	7.37	8.13	8.34	6.97	-
St 04	6.78	9.21	8.43	6.78	10.4	-	6.33	7.9	8.12	8.11	6.97	-
P 01	4.23	5.54	8.12	9.09	9.1	3.9	5.69	7.2	8.05	6.77	6.45	7.3
P 02	7.75	6.2	8.11	8	9.2	9.4	5.46	7.08	7.54	6.83	6.44	7.6
P 03	8.06	6.5	6.29	9.59	9.8	10.01	5.34	7.12	7.71	7.28	6.67	7.71
P 04	5.88	5.25	6.74	7.13	7.3	7.07	5.58	7.09	8.88	7.03	6.74	7.26
P 05	7.74	6.75	7.64	8.15	8.6	8.14	5.86	7.14	7.78	7.35	6.68	7.3
P 06	4.22	8	6.83	9.14	7.5	6.33	5.61	7.29	7.93	7.53	6.85	7.4
P 07	7.79	5.33	6.06	6.78	6.9	4.26	6.04	7.32	7.9	7.24	6.74	7.28
P 08	4.8	5.4	9.58	6.28	7.2	5.55	5.78	7.33	7.96	6.98	6.63	7.41
P 09	7.73	7.92	8.27	5.21	4.9	5	5.27	7.01	7.8	7.25	6.75	7.28
Dr	10.21	10.21	10.53	7.49	13.3	-	5.95	5.95	7.9	7.49	6.99	-
P 10	-	-	-	5.78	6.3	7.34	-	-	-	8.18	6.73	7.51
P 11	-	-	-	7.55	7.7	4.6	-	-	-	8.2	6.61	7.47
P 12	-	-	-	6.33	8.6	6.8	-	-	-	7.35	6.61	7.33
P 13	-	-	-	-	-	9.24	-	-	-	-	-	7.39
P 14	-	-	-	-	-	5.2	-	-	-	-	-	7.34

Tableau 2. Résultats des analyses chimiques pour sels nutritifs

	Ammonium (mg/l)			Nitrite (mg/l)			Phosphates (mg/l)			DBO5 (mg/l)		
	Avr-07	Juin-07	Sept-07	Avr-07	Juin-07	Sept-07	Avr-07	Juin-07	Sept-07	Avr-07	Juin-07	Sept-07
St 01	0.650	16.897	1.852	0.000	0.000	0.000	4.224	1.631	2.959	170	300	180
St 02	0.951	12.983	3.435	0.000	0.070	0.936	4.370	1.515	1.898	-	-	-
St 03	0.905	3.922	0.559	0.000	0.000	0.836	2.809	1.762	0.773	120	270	160
St 04	1.019	2.955	0.557	1.167	0.770	0.406	3.400	0.070	0.589	120	270	130
P 01	0.000	0.058	0.000	0.000	0.035	0.040	0.000	0.000	0.000	30	110	45
P 02	0.600	7.066	0.781	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-
P 03	0.442	0.714	0.000	0.000	0.017	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-
P 04	0.128	0.524	0.000	0.004	0.059	0.409	0.027	0.000	0.000	40	115	55
P 05	0.028	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-
P 06	0.000	0.000	0.000	0.072	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-
P 07	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-
P 08	0.000	0.000	0.503	0.000	0.000	0.074	0.000	0.022	0.000	-	-	-
P 09	0.023	0.021	0.070	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	-	-	-
Dr	0.209	0.209	0.485	0.989	0.986	0.702	0.022	0.012	0.414	130	300	70

Dans les puits sont dues aux nouvelles méthodes de culture dans la région, surtout celle de l'introduction de la pomme de terre, qui nécessite l'utilisation d'engrais chimiques.

Les phosphates ne sont présents que dans les eaux de rejet, ils varient entre 0.07 mg/l (juin 2007) et 4.37 mg/l (janvier 2010). Leur origine est due aux rejets urbains et à l'effet de la stagnation des eaux.

Les quatre points de mesure dans la zone de rejet présentent des valeurs importantes en matières en suspensions (MES) dues à la présence de la matière organique des rejets urbains. Par contre les puits ont de valeurs faibles (< 100 mg/l), sauf les puits P1, P2, P3 et P5 qui restent relativement élevées durant la campagne de septembre 2007.

La demande biochimique en oxygène (DBO₅) mesure la consommation en oxygène par les phénomènes de dégradation biologique durant une période donnée, 5 jours (DBO₅). Les substances consommant de l'oxygène comprennent en particulier : carbone organique, ammoniacque, nitrites, hydrogène sulfuré et d'autres composés réduits, soit avant tout des substances facilement dégradables. De ce fait La transformation des aliments est responsable de plus de 50% de la charge en DBO [33].

Les fortes valeurs de la demande biologique en oxygène (DBO₅) sont enregistrées dans les eaux usées avec des valeurs qui atteignent les 300 mg/l (station 1). La DBO dans les eaux souterraines présente de faibles valeurs, excepté pour les puits 1 et 4 dont les valeurs sont successivement de 110 et de 115 mg/l (juin 2007) qui traduisent la localisation proche de la zone de rejet, accentuée par une proportion plus importante des eaux usées durant la période estivale. Les indicateurs de la pollution organique regroupent les phosphates et les ions dérivés de l'azote. Un indice de pollution organique IPO, calculé à partir des concentrations de ces ions, permet de classer l'eau analysée sur une échelle à 5 niveaux de

pollution [34]. L'indice le plus élevé (5), représenté par un cercle plein, correspond à une pollution nulle ou très faible, alors que l'indice (1), forme hexagone, indique une pollution importante.

Nous incluons habituellement dans le calcul de l'IPO, la demande biologique en oxygène durant 5 jours (DBO₅).

La mesure de ce paramètre n'a concerné que six échantillons pour chaque période. Le tableau 3 ci-dessous récapitule les paramètres et les classes pour la détermination de l'IPO.

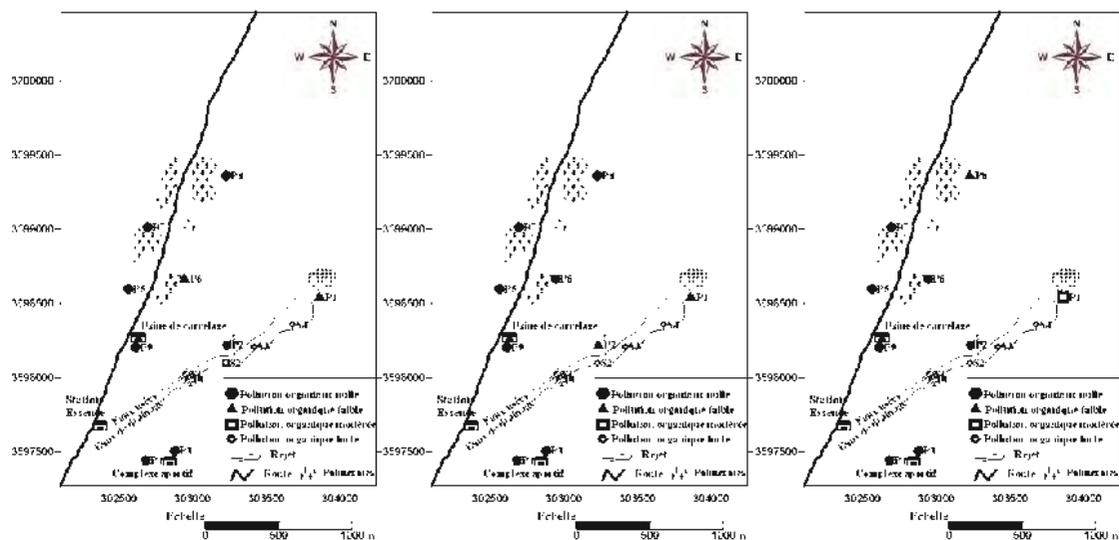
Les cartes (Fig. 7 a, b et c) montrent clairement que la pollution organique est forte à très forte dans la zone de rejet. Ce sont des eaux usées chargées en matière organique.

L'évaluation de la pollution des eaux souterraines par l'IPO montre une contamination par les eaux de rejet, et ceci est noté aux puits P1, P2 et P6. Cependant, le degré de pollution reste moindre par rapport aux eaux de rejet à cause du pouvoir autoépuration des sables.

Les cartes (Fig. 8 a et b) montrent que la pollution organique est importante dans le rejet, ce qui est logique. Cependant, elle est faible à nulle dans les eaux de la nappe, ce qui reflète le pouvoir épuration des sables d'une part, et d'autre part, la présence des roseaux en densité importante jouant un rôle dans l'épuration biologique, parce que les concentrations élevées de contaminants ne sont pas nécessairement en corrélation avec des flux élevés et vice-versa [17]. Toutefois, il faut noter que le nombre de puits ayant un IPO faible est plus important qu'en 2007, ce qui explique que la capacité autoépuration des sables s'affaiblit et que le panache de la pollution s'est agrandi avec le temps. La carte du moi de mai 2012 (Fig. 9), après l'arrêt de rejet, montre que tous les puits ont un IPO nulle ce qui confirme l'influence de la zone de rejet sur la nappe

Tableau 3. Paramètres et classes de l'IPO.

Classe	NH ₄ ⁺ (mg N/l)	NO ₂ ⁻ (µg N/l)	PO ₄ ³⁻ (µg P/l)	DBO ₅ (mg O ₂ /l)	Forme	IPO	Pollution organique
Classe 5	< 0.1	< 6	< 16	< 2		5 – 4.6	Nulle
Classe 4	0.1 – 0.9	6 – 10	16 – 75	2 – 5		4.5 – 4.0	Faible
Classe 3	1.0 – 2.4	11 – 50	76 –	5.1 – 10		3.9 – 3.0	Modérée
Classe 2	2.5 – 6.0	51 – 150	251 –	10.1 – 15		2.9 – 2.0	Forte
Classe 1	> 6	> 150	> 900	> 15		1.9 – 1.0	Très forte

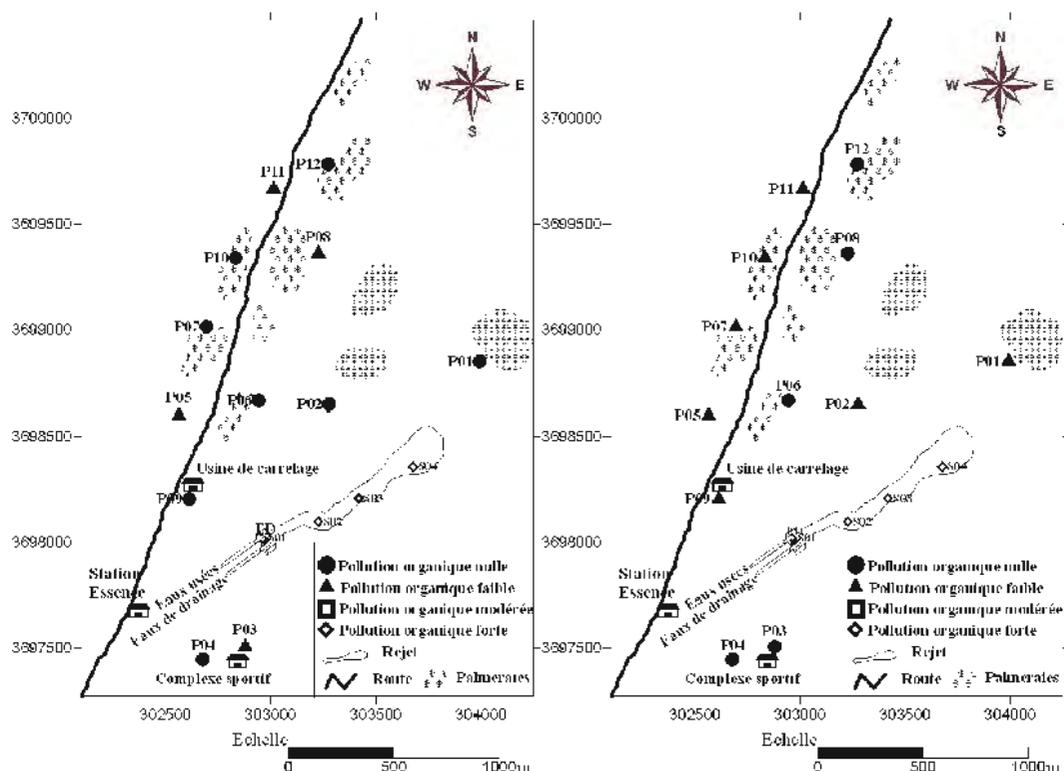


a) Campagne du 03/04/2007

b) Campagne du 07/06/2007

c) Campagne du 09/09/2007

Figure 7. Cartes de l'indice de pollution organique (IPO) année 2007.



a) Campagne du 02/01/2010

b) Campagne du 03/04/2010

Figure 8. Cartes de l'indice de pollution organique (IPO) année 2010.

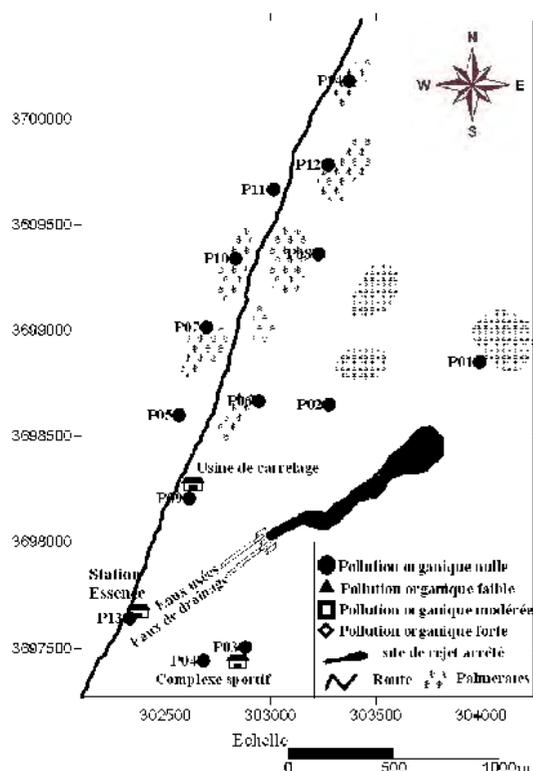


Figure 9. Carte de l'indice de pollution organique (IPO) mai 2012.

La détermination des paramètres hydrodispersifs d'échantillons de sables, prélevés à l'amont (échantillon I) et à l'aval (échantillon II) de la zone de rejet, afin de confirmer cette capacité autoépuratrice des sables s'est réalisée grâce au traitement des

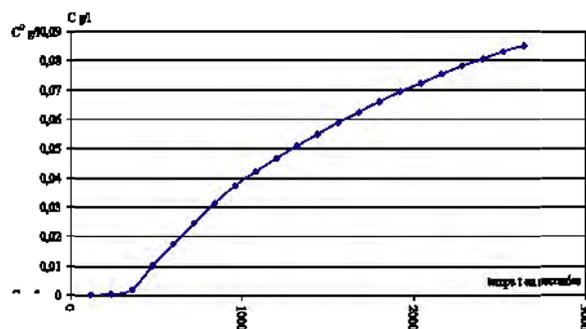


Figure 10. Graphe de la concentration cumulée en fonction du temps de l'échantillon I.

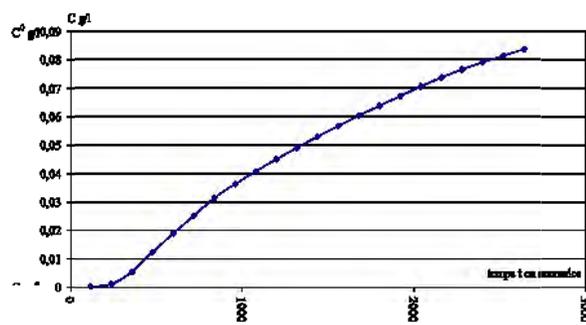


Figure 12. Graphe de la concentration cumulée en fonction du temps de l'échantillon II.

données d'analyse au fluorimètre, qui s'est traduit par l'établissement de deux graphes pour chacun des échantillons (Fig. 10, 11, 12 et 13) :

Le premier représente la concentration cumulée en fonction du temps $C (g/l) = f (t)$ et le deuxième $\zeta = \xi \sqrt{N_p}$ (paramètre sans dimension représentant la fonction du temps) avec $\xi = \frac{n_e I - vt}{2\sqrt{n_e D t}}$ (paramètre réduit sans

dimension regroupant les éléments de l'équation approchée de l'équation différentielle de la dispersivité) et $N_p = t/\Delta t$ (numéro indiquant la position de l'échantillon dans le temps) [28]. En simplifiant, elle prend la forme suivante :

$$\xi = \frac{n_e I - \frac{4V}{\pi d^2} N_p}{2\sqrt{n_e D \Delta t} N_p}$$

Ainsi :

$$\zeta = \xi \sqrt{N_p} = \text{inverf}(1 - 2\bar{C}) \sqrt{N_p} = \zeta^0 \left(1 - \frac{N_p}{N_p^0} \right) \quad (4)$$

Avec $\zeta^0 = \frac{I}{2\sqrt{D \Delta t}}$ et $N_p^0 = \frac{\pi d^2 I n_e}{4V_e}$

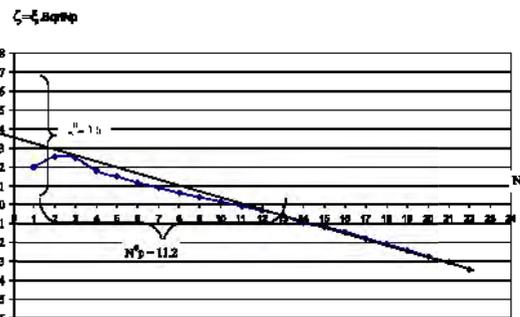


Figure 11. Graphe de $\xi \sqrt{N_p}$ en fonction de N_p de l'échantillon I

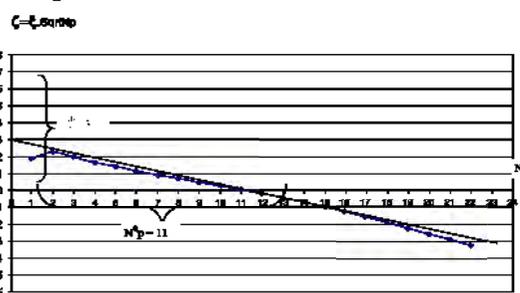


Figure 13. Graphe de $\xi \sqrt{N_p}$ en fonction de N_p de l'échantillon II

Donc

$$D = \frac{V_e}{\pi \cdot d^2 \cdot J \cdot \Delta t} \times \frac{N_p^0}{(\zeta^0)^2} \quad \text{et} \quad n_e = \frac{4 \cdot V_e}{\pi \cdot d^2 \cdot J} \times N_p^0$$

L'application numérique donne :

Pour l'échantillon I

$$n_e = 0.35 \quad \text{ou} \quad 35\%$$

$$v = 2.89 \times 10^{-5} \text{ m/s}$$

$$D = 5.67 \times 10^{-5} \text{ m}^2 / \text{s}$$

Sachant que le paramètre de la dispersion est égale au produit de la vitesse de Darcy v et de la dispersivité longitudinale α_l :

$$D = v \cdot \alpha_l \quad \text{donc} \quad \alpha_l = \frac{D}{v} = 1.96 \text{ m}$$

Pour l'échantillon II.

$$n_e = 0.29 \quad \text{ou} \quad 29\%$$

$$v = 2.41 \times 10^{-5} \text{ m/s}$$

$$D = 6.69 \times 10^{-5} \text{ m}^2 / \text{s}$$

$$\alpha_l = 2.78 \text{ m}$$

Les résultats obtenus montrent que le traceur utilisé (la Fluorescéine) se disperse avec une vitesse faible. Ce qui dénote de la faible dispersivité des sables dans la zone du rejet.

7. CONCLUSION

Dans cette étude, l'impact du rejet des eaux usées et de drainage est significatif et se traduit par la pollution des eaux souterraines surtout dans les endroits limitrophes de la zone de rejet, de forme allongée. En effet l'interprétation et le traitement des résultats des analyses chimiques et des sels nutritifs, d'échantillons, prélevés durant les six campagnes effectuées dans la zone de rejet, dans neuf puits (avril, juin et septembre 2007), douze (janvier et avril 2010), quatorze points (mai 2012) pour les eaux souterraines, quatre points pour les eaux usées et un pour les eaux de drainage, montre que le degré de pollution des eaux souterraines varie d'un puits à l'autre avec des teneurs qui dépassent parfois les normes fixées par l'OMS. Les concentrations élevées des nitrites, d'ammonium, de phosphates et de la DBO₅ dans les eaux de rejet sont la cause principale

de la pollution, durant les campagnes des années 2007 et 2010. La détermination de l'indice de pollution (IPO), montre que la pollution organique est très forte à forte dans la zone de rejet et faible à nulle pour les eaux souterraines, expliquée par la valeur faible de la dispersivité des sables de la région qui constituent un excellent filtre avec un pouvoir épurateur élevé, leur permettant de réduire la propagation d'éléments polluants vers les eaux de la nappe phréatique.

Il est à noter que l'arrêt du rejet direct des eaux usées à la fin de l'année 2010 et l'assèchement progressif de la zone de rejet, n'a pas empêché le panache de la pollution, qui certes reste faible, de s'étendre progressivement, véhiculé par les eaux souterraines de la nappe aquifère.

REFERENCES

- [1] Löhnert E.P., 2002. Major Aspects of Urban Hydrogeology in Central Europe – Examples from Germany. In: Howard KWF, Israfilov RG (eds), Current Problems of Hydrogeology in Urban Areas, Urban Agglomerates and Industrial Centers. NATO Science Series IV. *Earth Environmental Science* 8 243–261.
- [2] Bilgehan Nas & Ali Berktaç, 2010. Groundwater quality mapping in urban groundwater using GIS; *Environmental Monitoring and Assessment* 160:215–227.
- [3] Noël. M. & Cheikh .B, 2001. Problème de Contamination des nappes phréatiques par les rejets domestiques d'Afrique Noire cas de la nappe de Brazzaville au Congo. *Sécheresse*; 12 (3) 175-82.
- [4] Ouadi.T. et al., 2001. Impact de la pollution sur l'unique réseau hydrographique de Casablanca, Maroc. *Sécheresse*; 12(2) : 129-3.
- [5] Ahmed M. Youssef & al., 2011. Geotechnical investigation of sewage wastewater disposal sites and use of GIS land use maps to assess environmental hazards: Sohag, Upper Egypt; *Arabian Journal of Geosciences* 4:719–733.
- [6] Appleyard S., 1995. The impact of urban development on recharge and groundwater quality in a coastal aquifer near Perth, Western Australia. *Hydrogeology J* 3 (2) 65–75.
- [7] Eiswirth M & Hötzl H., 1997. The impact of leaking sewers on urban groundwater. In: Chilton J et al. (eds), *Groundwater in the Urban Environment*. Volume 1: Problems, Processes and Management. Proceedings of the XXVII IAH Congress on Groundwater in the Urban Environment, pp 399–404.
- [8] Ford M, Tellam JH., 1994. Source, type and extent of inorganic contamination within the Birmingham urban aquifer system, UK. *Journal of*

Hydrology 156, 101–135.

[9] Taylor RG, Cronin AA, Lerner DN, Tellam JH, Bottrell SH, Ruedi J, Barrett MH., 2006. Hydrochemical evidence of the depth of penetration of anthropogenic recharge in sandstone aquifers underlying two mature cities in the UK. *Applied Geochemistry* 21, 1570–1592.

[10] Trojan MD, Maloney JS, Stockinger JM, Eid EP, Lahtinen, MJ., 2003. Effects of land use on groundwater quality in the anoka sand plain aquifer of Minnesota. *Groundwater* 41 (4) 482–492.

[11] Turkman, A, Aslan, S & Yilmaz, Z., 2002. Groundwater Quality and Pollution Problems in the Izmir Region of Turkey. In: Howard KWF, Israfilov RG (ed), Current Problems of Hydrogeology in Urban Areas, Urban Agglomerates and Industrial Centers. NATO Science Series IV. *Earth and Environmental Sciences* 8, 479–489.

[12] Voronov A.N., Shvarts A.A. & Kuzmitskaya OV., 1999. Hydrogeological problems in the St. Petersburg region. In: Chilton J (ed), Groundwater in the Urban Environment, Selected City Profiles. International Contributions to Hydrogeology 21, 69–74.

[13] Zilberbrand M., Rosenthal E. & Shachnai E., 2001. Impact of urbanization on hydrochemical evolution of groundwater and on unsaturated-zone gas composition in the coastal city of Tel Aviv, Israel. *J Contam Hydrol* 50, 175–208.

[14] Kabour A., Hani A. & Chebah I., 2011. Impact des eaux usées domestiques sur l'environnement, et évaluation de l'indice de risque sur la santé publique : Cas de la ville de Béchar, SW Algérien. *European Journal of Scientific Research*, ISSN 1450-216X Vol. 53 No.4, PP.582-589.

[15] Jalali M., 2005. Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. *Agricultural Ecosystem Environmental* 110:210–218

[16] Saïbi. H., Semmar A., Mesbah A., Ehara S., 2009. Variographic analysis of water table data from the Oued-Souf phreatic aquifer. Northeastern part of the Algerian Sahara. *Arabian Journal of Geosciences*, 2, 83-93. Edition SPRINGER, ISSN: 1866-7538.

[17] Schiedek T., Beier M. & Ehardt G., 2007. An Integrative Method to Quantify Contaminant Fluxes in the Groundwater of Urban Areas. *Journal Soils Sediments* 7 (4) 261–269.

[18] Blumenthal UJ, Cifuentes E, Bennet S, Quigley M, Ruiz-Palacios G., 2001. The risk of enteric infections associated with wastewater reuse: the effect of season and degree of storage of wastewater. *Trans R Soc Trop Med and Hyg* 96:131–137.

[19] ANRH., 2001. Etude d'assainissement des eaux résiduaires, pluviales et d'irrigation de la vallée du Souf (Wilaya d'El Oued). Direction régionale d'Ouargla.

[20] Busson G., 1967. Carte géologique du bassin mésozoïque du Sahara algéro-tunisien et de ses abords. Planche 2.

[21] Savornin J., 1945. Le plus grand appareil hydraulique du Sahara (nappe artésienne dite de l'Albien). *Travaux Institue de Recherche Saharien.*, IV, 26-66.

[22] Dubost. D., 2002. Ecologie, Aménagement et Développement Agricole des Oasis Algériennes. N° Dépôt légal : 1092-2002. Edition du Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides.

[23] Hydro Projet Oran – Bonnard et Gardell., 2004. Mission II. Rapport final, Document inédit 111 p.

[24] Kherici N, Zouini D, Kherici H., 1996. Origine de la remontée des eaux de la nappe superficielle de Souf (Nord-Est du Sahara Septentrional Algérien). Association Espanola de Hidrologia Subterranea. *Hidrogeologia* 12:49-59.

[25] - Levassor A., 1978. Simulation et gestion des systèmes aquifères. Application aux nappes du 'Complexe Terminal' du bas Sahara, Algérie. Thesis, Paris-VI University, Paris, France.

[26] Oeltzschner. H., 2003. Quelques remarques sur le phénomène de la remontée des eaux dans le Souf. Recueil des communications des journées techniques et scientifiques sur la qualité des eaux du Sud.

[27] Hydro Projet Oran – Bonnard et Gardell., 2002. Compagne de mesure hydrogéologique, Document inédit 306 p.

[28] Chestakov V. M., 1975. "Hydrodynamique souterraine en pratique (en Russe)", Nedra, 179p.

[29] Sauty J.P., 1977. Contribution à l'identification des paramètres de dispersion dans les aquifères par interprétation des expériences de traçage. Thèse de Doctorat de l'université de Grenoble, 157p.

[30] Aminot & Chausse-Pied., 1983. Analyse d'eau de mer.

[31] Mohsen Jalali., 2010. Nitrate pollution of groundwater in Toyserkan, western Iran; *Environmental Earth Science* 62:907–913.

[32] WHO (World Health Organization), 2004. *Guidelines for drinking water quality*, third edition. Geneva: WHO.

[33] Hussein I., Abdel-Shafy and Raouf O. Aly., 2007. Wastewater management in Egypt; M.K. Zaidi (ed.), *Wastewater Reuse –Risk Assessment, Decision-Making and Environmental Security*, 375–382. Springer.

[34] Leclercq L, Vandevienne L., 1987. Impact d'un rejet d'eau chargée en sel et d'une pollution organique sur les peuplements de diatomées de la Gander (Grand-Duché de Luxembourg). *Cahiers de Biologie. Marine.*, 28(2), 311-318.

NOMENCLATURE

\bar{C}	: concentration relative sans dimension ;
C	: concentration au temps $t > 0$ g/l ;
C^0	: concentration initiale d'injection $t = 0$ g/l ;
C_0	: concentration de l'échantillon sans le traceur : g/l ;
Erf	: fonction erreur de Gauss ;
n_e	: porosité effective ;
l	: longueur du cylindre : m ;
v	: vitesse effective de Darcy : m/s ;
t	: temps : s ;
D	: paramètre de la dispersion $D = \alpha_{L,v}$; m ² /s;
V_e	: volume recueilli en cm ³ ;
d	: diamètre du cylindre : m ;
Δt	: pas de temps ; s
N_p	: $t/\Delta t$, numéro indiquant la position de l'échantillon dans le temps.
ζ	: paramètre réduit sans dimension définissant la fonction du temps.
ξ	: paramètre réduit sans dimension regroupant les éléments de l'équation approchée de l'équation différentielle de la dispersivité.