

Effet d'une recharge artificielle par des eaux usées traitées sur la qualité des eaux de la nappe côtière de Korba, Cap-Bon, Tunisie

Lise Cary, Joël Casanova, Amira Mekni, Catherine Guerrot, Noureddine Gaaloul

▶ **To cite this version:**

Lise Cary, Joël Casanova, Amira Mekni, Catherine Guerrot, Noureddine Gaaloul. Effet d'une recharge artificielle par des eaux usées traitées sur la qualité des eaux de la nappe côtière de Korba, Cap-Bon, Tunisie. Dix-huitièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues, Mar 2012, Cassis, France. 8 p. hal-00772751

HAL Id: hal-00772751
https://brgm.hal.science/hal-00772751

Submitted on 11 Jan 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Dix-huitièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie
de l'Association Internationale des Hydrogéologues.
« Ressources et gestion des aquifères littoraux. Cassis 2012. »

Effet d'une recharge artificielle par des eaux usées traitées sur la qualité des eaux de la nappe côtière de Korba, Cap-Bon, Tunisie

Cary L.[1], Casanova J.[1], Mekni A.[2], Guerrot C[1]., Gaaloul N.[3]
[1] BRGM (Bureau de Recherches géologiques et minières), 3 av. C. Guillemin,
BP 36009, 45060 Orléans Cedex 2, France. l.cary@brgm.fr
[2] INAT (Institut National d'Agronomie de Tunisie), 43, Avenue Charles Nicolle 1082, Tunis, Tunisia.
[3] INRGREF (Institut National des Recherches en Génie Rural, Eau, Forêts), rue Hédi Karray,
B.P.10- 2080 Ariana, Tunisia.

I. INTRODUCTION

Les aquifères côtiers méditerranéens, notamment lorsqu'ils se trouvent en contexte aride ou semi-aride, sont fortement sollicités pour les besoins de l'agriculture et de l'industrie. La qualité des eaux de nappe est alors fréquemment dégradée par l'intrusion marine, l'infiltration des eaux d'irrigation ou les pollutions diffuses... La nappe de Korba-Mida de la côte orientale du Cap-Bon de Tunisie en est un exemple bien étudié. Elle subit une surexploitation illustrée par l'accroissement du nombre de puits: de 270 puits en 1962 (ENNABLI, 1980) à 9239 puits en 2004 (CRDA, 2005). Depuis les années 60, un suivi spatio-temporel qualitatif et un modèle de fonctionnement hydrogéologique des eaux souterraines ont mis en évidence que les prélèvements importants avaient généré une inversion du gradient hydraulique causant une intrusion saline (ENNABLI, 1980; KOUZANA et al., 2009; KOUZANA et al., 2010). Cruciale pour l'agriculture locale, la nécessité d'améliorer quantitativement et qualitativement les eaux de nappe a conduit à la mise en place d'une recharge artificielle d'eaux usées traitées. Les eaux usées proviennent de la station d'épuration de Korba et leur traitement final se fait par infiltration dans la zone non saturée du sol (SAT, Soil Aquifer Treatment) depuis fin 2008. Depuis, trois campagnes annuelles de prélèvements ont permis de suivre l'évolution de la qualité de l'eau de nappe. Afin de détecter la propagation des eaux de recharge dans les eaux souterraines, les isotopes de bore ont été mesurés. Fréquemment utilisés depuis les années 1990, par exemple (BIANCHINI et al., 2005; KLOPPMANN et al., 2009; KLOPPMANN et al., 2008; PENNISI et al., 2006; VENGOSH, 2003; VENGOSH et al., 1994; VENGOSH and KEREN, 1996; VENGOSH et al., 1999), les isotopes du bore sont un bon traceur des eaux usées domestiques en raison des perborates présents dans les lessives et les blanchissants en fortes concentrations, et dont la signature isotopique est bien définie (EISENHUT and HEUMANN, 1997; LAZAROVA et al., 2011; LAZAROVA et al., 2002; VENGOSH, 2003).
Dans ce travail, nous décrivons l'évolution de la qualité des eaux souterraines soumise à une recharge artificielle avec des eaux usées depuis trois ans. Les isotopes du Bore permettent de distinguer plusieurs pôles d'eaux souterraines dont les mélanges affectent la mobilité des éléments. L'impact quantitatif de la recharge fait l'objet d'une autre communication (MEKNI et al., 2012).

I. 1 Le contexte géographique et géologique

La péninsule du Cap Bon est située à 100 km à l'Est de Tunis. L'aquifère de la côte Est couvre une superficie d'environ 475 km^2 et la nappe littorale de Korba se trouve en son milieu (figure 1). Le climat semi-aride de la région est caractérisé par une pluviométrie moyenne annuelle comprise entre 400 et 500 mm, avec des irrégularités temporelles. L'été est chaud et sec, et l'hiver est froid et humide. Le mensuel d'évaporation est élevé (autour de 1300 mm par an), tandis que le taux d'humidité mensuel se situe entre 68 et 76%.

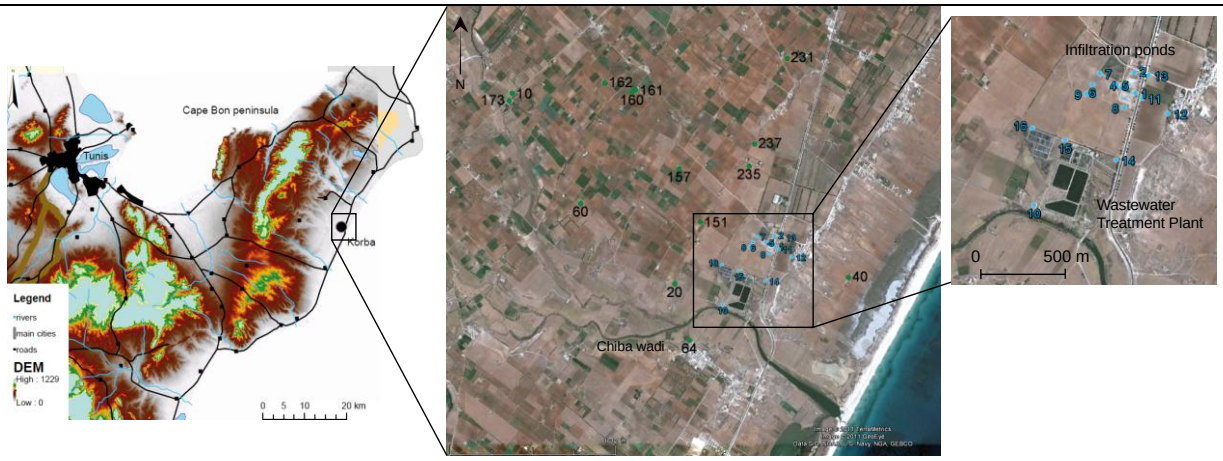


Figure 1 – Localisation du site d'étude de la région de Korba.

Trois principales formations géologiques dont les lithologies évoluent latéralement, sont rencontrées sur le site (figure 2).
(1) A la base du système, et non affleurant, la formation Souaf du Miocène moyen est constituée par une alternance de grès, de marnes lenticulaires à niveaux de lignite et d'argiles dans la zone d'étude.
(2) Les sédiments marins du Pliocène transgressif sont déposés en discordance sur les sédiments du Miocène. Ils sont principalement composés de grès, de sables et surmontés d'alternances de marnes et grès plus ou moins argileux, constituant ainsi l'aquifère principal. L'épaisseur est d'environ 80 m dans la partie centrale de la zone, et de moins de 50 m sur le site de recharge. Les sédiments affleurent au nord de l'oued Chiba, mais sont masqués par les dépôts plus récents Pléistocène dans les environs de Tafelloune et Diar El zones Hajjej (ENNABLI, 1980).
(3) Les dépôts du Pléistocène constituent une plate-forme marine montrant plusieurs unités (ELMEJDOUB and JEDOUI, 2009) essentiellement constituées, de bas en haut, de sables à coquilles de mollusques marins avec parfois intercalée une couche argileuse notamment décrite par (KOUZANA et al., 2010), une séquence carbonatée avec des dépôts marins et oolitiques, et au sommet, des dépôts éoliens de dune fossiles du Tyrrhénien s'étendant sur de longues distances parallèlement à la côte. L'épaisseur totale du Pléistocène varie entre 10 et 50 m. La dernière unité peut être recouverte de limons continentaux rougeâtres (TEMANI et al., 2008). Enfin, un encroûtement calcaire centimétrique à métrique des sédiments pléistocènes s'étend sur de grandes surfaces (CHAKROUN et al., 2005), et reprend également les dépôts du Pliocène (BEN HAMOUDA et al., 2011).

I. 2 Le contexte hydrogéologique

De nombreuses études ont contribué à la compréhension des dynamiques de l'aquifère de Korba. Les formations du Pliocène et du Quaternaire constituent un seul aquifère.
Sur notre site, l'aquifère miocène captif est séparé du Plio-Quaternaire par une couche argileuse de plus de 10 m d'épaisseur. Les nappes plio-quaternaire et miocène s'écoulent vers la côte. L'aquifère du Miocène sous-jacent alimente le Plio-Quaternaire par drainance ascendante (BEN HAMOUDA et al., 2011). Le relief topographique constitué par les dunes fossiles est favorable à la rétention et à l'infiltration des eaux de ruissellement, et de hautes conductivités hydrauliques y ont été mesurées (ENNABLI, 1980). La recharge représenterait moins de 10% des précipitations annuelles moyennes (ENNABLI, 1980) ou 30,4 Mm^3 en 2004 [8]. Les récents modèles hydrogéologiques ont montré que la situation piézométrique dans la partie centrale de l'aquifère était encore critique en 2004 en raison d'une exploitation de 135% de l'aquifère (PANICONI et al., 2001; ZGHIBI et al., 2011). L'invasion de l'eau de mer dans les terres atteint 1,5 km au sud de l'oued Chiba et 5 km au sud d'El Diar Hajjej. Des approches multidisciplinaires ont été utilisées pour étudier les conséquences de l'intrusion marine, combinant géophysique et hydrochimie (KOUZANA et al., 2009; KOUZANA et al., 2010). Selon les cartes de salinité, cinq zones ont été identifiées, la moins concentrée (2 à 4

g/L) se trouvait dans la partie amont et la plus concentrée (22 g/L) était sur notre site d'étude. La salinité étant plus prononcée le long de la côte, de nombreux puits peu profonds ont été abandonnés.

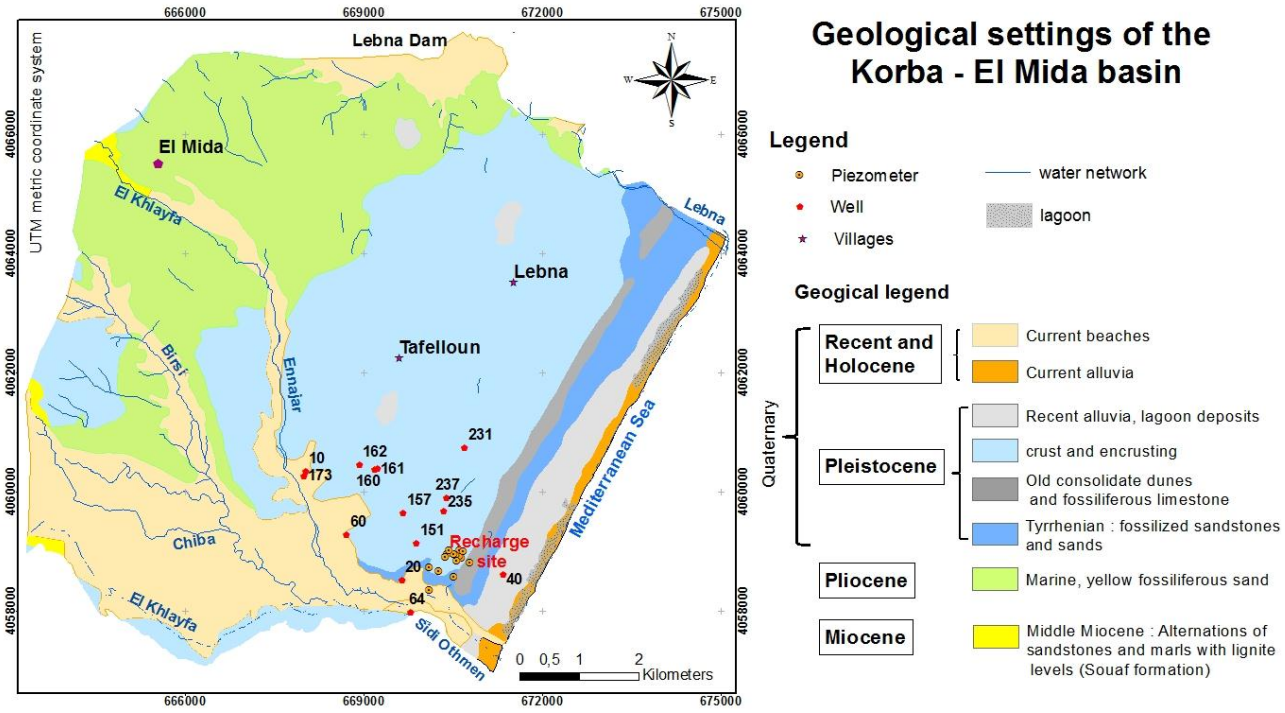


Figure 2 – Carte géologique de la région de Korba et localisation des puits et des piézomètres autour du site de recharge.

II. MATERIEL ET METHODES

Les échantillons d'eau souterraine ont été prélevés dans des piézomètres de contrôle sur le site de la recharge artificielle et dans des puits privés en Juin 2009, Juillet 2010 et Juillet 2011, au nord de l'oued Chiba (Figure 1). Les puits sont utilisés par les agriculteurs et certains puits sont abandonnés. Les paramètres pH, T et conductivité électrique ont été mesurés in situ. Les cations majeurs ont été mesurés au BRGM par ICP-AES et les traces par ICP-MS. Les concentrations des anions (Br-, Cl-, SO42-, NO3-) ont été déterminées par chromatographie ionique. Des échantillons d'eau ont également été recueillis pour l'analyse des isotopes du Bore, effectuée au BRGM par spectrométrie de masse.

III. RESULTATS ET DISCUSSION

III. 1 Qualité de l'eau de recharge

La recharge artificielle a été réalisée, au moins à nos trois dates d'échantillonnage, avec des eaux saumâtres qui contenaient des concentrations en Cl semblables à celles mesurées dans certains puits touchés par la salinisation, équivalentes à un mélange de 5,8% (en 2009) à 14% (en 2011) avec de l'eau de mer. Les eaux usées traitées ont un pH légèrement alcalin et plus élevé que le pH des eaux souterraines. La conductivité varie entre 4,2 et 9,8 mS/cm. Des concentrations significatives de Cl (33, 68 et 78 mmol/L) et Na (34, 70, 75 mmol/L) ont été mesurées respectivement chaque année. Les eaux usées avaient des teneurs élevées en Al (0,15 et 0,83 mol/L), B (0.07 to 0.35 mmol/L), Ca (3,7 à 7,5 mmol/L), K (1 à 1,6 mmol/L) et SO4 (5,2 à 9 mmol/L), Li (10 à 40 mmol/L) entre autres. Comme le traitement est basé sur le lagunage naturel avec

traitement tertiaire sans utilisation de produits chimiques, ces valeurs élevées peuvent provenir des activités industrielles locales.

III. 2 Qualité des eaux souterraines

Dans certains piézomètres, notamment le 16 (2011) et le 5 (2010), les eaux sont faiblement minéralisées. Ces eaux sont clairement distinctes de celles des puits, (figure 3 et graphique Ca vs Cl de la figure 4). Ces eaux douces peuvent avoir deux origines différentes: (1) les nappes profondes du Miocène et de l'Oligocène, la première alimentant par drainance ascendante le Plio-Quaternaire ; (2) par la recharge météorique de la nappe plio-quaternaire. Les différentes temporelles de concentrations dans un même piézomètre montrent que ces apports ne sont pas homogènes. Ils dépendent des volumes pompés et de l'importance de la recharge météorique.

La complexité lithologique est illustrée par la proximité d'eaux à minéralisation croissante. Bien qu'aucune justification hydrogéologique n'existe pour séparer les deux aquifères pliocène et quaternaire, on distingue des eaux faiblement minéralisées, provenant de milieux sableux et gréseux ou sous l'influence d'une recharge météorique, et des eaux plus minéralisées enrichies en Ca et HCO_3 (figure 3). L'enrichissement en calcium notamment peut s'expliquer par deux phénomènes : (1) l'infiltration des eaux d'irrigation et de pluie à travers le calcrète, dont l'épaisseur peut atteindre 15 m, (2) l'échange cationique, favorisé par l'intrusion marine. L'échange cationique est illustré sur la figure 4 qui montre un appauvrissement de la solution en sodium et son enrichissement en calcium par rapport à la droite de dilution de l'eau de mer. Ce cas est typique de l'adsorption de Na sur des phases porteuses en remplacement de Ca, selon l'équation :

(1) $Na^+ + ½\ Ca\text{-}X \rightarrow Na\text{-}X + ½\ Ca^{2+}$

où X est l'échangeur (APPELO and POSTMA, 2005). Dans l'aquifère, les argiles mais aussi les matières organiques, les carbonates et les oxy-hydroxydes constituent les phases échangeuses d'ions. Le milieu est également légèrement sursaturé par rapport à la calcite. Les teneurs en magnésium sont très légèrement déficitaires dans la majorité des points, et cependant, les eaux sont très légèrement sursaturées par rapport à la dolomite. Sa précipitation possible limitera la mobilité du magnésium.

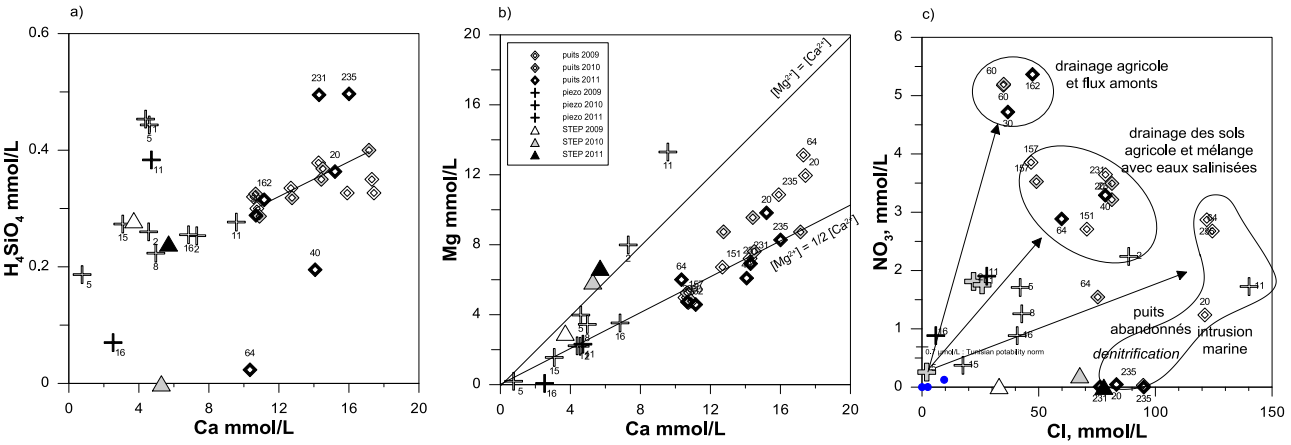


Figure 3 – Evolution des concentrations en silicium, calcium, magnésium et nitrates dans les eaux souterraines.

Les teneurs en nitrates sont très disparates (figure 3). Les eaux de STEP en sont complètement dépourvues. Les piézomètres 16 et 5 sont très pauvres (0.1 mmol/L) tandis que des concentrations importantes sont mesurées dans les puits. Les nitrates proviennent des activités agricoles amont et du lessivage des sols agricoles (irrigation et pluies). Plus les eaux sont salinisées, et moins les nitrates sont abondants.

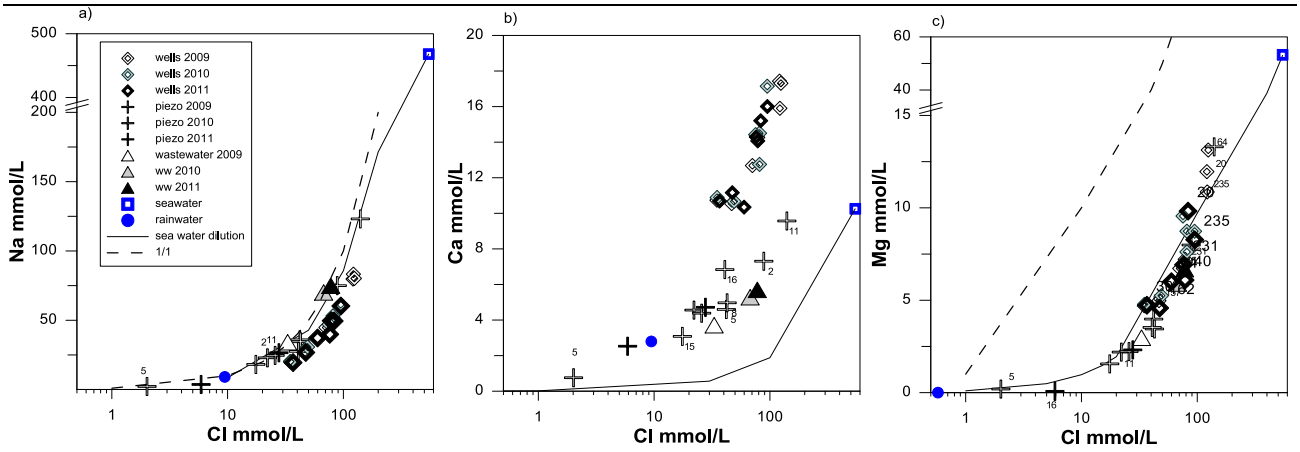


Figure 4 – Evolution des concentrations en sodium, calcium et magnésium en fonction des chlorures dans les eaux souterraines et les eaux usées traitées de la station d'épuration de Korba.
Les valeurs en abscisse sont en log.

III. 3 Mélanges affectant les eaux souterraines

Dans les eaux naturelles, le bore dissous prévaut sous la forme de deux espèces dominantes : $B(OH)_3$ à pH bas et $B(OH)_4^-$ à pH élevé. Il a deux isotopes stables, ^{10}B et ^{11}B. Une partie du 10B dissous est adsorbé préférentiellement sur la surface des minéraux, conduisant à un enrichissement de la solution résiduelle en ^{11}B. Dans les conditions de pH neutre à légèrement alcalin, l'adsorption du bore est favorisée (GOLDBERG and SUAREZ, 2011). L'adsorption du Bore sur les phases échangeuses concerne les minéraux argileux, mais aussi les oxy-hydroxydes, les matières organiques et les carbonates comme la calcite (GOLDBERG and FORSTER, 1991).

La figure 5 montre les différents composants du système. Un premier pôle est constitué par les eaux souterraines plio-quaternaires issues de puits pompés activement en 2009 et 2010 (puits 60, 151, 157 et 231) avec des $\delta^{11}B$ variant entre 25 ‰ et 40,6 ‰, associés à différentes concentrations en bore (entre 30 à 48 mmol/L). Soumises à des pompages et à l'intrusion marine, les eaux évoluent en 2011 et s'équilibrent vers des valeurs plus élevées en $\delta^{11}B$ (41,5 à 48 ‰) correspondant à des teneurs en bore légèrement plus faibles qu'en 2010 (28 à 35 mmol/L). Ces $\delta^{11}B$, plus élevés que celui de l'eau de mer ($\delta^{11}B$ entre 39,5 et 40,5 ‰ (BARTH, 2000), sont typiquement mesurés lors d'intrusion marines (VENGOSH, 2003) lorsque l'adsorption du Bore en excès s'est réalisée sur la matrice.

Les eaux usées traitées utilisées pour la recharge artificielle ont un $\delta^{11}B$ variant entre 10,67 et 13,08 ‰ avec des concentrations de bore élevées variant de 65 à 348 mmol/L. Ces valeurs sont comprises dans l'ensemble des valeurs mesurées par différents auteurs (BARTH, 2000; KLOPPMANN et al., 2008; VENGOSH, 2003; WIDORY et al., 2005). Le mélange des eaux usées dans la nappe plio-quaternaire est illustré par la composition des piézomètres 15, 11 et 2, les deux derniers montrant une diminution importante du $\delta^{11}B$ 2010 et 2011. Selon les logs, les 30 premiers mètres à l'aplomb des bassins d'infiltration sont constitués de grès et sables ; les phases échangeuses comme argiles et carbonates semblent très peu abondantes. On peut donc considérer que le système s'équilibre très rapidement.

Un deuxième pôle d'eaux souterraines est constitué par les eaux douces prélevées en 2011 dans le piézomètre 16 (concentration en B de 2.8 µmol/L et $\delta^{11}B$ de 19.89 ‰). Cette signature est proche de celles des eaux de pluies (MILLOT et al., 2010), ce qui renforce l'hypothèse d'une forte contribution des eaux de pluie. De plus, le piézomètre 16 est installé dans la formation des dunes tyrrhéniennes, fréquemment considérée comme étant une zone importante de recharge de la nappe par infiltration des eaux de pluie et

de ruissellement. La composition mesurée dans le piézomètre 5 est issue d'un mélange entre ces eaux douces et environ 15 % d'eaux usées de recharge.

Enfin, compte-tenu du contexte géologique et hydrogéologique, les eaux pluviales actuelles contribuent à la recharge de l'aquifère Plio-Quaternaire ainsi que les isotopes ^{18}O et ^{2}H l'ont confirmé (BEN HAMOUDA et al., 2011). Ayant des compositions isotopiques et des concentrations très différentes en bore (MILLOT et al., 2010), le $\delta^{11}B$ est moins pertinent pour tracer leur mélange.

La signature isotopique dans les puits ne montre aucun mélange avec les eaux usées, en raison de quantités infiltrées trop faibles et de directions de flux défavorables (MEKNI et al., 2012). Les variations temporelles des signatures isotopiques dans les puits montrent que le système n'est pas à l'équilibre, et qu'en particulier, les processus chimiques contrôlant la mobilité du Bore, notamment l'adsorption, ne suivent pas une cinétique aussi rapide que celle d'un simple mélange. La diminution d'environ 10 ‰ du $\delta^{11}B$ entre 2009 et 2010 avec des concentrations en bore plus fortes peut s'expliquer en posant l'hypothèse de l'existence d'un pôle d'eaux anciennes saumâtres avec un $\delta^{11}B$ compris entre 15 et 20‰. La contribution de ce pôle aux eaux plio-quaternaires serait favorisée par une faible recharge hivernale en 2009 et 2010 suivie par une augmentation des prélèvements et de l'intrusion marine. Cette hypothèse est soutenue par le fait que des sondages profonds ont montré que le substratum de marnes miocènes, dont la signature usuelle est comprise entre 15 et 20‰, recèle par endroits une eau saumâtre de 3 à 4 g/L (REKAYA, 1989).

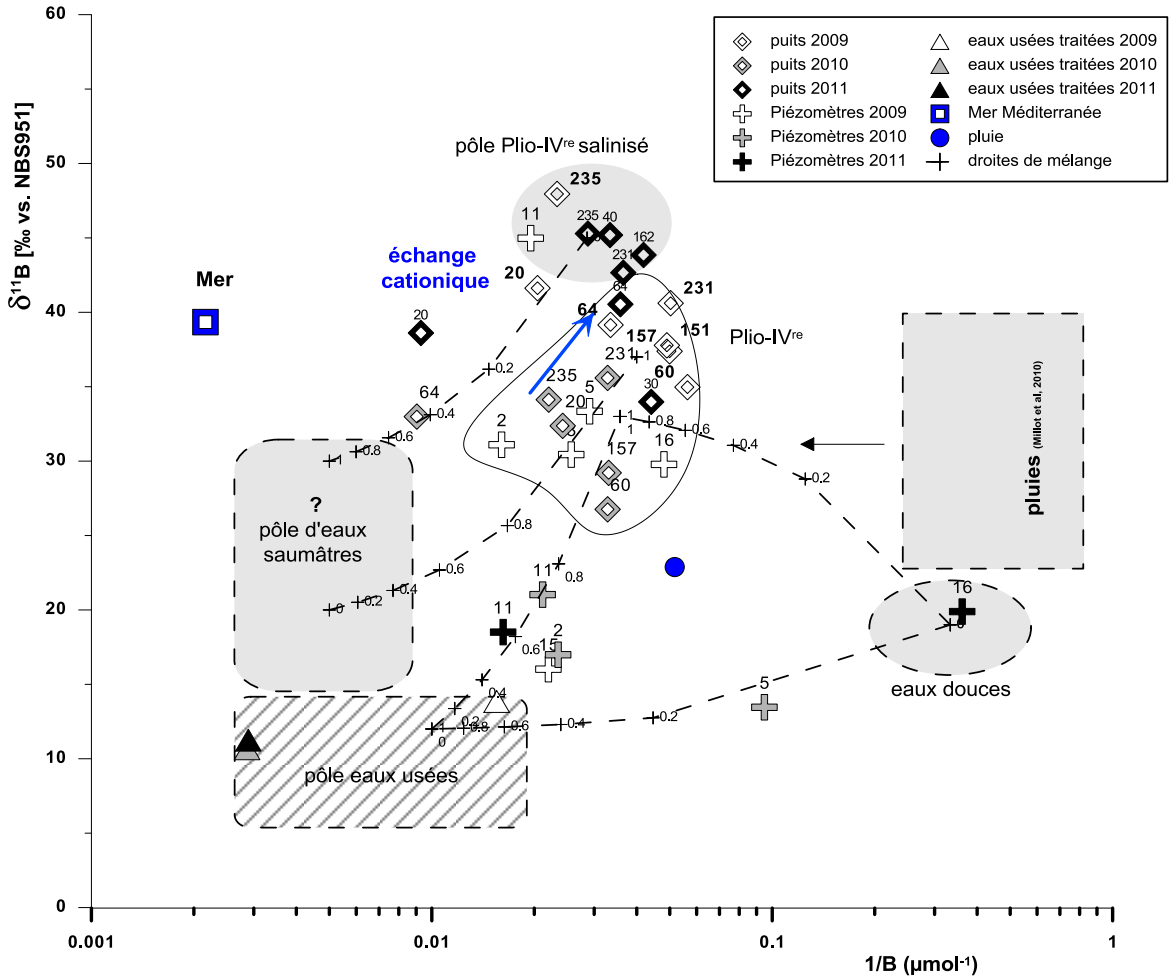


Figure 5 – Evolution des rapports isotopiques $\delta^{11}B$ en fonction du rapport molaire 1/B (adapté de (CARY and AL, in prep.) dans les eaux souterraines et les eaux usées traitées de la station d'épuration de Korba.

IV. CONCLUSION

Dans l'aquifère de Korba, la variabilité spatiale des concentrations en éléments souligne la complexité des interactions eau-roche amplifiées par la salinisation issue de l'intrusion marine dans la nappe plio-quaternaire. Les eaux de nappe à proximité des puits ne sont pas affectées par la recharge artificielle. Leurs compositions isotopiques en bore subissent des changements significatifs selon les années. Ceci est dû à des mélanges variables de pôles d'eaux profondes, douces ou saumâtres, et d'eau de pluie, mais aussi aux différents processus d'équilibration du système à cinétiques différentes, comme par exemple l'échange cationique et l'adsorption du bore sur les phases minérales. A proximité du site de recharge artificielle, les signatures isotopiques du Bore mettent en évidence un mélange avec les eaux usées ainsi qu'avec une importante contribution d'eaux douce. En raison de leurs teneurs en Na et Cl, mais aussi en bore, les eaux de recharge artificielle pourraient cependant n'avoir qu'un effet limité sur l'amélioration de la qualité des eaux souterraines. En perspective, la pollution diffuse de la nappe par le drainage agricole est un facteur à prendre en compte pour expliquer la variabilité des concentrations mesurées, d'autant plus qu'une couche argileuse à faible profondeur en zone non saturée est susceptible de perturber considérablement le transfert des polluants vers la nappe.

Références bibliographiques :

Appelo, C. A. J. and Postma, D., 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution. 2nd edn*.

Barth, S. R., 2000. Geochemical and boron, oxygen and hydrogen isotopic constraints on the origin of salinity in groundwaters from the crystalline basement of the Alpine Foreland. *Applied Geochemistry* **15**, 937-952.

Ben Hamouda, M. F., Tarhouni, J., Leduc, C., and Zouari, K., 2011. Understanding the origin of salinization of the Plio-quaternary eastern coastal aquifer of Cap Bon (Tunisia) using geochemical and isotope investigations. *Environmental Earth Sciences* **63**, 889-901.

Bianchini, G., Pennisi, M., Cioni, R., Muti, A., Cerbai, N., and Kloppmann, W., 2005. Hydrochemistry of the high-boron groundwaters of the Cornia aquifer (Tuscany, Italy). *Geothermics* **34**, 297-319.

Cary, L. and al, in prep.

Chakroun, A., Zaghbib-Turki, D., Moigne, A.-M., and de Lumley, H., 2005. Découverte d'une faune de mammifères du Pléistocène supérieur dans la grotte d'El Geffel (cap Bon, Tunisie). *Comptes Rendus Palevol* **4**, 317-325.

CRDA, 2005. Carte des périmètres irrigués de la côte orientale de Cap-Bon. Notice 56. Nabeul.

Eisenhut, S. and Heumann, K. G., 1997. Identification of ground water contaminations by landfills using precise boron isotope ratio measurements with negative thermal ionization mass spectrometry. *Fresenius' journal of analytical chemistry* **359**, 375-377.

Elmejdoub, N. and Jedoui, Y., 2009. Pleistocene raised marine deposits of the Cap Bon peninsula (N-E Tunisia): Records of sea-level highstands, climatic changes and coastal uplift. *Geomorphology* **112**, 179-189.

Ennabli, M., 1980. Etude hydrogéologique des aquifères Nord Est de la Tunisie par une gestion intégrée des ressources en eau, Thèse de doctorat d'état.

Goldberg, S. and Forster, H. S., 1991. Boron sorption on calcareous soils and reference calcites. *Soil Sci.* **152**, 304-310.

Goldberg, S. and Suarez, D. L., 2011. Distinguishing Boron Desorption from Mineral Dissolution in Arid-Zone Soils. *Soil Science Society of America Journal* **75**, 1347-1353.

Kloppmann, W., Chikurel, H., Picot, G., Guttman, J., Pettenati, M., Aharoni, A., Guerrot, C., Millot, R., Gaus, I., and Wintgens, T., 2009. B and Li isotopes as intrinsic tracers for injection tests in aquifer storage and recovery systems. *Applied Geochemistry* **24**, 1214-1223.

Kloppmann, W., Van Houtte, E., Picot, G., Vandenbohede, A., Lebbe, L., Guerrot, C., Millot, R., Gaus, I., and Wintgens, T., 2008. Monitoring Reverse Osmosis Treated Wastewater Recharge into a Coastal Aquifer by Environmental Isotopes (B, Li, O, H). *Environ. Sci. Technol.* **42**, 8759-8765.

Kouzana, L., Ben Mammou, A., and Felfoul, M. S., 2009. Seawater intrusion and associated processes: Case of the Korba aquifer (Cap-Bon, Tunisia). *Comptes Rendus Geoscience* **341**, 21-35.

Kouzana, L., Benassi, R., Ben mammou, A., and Sfar felfoul, M., 2010. Geophysical and hydrochemical study of the seawater intrusion in Mediterranean semi arid zones. Case of the Korba coastal aquifer (Cap-Bon, Tunisia). *J. Afr. Earth Sci.* **58**, 242-254.

Lazarova, V., Emsellem, Y., Paille, J., Glucina, K., and Gislette, P., 2011. Water quality management of aquifer recharge using advanced tools. *Water Science and Technology* **64**, 1161-1168.

Lazarova, V., Nicolai, M., Levine, B., Saunders, W., McGovern, L., Sheilds, P., Bancon-Montigny, C., and Emsellem, Y., 2002. Aquifer recharge: the relevance of boron isotopes as an environmental tracer of recycled water. *Water Sources Conference: Reuse, Resources, Conservation; Las Vegas, NV; USA; 27-30 Jan. 2002. pp18 pp.*

Mekni, A., Cary, L., Souissi, A., and Gaaloul, N., 2012. Evolution spatio-temporelle de la nappe phréatique de Korba-El Mida, Cap-Bon (Tunisie) et impact de sa recharge artificielle par les eaux usées traitées *Dix-huitièmes journées techniques du Comité Français d'Hydrogéologie de l'Association Internationale des Hydrogéologues. « Ressources et gestion des aquifères littoraux. Cassis 2012. »*.

Millot, R., Petelet-Giraud, E., Guerrot, C., and Negrel, P., 2010. Multi-isotopic composition (delta(7)Li-delta(11)B-delta D-delta(18)O) of rainwaters in France: Origin and spatio-temporal characterization. *Applied Geochemistry* **25**, 1510-1524.

Paniconi, C., Khlaifi, I., Lecca, G., Giacomelli, A., and Tarhouni, J., 2001. Modeling and Analysis of Seawater Intrusion in the Coastal Aquifer of Eastern Cap-Bon, Tunisia. *Transp. Porous Media* **43**, 3-28.

Pennisi, M., Bianchini, G., Muti, A., Kloppmann, W., and Gonfiantini, R., 2006. Behaviour of boron and strontium isotopes in groundwater-aquifer interactions in the Cornia Plain (Tuscany, Italy). *Applied Geochemistry* **21**, 1169-1183.

Rekaya, M., 1989. Le contexte hydrgéologique de la nappe aquifère de la côte orientale du Cap Bon (Tunisie) et les problèmes causés par la surexploitation.*DGRE*.

Temani, R., Gaaloul, N., Jedoui, Y., and Razgallah, S., 2008. The Upper Pleistocene deposits of Cap Bon (North - Eastern Tunisia): Bio-sedimentology and spatio-temporal evolution. *International journal of tropical geology, geography and ecology* **Tome 1-2**, pp. 83-90.

Vengosh, A., 2003. Treatise on Geochemistry, Chap 9, p 333-365.

Vengosh, A., Heumann, K. G., Juraske, S., and Kasher, R., 1994. Boron isotope application for tracing sources of contamination in groundwater. *Environ. Sci. Technol.* **28**, 1968-1974.

Vengosh, A. and Keren, R., 1996. Chemical modifications of groundwater contaminated by recharge of treated sewage effluent. *Journal of Contaminant Hydrology* **23**, 347-360.

Vengosh, A., Spivack, A. J., Artzi, Y., and Ayalon, A., 1999. Geochemical and boron, strontium, and oxygen isotopic constraints on the origin of the salinity in groundwater from the Mediterranean coast of Israel. *Water Resources Research* **35**, 1877-1894.

Widory, D., Petelet-Giraud, E., Negrel, P., and Ladouche, B., 2005. Tracking the sources of nitrate in groundwater using coupled nitrogen and boron isotopes: A synthesis. *Environ. Sci. Technol.* **39**, 539-548.

Zghibi, A., Zouhri, L., and Tarhouni, J., 2011. Groundwater modelling and marine intrusion in the semi-arid systems (Cap-Bon, Tunisia). *Hydrological Processes* **25**, 1822-1836.