

Fonctionnement et salinité de la nappe de l'oasis de Fatnassa : arguments géochimiques

MARLET S.^{1,2}, BOUKSILA F.², MEKKI I.², BENAÏSSA I.²

1 Cirad, 34398 Montpellier Cedex 5, France, serge.marlet@cirad.fr

2 INRGREF, Institut national de recherche en génie rural, eau et forêt, BP 10, 2080 Ariana, Tunis, Tunisie

Résumé — Les sols et les eaux de la nappe du périmètre oasien de Fatnassa Nord (114 hectares) sont menacés par un risque de salinisation en raison d'une salinité élevée des eaux d'irrigation et de la position superficielle de la nappe. Un réseau de 27 piézomètres a été installé depuis 2001 pour le suivi de la profondeur, de la salinité et de la composition chimique de la nappe. La composition chimique de la nappe apparaît principalement liée à la concentration des eaux d'irrigation et à la précipitation de gypse et de calcite, et secondairement aux variations de la pression partielle en CO₂ influençant la teneur en carbonate et le pH. Ces processus ont été simulés avec le modèle IRRICHEM. Les ions chlorure n'interviennent pas dans les mécanismes géochimiques et ont été retenus comme indicateur du facteur de concentration des eaux de la nappe par rapport aux eaux d'irrigation. Le facteur de concentration des eaux de la nappe varie d'un facteur 1,7 à 7,7 par rapport aux eaux d'irrigation (médiane de 4,41) tandis que le facteur de concentration des eaux de drainage est de 3,41. On n'observe aucune tendance évolutive significative de la salinité de la nappe qui est supposée avoir atteint un état stationnaire résultant d'un équilibre entre les apports de sels par l'irrigation et les sorties de sels sous l'effet conjugué du système de drainage enterré et des écoulements naturels. La fraction de lessivage apparente est estimée de 13 à 60 % pour une valeur médiane de 23 %. Des axes naturels d'écoulement sont mis en évidence et contribueraient majoritairement au lessivage des sels alors la fraction de lessivage induite par le réseau de drainage enterré ne dépassent pas 10 %. Les valeurs élevées de la salinité sont observées en relation avec une position élevée de la nappe en raison d'un drainage déficient dans les zones basses à proximité du chott El Jerid. Les enjeux d'une gestion durable des ressources en eau et en sol sur le périmètre de Fatnassa sont enfin discutés sur la base de ces résultats.

Introduction

Au sud des chaînes de Gafsa l'agriculture en sec est très aléatoire. C'est l'exploitation de sources artésiennes qui a permis le développement d'une agriculture oasienne prospère ayant atteint son apogée à la fin du XVIII^e siècle. Une succession de famines, d'épidémies et les exactions fiscales des pouvoirs publics ont ensuite été l'amorce d'un processus de désintégration de l'économie oasienne dont l'équilibre a été totalement rompu à l'époque coloniale. A partir de 1885, les autorités coloniales ont multiplié les forages artésiens dans toute la Tunisie méridionale afin d'accélérer la sédentarisation des populations (Kassah, 1996). Leur exploitation a conduit à une baisse progressive de l'artésianisme et des débits de sources, aggravant la situation des oasis. Ce processus est interrompu dans les années 1970 suite au démarrage des travaux du Plan directeur des eaux du sud (PDES) pour la sauvegarde et la rénovation des oasis anciennes, et la création de nouvelles oasis, principalement dans le Djérid et le Nefzaoua. Le choix d'augmenter l'exploitation des ressources souterraines très peu renouvelables a été retenu malgré les risques liés à l'accroissement des coûts et de la salinité car le maintien de l'équilibre antérieur aurait condamné le territoire à une sorte de stagnation économique et sociale.

Dans le Nefzaoua les oasis anciennes représentaient seulement une superficie de 1 500 hectares. Entre 1908 et 1956, 62 forages ont été réalisés pour la création de 4 500 hectares d'oasis nouvelles. A partir de 1970, la réalisation de nouveaux forages va alors permettre une extension ininterrompue de nouvelles plantations sous la forme de projets étatiques (2 315 hectares), et surtout d'extensions privées qui représentent environ 7000 hectares (Kassah, 1996). Sur une superficie totale de 36 000 hectares, le gouvernorat de Kébili occupe désormais la première place avec près de 16 000 hectares, 45 % des superficies et plus de 55 % de la production de dattes de Tunisie. La mobilisation des ressources a atteint son maximum tandis que la demande continue d'augmenter, conduisant à des risques de crise dans un futur proche dans un contexte où les ressources en eau fossiles ont déjà à tendance à s'épuiser et à se saliniser (Beloumi et Matoussi, 2005).

Les extensions privées se sont principalement faites à la faveur de nouveaux forages illicites, mais aussi sous la forme d'extensions progressives à la périphérie dans oasis anciennes. Les grandes oasis irriguées par source avaient une superficie pratiquement stable car la baisse des débits des sources depuis le milieu de siècle n'offrait plus de possibilités d'extensions. La multiplication des forages profonds réalisés par l'état pour réduire le déficit en eau des anciennes oasis, va permettre de détourner une partie de l'eau vers de nouvelles terres et d'irriguer de nouvelles plantations. Les franges accaparent les investissements, cristallisent les efforts mais elles restent très précaires en raison d'un déficit persistant en eau pour l'irrigation, de la faible efficacité des systèmes de drainage, d'une position élevée de la nappe dans les implantations périphériques et de la salinité élevée des eaux d'irrigation et de la nappe (Kassah, 1996).

Dans le cadre du projet FSP SIRMA (Economies d'eau en systèmes irrigués au Maghreb), cette problématique de la gestion des ressources en eau et de la salinité dans les oasis anciennes a été abordée sur l'oasis de Fatnassa. Dans cette communication, nous nous attacherons plus particulièrement à analyser les processus de salinisation. Les mécanismes géochimiques de précipitation et de dissolution de minéraux seront tout d'abord étudiés. Le fonctionnement hydrologique sera ensuite évalué à partir de la concentration des eaux de la nappe et des eaux de drainage. Nous tenterons enfin d'en tirer quelques enseignements pour la gestion de l'irrigation, du drainage et de la salinité sur le périmètre de Fatnassa.

Matériel et méthode

Présentation de la zone d'étude

Localisation

L'oasis de Fatnassa Nord est située à 9 km à l'ouest de la localité de Souk Lahad du Gouvernorat de Kébili (33° 8 N ; 8° 7 E). Conformément à l'évolution des superficies des oasis anciennes du Nefzaoua, la superficie de l'oasis de Fatnassa de 130 hectares en 1956 s'est étendue de 45 hectares jusqu'en 1973, puis de 30,3 hectares jusqu'en 1995 (Kassah, 1996). Les extensions se sont poursuivies pour atteindre une superficie officielle de 214 hectares (SAPI study team, 2005). L'étude a été réalisée sur la seule partie nord de l'oasis comprenant officiellement 467 parcelles sur une superficie de 114 hectares. Elle est limitée au nord-est par Fatnassa village, à l'ouest par Chott El Djérid et au sud par l'oasis Fatnassa Sud. Selon Benaissa (2006), 33 ha d'extensions illicites supplémentaires existeraient sur la seule partie Fatnassa Nord.

Ressources en eau

L'aquifère multicouche du CI est restée inexploité jusque dans les années 80. Actuellement, 32 forages artésiens prélèvent 1.01 m³/s (32 Mm³/an) sur une ressource exploitable estimée à 1.00 m³/s (31,5 Mm³/an) dans le Nefzaoua (ODS, 1999, cité par Sghaier, 2006). La profondeur de cette nappe de grande capacité varie de 800 à 2 500 mètres avec une épaisseur de 300 à 1 200 mètres. Cette eau est géothermale avec une température de 60 à 70°C. Sa salinité varie de 2,5 à 4,5 g/l.

Selon le projet ERESS (Etude des Ressources en Eau du Sahara Septentrional) conduit de 1968 à 1972, les prélèvements dans l'aquifère multicouche du CT étaient alors estimés à 2,29 m³/s pour l'irrigation de 3 690 hectares d'oasis à partir de sources (11 %), de forages artésiens (84 %) ou de forages pompés (4 %) dans le Nefzaoua. L'objectif du PDES est alors de résorber un déficit estimé à 0,87 m³/s, et de porter les prélèvements à 5,15 m³/s (Mamou, 1984). Actuellement (ODS, 1999, cité par Sghaier, 2006), 186 forages exploitent 9,64 m³/s (304 Mm³/an) de la nappe du CT sur une ressource exploitable de 4,50 m³/s (142 mm³/an). L'exutoire naturel de la nappe est le chott El Jerid sous forme de petites sources (Kadri et Gallali, 1988). La nappe se situe à faible profondeur (20 à 60 mètres). La surexploitation du CT pour

L'irrigation a contribué à la perte de l'artésianisme et favorise une possible intrusion d'eau salée (Kamel *et al.*, 2005). Pendant les 20 dernières années, la salinisation des eaux du CT a été observée localement dans deux zones du Nefzaoua (El-Fahem *et al.*, 2004 ; Zammouri *et al.*, 2007). Au nord du Nefzaoua le long de la faille de Tozeur-Kébili, la salinisation est causée par l'ascension d'eaux géothermales profondes depuis l'aquifère du CI et l'aquifère interconnectée du Turonien dont la salinité varie de 6 à 7 g/l. Au sud de Douz, l'aquifère n'est pas totalement confiné et la salinisation serait localement due à des infiltrations depuis les aquifères oasiens. Les eaux d'irrigation sont généralement de très bonne qualité au sud dans la région de Douz (1 à 1,5 g/l), mais la salinité augmente vers l'ouest et le nord jusqu'à 1,6 à 2,3 g/l vers Kébili et un maximum de plus de 3 g/l dans la presqu'île de Kébili (PIK).

L'oasis de Fatnassa Nord est alimentée par trois sources d'eau : deux forages pompés sur la nappe du Complexe Terminal (CT) : Taourgha et Fatnassa 2, et un forage artésien sur la nappe du Continental Intercalaire (CI14). A l'origine, la source artésienne de Taourgha alimentait les deux oasis de Fatnassa (Nord et Sud) et l'oasis de Bechri avec un débit suffisant compte tenu des faibles superficies. Son tarissement progressif a conduit au creusement d'un forage artésien à 54 mètres de profondeur en 1942, puis l'installation d'une station de pompage en 1987 qui partage un débit de 84 l/s (salinité de 3,9 g/l) entre les oasis de Fatnassa (42 l/s) et de Bechri. Le forage artésien de Fatnassa 2 a été creusé en 1974 à 91 mètres de profondeur. Il a été initialement utilisé pour l'irrigation d'un groupe de parcelles situées au Nord de l'oasis avant son intégration au réseau collectif de Fatnassa en 1991, puis l'installation en 1994 d'une station de pompage en 1994 qui délivre 50 l/s (salinité de 3,6 g/l). Le forage artésien du CI14 a été creusé en 1992 à une profondeur de 2 500 m. L'eau atteint la surface à une pression de 20 bars, une température de 71 °C et une salinité de 2,36 g/l. Le débit maximum exploitable est de 100 l/s. 20 % sont utilisés pour le chauffage et l'irrigation de serres destinées à la production de cultures maraîchères en primeur, les eaux de chauffage étant ensuite rejetées dans un bassin de stockage situé au Nord de l'oasis de Fatnassa. 80 % sont acheminés vers un refroidisseur horizontal, puis utilisés pour l'irrigation des oasis.

Irrigation

Les eaux issues des 3 forages sont acheminées gravitairement par le réseau primaire vers un partiteur où elles sont mélangées, puis partagée à moitié entre Fatnassa Nord et Fatnassa Sud pour desservir les 214 ha officiels. L'oasis de Fatnassa Nord est ensuite desservie par trois conduites souterraines (les antennes A1, A2 et A3) partant du partiteur alimentant chacune un ensemble de bornes d'irrigations ; c'est le réseau secondaire. Chaque borne alimente un ensemble de canaux bétonnés à ciel ouvert (les *seguias*) qui acheminent l'eau jusqu'à l'entrée des parcelles ; c'est le réseau tertiaire. L'irrigation est organisée suivant un tour d'eau au sein de chacune des 3 antennes d'irrigation.

Sur l'oasis de Fatnassa, les capacités maximales du réseau d'irrigation s'élève à 172 l/s, ou un débit fictif continu de 0,67 l/s/ha si l'on considère que les pompes ne fonctionnent au maximum que 20 heures par jour. Une lame d'eau brute maximale de 5,79 mm/j ou une lame d'eau nette de 3,8 mm/j (considérant une efficacité du réseau porté de 0,46 à 0,68 suite au projet APIOS par une réduction des pertes dans les canaux) s'avère insuffisante pour satisfaire les besoins de pointe des cultures. D'après Sarfatti (1988), l'ETP annuelle de Kébili calculée selon la formule de Thornthwaite s'élève à 1 295 mm avec un maximum de 264 mm en Juillet (soit environ 8,5 mm/j), et l'évaporation annuelle de l'oasis est estimée à 1 680 mm. D'après Sanyu Consultants Inc (1996), l'ETP annuelle calculée selon la formule de Penman modifiée s'élève à 2 122 mm, avec un maximum de 9,5 mm/j en juillet. Les besoins nets annuels en eau d'irrigation du palmier seraient de 1 578 mm, avec un maximum de 272 mm en août. D'après les travaux du CRUESI (1970) à proximité de Tozeur, la dose optimale est de 23 647 m³/ha, soit 0,9 l/s/ha pour la variété Deglet Nour, alors que le besoin n'est que de 15 714 m³/an. D'après Ben Abdallah (1988), le rythme d'irrigation doit être de 6 à 7 jours l'été (juillet à septembre), de 10 jours en avril, mai, juin et octobre, de 12 jours en février et novembre, et de 15 à 21 jours en décembre et janvier. D'après Sanyu Consultants Inc (1996), la fréquence optimale d'irrigation est estimée de 8 à 14 jours pour la datte, ou de 4 à 17 jours pour les cultures annuelles. Selon les références retenues à la fois par le projet ERESS de 1968 à 1972 (Mamou, 1984) ou le projet APIOS (Sanyu Consultants Inc, 1996 ; SAPI study team, 2005), la satisfaction de la demande en eau d'une oasis est obtenue avec un débit fictif continu de l'ordre de 0,85 l/s/ha. Suite à l'amélioration de l'efficacité du réseau tertiaire dans le cadre du projet APIOS, la durée théorique des irrigations est passée de 14 h à 11 h 20 mn par hectare. En 2005, ce droit est passé à 10 h/ha après l'intégration officielle d'une dizaine d'hectares au tour d'eau. Actuellement la règle théorique est un droit d'eau de 10 h/ha et un tour d'eau d'environ 21 jours. Mais le tour d'eau peut atteindre de 45 à 60 jours pendant la période de pointe selon les antennes d'irrigation en raison de capacités insuffisantes du réseau d'irrigation suite aux extensions, et

d'une durée excessive des irrigations à la parcelle (Ghazouani *et al.*, 2007). Considérant une main d'eau de l'ordre de 28 l/s, la dose brute théorique s'élève à environ 100 mm. Dans les faits, les doses appliquées varient de 94 à 181 mm par irrigation (Benaïssa, 2006).

A l'échelle de l'oasis les volumes distribués sont variables d'une année sur l'autre en fonction des aléas rencontrés sur le réseau d'irrigation (maintenance, panne, rupture...); entre avril 2003 et avril 2004, puis entre avril 2004 et avril 2005, les doses brutes annuelles ont notamment variées de 1 628 à 966 mm (Benaïssa, 2006). En moyenne, le taux de satisfaction des besoins en eau est estimé à moins de 70 % sur l'ensemble de la période estivale, d'avril à septembre inclus. Une spécificité du périmètre de Fatnassa réside dans une exploitation des capacités de pompage très supérieure aux besoins de la culture pendant la période hivernale (SAPI study team, 2005).

Sol, nappe superficielle et drainage

Dans les zones les plus élevées, les sols sont sableux et caractérisés par une bonne infiltration et une faible capacité de rétention hydrique. Dans les parties basses, les sols sont plus limoneux et leur capacité de rétention tend à augmenter (Kadri et Van Ranst, 2002). Ces matériaux sableux d'origine éolienne sont très riches en gypse issu des évaporites du Chott El Djérid. Ces matériaux sont susceptibles d'évoluer sous forme d'accumulations calcaro-gypseuses, parfois indurées, de croûtes superficielles ou d'encroûtements gypseux de nappe. La variabilité de la salinité des sols est fonction des caractéristiques hydro-pédologiques et géomorphologiques de l'oasis et de l'emplacement de l'oasis par rapport aux axes de naturel d'écoulement et de concentration des eaux (Mtimet et Hachicha, 1998).

Les oasis sont généralement disposées en bordure de « chotts », dépressions topographiques salées qui constituent l'exutoire naturel des eaux de drainage (Job, 1992). De plus, la zone de transition entre la partie cultivée et le chott est de plus en plus exploitée pour augmenter la surface des exploitations et bénéficier du droit à l'eau d'irrigation. Dans de nombreux cas, les faibles dénivelées entre les oasis et les chotts limitent la bonne évacuation des eaux et des sels. En conséquence, une majorité de ces oasis est sujette à des manifestations d'engorgement et de salinité, souvent accentuées par une gestion de l'irrigation peu efficace et des systèmes de drainage peu performants. Le drainage est souvent associé à des apports réguliers en sable dunaire et en fumier pour contrôler l'engorgement et la salinité des horizons superficiels (Omriani, 2002).

Dans le cadre du projet APIOS, les anciens systèmes de drainage de l'oasis de Fatnassa ont été remplacés par la mise en place de drains et de collecteurs enterrés de façon à limiter les opérations d'entretien. En fonction d'une perméabilité élevée de 354 à 8 640 cm/j, l'écartement théorique des drains a été estimé de 107 à 590 mètres. Un écartement final de 100 mètres a finalement été retenu (Sanyu Consultants Inc, 1996). L'évaluation du système de drainage enterré a montré l'existence de phénomènes de colmatage des drains (Bouksila, 2002 ; Vincent, 2004) qui se conjuguent à la difficulté d'évacuation des eaux de drainage à la sortie des collecteurs ; les agriculteurs se plaignent de dysfonctionnement du système de drainage et de l'aggravation des contraintes d'engorgement, en particulier pendant la saison hivernale. Le rapport correspondant entre volume de drainage et d'irrigation peut varier de 6 % (avril 2003 à avril 2004) à 10,6 % (avril 2004 à avril 2005) selon les quantités d'eau apportée par l'irrigation. Au cours de la saison hivernale, la nappe occupe une position élevée et les lames d'eau drainées mensuelles sont de l'ordre de 20 mm. Pendant la saison estivale, on observe une baisse saisonnière de la nappe tandis que le réseau de drainage n'évacue plus que des quantités limitées. Les résidus secs des eaux de drainage apparaissent constants et 2,9 fois plus concentrés que les eaux d'irrigation (Benaïssa, 2006).

Dispositif et mesures

Dans le cadre du projet PISA, un réseau de 27 piézomètres a été installé sur le périmètre de Fatnassa Nord. Leur latitude, longitude et altitude ont été déterminées. 13 campagnes de mesure ont été réalisées : 16/8/2001, 24/10/2001, 16/3/2002, 16/7/2002, 10/9/2002, 23/10/2002, 13/11/2002, 21/1/2003, 26/3/2003, 10/7/2003, 2/3/2004, 3/12/2004 et 6/1/2005 pour la mesure de la profondeur et de la conductivité électrique de la nappe, et le prélèvement de 237 échantillons pour des analyses au laboratoire. Trois échantillons d'eau d'irrigation et 33 échantillons d'eau de drainage (12 R1, 11 R2, 10 R3) ont été prélevés et analysés conjointement. Le pH, le résidu sec, la conductivité électrique et les teneurs en Calcium, Magnésium, Potassium, Sodium, Chlorure, Sulfate et Carbonates ont été mesurés. Des mesures de conductivité électromagnétique et des prélèvements de sol ont été effectués mais ne seront pas abordés dans cette communication.

Méthode

Etude et modélisation des mécanismes de salinisation

La salinisation secondaire désigne une augmentation progressive de la concentration des sels dans les eaux superficielles et les sols sous l'influence d'apport d'eau d'irrigation, de l'aridité du climat ou de conditions hydrologiques particulières (lessivage insuffisant, proximité de la nappe...). Cette concentration de la solution du sol conduit à la précipitation successive de minéraux qui modifie sa composition et détermine différentes voies d'évolution en fonction de l'abondance relative des différents ions majeurs dans la solution de départ. Lorsqu'un minéral AB précipite au cours de la concentration de la solution du sol, A et B ne peuvent augmenter simultanément car le produit de solubilité (Q) : $Q = (A).(B)$ reste constant. Ainsi, si $A > B$, l'activité de A, (A) augmente tandis que celle de B, (B) diminue ; et inversement, si $B > A$, (B) augmente et (A) diminue. L'alcalinité est définie comme la somme des espèces réactives susceptible de neutraliser des protons et s'exprime en mol/l. Dans les eaux naturelles, l'alcalinité est principalement carbonatée. Quand la calcite précipite (CaCO_3), l'alcalinité carbonatée et le calcium ne peuvent augmenter simultanément. Si le nombre de charge de calcium est supérieur à l'alcalinité, la molarité du calcium augmente et l'alcalinité diminue. Dans la situation inverse, la molarité en calcium diminue et l'alcalinité augmente. Ce concept d'alcalinité résiduelle appliqué à la calcite a été généralisé à la précipitation successive de plusieurs minéraux (Van Beek *et al.*, 1973 ; Al Droubi *et al.*, 1980). L'alcalinité résiduelle généralisée est alors calculée en soustrayant les charges de cations et en ajoutant celle d'anions impliqués dans les précipitations, à l'alcalinité.

Le modèle IRRICHEM (Marlet *et al.*, 1998) est dérivé du modèle GYPSOL (Vallès et Bourgeat, 1988) pour la simulation de la spéciation des ions majeurs (proportion d'espèces complexées, paires d'ions, et calcul des activités), la précipitation ou dissolution de quelques minéraux et les échanges de cation. Les minéraux les plus communs (tableau I) sont la calcite, le gypse, la silice amorphe et des silicates comme la sépiolite, contribuant au contrôle du magnésium (Appelo et Postma, 1993). La pression partielle en gaz carbonique (pCO_2) joue un rôle déterminant sur le pH et les équilibres entre la solution et la calcite ou la sépiolite.

Tableau I. Réactions et constantes de dissolution des minéraux.

Minéraux	Réactions et constantes de dissolution
Calcite	$\text{CaCO}_3 \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{CO}_3^{2-}, K = 10^{-8.73}$
Gypse	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{SO}_4^{2-} + 2\text{H}_2\text{O}, K = 10^{-4.84}$
Silice amorphe	$\text{H}_4\text{SiO}_4 \leftrightarrow \text{H}_4\text{SiO}_4^0, K = 10^{-2.71}$
Sépiolite	$\text{Si}_6\text{Mg}_4\text{O}_{15}(\text{OH})_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O} + 8\text{H}^+ + 3\text{H}_2\text{O} \leftrightarrow 4\text{Mg}^{2+} + 6\text{H}_4\text{SiO}_4^0, K = 10^{+31.0}$

Ce modèle a d'abord été utilisé pour le calcul de l'activité des espèces en solution et de la pCO_2 en fonction de la composition des solutions et du pH. L'état d'équilibre des eaux de la nappe, des eaux de drainage et des eaux d'irrigation par rapport au gypse et à la calcite a ainsi pu être évalué. En l'absence d'analyse de la silice, l'équilibre des eaux par rapport à la silice amorphe ou différents silicates comme la sépiolite n'a pas pu être étudié.

Les diagrammes de concentration des ions carbonate, sulfate (SO_4), calcium (Ca), magnésium (Mg), potassium (K) et sodium (Na) ont ensuite été représentés par rapport aux Chlorures (Cl). Les chlorures sont couramment retenus comme traceur ou indicateur du facteur de concentration, car ils n'interagissent généralement pas avec la matrice solide sous forme de mécanismes de précipitation, d'échange ou de sorption. Ces diagrammes représentent les modifications de la composition des eaux induites par la précipitation de minéraux au cours du processus de concentration. La composition des eaux a donc été comparée aux résultats d'une concentration des eaux d'irrigation proportionnelle au facteur de concentration.

La concentration des eaux d'irrigation a enfin été simulée avec le modèle IRRICHEM. Différentes hypothèses de modélisation ont alors été testées et comparées aux résultats expérimentaux.

Etude du fonctionnement hydrologique

La composition des eaux de la nappe (Cn) est la résultante de différents processus d'apport d'eau d'irrigation (I de concentration Ci), de concentration sous l'influence de l'évapotranspiration du couvert végétal (ET), de dilution par les pluies (P), et d'évacuation de sels sous l'influence conjuguée du système de drainage enterré et du drainage naturel du milieu (D). Elle est aussi modifiée par la précipitation ou la dissolution de minéraux. Elle est donc susceptible d'évoluer en fonction des modifications apportées à l'un ou l'autre des termes de ce bilan que nous considérerons comme stables à une échelle de temps pluriannuel.

L'approche mise en œuvre repose sur l'hypothèse d'une pseudo stationnarité de la profondeur et de la composition de la nappe. Aussi sa composition sera-t-elle supposée en équilibre entre les entrées et les sorties d'eau et de sels. Dans ces conditions d'équilibre, on définit une fraction de lessivage apparente (FLa) inversement proportionnelle au facteur de concentration (FC) des eaux, tel que :

- bilan hydrique : $P + I - ET - D = 0$;
- bilan salin : $I.Ci - D.Cn = 0$;
- facteur de concentration : $FC = Cn/Ci$; et :
- fraction de lessivage apparente : $FLa = D/I = Ci/Cn = 1/FC$.

Cette approche sera mise en œuvre à l'échelle de l'oasis, mais aussi à l'échelle de chaque piézomètre. La variabilité spatiale du facteur de concentration représente alors la variabilité spatiale du fonctionnement hydrologique.

Parmi les différents indicateurs géochimiques, un intérêt privilégié a été porté aux ions chlorures qui n'interviennent pas dans les mécanismes géochimiques et ont été retenus comme indicateur du facteur de concentration des eaux de la nappe par rapport aux eaux d'irrigation. Les valeurs médianes de l'altitude du toit de la nappe et de sa profondeur par rapport au sol ont été calculées pour chaque piézomètre, et utilisées comme indicateurs du fonctionnement hydrologique. Ces différents indicateurs hydrologiques et géochimiques ont été étudiés et comparés par différentes méthodes statistiques et géostatistiques.

Une analyse de variance a été réalisée pour tous les indicateurs géochimiques : pH, CE, RS, Ca, Mg, K, Na, Cl, SO₄, carbonates, pCO₂, Index de saturation par rapport à la calcite (IS_Calcite) et au gypse (IS_Gypse) sous la forme d'un modèle linéaire à deux entrées que sont le numéro des piézomètres et la date des mesures, sans interaction. Les valeurs moyennes de chaque piézomètre et de chaque date ont été calculées, et la signification statistique des écarts évaluée par le test de Fisher. Les modèles de variogrammes ont été calculés pour tous les indicateurs à partir des valeurs moyennes des indicateurs géochimiques ou des valeurs médianes des indicateurs hydrologiques.

L'étude des corrélations entre indicateurs géochimiques et hydrologiques a été réalisée par la méthode de Pearson. En raison d'un effectif peu important de 27 individus ne permettant pas toujours de mettre en évidence des corrélations significatives, elles ont été complétées par l'étude des variogrammes croisés montrant les évolutions de la covariance entre deux variables en fonction de la distance. Une tendance à l'augmentation (en valeur absolue) de la covariance avec l'augmentation de la distance montrera l'existence d'une structure spatiale croisée entre les deux variables, qu'il convient de nuancer en fonction du coefficient de corrélation obtenu. Ces indicateurs ont été enfin spatialisés par la méthode du krigeage en fonction des modèles de variogrammes obtenus, afin de mettre en évidence les principaux processus hydrologiques à l'origine de la variabilité spatiale de la salinité.

Résultats

Etude des diagrammes de saturation

Les diagrammes de saturation par rapport à la calcite et au gypse (figure 1) ont été représentés pour l'ensemble des analyses d'eau de nappe, d'irrigation et de drainage. En dehors de quelques exceptions, les eaux de nappes et les eaux de drainage sont saturées par rapport au gypse et à la calcite. Ces résultats étaient prévisibles car le gypse est abondant dans le milieu et la calcite très commune dans les milieux salés. Leur précipitation ou dissolution sont susceptibles de contrôler l'évolution de la composition des eaux pendant les phases de dilution ou de concentration. Les eaux d'irrigation sont saturées par rapport à la calcite, mais sous-saturée par rapport au gypse. En l'absence d'analyse de la silice, il n'a pas été possible de tester l'état de saturation des solutions par rapport à la silice ou à la sépiolite.

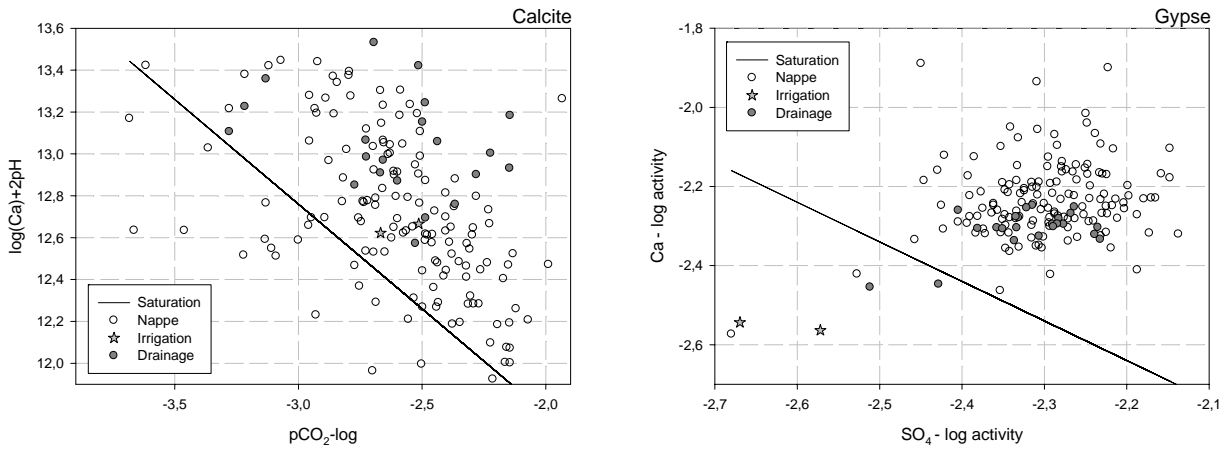


Figure 1. Diagrammes de saturation : calcite et gypse.

En fait, les résultats d'analyse des eaux de la nappe et de drainage indiquent même une sursaturation apparente des solutions par rapport à la calcite ou au gypse. Cette sursaturation apparente par rapport à la calcite est généralement liée au dégazage du CO_2 initialement contenu dans les échantillons prélevés. Pour le gypse, on relèvera que l'index de saturation par rapport au gypse augmente très significativement (seuil de probabilité de 1%) avec l'augmentation, non seulement des teneurs en calcium et sulfate, mais aussi des teneurs en chlorures, en sodium ou en magnésium. Ce phénomène pourrait indiquer certaines limites du modèle de spéciation pour les solutions les plus concentrées, la formation de minéraux particuliers ou la présence de particules en l'absence de filtration des solutions analysées. Faute d'information nous admettons par la suite la sursaturation apparente des solutions.

La pCO_2 a été calculée par le modèle de spéciation en fonction de la composition de la solution du sol et du pH. Les carbonates augmentent (figure 2) et le pH diminue significativement (seuil de probabilité de 1%) avec l'augmentation de la pCO_2 . Ce comportement est fréquent dans les milieux salés où la pCO_2 détermine le pH et contrôle la dissolution de minéraux susceptible de libérer de l'alcalinité. Dans le même temps, la pCO_2 tend à augmenter significativement (seuil de probabilité de 5 %) avec l'augmentation de la teneur en ions chlorure (figure 3). Cela indiquerait des conditions plus favorables à l'accumulation de CO_2 dans les zones les plus salées.

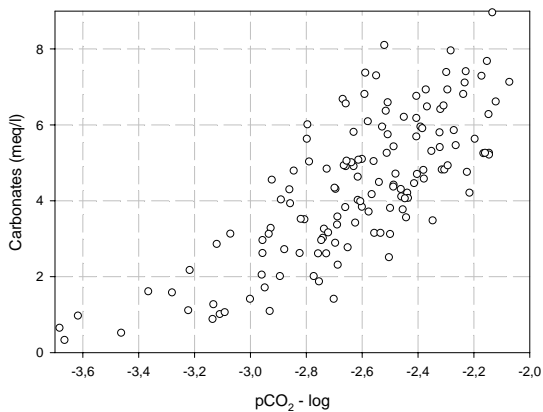


Figure 2. Influence de la pression partielle en CO_2 sur la teneur en carbonates des eaux.

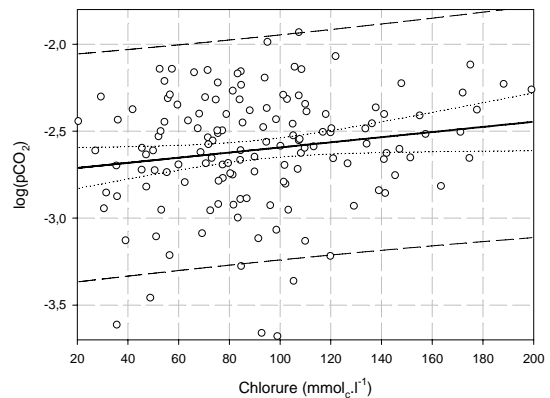


Figure 3. Influence des teneurs en chlorures sur la pression partielle en CO_2 des eaux de la nappe

Etude des diagrammes de concentration

Les diagrammes de concentration de l'alcalinité carbonatée et des ions sulfate (SO_4), calcium (Ca), magnésium (Mg), potassium (K) et sodium (Na) ont été représentés sur la figure 4. Les teneurs en sodium évoluent à la même vitesse que le facteur de concentration. Le sodium n'apparaît soumis à aucun mécanisme de précipitation ou de dissolution et les échanges de cation ne jouent qu'un rôle marginal en raison d'une faible capacité d'échange cationique (CEC) des sols ; ils ont aussi été négligés par la suite. Comme les chlorures, le sodium n'évolue donc que sous le seul effet de phénomènes de concentration et de dilution. Conformément à l'équilibre des eaux par rapport au gypse, les ions sulfates évoluent moins vite que le facteur de concentration par dissolution et précipitation de gypse. Par comparaison avec les teneurs en sulfate résultant de la seule concentration des eaux d'irrigation, le bilan fait apparaître une dissolution dominante de gypse pour les solutions les moins concentrées, une précipitation dominante de gypse pour les solutions les plus concentrées et une situation équilibrée pour les eaux de drainage. Conformément à l'équilibre des eaux par rapport à la calcite, les carbonates évoluent moins vite que le facteur de concentration par dissolution et précipitation de calcite. Le bilan fait apparaître une précipitation dominante de calcite pour les eaux de drainage ou les eaux de la nappe, à l'exception de quelques échantillons les moins concentrés. Les quantités mises en jeu sont sensiblement moins importantes pour la calcite que pour le gypse en raison de teneurs en sulfate 10 fois plus importantes que l'alcalinité carbonatée. Le calcium apparaît contrôlé par la précipitation conjointe de calcite et de gypse. Le magnésium évolue légèrement moins vite que le facteur de concentration et apparaîtrait contrôlé par la précipitation d'un minéral que nous assimilerons faute d'éléments à une argile magnésienne proche de la sépiolite, couramment considérée dans les modèles. Le potassium serait aussi contrôlé par la précipitation d'un silicate ; mais considérant les faibles quantités mises en jeu, ce phénomène a par la suite été négligé.

Les eaux des rejets de drainage présentent logiquement un faciès géochimique similaire à celui des eaux de la nappe. Le rejet R3 apparaît sensiblement plus dilué que les rejets R1 et R2 car il collecte aussi une partie des eaux d'irrigation rejetées par les serres géothermales situées en amont. En première analyse, les eaux de nappe semblent dériver d'une concentration des eaux d'irrigation (tableau II) principalement affectée par la précipitation ou la dissolution de gypse, et par la précipitation de calcite.

Tableau II. Composition moyenne des eaux d'irrigation.

pH	CE	RS	Carb.	SO_4	Cl	Ca	Mg	K	Na
(-)	(dS/m)	(g/l)	(meq/l)	(meq/l)	(meq/l)	(meq/l)	(meq/l)	(meq/l)	(meq/l)
7,72	3,72	2,53	1,3	16,0	21,8	14,8	9,2	1,2	16,9

Simulations

La concentration progressive des eaux d'irrigation a été simulée selon différentes hypothèses successivement présentées, puis comparées aux résultats expérimentaux. Les simulations ont été réalisées pour des facteurs de concentrations de 1 à 7 de l'eau d'irrigation (tableau II). Les échanges de cations ont été négligés. Les résultats de simulation sont comparés à la composition moyenne des différents piézomètres et présentés pour l'alcalinité carbonatée, SO_4 , Ca et Mg (figure 5). Na n'est contrôlé par la précipitation d'aucun minéral et sa composition simulée évoluent proportionnellement au facteur de concentration conformément aux résultats expérimentaux (figure 4) ; les résultats n'ont pas été présentés.

Dans une première simulation, nous avons supposé que l'évolution de la composition des eaux était contrôlée par la précipitation de calcite et de gypse en fixant la pCO_2 à $10^{-2.4}$ (simulation 1). Dans cette hypothèse, l'alcalinité résiduelle (carbonates-Ca+ SO_4) apparaît positive (+2.9 meq/l). La composition de la solution du sol évolue alors conformément au concept d'alcalinité résiduelle ; l'alcalinité carbonatée et les sulfates augmentent tandis que le calcium est fortement contrôlé par la précipitation simultanée de gypse et de calcite. Les autres éléments évoluent proportionnellement au facteur de concentration. Les tendances évolutives sont correctement restituées pour SO_4 , mais sont sous-estimées pour Ca et les carbonates, ou surestimées pour Mg.

Nous avons ensuite simulé la précipitation additionnelle de sépiolite susceptible d'expliquer l'évolution de Mg, et nous avons supposé que la concentration de silice était contrôlée par la dissolution d'un stock non limitant de silice amorphe (simulation 2). L'alcalinité résiduelle (carbonates-Ca-Mg+ SO_4) apparaît alors négative (-6.6 meq/l). Conformément au concept d'alcalinité résiduel, l'alcalinité carbonatée et SO_4 sont fortement contrôlés tandis que les teneurs en Ca et Mg augmentent. Les tendances évolutives sont alors correctement restituées pour Ca, mais fortement sous-estimées pour Mg, SO_4 et les carbonates.

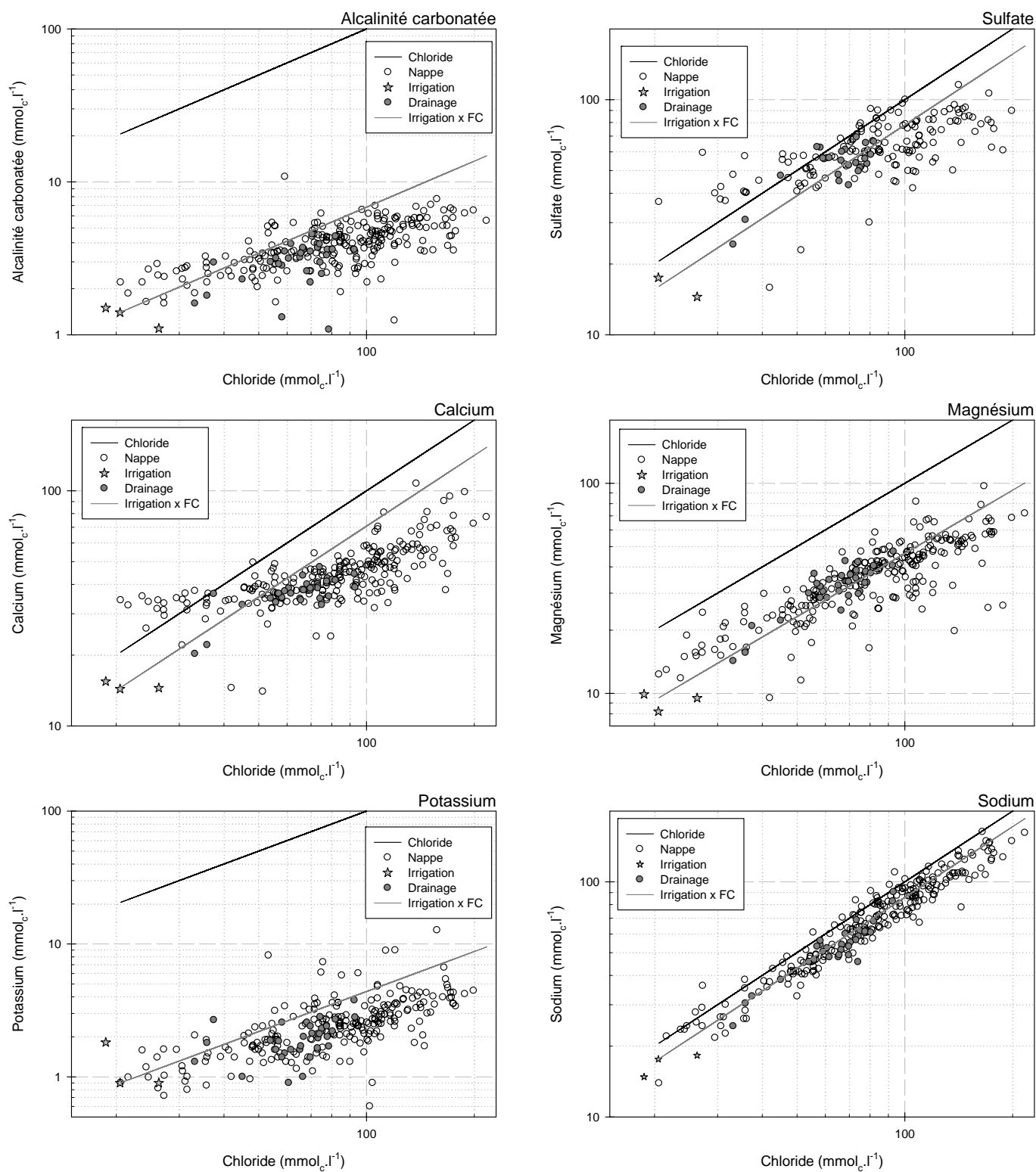


Figure 4. Diagrammes de saturation des éléments majeurs : Carbonates, Sulfate, Calcium, Magnésium, Potassium et Sodium

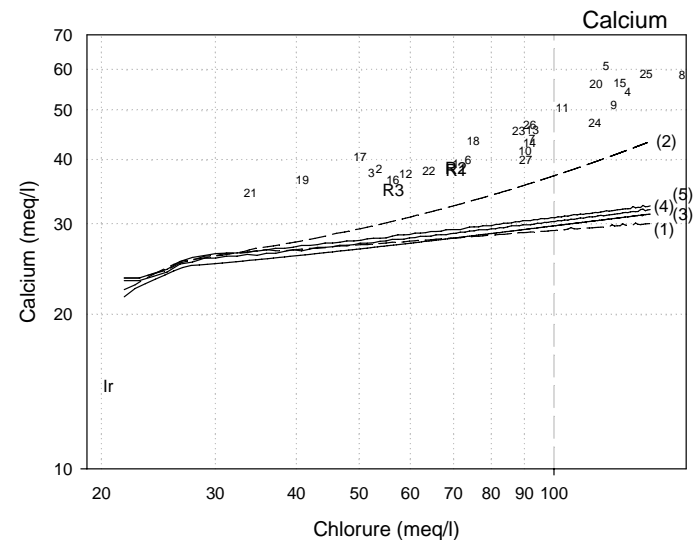
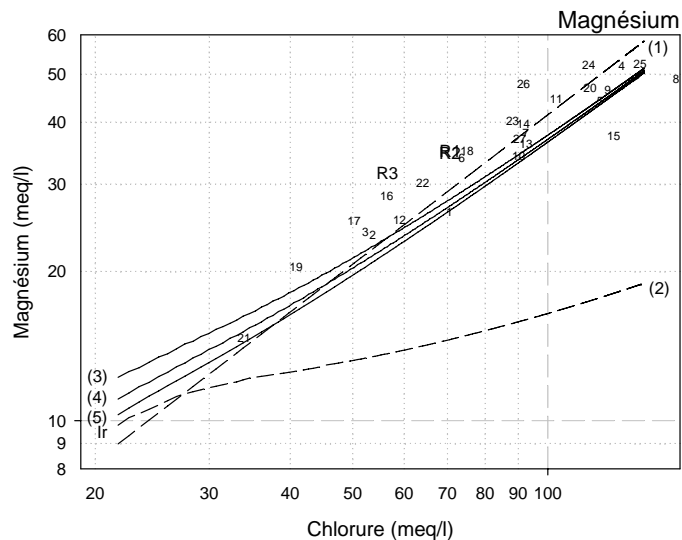
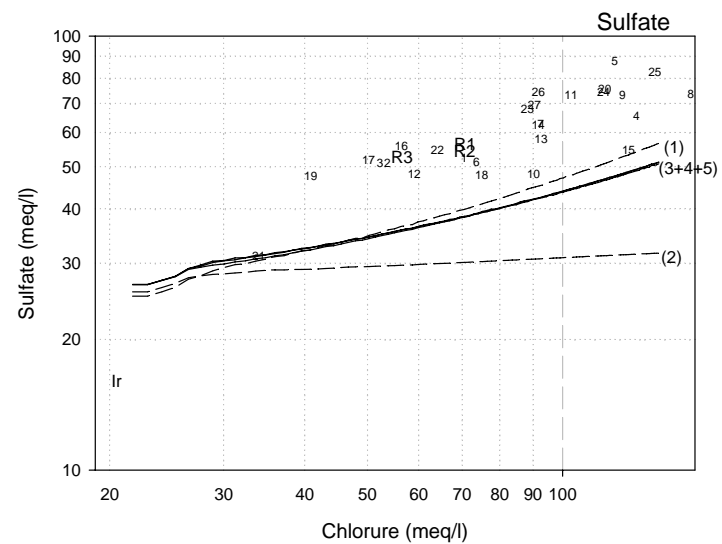
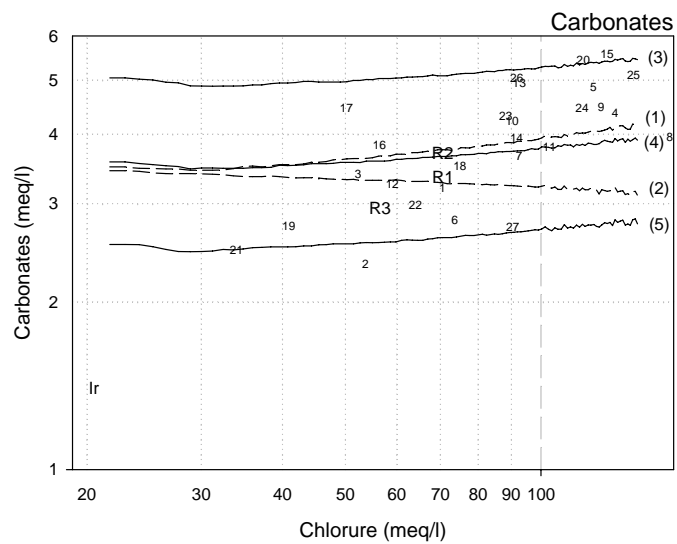


Figure 5. Simulations de l'évolution des teneurs en carbonates, sulfate, calcium et magnésium : (1) Précipitation de gypse et de calcite et $pCO_2=10^{-2,4}$; (2) Précipitation de gypse, de calcite et de sépiolite avec stock de silice amorphe et $pCO_2=10^{-2,4}$; (3), (4) et (5) Précipitation de gypse, de calcite et de sépiolite sans stock de silice amorphe avec $pCO_2=10^{-2,1}$, $10^{-2,4}$ et $10^{-2,7}$

Nous avons enfin simulé la précipitation simultanée de calcite, gypse et sépiolite en supposant une concentration de silice de 10^{-3} moles/l dans les eaux d'irrigation, l'absence de stock de silice amorphe et trois valeurs de la pCO_2 de $10^{-2.1}$ (simulation 3), $10^{-2.4}$ (simulation 4) et $10^{-2.7}$ (simulation 5). Les quantités de sépiolite précipitées sont alors considérablement limitées par la quantité de silice disponible. Seule une partie du magnésium contribue alors à neutraliser l'alcalinité, et les teneurs en Mg et carbonates augmentent tout au long du processus de concentration. Les tendances évolutives de Ca, Mg et SO_4 sont alors correctement reproduites même si les teneurs en Ca et SO_4 sont sensiblement sous-estimées en conformité avec la sursaturation apparente des eaux de la nappe précédemment mise en évidence (figure 1). Dans le même temps, les teneurs en carbonates apparaissent fortement affectées par la pCO_2 dont l'augmentation induit à la fois une diminution du pH, une dissolution de calcite et de sépiolite et une augmentation de l'alcalinité carbonatée, conformément aux résultats expérimentaux présentés dans la figure 2. Les tendances évolutives de l'alcalinité carbonatée doivent alors être interprétées comme influencée à la fois par un processus hydrologique de concentration et par les variations de la pCO_2 qui tend à augmenter pour les solutions les plus concentrées, conformément aux résultats expérimentaux présentés dans la figure 3.

Etude de la variabilité spatiale et temporelle des indicateurs géochimiques

Pour toutes les variables, l'analyse de variance montre des différences de valeurs moyennes parmi les piézomètres plus élevées que les différences attendues (seuil de probabilité de 1%). Les piézomètres présentent ainsi un fonctionnement différencié quelles que soient les variations observées en fonction des dates ou des épisodes hydrologiques.

Les différences sont aussi significatives entre les dates (seuil de probabilité de 1%) pour : pH, SO_4 , Ca, Mg, IS_Calcite, IS_Gypse (seuil de probabilité de 1%) et pCO_2 (seuil de probabilité de 1%). Par contre, les différences ne sont pas significatives pour CE, RS, Cl, Na, K et carbonates. Dans le même temps, il n'existe aucune corrélation significative entre ces variables et le temps. Ces variations apparaissent donc conjoncturelles et ne s'inscrivent dans aucune tendance évolutive explicite au cours des 4 années de suivi. Ces résultats confortent l'hypothèse d'un état stationnaire de la nappe à cette échelle temporelle d'observation.

Les moyennes et médianes calculées pour chaque piézomètre ont ensuite fait l'objet d'une analyse géostatistique. Les modèles de variogrammes montrent :

- l'absence de structure spatiale pour la pCO_2 et l'IS_Calcite ; considérant qu'il s'agit de variables calculées en fonction d'un grand nombre de paramètres, l'incertitude pourrait masquer l'effet d'une éventuelle structure spatiale ;
- une faible partie de la variance expliquée par le modèle de variogramme (effet pépite dominant) pour le pH, la CE, le RS, Cl (fig. 6) et Na. Ces variables apparaissent sous la dépendance d'une forte variabilité selon une structure plus fine que l'échelle d'observation (ou affecté par une forte incertitude de mesure) ;
- une structure spatiale nette pour les indicateurs hydrologiques : Profondeur et altitude du toit de la nappe, et géochimiques ; carbonates, SO_4 (figure 6), Ca, Mg, K et IS_Gypse, décrits avec une précision satisfaisante à cette échelle d'observation. Pour toutes ces variables, la portée du modèle de variogramme avoisine les 400 mètres.

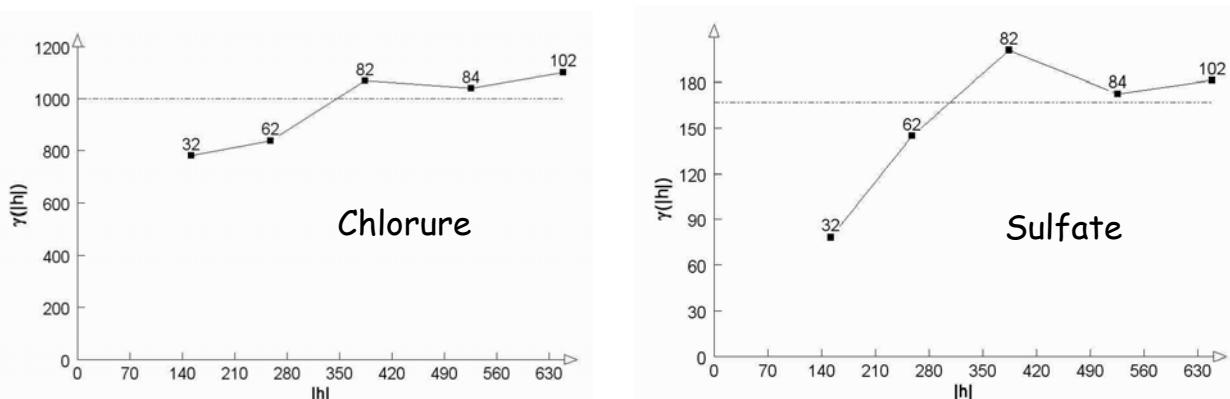


Figure 6. Modèles de variogramme de composition des eaux de la nappe : exemple des ions chlorure et sulfate.

Etude des relations entre indicateurs hydrologiques et géochimiques

Avec l'augmentation de la profondeur de la nappe, on observe une diminution significative du pH (au seuil de probabilité de 10 %, $r^2 = 0.13$), de Mg (5 %, $r^2 = 0.18$), de SO_4 (1 %, $r^2 = 0.33$, figure 7) et de IS_Gypse (1 %, $r^2 = 0.32$). Pour la plupart des variables, les corrélations ne sont pas significatives (seuil de 5 %) pour un effectif de 27 individus, mais elles présentent une structure spatiale mise en évidence par le variogramme croisé : covariance négative pour CE ($r^2 = 0.08$), RS ($r^2 = 0.07$), Cl ($r^2 = 0.05$), Na ($r^2 = 0.09$), Ca ($r^2 = 0.06$) qui tendent à diminuer quand la profondeur de la nappe augmente, ou positive pour la pCO_2 ($r^2 = 0.08$) qui augmente avec la profondeur de la nappe. Il n'existe aucune corrélation entre la profondeur de la nappe et les carbonates, K ou IS_Calcite.

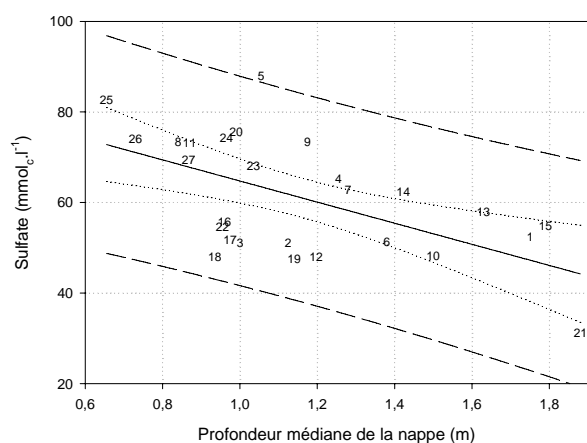


Figure 7. Relation entre la teneur moyenne en sulfate et la profondeur médiane de la nappe.

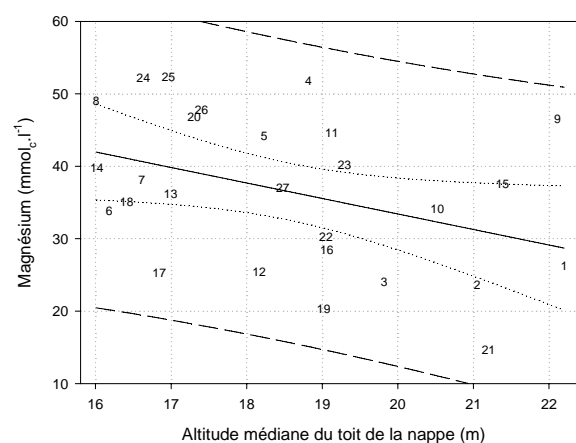


Figure 8. Relation entre la teneur moyenne en magnésium et l'altitude médiane du toit de la nappe. NB : numéro=piézomètre.

Avec l'altitude du toit de la nappe, on n'observe aucune corrélation significative (seuil de probabilité de 5 %), à l'exception du Mg qui augmente lorsque la nappe est basse ($r^2 = 0.15$, figure 8). Mais les variogrammes croisés mettent en évidence des structures spatiales pour toutes les variables géochimiques : covariance négative pour CE ($r^2 = 0.07$), RS ($r^2 = 0.07$), carbonates ($r^2 = 0.04$) ; SO_4 ($r^2 = 0.10$), Cl ($r^2 = 0.06$), Ca ($r^2 = 0.04$), K ($r^2 = 0.10$), Na ($r^2 = 0.07$) et IS_Gypse ($r^2 = 0.11$) qui tendent à augmenter lorsque la nappe est basse dans les parties avales de l'aménagement. Il n'existe aucune corrélation avec le pH, la pCO_2 ou l'IS Calcite.

Représentation spatialisée des indicateurs hydrologiques et géochimiques

Les différentes variables présentant des structures spatiales ont ensuite été interpolées par la méthode du krigeage en fonction des modèles de variogramme. Les représentations des indicateurs géochimiques mettent en évidence des structures spatiales similaires, à l'exception du pH. Ces structures ont été illustrées par la représentation concomitante des teneurs en chlorure en fonction du toit de la nappe (figure 9), d'une part, et de la profondeur de la nappe (figure 10), d'autre part.

La variabilité spatiale des teneurs en chlorure apparaît liée à l'existence de gradients hydrauliques, vraisemblablement à l'origine de grandes zones d'écoulement préférentiel au sein de l'aménagement (figure 9). Ces écoulements partent de l'amont à proximité des piézomètres 21 et 22 situés sur une partie sableuse de l'antenne 3 où les teneurs en chlorure sont particulièrement basses. Ils se traduisent ensuite par une augmentation progressive des teneurs en chlorures et aboutissent à deux exutoires situés à proximité du piézomètre 6 (ouest) et dans une moindre mesure du piézomètre 18 (sud). En amont du périmètre, la partie sud située à proximité de dunes (entre les piézomètres 1 et 2) serait aussi correctement drainée. A contrario, les zones d'accumulation préférentielle des sels se situent en aval du périmètre à toute proximité du Chott (piézomètre 8) et à proximité de l'exutoire du rejet de drainage R3 peu fonctionnel (piézomètres 24, 25 et 26) en relation avec une position élevée de la nappe (figure 10). Cette remontée est due au rejet des eaux issues du chauffage des serres géothermales sur la bordure nord de l'aménagement en aval de la partie très sableuse de l'antenne 3, mais aussi au bouchage du collecteur de drainage R3 afin de favoriser l'irrigation des extensions. Au sein de ces grands motifs, les modèles de variogramme indiquent l'existence de variations de plus courte distance de ces variables qui restent à caractériser.

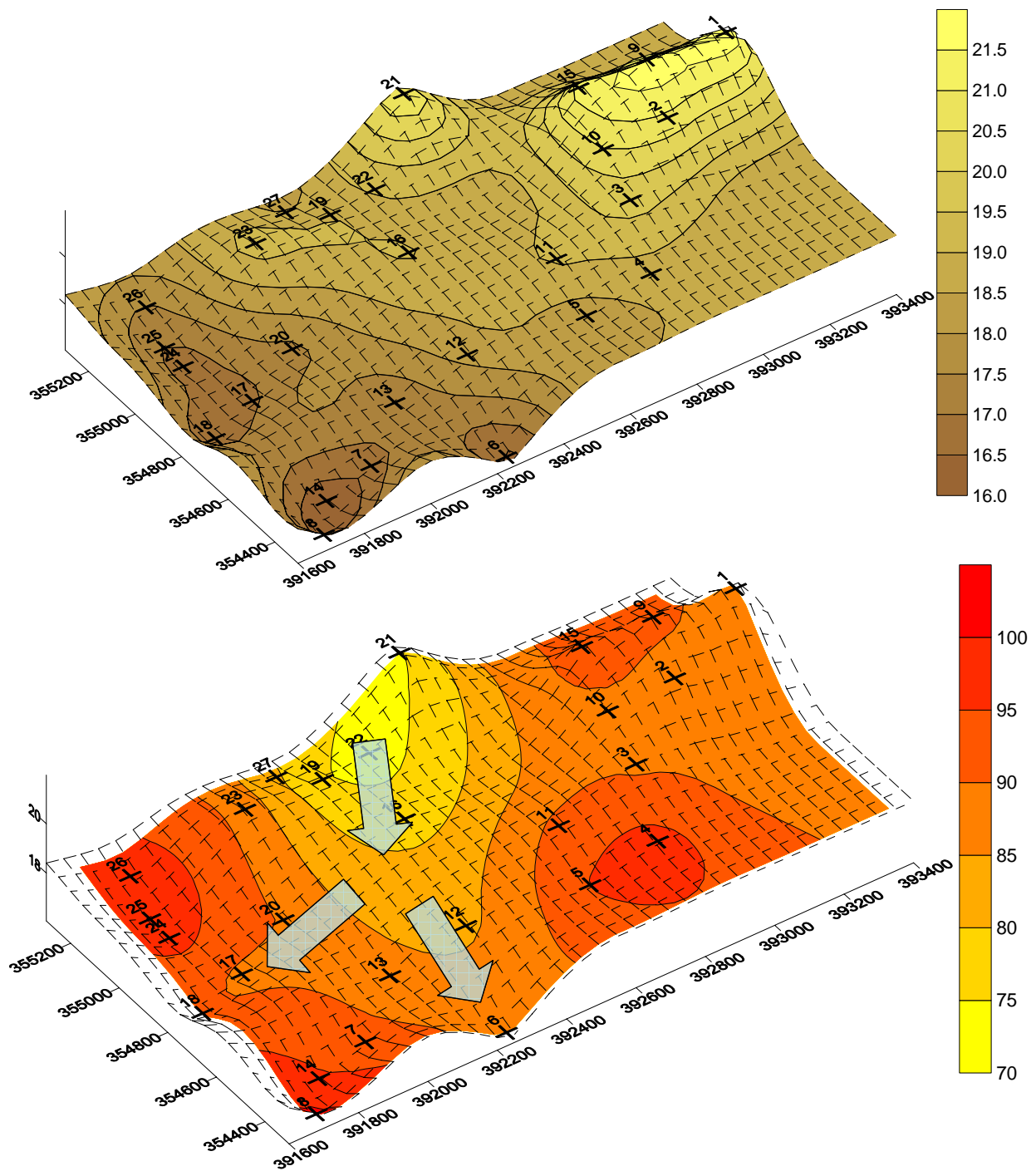


Figure 9. Cartographie de l'altitude de la nappe (contour et relief) (haut), et cartographie des teneurs en chlorures (contour) en fonction de l'altitude du toit de la nappe (relief) (bas) : interpolations par krigeage.

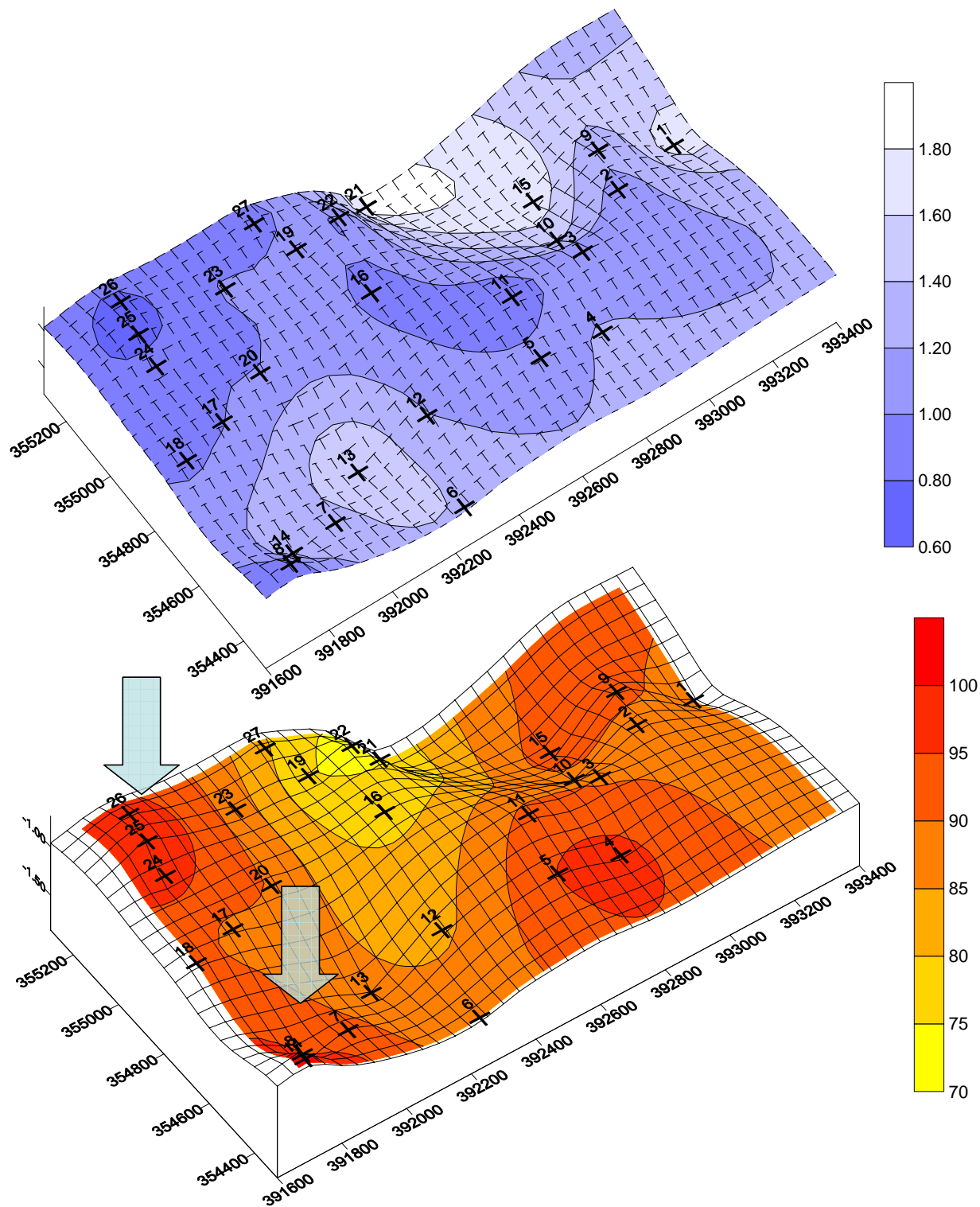


Figure 10. Cartographie de la profondeur de la nappe par rapport au sol (contour et relief) (haut), et cartographie des teneurs en chlorure (contour) en fonction de la profondeur de la nappe (relief) (bas) : interpolation par krigeage.

Discussion

Les différentes hypothèses et résultats présentés concernant les mécanismes géochimiques et les processus hydrologiques seront d'abord discutés. On analysera ensuite les conséquences envisageables de ces informations sur la gestion de l'irrigation, du drainage et de la salinité sur l'oasis de Fatnassa.

Mécanismes géochimiques

La composition des eaux de la nappe évolue principalement sous l'effet de la concentration des eaux d'irrigation et de la précipitation simultanée de gypse et de calcite. Les simulations ont aussi permis de mettre en évidence un contrôle du magnésium qui a été attribué à la précipitation de sépiolite. Cependant, en l'absence d'informations sur la présence de silicates et les teneurs en silice dans les eaux d'irrigation ou la nappe, la précipitation de sépiolite n'est pas avérée. D'autres hypothèses, comme la précipitation d'une calcite magnésienne incompatible avec le modèle IRRICHEM permettrait peut être aussi de l'expliquer. De façon secondaire, la $p\text{CO}_2$ apparaît comme le principal facteur susceptible d'expliquer les variations du pH et des teneurs en carbonates. Mais ce phénomène reste de faible importance dans un environnement salé et non alcalin.

En raison de la sous-saturation par rapport au gypse et malgré des teneurs élevées en sulfate et calcium dans les eaux d'irrigation, d'importantes quantités de gypse sont susceptibles d'être dissoutes puis précipitées au rythme des périodes d'irrigation et d'évaporation. Dans les conditions naturelles, cette dynamique est à l'origine des encroûtements couramment observés dans les sols et au sommet de la nappe. Sous irrigation, la précipitation concomitante de gypse et de calcite pourrait aussi avoir des conséquences importantes sur les propriétés physiques par une cimentation des particules du sol sous forme d'accumulations calcaro-gypseuses, tout particulièrement dans les zones où la nappe est la plus superficielle et la plus concentrée. Un tel phénomène pourrait expliquer le renouvellement périodique du sol par le recours à des amendements sableux et au travail du sol par les agriculteurs, et ce d'autant plus fréquemment qu'il s'agit d'amendements de sables gypseux ! Ces pratiques pourraient aussi réduire les contraintes d'engorgement par une surélévation du niveau du sol ou à entretenir la fertilité par des apports combinés de matière organique.

Processus hydrologiques

Les ions chlorures, mais aussi les ions sodium, n'interagissent pas avec la matrice solide et peuvent être considérées comme des traceurs, ou des indicateurs du facteur de concentration des eaux d'irrigation. Les facteurs de concentration des eaux de la nappe varient de 1,66 pour le piézomètre 21 situé sur une zone sableuse et très perméable en amont de l'antenne 3, à 7,70 pour le piézomètre 8 situé tout à fait à l'aval du périmètre où la nappe est proche de la surface, pour une valeur médiane de 4,41 (ou une moyenne de 4,33). Les eaux des rejets de drainage R1 et R2 présentent un facteur de concentration de 3,44. La moindre concentration des eaux de drainage s'explique en particulier par une efficacité réduite du lessivage liée à l'écoulement rapide vers le système de drainage d'eau de la nappe diluée suite aux irrigations. Ce résultat peut aussi être comparé au facteur de concentration de 2,9 calculé par Ben Aissa (2006) à partir du résidu sec des eaux prélevées à la sortie des collecteurs de drainage. La différence serait due à la précipitation de gypse, de calcite et de sépiolite, à la réduction des teneurs en Ca, Mg, SO_4 et carbonates qui en résulte, et à une sous-estimation du facteur de concentration.

Ce travail repose sur l'hypothèse d'un état stationnaire de la nappe. Elle est justifiée par l'absence de tendance significative de la salinité ou de la composition des eaux de la nappe ; par la stabilité des conditions d'exploitation de l'oasis depuis la modernisation des systèmes d'irrigation et de drainage dans le cadre du projet APIOS en 2001 ; et enfin par la forte réactivité attendue de la composition de la partie superficielle de la nappe observée par les piézomètres. La seule contribution du système de drainage enterré au lessivage apparaît en effet susceptible de renouveler annuellement la macroporosité de l'aquifère superficielle sur une épaisseur d'environ 1 mètre, ou encore la porosité totale sur une période de 3 ans. A une échelle pluriannuelle, la partie superficielle de la nappe peut ainsi atteindre rapidement un nouvel état d'équilibre en fonction des quantités d'eau et de sels apportées par l'irrigation et évacuées par drainage, indépendamment de sa salinité initiale. Les teneurs en chlorure peuvent alors être utilisées à la fois comme indicateurs du facteur de concentration et de la fraction de lessivage. A plus court terme, les variations résultant de phases de concentration et de dilution en fonction des rythmes saisonniers

imposées par le climat et de la fréquence des irrigations restent prédominantes et expliquent les variations temporelles observées de la salinité.

Le rapport entre les volumes d'eau drainés et les volumes d'eau d'irrigation, équivalent à une fraction de lessivage, est alors inversement proportionnel au facteur de concentration des eaux de la nappe par rapport aux eaux d'irrigation. Les fractions de lessivage apparentes qui résulteraient de situations locales d'équilibre de la nappe varient de 13 % pour le piézomètre 8 à 60 % pour le piézomètre 21, pour une valeur médiane de 22,7 %. Ces valeurs doivent être comparées aux résultats de Benaissa (2006) qui mesure une fraction de 6 à 10,6 % évacuées par le système de drainage enterré selon les années ou les rejets. L'évacuation des sels serait donc principalement assurée par le drainage interne du milieu. Cette capacité de drainage interne varierait en fonction des gradients hydrologiques et de la transmissivité de l'aquifère. Les flux supposés correspondant à une lame d'eau équivalente de l'ordre de 0,5 mm/j sont tout à fait compatibles avec les valeurs de gradient hydraulique (jusqu'à 5‰), de perméabilité (de 354 à 8 640 cm/j) et d'épaisseur de l'aquifère (plus de 10 mètres).

La variabilité spatiale du facteur de concentration représenterait alors l'effet cumulé du système de drainage enterré et de la capacité de drainage interne du milieu comme l'illustrent les similitudes obtenues entre les gradients hydrologiques (altitude du toit de la nappe) et la composition de la nappe (figure 6). Cependant, elle reste insuffisamment explorée en raison d'une densité relativement faible (1 piézomètre pour 5 hectares). Une caractérisation plus dense de la salinité de la nappe permettrait une représentation et une connaissance plus détaillée du fonctionnement hydrologique du milieu en relation avec la gestion de l'irrigation à l'échelle de la parcelle, de l'efficacité du réseau de drainage ou de la variabilité locale des propriétés du milieu.

Cependant la conjonction de contraintes d'engorgement et d'une fraction de lessivage élevée reste apparemment contradictoire. Un tel phénomène pourrait être lié à une évaporation intense à partir de la nappe sub-affleurante à l'aval du périmètre qui entretiendrait les axes naturels d'écoulement pendant la saison estivale alors que le milieu s'engorgerait rapidement pendant la saison hivernale.

Gestion de l'eau et de la salinité

Pendant la saison estivale, les capacités du réseau d'irrigation sont utilisées au maximum, mais s'avèrent insuffisantes pour satisfaire les besoins en eau des cultures et la demande en eau des agriculteurs. La nappe baisse et les volumes évacués par le système de drainage diminuent sensiblement. Le principal problème cité par les agriculteurs est l'allongement excessif du tour d'eau. Pendant la saison hivernale, les agriculteurs apportent des quantités d'eau supérieures aux besoins en eau des cultures sans toutefois mobiliser la totalité des capacités du réseau. Le principal problème cité par les agriculteurs est alors l'engorgement des sols en relation avec la faible efficacité du réseau de drainage enterré.

Dans ce contexte, la salinité ne semble pouvoir être réduite que par une utilisation maximale des capacités du réseau d'irrigation en période hivernale qui nécessiterait alors une sensible amélioration des performances du réseau de drainage enterré. A contrario, la tendance reste plutôt marquée par une extension continue des superficies irriguées et la réduction des capacités d'irrigation, de drainage et de lessivage. Il semble primordial de veiller à réduire, du moins à contenir l'extension des superficies malgré la pression exercée par les agriculteurs. Enfin, l'augmentation des capacités (ou de l'efficacité) du réseau d'irrigation permettrait d'augmenter conjointement le taux de satisfaction des besoins en eau et la fraction de lessivage pendant la saison estivale. Mais cela paraît en l'état peu réaliste en raison de la volonté de l'état de limiter les prélèvements dans les nappes fossiles, et de l'attitude peu responsable des agriculteurs.

S'il n'est pas possible de réduire sensiblement la salinité sans modification importante des capacités du système d'irrigation et de drainage, il est en revanche envisageable d'en minimiser les effets. Dans les conditions actuelles, l'effet combiné de l'allongement du tour d'eau pendant les périodes estivales et d'une salinité élevée pourrait avoir une influence sur la croissance et le rendement du palmier malgré une tolérance élevée. Le principal moyen de minimiser les effets de la salinité est alors de réduire la durée du tour d'eau par une amélioration de l'efficacité des irrigations à la parcelle afin de maintenir des conditions d'alimentation hydrique plus favorables pour la culture. Mais une réduction de la durée du tour d'eau pourrait aussi conduire à une augmentation de la part d'eau d'irrigation utilisée par la plante aux dépens de la fraction de lessivage, et donc à un risque d'augmentation de la salinité de la nappe et des sols.

Conclusion

Dans la situation de l'oasis de Fatnassa caractérisée par une salinité élevée des eaux d'irrigation, cette étude a permis de mettre en évidence les principaux mécanismes géochimiques liés à la précipitation de gypse et de calcite, et les capacités importantes de lessivage des sels sous l'effet combiné du drainage interne du milieu et du système de drainage enterré. Cette capacité de lessivage reste cependant variable et la salinité atteint localement des valeurs élevées. C'est notamment le cas de certaines zones situées en dehors des axes naturels d'écoulement où la nappe se maintient dans une position élevée en raison de dysfonctionnements du système de drainage.

Pour réduire les effets de la salinité, les solutions devront d'abord être recherchées dans une amélioration de l'efficacité des irrigations à la parcelle, susceptibles à la fois de réduire la durée du tour d'eau pendant la période estivale et de limiter l'engorgement pendant la période hivernale. Elles pourront aussi prendre la forme de nouveaux investissements permettant d'améliorer la capacité et les performances des systèmes d'irrigation et de drainage. Mais l'extension progressive des superficies par l'aménagement et l'exploitation des terres marginales situées au niveau des positions basses du paysage demeure la principale cause de la réduction des capacités d'irrigation et de lessivage et de l'accentuation des phénomènes d'hydromorphie et de salinité. Des choix devront être effectués entre la réalisation de nouveaux investissements ou la maîtrise des extensions.

Références bibliographiques

AL ATIRI R, 2005. Analyse des politiques hydrauliques. Cas de la Tunisie. *In* : M.S. Bachta (éd.), Actes du séminaire euro-méditerranéen « Instruments économiques et modernisation de l'agriculture irriguée en Méditerranée », 21-25 novembre 2005, Kairouan, Tunisie.

AL DROUBI A, FRITZ B., *et al.*, 1980. Generalized residual alkalinity concept: application to prediction of the chemical evolution of natural waters by evaporation. *Am. J. Science* 280: 560-572.

APPELO C.A.J., POSTMA D., 1993. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Rotterdam, Netherlands, A.A. Balkema.

BELLOUMI M., MATOUSSI M.S., 2005. Sustainable groundwater management: a stochastic frontier approach for measuring technical efficiencies of farmers in Nafzaoua oases of Tunisia. *Economic Research Forum, 12th annual conference, 19-21 december 2005, Grand Hyatt, Cairo, Egypt*.

Ben ABDALLAH A., 1988. La phoeniciculture. *In* Dollé V. et Toutain, G. *Les systèmes agricoles oasiens*. CIHEAM, Options méditerranéennes, série A : séminaires méditerranéens, n°11, p.105- 120.

Ben AISSA I, 2006. Evaluation de la performance d'un réseau de drainage enterré au sein d'une oasis modernisée du sud tunisien : Cas de l'oasis de Fatnassa-Nord à Kébili (Tunisie). *Master AgroM, Montpellier, 107 p.*

BOU ALI S, 1988. L'homme et l'oasis : démographie, migrations, emploi dans les systèmes oasiens, étude de cas dans le Jérid et la Nefzaoua. *In* Dollé V. et Toutain G. *Les systèmes agricoles oasiens*. CIHEAM, Options méditerranéennes, série A : séminaires méditerranéens, n°11, p. 277-288.

BOUKSILA F., 2002. Diagnostic du réseau de drainage dans les oasis de Kébili. *Rapport interne INRGRF, 9 p.*

CRUESI. 1970. Recherche et formation en matière d'irrigation avec des eaux salées. Centre de Recherche sur l'utilisation des Eaux Saumâtres en Irrigation, (RUESI)/UNESCO-Paris., 1962-1969, Rapport technique.

EI-FAHEM T., SIEGFRIED T., KINZELBACH W., PFEIFFER S., Ben BACCAR B, 2004. Isotopic and hydrochemical investigation in the origins of groundwater salination in the Nefzawa Oases (Southern Tunisia), *In*: Conference Proceedings of the International Conference on Soil and Groundwater Contamination – Risk Assessment and Remedial Measures, Hyderabad, India, 2004.

GHAZOUANI W, MARLET S, MEKKI I, VIDAL A., 2007. Diagnostic et analyse du fonctionnement d'un périmètre oasien. Cas de l'oasis de Fatnassa Nord (Kébili, sud tunisien). *Séminaire FSP SIRMA, 4-5 juin 2007, Nabeul, Tunisie.*

- KADRI A., GALLALI T., 1988. Contribution à l'étude hydro-pédologique et géochimique des accumulations gypso-salines dans le Nefzaoua, Tunisie présaharienne. *Rivista di Agricoltura Subtropicale e Tropicale*, 62 (1-2): 189-240.
- KADRI A., Van RANST E., 2002. Contraintes de la production oasienne et stratégies pour un développement durable. Cas des oasis de Nefzaoua (Sud tunisien). *Science et changements planétaires / Sécheresse*, 13 (1) : 5-12, notes méthodologiques.
- KAMEL S., DASSI L., ZOUARI K., ABIDI B., 2005. Geochemical and isotopic investigation of the aquifer system in the Djerid-Nefzaoua basin, southern Tunisia. *Environmental Geology*, 49, (1): 159-170.
- KASSAH A., 1996. Les oasis tunisiennes : aménagement hydro-agricole et développement en zone aride. Faculté des lettres et sciences humaines de Tunis 13e série : Géographie, 346 p.
- MAMOU A., 1984. Ressources hydrogéologiques et développement agricole dans le sud tunisien. *In* : Baduel, P.R. *Jeux sahariens*. Edition du CNRS, p. 267-274.
- MARLET S., VALLES V., *et al.*, 1998. Hydrogeochemical modeling : a suitable approach to predict the effect of irrigation on soil salinity, sodicity and alkalinity. 16th ISSS world congress, august 1998, Montpellier, France.
- MAMOU A., HLAIMI A., 1999. Les Nappes de la Nefzawa. Caractéristiques et Exploitation. Ministère de l'Agriculture, DGRE, Tunis.
- MTIMET A., HACHICHA M., 1998. Gestion durable de l'eau et du sol dans les oasis tunisiennes. *In*: 16th ISSS world congress, August 1998, Montpellier, France.
- OMRANI N., 2002. Gestion de la salinité : Oasis Fatnassa, TEMBIB ET Tembar. Rapport de Projet de fin d'études. INAT, juillet 2002.
- SANYU Consultants Inc., 1996. Etude de faisabilité du projet d'amélioration des périmètres irrigués dans les oasis du sud en République de Tunisie. Rapport final. MARH, DGGREE, Tunis.
- SAPI study team, 2005. Irrigation perimeters improvement project in oasis in south Tunisia. Final report. MARH, DGGREE, Tunis.
- SARFATTI P., 1988. Il clima del governatorato di Kibili in Tunisia. *Rivista di Agricoltura Subtropicale e Tropicale*, 62, (1-2): 23-35.
- SGHAIER M., 2006. Région saharienne du Nefzaoua. *In* : Picouet, M., 2006. Dynamique des populations, disponibilités en terres et adaptation des régimes fonciers. Le cas de la Tunisie. Comité international pour la coopération dans les recherches nationales en démographie (CICRED), Paris, 283 p.
- VALLÈS V., BOURGEAT F., 1988. Geochemical determination of the gypsum requirement of cultivated sodic soils. I. Development of the thermodynamic model GYPSOL simulating the irrigation water-soil chemical interactions. *Arid Soil Research and rehabilitation* 2: 165-177.
- Van BEEK C.G.E., Van BREEMEN N., 1973. The alkalinity of alcali soils. *Journal of Soil Science* 24(1): 129-136.
- VINCENT B., 2004. Colmatage minéral des drains agricoles : détermination des risques et prévention. Etude bibliographique appliquée au drainage agricole des oasis de Tunisie sur les questions de colmatage minéral et racinaire. Décembre 2004, 16 p.
- ZAMMOURI M., SIEGFRIED T., EL-FAHEM T., KRIËA S., KINZELBACH W., 2007. Salinization of groundwater in the Nefzawa oases region, Tunisia: results of a regional-scale hydrogeologic approach. *Hydrogeology Journal*, may 2007.