



Investigation of Groundwater Salinity in Naqadeh Plain Aquifer Using Hydrochemical Facies Evolution Diagram (HFE)

A. Asghari Moghadam¹, A.A. Nadiri²,
and F. Sadeghi Aghdam^{3*}

Abstract

The coastal aquifer of the Naqadeh plain, located in the southwestern part of the Urmia Lake, has an increasing trend in Salinity based on long-term chemograph. Considering the undesirable results of saline water intrusion such as hygiene effects, human health and environmental problems, more studies are needed in this regard. Based on the classification on TDS values, about 48% of the groundwater resources of this plain are inappropriate for drinking and agricultural purposes. In order to monitor the groundwater resources of the plain, 33 water samples were collected and a hydrochemical analysis was carried out. Identification of the salinity source and the governing hydrochemical mechanisms in groundwater were carried out using the basic exchange index (BEX), ionic ratio, compound diagrams, and geological and hydrogeological interpretations. Cl and Br halogens were also used for salinity studies due to their conservative behavior. Hydrochemical facies evolution diagram (HFE) was used as a useful method for identifying the aquifers condition and its vulnerability to saline water intrusion. Matching these results with the spatial distribution of salinity (EC) indicated the presence of two areas with high salinity and the risk of saline water intrusion in the eastern and northern parts of the plain. The salinity of these water resources was resulted from the water-rock interactions, dissolution of saline formations, rainfall reduction, evaporation increase with formation of ponds in the dry seasons, infiltration of saline water and drainage of surface water, development of agricultural activities and probability of rising saline water (upconing).

Keywords: Combined Diagram, Hydrochemical Facies Evolution Diagram (HFE), Ionic Ratio, Naqadeh, Salinity.

Received: May 12, 2018

Accepted: October 19, 2018

بررسی شوری آب زیرزمینی آبخوان دشت نقده با استفاده از دیاگرام تحول رخساره‌های هیدروشیمیایی (HFE)

اصغر اصغری مقدم^۱، عطاالله ندیری^۲ و فریبا صادقی اقدم^{۳*}

چکیده

آبخوان ساحلی دشت نقده که در بخش جنوب‌غربی دریاچه ارومیه واقع است، بر اساس کموگراف درازمدت، دچار روند افزایشی شوری شده است. با توجه به نتایج نامطلوب نفوذ آب شور از جمله تأثیرات بهداشتی، سلامت انسان و مشکلات زیست‌محیطی مختلف، مطالعات بیشتر در این زمینه اهمیت می‌یابد. بر اساس رده‌بندی مقادیر TDS حدود ۴۸٪ از منابع آب زیرزمینی این دشت برای مصارف شرب و کشاورزی نامناسب هستند. به منظور پایش منابع آب زیرزمینی دشت تعداد ۳۳ نمونه آبی جمع‌آوری و مورد آنالیز هیدروشیمیایی قرار گرفت. شناسایی منشأ شوری و مکانیسم‌های هیدروشیمیایی حاکم بر آب زیرزمینی با استفاده از اندیس تبادل کاتیونی (BEX)، نسبت‌های یونی، دیاگرام‌های ترکیبی، تفاسیر زمین‌شناسی و هیدروژئولوژیکی انجام گرفت. همچنین، هالوژن‌های Cl و Br به دلیل رفتار تغییرناپذیر برای مطالعات شوری مورد استفاده قرار گرفتند. دیاگرام تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی (HFE) به عنوان روشی سودمند برای شناسایی وضعیت آبخوان و آسیب‌پذیری آن نسبت به نفوذ آب شور به کار برده شد. تطابق این نتایج با توزیع مکانی شوری (EC)، نشانگر وجود دو محدوده در قسمت‌های شرق و شمالی مرکز دشت با مقادیر شوری بالا و خطر نفوذ آب شور می‌باشد. شوری این منابع آبی در رابطه با برهمکنش آب-سنگ و انحلال سازندهای شورکننده، کاهش بارندگی و افزایش تخییر همراه با تشکیل شوره‌زارهای فصول خشک، نفوذ شورآبه‌ها و زهکشی آب‌های سطحی، توسعه فعالیت‌های کشاورزی و همچنین احتمال بالاآمدگی آب شور تشخیص داده شد.

کلمات کلیدی: دیاگرام تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی (HFE)،

دیاگرام ترکیبی، شوری، نسبت‌های یونی، دشت نقده.

تاریخ دریافت مقاله: ۹۷/۲/۲۳

تاریخ پذیرش مقاله: ۹۷/۷/۲۷

1- Professor, Department of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran.

2- Associated Professor, Department of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran.

3- Ph.D. Student in Hydrogeology, Department of Earth Sciences, Faculty of Natural Sciences, University of Tabriz, Tabriz, Iran. Email: Fariba_Sadeghi@tabrizu.ac.ir

*- Corresponding Author

۱- استاد گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز.

۲- دانشیار گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز.

۳- دانشجوی دکتری هیدروژئولوژی گروه علوم زمین، دانشکده علوم طبیعی، دانشگاه تبریز.

*- نویسنده مسئول

بحث و مناظره (Discussion) در مورد این مقاله تا پایان پائیز ۱۳۹۸ امکانپذیر است.

Gimenez-Forcada (2010)، Morell et al. (2008)، Nair et al. (2016)، Tomaszkiwicz et al. (2014) مطالعه شده است. همچنین، در موارد متعدد، نفوذ آب شور با استفاده از شاخص‌های متفاوتی از جمله روش‌های ژئوفیزیکی (Choudhury et al., 2001)، مدل‌های عددی پیچیده (Cobaner et al., 2012) و بررسی پارامترهای هیدروشیمیایی (Chitsazan et al., 2018؛ Chidambaram et al., 2018) مورد بررسی قرار گرفته است.

از میان این روش‌ها ساده‌ترین، کم‌هزینه‌ترین و سریع‌ترین راه استفاده از پارامتر هدایت الکتریکی^۴ (EC) آب زیرزمینی است. دیگر پارامترهای شناخته شده مانند کلر و برمید نیز به دلیل رفتار تغییرناپذیر^۵ خود به عنوان ردیاب^۶ نفوذ آب شور کاربرد دارند (Han et al., 2016؛ Nair et al., 2016).

منشأ اصلی کلرید از هالیت، نفوذ آب دریا، شورابه و چشمه‌های آب گرم می‌باشد. همچنین، ته‌نشست‌هایی^۸ که کلرید در آن‌ها حضور دارد، معمولاً از طریق تبخیر تشکیل می‌گردد (Hounslow, 1995). آب دریا حاوی ۶۷ میلی‌گرم بر لیتر و آب‌های شور طبیعی ۱۰۰۰-۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر برمید (Br) هستند. هالیت نیز حدود ۶۸ میلی‌گرم بر لیتر برمید دارد و شورابه‌های منشأگرفته از هالیت با درجه شوری مشابه آب دریا تنها حاوی ۲/۳ میلی‌گرم بر لیتر برمید می‌باشند. مقادیر برم در زمین‌های کشاورزی که از ترکیبات متیل برمید و ترکیبات برمیل آلی استفاده می‌شود، افزایش می‌یابد (Vengosh and Pankratov, 1998). جذب برم بر کانی‌های رسی و اکسیدهای آهن می‌تواند مقادیر برم آب زیرزمینی را کاهش داده و همچنین تجزیه برخی از مواد آلی باعث افزایش آن می‌گردد. نفوذ آب شور و لب شور، بالا آمدن شورابه‌ها و سیلاب حاصل از انحلال کانی‌های تبخیری نیز مقادیر برم را افزایش می‌دهد (WHO, 2009). همچنین، نسبت Br/Cl به‌عنوان شاخصی برای آلودگی آب شور^۹ یا شناسایی اختلاط آب شور و شیرین مورد استفاده قرار می‌گیرد (Morell et al., 2008؛ Nair et al., 2016). مقادیر Br/Cl برخی منابع مانند فاضلاب، ضدیخ و محلول‌های تبخیری نسبت به دیگر منابع با مقادیر بالای Br/Cl، مانند تبخیر آب دریا، پسماند حیوانی و خاکستر زغال خیلی کمتر است. اسیدیته (pH) کمتر از ۷ نیز باعث تغییر نسبت Br/Cl در زمان انتقال آب در سیستم‌های غنی از رس می‌شود. به دلیل این که ساختار هالیت از برم تهی است. در ته‌نشست‌های هالیت ممکن است این نسبت تقلیل یابد (Han et al., 2016).

تداخل بین آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌تواند منجر به شیرین شدن یا شور شدن آب زیرزمینی در مقاطع مختلف گردد و یا در طی زمان

شوری آب‌های زیرزمینی در طی سال‌های اخیر به‌عنوان یکی از مسائل مهم زیست‌محیطی مطرح می‌گردد. پیشروی و نفوذ آب شور دریا به آب زیرزمینی آبخوان‌های ساحلی در مواجهه با عوامل طبیعی^۱ یا انسان‌زاد^۲ به‌وجود می‌آید که در مباحث مدیریت بهره‌برداری مطرح می‌شود (Shi et al., 2018). شوری در نتیجه تغییر ترکیب آب زیرزمینی موجب کاهش کیفیت آب و نامناسب بودن مصرف آن در بخش‌های مختلف (شرب، خانگی، کشاورزی و صنعت)، تأثیر در بهداشت و سلامت انسان، خشک شدن و بیابان‌زایی آبخوان‌های ساحلی در نتیجه برداشت بی‌رویه آب زیرزمینی، نشست زمین و غیره خواهد شد (Rengasamy, 2006). این موضوع به‌خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک که شستشو از طریق آب باران نقش عمده‌ای در رقیق‌سازی انحلال نمک‌ها ندارد و آبخوان‌ها به‌عنوان منبع اصلی تأمین‌کننده آب برای مصارف مختلف می‌باشد اهمیت ویژه‌ای می‌یابد (Nair et al., 2016).

نوع و غلظت املاح آب زیرزمینی بستگی به منشأ آب زیرزمینی، برهم‌کنش آب-سنگ، انحلال کانی‌های کربناته، تبخیری و گنبد‌های نمکی (Freeze and Cherry, 1979)، شرایط آب‌وهوایی و اقلیمی از جمله بارش و تبخیر (Panno et al., 2006)، آب‌های سطحی یا جریان‌ات برگشتی کشاورزی (Custodio and Broggeman, 1987؛ Smedema and Shiati, 2002)، آب‌های معدنی مناطق ژئوترمال، نمک‌های ضدیخ (Kreitler, 1993) فعالیت‌های بشری و فاضلاب‌های شهری و صنعتی (Stuyfzand, 1992؛ Han, 2017) دارد. همچنین، شوری بالای آب‌های زیرزمینی می‌تواند به‌دلیل عوامل متعددی از جمله شوری چرخه‌ای اتمسفر ناشی از ریزگردهای جابجاشده^۳ مناطق تبخیری به‌وسیله جریان باد (Freeze and Cherry, 1979؛ Manca et al., 2015) و یا نفوذ آب شور دریا به سفره‌های ساحلی (Shi et al., 2018)، توده‌های آب شور تالاب‌های فصلی و آب شور محصور بین رسوبات نفوذناپذیر یا آب فسیل (Sikdaret et al., 2001) باشد. در اثر برداشت از سفره‌های ساحلی و کاهش تغذیه آبخوان، فشار سطح آب زیرزمینی افت پیدا کرده و سطح مشترک آب شور و شیرین تغییر موقعیت داده و به سمت آبخوان حرکت می‌کند. در شرایط برداشت بیش از حد مجاز، فاصله خط ساحلی (امتداد سطحی مرز مشترک آب شور و شیرین) ممکن است مورد هجوم آب شور یا بالآمدگی مخروطی شورابه^۴ قرار گیرد (Kumar, 2016).

نفوذ آب شور یک مشکل جهانی است که توسط محققان زیادی از جمله Zhang et al. (2004)، Zhang and Peng (1998)

(Han et al., 2016) و Shi et al. (2018) قرار گرفته است.

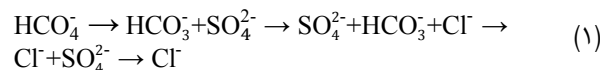
این دیاگرام با توجه به جامعیت برای مطالعات هیدروشیمیایی می‌تواند جایگزینی برای چندین دیاگرام متفاوت به منظور تفاسیر کاربردی باشد که در مطالعات داخلی چندان شناخته شده نیست و در مطالعه حاضر سعی در معرفی این دیاگرام شده است. در مطالعه‌ای که توسط Amiri (2016) صورت پذیرفته است به بررسی هجوم آب شور به سمت آبخوان‌ها در بخش غربی دریاچه ارومیه پرداخته شده است. در این مطالعه از دیاگرام تحولات رخساره‌ای به منظور تعیین فاز نفوذی و فهم دقیق‌تر فرآیند نفوذ آب شور به آبخوان ساحلی دریاچه ارومیه استفاده شده است. نتایج این تحقیق نشانگر مشهودتر بودن نفوذ آب شور در بخش جنوبی دشت ارومیه می‌باشد.

مطالعه‌ای توسط Giménez-Forcada (2014) در سواحل مدیترانه اسپانیا با در نظر گرفتن فرآیند نفوذ آب شور به عنوان یک فرآیند دینامیک و تأثیر نوسانات فصلی و میان‌سالانه در تغییرات شیمی آب زیرزمینی انجام پذیرفت. با استفاده از آنالیز فرآیندهای اصلی به وسیله دیاگرام تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی (HFE) و توزیع مکانی رخساره‌های هیدروشیمیایی اطلاعات اساسی درباره فرآیندهای هیدروشیمیایی فراهم آمد. در نتیجه تمایز تغییرات زمانی فرآیند شورش در اثر نفوذ آب دریا به آبخوان، تشخیص فاز نفوذی آب دریا از فاز مرحله بازگشت و تحولات مربوطه میسر گردید. کاربرد این روش نشان می‌دهد که تغییرات هیدروشیمیایی را می‌توان در قالب الگویی از نفوذ آب دریا، وضعیت کیفی آب زیرزمینی، رفتار آبخوان و شرایط هیدروشیمیایی تعیین نمود که این روش منجر به درک عمومی بهتر می‌گردد و پتانسیلی برای بهبود روش‌های مدیریتی می‌باشد.

Han et al. (2016) مطالعه‌ای در ناحیه‌ای از چین با هدف تشخیص تأثیرات انسان‌زاد از فرآیندهای طبیعی با توجه به وجود مقادیر بالای سولفات انجام دادند که نشانگر تأثیر نفوذ آب دریا در حد ۵ درصد بار انحلالی در مقابل با تأثیر عمده نفوذ آب دریا مشاهده شده در سال ۱۹۸۲ است. آنالیز رخساره‌های هیدروشیمیایی نشان‌دهنده آن بود که آب زیرزمینی در وضعیت تحول هیدروشیمیایی پیشرو به سمت نوع آبی Ca-Cl قرار دارد. غلظت بالای نیترات در آبخوان کواترنری نشانگر ورود قابل ملاحظه از کودها و نشت از سیستم آلاینده می‌باشد.

Shi et al. (2018) به منظور مدیریت پایدار منابع آب به ارزیابی عوامل عمده مؤثر بر تحولات ژئوشیمی آب زیرزمینی در سواحل شنزن سیتی چین پرداخته است. آب زیرزمینی در این سواحل با توسعه شهری زیاد منبع مهمی برای تأمین آب شرب است. نفوذ آب شور دریا یک مشکل

هیدروشیمی یون‌های اصلی آب زیرزمینی را تغییر دهد (Han, 2017). تغییرات شیمیایی آب‌های سطحی و زیرزمینی (چرخه ژئوشیمیایی) در عبور از چرخه هیدرولوژی از مرحله بارندگی شروع شده و در طی جریان آب زیرزمینی صورت می‌گیرد. بر اساس توالی چیبوتارو^{۱۰}، ترکیب آب‌های زیرزمینی از محل تغذیه آبخوان به محل تخلیه به سمت ترکیب آب دریا میل می‌کند که هم‌روند با افزایش مقادیر املاح و باقیمانده خشک (TDS) می‌باشد. تغییر آنیون‌های اصلی آب از محل تغذیه به تخلیه و با افزایش سن به صورت رابطه ۱ می‌باشد.



آب شور و شیرین دارای ویژگی‌های هیدروشیمیایی متفاوتی هستند. در آب‌های شور Na و Cl تقریباً ۸۰ درصد کل یون‌ها را تشکیل می‌دهند در حالی که در آب‌های شیرین ۱۰ ترکیب غالب آب زیرزمینی را Ca و HCO₃ تشکیل می‌دهد. ترکیب این دو نوع آب باعث افزایش غلظت Na و Cl در آب زیرزمینی خواهد گردید که به دلیل ماهیت تغییرناپذیری آنیون‌ها به آسانی قابل ردیابی می‌باشد (Tomaszkiewicz et al., 2014).

ترکیب شیمیایی آب نفوذی از دریا با ترکیب شیمیایی مخلوط‌های آب دریا و آب زیرزمینی در نتیجه سه فرآیند شامل تبادل کاتیونی، انحلال و رسوب متفاوت است که در این بین، تنها انحلال و رسوب موجب تغییر درصد وزنی نمک‌های مختلف شده و تغییر کل مواد جامد محلول را موجب می‌گردد (Ministry of Energy, 2004). تعیین ساز و کارهای کنترل کننده شیمی آب‌ها و روند تکاملی آنها در مطالعات منابع آبی اهمیت زیادی دارد. به این منظور نمودارهای ترکیبی برای تفسیر فرآیندهای مؤثر بر کیفیت شیمیایی آب و تعیین رابطه بین پارامترها مورد استفاده قرار می‌گیرند (Mazore, 2004; Rezaei, 2010). نسبت‌های یونی نیز به منظور بررسی‌های ژئوشیمیایی و تعیین منشأ املاح موجود در آب مورد استفاده می‌گیرند (Hounslow, 1995; Cruz and Amaral, 2003).

دیاگرام تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی^{۱۱} (HFE) ابزاری سودمند برای تفسیر فرآیندهای نفوذ و تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی است (Gimenez-Forcada, 2010). این دیاگرام که توسط Gimenez-Forcada (2010) برای دسته‌بندی آب مناطق ساحلی ارائه شده است، توزیع کاتیون و آنیون‌های اصلی را بر حسب درصد میلی‌اکی‌والان بر لیتر در دیاگرام چهاروجهی امکان‌پذیر می‌سازد. این دیاگرام به عنوان ابزاری سودمند برای شناسایی وضعیت سفره ساحلی در زمان‌های مختلف نسبت نفوذ آب شور^{۱۲} مورد استفاده محققان بسیاری از جمله (Gimenez-Forcada (2010; 2014)،

محدوده جریان یافته و به دریاچه ارومیه ختم می‌گردد. شاخه‌های فرعی آن در قسمت جنوب غربی رود بالقچی و در قسمت جنوب شرقی رود بایرام‌بلاغی است. سازه آبی سد مخزنی حسنلو در قسمت شمال شرق دشت واقع می‌باشد. همچنین مهترین تالاب‌های بین‌المللی استان شامل تالاب‌های حسنلو (شورگل)، یادگارلو، درگه سنگی (سیران گلی یا خدرحاجی)، شیطان‌آباد و سلدوز (جهود آباد) در این دشت واقع هستند. فروافتادگی‌های توپوگرافی ملایم به‌ویژه در شرق و قسمت مرکزی دشت وجود دارند که تجمع آب در آنها باعث تشکیل شوره‌زارهایی در فصول خشک می‌گردد.

حداکثر ارتفاع محدوده حدود ۲۲۰۰ متر و حداقل آن ۱۲۷۰ متر در حواشی دریاچه ارومیه می‌باشد. جهت جریان آب زیرزمینی به‌طور عمده از سمت غرب و جنوب غربی به شمال شرقی دشت می‌باشد. عمق سطح ایستایی آب زیرزمینی در دامنه مناطق کوهستانی ۱۰ متر و در حوالی سواحل دریاچه ارومیه به حدود ۱ متر می‌رسد (شکل ۲). این دشت از ذخایر آب زیرزمینی غنی برخوردار بوده و همچنین توسعه کشاورزی در اکثر نقاط دشت آبرفتی قابل ملاحظه است. منابع بهره‌برداری کننده که در سال ۱۳۹۰ آماربرداری شده‌اند، شامل ۴۳۷۸ حلقه چاه با تخلیه سالانه ۷۴/۴۹ میلیون مترمکعب، ۳ رشته قنات با تخلیه سالانه ۰/۰۵ میلیون مترمکعب و ۲۸ دهنه چشمه با تخلیه سالانه ۹/۲۹ میلیون مترمکعب هستند (Regional Water Authority of West (Azerbaijan province, 2011).

با استفاده از آمار ۱۰ ساله (۱۳۹۵-۱۳۸۵) ایستگاه سینوپتیک نقده با متوسط سالانه درجه حرارت ۱۵ درجه سانتی‌گراد، بارش ۳۲۵ میلی‌متر، تبخیر و تعرق (روش طشتک تبخیر) ۱۲۸۴ میلی‌متر و رطوبت نسبی ۵۸ درصد، اقلیم منطقه مطالعاتی به روش آمبرژه (Emberger, 1930) نیمه‌خشک سرد تعیین شده است. در این منطقه بیشترین بارش در فصل پاییز و ماه آبان صورت می‌گیرد. همچنین متوسط درجه حرارت برای گرمترین ماه سال (مرداد) ۳۳ درجه سانتی‌گراد، و برای سردترین ماه سال (دی) ۶- درجه سانتی‌گراد، می‌باشد.

۲-۲- زمین‌شناسی منطقه مطالعاتی

در محدوده مطالعاتی نقده سنگ‌های دگرگونی، آتشفشانی، آذرین نفوذی و رسوبی از زمان پرکامبرین تا کواترنری رخمون دارند. در شکل ۳ نقشه زمین‌شناسی محدوده مطالعاتی نقده قابل مشاهده است. روند ساختارهای زمین‌شناسی مانند گسل و چین خوردگی‌ها و لایه‌بندی‌ها از امتداد زون زاگرس و سندج-سیرجان پیروی می‌کنند و در راستای NW-SE می‌باشند.

اساسی است ولی این وضعیت با ایجاد یک سیستم تأمین آب و احیای زمین بهبود یافته است، با این حال مقدار کل مواد جامد محلول در آب بالا است. فرآیند تحولات آب زیرزمینی در راستای مسیر جریان آب زیرزمینی در محل رخمون سنگ کف به سمت دشت ساحلی با استفاده از آنالیزهای هیدروشیمیایی چندگانه انجام گرفت. دیاگرام پایپر و تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی نشانگر آسیب‌پذیری آبخوان نسبت نفوذ آب دریا است که در حال حاضر دارای رخساره آب شیرین نوع Ca-HCO₃-Cl و Ca-Na-HCO₃-Cl بوده و تنها در برخی نقاط خلیجی نوع Na-Cl مشاهده گردید که نشانگر خطر نفوذ آب شور است.

دشت نقده واقع در قسمت جنوب غربی دریاچه ارومیه دارای منابع غنی آبی می‌باشد که در طی سال‌های اخیر، با کاهش نزولات جوی، افزایش تقاضای آب و افزایش بهره‌برداری از آب زیرزمینی منجر به افت سطح آب شده است. همجواری این دشت با حوضه دریاچه ارومیه و تأثیراتی که سطوح آب زیرزمینی دشت‌های مجاور بر سطح آب دریاچه دارند، ضرورت مطالعه محدوده مطالعاتی را اهمیت می‌بخشد. مطالعات آب زیرزمینی این دشت محدود بوده و تاکنون مطالعه جامع یا کاملی نیز صورت نپذیرفته است. در مطالعه حاضر با توجه به نتایج آنالیزهای هیدروشیمیایی نمونه‌های برداشت‌شده از دشت نقده، به بررسی کیفی منابع آب زیرزمینی و تعیین منشأ شوری این منابع پرداخته شده است. آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی این دشت نسبت به نفوذ آب شور با استفاده از روش‌های هیدروژئولوژیکی و زمین‌شناسی، نمودارهای ترکیبی و نسبت‌های یونی، اندیس تبادل کاتیونی و دیاگرام تحول رخساره‌های هیدروشیمیایی مورد مطالعه قرار گرفته است.

۲- روش تحقیق

۲-۱- منطقه مطالعاتی

دشت نقده واقع در استان آذربایجان غربی و ۹۰ کیلومتری جنوب شهر ارومیه به مختصات UTM، X=۵۱۵۷۰۰ تا X=۵۶۲۵۰۰ طول شرقی و Y=۴۰۶۵۰۰۰ تا Y=۴۱۱۰۰۰۰ عرض شمالی قرار دارد (شکل ۱). این محدوده از شمال به محدوده مطالعاتی رشکان، از غرب به اشنویه، از شرق به مهاباد و از جنوب به پیرانشهر مرتبط است. شهر نقده با نام قدیمی سولدوز (سولی‌دوز) بوده که در زبان ترکی آذربایجانی به دشت‌های هموار و پرآب اطلاق می‌گردد. این دشت در قسمت جنوب غربی دریاچه ارومیه واقع بوده و جزیی از حوضه آبریز رودخانه گدار با وسعت حوزه آبریز ۱۱۶۵/۵ کیلومتر مربع می‌باشد. رودخانه گدار با طول ۱۰۰ کیلومتر از ارتفاعات مرزی عراق سرچشمه می‌گیرد و در محلی به نام جاشیران وارد دشت شده و از سمت غرب به شرق این

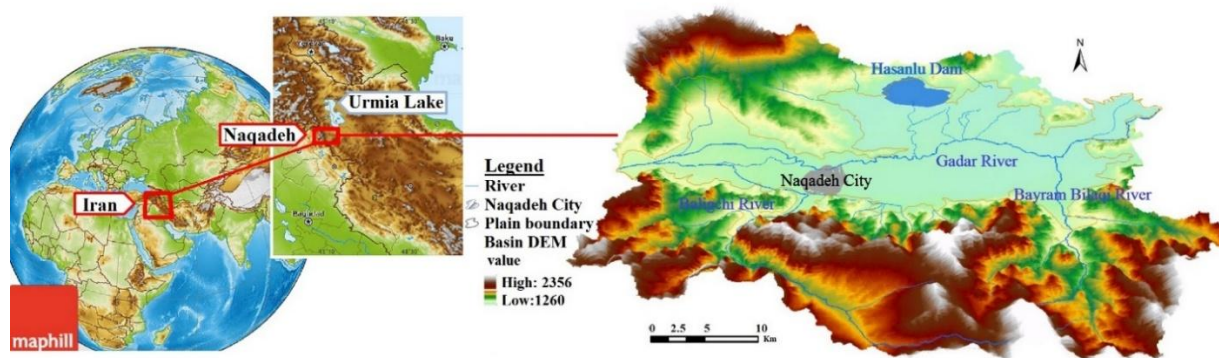


Fig. 1- Location of the study area

شکل ۱- موقعیت محدوده مطالعاتی

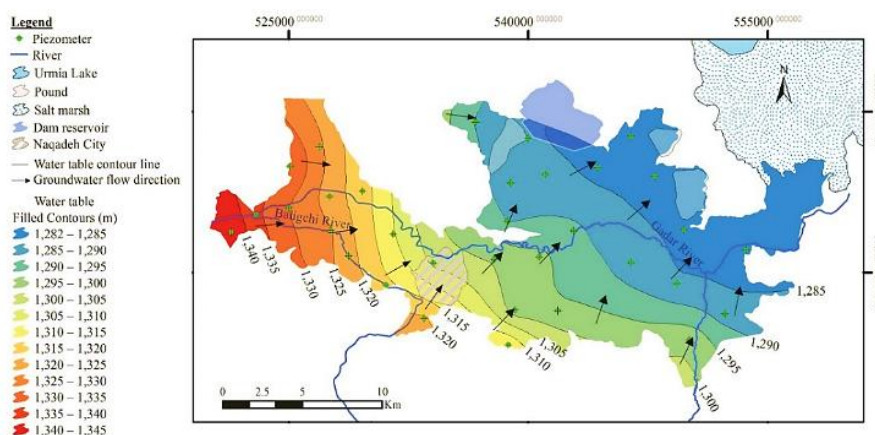


Fig. 2- Groundwater flow direction in Naqadeh aquifer

شکل ۲- جهت جریان آب زیرزمینی آبخوان نقده

داشتن شرایط هیدروژئولوژیکی مناسب جهت تشکیل مخازن آب زیرزمینی حائز اهمیت می‌باشند. عامل اصلی رسوب مواد آبرفتی جریان‌های رودخانه گذار است که باعث ایجاد مخروط افکنه‌هایی گردیده است که حداکثر ضخامت آبرفت در این رسوبات ممکن است به ۱۰۰ متر برسد.

۲-۳- پایش منابع آبی

پایش پایه سیستم منابع آب به منظور تعیین سطوح متغیرها و پارامترها و همچنین شناخت کیفیت منابع آبی صورت پذیرفت. به این منظور از ۳۳ حلقه چاه بهره‌برداری دشت نقده در تیرماه سال آبی ۹۶-۱۳۹۵ توسط گروه زمین‌شناسی دانشگاه تبریز نمونه‌برداری به عمل آمد که موقعیت آنها در شکل ۳ قابل مشاهده است.

مراحل نمونه‌برداری، نوع ظروف نمونه‌برداری، محلول‌ها، انتقال و آنالیز نمونه‌ها با رعایت اصول استاندارد (ASTM, 2002) صورت پذیرفت.

پی‌سنگ کامبرین پسین-پالئوزوئیک در نتیجه عملکرد فازهای تکتونیکی گوناگون و فعالیت گسل‌ها در این ناحیه رخنمون یافته است. گسترش سیستم‌های درز و شکاف در سنگ‌های آهکی و دولومیتی نقش مؤثری در تغذیه منابع آب زیرزمینی منطقه دارد. شرق و شمال منطقه در اواخر کرتاسه دچار دگرگونی مجاورتی شده است. بخش عمده این دگرگونی‌ها شامل شیل، ماسه‌سنگ (که تشکیل هورنفلس داده‌اند)، آهک و دولومیت زمان کرتاسه و واحدهای کمتری از دولومیت زمان پرمین را شامل می‌گردد. سنگ‌های نفوذی منطقه براساس ویژگی‌های سنی و ترکیب سنگ‌شناسی، جزء خانواده دیوریتی و گرانیتی قابل طبقه‌بندی هستند (Regional Water Authority of West Azerbaijan province, 2011).

سازندهای رسوبی از دوران پرکامبرین تا عهد حاضر در منطقه مورد مطالعه گسترده شده‌اند که بیشتر واحدهای رسوبی منطقه به‌خاطر

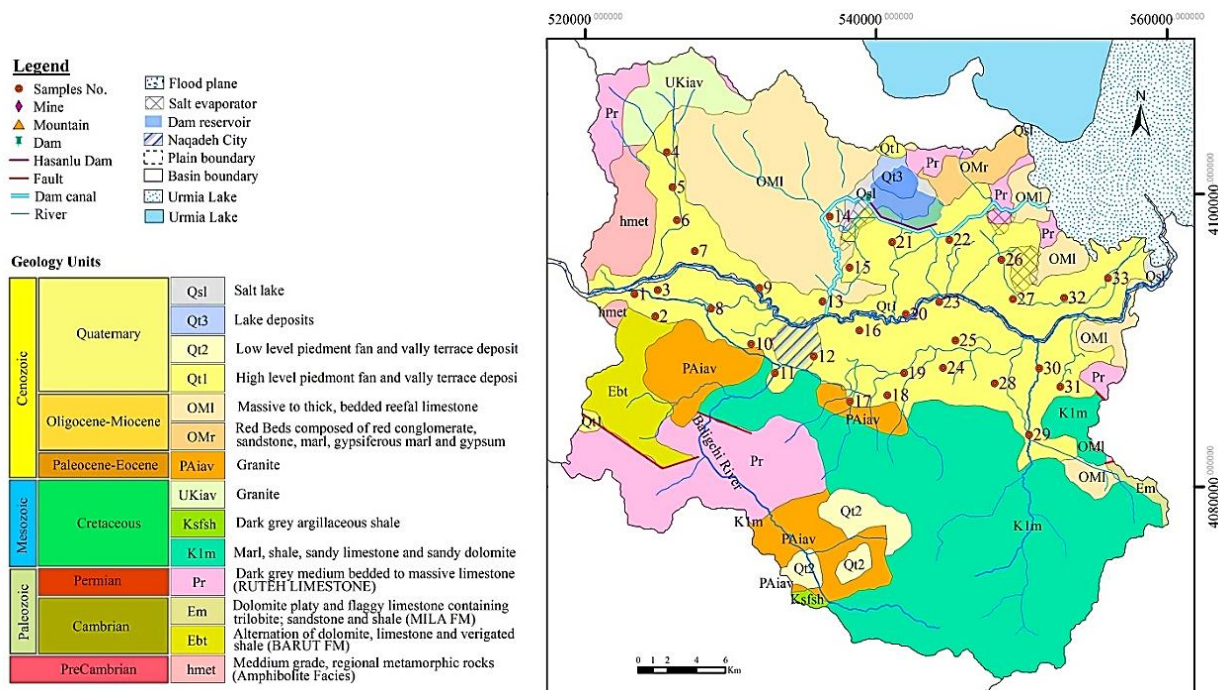


Fig. 3- Geological map of the study area and the locations of sampling points

شکل ۳- نقشه زمین شناسی منطقه مطالعاتی و موقعیت نقاط نمونه برداری شده

بررسی و مورد تأیید قرار گرفت. همچنین نتایج تجزیه شیمیایی نمونه‌ها نشان از خطای کمتر از ۵ درصد حاصل از بالانس یونی (IBE) نمونه‌ها دارد که جهت صحت‌سنجی نتایج حاصل از آنالیز شیمیایی نمونه‌ها استفاده شد (Freeze and Cherry, 1979).

آنالیز عناصر اصلی، فرعی در آزمایشگاه آب‌شناسی دانشگاه تبریز و عناصر سنگین در آزمایشگاه آب و فاضلاب استان آذربایجان شرقی صورت پذیرفت که نتایج آن در جدول ۱ ارائه شده است. بر اساس نتایج نمونه‌های تکراری و شاهد استاندارد، دقت و صحت روش کار

Table 1- Statistical components of the analyzed parameters and their standard limit values

جدول ۱- مؤلفه‌های آماری پارامترهای آنالیز شده و مقادیر حد استاندارد آنها

Parameter	Unit	Kurtosis	Skewness	Variance	Std. Deviation	Mean	Min	Max
EC	µs/cm	10.36	2.99	2787440.97	1669.56	1491.30	426.00	8640.00
TDS	mg/L	9.45	2.73	980389.86	990.15	1241.79	506.00	5432.00
pH	-	0.98	-1.08	0.07	0.26	7.72	7.03	8.10
TH (CaCO3)	mg/L	9.78	2.81	173877.78	416.99	596.15	276.26	2361.74
Alk (CaCO3)	mg/L	2.32	1.62	37389.53	193.36	431.53	246.18	1036.77
Ca	mg/L	1.06	1.45	7831.56	88.50	140.10	52.93	372.93
Mg	mg/L	17.11	3.74	3755.46	61.28	59.83	19.44	354.78
Na	mg/L	11.32	3.22	45288.40	212.81	120.35	8.08	1039.35
K	mg/L	27.01	5.02	79.73	8.93	4.04	0.61	51.58
HCO3	mg/L	2.32	1.62	55597.80	235.79	526.22	300.20	1264.27
SO4	mg/L	6.95	2.76	90040.58	300.07	169.59	7.43	1240.81
Cl	mg/L	12.24	3.44	172767.35	415.65	178.95	8.00	1986.38
NO3	mg/L	1.08	0.88	169.68	13.03	16.51	0.28	55.09
SiO2	mg/L	-0.35	0.10	18.49	4.30	24.46	16.95	33.71
Li	mg/L	6.46	2.51	0.03	0.18	0.091	0.000	0.790
F	mg/L	7.39	2.55	0.07	0.26	0.575	0.320	1.610
B	mg/L	3.87	1.75	0.01	0.09	0.842	0.720	1.170
Br	mg/L	1.35	-0.07	0.00	0.01	0.024	0.002	0.052
As	mg/L	26.24	5.02	0.00	0.00	0.000	0.000	0.003
Fe	mg/L	9.07	3.09	0.04	0.20	0.082	0.000	0.852
Mn	mg/L	30.08	5.40	0.03	0.17	0.044	0.000	0.952
Zn	mg/L	4.04	2.07	0.00	0.06	0.036	0.000	0.251
Cr	mg/L	3.66	2.25	0.00	0.00	0.001	0.000	0.009
Al	mg/L	25.49	4.83	0.12	0.35	0.146	0.000	1.970

است متعلق به فاز FW یا SW باشند ولی بستگی به موقعیت قرارگیری خط اختلاط تتوریکی دارد.

دو فرآیند در حالت نفوذ، آبخوان را تحت تأثیر قرار می‌دهد که تحت عنوان افزایش شوری (مسیر I) و شروع فرآیند تبادل یونی معکوس (مسیر II) می‌باشد که باعث ایجاد رخساره Ca-Cl می‌گردد. سپس ترکیب آب زیرزمینی مسیر III را به سمت آب شور Na-Cl طی می‌کند. در فرآیند شیرین‌شدگی، تغذیه توسط آب شیرین باعث فرآیند تبادل یونی، مسیر I' و II' و رخساره Na-HCO₃ را باعث شده و آب در مسیر III' به سمت ترکیب آب شیرین و احیای مجدد آبخوان حرکت می‌کند (Gimenez-Forcada, 2010).

زیررده‌ها بر اساس درصد Cl و تکامل شوری در منطقه صورت می‌گیرد. زیررده‌های فاز شیرین‌شدگی شامل f-1، f-2، f-3، f-4 و FW (نماینده ترکیب آب شیرین) و زیررده‌های آب شور شامل i-1، i-2، i-3، i-4 و SW (نماینده ترکیب آب شور) می‌باشند. برای این که آبخوان به فاز FW برسد، از حالت اولیه‌ای که آبخوان کاملاً با آب دریا شور شده شروع می‌شود که در این حالت از سمت خشکی به ساحل از آب تغذیه‌ای شروع به شستشوی آبخوان و برقراری تعادل با فاز Na-Cl می‌گردد. اولین رده در فرآیند شیرین‌شدگی رده f-1 با رخساره f-MixNa-Cl بوده و تغییر ترکیب آب شیمیایی به تدریج به سمت f-3 (Ca-MixHCO₃، MixCa- و 2 (MixNa-Mix-Cl) f-4 (Ca-HCO₃، MixHCO₃) و در نهایت به سمت رده f-1 با رخساره Ca<66.6%) و فرآیند احیای آبخوان (شیرین‌شدگی) با فاز هتروپیک Ca-HCO₃ به پایان می‌رسد (Gimenez-Forcada, 2010).

فاز نفوذ آب شور SW به تدریج با تغییرات در ترکیب آب زیرزمینی شیرین (Ca>66.6%, Ca-HCO₃) شروع شده و تشکیل اولین رخساره شورشدگی MixNa-Cl را می‌دهد. در طی این فرآیند ترکیب آب زیرزمینی از زیررده i-1 با رخساره (Ca-MixHCO₃) به سمت زیررده (Ca-CL، سپس i-2 (Ca-MixCl، MixCa-MixCl) i-3 (Ca-CL، سپس i-2 (Ca-MixCl، MixCa-MixCl) و در نهایت 50%<Cl<66.6) MixCa-CL، MixNa-Cl و در نهایت فاز غالب (MixNa-Cl، Cl>66.6%) i-4 حرکت می‌کند و در انتها، فاز غالب Na-Cl تمام آبخوان را اشغال می‌کند (Gimenez-Forcada, 2010).

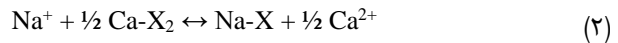
۳- نتایج و تحلیل

هدایت الکتریکی (EC) شاخص مناسبی برای نمایش شوری یا مقادیر کل مواد حل شده در آب می‌باشد. در نمودار شکل ۴ کموگراف درازمدت دشت نقده (۱۳۹۵-۱۳۸۵) نشان داده شده است. با توجه به

۲-۴- دیاگرام تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی (HFE)

دیاگرام HFE به‌عنوان تابعی از درصد کاتیون‌های Ca و Na و آنیون‌های HCO₃ (یا SO₄) و Cl با توجه به مجموع کاتیون و آنیون‌ها بر حسب غلظت میلی‌اکی‌والان بر لیتر تعیین می‌گردد. درصد SO₄ را می‌توان به‌عنوان HCO₃ در نظر گرفت زیرا این دو به‌عنوان آنیون‌های اصلی آب در ناحیه تغذیه آبخوان (آب شیرین) حضور دارند. یون Mg در واکنش‌های تبادل یونی رفتار نامتعادلی دارد. به همین دلیل درصد Mg به‌طور مستقیم برای محاسبه فرآیندهای تبادل یونی در نظر گرفته نمی‌شود. همچنین، درصد یون K با Na ترکیب می‌گردد و این در حالی است که غلظت یون K خیلی کمتر از یون Na می‌باشد (Gimenez-Forcada, 2010).

مطابق شکل ۱۲ دیاگرام HFE شامل ۱۶ رخساره اصلی را با در نظر گرفتن حالت تجمع SO₄ و HCO₃ است. چهار رخساره اصلی هتروتروپ^۴ Na-Cl شورابه و Ca-HCO₃ آب شیرین طبیعی، Ca-Cl آب شور شده همراه با فرآیند تبادل یونی معکوس و Na-HCO₃ آب شور شده به دلیل تبادل یونی مستقیم می‌باشند. دو فرآیند تبادل یونی و تبادل یونی معکوس مطابق رابطه ۲ در مطالعات مربوط به شور شدن یا شیرین شدن آب زیرزمینی اهمیت دارد (Appelo and Postma, 2006).



مسیر ۴-۷-۱۰-۱۳ در شکل (۱۲) مربوط به خط اختلاطی است که نشانگر اختلاط دوگانه ساده با مقادیر اندک یا بدون واکنش‌های تبادل کاتیونی است. واکنش‌های تبادل کاتیونی عامل تغییر در شیمی آب می‌باشد. اندیس تبادل کاتیونی (BEI) مطابق رابطه ۳ جهت تعیین شورشدگی یا شیرین‌شدگی مورد استفاده قرار می‌گیرد (Stuyfzand, 2008):

$$\text{BEI} = \text{Na} + \text{K} + \text{Mg} - 1.0716 \text{ Cl} \quad (3)$$

عدد ۱/۰۷۱۶ معیاری برای متوسط آب اقیانوس‌ها می‌باشد و از نسبت (Na+K+Mg)/Cl به‌دست می‌آید که این مقدار برای دریاچه ارومیه برابر ۱/۱۳۶۷ است. مقادیر مثبت BEI در رابطه ۳ نشانگر شیرین‌شدگی و تبادل کاتیونی و مقادیر منفی نشانگر شورشدگی و تبادل کاتیونی معکوس می‌باشد و مقدار صفر بیانگر عدم وجود تبادل کاتیونی است.

نمونه‌های بالای خط اختلاط^{۱۵} (CML) و سمت چپ نشانگر مرحله شیرین‌شدگی و پایین خط اختلاط و سمت راست نشانگر مرحله شورشدگی آب زیرزمینی می‌باشد، نمونه‌های نواحی مرکزی ممکن

در بقیه نقاط نمونه برداری شده آنیون HCO_3 غالب می باشد که در نتیجه انحلال گسترده سازندهای آهکی در منطقه مطالعاتی می باشد.

تأثیر گذارترین سازندهای شورکننده در محدوده مطالعاتی شامل رسوبات تبخیری-تخریبی میوسن با وسعت $117/41$ کیلومتر مربع می باشد که این رسوبات مناطق شمالی مرکز دشت را بیشتر تحت تأثیر افزایش شوری قرار داده اند. پهنه های رسی-نمکی کواترنری (Qsl) نیز باعث کاهش کیفیت آب زیرزمینی می گردد. زهکشی آب های سطحی و پساب های کشاورزی عاملی مؤثر در افزایش شوری آب زیرزمینی می باشد. تالاب های فصلی (شکل ۶ ب) که مناطق با سطح آب زیرزمینی بالا هستند، در فصول خشک سال شوره زارهایی را تشکیل می دهند که به علت تلاقی منطقه موئینه با سطح زمین جریان عمودی آب زیرزمینی به طرف سطح زمین وجود دارد که این شرایط در پروفیل خاک ریزدانه بیشتر مشاهده می گردد. تراوش پیوسته آب زیرزمینی به سطح زمین و تبخیر آن باعث تغلیظ نمک ها و افزایش شوری خاک و سفره آب زیرزمینی می گردد.

نمودار کموگراف میانگین هدایت الکتریکی از مقدار $581 \mu\text{s/cm}$ در سال ۱۳۸۵ به مقدار $1482 \mu\text{s/cm}$ در سال ۱۳۹۵ افزایش یافته است. با وجود روند کلی کاهش بارش و افزایش تبخیر و تعرق در بازه زمانی مربوطه، روند کلی نمودار کموگراف نشانگر شیب افزایشی مقادیر شوری (EC) آب زیرزمینی در طی زمان ۱۰ سال گذشته در این دشت می باشد. مطابق شکل ۴ کاهش مقادیر ناگهانی شوری در سال ۹۴ علی رغم بالا بودن تبخیر و کاهش بارش در این سال می تواند ناشی از کاهش برداشت از آب زیرزمینی باشد.

با تحلیل توزیع مکانی مقادیر هدایت الکتریکی در سال ۱۳۹۵ در نقاط مختلف دشت نقده (مطابق شکل ۵) مشاهده می گردد که در نواحی شمالی مرکز دشت و خروجی دشت در نواحی شرقی (شکل ۶ الف)، دارای بیشترین مقادیر شوری هستند. مقادیر EC در منطقه مطالعاتی در محدوده عددی $426-8640 \mu\text{s/cm}$ متغیر می باشد. کمترین مقادیر شوری نیز در محدوده ورودی دشت (نقاط غرب و جنوب غربی دشت) می باشد. بجز نقاط دارای EC بالا که در آنها آنیون Cl غالب است،

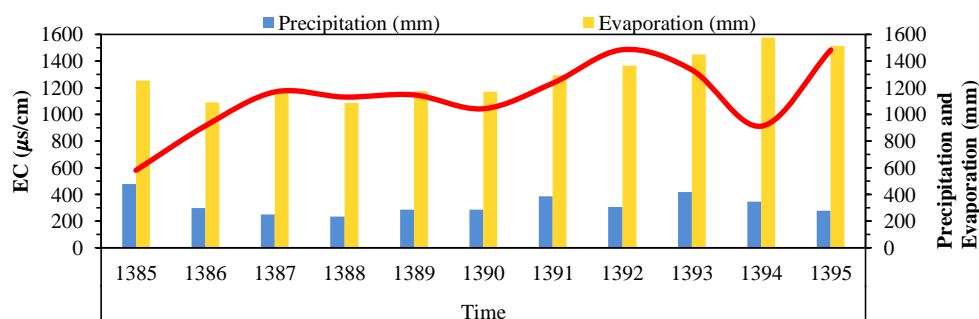


Fig. 4- Long-term chemograph for 10 years (2006-2016) and average precipitation and evapotranspiration variations in Naqadeh plain

شکل ۴- کموگراف درازمدت ۱۰ ساله (۱۳۸۵-۱۳۹۵) و تغییرات میانگین بارش و تبخیر و تعرق سالانه دشت نقده

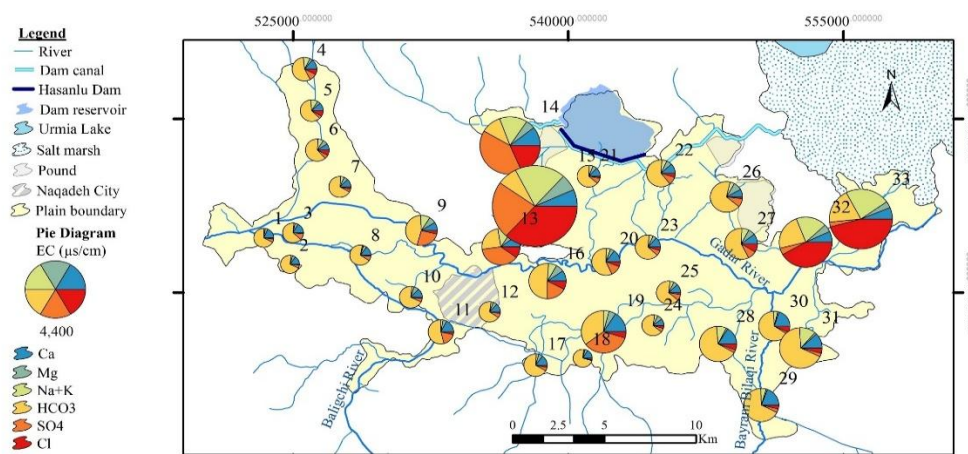


Fig. 5- The variation of electrical conductivity in the study area
شکل ۵- تغییرات هدایت الکتریکی (EC) در محدوده مطالعاتی



Fig. 6- a) Outlet of the plain toward Urmia Lake, b) Solduz pond
 شکل ۶- الف) خروجی دشت به سمت دریاچه ارومیه، ب) تالاب سولدوز

بر اساس طبقه‌بندی شوری و قابلیت مصرف آبها (Freeze and Cherry, 1979; Nair et al., 2016) مشاهده می‌گردد که حدود ۴۸ درصد از نمونه‌های آب زیرزمینی برای مصارف شرب و کشاورزی غیرمناسب می‌باشند و جزء آب‌های لب‌شور طبقه‌بندی می‌شوند (جدول ۲) که این مناطق مربوط نواحی خروجی و شمالی مرکز دشت می‌باشند (شکل ۷).

Table 2- Classification of water group based on the total dissolved solids (TDS)
 جدول ۲- تقسیم‌بندی گروه آب براساس کل مواد جامد محلول (TDS)

TDS (mg/L) (Freeze R.A & Cherry, 1979)	Water type (Nair, Brinddha, & Elango, 2016)	TDS (mg/L)	Classification	No. of samples	% of samples
<1000	Fresh	<500	Desirable for drinking	-	-
		500-1000	Permissible for drinking	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 17, 18, 21, 23, 24, 25,	52
1000-10000	Brackish	1000-3000	Useful for irrigation	9, 13, 14, 16, 19, 20, 22, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33	45
		>3000	Unfit for drinking and irrigation	15	3
10000-100000	Saline				-
>100000	Brine				-

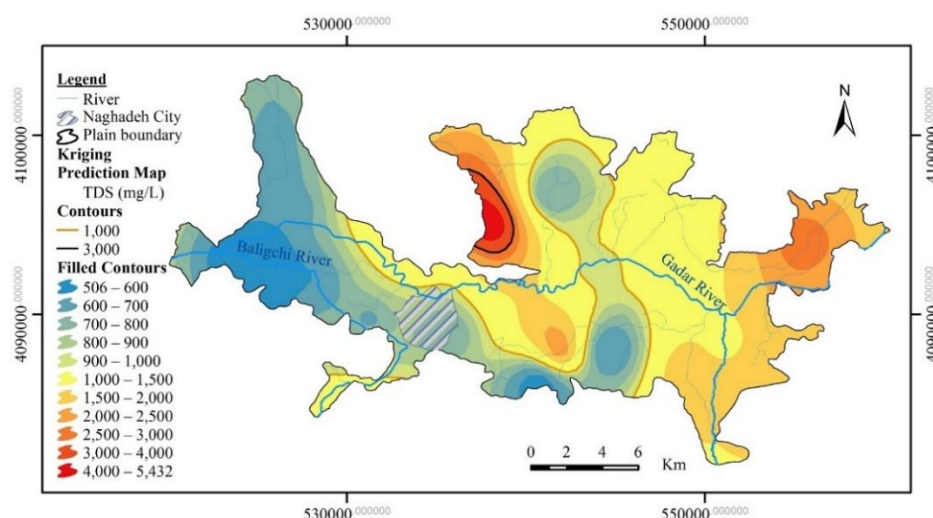
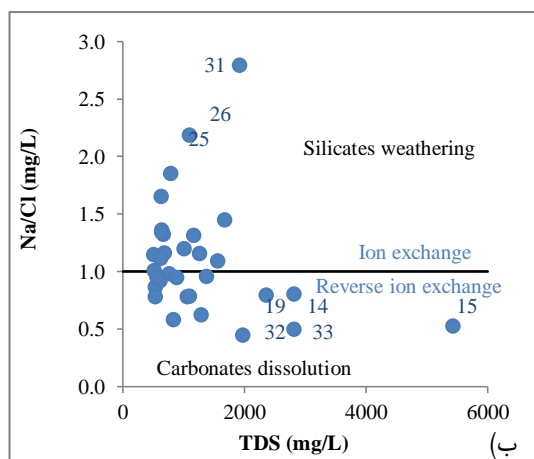


Fig. 7- Spatial distribution of total dissolved solids in the groundwater of Naqadeh plain
 شکل ۷- توزیع مکانی مقادیر کل مواد جامد محلول در آب زیرزمینی دشت نقده

معکوس معمولاً در هنگام نفوذ آب شور دریا، شورآبه‌ها یا اختلاط آب شور منشأ می‌گیرد (Jankowski et al., 1998).

شکل ۹ الف که نمایش موقعیت نمونه‌ها بر روی نمودار Ca+Mg نسبت به $\text{HCO}_3 + \text{SO}_4$ است، نمونه‌های بالای خط ۱:۱ دارای فرایند تعویض یونی معکوس و منشأ غالب انحلال کربنات‌ها (کلسیت و دولومیت یا ژپس و انیدریت) و نمونه‌های زیر از خط ۱:۱ نیز مرتبط با فرایندهای تبادل یونی و منشأ غالب انحلال سیلیکات‌ها می‌باشد. نمونه‌های برداشت شده که نزدیک منحنی ۱:۱ پراکنده شده‌اند نشانگر منشأ دوگانه انحلال کلسیتی یا هوازگی سیلیکات‌ها را نمایش می‌دهد. همچنین، در نمودار دو متغیره Na/Cl در مقابل TDS (شکل ۹ ب) بالای خط ناشی از هوازگی سیلیکات‌ها و پایین خط مربوط به منشأهای شیمیایی دیگر است هستند و نمونه‌هایی که در نزدیک خط $\text{Na/Cl}=1$ واقع شده‌اند دارای منشأ انحلال هالیت، نمونه‌هایی که مقادیر TDS بالای ۵۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر دارند نشانگر منشأ غالب انحلال هالیت یا پخش غبار دریایی در حوضه مطالعاتی می‌باشند (McLean and Jankowski, 2000).

نسبت SO_4/Cl در محدوده عددی $0.06-7/31$ و میانگین $2/26$ است. نفوذ آب شور از دریاچه می‌بایست همراه با شرایط احیایی در جهت نفوذ آب شور و نسبت پایین SO_4/Cl باشد (Krouse and Mayer, 2000) که در نمونه‌های ۴، ۵، ۶، ۷، ۱۵، ۱۸، ۲۴، ۲۷، ۲۸، ۲۹، ۳۰، ۳۱، ۳۲ و ۳۳ این نسبت کمتر از ۱ می‌باشد. بنابراین بررسی احتمال نفوذ آب شور در نمونه‌های ذکر شده محتمل تر می‌باشد.



فرایند کنترل‌کننده کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی دشت نقده مطابق شکل ۸ مرتبط با هوازگی سنگ‌ها، برهم‌کنش آب-خاک و تبخیر تعیین گردید. نمونه‌های شماره ۱۴، ۱۵، ۳۲ و ۳۳ نیز که به گونه‌ای متمایز از سایر نمونه‌ها توزیع یافته‌اند نشانگر مناطق ناشی از نفوذ آب شور می‌باشند.

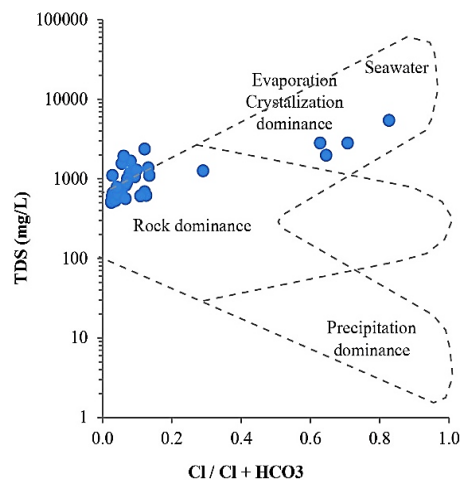


Fig. 8- The position of water samples and domain of the controlling mechanisms of water chemistry based on Gibbs chart

شکل ۸- موقعیت نمونه‌ها و محدوده سازوکارهای کنترل‌کننده شیمی آب بر اساس نمودار گیبس

بر اساس نمودارهای ترکیبی و نسبت‌های یونی شکل ۹ مشاهده می‌گردد که فرایندهای تبادل یونی و تبادل یونی معکوس در هیدروشیمی آب‌های زیرزمینی نقش دارند. واکنش تبادل یونی

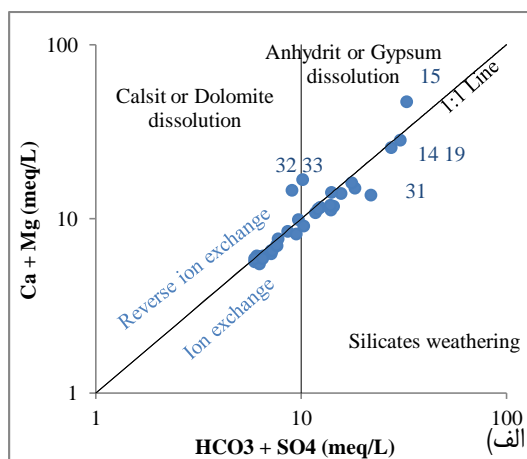


Fig. 9- a) Two-variable diagram of Ca+Mg relative to HCO_3+SO_4 , b) Two-variable diagram of Na/Cl relative to TDS

شکل ۹- الف) نمودار ترکیبی Ca+Mg نسبت به HCO_3+SO_4 ، ب) نمودار ترکیبی Na/Cl نسبت به TDS

نمونه شماره ۱۵ مکان ورودی آب‌های سطحی است که از سازندهای شورکننده میونس زهکشی می‌گردند (فاز I-4) که نشانگر آب‌های با درجه شوری بسیار بالا با رخساره Na-Cl Mix می‌باشد. نمونه‌های شماره ۳۲ و ۳۳ مربوط به نواحی شرقی دشت و حواشی دریاچه ارومیه می‌باشند. این نمونه‌ها دارای رخساره Na-Cl بوده و در فاز SW قرار دارند که نشانگر آب‌های تحت تأثیر نفوذ آب شور هستند. در این مناطق مقادیر آب سطحی نفوذی به دلیلی مصرف آن در بالادست جریان و انتقال به مخزن سد حساس کاهش می‌یابد و برداشت بیش از حد آب زیرزمینی به منظور تأمین آب مورد نیاز کشاورزی موجب بالاآمدگی آب شور شده است. در نمونه‌های واقع در بالای خط CML و سمت چپ واکنش تبادل یونی مستقیم حکمفرما است که مختص فاز شیرین‌شدگی می‌باشد.

نمونه‌های شماره ۱۳ و ۱۴ دارای رخساره MixNa-SO₄ و سایر نمونه‌ها شامل ۵، ۷، ۱۰، ۲۱، ۲۲، ۲۵ و ۳۱ دارای رخساره MixCa-HCO₃، نمونه‌های ۶، ۹، ۱۶، ۲۴ و ۲۷ دارای رخساره MixMg-HCO₃، نمونه‌های ۱، ۲، ۳، ۴، ۸، ۱۲، ۱۷، ۱۸، ۲۰، ۲۳ و ۲۸ دارای رخساره Ca-HCO₃ و همچنین نمونه ۲۶ دارای رخساره Mg-HCO₃ هستند.

آبی که از نهشته‌های هالیت آب‌شویی شده دارای نسبت Cl/Br>300 می‌باشد. در این‌گونه آب‌ها CaSO₄ به نقطه اشباع رسیده و گاهی ممکن است NaCl هم به نقطه اشباع نزدیک باشد (Goldberg & Kabengi, 2010). بر اساس شکل ۱۰ مشاهده می‌شود که نمونه‌های شماره ۱۴، ۱۵، ۳۲ و ۳۳ مربوط به مناطق شمالی مرکز دشت و منطقه خروجی دشت به سمت شورزارهای دریاچه ارومیه شواهد نفوذ آب شور را دارند. اندیس تبادل کاتیونی (BEX) مطابق رابطه ۳ جهت تعیین شورشدگی یا شیرین‌شدگی مورد استفاده قرار گرفت. بر اساس شکل ۱۱ مشاهده می‌گردد که نمونه‌های شماره ۳۲ و ۳۳ دارای اندیس تبادل کاتیونی منفی هستند این نمونه‌ها نشانگر شورشدگی و تبادل کاتیونی معکوس می‌باشد که مختص آب‌های شور است.

مطابق نتایج حاصله از شکل ۱۲ (Gimenez-Forcada, 2010;) و رده‌بندی جدول ۳ مشاهده می‌گردد که نمونه‌های شماره ۳۳، ۳۲، ۱۵، ۱۹، ۱۱، ۳۰ و ۲۹ در زیر خط CML قرار دارند. نمونه‌های ۱۱، ۳۰ و ۲۹ با رخساره Ca-HCO₃ و نمونه ۱۹ با رخساره Ca-SO₄ واقع در قسمت‌های تغذیه‌ای آب‌های سطحی هستند که در ناحیه FW آب شیرین قرار دارند ولی به علت قرارگیری در زیر خط CML حاکی از تغییرات فاز آب به سمت شورشدگی هستند.

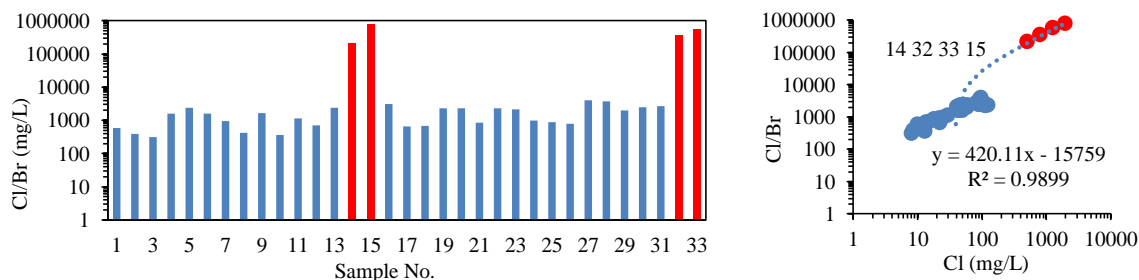


Fig. 10- Column diagram and distribution of Br/Cl ratio for sampling points in Naqadeh plain
شکل ۱۰- نمودار ستونی و توزیع نسبت Br/Cl در نمونه‌های برداشت شده از دشت نقه

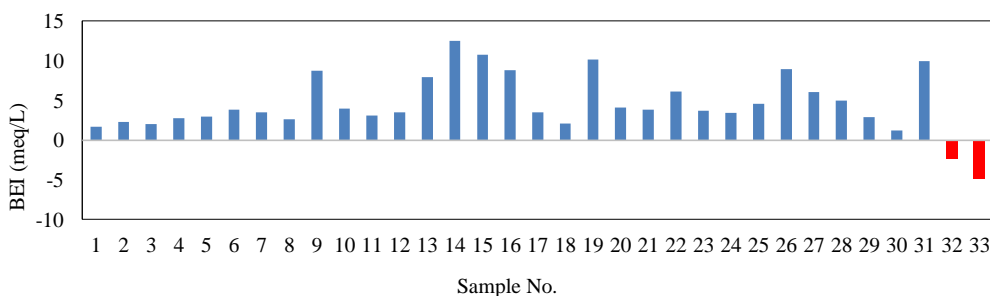


Fig. 11- Basic Exchange Index (BEI) of the samples taken from Naqadeh plain
شکل ۱۱- اندیس تبادل کاتیونی (BEI) نمونه‌های برداشت شده از دشت نقه

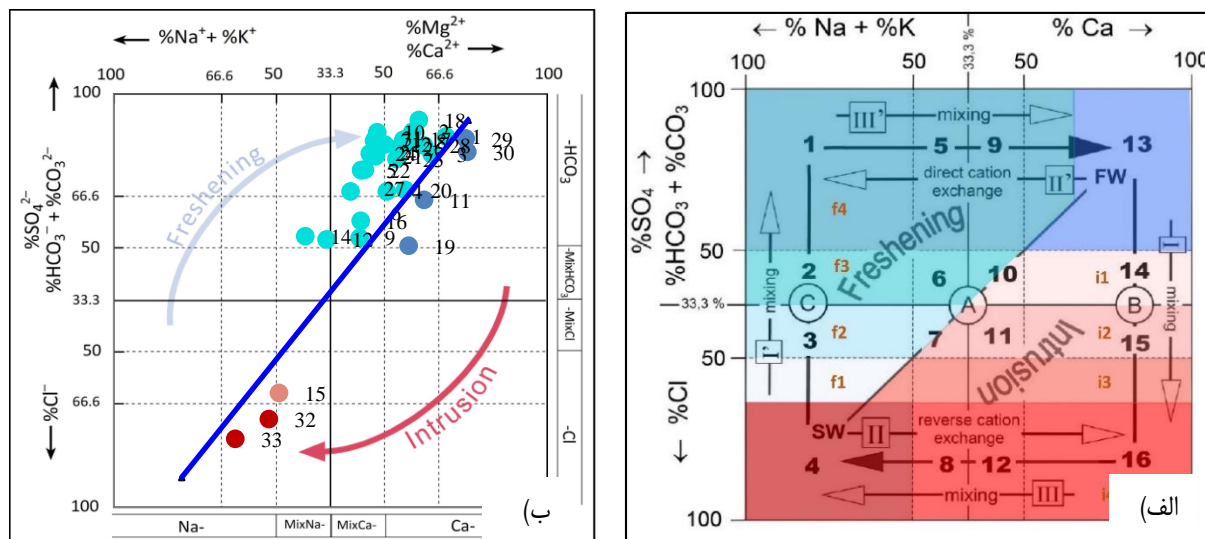


Fig. 12- a) Hydrochemical Facies Evolution Diagram (HFE) and, b) Spatial distribution of hydrochemical samples in Naqadeh plain

شکل ۱۲- الف) دیاگرام تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی (HFE) و ب) توزیع و موقعیت نمونه‌های هیدروشیمیایی دشت نقده

Table 3- Classification of Hydrochemical Facies Evolution Diagram (HFE) and facies and samples of each class

جدول ۳- رده‌بندی مربوط به دیاگرام تحولات رخساره‌های هیدروشیمیایی (HFE) و رخساره‌ها و نمونه‌های مربوط به هر رده

Sub class	Anion facies	Ionic ratio%	Assesment of cation exchangr	No. of samples	% of samples	zone	Water type
FW	-HCO ₃	HCO ₃ >50 Ca>66.6	Freshwater	11-29-30-1-2-3-4-8-12-17-18-20-23-28	33	13	Ca-HCO ₃
				19	3	13	Ca-SO ₄
				26	3	13	Mg-HCO ₃
f-4	-HCO ₃	HCO ₃ >50	Freshing phase	-	-	1	Na-HCO ₃
				-	-	1	Na-SO ₄
				-	-	5	Mix Na-HCO ₃
				13-14	6	5	Mix Na-SO ₄
				5-7-10-21-22-25-31	21	9	Mix Ca-HCO ₃
f-3	-Mix HCO ₃	50≥HCO ₃ >33.3	Direct cation exchange	6-9-16-24-27	15	9	Mix Mg-HCO ₃
				2	2	Na-Mix HCO ₃	
				2	2	Na-Mix Mix SO ₄	
				6	6	Mix Na-Mix HCO ₃	
f-2	-Mix Cl	33.3<Cl≤50				3	Na-Mix Cl
						7	Mix Na-Mix Cl
f-1	-Cl	50<Cl<66.6				4	Na-Cl
i-1	-Mix HCO ₃	50≥HCO ₃ >33.3	Intrusion phase			14	Ca-Mix HCO ₃
						14	Ca-Mix SO ₄
						10	Mix Ca-Mix HCO ₃
						10	Mix Ca-Mix SO ₄
i-2	-MixCl	33.3<Cl≤50	reverse cation exchange			7	Mix Na-Cl
						11	Mix Ca-Mix Cl
						15	Ca-Mix Cl
i-3	-Cl	50<Cl<66.6		15	3	8	Mix Na-Cl
						12	Mix Ca-Cl
						16	Ca-Cl
i-4	-Cl	Cl>66.6				8	Mix Na-Cl
						12	Mix Ca-Cl
						16	Ca-Cl
SW	-Cl	Cl>66.6 Na>50	seawater	32-33	6	4	Na-Cl

شوری آن می‌افزاید. رسوبات دانه‌درشت رودخانه‌ای و کاهش جریان در فصول خشک می‌تواند عامل تقویت‌کننده برای نفوذ آب شور به آبخوان باشد. اندیس تبادل کاتیونی (BEX) نشانگر وجود تبادل یونی معکوس در نمونه‌های خروجی دشت می‌باشد که مختص آب‌های شور است. نسبت‌های بالای هالوژنی Br/Cl نیز منطبق بر مناطق دارای شوری بالا مشاهده گردید.

رده‌بندی‌ها نشان می‌دهد که نتایج ارائه شده توسط روش HFE دقیق‌تر از روش‌های کاربردی دیگر، آب‌های در معرض شورشدگی یا شیرین‌شدگی را نشان می‌دهد. بر اساس دیاگرام HFE و تعیین رخساره‌های هیدروشیمیایی و فازهای مختلف نمونه‌های آبی، نواحی خروجی و همچنین نواحی شمالی مرکز دشت و دچار شورشدگی منابع آبی هستند. در مناطق خروجی دشت که در انتهای شبکه جریان آب سطحی قرار گرفته‌اند، آب سطحی آبیاری کم می‌باشد. این امر به دلیل کاربری زیاد آب سطحی در بالادست جریان و انتقال آب سطحی به دریاچه سد حسنلو می‌باشد. به همین دلیل در مناطق انتهایی دشت، شوری بالا را می‌توان ناشی از اضافه برداشت با احتمال بالا آمدگی آب‌های شور چاه‌های بهره‌برداری دانست.

۵- تشکر

از مسئول محترم آزمایشگاه آب‌شناسی دانشکده علوم زمین دانشگاه تبریز و شرکت آب و فاضلاب استان آذربایجان شرقی که در انجام آنالیزهای آزمایشگاهی همکاری لازم را مبذول نمودند تشکر و قدردانی می‌گردد.

برای نمایش توزیع مکانی فازهای شیرین‌شدگی یا شورشدگی تعیین شده به وسیله دیاگرام HFE مطابق شکل ۱۲ از نرم‌افزار GIS استفاده گردیده است. مطابق شکل ۱۳ توزیع رخساره‌ها و نوع شور یا شیرین‌شدگی آنها قابل مشاهده است. بر این اساس انطباق بین آب‌های FW با مکان‌های تخلیه رودها و زیرشاخه‌های آنها نشان از نقاط با مناطق تغذیه‌ای می‌باشد. در این نقاط به دلیل بستر دانه‌درشت رودخانه نفوذ آب سطحی که از ارتفاعات منشأ گرفته قابل تشخیص است. نمونه‌های انتهایی دشت (۳۲ و ۳۳) نیز نشان‌دهنده شورشدگی آب زیرزمینی هستند.

۴- نتیجه‌گیری

کموگراف درازمدت دشت نقده نشانگر روند صعودی افزایش شوری در طی ده سال گذشته است که بیانگر بدتر شدن کیفیت مخزن آب زیرزمینی دشت نقده می‌باشد. حدود ۴۸ درصد از نمونه‌های آبی برای مصارف شرب یا کشاورزی نامناسب هستند و شوری بالا به‌طور کلی در مناطق شمالی مرکز دشت و همچنین شرق دشت نقده، منتهی به شورزارهای دریاچه ارومیه مشاهده می‌گردد. بر پایه نتایج مطالعات زمین‌شناسی، هیدروژئولوژیکی و بر اساس نمودارهای ترکیبی و نسبت‌های یونی، شوری آب زیرزمینی را می‌توان به برهم‌کنش آب-سنگ و انحلال سازنده‌های شورکننده (به‌طور عمده سازند میوسن در شمال غرب منطقه)، کاهش بارندگی و افزایش تبخیر همراه با تشکیل شورزارهای فصول خشک، نفوذ شورآبه‌ها و آبشویی رسوبات تبخیری ناشی از آنها دانست. همچنین توسعه فعالیت‌های کشاورزی و زهکشی آب‌های سطحی، نفوذ شورآبه و پساب‌ها به آب زیرزمینی نیز بر مقادیر

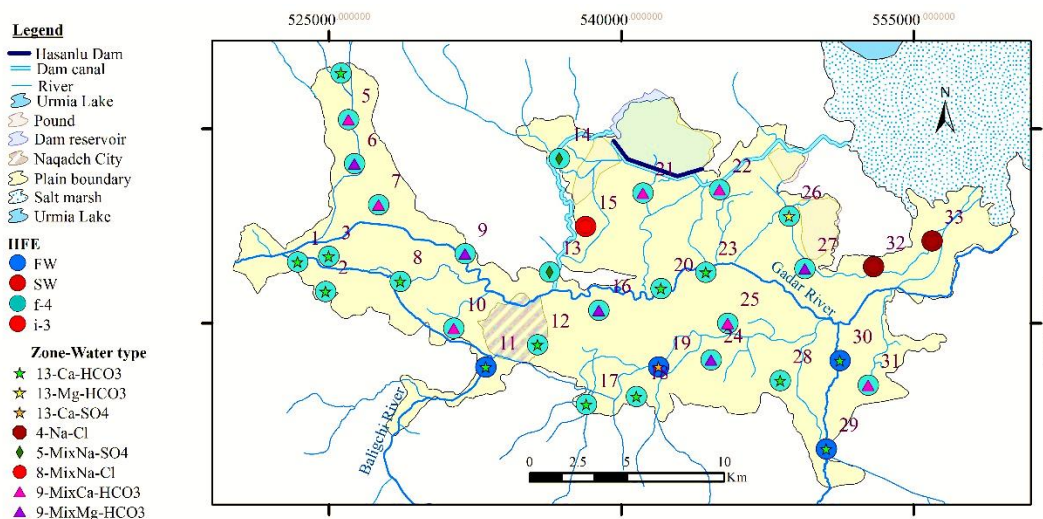


Fig. 13- Distribution of classification and facies related to sampling points in Naqadeh plain

شکل ۱۳- توزیع رده‌بندی و رخساره‌های مربوط به نقاط نمونه‌برداری شده دشت نقده

- Custodio C and Broggeman GA (1987) Groundwater problems in coastal Aquifers. United Nations, UNESCO, 596p
- Emberger L (1930) La vegetation de la region mediterraneenne. Essai d'une classification des groupements vegetaux: Rev. Gen. Bot 42:641-662,705-721
- Freeze RA and Cherry JA (1979) Groundwater. New Jersey, Prentice-Hall Inc, 604p
- Gibbs RJ (1970) Mechanism controlling world waterchemistry. Science 170:1088-1090
- Gimenez-Forcada E (2010) Dynamic of seawater interface using hydrochemical facies evolution diagram (HFE-D). Groundwater 48(2):212-216
- Gimenez-Forcada E (2014) Space/time development of seawater intrusion: a study case in Vinaroz coastal plain (Eastern Spain) using HFE-Diagram, and spatial distribution of hydrochemical facies. Journal of Hydrology 517:617-627
- Goldberg S and Kabengi NJ (2010) Bromide adsorption by reference minerals and soils. Vadose Zone Journal 9:780-786
- Han D (2017) Hydrochemical and isotopic evidences for deciphering conceptual model of groundwater salinization processes in a coastal plain, north China. Manuscript under review, Hydrology and Earth System Sciences, doi:10.5194/hess-2017-617
- Han D, Song A, and Currell MJ (2016) Identification of anthropogenic and natural inputs of sulfate into a karstic coastal groundwater system in northeast China. Evidence from major ions, $^{13}C_{DIC}$ and $^{34}S_{SO_4}$, Hydrology and Earth System Sciences 20:1983-1999
- Hounslow AW (1995) Water quality data: analysis and interpretation, Lewis publishers
- Jankowski J, Acworth RJ, and Shekarforoush S (1998) Reverse ion exchange in a deeply weathered porphyritic dacite fractured aquifer system. 9th international symposium on water rock interaction, Toupou, New Zealand pp. 243-246
- Kreitler CW (1993) Geochemical techniques for identifying sources of ground-water salinization. CRC Press, London
- Krouse HR and Mayer B (2000) Sulphur and oxygen isotopes in sulphate. In Cook P and Herczeg AL (eds.) Environmental Tracers in Subsurface Hydrology, Boston, Kluwer Academic
- Kumar CP (2016) Sea water intrusion in coastal aquifers. EPRA International Journal of Research and Development (IJRD) 1(3):27-31
- 1- Geogenic/Natural
 - 2- Anthropogenic
 - 3- Upconing
 - 4- Electrical Conductivity
 - 5- Conservative
 - 6- Indicator
 - 7- Chebotarev
 - 8- Sink
 - 9- Brine
 - 10- Recharger Fresh Water
 - 11- Hydrochemical Facies Evolution Diagram
 - 12- Sea Water Intrusion
 - 13- Ion Balance Error
 - 14- Heterotopic
 - 15- Conservative Mixing Line
- ۶- مراجع
- Amiri V (2016) Investigating the saline water intrusion towards aquifers in the western part of Urmia Lake. Geological Survey & Mineral Exploration of Iran (In Persian)
- Appelo CA and Postma D (2006) Geochemistry. Groundwater and Pollution, 2nd ed., AA Rotterdam: Balkema
- ASTM (2002) Annual book of ASTM standards. Section 11, Water and environmental technology, American Society for Testing and Materials
- Chidambaram S, Sarathidasan J, Srinivasamoorthy K, Thivya C, Thilagavathi R, Prasanna MV, Singaraja C, Napolian M (2018) Assessment of hydrogeochemical status of groundwater in a coastal region of Southeast coast of India. Applied Water Science 8:27
- Chitsazan M, Shacheri S, Mirzaei SY and Aboudi ST (2018) Determining the salinity sources in garu springs and asmari anticline using hydrochemical parameters. Iran-Water Resources Research 13(4):196-202 (In Persian)
- Choudhury K, Saha DK, and Chakraborty P (2001) Geophysical study for saline water intrusion in a coastal alluvial terrain. Journal of Applied Geophysics 46(3):189-200
- Cobaner M, Yurtal R, Dogan A, and Motz L H (2012) Three dimensional simulation of seawater intrusion in coastal aquifers: a case study in the Goksu Deltaic Plain. Journal of Hydrology 464-465:262-280
- Cruz JV and Amaral CV (2003) Major ion chemistry of groundwater from perched-water bodies of the Azores (Portugal) volcanic archeipelago. Applied Geochemistry 18:1-15

- Shi X, Wang Y, Jiao JJ, Zong j, Wen H, and Dong R (2018) Assessing major factors affecting shallow groundwater geochemical evolution in a highly urbanized coastal area of Shenzhen City, China. *Journal of Geochemical Exploration* 184:17-27
- Sikdar PK, Sarkar SS, and Balchoudhury S (2001) Geochemical evolution of groundwater In the Quaternary aquifer of Calcutte and Howrah. *India* 19:579-594
- Smedema LK and Shiati K (2002) Irrigation and salinity: a perspecive review of the salinity hazards of irrigation development in the arid zone. *Irrigat Drain Syst* 16:161-174
- Stuyfzand PJ (2008) Base exchange indices as indicators of salinization or freshening of (coastal) aquifers. *Proceedings of 20th Salt Water Intrusion Meeting, Florida* pp.262-265
- Stuyfzand PJ (1992) Behavior of major of the saline Groundwater in wadi Al-Rumah, Saudi Arabia. *Groundwater* 27:481-490
- Tomaszkiewicz M, Abou Najm M, and EI-Fadel M (2014) Development of a groundwater quality index for seawater intrusion in coastal aquiferz. *Environmental Modeling & Software* 57:13-26
- Vengosh A and Pankratov I (1998) Chloride/bromide and chloride/fluoride ratios of domestic sewage effluents and associated contaminated ground water. *Ground Water* 36:815-824
- Zhang Q, Volker RE, and Lockington DA (2004) Numerical investigation of seawater intrusion at Gooburrun, Bundaberg, Queensland, Australia. *Hydrogeology Journal* 12(6):674-687
- Zhang Z and Peng L (1998) Groundwater hydrochemical characteristics on seawater intrusion in eastern and southern coasts of Laizhou Bay. *China Environmental Science* 18(2):121-125
- WHO (2009) Bromide in drinking-water background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization, WHO/HSE/WSH/09.01/6
- Manca F, Capelli G, and Tuccimei P (2015) Sea salt aerosol groundwater salinization in the Litorale Romano Natural Reserve (Rome, Central Italy). *Environ Earth Sci* 73:4179-4190
- Mazore E (2004) Chemical and isotopic groundwater hydrogeology. 3rd ed., John Wiley and sons Company
- McLean W and Jankoswsk J (2000) Groundwater quality and sustainability in an alluvial aquifer, Australia. In. IAH congress on Groundwater: Past Achievements and Puture Challenges. Cape Town South Africa
- Ministry of Energy (2004) Guideline for saltwater instrusion in beach`s aquifers and control methods. Iran Water Resources Management CO, Deputy of Research, Office of Standard and Technical Criteria Publication No.277 (In Persian)
- Morell I, Pulido-Bosch A, Sanchez-Martos F, Vallejos A, Daniele L, Calaforra JM, and Roig AF (2008) Characterization of the salinisation processes in aquifers using boron isotopes; application to South-Eastern Spain. *Water Air & Soil Pollution* 187:65-80
- Nair IS, Brinddha K, and Elango L (2016) Identification of salinization by bromide and fluoride concentration in coastal aquifers near Chennai, southern India. *Water Science* 30:41-50
- Panno SV, Hackley KC, Hwang HH, Greenberg SE, Kaprac IG, Landsberger S, O'Kelly DJ (2006) Characterization and identification of Na-Cl sources in ground water. *Ground Water* 44(2):129
- Regional Water Authority of West Azerbaijan province (2011) Updating studies of water resources balance lead to year 2010-2011, study area of Naqadeh. Volume 5, Appendix 7, code 3007 (In Persian)
- Rengasamy P (2006) World salinization with emphasis on Australia. *Journal of Experimental Botany* 57:1017-1023
- Rezaei M (2010) Application of statistical methods, saturation indices, and the composite diagrams in the groundwater quality assessment in the Kerman plain aquifer. *Iran-Water Resources Research* 5(3):28-38 (In Persian)