



ارزیابی نفوذ آب شور دریاچه ارومیه به آبخوان ساحلی میان دشت قالقاچی

*نصرت آقازاده^۱، اصغر اصغری مقدم^۲ و نرگس صمدی^۳

^۱مربی گروه زمین‌شناسی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد ارومیه، استاد گروه زمین‌شناسی، دانشگاه تبریز،
^۲کارشناس سازمان آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی
تاریخ دریافت: ۸۸/۱۲/۱۸؛ تاریخ پذیرش: ۸۹/۷/۱۴

چکیده

کاهش بارندگی، افت سطح آب‌های زیرزمینی و برداشت بی‌رویه از منابع محدود آب‌های زیرزمینی منطقه باعث کاهش آب‌دهی منابع، نفوذ آب شور به داخل آبخوان و تغییر کیفیت آب‌ها گردیده است. هدف از این مطالعه بررسی‌های هیدروژئوشیمیایی، ارزیابی نفوذ آب شور به سفره ساحلی و مشخص کردن فرآیندهای هیدروژئوشیمیایی غالب در آبخوان قالقاچی می‌باشد که برای این منظور پارامترهایی مانند pH و EC و غلظت آنیون و کاتیون‌های اصلی موجود در آب‌های زیرزمینی منطقه مربوط به اردیبهشت‌ماه و شهریورماه ۱۳۸۵ تعیین و سپس ارزیابی نفوذ آب شور دریاچه به سفره آب زیرزمینی منطقه از طریق داده‌های هیدروژئوشیمیایی، نسبت‌های مختلف یونی و محاسبه اندیکس‌ها صورت گرفت. بررسی‌ها نشان می‌دهد که تیپ آب‌های منطقه به‌طور عمده کربناته کلسیک و کلرو کلسیک می‌باشد و هرچه به نوار ساحلی نزدیک‌تر می‌شویم تیپ آب در اثر نفوذ آب شور کلرو سدیک می‌گردد. غلظت و ترکیب یون‌های اصلی نشان‌دهنده نفوذ آب شور دریاچه به سفره ساحلی بوده به‌طوری‌که مقایسه غلظت Cl^- و مقدار EC به‌عنوان یک ردیاب ساده و مناسب نشان می‌دهد که بین این دو پارامتر ارتباط مثبتی وجود دارد. پایین بودن مقدار نسبت مولی Na/Cl و SO_4/Cl آب‌های منطقه، از نسبت آب دریاچه نشان‌دهنده نفوذ آب شور بوده که با افزایش میزان کلراید موجود در آب‌های زیرزمینی منطقه، ترکیب این آب‌ها به ترکیب آب دریاچه نزدیک‌تر می‌شود.

* مسئول مکاتبه: nosrataghazadeh@yahoo.com

نتایج به دست آمده از مطالعات هیدروژئوشیمیایی از طریق مقایسه غلظت یون‌ها نسبت به غلظت کلراید، شاخص اشباع‌شدگی (SI)، محاسبه انحراف یونی (Δ) برای کاتیون‌های آب‌های زیرزمینی نزدیک نوار ساحلی نشان می‌دهد که این آب‌ها نسبت به کانی‌های کربناته فوق اشباع و برای کانی‌های سولفات‌ها تحت اشباع بوده و انحراف یونی برای سدیم به طور عمده منفی و برای کلسیم و منیزیم مثبت می‌باشد. پایین بودن موقعیت این نمونه‌ها نسبت به خط تئوریک اختلاط آب شور و شیرین نشان می‌دهد که نفوذ آب شور دریاچه ارومیه به سفره آب شیرین ساحلی قالقاچی باعث شکل‌گیری فرآیند هیدروژئوشیمیایی تعویض یونی معکوس گردید که این فرآیند عاملی در جهت کنترل ترکیب شیمیایی آب‌های زیرزمینی منطقه شده است.

واژه‌های کلیدی: آب‌خوان قالقاچی، هیدروژئوشیمیایی، نسبت‌های یونی، نفوذ آب شور، دریاچه ارومیه

مقدمه

برداشت بی‌رویه از آب‌های زیرزمینی آب‌خوان‌های ساحلی باعث افت سطح آب، کاهش آب‌دهی منابع و پیش‌روی آب شور به داخل آب‌خوان‌ها می‌شود که این امر باعث شوری آب‌ها و آلودگی چاه‌های بهره‌برداری نزدیک به نوار ساحلی می‌گردد. نفوذ آب شور به سفره‌های ساحلی یک فرآیند هیدرودینامیکی پیچیده‌ای است که در اثر حرکت آب شور و آب زیرزمینی که دارای ویژگی‌ها و چگالی متفاوتی هستند، صورت می‌گیرد. موقعیت و میزان اختلاط به عوامل مختلفی بستگی داشته که از آن جمله می‌توان به نسبت چگالی آب شور به آب زیرزمینی، تغییر رژیم جریان آب زیرزمینی، میزان تخلیه از آب زیرزمینی و میزان پراکندگی طولی و عرضی اشاره کرد (جونز و همکاران، ۱۹۹۹؛ خوبلاریان و همکاران، ۲۰۰۸؛ سامسودین و همکاران، ۲۰۰۸). نفوذ آب شور دریاها به سفره‌های ساحلی در بیش‌تر نقاط ساحلی دنیا توسط پژوهش‌گران مختلف بررسی و گزارش شده است که از آن جمله می‌توان به مطالعات صورت گرفته در سفره‌های ساحلی دریای مدیترانه در اسپانیا (مورل و همکاران، ۱۹۹۶؛ گیمنز و مورل، ۱۹۹۷؛ سانچز و همکاران، ۲۰۰۲؛ پولیدو و همکاران، ۲۰۰۳)، مالزی (سامسودین و همکاران، ۲۰۰۸)، و نیز در سواحل کره جنوبی (کیم و همکاران، ۲۰۰۴؛ پارک و همکاران، ۲۰۰۵)، استرالیا (دیکسون و چیسول، ۱۹۹۲)، هند (سوخیجا و همکاران، ۱۹۹۶)، ایتالیا (کاپاسیونی و همکاران، ۲۰۰۵)، ایسلند (ترزیک و همکاران، ۲۰۰۸) و یونان (دورایز و همکاران، ۲۰۰۸) و... اشاره کرد.

ارزیابی میزان نفوذ آب شور در آبخوان‌های ساحلی از طریق روش‌های مختلفی می‌تواند صورت گیرد که از آن جمله می‌توان به روش‌های ژئوفیزیکی، نسبت‌های هیدروشیمیایی و مطالعات ایزوتوپی اشاره کرد (بنکابور و همکاران، ۲۰۰۴؛ مراد و کریشنامورتی، ۲۰۰۴؛ شریف و همکاران، ۲۰۰۶؛ لی و سونگ، ۲۰۰۷). آلودگی آب‌های شیرین سفره‌های ساحلی توسط نفوذ آب شور به‌طور عمده باعث افزایش کل مواد جامد محلول در آب (TDS)^۱ و غلظت برخی یون‌های موجود در آب‌های زیرزمینی مانند SO_4^{2-} ، Mg^{2+} ، Na^+ و Cl^- می‌گردد، از این‌رو بررسی میزان هدایت الکتریکی (EC)^۲ و Cl^- به‌عنوان پارامترهای مناسب و ساده برای ارزیابی میزان شوری آب و نفوذ آن به سفره‌های آب زیرزمینی به‌شمار می‌آید (مرکادو، ۱۹۸۵؛ پیستلاس و دیامانتیز، ۱۹۹۹؛ سانچز و همکاران، ۲۰۰۲؛ ونگوش و همکاران، ۲۰۰۲؛ ال‌موجابر و همکاران، ۲۰۰۶). با توجه به این‌که کلر در اثر انحلال، سریع از سیستم خارج نمی‌شود بنابراین می‌توان از آن به‌عنوان یک ردیاب مناسب برای مطالعه فرآیندهای هیدروشیمیایی نیز استفاده نمود (تیلان، ۱۹۹۵؛ آپلو و پوستما، ۱۹۹۹؛ اصغری‌مقدم و آقازاده، ۲۰۰۶).

نفوذ آب شور در نوار ساحلی باعث می‌شود که تیپ آب‌های زیرزمینی بدون گذر از حالت سولفات و بدون تبعیت از توالی آنیونی چیبوتارو تبدیل به کلروه شده و هرچه به نوار ساحلی نزدیک‌تر شویم تیپ آب کلرو سدیک (Na-Cl) گردد که این الگو نشان‌دهنده تغییر شیمیایی کیفیت آب در اثر واکنش تعویض یونی به‌علت نفوذ آب شور و اختلاط آب شور و شیرین می‌باشد. در اثر فرآیند هیدروشیمیایی تعویض یونی معکوس کاتیون Na توسط تبادل‌گر گرفته شده و کاتیون‌های Mg^{2+} و Ca^{2+} را می‌گردد که این فرآیند منجر به تغییر کیفیت آب از Na-Cl به Ca-Cl یا Mg-Cl می‌شود (ریشتر و همکاران، ۱۹۹۳؛ آپلو و پوستما، ۱۹۹۹؛ جین و همکاران، ۲۰۰۱). برخی از پژوهش‌گران از شاخص اشباع‌شدگی (SI)^۳ برای کانی‌های مختلف به‌منظور ارزیابی میزان تعادل بین آب و کانی‌ها استفاده نمودند که تغییر در حالت اشباع آب نسبت به کانی‌های مختلف، واکنش‌های ژئوشیمیایی کنترل‌کننده شیمی آب را مشخص می‌نماید (دریور، ۱۹۹۷؛ لانگمایر، ۱۹۹۷؛ کویتزیرس و والرئونس، ۲۰۰۶).

-
- 1- Total Dissolved Solid
 - 2- Electrical Conductivity
 - 3- Saturation Index

در سال‌های اخیر کاهش بارندگی و برداشت بی‌رویه از آب زیرزمینی آب‌خوان‌های ساحلی ایران و به‌خصوص در حاشیه دریاچه ارومیه باعث افت سطح آب، کاهش آب‌دهی منابع، پیش‌روی آب شور به داخل آب‌خوان‌ها و آلودگی چاه‌های بهره‌برداری نزدیک به نوار ساحلی شده است که از آن جمله می‌توان به نفوذ آب شور در سفره‌های ساحلی حاشیه دریاچه ارومیه در شهرستان‌های سلماس (آقزاده و مقدم، ۲۰۰۸)، شبستر (محمدی، ۲۰۰۱)، آذرشهر (رجب‌زاده، ۲۰۰۳) و عجب‌شیر (بیگدلی، ۲۰۰۵) اشاره نمود. در این مناطق نفوذ آب شور و بالا آمدن آن بر اثر تخلیه آب شیرین باعث شده که نتوان از آب برخی از چاه‌های عمیق و نیمه‌عمیق از لحاظ کمی و کیفی برای اهداف مختلف استفاده کرد. میان‌دشت قالقاچی با وسعت ۱۹ کیلومتر مربع در فاصله ۷۲ کیلومتری شمال‌شرقی شهرستان ارومیه واقع شده (شکل ۱) که این میان‌دشت دارای یک سفره آب‌دار آزاد با متوسط ضخامت آبرفت در حدود ۷۰-۵۰ متر می‌باشد (سازمان آب منطقه‌ای آذربایجان، ۲۰۰۶).

هدف از این مطالعه بررسی هیدروشیمی و ارزیابی نفوذ آب شور دریاچه ارومیه به آب‌خوان ساحلی قالقاچی ارومیه با استفاده از داده‌های هیدروشیمیایی، نسبت‌های مختلف یونی، انحراف یونی و شاخص اشباع‌شدگی می‌باشد که برای این منظور از نتایج به‌دست آمده از آنالیز شیمیایی نمونه آب‌های زیرزمینی برداشت شده از منطقه استفاده شده است.

مواد و روش‌ها

ویژگی‌های زمین‌شناسی، هیدرولوژی و هیدروژئولوژیکی منطقه مورد مطالعه: منطقه مورد مطالعه و مناطق اطراف آن با توجه به تقسیمات واحدهای ساختمانی- رسوبی ایران، بخشی از زون خوی-مهاباد می‌باشد (نبوی، ۱۹۷۶). در اطراف میان‌دشت قالقاچی انواع مختلفی از سنگ‌های آذرین و رسوبی رخنمون داشته که دارای طیف سنی متفاوتی هستند. در مناطقی از حاشیه دشت که از سنگ‌های آذرین و دیاباز تشکیل شده به‌علت نبود تخلخل و نفوذپذیری، این سازندها تقریباً بی‌تأثیر در تشکیل منابع آب زیرزمینی محسوب می‌شوند (خدابندلو و امینی‌فضل، ۲۰۰۵). در نواحی شمال شرقی حاشیه دشت سنگ‌های رسوبی از جنس آهک به سن الیگومیوسن رخنمون دارند که به‌دلیل گسترش فرآیند کارستی شدن، در آن‌ها خردشدگی و درز و شکاف فراوان مشاهده می‌شود که این امر باعث شده این سنگ‌ها بتوانند مؤثر در تشکیل منابع آب زیرزمینی منطقه باشند ولی به‌دلیل گسترش نداشتن و ضخامت کم آن‌ها، تأثیر کمی در تغذیه آب‌خوان دارند. شکل ۱ نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

حوضه آبریز دشت قالقاچی با مساحت ۶۵ کیلومترمربع به صورت یک حوضه کشیده از ارتفاعات روستای قره باغ با حداکثر ارتفاع ۲۱۰۰ متر نسبت به سطح دریاهای آزاد شروع و در شمال روستای قالقاچی به دریاچه ارومیه منتهی می شود. این میان دشت بدون هر گونه رودخانه دائمی یا فصلی بوده که نزولات جوی منطقه توسط یک مسیل اصلی که در سرتاسر طول دشت کشیده شده، بعد از مشروب ساختن مخروط افکنه قالقاچی به دریاچه ارومیه می ریزد (شکل ۱). بررسی آمار ۲۳ ساله (سال ۸۸-۶۵) بارندگی در ایستگاه باران سنجی روستای قره باغ نشان می دهد که متوسط بارندگی سالیانه در منطقه ۳۱۳ میلی متر می باشد که در دوره خشکسالی (سال ۸۰-۷۵) متوسط سالیانه بارندگی در منطقه حدوداً به ۲۳۶ میلی متر کاهش یافته است.

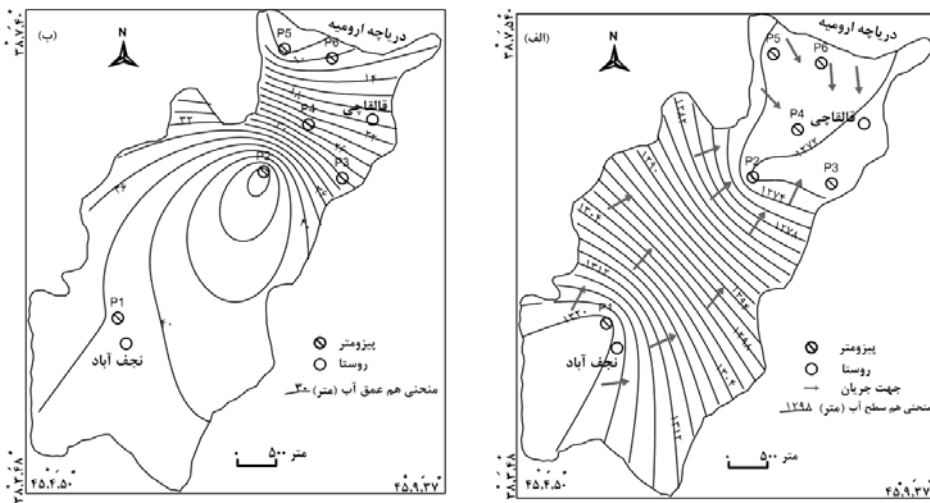
براساس بررسی های ژئوفیزیکی و حفاری های صورت گرفته این میان دشت دارای یک سفره آب دار آزاد بوده که حداکثر ضخامت آب رفت در این دشت ۷۰-۱۰۰ متر و متوسط آن ۷۰-۵۰ متر برآورد شده است (سازمان آب منطقه ای آذربایجان، ۲۰۰۶). بررسی وضعیت منابع آب زیرزمینی نشان می دهد که این دشت تا سال ۸۵ در مجموع دارای ۱۷ حلقه چاه و ۱۵ رشته قنات بوده است و تخلیه سالانه آن ها معادل ۳/۴۶ میلیون مترمکعب بوده که از این مقدار ۳/۳ میلیون مترمکعب به مصرف کشاورزی و ۰/۱۶ میلیون مترمکعب آن به مصرف شرب رسیده است (سازمان آب منطقه ای آذربایجان، ۲۰۰۶).

در این مطالعه به منظور رسم نقشه سطح تراز و هم عمق آب زیرزمینی و محاسبات زمین آماری از نرم افزار 8 Surfer استفاده شد. بررسی نقشه های هم عمق آب زیرزمینی ترسیم شده برای شهریورماه ۱۳۸۵ نشان می دهد که متوسط عمق آب زیرزمینی نسبت به سطح زمین در قسمت های ورودی دشت ۴۵ متر، در قسمت های میانی ۲۵ متر و در نواحی خروجی دشت ۱۰ متر بوده و جهت جریان آب زیرزمینی به طور عمده از جنوب غربی به سمت شمال شرقی (دریاچه ارومیه) می باشد (شکل ۲-الف و ۲-ب). براساس آمار ارایه شده توسط سازمان آب منطقه ای استان آذربایجان غربی، ضریب ذخیره آب خوان قالقاچی در حدود ۴ درصد بوده و نیز بررسی هیدروگراف واحد دشت نشان می دهد که در بین سال های ۸۵-۷۵ به طور متوسط سالانه ۱/۰۲۶ متر سطح آب زیرزمینی افت کرده است (سازمان آب منطقه ای آذربایجان، ۲۰۰۶). با در نظر گرفتن ۱۹ کیلومترمربع مساحت سفره، کسری حجم مخزن در دوره ۱۰ ساله یاد شده طبق رابطه ۱ در حدود ۷/۸ میلیون مترمکعب خواهد بود که کاهش بارندگی و افزایش بهره برداری از منابع آب زیرزمینی عمده دلیل افت سطح آب در آب خوان می باشد.

$$\Delta V = A \times S \times \Delta h \quad (1)$$



شکل ۱- نقشه موقعیت جغرافیایی و زمین‌شناسی دشت قالقاچی ارومیه.



شکل ۲- نقشه سطح تراز آب زیرزمینی (الف) و نقشه هم‌عمق آب زیرزمینی (ب) در شهریورماه ۱۳۸۵.

در این مطالعه نتایج به دست آمده از تجزیه شیمیایی نمونه آب‌های زیرزمینی انتخابی از منطقه مربوط به اردیبهشت‌ماه و شهریورماه سال ۱۳۸۵ و نیز نتایج به دست آمده از آنالیز نمونه آب‌هایی که سابقه آنالیز شیمیایی در یک دوره زمانی ۶ ساله داشتند مورد تفسیر قرار گرفت. با توجه به نتایج به دست آمده از آنالیز شیمیایی منابع آب زیرزمینی، شیمی آب‌ها، تیپ آب‌ها، کیفیت آب‌ها برای مصارف مختلف، مکانیسم حاکم بر شیمی آب‌ها، نفوذ آب شور به سفره ساحلی و فرآیندهای هیدروشیمیایی غالب مورد بررسی قرار گرفت.

به منظور تعیین تیپ آب‌های زیرزمینی منطقه از طریق دیاگرام پایپر (پایپر، ۱۹۴۴) و برای تعیین کیفیت آب برای مصارف کشاورزی از طریق دیاگرام ویلکوکس (ویلکوکس، ۱۹۵۵) از نرم‌افزار GWW^۱ استفاده شد. در این مطالعه برای تعیین کیفیت آب برای مصرف کشاورزی، خطر شوری و قلیائیت بررسی و نسبت جذب سدیم، درصد سدیم، کربنات سدیم باقی‌مانده و شاخص نفوذپذیری محاسبه گردید. در این مطالعه به منظور تعیین کیفیت آب جهت مصارف شرب نتایج به دست آمده از آنالیز پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب‌های زیرزمینی منطقه با استانداردهای جهانی کیفیت آب آشامیدنی که توسط سازمان بهداشت جهانی WHO^۲ (سازمان بهداشت جهانی، ۱۹۹۶) مقایسه گردید.

با توجه به این که میزان و شدت آلودگی در آب‌های منطقه تا حدودی متفاوت می‌باشد بنابراین از نسبت $Cl/HCO_3 + CO_3$ برای ارزیابی نفوذ آب شور و نیز طبقه‌بندی شدت آلودگی استفاده شد که بر این اساس برای مقادیر کم‌تر از ۰/۵ < این نسبت مولی تأثیر نداشتن آب شور، برای مقادیر بین ۶/۶-۰/۵ تأثیر کم تا متوسط آب شور و برای مقادیر بیش‌تر از ۶/۶ > تأثیر شدید آب شور بیان می‌شود (ریول، ۱۹۴۱؛ جیان، ۱۹۹۹؛ لی و سونگ، ۲۰۰۷). به منظور درک بهتر فرآیندهای هیدروشیمیایی غالب در آب‌خوان، شاخص اشباع‌شدگی (SI)^۳ و انحراف یونی (Δ)^۴ نمونه آب‌های منطقه مورد مطالعه محاسبه گردید. شاخص اشباع نمونه آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه برای کانی‌های مختلف از طریق کد کامپیوتری PHREEQC و رابطه زیر محاسبه گردید (پارخورست و آپلو، ۱۹۹۹).

$$SI = \log (IAP/Kt) \quad (2)$$

-
- 1- Ground Water Software for Windows
 - 2- World Health Organization
 - 3- Saturation Index
 - 4- Ionic Deviation

که در این رابطه SI: شاخص اشباع‌شدگی، IAP: فعالیت یونی و Kt: محصول حلالیت می‌باشد. شاخص اشباع‌شدگی برای کانی‌های مختلف به منظور ارزیابی میزان تعادل بین آب و کانی‌ها استفاده می‌شود که تغییر در حالت اشباع آب نسبت به کانی‌های مختلف، واکنش‌های ژئوشیمیایی کنترل‌کننده شیمی آب را مشخص می‌نماید.

محاسبه انحراف یونی (Δ) براساس مقایسه غلظت اندازه‌گیری شده هر کدام از یون‌های موجود در نمونه با مقادیر غلظت محاسبه شده برای هر کدام از این یون‌ها طبق رابطه زیر صورت می‌گیرد (فیدلیوس، ۲۰۰۳).

$$\Delta C_i = C_{i, \text{sample}} - C_{i, \text{mix}} \quad (3)$$

که در این رابطه ΔC_i : انحراف یون i ، $C_{i, \text{sample}}$: غلظت اندازه‌گیری شده یون i و $C_{i, \text{mix}}$: غلظت تئوریک اختلاط برای یون i می‌باشد که این پارامتر از طریق فاکتور تأثیر آب شور دریا (f_{sea}) قابل محاسبه بوده که فاکتور تأثیر براساس غلظت CI نمونه ($C_{\text{cl, sample}}$)، کلر آب شیرین ($C_{\text{cl, f}}$) و میزان کلر آب دریا ($C_{\text{cl, sea}}$) از طریق رابطه زیر محاسبه می‌گردد.

$$f_{\text{sea}} = (C_{\text{cl, sample}} - C_{\text{cl, f}}) / (C_{\text{cl, sea}} - C_{\text{cl, f}}) \quad (4)$$

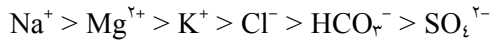
با توجه به معادله بالا می‌توان غلظت تئوریک اختلاط ($C_{i, \text{mix}}$) را برای هر یون از طریق رابطه زیر به‌دست آورد.

$$C_{i, \text{mix}} = f_{\text{sea}} \cdot C_{i, \text{sea}} + (1 - f_{\text{sea}}) \cdot C_{i, \text{f}} \quad (5)$$

نتایج و بحث

هیدروشیمی و تیپ آب‌های زیرزمینی: نتایج به‌دست آمده از آنالیز شیمیایی و مقادیر آماری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی نمونه آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه مربوط به شهریورماه ۸۵ در جدول ۱ آورده شده است. براساس نتایج به‌دست آمده، دامنه تغییرات زیاد و مقادیر بیش‌تر انحراف معیار در بیش‌تر پارامترها مشاهده می‌شود. مقادیر آماری پارامترها نشان می‌دهد که بیش‌ترین تغییرات در مقادیر هدایت الکتریکی بین ۷۶۲-۵ دی‌زیمنس بر سانتی‌متر و کم‌ترین تغییرات در مقادیر pH بین ۸/۱-۶/۷ وجود دارد. برای یون‌های اصلی موجود در آب بیش‌ترین تغییرات برای یون‌های Cl^- و Na^+ به‌ترتیب

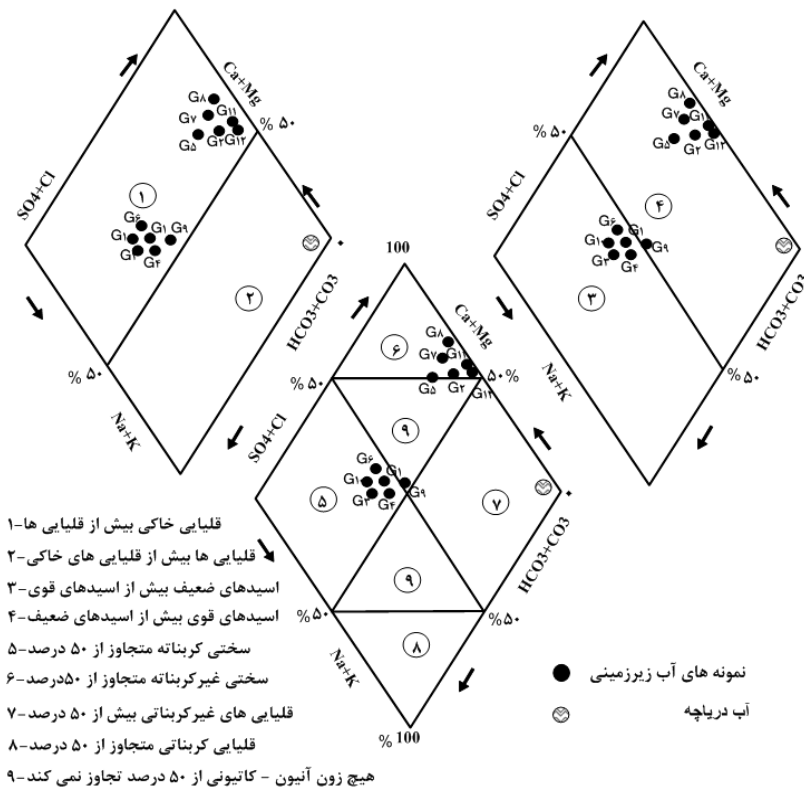
بین ۸۵۱-۳۲ و ۲۹۱۱-۵۳/۲۵ میلی گرم بر لیتر بوده که مربوط به تأثیر آب شور دریاچه است و کمترین تغییرات در غلظت یون‌ها مربوط به یون‌های K^+ و HCO_3^- با مقادیر ۱۱/۷-۰ و ۱۳۲-۴۳۳/۱ میلی گرم بر لیتر می‌باشد. براساس میزان غلظت یون‌ها، توالی آنیونی و کاتیونی به ترتیب زیر است:



بررسی تیپ آب‌های زیرزمینی منطقه نشان می‌دهد که سه گروه تیپ آب وجود دارد به طوری که آب‌های منطقه تغذیه به‌طور عمده کربناته کلسیک ($Ca-HCO_3$) و قسمت‌های میانی دشت که کم‌تر تحت تأثیر نفوذ آب شور قرار گرفته‌اند دارای تیپ کلرو کلسیک ($Ca-Cl$) می‌باشند که امکان دارد مناطقی که دارای این تیپ آب هستند نشان‌دهنده حاشیه زون آلودگی در اثر نفوذ آب شور باشند (ونگوش و همکاران، ۱۹۹۱؛ جین و همکاران، ۲۰۰۱). تیپ آب‌های زیرزمینی منطقه بدون گذر از حالت سولفات و بدون تبعیت از توالی آنیونی چیبوتارو تبدیل به کلروه شده و هرچه به نوار ساحلی نزدیک‌تر می‌شویم تیپ آب کلروه سدیک ($Na-Cl$) می‌گردد که این الگو نشان‌دهنده تغییر شیمیایی کیفیت آب در اثر واکنش تعویض یونی به‌علت نفوذ آب شور و اختلاط آب شور و شیرین می‌باشد. شکل ۳ موقعیت نمونه آب‌های منطقه مورد مطالعه را در دیاگرام پایپر نشان می‌دهد. براساس موقعیت نمونه آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه در روی این دیاگرام، در آب‌های نزدیک نوار ساحلی اسیدهای قوی بیش‌تر از اسیدهای ضعیف و قلیایی‌ها بیش‌تر از قلیایی‌های خاکی بوده ولی در آب‌های مناطق تغذیه اسیدهای ضعیف بیش‌تر از اسیدهای قوی و قلیایی خاکی بیش‌تر از قلیایی‌ها می‌باشد. براساس موقعیت نمونه‌ها، تقریباً ۵۰ درصد از نمونه آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه در ناحیه ۵ این دیاگرام قرار می‌گیرند که در این ناحیه سختی کربناته بیش از ۵۰ درصد بوده و تقریباً ۵۰ درصد بقیه نمونه آب‌ها در ناحیه ۶ این دیاگرام قرار می‌گیرند که در این ناحیه سختی غیرکربناته بیش از ۵۰ درصد می‌باشد.

بررسی کیفیت آب‌ها جهت مصارف شرب از طریق مقایسه پارامترها و غلظت یون‌ها با استانداردهای موجود نشان داد که غلظت بیش‌تر یون‌ها و پارامترهای مربوط به آب‌های زیرزمینی نزدیک ساحل از حداکثر مجاز تعیین شده تجاوز می‌نماید و فقط در نمونه‌های واقع در مناطق تغذیه و برخی از نمونه آب‌های مربوط به قسمت‌های میانی دشت غلظت یون‌ها کم‌تر از حداکثر مجاز است بنابراین آب‌های واقع در ساحل دریا و در نزدیکی‌های آن برای شرب نامناسب بوده و به‌طور عمده آب‌های واقع در منطقه تغذیه فقط برای شرب مناسب می‌باشند و در قسمت‌های میانی دشت کیفیت آب در حد قابل قبول می‌باشد. در جدول ۲ غلظت یون‌های نمونه آب‌های منطقه فالقچی با استاندارد ارایه شده مقایسه شده است.

بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی منطقه برای مصارف کشاورزی از طریق بررسی خطر شوری و قلیائیت، نسبت جذب سدیم (SAR)، درصد سدیم (%Na)، دیاگرام ویلکوکس، کربنات سدیم باقی‌مانده و شاخص نفوذپذیری نشان می‌دهد که در اثر نفوذ آب شور دریا آب‌های زیرزمینی شور شده (EC حداکثر ۷۶/۲ دی‌زیمنس بر سانتی‌متر) و غلظت برخی یون‌ها به‌خصوص یون Na^+ در آب‌های نزدیک ساحل بالا رفته که زیاد بودن مقادیر SAR (حداکثر ۷/۶۴) %Na (حداکثر ۷۶/۷ درصد) نمونه آب‌های ساحلی بیانگر این موضوع است. بالا بودن خطر شوری و قلیائیت، نسبت جذب سدیم، درصد سدیم در آب‌های نواحی ساحلی و نیز مناطق خروجی دشت باعث شده که این آب‌ها برای آبیاری غیرقابل مصرف بشوند.



شکل ۳- موقعیت نمونه آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه در روی دیاگرام پایپر.

1- Sodium Adsorption Ratio

2- Percentage of Sodium

جدول ۱- نتایج به دست آمده از آنالیز شیمیایی و مقادیر آماری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی نمونه آب‌های زیرزمینی آب‌خوان ساحلی (شهر بورماه ۸۵).

نمونه	pH	EC (دسی‌متر بر سانتی‌متر)	TDS (میلی‌گرم بر لیتر)	TH (میلی‌گرم بر لیتر)	SAR	%Na بر لیتر)	Cl ⁻ (میلی‌گرم بر لیتر)	SO ₄ ²⁻ (میلی‌گرم بر لیتر)	HCO ₃ ⁻ (میلی‌گرم بر لیتر)	Mg ²⁺ (میلی‌گرم بر لیتر)	Ca ²⁺ (میلی‌گرم بر لیتر)	K ⁺ (میلی‌گرم بر لیتر)	Na ⁺ (میلی‌گرم بر لیتر)
G ₁	۷/۳	۳/۷	۴۳	۰/۶	۱/۷	۳۱/۱	۱۸	۷۲	۳۳	۳۷/۴	۳/۰	۳/۹	۱۰۰/۱
G ₂	۷/۷	۳۷/۵	۲۲۹۹	۵/۱۱	۴/۷۲	۳۷/۲	۵/۰۱	۱/۵۰۱	۳۰۰	۱۳/۱	۳/۰	۱۱/۷	۳۴/۵
G ₃	۷	۷	۱۳۳	۳/۰	۳/۷	۳۵/۳	۵/۲۵	۳/۷	۲۸۰/۶	۹/۵	۸۰	۳/۹	۶۲/۷
G ₄	۷/۷	۱/۹	۳۸/۵	۰/۱	۱/۱/۸	۷/۷	۶۳/۳	۲/۲/۴	۱/۳۳/۳	۴/۳	۰	۰	۱۸۱/۷
G ₅	۷/۸	۱/۴/۱	۰/۲	۰/۵	۱/۱/۸	۷۸/۱	۶/۶۳	۷/۶/۸	۳۳	۴/۳	۴۴	۷/۷	۳/۱/۸
G ₆	۷	۶	۷۸	۰/۰/۱	۱/۱/۸	۲/۵/۷	۵/۳/۵	۶/۵	۵/۸۱/۱	۷/۶/۱	۲/۵	۰	۷/۶/۳
G ₇	۵/۸	۳/۳۴	۹/۸	۰/۵/۱	۲/۰/۳	۱۳/۹/۱	۲/۰/۳۱	۱/۱/۷	۳۳	۳/۷	۱/۵	۷/۱/۱	۵/۵/۱
G ₈	۷/۳	۲/۶	۳۲۹	۰/۳۳	۵/۲/۱	۸/۷/۱	۶/۳۸/۱	۰/۳	۲۲	۲۰/۲	۰/۱	۳/۱	۲۵/۲
G ₉	۳/۷	۵/۶	۱۱۳	۵/۸	۲/۱/۸	۵/۷	۵/۳/۵	۳/۰/۱	۷/۲۹/۲	۰/۰	۰/۰	۵/۳	۵/۰/۷
G ₁₀	۸	۵	۵/۲	۵/۱	۱	۸/۱	۵/۳/۵	۳/۷	۲/۱/۱	۳/۶/۱	۶/۳	۵/۳	۶/۷/۳
G ₁₁	۸/۶	۱/۷/۸	۸/۳۳	۰/۳۱	۵/۱/۸	۳۳	۱۱/۹	۳/۰/۱	۲/۷/۰/۱	۶/۵/۱	۳/۳	۵/۳	۸/۷
G ₁₂	۷/۶	۱/۷/۸	۸/۳۳	۰/۳۱	۳/۷/۸	۱۳	۱۵/۸	۸/۰	۶/۱/۱	۶/۵/۱	۳/۳	۵/۳	۱۵/۷
حداکثر	۷/۷	۱/۷/۸	۸/۳۳	۰/۳۱	۳/۷/۸	۱۳	۱۵/۸	۸/۰	۶/۱/۱	۶/۵/۱	۳/۳	۵/۳	۱۵/۷
حداقل	۸/۶	۵	۵/۲	۵/۱	۱	۸/۱	۵/۳/۵	۳/۷	۲/۱/۱	۳/۶/۱	۶/۳	۵/۳	۸/۷
میانگین	۵/۴/۵	۵/۹/۶۸	۶/۹/۱	۶/۶/۶	۳/۷/۳	۱/۵/۳	۷/۸/۷/۷	۷/۰/۶	۷/۶/۶/۱	۴/۳/۶	۵/۴/۲	۸/۷/۳	۸/۶/۲
انحراف استاندارد	۰/۴/۵	۲/۸/۶۲	۶/۰/۸	۳/۱/۶	۲/۵/۱	۷/۷/۵	۵/۰/۱	۶/۱/۵	۸/۶/۸	۳/۳/۱	۳/۳/۱	۳/۷/۳	۱/۳/۲
ضریب تغییرات	۰/۰/۶	۰/۹/۰	۵/۰/۰	۶/۰/۰	۸/۷/۰	۳۳/۰	۳۸/۱	۸/۵/۰	۳/۰	۶/۰/۱	۰/۹/۰	۸/۷/۰	۱/۴
آب دریا	۵/۵/۰	۳/۵/۵/۰	۲۹/۰	۲۹/۰	۶/۸	۸/۷/۷	۱۳۹/۵	۵/۴/۱	۶/۶	۱۰/۰	۰/۰	۷/۰	۱۰/۰/۱

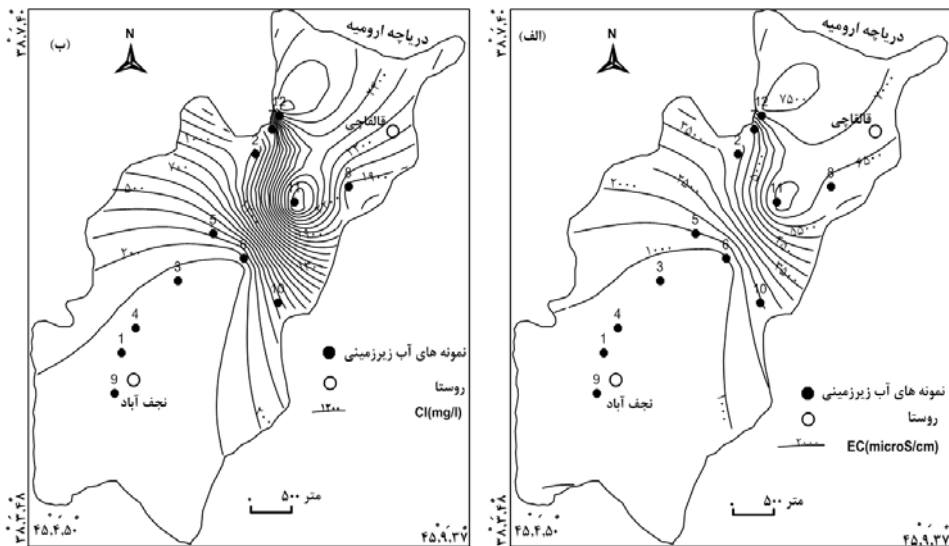
جدول ۲- مقایسه پارامترها و غلظت یون‌های نمونه آب‌های منطقه قالقاچی با استاندارد ارایه شده.

مقدار در نمونه آب‌های منطقه مورد مطالعه	استاندارد جهانی برای شرب WHO (۲۰۰۸)		پارامتر
	حداکثر مطلوب	حداکثر مجاز	
۶۷-۸/۱	۷-۸/۵	۹/۲	pH
۳۲۵-۴۴۸۳	۵۰۰	۱۵۰۰	TDS (میلی‌گرم بر لیتر)
۱۲۰-۲۴۰۰	۱۰۰	۵۰۰	TH (میلی‌گرم بر لیتر)
۳۲/۹-۸۵۱	-	۲۰۰	Na (میلی‌گرم بر لیتر)
۴۰-۶۱۰	۷۵	۲۰۰	Ca (میلی‌گرم بر لیتر)
۴/۸-۳۱۵/۶	۵۰	۱۵۰	Mg (میلی‌گرم بر لیتر)
۵۳/۲۵-۲۹۱۱	۲۰۰	۶۰۰	Cl (میلی‌گرم بر لیتر)
۳۸/۴-۲۴۰	۲۰۰	۴۰۰	SO _۴ (میلی‌گرم بر لیتر)

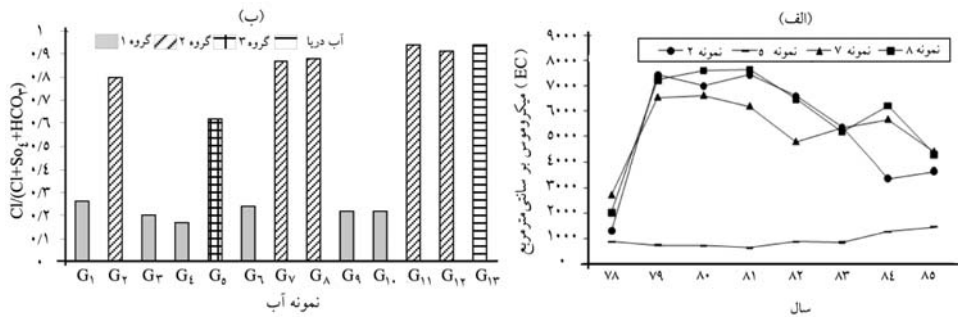
بررسی نفوذ آب شور دریا: بررسی میزان هدایت الکتریکی (EC) نمونه آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که مقدار آن بین ۷۶۲۰-۵۰۰ میکروموس بر سانتی‌متر تغییر می‌کند که بیش‌ترین این مقدار در آب‌های نزدیک نوار ساحلی مشاهده می‌شود (شکل ۴- الف). مقایسه تغییرات EC در یک دوره زمانی ۶ ساله (۷۹-۸۵) برای نمونه‌هایی که دارای سابقه آنالیز شیمیایی در این دوره زمانی بودند نشان می‌دهد که نفوذ آب شور دریاچه سبب شده مقادیر EC در آب‌های نزدیک ساحل چندین برابر شود که بیش‌ترین این افزایش مربوط به سال‌های ۷۹، ۸۰ و ۸۱ می‌باشد. افزایش بارندگی و کاهش برداشت از آب‌های منطقه بین سال‌های ۸۲ و ۸۳ باعث شده که میزان EC نمونه‌ها یک روند نزولی از خود نشان دهد که دوباره با کاهش بارندگی در منطقه از سال ۸۴ به بعد روند افزایشی در میزان EC نمونه آب‌های نزدیک نوار ساحلی مشاهده می‌شود (شکل ۵- الف). در این شکل نمونه شماره ۵ مربوط به منطقه تغذیه می‌باشد که به دلیل دوری از ساحل تحت تأثیر نفوذ آب شور به سفره قرار نگرفته است.

نتایج به دست آمده از آنالیز شیمیایی آب‌های زیرزمینی منطقه نشان می‌دهد که مقدار Cl⁻ در آب‌های منطقه بین ۲۹۱۱-۵۳ میلی‌گرم بر لیتر تغییر کرده به طوری که مقدار آن از منطقه تغذیه به طرف منطقه تخلیه و نزدیک به نوار ساحلی افزایش می‌یابد (شکل ۴- ب). مقایسه غلظت کلر نسبت به

مجموع آنیون‌های ($\text{Cl}/\text{Cl} + \text{SO}_4 + \text{HCO}_3$) آب شور دریاچه با مقادیر این نسبت در نمونه آب‌های منطقه نشان می‌دهد که سه گروه آب را می‌توان مشخص کرد. در گروه ۱ آب‌های مناطق تغذیه و میانی دشت قرار می‌گیرند که در این گروه نسبت کلر به مجموع آنیون‌های موجود در آب‌ها هم‌خوانی مناسبی با نسبت آب شور دریاچه ندارند که نشان از تأثیر نداشتن آب شور دریاچه بر روی این آب‌هاست. در نمونه آب‌های گروه ۲ (آب‌های نزدیک نوار ساحلی) بین نسبت کلر به مجموع آنیون‌های آب شور دریاچه با مقدار این نسبت در نمونه‌ها یک هم‌خوانی خوبی وجود دارد که نشان‌دهنده تأثیر آب شور دریاچه بر روی ترکیب این آب‌هاست. در گروه ۳ که فقط نمونه شماره ۵ در این گروه قرار می‌گیرد هم‌خوانی کمی بین آن‌ها مشاهده می‌شود که این امر نشان‌دهنده افزایش طبیعی غلظت آنیون‌های موجود در این نمونه با گذشت زمان می‌باشد (شکل ۵-ب).

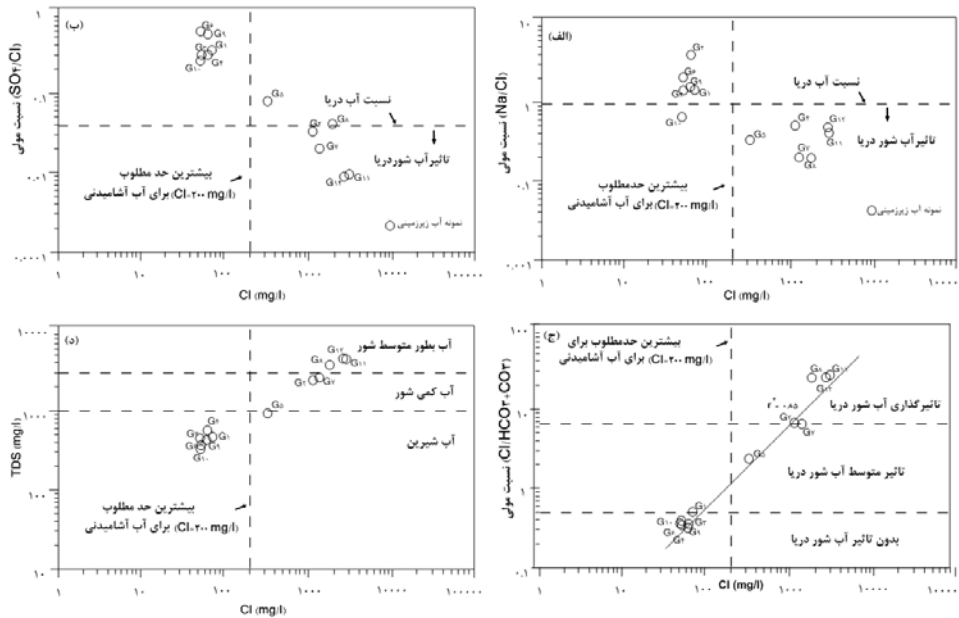


شکل ۴- تغییرات میزان هدایت الکتریکی (الف) و میزان کلر (ب) در آب‌های زیرزمینی آبخوان دشت فالقاجی در شهریورماه ۸۵.



شکل ۵- مقایسه مقادیر EC نسبت به زمان (الف) و نسبت کلر به مجموع آنیون‌ها (ب) در نمونه آب‌های زیرزمینی آبخوان قالفاچی.

همچنین در این مطالعه برای ارزیابی دقیق میزان نفوذ آب شور از نسبت‌های یونی Na/Cl ، SO_4/Cl ، $Cl/HCO_3 + CO_3$ و TDS استفاده شد که برای مقایسه و تعیین میزان تغییرات، نسبت مولی آن‌ها در مقابل تغییرات غلظت Cl مقایسه گردید (شکل ۶). مقدار نسبت مولی Na/Cl آب‌های منطقه بین ۰/۳۳-۴ تغییر کرده به طوری که در ۵۸/۳ درصد از آب‌های منطقه، مقدار مولی این نسبت کم‌تر از مقدار آب دریاچه ($< 0/95$) بوده که نشان‌دهنده آلودگی این آب‌ها در اثر نفوذ آب شور دریاچه می‌باشد (شکل ۶-الف). مقایسه نسبت مولی SO_4/Cl نشان می‌دهد مقادیر این نسبت برای آب‌های منطقه بین ۰/۱-۰/۶ متغیر بوده و مقدار آن برای آب شور دریاچه در حدود ۰/۳۲ می‌باشد که با توجه به این مقادیر ۴۱/۶ درصد از نمونه آب‌های منطقه پایین‌تر از نسبت آب شور دریاچه قرار می‌گیرند که نشان‌دهنده آلودگی این آب‌ها بر اثر نفوذ آب شور دریاچه می‌باشد (شکل ۶-ب). محاسبه‌های نسبت $Cl/HCO_3 + CO_3$ نشان داد که مقادیر این نسبت در آب‌های منطقه بین ۲۷/۱۶-۰/۳ تغییر می‌کند که در حدود ۴۱/۷ درصد از آب‌ها در منطقه بدون تأثیر آب شور، ۱۶/۶ درصد از آب‌ها در منطقه تأثیر کم تا متوسط آب شور و ۴۱/۷ درصد باقی‌مانده در منطقه تأثیر شدید آب شور قرار می‌گیرند (شکل ۶-ج). با توجه به شکل یاد شده، مقایسه نسبت $Cl/HCO_3 + CO_3$ نمونه آب‌ها در مقابل غلظت Cl^- آن‌ها نشان می‌دهد که یک رابطه کاملاً خطی بین این دو پارامتر وجود داشته و با افزایش میزان کلر موجود در آب‌های زیرزمینی منطقه، ترکیب این آب‌ها به ترکیب آب دریاچه نزدیک‌تر می‌شود. طبقه‌بندی کیفی آب‌های منطقه براساس میزان TDS آن‌ها نشان می‌دهد که در حدود ۵۸/۴ درصد از نمونه آب‌ها جزو آب‌های شیرین ($TDS < 1000$ میلی‌گرم بر لیتر) و ۱۶/۶ درصد از آب‌ها جزو آب‌های کمی شور ($TDS = 1000-3000$ میلی‌گرم بر لیتر) و ۲۵ درصد باقی‌مانده جزو آب‌های با شوری متوسط (> 3000 میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشند (شکل ۶-د).



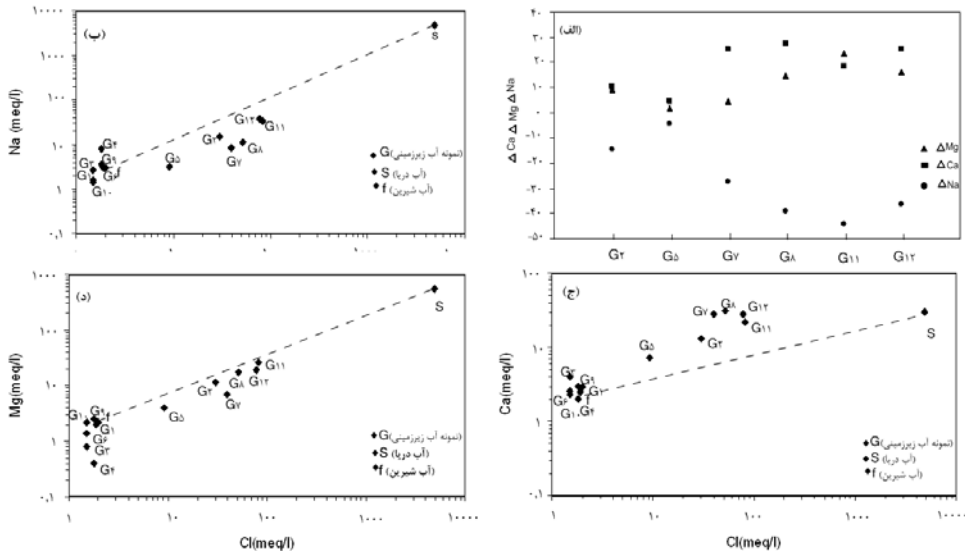
شکل ۶- مقایسه نسبت مولی SO_4/Cl ، Na/Cl ، TDS و $Cl/(HCO_3 + CO_3)$ در مقابل غلظت Cl .

نتایج به دست آمده از محاسبه شاخص اشباع‌شدگی آب‌های منطقه در اردیبهشت‌ماه و شهریورماه ۸۵ نشان می‌دهد که آب‌های مربوط به نواحی مختلف دشت قالچاچی به‌طور عمده نسبت به کانی‌های کربناته کلسیت، دولومیت و آراگونیت اشباع تا فوق اشباع ($SI > 1$) و برای کانی‌های سولفات‌انیدریت و ژیبس و گازهای دی‌اکسیدکربن و هیدروژن تحت اشباع ($SI < 1$) بوده و تغییری در اشباع‌شدگی برای کانی‌های کربناته و سولفات‌ها در فصول مختلف مشاهده نمی‌شود که نشان‌دهنده تأثیر محیط بر روی شیمی آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه می‌باشد. محاسبه میانگین شاخص اشباع‌شدگی برای کانی‌های کربناته و سولفات‌ها در گروه‌های مختلف آب‌ها نشان می‌دهد که مقدار میانگین شاخص اشباع‌شدگی برای کانی‌های کلسیت، دولومیت و ژیبس به ترتیب 0.74 ، 0.9 و -0.39 می‌باشد. شرایط اشباع مشخص می‌کند غلظت بالای یون‌های بی‌کربنات، کلسیم و منیزیم باعث شده که آب‌های این منطقه نسبت به کانی‌های کلسیت و دولومیت به حالت اشباع و فوق اشباع رسیده که انتظار رسوب برای کانی‌های کربناته (کلسیت و دولومیت) و انحلال برای کانی‌های سولفات‌ها (ژیبس و انیدریت) وجود دارد.

محاسبه انحراف یونی برای کاتیون‌های آب‌های زیرزمینی نزدیک نوار ساحلی منطقه مورد مطالعه نشان می‌دهد که نفوذ آب شور دریاچه ارومیه به سفره آب شیرین ساحلی قالچاچی باعث شکل‌گیری

فرآیند هیدروشیمیایی تعویض یونی معکوس شده است. در اثر این فرآیند کاتیون Na^+ توسط تبادل گر گرفته شده و کاتیون‌های Ca^{2+} و Mg^{2+} رها گردیده که در نهایت این فرآیند منجر به تغییر کیفیت آب از Na-Cl به Ca-Cl یا Mg-Cl شده است.

تغییر کیفیت آب در اثر فرآیند تعویض یونی می‌تواند از طریق محاسبه انحراف یونی ΔMg^{2+} ، ΔCa^{2+} و ΔNa^+ بررسی و تأیید گردد. محاسبه انحراف یونی ΔMg^{2+} ، ΔCa^{2+} و ΔNa^+ نشان می‌دهد که در نمونه آب‌های مربوط به نوار ساحلی منطقه مورد مطالعه مقادیر ΔNa^+ به‌طور عمده منفی و مقادیر ΔCa^{2+} و ΔMg^{2+} مثبت می‌باشد (شکل ۷-الف). دلیل منطقی برای بالا بودن مقادیر Mg^{2+} و Ca^{2+} تعویض یونی معکوس بوده که این فرآیند اختلاط آب شور دریاچه با آب شیرین آب‌خوان را در منطقه تأیید می‌نماید. و نیز رابطه بین غلظت Cl^- و Na^+ نمونه آب‌ها نشان می‌دهد که موقعیت این نمونه‌ها پایین‌تر از خط تثوریک اختلاط آب شور و شیرین بوده و ترکیب آب‌ها توسط فرآیند هیدروشیمیایی تعویض یونی معکوس بین Mg^{2+} ، Ca^{2+} و Na^+ کنترل می‌شود که این رفتار به‌وسیله غنی‌شدگی بیشتر نمونه‌ها از یون Ca^{2+} و تا حدودی یون Mg^{2+} در مقایسه با خط تثوریک اختلاط قابل مشاهده است (شکل ۷-ب، ج و د).



شکل ۷- مقادیر انحراف یونی ΔCa^{2+} ، Mg^{2+} و Na^+ نمونه‌های نزدیک نوار ساحلی منطقه مورد مطالعه (الف) و رابطه بین غلظت Mg^{2+} ، Ca^{2+} و Na^+ (میلی‌اکی‌والان بر لیتر) نسبت به Cl^- در تمامی نمونه آب‌ها (ب، ج و د).

نتیجه گیری

بررسی‌ها نشان می‌دهد به دلیل نفوذ آب شور در آب‌های نواحی ساحلی تغییرات کیفی مانند افزایش غلظت برخی یون‌ها (Na^+ و Cl^-) و قابل استفاده نبودن آن‌ها برای مصارف مختلف وجود دارد به طوری که تیپ آب‌های منطقه تغذیه به طور عمده کربناته کلسیک (Ca-HCO_3)، قسمت‌های میانی دشت کلروکلسیک (Ca-Cl) بوده و تیپ آب بدون گذر از حالت سولفات‌ها در نزدیکی‌های نوار ساحلی و بدون پیروی از توالی آنیونی چیبوتارو تبدیل به کلراید شده و هرچه به نوار ساحلی نزدیک‌تر می‌شویم تیپ آب کلروسدیک (Na-Cl) می‌گردد. تغییرات کیفی آب برای مصارف مختلف به گونه‌ای است که منابع آب زیرزمینی واقع در ساحل دریاچه و در نزدیکی‌های آن به دلیل تأثیر آب شور دریاچه و بالا آمدن آن بر اثر تخلیه آب شیرین برای مصارف شرب و کشاورزی نامناسب می‌باشند. بررسی تغییرات EC و Cl^- نشان داد که نفوذ آب شور دریاچه باعث افزایش مقادیر EC و Cl^- در آب‌های نزدیک ساحل شده است به طوری که بین نسبت کلر به مجموع آنیون‌های آب شور دریاچه با مقدار این نسبت در آب‌های زیرزمینی نزدیک نوار ساحلی یک هم‌خوانی خوبی وجود دارد که نشان‌دهنده تأثیر آب شور دریاچه بر روی ترکیب این آب‌ها است. پایین بودن مقدار نسبت مولی Na/Cl و SO_4/Cl آب‌های منطقه از نسبت آب دریاچه و طبقه‌بندی شدت آلودگی براساس نسبت $\text{Cl/HCO}_3 + \text{CO}_3$ نشان داد که در حدود $41/7$ درصد از آب‌ها بدون تأثیر نفوذ آب شور، $16/6$ درصد از آب‌ها با تأثیر کم تا متوسط و $41/7$ درصد از آب‌های منطقه تحت تأثیر شدید نفوذ آب شور قرار گرفته و با افزایش میزان کلر موجود در آب‌های زیرزمینی منطقه، ترکیب این آب‌ها به ترکیب آب دریاچه نزدیک‌تر می‌شود. محاسبه شاخص اشباع‌شدگی نشان داد که این آب‌ها نسبت به کانی‌های کربناته کلسیت، دولومیت و آراگونیت اشباع تا فوق اشباع و برای کانی‌های سولفات‌ها انیدریت و ژیپس تحت اشباع بوده که نشان‌دهنده تأثیر محیط بر روی شیمی آب‌های زیرزمینی منطقه مورد مطالعه می‌باشد. مقادیر انحراف یونی برای کاتیون‌های آب‌های زیرزمینی نزدیک نوار ساحلی منطقه مورد مطالعه و پایین بوده موقعیت این نمونه‌ها از خط تئوریک اختلاط آب شور و شیرین نشان می‌دهد که نفوذ آب شور دریا به سفره آب شیرین ساحلی باعث شکل‌گیری فرآیند هیدروشمیایی تعویض یونی معکوس شده که این فرآیند عاملی در جهت کنترل ترکیب شیمیایی آب‌های زیرزمینی منطقه شده است. براساس نتایج به دست آمده و با توجه به نفوذ آب شور دریاچه به آبخوان ساحلی منطقه مورد

مطالعه، وجود یک سیستم کامل کنترل، برای تغییرات مکانی و زمانی کیفی آب، بررسی نوسانات سطح آب زیرزمینی در نزدیکی نوار ساحلی و جلوگیری از برداشت بی‌رویه از آب‌های زیرزمینی مناطق حساس به نفوذ آب شور امری ضروری به نظر می‌رسد.

سیاسگزاری

از مدیریت و کارکنان محترم معاونت مطالعات پایه منابع آب، سازمان آب منطقه‌ای استان آذربایجان غربی به خاطر در اختیار گذاشتن امکانات و اطلاعات لازم سیاسگزاری می‌نمائیم.

منابع

1. Aghazadeh, N. and Mogadam, A.A. 2008. Hydrogeochemical evaluation of groundwater and its suitability for various uses in the Salmas aquifer, Northwest of Iran. Res. J. Univ. of Isfahan, Sci. 34: 5. 79-98. (In Persian)
2. Appelo C.A.J. and Postma D. 1999. Geochemistry groundwater and pollution. Balkema, Rotterdam.
3. Asghari Moghaddam, A. and Aghazadeh, N. 2006. Hydrogeological consideration of the Harzandat Plain aquifer of its mathematical model. Agricultural Science, Sci. J. Faculty of Agric. Univ. of Tabriz, 16: 1. 73-82. (In Persian)
4. Azarbaijan Regional Water Authority. 2006. Evaluation of groundwater in Ghalghache plain. Azarbaijan Regional Water Authority, Urmia, Iran. (In Persian)
5. Bigdelo, KH. 2005. Hydrogeological and hydrogeochemical consideration of the Ajabshir plain aquifer. M.Sc. Thesis, University of Tabrize, Iran, 143p. (In Persian)
6. Benkabbour, B., Toto, E.A. and Fakir, Y. 2004. Using DC resistivity method to characterize the geometry and the salinity of the Plioquaternary consolidated coastal aquifer of the Mamora plain, Morocco. Environmental Geology, 45: 518-526.
7. Capaccioni, B., Didero, M., Paletta, C. and Didero, L. 2005. Saline intrusion and refreshing in a multilayer coastal aquifer in the Catania Plain (Sicily, Southern Italy): dynamics of degradation processes according to the hydrochemical characteristics of groundwater. J. Hydro. 307: 1-16.
8. Coetsiers, M. and Walraevens, K. 2006. Chemical characterization of the Neogene Aquifer, Belgium. Hydro. J. 14: 1556-1568.
9. Dixon, W. and Chiwell, B. 1992. The use of hydrochemical sections to identify recharge areas and saline intrusions in alluvial aquifers, Southeast Queensland, Australia. J. Hydro. 135: 259-274.
10. Drever, J.I. 1997. The Geochemistry of natural waters. New Jersey: Prentice Hall, 436p.

- 11.El Moujabber, M., Bou Samra, B., Darwish, T. and Atallah, T. 2006. Comparison of different indicators for groundwater contamination by seawater intrusion on the Lebanese coast. *Water Resource Manage*, 20: 161-180.
- 12.Duriez, A., Marlin, C., Dotsika, E., Massault, M., Noret, A. and Morel, J.L. 2008. Geochemical evidence of seawater intrusion into a coastal geothermal field of central Greece: example of the Thermopylae system. *Environ. Geol.* 54: 551-564.
- 13.Fidelibus, M.D. 2003. Environmental tracing in coastal aquifers: old problems and new solutions, In: *Coastal Aquifers Intrusion Technology: Mediterranean Countries*, Publ. IGME, 2: 79-111.
- 14.Gimenez, E. and Morell, I. 1997. Hydrogeochemical analysis of salinization processes in the coastal aquifer of Oropesa (Castellon, Spain). *Environ. Geol.* 29: 118-131.
- 15.Jeen, S.K., Kim, J.M., Ko, K.S., Yum, B. and Chang, H.W. 2001. Hydrogeochemical characteristics of groundwater in a mid-western coastal aquifer system, Korea. *GeoScience, J.* 5: 339-348.
- 16.Jian, Z. 1999. Hydrochemical indexes of seawater intrusion and comprehensive judgment on intrusive degree. *Chinese Geographical Science*, 9: 2. 151-158.
- 17.Jones, B.F., Vengosh, A., Rosenthal, E. and Yechieli, Y. 1999. Geochemical investigation of groundwater quality. In: *Seawater intrusion in coastal aquifers concepts, methods and practices*. Kluwer, Netherlands, Pp: 51-71.
- 18.Kim, K., Rajmohan, N., Kim, H.J., Hwang, G.S. and Cho, M.J. 2004. Assessment of groundwater chemistry in a coastal region (Kunsan, Korea) having complex contaminant sources: a stoichiometric approach. *Environ. Geol.* 46: 763-774.
- 19.Khublaryan, M.G., Frolov, A.P. and Yushmanov, I.O. 2008. Seawater intrusion into coastal aquifers. *Hydrophysical Processes*, 35: 3. 288-301.
- 20.Khodabandalo, A. and Aminiefazl, A. 2005. Geology map of the Tasoj area. Geological survey of Iran. (In Persian)
- 21.Langmuir, D. 1997. *Aqueous environmental geochemistry*. Prentice Hall, Inc. 601p.
- 22.Lee, J.Y. and Song, S.H. 2007. Groundwater chemistry and ionic ratios in a western coastal aquifer of Buan, Korea: implication for seawater intrusion. *GeoScience, J.* 11: 3. 259-270.
- 23.Mercado, A. 1985. The use of hydrogeochemical patterns in carbonate sand and sandstone aquifers to identify intrusion and flushing of saline waters. *Ground Water*, 23: 635-645.
- 24.Mohamadi, A. 2001. Consideration origin of water salinity in the Shabestar plain aquifer. M.Sc. Thesis, University of Tabrize, Iran, 135p. (In Persian)

25. Morell, I., Gime'nez, E. and Esteller, M.V. 1996. Application of principal components analysis to the study of salinization on the Castellon Plain (Spain). *Sci. Total Environ.* 177: 161-171.
26. Murad, A.A. and Krishnamurthy, R.V. 2004, Factors controlling groundwater quality in Eastern United Arab Emirates: a chemical and isotopic approach. *J. Hydro.* 286: 227-235.
27. Nabavi, M.H. 1976. Preface geology of Iran. Geology Survey Iran. (In Persian)
28. Park, S.C., Yun, S.T., Chae, G.T., Yoo, I.S., Shin, K.S., Heo, C.H. and Lee, S.K. 2005. Regional hydrochemical study on salinization of coastal aquifers, western coastal area of South Korea. *J. Hydro.* 313: 182-194.
29. Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J. 1999. User's guide to PHREEQC (Ver. 2) A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. USGeol. Surv. Water Resources Invest. Rept. 99: 42-59.
30. Petalas, C.P. and Diamantis, I.B. 1999. Origin and distribution of saline groundwater in the upper Miocene aquifer system, coastal Rhodope area, northeastern Greece. *Hydro. J.* 7: 305-316.
31. Piper, A.M. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Trans Am Geophysic. Union*, 25: 914-923.
32. Pulido, P., Pulido-Bosch, A., Calvache, M.L., Vallejos, A. and Andreu, J.M. 2003. Strontium and SO₄/Cl and Mg/Ca, ratios as tracers for the evolution of sea water into coastal aquifers. The example of Castell de Ferro aquifer (SE Spain). *Comptes Rendus Geosciences*, 335: 14. 1039-1048.
33. Rajabzadeh, H. 2003. Hydrogeochemical consideration of the Azarshahr plain aquifer. M.Sc. Thesis, University of Tabrize, Iran, 131p. (In Persian)
34. Revelle, R. 1941. Criteria for recognition of sea water in groundwaters. *Trans Am Geophysic Union.* 22: 593-597.
35. Richter, B.C., Kreitler, C.W. and Bledsoe, B.E. 1993. Geochemical techniques for identifying sources of groundwater salinization. CRC, New York.
36. Samsudin, A.R., Haryono, A., Hamzah, U. and Rafek, A.G. 2008. Salinity mapping of coastal groundwater aquifers using hydrogeochemical and geophysical methods: a case study from north Kelantan, Malaysia. *Environmental Geology*, 55: 1737-1743.
37. Sanchez Martos, F., Pulido Bosch, A., Molina Sanchez, L. and Vallejos Izquierdo, A. 2002. Identification of the origin of salinization in groundwater using minor ions (Lower Andarax, Southeast Spain). *Sci. Total Environ.* 297: 43-58.
38. Sherif, M., El Mahmoudi, A., Garamoon, H., Kacimov, A., Akram, S., Ebraheem, A. and Shetty, A. 2006. Geoelectrical and hydrogeochemical studies for delineating seawater intrusion in the outlet of Wadi Ham, UAE. *Environmental Geology*, 49: 536-551.

39. Sukhija, B.S., Varma, V.N., Nagabhushanam, P. and Reddy, D.V. 1996. Differentiation of paleomarine and modern seawater intruded salinities in coastal groundwater (of Karaikal and Tanjavur, India) based on inorganic chemistry, organic biomarker fingerprints and radiocarbon dating. *J. Hydro.* 174: 173-201.
40. Tellam, J.H. 1995. Hydrochemistry of the saline groundwater of the lower Mersey Basin Permo-Triassic sandstone aquifer, UK, *J. Hydro.* 165: 45-84.
41. Terzic, J., Markovic, T. and Pekas, E. 2008. Influence of sea-water intrusion and agricultural production on the Blato Aquifer, Island of Korcula, Croatia. *Environ. Geol.* 54: 719-729.
42. Vengosh, A., Starinsky, A., Melloul, A., Fink, M. and Erlich, S. 1991. Salinization of the coastal aquifer water by Ca-chloride solutions at the interface zone, along the Coastal Plain of Israel. Hydrological Service, Jerusalem.
43. Vengosh, A., Gill, J., Davisson, M.L. and Hudson, G.B. 2002. A multiisotope (B, Sr, O, H, and C) and age dating (3H - 3He and 14C) study of groundwater from Salinas Valley, California: hydrochemistry, dynamics, and contamination processes. *Water Resource*, 38: 1. 9-17.
44. Wilcox, L.V. 1955. Classification and use of irrigation water. USDA, Circular 969. Washington, DC., USA.
45. WHO. 1996. Guidelines for drinking water quality, vol.1, recommendations, 2nd edn. World Health Organization, Geneva, 130p.



Gorgan University of Agricultural
Sciences and Natural Resources

J. of Water and Soil Conservation, Vol. 17(4), 2011

www.gau.ac.ir/journals

Evaluation of seawater intrusion of Urmia Lake into the Ghalghache coastal aquifer

***N. Aghazadeh¹, A. A. Mogaddam² and N. Samadi³**

¹Instructor, Dept. of Geology, Azad University, Urmia branch,

²Professor, Dept. of Geology, Tabriz University,

³B.Sc., West Azarbaijan Regional Water Authority

Received: 2010/03/09; Accepted: 2010/10/06

Abstract

The uncontrolled groundwater extraction, low precipitation and falling water table depth cause a modification of natural flow systems and induce seawater intrusion from the coast finally resulting in the groundwater quality deterioration. The principal aim of this study is to determine the extent of seawater intrusion in the aquifer, characterize the hydrochemistry of the Ghalghachi aquifer, and identifying the main processes that occur in the system. In order to achieve this aim, chemical parameters of the area during May and September 2006 were measured, such as electrical conductivity, pH, anions and cations concentrations. In this study, the seawater intrusion or salinization in a coastal aquifer was evaluated using groundwater chemistry data, ionic ratios and calculation of indices. A large proportion of the groundwater is classified as Na-Cl, Ca-HCO₃ and Ca-Cl types. The Na-Cl types represent effects of seawater intrusion. Major ionic compositions effectively indicated effects of the seawater intrusion and especially Cl and EC are the simplest indicators for the salinization process. The Cl concentrations and EC levels are highly positively associated. Lower ratios of Na/Cl and SO₄/Cl than the seawater ratios indicated the seawater encroachment. The analytical results obtained in the hydrochemistry study were interpreted using ion correlations with chloride, and calculations of the saturation indices (SI) and ionic deviations (Δ). The results of calculation of the saturation indexes (SI) and ionic deviations for cation of coastal groundwater showed that the saturation index for carbonate minerals is positive and for sulfate minerals is negative. The ΔNa^+ is usually negative and the ΔCa^{2+} and ΔMg^{2+} are positive and samples plot below the mixture line and seawater intrusion in the aquifer. The most remarkable process was found to be the inverse cation exchange.

Keywords: Ghalghachi aquifer, Hydrogeochemical, Ionic ratio, Seawater intrusion, Urmia Lake

* Corresponding Author; Email: nosrataghazadeh@yahoo.com