

## ایزوتوپی - هیدروشیمیایی چشمه کارستی ارناره و سد شیرین دره، خراسان شمالی

فاطمه باقری\*؛ دانشجوی دکترای هیدروژئولوژی دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، ایران

غلام حسین کرمی؛ دانشیار دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، ایران

رحیم باقری؛ استادیار دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود، ایران

رضا نجفزاده؛ مدیر دفتر مطالعات پایه منابع آب، شرکت آب منطقه‌ای خراسان شمالی، ایران

اعظم رونقی؛ کارشناس ارشد هیدروژئولوژی، شرکت آب منطقه‌ای خراسان شمالی، ایران

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۷/۰۹/۱۳

تاریخ دریافت: ۱۳۹۷/۰۶/۲۸

### چکیده

منابع آب سطحی و زیرزمینی، به خصوص چشمه کارستی ارناره و سد شیرین دره، منابع اصلی آب آشامیدنی و کشاورزی در استان خراسان شمالی در شمال شرق ایران است. هدف این مطالعه تعیین منشأ و بررسی خصوصیات هیدروشیمیایی و ایزوتوپی چشمه ارناره و سد شیرین دره و کیفیت آب جهت کشاورزی و شرب بود. نمونه‌های آب طی یک دوره (مهرماه ۱۳۹۷) از چشمه کارستی ارناره، رودخانه، و سد شیرین دره جمع‌آوری و مقادیر EC، TDS، یون‌های اصلی، و ایزوتوپ‌های  $\delta^{18}\text{O}$  و  $\delta^2\text{H}$  آن‌ها تعیین شد. همچنین، دو ایستگاه باران‌سنجی قلعه بربر و حصه‌گاه نیز جهت نمونه‌برداری ایزوتوپی از آب باران و ترسیم خط ایزوتوپی بارش انتخاب شدند. نتایج هیدروشیمیایی نشان داد تیپ آب کلیه نمونه‌ها Ca-Mg- $\text{HCO}_3$  و Ca-Mg- $\text{SO}_4$  است. میانگین هدایت الکتریکی نمونه‌ها حدود ۹۰۰ میکروموس بر سانتی‌متر بود که تغییرات مکانی و عمقی چندانی در محدوده مورد مطالعه ندارد. کیفیت آب رودخانه شیرین دره پس از اختلاط با چشمه بهتر شده و مقدار غلظت یون‌ها کاهش یافته است. رابطه به‌دست‌آمده برای خط بارش ایزوتوپی شیرین دره  $\delta^{18}\text{O} + 5.67$  ( $R = 0.96$ ) و  $\delta^2\text{H} = 7.14$  بوده که به دلیل تبخیر ثانویه و شیب و عرض از مبدأ آن نسبت به خط بارش جهانی کاهش پیدا کرده است. بررسی ایزوتوپی نشان می‌دهد منشأ آن‌ها بارش‌های جوی است و نمونه‌های مخزن، به دلیل تبخیر، غنی‌تر از رودخانه است و انحراف ناچیزی از خط بارش محلی دارد. کیفیت آب از نظر شرب و کشاورزی مناسب است. کلیدواژگان: خصوصیات ایزوتوپی، خط بارش ایزوتوپی، شاخص کیفی، شیرین دره، هیدروشیمی.

### مقدمه

رودخانه‌ها و مخازن سدها از منابع مهم تأمین آب آشامیدنی و کشاورزی‌اند و بررسی کیفیت این منابع جهت مدیریت بهتر آن‌ها ضروری است. امروزه رشد جمعیت، توسعه شهرها، و فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی باعث کاهش کیفیت آب

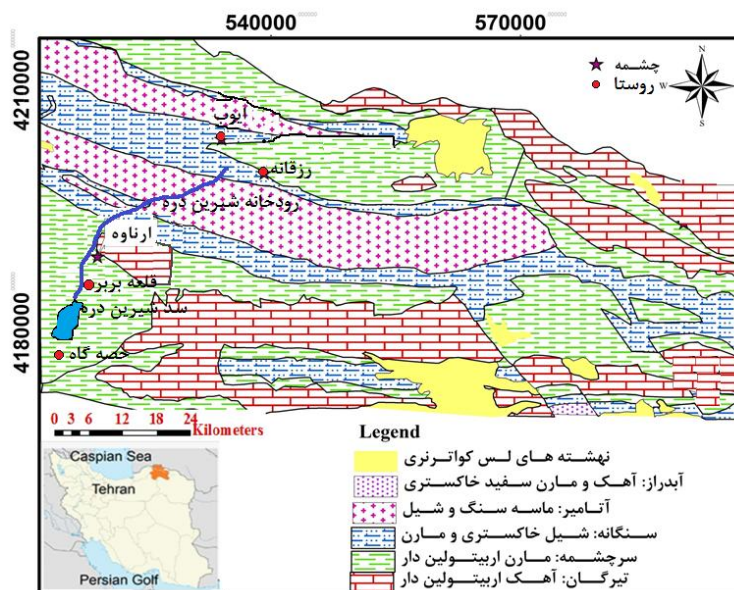
سطحی شده است (والاکیرا<sup>۱</sup> و اوکوت - اوکومو<sup>۲</sup>؛ مارتینز<sup>۳</sup> و همکاران<sup>۴</sup>؛ اووا<sup>۵</sup>؛ تسما<sup>۶</sup>؛ عصاره<sup>۷</sup> و همکاران<sup>۸</sup>؛ ۲۰۱۴). کیفیت آب در سدها به خصوصیات زمین‌شناسی حوضه آبرگیر، کمیت و کیفیت آب ورودی به مخازن سدها، مقدار بارش، میزان فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی، و ... بستگی دارد (سمرقندی<sup>۹</sup> و همکاران<sup>۱۰</sup>؛ ۲۰۱۳). همچنین، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آب ذخیره‌شده در مخازن سدها به دلیل تبخیر، ساکن بودن آب، انتقال مواد مغذی، و رسوب‌گذاری آن‌ها تغییر می‌کند و باعث تفاوت کیفیت آب خروجی نسبت به آب ورودی به سد می‌شود (کارنی<sup>۱۱</sup>؛ ۲۰۰۹؛ اعتماد شهیدی<sup>۱۲</sup> و همکاران<sup>۱۳</sup>؛ لو<sup>۱۴</sup> و همکاران<sup>۱۵</sup>؛ ۲۰۱۰). بنابراین، بررسی ترکیب شیمیایی و فاکتورهای مؤثر در تخریب کیفیت آن به منظور مدیریت بهتر منابع آب و تشخیص مناسب بودن آب برای مصارف کشاورزی و آشامیدنی حیاتی است (حمدی<sup>۱۶</sup> و همکاران<sup>۱۷</sup>؛ ۲۰۱۸). بیشترین تحقیقات انجام‌شده به ارزیابی کیفی آب دریاچه سدها با استفاده از شاخص‌های کیفی و تجزیه و تحلیل آماری پرداخته‌اند (شاملو<sup>۱۸</sup> و همکاران<sup>۱۹</sup>؛ پرهام<sup>۲۰</sup>؛ ۲۰۰۳؛ سانچز<sup>۲۱</sup> و همکاران<sup>۲۲</sup>؛ ۲۰۰۷؛ فخرول<sup>۲۳</sup> و همکاران<sup>۲۴</sup>؛ ۲۰۰۷؛ ناصری<sup>۲۵</sup> و همکاران<sup>۲۶</sup>؛ ۲۰۰۸؛ کارنی<sup>۲۷</sup>؛ ۲۰۰۹؛ سامانتری<sup>۲۸</sup> و همکاران<sup>۲۹</sup>؛ ۲۰۱۳؛ آکین<sup>۳۰</sup> و همکاران<sup>۳۱</sup>؛ شکوهی<sup>۳۲</sup> و همکاران<sup>۳۳</sup>؛ ۲۰۱۲؛ سمرقندی و همکاران<sup>۳۴</sup>؛ ۲۰۱۳؛ رضایی<sup>۳۵</sup> و همکاران<sup>۳۶</sup>؛ ۲۰۱۳؛ جاوید<sup>۳۷</sup> و همکاران<sup>۳۸</sup>؛ ۲۰۱۴؛ الیاکیمو<sup>۳۹</sup> و همکاران<sup>۴۰</sup>؛ ۲۰۱۸). عوامل متعددی در فراوانی و تغییرات غلظت یون‌ها در آب‌های سطحی و زیرزمینی مؤثرند که از آن‌ها می‌توان به عوامل لیتولوژی، فرایند هوازدگی، شرایط هیدروژئولوژیکی، اختلاط آب‌ها، شرایط جوی، و تبخیر اشاره کرد. با روش ایزوتوپی و هیدروشیمیایی می‌توان تعامل آب سطحی و زیرزمینی، فرایند رسوب‌گذاری در دریاچه، و همچنین فرایندهای ژئوشیمیایی مؤثر بر کیفیت آب را بررسی و ارزیابی کرد (کندال<sup>۴۱</sup> و کالدول<sup>۴۲</sup>؛ ۱۹۹۸). سد شیرین‌دره واقع در استان خراسان شمالی در سال ۱۳۸۴ جهت تأمین آب شرب شهر بجنورد و بخشی از آب کشاورزی در منطقه روستای شیرین‌دره احداث شد. یکی از رودخانه‌های اصلی تغذیه‌کننده این سد رودخانه دائمی شیرین‌دره است که از ارتفاعات آسیازو سرچشمه می‌گیرد و پس از پیوستن آب‌های زیرزمینی از طریق چشمه‌های مختلف، به خصوص چشمه اصلی و کارستی ارناوه، در نزدیکی روستای ارناوه، به مخزن سد شیرین‌دره می‌ریزد. البته طی

1. Walakira
2. Martinez
3. Owa
4. Tessema
5. Assar
6. Samarghandi
7. Carney
8. Etemad-Shahidi
9. Lu
10. Hamdi
11. Shamloo
12. Parham
13. Sánchez
14. Fechrul
15. Naseri
16. Samantray
17. Akin
18. Shokuhi
19. Rezaei
20. Javid
21. Eliakimu
22. Kendall

فصول بارانی سرشاخه‌های کوچک فصلی نیز به این رودخانه می‌پیوندند. در محدوده حوضه آبریز این رودخانه و چشمه کارستی ارناره سازندهای کارستی و همچنین لایه‌های مارنی سازند سرچشمه و سنگانه وجود دارد. این لایه‌های مارنی باعث کاهش کیفیت آب رودخانه و سد می‌شود. اما چشمه ارناره که از سازند تیرگان سرچشمه می‌گیرد تا حدودی باعث بهبود کیفیت آب می‌شود. تحقیقات اندکی بر مخزن سد صورت گرفته که بیشتر رسوبات مخزن را بررسی کرده است. صدی و همکارانش، در سال ۱۳۹۲ و ۱۳۹۳، با بررسی عناصر سنگین در نمونه رسوبات مخزن سد نشان دادند که منشأ اصلی محتوای کانی‌های رسی، منگنز، آلومینیوم، و آهن در این رسوبات انحلال سازندهای منطقه و انتقال آن به مخزن سد است. با توجه به اهمیت این سد جهت تأمین آب شرب و کشاورزی در این منطقه و همچنین تأثیر کیفیت آب بر سلامت انسان و رشد گیاهان مطالعات دقیق‌تر ضروری است (صدی<sup>۱</sup> و همکاران ۲۰۱۳). هدف از این مطالعه بررسی تغییرات مکانی کیفیت آب رودخانه و دریاچه سد شیرین‌دره و همچنین منشأ و ارتباط شیمیایی منابع آبی با یکدیگر، با استفاده از روش‌های مختلف هیدروژئوشیمی و ایزوتوپی، است. این نوع مطالعه برای اولین بار در این محدوده انجام شده است و علاوه بر آن خط بارش محلی ایزوتوپی بارش در محدوده سد شیرین‌دره نیز اندازه‌گیری و ترسیم شده است.

### محدوده مورد مطالعه

حوضه آبریز رودخانه شیرین‌دره یکی از زیرشاخه‌های حوضه اترک، به وسعت ۱۷۱۴ کیلومتر مربع، است که در استان خراسان شمالی و شمال شهر بجنورد، بین طول جغرافیایی  $6^{\circ} 57'$  تا  $57^{\circ} 57'$  و عرض  $38^{\circ} 37'$  تا  $37^{\circ} 59'$  قرار دارد. منطقه مورد مطالعه بخشی از حوضه آبریز شیرین‌دره در محدوده جغرافیایی  $6^{\circ} 57'$  تا  $57^{\circ} 12'$  طول شرقی و  $37^{\circ} 43'$  تا  $37^{\circ} 46'$  عرض شمالی است؛ شامل رودخانه شیرین‌دره، نزدیک روستای ارناره، و سد شیرین‌دره. سد خاکی شیرین‌دره در ۶۵ کیلومتری شمال غربی بجنورد روی رودخانه شیرین‌دره، از سرشاخه‌های اترک، با حجم مخزن  $65 \text{ Mm}^3$  و میانگین عمق ۴۰ متر، جهت تأمین آب شرب شهر بجنورد و توسعه فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی احداث شده است. حداکثر طول دریاچه ۲/۵ کیلومتر و عرض آن ۰/۶ کیلومتر است. آب رودخانه شیرین‌دره به دو صورت جریان زیرزمینی و سطحی تأمین می‌شود. جریان سطحی آن از ارتفاعات آسیازو در مرز ایران و ترکمنستان منشأ می‌گیرد و در فصل‌های پرباران رودخانه فصلی دیگری در نزدیکی روستای قتلش به آن می‌پیوندد و در نهایت وارد مخزن سد شیرین‌دره می‌شود. جریان پایه این رودخانه از چشمه‌های کنتاکی متعدد، به‌خصوص چشمه کارستی ارناره، که در دامنه کوه‌های باش‌تپه در نزدیکی روستای ارناره واقع‌اند، تأمین می‌شود. از نظر زمین‌شناسی، محدوده مورد مطالعه در زون ساختاری کپه‌داغ واقع است. سازندهای منطقه مورد مطالعه، از قدیم به جدید، شامل سازند آهکی تیرگان (کرتاسه پایینی) با میان‌لایه‌های شیل و فسیل اریتولین، سازند مارنی سرچشمه (کرتاسه پایینی) با میان‌لایه‌های نازک آهک، سازند شیلی سنگانه (کرتاسه پایینی)، سازند ماسه‌سنگی گلونیت‌دار و شیلی آتامیر (کرتاسه بالایی)، سازند شیلی با میان‌لایه آهکی آبدراز (کرتاسه بالایی)، و نهشته‌های دریایی کواترنری است (شکل ۱). چشمه کارستی ارناره از بین لایه‌های سرچشمه و تیرگان به رودخانه شیرین‌دره می‌پیوندد.



شکل ۱. نقشه زمین شناسی محدوده مورد مطالعه

## مواد و روش‌ها

جهت بررسی تغییرات مکانی هیدروشیمیایی و ایزوتوپی، تعداد ۳۱ نمونه از رودخانه و چشمه ارناوه و سد شیرین دره، در مهر ۱۳۹۶، جمع‌آوری شد. تعداد ۱۴ نمونه در طول مسیر رودخانه شیرین دره از بالادست چشمه ارناوه تا ورودی مخزن، تعداد ۱۵ نمونه از سطح مخزن در مکان‌های مختلف، و تعداد ۲ نمونه از عمق ۵ و ۱۰ متری برداشت شد. مسیر نمونه‌برداری از ۱ کیلومتری روستای ارناوه در بالادست چشمه‌های کنتاکتی ارناوه تا مخزن سد شیرین دره بود. موقعیت نقاط نمونه‌برداری در شکل ۲ می‌آید. پارامتر EC هم‌زمان با نمونه‌برداری و غلظت یون‌های اصلی و عمده (Na Ca)، با اسید سولفوریک استاندارد ۰/۰۵ نرمال و شناسگر متیل اورنژ در آزمایشگاه آب و زمین‌شناسی زیست‌محیطی دانشگاه صنعتی شاهرود اندازه‌گیری شد.

برای بررسی صحت نتایج داده‌های هیدروشیمیایی از رابطه ۱ استفاده شد.

$$\text{رابطه ۱} \quad \text{Error} = \frac{\sum \text{Cation} - \sum \text{Anion}}{\sum \text{Cation} + \sum \text{Anion}} \times 100$$

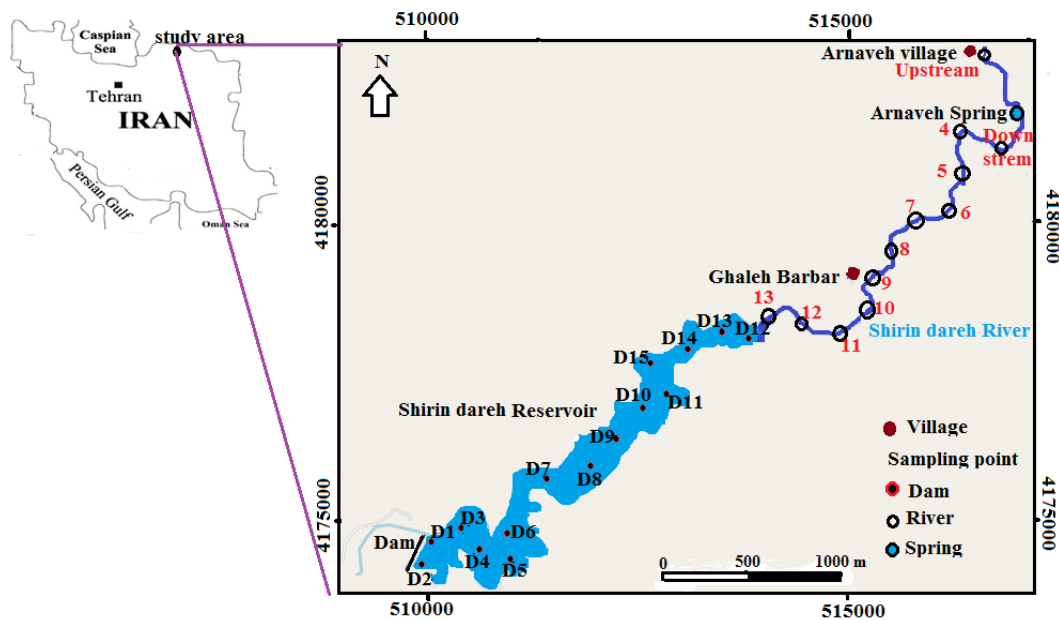
مقدار قابل قبول خطای واکنش برای داده‌های شیمیایی کمتر از ۵ درصد است (میزور ۲۰۰۴). در مطالعه هیدروشیمی نمونه‌های آب برداشت‌شده حداکثر خطای واکنش حدود ۵ درصد محاسبه شد. تعداد ۱۲ نمونه از منابع آبی مورد مطالعه جهت آزمایش‌های ایزوتوپی ( $^2\text{H}$ ،  $^{18}\text{O}$ ) جمع‌آوری و در آزمایشگاه ایزوتوپی دانشگاه اترخت در کشور هلند آنالیز شد. نتایج بر اساس پرمیل (‰) نسبت به استاندارد VSMOW محاسبه شد. مقادیر ایزوتوپی نمونه‌های بارش در دو ایستگاه

باران سنجی در محدوده مورد مطالعه نیز جهت تعیین خط بارش ایزوتوپی اندازه گیری شد. نمایه های اشباع (SI) برای یون های مختلف با استفاده از نرم افزار PHREEQC نیز محاسبه شد. در حالت تعادل نمایه اشباع برابر با صفر و چنانچه SI منفی باشد محلول تحت اشباع و در حالت فوق اشباع مقدار SI بزرگتر از صفر است (دویچ ۱۹۹۷). برای ارزیابی کیفیت آب آشامیدنی از شاخص کیفی WQI استفاده شد. این پارامتر بر اساس وزن دهی به پارامترهای فیزیکی و شیمیایی شامل هدایت الکتریکی و یون های اصلی آب (Ca, Mg, Na, K, Cl, NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>) و تأثیر آنها بر کیفیت آب با استفاده از رابطه های ۲ و ۳ برای هر یون محاسبه می شود.

$$W_i = \frac{w_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

رابطه ۲

در رابطه ۲،  $w_i$  نسبت وزنی هر پارامتر،  $W_i$  نسبت وزنی کل پارامترها، و  $n$  تعداد پارامترهاست.



شکل ۲. موقعیت نقاط نمونه برداری از مخزن سد و رودخانه شیرین دره

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100$$

رابطه ۳

در رابطه ۳،  $q_i$  میزان کیفی،  $C_i$  غلظت هر یون، و  $S_i$  میزان گزارش شده در استاندارد جهانی مربوط به آب شرب است. برای محاسبه WQI ابتدا زیرشاخص  $SI_i$  برای هر پارامتر محاسبه (رابطه ۴) و از مجموع  $SI_i$  ها مقدار عددی WQI برآورد شد (رابطه ۵).

$$SI_i = W_i \times q_i$$

رابطه ۴

$$WQI = \sum SI_i$$

رابطه ۵

برای تعیین کیفیت آب جهت مصارف کشاورزی پارامترهای درصد سدیم، نسبت جذب سدیم، بی کربنات سدیم باقی مانده، شاخص نفوذپذیری، و نسبت جذب منیزیم با استفاده از روابط ۶ تا ۱۰ محاسبه شد. درصد سدیم با استفاده از رابطه ۶ محاسبه می شود.

$$\text{Na\%} = \frac{(\text{Na}^+) \times 100}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+)} \quad \text{رابطه ۶}$$

نسبت جذب سدیم<sup>۱</sup> (SAR) با استفاده از رابطه ۷ محاسبه می شود (ریچارد ۱۹۵۴).

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})/2}} \quad \text{رابطه ۷}$$

مقدار بی کربنات سدیم باقی مانده<sup>۲</sup> (RSBC) با استفاده از رابطه ۸ محاسبه می شود (گوپتا و گوپتا ۱۹۷۸).

$$\text{RSBC} = \text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+} \quad \text{رابطه ۸}$$

شاخص نفوذپذیری<sup>۳</sup> (PI) با استفاده از رابطه ۹ تعیین می شود (دونین ۱۹۶۴).

$$\text{PI} = \frac{\text{Na}^+ + \sqrt{\text{HCO}_3^- \times 100}}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+} \quad \text{رابطه ۹}$$

نسبت جذب منیزیم<sup>۴</sup> (MAR) با استفاده از رابطه ۱۰ به دست می آید (راگنات ۱۹۸۷).

$$\text{MAR} = \frac{\text{Mg}^{2+} \times 100}{(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})} \quad \text{رابطه ۱۰}$$

## یافته‌ها

در این قسمت نمودارهای تغییرات مکانی هدایت الکتریکی، پایپر، شولر، نسبت‌های یونی مختلف و نمایه اشباع به منظور تعیین تیپ، منشأ، فرایندهای ژئوشیمیایی کنترل کننده هیدروشمی آب بررسی می شود. همچنین کیفیت منابع آبی مورد مطالعه جهت مصارف شرب و کشاورزی و سپس با استفاده از خط بارش محلی شیرین دره تغییرات مقادیر ایزوتوپی (<sup>18</sup>O، <sup>2</sup>H) آن‌ها مطالعه می شود.

## بررسی هیدروشمیایی و رخساره‌های غالب منابع آبی

نتایج آنالیز هیدروشمیایی، ایزوتوپی، و مقادیر پارامتر هدایت الکتریکی در نمونه‌های منابع آب منطقه مورد مطالعه در جدول ۱ می آید. هدایت الکتریکی یکی از فاکتورهای مهم تعیین خصوصیات هیدروشمیایی آب است. کمترین مقدار هدایت الکتریکی حدود ۸۳۰ میکروزیمنس بر سانتی متر در چشمه ارناره و بیشترین مقدار آن ۱۱۵۰ میکروزیمنس بر سانتی متر در بالادست چشمه ارناره است. به منظور بررسی تغییرات مکانی هدایت الکتریکی در رودخانه شیرین دره و

1. Sodium Adsorption Ratio
2. Residual Sodium Carbonate
3. Permeability Index
4. Magnesium Adsorption Ratio

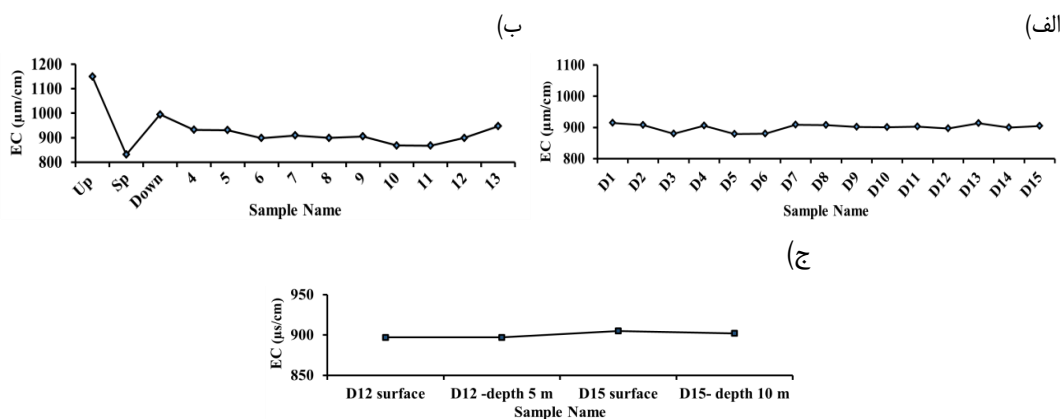
مخزن سد، دو پروفیل طولی از تغییرات هدایت الکتریکی (شکل ۳ الف و ب) ترسیم شد. پروفیل اول در مسیر جریان رودخانه شیرین دره از بالادست چشمه ارناوه به سمت پایین دست و قبل از ورود به مخزن سد ترسیم شد. هدایت الکتریکی نمونه‌ها در این پروفیل از ۸۶۰ تا ۱۱۵۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر متغیر است. مقدار هدایت الکتریکی آب رودخانه بعد از پیوستن چشمه ارناوه روند کاهشی را نشان می‌دهد که با توجه به اختلاط آب رودخانه با آب چشمه ارناوه با مقدار هدایت الکتریکی کمتر منطقی است. در ورودی مخزن سد دوباره مقدار هدایت الکتریکی بالاتر می‌رود که دلیل آن می‌تواند کاهش سرعت، افزایش ماندگاری آب، انحلال کانی‌ها، و روستای بالادست باشد. پروفیل دوم از سمت بدنه سد تا ورودی مخزن سد ترسیم شد. مقدار هدایت الکتریکی از ۸۷۹ تا ۹۱۵ میکروزیمنس بر سانتی‌متر متغیر است. در همه نقاط مخزن مقدار هدایت الکتریکی در حدود ۹۰۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر و تغییرات آن بسیار اندک است. همان‌طور که شکل ۳ ج پروفیل عمقی هدایت الکتریکی از دو نقطه D12 و D15 در اعماق ۵ و ۱۰ متری سطح مخزن نشان می‌دهد، میزان املاح محلول در سطح و عمق مخزن نیز یکسان است و تغییرات عمقی را نشان نمی‌دهد. به منظور تعیین ارتباط بین هدایت الکتریکی با یون‌های مختلف، نمودار غلظت یون‌های اصلی در برابر مقادیر هدایت الکتریکی ترسیم شد (شکل ۴). با توجه به نمودارهای ترسیم‌شده ملاحظه می‌شود همه نمونه‌های رودخانه و سد شیرین دره بین خط اختلاط دو نمونه بالادست رودخانه و چشمه کارستی ارناوه قرار گرفته که نشان می‌دهد کیفیت آب رودخانه شیرین دره، پس از اختلاط با چشمه، بهتر شده و مقدار غلظت یون‌ها کاهش یافته است. غلظت یون‌های اصلی نسبت به EC در نمونه‌های آب سد تغییراتی را نشان نمی‌دهند؛ درحالی‌که برخی از یون‌ها با مقدار EC در نمونه‌های گرفته‌شده در طول رودخانه رابطه مستقیم نشان می‌دهند، که بیانگر رخداد پدیده انحلال در حوضه آبریز چشمه و رودخانه است. میانگین غلظت Ca، Mg، Na، K به ترتیب ۲٫۷، ۲٫۳، ۳٫۵، ۰٫۸ میلی‌اکی‌والان بر لیتر و غلظت Cl، HCO<sub>3</sub>، SO<sub>4</sub>، NO<sub>3</sub> به ترتیب ۱، ۴٫۳، ۴٫۳، ۰٫۶ اندازه‌گیری شد. فراوانی نسبی غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های موجود در اکثر نمونه‌ها به صورت NO<sub>3</sub> < Cl < SO<sub>4</sub> < HCO<sub>3</sub> و Na < Ca < Mg < K است؛ طوری که تیپ غالب آب بی‌کربناته - سدیک - کلسیک است. نمودار پاییر جهت گروه‌بندی داده‌ها، تعیین تیپ و رخساره آب، بررسی فرایندهای انحلال یا رسوب‌گذاری، اختلاط و تبادل یونی کاربرد دارد (هانسلو ۱۹۹۵).

جدول ۱. نتایج آنالیز هیدروشیمیایی و ایزوتوپی چشمه ارناوه، رودخانه، و سد شیرین دره در مهرماه ۱۳۹۶ (غلظت‌ها

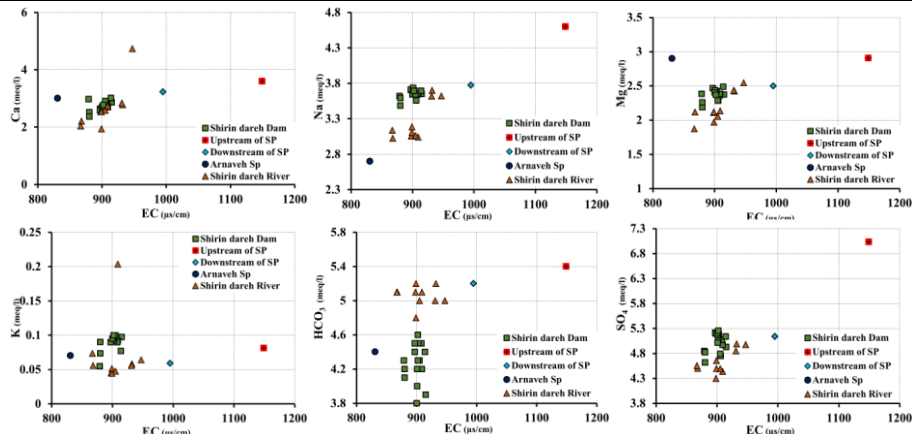
بر اساس meq/L هدایت الکتریکی  $\delta D$  و  $\delta^{18}O$  بر حسب ‰)

| Sample | EC  | Ca   | Mg   | Na   | K    | Cl   | SO <sub>4</sub> | HCO <sub>3</sub> | $\delta D$ | $\delta^{18}O$ |
|--------|-----|------|------|------|------|------|-----------------|------------------|------------|----------------|
| D1     | 915 | 2.87 | 2.37 | 3.65 | 0.10 | 1.02 | 4.52            | 3.9              | -52.09     | -9.56          |
| D2     | 908 | 2.80 | 2.36 | 3.64 | 0.09 | 1.05 | 4.66            | 4.5              | -          | -              |
| D3     | 880 | 2.52 | 2.19 | 3.49 | 0.07 | 0.98 | 4.21            | 4.1              | -          | -              |
| D4     | 906 | 2.88 | 2.29 | 3.56 | 0.09 | 0.97 | 4.13            | 4.5              | -          | -              |
| D5     | 879 | 2.98 | 2.38 | 3.62 | 0.05 | 0.95 | 4.23            | 4.3              | -52.87     | -7.35          |
| D6     | 880 | 2.37 | 2.26 | 3.59 | 0.09 | 1.01 | 4.20            | 4.2              | -          | -              |
| D7     | 909 | 2.70 | 2.39 | 3.65 | 0.09 | 1.03 | 4.35            | 4.2              | -          | -              |
| D8     | 908 | 2.71 | 2.39 | 3.65 | 0.09 | 1.06 | 4.45            | 4.5              | -          | -              |

|                  |      |      |      |      |      |      |      |     |        |        |
|------------------|------|------|------|------|------|------|------|-----|--------|--------|
| D9               | 902  | 2.64 | 2.40 | 3.68 | 0.09 | 1.08 | 4.45 | 4.6 | -      | -      |
| D10              | 901  | 2.68 | 2.42 | 3.65 | 0.09 | 1.06 | 4.39 | 4.2 | -      | -      |
| D11              | 903  | 2.69 | 2.43 | 3.70 | 0.09 | 1.10 | 4.56 | 4.5 | -      | -      |
| D12              | 897  | 2.64 | 2.47 | 3.71 | 0.09 | 1.12 | 4.59 | 4.4 | -51.87 | -7.40  |
| D12*             | 897  | 2.59 | 2.47 | 3.71 | 0.09 | 1.12 | 4.58 | 4.5 | -52.36 | -7.40  |
| D13              | 914  | 3.02 | 2.49 | 3.70 | 0.08 | 1.12 | 4.52 | 4.4 | -      | -      |
| D14              | 900  | 2.72 | 2.41 | 3.64 | 0.09 | 1.14 | 4.58 | 3.8 | -53.01 | -7.40  |
| D15              | 905  | 2.91 | 2.29 | 3.64 | 0.10 | 1.03 | 4.17 | 4.3 | -53.14 | -7.37  |
| D15*             | 902  | 2.78 | 2.37 | 3.70 | 0.10 | 1.11 | 4.63 | 4.3 | -      | -      |
| 4                | 932  | 2.79 | 2.43 | 3.70 | 0.06 | 0.96 | 4.37 | 5.2 | -      | -      |
| 5                | 931  | 2.84 | 2.44 | 3.62 | 0.06 | 0.95 | 4.23 | 5   | -      | -      |
| 6                | 898  | 2.54 | 2.11 | 3.06 | 0.05 | 0.83 | 3.68 | 5.1 | -      | -      |
| 7                | 909  | 2.74 | 2.14 | 3.04 | 0.20 | 0.87 | 3.82 | 5.1 | -67.91 | -10.49 |
| 8                | 899  | 2.54 | 2.12 | 3.11 | 0.05 | 0.89 | 3.87 | 5.2 |        |        |
| 9                | 905  | 2.59 | 2.06 | 3.06 | 0.05 | 0.89 | 3.87 | 5   | -67.89 | -10.47 |
| 10               | 868  | 2.21 | 2.12 | 3.03 | 0.06 | 0.89 | 3.88 | 5.1 | -      | -      |
| 11               | 867  | 2.04 | 1.87 | 3.14 | 0.07 | 0.89 | 3.93 | 5.1 | -      | -      |
| 12               | 899  | 1.94 | 1.97 | 3.19 | 0.04 | 0.94 | 4.03 | 4.8 | -      | -      |
| 13               | 947  | 4.74 | 2.55 | 3.62 | 0.06 | 1.07 | 4.35 | 5   | -65.71 | -10.26 |
| Upstream of SP   | 1149 | 3.60 | 2.91 | 4.60 | 0.08 | 1.29 | 6.41 | 5.4 | -66.67 | -10.03 |
| Arnaveh Sp.      | 831  | 3.20 | 2.80 | 3.20 | 0.06 | 1.20 | 3.00 | 4.4 | -64.56 | -9.79  |
| Downstream of SP | 995  | 3.23 | 2.50 | 3.77 | 0.06 | 0.99 | 4.52 | 5.2 | -65.88 | -10.45 |



جریان رودخانه از بالادست چشمه ارناوه تا ورودی مخزن، (ب) بدنه سد تا ورودی مخزن، (ج) در دو نقطه D12 و D15 در دو عمق ۵ و ۱۰ متری

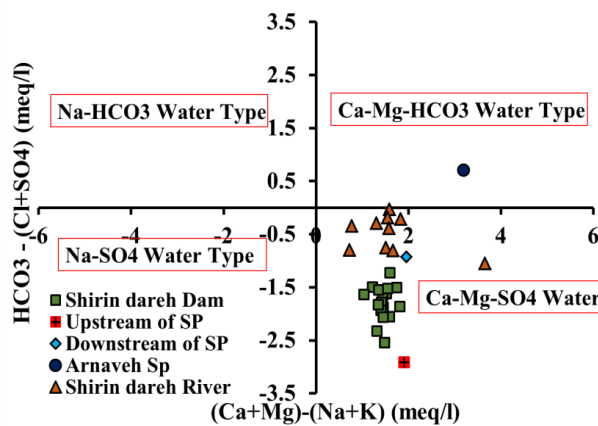


شکل ۴. تغییرات غلظت یون‌های اصلی نسبت به EC در منطقه مورد مطالعه

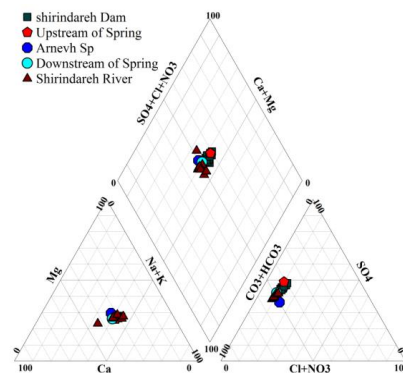
این نمودار برای داده‌های منطقه مورد مطالعه ترسیم شده است (شکل ۵). در همه نمونه‌ها میزان عناصر قلیایی خاکی (کلسیم و منیزیم) بیشتر از قلیایی است. میزان بی‌کربنات نمونه‌های رودخانه شیرین‌دره نسبت به نمونه‌های مخزن سد بیشتر است؛ درحالی‌که در مخزن سد شیرین‌دره میزان سولفات اندکی افزایش پیدا کرده است. نمونه‌ها تغییرات کاتیونی را نشان نمی‌دهند و کاتیون غالب ندارند. اما روند خطی در مثلث آنیون‌ها نشان می‌دهد تغییرات آنیون‌ها (سولفات و بی‌کربنات) نقشی اساسی در تغییر ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب دارد. همچنین این روند خطی نشان‌دهنده تأثیر انحلال ژپیس و کربنات‌ها در ترکیب شیمیایی نمونه‌ها و همچنین رخداد پدیده اختلاط آب چشمه ارناوه با آب رودخانه شیرین‌دره است. با توجه به نمودار چادها (شکل ۶)، تیپ آب چشمه ارناوه  $\text{Ca-Mg-HCO}_3$  است که به لحاظ هیدروژئوشیمیایی این رخساره با انحلال کانی‌های کربناته سازند تیرگان در ارتباط است. اما رودخانه شیرین‌دره و مخزن سد تیپ  $\text{Ca-Mg-SO}_4$  دارد که می‌توان میزان بالای سولفات این نمونه‌ها نسبت به چشمه ارناوه را ناشی از انحلال ژپیس و انیدریت در طول مسیر حرکت دانست (شکل ۶). همچنین، در این نمودار چشمه ارناوه در زون بی‌کربناته، نمونه بالادست چشمه در زون سولفاته، و بقیه نمونه‌ها بین این دو نمونه آب<sup>۱</sup> ترسیم شده‌اند.

تیپ کلروره در محدوده مورد مطالعه وجود ندارد و تیپ غالب آب کربناته است. سدیم موجود در نمونه‌های آب نیز ناشی از وجود تبادل کاتیونی لایه‌های خاک و همچنین لایه‌های شیلی سرچشمه و سنگانه و انحلال سیلیکات‌هاست. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت ترکیب شیمیایی نمونه‌های آب رودخانه و مخزن سد شیرین‌دره در اثر اختلاط آب رودخانه شیرین‌دره، که از ارتفاعات آسیازو و ایوب سرچشمه می‌گیرد، با آب شیرین بی‌کربناته چشمه ارناوه به وجود آمده‌اند و چشمه ارناوه نقشی بسزا در بهبود کیفیت آب رودخانه شیرین‌دره داشته است. تیپ آب در طول مسیر حرکت عموماً در مناطق تغذیه از نوع بی‌کربناته است و در جهت حرکت آب و انحلال کانی‌های موجود در مسیر خود و تبادلات یونی با سنگ‌های بستر می‌تواند به سولفاته تبدیل شود. نمودار شولر برای بررسی روند تغییرات یون‌های اصلی و تعیین منشأ آن‌ها برای نمونه‌های آب رودخانه و سد شیرین‌دره در شکل ۷ می‌آید. بی‌کربنات و سولفات آنیون غالب و کلسیم و

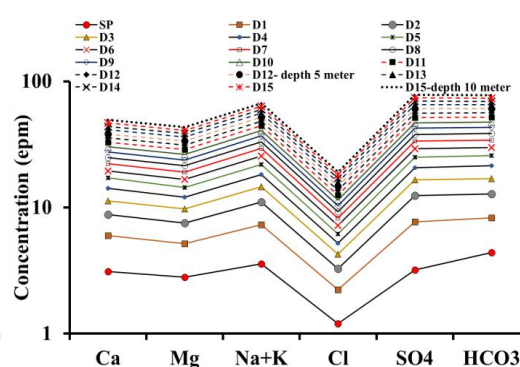
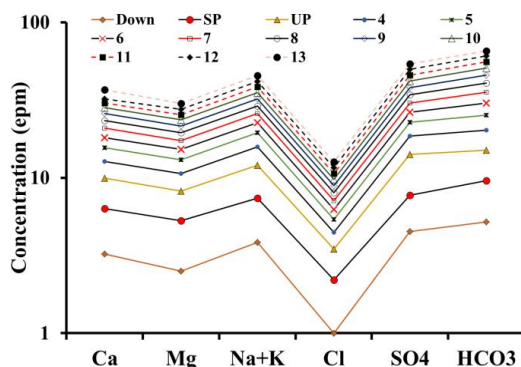
منیزیم و سدیم کاتیون‌های غالب این گروه‌ها هستند. همه نمونه‌ها روندی تقریباً مشابه دارند که نشان‌دهنده منشأ یکسان همه نمونه‌های آب منطقه مورد مطالعه است.



شکل ۶. نمودار چادها نمونه‌های آب رودخانه و سد شیرین‌دره



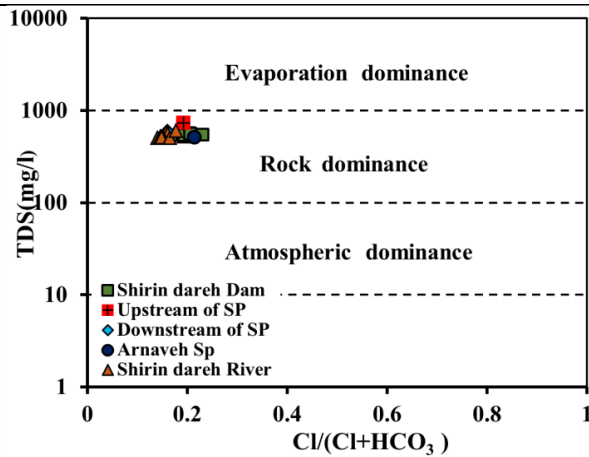
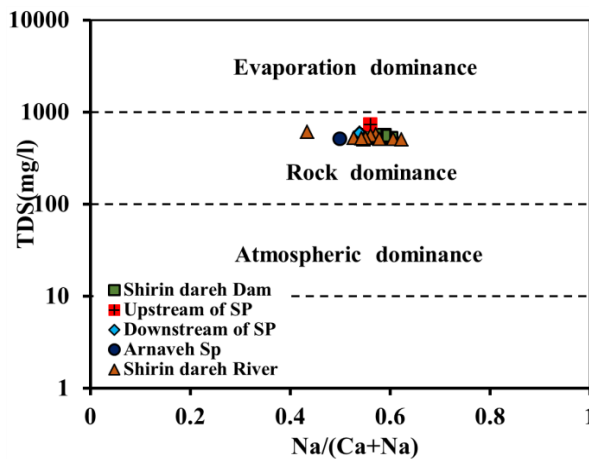
شکل ۵. نمودار پایپر مربوط به نمونه‌های آب رودخانه و سد شیرین‌دره



شکل ۷. نمودار شولر نمونه‌های آب سد شیرین‌دره (سمت راست)، رودخانه (سمت چپ)، و چشمه ارنوه

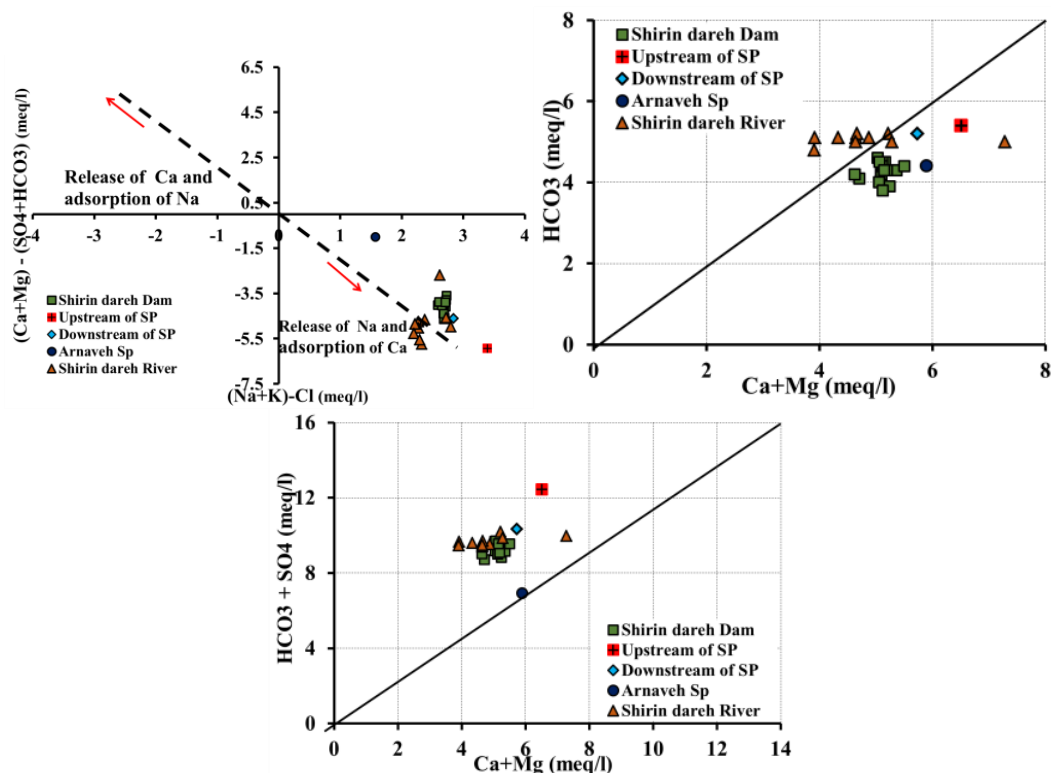
### تعیین منشأ و تکامل هیدروشیمیایی منابع آب مورد مطالعه

نمودار گیس فرایندهای مهم طبیعی کنترل‌کننده شیمی یون‌های اصلی شامل هوازدگی سنگ‌ها، بارش‌های جوئی، و فرایند تبخیر را تفکیک می‌کند. نمودار گیس به صورت TDS در مقابل نسبت  $Na/(Na+Ca)$  برای کاتیون‌ها و برای آنیون‌ها  $Cl/(Cl+HCO_3)$  ترسیم شده است. موقعیت نمونه‌های آب مورد مطالعه روی این نمودار نشان می‌دهد عامل اصلی کنترل‌کننده شیمی آن‌ها هوازدگی سنگ‌ها و انحلال (برهم‌کنش آب با سنگ) است (شکل ۸).

شکل ۸ الف. نمودار TDS در مقابل نسبت  $Cl/(Cl+HCO_3)$ شکل ۸ ب. نمودار TDS در مقابل نسبت  $Na/(Na+Ca)$ 

با توجه به رابطه بین تغییرات غلظت بی کربنات و مجموع کلسیم - منیزیم، داده‌های منطقه مورد مطالعه تقریباً در نزدیکی خط انحلال قرار گرفته‌اند (شکل ۹) که نشان می‌دهد عامل اصلی کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی نمونه‌ها با توجه به زمین‌شناسی منطقه انحلال سنگ کربناتی سازند تیرگان است. در نمونه‌های مخزن سد و چشمه ارناوه، غلظت کلسیم و منیزیم بیشتر از بی کربنات می‌باشد و در زیر خط انحلال پلات شده‌اند. اما نمونه‌های رودخانه شیرین‌دره اندکی بالاتر از خط ۱:۱ قرار گرفته‌اند که نشان‌دهنده وجود منشأ دیگری علاوه بر انحلال کربنات‌ها برای این دو یون است. در چشمه ارناوه انحلال ژپس می‌تواند عامل افزایش مقدار کلسیم و منیزیم در مقابل بی کربنات باشد. با توجه به وجود کانی‌های رسی در حوضه آبگیر رودخانه، کاهش مقدار منیزیم و کلسیم احتمالاً می‌تواند به دلیل رخداد پدیده‌ای همچون تبادل یونی باشد. شکل ۹ نسبت  $Ca+Mg$  در مقابل  $SO_4+HCO_3$  نمونه آب‌های برداشت‌شده را نشان می‌دهد. خط یک به یک نشان‌دهنده انحلال کربنات‌ها و ژپس است. همه نمونه‌ها بالاتر از خط انحلال پلات شده‌اند و انحراف از خط انحلال چشمه ارناوه کمتر است. در این نمونه‌ها، غلظت بی کربنات و سولفات بیشتر از حد رخداد فرایند انحلال به‌تنهایی

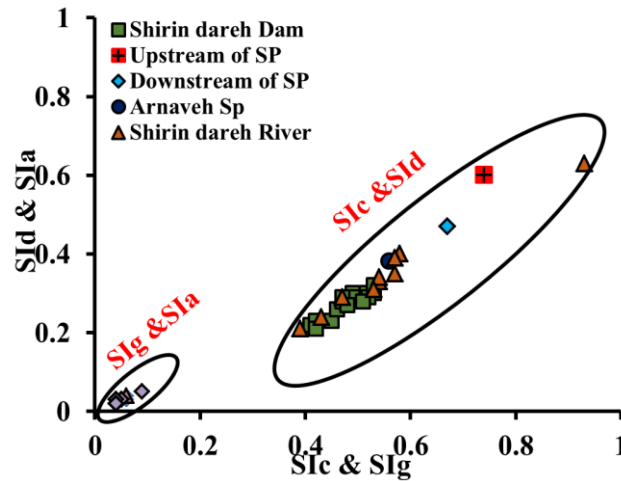
است و فرایند دیگری نیز باعث کاهش غلظت کلسیم و منیزیم شده است. یکی از فرایندهای محتمل رخداد پدیده تبادل یونی مستقیم است. با توجه به وجود لایه‌های رسی و ماری در حوضه آبرگیر شیرین‌دره و در طول مسیر حرکت آب رودخانه به سمت سد شیرین‌دره احتمال رخداد این فرایند زیاد است؛ طوری که یون سدیم از رس به داخل محیط محلول آزاد شده و کلسیم و منیزیم از محیط محلول خارج و جذب رس شده‌اند. شکل ۹ ارتباط بین  $(Na+K)-Cl$  و  $(Ca+Mg)$  ( $HCO_3+SO_4$ ) را نشان می‌دهد که تبادل کاتیونی باعث جذب کلسیم روی ذرات رس و آزاد شدن یون سدیم به درون آب می‌شود. کاهش غلظت کلسیم و منیزیم و افزایش سدیم در نمونه‌های آب منطقه مورد مطالعه نمایانگر فرایند تبادل یونی مستقیم است. محاسبه شاخص اشباع‌شدگی کانی‌های مختلف به منظور توصیف تکامل شیمیایی آب‌های زیرزمینی صورت می‌گیرد. شاخص اشباع‌شدگی در واقع بیانگر میزان واکنش آب با سازندها و آبرفت‌های مسیر حرکت آب زیرزمینی است که در نتیجه این واکنش‌ها آب با کانی‌های سنگ میزبان به تعادل می‌رسد.



شکل ۹. نمودار  $HCO_3$  در برابر  $(Ca+Mg)$ ،  $(Ca+Mg)$  در برابر  $(SO_4+HCO_3)$  و  $(Na+K)-Cl$  در مقابل  $(Ca+Mg)$  ( $HCO_3+SO_4$ )

این کانی‌ها در واقع همان میزان املاح موجود در آب و تعیین‌کننده تیپ و رخساره آب‌اند. شاخص اشباع نسبت به کانی‌های مختلف برای نمونه‌های منطقه مورد مطالعه محاسبه و در شکل ۱۰ ترسیم شده است. نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های کلسیت (SIc) و دولومیت (SIId) حالت فوق اشباع و نسبت به ژیپس (SIg) و انیدریت (SIa) تقریباً حالت اشباع دارد. بنابراین، کانی‌های کلسیت و دولومیت و تا حدودی ژیپس می‌توانند کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب باشند.

چون آب نسبت به این کانی‌ها در حالت تعادل یا نزدیک به تعادل است. شاخص اشباع‌شدگی هالیت در همه نمونه‌ها بسیار منفی است که دلیل آن انحلال‌پذیری بالای این کانی در محلول‌های با قدرت یونی متوسط است که باعث می‌شود همه نمونه‌های آب نسبت به هالیت حالت تحت اشباع داشته باشند. این وضعیت نشان‌دهنده حضور هالیت در سیستم آب زیرزمینی است. ولی، به دلیل انحلال‌پذیری بالا، سیستم نسبت به هالیت هنوز به حالت اشباع نرسیده است.



شکل ۱۰. نمودار SIc & SIa در مقابل SIg & SIa

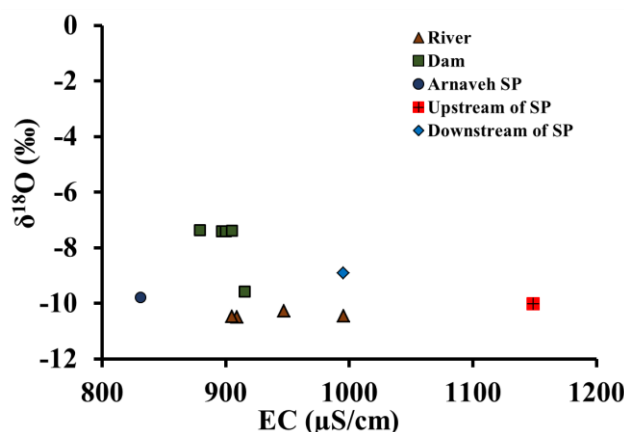
### خصوصیات ایزوتوپی ( $\delta^{18}\text{O}$ ، $\delta^2\text{H}$ ) منابع آب مورد مطالعه

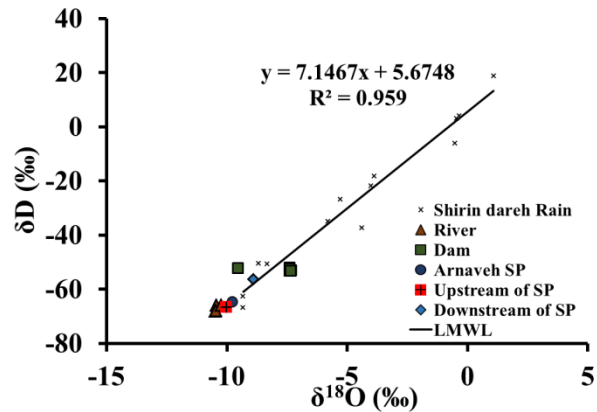
نتایج آنالیز داده‌های ایزوتوپی ( $^2\text{H}$ ،  $^{18}\text{O}$ ) در ۱۳ نمونه در مهرماه ۱۳۹۶ اندازه‌گیری شد که در جدول ۱ آمده است. روش ایزوتوپی جهت مطالعه منشأ و بررسی تکامل ژئوشیمیایی و تعیین فرایندهای ثانویه مختلف در تغییر ترکیب ایزوتوپی و کیفی منابع آب به کار می‌رود. برای مطالعه ایزوتوپی باید داده‌های ایزوتوپی منابع آب با مقادیر ایزوتوپی بارش در آن منطقه مقایسه و تفسیر شود. با توجه به اینکه منشأ همه آب‌های سطحی و زیرزمینی نزولات جوی است، ابتدا باید خط بارش ایزوتوپی محلی را اندازه‌گیری و ترسیم کرد. کریگ (کریگ ۱۹۶۱) برای اولین بار ارتباط بین  $^{18}\text{O}$  و  $^2\text{H}$  در آب‌های شیرین در مقیاس جهانی را منتشر کرد که به عنوان خط بارش جهانی (GMWL) شناخته شده است ( $+10 = \delta^{18}\text{O} \text{ vs } \delta^2\text{H}$ ). برای رسم خط ایزوتوپی بارش در منطقه شیرین‌دره (LMWL)، داده‌های بارش به صورت ماهیانه از ایستگاه باران‌سنجی روستای قلعه بربر در شمال و حصه‌گاه در جنوب دریاچه جمع‌آوری و مقادیر ایزوتوپی آن‌ها اندازه‌گیری شد. بعد از هر واقعه بارش، نمونه باران جمع‌آوری و در بطری‌های پلی اتیلن با یک لایه پارافین، بدون حباب و دور از نور، در یخچال نگهداری شد. در پایان هر ماه نمونه‌های جمع‌آوری شده بر اساس مقدار بارش با هم مخلوط شد. پس از هر واقعه از برف نیز نمونه گرفته شد. شکل ۱۱ پراکندگی نمونه‌های آب باران از نظر مقدار  $\delta^{18}\text{O}$  و  $\delta^2\text{H}$ ، خط آب باران، و نمونه آب‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد. رابطه به‌دست‌آمده برای خط ایزوتوپی بارش منطقه شیرین‌دره

به صورت رابطه ۱۱ است که شیب و عرض از مبدأ آن نسبت به خط بارش جهانی کاهش یافته و دلیل آن می‌تواند رخداد تبخیر ثانویه در شرایط رطوبت کم در زمان بارش باشد.

$$\delta^2\text{H} = 7.14 \delta^{18}\text{O} + 5.67 \quad \text{رابطه ۱۱}$$

نمونه آبی که ترکیب ایزوتوپی آن روی خط جوئی قرار می‌گیرد منشأ جوئی دارد و فرایندهای ثانویه دیگر روی آن تأثیر نداشته است. فرایندهایی همچون اختلاط و تبخیر می‌توانند مقادیر ایزوتوپی را تغییر دهند و انحراف از خط آب جوئی اتفاق بیفتند. فرایند تبخیر ارتباط نزدیکی با انحراف از رابطه  $\delta^2\text{H}-\delta^{18}\text{O}$  منطقه‌ای دارد و این تأثیر در اقلیم‌های خشک نمایان‌تر است. مقدار  $\delta^{18}\text{O}$  و  $\delta^2\text{H}$  در مخزن سد به ترتیب بین  $7/4\%$  تا  $5/2\%$  و در رودخانه شیرین‌دره بین  $10/5\%$  تا  $6/8\%$  متغیرند. مقدار ایزوتوپ‌های پایدار در مکان‌های مختلف مخزن سد تقریباً یکسان اند و نسبت به رودخانه به دلیل فرایند تبخیر از مخزن سد غنی‌تر شده‌اند. موقعیت چشمه ارناوه، رودخانه، و سد شیرین‌دره روی دیاگرام  $\delta^{18}\text{O}$  نسبت به  $\delta^2\text{H}$  نشان می‌دهد این آب‌ها منشأ جوئی دارند و از ارتفاعات بالادست با ارتفاعی حتی بیشتر از ایستگاه‌های باران‌سنجی تغذیه می‌شوند (شکل ۱۱). انحراف ناچیز نمونه‌های آب از خط بارش محلی نشان‌دهنده تبخیر اندک آن‌هاست. اما نمونه‌های مخزن سد نسبت به رودخانه غنی‌شدگی نشان می‌دهند و از خط جوئی شیرین‌دره نیز اندکی انحراف پیدا کرده‌اند؛ که به دلیل رخداد پدیده تبخیر در سطح دریاچه و همچنین اثر بارش مستقیم با ارتفاع کمتر روی سطح دریاچه است. با کمتر شدن ارتفاع منطقه بارش، مقدار ایزوتوپی غنی‌تر می‌شود. با توجه به ثابت بودن ترکیب ایزوتوپی دو نمونه D12 که از سطح و عمق ۵ متری گرفته شده است می‌توان نتیجه گرفت که تأثیر تبخیر در سطح و عمق مخزن سد یکسان است. شکل ۱۱ نمودار EC در مقابل  $\delta^{18}\text{O}$  را نشان می‌دهد. اگر پدیده تبخیر عامل افزایش مقدار EC در مسیر جریان رودخانه باشد، باید مقدار ایزوتوپی نیز با افزایش EC زیاد شود. با توجه به شکل، با افزایش شوری، مقدار ایزوتوپی تغییر نکرده است که نشان‌دهنده اثر عامل انحلال تبخیری‌ها در افزایش مقدار شوری است. داده‌های سطح دریاچه مقدار ایزوتوپی بیشتری را نشان می‌دهند که به علت پدیده تبخیر در این محدوده است. چشمه کارستی ارناوه دارای  $\delta^{18}\text{O}$  مشابه آب رودخانه و میزان EC پایین‌تری است. بنابراین، روند خطی بین نمونه چشمه ارناوه با بالادست و پایین‌دست آن نشان می‌دهد تغییرات EC آن‌ها به دلیل فرایند انحلال است.

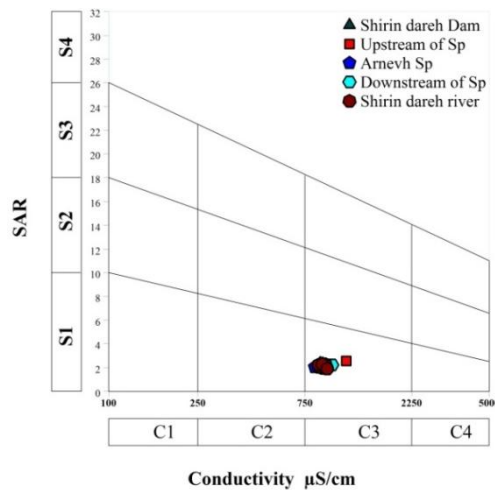




شکل ۱۱. نمودار  $\delta^{18}\text{O}$  در مقابل  $\delta^2\text{H}$  و نمودار  $\delta^{18}\text{O}$  در مقابل EC

### کیفیت نمونه‌های آب از نظر مصرف کشاورزی

مناسب بودن آب برای مصارف کشاورزی به اثر کانی‌های موجود در آب روی خصوصیات گیاه و خاک بستگی دارد. غلظت سدیم در خاک در تعیین کیفیت آب برای اهداف کشاورزی نقش مهمی دارد. غلظت بالای سدیم نسبت به منیزیم و کلسیم می‌تواند باعث کاهش نفوذپذیری خاک شود. درصد سدیم در همه نمونه‌ها بیشتر از ۳۰ درصد است. مقدار SAR برای همه نمونه‌ها حدود ۱/۵ است؛ که بر اساس طبقه‌بندی ریچارد (۱۹۵۴) مقادیر SAR کمتر از ۱۰ برای کشاورزی بسیار مطلوب به شمار می‌آیند. بر اساس نمودار ویلکوکس نمونه‌های آب مورد مطالعه در رده C3S1 قرار می‌گیرند که نشان‌دهنده شوری بالا با سدیم کم و کیفیت متوسط آن جهت مصارف کشاورزی است (شکل ۱۲).



شکل ۱۲. نمودار ویلکوکس (ویلکوکس ۱۹۹۵)

آب با مقادیر زیاد بی‌کربنات سدیم باقی‌مانده (RSBC) دارای pH بالایی است. بنابراین آبیاری زمین با این آب سبب

بایر شدن زمین و رسوب بی کربنات سدیم می شود (ایتون<sup>۱</sup> ۱۹۵۰). با توجه به اینکه افزایش سدیم باعث کاهش نفوذپذیری خاک می شود، مقادیر RSBC در آب آبیاری باید از ۱/۲۵ کمتر باشد (آبیفانا<sup>۲</sup> و شاریف ۲۰۱۰). مقدار RSBC محاسبه شده در همه نمونه های آب بیشتر از مقدار مذکور است. بنابراین، خطر رسوب بی کربنات سدیم وجود دارد. دامنه مناسب شاخص نفوذپذیری از ۰/۱۹ تا ۷/۱۵ است (آبیفانا و شاریف ۲۰۱۰). در این مطالعه شاخص نفوذپذیری نمونه ها بین ۵ تا ۶ و قابل قبول بود. همچنین، میزان منیزیم آب یکی از معیارها بسیار مهم برای تعیین کیفیت آب از نظر آبیاری است. معمولاً منیزیم و کلسیم در بیشتر آبها در تعادل اند. حد مجاز این پارامتر در آب آبیاری ۵۰ درصد است (آیرز<sup>۳</sup> و وست کوت ۱۹۸۵). در نمونه های مورد مطالعه میزان جذب منیزیم بین ۴۳ تا ۴۷ درصد بود که کمتر از حد مجاز استاندارد است. بنابراین از این لحاظ مطلوب محسوب می شوند.

### شاخص کیفی آب (WQI) از نظر مصرف شرب

شاخص WQI با وزن دهی به پارامترهای مهم در کیفیت آب محاسبه می شود. وضعیت کیفی آب چشمه، رودخانه، و سد شیرین دره بر اساس طبقه بندی کلی شاخص WQI مشخص شد. مقادیر استاندارد پارامترهای مهم اندازه گیری و (WHO 2004 & 2011) و نسبت وزنی هر پارامتر در جدول ۲ آمده است. مقادیر وزنی از ۱ تا ۵ متغیر است. بالاترین وزن به دلیل اهمیت آنها در کیفیت آب به  $NO_3$ ، EC، Cl، و  $SO_4$  و کمترین مقدار به  $HCO_3$  اختصاص داده شده است. شاخص کیفی آب با استفاده از روابط ۳ و ۴ و ۵ محاسبه می شود. با توجه به شاخص WQI، آبها جهت مصرف شرب در ۵ گروه قرار می گیرند (جدول ۳). شاخص کیفی نمونه های مورد مطالعه بین ۵۰ تا ۷۵ است که از نظر مصارف شرب در محدوده خوب قرار می گیرند.

جدول ۲. وزن نسبی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی و استاندارد WHO

| Parameters | WHO (2004) | Weight (wi) | Relative weight (Wi) | SI <sub>i</sub> |
|------------|------------|-------------|----------------------|-----------------|
| EC         | 500        | 5           | 0.15                 | 14.5-19         |
| Ca         | 200        | 3           | 0.09                 | 1.9-4.8         |
| Mg         | 200        | 3           | 0.09                 | 2.3-3.6         |
| Na         | 200        | 3           | 0.09                 | 3.8-5           |
| K          | 30         | 3           | 0.09                 | 1-1.7           |
| $HCO_3$    | 380        | 2           | 0.06                 | 4.3-6           |
| Cl         | 250        | 4           | 0.12                 | 1.3-1.7         |
| $SO_4$     | 250        | 5           | 0.15                 | 3.2-3.7         |
| $NO_3$     | 50         | 5           | 0.15                 | 0.5-1.5         |

جدول ۳. گروه‌بندی کیفی آب و مقادیر WQI

| Water type                    | WQI Range (mg/l) |
|-------------------------------|------------------|
| Excellent water               | < 50             |
| Good water                    | 50 - 100         |
| Poor water                    | 100- 200         |
| Very poor water               | 200 – 300        |
| Water unsuitable for drinking | > 300            |

### نتیجه

بر اساس نتایج حاصل از آنالیز هیدروشیمیایی نمونه‌های آب، تیپ غالب آب  $\text{Ca-Mg-HCO}_3$  و  $\text{Ca-Mg-SO}_4$  است. منشأ اصلی کلسیم، منیزیم، بی‌کربنات و سولفات در نمونه‌های آب انحلال سازند کربناته تیرگان و سازند شیلی مارنی سرچشمه در حوضه آبرگیر شیرین‌دره است. منشأ سدیم در نمونه‌های آب، علاوه بر انحلال کانی‌های سیلیکاته، فرایند تبادل یونی مستقیم است که باعث جذب کلسیم روی ذرات رس و آزاد شدن یون سدیم به درون آب می‌شود. کیفیت آب رودخانه شیرین‌دره، پس از اختلاط با چشمه، بهتر می‌شود و مقدار غلظت یون‌ها کاهش می‌یابد. نمونه‌های آب نسبت به کلسیت (SIc) و دولومیت (SIId) حالت فوق اشباع و نسبت به ژینس (SIg) و انیدریت (SIa) تقریباً حالت اشباع دارد. با توجه به داده‌های ایزوتوپی منشأ چشمه کارستی ارناوه و رودخانه شیرین‌دره نزولات جوئی و نمونه‌های مخزن سد نسبت به رودخانه غنی‌تر است؛ طوری که از خط جوئی شیرین‌دره نیز اندکی انحراف پیدا کرده است که به دلیل تبخیر از سطح دریاچه و همچنین اثر بارش مستقیم با ارتفاع کمتر روی سطح دریاچه است. ثابت بودن هدایت الکتریکی و ترکیب ایزوتوپی از سطح و عمق مخزن نشان‌دهنده یکسان بودن تأثیر تبخیر در سطح و عمق مخزن سد است.

### سپاس‌گزاری

نویسندگان این مقاله از شرکت آب منطقه‌ای استان خراسان شمالی و دانشگاه صنعتی شاهرود به جهت همکاری در راهبرد این تحقیق کمال تشکر را دارند.

### منابع

- Akin, B. S., Atıcı, T., Katircioglu, H., & Keskin, F. (2011). "Investigation of water quality on Gökçekaya dam lake using multivariate statistical analysis, in Eskişehir, Turkey" *Environmental Earth Sciences*, No. 63(6), pp. 1251-1261, doi: 10.1007/s12665-010-0798-6.
- Assar, S., Rajabzade Ghatrami, E., & Mohammadi Roozbahani, M. (2014). "Investigation of water quality of Dez dam from interior. reservoir and exterior up to regulatory dam using indexes of NSFQI and BCWQI." *Journal Of Wetland Ecobiology*. No. 6 (20), pp. 79-91.
- Ayers, R. S. & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture FAO irrigation and drain*. Paper No 29(1), pp. 1-109.
- Carney, E. (2009). "Relative influence of lake age and watershed land use on tropic state and water

- quality of artificial lakes in Kansas". *J Lake Reserve Manage*, No. 25, pp. 199-207.
- Craig, H. (1961). *Isotopic variations in meteoric waters*. Science, 133(3465), 1702-1703.
- Deutsch, W. J. (1997). *Groundwater geochemistry: Fundamental and application to contamination*. Levis Publ, New York.
- Doneen, L. D. (1964). *Notes on water quality in agriculture. Published as a water science and engineering paper 4001*, Department of Water Science and Engineering, University of California.
- Eaton, F. M. (1950). *Significance of carbonate in irrigation waters*. Soil Sci, No. 67(3), pp. 128-133.
- Eliakimu, N., Machunda, R. L., & Njau, K. N. (2018). "Water quality in earthen dams and potential health impacts: case of Nadosoito Dam", *Tanzania Water Practice and Technology*, No. 13 (3), pp. 712-723.
- Etemad-Shahidi, A., Afshar, A., & AlikiaH Moshfeghi, H. (2009). "Total dissolved solid modeling; Karkheh reservoir case example". *Int J Environ Res*, No. 3(4), pp. 671-80.
- Fechrul, M. F., Hendrawan, D., & Sitauati, A. (2007). "Land use and water quality relationships in the Cilliwung River basin. Indonesia". *Proceedings of the International Congress on River Basin Management*, pp. 22-24; Antalya, Turkey.
- Garrels, R. (1967). *Genesis of some groundwater from igneous rocks*. In: Ableson, P. H. (Ed.), *Researches in Geochemistry*. John Wiley and Sons, NY.
- Gibbs, R. J. (1970). *Mechanisms controlling world water chemistry*. Science.No. 170, pp. 1088-1090.
- Gupta, S. K. & Gupta, I. C. (1987). *Management of saline soils and water*. Oxford and IBH Publication Coy, New Delhi, India, 399.
- Hamdi, M., Faouzi Zagrarni, M., Jerbi, H., & Tarhouni, J. (2018). "Hydrogeochemical and isotopic investigation and water quality assessment of groundwater in the Sisseb El Alem Nadhour Saouaf aquifer (SANS), northeastern Tunisia". *Journal of African Earth Sciences*, No. 141, pp. 148-163.
- Hounslow, A. (1995). *Water quality data: analysis and interpretation*. CRC press.
- Javid, A. H., Mirbagheri, S. A., & Karimian, A. (2014). "Assessing Dez Dam reservoir water quality by application of WQI and TSI indices". *Iranian Journal of Health and Environment*, No. 7(2), pp. 133-142 (In Persian).
- Kendall, C. & Caldwell, E. (1998). *Fundamentals of isotope geochemistry*. In: Kendall C, McDonnell JJ (eds) *Isotope tracers catchment hydrology*. Elsevier, New York. pp. 51-86.
- Lu, X., Li, L.Y., Lei, K., Wang, L., Zhai, Y., & Zhai, M. (2010). "Water quality assessment of Wei River, China using fuzzy synthetic evaluation". *J Environ Earth Sci*, No. 60(8), pp. 1693-99.
- Martinez, F. B., Mijares, M. B. B., & Galera, I. C. (2011). "Assessment of the Water Quality of Mamba River of Mts. Palaypalay/ Mataasna Gulod, Southern Luzon, Philippines". *presented at the International Conference on Chemistry and Chemical Process IPCBEE* No. 10, IACSIT Press, Singapore.
- Mazor, E. (2004). *Chemical and isotopic groundwater hydrology. 3th Edition*, John Wiley, New York.
- Naseri, S., Mahvi, A. H., Noori, J., Nabizadeh, R., Vaezi, F., & Aghapoor, A. A. (2008). "Predicting water quality of Hasanlu dam in the maximum level of water lake for the purpose drinking and health purposes". *Journal of Uromia Medical Sciences*, No. 18(4), pp. 624-629 (In Persian).
- Obiefuna, G. I. & Sheriff, A. (2010). "Assessment of shallow groundwater quality of Pindiga Gombe area, Yola Area, NE, Nigeria for irrigation and domestic purposes". *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, No. 3(2), pp. 131-141.
- Owa, F. D. (2013). *Water Pollution : Sources, Effects, Control and Management*, Mediterranean Journal of Social Sciences, No. 4(8), pp. 65-68.
- Parham, H., Jafarzadeh, N., Dehghan, S., Kian Ersi, F. (2007). "Changing in nitrogen and phosphorous concentration and some phisicochemical parameters to budget determination of Karkheh reservoir". *Shahid Chamran University Journal of Science*. No. 17, section B, pp. 117-25 (in Persian).

- Raghunath, I. M. (1987). *Groundwater. 2th edition*. Wiley Eastern Ltd., New Delhi, India.
- Rezaei, F., Sadeghi, A., Ghader Zadeh, H., & Van Damme, P. (2013). "Water quality in the Gheslgh reservoir (Iran) and downstream the dam". *Environmental engineering and management journal*, No. 12(12), pp. 2267-2272 doi: 10.30638/eemj.2013.279.
- Richards, L. A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils* agric Handbook 60. USDA and IBH Pub, Coy Ltd., New Delhi, India, pp. 98-99.
- Sadri, B., Mahmodi Gharai, M. H., Mohammadzadeh, H., & Mosaedi, A. (2013). "Investigation of the source of Pollutant elements in the sediments of Shirindareh reservoir, Northeast of Iran". *2nd National Conference on Environmental researches*, Shahid Mofateh Faculty, Hamedan, Iran (In Persian).
- Sadri, B., Mohammadzadeh, H., Mahmodi Gharai, M. H., & Mosaedi, A. (2013). "Hydrogeochemical investigation of water resources in Shirindareh Basin". *8th Iranian Conference of Engineering Geology and the Environments*, Ferdowsi University of Mashhad (In Persian).
- Samarghandi, M. R., Weysi, K., Aboee Mehrizi, E., Kaseb, P., & Danai, E. (2013). "Evaluation of Water Quality in Hamadan Akbatan Reservoir by NSFQI Index". *Journal of North Khorasan University of Medical Sciences*, No. 5(1), pp. 63-69.
- Samantray, P., Mishra, B. K., Panda, C. R., & Rout, S. P. (2009). "Assessment of Water Quality Index in Mahanadi and Atharabanki Rivers and Taldanda Canal in Paradip Area, India". *J Hum Ecol.*; No. 26(3), pp. 153-61.
- Sánchez, E., Colmenarejo, M., Vicente, J., Rubio, A., García. M., Travieso, L., & Borja, R. (2007). "Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution". *Journal of Ecological Indicators*; No. 7(2), pp. 315-28.
- Shamloo, A., Nasser, S., & Naddafi, K. (2003). "Water quality monitoring of the Gilaro reservoir". *Journal of Water & Wastewater*, No. 51, pp. 22-27 (in Persian).
- Shokuhi, R., Hosinzadeh, E., Roshanaei, G., Alipour, M., & Hoseinzadeh, S. (2012). "Evaluation of Aydughmush dam reservoir water quality by national sanitation foundation water quality index (NSF-WQI) and water quality parameter changes". *Iranian Journal of Health and Environment*, No. 4(4), pp. 439-50 (in Persian).
- Tessema Mohammed, B. T. (2014). "Assessment of Physico-chemical Water Quality of Bira Dam, Bati Wereda". *J Aquac Res Development*, No. 5(6), pp. 1-4.
- Walakira, P. & Okot-okumu, J. (2011). "Impact of Industrial Effluents on Water Quality of Streams in Nakawa-Ntinda, Uganda". *Applied Science Environmental Management*, No. 15 (2), pp. 289-296.
- Wilcox, L. W. (1995). *Classification and use of irrigation water*, U. S. Department, AgriCircular.