

هیدروژئوشیمی و غلظت فلزات سنگین در آب رودخانه کاکارضا (استان لرستان)

مریم حیات‌الغیب^۱، افشین قشلاقی^{۲*}، هادی جعفری^۳، گیتی فرقانی تهرانی^۴

۱. کارشناسی ارشد رشته زمین‌شناسی محیط زیست

۲. استادیار دانشکده علوم زمین، دانشگاه شاهرود

۳. استادیار دانشکده علوم زمین، دانشگاه شاهرود

۴. استادیار دانشکده علوم زمین، دانشگاه شاهرود

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۲/۹ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۷/۲۷)

چکیده

هدف از این پژوهش ارزیابی ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی و تعیین فرایندهای کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب رودخانه کاکارضا و همچنین بررسی تغییرات غلظت فلزات سنگین در آب این رودخانه است. برای این منظور، تعداد ۱۵ نمونه آب در طول رودخانه برداشت شد و ضمن اندازه‌گیری غلظت کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی و برخی خواص فیزیکی شیمیایی نمونه‌های آب، غلظت برخی فلزات سنگین نیز در آن‌ها اندازه‌گیری شد. نتایج به‌طور کلی نشان داد که در همه نمونه‌های آب، غلظت کاتیون‌های اصلی از روند $Ca > Mg > Na+K$ و آنیون‌ها از روند $HCO_3 > Cl > SO_4$ پیروی می‌کند. تیپ هیدروشیمیایی نمونه‌های آب نیز بیکربناته کلسیک تعیین شد. براساس نتایج حاصل از محاسبات هیدروشیمیایی، مشخص شد که فرایندهای انحلال سنگ‌ها و تبادل یونی، معکوس کنترل‌کننده‌های اصلی شیمی آب رودخانه‌اند. از نظر غلظت فلزات سنگین نیز، نتایج نشان داد که غلظت فلزاتی چون آرسنیک و کادمیوم در طول رودخانه افزایش می‌یابد که براساس نتایج تحلیل مؤلفه اصلی، این دو فلز منشأ یکسان و عمدتاً انسان‌زاد (فعالیت‌های کشاورزی) دارند. با توجه به روند تغییرات غلظت سایر فلزات و همچنین نتایج تحلیل مؤلفه اصلی، می‌توان نتیجه گرفت که سایر فلزات مطالعه‌شده عمدتاً در آب رودخانه منشأ طبیعی دارند. ارزیابی کیفیت آب رودخانه کاکارضا از نظر آبیاری نیز مشخص کرد که آب رودخانه کاکارضا در حال حاضر برای استفاده در کشاورزی مناسب است.

کلیدواژگان: رودخانه کاکارضا، فلزات سنگین، لرستان، هیدروژئوشیمی.

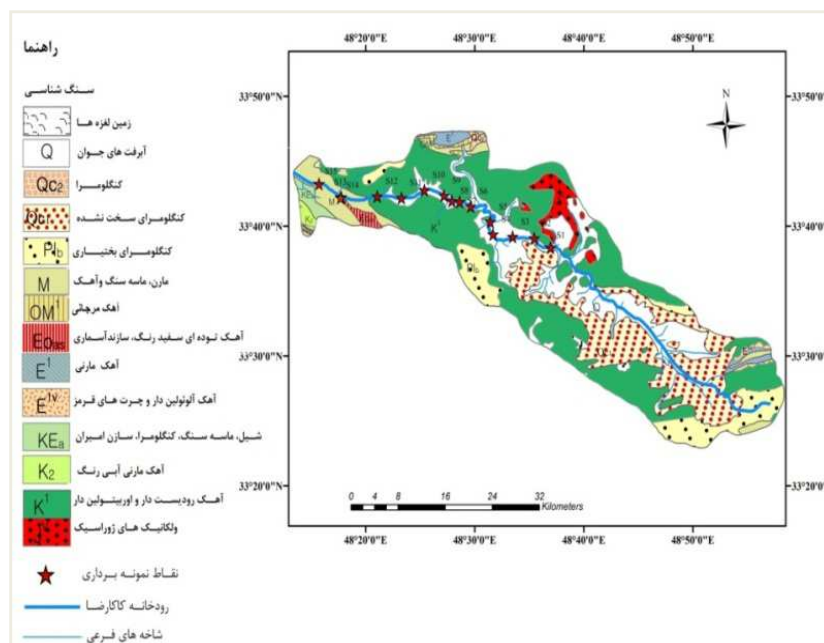
۱. مقدمه

درجه و ۲۲ دقیقه تا ۳۳ درجه و ۵۲ دقیقه عرض شمالی قرار دارد. این رودخانه بخشی از حوضه آبریز وسیع کرخه است که از دامنه کوه‌های ازگن و قارون در شرق خرم‌آباد سرچشمه می‌گیرد. طول این رودخانه، ۸۵ کیلومتر و مساحت تقریبی حوضه آبریز آن حدود ۱۱۴۸ کیلومترمربع است. از نظر زمین‌شناختی، در منطقه مطالعه شده آهک‌های رودیست‌دار و اوریتولین‌دار کرتاسه، آهک‌های توده‌ای سازند آسماری (با سن الیگوسن)، آبرفت‌های کواترنر و کنگلومرای بختیاری (با سن پلیوسن) رخ‌نمون دارند. شکل ۱، نقشه زمین‌شناسی حوضه آبریز این رودخانه را نشان می‌دهد.

رودخانه کاکارضا منبع اصلی تأمین آب آشامیدنی و کشاورزی در منطقه چغلودی است و بدین علت در طول مسیر آن زمین‌های کشاورزی و باغ‌ها و همچنین روستاهای زیادی وجود دارند که تخلیه رواناب‌ها یا فاضلاب‌های خروجی از آن‌ها می‌تواند موجب آلوده شدن و تغییر کیفیت آب این رودخانه شود. هدف اصلی این پژوهش، بررسی کیفیت هیدروشیمیایی و همچنین ارزیابی تغییرات غلظت فلزات سنگین در آب این رودخانه و تعیین منشأ احتمالی این فلزات است.

رودخانه‌ها از بوم‌سامانه‌های مهم و آسیب‌پذیر داخل خشکی به حساب می‌آیند. ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی این محیط‌ها از هر دو فرایند طبیعی و غیرطبیعی متأثر است. از فرایندهای طبیعی می‌توان به هوازدگی یا انحلال سنگ‌های واقع در مسیر رودخانه اشاره کرد که نقش مهمی در تغییر ترکیب هیدروشیمیایی آب‌ها و خواص فیزیکوشیمیایی آن‌ها ایفا می‌کنند. منابع غیرطبیعی یا انسان‌زاد نیز با وارد کردن انواع آلاینده‌های فلزی و غیرفلزی موجب تغییر درخورملاحظه ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی آب رودخانه‌ها و تخریب کیفیت آن‌ها می‌شوند (Li *et al.*, 2009). با توجه به اهمیت اکولوژیکی و زیست‌محیطی رودخانه‌ها و نقش آن در تأمین آب مورد نیاز انسان، بررسی و مطالعه ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی و غلظت آلاینده‌ها (به‌ویژه آلاینده‌های فلزی) در آن‌ها امری ضروری است.

رودخانه کاکارضا، که این پژوهش روی آن انجام گرفته، در استان لرستان و بین طول‌های ۴۸ درجه و ۱۲ دقیقه تا ۴۹ درجه و ۰۰ دقیقه شرقی و ۳۲



شکل ۱. نقشه زمین‌شناسی حوضه رودخانه کاکارضا و موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری از آب

۲. مواد و روش‌ها

به منظور ارزیابی و بررسی عوامل مؤثر بر کیفیت هیدروژئوشیمیایی آب رودخانه کاکارضا ابتدا با بازدید صحرایی و همچنین مطالعه نقشه‌های زمین‌شناسی و توپوگرافی، محل ایستگاه‌های نمونه‌برداری روی نقشه زمین‌شناسی تعیین شد و در نهایت ۱۵ ایستگاه برای نمونه‌برداری از آب (در آبان ۱۳۹۱) در طول رودخانه انتخاب شد (شکل ۱). نمونه‌برداری با توجه به توزیع واحدهای سنگی و همچنین راه‌های دسترسی به صورت منظم در طول رودخانه انجام شد. نمونه‌های آب با استفاده از ظروف پلی‌اتیلن ۵۰۰ میلی‌لیتری جمع‌آوری شدند. پارامترهای فیزیکوشیمیایی آب شامل pH و هدایت الکتریکی (EC) هم‌زمان با نمونه‌برداری اندازه‌گیری شدند. از هر ایستگاه دو نمونه برداشت شد که نمونه اول بدون اضافه کردن اسید و جهت تعیین غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی به آزمایشگاه شرکت آب‌شناسان فارس ارسال شد. نمونه دوم نیز برای آنالیز فلزات سنگین در نظر گرفته شد. بدین منظور، ابتدا نمونه‌ها با استفاده از صافی ۰/۴۵ میکرومتر فیلتر و سپس با اضافه کردن اسید کلریدریک ۹۰ درصد اسیدی شدند (جهت تثبیت عناصر) (Hounslow, 1995) و در نهایت برای تجزیه به روش طیف‌سنجی جذب اتمی (AAS)^۲ به آزمایشگاه شرکت آب‌شناسان فارس ارسال شدند.

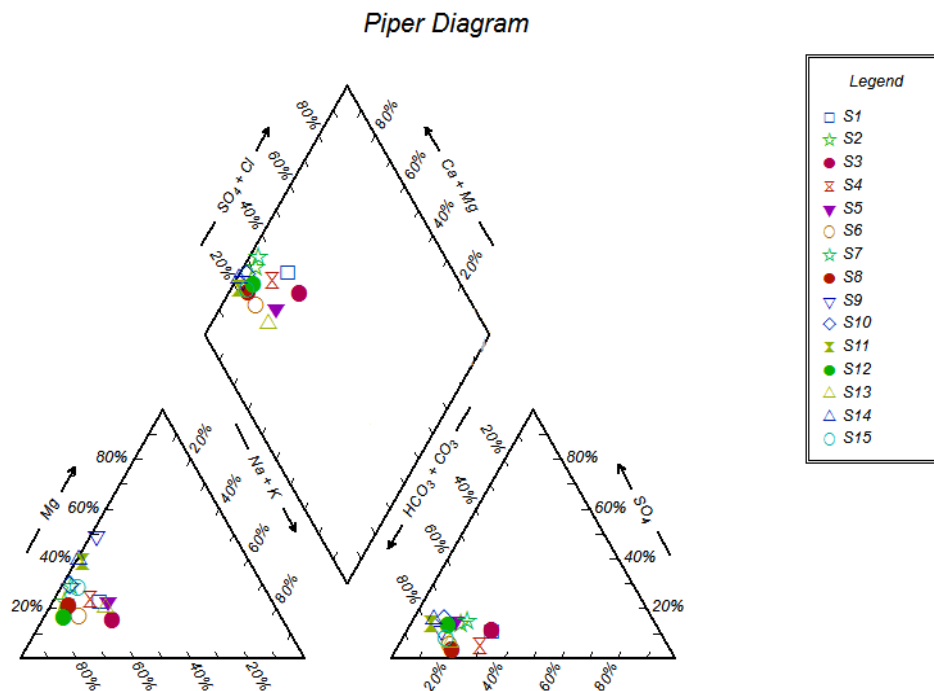
۳. نتایج

در جدول ۱، غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی به همراه برخی پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های آب آورده شده است. همان‌طور که از جدول مشخص است، میانگین pH نمونه‌های آب حدود ۸/۳۳ است که از این نظر همه نمونه‌های آب در محدوده قلیایی تا خنثی قرار می‌گیرند. هدایت الکتریکی نمونه‌های آب نیز از ۳۷۶ تا ۶۰۹ میکروموس بر سانتی‌متر تغییر می‌کند. در همه نمونه‌های آب غلظت کاتیون‌های اصلی از روند $Ca > Mg > Na+K$ و آنیون‌ها از روند $HCO_3^- > Cl^- > SO_4^{2-}$ پیروی می‌کنند. در طول مسیر رودخانه، غلظت اغلب آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی روند نوسانی دارد و فقط یون کلسیم از بالادست به سمت پایین روند افزایشی نشان می‌دهد. با توجه به موقعیت نمونه‌ها در نمودار پایپر (شکل ۲) مشاهده می‌شود که همه نمونه‌های آب در گوشه سمت چپ بخش لوزی شکل این نمودار قرار می‌گیرند که نشان می‌دهد اولاً تیپ همه نمونه‌های بی‌کربناته و رخساره آن‌ها کلسیک است (به علت رخنمون گسترده سنگ‌های آهکی در منطقه) و ثانیاً نمونه‌ها دارای سختی موقت‌اند.

جدول ۱. میانگین و انحراف معیار و بازه غلظت آنیون‌ها و کاتیون‌ها اصلی به همراه پارامترهای فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب رودخانه کاکارضا (آبان ۱۳۹۱)^۱

ایستگاه نمونه‌برداری	pH	EC ($\mu\text{mohs/cm}$)	TDS ^۳ (mg/l)	Ca ²⁺ (mg/l)	Mg ²⁺ (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	HCO ₃ ⁻ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)	SO ₄ ²⁻ (mg/l)
میانگین	۸/۳۳	۴۳۹/۶	۲۹۳/۴۶	۶۹/۲۶	۱۶/۷۲	۱۲/۲۵	۱/۱۴	۲۳۵/۴۶	۳۴/۹	۲۶/۶۵
انحراف معیار	۰/۳۹	۶۸/۴۳	۴۵/۵۴	۱۰/۶۲	۵/۱۸	۱۱/۴۰	۰/۳۱	۱۷/۱۰	۱۸/۵۷	۱۰/۶۰
بیشینه	۸/۷۶	۶۰۹	۴۰۷	۸۴	۳۰	۳۷/۰۳	۱/۵۶	۲۶۸/۴	۶۹/۲۲۵	۴۱/۷۶
کمینه	۷/۵	۳۷۶	۲۵۱	۵۰	۹/۶	۰/۶۹	۰/۷۸	۲۱۰/۴۵	۱۲/۴۲۵	۷/۲

1. Electrical conductivity
2. Atomic Absorption Spectrometry
3. Total Dissolved Solids



شکل ۲. نمودار پایپر و موقعیت نمونه‌های مطالعه‌شده روی آن

اشباع یا نزدیک به حالت اشباع دارند. برای بررسی فرایندهای طبیعی کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب‌های سطحی از مدل (نمودار) گیبس (Gibbs, 1970) نیز استفاده می‌شود. در این نمودار، نسبت‌های Ca^{2+} - HCO_3^- و Cl^- Na^+ در مقابل TDS (برحسب mg/L) قرار می‌گیرد (Rasouli *et al.*, 2011). براساس این مدل، همه نمونه‌های آب مطالعه‌شده در بخش هوازگی سنگ قرار می‌گیرند (شکل ۴).

با استفاده از نمودارهای پراکنش^۴، نسبت‌های یونی و با در نظر گرفتن برخی پارامترهای دیگر مانند pH و TDS نیز می‌توان منشأ احتمالی یون‌های محلول در آب را به طور دقیق‌تری تعیین کرد. در این پژوهش، از نسبت‌های یونی $\frac{\text{Cl}^-}{\text{Na}^+}$ و $\frac{\text{SO}_4^{2-}}{\text{Ca}^{2+}}$ به منظور شناسایی منشأ احتمالی یون‌ها در نمونه‌های آب مطالعه‌شده استفاده شد که نتایج آن در شکل ۵ الف و ب آورده شده است.

برای تعیین فرایندهای کنترل‌کننده ترکیب هیدروشیمیایی نمونه‌های آب از روش محاسبه شاخص اشباع‌شدگی کانی‌ها، محاسبه برخی نسبت‌های یونی خاص و نمودار گیبس استفاده شد.

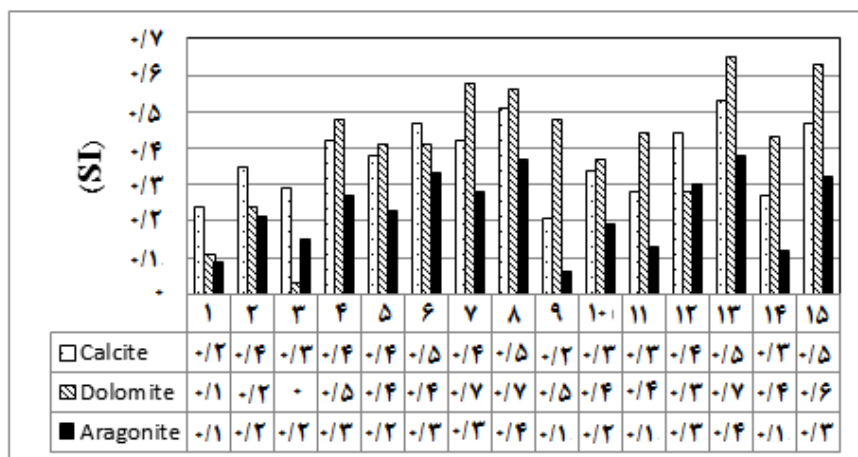
شاخص اشباع‌شدگی^۱ نمونه‌های آب نسبت به کانی‌ها (فازهای جامد) از رابطه ۱ به دست می‌آید (Neupane and Donahoe, 2013).

$$\text{Saturation Index} = \log \frac{IAP}{K_{sp}} \quad (1)$$

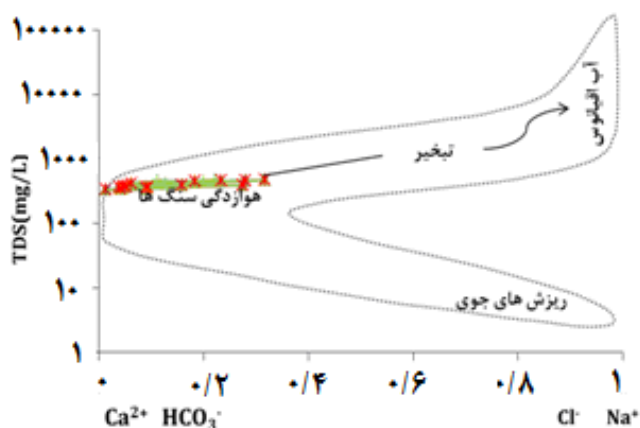
در این رابطه، IAP^۲ حاصل ضرب اکتیویته یونی و K_{sp}^۳ ثابت تعادل است. شکل ۳ مقادیر به‌دست‌آمده برای این شاخص را، که با استفاده از نرم‌افزار PHREEQC محاسبه‌شده (Parkhurst and Appelo, 1999)، نشان می‌دهد. همان‌طور که مشخص است، همه نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های کلسیت، دولومیت و آراگونیت حالت

4. scatter diagram

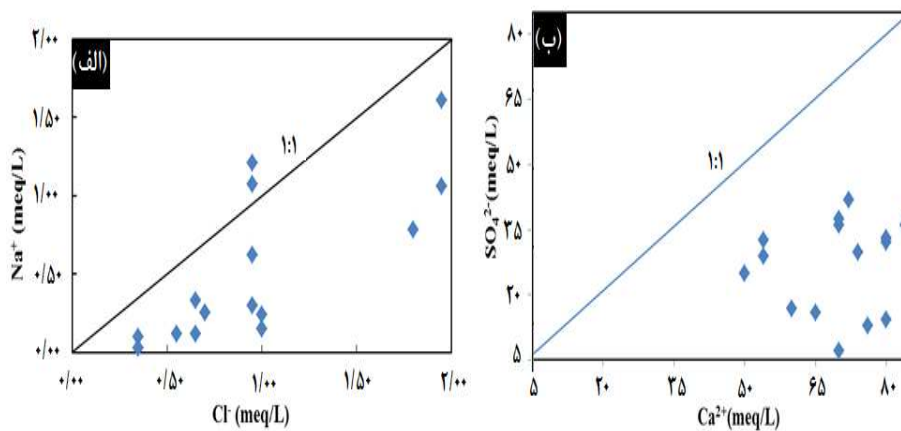
1. Saturation Index
2. Ion Activity Product
3. Solubility Constant



شکل ۳. مقادیر محاسبه شده شاخص اشباع شدگی (SI) برای کانی‌های واکنش پذیر



شکل ۴. نمودار گیبس و قرارگیری نمونه‌های مطالعه شده روی آن



شکل ۵. (الف) نمودار تغییرات کلر در برابر سدیم، (ب) نمودار تغییرات کلسیم در برابر سولفات

که درصد بیشتری از واریانس کل را به خود اختصاص می‌دهند اهمیت یا مرتبه ۲ بیشتری دارند. نتایج حاصل از تحلیل مؤلفه اصلی بر داده‌های غلظت فلزات در جدول ۳ آورده شده است. در این پژوهش، از نرم‌افزار SPSS نسخه ۲۱ برای تحلیل‌های آماری استفاده شد.

جدول ۳. مقادیر بارگذاری متغیرها در سه مؤلفه اصلی استخراج شده

	مؤلفه		
	۱	۲	۳
As	۰/۹۰۱	-۰/۰۵	۰/۰۶۳
Cd	۰/۹۳۵	۰/۱۲۹	۰/۱۲۱
Cr	-۰/۶۷۵	۰/۷۷۸	۰/۴۳۸
Cu	۰/۲۵۲	۰/۸۴۷	۰/۲۹۷
Zn	-۰/۰۷۵	۰/۸۵۸	-۰/۲۴۹
Pb	۰/۰۳۱	۰/۶۳۰	۰/۹۷۰

۴. بحث و نتیجه گیری

۴.۱. هیدروژئوشیمی نمونه‌های آب و

فرایندهای کنترل کننده آن

براساس نتایج به دست آمده از محاسبه شاخص اشباع‌شدگی، مشخص شد که نمونه‌های آب نسبت به کانی‌های کلسیت، دولومیت و آراگونیت در حالت اشباع یا نزدیک به اشباع قرار دارند (با در نظر گرفتن ± 0.5 خطا) که نشان‌دهنده آن است که این کانی‌ها در سیستم وجود دارند و در تماس با آب‌اند و در نتیجه انحلال آن‌ها ترکیب شیمیایی آب را کنترل می‌کند. باین‌حال، این شاخص برای کانی‌های هالیت، انیدریت و ژیپس منفی است. این بدان معناست که نمونه‌های آب نسبت به این کانی‌ها حالت تحت اشباع دارند و کانی‌های مزبور احتمالاً هنوز در سیستم تشکیل نشده‌اند؛ در نتیجه، ترکیب شیمیایی آب را کنترل نمی‌کنند. براساس نمودار گیبس، همه نمونه‌های آب مطالعه‌شده در بخش هوازگی سنگ^۳ این نمودار قرار می‌گیرند (شکل ۴)،

جدول ۲. غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب مطالعه‌شده (مقادیر بر حسب $\mu\text{g/L}$)

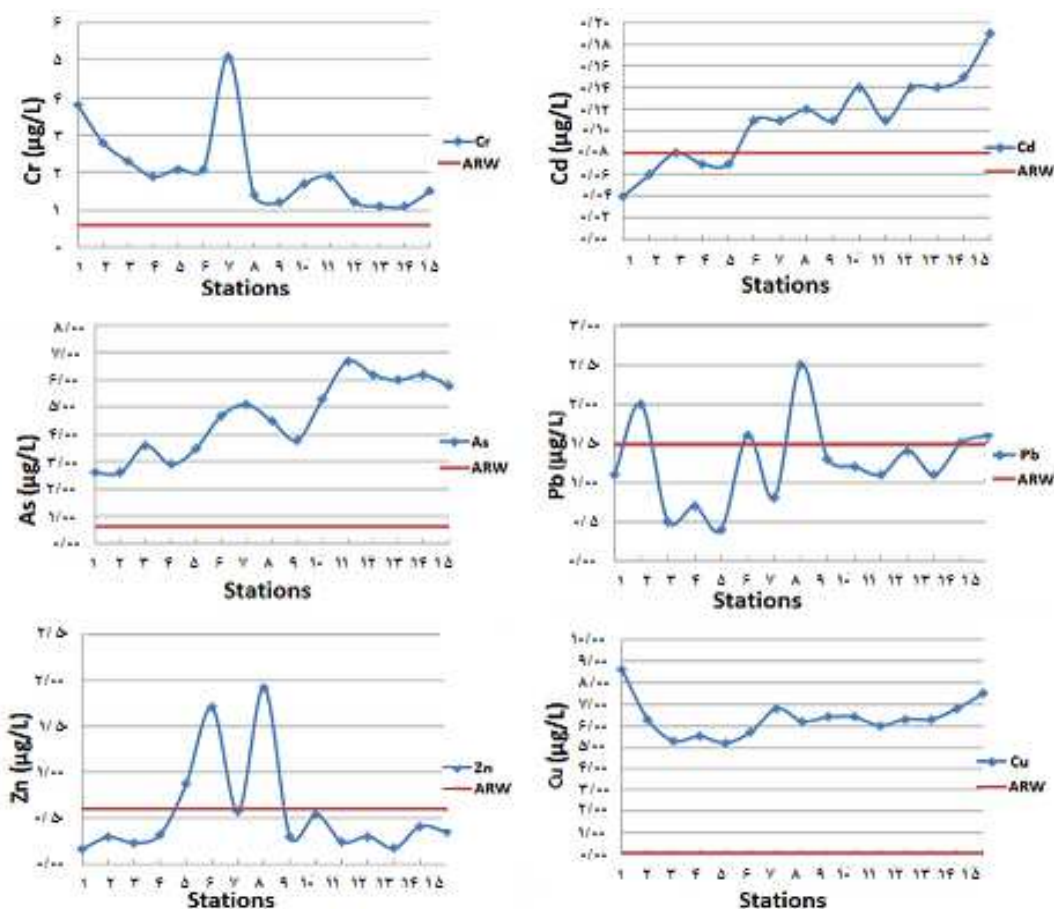
Stations	As	Zn	Ni	Pb	Cu	Cd
۱	۲/۶	۰/۱۶	۳/۴	۸/۶	۱/۱	۰/۰۴
۲	۲/۶	۰/۲۹	۲/۱	۶/۳	۲/۰	۰/۰۶
۳	۳/۶	۰/۲۳	۲/۷	۵/۳	۰/۵	۰/۰۸
۴	۲/۹	۰/۳۲	۶/۲	۵/۵	۰/۷	۰/۰۷
۵	۳/۵	۰/۸۷	۳/۰	۵/۲	۰/۴	۰/۰۷
۶	۴/۷	۱/۷	۲/۵	۵/۷	۱/۶	۰/۱۱
۷	۵/۱	۰/۵۷	۵/۱	۶/۸	۰/۸	۰/۱۱
۸	۴/۵	۱/۹۲	۰/۹	۶/۲	۲/۵	۰/۱۲
۹	۳/۸	۰/۲۹	۰/۹	۶/۴	۱/۳	۰/۱۱
۱۰	۵/۳	۰/۵۴	۱/۵	۶/۴	۱/۲	۰/۱۴
۱۱	۶/۷	۰/۲۴	۳/۱	۶/۰	۱/۱	۰/۱۱
۱۲	۶/۲	۰/۳۰	۱/۵	۶/۳	۱/۴	۰/۱۴
۱۳	۶	۰/۱۷	۱/۶	۶/۳	۱/۱	۰/۱۴
۱۴	۶/۲	۰/۴۱	۲/۱	۶/۸	۱/۵	۰/۱۵
۱۵	۵/۸	۰/۳۵	۲/۱	۷/۵	۱/۶	۰/۱۹
میانگین	۴/۶۳	۰/۵۶	۲/۵۸	۶/۳۵	۱/۲۵	۰/۱۱
ARW	۰/۶۲	۰/۶	۰/۸	۰/۰۸	۱/۴۸	۰/۰۸

از نظر غلظت فلزات سنگین، نتایج تجزیه شیمیایی و مقایسه با میانگین غلظت آن‌ها در رودخانه‌های جهان (ARW) (Gaillardet et al.,^۱ 2003) نتایج جدول ۲ نشان داد که غلظت بیشتر فلزات مطالعه‌شده در بیشتر نقاط نمونه‌برداری از حد این میانگین فراتر رفته است. در شکل ۶ نیز، روند تغییرات غلظت این فلزات در طول رودخانه نشان داده شده است که در بخش بحث و نتیجه‌گیری (برای هر فلز) بررسی خواهد شد.

برای تحلیل داده‌های مربوط به غلظت فلزات از روش تحلیل مؤلفه اصلی استفاده شد. این روش می‌تواند ضمن کاهش ابعاد داده‌های اولیه، اطلاعات مفیدی درباره ساختار و روابط بین متغیرهای ارائه دهد. در تحلیل مؤلفه اصلی، کاهش ابعاد داده‌ها معمولاً از طریق چرخاندن آن‌ها حول محورهای مختصات (به روش Varimax) انجام می‌شود تا بدین ترتیب تفاوت یا واریانس بین متغیرها یا مؤلفه‌های اصلی به حداکثر رسانده شود. مؤلفه‌هایی

2. eignvalue
3. rock-weathering

1. Average River Water



شکل ۶. روند تغییرات غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب در طول رودخانه کاکارضا

(Hounslow, 1995) چنانچه $Cl^- > Na^+$ باشد، احتمالاً ترکیب آب تحت تأثیر تبادل یونی معکوس یا نرم‌شدگی معکوس قرار دارد و چنانچه $Cl^- = Na^+$ باشد، نشان‌دهنده انحلال هالیت است و در صورتی که $Cl^- < Na^+$ باشد، گویای این است که سدیم از منشأ غیر از هالیت مانند آلبیت و تبادل یونی طبیعی حاصل شده است. در دیاگرام پراکنش Na^+ در برابر Cl^- (شکل ۵ الف) نقاطی که روی خط تعادل (۱:۱) قرار می‌گیرند ناشی از انحلال هالیت‌اند و نقاطی که در بالای این خط قرار می‌گیرند، غلظت سدیم بیشتری دارند و مبین این هستند که سدیم ناشی از منابعی دیگر (علاوه بر انحلال هالیت) مانند تبادل یونی یا فعالیت‌های انسان‌زاد است. در مقابل، نقاطی که پایین خط تعادل قرار می‌گیرند کلر بیشتری دارند و نشان‌دهنده غالب بودن فرایند تبادل یونی معکوس است. با توجه به موقعیت نقاط در

که نشان‌دهنده رابطه برهمکنشی آب-سنگ و غالب بودن فرایند انحلال در کنترل ترکیب شیمیایی آب رودخانه است.

منشأ رایج سدیم و کلر در آب‌های طبیعی غالباً انحلال کانی هالیت است. این دو یون همچنین از منابع دیگری چون شوراب‌ها، آب دریا یا انحلال بعضی سیلیکات‌های سدیک و کانی‌های کمیاب (مانند $NaHCO_3$) منشأ می‌گیرند (Hounslow, 1995). غیر از فرایند انحلال سنگ‌ها، غلظت سدیم در آب ممکن است از طریق فرایندهای تبادل یونی طبیعی یا نرم‌شدگی طبیعی (نرمال) در آب افزایش یابد؛ به طوری که در آب‌های سخت، که حاوی کلسیم و منیزیم هستند، سدیم جایگزین آن‌ها می‌شود و غلظت آن در آب بالا می‌رود. همچنین غلظت سدیم در آب از طریق تبادل یونی معکوس یا نرم‌شدگی معکوس کاهش می‌یابد. طبق نظر هانس‌لو

از این میانگین است و غلظت کروم، سرب، نیکل و آرسنیک نیز از این حد بالاتر رفته‌اند. با توجه به تغییرات غلظت فلزات در نمونه‌های آب در طول رودخانه، مشاهده می‌شود (شکل ۶) که غلظت کادمیم و آرسنیک از بالادست به سمت پایین دست رودخانه افزایش می‌یابد که دلیل آن احتمالاً به فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودهای فسفاته و سموم دفع آفات در باغات پایین دست رودخانه مربوط است. چنانچه غلظت این فلزات را با غلظت متناظر آن‌ها در ایستگاه شماره ۱ (به‌منزله ایستگاه شاهد که فاقد آلودگی‌های انسان‌زاد است) مقایسه کنیم، مشاهده می‌شود که غلظت این فلزات به ترتیب بین ۱/۵ تا ۳ افزایش یافته است. فلز مس نیز در طول رودخانه روند نسبتاً یکنواختی را نشان می‌دهد، اما در ایستگاه‌های ابتدایی (ایستگاه ۲) کمی غلظت آن بالاتر است که احتمالاً به دلیل رخ‌نمون سنگ‌های در نزدیکی این ایستگاه‌هاست. غلظت روی اگرچه در طول رودخانه تغییرات زیادی را نشان می‌دهد، به‌طور کلی بازه تغییرات آن بسیار اندک است (بین ۰/۱۶ تا ۱/۹ میکروگرم بر لیتر). این مسئله را می‌توان به وجود سازندهای آهکی در محیط و قلبایی بودن محیط آب نسبت داد، زیرا Zn در چنین شرایطی (pH های بالا) انحلال‌پذیری خود را از دست می‌دهد و به صورت کربنات یا هیدرواکسید ته‌نشین می‌شود. غلظت سرب نیز در طول رودخانه روند نوسانی نشان می‌دهد؛ به‌طوری‌که در برخی ایستگاه‌ها غلظت آن بسیار افزایش یافته است. افزایش غلظت این فلز، به‌ویژه در ایستگاه شماره ۹ (نسبت به ایستگاه ۱- ایستگاه شاهد)، به احتمال زیاد به تخلیه فاضلاب‌های روستایی مربوط است.

۳.۴. تحلیل آماری داده‌های غلظت فلزات

مطابق جدول ۳، سه مؤلفه اصلی از بین داده‌ها استخراج شد. متغیرهایی که در یک مؤلفه قرار می‌گیرند از لحاظ آماری همبستگی بالایی دارند و از لحاظ ژئوشیمیایی رفتار یا منشأ یکسانی دارند. در مؤلفه اول، آرسنیک و کادمیم بارگذاری بیشتر از ۰/۵

شکل (۵ الف) بیشتر نمونه‌های آب در پایین خط تعادل قرار می‌گیرند و این نشان می‌دهد که غلظت سدیم و کلر در نمونه‌های آب عمدتاً با فرایند تبادل یونی معکوس کنترل می‌شود.

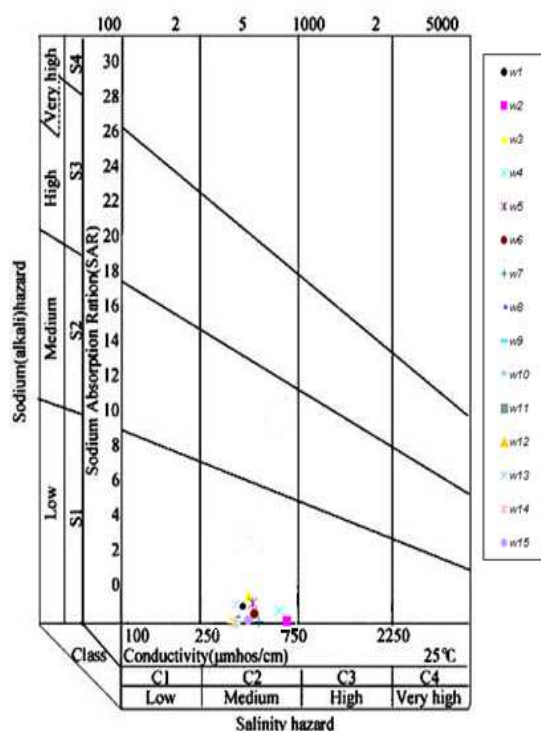
از نسبت $\frac{SO_4^{2-}}{Ca^{2+}}$ نیز برای تعیین منشأ و سولفات در نمونه‌های آب استفاده می‌شود. در این نسبت اگر $SO_4^{2-} > Ca^{2+}$ باشد، نشان‌دهنده آن است که کلسیم به احتمال زیاد بر اثر ته‌نشینی یا تبادل یونی از محلول حذف شده‌اند و چنانچه $Ca^{2+} = SO_4^{2-}$ باشد، نشان‌دهنده انحلال ژئوپس است و چنانچه $Ca^{2+} < SO_4^{2-}$ باشد، نشان می‌دهد که کلسیم از منشأ دیگری غیر از ژئوپس (مانند کلسیت و دولومیت یا سیلیکات‌ها) حاصل شده است. در یک دیاگرام پراکنش نقاطی که روی خط تعادل قرار می‌گیرند ناشی از انحلال ژئوپس‌اند و نقاطی که بالای خط تعادل قرار دارند سولفات بیشتر دارند و نشان‌دهنده این است که کلسیم به احتمال زیاد با فرایندهایی چون ته‌نشینی یا تبادل یونی از محلول خارج شده است. همچنین نقاطی که پایین خط تعادل قرار دارند کلسیم بیشتری دارند که نشان می‌دهد کلسیم از منشأهای دیگری غیر از ژئوپس (مانند انحلال کانی‌های چون کلسیت و دولومیت یا سیلیکات‌ها) ناشی شده است. با توجه به شکل ۵ ب و موقعیت نقاط بر روی آن مشاهده می‌شود که همه نمونه‌ها در پایین خط تعادل قرار دارند که مؤید آن است که کلسیم از منشأ دیگری غیر از ژئوپس (انحلال کلسیت یا دولومیت) ناشی شده است. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت که فرایند انحلال سنگ در وهله اول و فرایند تبادل یونی در وهله دوم مهم‌ترین فرایندهای کنترل‌کننده ترکیب شیمیایی آب رودخانه کاکارضا هستند.

۲.۴. غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های آب

رودخانه کاکارضا

مقایسه غلظت کادمیم، مس و روی با میانگین جهانی این عناصر در رودخانه‌ها نشان می‌دهد که غلظت این فلزات در بیشتر نقاط نمونه‌برداری بالاتر

در همه نمونه‌ها نسبت جذب سدیم کمتر از ۱۰ به دست آمد که براساس رده‌بندی ریچاردز (Richards, 1954) در رده کیفیت عالی برای کشاورزی قرار می‌گیرند. در نمودار ویلکاکس (Wilcox, 1955) نیز هدایت الکتریکی در مقابل نسبت جذب سدیم قرار می‌گیرد و بدین ترتیب نمونه‌های آب از نظر خطر شوری (Salinity Hazard) رده‌بندی می‌شوند. در این نمودار، C معرف شوری و S معرف درصد جذب سدیم است که براساس آن آب‌های خیلی خوب با $EC < 250$ در کلاس C_1S_1 و آب‌های خوب با $250 < EC < 750$ در کلاس C_1S_2, C_2S_2 و آب‌های قابل استفاده با $750 < EC < 2250$ در کلاس $C_2S_1, C_3S_1, C_1S_3, C_2S_3, C_3S_3, C_3S_2$ قرار می‌گیرند و سایر آب‌ها که $EC > 2250$ نامناسب دارند. با توجه به قرارگیری نمونه‌های آب رودخانه کاکارضا در کلاس C_2S_1 ، آب این رودخانه به‌طور کلی برای مصرف کشاورزی مناسب تشخیص داده شد (شکل ۷).



شکل ۷. نمودار ویلکاکس و قرارگیری نمونه‌های آب رودخانه کاکارضا روی آن

دارند. مؤلفه دوم شامل مس، کروم، سرب و روی است و در مؤلفه سوم نیز فلز سرب به‌تنهایی بارگذاری بالایی نشان می‌دهد. با توجه به این نتایج، می‌توان استدلال کرد که آرسنیک و کادمیم منشأ یکسانی دارند و عمدتاً به فعالیت‌های کشاورزی (استفاده از کودها، سموم و آفت‌کش‌ها در مزارع کشاورزی اطراف رودخانه) مربوط‌اند. قرارگیری مس، روی و کروم در یک مؤلفه نیز نشان‌دهنده منشأ یکسان آن‌هاست که با توجه به فقدان منبع (منابع) انسان‌زاد برای این فلزات در اطراف رودخانه می‌توان منشأ آن‌ها را طبیعی در نظر گرفت. قرارگیری فلز سرب در دو مؤلفه سوم و دوم نیز بیانگر منشأ دوگانه این فلز در نمونه‌های آب رودخانه است. به عبارت بهتر، هم منابع انسان‌زاد (فاضلاب‌های روستایی و رواناب‌های کشاورزی) و هم منابع طبیعی در تغییر غلظت سرب در نمونه‌های آب سهم داشته‌اند.

۴.۴. ارزیابی کیفیت آب از نظر استفاده در

اهداف کشاورزی

با توجه به استفاده از آب رودخانه کاکارضا برای آبیاری زمین‌های کشاورزی، پارامترهایی شامل نسبت جذب سدیم (Sodium Adsorption Ratio) و خطر شوری برای نمونه‌های آب محاسبه شد. افزایش سدیم در آب موجب می‌شود که این یون جانشین یون‌های کلسیم و منیزیم بر روی ذرات رسی و کلوئیدهای خاک شود (Tank and Chandel, 2010)، که این امر موجب افزایش فشار اسمزی محلول خاک می‌شود و در نتیجه نفوذپذیری خاک را کاهش می‌دهد (Gupta et al., 2008). نسبت جذب سدیم (Sodium Adsorption Ratio) از رابطه ۲ محاسبه می‌شود:

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}} \quad (2)$$

1. mixed source

سپاسگزاری

نویسندگان از همکاری مهندس امیدعلی سیفی، مدیرعامل محترم شرکت آب منطقه‌ای لرستان،

مهندس بهروز ابراهیمی و خانم مهندس برمه‌زیار، که در مراحل مختلف این پژوهش ما را یاری داده‌اند، صمیمانه تشکر و قدردانی می‌کنند.

REFERENCES

1. Gaillardet J., Viers J., Dupre, B. 2003. Trace elements in river waters. In: Drever J.I. (eds). Surface and ground water, weathering and soils In: Holland H.D., Turekian K.K (Eds), Treatise on geochemistry. Elsevier, UK, 225–227.
2. Gibbs, R.J. 1970. Mechanism controlling world water chemistry. *Science* 17, 1088–1090.
3. Gupta, S.A., Mahato, P., Roy, J.K., Datta, R.N. 2008. Geochemistry of groundwater, Burdwan District, West Bengal. *Environment Geology* 53, 1271–1282.
4. Hounslow, A. 1995. *Water Quality Data: Analysis and Interpretation*. CRC-Press, New York, 416 p.
5. Li, S., Gu, S., Tan, X., Zhang, Q. 2009. Water quality in the upper Han River basin, China: The impacts of land use land cover in riparian buffer zone. *Journal of Hazardous Materials* 165, 317–324.
6. Neupane, G., Donahoe, R.J., 2013. Calcium-phosphate treatment of contaminated soil for arsenic immobilization. *Applied Geochemistry* 28, 145–154.
7. Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J. 1999. User's guide to PHREEQC (version 2) -A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigations Report, 312 p.
8. Rasouli, F., Kiani Pouya, A., Cheraghi, S.A.M. 2011. Hydrogeochemistry and water quality assessment of the Kor– Sivand Basin, Fars province, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment* 184, 4861–4877.
9. Richards, L.A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. US Department of Agriculture, 60 p.
10. Tank, D.K., Chandel, C.P.S. 2010. A hydrochemical elucidation of the groundwater composition under domestic and irrigated land in Jaipur City. *Environmental Monitoring and Assessment* 166, 69–77.
11. Wilcox, L.V. 1955. *Classification and Use of Irrigation Waters*. US Department of Agriculture, 19 p.