

بررسی میزان پراکندگی و نقش متغیرهای ژئوشیمیایی در انحلال و تحرک آرسنیک در منابع آب دشت سفیدرود

علیرضا مرادیان^۱، مرتضی رزم آرا^۲

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی، دانشگاه فردوسی مشهد، Armh22@yahoo.com

۲- دانشیار گروه زمین شناسی، دانشگاه فردوسی مشهد

تاریخ دریافت: ۹۳/۵/۱۹ تاریخ تصویب: ۹۳/۱۱/۲۱

چکیده

باهداف بررسی نقش متغیرهای هیدروژئوشیمیایی در آلاینده‌گی آرسنیک در منابع آبی دشت سفیدرود (استان گیلان)، نمونه برداری از آب‌های سطحی و زیرزمینی انجام گردید. با انجام آنالیزهای آماری مشخص شد که همبستگی متوسط بین متغیرهای فیزیکوشیمیایی (TDS, BOD, EC, COD) و مقدار آرسنیک در آب‌های سطحی و زیرزمینی منطقه مورد مطالعه وجود دارد. بیشترین آلودگی آرسنیک در آب چاه‌های فخرآباد و سالکده طی ماه‌های مهر و آبان مشاهده شد. فراوانی آرسنیک رابطه غیرمستقیمی با مقدار نیترات و DO در آب‌های سطحی و زیرزمینی نشان می‌دهد. روش‌های مختلف گرافیکی و آماری جهت شناسایی منشأ آرسنیک در طول حوضه رودخانه سفیدرود مورد استفاده قرار گرفت. متغیرهای هیدروژئوشیمیایی آب‌های سطحی و زیرزمینی بعلاوه مجموعه کانیایی و مشخصات رسوب شناسی آبرفتی کواترنری در منابع آبی دشت سفیدرود مورد بررسی قرار گرفت و مشخص شد غلظت آرسنیک از نظر مکانی بسیار متغیر می‌باشد. اطلاعات هیدروژئوشیمیایی نشان داد که آزاد شدن آرسنیک به درون آب‌های سطحی و زیرزمینی در محدوده مورد مطالعه توسط فرایندهای پیچیده‌ای کنترل می‌شود که مهم ترین این فرایندها عبارتند از: ۱) انحلال آرسنیک از سطح اکسی-هیدروکسیدهای آهن به عنوان فرآیند اصلی آزادسازی آرسنیک، ۲) تجزیه و هوازدگی سنگ‌ها و کانی‌های حوضه، ۳) ترکیب کانی‌شناختی آبخوان، ۴) ورود نمک (از نهشته‌های تبخیری و نفوذ آب دریا به آبخوان)، ۵) فرایندهای تبادل یونی (کانی‌های رسی در سنگ‌های رسوبی)، ۶) سرعت و مقدار جریان آب، ۷) میزان بارش باران و ۸) فعالیت‌های انسانی.

واژگان کلیدی: هیدروژئوشیمی، دشت سفیدرود، آرسنیک، تحرک آرسنیک

مقدمه

دو گونه غالب As در آب‌های سطحی و زیرزمینی، آرسنات و آرسنیت است که به ترتیب در حالت‌های اکسایشی As(V) و As(III) رخ می‌دهند (Kevin 2009). آرسنیک غیرآلی سمی تر و متحرک تر از گونه‌های آلی As است. علاوه بر این، As سه ظرفیتی سمی تر، انحلال پذیرتر و تحریک پذیرتری بالاتری در مقایسه با As(V) دارد (Smedley 2002, Wang & Mulligan 2006). مجاز As در آب آشامیدنی توسط سازمان بهداشت جهانی (WHO 2011)، آژانس حفاظت محیط آمریکا و استاندارد ۱۰۵۳ ملی ایران (۱۳۸۸) تعیین شده است. در این مورد، تمایزی بین آرسنیت و آرسنات قائل نشده است زیرا به طور معمول غلظت آرسنیک موجود در محیط زیست

آرسنیک به عنوان یک عنصر سمی شناخته شده است که بیستمین عنصر فراوان در پوسته زمین، چهاردهمین عنصر فراوان در آب اقیانوس‌ها و دوازدهمین عنصر فراوان در بدن انسان است (Bhumbla & Keefer 1994). این عنصر در محیط زیست در حالت‌های اکسایشی مختلف نظیر As^{5+} ، As^{3+} ، As^{3-} و As^0 مشاهده می‌شود (Harvey et al. 2009). رفتار شیمیایی آرسنیک بسیار شبیه به عنصر ماقبل خود (فسفر) در گروه پنج (V) جدول تناوبی است و می‌تواند جانشین این عنصر در برهم کنشهای بیوشیمیایی شود (cheng et al. 2009). آرسنیک به طور طبیعی به دو شکل آلی و غیرآلی یافت می‌شود (Bodek et al. 1988).

(Redox)، رقابت آنیون‌ها و کاتیون‌ها در کانی‌های موجود آبخوان و غیره) و نیز سینتیک برهم کنش در این فرآیند نقش دارند. (Day et al. 2004, Welch et al. 1988).

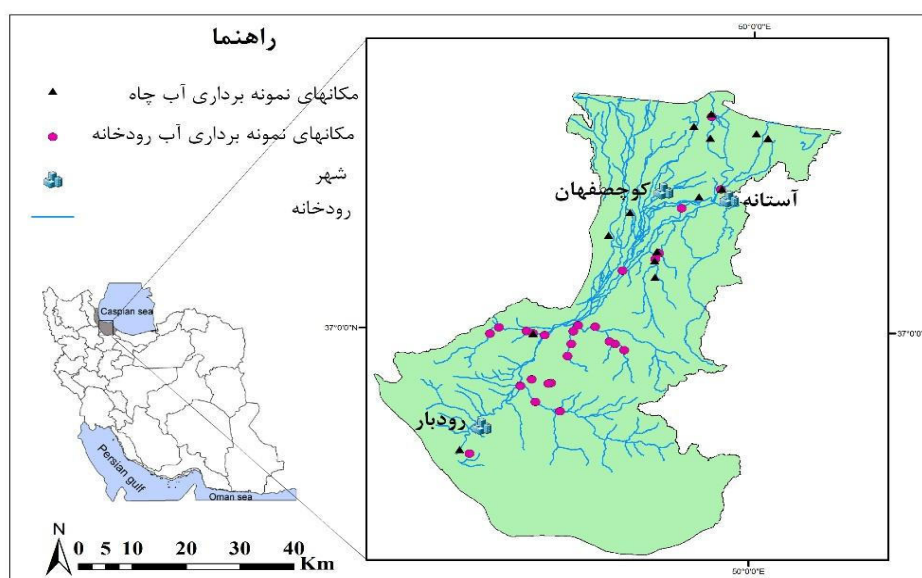
بخش عمده‌ای از گستره مورد مطالعه به وسیله رسوبات کوآترنر، رودخانه‌ای، دلتایی و ساحلی پوشیده شده است. علاوه بر این، در جنوب منطقه گرانتیوئید، منطقه دگرسانی گرین‌شیست همراه با بازالت‌ها و اسپلیت‌ها، توف‌های دگرسان‌شده، گدازه‌های بازالتی و آندزیتی، دیوریت، گابرو، دایک‌های آندزیتی و نهشته‌های قرمز رنگ آواری (سیلت، ماسه‌سنگ، گل‌سنگ و کنگلومرا) و مارن‌های ژئوپس‌دار مشاهده می‌شود (خبازنیا و همکاران ۱۳۸۳) (شکل ۲).

منطقه مورد مطالعه را می‌توان به دو بخش کوهستانی و مناطق پست تقسیم کرد (شکل ۳). بخش وسیعی از مناطق پست زمین‌های کشاورزی هستند که معمولاً در آنها کشت برنج صورت می‌گیرد. قسمت‌های که بین مناطق مرتفع کوهستانی با مناطق پست قرار دار پوشش جنگلی دیده می‌شود. هدف از این مطالعه بررسی میزان ناهنجاریها آرسنیک در منابع آبی منطقه، همچنین بررسی نقش متغیرهای هیدروژئوشیمیایی در آزادسازی آن در منابع آب‌زیرزمینی و سطحی در دشت سفیدروداست.

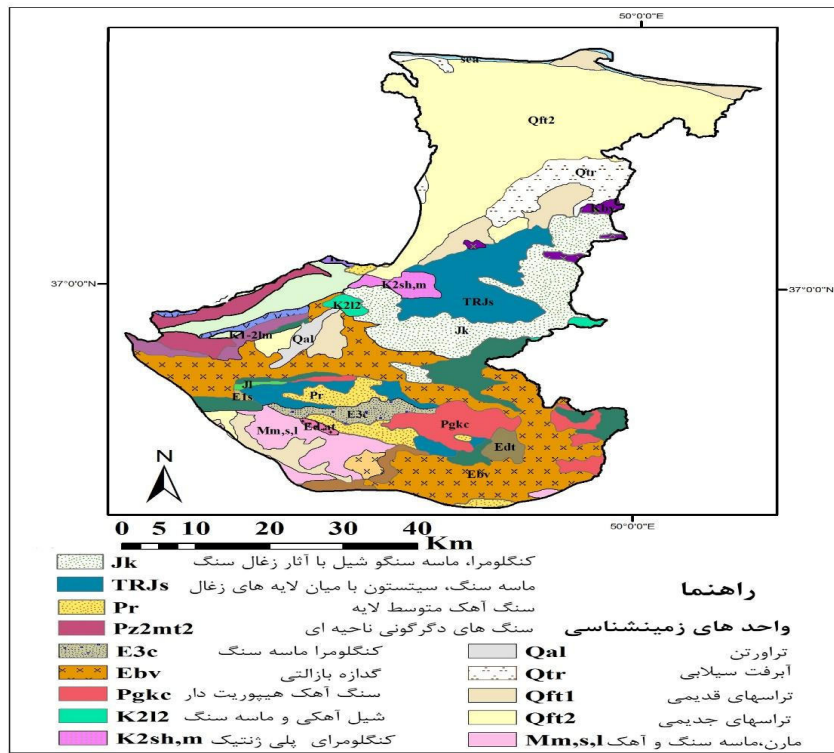
این تحقیق سعی در بررسی چگونگی ناهنجاریها As موجود در منابع آب، شناسایی منشأ و روش‌های آزادسازی آن دارد.

به صورت آرسنیک کل گزارش می‌شود. در بیشتر مناطقی که آرسنیک یک مشکل جدی در آب‌زیرزمینی است، فرآیند متحرک‌سازی سبب آزاد شدن این عنصر از رسوبات و سنگ در شرایط طبیعی و ورود آن به محیط می‌شود (Smedley & Kinniburgh 2002).

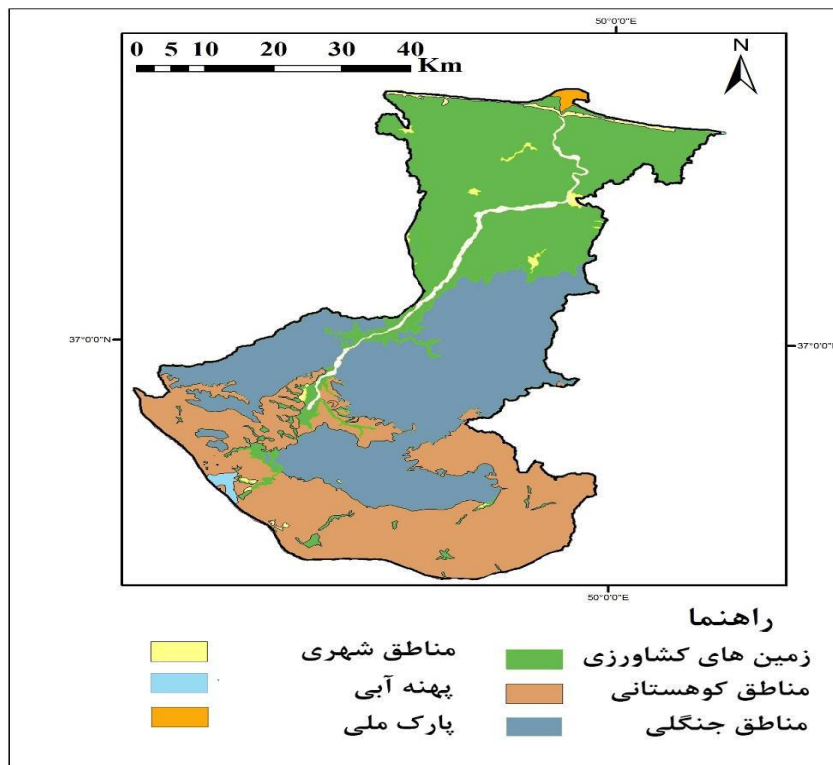
فعالیت‌های انسانی می‌توانند نقش مهمی در افزایش غلظت As در منابع آب داشته باشند که از میان آن‌ها می‌توان به معدنکاری، سوزاندن سوخت‌های فسیلی، آفت‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها و کارخانه‌های شیشه‌سازی اشاره کرد (Harvey et al. 2002, Wang & Mulligan 2006). نسبت As سه ظرفیتی به As(V) تابع سه متغیر ظرفیت اکسایشی-کاهش، pH و فعالیت‌های زیست‌شناختی است (Cullen and Reimer 1989). بر اساس مطالعات (Macur et al. 2001, Macur et al. 2004) مشخص شده که در شرایط پایدار اکسایشی، غلظت As^{3+} در آب‌های سطحی و خاک بیشتر از As^{5+} است. تحرک و سرنوشت آرسنیک در آب‌های زیرزمینی و سطحی توسط پنج فرآیند مختلف کنترل می‌شود: (۱) شرایط اکسایش-کاهش، (۲) جذب-واجذب، (۳) رقابت برای جذب سطحی (تبادل یونی)، (۴) رسوب-انحلال و (۵) فعالیت‌های زیستی (cheng et al., 2009). بسیاری از متغیرها مانند پتانسیل اکسیداسیون-احیا (Eh)، اسیدیته (pH)، ترکیب شیمیایی در سیستم (به عنوان مثال، جفت واکنش اکسایش-کاهش



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و مکان‌های نمونه‌برداری



شکل ۲- نقشه زمین شناسی منطقه مورد مطالعه



شکل ۳- نقشه ژئومورفولوژی منطقه مورد مطالعه

روش تحقیق

نمونه برداری از منابع آب منطقه به صورت ماهانه در طی ماه‌های اردیبهشت، خرداد، تیر، مرداد، شهریور، مهر و آبان، به منظور تعیین غلظت شبه فلز آرسنیک در منابع آب انجام شد (شکل ۱). برای این منظور از هر ایستگاه نمونه برداری یک ظرف شیشه‌ای ۸۰ cc آب برداشت شده پس از فیلتر کردن نمونه‌ها، جهت تثبیت به هر ظرف، ۵ cc اسید نیتریک اضافه گردید تا $\text{pH} \leq 2$ برسد تا از رسوب احتمالی فلزات سنگین جلوگیری کند (Nickson et al. 2000) و سپس با استفاده از ICP-OES اندازه‌گیری صورت گرفت. اندازه‌گیری خواص فیزیکوشیمیایی آب که شامل: دما، اسیدیته (pH)، اکسیژن محلول (DO)، کل مواد جامد محلول (TDS)، هدایت الکتریکی (EC) با استفاده از دستگاه ملتی متغیر در محل

نمونه برداری صورت گرفت، برای متغیرهای اکسیژن خواهی زیستی (BOD)، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، نیترات (NO_3^-)، فسفات (PO_4^{3-})، کلرید (Cl^-)، سولفات (SO_4^{2-})، کربنات (CO_3^{2-})، بیکربنات HCO_3^- ، کلسیم (Ca^{+2})، منیزیم (Mg^{+2})، سدیم (Na^+)، پتاسیم (K^+) و آمونیوم (NH_4^+) است از هر منبع، یک ظرف پلی اتیلن 500 cc آب برداشت شد که پس از فیلتر کردن نمودن به آزمایشگاه ارسال گردید، با استفاده روش تیتراسیون اندازه‌گیری شدند. طبقه‌بندی داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار Arc GIS (9.3)، نقشه‌های موردنیاز و پهنه‌بندی اراضی از دیدگاه‌های مختلف تهیه گردید. جهت ترسیم نمودارها و ضرایب همبستگی از نرم‌افزار SPSS (19) استفاده شد.

جدول ۱- میانگین متغیرهای هیدرولوژیکی و هواشناسی منطقه

محل ایستگاه							مشخصات
سد منجیل	سد سنگر	جیرنده	پل آستانه	کیاشهر	منجیل	رشت	
-	-	۲۴/۶	-	۲۴/۶	۱۷/۷	۱۶	دما (C°)
-	-	۳۳۴	-	۲۸۸/۴	۳۴۵	۳۰۱	ساعات آفتابی
-	-	۴۸	-	۶۹	۶۰	۸۲	رطوبت نسبی (%)
-	-	۲۹۳/۹	-	۱۹۰/۶	۴۸۹	۱۷۵/۸	میزان تبخیر (mm)
۱۲۴۷	۱۵۶۸	۳۰۶/۳	۱۲۹۱	۸۳۲/۵	۲۰۸/۳	۱۱۳۷/۵	بارش (mm)

موقعیت منطقه مورد مطالعه

دشت سفیدرود در شمال کشور (در استان گیلان) قرار گرفته است. این دشت یکی از بزرگ‌ترین دشت‌ها در شمال کشور است که تأمین‌کننده آب شرب و کشاورزی شهرهای رشت، رودبار، منجیل، کیاشهر، آستانه اشرفیه و بسیاری از شهرهای کوچک و روستاها دیگر است. محدوده در شرق شهر رشت قرار گرفته است (شکل ۱). رودخانه‌های مهم منطقه شامل سفیدرود، رشته رود، خرشک، توتکابن، فیرارود، زیلکی رود و دیسام می‌باشند. مساحت حوضه حدود ۶/۵ Mha از محل سد سفیدرود بوده و جریان آبدهی سالیانه آن حدود ۴/۵ Gm² است.

هواشناسی و هیدرولوژی

عوامل آب و هوایی (دما و بارندگی) به طور مستقیم یا غیر

مستقیم بر منابع آب تأثیر می‌گذارند. به منظور بررسی تأثیرات این عوامل در منطقه مورد مطالعه از آمارهای بلندمدت اندازه‌گیری شده در هفت ایستگاه موجود در محدوده مورد مطالعه استفاده شد (جدول ۱).

متوسط میزان بارش سالیانه منطقه ۹۷۰ mm است. بیشترین میزان بارندگی در طی ماه‌های مهر، آبان و آذر است. در واقع ۴۱٪ بارندگی سالانه در فصل پاییز، ۱۲٪ در فصل بهار، ۲۳٪ در طول تابستان و ۲۴٪ در طی فصل زمستان رخ می‌دهد.

بررسی کیفیت شیمیایی آب، یکی از مراحل بسیار ضروری و مهم در بررسی و مطالعه منابع آبی می‌باشد. کیفیت شیمیایی آب سفیدرود متأثر از عوامل طبیعی و مصنوعی است که کیفیت آن را تحت الشعاع خود قرار داده است. به طور کلی، کیفیت آب رودخانه‌ها متأثر از دو منشأ طبیعی

استانداردسازی داده‌ها هموزئیتی یک مجموعه داده را افزایش داده و نرمالیتی آن را زیاد می‌کند و گذشته از این متضمن می‌شود که همه متغیرها به شرایط واریانس‌هایشان نزدیک هستند (Yidana et al. 2010). به منظور دستیابی به اهداف توزیع نرمال و هموزئیتی بالا، این داده‌ها طبق رابطه زیر با z-scores های متناظرشان استانداردسازی شده‌اند.

$$z = \frac{x - \mu}{s} \quad (1)$$

X: داده‌ها

μ : میانگین داده‌ها

S: انحراف معیار مجموعه داده‌ها است.

(کیفیت آب بارندگی و کیفیت شیمیایی لیتولوژی حوضه آبریز) و نیز منشأ مصنوعی ناشی از فعالیت‌های شهری، صنعتی و کشاورزی است (Zhang 2008).

برای بررسی فرآیندهای هیدروشیمیایی حاکم بر منطقه، از داده‌های ۱۲ ایستگاه موجود در حوضه آبریز سفیدرود در محدوده مطالعه استفاده شد (جدول ۲) تا بتوان به نقش لیتولوژی حوضه آبریز بر کیفیت آب و تعیین اثر کانی‌های انحلال یافته کربناته، سیلیکاته و سولفاته در آب این رودخانه پی برد. متغیرها برای افزایش توزیع نرمالشان، به صورت لگاریتمی تبدیل شده که برای نتایج بهینه و تفاسیر قابل اعتماد این نتایج ترجیح داده شده است.

جدول ۲- خصوصیات آماری داده‌های هیدروشیمیایی

متغیر	EC	pH	TDS	Hco ₃ ⁻	Cl ⁻	So ₄ ⁻²	Co ₃ ⁻²	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Na ⁺	K ⁺
	(μ S/cm)										
میانگین	۸۸۳/۵۹	۷/۶۶	۵۵۹	۲/۸۳	۳/۴۹	۲/۰۸	۰/۰۱	۳/۲۶	۱/۶	۳/۴	۰/۱۷
میانه	۶۰۱	۷/۷	۳۸۰/۵۲	۲/۸۸	۱/۴	۱/۲۸	۰/۰۰	۳	۱/۳	۱/۳۹	۰/۸
انحراف معیار	۷۲۴/۲۷	۰/۳۹	۷۷۵/۷۷	۱/۰۱	۴/۵۲	۲/۱۴	۰/۰۳	۱/۷۱	۱/۳۷	۴/۲۴	۰/۴۵
چولگی	۱/۳	-۰/۷۳	۱/۲۹	۰/۱۲	۱/۷۳	۱/۵۵	۷/۶۳	۱/۲۱	۴/۰۸	۱/۶۵	۵/۶۷
درجه اوج	۱/۱۴	۴/۶۱	۱/۱۲	۰/۹۱	۲/۷۳	۲/۹	۸۱/۷	۳/۵۱	۵۲/۴۳	۲/۴۵	۳۴/۳۴
کمینه	۹۰	۵/۱	۱	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰	۰
بیشینه	۳۷۰۰	۸/۸۷	۲۳۳۱	۸	۲۵	۱۵/۱۶	۰/۳	۱۴/۷	۲۴	۲۲/۳	۴/۴

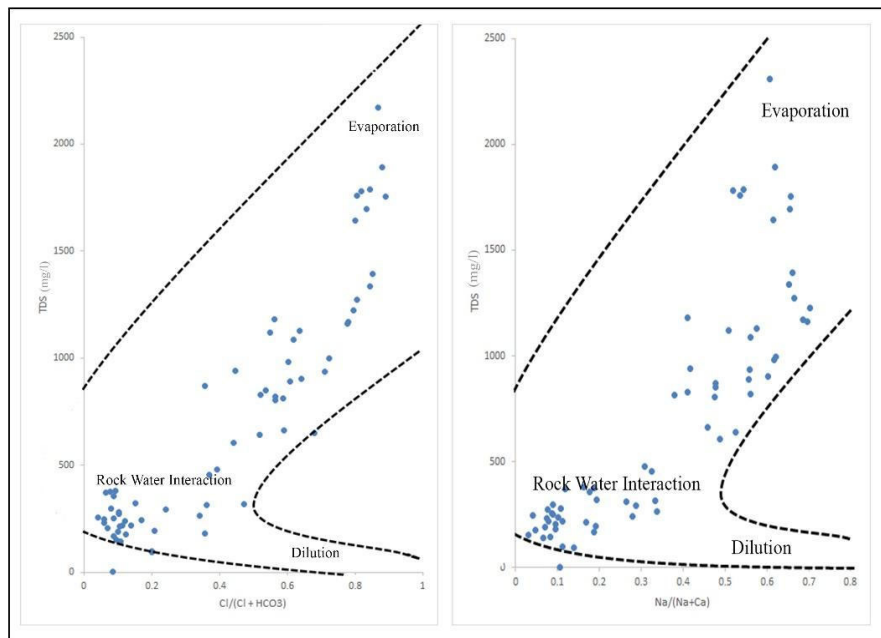
تقسیم شده (۱، ۲، ۳، ۴، ۵) که شناسایی پنج نوع مختلف تیپ آب زیرزمینی را ممکن ساخته است. در قسمت‌های ۱، ۲، ۳، ۴، کاتیون و آنیون غالب وجود دارد ولی در قسمت ۵، هیچ کاتیون و آنیونی غالب نیست (Mays 2005). بر اساس نمودار پایپر (شکل ۵)، بیشتر نمونه‌ها در بخش ۱ قرار داشته که بیانگر سختی موقت است و می‌تواند ناشی از انحلال کانی‌های سولفاته و تبخیری باشد که در جنوب منطقه مورد مطالعه با وجود تشکیلات مارنی، این نوع کانی‌ها فراوان هستند.

یک سری دیگر از نمونه‌ها در قسمت ۳ قرار دارند که بیانگر تغذیه آب باران، با مدت ماندگاری کم و عبور از سازندهای دارای کلسیم و منیزیم غالب همچون آهک و سنگ‌های آذرین بازیگ است (Hounslow 1995). تعدادی از نمونه‌ها نیز در قسمت اختلاط نمودار قرار گرفته‌اند که نشان‌دهنده چند منشأ بودن این نمونه‌ها می‌باشند.

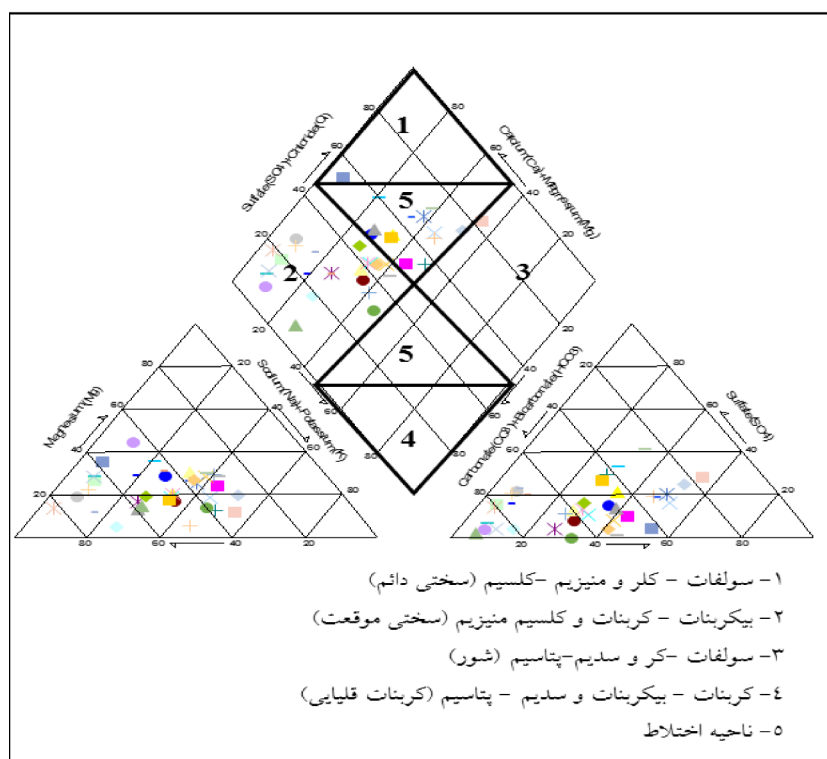
نمودار گیس به منظور ارزیابی تأثیر فرآیندهای هیدروشیمیایی نظیر بارش، هوازدگی سنگ و تبخیر بر شیمی آب بکار می‌رود (Gibbs 1970).

فرآیندهای تبخیر و انحلال کانی‌های تبخیری و همچنین هوازدگی کانی‌های فراوان موجود در مجموعه سنگ‌های منطقه، نقش مؤثری در شیمی آب‌های منطقه داشته‌اند (مرادیان و رزم‌آرا ۱۳۹۳).

همان‌طور که از شکل ۴ پیداست، بیشتر نمونه‌ها در قسمت فعل و انفعالات آب با سنگ قرار می‌گیرند. تعدادی از نمونه‌ها نیز در قسمت تبخیری‌ها قرار می‌گیرند. نمونه‌هایی که از قزل‌اوزن و سد منجیل برداشت شده‌اند به دلیل ارتباط با سازندهای مارنی و تبخیری، بیشتر تحت تأثیر تبخیر قرار داشته‌اند. برای نمایش ترکیب شیمیایی و تعیین رخساره‌های هیدروشیمیایی آب‌ها، از نمودار پایپر استفاده شد. بخش لوزی شکل نمودار پایپر به پنج قسمت



شکل ۴- نمودار موقعیت نمونه‌های آب منطقه مورد مطالعه بر روی مدل گیبس



شکل ۵- نمودار موقعیت نمونه‌های آب بر روی نمودار پایپر

جدول ۳- میانگین متغیرهای فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده در چاه‌ها نمونه‌برداری شده

ایستگاه ^o	PH	EC	T	TDS	DO	BOD	COD	NH ₄ ⁺	No ₃ ⁻	Po ₄ ³⁻	As
		(mS/cm)	(C°)	(mg/l)						(μg/l)	
WShM-1	۷/۱۲	۲/۷	۱۶	۱۷۴۴	۷/۳	۳۰	۶۸/۸	۰/۱۳	۱۲/۶	۰/۰۸	۳/۲۸
WAbS-2	۷/۵۵	۱/۴۳	۱۶/۷	۹۰۷	۵/۹	۲۶	۶۰/۸	۰/۱۴	۰/۴۳	۰/۰۵	۱/۵۹
WFA-3	۷/۷	۰/۹۶	۱۶/۶	۶۱۸	۲/۱۵	۶۲/۱	۶۳/۸	۰/۶۳	۳/۰۷	۰/۲۹	۱/۹۷
WKB-4	۷/۲۵	۱/۳۹	۱۶/۸	۸۹۳	۳/۴	۳۱	۶۶/۴	۰/۲۲	۲۰/۳۸	۱/۲۹	۴/۷
Web-5	۷/۱	۱/۳۵	۱۶/۴	۸۶۸	۲/۷۴	۲۸/۸	۶۳/۷	۰/۰۷	۷/۳۶	۰/۷۵	۲/۴۴
WS-6	۷/۳	۱/۳	۱۷	۸۷۸	۳/۲	۳۰/۲	۷۳/۳	۰/۲۵	۷/۳	۴/۸	۱۷/۷۱
WF-7	۷/۲۱	۱/۸۴	۱۷	۱۱۷۷	۳/۱	۳۴/۶	۷۴/۹	۰/۱۲	۱۹/۶	۰/۶۸	۱۵/۳
WVi-8	۷/۱۲	۱/۴۶	۱۷	۹۳۷	۲/۲۷	۳۶/۳	۷۹/۳	۰/۰۸	۶/۳	۰/۱۱	۴
WKH-9	۷/۵۱	۱/۶۵	۱۶/۷	۱۰۶۱	۳/۵۵	۲۸/۶	۵۹/۷	۰/۰۶	۱/۰۵	۰/۰۵	۵/۰۵
WLS-10	۶/۹۷	۱/۹۹	۱۷	۱۲۷۲	۳/۰۲	۱۳/۷	۶۵/۹	۰/۱۶	۷/۶۴	۰/۳۳	۴/۸۶
Wkl-11	۷/۱۸	۰/۷۷	۱۷/۳۳	۴۹۵	۵/۹۳	۱۸/۸۵	۴۰/۲۵	۰/۱۲	۴/۸۴	۰/۰۹	۲/۴۹
Wkh-12	۷/۵۳	۰/۴۷	۱۶/۲۲	۳۱۲/۱۱	۴/۶۷	۱۸/۲۵	۳۹/۵۱	۰/۰۹	۱۴/۰۱	۰/۳۴	۲/۲۳
Wpa-13	۶/۷	۰/۹۳۲	۱۷/۲۲	۵۹۷/۱۱	۵/۱۳	۱۵/۶۲	۳۶/۲۴	۰/۱۵	۴/۳۸	۰/۰۸	۲/۵۴
Wfa-14	۶/۷۵	۱/۳۸	۱۶	۸۸۴/۵	۵/۰۸	۲۲	۴۴/۵۵	۰/۰۵۸	۹/۶۸	۰/۹۹	۱/۶۴

*نمونه‌های آب‌زیرزمینی: چاه منجیل (WShM-1)، چاه سازمان آب سنگر (WAbS-2)، چاه فلاح آستانه (WFA-3)، پل کباشهر (WKB-4) و چاه‌های ابراهیم‌سرا (Web-5)، سالکده (WS-6)، فخرآباد (WF-7)، ویشتانسک (WVi-8)، خشکبیجار (WKH-9)، لسکوکلایه (WLS-10)، کلاشم (Wkl-11)، خارورد (Wkh-12)، پاشاسکی (Wpa-13) و فکور (Wfa-14) می‌باشند.

جدول ۴- میانگین متغیرهای فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده در رودخانه‌ها

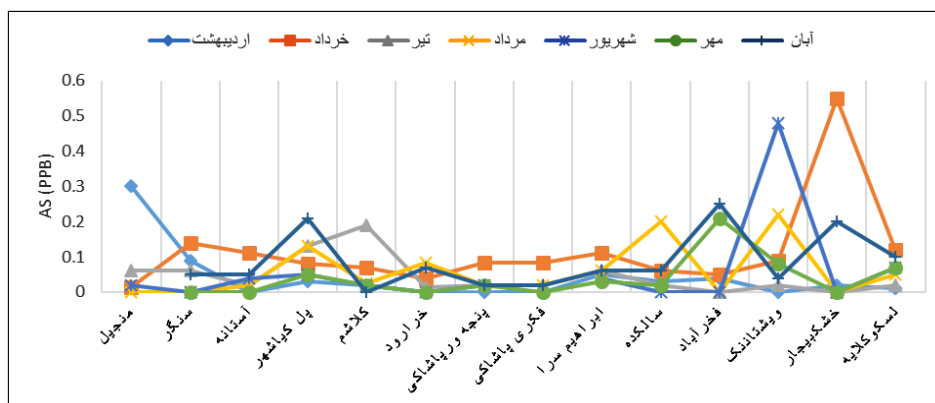
ایستگاه ^o	PH	EC	T	TDS	DO	BOD	COD	NH ₄ ⁺	No ₃ ⁻	Po ₄ ³⁻	As	Discharge
		(mS/cm)	T(C°)	(mg/l)						(μg/l)	(m ³ /s)	
RM-1	۷/۸	۲/۰۵	۱۹	۱۳۱۳	۹/۱	۳۹/۵	۷۵/۸	۰/۲۱	۳/۸	۰/۱۳	۵/۳۱	۴۹/۴۹
RT-2	۷/۷	۱/۴	۱۹	۸۹۵	۹/۳	۳۴/۱	۶۸/۹	۰/۱۶	۳/۲	۰/۱۱	۴/۱۶	۴۳/۷۶
RS-3	۷/۶	۱/۳۱	۱۹/۸	۸۴۳	۸/۷	۳۳/۳	۷۰	۰/۱۵	۳/۳	۰/۰۴	۴/۵	۲۹/۸
RAS-4	۷/۷	۱/۱	۱۹/۷	۸۴۵	۸	۳۰/۸	۷۰/۶	۰/۳۳	۲/۴	۰/۱۱	۴/۲	۱۱/۰۲
RKI-5	۷/۷	۱/۳	۲۱	۸۴۲	۸/۳	۲۸/۷	۵۸/۷	۰/۱۳	۲/۲۲	۰/۰۸	۶/۱۵	۱۱/۳۹
RCH-6	۸	۰/۴۶	۱۸/۴	۲۹۹	۹/۱	۱۶/۷	۳۱/۸	۰/۱۶	۳/۸	۰/۰۶	۵/۰۸	۰/۳۵۲
RA-7	۸	۰/۵۱	۱۹	۳۲۸	۹/۲	۱۵	۳۰/۴	۰/۱۷	۲/۶	۰/۰۶	۳/۱۴	۰/۵۸۳
RTO-8	۷/۹	۰/۵۴	۱۹/۲	۳۵۲	۹/۲	۱۶/۹	۳۰	۰/۲۱	۱/۶	۰/۰۶	۳	۰/۴۳۵
RRO-9	۸	۰/۳۲	۱۵/۸	۲۰۵	۹/۸	۱۵/۷	۳۳/۵	۰/۱۷	۲	۰/۱۱	۲/۶۱	۱/۲۱
RH-10	۸	۰/۳۱	۱۶/۷	۲۱۰	۹/۴	۱۶/۵	۳۶/۶	۰/۲۸	۲	۰/۰۹	۳/۸۸	۱/۶۲
RK-11	۸	۰/۳۲	۱۶/۸	۲۱۰	۹/۷	۱۳/۱	۲۴/۳	۰/۱۸	۱/۹	۰/۱	۲/۴۸	۱/۹۲
RD-12	۷/۴	۰/۳۲	۱۵	۲۰۰	۹/۹	۱۲/۲	۲۷/۱	۰/۳۲	۳/۷	۰/۰۶	۳/۳	۲/۵۵
RKH-13	۷/۶	۰/۳۳	۱۶/۷	۲۱۲	۹/۳	۱۵/۹	۳۳/۵	۰/۱۴	۳/۲	۰/۲	۴/۵۷	۱۹/۹۱
RF-14	۷/۶	۰/۲۹	۱۵/۵	۱۹۰	۹/۸	۱۴/۸	۳۵/۶	۰/۱۹	۳	۰/۱۸	۳/۳۳	۱/۵۴
RB-15	۷/۷۳	۰/۳۱	۱۶/۱	۲۰۰	۹/۸	۱۱/۹	۲۹	۰/۱۴	۳/۳	۰/۱	۳/۲۸	۱/۴۶
RBA-16	۷/۷۴	۰/۲۹	۱۷	۱۹۳	۱۰	۱۵/۶	۳۲/۹	۲/۰۳	۳/۶	۰/۰۹	۳/۹۳	۱/۷۷
RR-17	۷/۸	۰/۵۳	۱۷/۲	۲۱۵	۹/۳	۱۲/۳	۲۶/۸	۰/۱۰۹	۳/۲	۰/۰۳	۲/۸۵	۱/۱۸
RG-18	۷/۸	۰/۳۲	۱۶/۴	۲۰۶	۹/۴	۱۴/۷	۲۸/۴	۰/۰۸	۲/۵	۰/۰۴	۳/۲۳	۱/۲۳
RDO-19	۷/۸	۰/۳۱	۱۷/۵	۲۰۱/۵	۹/۲	۱۱/۵	۲۷/۶	۰/۱۰۸	۲/۴	۰/۰۷	۲/۴۵	۰/۵۷۲
RBI-20	۷/۶	۰/۳۱	۱۷/۷	۲۰۰	۹/۵	۱۴/۳	۲۸/۶	۰/۰۸	۲/۱	۰/۰۴	۴/۴۵	۲/۹۸

*نقاط نمونه‌برداری آب سطحی: (RM-1) سد منجیل، (RT-2) سد تاریک، (RS-3) سد سنگر، (RAS-4) پل آستانه، (RKI-5) پل کباشهر، (RCH-6) ده چره، (RA-7) ده انارکل، (RTO-8) پل توتکاین، (RRO-9) رشته‌رود، (RH-10) مجتمع هیرکان، (RK-11) کلاشم، (RD-12) مجتمع درویش، (RKH-13) ده خرشک، (RF-14) ده فیراورد، (RB-14) براگور، (RBA-15) براگور بالا، (RR-16) رودسرا، (RG-17) گندلاور، (RDO-19) سردآب، (RBI-20) بیجار.

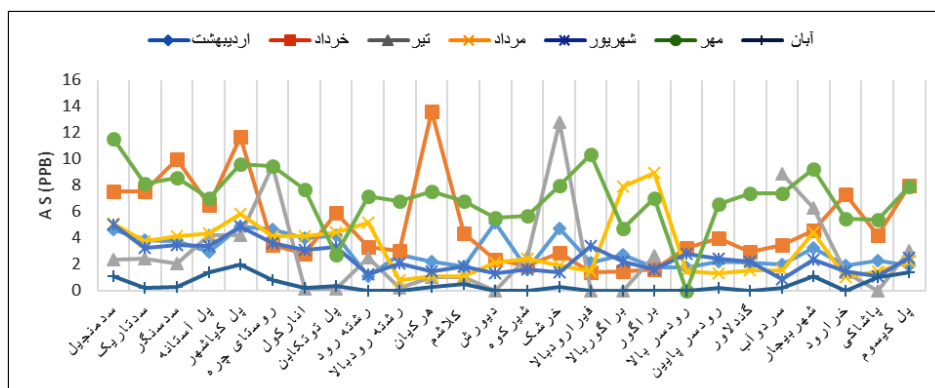
بحث

وارد منابع آب زیرزمینی شده است. علاوه بر این خاک‌های شالیزاری در زمان غرقاب در شرایط احیاء بوده، در این خاک‌ها آهن و منگنز به فرم احیاء، در طبقات زیرین بر روی سطوح ریشه و یا نواحی دارای اکسیژن کافی اکسید شده و به اشکال مختلف رسوب می‌کنند (محمدی مرشت و همکاران ۱۳۹۰). در نتیجه آرسنیک می‌تواند در طی این فرایند توسط آهن و منگنز جذب شده و از سیستم آب خارج می‌شود. برای به دست آوردن ماتریکس همبستگی از همبستگی اسپیرمن که مستقل از توزیع داده‌ها است استفاده شد (جداول ۵ و ۶). همبستگی همه متغیرها در سطح ۰/۰۵ معنی‌دار هستند. همبسته‌ترین متغیرها با As در آب‌های زیرزمینی به ترتیب عبارت‌اند از COD، BOD، TDS و دمای آب می‌باشند ولی در آب‌های سطحی به ترتیب COD، BOD و TDS است.

بر اساس نتایج به دست آمده از آنالیز نمونه‌های آب مورد مطالعه (جداول ۳ و ۴)، مقدار As برخی از نمونه‌ها بیشتر از حد مجاز و در بسیاری از نمونه‌ها بیشتر از مقدار توصیه شده As در آب است. برای بررسی تغییرات غلظت آرسنیک در ماه‌های مختلف در نمودار تغییرات زمانی (شکل‌های ۶ و ۷) نشان داد که کمترین میزان آرسنیک برای نمونه‌های چاه‌ها در طی دو ماه تیر و مرداد و برای آب‌های سطحی کمترین میزان آرسنیک در تیرماه و بیشترین میزان آن در مهرماه اندازه‌گیری شده است. در طی این دو ماه، مقدار بارش باران به کمترین میزان خود می‌رسد. با شروع آغاز بارش‌ها (شهریورماه)، بر میزان As موجود در چاه‌ها افزوده می‌شود که مبین این است که احتمالاً As در اثر شست‌وشوی رسوبات و خاک‌ها، آزاد و



شکل ۶- تغییرات آرسنیک نمونه‌های چاه‌های آب در ماه‌های مختلف



شکل ۷- تغییرات آرسنیک نمونه‌های رودخانه‌ها در ماه‌های مختلف

جدول ۵ - همبستگی بین متغیرهای اندازه‌گیری شده در رودخانه‌های منطقه مورد مطالعه

	pH	TDS	EC	T	DO	BOD	COD	NH ₄ ⁺	No ₃ ⁻	Po ₄ ³⁻	As
pH	۱										
TDS	۰/۰۷۲	۱									
EC	-۰/۰۰۹	۰/۸۹۹	۱								
T	-۰/۰۰۹	۰/۱۶۱	۰/۱۴۵	۱							
DO	-۰/۰۰۱	-۰/۳۶۸	-۰/۳۰۷	-۰/۳۹۰	۱						
BOD	-۰/۰۰۹	۰/۷۸۳	۰/۷۰۲	۰/۱۰۰	-۰/۲۵۰	۱					
COD	-۰/۱۳۹	-۰/۶۹۴	۰/۶۳۱	۰/۰۸	-۰/۲۴۰	۰/۸۷۸	۱				
NH ₄ ⁺	-۰/۰۷۵	-۰/۰۴۹	-۰/۰۴۰	-۰/۰۰۹	-۰/۰۳۵	۰/۰۰۲	-۰/۰۰۲	۱			
No ₃ ⁻	-۰/۱۳۸	۰/۰۴۵	۰/۰۷۹	۰/۲۵۳	۰/۰۰۳	۰/۰۲۴	۰/۰۵۸	۰/۰۷۵	۱		
Po ₄ ³⁻	-۰/۲۶۰	-۰/۰۶۴	-۰/۰۶۳	-۰/۰۱۲	۰/۰۷۶	۰/۰۳۲	۰/۰۸۳	-۰/۰۱۶	۰/۱۵۹	۱	
As	۰/۰۹۷	۰/۲۹۶	۰/۲۴۷	۰/۱۳۲	-۰/۲۵۱	۰/۱۷۲	۰/۱۴۷	-۰/۰۰۵۴	-۰/۱۲۵	-۰/۱۱۹	۱

جدول ۶- همبستگی بین متغیرهای اندازه‌گیری شده در چاه‌های منطقه مورد مطالعه

	PH	TDS	EC	T	DO	BOD	COD	NH ₄ ⁺	No ₃ ⁻	Po ₄ ³⁻	As
PH	۱										
TDS	-۰/۲۹۶	۱									
EC	-۰/۳۰۵	۰/۹۹۷	۱								
T	-۰/۱۶۸	-۰/۰۲۰	-۰/۰۱۲	۱							
DO	۰/۰۸۹	-۰/۱۸۹	-۰/۱۹۴	-۰/۰۰۸	۱						
BOD	۰/۱۰۵	۰/۳۶۸	۰/۳۵۹	-۰/۱۷۸	-۰/۲۱۱	۱					
COD	۰/۰۶۰	۰/۳۲۱	۰/۳۱۱	-۰/۰۷۲	-۰/۲۳۱	۰/۸۴۱	۱				
NH ₄ ⁺	۰/۱۷۰	-۰/۰۹۱	-۰/۰۹۰	۰/۱۱۲	-۰/۱۶۵	۰/۱۳۹	۰/۰۶۱	۱			
No ₃ ⁻	۰/۰۶۹	۰/۰۳۰	۰/۰۲۶	-۰/۱۰۴	-۰/۰۳۷	-۰/۰۹۵	۰/۰۴۲	-۰/۱۴۵	۱		
Po ₄ ³⁻	۰/۰۲۱	-۰/۰۶۴	-۰/۰۶۶	-۰/۰۴۵	۰/۱۰۵	۰/۰۹۹	۰/۰۷۱	۰/۱۱۳	۰/۰۳۴	۱	
As	-۰/۱۵۱	۰/۲۱۸	۰/۲۱۷	-۰/۰۵۳	-۰/۱۹۲	۰/۱۶۰	۰/۱۹۵	۰/۱۱۵	-۰/۰۳۳	۰/۲۷۵	۱

(۰/۲۵۱-) برای آب‌های سطحی که بین As و DO دیده می‌شود می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش میزان DO از میزان As محلول در آب کاسته می‌شود.

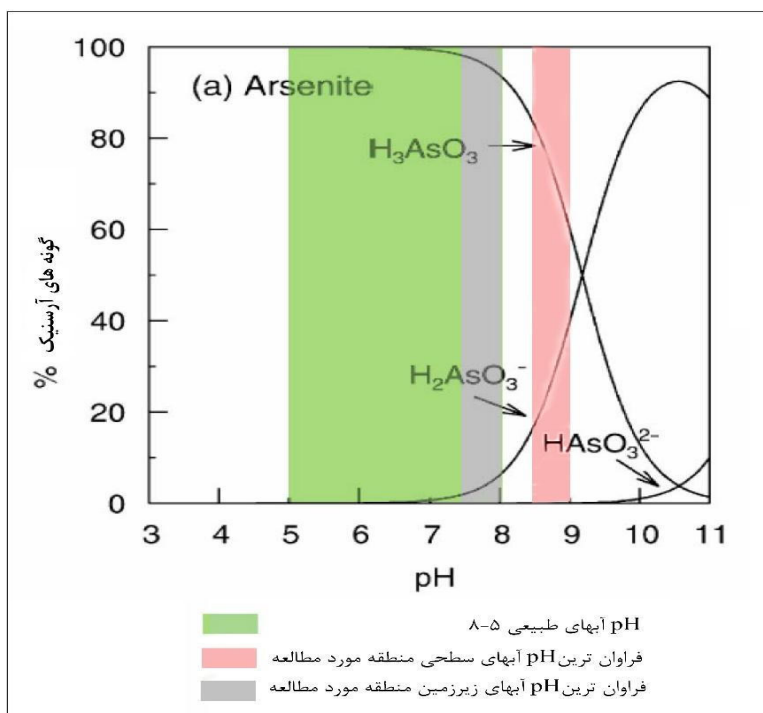
pH: در آب‌های زیرزمینی، میزان As تا pH=۷، روند افزایشی نشان می‌دهد ولی با افزایش pH، از مقدار As محلول در آب کاسته می‌شود. در آب‌های سطحی تقریباً روند افزایشی انحلال آرسنیک با بالا رفتن مقدار pH مشاهده می‌شود. همچنین، همبستگی بسیار ضعیفی (۰/۰۹۷) بین pH و As مشاهده می‌شود. علاوه بر این مقدار pH نقش بسیار مهمی در نوع گونه‌های آرسنیک دارد. بیشتر نمونه‌های آب‌زیرزمینی دارای pH=۷/۵ تا ۸ دارند. در این محدوده، آرسنیک بیشتر به صورت گونه آرسنیت است ولی با افزایش pH از مقدار آن کاسته می‌شود (شکل ۹). بیشتر نمونه‌های آب سطحی pH در حدود ۸ تا ۸/۵ دارند در این بازه از pH، مقدار گونه

برای بررسی ارتباط فرآیندها و متغیرهای مختلف با رهاسازی As در آب، از جدول همبستگی اسپیرمن و همچنین از نمودارهای فراوانی As (شکل‌های ۹ و ۱۰) در مقابل متغیرهای اندازه‌گیری شده مختلف استفاده شد. بر این اساس مشاهده شده که فراوانی بالای As زمانی رخ می‌دهد که مقدار DO و نیترات پایین باشد و TDS، BOD، COD و فسفات بالا باشند.

اکسیژن محلول: کمترین مقدار DO اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب‌زیرزمینی صفر، بیشترین مقدار ۱۱/۵ و متوسط آن ۴/۳ mg/l است. برای آب‌های سطحی، کمترین مقدار DO اندازه‌گیری شده ۱/۹، بیشترین مقدار ۱۲/۵ و متوسط آن ۹/۵ mg/l است. با افزایش میزان اکسیژن محلول در آب باعث کاهش غلظت As در آب‌های زیرزمینی و سطحی است. بر اساس همبستگی بسیار ضعیف منفی (۰/۱۹۲-) در آب چاه‌ها و همبستگی ضعیف منفی

آن کاسته می‌شود (شکل ۸). بیشتر نمونه‌های آب سطحی pH در حدود ۸ تا ۸/۵ دارند در این بازه از pH، مقدار گونه آرسنیت کاسته می‌شود ولی مقدار گونه آرسنات زیادتر می‌شود.

آرسنیت کاسته می‌شود ولی مقدار گونه آرسنات زیادتر می‌شود. علاوه بر این مقدار pH نقش بسیار مهمی در نوع گونه‌های آرسنیک دارد. بیشتر نمونه‌های آب زیرزمینی دارای pH ۷/۵ تا ۸ دارند. در این محدوده، آرسنیک بیشتر به صورت گونه آرسنیت است ولی با افزایش pH از مقدار



شکل ۸- گونه‌های آرسنیک تحت تأثیر pH (Smedley & Kinniburgh 2002)

آب نیز افزایش پیدا می‌کند. دلیل این موضوع به خاطر رابطه‌ی معکوسی است که با DO دارد. با افزایش میزان COD مقدار بیشتری از اکسیژن محلول آب استفاده می‌شود، در نتیجه As افزایش پیدا می‌کند. برای COD، همبستگی ضعیف مثبت (۰/۱۹۵) در نمونه‌های چاه‌ها و همبستگی ضعیف مثبت (۰/۱۴۷) در نمونه‌های آب سطحی با As مشاهده می‌شود.

کل مواد جامد محلول: کمترین مقدار TDS اندازه‌گیری شده، برای آب‌های زیرزمینی ۱۱۴، بیشترین ۱۹۹۶ و متوسط آن ۸۷۰ mg/l است. برای آب‌های سطحی، کمترین مقدار آن ۵۷، بیشترین ۱۴۷۳ و متوسط آن ۳۶۹ mg/l می‌باشد. میزان انباشتگی As در آب رابطه مستقیم خطی با TDS نشان می‌دهد به طوری که همبستگی ضعیف مثبت

اکسیژن خواهی زیستی: کمترین مقدار BOD اندازه‌گیری شده، برای آب‌های زیرزمینی ۶/۷، بیشترین ۵۱/۸ و متوسط آن ۲۷ mg/l است. برای آب‌های سطحی، کمترین مقدار آن ۱/۹، بیشترین ۶۵ و متوسط آن ۱۷ mg/l می‌باشد. با افزایش میزان BOD بر مقدار As محلول در آب افزوده می‌شود. همبستگی ضعیف مثبت (۰/۱۶۰) در نمونه‌های چاه‌ها و همبستگی ضعیف مثبت (۰/۱۷۲) در نمونه‌های آب سطحی، بین BOD با As مشاهده می‌شود.

اکسیژن خواهی شیمیایی: کمترین مقدار COD اندازه‌گیری شده، برای آب‌های زیرزمینی ۶، بیشترین ۱۵۴ و متوسط آن ۳۷ mg/l است. برای نمونه‌های رودخانه‌ای کمترین مقدار مشاهده شده ۴، بیشترین ۱۳۴ و متوسط آن ۳۷ mg/l می‌باشد. همانند BOD با افزایش میزان COD مقدار As

(۰/۲۱۸) و (۰/۲۹۶) به ترتیب در نمونه‌های چاه‌ها و نمونه‌های آب سطحی بین این دو متغیر وجود دارد.

هدایت الکتریکی: کمترین مقدار EC اندازه‌گیری شده، برای آب‌های زیرزمینی ۰/۱۷، بیشترین میزان آن ۳/۱۲ و متوسط آن ۱/۳۶ mS/cm و برای آب‌های سطحی، کمترین مقدار آن ۰/۰۸، بیشترین ۲/۳ و متوسط آن ۰/۵۷ mS/cm است. با افزایش میزان EC مقدار آرسنیک نیز افزایش می‌یابد. همچنین برای EC همبستگی ضعیف مثبت (۰/۲۱۷) در نمونه‌های چاه‌ها و همبستگی ضعیف مثبت (۰/۲۴۷) در نمونه‌های آب سطحی با As مشاهده می‌شود.

نیتрат: کمترین مقدار NO_3^- برای آب‌های زیرزمینی صفر، بیشترین مقدار ۶۱ و متوسط نیترات ۸/۵ mg/l اندازه‌گیری شده است. برای نمونه‌های رودخانه‌ای کمترین مقدار آن ۰/۱، بیشترین ۱۴ و متوسط آن ۳ mg/l است. تغییرات غلظت As نسبت به تغییرات NO_3^- رابطه عکس نشان می‌دهد، به طوری که برای کمترین میزان As اندازه‌گیری شده میزان نیترات کمتر از ۱ mg/l و برای بیشترین مقدار آرسنیک، مقدار نیترات بیشتر از ۶ mg/l بوده است. همچنین همبستگی بسیار ضعیف و منفی (۰/۰۳۳-) برای نمونه‌های آب زیرزمینی و همبستگی ضعیف منفی (۰/۱۲۵-) نیز بین As و نیترات مشاهده می‌شود.

فسفات: کمترین مقدار PO_4^{3-} برای آب‌های زیرزمینی صفر، بیشترین مقدار ۷/۳ و متوسط آن ۰/۵۹ mg/l اندازه‌گیری شده است. برای نمونه‌های رودخانه‌ای، کمترین مقدار آن صفر، بیشترین ۲/۴ و متوسط آن ۰/۱ mg/l است. PO_4^{3-} در آب زیرزمینی و آب سطحی به شکل‌های متفاوت بر روی غلظت As تأثیر دارد. در آب‌های زیرزمینی همبستگی مثبت ضعیف (۰/۲۷۵) با As از خود نشان می‌دهد و بیشترین میزان As در نمونه‌های با PO_4^{3-} بیشتر از ۱ mg/l مشاهده شده است.

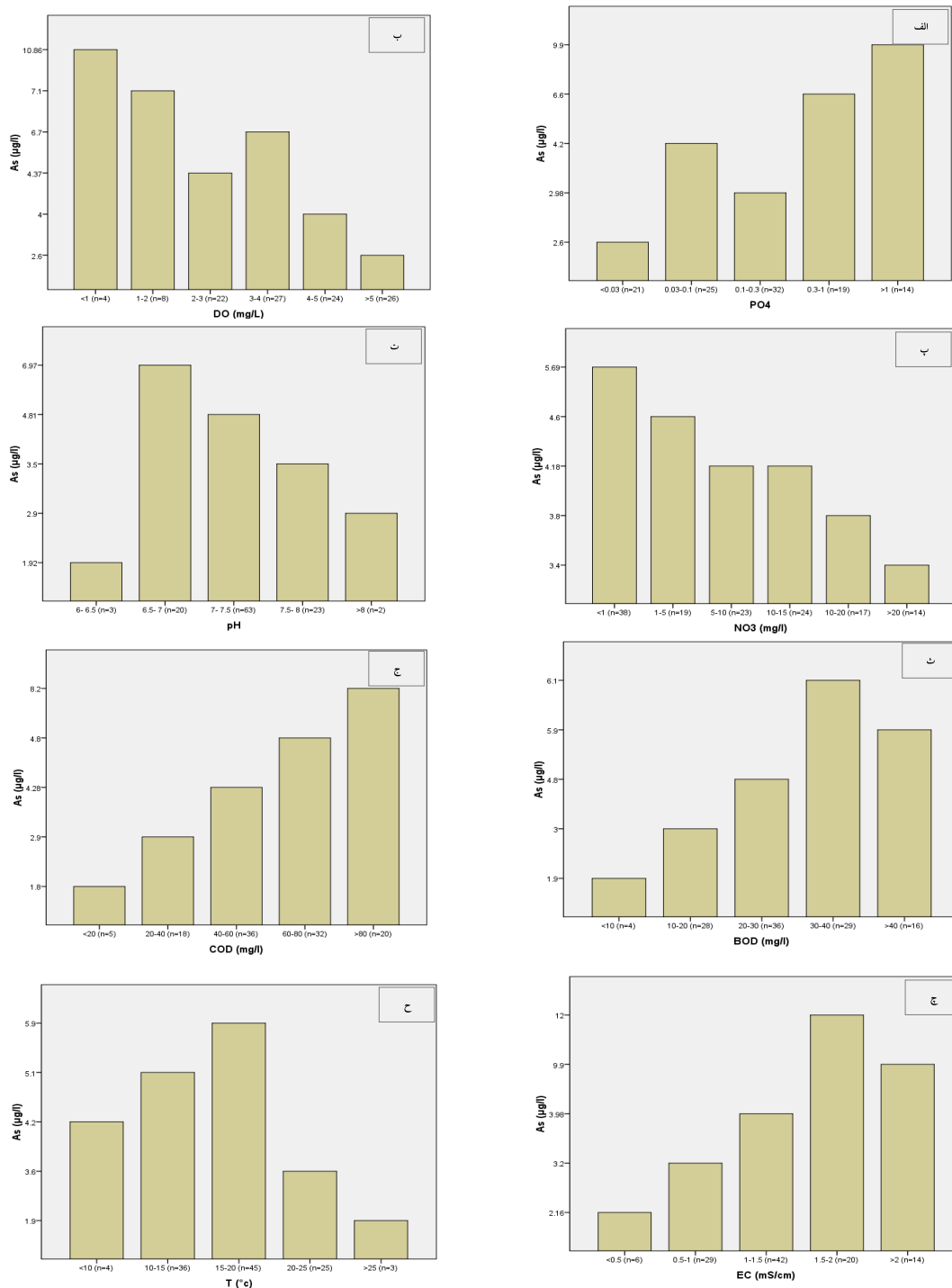
در آب‌های سطحی همبستگی منفی بسیار ضعیف (۰/۱۱۹-) بین As با PO_4^{3-} مشاهده می‌شود. آنیون‌های فسفات می‌توانند جایگزین HAsO_4^{2-} جذب شده بر روی سطوح گروه‌های هیدروکسیدی (به‌ویژه آهن و منگنز) شوند باعث تسهیل آزادسازی آرسنیک به منابع آب می‌شوند. در نتیجه با توجه به وجود مقادیر قابل توجه آنیون‌های فسفات (به علت فعالیت‌های کشاورزی) در

منابع آبی منطقه، می‌توان انتظار داشت HAsO_4^{2-} جذب شده بر روی سطوح گروه‌های هیدروکسیدی به علت جایگزینی با آنیون‌های فسفات وارد منابع آب گردد. برای بررسی تغییرات مکانی As و سایر متغیرها، نقشه گستره پراکندگی آن‌ها تهیه شد که نشان می‌دهد بیشترین فراوانی As در چاه‌های فخرآباد و سالکده و کم‌ترین میزان در چاه سازمان آب سنگر مشاهده شده است (شکل‌های ۱۱ و ۱۲). علاوه بر این، بیشترین مقدار As در آب‌های سطحی برای ایستگاه‌های پل کياشهر و سد منجیل و کمترین میزان آن در ایستگاه کلاشم و رشته‌رود اندازه‌گیری شده است. فراوانی آرسنیک از سد منجیل به طرف پایین دست کاهش پیدا می‌کند. علاوه بر این، رودخانه‌هایی که در مسیر به سفیدرود اضافه می‌شوند، مقدار As کمتری در مقایسه با سفیدرود دارند اما مقدار As در پل کياشهر مجدداً زیاد می‌شود. نیز بیشترین مقدار آرسنیک در نمونه‌های آب زیرزمینی شرق کياشهر مشاهده می‌شود (شکل ۱۰). از طرفی با افزایش میزان شوری آب، یون‌هایی مثل Na^+ ، K^+ ، Mg^{2+} ، HCO_3^- و SO_4^{2-} افزایش می‌یابد.

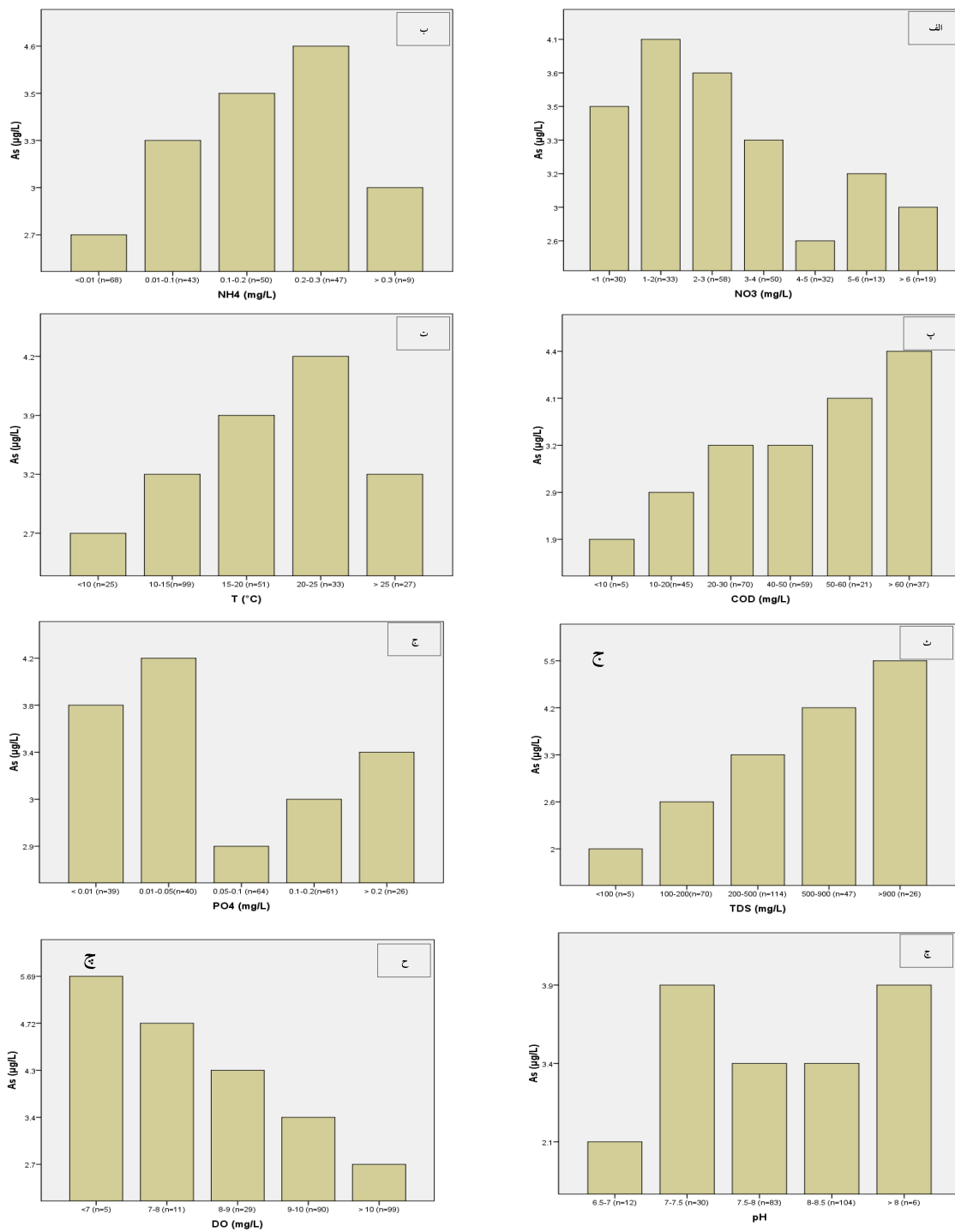
در نتیجه با افزایش رقابت یونی بین As و یون‌ها برای جذب اکسی - هیدروکسیدهای آهن و اثر متقابل فرآیندهای زیستی، غلظت As در آب‌شور بیشتر می‌شود (Liu et al. 2014 & Wang et al. 2007).

بر این اساس در ایستگاه سد منجیل که داری EC بالایی است مقدار As نیز بالا است. منشأ آرسنیک در این ایستگاه احتمالاً از انحلال کانی‌های سولفیدی موجود در منطقه یا واجذب از سطح اکسیدهای آهن موجود در مارن‌ها منطقه می‌باشد. مارن‌های موجود در منطقه تا ۵۳ ppm آرسنیک دارند با حرکت به سمت پایین دست، میزان EC کاهش پیدا می‌کند و از مقدار As نیز کاسته می‌شود تا زمانی که در محدوده کياشهر EC دوباره افزایش پیدا می‌کند.

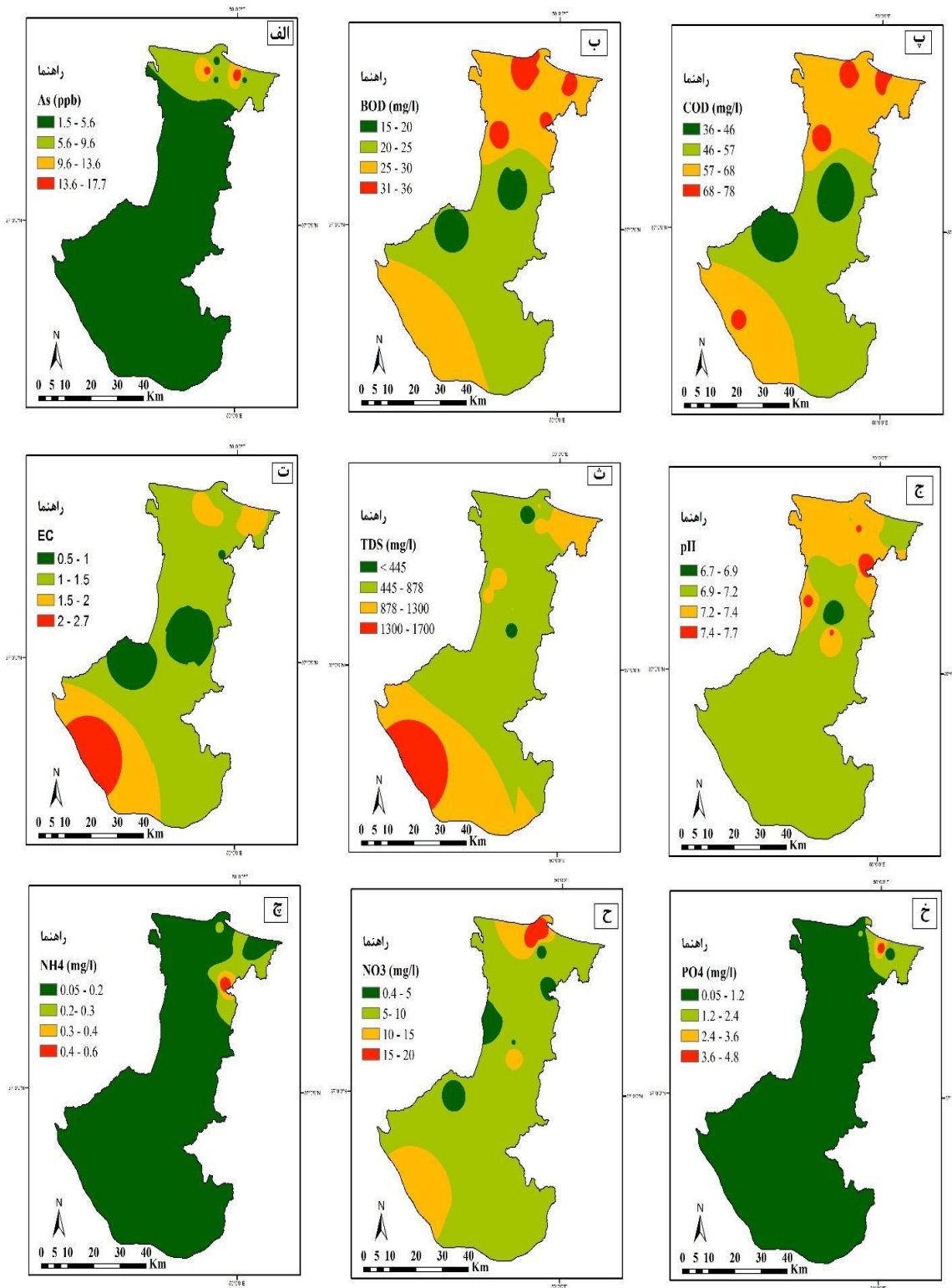
در نتیجه مقدار As هم زیاد می‌شود که احتمالاً در اثر واجذب از رسوبات وارد محیط آب شده است. بر اساس نقشه‌های پراکندگی مشاهده می‌شود که میزان فراوانی آرسنیک در منطقه مورد مطالعه با فراوانی EC، TDS، BOD، COD در آب‌های سطحی و زیرزمینی تطابق دارد. به‌علاوه در آب‌های زیرزمینی، این انطباق با فسفات و آمونیوم نیز مشاهده می‌شود.



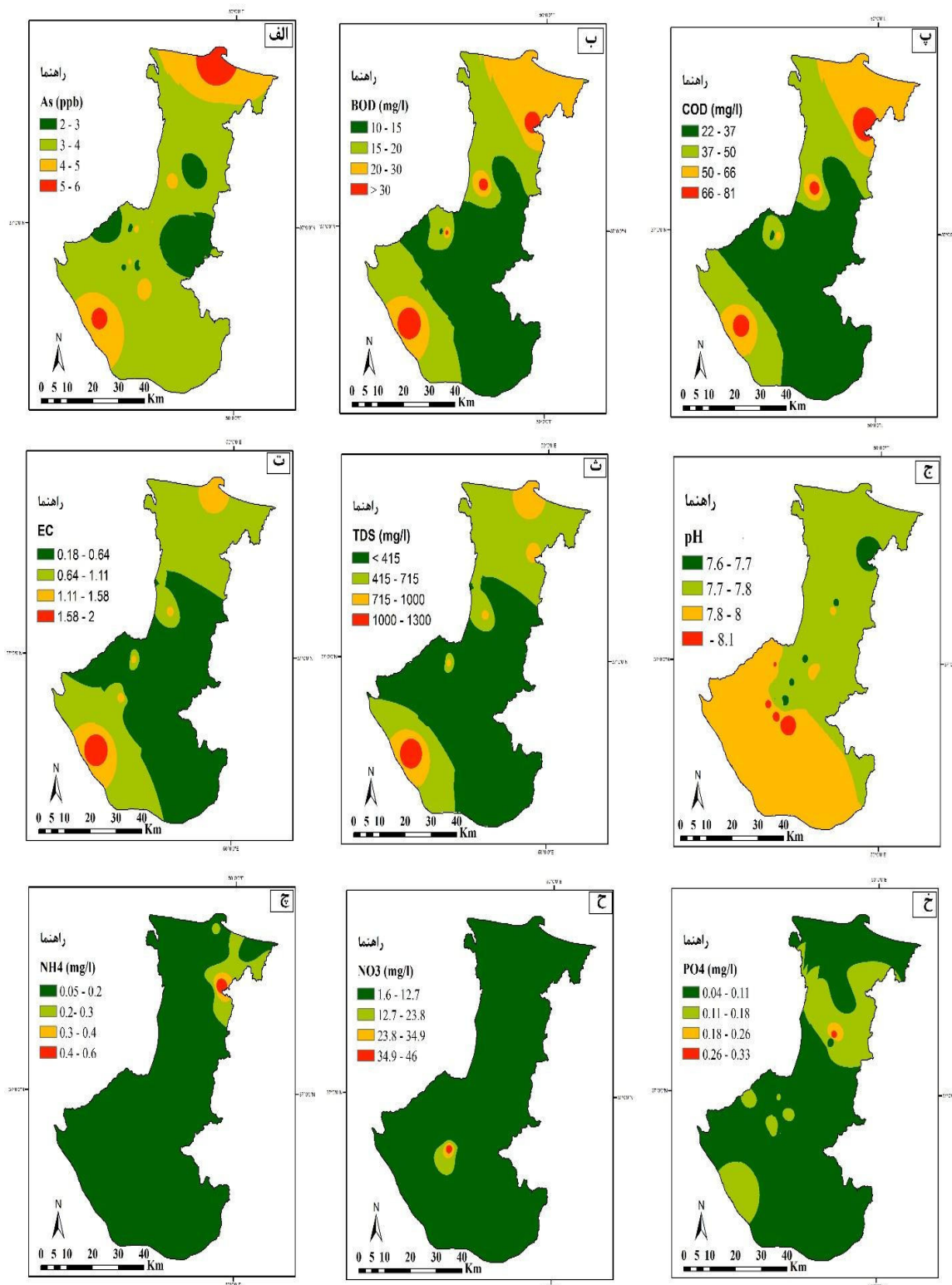
شکل ۹- غلظت آرسنیک و میزان سایر متغیرها در آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه



شکل ۱۰ - غلظت آرسنیک و میزان سایر متغیرها در آب سطحی منطقه مورد مطالعه



شکل ۱۱- پراکندگی آرسنیک و سایر متغیرها pH و TDS ، EC ، COD ، NH_4^+ ، NO_3^- ، PO_4^{3-} در منابع آب زیرزمینی منطقه



شکل ۱۲- پراکندگی آرسنیک و سایر متغیرها pH ، TDS، EC، COD، NH_4^+ ، NO_3^- ، PO_4^{3-} در منابع آب زیرزمینی منطقه

نتیجه گیری

بر اساس تجزیه تحلیل ۷۰ نمونه آب زیرزمینی و ۱۵۰ نمونه آب سطحی که در طی ۷ ماه از ۲۹ ایستگاه برداشت شد، مشخص شد که میزان آرسنیک در برخی از قسمت‌های منابع آب منطقه بیشتر از استاندارد WHO (2011) است.

بر اساس روش‌های گرافیکی مشخص شد که فرآیند تبخیر و انحلال کانی‌های تبخیری و همچنین هوازدگی کانی‌های فراوان موجود در مجموعه سنگ‌های منطقه نقش مؤثری در شیمی آب‌های منطقه داشته‌اند.

بر اساس نتایج روش‌های آماری همبسته‌ترین متغیرها با As در آب زیرزمینی به ترتیب عبارت‌اند از BOD، TDS و COD است و در آب‌های سطحی به ترتیب PO_4^{3-} ، TDS و BOD است. آب‌هایی که قدرت یونی بالایی دارند (بسته به مقدار EC، TDS و یا شوری) مانع از تشکیل رسوب توسط آرسنیک می‌شود در نتیجه غلظت آرسنیک در این آب‌ها بالاتر است.

بیشترین میزان آرسنیک اندازه‌گیری شده برای چاه‌های فخرآباد و سالکده در نمونه‌های آب زیرزمینی، برای نمونه‌های سطحی می‌باشد فراوانی آرسنیک از سد منجیل به طرف پایین دست کاهش پیدا می‌کند؛ اما مقدار آرسنیک در پل کیشهر مجدداً زیاد می‌شود. به علاوه، رودخانه‌هایی که بعد از سد منجیل به سفیدرود اضافه می‌شوند، مقدار As کمتری در مقایسه با سفیدرود دارند.

تشکر و قدردانی

بدین وسیله مراتب تشکر و قدردانی خود را از مدیریت مطالعات پایه منابع آب و آزمایشگاه امور آب منطقه‌ای استان گیلان که در انجام آزمایش‌های این تحقیق ما را همکاری نمودند و هم‌چنین راهنمای‌های صمیمانه خانم مهندس فاطمه علمی و آقایان مهندس علی قاسمی، محمد دودی محمودی و محمدجواد نعمت الهی اعلام می‌نمائیم.

منابع

- ۲- خبازنیا، آ.، صادقی، آ.؛ و سعیدی، آ. (۱۳۸۳). "نقشه زمین‌شناسی رشت (۱:۱۰۰۰۰۰)", سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور.
- ۳- سید محمدی مرشت، ج.، عاکف، م.، افتخاری، ک.، و رمضانپور، ح. (۱۳۹۰)، "تأثیر سطح آب زیرزمینی و کشت برنج بر روی خصوصیات میکرومورفولوژیکی خاک‌های شالیزاری در اراضی بالادست سد سنگر رشت تا دشت ساحلی دریای خزر"، مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک، جلد هجدهم، شماره اول، ص ۳۳-۵۷.
- ۴- مرادیان، ع.، رزم‌آرا، م. (۱۳۹۳)، "بررسی پتانسیل مشارکت لیتولوژی حوضه آبریز سد منجیل و عناصر ژئوتکنیک بر کیفیت آب رودخانه سفیدرود (استان گیلان)". دومین همایش سراسری محیط‌زیست، انرژی و پدافند زیستی، تهران، لوح فشرده.
- 5- Arsenic in Drinking WHO., (2011), "Guideline for drinking water quality", fourth ed. World Health Organization, Singapore (Geneva), pp 315-318.
- 6- Berg, M., Trang, P. T. K., Stengel, C., Buschmann, J., Viet, P. H., Dan, N. V., Giger, W. & Stuben, D., (2009), "Hydrological and sedimentary controls leading to arsenic contamination of groundwater in the Hanoi area", Vietnam: The impact of iron-arsenic ratios, peat, river bank deposits, and excessive groundwater abstraction. *Chemical Geology*, 249, pp 91-112.
- 7- Bhumbra, D. K. & Keefler, R. F., (1994), "Arsenic mobilization and bioavailability in soils, Niragu JO Arsenic in the Environment", Part I, Cycling and Characterization, John Wiley & Sons, New York Ed. Book, pp 51-82.
- 8- Bodek, I., Lyman, W. J., Reehl, W. F. & Rosenblatt, D. H., (1988), "Environmental Inorganic Geochemistry", NY: Pergaman, pp 43-47.
- 9- Cai, X., Yu, y., Huang, Y., Zhang, L., Jia, P.M., Zhao, Q., Chen, Z., Tong, J.H., Dai, W., & Chen, G.Q., (2003), "Arsenic trioxide-induced mitotic arrest and apoptosis in acute promyelocytic leukemia cells", pp 1333-1337.
- 10- Cheng, H.F., Hu, Y.N., Luo, J., Xu, B., Zhao, J.F., (2009), "Geochemical processes controlling fate and transport of arsenic in acid mine drainage (AMD) and natural systems", *Journal of Hazardous Materials* 165, pp 13-26.
- 11- Cullen, W.R., & Reimer, K.J., (1989), "Arsenic speciation in the environment", *Chem. Rev.* 89, pp 64-713.
- 12- Day, P.A. O., Vlassopoulos, D., Root, R., Rivera, N., (2004), "The influence of sulfur and iron on dissolved arsenic concentrations in the shallow subsurface under changing redox conditions", *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 101, pp 13703-13708.
- 13- Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories., (2012), U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC, P. 8. responsible for high arsenic concentrations in two groundwater catchments in Taiwan", *Applied Geochemistry*, 22, pp 460-476.
- ۱- موسسه استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران (۱۳۸۸)، "استاندارد ۱۰۵۳ ملی ایران. آب آشامیدنی - ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی". چاپ پنجم، ص ۱ - ۱۸.

- 14- Gibbs, R., Sarkar, S. K., & Saha, M., (1970), "Mechanisms controlling world water chemistry. Science", 170, pp 1088-1090.
- 15- Halim, M. A., Majumder, R. K., Nessa, S. A., Hiroshiro, Y., Uddin, M. J., Shimada, J. & Jinno, k., (2009), "Hydrogeochemistry and arsenic contamination of groundwater in the Ganges Delta Plain, Bangladesh", Journal of Hazardous Materials, 164, pp 1335-1345.
- 16- Harvey, C. F., Swartz, C. H., Badruzzaman, A. B. M., Keon-Blute, N., Niedan, V., Brabander, D., Oates, P. M., Ashfaq, K. N., Islam, S., Hemond, H. F. & Ahmed, M. F., (2002), "Arsenic mobility and groundwater extraction in Bangladesh", Science, 298, pp 1602-1606.
- 17- Henke, K.R., (2009), "Arsenic: Environmental Chemistry", Health Threats and Waste Treatment. United Kingdom: John Wiley & Sons, pp 72- 160.
- 19- Hounslow, A., (1995), "Water quality data. Analysis and interpretation", CRC, pp 34-36.
- 20- Kevin, H., (2009), "Arsenic: Environmental Chemistry, Health Threats and Waste Treatment", United Kingdom: John Wiley & Sons, pp 81-88.
- 20- Li, S. & Zhang, Q., (2008), "Geochemistry of the Han river basin China", 1. Spatial distribution of the major ion compositions and their controlling factors, Applied geochemistry, 23, pp 3535-3544.
- 21- Liu, C. W., Lu, K. L., Kao, Y. H., Wang, C. J., Maji, S. K. & Lee, J. F., (2014), "Identifying sources and controlling factors of arsenic release in saline groundwater aquifers", Hydrology and Earth System Science, 18, pp 1089-1103.
- 22- Macur, R. E., Jackson, C. R., Botero, L. M., McDermott, T. R. & Inskeep, W. P., (2004), "Bacterial populations associated with the oxidation and reduction of arsenic in an unsaturated soil", Environ. Sci. Technol., 38, pp 104-111.
- 23- Macur, R. E., Wheeler, J. T., McDermott, T. R. & Inskeep, W. P., (2001), "Microbial populations associated with the reduction and enhanced mobilization of arsenic in mine tailings", Environ Sci Technol., 35, pp 3676-82.
- 24- Rahman, M., Naidu, R. and Bhattacharya, P., (2009), "Arsenic contamination in groundwater in the Southeast Asia region. Environ", Geochem. Health, 31, pp 9-21.
- 25- Smedley, P. L. & Kinniburgh, D. G., (2002), "A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters", Applied Geochemistry, 17, pp 517-568.
- 26- Todd, D. K., and Mays, L. W., (2005), "Groundwater Hydrology", John Wiley & Sons, Inc., pp 636.
- 27- Wang, S. & Mulligan, C. N., (2006), "Effect of natural organic matter on arsenic release from soils and sediments in to groundwater", Environ, Geochem. Health, 28, pp 197-214.
- 28- Wang, S. W., Liu, C. W. & Jang, C. S., (2007), " Factors responsible for high arsenic concentrations
- 29- Welch, A.H., Lico, M.S. Hughes, J.L., (1988), "Arsenic in ground water of the western United States" GroundWater, 26, pp 333-347.
- 30- Yidana, S. M., B. Banoeng-Yakubo and T. M. Akabzaa (2010), "Analysis of groundwater quality using multivariate and spatial analyses in the Keta basin, Ghana." Journal of African Earth Sciences 58(2): 220-234.
- 31- Nickson, R.T., Mearthur, J.M., Ravenscroft, P., Burgess, W.G., Ahmed, K.M (2000), "Mechanism of arsenic release to groundwater, Bangladesh and West Bengal", Applied Geochemistry 15, pp 403-413.

