

بررسی عوامل مؤثر بر توزیع و تحرک جیوه در منابع آبی و رسوبات رودخانه سفیدرود

فاطمه علمی^۱ و مرتضی رزم آرا^۲

۱- دانش آموخته کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی، دانشگاه فردوسی مشهد e.fatemeh@ymail.com

۲- دانشیار دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد

تاریخ دریافت: ۹۳/۸/۲۷ تاریخ تصویب: ۹۴/۴/۳۱

چکیده

به منظور بررسی آلاینده‌گی جیوه و عوامل کنترل کننده توزیع آن در حوضه رودخانه سفیدرود، تعداد ۳۴۴ نمونه از آبهای سطحی، زیرزمینی و رسوبات رودخانه‌ای برداشت شد. نمونه‌های آب جهت تعیین غلظت جیوه و متغیرهای فیزیکوشیمیایی آب (مانند pH، TDS، دما، DO، COD، BOD) آنالیز شدند. نمونه‌های رسوب نیز برای تعیین مقادیر جیوه و عناصر آلومینیوم، آهن و منگنز مورد آنالیز قرار گرفتند. ضرایب همبستگی محاسبه شده نشان داد که متغیرهای pH، TDS، DO و میزان بارندگی بیشترین همبستگی را با تغییرات غلظت جیوه موجود در آبهای سطحی (رودخانه) داشته‌اند ولی در آب‌های زیرزمینی (چاه‌ها)، میزان بارندگی، TDS و دما همبسته‌ترین پارامترها با غلظت جیوه بودند. با تهیه نقشه پراکنده‌گی جیوه در آبهای سطحی و رسوبات حوضه سفیدرود مشخص گردید، روند تغییرات غلظت جیوه در آبهای سطحی عکس روند آن در رسوبات است (به غیر از ایستگاه کیشهر). عناصر Fe، Al، Mn موجود در رسوبات منطقه نقش بارزی در کاهش غلظت جیوه آب در برخی نقاط حوضه داشته‌اند، اما رفتار رسوبات برای جذب جیوه به شدت به خواص فیزیکوشیمیایی آب بستگی دارد. بنابراین، توزیع جیوه در حوضه سفیدرود عمدتاً تحت تأثیر متغیرهایی مانند میزان بارندگی، ترکیب رسوبات بستر رودخانه، خواص فیزیکوشیمیایی آب (به خصوص pH، TDS و DO) قرار دارد.

واژگان کلیدی: جیوه، متغیرهای فیزیکوشیمیایی، حوضه سفیدرود، جذب و واجذب.

مقدمه

ذرات خاک، ورود Hg به آبهای سطحی با فرسایش خاک و حمل آن توسط رواناب‌های سطحی (با اتصال به ذرات معلق خاک/هوموس یا متصل به کربن آلی محلول) آغاز می‌شود. همراهی نزدیک Hg با خاک به خاطر کمپلکس-سازی آن با ذرات آلی و غیرآلی در خاک است (Johansson et al. 1991; Cooper & Gillespie 2001,) (Liu et al, 2012).

اصلی‌ترین گونه‌های جیوه محلول در زیست‌بوم‌های آبی شامل جیوه عنصری (Hg⁰)، کمپلکس‌های Hg(II) و ترکیبات آلی جیوه (متیل و دی‌متیل جیوه) است (kabata- pendias and Mukherjee, 2007). زمانی که جیوه وارد محیط آب می‌شود، متحمل فرایندهای بیوژئوشیمیایی

جیوه یک آلاینده مقاوم، سمی و با قابلیت تجمع زیستی بالا است که به صورت طبیعی در محیط، در غلظت‌های بسیار پایین وجود دارد (Gothberg and Greger, 2006).

این فلز سنگین از طریق سه منبع عمده وارد محیط می‌شود. نهشته‌های طبیعی آن در خاک، فعالیت‌های انسان‌زاد و نهشت جوی تر و خشک از این دو منبع (Pittman et al, 2011). جیوه موجود در سنگ‌ها به طور

پیوسته و در مقادیر کم، طی فرایندهای هوازدگی به محیط وارد می‌شود (Nriagu, 1989). هنگامی که سنگ‌های قشر زیرین غنی از جیوه باشند، خاک‌ها و رسوبات حاصل نیز می‌توانند حاوی جیوه حاصل از فرسایش سنگ‌های مادر باشند. به دلیل همراهی جیوه با

در آب‌های شیرین، در مناطقی که DOM پایین باشد، Hg می‌تواند به صورت کمپلکس‌های هیدروکسیدی یا کلریدی وجود داشته باشد. در اسیدیته متوسط تا پایین و غلظت متوسط تا بالای کلرید، وجود کمپلکس‌های کلریدی محتمل است (Barringer et al, 2013). اشکال غیر آلی Hg می‌توانند تبدیل به گونه‌های آلی شوند که چندین برابر سمی‌تر است (Boening, 2000).

متیل‌جیوه که از احیای Hg(II)، توسط باکتری‌های احیاکننده سولفات و آهن طی فرآیند متیلاسیون، به وجود می‌آید (Ravichandran, 2003)، سمی‌ترین گونه جیوه است زیرا به مقدار زیادی از نظر زیستی در دسترس است و به آسانی می‌تواند در بدن ماهی‌ها تجمع یافته و در چرخه غذایی انسان، زیست‌انباشت پیدا کند.

رودخانه سفیدرود در استان گیلان با مساحت حوضه آبریز 67000 km^2 (افشین، 1373) یکی از مهم‌ترین رودخانه‌های ایران است که 30 درصد آب حوضه جنوبی خزر (1/4 میلیارد مترمکعب) را تأمین می‌کند و از مناطق عمده برای تخم‌ریزی ماهیان خاویاری است (مهدی نژاد و یوسفی، 1388). مواد حاصل از فرسایش حوضه آبریز (بار رسوبی طبیعی) و بار رسوبی ناشی از فعالیت‌های انسانی که آلوده به فلزات سنگین از جمله جیوه است، توسط دلتای سفیدرود دریافت می‌شود.

در تحقیقی که بر روی آلودگی رسوبات سواحل دریای خزر به جیوه، انجام شد، مشخص گردید که تغییرات غلظت جیوه با میزان مواد آلی، هدایت الکتریکی و اسیدیته مطابقت دارد (حسینی و همکاران، 1389).

در تحقیق دیگری که آلودگی فلزات سنگین در رسوبات دلتای سفیدرود مورد بررسی قرار گرفت، نتایج نشان داد منابع آبی و رسوبات منطقه، بررسی شد و تأثیرات بارندگی و برخی از متغیرهای فیزیکوشیمیایی آب مانند اسیدیته، دما، اکسیژن محلول و نیز ترکیب رسوبات منطقه، بر تغییرات غلظت و جذب و واجذب جیوه توسط رسوبات بستر رودخانه سفیدرود مورد تحقیق قرار گرفت.

مختلفی می‌گردد که عمده‌ترین آنها عبارت‌اند از: الف) فرآیندهای تبدیلی (transformation) از قبیل:

۱- اتصال وانفصال به لیگاندهای مختلف، ۲) انحلال و رسوب‌گذاری به صورت کانی (مانند سولفید جیوه)، ۳) برهم‌کنش‌های اکسیداسیون و کاهش، ۴) متیلاسیون و دی‌متیلاسیون. ب) فرآیندهای انتقال (transport) مانند: ۱) تبخیر و وارد شدن به اتمسفر، ۲) جذب و واجذب توسط مواد معلق یا رسوبات ۳) جذب توسط موجودات آبی (Stein et al., 1996; Haitzer et al., 2003).

از میان فرآیندهای ذکر شده، جذب و واجذب جیوه در سیستم‌های آبگین، نقش اصلی را در توزیع گونه‌های جیوه بین فازهای محلول، کلوئیدی و ذره‌ای، دارند و از این طریق انتقال، تبدیلات، جذب زیستی و سمیت جیوه را کنترل می‌کنند (Barringer and MacLeod, 2001).

رسوبات به عنوان محل ته‌نشینی نهایی برای Hg در محیط آبگین در نظر گرفته می‌شوند جیوه تمایل زیادی به جذب توسط رسوبات سطحی بستر دارد و با ورود به محیط آبی توسط ذرات معلق و مواد آلی محلول در آب، به رسوبات بستر می‌پیوندد (Goldblum et al., 2006).

رسوبات، علاوه بر توانایی حذف جیوه از آب، تحت شرایط ویژه، خود می‌توانند به عنوان منبع آلاینده‌گی عمل کنند (Zhuang and Gao, 2015).

تأثیرات بوم‌شناختی و سمیت جیوه به‌شدت به فرم شیمیایی آن بستگی دارد (Clarkson, 1998). Hg به صورت کمپلکس‌هایی با OH^- و Cl^- می‌تواند حضور داشته باشد. همچنین بسته به شرایط Eh, pH، غلظت کلرید و حضور مواد آلی محلول (DOM)، می‌تواند با آنیون‌های آلی مختلف، تشکیل کمپلکس دهد. که این فلزات عمدتاً از منابع طبیعی (فرسایش حوضه آبریز) تأمین می‌شوند و اثر فعالیت‌های انسانی در تمرکز فلزات سنگین دلتای سفیدرود ناچیز بوده است (علیزاده و همکاران، 1384).

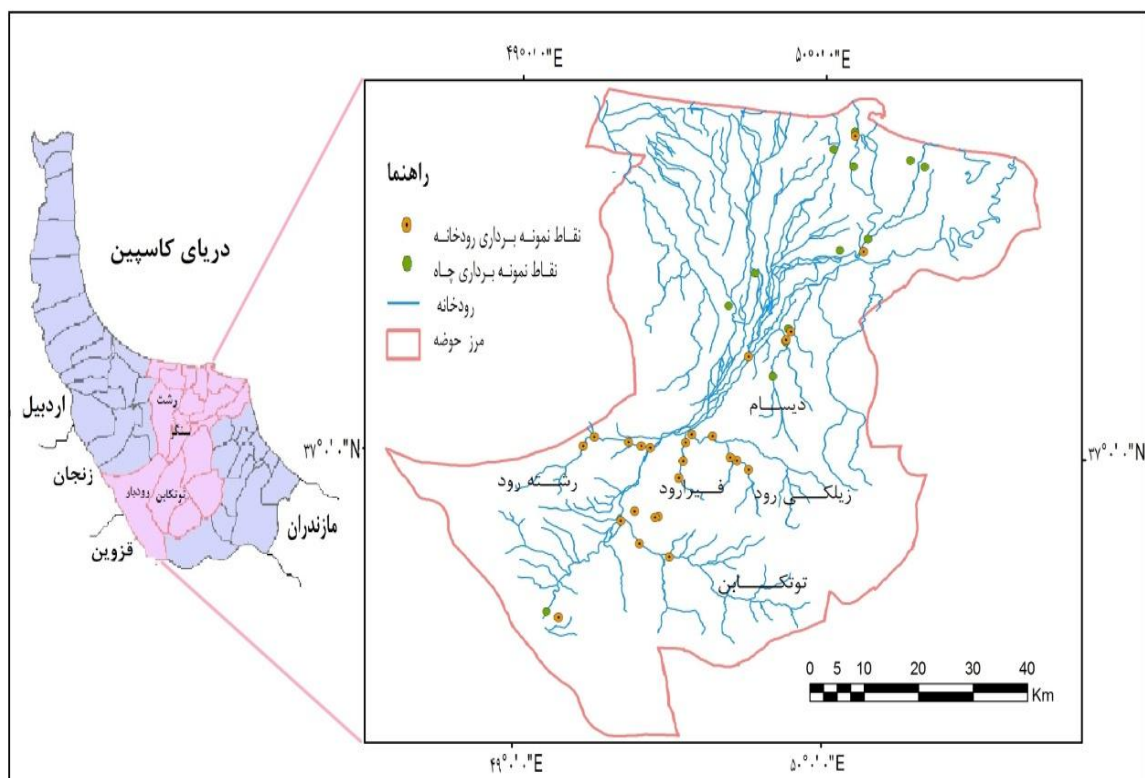
در این تحقیق به منظور ارزیابی خطر آلاینده‌گی جیوه در حوضه رودخانه سفیدرود، چگونگی توزیع جیوه کل در

زمین‌شناسی و هیدرولوژی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه در استان گیلان قرار گرفته است و بخش‌هایی از ورقه‌های ۱:۱۰۰۰۰۰ جیرنده، رودبار و رشت در شمال ایران را در برمی‌گیرد (شکل ۱). رودخانه سفیدرود که از به هم پیوستن دوشاخه اصلی قزل‌اوزن و شاهرود در محل سد منجیل تشکیل می‌شود، در این محدوده جریان دارد و در بندر کیشهر وارد دریای خزر می‌شود. حدود ۳۸ درصد از وسعت محدوده مورد مطالعه را دشت تشکیل داده است.

آبخوان آبرفتی از نوع آزاد با وسعت 1165 Km^2 ، گستره دشت را فرا گرفته است. جهت جریان آب زیرزمینی از جنوب به سمت شمال می‌باشد. طول رودخانه در محدوده کوهستان حدود 57 km و در محدوده جلگه

حدوداً 54 km است (مهندسین مشاور طولارود گیل، ۱۳۹۲). عمده سنگ‌های منطقه شامل آبرفت‌های کواترنر، توفها و توده‌های نفوذی داسیتی آندزیتی سازند کرج، کنگلومرا، ماسه سنگ و شیل سازند شمشک، گدازه‌های بازالتی و آندزیتی، مونزونیت، دیوریت-گابرو، گابرو و دایک‌های آندزیتی می‌شوند (شکل ۲). سفیدرود دارای رژیم هیدرولوژی برفی-بارانی و در تمام مسیر تقریباً سیلابی است. رودخانه سفیدرود در دشت آستانه-کوچصفهان، که حوضه میانی گیلان است، به همراه رودخانه‌های توتکابن، رشته‌رود، فیرارود، خرشک، زیلکی‌رود و دیسام، حوضه سفیدرود را تشکیل می‌دهند (میرمشتاقی و همکاران، ۱۳۹۰).



شکل ۱- موقعیت محدوده مورد مطالعه و نقاط نمونه‌برداری

روش تحقیق

نمونه برداری آب، از ۳۹ نقطه در حوضه سفیدرود در ماه‌های اردیبهشت، خرداد، تیر، مرداد، شهریور، مهر، آبان، آذر و بهمن انجام شد. در هر ماه تعداد ۲۶ نمونه از آب‌های سطحی و ۱۳ نمونه از آب‌های زیرزمینی برداشت شد. برای تعیین خواص فیزیکوشیمیایی آب از هر نقطه یک ظرف پلی اتیلن ۵۰۰ cc آب برداشت شد. متغیرهای دما، اسیدیته (pH)، اکسیژن محلول (DO) و جامدات محلول کل (TDS) در منطقه مورد مطالعه و پارامترهای اکسیژن‌خواهی زیستی (BOD) و اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)، در آزمایشگاه اندازه‌گیری شدند. برای تعیین غلظت جیوه از هر ایستگاه نمونه برداری یک ظرف ۸۰ cc آب برداشت شد و پس از فیلتر شدن، جهت تثبیت فلزات سنگین، به هر ظرف آب، ۵ cc اسید نیتریک اضافه گردید و با دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری صورت گرفت. همچنین در ۸ نقطه از نقاط نمونه برداری رودخانه، نمونه رسوب برداشت شد. نمونه‌های رسوب پس از خشک شدن از الک (با قطر چشمه ۶۳ μ) عبور داده شدند و سپس ۲ گرم رسوب از هر نمونه وزن شده و در ظرفی جداگانه توسط مخلوطی از اسید نیتریک و اسید کلریدریک (نسبت ۳:۱) هضم شدند. برای تعیین غلظت آلومینیوم، آهن و منگنز از دستگاه جذب اتمی و برای جیوه از دستگاه ICP-OES استفاده شد.

پس از طبقه‌بندی داده‌های حاصل از آنالیز و ترسیم نمودارها در Excel، با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS (ویرایش ۲۰)، ضرایب همبستگی متغیرهای فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری شده در منابع آبی منطقه، و عناصر اندازه‌گیری شده در رسوبات محاسبه شد و تاثیر هر کدام از آنها بر تغییرات غلظت جیوه مورد بررسی قرار گرفت و به منظور تهیه نقشه پراکنندگی جیوه در حوضه، از نرم‌افزار GIS 9.3 استفاده گردید.

بحث و نتایج

نتایج حاصل از آنالیز نمونه‌های آب رودخانه‌ها و چاه‌ها به صورت میانگین در جداول ۱ و ۲، و نتایج آنالیز

رسوب در جدول ۳ ارائه شده است برای نمونه‌های آب چاه‌ها کمترین و بیشترین مقدار جیوه اندازه‌گیری شده به ترتیب ۰/۱۷ و ۲۷/۷ μg/L می‌باشد و میانگین نمونه‌ها ۲/۷۶ μg/L است. برای نمونه‌های آب رودخانه، کمترین و بیشترین مقدار جیوه به ترتیب ۰/۱ و ۱۷/۶ μg/L اندازه‌گیری شده و میانگین جیوه نمونه‌ها ۱/۷۷ μg/L می‌باشد. غلظت جیوه در بسیاری از محل‌های نمونه برداری بیش از حد مجاز تعیین شده توسط استاندارد جهانی است (شکل‌های ۳ و ۴). حد مجاز جیوه در آب ۶ ppb (WHO, 2008) اما ۲ ppb توسط (EPA, 2012) تعیین شده است.

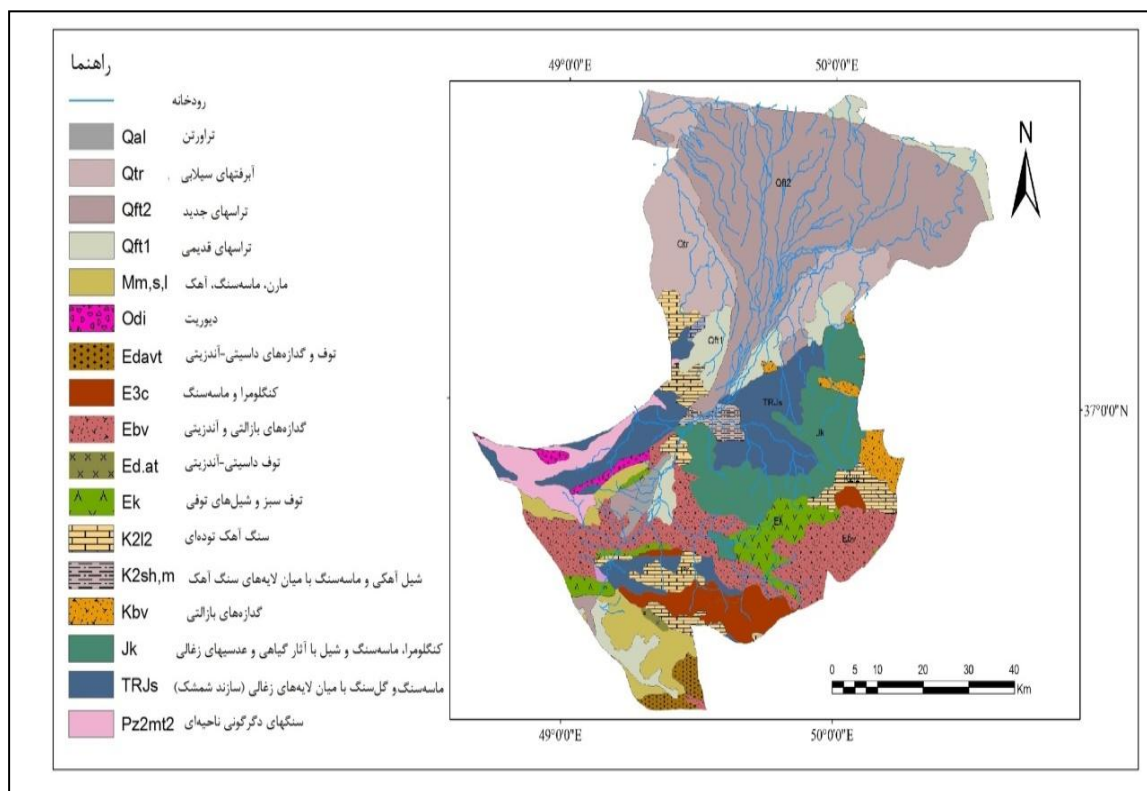
برای نمونه‌های رسوب، کمترین و بیشترین مقدار جیوه به ترتیب در پل آستانه (۱۰۰ mg/kg) و پل کباشهر (۴۷۵ mg/kg) اندازه‌گیری شده است. غلظت جیوه در تمام نقاط نمونه برداری بیشتر از میانگین آن در پوسته زمین می‌باشد اما در مقایسه با ترکیب شیل مرجع، تنها در یک نقطه، غلظت بالاتری دارد. میانگین غلظت‌های آلومینیوم، آهن و منگنز کمتر از میانگین پوسته و شیل مرجع است. کمترین مقدار Mn، Fe و Al در روستای چره اندازه‌گیری شده است.

مهمترین عامل آب‌وهوایی در حوضه سفیدرود میزان بارندگی می‌باشد. آمار ماهیانه میزان بارندگی به همراه مقادیر میانگین ماهیانه دما و جامدات محلول کل در جدول ۴ گزارش شده است. محاسبه ضرایب همبستگی نشان داد بین تغییرات ماهیانه غلظت جیوه در رودخانه و چاه همبستگی بالایی وجود دارد (r= ۰/۷) و تغییرات این دو، از روند مشابهی پیروی می‌کند. بیشترین انطباق و همبستگی در نمونه‌های رودخانه بین TDS، میزان بارندگی، pH و DO با جیوه وجود دارد و برای نمونه‌های چاه‌ها، همبسته‌ترین متغیرها با جیوه، به ترتیب، TDS، میزان بارندگی و دما هستند (جداول ۵ تا ۷).

شیمی جیوه بسیار پیچیده است بنابراین پیش‌بینی رفتار این آلاینده را در محیط طبیعی دشوار می‌سازد.

جدول ۱- میانگین متغیرهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب چاه

TDS	DO	BOD	COD	T (°C)	pH	Hg (µg/l)	محل نمونه برداری
							(mg/l)
۱۷۴۴/۵۷	۴/۳۱	۳۰/۰۹	۶۸/۸۶	۱۶	۷/۱۲	۴/۰۴	منجیل
۹۰۷/۶۷	۵/۹۳	۲۶/۲۷	۶۰/۹۲	۱۶/۷۵	۷/۵۵	۴/۲۶	سنگر
۶۱۸/۶۷	۲/۱۵	۳۲/۱۷	۶۳/۸۹	۱۶/۶۶	۷/۷۴	۲/۳۸	آستانه
۸۹۳/۳۳	۳/۴۲	۳۱	۶۶/۴۹	۱۶/۸۸	۷/۲۵	۶/۴۶	پل کياشهر
۳۱۲/۱۱	۴/۶۸	۱۸/۲۵	۴۰/۷۳	۱۶/۲۲	۷/۵۳	۲/۱۱	خرارود
۵۴۰/۸۹	۵/۱۳	۱۵/۶۲	۳۶/۱۸	۱۷/۳۳	۷/۰۴	۲/۱۳	پاشاکی ۱
۸۸۴/۵	۵/۰۹	۲۲/۰۱	۴۴/۵۵	۱۶	۷/۱۷	۱/۶	پاشاکی ۲
۸۶۸/۵۷	۲/۷۴	۲۸/۸۹	۶۳/۷۷	۱۶/۴۲	۷/۱	۲/۲۲	ابراهيم سرا
۸۷۸/۲۹	۳/۲۹	۳۰/۸۱	۷۳/۳۱	۱۷/۱۴	۷/۳۲	۱/۹۷	سالک ده
۱۱۷۷/۵۷	۳/۱۹	۳۴/۶	۷۴/۹۹	۱۷	۷/۱۷	۱/۷۲	فخر آباد
۹۳۷/۵۷	۲/۲۷	۳۶/۴	۷۹/۳۷	۱۷	۷/۱۲	۲/۳۹	ويستانک
۱۰۶۱/۱۴	۳/۵۶	۲۸/۶۳	۵۹/۸۳	۱۶/۷۱	۷/۰۸	۱/۵۳	خشک بيجار
۱۲۷۲/۴۳	۳/۰۲	۳۱/۷۶	۶۵/۹۴	۱۶/۸۶	۶/۹۷	۱/۸۷	لسکو کلايه



شکل ۲- نقشه زمین‌شناسی محدوده مورد مطالعه، تلفیق شده از اطلاعات نقشه‌های زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ رشت (خبازنیا و همکاران، ۱۳۸۳)، جیرنده (قلمقاش و همکاران، ۱۳۸۱) و رودبار (نظری و سلامتی، ۱۳۷۷)

جدول ۲- میانگین متغیرهای اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب رودخانه

TDS	DO	BOD	COD	T(°C)	pH	Hg (µg/l)	محل نمونه‌برداری
(mg/l)							
۱۳۱۲/۸۹	۹/۷۶	۳۷/۴۳	۷۴/۸۲	۱۶/۶۷	۷/۹۳	۱/۶۲	سد منجیل
۹۳۱/۸۹	۹/۴۸	۳۳/۲	۶۵/۲۶	۱۶/۷۸	۷/۸	۱/۸۵	سد تاریک
۷۸۹/۸۹	۸/۸۷	۳۴/۴۶	۷۷/۲	۱۷/۶۷	۷/۸۵	۱/۹۹	سد سنگر
۷۵۷	۸/۴۶	۳۳/۴۲	۸۱/۴۱	۱۷/۵۶	۷/۷۹	۱/۸۷	پل آستانه
۷۹۸/۱۱	۸/۷۴	۲۹/۷۴	۶۴/۰۱	۱۸/۴۴	۷/۷۸	۲/۴۵	پل کياشهر
۳۰۶/۶۷	۹/۳۱	۱۵/۲۷	۳۲/۴۲	۱۶/۲۲	۸/۱۳	۳/۳۴	روستای چره
۳۲۹/۷۸	۹/۴۲	۱۳/۶۹	۲۷/۸	۱۶/۸۹	۸/۰۶	۱/۵۵	انارکول
۳۴۳/۸۹	۹/۴	۱۶/۹	۳۱/۶۷	۱۷	۸/۰۷	۲/۴۱	پل نوتکابن
۲۱۹/۶۷	۹/۹۹	۱۵/۷۲	۳۱/۴۸	۱۳/۷۸	۸	۲/۸۶	رشته رود
۱۹۹/۷۸	۹/۸۴	۱۵/۲۴	۳۱/۸۴	۱۴	۷/۹۵	۲/۱۵	رشته رودبالا
۲۰۱/۴۴	۹/۵۷	۲۱/۳۶	۴۵/۴۹	۱۴/۸۹	۷/۹۹	۲	هیرکان
۲۰۳/۲۲	۹/۸۲	۱۳/۶۷	۲۵/۸۶	۱۴/۸۹	۸/۰۴	۱/۲۶	کلاشم
۱۹۹/۲۲	۹/۹۵	۱۳/۴۳	۲۸	۱۴/۱۱	۷/۶۲	۱/۶	دیورش
۲۰۷/۱۱	۱۰/۱	۱۳/۶۷	۲۶/۴۱	۱۴/۲۲	۷/۸۴	۱/۴۶	شیرکوه
۲۲۲	۹/۴۹	۱۵/۰۲	۳۰/۹۱	۱۵/۲۲	۷/۷۶	۰/۹۶	خرشک
۱۷۶/۴۴	۹/۸۶	۱۳/۶۹	۳۲/۹۸	۱۴/۱۱	۷/۷۴	۱/۵۹	فیرارودبالا
۱۹۳/۵۶	۹/۷۸	۱۰/۷۶	۲۵/۸۹	۱۴/۶۷	۷/۸۴	۱/۵۷	براگوربالا
۱۹۴/۷۸	۱۰/۱۵	۱۳/۱۶	۲۸/۰۳	۱۵/۴۴	۷/۸۷	۱/۲۸	براگور
۲۰۹/۵۶	۹/۸۴	۱۲/۱۶	۲۵/۸	۱۵/۲۲	۷/۸۵	۱/۹۴	رودسرا
۱۹۷/۵۶	۹/۳	۱۰/۱۱	۲۲/۴۷	۱۵/۳۳	۷/۹۶	۱/۵۶	رودسرا (پایین دست)
۱۹۵/۷۸	۹/۵۶	۱۲/۴۴	۲۴/۷۱	۱۴/۳۳	۷/۹۲	۱/۳۷	گندلاور
۱۸۸/۵۶	۹/۴۱	۱۰/۲۴	۲۴/۲۲	۱۵/۵۶	۷/۷۷	۱/۱۷	سردوآب
۱۹۶/۶۷	۹/۶۱	۱۲/۴۲	۳۰/۷۱	۱۵/۷۸	۷/۷۹	۱/۸۷	بیجار
۱۱۱/۲۲	۱۰/۴۳	۱۲/۴۲	۲۲/۳۷	۱۷	۷/۹۵	۱/۴۳	خرارود
۲۴۹/۱۱	۹/۷۴	۱۴/۰۹	۳۱/۲۷	۱۷/۲۲	۷/۷	۱/۷	پاشاکی
۶۷۴/۲۲	۹/۳۳	۲۰/۲۳	۴۰/۴۸	۱۷/۳۳	۷/۸۵	۱/۳۸	کیسوم

عوامل به علاوه سایر متغیرها در حوضه سفیدرود نیز
مؤید این مساله است.

میزان بارندگی و جامدات محلول کل: بین میزان
بارندگی و غلظت جیوه در نمونه‌های رودخانه و چاه‌ها
همبستگی منفی قوی مشاهده شد [به ترتیب (r=-۰/۶) و

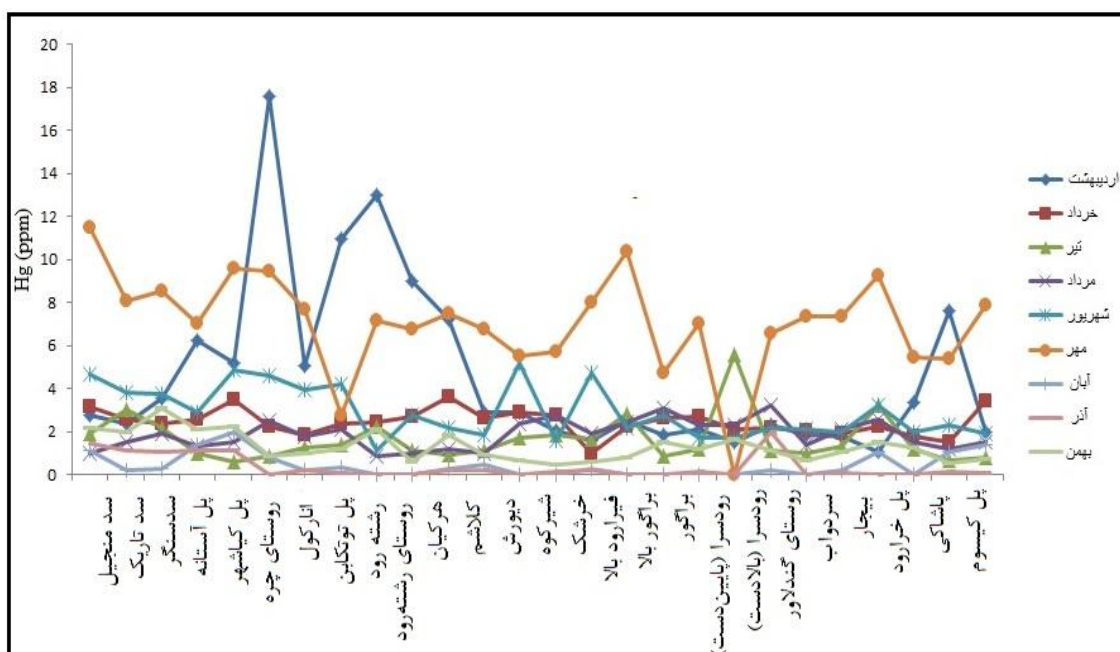
عواملی از قبیل پتانسیل اکسیداسیون- احیا، اسیدیته، دما،
میزان اکسیژن محلول و غلظت لیگاندهای آلی و غیرآلی،
تحرک و انحلال پذیری جیوه را در محیط آبگین کنترل
می‌کنند (Ullrich et al, 2001; Gabriel and
Williamson, 2004; Barringer et al, 2013) بررسی این

جدول ۳- غلظت عناصر اندازه‌گیری شده در رسوبات و مقایسه با مقدار جیوه آب

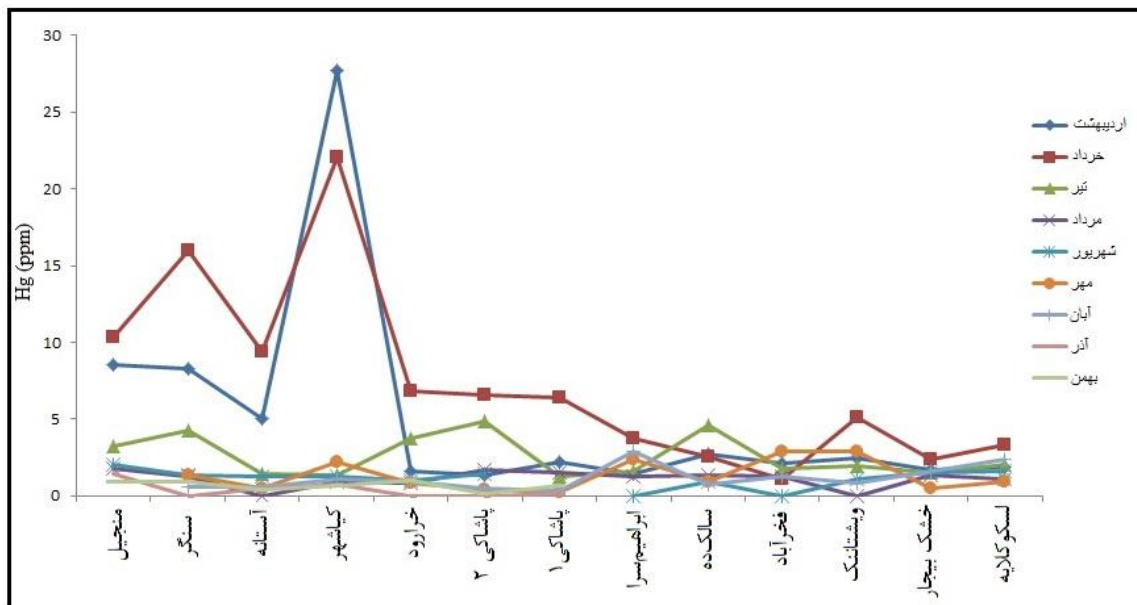
آب	رسوب				محل نمونه برداری
	Hg	Al	Fe	Mn	
	(µg/kg)	(mg/kg)			
۱/۸۷	۱۰۰	۱۴۲۲۵	۴۵۰۰۰	۱۰۱۷/۵	پل آستانه
۳/۳۴	۱۴۸/۲	۵۳۶۲/۵	۱۷۵۱۵	۲۸۲/۵	روستای چره
۱/۶۲	۱۵۰	۱۷۶۳۲/۵	۳۲۵۰۰	۷۷۵	سد منجیل
۲/۱۵	۱۵۰	۲۲۸۱۵	۵۷۵۰۰	۱۰۸۵	رشته رود
۱/۸۷	۲۳۴/۹	۱۲۷۷۶/۹۶	۳۵۸۴۰	۸۲۹/۴۴	زیلکی رود (بیجار)
۱/۸۵	۲۷۷/۲	۱۶۶۳۵	۳۲۵۰۰	۷۳۷/۵	سد تاریک
۲/۴۱	۳۰۰	۱۵۵۹۰	۳۵۰۰۰	۶۷۰	توتکاین
۲/۴۵	۴۷۵	۱۶۲۱۵	۴۵۰۰۰	۱۲۰۵	پل کیشهر
۱/۶۲	۱۰۰	۵۳۶۲/۵	۱۷۵۱۵	۲۸۲/۵	کمیته
۳/۳۴	۴۷۵	۲۲۸۱۵	۵۷۵۰۰	۱۲۰۵	بیشینه
۲/۲۵	۲۴۱/۰۳	۱۴۹۴۲/۹۵	۳۷۵۸۷	۸۰۸/۹۴	میانگین
-	۸۰	۸۱۳۰۰	۵۰۰۰۰	۹۵۰	* میانگین در پوسته زمین
-	۴۰۰	۸۰۰۰۰	۴۷۲۰۰	۸۵۰	** فراوانی در شیل میانگین

* Mason and moore, 1982

** Turekian and wedepohl, 1961



شکل ۳- تغییرات غلظت جیوه در نمونه‌های آب رودخانه



شکل ۴- تغییرات غلظت جیوه در نمونه‌های آب چاه‌ها

جدول ۴- میانگین ماهیانه دما، بارندگی، جامدات محلول کل و غلظت جیوه در نمونه‌های آب رودخانه و چاه

میزان بارندگی (mm)	رودخانه			چاه			زمان نمونه برداری
	TDS (mg/l)	Hg(µg/l)	T(°C)	TDS (mg/l)	Hg(µg/l)	T (°C)	
۳۲/۵۸	۴۴۹/۴۲	۴/۶۳	۱۲	۹۳۴/۰۰	۵/۱۵	۱۱/۸	اردبیهشت
۵۰/۵۴	۴۷۰/۱۲	۲/۴۴	۱۳/۴	۹۸۲/۵۴	۷/۳۷	۱۳/۵	خرداد
۱۳۱/۶۱	۳۶۴/۹۶	۱/۶۵	۱۸/۷	۸۷۳/۰۸	۲/۵۸	۱۸/۸	تیر
۱۵/۱۲	۴۰۱/۵۴	۱/۸۶	۲۲/۲	۹۲۷/۳۸	۱/۲۹	۲۱/۲	مرداد
۱۲۹/۵۹	۴۰۲/۵۴	۱/۵۳	۲۴/۲	۹۸۶/۷۵	۱/۳۶	۲۱/۳	شهریور
۱۲۰/۱۶	۳۳۲/۵	۰/۸۳	۱۹/۵	۸۹۷/۸۳	۱/۳۵	۱۸/۶	مهر
۲۶۳/۲۱	۲۷۷/۱۹	۰/۷۱	۱۴	۷۹۸/۷۵	۱/۱۵	۱۶/۲	آبان
۹۸/۵۶	۲۷۳/۶۲	۰/۴۷	۱۱/۳	۸۴۰/۴۳	۰/۷۲	۱۶/۴	آذر
۱۲۶/۰۵	۳۵۴/۶۵	۱/۳	۷	۸۱۵/۲۹	۰/۶۸	۹/۶	بهمن

همبستگی مثبت قوی وجود دارد به ترتیب $(r=0/804)$ و $(r=0/591)$. از طرفی میزان بارندگی با TDS همبستگی منفی قوی دارد (جدول ۷)، به این معنی که در ماه‌های پرباران از غلظت TDS کاسته شده و در ماه‌های کم‌باران بر مقدار آن افزوده می‌شود. افزایش حجم رواناب وارده به حوضه آبریز باعث رقیق شدن غلظت جامدات محلول کل در آب می‌شود اما در ماه‌های کم‌باران، به علت

$(r=-0/465)$. غلظت جیوه در رودخانه در ماه‌های کم باران، به مقدار قابل توجهی بالاتر است به طوری که در اردبیهشت (با متوسط بارندگی ۳۲mm)، میانگین غلظت جیوه در رودخانه $4/63 \mu\text{g/L}$ و در چاه‌ها $5/15 \mu\text{g/L}$ بوده است ولی در آبان ماه (با متوسط بارندگی ۱۵mm)، مقدار جیوه اندازه‌گیری شده در رودخانه $26 \mu\text{g/L}$ و در چاه‌ها $1/15 \mu\text{g/L}$ بوده است. بین مقادیر TDS و غلظت جیوه در نمونه‌های آب رودخانه و چاه

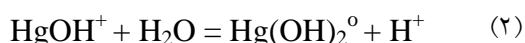
کاهش آب ورودی به حوضه آبریز و افزایش تبخیر، بر مقدار TDS افزوده می‌شود.

کلریدها، سولفات‌ها و نیترات‌ها (به‌عنوان اجزای TDS)، لیگاندهای غیرآلی هستند که تمایل به تشکیل کمپلکس با Hg(II) دارند. کمپلکس‌سازی با لیگاندهای آلی و غیرآلی در محیط آب، انحلال پذیری و زیست دسترس پذیری جیوه را افزایش می‌دهد. یکی از مهمترین لیگاندهای غیرآلی، یون کلرید است که در محدوده وسیعی از غلظت‌ها منجر به کاهش جذب Hg(II) توسط جاذب‌های طبیعی می‌گردد (Barringer and MacLeod, 2001). بنابراین افزایش TDS در برخی نقاط حوضه سفیدرود پایداری جیوه را در محیط آبگین به صورت محلول افزایش می‌دهد. اما با کاهش TDS، هیدروکسید جیوه، تمایل بیشتری به جذب توسط سطوح جاذب‌های طبیعی موجود در رسوبات و آب (از قبیل اکسیدها، هیدروکسیدها و اکسی‌هیدروکسیدهای آهن و منگنز) پیدا می‌کند و از غلظت آن در آب کاسته می‌شود.

تغییرات دما: بین مقادیر غلظت جیوه در چاه و رودخانه همبستگی منفی با تغییرات دما وجود دارد. بیشترین غلظت جیوه در چاه‌ها در ماه‌های اردیبهشت و خرداد اندازه‌گیری شده است ولی در نمونه‌های آب رودخانه این روند به خوبی آشکار نیست.

اسیدیته: pH نمونه‌های رودخانه در بازه ۶/۶۷ تا ۹ متغیر است و میانگین آن ۷/۸۸ می‌باشد. کمترین و بیشترین pH برای نمونه‌های چاه به ترتیب ۶/۵ تا ۸/۳۵ با میانگین ۷/۲۶ می‌باشد. همبستگی ضعیفی بین تغییرات pH با جیوه در نمونه‌های آب چاه مشاهده شد اما ارتباط معنی‌داری بین تغییرات pH و غلظت جیوه در نمونه‌های آب رودخانه وجود دارد (r=۰/۴۱۶) و با افزایش pH در نقاط نمونه‌برداری، میزان جیوه نیز در آنها افزایش یافته است. برخلاف سایر فلزات سنگین که معمولاً در شرایط اسیدی انحلال پذیری بیشتری دارند به نظر می‌رسد جیوه از این روند پیروی نمی‌کند.

به‌طور کلی فلزات در محلول، تمایل به واکنش‌های هیدراته شدن و تشکیل یون هیدراته دارند که برای اغلب فلزات این اتفاق در شرایط قلیایی رخ می‌دهد اما Hg(II) در شرایط اسیدی تشکیل یون $Hg(OH)^+$ می‌دهد (معادله ۱). در شرایط اسیدی و pH نزدیک به ۴، جاذب‌های موجود در آب از قبیل اکسیدها و رس‌ها، تمایل به جذب سطحی گونه‌های با بار مثبت دارند و بنابراین جذب یون جیوه در اسیدیته نزدیک ۴ بیشتر رخ می‌دهد (Barrow and Cox, 1992)، اما با افزایش pH، $Hg(OH)_2^0$ که گونه‌ای خنثی است تشکیل می‌شود (معادله ۲) و غلظت $Hg(OH)^+$ کاهش می‌یابد و برخلاف پتانسیل بالای جامدات موجود در آب برای جذب گونه‌های مثبت، جذب سطحی جیوه کاهش می‌یابد (Barringer and MacLeod, 2001). بنابراین با افزایش pH، پایداری جیوه‌ی محلول در آب افزایش می‌یابد.



اکسیژن محلول: DO یک فاکتور مهم در تعیین کیفیت آب است. میزان DO اندازه‌گیری شده در چاه‌ها در بازه صفر تا میلی گرم ۱۱/۵ (با میانگین ۳/۸ mg/l) و در رودخانه در محدوده ۶/۶ تا میلی گرم ۱۲/۴ (با میانگین میلی گرم ۹/۶) قرار دارد. بین غلظت جیوه در چاه‌ها و اکسیژن محلول همبستگی ضعیف مثبت (r=۰/۱۶۲) و برای نمونه‌های رودخانه، همبستگی منفی مشاهده شد (r=-۰/۲۵۲). غلظت اکسیژن محلول، همبستگی قوی مثبت با دما و مقدار مواد جامد محلول دارد. یکی از عوامل کنترل‌کننده تشکیل و انحلال اکسیدهای آهن و منگنز، مقدار اکسیژن محلول در آب است. در حوضه سفیدرود، وجود شرایط مناسب برای تشکیل این اکسیدها از جمله غلظت بالای اکسیژن محلول، به جذب جیوه و در نتیجه کاهش غلظت آن در آب کمک می‌کند اما در شرایط بی‌اکسیژن، اکسی‌هیدروکسیدها حل شده و جیوه آزاد می‌گردد. تصور می‌شود این، یکی از دلایل افزایش جیوه و متیل جیوه در آب‌های فاقد اکسیژن باشد

اکسیژن خواهی زیستی: BOD، میزان اکسیژن مورد نیاز میکروارگانیسم‌ها در اکسیداسیون بیوشیمیایی مواد آلی موجود در آب می‌باشد. کمترین و بیشترین BOD اندازه گیری شده برای نمونه‌های چاه به ترتیب ۶ و ۵۲ میلی گرم (با میانگین ۲۸ میلی گرم) و برای نمونه‌های رودخانه ۲ و ۶۵ میلی گرم (با میانگین ۱۸ میلی گرم) می‌باشد. بالاتر بودن میانگین BOD در چاه‌ها به علت پایین بودن غلظت اکسیژن محلول در آب می‌باشد. (جداول ۵ و ۶).

(Ullrich et al, 2001). مقدار اکسیژن محلول، خود به شدت تحت تاثیر دما، TDS، BOD و COD است زیرا جامدات محلول، جای اکسیژن مولکولی را می‌گیرند و در آب‌های با TDS بالا، اکسیژن کمتری حل می‌شود. همچنین با افزایش دما، فعالیت میکروارگانیسم‌ها در آب افزایش یافته و اکسیژن محلول مصرف شده و کاهش می‌یابد. افزایش آلودگی مواد آلی در آب نیز اکسیژن محلول را کاهش می‌دهد و از این طریق بر جذب و انحلال پذیری جیوه تاثیر می‌گذارد.

جدول ۵- ضرایب همبستگی پارامترهای اندازه‌گیری شده در آبهای سطحی منطقه مورد مطالعه

	pH	TDS	T	DO	BOD	COD	Hg
pH	۱						
TDS	۰/۰۷۶	۱					
T	-۰/۰۰۲	۰/۶۲۷	۱				
DO	۰/۰۴۵	-۰/۵۰۹	-۰/۶	۱			
BOD	-۰/۰۸۴	۰/۹۳۱	۰/۵۸۹	-۰/۵۶۰	۱		
COD	-۰/۱۵۵	۰/۸۹۱	۰/۵۸۹	-۰/۶۳۹	۰/۹۸۲	۱	
Hg	۰/۴۱۶	۰/۱۳۳	۰/۱۳۷	-۰/۲۵۴	۰/۲۱۹	۰/۲۲۰	۱

جدول ۶- ضرایب همبستگی پارامترهای اندازه‌گیری شده در آبهای زیرزمینی منطقه مورد مطالعه

	pH	T	TDS	DO	BOD	COD	Hg
pH	۱						
T	-۰/۱۴۰	۱					
TDS	-۰/۵۰۱	-۰/۲۰۱	۱				
DO	۰/۰۸	-۰/۲۴۲	-۰/۱۱۹	۱			
BOD	-۰/۰۶۸	۰/۱۹۳	۰/۵۴۸	-۰/۷۵۵	۱		
COD	-۰/۰۸۵	۰/۲۴۱	۰/۵۷۸	-۰/۶۶۳	۰/۹۶۸	۱	
Hg	۰/۱۹۳	-۰/۰۲۷	۰/۱۷۳	۰/۱۶۳	۰/۱۳۵	۰/۱۸۶	۱

جدول ۷- همبستگی متغیرهای دما، بارندگی و TDS با غلظت جیوه به صورت ماهیانه در آبهای سطحی و زیرزمینی منطقه

	رودخانه			چاه		
	T	TDS	بارندگی	T	TDS	بارندگی
T	۱			۱		
TDS	۰/۱۶۴	۱		۰/۳۱۱	۱	
بارندگی	-۰/۰۸۱	-۰/۶۹۹	۱	۰/۰۴۱	-۰/۶۲۷	۱
Hg	-۰/۱۰۶	۰/۸۰۳	-۰/۶	-۰/۳۵۷	۰/۵۹۱	-۰/۴۶۱

عوامل فیزیکوشیمیایی بررسی شده به همراه ترکیب رسوبات منطقه، چرخه و توزیع جیوه را بین فازهای آب و رسوب کنترل می‌کنند. تعیین ضرایب همبستگی داده-های رسوب نشان داد مقادیر آلومینیوم، آهن و منگنز همبستگی نسبتاً ضعیف با مقادیر جیوه رسوب ولی همبستگی قوی منفی با غلظت جیوه آب دارند (جدول ۸) و با افزایش میزان این عناصر در رسوب، غلظت جیوه در نمونه‌های آب همان نقاط کاهش یافته است.

اکسیژن‌خواهی شیمیایی: COD، آزمونی است که به‌طور غیرمستقیم مقدار کل مواد آلی موجود در آب را اندازه‌گیری می‌کند. بیشترین و کمترین مقدار COD در نمونه‌های چاه به ترتیب ۱۵۵ و ۶ میلی‌گرم (با میانگین ۶۰ میلی‌گرم) و در نمونه‌های رودخانه ۱۷۶ و ۵ میلی‌گرم (با میانگین ۶۵ میلی‌گرم) اندازه‌گیری شده است. COD، همبستگی مثبت قوی با BOD ولی همبستگی منفی با میزان اکسیژن محلول دارد.

جدول ۸- ضرایب همبستگی عناصر اندازه‌گیری شده در رسوب با غلظت جیوه آب

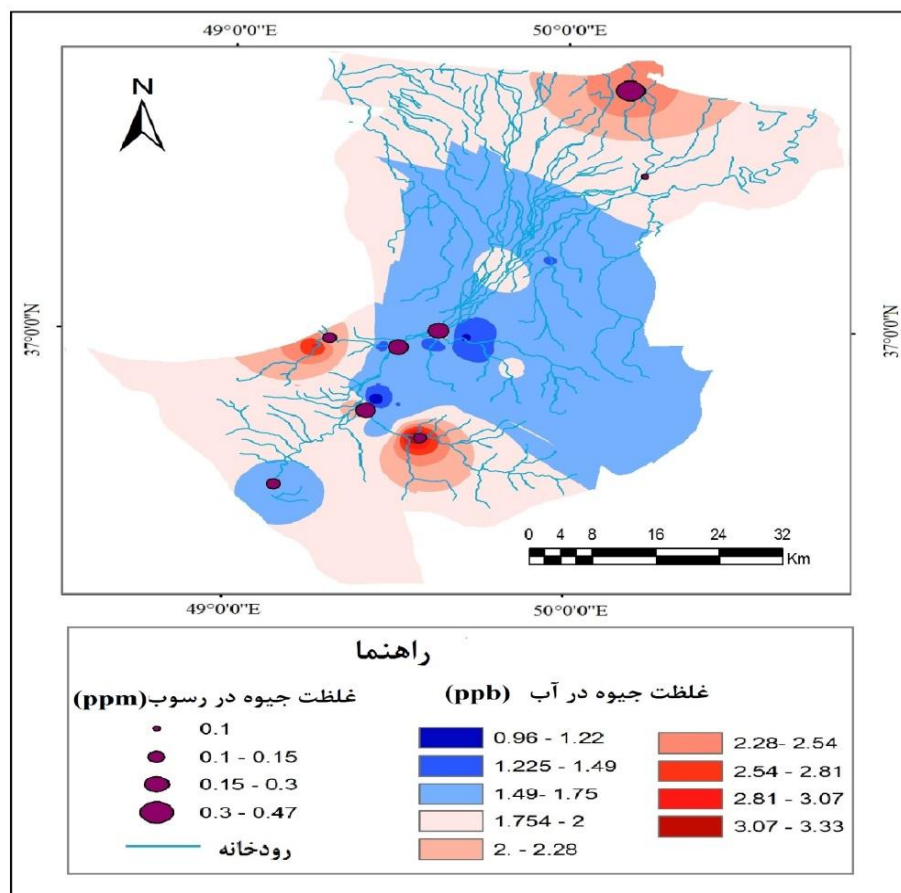
	Al	Fe	Mn	Hg _{sediment}	Hg _{river}
Al	۱				
Fe	۰/۸۱۸	۱			
Mn	۰/۷۲۵	۰/۹۰۴	۱		
Hg _{sediment}	۰/۱۰۹	۰/۰۸۸	۰/۳۳	۱	
Hg _{river}	-۰/۶۳۹	-۰/۴۳۸	-۰/۵۲۳	۰/۱۲۴	۱

سدتاریک با داشتن مقادیر بالای Al، Fe و Mn، ظرفیت زیادی برای جذب و نگهداری جیوه در فاز رسوب دارند. اکسیدهای آهن و منگنز درصد نسبتاً کمی از رسوبات را تشکیل می‌دهند اما بیشترین نقش را در جذب فلزات سنگین از جمله جیوه ایفا می‌کنند (Zhong and Wang, 2008). Jackson در سال ۱۹۸۹ دریافت که MnOOH و FeOOH بهترین جاذب‌های غیرآلی برای جیوه محلول هستند. کانی‌های رسی از نظر اهمیت بعد از این اکسیدها قرار می‌گیرند (Williamson & Gabriel, 2004). Al و Si عناصر اصلی سازنده کانی‌های رسی هستند بنابراین میزان آلومینیوم اندازه‌گیری شده در رسوبات این مطالعه می‌تواند منعکس کننده میزان کانی‌های رسی در این حوضه باشد به این ترتیب همبستگی منفی قوی Al با جیوه در حوضه سفیدرود نقش بارز کانی‌های رسی را در جذب جیوه از محیط آبرگین آشکار می‌کند. در کیشهر غلظت جیوه در هر دوفاز رسوب و آب بسیار بالاست، که دو عامل می‌توانند در آن نقش کلیدی داشته باشند: (۱) نفوذ آب دریا و افزایش شوری آب در بندرکیشهر

نقشه توزیع جیوه در منابع آبی و رسوبات حوضه سفیدرود نشان می‌دهد در آبهای سطحی از بالادست حوضه سفیدرود به سمت پایین‌دست، جیوه از بیشترین مقدار در روستای چره (۳/۳۴ µg/l)، تا پل آستانه با شیب تندی کاهش می‌یابد ولی در پل کیشهر (در مجاورت دریای مازندران)، مقدار جیوه دومرتبه افزایش و به حد ۲/۴۵ µg/l می‌رسد اما تغییرات غلظت جیوه در رسوبات به غیر از یک نقطه (پل کیشهر) تقریباً عکس روند تغییرات در نمونه‌های آب است زیرا در بالا دست حوضه یعنی ایستگاه‌های منجیل، روستای چره و رشته رود مقادیر جیوه در رسوب نسبت به پایین‌دست کمتر است و با حرکت به سمت پایین‌دست مقدار آن در ایستگاه‌های بیجار و سد تاریک افزایش یافته و در کیشهر به بیشترین مقدار می‌رسد (شکل ۵). پایین بودن غلظت جیوه در رسوبات روستای چره می‌تواند نشان دهنده ظرفیت پایین رسوبات منطقه برای جذب جیوه (کم‌ترین غلظت Al، Fe و Mn در) و وجود شرایط مطلوب برای انحلال و ورود جیوه به فاز آبی باشد. ولی رسوبات ایستگاه‌های بیجار و

غیرآلی برای جذب جیوه را کاهش می‌دهد. افزایش تحرک جیوه در اثر افزایش شوری آب، هم در آزمایش‌های مدل‌سازی شده و هم در محیط‌های دریایی و مصب رودخانه‌ای، مشاهده شده است.

۲) پتانسیل بالای آلودگی بشرزاد جیوه به خاطر وجود بندر کباشهر. نزدیک بودن به دریا و نفوذ آب با غلظت بالای لیگاندهای غیرآلی (از جمله کلرید)، ظرفیت مواد آلی و



شکل ۵- توزیع جیوه در آبهای سطحی و زیرزمینی و رسوبات حوضه سفیدرود

نتیجه‌گیری

و واجذب، نقش بارزی در تغییرات غلظت جیوه در آب داشته‌اند. متغیرهای فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری شده در منطقه به‌طور مستقیم و غیرمستقیم بر جذب و واجذب جیوه توسط رسوبات تاثیرگذار بوده‌اند. تغییرات غلظت جیوه در رسوبات به غیر از یک نقطه (کباشهر) تقریباً عکس روند تغییرات جیوه در نمونه‌های آب است. مقدار زیادی جیوه از مناطق چره، رشته‌رود و هیرکان وارد آب شده اما در طی طول مسیر، به دلیل تغییر شرایط فیزیکوشیمیایی آب و همچنین ترکیب رسوبات، جذب رخ داده و به‌این ترتیب از غلظت آن کاسته شده

این مطالعه نشان داد غلظت جیوه در بسیاری از نقاط نمونه‌برداری در حوضه سفیدرود بیش از حد مجاز تعیین شده توسط EPA و WHO است. غلظت جیوه در آبهای سطحی و زیرزمینی منطقه در ماه‌های کم‌باران مانند اردیبهشت به مقدار قابل توجهی بالاتر بود و در ماه‌های پر باران مانند آبان از مقدار آن کاسته می‌شود. جیوه بیشترین همبستگی را در آبهای سطحی با بارندگی، TDS، pH و DO و در آب‌های زیرزمینی نیز با بارندگی، TDS و دما نشان داد. ترکیب رسوبات منطقه (شامل غلظت عناصر آلومینیوم، آهن و منگنز) از طریق فرآیندهای جذب

Barringer, J.L., MacLeod, C.L., (2001), "Relation of mercury to other chemical constituents in ground water in the Kirkwood cohansey aquifer system, New Jersey coastal plain, and mechanisms for mobilization of mercury from sediment to ground water", U.S. Geological survey, Water-Resources Investigations Report 00-4230.

Barrow, N.J., Cox, V.C., (1992), "The effects of pH and chloride concentration on mercury sorption. I. By goethite", Journal of Soil Science, 43, pp 295-304.

Boening, D. W., (2000), "Ecological effects, transport and fate of mercury: a general review", Chemosphere 40, 1335-1351.

Clarkson, T. W., (1998), "Human toxicology of mercury", The Journal of Trace Elements in Experimental Medicine, 11, pp 303-317.

Cooper, C.M., Gillespie, W.B., (2001), "Arsenic and mercury concentrations in major landscape components of an intensively cultivated watershed", Environment Pollution 111, pp 67-74.

Fitzgerald, W. F., Lamborg, C. H., Heinrich, D. H., Karl, K. T., (2007), "Geochemistry of mercury in the environment", treatise on geochemistry. Oxford: Pergamon

Gabriel, M & Williamson, D., (2004), "Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment", Environmental Geochemistry and Health, 26, pp 421-434.

Goldblum, D. K., Rak, A., Ponnappalli, M. D. Clayton, C. J., (2006), "The Fort Totten mercury pollution risk assessment: A case history", Journal of Hazardous Materials, 136, pp 406-417.

Göthberg, A., Greger, M., (2006), "Formation of methylmercury in an aquatic macrophyte", Chemosphere, 65, pp 2096-2105.

Guidelines for drinking-water quality, (2008), third edition, World Health Organization, vol.1, p 402.

Haitzer, M., Aiken, G.R., Ryan, J.N., (2003), "Binding of mercury(II) to aquatic humic substances: influence of pH and source of humic substances", Environ Sci Technol, 37, 2436-2441.

Jackson, T.A., (1998), "Mercury in aquatic ecosystems. In Langston WJ, Bebianno M.J. eds. Metal Metabolism in aquatic Environments". London: Chapman and Hall Publishers, pp 76-15.

Johansson, K., Aastrup, M., Andersson, A., Bringmark, L., Iverfeldt, A., (1991), "Mercury in Swedish forest soils and water-assessment of critical load", Water Air Soil Pollut 56, pp 267-281.

Kabata-pendias, A., Mukherjee, A.B., (2007), "Trace elements from soil to human", Springer, pp 308-314.

Liu, G., Cai, Y., O'Driscoll, N., (2012), "Environmental chemistry and toxicology of mercury", John Wiley and Sons, pp 367-369.

است ولی مجدداً در کیشهر علی‌رغم وجود مقادیر بالای اکسیدهای Fe و Mn و کانیهای رسی در رسوبات، در اثر تغییر خواص فیزیکوشیمیایی آب (نفوذ آب دریا و افزایش جامدات محلول آب)، واجذب رخ داده و غلظت جیوه محلول افزایش یافته است.

سپاسگزاری

بدین‌وسیله از کارشناسان شرکت سهامی آب منطقه‌ای گیلان که در انجام این تحقیق همکاری فراوان داشتند، تشکر می‌گردد.

منابع

افشین، ی.، (۱۳۷۳)، "رودخانه‌های ایران"، وزارت نیرو، جاماب، جلد دوم، ص ۲۱-۱۸.

خبازنیا، آ.، صادقی، آ.، سعیدی، ا.، (۱۳۸۳)، نقشه زمین‌شناسی رشت (۱:۱۰۰۰۰۰)، سازمان زمین‌شناسی کشور.

علیزاده کتک لاهیجانی، ح.، کامران پوری، ع.، امینی، ع.، (۱۳۸۴)، "آلودگی فلزات سنگین در رسوبات دلتای سفیدرود. مجله علوم و فنون دریایی ایران"، ۳-۴ (۴)، ص ۵۲-۴۳.

قلمقاش، ج.، رشید، ح.، مهرپرتو، م.، بهره‌مند، م.، (۱۳۸۱)، نقشه زمین‌شناسی جیرنده (۱:۱۰۰۰۰۰)، سازمان زمین‌شناسی کشور.

مهدی نژاد، ک.، یوسفی گراکویی، م.، (۱۳۸۸)، "مدت زمان زنده‌مانی بچه تاسماهیان ایرانی در غلظت‌های مختلف رسوبات سد سفیدرود"، مجله علوم زیستی واحد لاهیجان، سال ۳، شماره ۲، ص ۷۹-۷۱.

مهندسین مشاور طولارود گیل، (۱۳۹۲)، "ادامه مطالعه دشت‌های دارای شبکه سنجش کمی و کیفی (محدوده مطالعاتی آستانه- کوچصفهان)"، شرکت سهامی آب منطقه ای گیلان، ص ۳۵-۲۱.

میرمشتاقی، م.، امیرنژاد، ر.، خالدیان، م.، (۱۳۹۰)، "بررسی کیفیت آب رودخانه سفیدرود و پهنه بندی آن با استفاده از شاخص‌های کیفی OWQI و NSFQI"، فصلنامه علمی پژوهشی تالاب، ۹، ص ۳۴-۲۳.

نظری، ح.، سلامتی، ر.، (۱۳۷۷)، نقشه زمین‌شناسی رودبار (۱:۱۰۰۰۰۰)، سازمان زمین‌شناسی کشور.

Mason, B., Moore, C.B., (1982), “principles of geochemistry”, John Wiley and Sons. Pp 46-47.

Nriagu, J.O., (1989), “A global assessment of the natural sources of atmospheric tracemetals”, Nature, 338:47-49.

Pittman, H.T., Bowerman, W.W., Grim, L.H., Grubb, T.G., Bridges, W.C., (2011), “Using nestling feathers to assess spatial and temporal concentrations of mercury in bald eagles at