

بررسی میزان آلودگی به آرسنیک در رسوبات دریاچه ارومیه و احتمال تأثیر آن بر سلامت جامعه انسانی

مریم کاظمی^۱، عاطفه چمنی^{۲*}، ناصر آق^۴

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اصفهان (خوراسگان)، اصفهان، ایران Email: esf.mk81@yahoo.com

۲. گروه محیط‌زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اصفهان (خوراسگان)، اصفهان، ایران

۳. مرکز تحقیقات پساب و پسماند، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اصفهان (خوراسگان)، اصفهان، ایران

۴. گروه بیولوژی و تکثیر، پرورش، پژوهشکده آرتیمیا و آبزی پروری، دانشگاه ارومیه Email: n.agh@urmia.ac.ir

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۸/۰۷/۱۵

تاریخ وصول مقاله: ۱۳۹۸/۰۱/۱۹

چکیده

با توجه به معرفی دریاچه ارومیه به عنوان یکی از کانون‌های ریزگرد در سطح جهان و پیامدهای خطرناک حضور فلزات سنگین در ریزگرد، هدف از این تحقیق، تعیین غلظت آرسنیک در رسوبات دو طرف میان‌گذر دریاچه و مقایسه آن با استانداردهای جهانی است. بدین منظور نمونه‌برداری رسوب از ۱۲ ایستگاه در دو طرف پل در پاییز و زمستان ۱۳۹۶، از عمق ۳۰ سانتی‌متری رسوب صورت گرفت و غلظت آرسنیک هر نمونه اندازه‌گیری شد. شاخص‌های مولر و فاکتور آلودگی برای همه ایستگاه‌ها محاسبه و نتایج با استانداردهای موجود مقایسه شد. میانگین غلظت آرسنیک در دو فصل (۷/۴۸ mg/kg) از میزان استاندارد رسوب (۷/۲۴ mg/kg) بیشتر است اما تفاوت معنادار ندارد. شاخص‌های محاسبه شده، ایستگاه ۴ و ۱۱ در نزدیکی مصب رودخانه‌های منتهی به دریاچه در شرق و غرب را در طبقه آلودگی قابل توجه تا بسیار بالا و ایستگاه ۶ در نواحی مرکزی دریاچه را در طبقه غیرآلوده قرار می‌دهند. استفاده از کودها، قارچ‌کش‌ها و حشره‌کش‌ها و تخلیه فاضلاب می‌تواند عامل اصلی افزایش آرسنیک رسوبات باشد. ورود آرسنیک به چرخه غذایی، ریسک ابتلا به بیماری‌های مزمن و انواع سرطان‌ها در انسان را افزایش می‌دهد.

کلیدواژه

آرسنیک، دریاچه ارومیه، رسوب، ریزگرد.

۱. سرآغاز

از دیدگاه ژئوشیمی زیست‌محیطی، رسوبات مهم‌ترین بخش سنگ‌کره به شمار می‌روند. زیرا محل نهایی تجمع عناصر بالقوه سمی در محیط آبی بوده و به همین علت، ردیاب‌های بسیار مناسبی برای نمایش میزان آلودگی محیطی هستند. آلودگی رسوبات به فلزات سنگین، به‌ویژه در کشورهای در حال توسعه، مانند ایران، توجه و نگرانی‌های زیادی را به خود معطوف کرده و در دهه‌های اخیر، تحقیقات بسیاری در این‌باره صورت گرفته است (Hamidian et al., 2016; Jafarabadi et al., 2017; Shabankareh et al., 2018; Sharifinia et al., 2018).

متأسفانه در دهه گذشته، روند رو به رشد توسعه و فعالیت‌های مختلف انسانی به‌رغم سودمندی، چالش‌های مهم زیست‌محیطی را برای انسان به ارمغان آورده است که از این میان، اکوسیستم‌های آبی به دلیل قابلیت‌های بالاتر توسعه، در معرض خطرات جدی‌تری قرار دارند. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب دائماً در حال تغییر هستند و به همین دلیل شاخص‌های مناسبی برای اندازه‌گیری و پایش کیفی آب نیستند (Noori et al. 2010).

و عدم زادآوری گونه‌های مهم و کمیاب پرندگان مهاجر، مانند پلیکان سفید و فلامینگو، توقف تردد شناورهای دریایی و عدم کارایی اسکله‌های احداث شده در سواحل و بندرها منطقه، گسترش زمین‌های شوره‌زار به میزان حداقل ۱۵۰ هزار هکتار به‌ویژه در نواحی پست پیرامون دریاچه و سواحل جزایر، چسبیده شدن جزایر نه‌گانه پارک ملی، کاهش شدید تولید سیست آرتیمیا (طلای زنده و منحصر به فرد دریاچه ارومیه) و ... شده است (Darvishi et al., 2015).

میان‌گذر دریاچه ارومیه، دو استان آذربایجان شرقی و آذربایجان غربی در شمال غربی ایران را به هم متصل می‌کند. این پل ۱۷۰۹ متر طول دارد که ۱۲۷۶ متر آن در داخل دریاچه ارومیه اجرا شده است. به علت هزینه بالاتر احداث پل هوایی، نحوه ساخت پل در بیشتر مسیر، مبتنی بر خاک‌ریزی و دو نیم‌سازی دریاچه بوده که بدون ارزیابی زیست‌محیطی اجرا شده است. همین امر باعث تکه تکه شدن زیستگاه، انسداد جریان آب، تقسیم آب ورودی به دو حوضه و افزایش میزان تبخیر و یکی از مهم‌ترین عوامل خشکی دریاچه بوده است. برآورد شده بزرگراه شهید کلاتری حدود ۱۲۰ هکتار از سطح دریاچه ارومیه را به دلیل خاک‌های ریخته شده در دریاچه، خشک کرده است (طرح مدیریت زیست بومی حوضه آبریز دریاچه ارومیه، ۱۳۸۸).

مطالعات بسیاری در خصوص محیط‌زیست دریاچه تاکنون انجام شده است. Eimanifar و Mohebbi (۲۰۰۷) در بررسی دریاچه ارومیه، بیان کردند که خشک‌سالی و افزایش تقاضای آب برای کشاورزی در حوضه آبخیز دریاچه ارومیه، شوری آب را تا ۳۰۰ گرم بر لیتر افزایش داده و بخش عظیمی از بستر دریاچه را خشک کرده است. Ginoux و همکاران (۲۰۱۲)، منابع انسانی و طبیعی ریزگردها در سطح جهان و نرخ انتشار آن‌ها را با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای بررسی کردند. در این بررسی، دریاچه ارومیه، یکی از کانون‌های انتشار ریزگرد در سطح جهان

آرسنیک عنصری سمی است و یک‌دهم تری‌اکسی آرسنیک، موجب مرگ انسان می‌شود. برخی بیماری‌ها نیز به علت آثار آرسنیک در محیط است. منابع اصلی انسانی آرسنیک، استخراج معادن، فعالیت‌های صنعتی، آنتی‌بیوتیک‌های دامی و استفاده از کودها، آفت‌کش‌ها و حشره‌کش‌های حاوی آرسنیک است (Punshon et al., 2017). بر اساس استانداردهای موجود میزان قابل قبول آرسنیک در رسوبات، ۷/۲۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم اعلام شده است (ISQGs, 2006).

از جمله بزرگ‌ترین و مهم‌ترین تالاب‌های ایران که در لیست تالاب‌های بین‌المللی کنوانسیون رامسر به ثبت رسیده، دریاچه ارومیه است. با وجود این از دو دهه پیش تاکنون، دو دسته عوامل انسانی و طبیعی موجب بروز مشکلاتی در دریاچه شده‌اند. حوضه آبریز دریاچه ارومیه واقع در شمال غرب ایران با مساحت ۵۱۸۷۶ کیلومتر مربع یکی از شش حوضه آبریز اصلی کشور است. این حوضه بین استان‌های آذربایجان غربی (۱۹ درصد)، آذربایجان شرقی (۱۹ درصد) و کردستان (۴۴ درصد) قرار دارد (ستاد احیای دریاچه ارومیه، ۱۳۹۴). دریاچه ارومیه یکی از بزرگ‌ترین دریاچه‌های فوق شور در جهان با مساحت حدود ۵۲۰۰ کیلومتر مربع و قابل مقایسه با دریاچه بزرگ نمک آمریکا است. طول دریاچه میان ۱۲۰ تا ۱۵۰ کیلومتر، عرض آن میان ۲۰ تا ۵۰ کیلومتر و ژرفای آن میان ۶ تا ۱۶ متغیر و میانگین ژرفای آن ۶ متر است (Esmaili Dahesht et al., 2010). حوضه آبریز دریاچه ارومیه یکی از مناطقی است که در آن بخش چشمگیری از نیاز آبی با اتکا به منابع آب زیرزمینی تأمین می‌شود و طی دو دهه اخیر به دلیل عدم مدیریت صحیح منابع آب، با مشکلات بسیاری از جمله کاهش سطح آب دریاچه به علت کاهش آب ورودی از طریق رودخانه‌ها روبه‌رو شده است (طرح مدیریت زیست بومی حوضه آبریز دریاچه ارومیه، ۱۳۸۸).

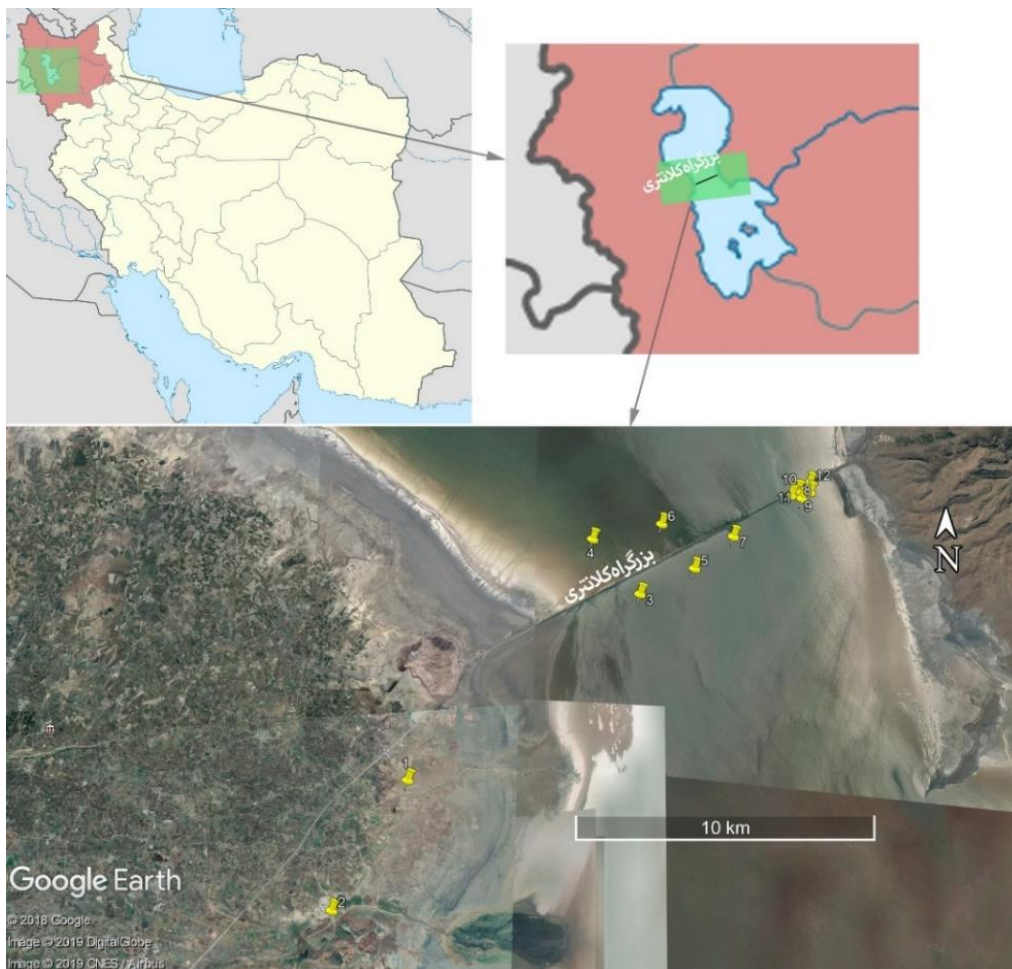
در دو دهه اخیر کاهش شدید سطح تراز و افزایش میزان شوری آب سبب مرگ‌ومیر پرندگان، کاهش جمعیت

ایستگاه‌های دو طرف میان‌گذر دریاچه ارومیه به آرسنیک در دو فصل زمستان و پاییز؛ ۲. مقایسه غلظت آرسنیک در رسوبات با استانداردهای جهانی و در نهایت ۳. بررسی دلایل احتمالی حضور آرسنیک در منطقه است.

۲. مواد و روش بررسی

با توجه به بازدیدهای میدانی و بر اساس قابلیت دسترسی در پاییز و زمستان، فواصل ایستگاه‌ها نسبت به هم و پوشش دادن کل محدوده مورد مطالعه، همچنین با توجه به نزدیکی به ورودی آب رودخانه‌ها و پساب صنعتی و شهری و همچنین در اطراف تلاقی دو سمت شمالی و جنوبی میان‌گذر، ۱۲ ایستگاه در دو طرف میان‌گذر دریاچه ارومیه انتخاب و موقعیت آن ثبت شد (شکل ۱، جدول ۱).

معرفی شد. Ghale و همکاران (۲۰۱۸)، در مطالعه عوامل تأثیرگذار بر خشکی دریاچه ارومیه با استفاده از آنالیزهای خشک‌سالی در بازه زمانی ۱۹۸۵ تا ۲۰۱۰، مشخص شد پارامترهای انسانی بیشتر از تغییرات اقلیمی در شکل‌گیری شرایط کنونی دریاچه تأثیرگذار بوده‌اند. کاهش دبی آب رودخانه‌های منتهی به دریاچه، استفاده بی‌رویه از منابع آب سطحی و زیرزمینی، توسعه زمین‌های کشاورزی و عدم مدیریت صحیح منابع آبی، مهم‌ترین عامل کاهش حجم آب دریاچه شناخته شدند و خشک‌سالی، تنها باعث شدت گرفتن این مشکل شده است. اما تاکنون مطالعه‌ای منتشر نشده است که متمرکز بر ایستگاه‌های اطراف میان‌گذر دریاچه ارومیه باشد. از این رو هدف از تحقیق حاضر: ۱. ارزیابی میزان آلودگی رسوبات دریاچه ارومیه در



شکل ۱. موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در دریاچه ارومیه

جدول ۱. مشخصات و مختصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری

| ایستگاه‌ها | موقعیت | مختصات جغرافیایی |
|------------|--|--------------------------------|
| ۱ | رودخانه نازلو جای ۶,۲ کیلومتر قبل از ورود به دریاچه | 37 42 08.81 N 45 13 54.45 E |
| ۲ | خروجی تصفیه‌خانه ارومیه | 37 40 05.22 N 45 12 31.89 E |
| ۳ | ابتدای پیکره آبی دریاچه در بخش جنوبی میان‌گذر | 37 45 52.75 N 45 19 08.06 E |
| ۴ | ابتدای پیکره آبی دریاچه در بخش شمالی میان‌گذر | 37 46 27.80 N 45 18 50.41 E |
| ۵ | کیلومتر ۳ پیکره آبی دریاچه در بخش جنوبی میان‌گذر | 37 46 24.17 N 45 20 32.08 E |
| ۶ | کیلومتر ۳ پیکره آبی دریاچه در بخش شمالی میان‌گذر | 37 46 59.09 N 45 20 06.39 E |
| ۷ | اسکله قدیمی در بخش جنوبی میان‌گذر قبل از پل | 37 47 04.86 N 45 21 40.67 E |
| ۸ | وسط پیکره آبی بعد از پل میان‌گذر در بخش شمالی میان‌گذر | 37 48 09.34 N 45 23 29.33 E |
| ۹ | وسط پیکره آبی بعد از پل میان‌گذر در بخش جنوبی میان‌گذر | 37 48 00.02 N 45 23 36.78 E |
| ۱۰ | بخش انتهایی پل میان‌گذر در بخش شمالی میان‌گذر | 37 47 48.18 N 45 22 50.08 E |
| ۱۱ | بخش انتهایی پل میان‌گذر در بخش جنوبی میان‌گذر | 37 47 43.90 N 45 22 52.19 E |
| ۱۲ | اسکله قدیمی در بخش شرقی - جنوبی میان‌گذر دریاچه | 37 48 09.50 N 45 24 00.01 E |

شدن بهتر، نمونه‌ها به مدت یک شب زیر هود قرار گرفته و سپس به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه واقعی در هات پلیت گرما داده شد. پس از خنک شدن ظرف، محلول آماده شده با استفاده از کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف شده و با آب مقطر دو بار تقطیر به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رسانده شد (APHA 2005). غلظت آرسنیک موجود در هر نمونه با استفاده از دستگاه اسپکترومتری جذب اتمی شعله گرافیتی مدل Furnace AAS Model 670G اندازه‌گیری شد. برای تهیه نمونه شاهد، ۲۰ ml محلول اسید نیتریک مرک ۶۵ درصد و ۲ ml آب اکسیژنه با مقدار مجاز آرسنیک در رسوب (۷/۲۴ mg/kg) مخلوط و غلظت آرسنیک آن اندازه‌گیری و از مقادیر به دست آمده برای نمونه‌ها کسر شد (Nourouzi et al., 2018). میزان ریکاوری نتایج بین ۹۶ درصد تا ۱۰۱ درصد به دست آمد.

نمونه‌برداری در دو فصل پاییز و زمستان از عمق ۳۰ سانتی‌متری رسوب و توسط نمونه‌گیر دستی انجام شد. نمونه رسوب توسط بیلچه پلاستیکی اسید شور شده برداشت و درون کیسه‌های پلاستیکی پلی‌اتیلنی ضخیم قرار گرفت. در نهایت تمامی نمونه‌ها در یخدان قرار داده شد و ظرف کمتر از ۲۴ ساعت به آزمایشگاه منتقل و داخل فریزر نگهداری شدند. برای هضم اسیدی نمونه‌ها، نمونه‌ها در دمای محیط قرار گرفتند تا از حالت فریز خارج و خشک شوند. پس از اینکه نمونه‌ها رطوبت اولیه خود را در دمای آزمایشگاه از دست دادند، مقدار ۵ گرم از هر نمونه در آن ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت خشک شدند. سپس نمونه‌های رطوبت‌گیری شده به داخل ارلن منتقل و ۲۰ میلی‌متر محلول اسید نیتریک مرک ۶۵ درصد و ۵ میلی‌لیتر آب اکسیژنه به آن اضافه شد. به‌منظور مخلوط

کلاس، از رده کاملاً غیر آلوده تا آلودگی بسیار شدید (جدول ۲) ارزیابی می‌کند.

$$I_{geo} = \log_2 [(C_n / (1.5 B_n)) \quad (2)$$

در این رابطه: I_{geo} = شاخص تجمع ژئوشیمیایی (شاخص شدت آلودگی در رسوبات)

C_n = غلظت ماده آلاینده در رسوبات با قطر کمتر از ۶۳ میکرون بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم

B_n = غلظت ماده آلاینده در سنگ شیل یا غلظت اولیه

عناصر در زمانی که آلودگی وجود نداشته است بر حسب

میلی‌گرم بر کیلوگرم است. ضریب ۱/۵ نیز به منظور

تصحیح غلظت اولیه رسوبات به دلیل تأثیر عوامل زمینی

اعمال شده است. در این مطالعه، میانگین جهانی غلظت

آرسنیک در خاک (۶/۸۳) (Kelepertsis et al., 2001)

استفاده شد.

بدین ترتیب که سه نمونه آلوده شده در سه سطح آلودگی مختلف در سه روز متوالی مورد هضم قرار گرفته و درصد ریکاوری محاسبه شد. سپس غلظت نهایی آرسنیک در هر نمونه از طریق رابطه ۱ محاسبه شد:

$$M = CV / W \quad (1)$$

C = غلظت به دست آمده از دستگاه

V = حجم نهایی نمونه

W = مقدار ماده خشک مصرف شده بر حسب g

M = غلظت نهایی نمونه بر حسب mg/kg

- شاخص ژئوشیمیایی مولر

شاخص زمین انباشت مولر (Muller 1969) به منظور تعیین

آلودگی رسوبات به فلزات سنگین و مقایسه غلظت فعلی با

غلظت‌های قبل از صنعتی شدن استفاده می‌شود. این

شاخص، آلودگی رسوبات به عناصر سنگین را در ۷

جدول ۲. درجه‌بندی سطح آلودگی رسوبات بر اساس شاخص تجمع ژئوشیمیایی مولر (I_{geo})

| I_{geo} | درجه آلودگی | محدوده مولر |
|-----------|-------------|-----------------------------|
| $0 <$ | ۰ | غیر آلوده |
| $0-1$ | ۱ | از غیر آلوده تا آلوده متوسط |
| $1-2$ | ۲ | آلودگی متوسط |
| $2-3$ | ۳ | آلودگی متوسط تا آلودگی زیاد |
| $3-4$ | ۴ | آلودگی زیاد |
| $4-5$ | ۵ | آلودگی زیاد تا به شدت آلوده |
| $5 \geq$ | ۶ | به شدت آلوده |

جدول ۳. رده‌بندی هاکنسون بر مبنای فاکتور آلودگی (CF) (Hakanson 1980)

| مقدار CF | ضریب آلودگی |
|--------------------|-------------------|
| $CF \leq 1$ | آلودگی پایین |
| $1 \leq CF \leq 3$ | آلودگی متوسط |
| $3 \leq CF \leq 6$ | آلودگی قابل توجه |
| $6CF \geq$ | آلودگی بسیار بالا |

- شاخص فاکتور آلودگی

برای تعیین آلودگی خاک به فلزات سنگین از شاخص فاکتور آلودگی نیز استفاده می‌شود. بر اساس این فاکتور می‌توان مقدار فلزات سنگین را نسبت به مقدار طبیعی آن سنجید و میزان آلودگی خاک را تعیین کرد (Abraham & Parker, 2008)

$$CF = C_{\text{metal}} / C_{\text{background}} \quad (3)$$

در این رابطه CF فاکتور آلودگی، C_{metal} غلظت عنصر در سطح خاک و $C_{\text{background}}$ غلظت عنصر در زمینه است.

۳. نتایج

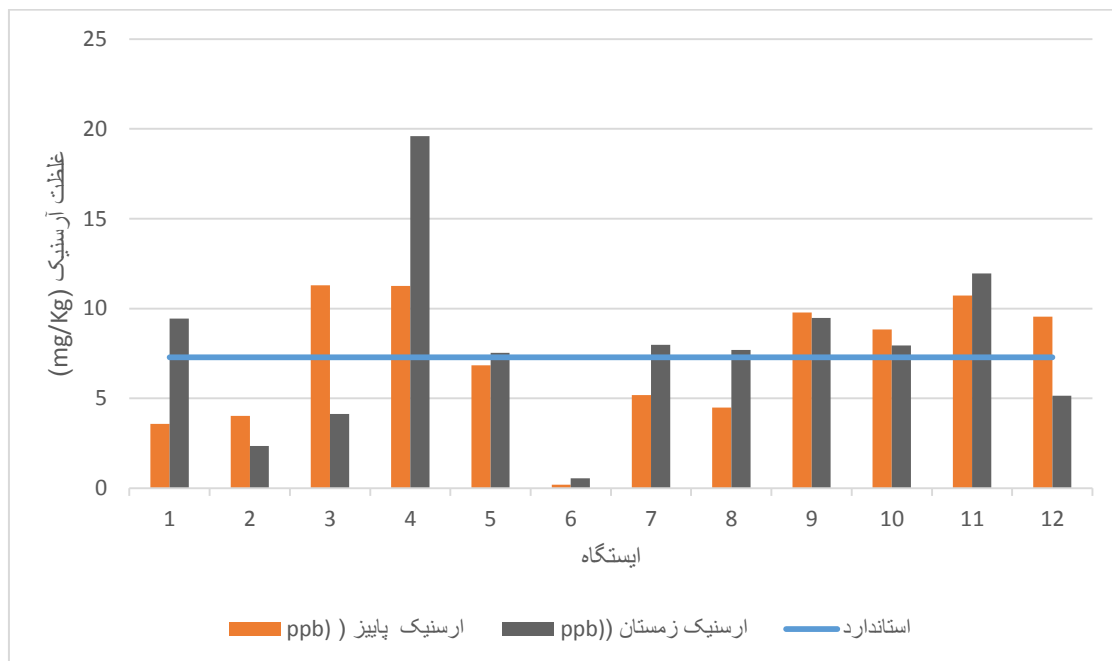
نتایج آنالیز واریانس متغیرهای بررسی شده در جدول ۴ آمده است.

بر اساس نمودار ۱، همه ایستگاه‌ها دارای تفاوت معنادار بین غلظت آرسنیک در فصول زمستان و پاییز هستند. بر این اساس، ایستگاه ۱۱ و ۴ دارای بیشترین میزان آرسنیک در فصل زمستان و ایستگاه ۶ نیز دارای کمترین میزان اندازه‌گیری شده آرسنیک است. ایستگاه ۳ و ۴ دارای بیشترین و ایستگاه ۶ دارای کمترین میزان آرسنیک در فصل پاییز است.

جدول ۴. نتایج آنالیز واریانس متغیرهای بررسی شده بین ایستگاه‌های مختلف

| فاکتور | Fvalue | میانگین غلظت آرسنیک (mg/kg) |
|---------------|--------|-----------------------------|
| آرسنیک پاییز | ۱/۱۲** | ۷/۱۴ |
| آرسنیک زمستان | ۲/۴۸** | ۷/۸۲ |

** معنادار در سطح ۹۹ درصد



نمودار ۱. مقایسه میانگین غلظت آرسنیک ایستگاه‌های مورد مطالعه بین فصول زمستان و پاییز

حروف غیرمشابه نشان دهنده تفاوت معنادار بین ایستگاه‌ها در هر فصل

جدول ۵. نتایج آزمون تی برای مقایسه میانگین غلظت آرسنیک با میزان استاندارد کیفیت رسوب کانادا^۱ (ISQGs)

| آرسنیک | مقدار استاندارد کانادا=۷/۲۴ mg/kg | | | فاصله اطمینان ۹۵ درصد | | |
|--------|-----------------------------------|----|---------|-----------------------|-------|------|
| | t | df | P value | اختلاف میانگین | پایین | بالا |
| پاییز | -۰/۰۹ | ۱۱ | ۰/۹۳ | -۰/۰۹۴ | -۲/۳۹ | ۲/۲۱ |
| زمستان | ۰/۴۰۷ | ۱۱ | ۰/۶۹ | ۰/۵۷۷ | -۲/۵۴ | ۳/۷۰ |

جدول ۶. نتایج شاخص مولر و فاکتور آلودگی به تفکیک ایستگاه‌های مورد مطالعه

| ایستگاه | پاییز (CF) | زمستان (CF) | پاییز (Igeo) | زمستان (Igeo) |
|---------|------------|-------------|--------------|---------------|
| ۱ | ۱/۹۹ | ۱/۳۸ | -۱/۵۲ | -۰/۱۲ |
| ۲ | ۲/۲۴ | ۰/۳۴ | -۱/۳۵ | -۲/۱۲ |
| ۳ | ۶/۲۸ | ۰/۶ | ۰/۱۴ | -۱/۳۱ |
| ۴ | ۶/۲۵ | ۲/۸۷ | ۰/۱۴ | ۰/۹۴ |
| ۵ | ۳/۷۹ | ۱/۱۰ | -۰/۵۸ | -۰/۴۴ |
| ۶ | ۰/۱۱ | ۰/۰۸ | -۵/۶۸ | -۴/۲۵ |
| ۷ | ۲/۸۸ | ۱/۱۷ | -۰/۹۸ | -۰/۳۶ |
| ۸ | ۲/۴۹ | ۱/۱۳ | -۱/۱۹ | -۰/۴۱ |
| ۹ | ۵/۴۳ | ۱/۳۹ | -۰/۰۷ | -۰/۱۱ |
| ۱۰ | ۴/۹۱ | ۱/۱۶ | -۰/۲۱ | -۰/۳۷ |
| ۱۱ | ۵/۹۶ | ۱/۷۵ | ۰/۰۷ | ۰/۲۲ |
| ۱۲ | ۵/۳۱ | ۰/۷۵ | -۰/۱ | -۰/۹۹ |

ایستگاه‌ها در هر دو فصل، در طبقه غیرآلوده قرار می‌گیرند. بر اساس نتایج شاخص فاکتور آلودگی (جدول ۶)، در فصل پاییز ایستگاه‌های ۱، ۲، ۷ و ۸ دارای ضریب آلودگی متوسط، ایستگاه ۶ دارای ضریب آلودگی پایین، ایستگاه‌های ۵، ۹، ۱۱ و ۱۲ دارای ضریب آلودگی قابل توجه و تنها ایستگاه‌های ۳ و ۴ دارای ضریب آلودگی بسیار بالا هستند. در فصل زمستان ایستگاه‌های ۲، ۳، ۶ و ۱۲ دارای ضریب آلودگی پایین و مابقی ایستگاه‌ها دارای ضریب آلودگی متوسط هستند.

بر اساس نتایج آزمون تی تک نمونه‌ای (جدول ۵)، میانگین غلظت آرسنیک در رسوبات منطقه در هر دو فصل (۷/۴۸ mg/kg) از میزان استاندارد کیفیت رسوب کانادا (۷/۲۴ mg/kg) بیشتر است اما تفاوت معنادار ندارد. به عبارت دیگر در مرز خطر قرار دارد. بررسی نمودارهای یک و دو، نشان می‌دهد میزان آرسنیک در ایستگاه‌های ۴ و ۱۱ به‌طور معناداری بیش از استاندارد ISQGs است. بر اساس نتایج شاخص مولر (جدول ۶)، ایستگاه‌های ۳، ۴ و ۱۱ در فصل پاییز و زمستان در طبقه غیرآلوده تا آلوده متوسط قرار دارند و مابقی

۴. بحث و نتیجه گیری

بر اساس نتایج، بیشترین (۱۹/۵۹ میلی گرم بر کیلوگرم) و کمترین (۰/۵۳ میلی گرم بر کیلوگرم) میزان غلظت آرسنیک در فصل زمستان به ترتیب در ایستگاه ۴ و ایستگاه ۶ و میانگین آن ۷/۸۱ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش شد. در فصل پاییز بیشترین (۱۱/۲۹ میلی گرم بر کیلوگرم) و کمترین (۰/۱۹ میلی گرم بر کیلوگرم) میزان غلظت آرسنیک به ترتیب در ایستگاه ۳ و ایستگاه ۶ و میانگین آن ۷/۱۴ میلی گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. میانگین کل غلظت آرسنیک در دریاچه ۷/۴۸ میلی گرم بر کیلوگرم است. تغییرات غلظت آرسنیک در فصول پاییز و زمستان، ناشی از تغییر در میزان آب ورودی و فعالیت‌های انسانی به‌ویژه فعالیت‌های کشاورزی در فصول مختلف است. غلظت آرسنیک در ایستگاه‌های مختلف بین زمستان و پاییز، دارای تفاوت معنادار است اما از نظم مشخصی پیروی نمی‌کند. در ۷ ایستگاه، غلظت آرسنیک در زمستان بیشتر است و در ۵ ایستگاه در پاییز، افزایش معنادار داشته است. بر اساس

شاخص مولر، ایستگاه‌های نمونه‌برداری در فصول زمستان و پاییز در طبقه همسان قرار می‌گیرند ولی بر اساس شاخص بار آلودگی، ایستگاه‌های مورد مطالعه در فصل پاییز، بار آلودگی بیشتری دارند.

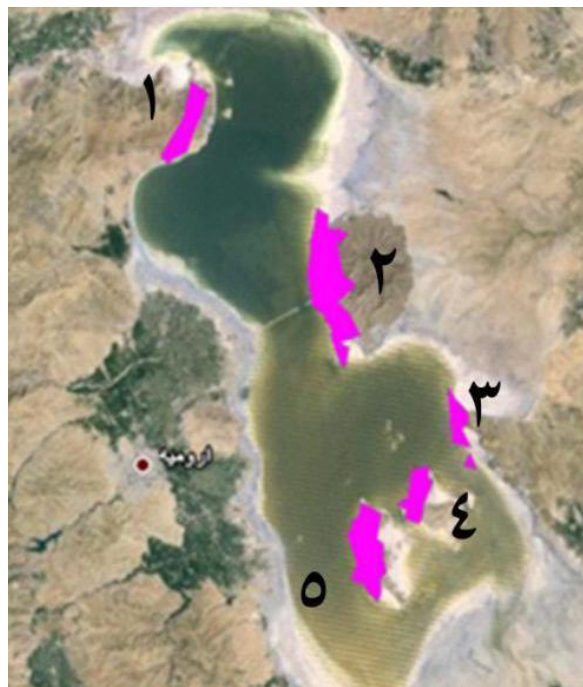
حاتمی‌منش و همکاران (۱۳۹۲)، در مطالعه رسوبات دریاچه مهارلو، غلظت فلز آرسنیک را ۰/۷۴ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش کردند که بسیار پایین‌تر از نتایج این تحقیق و زیر حد استاندارد است. باقری و عظیمی (۱۳۹۴)، در مطالعه پراکنش فلز سنگین آرسنیک در رسوبات سطحی سواحل سیسنگان، میزان فلز آرسنیک را ۰/۱۹ میلی گرم بر کیلوگرم و علت آن را فعالیت‌های کشاورزی و مزارع برنج اعلام کردند. مقایسه نتایج این مطالعه با مطالعات صورت گرفته درباره غلظت آرسنیک در رسوبات دیگر اکوسیستم‌های آبی ایران در جدول (۷) آمده است.

جدول ۷. مقایسه با مطالعات مشابه در کشور و جهان (غلظت آرسنیک بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم)

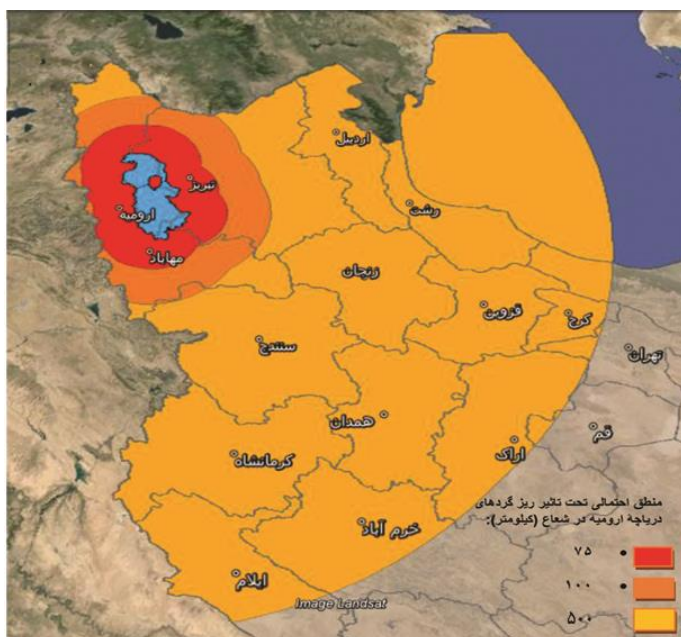
| مطالعه | غلظت آرسنیک | محل مورد مطالعه |
|--|-------------|---------------------------------|
| حاتمی‌منش و همکاران (۱۳۹۲) | ۰/۷۴ | رسوبات دریاچه مهارلو |
| کرباسی و همکاران (۱۳۹۴) | ۱۲/۹ | شمال غرب دریاچه ارومیه |
| (Nasrabadi 2015) | ۵۵/۳۵ | آب رودخانه هراز |
| (Malvandi 2017) | ۲۱/۹۱ | رودخانه زرین گل |
| (Jafarabadi et al. 2017) | ۱۸/۸۴ | خلیج فارس |
| (Delshab et al. 2017) | ۳/۷ | عسلویه، خلیج فارس |
| موسوی و همکاران (۱۳۹۷) | ۱۳۹ | زرشوران-آغدره (شمال تکاب) |
| (Sharifi et al., 2016) | ۷۰ | تکاب، ایران |
| گزارش ارزیابی آثار زیست‌محیطی دریاچه ارومیه (۱۳۹۵) | ۱۹/۱۱ | رسوبات حاشیه شرقی دریاچه ارومیه |
| گزارش ارزیابی آثار زیست‌محیطی دریاچه ارومیه (۱۳۹۵) | ۲۱ | رسوبات حاشیه غربی دریاچه ارومیه |
| مطالعه حاضر | ۷/۴۸ | رسوبات دو طرف میان‌گذر ارومیه |

از طرف دیگر پساب معادن طلا در منطقه زرشوران نیز از طریق رودخانه به دریاچه ارومیه می‌رسد. ورود آرسنیک به چرخه غذایی بعد از تخریب در خاک، ریسک ابتلا به بیماری‌های مزمن و انواع سرطان‌ها در انسان را افزایش می‌دهد (García-Rico et al., 2019). در مطالعه‌ای که مرکز تحقیقات سنجش از دور دانشگاه صنعتی شریف انجام داده است، مکان‌هایی از محدوده دریاچه ارومیه مشخص شده است که در سال‌های اخیر به‌عنوان کانون‌های احتمالی ریزگرد عمل کرده‌اند (شکل ۲). نکته قابل توجه در همپوشانی کانون ۲ ریزگرد در شرق دریاچه ارومیه با ایستگاه‌های دارای غلظت بالای آرسنیک در مطالعه حاضر بخصوص ایستگاه شماره ۱۱ است. در مطالعه‌ای که روی ریزگردهای برخاسته از دریاچه آونز کالیفرنیا انجام شده است، رابطه میان بروز سرطان ریه در منطقه با غلظت آرسنیک در ریزگردهای برخاسته از دریاچه به اثبات رسیده است (Ryu et al., 2002). شایان ذکر است که در سال ۲۰۱۲، دریاچه ارومیه یکی از کانون‌های گردوغبار در سطح جهان معرفی شده است (Ginoux et al., 2012).

میانگین غلظت آرسنیک در ایستگاه ۴ در نواحی مرکزی دریاچه و ایستگاه ۱۱ در شرق دریاچه به‌طور معناداری بیش از استاندارد جهانی است که درباره ایستگاه ۱۱، می‌تواند به علت قرارگیری در محل مصب رودخانه‌ها که بار قابل توجهی از آلاینده‌ها را با خود به دریاچه حمل می‌کنند، باشد. ایستگاه ۴ نیز در نزدیکی محل مصب رودخانه‌های غربی دریاچه است. نتایج شاخص‌های شیمیایی محاسبه شده نیز ایستگاه‌های ۴ و ۱۱ را در طبقه آلوده قابل توجه تا بسیار بالا قرار می‌دهد. در بین تمام ایستگاه‌های مورد مطالعه، ایستگاه ۶ بر اساس شاخص‌های محاسبه شده دارای کمترین میزان آلودگی به آرسنیک است که علت آن می‌تواند قرار گرفتن در ناحیه مرکزی دریاچه و دوری از منابع آلودگی باشد. بیشتر از ۲۰ رودخانه‌های دائمی و فصلی مانند آجی چای، زربینه رود، سیمینه رود، شهر چای و ۴۹ رودخانه مقطعی به دریاچه ارومیه می‌ریزد و همه‌ساله مقدار قابل ملاحظه‌ای مواد معلق رسی با قدرت جذب بالا را وارد آن می‌کند که عامل اصلی تمرکز فلزات سنگین از جمله آرسنیک است.



شکل ۲. برخی از کانون‌های احتمالی ریزگرد در محدوده دریاچه ارومیه با استفاده از پردازش تصاویر ماهواره‌ای (مرکز تحقیقات سنجش از دور دانشگاه صنعتی شریف، ۱۳۹۳).



شکل ۳. مناطق واقع در شعاع حرکتی مختلف طوفان‌های گردوغبار احتمالی دریاچه ارومیه (گزارش ستاد احیای دریاچه ارومیه، ۱۳۹۳)

(پوراصغر و همکاران، ۱۳۹۱). از این رو در صورت خشکی دریاچه ارومیه، ریزگردهای دارای غلظت بالای آرسنیک و دیگر فلزات سنگین می‌تواند پیامدهای ناگواری را بر سلامت جمعیت ساکن در نواحی تحت تأثیر به جای بگذارد. با توجه به بسته بودن دریاچه ارومیه و جذر و مدی نبودن آن، تمامی آلاینده‌هایی که به آن تخلیه می‌شود، در حوضه دریاچه انباشته شده و باعث افزایش بار آلودگی دریاچه می‌شود. علاوه بر این، عوامل زمین‌شناسی و زمین ساخت و سازندهای ناحیه نیز می‌تواند علت حضور فلزات سنگین در آب و رسوبات دریاچه باشد.

دریاچه ارومیه از تالاب‌های مهم بین‌المللی و جزو فهرست ۱۰۵ منطقه مهم پرندگان ایران است. یکی از مهم‌ترین ارزش‌های پارک ملی دریاچه ارومیه، زیستگاه‌های مناسب آن برای حیات وحش، پرندگان مهاجر و آبیزی است. جزایر دریاچه ارومیه محل زمستان‌گذرانی، تابستان‌گذرانی و زیستگاه جوجه‌آوری پرندگان آبیزی و کنار آبیزی فراوانی است. دریاچه ارومیه برای تولیدمثل گونه‌های فلامینگو، پرستو، خوتکای سفید، تنجه، پلیکان سفید، تنجه، آنقوت، آووست، آبچلیک پاسرخ، کاکایی ارمنی، کاکایی

همان‌طور که در گزارش ستاد احیای دریاچه ارومیه در سال ۱۳۹۴ آمده است (شکل ۳)، کانون‌های ریزگرد دریاچه ارومیه در صورت فعال شدن علاوه بر شهر تبریز، حتی تا ۵۰۰ کیلومتر دورتر از دریاچه و تا شهرهای قزوین، اراک و کرج را تحت تأثیر قرار خواهند داد که در صورت حضور فلزات سنگین به‌ویژه آرسنیک در ریزگردها باعث خطرات زیست‌محیطی برای انسان و دیگر موجودات زنده می‌شود. آرسنیک از طریق آب، تنفس و از طریق پوست می‌تواند جذب شود و بیماری‌هایی نظیر برونشیت، لارنژیت از طریق تنفس آرسنیک بروز می‌کند. بیماری‌های قلبی-عروقی، بالا بودن فشار خون و از کار افتادن قلب و تخریب سیستم عروقی (آرسنیکوزیس) و از کار افتادن اندام‌ها در صورت قرار گرفتن در معرض مقادیر کم آرسنیک بروز می‌کند (جابری و حیدری، ۱۳۸۷). علاوه بر این، قرار گرفتن مادر در معرض ترکیبات آرسنیک، می‌تواند احتمال مرگ‌ومیر نوزادان را افزایش دهد (Hopenhayn-Rich et al., 2000).

طبق مطالعات صورت گرفته، جهت باد غالب در فصل زمستان از سمت دریاچه ارومیه به طرف شهر تبریز است

همکاران (۲۰۰۲) به اثبات رسیده است. علاوه بر این، تأثیر منفی فلزات سنگین موجود در رسوبات بر فراوانی و تراکم جاندارانی که رسوبات را به عنوان زیستگاه خود انتخاب کرده‌اند (Nafchi & Chamani 2019) و همچنین بر ویژگی‌های ریختی این جانداران (مکاره شیره و همکاران، ۱۳۹۶) به اثبات رسیده است. بدین ترتیب افزایش بار آلودگی به فلزات سنگین از جمله آرسنیک در رسوبات و آب دریاچه می‌تواند زنگ خطری برای ادامه نسل پرندگان و سایر موجودات آبی دریاچه باشد. به همین دلیل، انجام پایش مستمر آب رودخانه‌های ورودی به دریاچه ارومیه، ممنوعیت استفاده بی‌رویه از کودهای کشاورزی و آفت‌کش‌ها، ممانعت از ورود پساب‌های صنعتی و کشاورزی و فاضلاب‌های شهری به دریاچه و رودخانه‌های منتهی به آن می‌تواند برای کاهش بار آلودگی این اکوسیستم ارزشمند بسیار مفید باشد.

صورتی، اگر ت کوچک، کفچه نوک، اردک مرمری و اردک بلوطی اهمیت فراوانی دارد.

فلزات سنگین در کلیه، کبد، ماهیچه (Zarrintab & Mirzaei, 2018 استخوان (Mateo et al., 2003; Wiemeyer et al., 2017) پر (Furtado et al., 2019; Grúz et al., 2019; Yamac et al., 2019; Zarrintab et al., 2016) خون (Burger et al., 2019) و تخم پرندگان (Farahani et al., 2015; Thongcharoen et al., 2018) تجمع می‌یابد. در مطالعات مختلف کاهش تخم‌گذاری، کاهش وزن، اختلالات تولیدمثلی، رفتاری و تغذیه‌ای در پرندگان در اثر فلزات سنگین به اثبات رسیده است. آرسنیک غیر آلی می‌تواند باعث عدم هماهنگی عضلانی، کندی، افتادن و علائم دیگر در پرندگان از جمله تخریب رگ‌های خونی، شوک و مرگ شود (Burger et al., 2018). انتقال آرسنیک به شکل آرسنوبتین و دی متیل آرسنیک از بدن مادر به تخم نیز در مطالعه Kubota و

منابع

- باقری، ح. و عظیمی، ع. ۱۳۹۴. مطالعه پراکنش فلزات سنگین در رسوبات سطحی سواحل سیسنگان- جنوب دریای خزر. نشریه اقیانوس‌شناسی. ۲۱(۶): ۲۷-۳۶.
- پوراصغر، ف.، حسنعلیزاده، ا.، اکبرزاده، ی. و سلطانی، م. ۱۳۹۱. بررسی انتشار ذرات نمک به محیط پیرامون در اثر خشک شدن دریاچه ارومیه، همایش ملی جریان و آلودگی هوا، تهران، موسسه آب دانشگاه تهران.
- جابری، م. و حیدری، ا. ۱۳۸۷. آلودگی‌های ناشی از آرسنیک و تأثیرات آن بر سلامت منطقه قزوین، چهارمین همایش زمین‌شناسی و محیط‌زیست، اسلامشهر، دانشگاه آزاد اسلامی واحد اسلامشهر.
- حاتمی منش، م.، میرزایی، م.، بندگانی، م.، صادقی، م. و ثابت، ف. ۱۳۹۲. اندازه‌گیری فلزات جیوه، سرب، آرسنیک، کادمیوم و کروم در نمک و آب دریاچه مهارلو (استان فارس) در فصول مختلف سال. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران. ۲۳(۱۰۸): ۹۱-۹۸.
- سازمان حفاظت محیط‌زیست. ۱۳۸۸. طرح مدیریت زیست بومی حوضه آبریز دریاچه ارومیه.
- سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور. ۱۳۹۵. مطالعات ارزیابی اثرات زیست‌محیطی طرح بهره‌برداری صنعتی از دریاچه ارومیه.
- سناد احیای دریاچه ارومیه و دانشگاه صنعتی شریف. ۱۳۹۴. ضرورت احیای دریاچه ارومیه، علل خشکی و تهدیدات.
- کرباسی، ع.، سنایی، م.، حیدری، ش. و قربانی، پ. ۱۳۹۴. بررسی شدت آلودگی عناصر سنگین در ناحیه شمال غرب دریاچه ارومیه، دومین کنفرانس بین‌المللی مهندسی محیط‌زیست، تهران، مرکز راهکارهای دستیابی به توسعه پایدار.
- مکاره شیره، م.، چمنی، ع. و مشتاقی، م. ۱۳۹۶. بررسی تأثیر آلودگی به سرب و کادمیوم در خصوصیات ریخت‌شناختی خرچنگ منزوی (*Coenobita scaevola*). محیط‌شناسی. ۳(۴): ۷۱۳-۷۲۳.

موسوی، پ.، مختاری، ع.، خسروی، ی.، رفیعی، ع. و حسین زاده، ر. ۱۳۹۷. بررسی آلودگی زیست‌محیطی رسوبات آبراهه‌ای به عناصر سنگین در منطقه زرشوران-آغدره (شمال تکاب)، نشریه علوم آب و خاک (علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی). ۲۲(۲): ۱۲۷-۱۴۱.

Abraham, G. and Parker, R. 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Environmental monitoring and assessment*, 136: 227-238.

APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA*.

Burger, J., Mizrahi, D., Jeitner, C., Tsipoura, N., Mobley, J. and Gochfeld, M. 2019. Metal and metalloid levels in blood of semipalmated sandpipers (*Calidris pusilla*) from Brazil, Suriname, and Delaware Bay: Sentinels of exposure to themselves, their prey, and predators that eat them. *Environmental research*, 173: 77-86.

Burger, J., Mizrahi, D., Tsipoura, N., Jeitner, C. and Gochfeld, M. 2018. Mercury, lead, cadmium, cobalt, arsenic and selenium in the blood of semipalmated sandpipers (*Calidris pusilla*) from Suriname, South America: age-related differences in wintering site and comparisons with a stopover site in New Jersey, USA. *Toxics*, 6: 27.

ISQGS. 2006. A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines.

Darvishi Khatooni, J., Lak, R. and Mohammadi, A. 2015. Hydrochemical Characteristics of Urmiah Lake water in 2007-2012. *Geosciences*, 24: 239-252.

Delshab, H., Farshchi, P. and Keshavarzi, B. 2017. Geochemical distribution, fractionation and contamination assessment of heavy metals in marine sediments of the Asaluyeh port, Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 115: 401-411.

Eimanifar, A. and Mohebbi, F. 2007. Urmia Lake (northwest Iran): a brief review. *Saline systems*, 3, 5.

Esmaili Daheht, L., Negarestan, H., Eimanifar, A., Mohebbi, F. and Ahmadi, R. 2010. The fluctuations of physicochemical factors and phytoplankton populations of Urmia Lake, Iran. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 9: 368-381.

Farahani, S., Eshghi, N., Abbasi, A., Karimi, F., Shiri Malekabad, E. and Rezaei, M. 2015. Determination of heavy metals in albumen of hen eggs from the Markazi Province (Iran) using ICP-OES technique. *Toxin reviews*, 34: 96-100.

Furtado, R., Pereira, M. E., Granadeiro, J. P. and Catry, P. 2019. Body feather mercury and arsenic concentrations in five species of seabirds from the Falkland Islands. *Marine Pollution Bulletin*, 149: 110574.

García-Rico, L., Meza-Figueroa, D., Gandolfi, A. J., Del Rivero, C. I., Martínez-Cinco, M. A. and Meza-Montenegro, M. M. 2019. Health risk assessment and urinary excretion of children exposed to arsenic through drinking water and soils in Sonora, Mexico. *Biological trace element research*, 187: 9-21.

Ghale, Y. A. G., Altunkaynak, A. and Unal, A. 2018. Investigation anthropogenic impacts and climate factors on drying up of Urmia Lake using water budget and drought analysis. *Water Resources Management*, 32: 325-337.

Ginoux, P., Prospero, J. M., Gill, T. E., Hsu, N. C. and Zhao, M. 2012. Global-scale attribution of anthropogenic and natural dust sources and their emission rates based on MODIS Deep Blue aerosol products. *Reviews of Geophysics*, 50.

Grúz, A., Mackle, O., Bartha, A., Szabó, R., Déri, J., Budai, P. and Lehel, J. 2019. Biomonitoring of toxic metals in feathers of predatory birds from eastern regions of Hungary. *Environmental Science and Pollution Research*, 26: 26324-26331.

Hakanson, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14: 975-1001.

Hamidian, A. H., Zareh, M., Poorbagher, H., Vaziri, L. and Ashrafi, S. 2016. Heavy metal bioaccumulation in sediment, common reed, algae, and blood worm from the Shoor river, Iran. *Toxicology and industrial health*, 32: 398-409.

Hopenhayn-Rich, C., Browning, S. R., Hertz-Picciotto, I., Ferreccio, C., Peralta, C. and Gibb, H. 2000. Chronic arsenic exposure and risk of infant mortality in two areas of Chile. *Environmental Health Perspectives*, 108: 667-673.

Jafarabadi, A. R., Bakhtiyari, A. R., Toosi, A. S. and Jadot, C. 2017. Spatial distribution, ecological and health risk assessment of heavy metals in marine surface sediments and coastal seawaters of fringing coral reefs of the Persian Gulf, Iran. *Chemosphere*, 185: 1090-1111.

Kelepertsis, A., Alexakis, D. and Kita, I. 2001. Environmental geochemistry of soils and waters of Susaki area, Korinthos, Greece. *Environmental Geochemistry and Health*, 23: 117-135.

Kubota, R., Kunito, T., Tanabe, S., Ogi, H. & Shibata, Y. 2002. Maternal transfer of arsenic to eggs of black-tailed gull (*Larus crassirostris*) from Rishiri Island, Japan. *Applied Organometallic Chemistry*, 16: 463-468.

- Malvandi, H. 2017. Preliminary evaluation of heavy metal contamination in the Zarrin-Gol River sediments, Iran. *Marine pollution bulletin*, 117, 547-553.
- Mateo, R., Taggart, M. & Meharg, A. A. 2003. Lead and arsenic in bones of birds of prey from Spain. *Environmental Pollution*, 126, 107-114.
- Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geojournal*, 2, 108-118.
- Nafchi, M. A. & Chamani, A. 2019. Physiochemical factors and heavy metal pollution, affecting the population abundance of *Coenobita scaevola*. *Marine pollution bulletin*, 149, 110494.
- Nasrabadi, T. 2015. An Index Approach to Metallic Pollution in River Waters. *International Journal of Environmental Research*, 9, 385-394.
- Noori, R., Sabahi, M. S., Karbassi, A. R., Baghvand, A. & Zadeh, H. T. 2010. Multivariate statistical analysis of surface water quality based on correlations and variations in the data set. *Desalination*, 260, 129-136.
- Nourouzi, M. M., Chamani, A., Shirani, M., Malekpouri, P. & Chuah, A. L. 2018. Effect of Cd and Pb Pollutions on Physiological Growth: Wavelet Neural Network (WNN) as a New Approach on Age Determination of *Coenobita scaevola*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 101, 6-325.
- Punshon, T., Jackson, B. P., Meharg, A. A., Warczack, T., Scheckel, K. & Guerinot, M. L. 2017. Understanding arsenic dynamics in agronomic systems to predict and prevent uptake by crop plants. *Science of The Total Environment*, 581-582, 209-220.
- Ryu, J. I.-H., Gao, S., Dahlgren, R. A. & Zierenberg, R. A. 2002. Arsenic distribution, speciation and solubility in shallow groundwater of Owens Dry Lake, California. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 66, 2981-2994.
- Shabankareh, M. G., Amanipoor, H., Battaleb-Looie, S. & Khatooni, J. D. 2018. Statistical modeling the effect of sediment physicochemical properties on the concentration of heavy metal (case study: Musa Creek, SW Iran). *Environmental Earth Sciences*, 77, 101.
- Sharifi, R., Moore, F. & Keshavarzi, B. 2016. Mobility and chemical fate of arsenic and antimony in water and sediments of Sarouq River catchment, Takab geothermal field, northwest Iran. *Journal of Environmental Management*, 170, 136-144.
- Sharifinia, M., Taherizadeh, M., Namin, J. I. & Kamrani, E. 2018. Ecological risk assessment of trace metals in the surface sediments of the Persian Gulf and Gulf of Oman: Evidence from subtropical estuaries of the Iranian coastal waters. *Chemosphere*, 191, 485-493.
- Thongcharoen, K., Robson, M. G. & Keithmaleesatti, S. 2018. Determination of heavy metals in eggs of Little Grebe (*Tachybaptus ruficollis*) around the wastewater treatment ponds, Khon Kaen University. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 24, 362-376.
- Wiemeyer, G. M., Pérez, M. A., Bianchini, L. T., Sampietro, L., Bravo, G. F., Jácome, N. L., Astore, V. & Lambertucci, S. A. 2017. Repeated conservation threats across the Americas: high levels of blood and bone lead in the Andean Condor widen the problem to a continental scale. *Environmental pollution*, 220, 672-679.
- Yamac, E., Ozden, M., Kirazli, C. & Malkoc, S. 2019. Heavy-metal concentrations in feathers of cinereous vulture (*Aegypius monachus L.*) as an endangered species in Turkey. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 833-843.
- Zarrintab, M. & Mirzaei, R. 2018. Tissue distribution and oral exposure risk assessment of heavy metals in an urban bird: magpie from Central Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 17118-17127.
- Zarrintab, M., Mirzaei, R., Mostafaei, G., Dehghani, R. & Akbari, H. 2016. Concentrations of metals in feathers of magpie (*Pica pica*) from aran-O-bidgol city in central Iran. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 96, 465-471.