بررسی تجمع فلزات سنگین در آب، رسوبات سطحی و چهار گونه گیاهان آبزی رودخانه کرخه

لاله رومیانی[1*]
خوشناز پاینده[2]

۱. باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران
۲. گروه خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

***مسئول مکاتبات:**
L.roomiani@yahoo.com

کد مقاله: ۱۳۹۶۰۳۰۵۵۹
تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۶/۰۱
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۸/۱۶
این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.

چکیده

این تحقیق با هدف تعیین وضعیت میزان فلزات سنگین جیوه، آرسنیک، نیکل و کادمیوم در آب، رسوبات و چهار گونه گیاهان آبزی رودخانه کرخه انجام شد. نمونه‌برداری آب، رسوبات و ۴ گونه گیاهان آبزی عدسک آبی (*Lemna gibba*)، گندمک آبی (*Vallisneria spiralis*)، ناز باتلاقی (*Bacopa monnieri*)، آلاله آبی (*Ranunculus fluitans*) از ۳ ایستگاه در شمال، مرکز و جنوب رودخانه کرخه واقع در شمال استان خوزستان در فصل بهار انجام شد. نتایج فلزات سنگین در آب، رسوبات و برگ گیاهان آبزی با ۳۰ تکرار به کمک نرم‌افزار SPSS18 مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. سنجش فلزات سنگین مورد مطالعه به روش جذب اتمی و سیستم کوره گرافیتی و هیدرید با کمک دستگاه Perkin Elmer 4100 انجام شد. بالاترین میزان جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک در آب به ترتیب ۰/۵۹±۱۰/۵۵، ۰/۲۷±۳/۲۱، ۰/۲۲±۲/۶۸ و ۰/۲۶±۲/۸۸ میکروگرم در لیتر بود. پایین‌ترین میزان جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک در رسوبات به ترتیب ۰/۹۶±۲۰/۲۲، ۰/۲۶±۵/۰۳، ۰/۷۶±۶/۵۷ و ۰/۳۸±۳/۳۱ میکروگرم در کیلوگرم به دست آمد. بالاترین و پایین‌ترین میزان جیوه در دو گیاه آبزی آلاله آبی و گندمک آبی به ترتیب ۰/۰۵۶±۹/۷۱ و ۰/۰۱۲±۴/۷۹ میکروگرم درکیلوگرم مشاهده شد. میزان کادمیوم، نیکل و آرسنیک در گیاه ناز باتلاقی بالاتر از سایر گیاهان آبزی به ترتیب ۰/۰۰۱±۰/۲۲، ۰/۰۰۷±۱/۳۳ و ۰/۰۰۴±۰/۳۴ میکروگرم در کیلوگرم بود ($P<0/05$). پایین‌ترین میزان نیکل و آرسنیک به ترتیب ۰/۰۰۴±۰/۱۶ و ۰/۰۰۲±۰/۰۱ میکروگرم در کیلوگرم در گیاه عدسک آبزی مشاهده شد. با توجه به نتایج گیاه آبزی ناز باتلاقی توانایی جذب و تجمع بالای فلزات سنگین جیوه و نیکل را داشت. میزان جیوه در آب رودخانه کرخه بالاتر از حد مجاز استاندارد ملی ایران و سازمان بهداشت جهانی بود، اما میزان کادمیوم، نیکل و آرسنیک در مقایسه با آستانه مجاز استاندارد ملی ایران و استانداردهای جهانی نظیر آژانس حفاظت محیطزیست آمریکا و سازمان بهداشت جهانی پایین‌تر بود.

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، آب، رسوبات، گیاهان آبزی، رودخانه کرخه.

مقدمه

آلودگی اکوسیستم‌های مختلف به فلزات سنگین یکی از مهمترین مسائل محیطزیست است که زندگی گیاهان، جانوران و مخصوصاً انسان را تهدید می‌کند. امروزه در دنیا جهت اصلاح محیط‌های آلوده به فلزات سنگین از روش‌های زیستی استفاده می‌کنند در حالی که هنوز در کشور ایران روش‌های شیمیایی و فیزیکی به کار گرفته می‌شود (اعظمی و همکاران، ۱۳۹۶). گیاه‌پالایی یکی از مهمترین روش‌های زیستی پایدار جهت مقابله با اثرات روزافزون آلاینده‌ها می‌باشد (حمیدیان و همکاران، ۱۳۹۵). مقادیر بالای فلزات سنگین از آب و رسوبات می‌تواند در گیاهان آبزی انباشته شود که نشان دهنده سودمندی آن‌ها در جذب زیستی این آلاینده‌ها در اکوسیستم‌های آبی می‌باشد (Fritioff and Greger, 2006; Harguinteguy *et al*., 2016).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

از میان جریان‌های سطحی، رودخانه‌ها به دلیل نحوه ارتباط با رشد و توسعه جوامع بیش از دیگر منابع در بهبود و ارتقاء سطح زندگی انسان‌ها موثر بوده و به همین نسبت نیز بیشتر از دیگر موارد در معرض خطر آلودگی و کاهش کیفیت می‌باشد. منابع آبی داخلی از طریق فعالیت‌های توسعه و عمران به صورت فیزیکی و از طریق ورود پساب‌های آلوده به صورت فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی دچار مشکل گردیده و هرچند در یک فرآیند طبیعی بر اساس خصوصیات هیدرولوژیک و هیدرولیکی قادر به حذف و یا تصفیه بخشی از مواد آلاینده ورودی می‌باشند، اما در صورت تداوم ورود مواد آلوده کننده این توانایی دچار محدودیت‌های جدی شده و در نهایت کاهش کیفیت منابع آب‌های سطحی امری اجتناب ناپذیر خواهد بود (عسکری‌ساری و ولایت‌زاده، ۱۳۹۳؛ Wang *et al*., 2010).

امروزه به علت استقرار مناطق شهری و روستایی و تمرکز واحدهای صنعتی در اطراف رودخانه‌ها، این بوم سامانه‌ها به شدت در معرض ورود آلاینده‌های فلزی قرار دارند (راست‌منش و همکاران، ۱۳۹۶). رودخانه‌ها یکی از آسیب‌پذیرترین محیط‌ها نسبت به آلودگی هستند (راست‌منش و همکاران، ۱۳۹۲). تخلیه فاضلاب‌ها و ضایعات صنعتی و شهری در محیط‌های آبی و ایجاد آلایندگی شدید در این منابع ارزشمند طبیعی سبب این نگرانی شده است (حمیدیان و همکاران، ۱۳۹۵). مشکلات آلودگی در کشور ما نیز مانند سایر کشورهای در حال توسعه، به واسطه پیشرفت تکنولوژی و فعالیت‌های انسانی، روزبه‌روز در حال افزایش می‌باشد و لزوم توجه بیشتری را می‌طلبد. از سوی دیگر بررسی تحقیقات پیشین و نقش منابع آب‌های زیرزمینی در بخش‌های مختلف کشاورزی، اقتصادی و اجتماعی به ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک، اهمیت این منابع مهم را بیش از پیش نمایان می‌سازد (فعال، ۱۳۹۱؛ رضوانی و همکاران، ۱۳۹۲). در حال حاضر بسیاری از رودخانه‌های ایران در معرض آلودگی فلزات سنگین ناشی از پساب‌های شهری، کشاورزی و صنعتی می‌باشند و این آلاینده‌ها به سرعت در حال افزایش هستند (باقری و همکاران، ۱۳۹۰؛ جاسمی‌زاده و همکاران، ۱۳۹۳).

در ایران تاکنون حدود ۳۴۵۷ رودخانه بزرگ و کوچک شناسایی شده است (افشین، ۱۳۷۳). استان خوزستان که ۴ درصد از مساحت کشور را شامل می‌شود به دلیل وجود پنج رود بزرگ و پرآب کارون، دز، کرخه، جراحی و زهره و رودهای کوچکی مانند شاوور، کوپال، بهمنشیر و اروند به همراه تالاب‌هایی مانند هورالعظیم، شادگان، بامدژ، میانگران بیش از ۳۳ درصد از آب‌های سطحی کشور را به خود اختصاص داده است. رودخانه کرخه که بعد از رودخانه‌های کارون و سفیدرود از نظر طول سومین رود ایران محسوب می‌گردد، از آبخیزهای ۳۴ کیلومتری جنوب شرقی کرمانشاه واقع در دهستان فیروزآباد سرچشمه گرفته و در نهایت از کنار شهر حمیدیه می‌گذرد و به دهستان حومه از شهرستان دشت آزادگان (دشت میشان) وارد می‌گردد و پس از عبور از شهر بستان به هورالعظیم می‌ریزد (جعفری، ۱۳۷۹؛ ولایت‌زاده و نجفی، ۱۳۹۲).

در دهه گذشته ورود آلاینده‌ها با منشا انسانی مانند فلزات سنگین به اکوسیستم‌های آبی، به مقدار زیادی افزایش یافته است که به عنوان یک خطر جدی برای حیات محیط‌های آبی به شمار می‌آیند. فلزات سنگین در یک مقیاس وسیع، از منابع طبیعی و انسان ساخت وارد محیطزیست می‌شوند. میزان ورود این فلزات سنگین به داخل محیطزیست، متجاوز از میزانی است که به وسیله فرآیندهای طبیعی برداشت می‌شوند. بنابراین تجمع فلزات سنگین در محیطزیست مورد توجه می‌باشد (Miloskovic and Simic, 2015; Qin *et al*., 2015). فلزات سنگین به عنوان یکی از گروه‌های اصلی آلاینده‌ها، از راه‌های مختلف نظیر پساب‌های شهری و کشاورزی و فاضلاب‌های صنعتی و بیمارستانی وارد رودخانه‌ها و تالاب‌ها می‌شوند و خسارات جبران‌ناپذیری را بر موجودات زنده از جمله انسان برجای می‌گذارند (الهی و همکاران، ۱۳۹۳؛ خنفریان و سواری، ۱۳۹۴).

عناصر سمی نظیر جیوه، سرب، کادمیوم و آرسنیک از مهمترین منابع آلاینده محیطزیست به حساب می‌آیند (Asha *et al*., 2010; Ananth *et al*., 2014) که در بدن انسان اثرات سمی دارند و سبب انواع بیماری‌ها می‌شوند (اسماعیلی‌ساری، ۱۳۸۱). عوارض فلزات سنگین بر سلامت انسان به طور عمده به دنبال در معرض قرار گرفتن این آلاینده‌ها به طور مزمن و تدریجی اتفاق می‌افتد و علاوه بر مشکلات کبدی، کلیوی و استخوانی به طور بالقوه سرطان‌زا، جهش‌زا و آلرژی‌زا هستند (عسکری‌ساری و ولایت‌زاده، ۱۳۹۳).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

بر اساس گزارشات موجود تاکنون بر روی فلزات سنگین آب، رسوبات و گیاهان آبزی رودخانه کرخه در شمال استان خوزستان تحقیقاتی صورت نگرفته، اما مطالعات زیادی بر روی میزان تجمع فلزات سنگین رودخانه‌ها و تالاب‌ها و گیاه‌پالایی مناطق مختلف انجام شده است (Buszewski *et al*., 2000; Hozhina *et al*., 2004; Alloway *et al*., 2005; Papafilippaki *et al*., 2008; Parizanganeh *et al*., 2010; Lorestani *et al*., 2011). به عنوان مثال، Yanqun و همکاران (۲۰۰۴) جهت شناسایی گونه‌های گیاهی تجمع دهنده، میزان برخی فلزات سنگین را در پوشش گیاهی منطقه معدنی Lanping در چین مورد مطالعه قرار دادند. همچنین Miclean و همکاران (۲۰۰۷) میزان قابلیت دسترسی گیاهان اطراف یک منطقه معدن کاری در رومانی را بررسی نمودند. افروس و لیاقت (۱۳۹۰) گیاه‌پالایی میزان جذب و تجمع جیوه را در ۴ گونه گیاهان آبزی *Typha latifolia*، *Alisma plantgo*، *Phragmites australis* و *Scirpus bulrush* محدوده شهرستان دزفول را مطالعه نمودند. ایلدرمی و همکاران (۱۳۹۲) غلظت فلزات سنگین مس، روی، کادمیوم و سرب را در گیاه نی (*Phragmites australis*) حوزه آبخیز دز را بررسی نمودند. عبدالخانی و همکاران (۱۳۹۲) نقش گیاه لویی (*Typha latifolia*) در پالایش و تجمع زیستی فلز سرب در رودخانه شاوور در فصول زمستان، بهار، تابستان، پاییز را بررسی نمودند. قائنی و همکاران (۱۳۹۳) میزان آرسنیک، جیوه، روی و مس در گیاهان آبزی کارا (*Chara sp.*)، نی (*Phragmites australis*)، لویی (*Typha latifolia*) و پیزور (*Scirpus bulrush*) در رودخانه دز را مطالعه نمودند. عبدالخانی و عبودی (۱۳۹۴) میزان تجمع فلز نیکل در گیاه لویی (*Typha latifolia*) رودخانه شاوور را تعیین نمودند. رومیانی و همکاران (۱۳۹۴) گیاه‌پالایی گیاهان آبزی *Potamogeton crispus*، *Polygonum hydropiper*، *Ceratophyllum demersum* و *Phragmites australis* رودخانه دز، در تجمع زیستی فلزات سنگین کادمیوم، سرب، روی و مس را مطالعه نمودند. رومیانی و جلیل‌زاده ینگجه (۱۳۹۵) میزان تجمع فلزات سنگین روی، مس، کادمیوم و سرب را در ریشه، ساقه و برگ گیاهان آبزی نی (*Phragmites australis*)، *Myriophyllum spicatum* و *Potamogeton perfoliatus* را در ۲ ایستگاه شمالی و جنوبی رودخانه دز تعیین کردند.

این مطالعه با هدف بررسی آلودگی فلزات در آب و رسوبات و قابلیت گیاه پالایی برخی گیاهان آبزی غوطه‌ور رودخانه کرخه جهت جذب و تجمع فلزات جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک انجام شد.

مواد و روش‌ها

حوزه آبریز رودخانه کرخه به وسعت حدود ۴۳ هزار کیلومتر مربع، بین ۴۶ درجه و ۵۷ دقیقه تا ۴۹ درجه و ۱۰ دقیقه طول شرقی و ۳۱ درجه و ۴۸ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۵۸ دقیقه عرض شمالی واقع شده و شامل استان‌های همدان، کرمانشاه، کردستان، ایلام، لرستان و خوزستان است. رودخانه کرخه از مناطق میانی و جنوب غربی رشته کوه‌های زاگرس در نواحی غرب و شمال غرب کشور سرچشمه گرفته و پس از طی مسافتی در حدود ۹۰۰ کیلومتر در امتداد شمال به جنوب، سرانجام در مرز مشترک ایران و عراق به مرداب هورالعظیم می‌رسد (راثی نظامی و همکاران، ۱۳۹۱). محل نمونه‌برداری و جمع‌آوری نمونه‌های آب، رسوبات و گیاهان آبزی در ۳ ایستگاه در شمال (ایستگاه ۱)، مرکز (ایستگاه ۲) و جنوب (ایستگاه ۳) رودخانه کرخه واقع در شمال استان خوزستان بود (جدول ۱). در این پژوهش فاصله ۵۰۰ تا ۱۰۰۰ متری در ایستگاه‌های مورد مطالعه برای بررسی و جمع‌آوری گیاهان آبزی بسته به نوع پوشش گیاهی رودخانه و جمع‌آوری آن ها انتخاب گردید. نمونه‌برداری از گیاهان آبزی عدسک آبی (*Lemna gibba*)، گندمک آبی (*Vallisneria spiralis*)، ناز باتلاقی (*Bacopa monnieri*)، آلاله آبی (*Ranunculus fluitans*) در فصل بهار انجام شد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

جدول ۱: موقعیت جغرافیایی نمونه‌برداری آب، رسوبات و گیاهان آبزی در رودخانه کرخه.

شماره ایستگاه	نام محل نمونه‌برداری	بخش رودخانه	طول و عرض جغرافیایی
ایستگاه ۱	پل زال	شمالی	N 32,20,84 E 48,20,28
ایستگاه ۲	شوش	مرکزی	N 32,19,48 E 48,21,03
ایستگاه ۳	شاوور	جنوبی	N 32,17,54 E48,21,79

۴۵ نمونه از برگ گیاهان جمع‌آوری گردید که ۳۰ نمونه مرکب از برگ هر گونه گیاه آبزی جهت سنجش فلزات سنگین تهیه شد. سپس موقعیت جغرافیایی و مشخصات هر ایستگاه ثبت و نمونه‌های گیاهان آبزی کدگذاری شده و درون کیسه پلاستیکی در یخدان حاوی پودر یخ به آزمایشگاه منتقل شدند (Bonanno and Lo Giudice, 2010). در آزمایشگاه نمونه‌ها با آب مقطر شستشو و برگ گیاهان آبزی از یکدیگر تفکیک شدند. سپس هر نمونه به طور جداگانه در ظروف پتری‌دیش علامت‌گذاری شده و در دستگاه آون به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. پس از خشک شدن و رسیدن به وزن ثابت برگ گیاهان را خرد و الک نموده و ۰/۵ گرم از هر نمونه با ترازوی دیجیتالی با دقت ۰/۰۱ گرم توزین گردید. جهت هضم شیمیایی از روش خشک استفاده شد (ASTM, 2000).

برای نمونه‌برداری از آب، بطری نمونه‌بردار روتنر به عمق یک متری فرستاده و در هر ایستگاه با ۳۰ تکرار انجام شد. نمونه‌های آب در بطری‌هایی که از قبل استریل شده بودند ریخته و به آزمایشگاه منتقل شدند. بطری‌ها با محلول آب مقطر و اسید نیتریک ۲ درصد (ساخت شرکت مرک آلمان) شستشو گردیدند. نمونه‌برداری رسوبات با استفاده از گرب (Ekman grab) با سطح مقطع ۲۲۵ سانتیمتر از ۳۰ سانتیمتری بستر و در هر ایستگاه با ۳۰ تکرار انجام شد. نمونه‌های رسوب در بطری‌هایی که از قبل با محلول آب مقطر و اسید نیتریک ۱۰ درصد (ساخت شرکت مرک آلمان) استریل شده بودند به آزمایشگاه منتقل گردیدند. نمونه‌های آب به طور مستقیم درون دستگاه اتوسمپلر قرار داده شدند. نمونه‌های رسوبات را به مدت ۱۲۰ تا ۱۵۰ دقیقه در آون با دمای ۶۵ درجه سلسیوس قرار داده تا به وزن ثابت رسیدند و سپس از داخل آون خارج شدند. برای هضم نمونه ها از روش مرطوب استفاده شد (ROPME, 1999) به این صورت که ۰/۵ گرم از نمونه در یک بالن ۲۵۰ میلی‌لیتر ریخته شد و به آن ۲۵ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ، ۲۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۷ مولار و ۱ میلی‌لیتر محلول مولیبدات سدیم ۲ درصد اضافه شد و از سنگ جوش برای یکنواختی جوشیدن استفاده شد، سپس نمونه سرد شده و از بالای مبرد به آرامی ۲۰ میلی‌لیتر مخلوط اسید نیتریک غلیظ و اسید پرکلریک غلیظ به نسبت ۱:۱ به نمونه اضافه شد، سپس مخلوط حرارت داده شد تا بخارات سفید رنگ اسید به طور کامل محو شد، مخلوط سرد شده و در حالی که بالن چرخانده می‌شد ۱۰ میلی لیتر آب مقطر از بالای مبرد به آرامی به آن اضافه شد. با حرارت دادن حدود ۱۰۰ دقیقه محلول کاملا شفافی به دست آمد، این محلول پس از سرد شدن به داخل بالن ژوژه ۱۰۰ میلی‌لیتر انتقال داده شد و به حجم رسانده شد (Eboh *et al*., 2006).

سنجش فلزات سنگین مورد مطالعه با دستگاه جذب اتمی مدل Perkin Elmer 4100 و سیستم کوره گرافیتی و هیدرید انجام شد. حد تشخیص فلزات توسط این دستگاه جذب اتمی به روش کوره گرافیتی (کادمیوم، آرسنیک و نیکل) و هیدرید (جیوه) در حد ppb بود که دارای دقت حدود ۱۰۰۰ برابر سیستم شعله می‌باشد (Ahmad and Shuhaimi-Othman, 2010; Olowu *et al*., 2010).

ارزیابی امکان و قابلیت گیاه‌پالایی توسط فاکتور غلظت زیستی تعیین شد. فاکتور تغلیظ زیستی به صورت غلظت فلز در وزن خشک بر روی غلظت آن در محیط اطراف (آب) آن تعریف می‌شود. معمولا فاکتور تغلیظ زیستی بیشتر از ۱۰۰۰، نشان دهنده قابلیت تجمعی بالای گیاه در جذب فلزات سنگین می‌باشد (Boonyapookana *et al*., 2002). این فاکتور بر اساس رابطه ۱ محاسبه شد (Zhuang *et al*., 2007; Favas and Pratas, 2013):

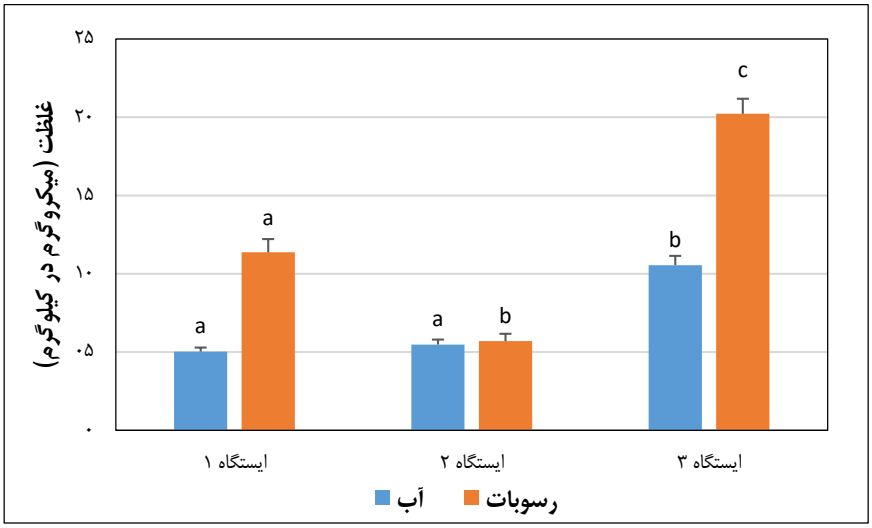
رابطه ۲: فاکتور تجمع زیستی =غلظت در موجود زنده (µg/g)/ غلظت در آب (µg/l)

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

در این تحقیق نمونه‌برداری به صورت کاملا تصادفی انجام شد. نتایج حاصل از این تحقیق با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS ویرایش هجدهم مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. میانگین داده‌ها به منظور مقایسه اختلاف معنی‌دار با ضریب اطمینان ۹۵ درصد (P=۰/۰۵) با استفاده از آنالیز واریانس یکطرفه (ANOVA) انجام شد. نرمال بودن داده‌ها به کمک آزمون کولموگراف ـ اسمیرنف بررسی شدند. همچنین جهت رسم جداول و نمودارها از نرم‌افزار Excel 2007 استفاده گردید.

نتایج

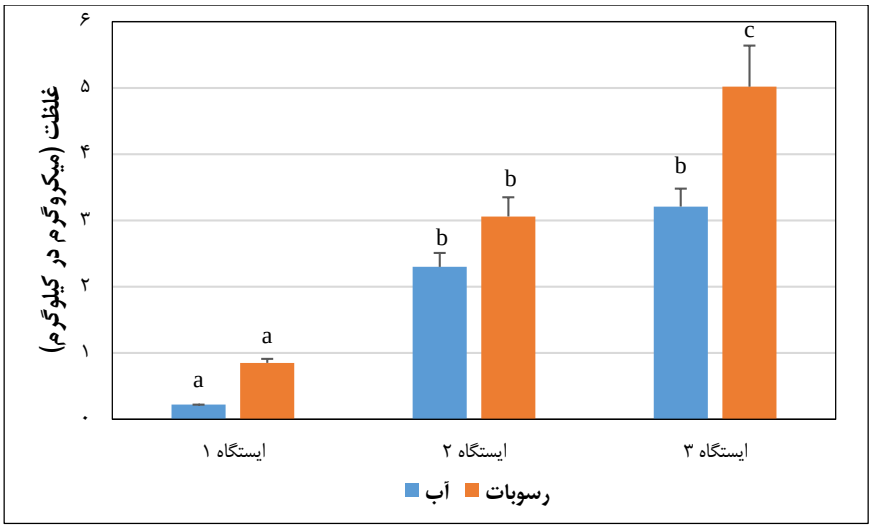
مقایسه غلظت فلزات جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک در آب و رسوبات رودخانه کرخه در اشکال ۱ تا ۴ ارائه شده است. میانگین میزان جیوه، کادمیوم و نیکل در آب رودخانه کرخه در ایستگاه ۳ بالاتر از ایستگاه‌های دیگر بود (P<۰/۰۵)، اما میزان آرسنیک در ایستگاه ۱ بالاتر از ایستگاه ۲ و ۳ به دست آمد (P<۰/۰۵). بالاترین میزان جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک به ترتیب ۱۰/۵۵±۰/۵۹، ۳/۲۱±۰/۲۷، ۲/۶۸±۰/۲۲ و ۲/۸۸±۰/۲۶ میکروگرم در لیتر بود. میانگین میزان جیوه، کادمیوم و نیکل در رسوبات رودخانه کرخه در ایستگاه ۳ بالاتر از ایستگاه‌های دیگر به دست آمد (P<۰/۰۵)، اما میزان آرسنیک در ایستگاه ۱ بالاتر از ایستگاه ۲ و ۳ به دست آمد (P<۰/۰۵). بالاترین میزان جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک به ترتیب ۲۰/۲۲±۰/۹۶، ۵/۰۲±۰/۶۲، ۶/۵۷±۰/۷۶ و ۳/۳۱±۰/۳۸ میکروگرم در کیلوگرم بود.



شکل ۱: مقایسه غلظت جیوه در آب و رسوبات (میکروگرم در کیلوگرم) رودخانه کرخه

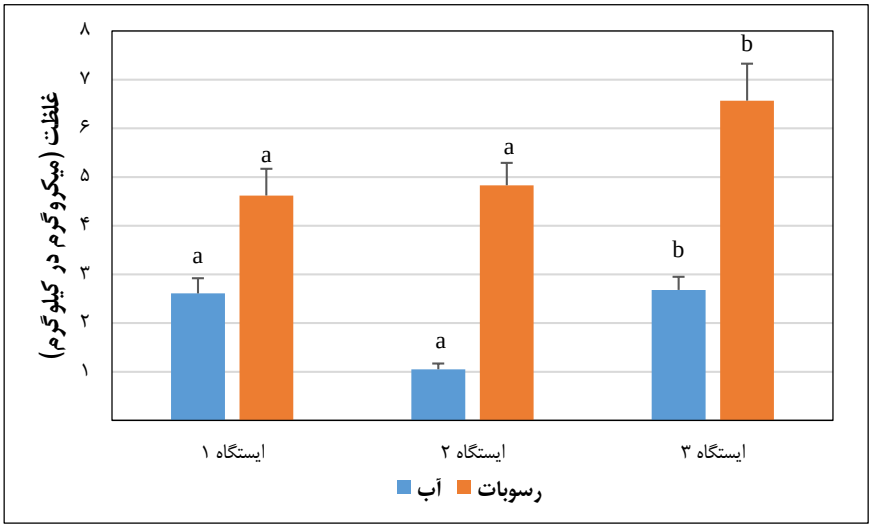
(حروف غیرهمنام در هر ستون اختلاف معنی‌دار را نشان می‌دهد (P<۰/۰۵)).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]



شکل ۲: مقایسه غلظت کادمیوم در آب و رسوبات (میکروگرم در کیلوگرم) رودخانه

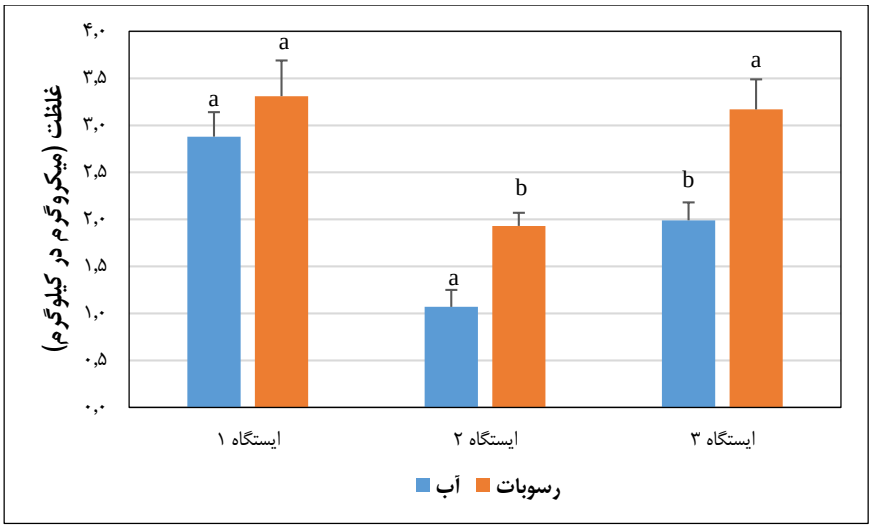
(حروف غیرهمنام در هر ستون اختلاف معنی‌دار را نشان می‌دهد (P<۰/۰۵)).



شکل ۳: مقایسه غلظت نیکل در آب و رسوبات (میکروگرم در کیلوگرم) رودخانه کرخه

(حروف غیرهمنام در هر ستون اختلاف معنی‌دار را نشان می‌دهد (P<۰/۰۵)).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]



شکل ٤: مقایسه غلظت آرسنیک در آب و رسوبات (میکروگرم در کیلوگرم) رودخانه کرخه

(حروف غیرهمنام در هر ستون اختلاف معنی‌دار را نشان می‌دهد (P<۰/۰۵)).

بالاترین و پایین‌ترین میزان جیوه در دو گیاه آبزی آلاله آبی و گندمک آبی به ترتیب ۹/۷۱±۰/۰۵۶ و ۴/۷۹±۰/۰۱۲ میکروگرم درکیلوگرم به دست آمد. میزان کادمیوم، نیکل و آرسنیک در گیاه ناز باتلاقی بالاتر از سایر گیاهان آبزی به ترتیب ۰/۲۲±۰/۰۰۱، ۱/۳۳±۰/۰۰۷ و ۰/۳۴±۰/۰۰۴ میکروگرم در کیلوگرم بود (P<۰/۰۵). پایین‌ترین میزان نیکل و آرسنیک به ترتیب ۰/۱۶±۰/۰۰۴ و ۰/۰۱±۰/۰۰۲ میکروگرم در کیلوگرم در گیاه عدسک آبزی مشاهده شد (P<۰/۰۵) (جدول ۲). میزان تجمع جیوه در آلاله آبی بالاتر از گیاهان آبزی گندمک آبی، ناز باتلاقی و عدسک آبی به دست آمد و میزان تجمع آرسنیک، کادمیوم و نیکل در ناز باتلاقی بالاتر از گیاهان آبزی گندمک، آلاله و عدسک بود.

جدول ۲: میانگین (mean±SD) میزان فلزات سنگین در برخی گیاهان آبزی رودخانه کرخه (میکروگرم در کیلوگرم).

ایستگاه ها	گیاهان آبزی	جیوه	کادمیوم	نیکل	آرسنیک
ایستگاه ۱	گندمک آبی	۴/۷۹±۰/۱۲^{a}	۰/۰۲±۰/۰۰۵^{a}	۰/۹۹±۰/۰۴^{a}	۰/۱۶±۰/۰۰۴^{a}
ایستگاه ۲	ناز باتلاقی	۸/۰۶±۰/۷۵^{b}	۰/۲۲±۰/۰۰۱^{b}	۱/۳۳±۰/۰۷^{b}	۰/۳۴±۰/۰۰۴^{b}
ایستگاه ۳	آلاله آبی	۹/۷۱±۰/۵۶^{b}	۰/۱۰±۰/۰۰۲^{c}	۰/۳۱±۰/۰۵^{c}	۰/۰۷±۰/۰۰۳^{c}
	عدسک آبی	۵/۴۱±۰/۳۲^{a}	۰/۰۶±۰/۰۰۵^{d}	۰/۱۶±۰/۰۵^{d}	۰/۰۱±۰/۰۰۲^{d}

حروف غیرهمنام در هر ستون اختلاف معنی‌دار را نشان می‌دهد (P<۰/۰۵).

فاکتور تغلیظ زیستی در چهار گونه گیاهان آبزی رودخانه کرخه در جدول ۳ ارائه شده است. غلظت فلزات جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک در محیط گیاهان آبزی بر اساس گونه گیاه آبزی در ایستگاه مورد مطالعه محاسبه گردید. میزان جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک در محیط اطراف (آب) گندمک آبی به ترتیب ۵/۰۳، ۰/۲۲، ۲/۶۱ و ۲/۸۸ میکروگرم در لیتر و برای آب ایستگاه ۲ درمورد ناز باتلاقی به ترتیب به ۵/۴۸، ۲/۳۰، ۱/۰۵ و ۱/۰۷ میکروگرم در لیتر دست آمد. میزان این فلزات برای آب محیط اطراف آلاله آبی و عدسک آبی به ترتیب ۱۰/۵۵، ۳/۲۱، ۲/۶۸ و ۱/۹۹ میکروگرم در لیتر بود. این فاکتور در گیاه آبزی ناز باتلاقی برای فلزات جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک نسبت به سایر گیاهان آبزی بالاتر بود. پایین‌ترین تغلیظ زیستی برای فلزات سنگین مورد مطالعه در گیاه عدسک آبی مشاهده شد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

جدول ۳: فاکتور تغلیظ زیستی در چهار گونه گیاهان آبزی رودخانه کرخه.

گیاهان آبزی	جیوه	کادمیوم	نیکل	آرسنیک
گندمک آبی	۹۵۰	۹۰	۳۸۰	۵۵
ناز باتلاقی	۱۴۷۰	۹۵	۱۲۵۰	۳۲۰
آلاله آبی	۹۲۰	۳۰	۱۱۵	۳۵
عدسک آبی	۵۱۰	۲۰	۶۰	۵

بحث و نتیجه‌گیری

در این تحقیق مقادیری بالای فلزات جیوه، آرسنیک، نیکل و کادمیوم در آب رودخانه کرخه تعیین گردید. به عبارت دیگر در نتایج به دست آمده مشاهده شد که میزان جیوه بالاتر از حد مجاز استاندارد ملی ایران و سازمان بهداشت جهانی بود، اما میزان کادمیوم، نیکل و آرسنیک آب رودخانه کرخه در مقایسه با آستانه مجاز استاندارد ملی ایران و استانداردهای جهانی نظیر آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا و سازمان بهداشت جهانی پایین‌تر بود (جدول ۴). احتمالاً دلیل این مسئله این است که منابع آلاینده انسانی در مورد فلزات کادمیوم، نیکل و آرسنیک وجود ندارد، اما فلز جیوه یک یا چند منشا آلودگی دارد که میزان این عنصر بالاتر از استانداردها به دست آمده است. گسترش شهرنشینی و فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی در حاشیه رودخانه کرخه و به دنبال آن تخلیه پساب آن‌ها به منابع آب باعث آلودگی آب توسط آلاینده‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی گردیده است. رودخانه کرخه منبع تامین آب شرب برای نقاط شهری و همچنین آب موردنیاز فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی است. شهرها و صنایع متعدد شامل فولاد، نفت، پتروشیمی، نیشکر، کاغذ و سیمان و همچنین اراضی کشاورزی تحت آبیاری فراوان از آب رودخانه کرخه و سرشاخه‌های آن استفاده نموده و فاضلاب خود را به آن تخلیه می‌کنند (راثی نظامی و همکاران، ۱۳۹۱).

جدول ٤: مقایسه میانگین میزان فلزات سنگین در آب رودخانه کرخه با استانداردهای جهانی (میلی‌گرم بر لیتر) (رجایی و همکاران، ۱۳۹۱).

استانداردهای جهانی	جیوه	کادمیوم	نیکل	آرسنیک
استاندارد ملی ایران	۰/۰۰۱	۰/۰۵	۰/۰۷	۰/۰۵
حفاظت محیطزیست آمریکا	۰/۰۰۲	۰/۰۰۵	–	–
سازمان بهداشت جهانی	۰/۰۰۲	۰/۰۰۳	۰/۰۲	۰/۰۱
تحقیق حاضر	۰/۰۰۵–۰/۰۱	۰/۰۰۰۰۲–۰/۰۰۳	۰/۰۰۱–۰/۰۰۲	۰/۰۰۱–۰/۰۰۲

میانگین غلظت عناصر سرب، روی و کروم در آب رودخانه شاوور شهرستان شوش در استان خوزستان به ترتیب ۲۴، ۸۸ و ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است (بارونی نجف‌آباد و همکاران، ۱۳۹۲). دامنه میزان فلزات سنگین نیکل، روی، منگنز، آهن، کروم و سرب در رودخانه گانگا در غرب بنگال هندوستان به ترتیب ۰/۳۷۵–۰/۰۱۲، ۰/۳۷–۰/۰۱۲، ۲/۷۲–۰/۰۲۵، ۵/۴۹–۰/۰۲۵، ۰/۰۴۴–۰/۰۰۱ و ۰/۰۲۵–۰/۰۰۱ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است (Kar *et al*., 2008). همچنین دامنه غلظت فلزات سنگین مس، کروم و آهن در رودخانه نکا استان مازندران به ترتیب ۱۳/۵۶– ۶/۳۵، ۲۰۹/۷– ۱۷/۶۶ و ۲۳/۴– ۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر تعیین شد (Kalantari and Ebadi, 2006) که نتایج تحقیقات انجام شده با نتایج این تحقیق هم‌خوانی دارد. بابایی و همکاران (۱۳۸۸) میزان فلزات سنگین در آب رودخانه گاماسیاب استان همدان را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که میانگین غلظت روی، مس، آهن، سرب و نیکل به ترتیب ۰/۰۱۳، ۰/۱۱، ۰/۰۱۹، ۰/۰۱۲، ۰/۰۱۱ میلی‌گرم در لیتر بوده

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

و غلظت فلزات کروم، جیوه، سرب، کادمیوم و کبالت در اکثر ماه‌های نمونه‌برداری غیرقابل سنجش بود و غلظت مس و به دنبال آن آهن دارای مقادیر بیشتری بوده است. آب رودخانه گاماسیاب از نظر آلودگی به فلزات سنگین پایین‌تر از حد مجاز استاندارد جهت مصارف کشاورزی بود. کرباسی و همکاران (۱۳۸۴) میزان فلزات سنگین مس، نیکل، سرب، کبالت، روی، منگنز، آهن، آلومینیم و کلسیم رودخانه شفارود استان گیلان به ترتیب ۳۵/۲۵، ۵۰/۷۵، ۲۰/۲۵، ۱۰، ۵۹، ۵۰۳/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم و ۲/۴۱، ۰/۰۴، ۱/۲۸ درصد بود. در زمان‌هایی که دمای هوا رو به گرم شدن می‌رود به دلیل کاهش جریان و دبی آب، میزان خودپالایی کاهش پیدا کرده و در نتیجه میزان مواد آلی افزایش می‌یابد ، در حالی که در فصول پاییز و زمستان به دلیل مناسب بودن شرایط برای تولیدکنندگان اولیه و مصرف مواد مغذی، افزایش نزولات جوی و افزایش فعالیت خودپالایی در رودخانه میزان مواد آلی کاهش می‌یابد و کمتر در رسوبات بستر ته‌نشین می‌شوند (جاسمی‌زاده و همکاران، ۱۳۹۳؛ Gray *et al*., 2002).

رسوبات بستر رودخانه به علت توانایی بالا در جذب آلاینده‌ها می‌توانند نماینده مناسبی برای بررسی شدت آلودگی باشند (راست‌منش و همکاران، ۱۳۹۲). غلظت فلزات سنگین در رسوبات توسط زمین‌شناسی محل و فعالیت‌های انسانی تعیین می‌شود (راست‌منش و همکاران، ۱۳۹۴). میزان آرسنیک در رسوبات رودخانه بسیار پایین‌تر از مقادیر این عنصر در پوسته زمین بود (جدول ۶). منشا اصلی آرسنیک فرسایش شیمیایی سنگ‌ها می‌باشد (Pajany *et al*., 2012)، اما فعالیت‌های کشاورزی در اطراف رودخانه کرخه و استفاده از کودهای شیمیایی و سموم علف‌کش و آفت‌کش نیز یکی از دلایل تجمع آرسنیک در رسوبات این رودخانه می‌باشد (باقری و عظیمی، ۱۳۹۴). نتایج تحقیقات نشان می‌دهد که بیش از ۱۰ فلز سنگین مهم از قبیل سرب، روی، مس، کادمیوم، تیتان و سایر عناصری که بعضاً سمی نیز می‌باشند در رسوبات رودخانه کرخه وجود دارد. پس از مطالعات رسوب‌شناسی و زمین‌شناسی و همچنین آنالیزهای آماری مشخص شد که اکثر فلزات سنگین موجود در رسوب این منطقه ناشی از تخریب و فرسایش واحدهای سنگی بالادست بر اثر آبشویی رودخانه می‌باشند. همچنین تمرکز بالا و غیرعادی بعضی از این فلزات نظیر سرب را در منطقه می‌توان به وجود ادوات جنگی حاصل از جنگ تحمیلی سال‌های ۶۷-۱۳۵۹ نسبت داد (زراسوندی و همکاران، ۱۳۷۹).

میزان فلزات جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک موجود در رسوبات رودخانه کرخه با میانگین میزان این عناصر در رسوبات آب شیرین، پوسته قاره‌ای و شیل در جدول ۵ مقایسه شده است. غلظت کادمیوم نیز در رسوبات رودخانه کرخه تجمع بسیار پایینی داشت. به طوری که میزان فلز کادمیوم از میانگین این عنصر در پوسته قاره‌ای و شیل بسیار کمتر بود (جدول ۵)، بنابراین می‌توان نتیجه‌گیری کرد که این فلز منشاء طبیعی از رسوبات بستر رودخانه و خاک‌های اطراف رودخانه دارد. این فلز یکی از عناصر موجود در کودهای فسفاته کشاورزی است. همچنین در پساب‌های صنعتی به فراوانی وجود دارد (Warren, 1998). یکی از دلایل کم بودن غلظت کادمیوم در رسوبات، حلالیت بالای آن در آب می‌باشد (Birch, 1996). رسوبات رودخانه‌ها معمولا از ذرات ریز کانی با ظرفیت تبادل کاتیونی بالا تشکیل شده‌اند (راست‌منش و همکاران، ۱۳۹۴). بنابراین فلزات سنگین در محیط‌های آبی به راحتی می‌توانند در رسوبات تجمع یابند. تعامل بین فلزات سنگین و رسوبات رودخانه‌ها بسیار مهم است، زیرا رسوبات رودخانه مخزنی برای فلزات سنگین هستند و می‌توانند یک منبع بالقوه آلاینده در هنگام تغییر شرایط محیطی باشند (Demirak *et al*., 2006; Farkas *et al*., 2007).

جدول ۵: مقایسه میانگین میزان فلزات سنگین در رسوبات رودخانه بهمنشیر با سایر مناطق جهان (میلی‌گرم بر کیلوگرم) (پور رحیم و همکاران، ۱۳۸۸؛ Merian *et al*., 2004; Wedepohl, 1995).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

مناطق مختلف	جیوه	کادمیوم	نیکل	آرسنیک
رسوبات آب شیرین	–	۰/۹۹	۲۲/۷	–
میانگین پوسته قاره‌ای	–	۰/۱	۸۰	۱/۵
میانگین جهانی شیل	۰/۴	۰/۱۳	۶۸	–
تحقیق حاضر	۰/۰۰۵–۰/۰۲۰	۰/۰۰۰۸–۰/۰۰۵	۰/۰۰۴–۰/۰۰۶	۰/۰۰۱–۰/۰۰۳

میزان نیکل در رسوبات ایستگاه ۳ نسبت به سایر ایستگاه‌ها بالاتر بود. میزان این فلز در رسوبات رودخانه کرخه از پوسته زمین پایین‌تر به دست آمد. منابع نیکل می‌تواند ناشی از کودهای کشاورزی و صنایع رنگرزی باشد، بنابراین این منابع می‌توانند منابع انسان‌زاد احتمالی این عنصر باشند (Davutluoglu *et al*., 2011). رسوباتی که در آب های همجوار با مناطق صنعتی و شهری مثل رودخانه کرخه نور قرار دارند توانایی بالقوه جذب و ته‌نشین کردن آلودگی‌های فلزی که از محیط‌های خشکی ناشی می‌شوند، را دارا می‌باشند، همچنین از آنجا که غلظت‌های بالای سرب ممکن است به علت ورودی‌های انسانی و فاضلاب‌های ناشی از ورودی آب رودخانه به محیط باشد، لذا احتمالاً می‌توان نتیجه گرفت که منبع ورودی از این آلاینده‌ها به محیط وجود ندارد و در نتیجه پتانسیل ایجاد خطر در منطقه مورد مطالعه را ندارند (بهبودی و طهماسبی‌نژاد، ۱۳۹۵).

بر اساس تحقیق شنبه‌زاده و همکاران (۱۳۹۲) میزان فلزات سنگین در آب و رسوبات رودخانه تمبی مسجدسلیمان در فصول گرم و خشک بالاتر گزارش شده است که نشان دهنده تاثیر فصول خشک و تبخیر آب در افزایش غلظت فلزات سنگین در آب می‌باشد که با نتایج این تحقیق همخوانی دارد. کمره‌یی و همکاران (۱۳۸۸) نیز تایید می‌کنند که آب رودخانه‌ها در فصول کم باران و گرم سال به فلزات سنگین آلوده است و غلظت این آلاینده‌ها در فصل تابستان نسبت به زمستان افزایش بیشتری می‌یابد. تحقیقات نشان داده است که فصول گرم و خشک سال در تجمع فلزات سنگین در آب و رسوبات رودخانه نقش موثری دارد (Obasohan and Eguavoen, 2008).

میزان نیکل، کادمیوم و آرسنیک در گیاه آبزی ناز باتلاقی (*Bacopa monnieri*) در ایستگاه ۲ رودخانه کرخه بالاتر از سایر گیاهان آبزی به دست آمد. گیاه ناز باتلاقی در برخی تحقیقات به عنوان گیاه آبزی که قابلیت تجمع فلزاتی نظیر کادمیوم و مس را دارد، معرفی شده است (Sinha and Chandra, 1990; Sinha *et al*., 1996; Sinha, 1999). گیاه ناز باتلاقی همانند بسیاری از گیاهان آبزی فلزات سنگین مانند کادمیوم را جذب می‌کند و مقدار آن متناسب با میزان آلودگی محیط است (Rai *et al*., 2003)، اما این گیاه آبزی به جذب و تجمع فلز جیوه بسیار حساس می‌باشد (Abe *et al*., 2007).

میزان جیوه در گیاه آبزی آلاله آبی (*Ranunculus fluitans*) در ایستگاه ۳ رودخانه کرخه نسبت به سایر گیاهان آبزی بالاتر بود. حذف بالای جیوه توسط گیاهان می‌تواند به دلیل توانایی گیاهان برای جذب و تجمع فلزات سنگین باشد. گیاهان رشد یافته در محیط‌های طبیعی ممکن است دارای مکانیسم‌های سازگاری ویژه‌ای برای رشد در محیط‌های آلوده داشته که به آن‌ها اجازه رشد در غلظت‌های بالای فلزات سنگین را می‌دهد و این عامل نقش مهمی در حذف فلزات از محیط دارد (طیبی و همکاران، ۱۳۹۵؛ Mishra *et al*., 2009).

رومیانی و جلیل‌زاده ینگجه (۱۳۹۵) میزان تجمع فلزات سنگین روی، مس، کادمیوم و سرب در ریشه، ساقه و برگ گیاهان آبزی نی *Phragmites australis*، *Myriophyllum spicatum* و *Potamogeton perfoliatus* در ۲ ایستگاه شمالی و جنوبی رودخانه دز را تعیین کردند. نتایج نشان داد در گیاه حاشیه‌ای نی بیشترین تجمع فلز روی در ریشه ۶۰/۲۲±۳۰۰/۴۵، برای گیاه غوطه‌ور مریوفایلوم در ساقه ۲۰/۶۶±۱۰۴/۴۳ و پوتاموژتون در برگ ۲۱/۴۴±۱۲۲/۳۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک مشاهده شد. نتایج بیانگر این نکته بود که هر سه گیاه پتانسیل جذب فلزات سنگین را داشتند و برای هر عنصر انتخابی عمل کردند و می‌توان از آن‌ها برای پایش محیط استفاده کرد. یک گونه گیاهی مناسب جهت گیاه‌پالایی باید شامل ویژگی‌هایی چون رشد سریع و فراوان، پراکندگی زیاد در منطقه مورد مطالعه و توان بالقوه جهت جذب و تجمع فلزات سنگین باشد. گیاهان آبزی به طور بالقوه توان مناسب را جهت جذب و تجمع فلزات سنگین دارند (Hamidian *et al*., 2014) که نتایج این تحقیق با نتایج پژوهش حاضر هم‌خوانی ندارد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

در این پژوهش فاکتور تغلیظ زیستی در گیاه آبزی ناز باتلاقی برای فلزات جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک نسبت به سایر گیاهان آبزی بالاتر بود. پایین‌ترین تغلیظ زیستی برای فلزات سنگین مورد مطالعه در گیاه عدسک آبی مشاهده شد. بنابراین با توجه به نتایج گیاه آبزی ناز باتلاقی توانایی جذب و تجمع بالای فلزات سنگین جیوه و نیکل را دارد. متوسط فاکتورهای غلظت زیستی عناصر کادمیوم و آرسنیک برای گیاه آبزی لاله تالابی (*Nelumbo nucifera*) در تالاب انزلی ۴۶۰ و ۲۹۰۰ گزارش شده است، بنابراین لاله تالابی می‌تواند به عنوان یک گونه ارزشمند جهت اهداف گیاه‌پالایی در تالاب انزلی مورد استفاده قرار گیرد (حمیدیان و همکاران، ۱۳۹۵). فاکتور تغلیظ زیستی فلزات جیوه، کادمیوم، نیکل و آرسنیک در گیاه آبزی عدسک آبی رودخانه کرخه نشان می‌دهد که این گیاه آبزی در این رودخانه گونه‌ای نامناسب برای حذف فلزات سنگین می‌باشد. در حالی که عدسک آبی گونه‌ای آزاد و شناور است که تحمل نسبتا بالایی نسبت به آلودگی فلزات سنگین محیط دارد و برای جذب و تجمع فلزات سنگین مناسب می‌باشد (Boniardi *et al*., 1999; Demirezen *et al*., 2007; Duman *et al*., 2009).

میانگین میزان نیکل و کادمیوم در گیاهان آبزی *Eichhornia crassipes*، *Echinochloa colonum*، *Nelumbo nucifera*، *Typha angustata*، *Vallisneria spiralis*، *Hydrilla verticillata* و *Ipomoea aquatic* رودخانه Pariyej هندوستان ۳/۹۹ و ۱۲/۶۵ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است (Nirmal Kumar *et al*., 2008). نتایج تحقیقات مختلف نشان داده است که تجمع فلزات سنگین در گیاهان آبزی به غلظت این آلاینده‌ها در آب و رسوبات رودخانه‌ها و اکوسیستم‌های آبی بستگی دارد (Baldantoni *et al*., 2004; Nirmal Kumar *et al*., 2008).

مقایسه غلظت کادمیوم، نیکل و آرسنیک در گیاهان آبزی مورد مطالعه با حد مجاز استاندارد و محدوده بحرانی نشان می‌دهد که این سه فلز در گیاهان آبزی گندمک آبی، عدسک آبی، آلاله آبی و ناز باتلاقی رودخانه کرخه در حد نرمال می‌باشد. همچنین میزان فلزات کادمیوم، نیکل و آرسنیک در این گیاهان آبزی در محدوده بحرانی نبوده است (جدول ۶).

جدول ٦: مقایسه غلظت فلزات سنگین در گیاهان آبزی مورد مطالعه با آستانه مجاز استاندارد و محدوده بحرانی (Kabata-Pendias and Pendias, 1992; Nirmal Kumar *et al*., 2008).

فلزات سنگین	دامنه فلزات سنگین در گیاهان آبزی	استاندارد فلزات سنگین	محدوده بحرانی فلزات سنگین	وضعیت
کادمیوم	۰/۰۲-۰/۲۲	۰/۱-۲/۴	۱۰-۳۰	نرمال
نیکل	۰/۱۶-۱/۳۳	۰/۸۹-۲/۰۴	۱۰-۵۰	نرمال
آرسنیک	۰/۰۱-۰/۳۴	۰/۱۵-۳/۷	-	نرمال

سپاسگزاری

شایان ذکر است کلیه اعتبار مالی این مقاله مستخرج از طرح پژوهشی مربوط به باشگاه پژوهشگران جوان و نخبگان دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز است و در اینجا بر خود لازم می دانیم از زحمات حوزه معاونت پژوهشی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز کمال تشکر را داشته باشیم.

منابع

اسماعیلی‌ساری، ع.، ۱۳۸۱. آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد محیطزیست. انتشارات نقش مهر، چاپ اول، تهران. ۷۶۷ ص.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

افروس، ع. ش. و لیاقت، ع.، ۱۳۹۰. ارزیابی توان گیاهان آبزی در جذب و کاهش میزان غلظت فلز سنگین جیوه از فاضلاب‌های صنعتی، مطالعه موردی: شهرستان دزفول. فصلنامه اکوبیولوژی تالاب، دوره ۳ ، شماره ۹: صفحات ۵۷-۴۹.

افشین، ی.، ۱۳۷۳. رودخانه‌های ایران. جلد اول، وزارت نیرو، شرکت مهندسین مشاور جاماب.

الهی، م.، غریبی کانی‌پان، ش. و دوستی ایرانی، م.، ۱۳۹۳. بررسی غلظت آرسنیک در آب، رسوب، گیاه نی و ماهی کاراس در تالاب زریوار. فصلنامه علوم و مهندسی محیطزیست، دوره ۱ ، شماره ۲: صفحات ۸-۱.

اعظمی، ج.، مرادپور، ح. و کیانی مهر، ن.، ۱۳۹٦. مروری بر شاخص های زیستی محیط های آلوده به فلزات سنگین. فصلنامه انسان و محیط زیست، دوره ، شماره ۱۵: صفحات ۲۴-۱۳.

ایلدرمی، ع.، نوروزی‌فرد، پ. و مرتضوی، ث.، ۱۳۹۲. بررسی نقش نی (*Phragmites australis*) در پالایش آلودگی ناشی از فلزات سنگین جهت حفاظت زیست‌بوم بخشی از حوزه آبخیز دز. نشریه حفاظت زیست بوم گیاهان، دوره ۱ ، شماره ۳: صفحات ۴۶-۳۱.

بابایی، ه.، خداپرست، ح.، میرزاجانی، ع.ر. و نیک سرشت، ک.، ۱۳۸۸. بررسی آلودگی زیست‌محیطی فلزات سنگین در آب رودخانه گاماسیاب (استان همدان). همایش ملی انسان، محیطزیست و توسعه پایدار، دانشگاه آزاد اسلامی واحد همدان، ۱۰ ص.

بارونی نجف‌آباد، ف.، معانی‌جو، م. و خدابخش، س.، ۱۳۹۲. ارزیابی غلظت فلزات سنگین (روی، سرب، کرم) در آب رودخانه شاوور، شوش، استان خوزستان. سی و دومین گردهمایی و نخستین کنگره بین‌المللی تخصصی علوم زمین، سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور، تهران، صفحه ۳۳۲.

باقری، ح.، شارمد، ت.، خیرآبادی، و.، درویش بسطامی، ک. و باقری، ز.، ۱۳۹۰. سنجش و ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات رودخانه گرگانرود. فصلنامه اقیانوس‌شناسی، دوره دوم ۲ ، شماره ۵: صفحات ۳۹-۳۵.

باقری، ح. و عظیمی، ع.، ۱۳۹٤. مطالعه پراکنش فلزات سنگین در رسوبات سطحی سواحل سیسنگان ـ جنوب دریای خزر. فصلنامه اقیانوس‌شناسی، دوره ۶ ، شماره ۲۱: صفحات ۳۶-۲۷.

بهبودی، م. و طهماسبی‌نژاد، ه.، ۱۳۹۵. ارزیابی فلزات سنگین آب رودخانه کرخه در منطقه کرخه نور، شهرستان هویزه. اولین کنفرانس بین‌المللی مخاطرات طبیعی و بحران‌های زیست‌محیطی ایران، راهکارها و چالش‌ها، اردبیل، شرکت کیان طرح دانش، ۱۲ ص.

پور رحیم، ز.، دهرآزما، ب.، قاسمی، ح.ا.، مرتضوی، م.ص. و تقی پور، ب.، ۱۳۸۸. بررسی ویژگی‌های رسوب‌شناختی و آلودگی رسوبات سطحی بنادر سیریک و جاسک به آرسنیک و جیوه. مجله پژوهش‌های چینه‌نگاری و رسوب‌شناسی، شماره ۳۷: صفحات ۶۴-۴۷.

جاسمی‌زاده، ز.، سواری، ا. و ابراهیمی قوام آبادی، ل.، ۱۳۹۳. مقایسه آلاینده‌های فلزی رسوبات رودخانه بهمنشیر متأثر از پساب‌های وارده با استانداردهای جهانی. اولین همایش ملی پدافند غیرعامل در علوم دریایی. هرمزگان، صفحات ۶۷-۶۰.

جعفری، ع.، ۱۳۷۹. گیتاشناسی ایران. جلد دوم، انتشارات گیتاشناسی، چاپ اول، تهران. ۵۴۴ ص.

حمیدیان، ا.ح.، نوروزنیا، ه. و میرزایی، ر، ۱۳۹۵. قابلیت گیاه پالایی گیاه آبزی *Nelumbo nucifera* در حذف فلزات سنگین (مس، کروم، سرب، آرسنیک وکادمیوم) در تالاب انزلی. نشریه محیطزیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹ ، شماره ۳: صفحات ۶۴۳-۶۳۳.

خنفریان، س. و سواری، ا.، ۱۳۹٤. بررسی تاثیر پساب صنایع نیشکر در افزایش مقدار آلودگی فلزات سنگین (روی، کادمیوم، سرب و کروم) در آب رسوب وگیاه (نی) تالاب شادگان. کنفرانس بین‌المللی علوم، مهندسی و فناوری‌های محیطزیست، تهران، دانشکده محیطزیست دانشگاه تهران، ۱۱ ص.

راثی نظامی، س.، نظری‌ها، م.، باغوند، ا. و مریدی، ع.، ۱۳۹۱. بررسی کیفیت آب رودخانه کرخه با استفاده از آنالیز آماری چند متغیره بر پایه همبستگی و تغییرات داده‌های کیفی. مجله تحقیقات نظام سلامت، ۸ (۷): ۱۲۹۲-۱۲۸۰.

راست‌منش، ف.، زراسوندی، ع. و صفایی، س.، ۱۳۹۲. بررسی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات رودخانه خرم آباد. سی و دومین گردهمایی و نخستین کنگره بین‌المللی تخصصی علوم زمین، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور، ۸ ص.

راست‌منش، ف.، زراسوندی، ع. و مسلم، ف.، ۱۳۹٤. ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات سطحی رودخانه کارون در محدوده شهر اهواز. مجله زمین‌شناسی کاربردی پیشرفته، شماره ۱۷: صفحات ۲۲-۱۱.

راست‌منش، ف.، زراسوندی، ع. و طولابی، م.، ۱۳۹٦. بررسی غنی شدگی، سمناکی و خطر بوم‌شناختی فلزات سنگین در رسوبات سطحی رودخانه بهمنشیر آبادان. مجله علمی ـ پژوهشی علوم و مهندسی آبیاری، ویژه‌نامه بهار، دوره ۴۰، شماره ۱/۱: صفحات ۱۳۷-۱۲۳.

رجایی، ق.، جهانتیغ، ح.، میر، ع.، حصاری مطلق، س. و حسن پور، م.، ۱۳۹۱. بررسی غلظت فلزات سنگین در مخازن آب چاه نیمه‌های آب سیستان و بلوچستان در سال ۱۳۸۹. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، دوره ۲۲، شماره۹۰: صفحات ۱۱۲-۱۰۵.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

رضوانی، م.، قربانیان، ا. ع.، نوجوان، م. و صهبا، م.، ۱۳۹۲. ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین (کادمیوم، کبالت، سرب، روی و منگنز) در آبخوان اشتهارد. فصلنامه علوم و مهندسی محیطزیست، دوره ۱، شماره ۱: صفحات ۲۱-۱۳.

رومیانی، ل.، حکیمی مفرد، ر. و جلیلی، س.، ۱۳۹٤. گیاه‌پالایی گیاهان آبزی *Potamogeton crispus*، *Polygonum hydropiper*، *Ceratophyllum demersum* و *Phragmites australis* رودخانه دز، در تجمع زیستی فلزات سنگین کادمیوم، سرب، روی و مس. فصلنامه اکوبیولوژی تالاب، دوره ۷، شماره ۲۳: صفحات ۳۸-۲۹.

رومیانی، ل. و جلیل زاده ینگجه، ر.، ۱۳۹۵. مطالعه پتانسیل جذب فلزات سنگین به وسیله گیاهان آبزی در رودخانه دز. مجله اکوهیدرولوژی، دوره ۳، شماره ۱: صفحات۱۴۰-۱۳۳.

زراسوندی، ع.، لیاقت، س. و عبدالهی، م. ج.، ۱۳۷۹. بررسی فلزات سنگین رسوبات بستر رودخانه کرخه در محدوده شهرستان شوش و اثرات زیست‌محیطی آن. نوزدهمین گردهمایی تخصصی علوم زمین، سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور، تهران.

شنبه‌زاده، س.، وحید دستجردی، م.، حسن زاده، ا. و کیانی‌زاده، ط.، ۱۳۹۲. بررسی غلظت برخی از فلزات سنگین در آب و رسوب رودخانه تمبی مسجدسلیمان قبل و بعد از ورود فاضلاب به آن. مجله تحقیقات نظام سلامت، ۹ (۱۰): ۱۱۱۶-۱۱۰۸.

طیبی، ل.، حمیدیان، ا.ح.، دانه کار، ا. و پورباقر، ه.، ۱۳۹۵. بررسی توانایی گیاه نی (*Phragmites australis*) در حذف فلز جیوه از پساب کارخانه کلر آلکالی پتروشیمی بندر امام. مجله محیطزیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دوره ۶۹، شماره ۱: صفحات ۱۰۵-۹۵.

عبدالخانی، ر.، سواری، ا.، نیسی، ع. و مراونه، ج.، ۱۳۹۲. تعیین نقش گیاه لویی (*Typha Latifolia*) و رسوبات در پالایش و تجمع زیستی فلز سرب در رودخانه شاوور در فصول زمستان، بهار، تابستان، پاییز. سومین کنفرانس برنامه‌ریزی و مدیریت محیطزیست، تهران، دانشگاه تهران، ۱۰ ص.

عبدالخانی، ر. و عبودی، ج.، ۱۳۹٤. تعیین میزان تجمع فلز نیکل در گیاه لویی (*Typha Latifolia*) و رسوبات رودخانه شاوور. اولین همایش ملی تخصصی علوم کشاورزی و محیطزیست ایران، اردبیل، مرکز پژوهشی زمین کاو، ۵ ص.

عسکری‌ساری، ا. و ولایت‌زاده، م.، ۱۳۹۳. فلزات سنگین در آبزیان. انتشارات دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، چاپ اول، ۳۸۰ ص.

فعال، ز.، ۱۳۹۱. بررسی کیفی آب رودخانه بهمشیر با استفاده از جلبک‌ها به عنوان شاخص‌های زیستی. فصلنامه علمی محیطزیست، ۵۲: صفحات ۱۰-۱.

قائنی، م.، رومیانی، ل. و صفرخانلو، ل.، ۱۳۹۳. بررسی میزان آرسنیک، جیوه، روی و مس در گیاهان آبزی کارا (*Chara sp.*)، نی (*Phragmites australis*)، لویی (*Typha latifolia*) و پیزور (*Scirpus bulrush*) در رودخانه دز. فصلنامه اکوبیولوژی تالاب، دوره ۶، شماره ۲۲: صفحات ۵۸-۴۹.

کرباسی، ع.، بیاتی، ا. و نبی بیدهندی، غ.، ۱۳۸٤. بررسی شدت آلودگی عناصر سنگین در رسوبات رودخانه شفارود. فصلنامه محیط‌شناسی، شماره ۳۹: صفحات ۴۸-۴۱.

کمره‌یی، ب.، میرحسینی، س.ح.، جعفری، ع.، عسکری، ق.، بیرجندی، م. و رستمی، ز.، ۱۳۸۸. اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین (آرسنیک، باریم، کادمیوم، جیوه، سرب، کروم) در منابع آب و رودخانه شهر بروجرد در سال ۱۳۸۸-۱۳۸۷. فصلنامه علمی ـ پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی لرستان، دوره ۱۱، شماره ۴: ۵۱-۴۵.

ولایت‌زاده، م. و نجفی، م. ۱۳۹۲. اکولوژی رودخانه‌ها و تالاب‌های استان خوزستان. انتشارات ترقی، چاپ اول، ۱۸۸ ص.

Abe, T., Fukami, M., Ichizen, N. and Ogasawara, M., 2006. Susceptibility of weed species to cadmium evaluated in a sand culture. Weed Biology and Management, 6: 107-114.

Ahmad, A. K. and Shuhaimi-Othman, M., 2010. Heavy metal concentration in sediments and fishes from Lake Chini, Pahang, Malaysia. Journal of Biological Sciences, 10 (2): 93-100.

Alloway, B.J., Jackson, A. P. and Morgan, H., 2005. The accumulation of cadmium by vegetables grown on soils contaminated from a variety of sources. Society of Environment, 91: 223-236.

Ananth, S., Mathivanan, V., Aravinth, S. and Sangeetha, V., 2014. Impact of Arsenic metal toxicant on biochemical changes in the grass carp, *Ctenopharyngodon idella*. International Journal of Modern Research and Reviews, 2 (2): 74-78.

Asha, P. S., Krishnakumar, P. K., Kaladharan, P., Prema, D., Diwakar, K. and Valsalaand, K.K.G., 2010. Heavy metal concentration in sea water, sediment and bivalves off Tuticorin. Journal Marine Biology Association, 52(1): 48-54.

ASTM, 2000. Annual book of ASTM Standards ASTM. Vol: 11. 01, pp. D1971-95. D-4691-96.

Baldantoni, D., Alfani, A., Di Tommasi, P., Bartoli, G. and De Santo, A., 2004. Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. Environment Pollution, 130: 149-156.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

Baldantoni, D., Maisto, G., Bartoli, G. and Alfani, A., 2005. Analyses of three native aquatic plant species to assess spatial gradients of Lake trace element contamination, Aquabot, 83: 48-60.

Birch, G.F., 1996. Sediment-bound metallic contaminants in Sydney's estuaries and adjacent offshore, Australia. Estuarine Coastal and Shelf Science, 42: 31–44.

Bonanno, G. and Lo Giudice, R., 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. Ecological Indicators, 10: 639-645.

Boniardi, N., Rota, R. and Nano, G., 1999. Effect of dissolved metals on the organic load removal efficiency of *Lemna gibba.* Water Research, 33: 530-538.

Boonyapookana, B., Upatham, E.S., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P. and Singhakaew, S., 2002. Phytoaccumulation and phytotoxicity of cadmium and chromium in Duckweed Wolffia globosa. International Journal of Phytoremediation, 4: 87-100.

Buszewski, B., Jastrzebska, A., Kowalkowski, K. and Gorna-Binkul, A., 2000. Monitoring of selected heavy metals uptake by plants and soils in the area of Torub, Poland. Polish Journal of Environmental Studies, 9: 511-515.

Davutluoglu, O., Seckin, G. B., Ersu, C., Yilmaz, T. and Sari, B., 2011. Assessment of Metal Pollution in Water and Surface Sediments of the Seyhan River, Turkey. Using Different Indexes, Clean Soil, Air, Water, 39 (2): 185–194.

Demirak, A., Yilmaz, F., Tuna, A. L. and Ozdemir, N., 2006. Heavy metals in water, sediment and tissues of Leuciscuc cephalus from a stream in southwestern Turkey. Chemosphere, 63 (9): 1451–1458.

Demirezen, D., Aksoy, A. and Uruc, K., 2007. Effect of population density on growth, biomass and nickel accumulation capacity of *Lemna gibba* (Lemnaceae). Chemosphere, 66: 553-557.

Duman, F., Leblebici, Z. and Aksoy, A., 2009. Bioaccumulation of Nickel, Copper, and Cadmium by Spirodela polyrhiza and *Lemna gibba*. Journal of Freshwater Ecology, 24 (1): 177-179

Eboh, L., Mepba, H. D. and Ekpo, M. B., 2006. Heavy metal contaminats and processing effects on the composition, storage stability and fatty acid profiles of five common commercially available fish species in Oron Local Government, Nigeria. Food Chemistry, 97 (3): 490-497.

Farkas, A., Erratico, C. and Vigano, L., 2007. Assessment of the environmental significance of heavy metal pollution in surficial sediments of the River Po. Chemosphere, 68 (4): 761–768.

Favas, P. J. C. and Pratas, J., 2013. Uptake of uranium by native aquatic plants: potential for bioindication and phytoremediation. Published by EDP Sciences, E3S Web of conferences in Portugal, 1 (13007): 674-677.

Fritioff, A. and Greger, M., 2006. Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd, and Pb in an aquatic plant Potamogeton natans. Chemosphere, 63: 220–227.

Gray, J. S., Wu, R. S. S. and Or, Y. Y., 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. Marine Ecology progress series, 238: 249-279.

Hamidian, A.H., Atashgahi, M. and Khorasani, N., 2014. Phytoremediation of heavy metals (Cd, Pb and V) in gas refinery wastewater using common reed (*Phragmites australis*). International Journal of Aquatic Biology, 2 (1): 29-35.

Harguinteguy, C. A., Cofre, M. N., Fernandez-Cirelli, A. and Pignata, M.L. 2016. The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals. Microchemical Journal, 124: 228–234.

Hozhina, E. I., Khramov, A. A. and Gerasimor, P. A., 2004. Uptake of heavy metals, arsenic, and antimony by aquatic plants in the vicinity of ore mining and processing industries. Journal of Geochemical Exploration, 74: 153-162.

Kabata-Pendias, A. and Pendias, H., 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, Fla.

Kalantari, M. R. and Ebadi A. G., 2006. Geochemical assessment of some heavy metal levels in neka river sediments-neka city, Iran. Journal of applied sciences, 6 (5): 1017-1019.

Kar, D., Sur, P., Mandal, S.K., Saha, T. and Kole, R.K., 2008. Assessment of heavy metal pollution in surface water. *International Journal of Environmental Science* and *Technology*, 5 (1): 119-124.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

Lorestani, B., Cheraghi, M. and Yousefi, N., 2011. Introduction potential of Lead-Zinc mine in Iran. World Academy of Science, Engineering and Technology, 77: 163-168.

Merian, E., Anke, M., Ihnat, M. and Stoeppler, M., 2004. Elements and their compounds in the environment. John Willey. 1170 p.

Miclean, M., Roman, C. and Levei, E., 2007. Heavy metals availability for plants in a mining area from North-Western Romania. Chemical Speciation and Bioavailability, 1: 11-25.

Miloskovic, A. and Simic, V., 2015. Arsenic and Other Trace Elements in Five Edible Fish Species in Relation to Fish Size and Weight and Potential Health Risks for Human Consumption. Polish Journal of Environmental Studies, 24 (1): 199-206.

Mishra, V. K., Tripathi, B. D. and Kim, K. H., 2009. Removal and accumulation of mercury by aquatic macrophytes from an open cast coal mine effluent. Journal of hazardous materials, 172(2): 749-754.

Nirmal Kumar, J.I., Soni, H., Kumar, R. N. and Bhatt, I., 2008. Macrophytes in Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Water and Sediments in Pariyej Community Reserve, Gujarat, India. Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 8: 193-200.

Obasohan, E.E. and Eguavoen, O. I., 2008. Seasonal variations of bioaccumulation of heavy metals in a freshwater fish (*Erpetoichthys calabaricus*) from Ogba River, Benin City, Nigeria. Indian Journal of Animal Research, 42(3): 171-179.

Olowu, R.A., Ayejuyo, O.O., Adewuyi, G. U., Adejoro, I.A., Denloye, A. A. B., Babatunde, A. O. and Ogundajo, A.L., 2010. Determination of Heavy Metals in Fish Tissues, Water and Sediment from Epe and Badagry Lagoons, Lagos, Nigeria. Journal of Chemistry, 7(1): 215-221.

Pajany, Y. M.., Hurel, C., Geret, F., Galgani, F., Battaglia- Brunet, A., Marmier, N. and Romeo, M., 2012. Arsenic in marine sediments from French Mediterranean ports: Geochemical partitioning, bioavailability and ecotoxicology. Chemosphere, 90: 2730–2736.

Papafilippaki, A., Velegraki, D., Vlachaki, C. and Stavroulakis, S., 2008. Levels of heavy metals and bioavailability in soils from the industrial area of Heraklion-Crete, Greece. Proceedings of the Protection and Restoration of the Environment, IX, 29: 6-10.

Parizanganeh, A., Hajisoltani, P. and Zamani, A., 2010. Assesment of heavy metal pollution in surficial soils surrounding zinc industrial complex. Procedia Environmental Sciences, 2: 162-166.

Qin, D., Jiang, H., Bai, S., Tang, S. and Mou, Z., 2015. Determination of 28 trace elements in three farmed cyprinid fish species from Northeast China. Food Control, 50: 1-8.

Rai, U. N., Tripathi, R. D., Vajpayee, P., Panday, N., Ali, M. B. and Gupta, D. K. 2003, Cadmium accumulation and its phytotoxicity in *Potamogeton pectinatus* L. *(Potamogetonaceae)*. Bulletin of *Environmental Contamination* and *Toxicology*, 70: 566-575.

Regional Organization for the Protection of the Marine Environment (ROPME), 1999. Manual of oceanographic observations and pollutant analysis methods. ROPME. Kuwait, Vo1 20.

Sinha, S., and Chandra, P., 1990. Removal of Cu and Cd from water by *Bacopa monnieri* (L.) Water, Air and Soil Pollution, 51: 271-276.

Sinha, S., Gupta, M. and Chandra, P., 1996. Bioaccumulatin and biochemical effect of mercury in the plant *Bacopa monnieri* (L.). Environmental Toxicology and Water Quality Journal, 11: 105-112.

Sinha, S., 1999. Accumulation of Cu, Cd, Cr, Mn and Pb from artificially contaminated soil by *Bacopa monnieri*. *Environmental Monitoring* and *Assessment*, 57: 253-264.

Yanqun, Z., Yuana, L., Schvartz, C., Langlade, L. and Fand, L., 2004. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead–zinc mine area, China. Environment International, 30: 567– 576.

Wang, Y., Chen, P., Cui, R., Si, W., Zhang, Y. and Ji, W., 2010. Heavy metal concentrations in water, sediment, and tissues of two fish species (*Triplohysa pappenheimi*, *Gobio hwanghensis*) from the Lanzhou section of the Yellow River, China. Environmental Monitoring and Assessment, 165 (1-4): 97-102.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]

Warren, L. A., 1998. Modeling cadmium accumulation by benthic invertebrates in situ: the relative contributions of sediment and overlying water reservoirs to organism cadmium concentrations. Limnology and Oceanography, 43: 1442–1454.

Wedepohl, K.H., 1995. The Composition of the Continental Crust. Geochimstry, Cosmochimstry Acta, 59: 1217-1232.

Zhuang, P., Yang, Q., Wang, H. and Shu, W., 2007. Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. Water, Air, and Soil Pollution, 184: 235-242.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2025-07-15]