نشریهٔ محیط زیست طبیعی، منابع طبیعی ایران، دورهٔ ۶۷، شمارهٔ ۱، بهار ۱۳۹۳
صفحات ۹۰-۷۹

بررسی تجمع فلزات سنگین در رسوب، ماهی و گیاه نی در سد ستارخان

مریم زارع رشکوئیه[۱]، امیرحسین حمیدیان[۲*]، هادی پورباقر[۳]، سهراب اشرفی[۴]
۱. کارشناس ارشد گروه محیط‌زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران
۲و۴. استادیار گروه محیط‌زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران
۳. استادیار گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۳/۷ – تاریخ تصویب: ۱۳۹۲/۸/۱۲)

چکیده

افزایش روزافزون فعالیت‌های صنعتی منجر به ورود آلودگی‌ها به محیط‌زیست به‌خصوص منابع آبی شده است. فلزات سنگین ازجمله آلودگی‌های مهمی هستند که به‌دلیل پایداری و عدم تجزیهٔ زیستی و احتمال ورود آن‌ها به زنجیرهٔ غذایی، خطر برای سلامت انسان و سایر موجودات را در پی خواهد داشت. جهت بررسی وضعیت آلودگی در سد ستارخان، نمونهٔ رسوب، گیاه نی (Phragmites australis) و ماهی کپور (Cyprinus carpio) و سوف (Stizostedion lucioperca) از این سد برداشت شد. بر روی نمونه‌ها هضم اسیدی خشک با استفاده از اسیدنیتریک غلیظ انجام شد و غلظت فلزات کادمیم، آرسنیک و مس با استفاده از دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد. آزمون آماری تجزیهٔ واریانس یک‌طرفه جهت بررسی اختلاف غلظت فلزات بین نمونه‌ها معنادار شد ($P< 0.001$). همبستگی معناداری بین غلظت فلزات در رسوب و غلظت فلزات در گیاه و ماهی مشاهده نشد ($P> 0.05$). همچنین، نتایج نشان داد غلظت فلز آرسنیک در رسوب بیش از استاندارد جهانی بود. در بافت ماهی‌های بررسی‌شده نیز غلظت فلز آرسنیک و کادمیم بیش از استانداردهای جهانی بررسی شد. گیاه نی مقدار زیادی از فلزات سنگین را در خود تجمع داده است که توانایی این گیاه در تجمع فلزات سنگین را نشان می‌دهد. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده تدوین برنامهٔ کنترلی جهت پایش آلودگی در منطقه ضروری به نظر می‌رسد.

کلیدواژگان: آرسنیک، تجمع زیستی، سد ستارخان، کادمیم، ماهی، مس.

* نویسنده مسئول تلفن: ۰۹۱۰۹۷۷۴۲۴۵
Email : a.hamidian@ut.ac.ir

Archive of SID
www.SID.ir

۱. مقدمه

فعالیت‌های انسانی به‌طور مداوم غلظت فلزات سنگین در محیط‌زیست به‌خصوص اکوسیستم آبی را افزایش می‌دهد (Abdel-baki, 2011). آلودگی فلزات سنگین در اکوسیستم آبی با سرعت هشداردهنده‌ای در حال رشد است و به یک مسئلهٔ مهم جهانی تبدیل شده است (Malik *et al*., 2010). افزایش جمعیت، شهرنشینی، فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی نیز شرایط را بدتر می‌کند (Giguere *et el*., 2004; Gupta *et al*., 2009). به‌دلیل اینکه فلزات سنگین تجزیه نمی‌شوند در آب، رسوب و جانداران آبی ته‌نشین، جذب یا تجمع یافته (Linnik & Zubenko, 2000) درنتیجه سبب آلودگی فلزات سنگین در سیستم آبی می‌شود (Malik *et al*., 2010). بنابراین، فلزات سنگین می‌توانند از طریق زنجیرهٔ غذایی تجمع و بزرگنمایی یافته و درنهایت مصرف آن توسط انسان خطرات بهداشتی خواهد داشت (Agah *et al*., 2009). آلودگی‌ها از راه‌های مختلفی به منابع آبی وارد می‌شود و بر حیات آبزیان براساس ترکیب شیمیایی، سمیت، دسترسی زیستی و سرعت جذب و تنظیمات سوخت‌وساز اثرگذار خواهد بود (Mason & Jenkins, 1995; Rainbow, 2002). درنتیجه ارزیابی مداوم برای حفاظت و اصلاح کیفیت منابع سطحی آب ضروری است.

تأثیر آلودگی آبی بر سلامت انسان عمدتاً از طریق مصرف غذاهای آلوده است. کشف زودهنگام تغییرات نامطلوب ایجادشده در زیستگاه‌های آبی، به مسئولان امر اجازه می‌دهد تا با اعمال پیشگیرانه از زیستگاه‌های آبی حفاظت کنند. مدیریت از طریق کنترل محیط‌زیست آبی امکان برنامه‌ریزی برای صنایع و کاربری زمین جهت به حداقل رساندن آلودگی زیستگاه‌های آبی را به مسئولان می‌دهد. در سال‌های اخیر آگاهی در مورد نیاز به بهبود و پیشرفت توانایی ردیابی و ارزیابی تأثیرات مضر آلودگی بیوتای اکوسیستم آبی افزایش یافته است (Perera., 2004).

Mohammadi و Samaei (1996) سرب و کادمیم را با در نظر گرفتن فاکتور فصل در آب، رسوبات معلق و بافت ماهیچه‌ای ماهی در رودخانهٔ قره‌چای بررسی کردند، نبودن تفاوت معنادار بین غلظت فلزات در بافت ماهی در دو فصل را ناشی از تدریجی‌بودن تجمع این عناصر در بافت عضله می‌دانند، همچنین افزایش استفاده از کود شیمیایی و مصرف سموم ناشی از فعالیت‌های کشاورزی را دلیل افزایش این دو فلز در آب در فصل کم آبی بیان می‌کنند.Heidarian و همکاران (2009) نیز برای ارزیابی مخاطرات محیط‌زیستی فلزات سنگین از طریق محاسبه تجمع زیستی، فلزات منگنز، مس، کادمیم، کروم، آلومینیوم و آهن را در نمونه‌های جلبک، رسوب، ماهی و حلزون در رودخانهٔ قره‌سو اندازه‌گیری کردند، تراکم فلزات سنگین در رسوبات این رودخانه را ناشی از غنی‌شدن آب بیان می‌کنند. این پژوهشگران اختلاف معناداری بین غلظت فلز آلومینیم، مس، سرب، کادمیم و نیکل بین رسوب و جلبک و غلظت فلزات مس، نیکل، سرب، آهن و کروم بین رسوب و حلزون مشاهده نکردند و یکنواختی تراکم فلزات سنگین در جلبک‌های این رودخانه را بیان‌کنندهٔ سطح تماس جلبک در طول چرخهٔ زندگی می‌دانند.Kheirvar و Dadollahi (2010) فلزات سنگین نیکل، مس، سرب و کادمیم را در رسوب و ماهی رودخانه اروندرود اندازه‌گیری کردند و آلودگی رسوب به سرب، نیکل و کادمیم را ناشی از پساب‌های صنعتی دانستند که منجر به افزایش و جذب سرب و کادمیم در بافت عضلهٔ ماهی بررسی‌شده بیش از استانداردهای جهانی شده است.

در اردیبهشت‌ماه ۱۳۸۹ مخزن مواد باطلهٔ معدن مس مزرعه در نزدیکی شهرستان اهر شکست و بخشی از محتویات آن به رودخانه اهرچای ریخت. این مواد، ضایعات مایع فرایند تغلیظ و پرعیارکردن مس بودند. مواد باطلهٔ معادن مس عموماً به فلزات سنگین نظیر جیوه، کادمیم، آرسنیک و مواد اسیدی آلوده هستند. آلودگی ناشی از این حادثه سبب آلوده‌شدن مزارع و رودخانه‌های اطراف به فلزات سنگین ازجمله مس، کادمیم و آرسنیک شده است. مواد آلوده‌کننده‌ای که از مخزن باطلهٔ مس مزرعه به رود اهرچای وارد شده‌اند، به خاک و سفره آب‌های زیرزمینی نفوذ می‌کنند و تا سال‌ها آثار خود را بر منطقه و سلامت مردم می‌گذارند. سد ستارخان بر روی رودخانهٔ اهرچای احداث شده است که به‌طبع مخزن این سد و آبراهه‌های مرتبط از آلودگی‌های حاصله و اثرات ناشی

Archive of SID

www.SID.ir

از آن ازجمله اثر بر موجودات زنده و زنجیره‌های غذایی و همین‌طور مرگ‌ومیر آبزیان به‌خصوص ماهی‌ها مصون نمانده‌اند. اهمیت سد ستارخان از نظر تأمین آب کشاورزی، مصرف انسانی ماهی‌های موجود در این سد بوده که احتمال تجمع و انتقال فلزات سنگین به انسان و سایر موجودات تغذیه‌کننده از آن‌ها است، به‌ویژه اینکه در سال‌های اخیر این سد زیستگاه موقت پرندگان مهاجر هم بوده است. فعالیت‌های کشاورزی و معدن‌کاوی در اطراف رودخانه و ورود فاضلاب ناشی از آن‌ها به رودخانهٔ اهرچای و پس از آن به سد ستارخان ازجمله منابع ورود آلودگی‌ها مثل فلزات سنگین به این آب‌ها است. فلزات سنگین نظیر آرسنیک، کادمیم و مس از جمله فلزاتی هستند که می‌توانند از طریق فعالیت‌های معدن‌کاوی و کشاورزی به این اکوسیستم آبی وارد شوند. با توجه به احتمال ورود این فلزات به زنجیرهٔ غذایی، هدف از این مطالعه بررسی وضعیت این سد از نظر آلودگی به فلزات سنگین آرسنیک، کادمیم و مس در رسوب، گیاه و ماهی است.

۲. مواد و روش‌ها

سد ستارخان اهر در N"۴۵ '۲۹ °۳۸ و E"۲۴ '۵۰ °۴۶ در آذربایجان شرقی بر روی رودخانهٔ اهرچای احداث شده است. این سد در ۱۵ کیلومتری غرب شهر اهر و در ۱۲۰ کیلومتری شمال شرقی تبریز قرار دارد که به‌منظور تأمین آب شرب و بهداشتی و صنعتی شهرستان اهر و همچنین تأمین آب زراعی حدود ۱۲۰۰۰ هکتار از اراضی کشاورزی در پایین‌دست سد احداث شده است. همچنین از این سد جهت اهداف تفرجی نیز استفاده می‌شود و ماهیگیران زیادی، ماهی‌های موجود در این سد را صید می‌کنند. درنتیجه به‌منظور بررسی وضعیت سد ستارخان از نظر آلودگی به فلزات سنگین و احتمال دسترسی زیستی آن‌ها برای موجودات حاضر در سد، نمونه‌های رسوب و ماهی و گیاه نی از این سد برداشت و غلظت فلزات مس، کادمیم و آرسنیک در آن اندازه‌گیری شد.

اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب، گیاه و ماهی طی چهار مرحله انجام شد. نمونه‌برداری، خشک‌کردن، هضم اسیدی و درنهایت سنجش غلظت فلزات با استفاده از دستگاه ICP-OES [1] (برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم). در اردیبهشت ۱۳۹۰ ده نمونه رسوب سطحی به‌صورت تصادفی از سد ستارخان توسط ابزار پلاستیکی اسید شورشده برداشته شد. نمونه‌های رسوب درون کیسه‌های پلاستیکی پلی‌اتیلن قرار گرفت، همچنین ده نمونه گیاه نیز به همین ترتیب در محدودهٔ برداشت رسوب از سد برداشت شد. ده عدد ماهی کپور و ده عدد ماهی سوف توسط تور ماهیگیری گرفته و در نایلون‌های زیپ‌دار قرار داده شد و درنهایت تمامی کیسه‌های حاوی نمونه در یخدان قرار داده و به آزمایشگاه آلودگی محیط‌زیست دانشکدهٔ منابع طبیعی دانشگاه تهران منتقل شد. در آزمایشگاه تا فراهم‌شدن مقدمات کار، نمونه‌ها داخل فریزر آزمایشگاه نگهداری شد. نمونه‌های نی، جهت جداسازی گل و آلودگی از آن، ابتدا توسط آب دیونایز شست‌وشو داده شد. سپس با کاردک پلاستیک از هر نمونه ۰/۵ گرم جداسازی شد. در مورد نمونه‌های ماهی نیز از بافت آن‌ها ۱۰ گرم جداسازی شد. انتخاب بافت ماهی به این دلیل بود که: الف) در بین تمام اندام‌ها، معمولاً بافت ماهیچه بیشترین قسمت تودهٔ بدن را تشکیل می‌دهد. ب) نگرانی در مورد آلودگی بیشتر مربوط به قسمت‌های خوراکی یک موجود است. همچنین نمونه‌های رسوب نیز به مقدار ۰/۵ گرم با استفاده از کاردک استرلیزه جداسازی و به ارلن منتقل شد. روش به‌کاررفته برای آماده‌سازی نمونه‌ها، روش هضم اسیدی خشک است (Guveni & Akinci, 2011). از هر نمونه حدود ۰/۵ گرم داخل ارلن‌ها ریخته شد. به‌منظور ثابت‌شدن وزن، نمونه‌ها به مدت ۴۸ ساعت در آون در دمای ۱۰۰ درجهٔ سانتی‌گراد خشک و وزن خشک یادداشت شد. سپس به‌مدت ۷۲ ساعت در دمای ۵۴۰ درجهٔ سانتی‌گراد در کوره به خاکستر تبدیل شدند. به هر یک از ارلن‌های حاوی خاکستر ۵ میلی‌لیتر اسیدنیتریک غلیظ (۶۵درصد) اضافه شد و بر روی دستگاه صفحه‌داغ تا بخارشدن کامل اسید حرارت داده شد. درنهایت نمونه‌ها با اسیدنیتریک ۱درصد به حجم رسانده و درون ظروف پلاستیکی از قبل آماده‌شده و وزن‌شده ریخته شد. غلظت فلزات کادمیم، مس و آرسنیک توسط دستگاه ICP-OES (PerkinElmer, USA) اندازه‌گیری شد.

1. Inductivity coupled plasma-optical emission spectrometer

Archive of SID

www.SID.ir

۱.۲. تحلیل آماری

جهت بررسی اختلاف میانگین غلظت فلزات بررسی‌شده در موجودات و رسوب مطالعه‌شده از تجزیهٔ واریانس یک‌طرفه (ANOVA) با اطمینان ۹۵درصد استفاده شد. ابتدا نرمالیته و هموژنیتهٔ داده‌ها سپس معناداری آزمون تجزیهٔ واریانس بررسی شد. همچنین جهت بررسی هم‌کنشی عناصر از رگرسیون استفاده شد. برای بررسی این موضوع که آیا غلظت فلزات سنگین موجود در بافت گونه‌های ماهی در حد مجاز استانداردهای جهانی یا بیش از حد مجاز تعیین‌شده است، آزمون One Sample t-test بین غلظت متوسط فلزات مس، کادمیم و آرسنیک و حد مجاز تعیین‌شده توسط استانداردهای جهانی انجام شد. به‌منظور مقایسه، استانداردهای تعیین‌شده توسط FAO [1] و EPA [2] انتخاب شدند. جهت انجام آنالیزهای آماری، از نرم‌افزار SPSS ورژن ۱۹ استفاده شد. همچنین جهت رسم جدول‌ها و نمودارها از نرم‌افزارExcel 2007 استفاده شد.

به‌منظور تعیین میزان تجمع زیستی در نمونه‌های ماهی و نی از رابطهٔ زیر استفاده شد:

$BCF= C$ ارگانیسم/C رسوب [3]

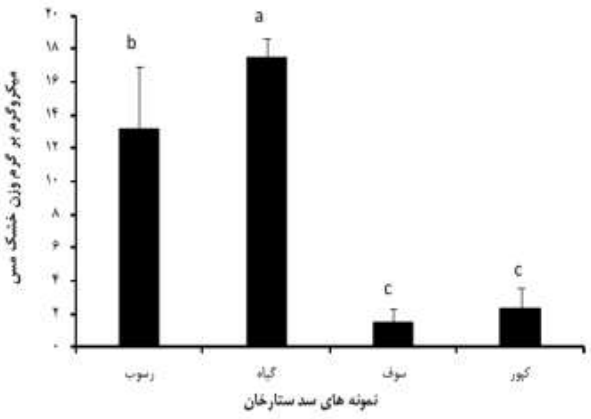
ارگانیسم C بیان‌کنندهٔ میانگین غلظت فلزات در ماهی و نی، و رسوب C مربوط به میانگین غلظت فلزات در رسوب است.

۳. نتایج

آزمون تجزیهٔ واریانس یک‌طرفهٔ داده‌های به‌دست‌آمده از سد ستارخان نشان‌دهندهٔ معناداری اختلاف غلظت فلزات بررسی‌شده در نمونه‌های مورد نظر بود.

۱.۳. فلز مس

بیشترین غلظت فلز مس ۱۸/۵۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک در گیاه نی و کمترین غلظت آن ۰/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک در گونهٔ ماهی سوف مشاهده شد. آزمون تجزیهٔ واریانس در نمونه‌های رسوب، گیاه و ماهی سد ستارخان معنادار شد ($F_{۳/۲۰}=۱۰۰/۸۵, P<۰/۰۰۱$) براساس آزمون دانکن نمونهٔ گیاه در یک گروه، رسوب در گروه دیگر و دو گونه ماهی نیز در یک گروه جداگانه قرار گرفتند (شکل۱).



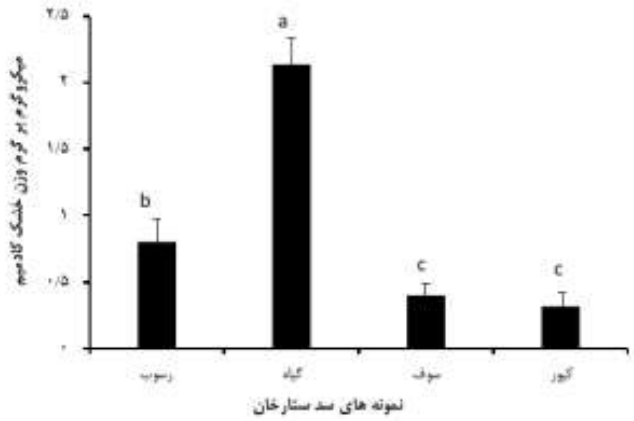
شکل۱. متوسط غلظت مس در رسوب، گیاه و ماهی در سد ستارخان (میانگین+SD). حروف روی ستون‌ها مربوط به نتایج آزمون دانکن است. وجودنداشتن یک حرف مشابه بین دو ستون به معنای اختلاف معنادار در سطح ۵درصد است (a> b> c).

۲.۳. فلز کادمیم

کمترین غلظت فلز کادمیم در ماهی کپور، ۰/۲۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود و بیشترین غلظت آن ۲/۳۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک در گیاه مشاهده شد. اختلاف غلظت برای فلز کادمیم در بین نمونه‌ها در سطح ۵درصد معنادار شد($F_{۳/۲۰}=۱۶۶/۴۵, P<۰/۰۰۱$) براساس آزمون دانکن نیز بیشترین غلظت فلز کادمیم در گیاه و سپس رسوب و کمترین غلظت در نمونه‌های ماهی تعیین شد (شکل۲).

1. Food and agriculture organization
2. Environmental protection agency
3. .Bio Concentration Factor

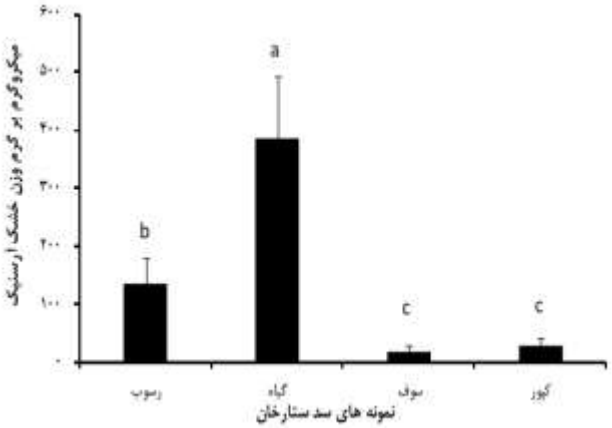
www.SID.ir



شکل۲. متوسط غلظت کادمیم در رسوب، گیاه و ماهی در سد ستارخان (میانگین+SD). حروف روی ستون‌ها مربوط به نتایج آزمون دانکن است. وجودنداشتن یک حرف مشابه بین دو ستون به معنای اختلاف معنادار در سطح ۵درصد است (a> b> c).

۳.۳. فلز آرسنیک

بیشترین غلظت فلز آرسنیک در گیاه نی ۵۰۰/۸۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود. کمترین غلظت این فلز توسط دستگاه قابل اندازه‌گیری نبود که این مسئله در گونه‌های ماهی سوف و کپور مشاهده شد. نتایج آزمون ANOVA معناداربودن اختلاف غلظت را بین رسوب، گیاه و ماهی تأیید می‌کند ($F_{۳/۲}$.=۷۴/۵۴,P<۰/۰۰۱). همچنین براساس آزمون دانکن نی در یک گروه و بالاتر از رسوب و رسوب در گروه دیگر و بالاتر از ماهی‌ها قرار گرفت، گروه‌بندی خاصی بین ماهی‌ها مشاهده نشد (شکل۳).



شکل۳. غلظت متوسط آرسنیک در رسوب، گیاه و ماهی در سد ستارخان (میانگین+SD). حروف روی ستون‌ها مربوط به نتایج آزمون دانکن است. وجودنداشتن یک حرف مشابه بین دو ستون به معنی اختلاف معنادار در سطح ۵درصد است (a> b> c).

۴.۳. مقایسهٔ غلظت فلزات سنگین موجود در بافت ماهی با استانداردهای جهانی

نتایج آزمون t برای هر سه فلز معنادار شد. غلظت فلز مس در بافت ماهی این سد کمتر از حد استاندارد مجاز تعیین‌شده برای بافت ماهی بود. همچنین غلظت فلزات کادمیم و آرسنیک در بافت ماهی موجود در سد بیش از حد مجاز تعیین‌شده توسط EPAو FAO بود (جدول۱).

Archive of SID

www.SID.ir

جدول۱. حد مجاز فلزات مطالعه‌شده در بافت ماهی استانداردهای مختلف جهانی (mg/kg)

استاندارد	آرسنیک	کادمیم	مس	رفرنس
EPA	۵	۱	۱۲۰	Ebrahimi, 2010
FAO	۷/۸۸	۰/۲	۳۰	Fathi, 2012
سد ستارخان	۱۸/۹۳±۱۵/۰۱	۰/۳۶±۰/۱	۱/۹۶±۱/۰۴	مطالعهٔ حاضر

۵.۳. فاکتور تجمعی

محاسبهٔ فاکتور تجمع زیستی برای نمونه‌های سد ستارخان نشان داد که بالاترین فاکتور تجمعی مربوط به فلز آرسنیک در گیاه نی ۲/۸۴ و کمترین میزان مربوط به فلز مس در ماهی سوف با فاکتور تجمعی ۰/۱۲ است. مقادیر محاسبه‌شده در جدول۲ آمده است.

جدول۲. فاکتور تجمع زیستی نمونه‌های گرفته‌شده از سد ستارخان

نمونه	آرسنیک BAF	کادمیم BAF	مس BAF
نی	۲/۸۴	۲/۶۶	۱/۳۳
سوف	۰/۱۴	۰/۵	۰/۱۲
کپور	۰/۲۱	۰/۳۹	۰/۲

۶.۳. بررسی رابطهٔ رگرسیونی بین فلزات بررسی‌شده

به‌منظور بررسی رابطهٔ بین فلزات مطالعه‌شده از معادلهٔ رگرسیون خطی استفاده شد. نتایج حاصل از معادلهٔ رگرسیون نشان‌دهندهٔ معنادار رابطهٔ خطی بین فلزات بود.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

۱.۴. فلزات سنگین در رسوب

پایداری فلزات سنگین در محیط و قابلیت تجمع آن‌ها در رسوب بیان‌کنندهٔ وضعیت آلودگی اکوسیستم است (Sabzalizadeh & Dehghan, 2010). غلظت فلزات سنگین در رسوب سد ستارخان به این ترتیب بود: As > Cu > Cd. رسوب یکی از مخازن اصلی دریافت‌کنندهٔ آلودگی‌ها به‌ویژه فلزات سنگین در اکوسیستم‌های آبی است (Gupta *et al.*, 2009). غلظت عناصر در رسوب بستگی به بافت رسوب، غلظت عناصر در آب و ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی آب، نظیر pH و دما دارد (Rainbw, 1995). با توجه به اینکه مطالعهٔ قبلی در این منطقه انجام نشده بود، امکان مقایسه و بررسی افزایش و کاهش فلزات در حوزهٔ سد وجود نداشت. غلظت کادمیم در رسوب سد ستارخان، (۰/۶۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود که کمتر از استاندارد کانادا (۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) است همچنین با توجه به اینکه غلظت مجاز کادمیم در خاک بین ۰/۲ و ۱/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (Kataba Pendias & pendias, 1992) نشان‌دهندهٔ آلوده‌نبودن منطقه به این فلز است. بعضی مطالعات غلظت بالاتری از کادمیم را در رسوب منطقهٔ مطالعه‌شدهٔ خود گزارش داده‌اند (Khosravi, 2010; Ashja *et al.*, 1995; Manoochehri, 1998).

غلظت مس در رسوب منطقهٔ مطالعه‌شده با توجه به حد مجاز آن در مناطق غیرآلوده (۶-۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (Altaher, 2001) و استاندارد کانادا (۱۸/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) کمتر از حد مجاز بود.

Eyong, (2008) و Ozuturk (2009) نیز مقادیر کمتری از مس را برای رسوبات منطقهٔ مطالعه‌شدهٔ خود گزارش داده‌اند. بنابراین، فعالیت‌های انسانی اطراف رودخانه آلودگی درخور توجهی را از نظر مس و کادمیم به رسوب سد ستارخان وارد نکرده است. غلظت متوسط آرسنیک در خاک‌های دنیا ۶/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیان شده است و مقادیر

Archive of SID

www.SID.ir

اندازه‌گیری‌شده برای آرسنیک بیش از استانداردهای جهانی است. آلودگی رسوب علاوه بر وضعیت طبیعی و زمین‌شناسی می‌تواندبر اثر فعالیت‌های انسانی در اطراف منطقه ایجاد شده باشد (Yang *et al.*, 2009) که در منطقهٔ مطالعه‌شده می‌تواند بر اثر ورود هرزآب‌های کشاورزی آلوده به سموم و کودهای شیمیایی به رودخانهٔ اهرچای و درنتیجه آلوده‌شدن اکوسیستم سد به این شبه‌فلز باشد. آلودگی فلزات سنگین در رسوب کیفیت آب را تحت‌تأثیر قرار می‌دهد و در طولانی‌مدت بر سلامت بشر و اکوسیستم اثر می‌گذارد (fernandes *et al.*, 2007). به‌دلیل ارتباط نزدیک بی‌مهرگان و ماهی‌های کفزی با رسوبات، آن‌ها می‌توانند فلزات را از رسوبات آلوده تجمع داده، ارتباط رسوب با سطوح بالاتر غذایی را فراهم می‌کنند (Perera, 2004). درنتیجه توجه به غلظت فلزات در رسوبات اکوسیستم‌های آبی جهت پایش سلامت اکوسیستم حائز اهمیت است.

۲.۴. بررسی غلظت فلزات در نی

غلظت فلزات در گیاه نی به این ترتیب بود: As> Cu> Cd. فلزات سنگین، اغلب با اکسید فلزات ترکیب و در رسوب ته‌نشین می‌شوند، اما با تغییر شرایط متحرک می‌شوند و می‌توانند توسط گیاهان و سایر موجودات زنده جذب شوند (He & Yongfeng, 2009). غلظت متوسط مس در گیاه نی ۱۷/۵۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود و براساس استاندارد EPA که حد مجاز مس در گیاهان آبزی را بین ۲۱-۱۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیان کرده، (Noak *et al.*, 2000) در حد مجاز است. مس از عناصر ضروری برای حیات است که برای واکنش‌های احیاء و اکسیداسیون در فعالیت آنزیم‌های مختلف مورد نیاز است (Bonnano *et al.*, 2010) و به‌سرعت توسط گیاه و حیوانات تجمع می‌یابد (Anon,1996). غلظت مس در گیاه نی در مقایسه با غلظت موجود در رسوب بیشتر بود که نشان‌دهندهٔ جذب مؤثر این فلز توسط نی است. نتایج Ait Ali و همکاران (2002) بیان می‌کند که با افزایش غلظت مس در محیط رشد این گیاه، جذب این عنصر توسط نی افزایش می‌یابد. ریشه این گیاه به صورت فیلتر عمل می‌کند و مس جذب‌شده را در خود تجمع داده و مانع از حرکت آن به سمت اندام‌های بالایی و درنتیجه صدمه‌زدن به آن‌ها می‌شود (Bonnano *et al.*, 2010). هرچند در طولانی‌مدت به متابولیسم ریشه نیز آسیب وارد می‌کند (Furtig *et al.*, 1999) . غلظت مس در گیاه نی در سد ستارخان پایین‌تر از حد سمیت برای گیاه (۲۰-۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم: Chaney, 1989) است.

غلظت کادمیم اندازه‌گیری‌شده در گیاه نی ۲/۱۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود که بیش از غلظت گزارش‌شده توسط (Sychra *et al.*, 2011) است. غلظت کادمیم در رسوب در منطقهٔ مطالعه‌شدهٔ این پژوهشگر بالاتر از غلظت اندازه‌گیری‌شده در این مطالعه بود (۰/۷ تا ۱۳/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم) اما غلظت کادمیم در گیاه نی کمتر (۰/۰۱۴ تا ۰/۵۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بود که می‌تواند به‌دلیل شرایط شیمیایی متفاوت دو منطقه نظیر pH، ظرفیت تبادلی کاتیون و محتوای مواد آلی باشد (Ying Ma, 2005). غلظت مجاز کادمیم در گیاهان ۰/۱ تا ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم بیان شده است (Kataba Pendias & pendias, 2011) مقادیر به‌دست‌آمده در این مطالعه بیش از غلظت مجاز بود. در مقایسه با غلظت کادمیم در رسوب این گیاه کادمیم را به‌خوبی در خود تجمع داده است. Wang و همکاران (2008) تجمع ۳/۵ mg/kg کادمیم در ریشه P.australis روییده در نزدیک معدن منگنز را گزارش داده است. این مسئله نشان‌دهندهٔ توانایی بالای این گیاه در دفع سمیت فلزات سنگین است. P.australis به‌دلیل استراتژی دفاعی خود که افزایش فعالیت آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان است یک گونهٔ بسیارمقاوم در برابر آلودگی کادمیم است. (Ederli *et al.*, 2004).عوامل زیست‌محیطی نظیر اکسید منیزیم منجر به جذب بیشتر یون‌های کادمیم می‌شود (Youngfa, 2009). Drazewinncka *et al.* (2010) گیاه نی را به‌منزلهٔ تجمع‌دهندهٔ و بیواندیکاتور مناسب برای فلز کادمیم در شرایط طبیعی معرفی کرده‌اند. در مناطق آلوده به فلزات حاصل از معدن‌کاوی، کادمیم بیشترین تحرک و پتانسیل دسترسی زیستی را دارد و با مواد آلی، کربنات‌ها و اکسیدهای آهن- منگنز ترکیب می‌شود (Prusty *et al.*, 1994).

کادمیم، یکی از عناصر غیرضروری با سمیت بالا

Archive of SID

www.SID.ir

برای موجودات زنده است که در فرایندهای بیولوژیکی موجودات استفاده نمی‌شود، اگرچه می‌تواند در آنزیم‌های خاصی در فیتوپلانکتون جانشین روی شود (Lane & Morel, 2000) و بر رشد و متابولیسم گیاهان اثرگذار است (Divan *et al.*, 2009)، همچنین، با آزادکردن رادیکال‌های آزاد و ترکیبات اکسیژن خواه منجر به ایجاد استرس اکسیداسیون و مرگ گیاهان از طریق تخریب چربی، پروتئین، رنگدانه‌ها و اسیدهای نوکلئیک موجود در غشا می‌شود (Foyer *et al.*, 1994). درصورتی‌که مصرف‌کنندگان جذب بالا و دفع پایینی از کادمیم را داشته باشند می‌تواند تجمع زیستی کادمیم در آن‌ها رخ دهد (Reinfelder *et al.*, 1998; Wang, 2002). براساس نتایج مطالعهٔWang و همکاران (2008) گیاه نی فلزات مس، کادمیم و روی را به‌خوبی تجمع می‌دهد. بنابراین می‌توان از این گیاه جهت حذف این دو فلز از مناطق آلوده به‌ویژه فاضلاب صنایع استفاده کرد (Weis *et al.*, 2004; Lee & Scholz, 2007).

غلظت متوسط آرسنیک در نی ۳۸۶/۲۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بسیار بالاتر از غلظتی است (۸۰ ppb) که Ghasemzadeh و Zavar Arbab (2008) برای گیاه نی در منطقهٔ آلودهٔ کلپ در خراسان گزارش کرده‌اند. Rosenberg & Lutz, (1978) مقدار آرسنیک را در ماکروفیت مطالعه‌شدهٔ خود از ۱۵۰-۳۷۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کرده است. نتایج بیان‌کنندهٔ توانایی بالاتر این گیاه در تجمع فلز آرسنیک در مقایسه با دو فلز دیگر است. Klumpp و Peterson (1979) ماکروفیت‌ها را یکی از تجمع‌دهنده‌های مهم آرسنیک معرفی می‌کنند. افزایش میزان آنزیم‌های آنتی‌اکسیدان کاتالاز، آسکوربات پراکسیداز و گوآیکول پراکسیداز و محتوای پراکسید هیدروژن در ریشه و بخش هوایی گیاهان آلوده به آرسنیک منجر به افزایش پاسخ‌های فیزیولوژیکی در ایجاد سازگاری به آرسنیک در ریشه و قسمت‌های هوایی گیاهان آلوده به آرسنیک و به دنبال آن بردباری این گیاه در برابر آرسنیک است (Yousefzadeh *et al.*, 2006). گیاه نی در لبهٔ رودخانه‌ها رشد کرده و مشاهده شده است که فلزات را از مناطق آلوده جذب می‌کند و در خود تجمع می‌دهد (He & Yongfeng, 2009; Dhote & Dixit, 2009). بعضی از پژوهشگران، استفاده از گیاه نی را به‌منظور حذف فلزات سنگین از مناطق آلوده و به‌خصوص فاضلاب پیشنهاد می‌کنند (Weis *et al.*, 2004; Ait Ali *et al.*, 2002).

۳.۴. بررسی فلزات سنگین در ماهی سوف و کپور

گونهٔ گیاهخوار (کپور) و گوشتخوار (سوف) برداشت‌شده از سد ستارخان روند مشابهی در جذب فلزات دارند. در هر دو گونه غلظت آرسنیک بیش از مس و غلظت مس بیش از کادمیم است. این دو گونه مقادیر مشابهی از فلزات سنگین بررسی‌شده را دریافت کرده‌اند. بنابراین، احتمالاً عواملی نظیر عوامل فیزیولوژیکی و رفتاری مشابه منجر به تشابه غلظت فلزات بین گونه‌ها شده است (Barwich & Maher, 2003). غلظت متوسط مس و آرسنیک در ماهی کپور بیش از ماهی سوف است که می‌تواند به‌دلیل عادات تغذیه‌ای متفاوت بین دو گونه باشد. کفزی‌بودن و دیتریت‌خوار بودن کپور احتمالاً این گونه را بیشتر در معرض این فلزات قرار داده اما سوف کادمیم را نسبت به کپور به مقدار بیشتری در خود تجمع داده است. در رودخانه‌های آلوده به فلزات حاصل از معدن‌کاوی، کادمیم بیشترین تحرک را داشته است که پتانسیل دسترسی زیستی آن را افزایش می‌دهد. (Prusty *et al.*, 1994). کادمیم حلالیت زیادی در آب دارد و احتمال جذب آن از آب توسط ماهی سوف وجود دارد. براساس گزارش Shahab moghadamو همکاران (2010) تجمع فلزات ضروری در عضلهٔ ماهی بیش از فلزات سمی است و دلیل آن را نقش آن‌ها در فعالیت‌های متابولیکی بیان می‌کند که خلاف نتایج این مطالعه است. با توجه به غلظت بالای آرسنیک در هر دو گونه ماهی می‌توان از آن‌ها برای شاخص زیستی آرسنیک در منطقه مطالعه‌شده استفاده کرد. مقایسهٔ غلظت فلزات مطالعه‌شده در بافت ماهی با سایر مطالعات در جدول۳ آمده است. هرگونه تغییر در روند جذب فلزات در ماهی به ویژگی‌ها و بستر آلودگی (آب و رسوب) و ویژگی‌های رفتاری و فیزیولوژیکی یک جاندار وابسته است (Van Geast, 2010).

مقایسهٔ غلظت فلز در بافت ماهی و غلظت مجاز

Archive of SID

www.SID.ir

تعیین‌شده توسط FAO وEPA وجود تفاوت معنادار بین غلظت فلزات بررسی‌شده در بافت ماهی با استانداردهای بررسی‌شده را نشان داد. همهٔ ماهی‌ها غلظت پایینی از مس را در خود تجمع داده‌اند که کمتر از استانداردهای جهانی ارائه‌شده است. بعضی از مطالعات نیز نتایج مشابهی را گزارش کرده‌اند (Barwich & Maher, 2003; Naseri *et al*., 2005; Kheirvar & dadollahi, 2010). مس یک عنصر ضروری برای جانداران است (Rodney, 2007) و بیشتر جانداران به‌خصوص حیوانات قرارگرفته در سطوح میانی و بالای زنجیرهٔ غذایی احتمالاً توانایی تنظیم غلظت مس در بدن خود را دارند (Ikemoto *et al*., 2008). غلظت آرسنیک در دو گونه ماهی بررسی‌شده بیشتر از حد مجاز تعیین‌شده توسط استانداردهای FAO و EPA است. غلظت‌های گزارش‌شده از سایر مطالعات کمتر از مطالعهٔ حاضر است (Varkoohi & Amin sobhani, 2011; Rahimi *et al*., 2011; Elsagh, 2010; Harkabusova *et al*., 2009)، غلظت کادمیم نیز در مقایسه با استاندارد FAO بیش از حد مجاز و در مقایسه با استاندارد ارائه‌شده توسط EPA کمتر از استاندارد ارائه‌شده توسط این سازمان است. غلظت کادمیم گزارش‌شده در بافت ماهی در سایر مطالعات بیش از مطالعهٔ حاضر است (Parvaneh *et al*., 2011; Elsagh, 2010; Mohammadi *et al*., 2010). تجمع بیش از حد مجاز این دو عنصر سمی در بافت ماهی‌های مطالعه‌شده نشان‌دهندهٔ دسترسی زیستی این فلزات است، بنابراین، جلوگیری از ورود هرزآب‌های زمین‌های کشاورزی و معدن‌کاوی‌های اطراف رودخانه اهرچای برای جلوگیری از آلودگی بیشتر سد ستارخان ضروری است.

جدول۳. غلظت متوسط فلزات سنگین در عضلهٔ ماهی کپور و سوف سد ستار خان و مقایسه با سایر مطالعات (میانگین± انحراف معیار) (mg/kg).

منطقه	آرسنیک	کادمیم	مس	رفرنس
ماهی کپور	۲۹/۰۹±۱۳/۸	۰/۳۱±./۱	۲/۴۱±۱/۱۵	مطالعه حاضر
ماهی سوف	۱۹/۷۶±۱۱/۷۱	۰/۴±۰/۰۹	۱/۵۴±۰/۷۸	مطالعه حاضر
Avsar Dam Lake	-	۰/۰۰۱۲ -۰/۰۰۰۱	۰/۰۲ – ۰/۰۱	Ozuturk, 2009
Ataturk Dam lake	۰/۲۷۹-۰/۱۶۴	[1] ND	۲/۷۸۵ – ۰/۱۰۱	Mol, 2010
Persian Golf	-	۲/۶-۰/۱۷	۱/۸۴-۱/۲۵	Nadafi, 2010
Kor river	۰/۴	۰/۹	-	Ebrahimi, 2010
Isikli Dam lake	-	۲/۲۷-۱/۹۵	۱/۸۵-۰/۳۷	Kalyoncu, 2011
Persian Golf	۰/۰۴۳	۰/۰۰۵	-	Al-Saleh, 2002
Northern Jordan Vally	-	۰/۱۴	۲/۴۸	Al-Waher, 2008
Lhasa River	۰/۲۷-۰/۰۸	۰/۰۲۹-۰/۰۱۳	۲-۰/۳۳	Yang, 2007
Kapar Coastal Water	۱۴/۲-۳/۸	۰/۸۸	-	Alhashmi, 2012
Banan Section	۰/۱۱۳	۰/۰۰۹۷	۰/۴۳۷	Zhang, 2007

محاسبهٔ فاکتور تجمع زیستی نشان داد، بیشترین فاکتور تجمعی مربوط به آرسنیک در گیاه نی ۲/۸۴ و کمترین فاکتور تجمعی مربوط به مس در سوف ۰/۱۲ بود. فاکتور تجمع زیستی در ماهی‌ها کمتر از یک بود و بیشترین تجمع با فاکتور تجمعی تقریبا ۰/۵ مربوط به کادمیم در ماهی سوف مشاهده شد. تجمع فلز از رسوب توسط موجودات آبزی به وضعیت آن موجود در رابطه با رسوب بستگی دارد. اینکه یک موجود در معرض

1. Not deceted

www.SID.ir

آلودگی‌های رسوب قرار بگیرد بسته به اینکه داخل رسوب، یا بین رسوب و آب باشد و یا در ستون آب قرار گیرد، متفاوت است. علاوه بر این توانایی یک موجود در دوری از رسوبات آلوده منجر به کاهش قرارگرفتن در معرض آلودگی و درنتیجه کاهش تجمع زیستی می‌شود. تفاوت‌های فیزیولوژیکی در حجم، ترکیب و توزیع چربی در یک اورگانیسم می‌تواند بر تجمع آلودگی‌های آب‌دوست و چربی‌دوست اثرگذار باشد (Van Geest, 2010).

۵.۴. بررسی رابطهٔ رگرسیونی بین فلزات

نتایج نشان‌دهندهٔ ارتباط مثبت بین کادمیم، مس و آرسنیک است. ارتباط خطی بین فلزات نشان می‌دهد فلزات درکنار یکدیگر گرایش به افزایش دارند. Allen و همکاران (1997)

نیز همبستگی مثبت بین آرسنیک و کادمیم، مس و کادمیم را در منطقهٔ مطالعه‌شده خود گزارش کرده است. رابطهٔ مثبت بین فلزات شاید به این دلیل باشد که این فلزات از یک منبع وارد محیط شده‌اند و یا اینکه الگوی توزیع یکسانی دارند و همچنین بین فلزات یک رابطهٔ سینرژیک برای جذب وجود دارد (Karez *et al*., 1994).

۶.۴. نتیجه‌گیری

بررسی غلظت فلزات سنگین در سد ستارخان نشان داد غلظت فلز آرسنیک در رسوب بیش از حد استاندارد است و نیاز به برنامهٔ کنترلی جهت ورود آلودگی‌ها به این اکوسیستم است. غلظت آرسنیک و کادمیم بیش از حد مجاز برای مصرف ماهی است بنابراین، مصرف ماهی‌های موجود در این دو سد سبب به خطر افتادن سلامتی انسان و حیوانات مصرف‌کنندهٔ این ماهی‌ها خواهد شد. البته باید به این نکته اشاره کرد که غلظت کل آرسنیک در غذاهای دریایی شاخص مناسبی برای سمیت آن برای انسان نیست و نوع ترکیب آرسنیک جهت ارزیابی صحیح از خطر آرسنیک برای سلامتی انسان ضروری است (Peshut *et al*., 2007). همچنین با توجه با اینکه گیاه نی غلظت بالایی از فلزات را در خود تجمع داده است، می‌توان از آن به‌منزلهٔ بیو اندیکاتور این فلزات استفاده کرد.

REFERENCES

1. Abdel-Baki, A.S.; M.A. Dkhil and S. Al-Quraishy,.2011. Bioaccumulation of some heavy metals in tilapia fish relevant to their concentration in water and sediment of Wadi Hanifah, Saudi Arabia, Environment Monitoring Assessment, 157: 449-458.
2. Ait Ali, N.;M.P. Bernal and M. Ater. 2002. Tolerance and bioaccumulation of copper in Phragmites australis and Zea mays, Plant and Soil, 239:103-111.
3. Allen-Gil, AM.; D.H. Landers; T.L. Wade; J.L. Sericano and B.K. Lasorsa.1997. Heavy metal, organochlorine pesticide and polychlorinated biphenyl contamination in arctic ground squirrels (*Spermophilus parryi*) in Northern Alaska, Arctic, 50: 323-333.
4. Altaher, H.M. 2001. Factors affecting mobility of cooper in soil-water matreces, Dissertation of the Degree of Doctor of Philiosophy In Civil and Environmental Engineering, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University..
5. Barwick, M. and Maher,W.2003. Biotransference and biomagnifications of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia, Marine Environmental Research, 56:471-502.
6. Dhote,S and S. Dixit.2009. Water quality improvement through macrophytes—a review, Environmental Monitoring Assessment,152:149-153.
7. Ederli, L.; L. Reale; F. Ferranti and S Pasqualini. 2004. Responses iduced by high concentration of cadmium in Phragmites australis roots, Physiology Plant, 121 (1) : 66-74.
8. Eyong, B.E. 2008. Distribution of arsenic and other heavy metals in sediments and their effects on benetic macroinvertebrates in the Gallinas river, San Miguel couty, New Mexico, MSc Thesis, College of Science and Mathematics, New Mexico Highlands University,1-66
9. Fernandes, C., Fontainhas-Fernandes, A., Peixoto, F., Salgado, M.A: Bioaccumulation of heavy metals in Liza saliens from the Esomriz-Paramos coastal lagoon, Portugal. Ecotoxicology and Environment Safety, 2007: 66: 426-431.

www.SID.ir

10. Ghasemzadeh, Z., and M.H Arbab Zavar.2008. Arsenic Phytoremediation by Phragmites australis: green technology. International Journal of Environmental Studies, 8(9) : 1668-1675.

11. Giguere A.; P.G.C. Campbell; D.G Hare L McDonald and J.B. Rasmussen. 2004. Influence of lake chemistry and fish age on cadmium, copper and zinc concentrations in various organs of indigenous yellow perch (Perca flavescens), Cand. J. Fish. Aquatic Science, 61: 702-716.

12. Gupta, A., Rai, DK., Pandey, RS., Sharma, B: Analysis of some heavy metals in the riverine water, sediments and fish from river Ganges at Allahabad. Environ. Monit. Assess. 2009: 157: 449-458.

13. Guveni, E.D., Akinci, G. 2011. Comparison of Acid Digestion Techniques To Determine Heavy Metals In Sediment And Soil Samples, Gazi University Journal of Science, 24(1) :29-34.

14. He,W and Yongfeng, J. 2009. Bioaccumulation of heavy metals by *Phragmites australis* cultivated in synthesized substrates, Journal of Environmental Science, 21:1409-141

15. Heidarian, L; F. Dezfolinejad and S. Sharifi.2009. Heavy metlas pollution in Gharasoo river, The 3 rd Conference and Exhibitation on Environmental Engineering, Tehran.

16. Ikemoto,T., Tu, NPC., Okuda, N., Iwata, A., Omori, K., Tanabe, S., Tuyen, BC., Takeuchi, C: Biomagnification of Trace Elements in the Aquatic Food Web in the Mekong Delta, South Vietnam Using Stable Carbon and Nitrogen Isotope Analysis, Archive Environment Contaminant Toxicology, 2008: 54:504–515.

17. Karez,C.S.; V.F. MagalhaesW.C. ; Preiffer and G.M.A. Filho.1994.Trace-metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. Environment Pollution. 83, 351–356.

18. Kataba-Pendias, A and H. Pendias.1992. Trace elements in soils and plants, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, London.

19. Kataba-Pendias, A. 2011. Trace Elements in Soils and Plants, CRC Press, 4th ed, 534P:68.

20. Klumpp, D.W. and P.J. Peterson.1979. Arsenic and other trace element in the waters and organism of an estuary in SW England, Environment pollution, 19: 11-20.

21. Kheirvar, N and A. Dadollahi. 2010. Heavy metlas concentrations in sediment and Shirbot fish (*Barbus grypus*) in Arvandrood, Environmental Science and Technology Journal, 12(2) : 123-131.

22. Linnik, P.M. and, I.B. Zubenko. 2000. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds, Lakes and Reservoirs Res. Manage, 5: 11-21.

23. Malik, N.; A.K. Biswas; T.A. Qureshi; K. Borana and R. Virha. 2010. Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. Environment Monitoring Assessment, 160: 267-267.

24. Marquenie, J.M. 1985. Bioavailability of micropollutants. Environmental Technology, Lessons 6, 351 – 358.

25. Mason, A.Z. and K.D. Jenkins.1995. Metal detoxification in aquatic organisms. In Tessier A, D.R. Turner, eds, Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems. John Willey, Chichester, UK, 479 – 606.

26. Mohammadi, M and M. Samaee. 2005. Investigation about lead and cadmium concentrations in water, suspended sediment and muscle of fish in Gharachai River, Iran Sea Science Journal, 4(3) : 53-58.

27. Noak, A.; G. Grant; D. Cameron; C. borough and J. David. 2000. Colloid Movement through Stable Soils of Low Cation-Exchange Capacity, Environmental Science and Technology,: 34 (12) : 2490-2497.

28. Ozuturk, M.,; G. Ozozen; O. Minareci and E. Minareci. 2009. Determination of heavy metals in fish, water and sediments of Avsar dam lake in Turkey, Iran Journal Environment Health Science Engeering,: 6: 73-80.

29. Perera, P. 2004Heavy metal concentrations in the Pacific oyster; *Crassostrea gigas*, Msc thesis, Auckland University of Technology, Auckland. 1- 116.

30. Peshut, P.J., R.J. Morrison and B.A. Brooks. 2007. Arsenic speciation in marine fish and shellfish from American Samoa, Chemosphere, 1-8.

31. Prusty, B.G.; K.C. Sahu and G. Godgul.1994 . Metal contamination due to mining and milling activities at the Zawar zinc mine, Rajasthan, India. 1. Contamination of stream sediments: Chemical Geology, 112, p. 275-292.

32. Rainbow, P.S: Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. Marine Pollution Bulletin, 1995: 31: 183–192

www.SID.ir

33. Rainbow, P.S. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: Why and so what? Environmental Pollution, 120: 497 – 507.

34. Rodney,E., Herrera, P., Luxama, J., Boykin, M., Crawford, A., Carroll, M.A., Catapane, E.J: Bioaccumulation and Tissue Distribution of Arsenic, Cadmium, Copper and Zinc in Crassostrea Virginica Grown at two Different Depth in Jamaica Bay, New York, Author Manuscript, 2007: 29(1) : 16-27.

35. Rosenberg, D,M. and A. Lutz. 1978. Arsenic in sediments, water and aquatic biota from lakes in the vicinity of Yellowknife, Northwest Territories, Canada, Archive Environment Contaminant Toxicology.: 7(2) :169-91.

36. Sabzalizadeh S. and Dehghan Madise S. 2010. Assessment of heavy metals pollution in the sediments of Lifeh Busaf (northwest of Persian Gulf) using Geo-accumulation Index. *Iranian Scientific Fisheries Journal* , 19(3), 51-60.

37. Shahab Moghadam F., Esmaeili Sari A., Valinassab T., Karimabadi M. 2010. Comparison of muscular tissue concentration of heavy metals in Sharpnose stinger (Himantura gerrardi) and Bigeye scade (Selar crumenophthalmus) of the Persian Gulf , *Iranian Journal of Fisheries*,19(2):85-92

38. Sychra, J.,; O. Celechovska; Z. Svobodova and O. Sychra. 2011. Lead, mercury and cadmium content in bottom sediment, reed (Phragmites australis) beds and great pond snaols (Lymnaea stagnalis) in fishponds and the role of littoral zones in their accumulation, ACTA VET. BRNO, 80:313-321.

39. Van Geast, J .2010. Bioaccumulation of sediment-associated contaminants in freshwater organism: development and standardization of a laboratory method, PHD thesis, University of Guelph, Canada,:1-232.

40. WangX,LiuYG,ZengGM,ChaiLY,XiaoX,SongX C,MinZ Y, 2008. Pedological characteristics of Mn mine tailings and metal accumulation by native plants. Chemosphere,72:1260–1266.

41. Weis, J.S.; T. Glover and P. Weis. 2004. Interactions of metals affect their distribution in tissues of *Phragmites australis*, Environmental Pollution, 131: 409- 415.

42. Yang, P., Mao, R., Shaom, H., Gao, Y., 2009. An investigation on the distribution of eight hazardous

43. heavy metals in the suburban farmland of china, *Journal of Hazardous Material*, 167, 1246–1251

44. Ying, M .2005. Monitoring of heavy metals in the Bottlary river using *Typha capensis* and *Phragmites australis*, Msc Thesis, Depatment of Biodiversity and Conservation Biology, University of the Western Cape,: 1-90.

Archive of SID

www.SID.ir