

جلبک سبز: شاخص زیستی آلودگی فلزات سنگین در رود شور، رباط کریم

مریم زارع^۱، امیرحسین حمیدیان^{۲*}، هادی پورباقر^۳، سهراب اشرفی^۲ و لیلا وزیری^۴
^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ایران
^۲ استادیار گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ایران
^۳ استادیار، گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ایران
^۴ دانشجوی کارشناسی، گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران، ایران
 (تاریخ دریافت: ۱۳۹۰/۷/۱۲، تاریخ تصویب: ۱۳۹۰/۹/۱۱/۲۴)

چکیده

فعالیت‌های صنعتی منجر به افزایش بار فلزات سنگین در رودخانه‌ها می‌شود. نمونه رسوب و جلبک *Spirogyra sp.* جهت تعیین میزان غلظت فلزات سنگین در رودخانه شور جمع‌آوری شد. نمونه‌های خشک شده جلبک و رسوب هضم اسیدی شد و غلظت As, Cr, Fe, Zn با استفاده از دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد. بیشترین غلظت متوسط در رسوب مربوط به آهن ۲۵۷۲/۱۱ میکروگرم بر گرم و کمترین غلظت مربوط به آرسنیک ۱۳/۹ میکروگرم بر گرم بود. با محاسبه BAF یا فاکتور تجمعی، آهن با فاکتور تجمعی ۲/۲۳ بیشترین تجمع را نشان داد بعد از آن آرسنیک ۱/۹۶، کروم ۱/۵۸ و روی ۱/۴۴ قرار داشت. با توجه به تجمع بالای فلزات در جلبک، می‌توان از آن به عنوان شاخص زیستی این فلزات استفاده کرد. غلظت قابل ملاحظه این فلزات در رسوبات رودخانه ضرورت توجه جهت پایش و کنترل ورود آلودگی را به این بوم‌سازگان را نشان می‌دهد.

واژه‌های کلیدی: فلزات سنگین، جلبک *Spirogyra sp.* شاخص زیستی، تجمع زیستی

مقدمه

حضور فلزات سنگین در منابع آبی به دلیل اثری که بر فون و فلور دریافت‌کننده دارد تبدیل به یک مشکل شده است (Gupta and Rastogi., 2008). سطح آلودگی‌های زیست‌محیطی را می‌توان از طریق روش‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی مشخص کرد. در سال‌های اخیر، استفاده از شاخص‌های زیستی برای کنترل آلودگی‌های فلزات سنگین و سمی و خطرناک در محیط افزایش یافته است. شاخص زیستی، برای شناسایی آلودگی‌های یک محیط یا بوم‌سازگان استفاده می‌شوند (Fourest *et al.*, 1994). شاخص زیستی شامل هر گونه‌ی زیستی یا گروهی از گونه‌ها بوده که تابع جمعیت و یا وضعیت محیط می‌باشند و برای تشخیص یکپارچگی محیط زیست یا اکوسیستم به کار می‌روند. اصل اساسی در مورد استفاده از شاخص زیستی، اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در یک موجود و مقایسه آن با غلظت فلز در محیط می‌باشد. برای تعریف و اندازه‌گیری حضور و اثرات فلزات سنگین در محیط آبی، از شاخص‌های زیستی^۱ که مقدار زیادی از این آلودگی را جذب می‌کنند استفاده می‌شود. ترجیحا به جای اندازه‌گیری فلزات در آب و رسوب از موجودات زنده شاخص استفاده می‌شود. موجودات متنوعی در آب رودخانه، دریاچه‌ها، دریاها، و اقیانوس‌ها پتانسیل استفاده به عنوان شاخص زیستی برای آلودگی فلزات سنگین را دارند (نظیر ماهی، صدف، نرم‌تنان، خرچنگ، جانوران آبی، گیاهان آبی و جلبک). جلبک به دلیل فراوانی در اکوسیستم‌های مختلف و توانایی بالا در تطابق با شرایط محیطی معمولا برای پایش زیستی محیط استفاده می‌شود (Rajfur *et al.*, 2011). در سرتاسر جهان جلبک‌ها برای اندازه‌گیری فلزات سنگین در آب‌های شیرین و دریایی به طور گسترده استفاده می‌شود. اهمیت ماکروفیت‌ها به دلیل قرار گرفتن در ابتدای زنجیره غذایی آبی بوده که بر غلظت عناصر شیمیایی در سطوح غذایی بالاتر تأثیرگذارند (Van Netten *et al.*, 2000). به دلیل توزیع این گیاهان در

مقیاس گسترده، طول عمر بالا، وجود در مناطق آلوده، جذب غلظت زیادی از فلزات در خود و سهولت اندازه‌گیری فلزات در آنها، از این گیاهان به عنوان بیواندیکاتور یا شاخص زیستی استفاده می‌شود (Whitton., 1984; Conti and Cecchetti, 2003). در سال‌های اخیر چندین گونه از جلبک سبز برای اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در قسمت‌های مختلف دنیا شناسایی شده است. (Conti and Cecchetti, 2003; Whitton., 1984; Metian *et al.*, 2008). جلبک پس از اینکه در معرض یون فلزات قرار گرفت افزایش می‌یابد (Rajfur *et al.*, 2010). به دلیل جذب بسیار خوب عناصر فلزی توسط این ماکروفیت، از آن جهت پایش زیستی در دریاچه، رودخانه و دریاها استفاده شده است (Rajfur *et al.*, 2011). به عنوان مثال از *Spirogyra adanata* در تعیین آلودگی در دریاچه ملی واقع در هیمالیا استفاده شد، این گونه مقادیر بالایی از سرب (۹۵ میلی‌گرم بر گرم وزن خشک) را در خود تجمع داد (Rajfur *et al.*, 2011). محققین دریافتند به دلیل جذب بالای جلبک، این گونه برای اهداف گیاه‌پالایی نظیر حذف فلزات از محیط آبی (Das and Ramanujam., 2011) مناسب می‌باشد. بررسی‌های پایش زیستی در منابع آب شیرین در هند در مورد فلزات آهن، روی و نیکل توسط چندین گونه جلبک انجام شد. بالاترین مقدار آهن در گونه *Oedogonium sp.* (۲۰۵۲۳ میکروگرم بر گرم) و در *Spirogyra sp.* (۴۵۲۰ میکروگرم بر گرم) بود، در حالی که بیشترین مقدار کروم (۲۱۰۹ میکروگرم بر گرم) در *Phormedium bohneri* به دست آمد. نتایج نشان‌دهنده تجمع بالای فلزات سمی در این گونه‌ها و قابلیت استفاده به عنوان شاخص زیستی می‌باشد (Rai *et al.*, 2008). توانایی جذب *Spirogyra sp.* در مورد فلزات منگنز، مس، روی و کادمیم در شرایط آزمایشگاهی توسط (Rajfur *et al.*, 2010) بررسی شد. نتایج نشان داد در ده دقیقه نخست، ۹۰-۹۵ درصد یون‌های فلزی توسط این گونه جذب شد.

¹ Biological marker, biomarker

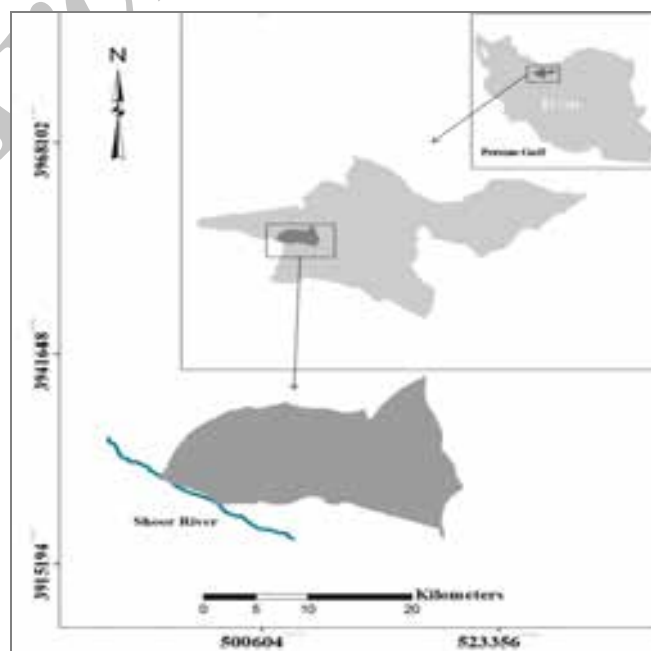
محیط زیست منطقه تجمع فلزات در جلبک سبز مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

رود شور در طول جغرافیایی $51^{\circ} 55'$ - $50^{\circ} 58'$ و عرض جغرافیایی $35^{\circ} 28'$ - $35^{\circ} 26'$ در شش کیلومتری غرب رباط کریم قرار دارد (شکل ۱). این رود از دامنه‌های جنوبی کوه البرز سرچشمه گرفته و در مسیر شوره‌زارها روان می‌گردد. طول رود شور ۵۰۰ کیلومتر و حوضه آبریز آن که در استان‌های زنجان مرکزی و تهران پوشش می‌یابد، حدود ۲۵۰۰۰ کیلومتر مربع است (Afshin, 1993). عمق این رود ۰/۵ متر و عرض آن ۱۰ تا ۳۰ متر می‌باشد. این رود دارای شاخه‌های کوچک و بزرگ فراوانی است که تعداد آن به ۶۶ رشته بالغ می‌شود. دفن زباله‌های شهری و تخلیه فاضلاب صنایع در نزدیکی رودخانه منجر به آلودگی اکوسیستم رود شور شده است، آلوده شدن خاک و آب رودخانه شور از اهمیت زیادی برخوردار است، به طوری که میکروکلیمای ناحیه در جهت سیر قهقرایی قرار می‌گیرد (Khaledi, 2003).

با توجه به اینکه، آگاهی در مورد سطح فلزات سنگین در جلبک جهت استفاده از آن به عنوان شاخص زیستی آلودگی فلزات ضروری می‌باشد (Palpandi et al., 2007)، هدف از این مطالعه اندازه‌گیری غلظت آرسنیک، کروم، روی و آهن در رسوب و جلبک سبز (*Spirogyra sp.*)، و ارزیابی توانایی این گیاه برای پایش زیستی این فلزات می‌باشد. منطقه مورد مطالعه، رود شور یکی از حوضه‌های آبریز مهم مرکزی ایران است با توجه به پوشش گیاهی مناسبی که دارد وضعیت حیات وحش نیز از مطلوبیت ویژه‌ای برخوردار بوده، زنجیره‌های غذایی قابل ملاحظه‌ای در آنجا یافت می‌شود (Khaledi, 2003). با توجه به گستردگی محیط آبی رود شور، پرندگان مهاجر نیز برای مدتی از سال آنجا سکنی می‌گزینند (Rafeeian, 1991) که بر اهمیت توجه به محیط زیست این رود می‌افزاید. این اکوسیستم به دلیل نزدیکی به محیط انسانی، از آلودگی‌های ناشی از ریختن زباله‌های شهری متأثر گردیده و آثار زینباری را در بخشی از محیط زیست رود شور به بار آورده است (Khaledi, 2003). در این مطالعه جهت بررسی وضعیت آلودگی آب این رودخانه که ضامن بقای حیات وحش و تداوم اکوسیستم منطقه بوده، در عین حال یافتن راه حل مناسب برای زدودن آلودگی‌ها از



شکل ۱- موقعیت رود شور

شیوه اجرای پژوهش

سه نمونه رسوب و نه نمونه جلبک به صورت تصادفی از رود شور جمع آوری و در ظروف پلاستیکی قرار داده شده و شماره‌گذاری گردید، سپس نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل شد. نمونه‌های جلبک با آب مقطر شستشو داده شد و توسط جاقوی پلاستیکی شسته شده با اسید جداسازی شد. نمونه‌های جلبک و رسوب در آن به مدت ۴۸ تا ۷۲ ساعت در دمای °C ۸۰ خشک شد تا به وزن ثابت برسد، سپس در کوره و در دمای °C ۵۴۰ درجه به مدت ۴۸ ساعت تبدیل به خاکستر شد. وزن خشک و تر نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. نمونه خاکستر با استفاده از HNO₃ هضم شد و با اسیدنیتریک ۱ درصد به حجم رسانده شد. غلظت فلزات توسط دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد (Guveni and Akinci, 2011). جهت بررسی میزان انتقال فلزات از رسوب به گیاه از فاکتور تجمع زیستی (BAF)^۲ استفاده شد.

$$BAF = C_{\text{organism}} / C_{\text{sediment}}$$

که C_{organism} غلظت فلزات در جلبک و C_{sediment} غلظت فلزات در رسوب می‌باشد.

به منظور تعیین روابط بین فلزات سنگین و منشأیابی آن‌ها از آنالیز آماری تجزیه به مؤلفه اصلی (PCA)^۳ استفاده شد. در این مطالعه از نرم افزار SPSS, 16 استفاده شد. دو مؤلفه اول (PC) با eigen value بیش از ۱ انتخاب شدند (Everitt and Dunn, 1991). به دلیل اینکه متغیرها مقادیر نزدیکی بر روی بیش از یک مؤلفه داشتند. از چرخش واریماکس^۴ استفاده شد تا اختلاف بین متغیرها بر روی مؤلفه‌های مختلف بهتر نمایش داده شود. جهت بررسی تفاوت تجمع فلزات غلظت فلزات کروم، آهن، روی و آرسنیک در جلبک و رسوب، آزمون T-test بر ضرایب دو مؤلفه اصلی انجام شد. نتیجه آزمون

عدم معنی‌داری تفاوت در میانگین غلظت فلزات بین رسوب و جلبک را بیان می‌کند.

نتایج

غلظت متوسط فلزات در رسوب و جلبک در شکل ۲ نشان داده شده است. مقایسه داده‌های به دست آمده نشان داد که بیشترین غلظت مشاهده شده مربوط به آهن در جلبک می‌باشد و کمترین غلظت مربوط به آرسنیک در رسوب بود. غلظت فلزات در رسوب بر حسب میکروگرم بر گرم به ترتیب: آهن (۲۹۱۹/۹-۱۸۷۷/۰۹)، روی (۲۱۸/۰۹-۳۳۷/۷۴)، کروم (۲۰۶/۴-۳۳/۹۷)، آرسنیک (۴۸/۹۷-۸/۰۱) می‌باشد. محاسبه BAF نشان داد، بیشترین فاکتور انتقال فلز از رسوب به گیاه مربوط به آهن با فاکتور تجمعی ۲/۲۳ می‌باشد. بعد از آن آرسنیک ۱/۹۶، کروم ۱/۵۸ و روی ۱/۴۴ قرار دارند.

نتایج آزمون PCA نشان داد ۸۶ درصد از واریانس بر روی دو مؤلفه اول می‌باشد. مؤلفه اول ۶۳/۱۳ درصد از واریانس را در بردارد و کروم، آهن و روی بیشترین همبستگی را با آن دارند. مؤلفه دوم ۲۱/۴۱ درصد از واریانس را در بردارد و آرسنیک بیشترین همبستگی را با این مؤلفه دارد. آزمون T-test بر روی Scoreهای دو مؤلفه معنی‌دار نشد و نشان‌دهنده عدم اختلاف معنی‌دار غلظت فلزات بین رسوب و جلبک می‌باشد. جدول ۱ ضرایب مربوط به دو مؤلفه را نشان می‌دهد. شکل ۳ بر اساس Score های دو مؤلفه بوده و دایره‌های ترسیمی موقعیت فلزات را نسبت به دو مؤلفه در سطح ۹۵ درصد نشان داده، جهت بردارها، جهت همبستگی فلزات با مؤلفه‌ها را نشان می‌دهد. کروم، آهن و روی هم‌جهت با مؤلفه اول بوده و می‌توان همبستگی این فلزات با یکدیگر را نتیجه گرفت. همبستگی آرسنیک با مؤلفه دوم نیز در شکل ۳ مشاهده می‌شود.

² bioaccumulation factor

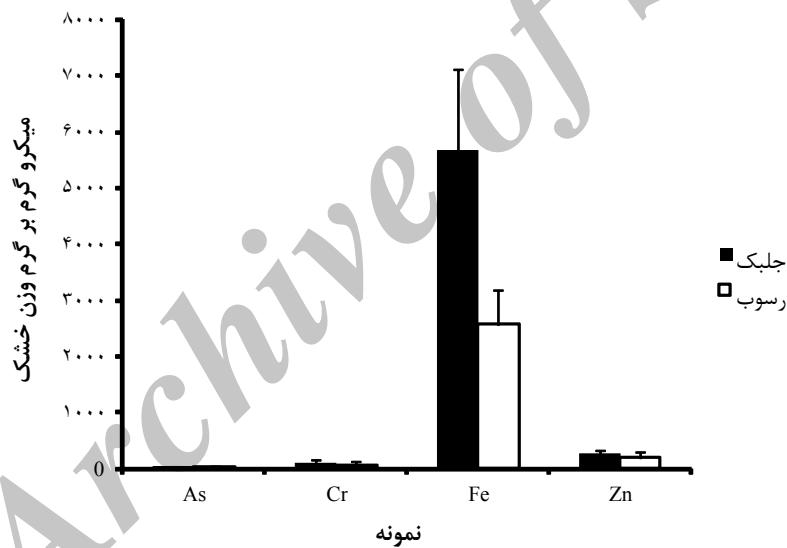
³ Principal component analysis

⁴ Varimax rotation

بحث و نتیجه‌گیری

تعیین می‌شود (Anon, 1996). در مطالعه حاضر جلبک مقدار بالایی از این فلز را در خود تجمع داده است. آهن اندازه‌گیری شده توسط (Karadede-Akin and Unlu, 2007) در *Spirogyra sp.* در فصول مختلف بین ۷۵۹/۱۴ تا ۲۸۷۴/۸ میکروگرم بر گرم وزن تر بود که کمتر از غلظت اندازه‌گیری شده در این مطالعه می‌باشد. غلظت آهن جذب شده در جلبک در این مطالعه ۵۶۶۲/۷۷ میکروگرم بر گرم وزن خشک بود. (Kataba-Pendias, 2011) گزارش داده است که هر جا آهن محلول باشد گیاه مقادیر متفاوتی از آن را دریافت می‌کند. غلظت آهن در گیاهان علفی در نقاط مختلف دنیا بین ۱۸ تا ۱۰۰۰ میکروگرم بر گرم می‌باشد.

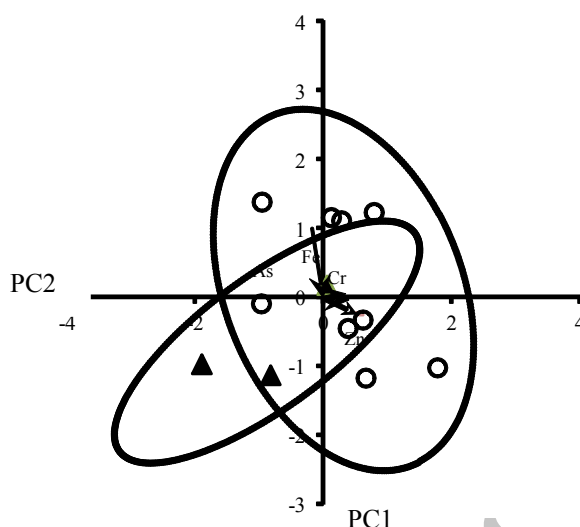
بین فلزات مورد مطالعه آهن بالاترین غلظت (۲۵۷۲/۱۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک) در رسوب را داشت. هر چند رسوب به عنوان مخزن تجمع فلزات سنگین می‌باشد (Zhang et al., 2007)، اما مقدار بالای فلزات سنگین در رسوب می‌تواند در نتیجه غلظت بالای اولیه آن در محیط باشد (Levkov and Krstic, 2002). مقدار بالای آهن در این منطقه منشاء انسانی نداشته و می‌تواند مربوط به ویژگی‌های زمین شناسی منطقه باشد. آهن مهم‌ترین فلز و اجزاء اصلی تشکیل دهنده لیتوسفر می‌باشد. از نظر شیمیایی بسیار فعال بوده و مشابه سایر فلزات رفتار می‌کند. در محیط زیست آبی، رفتار شیمیایی آهن با توجه به واکنش‌های اکسید و احیاء، pH و حضور مواد آلی



شکل ۲- (میانگین \pm انحراف معیار) غلظت آرسنیک، کروم، آهن و روی اندازه‌گیری شده در رسوب و جلبک.

جدول ۱- ضرایب مؤلفه‌های PCA مربوط به فلزات سنگین

فلزات	مؤلفه	
	۱	۲
As	-۰/۱۷۶	۱/۰۰۶
Cr	۰/۳۷۸	-۰/۰۲۲
Fe	۰/۳۳۶	۰/۰۷۷
Zn	۰/۴۵۹	-۰/۲۱۹



شکل ۳- اولین و دومین مؤلفه اصلی به دست آمده از غلظت فلزات در رسوب و جلبک. حدود ۹۵٪ برای هر گروه از نمونه‌ها به صورت بیضی رسم شده است. راهنما: رسوب (---), جلبک (●, ■)

مورد رابطه خطی مقدار آرسنیک گیاه و غلظت آن در خاک وجود دارد (Kataba-Pendias, 2011). توانایی جلبک در جذب غلظت بالای آرسنیک از بستر که حاوی غلظت پایینی از این عنصر است، بیان‌کننده پتانسیل این گیاه برای استفاده در گیاه‌پالایی جهت جذب آرسنیک از آب آلوده می‌باشد (Ghasemzadeh *et al.*, 2007).

غلظت متوسط کروم در رسوب ۶۵/۹۷ میکروگرم بر گرم وزن خشک می‌باشد. غلظت کروم در جلبک ۱۱۲/۷۹ میکروگرم بر گرم وزن خشک) بالاتر از غلظت مشاهده شده در رسوب می‌باشد. فعالیت انسانی و صنعتی در منطقه که منجر به افزایش غلظت این فلز در رسوب رود شور شده باشد مشاهده نشد و ممکن است به دلیل وضعیت زمین‌شناسی منطقه باشد. (Gupta and Sharma, 2003) گزارش کرده‌اند که *Spirogyra sp.* توانایی بسیار خوبی در حذف کروم، مس و روی از محلول آبی دارد. چندین فاکتور خاک به خصوص مواد آلی اثر مهمی در شکل و رفتار کروم دارند. (Gupta *et al.*, 2001) نیز *Spirogyra* را برای حذف کروم از فاضلاب مناسب گزارش کرده است.

غلظت متوسط آرسنیک در رسوب، ۱۳/۹ میکروگرم بر گرم وزن خشک و در جلبک، ۳۰ میکروگرم بر گرم وزن خشک بود. حد مجاز آرسنیک در رسوب طبق استاندارد TEL^۵ ۵/۹ میکروگرم بر گرم می‌باشد (Eyong, 2008). بنابراین غلظت آرسنیک در رسوب رودخانه بیش از حد مجاز بوده که فعالیت‌های کشاورزی اطراف رودخانه می‌تواند دلیل ورود آرسنیک به این بوم‌سازگان باشد. مقدار متوسط آرسنیک در جلبک ۲۹/۵۴ میکروگرم بر گرم وزن خشک بود. (Al-homeidan *et al.*, 2011) غلظت متوسط جلبک مورد مطالعه خود (*Entromorpha intestinalis*) ۵۷/۵۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک آرسنیک را در گزارش کرده است. (Ghasemzadeh *et al.*, 2007) نیز مقدار آرسنیک را در جلبک (*Chara vulgaris*) بین ۱۳/۳ تا ۶۶۰/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک گزارش کرده است. این پژوهشگر حذف آرسنات توسط جلبک را با غلظت این عنصر در محیط و زمان برداشت آن مرتبط می‌داند. نوع گونه، غلظت آرسنیک در محیط، ویژگی‌های فیزیکی شیمیایی بستر می‌تواند بر میزان جذب آرسنیک اثرگذار باشد (Van Geast, 2010). چندین گزارش در

⁵ Threshold Effect Level

غلظت متوسط روی در رسوب ۱۹۲/۴۷ میکروگرم بر گرم وزن خشک و در جلبک ۲۷۷/۶۲ میکروگرم بر گرم وزن خشک بود. حداکثر غلظت مجاز روی در رسوب ۴۶/۵ میکروگرم بر گرم و مقدار مورد نیاز برای گیاهان، ۱۰-۵۰ میکروگرم بر گرم می‌باشد (Ying Ma, 2005). مقادیر اندازه‌گیری شده در این مطالعه بسیار بالاتر از حد مجاز می‌باشد. روی از عناصر ضروری برای موجودات زنده می‌باشد که غلظت آن در نتیجه نیازهای فیزیولوژیکی و تفاوت در دسترسی زیستی فلز در بافت موجودات متفاوت است (Marsden et al., 2003). متالوتینین به عنوان پروتئین ذخیره کننده روی بوده نقش تنظیم کننده در متابولیسم روی دارد (Hamer, 1986). غلظت روی بیش از ۵-۲۰ میکروگرم بر گرم در گیاه سمی در نظر گرفته می‌شود. (Say et al., 1977) گزارش کرده است که افزایش فسفات سمیت روی را کاهش می‌دهد که می‌تواند به دلیل مکانیسم‌های درون سلولی باشد که به منظور کاهش سمیت روی فسفات را با روی پیوند می‌دهد. شکل محلول روی در دسترس گیاهان بوده و جذب آن با غلظت روی در محلول غذایی و خاک رابطه خطی دارد. سرعت جذب روی با توجه به نوع گونه و بستر رشد متفاوت است. (Wolterbeek and Van der Meer, 2000) با استفاده از رادیونوکلیدها سرعت انتقال فلزات در یک گیاه را مطالعه کردند و مشاهده نمودند که تحرک روی در مقایسه با آرسنیک، کادمیم و مس بالاتر است.

نتایج حاصل از آزمون تجزیه به مؤلفه اصلی نشان داد آهن، کروم و روی بیشترین همبستگی را با مؤلفه اول و در نتیجه با یکدیگر دارند. آهن فلزی است که به طور طبیعی در پروفیل خاک یافت می‌شود (Zhou et al., 2004). این عنصر به عنوان آلودگی در نظر گرفته نمی‌شود اما به دلیل تأثیری که بر جذب سایر فلزات دارد اهمیت دارد (Desrosiers et al., 2008). غلظت بالای آهن به احتمال زیاد منشأ طبیعی دارد زیرا فعالیت‌های انسانی نمی‌تواند این مقدار فلز را وارد محیط کرده باشد. بنابراین، فلزاتی که همبستگی زیادی با این فلز دارند به احتمال زیاد آن‌ها هم منشأ طبیعی دارند (Atgin et al., 2000; Acevedo-Figueroa et al., 2006). بنابراین می‌توان چنین استنباط کرد که کروم و روی نیز مانند آهن منشأ طبیعی دارند و فعالیت‌های انسانی آن‌ها را وارد محیط نکرده است. آرسنیک همبستگی بالایی با مؤلفه دوم داشت و به احتمال زیاد منشأ آن فعالیت‌های کشاورزی اطراف رودخانه و استفاده از سموم و آفت‌کش‌های کشاورزی می‌باشد.

جلبک مقدار بالایی از فلزات مورد بررسی را در خود تجمع داده است. (Al-Shwafi and Rushdi, 2008) مقدار فلزات در گونه‌های مختلف جلبک را به این ترتیب گزارش کرده است: $Fe \gg Cu > Mn > Cr > Zn$ در این مطالعه نیز جلبک، آهن را نسبت به سایر فلزات مقدار بسیاری بالایی جذب کرده است، اما جذب کروم کمتر از روی بود که این تفاوت می‌تواند به این دلیل باشد که جذب فلزات به مقدار زیادی توسط شرایط فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی محیط اطراف کنترل می‌شود (Wangersky, 1986). به عنوان مثال Lapointe and Rice (1981) دریافتند مقدار نور و نیتروژن اثر مثبتی بر جذب آهن، منگنز، روی، کادمیم و روییدیم توسط *Ulva fasciata* دارد. اما در *Ipomoea aquatic* افزایش سطح مواد مغذی، جذب فلزات سنگین جیوه، کادمیم و سرب را کاهش می‌دهد (Gothberg et al., 2004). شوری نیز یکی از عوامل مهم بر دسترسی زیستی فلزات سنگین می‌باشد (Momboya, 2007) اما اطلاعات در مورد اثر آن بر جلبک‌ها خیلی کم می‌باشد (Lee et al., 1998).

فاکتور تجمعی هر چهار فلز در جلبک بالاتر از یک بود که نشان می‌دهد جلبک غلظت بالایی از آرسنیک، کروم، آهن و روی را در خود تجمع داده است. این تجمع بالا می‌تواند به دلیل مکانیسم مقاومتی باشد که منجر به تغییر اشکال شیمیایی یون فلزات سمی شده و آن را به صورت بی ضرر برای موجود تبدیل می‌کند (Folsom et al., 1986). جلبک زمانی که در معرض یون فلزات قرار می‌گیرد مقدار زیادی اسیدآمین به عنوان مکانیسم دفاعی ترشح می‌کند و زنجیره پپتید پروتئین عامل اصلی

در شرایط آزمایشگاهی، غلظت کروم و مس جذب شده توسط این دو گونه را به ترتیب، ۳۰۶ و ۵۷۶ میلی گرم بر گرم گزارش کرده‌اند که بیش از غلظت متوسط گزارش شده برای کروم (۱۱۲/۷۹ میکرو گرم بر گرم) در این مطالعه بود این تفاوت در مقدار جذب می‌تواند به دلیل غلظت متفاوت کروم در محیط رشد جلبک باشد. (Ghasemzadeh *et al.*, (2007). غلظت آرسنیک در آب سطحی در فصل‌های مختلف و تأثیر یک گونه جلبک سبز در حذف این فلز را مورد مطالعه قرار دادند. (Khorramdabadi and Cheshme Soltan (2008 ظرفیت جذب دو نوع جلبک دریایی را برای جداسازی کروم شش ظرفیتی از محلول آبی بررسی کردند. تمام این پژوهش‌ها نتایج مطالعه ما را در انواع مختلف جلبک و توانایی آن‌ها در جذب فلزات از محیط طبیعی به خوبی شرایط آزمایشگاهی تأیید می‌کند. باید توجه داشت که هنگام استفاده از جلبک به عنوان شاخص زیستی باید به شوری و مقدار مواد مغذی وارد شده به محیط توجه کرد زیرا این دو عامل بر میزان جذب فلزات توسط جلبک اثر دارد (Mamboya, 2007).

جلبک *Spirogyra sp.*، به دلیل توانایی جذب و تجمع آلودگی‌های فلزی از رسوب، توانایی تحمل فلزات، ساختار ظاهری ساده، بافت مناسب برای آنالیز و ساکن بودن در یک مکان همچنین سهولت جمع‌آوری آن‌ها، می‌تواند به عنوان یک بیومونیتور مناسب برای فلزات مورد بررسی در این رودخانه استفاده شود. مطالعه در دوره طولانی‌تر و با نظر گرفتن فصل همچنین در نظر گرفتن متغیرهای محیطی نظیر دما، نور، شوری و مواد مغذی و اثر آن‌ها بر تجمع و سمیت فلزات پیشنهاد می‌شود. رسوب رودخانه نیز توانایی بالایی در جذب فلزات سنگین داشته، می‌تواند برای پایش زیستی آلودگی فلزات سنگین استفاده شود.

در جذب فلزات توسط جلبک می‌باشد (Doshi *et al.*, 2008). (Das and ramanujam (2011) نیز تجمع بالای آهن، سرب و منگنز را در *Spirogyra sp.* گزارش کرده‌اند. نتایج بررسی چندین محقق نشان داده که این گونه توانایی تجمع فلزات سنگین نظیر مس، کروم، روی و فلوراید را دارد (Gupta *et al.*, 2006). طبق گزارش (Kaonga *et al.*, 2008) غلظت فلزات در جلبک سبز *Spirogyra aequinoctialis* بسته به pH و فصل خشک یا مرطوب بیش از غلظت فلزات در آب اطراف آن می‌باشد. عواملی نظیر اکسیژن محلول، شوری و مواد پوسیده اثر مهمی بر دفع یا تجمع فلزات دارد (Karadede-Akin and Unlu, 2007).

فاکتور جمعی به دست آمده نشان‌دهنده توانایی بالای *Spirogyra sp.* در جذب فلزات مذکور در منطقه مورد مطالعه می‌باشد، بنابراین، می‌توان از این گیاه جهت اهداف گیاه پالایی و پاکسازی محیط از آلودگی فلزات سنگین استفاده کرد (Gupta and rastogi (2008) نیز ظرفیت بالای *Spirogyra sp.* را برای جذب سرب گزارش کرده است و این گونه را یک جذب کننده مؤثر و اقتصادی برای حذف سرب از محلول‌های آبی می‌باشد. (Rai *et al.*, (1981) با بیان اینکه تجمع فلزات در گونه‌های مختلف جلبک متفاوت است، گزارش کرده است که بعضی از انواع جلبک توانایی تحمل غلظت بالایی از فلزات را دارند و این مسأله مربوط به تطابق ژنتیکی و فیزیولوژیکی این گونه‌ها می‌باشد. جذب فلزات توسط جلبک به مقدار زیادی به گونه جلبک، نوع فلز و فاکتورهای زیست‌محیطی مربوط می‌باشد (Das *et al.*, 2011). به علاوه تعدادی از پژوهشگران گزارش کرده‌اند که جلبک، فلزات را در طبیعت به خوبی شرایط آزمایشگاهی جذب می‌کند. (Doshi *et al.*, (2008) با بررسی جذب فلزات توسط *Spirogyra sp.* و

References

- Acevedo-Figueroa, D., Jimenez, B. D., Rodriguez-Sierra, C. J. 2006. Trace metals in sediments of two estuarine lagoons from Puerto Rico. *Environmental Pollution*, 141(2): 336--342.
- Afshin, Y. 1994. Rivers of Iran, Vol. 2, Ministry of Energy, Jamab Eng. Consultant Co.

- Al-Homaidan, A.A., Al-Ghanayem, A.A., Alkhalifa, A.H. 2011. Green algae as bioindicators of heavy metal pollution in Wadi Hanifah stream, Riyadh, Saudi Arabia, *International Journal of Water Resources and Arid Environments*, 1:10-15.
- Al-Shwafi, N.A., Rushdi, A.I. 2008. Heavy metal concentrations in marine green, brown, and red seaweeds from coastal waters of Yemen, the Gulf of Aden, *Environmental Geology*, 55:653-660.
- Anon. A. 1996. South African water quality guidelines. 1 Edition, Aquatic ecosystems use 7, Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria.
- Atgin, R. S., El-Agha, O., Zararsiz, A., Kocatas, A., Parlak, H., Tuncel, G. 2000. Investigation of the sediment pollution in Izmir Bay: trace elements. *Spectrochimica Acta Part B-Atomic Spectroscopy*, 55(7): 1151--1164.
- Bishnoi.N.R., Bajaj.M., Sanatomba.K. 2005. Biosorption of zinc(II) using *Spirogyra* species from electroplating effluent, *Journal of Environmental Biology* .26(4):661-664.
- Conti, M.E., Cecchetti, G., 2003. A biomonitoring study: trace metals in algae and molluscs from Tyrrhenian coastal areas. *Environmental. Resource*, 93: 99-112.
- Das, M., Ramanujam, P. 2011. Metal content in water and in green filamentous algae *Microspora quadrata* hazen from coal mine impacted streams of jaintia hills district, Meghalaya, India, *International Journal of Botany*, 7(2):170-176 .
- Desrosiers, M., Gagnon, C., Masson, S., Martel, L., Babut, M.P. 2008. Relationships among total recoverable and reactive metals and metalloid in St. Lawrence River sediment: Bioaccumulation by chironomids and implications for ecological risk assessment, *Science of the Total Environment*, 389:101-114.
- Doshi, H., Seth, C., Ray, A., Kothari, I.L. 2008. Bioaccumulation of heavy metals by green algae, *Current Microbiology*, 56: 246-255.
- Enkatamohan .S.V., Ramanaiah.S.V., Rajkumar.B. , Sharma .P.N. 2007. Removal of fluoride from aqueous phase by biosorption on to algal biosorbent *Spirogyra sp.* I02: sorption mechanism elucidation, *Journal of Hazard Material*, 141:465-474.
- Everitt, B. S., Dunn, G. 1991. Applied multivariate data analysis. Edward Arnold. London, 304 pp.
- Eyong, B.E. 2008. Distribution of arsenic and other heavy metals in sediments and their effects on benthic macroinvertebrates in the Gallinas river, San Miguel county, New Mexico, MSc Thesis, College of Science and Mathematics, New Mexico Highlands University, 1-66.
- Folsom, B.R., Popesco, N.A., Wood, J.M. 1986. Comparative study of aluminum and copper transport and toxicity in an acid-tolerant freshwater green algae, *Environmental Science Technology*, 20:616-620
- Fourest, E., Canal, C., Roux, J.C. 1994. Improvement of heavy metal biosorption by mycelia dead biomass (*Rhizopus arrhizus*, *Mucor miehei* and *Penicillium chrysogenum*): pH control and cationic activation. *FEMS Microbiol. Review*, 14:325-332
- Ghasemzadeh, F., Babae, Y., Alavi Moghaddam, R., Arab Zavar, M.H. 2007. Phytoremediation of arsenic by macroalgae: implication in natural contaminated water, northeast Iran, *Journal of Applied Science*, 7(12):1614-1619
- Gothberg, A., M. Greger, K. Holm, Bengtsson, B. 2004. Influence of nutrients on uptake and effects of Hg, Cd and Pb in *Isoetes aquatica*. *Journal Environment Quality*. 33: 1247-1255
- 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
- Gupta. K.V., Shrivastava.A.K. , Jain.N. 2001. Biosorption of chromium (VI) from aqueous solutions by green algae *Spirogyra* species, *Water Reserve* .25(17) :4079-4085.
- Gupta, V.K., Sharma, S. 2003: Removal of zinc from aqueous solutions using bagasse fly ash - a low cost adsorbent. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 42: 6619-6624
- Gupta .V.K., Rastogi. A., Saini. V. K., Jain. N. 2006. Biosorption of Cu(II) from Aqueous solutions by *Spirogyra* species. *Journal of Colloid Interface Science*. 296: 59-63.
- Gupta, V.K., Rastogi, A. 2008. Biosorption of lead from aqueous solutions by green algae *Spirogyra* species: Kinetics and equilibrium studies, Department of Chemistry, Indian Institute of Technology Roorkee, Roorkee 247667, India
- Hamer, D.H. 1986. Metallothionein. *Annual Review of Biochemistry* 55:913-951.

- Kaonga, C.C., Chiotha, S., Monjerezi, M., Fabiano, E., Henry, E.M. 2008. Levels of cadmium, manganese and lead in water and algae, *Spirogyra aequinoctialis*, *International Journal of Science and Technology*, 5:471-478.
- Karadede-Akin, H., Unlu, E. 2007. Heavy metal concentrations in water, sediment, fish and some benthic organisms from Tigris river, Turkey, *Environmental Monitoring Assessment*, 131:323-337.
- Kataba-Pendias, A. Trace Elements in Soils and Plants, CRC Press, 4th ed, 2011, 534P:68.
- Khaledi, Sh. 2004. Study of ecosystems of the Shoor River basin, *Geographical research*, 1:14-47
- Khorramdabadi, Gh., Cheshme Soltani, R.D. 2008. Evaluation of the marine algae *Gracilaria salicornia* and *Sargassum* sp. For the biosorption of Cr (VI) from aqueous solution. *Journal of Applied Science*, 8:2163-2167
- Lee, B.G., W.G. William and S.N. Luoma. 1998. Uptake and loss kinetics of Cd, Cr, and Zn, in the bivalves *Potamocorbula amurensis* and *Macoma balthica*: effects of size and salinity, *Marine Ecology Progress Series*, 175: 177-189.
- Levkov, Z., Krstic, S. 2002. Use of algae for monitoring of heavy metals in the river Vadar, Macedonia, *Mediterranean Marine Science*, 3:99-112.
- Marsden, I.D., P.S. Rainbow, and B.D. Smith. 2003. Trace metal concentrations in two New Zealand talitrid amphipods: effects of gender and reproductive state and implications for biomonitoring. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 290:93-113.
- Metian, M., Giro, E., Borne, V., Hedouin, L., Teyssie, J.L., Warnau, M. 2008. The brown alga *Lobophora variegata*, bioindicator species for surveying metal contamination in tropical marine environments, *Experimental Marine Biology and Ecology*, 362:49-54
- Momboya, A. 2007. Heavy metal contamination and toxicity studies of macroalgae from the Tanzanian coast, Stockholm University library.
- Palpandi, C., Kesavan, C., Shanmugam, A. 2007. Trace metal (Mg, Fe, Zn, Cu) Accumulation in green and brown algae, *The IUP Journal of Life Sciences*, 1-6.
- Rai, L.C., Gaur, J.P., Kumar, H.D. 1981. Phycology and heavy metal pollution, *Biology review*, 56:99-151.
- Rafeeian, M., 1991. Studying the relationships and affects of Tehran metropolitan on satellite areas, case study, Shahriyar, MSc thesis.
- Rai, U.N., Tripathi, R.D., Vnjpayee, P., Jha, V., Ali, M.B. 2002. Bioaccumulation of toxic metals (Cr, Cd, and Cu) by seeds of *Euryale ferox* Salisb. (Makhana), *Chemosphere*, 46: 267-272.
- Rajfur, M., Klos, A., Waclawek, M. 2010. Sorption properties of algae *Spirogyra* sp. and their use for determination of heavy metal ions concentrations in surface water, *Biotechnology and Molecular Biology* 80(1):81-6.
- Rajfur, M., Klos, A., Waclawek, M. 2011. Algae utilization in assessment of the large Turawa lake (Pland) pollution with heavy metals, *Journal of Environmental Science and Health Part A*. 46:1401-1408.
- Rezaee, A., Ramavandi, B., Ganati, F., Ansari, M., Solimani, A. 2006. Biosorption of mercury by biomass of filamentous algae *Spirogyra* species, *Journal of Biological Science*, 6(4):695-700.
- Rice, D.L., Lapointe, B.E. 1981. Experimental and outdoor studies with *Ulva fasciata* Delile: trace metal chemistry. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 54: 1-11.
- Say, P.J., Diaz, B.M., Whitton, B.A. 1977. Influence of zinc on lotic plants, tolerance of *Hormidium* species to zinc, *Freshwater Biology*, 7:357-376.
- Stevens, A.E., McCarthy, B.C., Vis, M.L. 2001. Metal content of klebsormidium-dominated (chlorophyta) algal mats from acid mine drainage waters in southeastern Ohio. *Journal of Torrey Botanical Society*, 123:226-233
- Phillips, D.J.H. 1977. The use of biological indicator organisms to monitor trace metal pollution in marine and estuarine environments—a review. *Environment Pollution*, 13:281-317.
- Quinn, G. P. and M. J. Keough. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press. Cambridge, 537 pp.
- Van Geest, 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
- Van Netten, C., Hopton Cann, S.A., Morley, D.R., Van Netten, J.P. 2000. Elemental and radioactive analysis of commercially available seaweed. *Science Total Environment*, 255:169-75.

- Wangersky, J. 1986. Biological control of trace metal residence time and speciation: a review and synthesis. *Marine Chemistry*. 18: 269-297.
- Whitton, B.A. 1984. Algae as monitors of heavy metals in freshwaters. In: L.E. Shubert, *Algae as ecological indicators*. London: Academic Press, Inc., pp: 257-280. ISBN 0-12-640620-0.
- Wolterbeek H.Th., van der Meer, A.J.G.M. 2002. Transport rate of arsenic, cadmium, copper and zinc in *Potamogeton pectinatus* L.: radiotracer experiments with As, Cd, Cu and Zn. *Science of the Total Environment*. 287:13-30.
- Ying Ma, (2005). Monitoring of heavy metals in the Bottlary river using *Typha capensis* and *Phragmites australis*, Msc Thesis, Department of Biodiversity and Conservation Biology, University of the Western Cape, 1-90.
- Zhang, Z., He, L., Li, J., Wu, Z. 2007. Analysis of heavy metals of muscle and intestine tissue in fish- in Banan section of chongqing from three Gorges reservoir, China, *Polish Journal of Environmental Study*, 16: 949-958.
- Zhou, H. Y., Peng, X.T., Pan, J.M. 2004. Distribution, source and enrichment of some chemical elements in sediments of the Pearl River Estuary, China. *Continental Shelf Research*, 24(16): 1857-1875.

Archive of SID

Green Algae: Bioindicator of Heavy Metal Pollution in the Shoor River, Robatkarim, Iran

M. Zareh¹, A. H. Hamidian^{*2}, H. Poorbagher³, S. Ashrafi² and L. Vaziri⁴

¹ M.Sc. Student, Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran

² Assistant Professor, Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran

³ Assistant Professor, Department of Fishery, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran

⁴ B.Sc. Student, Department of Environment, Faculty of Natural Resources, University of Tehran, Karaj, I.R. Iran

(Received: 03/10/2011 , Accepted: 12/02/2012)

Abstract

Industrial activities lead to an increase in heavy metal burden in rivers. Sediment and algae (*Spirogyra sp.*) samples were collected from the Shoor River to investigate their heavy metal concentrations. Dry and ashed samples of algae and sediment were digested using concentrated nitric acid. Heavy metals (As, Fe, Zn and Cr) concentration measured using an ICP-OES instrument (PerkinElmer, USA). Calculation of bioaccumulation factor (BAF) showed *Spirogyra sp.* can accumulate these metals and could be used as their bioindicator in the aquatic environment. Monitoring and control of heavy metals in this ecosystem was showed to be necessary based on high concentrations of the metals found in the sediment samples.

Keywords: Heavy metals, Algae *Spirogyra sp.*, Bioindicator, Bioaccumulation

*Corresponding author: Tel: +989137740740 Fax: +982632229721 E-mail: a.hamidian@ut.ac.ir