

مطالعه پتانسیل جذب فلزات سنگین به وسیله گیاهان آبی در رودخانه دز

لاله رومیانی^{۱*}، رضا جلیل زاده ینگجه^۲

۱. گروه شیلات، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

۲. گروه مهندسی محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

(تاریخ دریافت ۱۳۹۴/۱۱/۰۶؛ تاریخ تصویب ۱۳۹۵/۰۱/۱۹)

چکیده

به منظور ارزیابی گونه‌های گیاهان آبی به عنوان موجودات شاخص در پایش اکوسیستم‌های آبی، هدف از انجام این مطالعه تعیین میزان تجمع فلزات سنگین روی، مس، کادمیوم و سرب در رسوبات، ریشه، ساقه و برگ گیاهان آبی *Phragmites*، *Myriophyllum spicatum-australis* و *Potamogeton perfoliatus* ۲ ایستگاه شمالی و جنوبی رودخانه دز است. از هر ایستگاه ۳ نمونه رسوب سطحی (تا عمق ۱۰ سانتی‌متر) به وزن حدود ۷۰۰ گرم برداشته و نمونه‌برداری از اندام‌های مختلف گیاهان انجام شد. برای سنجش فلزات سنگین از دستگاه جذب اتمی مدل (Perkin Elmer 4100) استفاده شد و به منظور حصول اطمینان از درستی نتایج به دست آمده برای داده‌های بافت گیاهان از ماده مرجع DORM-۳ استفاده شد. نتایج نشان داد که فلز روی و کادمیوم به ترتیب بیشترین و کمترین تجمع را در رسوب ایستگاه‌های مطالعه شده داشته و میزان آنها از ۵۵/۳۳ تا $270/67 \pm 50/22$ و $240/33 \pm 50/22$ و $1/10 \pm 0/09$ تا $1/60 \pm 0/06$ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک متغیر بود. الگوی تجمع فلزات مطالعه شده به ترتیب روی < مس < سرب < کادمیوم بود. در گیاه حاشیه‌ای نی بیشترین تجمع فلز روی در ریشه $300/45 \pm 60/22$ ، برای گیاه غوطه‌ور مریوفایلوم در ساقه $104/43 \pm 20/66$ و پوتاموژتون در برگ $21/44 \pm 122/35$ 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.

کلیدواژه‌گان: پوتاموژتون، رودخانه دز، فلزات سنگین، مریوفایلوم، نی.

مقدمه

آلوده شدن محیط زیست به فلزات سنگین یا بر اثر فعل و انفعالات فیزیکی و شیمیایی در پوسته زمین که سبب متصاعد و شسته شدن این فلزات می شود به وجود می آید و یا تحت تأثیر فعالیت های انسانی پدیدار می شود [۱۱]. تجمع طولانی مدت فلزات سنگین در خاک به سمیت گیاهان و در نتیجه ورود این دسته از آلاینده ها به زنجیره غذایی و آب های زیرزمینی منجر شده و مشکلاتی را برای سلامت انسان ایجاد کرده است [۲۹].

آلودگی آب یکی از فاکتورهای مؤثر بهداشتی در هر کشور محسوب می شود. منابع مهم آب برای استفاده انسان، رودخانه ها، دریاچه ها، خاک های مرطوب و آب های زیرزمینی هستند. صنعتی شدن کشورهای و تولید ترکیبات مختلف شیمیایی به تخریب محیط زیست منجر می شود. مصرف مداوم آب های آلوده به فلزات سنگین به دلیل تجمع زیستی آنها می تواند تهدید جدی برای سلامت انسان باشد [۱۸].

سطح رسوبات مهم ترین منبع برای ردیابی فلزات سنگین و سایر آلاینده ها در محیط آبی است و گیاهان آبی و سایر موجودات می توانند چنین مواد آلوده ای را جذب کنند. گیاهان آبی در چرخه های بیوشیمیایی نقش کلیدی دارند و این کار را از طریق تولید کربن آلی، حرکت فسفر و انتقال فلزات سنگین انجام می دهند. آنها به طور مستقیم روی هیدرولوژی، دینامیک رسوبات اکوسیستم های آب شیرین، تولید اکسیژن، چرخش مواد مغذی، کنترل کیفیت آب، تثبیت رسوبات، پناهگاه و تغذیه برای جانوران آبی مؤثرند [۱۰].

در سال های اخیر توجه زیادی به تجمع فلزات سنگین توسط گیاهان آبی شده است که این عمل را گیاه پالایی می گویند. تأثیر بسیاری از گیاهان در این پروسه شناخته شده است. سیستم گیاه پالایی به دلیل ارزان، در دسترس و مؤثر بودن می تواند در کشورهای در حال توسعه برای پایش آب استفاده شود. رشد گیاه و بقای آن در مکان های آلوده فاکتورهای مهمی هستند که بازدهی گیاهان را برای گیاه پالایی مشخص می کنند. گیاهان از طریق ریشه، ساقه و برگ خود می توانند مواد آلوده را جذب کنند [۲۶]. مطالعات اخیر ثابت کرده است که گیاهان ماکروفیت آبی

می توانند مقادیر زیادی از فلزات سنگین را در بافت های خود ذخیره کنند [۲۴، ۲۲ و ۱۱].

تحقیقات نشان داده اند گونه های مختلف گیاهان در حذف و جذب فلزات سنگین عملکردی متفاوت دارند و به صورت انتخابی عمل می کنند [۲۱ و ۱۴]. مطالعات مختلفی تجمع فلزات سنگین از طریق گیاهان آبی در ایران را بررسی کرده اند ولی تا کنون مطالعه ای روی گیاهان آبی رودخانه دز انجام نشده است. تجمع زیستی فلزات سنگین در سطوح غذایی گیاهان و پرندگان آبی در تالاب شادگان بررسی شده است [۱۵]. بررسی تجمع فلزات سنگین در بستر، برگ و ریشه گیاه حرا^۲ در استان خوزستان توسط چراغی و همکارانش [۲] انجام شد. افروس و لیاقت [۱] ارزیابی توان چند گیاه آبی رودخانه دز در جذب و کاهش میزان غلظت فلز سنگین جیوه از فاضلاب های صنعتی در محیط آزمایشگاه را مطالعه کردند. میزان و چگونگی تغییرات فلزات سنگین در اندام های گیاهان آبی و رسوبات تالاب میانکاله توسط عبادتی و همکارانش [۳] انجام شد.

حذف فلزات سنگین از آب های آلوده توسط گیاهان آبی *Phragmites australis* و *Typha latifolia* انجام شد و گیاه نی توانست بیشترین جذب فلزات را نشان دهد [۲۷]. تجمع فلزات سنگین توسط گیاهان آبی در نواحی آلوده هند انجام شد. بیشترین تجمع فلزات مختص به آرسنیک و در خاک های مناطق کشاورزی گزارش شد [۲۸].

این مطالعه با هدف سنجش میزان فلزات سنگین در رسوبات و میزان جذب آنها توسط اندام های مختلف گیاهان آبی رودخانه دز انجام شد تا بتوان از گیاهان یاد شده برای پایش محیط استفاده کرد.

مواد و روش ها

منطقه مطالعه شده

حوضه آبریز رودخانه دز که در محدوده چین خوردگی های زاگرس میانی قرار دارد از لحاظ موقعیت جغرافیایی براساس سیستم UTM بین "۰۴۹'۲۴" و "۰۴۰'۲۵" عرض شمالی و "۰۹۴'۳۴" و "۰۸۹'۳۵" طول شرقی محدود شده است. محدوده مطالعه شده (شکل ۱) تابستان های گرم و زمستان های معتدل دارد و غالباً تحت تأثیر جریان های

جمع‌آوری و آماده‌سازی نمونه‌ها

محل اجرای تحقیق شامل ۲ نقطه در شمال و جنوب رودخانه دز واقع در شمال استان خوزستان و در شهرستان دزفول (شکل ۱)، فلزات مطالعه‌شده کادمیوم، سرب، روی و مس و گیاهان مطالعه‌شده شامل گیاه غوطه‌ور پوتاموژتون^۱، گیاه غوطه‌ور مریوفیلوم^۲ و گیاه حاشیه‌ای تا بن در آب نی^۳ بودند. گیاه پوتاموژتون با چنگک از شمال رودخانه دز، گیاه نی با ابزار دستچین از شمال و جنوب و گیاه مریوفیلوم با چنگک از حوضه جنوبی رودخانه به‌علت فراوانی گیاهان یادشده در این مناطق جمع‌آوری شدند. نمونه‌برداری در هر ماه از فصل بهار از رسوبات ۲ منطقه مطالعه‌شده که گیاهان در آنجا رشد داشتند انجام شد. از هر ایستگاه ۹ نمونه رسوب سطحی با ۳ تکرار (تا عمق ۱۰ سانتی‌متر) به وزن حدود ۷۰۰ گرم برداشته و سپس نمونه‌های رسوب در کیسه‌های پلاستیکی پلی‌اتیلن قرار گرفت و در مجاورت یخ به آزمایشگاه ارسال شد. ۹ نمونه از سه بخش ساقه، ریشه و برگ گیاهان مد نظر با ۳ تکرار نیز جمع‌آوری شد. هر نمونه با آب مقطر شست و شو و اندام‌های گیاهی از هم جدا شدند. سپس به‌طور جداگانه در ظروف پتری دیش علامت‌گذاری و برگ‌ها در آن با دمای ۶۰ و ریشه‌ها با دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد به‌مدت ۲۴ ساعت خشک شدند.

مدیرانه‌ای در فصول پاییز و زمستان است. نوع اقلیم منطقه طبق روش آمبرژه نیمه‌خشک گرم میانی است. دزفول به‌عنوان شهری که بیشترین مسیر رودخانه دز را دارد میانگین بارندگی سالیانه آن با طول دوره ۳۵ سال ۳۵۷/۳۴ میلی‌متر است که ماه‌های آذر و دی مرطوب‌ترین و ماه‌های خرداد، تیر، مرداد و شهریور با پایین‌ترین درصد بارش ممکن خشک‌ترین ماه‌های سال هستند. وجود تابستان‌های گرم و طولانی، زمستان‌های کوتاه و معتدل و بهار زودرس از خصوصیات این منطقه است [۴].

بیشترین و کمترین دمای مشاهده‌شده در منطقه ۵۰ و ۱/۸- درجه سانتی‌گراد به‌ترتیب در تیر و اسفندماه است و میانگین بیشترین دما ۳۰/۶ و میانگین کمترین دما ۱۸/۴ درجه سانتی‌گراد است. دبی رودخانه دز به دنبال بارندگی‌های شدید به بیش از ۱۰۰۰ مترمکعب در ثانیه نیز خواهد رسید. خاک منطقه مطالعه‌شده از رسوب‌های کواترنری بوده و به‌دلیل تغییرات مسیر رودخانه و پیشروی و پسروی‌های متعدد رسوب‌های ریز و درشت متناوبی در پروفیل خاک وجود دارد. افق سطحی کم‌عمق (۲۵ تا ۳۰ سانتی‌متر) به رنگ تیره، بافت لومی-سنی و با واکنش قلیایی (۸/۷- pH)، شوری ۰/۷۵ میلی‌موس بر سانتی‌متر مربع بدون محدودیت شوری در کلاس S۰ قرار می‌گیرد [۴].



شکل ۱. محدوده و ایستگاه‌های منطقه مطالعه‌شده

1. *Potamogeton perfoliatus*
2. *Meriophyllum spicatum*
3. *Phragmites australis*

فلزات سنگین و آزمون همبستگی پیرسون بین اندازه و تجمع فلزات در بافت‌های مختلف استفاده شد. تفاوت تجمع فلزات سنگین بین بافت‌های مختلف گیاهان توسط t-test independent بررسی شد. تست غیرپارامتریک اسپیرمن برای بررسی ارتباط بین رسوب و بافت گیاهان استفاده شد. سطوح معنادار بودن برای تمامی آنالیزها در سطح ۰/۰۵ درصد ثابت در نظر گرفته شد.

یافته‌های پژوهش

گیاه نی (*Phragmites australis*)

بیشترین فلز مشاهده شده در رسوبات شمال و جنوب رودخانه دز مختص به عنصر روی بود که میزان آن از $۵۵/۳۳ \pm ۲۷۰/۶۷$ در شمال تا $۵۰/۲۲ \pm ۲۴۰/۳۳$ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک در جنوب تفاوت داشت (جدول ۱). آنالیز آماری نشان داد که میزان فلزات در رسوبات تفاوت معنادار آماری دارد ($P < ۰/۰۵$). الگوی جذب فلزات در گیاه نی و در ریشه، ساقه و برگ به صورت روی < مس < سرب < کادمیوم بود. ریشه گیاه یادشده بیشترین پتانسیل را در جذب فلزات سنگین از خود نشان داد. جذب فلزات در برگ و ریشه تفاوت معنادار آماری داشت ($P < ۰/۰۵$). در ساقه بین سرب و مس تفاوت معنادار آماری نبود ($P > ۰/۰۵$).

نمونه‌های خشک شده با هاون چینی پودر شدند، سپس ۱ گرم از آن با مخلوط اسید نیتریک غلیظ و پراکسید هیدروژن (۱:۵) به مدت ۱ ساعت در دمای ۴۰ سانتی‌گراد و ۳ ساعت در دمای ۱۴۰ سانتی‌گراد هضم شدند. نمونه‌های رسوب با دمای ۱۰۵ سانتی‌گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند و برای به دست آوردن مخلوطی همگن با هاون چینی به صورت پودر درآمدند و از الک آلومینیومی ۶۳ میکرون عبور داده شدند. سپس ۱ گرم از رسوبات با اضافه کردن مخلوطی از اسید نیتریک و اسید پرکلریک غلیظ (۱:۴) به مدت ۱ ساعت در دمای اتاق و ۳ ساعت در دمای ۱۴۰ سانتی‌گراد هضم شدند. برای فیلتر کردن نمونه‌های هضم شده محلول از کاغذ صافی واتمن ۴۲ میکرون عبور داده و با آب تقطیر به حجم معینی رسانده شد [۲]. برای سنجش فلزات سنگین از دستگاه جذب اتمی مدل (Perkin Elmer 4100) استفاده شد و به منظور حصول اطمینان از درستی نتایج به دست آمده برای داده‌های بافت گیاهان از ماده مرجع ۳ DORM- استفاده شد. درصد بازیافت نمونه‌های ماده مرجع ۹۰-۹۵ درصد بود.

آنالیز آماری داده‌ها

داده‌ها از لحاظ نرمال بودن برای انجام آزمون‌های پارامتریک^۱ بررسی شدند و سپس برای داده‌های غیرنرمال از تست‌های غیرپارامتریک استفاده شد. آنالیز واریانس دوطرفه^۲ برای تعیین تأثیرات ایستگاه‌های نمونه‌برداری و تغییرات تجمع

جدول ۱. میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*Ph. australis*) و میزان انتقال آنها بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک

فلز	رسوب (میانگین شمال)	رسوب (میانگین جنوب)	ریشه	برگ	ساقه	مخرب انتقال به ریشه (شمال جنوب)	مخرب انتقال به برگ (شمال جنوب)	مخرب انتقال به ساقه (شمال جنوب)
Zn	$۲۷۰/۶۷ \pm ۵۵/۳۳^*$	$۲۴۰/۳۳ \pm ۵۰/۲۲^*$	$۳۰۰/۴۵ \pm ۶۰/۲۲^*$	$۱۰۰/۲۳ \pm ۱۴/۶۶^*$	$۸۷/۴۴ \pm ۹/۲۳^*$	۱/۱۱	۱/۳۷	۰/۳۲
Cu	$۲۳/۲۲ \pm ۱۸/۴۵^{**}$	$۱۹/۲۲ \pm ۲/۲۳^{**}$	$۹/۷۶ \pm ۱/۳۳^{**}$	$۳/۱۲ \pm ۰/۲۳^{**}$	$۱۳/۱ \pm ۰/۰۹^{**}$	۰/۴۲	۰/۱۳	۰/۰۴
Pb	$۱۰/۵۵ \pm ۱/۵۵^{***}$	$۱۴/۱۱ \pm ۱/۷۷^{***}$	$۵/۵۲ \pm ۱/۲۲^{***}$	$۱/۹۱ \pm ۰/۰۸^{***}$	$۱/۱۱ \pm ۰/۰۱^{***}$	۰/۵۲	۰/۱۸	۰/۱۰
Cd	$۱/۱۰ \pm ۰/۰۹^{****}$	$۱/۶ \pm ۰/۰۶^{****}$	$۰/۴۱ \pm ۰/۰۰۹^{****}$	$۰/۲۱ \pm ۰/۰۰۱^{****}$	$۰/۲۰ \pm ۰/۰۰۱^{****}$	۰/۳۷	۰/۱۹	۰/۱۸

تفاوت تعداد علامت ستاره در ستون‌ها دلیل بر اختلاف معنادار است ($P < ۰/۰۵$).

1. Shpiro-Wilk test
2. Two Way ANOVA

گیاه پوتاموژتون (*Potamogeton perfoliatus*)

همان طور که جدول ۲ نشان می‌دهد بیشترین عنصر جذب شده توسط این گیاه فلز روی بود که مقدار آن با $40/44 \pm 122/35$ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک توسط برگ‌های گیاه یادشده صورت گرفت. بعد از روی، عنصر مس با $0/28$ انتقال، توسط برگ این گیاه انجام شد. ساقه گیاه یادشده در جذب کادمیوم و ریشه آن در جذب روی تأثیر داشت. جذب فلزات روی، مس، کادمیوم و سرب در برگ و ساقه تفاوت معنادار آماری داشتند ($P < 0/05$) ولی جذب سرب و مس در ریشه تفاوت معنادار آماری نشان ندادند ($P > 0/05$).

گیاه مریوفایلوم (*Meriophyllum spicatum*)

جدول ۳ میزان و پتانسیل جذب فلزات سنگین در ریشه،

ساقه و برگ گیاه مریوفایلوم را نشان می‌دهد. برگ و ساقه گیاه غوطه‌ور مریوفایلوم در جذب فلزات سنگین مؤثر عمل کردند، اما درباره فلز روی، سرب و کادمیوم تفاوت معنادار آماری نداشتند ($P > 0/05$) ولی جذب فلز مس در برگ و ساقه تفاوت معنادار آماری داشتند ($P < 0/05$). ریشه بیشترین جذب را برای فلز کادمیوم ($0/125$ انتقال)، ساقه بیشترین تجمع را برای فلز روی ($0/44$ انتقال) و سرب ($0/08$ انتقال) و برگ در جذب مس مؤثر بوده است ($0/16$). ساقه گیاه یادشده با بیشترین تجمع برای فلز روی $104/43 \pm 20/66$ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک و با کمترین جذب برای فلز کادمیوم $0/10 \pm 0/03$ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک در منطقه مطالعه شده نقش داشته است.

جدول ۲. میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*P. perfoliatus*) و میزان انتقال آنها بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک

فلز	رسوب (منطقه شمال)	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه	ضریب انتقال به برگ	ضریب انتقال به ساقه
Zn	$270/67 \pm 55/33^*$	$88/33 \pm 7/00^*$	$122/35 \pm 21/44^*$	$118/77 \pm 20/11^*$	$0/32$	$0/45$	$0/43$
Cu	$23/22 \pm 6/45^{**}$	$1/61 \pm 0/09^{**}$	$6/51 \pm 0/33^{**}$	$4/32 \pm 1/11^{**}$	$0/06$	$0/28$	$0/18$
Pb	$10/55 \pm 1/55^{***}$	$1/27 \pm 0/09^{**}$	$2/61 \pm 0/42^{***}$	$2/11 \pm 0/88^{***}$	$0/12$	$0/24$	$0/46$
Cd	$1/10 \pm 0/06^{****}$	$0/15 \pm 0/03^{***}$	$0/12 \pm 0/08^{****}$	$0/32 \pm 0/07^{****}$	$0/13$	$0/13$	$0/3$

تفاوت تعداد علامت ستاره در ستون‌ها دلیل بر اختلاف معنادار است ($P < 0/05$).

جدول ۳. میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*M. spicatum*) و میزان انتقال آنها بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک

فلز	رسوب	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه	ضریب انتقال به برگ	ضریب انتقال به ساقه
Zn	$240/33 \pm 50/22^*$	$70/68 \pm 9/00^*$	$100/21 \pm 10/00^*$	$104/43 \pm 20/66^*$	$0/30$	$0/42$	$0/44$
Cu	$19/22 \pm 2/23^{**}$	$0/89 \pm 0/07^{**}$	$3/11 \pm 0/12^{**}$	$1/26 \pm 0/07^{**}$	$0/04$	$0/16$	$0/06$
Pb	$14/11 \pm 1/77^{***}$	$0/78 \pm 0/04^{**}$	$1/08 \pm 0/09^{***}$	$1/24 \pm 0/04^{**}$	$0/05$	$0/07$	$0/08$
Cd	$1/6 \pm 0/06^{****}$	$0/2 \pm 0/05^{***}$	$0/1 \pm 0/07^{****}$	$0/10 \pm 0/03^{****}$	$0/12$	$0/62$	$0/62$

تفاوت تعداد علامت ستاره در ستون‌ها دلیل بر اختلاف معنادار است ($P < 0/05$).

نتیجه‌گیری

در این تحقیق در میان فلزات مطالعه شده بیشترین میزان صرف‌نظر از گونه‌آبی متعلق به عنصر روی بود که در اندام‌های مختلف گیاهان آبی و همچنین رسوبات بستر بیشترین فراوانی را به خود اختصاص داد. نتایج آنالیز واریانس بیانگر معنادار بودن میزان جذب در ریشه گیاه نی نسبت به ساقه و برگ است ($P < 0/05$). در حالی که این تفاوت در برگ گیاه پوتاموژتون و ساقه گیاه مریوفیلوم در خصوص سرب و روی دیده می‌شود. از آنجا که گیاه پوتاموژتون و مریوفیلوم غوطه‌ورند نقش ریشه در آنها نسبت به گیاه نی که ریشه چندساله دارد از اهمیت کمتری برخوردار است [۱۳] و این موضوع درباره گیاه مریوفیلوم بیشتر به چشم می‌خورد. در نتیجه، جذب فلزات از طریق آب، برگ و ساقه افزایش می‌یابد. پس دور از انتظار نیست که ریشه گیاه نی بتواند میزان بیشتری از فلز روی را جذب کند.

در این مطالعه الگوی تجمع زیستی فلزات سنگین در رسوبات و گیاهان مطالعه شده به صورت $\text{روی} < \text{مس} < \text{سرب}$ کادمیوم بود. در اندام‌های گیاهان مطالعه شده تجمع فلزات سنگین به صورت $\text{ریشه} < \text{برگ} < \text{ساقه}$ بود، ولی ریشه گیاه نی و مریوفیلوم برای فلز روی، برگ گیاه پوتاموژتون و ساقه مریوفیلوم برای فلز مس پتانسیل جذب زیادی را نشان دادند. عبادتی و همکارانش [۳] نتایج مشابهی را در تالاب میانکاله به دست آوردند. آنها تجمع فلزات سنگین روی، مس، سرب و کادمیوم را در سه گیاه نی، پوتاموژتون و تیفا بررسی کردند. روی بیشترین فلز مشاهده شده بود که ریشه گیاه نی پتانسیل زیادی برای جذب آن نشان داد. غلظت فلزات سنگین مطالعه شده در نمونه‌های رسوب و گیاه به صورت $\text{روی} < \text{مس} < \text{سرب}$ کادمیوم بود. افروس و لیاقت [۱] گزارش کردند که تجمع جیوه در اندام‌های زیرزمینی از اندام‌های هوایی گیاهان رودخانه دز در شرایط آزمایشگاهی بیشتر بود. آنها ثابت کردند که بیشترین و کمترین جذب جیوه در گیاه نی و آلیسما بود. تفاوت جذب فلز جیوه توسط گیاه نی نسبت به سایر گیاهان بسیار چشمگیر بود که با مطالعه فعلی همخوانی داشت.

قائنی و همکارانش [۵] روی جذب فلزات سنگین توسط گیاهان آبی کارا، نی، لویی و پیروز در رودخانه دز مطالعه کردند و به این نتیجه رسیدند که بیشترین میزان فلز مختص به روی بود و در ریشه گیاه نی دیده شد. جذب فلزات توسط

گیاهان بن در آب و غوطه‌ور در رودخانه دز توسط رومیانی و همکارانش [۶] انجام و ثابت شد که کمترین میزان فلز مختص به کادمیوم و مقادیر عنصر روی بیشتر از حد مجاز بود. ریشه گیاه نی و برگ گیاه پوتاموژتون کرایسپوس در جذب فلزات مؤثرتر از سایر گیاهان بودند. مطالعات یادشده با نتایج این تحقیق همخوانی داشتند.

بررسی میزان تجمع فلزات سنگین روی، مس، کروم و کادمیوم در سه گیاه آبی *Trapa natans*، *Typha latifolia* و *Hydrocotyle vulgaris* در تالاب انزلی بررسی شد. بیشترین میزان آلودگی مختص به فلز روی و کمترین مس و کروم گزارش شد. تجمع میزان فلزات سنگین در تیفا از دو گیاه دیگر کمتر بود. آنها میزان زیاد روی را ناشی از فعالیت‌های انسانی دانستند و بیان کردند که تجمع فلزات سنگین تحت تأثیر نوع فلز و گیاه است [۱۶].

پتانسیل گیاهان آبی برای تجمع فلزات سنگین در رودخانه نیل در مصر ارزیابی شد که طی آن الگوی تجمع فلزات به صورت $\text{روی} < \text{مس} < \text{سرب}$ کادمیوم بود. ریشه گیاهان مطالعه شده بیشترین تجمع را برای فلزات مس و روی نشان داد [۱۱].

محققان متعددی اظهار داشتند که فلزات سنگین توسط گونه‌های گیاهی در اکوسیستم‌ها و مکان‌های جغرافیایی مختلف به صورت متفاوت تجمع می‌یابند و حتی در بعضی موارد در جذب فلزات کاملاً انتخابی عمل می‌کنند. عواملی از قبیل جنس، سن، ترکیب شیمیایی فلز سنگین، فیزیولوژی جذب و دفع عناصر در گونه مد نظر، فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب محیط زیست موجود زنده، کارکرد عناصر سنگین در اندام‌های مختلف، منابع تولید این فلزات در اطراف زیستگاه در شناخت اهمیت فلزات سنگین مهم‌اند [۱۹، ۱۳ و ۸].

براساس نظر محققان [۲۰، ۱۷ و ۷] پایش مستمر مقادیر آلاینده در تعداد گونه و شناسایی آثار آن نیاز به درک محدوده وسیعی از عوامل فیزیکی- شیمیایی تا اکولوژیکی مانند شناسایی تأثیر روابط متقابل گونه با سایر اجزای اکوسیستم، تعیین میزان انتقال آلاینده در سطوح مختلف و اندازه‌گیری درصد جذب آن دارد که درصد مقاومت گونه‌ها در سطوح مختلف را توصیف می‌کند. تفاوت‌های فیزیولوژیکی گیاهان، تراکم ریشه‌ای متفاوت و تفاوت در ارتفاع گیاه و ضخامت برگ و دیگر عوامل گیاهی

- [2]. Cheraghi, M., Dadallahi, A., Safahieh, A.R., Ghanemi, K and Doraghi, A., 2012. Study accumulation of heavy metals in sediments, leaves and roots of (*Avicennia marina*) in Khuzestan Province, Khoramshahr Marine Science and Technology, 4: 46-56.
- [3]. Ebadati, F., Esmaili Sary, A. and Reyahi Bakhtyari, A., 2006. Changes in the rate of heavy metals, sediments and aquatic plant in Miyankale wetland. Environmental studies, 37: 53-57.
- [4]. Movahed, A. and Zadehdabagh, N., 2010. Evaluation ecological potential of Dez river and Tanzimi Dam to Bandeghir for Ecotourisms. Environmental studies, 55: 13-24.
- [5]. Ghaeni, M., Roomiani, L. and Safarkhanlo, L., 2013. Evaluation of the amount of Ar, Hg, Zn and Cu in aquatic plant, Chara SP., *Phragmites australis*, *Typha latifolia* and *Scirpus bulrush* in Dez River. Wetland Ecobiology, 22: 49-58.
- [6]. Roomiani, L., Hakimi Mofrad, R. and Jalili, S., 2015. Study of Phytoremediation of aquatic plants of Dez River (*Potamogeton crispus*), (*Ceratophyllum demersum*), (*Polygonum hydropiper*) and (*Phragmites australis*) for bioaccumulation heavy metals Cd, Pb, Zn and Cu. Wetland Ecobiology, 23: 29-38.
- [7] Ali, H., Khan, E. and Anwar Sajad, M., 2013. Phytoremediation of heavy metals- Concepts and applications. Chemosphere, 91: 869-881.
- [8] Chen, Y.L., Hong, X.Q., He, H., Luo, H.W., Qian, T.T., Li, R.Z., Jiang, H. and Yu, H.Q., 2014. Biosorption of Cr (VI) by *Typha angustifolia*: Mechanism and responses to heavy metal stress. Bioresource Technology, 160: 89-92.
- [9] Deng, P.Y., Liu, W., Zeng, B.Q., Qiu, Y, K. and LI, S.L., 2013. Sorption of heavy metals from aqueous solution by dehydrated powders of aquatic plants. International Journal of Environmental Science and Technology, 10:566-559.
- [10] El-Khatib, A., Hegazy, A.K. and Amany, M. and El-Kassem, A., 2014. Bioaccumulation Potential and Physiological Responses of Aquatic Macrophytes to Pb Pollution. International Journal of Phytoremediation, 16: 11-20.
- [11] Engin, M.S., Uyanik, A. and Kutbay, H.G., 2013. Accumulation of heavy metals in water, sediments and wetland plants of Kizilirmak Delta (Samsun, Turkey). International Journal of Phytoremediation, 17: 223-287.

در جذب فلزات مؤثرند. مطالعات ثابت کردند که جذب عناصر سنگین بیشتر از طریق ریشه گیاهان صورت می‌گیرد و اظهار داشتند که در گیاهان حاشیه‌ای و بن در آب فلزات از طریق ریشه بیشتر جذب می‌شوند، اما در گیاهان غوطه‌ور برگ‌ها اهمیت بیشتری در جذب عناصر دارند چون ریشه آنها با افزایش اندازه کاهش می‌یابد و فاسد می‌شود [۱۳ و ۱۲].

میزان روی در خاک‌های آلوده بین ۱۵۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است [۲۵]. نتایج میزان روی در رسوبات رودخانه دز نشان از آن دارد که فلز روی در این دامنه قرار می‌گیرد. مس و روی دو فلزی هستند که جزء پرمصرف‌ترین فلزات صنعتی تلقی می‌شوند. مسلم است وجود شهرک‌های صنعتی در اطراف شهر دز فول به‌عنوان بیشترین گذرگاه رودخانه دز می‌تواند در افزایش این دو عنصر مؤثر باشد.

از طرفی شهر دز فول به‌عنوان قطب کشاورزی استان خوزستان بیشترین مزارع و زمین‌های کشاورزی دارد. کاربرد فراوان کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها می‌تواند نقش به‌سزایی در افزایش فلزات سنگین داشته باشد. کیفیت و کمیت آب رودخانه‌ها تحت تأثیر فاضلاب ورودی نواحی شهری و صنعتی و رواناب نواحی کشاورزی حوضه قرار دارد. زهکشی فاضلاب‌ها مقدار زیادی از آب‌های آلوده به فلزات سنگین، کودها، آفت‌کش‌های کشاورزی، مواد آلی، شوینده‌ها و آلاینده‌های دیگر را وارد رودخانه می‌کند. تخلیه پساب صنایع ذوب و آبکاری فلزات مانند مس، سرب و نیکل، روی، کروم و کادمیوم همچنین پساب واحدهای شیمیایی می‌تواند به تجمع فلزات در رسوبات منجر شود. طبق نتایج به‌دست‌آمده سرب موجود در رسوبات مناطق جنوبی بیشتر از شمالی است که احتمالاً به‌علت تردد اتومبیل‌های با سوخت بنزین سرب‌دار در منطقه یادشده بوده است. طبق نتایج به‌دست‌آمده منابع آلوده‌کننده رودخانه دز بیشتر در قسمت جنوبی قرار گرفته‌اند.

منابع

- [1]. Afrous, A. and Lyaghat, M., 2011. Evaluation potential of aquatic plants in absorption and reduction of level of Ag of industrial waste water: Dezful city. Wetland Ecobiology, 3:49-57.

- [12] Fawzy, M.A., Badr, N.E., El-Khatib, A. and Abo-El- Kazem, A., 2012. Heavy metal biomonitoring and phytoremediation potentialities of aquatic macrophytes in River Nile. *Environmental and Monitoring and Assessment*, 184: 1753-1771.
- [13] Hajar, E.W.I., Sulaiman, A.Z.B. and Sakinah, A.M.M., 2014. Assessment of Heavy Metals Tolerance in Leaves, Stems and Flowers of *Stevia rebaudiana* Plant. *Procedia Environmental Sciences*, 20: 386-393.
- [14] Harguinteguy, C.A., Cirelli, A.F. and Pignata, M.L., 2014. Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant *Stuckenia filiformis* and its relationship with sediment and water in the Suquia River (Argentina). *Microchemical Journal*, 114:111-118.
- [15] Hosseini Al-Hashemi, A.Z., Karbassi, A.R., Hassanzadeh Kiabi, B., Monavari, S.M., Nabavi, S.M.B. and Sekhavatjou, M.S., 2010. Bioaccumulation of trace elements in trophic levels of wetland plants and waterfowl birds. *Journal of Biological Trace Element Research*, 142: 500-516.
- [16] Hoseinizadeh, Gh.R., Azarpour, E., Ziaeidoustan, H., Moradi, M. and Amiri, E., 2011. Phytoremediation of Heavy Metals by Hydrophytes of Anzali Wetland (Iran). *World Applied Sciences Journal*, 12: 1478-1481.
- [17] Keskinan, O., Goksu, M.Z.L., Yuceer, A. and Basibuyuk, M., 2003. Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). *Process Biochemistry*, 39: 179-18.
- [18] Ladislav, S., El- Mufleh, A., Gerente, C., Chazareng, F., Andres, Y. and Bechet, B., 2012. Potential of Aquatic Macrophytes as Bioindicators of Heavy Metal Pollution in Urban Storm water Runoff. *Journal of water, Air and Soil pollution*, 223: 877-888.
- [19] Phillips, D.P., Human, L.R.D. and Adams, J.B., 2015. Wetland plants as indicators of heavy metal contamination. *Marine Pollution Bulletin*, 92: 227-232.
- [20] Rai, P.K. 2008. Heavy Metal Pollution in Aquatic Ecosystems and its Phytoremediation using Wetland Plants: An ecosustainable approach. *International Journal of Phytoremediation*, 10: 133-160.
- [21] Sharma, S., Singh, B. and Manchanda, V.K., 2015. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Journal of Environmental Science and Pollution Research*, 22: 946-962.
- [22] Shukla, D., Kesari, R., Tiwari, M., Dwivedi, S., Tripathi, R.D., Nath, P. and Trivedi, P.K., 2013. Expression of *Ceratophyllum demersum* phytochelating synthase, CdPCSI, in *Escherichia coli* and *Arabidopsis* enhance heavy metal (loid) s accumulation. *Journal of Protoplasma*, 250: 1263-1272.
- [23] Sun, Z., Mou, X., Tong, Ch., Wang, Ch., Xie, Z., Song, H and Lv, Y., 2015. Spatial variations and bioaccumulation of heavy metals in intertidal zone of the Yellow River estuary, China. *Catena*, 126: 43-52.
- [24] Torok, A., Gulyas, Z., Szalai, G., Kocsy, G. and Majdik, C., 2015. Phytoremediation capacity of aquatic plants is associated with the degree of phytochelatin polymerization. *Journal of Hazardous Materials*, 299: 371-378.
- [25] Warne, M.S.J., Heemsbergen, D., Stevens, D., McLaughlin, M., Cozens, G., Whatmuff, M., Broos, K., Barry, G., Bell, M., Nash, D., Pritchard, D. and Penney, N., 2008. Modeling the toxicity of copper and zinc salts to wheat in 14 soils. *Journal of Environmental Toxicology Chemistry*, 27: 786-792
- [26] Wenzel, W.W., 2009. Rhizosphere processes and management in plant- assisted bioremediation (phytoremediation) of soils. *Plant Soil*, 321: 385-408.
- [27] Kumari, M. and Tripathi, B.D., 2015. Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy metal removal from wastewater. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 112:80-86.
- [28] Singh, N.K., Raghubanshi, A.S., Upadhyay, A.K., Rai, U.N., 2016. Arsenic and other heavy metal accumulation in plants and algae growing naturally in contaminated area of West Bengal, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 130:224-233.
- [29] Ebrahimi, M., Ghasemi, F. and Pozesh Shirazi, M., 2015. Phytoremediation potential *Puccinellia distans* in pollution soils by Cd and risk reduction of leaching of Cd to underwaters. *Ecology*, 2: 201-210.