مطالعه گیاه‌پالایی گیاهان آبزی (*Potamogeton crispus*، *Polygonum hydropiper*، *Cratophyllum demersum* و *Phragmites australis*) رودخانه دز، در تجمع زیستی فلزات سنگین کادمیوم، سرب، روی، مس

لاله رومیانی*[1]
رضا حکیمی مفرد[1]
سحر جلیلی[2]

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

* نویسنده مسئول مکاتبات
L.roomiani@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۰۶/۱۵
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱۰/۱۵
کد مقاله: ۱۳۹۴۰۱۰۱۰۶

این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.

چکیده

آلودگی اکوسیستم های آبی به فلزات سنگین، به علت اثرات اکولوژیکی نامطلوب آن‌ها، از دیدگاه محیط‌زیست بسیار مهم است.گیاهان آبزی از دیدگاه ساختاری و عملکردی نقش بسیار مهمی در اکوسیستم های آبی بازی می کنند که این کار را از طریق تغییر رژیم حرکات آب، ایجاد پناهگاه برای ماهیان و بی‌مهرگان آبزی، ایجاد منبع غذایی و بهبود کیفیت آب از طریق متعادل کردن اکسیژن آب، چرخش های غذایی و تجمع زیستی فلزات سنگین انجام می دهند. توانایی گیاهان آبزی جهت جذب فلزات سنگین بخصوص برای تصفیه فاضلاب های صنعتی موردتوجه بسیار واقع‌شده است. بااین‌حال به دلیل سازگاری این فنّاوری و هم چنین کم هزینه بودن آن موردتوجه صاحب‌نظران زیادی قرارگرفته است. این مطالعه به‌منظور بررسی تجمع فلزات سنگین کادمیوم (Cd)، روی (Zn)، سرب (Pb) و مس (Cu) در ۴ گیاه آبزی بومی رودخانه دز، (*Potamogeton crispus*، *Ceratophyllum demersum*، *Polygonum hydropiper* و *Phragmites australis*) در سال ۱۳۹۱ انجام شد. غلظت فلزات سنگین در ۱۰ نمونه ریشه، ساقه و برگ گیاهان آبزی اندازه گیری شد. از هر ایستگاه۳ نمونه رسوب سطحی (تا عمق ۱۰ سانتی متر) به وزن حدود ۷۰۰ گرم به‌وسیله اجسام پلاستیکی برداشته شد. نتایج مطالعه نشان داد که فلز روی بیش ترین تجمع را در ۳ ایستگاه داشته است و میزان آن در رسوبات شمال تا جنوب رودخانه دز از۳۰/۱۱ ±۲۷۰/۶۷-۲۰/۱۵ ±۲۴۰/۳۳ ppm متغیر بود. کم ترین میزان مربوط به فلز کادمیوم با۰/۰۰۱-±۰/۹۹ ppm تا ۰/۱۰ ±۱/۶۰ به دست آمد. میزان فلزات مس، کادمیوم و سرب پایین‌تر از حد مجاز بین‌المللی ولی عنصر روی بالاتر از حد مجاز بود. نتایج آماری نشان دادند که ریشه گیاه نی و برگ گیاه پوتاموژتوندر جذب فلزات سنگین از تفاوت معنی دار با سایر اندام های گیاهان برخوردار بودند ($P>0/05$).

واژگان کلیدی: فلزات سنگین، گیاهان آبزی، گیاه‌پالایی، رودخانه دز.

مقدمه

ورود فلزات سنگین به اکوسیستم های آبی جوامع زیستی مرتبط با آن را به‌شدت به مخاطره می اندازد زیرا فلزات سنگین یکی از جدی‌ترین آلاینده ها در محیط طبیعی به دلیل خاصیت سمی، تجزیه‌ناپذیری و تجمع پذیری محسوب می شوند. به‌طوری‌که با ورود فلزات سنگین از منابع طبیعی و مصنوعی به کالبد این گیاهان در بافت ها و اندام ها تجمع می یابند و انباشت این آلاینده ها در پیکر جانداران مهم تر از خطر سمی بودن آن است (داوری و همکاران، ۳۹۱۱).

آلودگی آب یکی از فاکتورهای مؤثر بهداشتی در هر کشوری محسوب می شود. منابع مهم آب برای استفاده انسان رودخانه ها،

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]

دریاچه ها، خاک های مرطوب و آب های زیرزمینی می باشند. صنعتی شدن کشورها و تولید ترکیبات مختلف شیمیایی منجر به تخریب محیط‌زیست می شود (Lazaro *et al*., 2006).

افزایش جمعیت، روش های نوین آبیاری در سیستم های مختلف کشاورزی و سایر فعالیت های صنعتی منجر به آلودگی رودخانه ها گردیده است. در سال های اخیر توجه زیادی به تجمع فلزات سنگین توسط گیاهان آبزی شده است که این عمل گیاهان آبزی را گیاه‌پالایی (Phytoremediation) می گویند. آن ها از طریق ریشه، ساقه و برگ خود می توانند مواد آلوده را جذب کنند. مطالعات اخیر ثابت کرده است که گیاهان ماکروفیت آبزی می توانند مقادیر زیادی از فلزات سنگین را در بافت های خود ذخیره کنند (Arts *et al*., 2008).

گیاهان آبزی بخش طبیعی هر اکوسیستم آبی را به خود اختصاص می دهند. استفاده از گیاهان آبزی در تصفیه اکوسیستم های آبی مزایایی دارد که مهم ترین آن ها مؤثر بودن، ارزان بودن و قابلیت پایدار بودن است و به خاطر این واقعیت است که گیاهان خود گرداننده نور خورشید هستند. این تکنولوژی برای تصفیه آب ها موردتوجه بسیاری واقع‌شده و برای مواد آلوده کننده آلی و غیر آلی کاربرد دارد. استفاده از گیاهان آبزی در آب، رسوبات و خاک کاربرد دارد. انطباق گیاهان آبزی با محیط اطرافشان استفاده از آن ها را آسان تر می سازد (عصری و افتخاری، ۱۳۷۸).

گونه های مختلف گیاهان آبزی در تجمع فلزات سنگین به‌طور یکسان عمل نمی کنند و تفاوت هایی دارند که به گونه و محیط اکولوژیکی آن ها برمی‌گردد (Skinner *et al*., 2007). گیاهان آبزی برای تصفیه آب، مناسب تر از گیاهان خشکی هستند. به این دلیل که آن ها رشد سریع تر و توده زنده بیشتری تولید می کنند، توانایی بالاتری برای جذب آلودگی ها دارند و اثرات آن ها در خالص‌سازی و تصفیه به دلیل تماس مستقیم با آلودگی بیشتر است. هم چنین آن ها نقش مهمی در ساختار و عملکرد اکوسیستم های آبی از طریق تغییر رژیم حرکات آب بازی می کنند (Dhote and Dixit, 2009; Phillips *et al*., 2015; Sharma *et al*., 2015). مطالعات مختلفی درزمینه گیاه‌پالایی در ایران (عبادتی و همکاران،۱۳۸۴: معطر و همکاران، ۱۳۸۷: پرنیان و همکاران، ۱۳۹۰: پرنیان و همکاران، ۱۳۹۳) و جهان (Ladislas *et al*., 2015; Chen *et al*., 2014; Harguinteguy *et al*., 2013) انجام‌شده است ولی تاکنون توانایی گیاهان بومی رودخانه دز در جذب فلزات موردنظر این مطالعه بررسی نشده است.

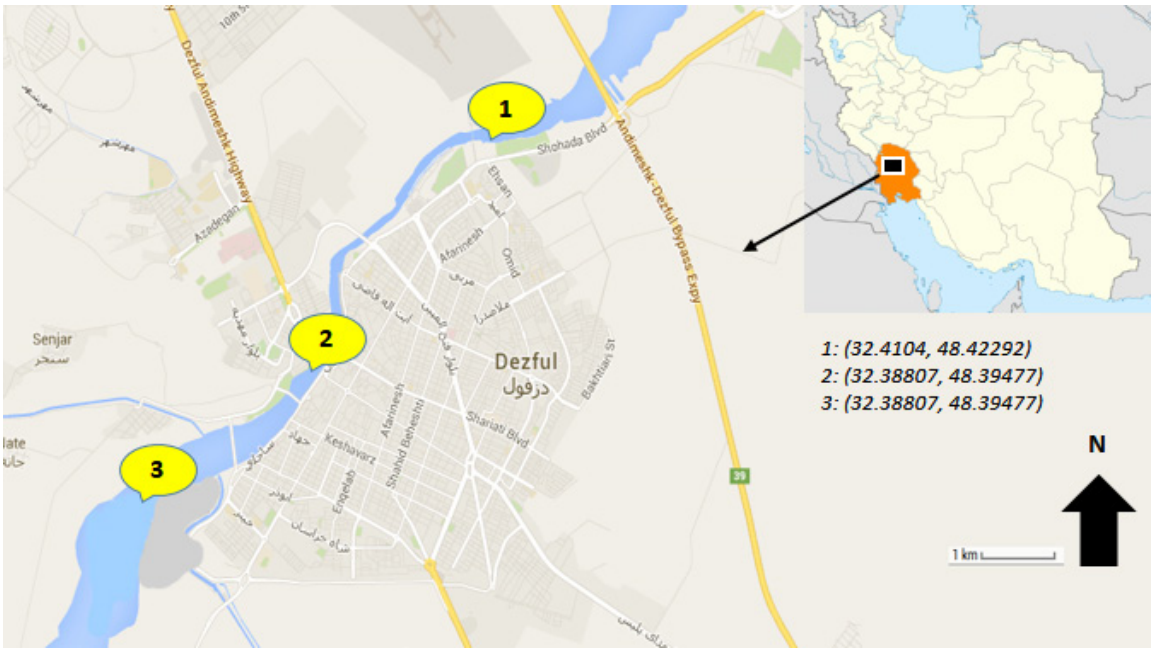
هدف از این مطالعه استفاده از گیاهان بومی رودخانه دز در شهرستان دزفول به‌منظور کارایی آن ها در جذب فلزات سنگین کادمیوم، سرب، روی و مس است تا با استفاده از پتانسیل این گیاهان در حذف فلزات سنگین بتوان در شرایط مصنوعی نیز از آن ها بهره برد.

مواد و روش ها

حوضه آبریز رودخانه دز که در محدوده چین‌خوردگی‌های زاگرس میانی قرار دارد ازلحاظ موقعیت جغرافیایی بر اساس سیستم UTM بین "۰ '۴۹ °۲۴ و "۴۰ '۲۵ ° ۳۰ عرض شمالی و "۹۰ '۹۴ °۳۴ و "۰۴ '۸۹ ° ۳۵ طول شرقی محدودشده است. محدوده موردمطالعه (شکل ۱) دارای تابستان های گرم و زمستان های معتدل است و غالباً تحت تأثیر جریان های مدیترانه ای در فصول پاییز و زمستان است (Afrous *et al*., 2010).

محل اجرای تحقیق در شهرستان دزفول واقع در شمال استان خوزستان و انتخاب گیاهان موردمطالعه به علت فراوانی گیاهان در این منطقه، در دسترس بودن و بومی بودن آن ها بود. فلزات موردمطالعه کادمیوم، سرب، روی و مس بودند. ۳ منطقه موردمطالعه در شمال، مرکز و جنوب رودخانه دز در شهر دزفول تعیین شدند (شکل ۱). علت انتخاب این سه منطقه آلودگی های مختلف رودخانه دز است که در شمال بیشترین آلودگی ها مربوط به فاضلاب های صنعتی، در مرکز خانگی و در جنوب رودخانه آلودگی های ناشی از پساب های کشاورزی بیش ترین سهم را به خود اختصاص می دهند (Afrous *et al*., 2010).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]



شکل ۱: موقعیت منطقه موردمطالعه.

گیاهان مورداستفاده در این تحقیق شامل گیاه غوطه‌ور پوتاموژتون (*Potamogeton crispus*)، گیاه غوطه‌ور چنگال آبی (*Ceratophyllum demersum*)، گیاه نی (*Phragmites australis*) و علف هفت‌بند (*Polygonum hydropiper*) بودند. گیاه پوتاموژتون و گیاه سراتوفایلوم با چنگگ به ترتیب از شمال و مرکز رودخانه دز، گیاه نی با ابزار دست‌چین از شمال و مرکز رودخانه دز و گیاه علف هفت‌بند یا پلی گونوم با ابزار دست‌چین از حوزه جنوبی رودخانه دز، به علت فراوانی این گیاهان در این مناطق، جمع آوری شدند. به علت پایا بودن این گیاهان، آن ها همیشه‌سبز و در منطقه به‌طور دائم وجود دارند ولی فصل بهار بهترین زمان جمع آوری آن ها است. نمونه برداری از رسوبات ۳ منطقه موردمطالعه که گیاهان در آنجا رشد داشتند انجام شد. از هر ایستگاه، ۳ نمونه رسوب سطحی (تا عمق ۱۰ سانتی متر) به وزن حدود ۷۰۰ گرم به‌وسیله اجسام پلاستیکی برداشته شد. نمونه های رسوب در کیسه های پلاستیکی پلی‌اتیلن قرار گرفت و به آزمایشگاه ارسال گردید (MacFarlane *et al*., 2003). سپس نمونه برداری از سه بخش ساقه، ریشه و برگ گیاهان موردنظر نیز صورت گرفت تا میزان تجمع فلزات سنگین در این سه بخش مشخص گردد. از هر بخش گیاه ۱۰ نمونه با ۳ تکرار و هر نمونه با آب مقطر شستشو داده شد و اندام های گیاهی از هم جدا گردیدند. سپس هر نمونه به‌طور جداگانه در ظروف پتری دیش علامت‌گذاری شده در دستگاه اتوکلاو به مدت ۴۸ ساعت و در دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد قرار داده شدند. پس از خشک شدن نمونه ها خرد و الک شدند. سپس ۱ گرم از هر نمونه با ترازو وزن شده و برای هضم نمونه ها آن ها را درون ظروف پلاستیکی ریخته و روی حمام آبی با دمای داخلی ۱۰۰ درجه سانتی گراد قرار داده شدند. ابتدا ۵ میلی لیتر اسید فلئوریدریک به نمونه های گیاهی و رسوبات اضافه شد. سپس ۱۰ میلی لیتر اسید نیتریک و ۵ میلی لیتر اسیدکلریدریک مجدداً اضافه گردید. پس از اتمام هضم، نمونه ها از صافی رد شدند و توسط اسید نیتریک ۴ درصد به حجم ۲۰ میلی لیتر رسانده شدند (ASTM, 2000).

نمونه های هضم شده برای تزریق به دستگاه جذب اتمی مدل فیلیپس (P.U.9400) درون ظروف پلی اتیلنی دربسته ریخته شدند. ابتدا به‌منظور تهیه استانداردها و محدوده غلظت هر یک از عناصر موردبحث آنالیز مقدماتی انجام و استانداردهای موردنیاز برای هر عنصر تهیه شد. کلیه داده‌ها توسط نرم‌افزار SPSS۱۷ مورد تجزیه‌وتحلیل قرار گرفتند. برای مقایسه میانگین بین تیمارها از آنالیز واریانس یک طرفه (ANOVA One-Way) و برای جداسازی گروه های همگن از آزمون LSD استفاده شد. اختلاف بین میانگین ها در تیمارهای مختلف در سطح احتمال ۵ درصد تعیین گردیدند.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]

نتایج

نتایج اندازه گیری فلزات در رسوبات نشان داد که بیش ترین فلز در بین فلزات انتخاب‌شده روی بود. میزان آن در رسوبات شمال تا جنوب رودخانه دز از ۳۰/۱۱ ±۲۷۰/۶۷- ۲۰/۱۵ ±۲۴۰/۳۳ قسمت در میلیون متغیر بود. ریشه گیاه نی و علف هفت بند توانایی بالایی در جذب فلز روی از خود نشان دادند. گیاهان غوطه ور پوتاموژتون و سراتوفیلوم در رده های بعدی قرار داشتند. نتایج آزمون های آماری اختلاف معنی داری را در غلظت روی بین رسوبات و قسمت های مختلف گیاهان نشان دادند ($P>0/05$). فلز روی در ریشه گیاه علف هفت بند ۱/۰۴ برابر رسوب و در ریشه نی ۱/۱ برابر در رسوبات شمال و ۱/۲۵ در رسوبات جنوب تجمع داشت. ساقه گیاهان غوطه ور سراتوفیلوم و پوتاموژتون در جذب فلز روی مؤثر بوده اند. جذب ساقه برای فلز روی در گیاه سراتوفایلوم ۰/۴۹ برابر رسوب، برای گیاه پوتاموژتون ۰/۵۲ برابر، برای گیاه علف هفت بند ۰/۳۸ و گیاه نی ۰/۳۶-۰/۳۲ برابر رسوب گزارش شد (جدول ۱).

غلظت مس در رسوبات شمال تا جنوب رودخانه دز از ۱/۱۱ ±۲۳/۲۲ قسمت در میلیون تا ۱/۰۰ ±۱۷/۹۹ گزارش شد. برگ گیاهان غوطه ور سراتوفایلوم (مرکز رودخانه دز) و پوتاموژتون (شمال رودخانه دز) توانستند میزان ۰/۱۱ ±۳/۳۳ قسمت در میلیون و ۰/۱۲ ±۵/۵۱ را در خود ذخیره کنند درحالی‌که ریشه گیاهان علف هفت بند و نی به ترتیب ۰/۱۵ ±۶/۲۳ قسمت در میلیون و ۱/۰۱ ±۹/۷۶ را در خود ذخیره کردند. آزمون های آماری بین میزان مس در رسوب، ریشه و برگ اختلاف معنی داری نشان دادند ($P>0/05$). برگ گیاه سراتوفایلوم ۰/۱۸، برگ پوتاموژتون ۰/۲۳، ریشه علف هفت‌بند ۰/۳۲ و ریشه نی ۰/۵ در منطقه شمال و ۰/۴۲ در جنوب، برابر آن در رسوب جذب داشته اند (جدول ۲).

بعد از فلز روی و مس بیشترین فلز موجود در رسوبات منطقه های موردمطالعه مربوط به فلز سرب بود. برگ و ساقه گیاه سراتوفایلوم بیش ترین مقدار جذب را نسبت به ریشه نشان دادند (به ترتیب ۰/۰۰۱ ±۱/۹۸ قسمت در میلیون و ۰/۰۰۱ ±۱/۷۶) اما بین آن ها تفاوت معنی دار آماری مشاهده نشد ($P<0/05$) اما در میزان جذب باریشه تفاوت معنی دار آماری نشان دادند ($P>0/05$).

برگ و ساقه گیاه پوتاموژتون نیز در جذب فلز سرب مؤثرتر از ریشه بودند ولی بین آن ها تفاوت معنی دار آماری مشاهده نشد ($P<0/05$) ولی با ریشه دارای اختلاف معنی دار آماری بودند ($P>0/05$). ساقه این گیاه با ۰/۱۸±۳/۲۱ قسمت در میلیون بیشترین میزان جذب را نشان داد که ۰/۳ برابر میزان آن در رسوب بود. ریشه گیاهان علف هفت‌بند و نی با ۰/۱۱ ±۳/۲۲ قسمت در میلیون و ۰/۱۲ ±۵/۵۲ توانستند در جذب فلز سرب مؤثر باشند که به ترتیب ۰/۲۲ برابر و ۰/۵۲ برابر میزان آن در رسوب بود (جدول ۳).

کم ترین میزان فلز مشاهده‌شده در رسوبات مربوط به کادمیوم بود. اندام های گیاه سراتوفایلوم و پوتاموژتون در جذب آن تفاوت معنی دار آماری نشان ندادند ($P<0/05$). برگ هر دو گیاه بیش ترین جذب را نشان داد. ضریب انتقال به برگ گیاه سراتوفایلوم ۰/۲۲ و برای پوتاموژتون ۰/۳ گزارش شد. ریشه گیاه نی با ۰/۰۰۰۱±۰/۴۱ قسمت در میلیون بیش ترین سهم را در جذب کادمیوم نشان داد که ۰/۳۷ برابر میزان آن در رسوب بود. ریشه گیاه علف هفت‌بند با ۰/۰۰۰۱±۰/۲۴ قسمت در میلیون بالاترین مقدار جذب را نسبت به ساقه و برگ نشان داد که ۰/۱۵ برابر مقدار آن در رسوب بود. اندام های ۴ گیاه فوق در جذب فلز کادمیوم تفاوت معنی دار آماری نداشتند ($P<0/05$) (جدول ۴).

جدول ۱: میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*Ceratophylum demersum*) و میزان انتقال آن ها (قسمت در میلیون).

فلز	رسوب	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه	ضریب انتقال به برگ	ضریب انتقال به ساقه
Zn	۲۵۰/۴۴±۳۰/۱۱^{ei}	۷۸/۶۶±۱۳/۱۵^{a}	۱۱۴/۲۱±۲۱/۱۶^{b}	۱۲۴/۳۳±۲۴/۱۸ ^{b}	۰/۳۱	۰/۴۵	۰/۴۹
Cu	۱۷/۹۹±۱/^{j}۰۰	۰/۹۷±۰/۰۰۱^{c}	۳/۳۳±۰/۱۱^{d}	۱/۴۴±۰/۰۰۱^{c}	۰/۰۵	۰/۱۸	۰/۰۸
Pb	۱۲/۲۳±۰/۲۰^{k}	۰/۹۲±۰/۰۰۱^{e}	۱/۹۸±۰/۰۰۱^{f}	۱/۷۶±۰/۰۰۱ ^{f}	۰/۰۷	۰/۱۶	۰/۱۴
Cd	۰/۹۰±۰/۰۰۱^{l}	۰/۱۰±۰/ ۰۰۱^{g}	۰/۲۰±۰/۰۰۱^{g}	۰/۱۲±۰/۰۰۰۱^{g}	۰/۱۱	۰/۲۲	۰/۱۳

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]

جدول ۲: میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*Potamogeton crispus*) و میزان انتقال آن ها (قسمت در میلیون).

فلز	رسوب	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه	ضریب انتقال به برگ	ضریب انتقال به ساقه
Zn	۲۷۰/۶۷±۳۰/۱۱ ^{i}	۹۸/۲۳±۱۸/۴۴ ^{b}	۱۲۰/۲۳±۲۳/۳۰ ^{a}	۱۴۱/۶۶±۲۴/۴۴ ^{a}	۰/۳۶	۰/۴۴	۰/۵۲
Cu	۲۳/۲۲±۱/۱۱ ^{j}	۱/۸۱±۰/۰۲ ^{d}	۵/۵۱±۰/۱۲ ^{c}	۳/۲۲±۰/۱۲ ^{c}	۰/۰۷	۰/۲۳	۰/۱۳
Pb	۱۰/۵۵±۰/۷۶ ^{k}	۱/۴۱±۰/۰۱ ^{e}	۲/۱۱±۰/۱۱ ^{f}	۳/۲۱±۰/۱۸ ^{f}	۰/۱۳	۰/۲	۰/۳
Cd	۱/۱۰±۰/۰۱ ^{l}	۰/۱۳±۰/۰۰۱ ^{g}	۰/۳۲±۰/۰۰۱ ^{g}	۰/۲۲±۰/۰۰۱ ^{g}	۰/۱۱	۰/۳	۰/۲

جدول ۳: میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*Polygonum hydropiper*) و میزان انتقال آن ها (قسمت در میلیون).

فلز	رسوب	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه	ضریب انتقال به برگ	ضریب انتقال به ساقه
Zn	۲۴۰/۳۳± ۲۰/۱۵ ^{i}	۲۵۰/۲۴±۲۴/^{a}۱۳	۹۱/۹۸±۱۸/^{b}۱۱	۹۲/۹۳±۱۹/۱۳^{b}	۱/۰۴	۰/۳۸	۰/۳۸
Cu	۱۹/۲۲±۱/^{j}۳۳	۶/۲۳±۰/^{c}۱۵	۲/۱۱±۰/^{d}۰۱	۱/۹۰±۰/۱۳^{d}	۰/۳۲	۰/۱	۰/۰۹
Pb	۱۴/۱۱±۱/۱۱ ^{k}	۳/۲۲±۰/^{e}۱۱	۱/۷۰±۰/^{f}۰۱	۰/۹۰±۰/^{f}۰۰۱	۰/۲۲	۰/۱۲	۰/۰۶
Cd	۱/۶۰± ۰/^{l}۰۱	۰/۲۴±۰/^{g}۰۰۱	۰/۱۱±۰/^{g}۰۰۱	۰/۱۰±۰/^{g}۰۰۱	۰/۱۵	۰/۰۶	۰/۰۶

جدول ۴: میانگین فلزات سنگین در رسوب، برگ، ساقه و ریشه (*Phragmites australis*) و میزان انتقال آن ها (قسمت در میلیون).

فلز	رسوب (منطقه شمال)	رسوب (منطقه جنوب)	ریشه	برگ	ساقه	ضریب انتقال به ریشه		ضریب انتقال به برگ		ضریب انتقال به ساقه	
						شمال	جنوب	شمال	جنوب	شمال	جنوب
Zn	۲۷۰/۶۷±۳۰/۱۱^{i}	۲۴۰/۳۳± ۲۰/۱۵ ^{i}	۳۰۰/۴۵±۳۵/۴۵ ^{a}	۱۰۰/۲۳±۱۶/۱۵^{b}	۸۷/۴۴±۱۹/۱۶^{b}	۱/۱	۱/۲۵	۰/۳۷	۰/۴۱	۰/۳۲	۰/۳۶
Cu	۲۳/۲۲±۳۰/۱۱^{j}	۱۹/۲۲±۱/۲۲^{j}	۹/۷۶±۱/۰۱^{c}	۳/۱۲±۰/۰۷^{d}	۱/۱۱±۰/۰۷^{e}	۰/۴۲	۰/۵	۰/۱۳	۰/۱۶	۰/۰۴	۰/۰۵
Pb	۱۰/۵۵±۰/۵۵^{k}	۱۴/۱۱±۱/۰۰ ^{k}	۵/۵۲±۰/۱۲^{f}	۱/۹۱±۰/۰۱^{g}	۱/۱۱±۰/۰۷^{g}	۰/۵۲	۰/۳۹	۰/۱۸	۰/۱۳	۰/۱۰	۰/۰۷
Cd	۱/۱۰±۰/۱۲^{l}	۱/۰۶±۰/۰۱ ^{l}	۰/۴۱±۰/۰۰۱^{h}	۰/۲۱±۰/۰۰۱^{h}	۰/۲۰±۰/۰۱^{h}	۰/۳۷	۰/۲۶	۰/۱۹	۰/۱۳	۰/۱۸	۰/۱۲

*حروف مشابه در ستون ها نشان‌دهنده معنی دار نبودن اختلافات ($P>0/05$) در پارامترهای مذکور می باشد.

بحث و نتیجه گیری

اخیراً توجه زیادی به حذف مواد آلوده با به‌کارگیری گیاهان آبزی شده است. دلایل آن شامل: ۱) پتانسیل خطر برای ارگانیسم های آبزی به خاطر رهاسازی مقادیر زیاد فلزات سنگین به درون آب زیاد است. فلزات سنگین به علت سمی بودن مشکل جدی برای آلوده شدن اکوسیستم های آبی به شمار می روند. با توجه به میزان آلودگی گیاهان آبزی به‌عنوان شاخص های زیستی در تمام جهان شناخته‌شده‌اند. ۲) نقش گیاهان در چرخه زیست-زمین- شیمیایی عناصر بسیار مهم است. هنوز سؤالات زیادی برای محققان در مورد پروسه جذب فلزات، مقدار، شکل و مکان های رهاسازی آن ها و اثر سمی بودن آن ها بر روی متابولیسم گیاهان وجود دارد. ۳) تکنیک های جدیدی برای مطالعه فلزات سنگین و چرخه مواد سمی وجود دارد مانند جذب اتمی و اشعه ایکس (Padmavathiamma and Li, 2007).

دانستن مقادیر آلاینده در موجود زنده ارزشمند است. مجموعه داده های زیاد روی گونه های منفرد برای ایجاد استانداردهای معین و مفید مهم است تا ارزیابی و اهمیت غلظت فلزات سنگین موجود در گیاه و محیط آن مشخص گردد؛ اما متغیرهای گوناگونی وجود دارند که می توانند بر رابطه دوز ماده آلاینده با واکنش موجود تأثیر بگذارند. عواملی از قبیل جنس، سن، ترکیب شیمیایی فلز سنگین،

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]

فیزیولوژی جذب و دفع عناصر در بدن گونه موردنظر، فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب محیط‌زیست موجود زنده، کارکرد عناصر سنگین در اندام های مختلف و منابع تولید این فلزات در اطراف زیستگاه در شناخت اهمیت فلزات سنگین مهم هستند. بر اساس نظر محققان 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 نرخ انتقال آلاینده در سطوح مختلف، اندازه گیری درصد هضم آن دارد که درصد مقاومت گونه ها در سطوح مختلف را توصیف می کند (Salt *et al.*, 1995).

نتایج این مطالعه نشان داد که مقادیر متفاوتی از ۴ فلز سنگین روی، مس، سرب و کادمیوم در رسوب، ریشه، برگ و ساقه گیاهان موردمطالعه در نواحی مطالعه شده وجود دارد. این بررسی نشان داد تنها جذب فلز کادمیوم در اندام های مختلف گیاهان موردمطالعه تفاوت معنی دار آماری ندارد ($P<۰/۰۵$). مطابق نتایج به‌دست‌آمده در مورد فلزات سنگین مس، کادمیوم و سرب، میزان آن ها در رسوبات بیش از اندام های گیاهان موردمطالعه بوده است؛ اما در مورد فلز روی نتایج نشان دادند که ریشه گیاهان نی و علف هفت بند با ۳۵/۴۵±۳۰۰/۴۵ و ۲۴/۱۳ ±۲۵۰/۲۴ قسمت در میلیون میزان بیشتری از فلز روی را نسبت به رسوب دارا بودند که توانایی بالای گیاهان فوق را در جذب فلز روی نشان دادند.

در میزان فلزات مطالعه شده صرف‌نظر از گیاه موردمطالعه بیش ترین میزان متعلق به فلز روی است که در اندام های مختلف گیاهان آبزی و همچنین رسوبات بستر بیش ترین فراوانی را به خود اختصاص داده است. نتایج آماری نشان داده‌شده از تجزیه واریانس یک‌طرفه (ANOVA) با اطمینان ۹۵ درصد حاکی از معنی‌دار بودن میزان جذب در ریشه گیاه *Ph. australis* نسبت به ساقه و برگ در مقایسه با سایر گونه هاست. درحالی‌که این تفاوت در برگ گیاه *P. crispus* در خصوص سرب نسبت به سایر گونه های آبزی مشاهده می شود که با نتایج عبادتی و همکاران (۱۳۸۴) هم خوانی دارد.

ازآنجاکه گیاهان پوتاموژتون و سراتوفایلوم غوطه‌ور هستند نقش ریشه در جذب عناصر سنگین در آن ها نسبت به گیاهان چندساله علف هفت بند و نی از اهمیت کم تری برخوردار است. جذب فلزات سنگین از طریق رسوبات کاهش‌یافته درنتیجه جذب از طریق برگ و ساقه افزایش می یابد. پس دور از انتظار نیست که فلزات روی، مس و سرب که در رسوبات بیشترین غلظت رادارند در ریشه گیاهان چندساله نی و علف هفت بند افزایش معنی داری نشان دهند (Harguinteguy *et al.*, 2014). این ارتباط به‌ویژه در ریشه گیاه نی و فلز روی به‌وضوح آشکار است و می توان ریشه این گیاه را به‌عنوان شاخص بیولوژیکی در جذب فلز روی دانست. الگوی ریشه گیاه نی در جذب فلزات سنگین مطالعه شده به‌صورت Zn >Cu >Pb > Cd می باشد که بامطالعه Hosseini Alhashemi و همکاران (۲۰۱۱) مطابقت دارد. تجمع فلزات سنگین در گیاهان حاشیه ای مانند نی از الگوی ریشه > ساقه> برگ پیروی می‌کند که نتایج این تحقیق این مطلب را ثابت می کند.

مطالعات متعددی در مورد جذب مؤثر ریشه گیاه نی وجود دارد (Calheiros *et al.*, 2008; Bragato *et al.*, 2009) اما در مورد گیاه علف هفت بند تاکنون مطالعه ای در ایران انجام‌نشده است و در مورد گیاهان غوطه ور سراتوفایلوم و پوتاموژتون مطالعات اندکی وجود دارد. مطالعات (Mishra *et al.*, 2009، Paiva *et al.*, 2009 و Mufarrege *et al.*, 2010) ثابت کردند که جذب عناصر سنگین بیش تر از طریق ریشه گیاهان صورت می گیرد و اظهار داشتند که در گیاهان حاشیه ای و بن در آب جذب فلزات از طریق ریشه بیش تر صورت می گیرد اما در گیاهان غوطه ور آبزی برگ ها از اهمیت بیش تری در جذب عناصر برخوردارند.

کادمیوم و سرب دو فلزی هستند که برای انسان و سایر جانداران سمی می باشند؛ اما در مطالعه فوق غلظت آن ها از حد مجاز تعیین‌شده توسط (U. S. EPA, 1996) (برای کادمیوم ۱/۲ و برای سرب ۴۷ میلی گرم در کیلوگرم) کم تر گزارش شد. غلظت فلزاتی که در رسوبات بیش تر از آب هستند به علت تجمع آن ها در طی سالیان متمادی در آب رودخانه است.

در مطالعه فعلی برای گیاه غوطه ور پوتاموژتون در رسوبات الگوی تجمع فلزات سنگین از رابطه روی>مس>سرب>کادمیوم پیروی کرد که با نتایج (Peng *et al.*, 2008) متفاوت بود (سرب>روی>کادمیوم>مس). علت آن مشاء آلودگی ناشی از معدن کاوی در اطراف رودخانه موردمطالعه توسط آن ها بود که مهم ترین مرکز آلوده‌کننده در منطقه موردمطالعه گزارش شد اما بامطالعه Ramdan در سال ۲۰۰۳ مطابقت داشت. پس تأثیر منبع آلوده‌کننده در جذب فلزات سنگین مهم است.

میزان روی در خاک های آلوده بین ۱۵۰ تا ۳۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم است (Warne *et al.*, 2008). نتایج میزان روی در رسوبات رودخانه دز نشان از آن دارد که فلز روی در این دامنه قرار می گیرد. پس ازنظر آلودگی به فلز روی رودخانه دز آلوده محسوب می شود. مس و روی دوفلزی هستند که جزء پرمصرف ترین فلزات صنعتی تلقی می شوند. مسلم است وجود شهرک های صنعتی در اطراف

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]

شهر دزفول به‌عنوان بیش‌ترین گذرگاه رودخانه دز می‌تواند در افزایش این دو عنصر مؤثر باشد. از طرفی شهر دزفول به‌عنوان قطب کشاورزی استان خوزستان دارای بیش‌ترین مزارع و زمین‌های کشاورزی است. کاربرد فراوان کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها می‌تواند نقش بسزایی 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 و پساب واحدهای شیمیایی می‌تواند منجر به تجمع فلزات در رسوبات شود.

طبق نتایج به‌دست‌آمده سرب موجود در رسوبات مناطق جنوبی بیش‌تر از شمال است که احتمالاً به علت تردد اتومبیل‌ها در منطقه فوق بوده است. آلودگی‌های انسان‌زاد در این چند سال اخیر سبب تجمع فلزات سنگین در رسوبات شده است. وجود مقادیر زیاد روی بستگی زیادی به مشاء زمینی آن دارد. وجود فلز مس می‌تواند به علت فرسایش زمین و هم فعالیت‌های ناشی از انسان باشد؛ اما دو فلز کادمیوم و سرب دارای مشاء انسان‌زاد هستند. منابع آلوده کننده رودخانه دز بیش‌تر در قسمت جنوبی قرارگرفته‌اند. پس وجود مقادیر زیاد عناصر کادمیوم و سرب که ناشی از فعالیت‌های انسانی هستند دور از انتظار نیست. درحالی‌که روی و مس که مشاء زمینی دارند در قسمت‌های شمالی رودخانه دز بیش‌تر موجودند.

فاکتورهایی مانند شدت نور، میزان اکسیژن محلول و دما نقش مهمی در جذب فلزات سنگین دارند. انرژی ناشی از فتوسنتز و اکسیژن رهاشده شرایط را برای جذب فعال عناصر مهیا می‌سازد. تعامل بین فلزات روندی پیچیده است که بستگی به غلظت فلزات و pH محیط دارد (Meharg, 1994). Hoseinizadeh و همکاران (۲۰۱۱) به بررسی میزان تجمع فلزات سنگین روی، مس، کروم و کادمیوم در سه گیاه آبزی *Typha latifolia*، *Trapa natans* و *Hydrocotyle vulgrls* در تالاب انزلی پرداختند. بیش‌ترین میزان آلودگی مربوط به فلز روی و کم‌ترین مس و کروم گزارش شد. تجمع میزان فلزات سنگین در تیفا از دو گیاه دیگر کمتر بود. آن‌ها هم مطابق بامطالعه فعلی میزان زیاد روی را ناشی از فعالیت‌های انسانی دانستند. Anderson و همکاران در سال ۲۰۰۰ گزارش کردند که جذب دو فلز کادمیوم و سرب از رسوبات توسط گیاهان آبزی تفاوت معنی‌داری نشان ندادند ولی مس، روی، نیکل و کروم تفاوت معنی‌دار آماری نشان دادند که بامطالعه ما هماهنگی دارد.

نتیجه‌گیری نهایی بدین‌صورت بیان می‌شود که آب رودخانه دز به فلز روی آلوده است ولی میزان مس، کادمیوم و سرب از حد مجاز پایین‌ترند. در مطالعه فعلی گیاهان *Ph. australis* و *P. hydropiper* با توجه به تجمع بیش‌تر فلزات سنگین می‌توانند در پالایش رودخانه دز مؤثر واقع شوند.

منابع

پرنیان، ا.، چرم، م.، جعفرزاده حقیقی فرد، ن. و دیناروند، م. ۱۳۹۰. گیاه‌پالایی نیکل از محیط هیدروپونیک به کمک علف شاخی. مجله علوم و فنون کشت‌های گلخانه‌ای. سال دوم. شماره ششم. صفحات ۸۴-۷۵.

پرنیان، ا.، چرم، م.، جعفرزاده حقیقی فرد، ن.، دیناروند، م.، ۱۳۹۳. حذف زیستی کادمیوم به‌وسیله عدسک آبزی (پتانسیل‌یابی پالایش سبز آب و پساب). مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب‌وخاک. سال هجدهم. شماره هفتاد. ۲۹۳-۲۸۳.

داوری، ع.، دانه‌کار، افشین.، خراسانی، ن. و جوانشیر، آ.، ۱۳۹۱. شناسایی آلودگی فلزات سنگین در جنگل‌های مانگرو استان بوشهر. مجله محیط‌شناسی. سال سی و هشتم. شماره ۳. صفحه ۳۶-۲۷.

عبادتی، ف.، اسماعیلی ساری، ع. و ریاحی بختیاری، ع.، ۱۳۸۴. میزان و نحوه تغییرات فلزات سنگین و اندام‌های گیاهان آبزی و رسوبات تالاب میانکاله. مجله محیط‌شناسی. شمار ۳۷. صفحات ۵۷- ۵۳.

عصری، ی و افتخاری، ط.، ۱۳۷۸. معرفی فلور و پوشش گیاهی تالاب سیاه کشیم . مجله محیط‌شناسی دانشگاه تهران. شماره ۲۹. صفحات ۳۴-۲۵.

معطر، ف.، جوادی، ا.، کرباسی، ع. و منوری، س. م.، ۱۳۹۰. بررسی توانایی گیاه نیلوفر آبی سفید در کاهش فلزات سنگین (سرب، کادمیوم و منگنز) از محلول‌های آبی. مجله انسان و محیط‌زیست. شماره شانزدهم. صفحات ۴۹-۴۱.

Afrous, A., Manshouri, M., Liaghat, A., Pazira, E. and Sedghi, H., 2010. Accumulation of Hg and As in three species of aquatic plants in Dezful, Iran. World Applied Science Journal. 10(8): 911-917.

Anderson, M. B., Dombeck, G. D., Mark, W. and Perry, P. E., 2000. Trace Metals Assimilation in

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]

Treatment Wetland Sediments, www.nolte.com/shared/ pdf/ sacwetl.

Arts, G. H. P., Belgers, J. D. M., Hoekzema, C.H. and Thissen, J. T. N. M., 2008. Sensitivity of submersed freshwater macrophytes and endpoints in laboratory toxicity tests. Environ Pollut: 153(1):199–206.

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

Bragato, C., Schiavon, M., Polese, R., Ertani, A., Pittarello, M. and Malagoli, M., 2009. Seasonal variations of Cu, Zn, Ni and Cr concentration in Phragmites australis (Cav.) Trin ex steudel in a constructed wetland of North Italy. Desalination 246:35–44.

Calheiros, C. S. C., Rangel, A. O. S. S. and Castro, P. M. L., 2008. The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in Phragmites australis. Arch Environ Contam Toxicol 55:404–414.

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.

Dhote, S. and Dixit, S., 2009. Water quality improvement through macrophytes- a review. Environmental Monitoring and Assessment 152: 149–153.

Harguinteguy, C., Cirelli, A. F. and Pignata, M. L., 2015. Heavy metal accumulation in leaves of aquatic plant Stuckenia filiformis and its relationship with sediment and water in the Suquía river (Argentina). Microchemical Journal 114: 111-118.

Hoseinizadeh, G. H. 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 (9): 1478-1481.

Hosseini Alhashemi, A. S., Karbassi, A. R., Hassanzadeh Kiabi, B., Monavari, S. M., Nabavi, S. M. B. and Sekhavatjou, M. S., 2011. Bioaccumulation of Trace Elements in Trophic Levels of Wetland Plants and Waterfowl Birds. Biol Trace Elem Res. DOI 10.1007/s12011-010-8795-x.

Ladislas, S., Gerente, C., Chazarenc, F., Brisson, J. and Andres., 2015. Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds. Ecological Engineering. 80: 85-91.

Lazaro, J. D., Kidd, P. S. and Martinez, C. M., 2006. A phytogeochemical study of the Tra´s-os-Montes region (NE Portugal): possible species for plantbased soil remediation technologies. Science of the Total Environment 354 (2-3), 265-277.

MacFarlane, G. R., Pulkownik, A. and Burchett, M. D., 2003. Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, Avicennia marina (Forsk.) Vierh: Biological indication potential. Environmental Pollution 123: 139–151.

Meharg, A. A., 1994. Integrated tolerance mechanisms-constitutive and adaptive plant-response to elevated metal concentrations in the environment. Plant Cell and Envi 17:989–993.

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: 749–754.

Mufarrege, M. M., Hadad, H. A. and Maine, M. A., 2010. Response of Pistia stratiotes to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and phosphorous. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 58: 53–61.

Padmavathiamma, P. K. and Li, L. Y., 2007. Phytoremediation Technology: Hyper-accumulation Metals in Plants. Water Air Soil Pollut 184:105–126.

Paiva, B. L., de Oliveira, J. G., Azevedo, R. A., Ribeiro, D.R., da Silva, M. G. and Vito´ria, A. P., 2009. Ecophysiological responses of water hyacinth exposed to Cr^3 and Cr^6. Environmental and Experimental Botany 65: 403–409.

Peng, K., Luo, Ch., Lou, L., Li, X. and Shen, Zh., 2008. Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants Potamogeton pectinatus L. and Potamogeton malaianus Miq. And their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. Science of the total environment. 392: 22 – 29.

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.

Ramdan, A. A., 2003. Heavy metal pollution and biomonitoring plants in Lake Manzala, Egypt, Pak. J. Biol. Sci., 6(13): 1108-1117.

Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P. B. A., Dushenkov, V., Ensley, D., Chet, I. and Raskin, I., 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]

Biotechn 13:468–474.

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. Environ Sci Pollut Res. 22: 946-962.

Skinner, K., Wright, N. and Porter-Goff, E., 2007. Mercury uptake and accumulation by four species of aquatic plants. Environmental Pollution 145: 234-237.

U. S. Environmental Protection Agency., 1996. ECO update: ecotox thresholds. Intermittent Bulletin, vol. 3 (2). Office of Emergency and Remedial Response, EPA; 540/F-95/038.

Warne, M. S., 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. Environ Toxicol Chem 27:786–792.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-27]