حذف کادمیوم و سرب از محیط آبی با استفاده از سنبل‌آبی (*Eichhornia crassipes*)

شهرام صداقت حور[1*]
سهیلا عبدالعلی زاده[2]
مهرداد فرخی[3]

۱. دانشیار دانشکده کشاورزی، واحد رشت، دانشگاه آزاد اسلامی، رشت، ایران
۲. دانش آموخته کارشناسی ارشد فیزیولوژی و اصلاح گیاهان زینتی، واحد رشت، دانشگاه آزاد اسلامی، رشت، ایران
۳. دانشیار دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی البرز، کرج، ایران

*** نویسنده مسئول مکاتبات**
Sedaghathoor@iaurasht.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۰۵/۰۲
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۱۱/۰۲
کد مقاله: ۱۳۹۳۰۱۰۰۹۳
این مقاله برگرفته از پایان‌نامه دانشجویی است.

چکیده

این پژوهش با هدف بررسی پتانسیل سنبل‌آبی در حذف فلزات سنگین کادمیوم و سرب در پاییز ۱۳۹۰ به صورت طرح بلوک‌های کامل تصادفی با ۶ تیمار در ۳ تکرار در رشت اجرا شد. تیمارهای آزمایشی شامل: آب شهر، کلرید کادمیوم ۲ میلی‌گرم در لیتر، کلرید کادمیوم ۴ میلی‌گرم در لیتر، کلرید سرب ۴ میلی‌گرم در لیتر، کلرید سرب ۸ میلی‌گرم در لیتر، کلرید کادمیوم (۲میلی‌گرم در لیتر) + کلرید سرب (۴ میلی‌گرم در لیتر) بود. شاخص‌های رویشی گیاه (اندازه برگ و قطر بافت اسفنجی)، تعداد برگ، رشد نسبی، فاکتور غلظت زیستی و غلظت عناصر فلزی در بافت‌های گیاهی مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. برای اندازه‌گیری عناصر جذب شده توسط گیاه از روش پلاسمایی جفت شده القایی (ICP) استفاده گردید. نتایج نشان داد که این گیاه در شرایط مقادیر بالای کادمیوم و سرب به خوبی رشد می‌کند تا جایی که میزان رشد سنبل‌آبی در کلرید کادمیوم ۲ میلی‌گرم در لیتر بیش‌تر از میزان رشد این گیاه در شرایط شاهد (آب شهر) بوده است. هرچند که با افزوده شدن هر دو فلز (سرب و کادمیوم) به محیط آبی، میزان رشد برگ‌ها کم‌تر از مقدار کادمیوم ۲ میلی‌گرم در لیتر بود ولی باز هم آسیب‌دیدگی در گیاه دیده نمی‌شود و مقدار رشد تحت این تیمار نیز بیش‌تر از شاهد بوده است. این آزمایش نشان داد سنبل‌آبی قادر به جذب کلرید کادمیوم تا غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر و کلرید سرب تا غلظت ۸ میلی‌گرم در لیتر بوده است.

واژگان کلیدی: سنبل‌آبی، فلزات سنگین، گیاه‌پالایی، *Eichhornia crassipes*.

مقدمه

افزایش هزینه فن‌آوری‌های موثر و سازگار با محیط‌زیست برای اصلاح خاک و فاضلاب آلوده با مواد سمی یک موضوع جالب جهانی است. درک اساس ژنتیکی و فیزیولوژیکی مقاومت به فلزات سنگین برای انتخاب گونه‌های مناسب جهت رویشگاه‌هایی که در معرض آلایندگی با فلزات سنگین هستند اهمیت زیادی دارند (Larcher, 2003).

از جمله فلزات سنگین سمی و آلاینده محیط زیست می‌توان به سرب و کادمیوم اشاره کرد. فلز سرب برای اکوسیستم و سلامت انسان خطرناک بوده و به‌راحتی در میکروارگانیسم‌ها تجمع می‌یابد. سرب از طریق آب و هوا وارد بدن انسان شده و در استخوان به جای کلسیم تجمع یافته و روی سیستم عصبی و در ساخت هموگلوبین اثر می‌گذارد. کادمیوم نیز به خاطر تأثیر منفی آن بر روی محیط زیست و تجمع آن در سرتاسر زنجیره غذا، یک تهدید جدی برای سلامتی بشر می‌باشد. توانایی گیاهان برای افزایش تجمع عناصر در بافت‌های آن‌ها می‌تواند یک مزیت به حساب آید. به ویژه در روش‌های رفع آلودگی زیستی می‌تواند مؤثر باشد که منجر به پاک‌سازی مکان‌های آلوده از عناصر سنگین به‌وسیله گیاهان می‌شود (Orcutt *et al.*, 2000). ریشه بسیاری از گیاهان قادر به حذف فلزاتی مانند کادمیوم، سرب، روی، نیکل و دیگر فلزات سنگین از آب‌های آلوده هستند که روش کم‌هزینه و طبیعی می‌باشد (Baker, 1987). از گیاهان مختلف علاوه‌بر حذف فلزات سنگین، به‌منظور حذف نیترات و فسفر اضافی محیط آبی نیز استفاده می‌شود. به‌طوری‌که از بین سه گیاه مورد مطالعه، کاهوی‌آبی

بیش‌تر از سنبل‌آبی و اسفناج‌آبی قدرت جذب نیترات و فسفر را به‌خود اختصاص داده‌است (Sundaralinga and Gnanavelrajah, 2014).

ارزش گیاهان تجمع‌دهنده فلزات برای اصلاح تالاب‌ها اخیراً مورد توجه قرار گرفته که این قابلیت حذف فلزات سنگین سمی و عناصر کمیاب از آب و خاک‌های آلوده به پدیده گیاه‌پالایی موسوم است (Black *et al.*, 1994). از زمان شروع انقلاب صنعتی، سرعت آلودگی خاک توسط فلزات سمی به طرز چشم‌گیری افزایش یافته است. منابع آلودگی فلزات سنگین ناشی از فعالیت‌های انسانی شامل فاضلاب‌های صنعتی، تولید سوخت، استخراج معادن، فرآیندهای ذوب، عملیات نظامی، استفاده از مواد شیمیایی در کشاورزی، صنایع در مقیاس کوچک (از جمله تولید باتری، محصولات فلزی، ذوب فلز، تولید کابل پوششی صنعتی و...)، کوره‌های آجرپزی، احتراق زغال‌سنگ می‌باشد. هم‌چنین ضایعات شهری، استفاده بی‌رویه از آفت‌کش، قارچ‌کش‌ها، کودهای شیمیایی، آب آبیاری شده توسط فاضلاب صنعتی و پساب‌ها که منجر به آلودگی خاک و گیاهان مخصوصاً گیاهان باغی می‌شود (Dembitsky, 2003).

سرب فلزی سمی است که در اکسیژن و آب پایدار بوده و در اسید نیتریک حل می‌شود. این فلز از طریق بنزین سرب‌دار وارد اتمسفر شده و پس از آن با رسوب بر روی گیاهان و تنفس گرد و غبار سرب‌دار وارد چرخه غذایی گردید. این عنصر ابتدا در خاک‌های سطحی تجمع یافته و بر موجودات زنده خاک تأثیر منفی می‌گذارد. حداکثر مجاز این عنصر در آب‌های آشامیدنی ۰/۰۵میلی‌گرم در لیتر است (Pais and Benton Jones, 1997). کادمیوم فلزی است که در اسید حل شده ولی در ترکیبات قلیایی حل نمی‌گردد. میزان کل آن در خاک‌ها ۰/۰۱– ۳ میلی‌گرم در کیلوگرم و میزان قابل حل آن در خاک‌ها ۰/۱ –۱۴میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد. کادمیوم و ترکیبات آن در مقایسه با فلزات سنگین دیگر نسبتاً محلول در آب است. گونه‌های شیمیایی آن در آب به صورت Cd^{2+} و CdOH می‌باشد (شفایی و صادقی، ۱۳۶۵). برونشیت، کم‌خونی و سنگ‌کلیه از اثرات کادمیوم در انسان است. تنفس ۱ میلی‌گرم بر مترمکعب کادمیوم در هوا باعث ناراحتی‌های مزمن تنفسی می‌شود (اسماعیلی‌ساری، ۱۳۸۱).

در گیاه‌پالایی، ریشه‌های استقرار یافته گیاهان، عناصر فلزی را از خاک یا محیط آبی جذب و آن‌ها را به اندام‌های هوایی ساقه جهت انباشته شدن هدایت می‌کنند. پس از رشد کافی گیاهان و انباشت فلز، اندام‌های بالایی سطح زمین از گیاه برداشت و حذف می‌شود و در نتیجه حذف دایم فلزات امکان‌پذیر می‌شود (Nanda Kumar *et al.*, 1995). گیاهان پالاینده باید مکانیسم‌هایی برای سم‌زدایی و یا تحمل بالایی به غلظت فلزات انباشته شده در شاخساره‌های خود را داشته باشند. در محیط طبیعی، گیاهان خاصی شناسایی شده‌اند که پتانسیل جذب فلزات سنگین را دارند. حداقل ۴۵ خانواده گیاهی با خاصیت انباشتگی بیش از حد فلزات سنگین شناخته شده‌اند (Baker and Walker, 1989).

آفتابگردان، خردل هندی، تنباکو، چاودار، اسفناج و ذرت توانایی حذف سرب از آب را دارند که در بین آن‌ها آفتابگردان توانایی بالاتری دارد (Jadia and Fulekar, 2008). Karkhanis و همکاران (۲۰۰۵) نشان دادند که کاهو آبی ظرفیت بالقوه بالایی برای جذب فلزات سنگین (مس، روی و کروم) دارد، هم‌چنین خزه پتانسیل خوبی برای جذب این فلزات بعد از کاهو آبی داشته است. جذب روی و مس توسط سنبل‌آبی در مقایسه با کاهو آبی و خزه پایین‌تر بوده است. به ترتیب کاهو آبی، خزه و سنبل‌آبی را می‌توان به عنوان انباشت‌گرهای فلزات سنگین در محیط آبی به کار برد. قدومه (*Alyssum bertolonii*) با خاصیت انباشتگی بیش از حد نیکل که بیش از ۹ تا ۲۲ تن در هکتار زیست توده تولید می‌کند معرفی شد (Robinson *et al.*, 1997). Greger (۱۹۹۹) اظهار کرد گیاهی که بیش از ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر کادمیوم ذخیره کند، فوق جاذب کادمیوم است. این میزان برای کربنات، مس، نیکل و سرب بیش از ۱۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر است. سنبل‌آبی با موفقیت در فاضلاب‌ها استفاده شده و کیفیت آب را با کاهش مواد آلی وغیرآلی بهبود بخشیده است (Brix, 1993). سنبل‌آبی به آسانی فلزات سنگین آب زهکشی را کاهش می‌دهد. برخی از عناصر کمیاب می‌توانند توسط این گیاه تجمع یابند (Ismail *et al.*, 1996).

سنبل‌آبی (*Eichhornia crassipes*) گیاهی است آبزی که به‌وسیله دمبرگ‌هایی که تغییر شکل یافته‌اند و به شکل اسفنجی درآمده‌اند می‌تواند روی سطح آب شناور بماند (Center and Spencer, 1981). استفاده از این گیاه به عنوان یک پالایشگر می‌تواند در راه رفع مشکلات زیست محیطی کمک حال باشد. این گیاه هم‌چنین دارای ارزش زینتی بالایی نیز می‌باشد. E. crassipes بومی مناطق گرمسیری جهان است و از آمازون در برزیل گرفته تا مناطق دیگر از جمله ونزوئلا، قسمت‌هایی از آمریکای جنوبی _ مرکزی و جزایر بزرگ

کارائیب پراکنده شده‌است (Edwards and Musil, 1975). سنبل‌آبی در حذف محسوس مقدار فلزات سنگین کادمیوم، کروم، مس، منگنز، سرب، نیکل و روی از آب شیرین مخصوصا در غلظت کم موثر است (Sultan and Rashed, 2003)، استفاده از شلتوک، خاک اره، پوست پرتغال، پوست بادام و بادام‌زمینی، سبوس برنج و سبوس گندم و بسیاری مواد دیگر توسط محققین مختلف به‌عنوان جاذب فلزات سنگین گزارش شده‌است که کارایی خوبی جهت جذب سطحی فلزات از خود نشان داده‌اند (Wan Nagah and Hanafiah, 2008). گیاه‌پالایی فن‌آوری نسبتاً جدیدی است که علاوه بر محبوبیت عمومی، سازگار با محیط زیست و کم هزینه است (Hazrat *et al*.,2013). با تعیین توان و ظرفیت پالایندگی سنبل‌آبی، می‌توان آن را در محیط‌های آلوده به فلزات سنگین ، به خصوص در محیط‌های آبی برای حذف این فلزات مورد استفاده قرار داد. این آزمایش به منظور ارزیابی پتانسیل سنبل‌آبی در حذف فلزات سنگین کادمیوم و سرب به مرحله اجرا در آمد.

مواد و روش‌ها

این مطالعه در گلخانه دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد رشت واقع در کیلومتر ۱۵جاده لاکان شهر انجام گرفت. آزمایش پاییز ۱۳۹۰ به صورت طرح بلوک کامل تصادفی با ۶ تیمار در ۳ تکرار اجرا شد که تیمارها شاملT_1: آب شهری، T_2: کلرید کادمیوم ۲ میلی‌گرم در لیتر، T_3: کلرید کادمیوم ۴ میلی‌گرم در لیتر، T_4: کلرید سرب ۴ میلی‌گرم در لیتر، T_5: کلرید سرب ۸ میلی‌گرم در لیتر و T_6: کلرید کادمیوم (۲ میلی‌گرم در لیتر) + کلرید سرب (۴ میلی‌گرم در لیتر) بود. برای انجام این آزمایش ۱۸ پلات آزمایشی (هر پلات ۳ گلدان) پیش بینی شد. در هر هفته به هر گلدان یک لیتر آب شهری و یا محلول آلوده به فلزات سنگین اضافه می‌شد. نمونه‌های گیاهی به صورت گیاهچه‌های دختری پس از اندازه‌گیری وزن تر در داخل گلدان‌ها قرار گرفتند که کار گلخانه‌ای به مدت دو ماه به طول انجامید. شاخص‌های رویشی گیاه (طول و عرض برگ و قطر بافت اسفنجی)، تعداد برگ، رشد نسبی، فاکتور غلظت زیستی و غلظت عناصر فلزی در بافت‌های گیاهی در این آزمایش مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. پس از به‌دست آوردن وزن تر نهایی گیاه و وزن تر اولیه گیاه، رشد نسبی گیاه با استفاده از رابطه ۱ به‌دست آمد.

رابطه ۱: (IFW) وزن اولیه گیاه / (FFW) وزن تر نهایی گیاه = رشد نسبی

فاکتور غلظت زیستی بعد از هضم ماده گیاهی از رابطه ۲ به‌دست آمد و به صورت نسبت غلظت فلز در بافت گیاه به غلظت اولیه فلز در محلول خارجی محاسبه شد. هر چه غلظت فلز در بافت گیاه بیش‌تر باشد نشان دهنده جذب بیش‌تر فلز توسط گیاه می‌باشد (Morrison, 2000).

رابطه ۲: غلظت اولیه فلز در محلول رشد /غلظت فلز در بافت گیاهی = فاکتور غلظت زیستی

به منظور اندازه‌گیری غلظت عناصر مورد آزمایش، عصاره‌گیری و هضم ماده گیاهی در آزمایشگاه دانشکده کشاورزی واقع در لاکان شهر انجام گرفت که برای این منظور از تهیه خاکستر به روش Willson (۱۹۸۳) استفاده شد و برای اندازه‌گیری عناصر جذب‌شده توسط گیاه از روش پلاسمایی جفت شده القایی (ICP) استفاده گردید. جهت تجزیه واریانس داده‌ها از نرم‌افزار MSTATC و SPSS استفاده گردید. هم‌چنین مقایسه میانگین داده‌ها به روش آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) انجام گرفت.

نتایج

نتایج به‌دست آمده از آزمایش (جدول ۱) نشان داد که اثر تیمارهای آزمایشی در سطح احتمال ۰/۰۵ بر روی طول برگ در طی هر ۵ مرحله یادداشت‌برداری برگ معنی‌دار بود. مقایسه میانگین داده‌ها (جدول ۲) نشان داد که در هر ۵ مرحله آزمایشی (۵ هفته) کم‌ترین اندازه برگ تحت تیمار شاهد یعنی آب شهری به‌دست آمد، درحالی‌که بیش‌ترین طول برگ مربوط به تیمار دوم (۲میلی‌گرم در لیتر کلرید کادمیوم) بود. این اختلاف در اندازه طول برگ تا حدود ۲۰ درصد بود به عبارت دیگر، سنبل‌آبی در اثر دریافت غلظت ملایمی از کادمیوم (۲ میلی‌گرم در لیتر) افزایش رشد حدود ۲۰ درصدی در برگ‌ها نشان داده که در این مورد می‌توان علت را مقاومت بالای این گیاه نسبت به فلزات

سنگین دانست. داده‌های به‌دست آمده از اندازه‌گیری عرض برگ نیز مورد تجزیه واریانس قرار گرفت و نتایج نشان داد که اثر تیمارهای آزمایشی بر عرض برگ فقط در هفته اول آزمایش در سطح احتمال ۰/۰۵ معنی‌دار بود و در مراحل بعدی آزمایش تأثیر غیرمعنی‌داری داشت (جدول ۱). مقایسه میانگین هفته اول آزمایش نشان داد که بیش‌ترین عرض برگ مربوط به تیمار دوم یعنی کلرید کادمیوم ۲ میلی‌گرم در لیتر و کم‌ترین اندازه آن مربوط به تیمار شاهد بود (جدول ۲).

قطر بافت اسفنجی گیاه مورد مطالعه با در نظر گرفتن نتایج حاصله تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۰/۰۵ در هفته دوم و چهارم آزمایش از خود نشان داد (جدول ۱) که در هر دو مرحله بیش‌ترین قطر مربوط به تیمار دوم (کلرید کادمیوم ۲ میلی‌گرم در لیتر) و کم‌ترین آن مربوط به تیمار شاهد بود (جدول ۲). این اختلاف در قطر بافت اسفنجی تا حدود ۱۰ درصد می‌باشد و این گیاه در غلظت ۲ میلی‌گرم در لیتر کلرید کادمیوم افزایش قطر ۱۰ درصدی نسبت به شاهد نشان داد. آنچه از نتایج بر می‌آید این است که اکثر شاخص‌های رشد در اثر مصرف سرب و کادمیوم به تنهایی کاهش نشان نمی‌دهند، ولی مصرف دو فلز به طور هم‌زمان در یک تیمار عمدتاً باعث نقصان در شاخص‌های رشد می‌شود.

نتایج تجزیه آماری به‌دست آمده نشان داد که تعداد برگ اولیه گیاه در حضور تیمارهای آزمایشی هیچ تفاوت معنی‌داری از خود نشان نداد. این امر نشان دهنده یکنواختی گیاهان مورد آزمایش تحت تیمارهای آزمایشی مختلف می‌باشد. درحالی‌که تعداد برگ نهایی گیاه در اثر تیمارهای آزمایشی در سطح احتمال ۰/۰۵ تفاوت معنی‌داری را از خود نشان داد (جدول ۱). کم‌ترین تعداد برگ تحت تأثیر تیمار سوم (کلریدکادمیوم ۴ میلی‌گرم در لیتر) و بیش‌ترین تعداد برگ در تیمار شاهد به‌دست آمد (جدول ۲).

رشد نسبی گیاه با توجه به نتایج (جدول ۱) تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۰/۰۵ تحت تأثیر تیمارهای آزمایشی از خود نشان داد که بیش‌ترین رشد نسبی مربوط به آب شهری (شاهد) و کلرید سرب ۸ میلی‌گرم در لیتر و کم‌ترین آن مربوط به کلرید کادمیوم ۴میلی‌گرم در لیتر بود (جدول ۲).

جدول ۱: تجزیه واریانس اثر تیمارهای آزمایشی بر شاخص‌های رویشی گیاه سنبل‌آبی (*Eichhornia crassipes*).

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات				
		طول برگ	عرض برگ	تعداد برگ نهایی	قطر بافت اسفنجی	رشد نسبی
تکرار	۲	۰/۰۰۳ ns	۰/۰۷۶ ns	۸/۴۵۱ ns	۱/۹۷۴ ns	۰/۰۱۱ ns
تیمار	۵	۱/۵۴۵*	۱/۵۰۰*	۲۸/۸۱۸*	۰/۶۹۳*	۰/۱۲۱*
خطا	۱۰	۰/۴۲۷	۰/۳۴۰	۶/۷۸۹	۰/۲۱۴	۰/۰۲۸
ضریب تغییرات(٪)	–	۷/۲۶	۷/۵۸	۱۴/۰۶	۵	۱۰/۲۰

ns غیر معنی‌دار ؛ * ، معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۰۵

جدول ۲: مقایسه میانگین اثر تیمارهای آزمایشی بر شاخص‌های رشد سنبل‌آبی (*Eichhornia crassipes*).

تیمارها	میانگین‌ها				
	طول برگ (سانتی‌متر)	عرض برگ (سانتی‌متر)	قطر بافت اسفجی (سانتی‌متر)	تعداد برگ نهایی	رشد نسبی
شاهد	۷/۹ *c	۶/۴ c	۸/۵ c	۲۱/۴ a	۱/۸ a
کلرید کادمیم ۲	۱۰/۱ a	۸/۵ a	۹/۷ a	۱۸/۳ a	۱/۵ ab
کلرید کادمیم ۴	۹/۱۱ abc	۷/۹ ab	۹/۵ ab	۱۲/۹ b	۱/۳ b
کلرید سرب ۴	۹/۰۸ abc	۷/۶ ab	۹/۶ ab	۲۰/۸ a	۱/۵ ab
کلرید سرب ۸	۹/۱۹ ab	۸ ab	۹/۳ abc	۱۷/۷ a	۱/۸ a
کلرید کادمیم ۲ + کلرید سرب ۴	۸/۵ bc	۷/۴ bc	۸/۸ bc	۱۹/۸ a	۱/۵ ab

* حروف مشترک نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست.

طبق جدول ۳ میزان انباشت کادمیوم توسط ریشه گیاه در سطح احتمال ۰/۰۱ معنی‌دار بود که نشان‌دهنده توانایی ریشه گیاه در انباشت کادمیوم می‌باشد. که بیش‌ترین میزان انباشت کادمیوم در غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر و کم‌ترین آن مربوط به شاهد (آب شهری) بود (جدول ۴). هم‌چنین با توجه به جدول ۳ انباشت کادمیوم در شاخساره سنبل‌آبی در سطح احتمال ۰/۰۵ اختلاف معنی‌داری دارد که بیش‌ترین میزان انباشت توسط شاخساره گیاه نیز مربوط به غلظت کلرید کادمیوم ۴ میلی‌گرم در لیتر و کم‌ترین آن مربوط به شاهد و تیمار چهارم بود (جدول ۴).

نتایج حاصل از جدول ۳ نشان می‌دهد که توانایی ریشه گیاه در انباشت سرب در سطح احتمال ۰/۰۱ معنی‌دار می‌باشد که بیش‌ترین توانایی ریشه گیاه در غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر و ۸ میلی‌گرم در لیتر سرب بود که این نشان‌دهنده انباشت بیش‌تر فلز سرب در ریشه گیاه بود و کم‌ترین میزان انباشت مربوط به شاهد و تیمار چهارم (کلرید کادمیوم ۲ میلی‌گرم در لیتر + کلرید سرب ۴ میلی‌گرم در لیتر) بود (جدول ۴). توانایی شاخساره گیاه برای انباشت سرب ($P < ۰/۰۱$) نیز معنی‌دار بود (جدول ۳) که بیش‌ترین میزان انباشت مربوط به کلرید سرب ۴ و ۸ میلی‌گرم در لیتر و نیز تیمار چهارم (کلرید کادمیوم ۲ میلی‌گرم در لیتر + کلرید سرب ۴ میلی‌گرم در لیتر) بود و کم‌ترین میزان انباشت مربوط به شاهد بود (جدول ۴).

جدول ۳: تجزیه واریانس فاکتور غلظت زیستی سرب و کادمیوم در اندام‌های سنبل‌آبی (*Eichhornia crassipes*).

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات			
		کادمیوم ریشه	کادمیوم شاخساره	سرب ریشه	سرب شاخساره
تکرار	۲	۲۵۰۵۲/۰۷ ns	۲۱۹۹/۳۹ ns	۱۱۸۰/۲۳ ns	۶۸۲/۹۶ ns
تیمار	۳	۵۰۶۳۹۷/۱۲ **	۴۹۶۰۰/۸۴ *	۱۷۵۴۶۴/۱۱ **	۲۸۴۴۳/۱۵ *
خطا	۶	۳۲۷۴۰/۵۸	۵۴۲۷/۸۷	۱۰۸۴۴/۶۴	۲۱۶۴/۱۹
ضریب تغییرات٪	–	۳۸/۸۹	۵۲/۶۶	۳۶/۴۵	۳۲/۶۵

ns: غیرمعنی‌دار ؛ *، ** : معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۰۵ و ۰/۰۱

جدول٤: مقایسه میانگین داده‌های حاصل از فاکتور غلظت زیستی سرب و کادمیوم در اندام‌های سنبل‌آبی (*Eichhornia crassipes*).

تیمارها	میانگین‌ها (میلی‌گرم در لیتر)			
	کادمیوم ریشه	کادمیوم شاخساره	سرب ریشه	سرب شاخساره
شاهد	۰ c*	۰ b	۰ b	۰ b
کلرید کادمیم ۲	۵۹۴/۴ b	۱۴۴/۴ b	–	–
کلرید کادمیم ۴	۹۶۲/۵ a	۳۰۹/۷ a	–	–
کلرید سرب ۴	–	–	۵۵۰ a	۱۷۲/۲ a
کلرید سرب ۸	–	–	۴۰۵/۵ a	۱۷۷/۸ a
کلرید کادمیم ۲ + کلرید سرب ۴	۳۰۴ c	۱۰۵/۵ b	۵/۱۸۷ b	۲۲۰ a

* حروف مشترک نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست.

طبق داده‌های به‌دست آمده از دستگاه ICP (جدول ۵) جذب کادمیوم توسط ریشه گیاه تفاوت معنی‌داری ($P<۰/۰۱$) را نشان داد که بیش‌ترین میزان جذب در غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر کلرید کادمیوم بود و کم‌ترین آن مربوط به کلرید سرب ۴ میلی‌گرم در لیتر و ۸ میلی‌گرم در لیتر بود (جدول ۶). هم‌چنین براساس نتایج به‌دست آمده از تجزیه آماری (جدول ۵)، جذب کادمیوم توسط اندام‌های هوایی گیاه اختلاف

معنی‌داری در سطح احتمال ۰/۰۱ نشان داد که مشخص شد بیش‌ترین میزان جذب فلز در اندام هوایی در غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر کلرید کادمیوم بود و کم‌ترین آن مربوط به تیمار چهارم (کلرید سرب ۴ میلی‌گرم در لیتر) و تیمار پنجم (کلرید سرب ۸ میلی‌گرم در لیتر) بود (جدول ۶). این بررسی نشان داد که هم ریشه‌ها و هم اندام‌های هوایی گیاه سنبل‌آبی قادر به جذب فلز کادمیوم تا غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. جذب سرب توسط ریشه گیاه در سطح احتمال ۰/۰۱ اختلاف معنی‌داری داشت. بیش‌ترین میزان جذب سرب توسط شاخساره در غلظت ۸ میلی‌گرم در لیتر کلرید سرب بود، درحالی‌که کم‌ترین مقدار تحت تیمار سوم (کلرید کادمیوم ۴ میلی‌گرم در لیتر) به‌دست آمد (جدول ۶). به طوری که بیش‌ترین میزان جذب سرب مربوط به تیمار پنجم (کلرید سرب ۸ میلی‌گرم در لیتر) و کم‌ترین آن مربوط به تیمار سوم (کلرید کادمیوم ۴ میلی‌گرم در لیتر) بود (جدول ۶).

جدول ۵: تجزیه واریانس داده‌های حاصل از جذب کادمیوم و سرب توسط ریشه و اندام هوایی سنبل‌آبی (*Eichhornia crassipes*).

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات			
		کادمیوم ریشه	کادمیوم شاخساره	سرب ریشه	سرب شاخساره
تکرار	۲	۱۱۵۸۷۲/۲ ns	۱۱۲۷۲/۲ ns	۱۲۶۷۰۵/۵ ns	۳۶۷۰۵/۵ ns
تیمار	۵	۲۲۴۹۵۲۸/۸ **	۲۳۲۱۹۵/۵ **	۲۵۳۳۸۶۱/۴۵ **	۲۱۰۷۰۰۸/۸ *
خطا	۱۰	۸۴۴۱۲/۲	۱۷۸۳۲/۲	۱۱۴۸۸۵۵/۵۶	۴۰۵۰۴۵۵/۵
ضریب تغییرات٪	-	۴۵/۹۶	۶۸/۶۸	۳۷/۲۰	۶۱/۹۲

ns غیر معنی‌دار ؛ *، ** ، معنی‌دار در سطح احتمال ۰/۰۵ و ۰/۰۱

جدول٦: مقایسه میانگین داده‌های حاصل از مقدار کادمیوم و سرب جذب شده در ریشه و شاخساره سنبل‌آبی (*Eichhornia crassipes*).

تیمارها	میانگین‌ها (میلی‌گرم در لیتر)			
	کادمیوم ریشه	کادمیوم شاخساره	سرب ریشه	سرب شاخساره
شاهد	۳۳۰c*	۱۲۳/۳ b	۱۳۸۷ b	۱۴۷۷ ab
کلرید کادمیم ۲	۷۱۳/۳ b	۱۷۳/۳ b	۳/۳۳ c	۴۱۰ c
کلرید کادمیم ۴	۲۳۰۰ a	۷۴۳/۳ a	–	–
کلرید سرب ۴	–	–	۱۳۲۰ b	۱۳۲۰ b
کلرید سرب ۸	–	–	۲۳۱۰ a	۲۳۱۰ a
کلرید کادمیم ۲ + کلرید سرب ۴	۴۴۰ c	۱۲۶/۷ b	۴۵۰ c	۶۵۰ c

* حروف مشترک نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌هاست.

بحث و نتیجه‌گیری

سنبل‌آبی توانایی انباشت فلز کادمیوم در ریشه و شاخساره خود در غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر را داشت که نشان‌دهنده مقاومت گیاه به فلز کادمیوم می‌باشد و هم‌چنین این گیاه قادر به انباشت سرب در غلظت ۴ و ۸ میلی‌گرم در لیتر در ریشه و شاخساره خود بود که انباشت فلزات در ریشه‌های گیاه بیش‌تر از شاخساره‌ها بود. براساس نتایج این بررسی گیاه سنبل‌آبی برای پالایش مناطق آلوده به سرب تا غلظت ۸ میلی‌گرم

در لیتر و کادمیوم تا غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر قابل توصیه است. در این بررسی مشخص شد که غلظت بالای ۲ میلی‌گرم در لیتر کلرید کادمیوم مانع از گسترش و افزایش بیوماس گیاه می‌شود. علایم سمیت کادمیوم در گیاهان، کلروز و نکروز برگ است که در پی ایجاد علائم مسمومیت فعالیت برگ قطع می‌گردد به‌طوری‌که کادمیوم مانع از انجام فتوسنتز خالص شده و از جذب و انتقال عناصر معدنی در گیاه جلوگیری می‌کند (Papazoglou *et al.*, 2007). هر چند که در این آزمایش، تعداد برگ و بیوماس کل گیاه کاهش پیدا کرد ولی علایم مسمومیت (کلروز و نکروز برگ) مشاهده نشد.

تحقیقات نشان داده است که گیاه تربچه تحت تأثیر فلزات سنگین از جمله کادمیوم کم‌ترین رشد را در طول اندام‌های هوایی و ریشه از خود نشان می‌دهد (درواری و همکاران، ۱۳۸۸). درحالی‌که در سنبل‌آبی، طول برگ در مقادیر ۲ و ۴ میلی‌گرم در لیتر کلرید کادمیوم و ۸-۴ میلی‌گرم در لیتر کلرید سرب بیش‌تر از طول برگ تحت تیمار شاهد بوده است. بنابراین می‌توان اظهار داشت که سنبل‌آبی تا این مقدار از فلزات سنگین را می‌تواند تحمل کند. Dou (۱۹۸۸) بیان کرد اگرچه کادمیوم به‌طورکلی به‌عنوان یک عنصر ضروری برای رشد گیاه مطرح نیست ولی هنوز ممکن است رشد تعدادی از گیاهان را تا حدودی تحریک کند و با توجه به نتایج این آزمایش به نظر می‌رسد چنین شرایطی برای گیاه سنبل‌آبی هم قابل تصور است. به عبارت دیگر احتمالاً کادمیوم و سرب در گیاه سنبل‌آبی یا می‌توانند موجب تحریک رشد شوند و یا می‌توانند جایگزین سایر فلزات ضروری در گیاه شوند.

بررسی نتایج رشد نسبی سنبل‌آبی نشان می‌دهد که این گیاه به سرب مقاوم‌تر از کادمیوم است، چون در مقدار حداکثر سرب استفاده شده میزان رشد نسبی با شاهد (بدون تیمار فلزات) برابری می‌کند. تغییرات رشد اغلب اولین و واضح‌ترین واکنش‌های گیاهی تحت تنش فلزات سنگین هستند (Hagemeyer, 1999). Lu و همکاران (۲۰۰۴) طی تحقیق خود روی سنبل‌آبی دریافتند که رشد نسبی در گیاهانی با غلظت کم کادمیوم (۰/۵ و ۱ میلی‌گرم در لیتر) افزایش پیدا کرد اما با غلظت زیاد کادمیوم (۴ میلی‌گرم در لیتر) کاهش یافت که نتایج ما با بررسی‌های این محققین مطابقت داشت. در آزمایش حاضر مشخص شد هم ریشه و هم شاخساره گیاه می‌توانند تا غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر کادمیوم را در خود انباشته کنند، بنابراین گیاه سنبل‌آبی توانایی انباشت کادمیوم تا غلظت ۴ میلی‌گرم در لیتر را دارد. این یافته با نتایج Lu و همکاران (۲۰۰۴) مغایرت داشت، آن‌ها اعلام کردند که بهترین مقدار فاکتور غلظت زیستی زمانی به‌دست می‌آید که میزان کادمیوم در محلول ۲ میلی‌گرم در لیتر باشد.

Jain و همکاران (۱۹۹۰) اعلام کردند که مقادیر عامل غلظت زیستی آزولا (*Azolla pinnata*) و عدسک آبی (*Lemna minor*) به‌تدریج با افزایش غلظت فلز در محلول غذایی کاهش پیدا کرد. مصلح آرانی و همکاران (۱۳۹۳) پتانسیل دو گیاه مورد و کاج در انباشت فلز کادمیوم را بررسی و دریافتند که حداکثر مقدار جذب کادمیوم توسط گیاه مورد، ۱۰۰۰ میلی‌گرم در ۱ کیلوگرم خاک است. براساس نتایج این محققین به نظر می‌رسد می‌توان گیاه مورد را باتوجه به‌انتقال و انباشت مقدار زیاد کادمیوم در برگ‌ها، به منزلهٔ گیاه فراانباشت‌گر معرفی و در خاک‌های آلوده به کادمیوم به‌منزلهٔ گونهٔ گیاه استخراجی استفاده کرد. در بررسی Lu و همکاران (۲۰۰۴) مشخص شد که بهترین فاکتور غلظت زیستی زمانی به‌دست می آید که میزان کادمیوم در محلول ۲ میلی‌گرم در لیتر و غلظت روی ۵ میلی‌گرم در لیتر باشد. بنابراین سنبل‌آبی یک انباشتگر و تجمع‌دهنده مناسب می‌باشد (Zayed *et al.*,1998). طبق یافته‌های Lu و همکاران (۲۰۰۴) با افزایش زمان و غلظت فلزات (کادمیوم و روی)، میزان جذب کادمیوم و روی در سنبل‌آبی توسط شاخساره‌ها و ریشه‌ها افزایش می‌یابد که این نتایج با یافته‌های ما مطابقت دارد. معطر و همکاران (۱۳۸۸) در بررسی که بر روی نیلوفر آبی در جذب فلزات سنگین انجام دادند، دریافتند که در محیط با غلظت و pH کم، بیش‌ترین جذب در برگ مربوط به سرب و در ساقه، ریشه و ریزوم مربوط به منگنز می‌باشد و کم‌ترین جذب در هر چهار بخش گیاهی مربوط به کادمیوم است. این تحقیق نشان داد که هم ریشه و هم شاخساره‌های گیاه سنبل‌آبی قادر به جذب فلز سرب تا غلظت ۸ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. آفتاب طلب (۱۳۸۶) در بررسی خود با استفاده از شیوه گیاه‌پالایی توانایی دو گونه درختی چنار و سرو سیمین برای جذب دو عنصر سمی کادمیوم و سرب از طریق برگ را مورد بررسی قرار داد و نشان داد که برگ گونه چنار در غلظت‌های بالای آلاینده، توانایی بیش‌تری در جذب سرب و کادمیوم داشته است. با توجه به تحقیق حاضر می‌توان به اهمیت سنبل‌آبی در پالایش فلزات سنگین (کادمیوم و سرب) پی برد. در این پژوهش نیز غلظت کلرید سرب ۸ میلی‌گرم در لیتر باعث افزایش رشد نسبی گیاه نسبت به

سایر مقادیر فلزات سنگین شد. بنابراین در مکان‌هایی که آلودگی سرب وجود دارد می‌توان از سنبل‌آبی برای پالایش محیط از سرب استفاده کرد.

منابع

اسماعیلی‌ساری، ع.، ۱۳۸۱. آلاینده‌ها، بهداشت و استاندارد در محیط زیست. چاپ اول. انتشارات نقش مهر. ۷۶۸ ص.

آفتاب‌طلب، ن.، ۱۳۸٦. بررسی توان پالایش دو عنصر سمی کادمیوم و سرب به‌وسیله نهال های دو ساله دوگونه چنار (*Platanus orientails*) و سروسیمین (*Cupressus arizonica*). پایان‌نامه کارشناسی ارشد. دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران. ۱۳۰ ص.

درواری، ح.، مایوان، ح. و شریفی، م.، ۱۳۸۸. بررسی میزان پراکسیدازی تربچه خوراکی و ارتباط آن با میزان فلزات سنگین خاک. مجله علوم دانشگاه تهران. جلد ۳۵ . شماره ۱. صفحات ۴۳-۴۷.

شفایی، م. و صادقی، ن.، ۱۳٦۵. شیمی معدنی پیشرفته (ترجمه). (تالیف کاتن، ویلکینسون). جلد سوم. انتشارات مرکز نشر دانشگاهی. ۷۱۲ ص.

مصلح آرانی، ا.، خسروی، م.، عظیم زاده، ح.ر.، سودای یزاده، ح. و سپه‌وند، ا.، ۱۳۹۳. بررسی پتانسیل گیاهان مورد *(Myrtus communis)* و کاج (*Pinus brutia*) در جذب کادمیوم. محیط شناسی، دوره ۴۰. شماره ۱. صفحات ۱۷-۲۸.

معطر، ف.، کرباسی، ع. و منوری، س.، ۱۳۸۸. بررسی توانایی بخش‌های مختلف گیاه نیلوفر آبی در جذب فلز سنگین. سومین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. تهران.

Baker, A. J. M. and Walker P. L., 1989. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants, In: Shaw A, eds. Heavy metal tolerance in plants – Evolutionary aspects. CRC Press. 155-177.

Baker, A. J. M., 1987. Accumulators and excluders strategies in the response of plants to heavy metals. Journal of Plant Nutrition. 3, 643-654.

Black, A., McGrath S. P., Sidolic, M. and Reeves R.D., 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal accumulating plants. Resources, Conservation and Recycling. 11, 41-49.

Brix, B., 1993. Waste water treatment in constricted wetlands: system design, removal process and treatment performance. 9-22 .In: Moahiri GA, ed. Constructed wetlands for water Quality Improvement. CRC press, Boca Raton.

Center, T. D. and Spencer, N. R., 1981. The phenology and growth of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms) in a eutrophic north central Florida lake. Aquatic Botany. 10, 1-32.

Dembitsky, V., 2003. Natural occurrence of arseno compounds in plants, linchens, fungi, algai species, and microorganisms. Plant Science.165, 1177-1192.

Dou, Z. X., 1988. Lead pollution in soil and its effect on plants. Agro-Enviromental reprot. 7 (3), 38-39.

Edwards, D. and Musil, C. J., 1975. *Eichhornia crassipes* in South Africa. A general review. Journal of the Limnological Society of Southetn Africa. 1, 23-27.

Greger, M., 1999. Metal availabilitya and bioconcentration in plants. In: Prasad MN V, Hagemeyer J, eds. Heavy Metal Stress in Plants. Springer- Verlag, New York. 21-27.

Hagemeyer, J., 1999. Ecophysiology of plant growth under heavy metal strees. In: Prasad MNV, Hagemeyer J. Heavy Metal Strees in Plants. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 157-181.

Hazrat, A., Ezzat, K. and Muhhammad Anwar, S., 2013. Phytoremediation of heavy metals, Concepts and applications. Chemosphere. 91(7), 869–881.

Ismail, A. S., Abeal-Sabour, R. M. and Rad, W., 1996. Water hyacinth asindicator for heavy metal Pollurion in different selected sites and waterbodies around greater Cairo. Egypt Journal of Soil Science. 36, 343-354.

Jadia, C. H. D. and Fulekar, M. H., 2008. Phytoremediation: the application of vermicompost to remove zinc, cadmium, copper, nickel and lead by sunflower plant. Environment Engineeing and Management Journal. 7(5), 541-558.

Jain, S. K., Vasudevan, P. and Jha, N., 1990. *Azolla pinnata* and *Lemna minor* for removal of lead and zinc from polluted water. Water Resources. 24 (2), 177-83.

Karkhanis, M., Jadia, C. D. and Fulekar, M. H., 2005. Rizofilteration of metals from coal ash leachate. Asian Journal of Water and Environmenet Pollution. 3 (1), 91-94.

Larcher, W., 2003. Physiological plant ecology. Ecophysiology and strees, physiology of functional crops. Further edition. Springer. Verlag Berlin Heidelberg. Germany.513 p.

Lu, X., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P. and Homyok, K., 2004. Removal of cadmium and zinc by water hyacinth. Science Asia. 30, 93-103.

Morrison, H. A., 2000. Biococentration and biomagnification in the aquatic environment. In Boethling RS, Mackay D, eds. Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals: Environmental and Health Sciences. Boca Raton, FL, USA: Lewis. pp. 189–231.

Nanda Kumar, P. B. A., Dushenkov, V., Motto, H. and Raskin, I., 1995. Phytoxtraction: The use of plants to remove heavy metal from soils. Environmetal Science and Technology. 29, 1232- 1238.

Orcutt, D. M, Nilson, E. T. and Maynard, G. H., 2000. The physiology of plants under strees- soil and biotic factors. New York: Jhon wiley and Sons. 684p.

Pais, I. J. and Benton Jones, J. R., 1997. The handbook of trace elements. St. Luice Press. Boca Raton.

Papazoglou, G., Serelis, G. and Bouranis, L., 2007. Impact of high cadmium and nickel concentration on selected physiological parameters of *Aarundo donax*. European Journal of Soil. 1-9.

Robinson, B. H., Brooks, R. R. and Clothier, B. E., 1997. Soil amendments affecting nickel and cobalt uptake by B*erkheya coddii*: potential use for phytoremidiation. Annals of Botany. 84, 689-694.

Sultan, M. E. and Rashed, M. N., 2003. Laboratpry study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentration. Advance Environmental Researches. 7, 327-334.

Sundaralingam, T. and Gnanavelrajah, N., 2014. Phytoremediation potential of selected plants for Nitrate and Phosphorus from ground water. International Journal of Phytoremediation. 16 (3), 275-284.

Wan Ngah, W. S. and Hamafiah, M. A. K. M., 2008. Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: A review. Bioresource Technology. 99 (10), 3935-3943.

Wilson, J. R., 1983. Effect of water stress on *in vitro* dry matter digestibility and chemical composition of herbage of tropical pasture species. Australian Journal of Agicultral Research. 34, 377-390.

Zayed, A, Gowthaman, S. and Terry, N., 1998. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: duckweed. Environment Quality. 27, 715-721.