بررسی قابلیت گونه‌های گیاهی اکوسیستم‌های آبی در جذب فلزات سنگین (مطالعه موردی: تالاب میقان)

چکیده

امروزه وجود فلزات سنگین در محیط‌های شهری یکی از مهم‌ترین بحران‌های محیط‌زیستی در جوامع بشری محسوب می‌گردد. این فلزات ازجمله آلاینده‌های پایدار محیط هستند که به دلیل غیرقابل تجزیه بودن و اثرات فیزیولوژیک آنها بر روی موجودات زنده، حتی در غلظت‌های بسیار کم نیز دارای اهمیت می‌باشند. این تحقیق با هدف بررسی قابلیت گونه‌های گیاهی در جذب فلزات سنگین در محدوده تالاب میقان صورت پذیرفت. برای این منظور در تابستان سال ۱۴۰۳ در منطقه مورد مطالعه، نمونه‌برداری از گونه‌های گیاهی گون، گندم و شاهی در چهار ایستگاه به صورت تصادفی و بر اساس تراکم پوشش گیاهی انجام شد. در هر ایستگاه با توجه به جهت باد غالب، یک ترانسکت انتخاب و نمونه‌برداری از برگ، ساقه و ریشه گیاهان و خاک زیر پوشش آنها در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی در سه تکرار انجام پذیرفت و میزان غلظت سرب، روی، کادمیوم، مس، نیکل و آلومینیوم موجود در بافت هوایی (برگ و ساقه) و زیرزمینی (ریشه) گونه‌های گیاهی و خاک زیرپوشش آنها با استفاده از دستگاه جذب اتمی پرکین المر مدل ۳۰۳۰ اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که بین مقادیر غلظت فلزات سنگین در خاک ایستگاه‌های مورد مطالعه در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معنی‌دار وجود دارد. هم‌چنین بیش‌ترین میزان غلظت فلزات سنگین در بافت هوایی گندم و در بافت زیرزمینی شاهی و به ترتیب آلومینیوم>روی >مس>سرب> نیکل>کادمیوم مشاهده شد. در بین گونه‌های گیاهی مورد مطالعه، گندم بیش‌ترین ضریب انتقال روی، سرب، مس، آلومینیوم، نیکل و کادمیوم (۵/۱۵، ۴/۹۱، ۴/۷۹، ۴/۷۲، ۴/۳۶ و ۴/۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم) را از ریشه به ساقه و برگ داشته و گونه‌های گون و شاهی در رتبه‌های بعدی قرار دارند.

واژگان کلیدی: تالاب میقان، فاکتور انتقال، فلزات سنگین، گونه‌های گیاهی، گیاه‌پالایی.

بهروز کُرد[1]*
امین خادمی[2]
مرتضی معدنی‌پور کرمانشاهی[3]
سارا پورعباسی[4]

۱. گروه مهندسی فضای سبز، واحد ملایر، دانشگاه آزاد اسلامی، ملایر، ایران.
۲. گروه مهندسی فضای سبز، واحد ملایر، دانشگاه آزاد اسلامی، ملایر، ایران.
۳. گروه محیط زیست، واحد پرند، دانشگاه آزاد اسلامی، پرند، ایران.
۴. گروه مهندسی فضای سبز، واحد ملایر، دانشگاه آزاد اسلامی، ملایر، ایران.

* **نویسنده مسئول مکاتبات**
behrouz.kord@iau.ac.ir

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۲/۱۹
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۵/۲۶

این مقاله برگرفته از فعالیت‌های پژوهشی می‌باشد.

مقدمه

آلودگی‌های محیط‌زیست یکی از پدیده‌های زندگی مدرن است که ناشی از تولید ضایعات، پسماندها، پساب‌ها، گازهای آلاینده و غیره بوده و به طور مستقیم یا غیرمستقیم بر روی انسان و سایر موجودات زنده تأثیر منفی می‌گذارد (Cruzado-Tafur, 2021). از جمله این آلودگی‌ها می‌توان به آلودگی ناشی از فلزات سنگین اشاره نمود. این فلزات اجزای طبیعی پوسته زمین هستند و با استخراج از معادن و کاربرد گسترده‌ای که در صنایع دارند و در اثر احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی، تصفیه سنگ‌های حاوی فلزات، فاضلاب‌های شهری، آفت‌کش‌ها، مواد رنگی و باطری‌ها وارد محیط‌زیست می‌گردند (EPA, 2006). میزان این فلزات در خاک تحت تأثیر عوامل مختلفی هم‌چون سنگ مادر، منابع آلاینده صنعتی، کودهای شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی و پساب‌های صنعتی و شهری بوده که با توجه به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و شرایط محیطی، روند تجمع و انباشت آن‌ها در لایه‌های خاک متفاوت است (Nagajyoti *et al*., 2010). از عوامل مؤثر بر پراکندگی این عناصر در خاک می‌توان به نوع و سن خاک و نوع پوشش گیاهی اشاره نمود (سامانی‌مجد و همکاران، ۱۳۸۶). برخی از این فلزات نظیر روی، مس و نیکل در مقادیر کم به عنوان عناصر کم‌مصرف برای رشد گیاهان لازم و ضروری هستند و به وسیله ریشه از خاک جذب می‌شوند. عناصری مانند سرب و کادمیوم نیز اگرچه در واکنش‌های فیزیولوژیک گیاهان کارکرد مشخصی نداشته ولی به دلیل شباهت شیمیایی با عناصر ضروری امکان جذب آن‌ها توسط گیاهان وجود دارد (Pilon-Smit, 2005). سرب از طریق صنایع باطری‌سازی، افزودنی‌های رنگ، حشره‌کش‌ها، کودهای شیمیایی و لحیم‌کاری (Ejidike and Onianwa, 2015)، روی از طریق صنایع

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

خودروسازی، باطری‌سازی و ریخته‌گری (Bucher and Schenk, 2000) و مس از طریق صنایع فولاد، رنگ، سرامیک و برق (Dogan *et al.*, 2007) وارد محیط‌زیست می‌گردند. این در حالی است که نیکل از طریق صنایع فولاد، آلیاژهای غیرآهنی، ریخته‌گری و باطری‌سازی (Harju *et al*., 2002)، کادمیوم از طریق استهلاک تایر خودروها، انتشار ترافیکی، صنایع فلزی و مراکز دفن زباله (Alexander, 2000) و آلومینیوم از طریق صنایع ساخت و تولید قطعات آلومینیومی نظیر قطعات خودرو، هوافضا، لوازم‌خانگی و بازیافت آلومینیوم (Wei, 1996) به محیط‌های شهری وارد می‌شوند.

امروزه استفاده از روش‌های زیستی به‌عنوان رویکردی جدید، مؤثر، اقتصادی و دوست‌دار محیط‌زیست در پاک‌سازی محیط‌های آلوده مورد توجه قرار گرفته است (Bonanno *et al.*, 2018). گیاه‌پالایی یکی از روش‌های زیست‌پالایی خاک‌های آلوده است که در آن از گیاهان مقاوم جهت پالایش ترکیبات آلی و معدنی استفاده می‌گردد (فرزامی‌سپهر و هانی، ۱۳۹۵؛ زعیم‌دار، ۱۳۹۷؛ Kafle *et al.*, 2022). در این روش که نوعی تکنیک طبیعی، پایدار، آسان، کم‌هزینه و بوم‌سازگار است با برداشت گیاهان از خاک و انجام عصاره‌کشی گیاهی نسبت به جذب و جمع‌آوری آلاینده‌ها در بافت‌های گیاهان اقدام می‌شود (Coupe *et al.*, 2013; Gajic *et al.*, 2018). در فرآیند گیاه‌پالایی خصوصیاتی نظیر بردباری، سیستم ریشه‌ای قوی، فاکتور انتقال و سرعت رشد بالا مؤثر بوده ضمن اینکه به منظور دستیابی به کارایی مناسب در این روش، لازم است که قدرت جذب گیاه، تولید زی‌توده بالا و انتقال زیاد عنصر از ریشه به ساقه و برگ مدنظر قرار گیرد (Lasat, 2000; Eid and Shaltout, 2016). این تحقیق با هدف بررسی قابلیت گونه‌های گیاهی گون (*Astragalus gossypinus* Fischer.)، گندم (*Triticum aestivum* L.) و شاهی (*Lepidium sativum* L.) در جذب فلزات سنگین سرب، روی، کادمیوم، مس، نیکل و آلومینیوم در محدوده تالاب میقان صورت پذیرفت.

مواد و روش‌ها

تالاب میقان با وسعت ۲۵ هزار هکتار در محدوده جغرافیایی در″۱۳ ′۲۲ °۴۹ تا ″۵۵ ′۱۷ °۵۰ طول شرقی و″۲۹ ′۴۹ °۳۳ تا ″۵۲ ′۴۴ °۳۴ عرض شمالی، در ۱۵ کیلومتری شمال شرق شهر اراک و در مجاورت روستای میقان واقع شده است. این تالاب شامل یک دریاچه فصلی، کویر و دشت‌های آبرفتی است و مساحت آبگیر آن بسته به میزان آب ورودی جذب شده بین ۱۰-۱۲ هزار هکتار تغییر می‌نماید. ارتفاع تالاب میقان از سطح دریای آزاد ۱۷۰۰ متر و سطح آب آن در فصول مختلف سال بین مانداب تا ۱۴۰ سانتی‌متر در نوسان است (سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور، ۱۴۰۲). براساس آمارهای ایستگاه هواشناسی سینوپتیک اراک، میانگین بارندگی سالیانه ۷۸/۵۷ میلی‌متر، متوسط حرارت سالیانه ۱۵/۰۷ درجه سانتی‌گراد و اقلیم منطقه خشک سرد است (سازمان هواشناسی کشور، ۱۴۰۲).

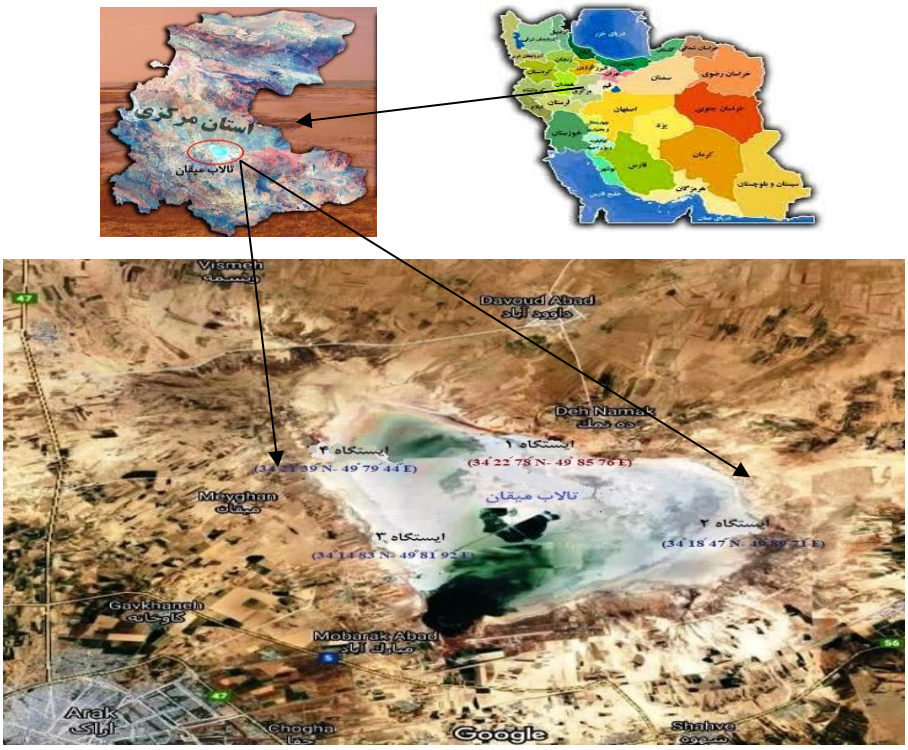
با استفاده از گزارش‌های ارزیابی و پایش تالاب میقان (سازمان حفاظت محیط‌زیست، ۱۴۰۲) و انجام بررسی‌های مقدماتی، تعداد چهار ایستگاه براساس تراکم پوشش گیاهی و جریان هوا در محدوده تالاب میقان شامل ایستگاه شماره ۱ در شمال، ایستگاه شماره ۲ در شرق، ایستگاه شماره ۳ در جنوب و ایستگاه شماره ۴ در غرب به عنوان ایستگاه‌های مورد مطالعه در نظر گرفته شدند (شکل ۱). سپس گونه‌های گیاهی گون، گندم و شاهی که به صورت غالب و مشترک در بین ایستگاه‌ها وجود داشتند به عنوان گونه‌های گیاهی مورد مطالعه برگزیده شدند. در تابستان سال ۱۴۰۳ در هر ایستگاه با توجه به جهت باد غالب، یک ترانسکت انتخاب و نمونه‌برداری از برگ، ساقه و ریشه‌های سطحی گونه‌های گیاهی و خاک زیرپوشش آنها در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی در سه تکرار صورت پذیرفت. با در نظر گرفتن تیمارهای مورد مطالعه، تعداد ۶۴۸ نمونه تهیه شد که پس از کُدگذاری به آزمایشگاه انتقال داده شدند. در آزمایشگاه نمونه‌های گیاهی با آب مقطر شست‌وشو داده شده و بافت‌های برگ، ساقه و ریشه گیاهان از یکدیگر جدا گردیده و به منظور خشک شدن و رسوب، نمونه‌های گیاهی در درون ظروف پتری علامت‌گذاری‌شده، قرار داده شدند و در دستگاه اُتوکلاو به مدت ۴۸ ساعت و در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد قرار گرفتند. سپس نمونه‌های خشک‌شده به‌وسیله آسیاب برقی پودر شده و الک گردیدند و برای عصاره‌گیری به روش هضم، درون ظروف پلاستیکی و روی حمام آبی با دمای داخلی ۱۰۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند. در ابتدا ۵ میلی‌لیتر اسید فلوئوریدریک به نمونه‌های گیاهی و رسوبات

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

اضافه و سپس ۱۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک و ۵ میلی‌لیتر اسید کلریدریک به نمونه‌ها اضافه گردید. پس از اتمام هضم، نمونه‌ها صاف گردیده و به‌وسیله اسید نیتریک ۴ درصد به حجم ۲۰ میلی‌لیتر رسانده شدند (Lewis *et al.*, 2015) و پس از صاف کردن عصاره‌ها، میزان غلظت فلزات سنگین سرب، روی، کادمیوم، مس، نیکل و آلومینیوم در هر یک از نمونه‌ها به‌وسیله دستگاه جذب اتمی پرکین المر مدل ۳۰۳۰ اندازه‌گیری شد (James and Wells, 1990). هم‌چنین فاکتور انتقال گونه‌های گیاهی مورد مطالعه بر مبنای نسبت غلظت عنصر در بافت هوایی به غلظت همان عنصر در بافت زیرزمینی مطابق رابطه ۱ محاسبه گردید (Lasat, 2000). در هر ایستگاه، نمونه‌برداری از خاک زیر پوشش گیاهان در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری (منطقه فعال ریشه) انجام پذیرفت. در آزمایشگاه نمونه‌ها در دمای محیط خشک و بوسیله چکش پلاستیکی کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند و غلظت فلزات سنگین سرب، روی، کادمیوم، مس، نیکل و آلومینیوم در آنها با توجه به روش‌های استاندارد اندازه‌گیری گردید (Dolphen and Thiravetyan, 2015).

$$TF = C_{Shoot} / C_{root} \qquad \text{رابطه ۱}$$

تجزیه و تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد. برای این منظور از آزمون کولموگروف- اسمیرنوف برای بررسی نرمال بودن داده‌ها و از آزمون تجزیه واریانس دوطرفه برای بررسی معنی‌دار بودن تأثیر ایستگاه‌ها و گونه‌های گیاهی بر روی مؤلفه‌های مورد تحقیق و از آزمون دانکن برای مقایسه میانگین مؤلفه‌ها در سطح اطمینان ۹۵ درصد استفاده شد.



شکل ۱: موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه.

نتایج

میزان غلظت فلزات سنگین در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری خاک در ایستگاه‌های مورد مطالعه در محدوده تالاب میقان در جدول ۱ نشان داده شده است. نتایج حاکی از آن است که بین مقادیر غلظت فلزات سنگین در خاک ایستگاه‌های مورد مطالعه در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معنی‌دار وجود دارد به نحوی که میزان غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های خاک ایستگاه‌های مختلف به ترتیب آلومینیوم>روی >مس>سرب> نیکل>کادمیوم بوده و به صورت ایستگاه ۳> ایستگاه ۴ > ایستگاه ۱> ایستگاه ۲ افزایش نشان می‌دهد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

جدول ۱: میزان غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در نمونه‌های خاک.

	سرب	روی	مس	نیکل	کادمیوم	آلومینیوم
ایستگاه ۱	۵۲۱٫۵^{c}	۹۳۸٫۷^{c}	۷۸۲٫۲۵^{c}	۱۴۹٫۲^{c}	۱۳۷٫۳^{c}	۱۲۰۱٫۷^{c}
ایستگاه ۲	۱۳۷٫۱^{d}	۲۴۶٫۶^{d}	۲۰۵٫۵^{d}	۳۹٫۱۴^{d}	۳۶٫۰۵^{d}	۳۱۵٫۲^{d}
ایستگاه ۳	۲۲۴۸^{a}	۴۰۴۶٫۲^{a}	۳۳۶۹٫۱^{a}	۶۴۲٫۸^{a}	۵۹۱٫۷^{a}	۵۱۷۰٫۴^{a}
ایستگاه ۴	۱۱۸۷٫۶^{b}	۲۱۳۷٫۵^{b}	۱۷۸۱٫۴^{b}	۳۳۹٫۳^{b}	۳۲۱٫۶^{b}	۲۷۳۰٫۱^{b}

نتایج آزمون تجزیه واریانس نشان داد که تأثیر ایستگاه بر انباشتگی غلظت فلزات سنگین در بافت هوایی (برگ و ساقه) گیاهان در سطح اطمینان ۹۵ درصد دارای اختلاف معنی‌دار است (جدول ۲) به نحوی که غلظت این عناصر در بافت هوایی (برگ و ساقه) گیاهان در ایستگاه ۳ از بیش‌ترین مقدار و در ایستگاه ۲ از کم‌ترین مقدار برخوردار بوده است. هم‌چنین نتایج حاکی از آن است که بیش‌ترین میزان غلظت فلزات سنگین در بافت هوایی (برگ و ساقه) گندم و به ترتیب آلومینیوم>روی >مس>سرب> نیکل>کادمیوم است و گونه‌های گون و شاهی در رتبه‌های بعدی قرار دارند. بالاترین مقدار غلظت فلزات سنگین مربوط به فلز آلومینیوم و ایستگاه شماره ۳ (بالاترین میزان آلودگی) با ۷۳٫۵۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم در بافت هوایی گندم و کم‌ترین مقدار این عناصر مربوط به فلز کادمیوم و ایستگاه شماره ۲ (کم‌ترین میزان آلودگی) با ۰٫۲۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم در بافت هوایی شاهی مشاهده شد (جدول‌های ۳ و ۴ و ۵).

جدول ۲: تجزیه واریانس غلظت فلزات سنگین در بافت هوایی تحت تأثیر ایستگاه و گونه‌های گیاهی.

منبع تغییرات	درجه آزادی	مجموع مربعات	میانگین مربعات	*F*	*P*
ایستگاه	۳	۸۲۷٫۵۹	۲۷۵٫۸۶	۳۰۶۵۱۱۱٫۱۱	۰٫۰۰۰*
گونه گیاهی	۲	۱۲۸٫۳۷	۶۴٫۱۸	۷۱۳۱۱۱٫۱۱	۰٫۰۰۱*
ایستگاه × گونه گیاهی	۶	۱۴٫۶۲	۲٫۴۳	۲۷۰۰۰	۰٫۰۱*
خطا	۶۳۷	۰٫۴	۰٫۰۰۰۰۶		
کل	۶۴۸	۹۷۰٫۹۸			

*معنی‌دار در سطح احتمال ۹۵ درصد.

جدول ۳: میزان غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در وزن خشک بافت هوایی گون.

	سرب	روی	مس	نیکل	کادمیوم	آلومینیوم
ایستگاه ۱	۹٫۰۶±۰٫۳	۲۰٫۴۶±۰٫۶	۱۶٫۳۹±۰٫۵	۱٫۷۸±۰٫۰۲	۱٫۱۳±۰٫۰۱	۲۷٫۵۹±۰٫۶
ایستگاه ۲	۱٫۷۸±۰٫۰۱	۲٫۰۱±۰٫۱	۱٫۴۴±۰٫۰۱	۰٫۴۹±۰٫۰۱	۰٫۲۸±۰٫۰۱	۲٫۳۹±۰٫۲
ایستگاه ۳	۲۶٫۵۳±۰٫۸	۴۷٫۱۵±۱٫۳	۳۸٫۲۹±۱	۷٫۰۸±۰٫۱	۶٫۰۹±۰٫۰۵	۵۸٫۹۱±۱٫۹
ایستگاه ۴	۱۷٫۳۵±۰٫۵	۳۱٫۴۳±۰٫۷	۲۱٫۹۳±۰٫۷	۴٫۵۲±۰٫۰۳	۳٫۷۳±۰٫۰۲	۴۰٫۵۸±۱

جدول ۴: میزان غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در وزن خشک بافت هوایی گندم.

	سرب	روی	مس	نیکل	کادمیوم	آلومینیوم
ایستگاه ۱	۱۰٫۲۷±۰٫۵	۲۴٫۲۱±۰٫۸	۱۹٫۱۸±۰٫۶	۲٫۸۵±۰٫۰۶	۲٫۰۶±۰٫۰۴	۳۲٫۶۵±۰٫۹
ایستگاه ۲	۲٫۳۱±۰٫۲	۳٫۱۷±۰٫۳	۲٫۶۷±۰٫۲	۰٫۵۸±۰٫۰۱	۰٫۳۳±۰٫۰۱	۳٫۴۲±۰٫۴
ایستگاه ۳	۳۱٫۹۴±۱	۵۷٫۰۹±۱٫۷	۴۶٫۴۰±۱٫۴	۷٫۴۲±۰٫۲	۶٫۴۹±۰٫۱	۷۳٫۵۸±۲٫۳
ایستگاه ۴	۱۹٫۹۵±۰٫۷	۳۶٫۵۲±۰٫۹	۲۵٫۴۴±۰٫۸	۵٫۳۶±۰٫۲	۴٫۶۰±۰٫۰۷	۴۶٫۴۸±۱٫۵

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

جدول ۵: میزان غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در وزن خشک بافت هوایی شاهی.

	سرب	روی	مس	نیکل	کادمیوم	آلومینیوم
ایستگاه ۱	۶٫۹۳±۰٫۲	۱۴٫۳±۰٫۴	۱۱٫۵۴±۰٫۲	۱٫۷۱±۰٫۰۱	۱٫۴۲±۰٫۰۲	۱۸٫۹۰±۰٫۵
ایستگاه ۲	۱٫۲۶±۰٫۰۱	۲٫۲۵±۰٫۰۱	۱٫۹۸±۰٫۰۱	۰٫۳۶±۰٫۰۱	۰٫۲۳±۰٫۰۱	۲٫۶۹±۰٫۱
ایستگاه ۳	۱۷٫۶۹±۰/۵	۳۲٫۳۴±۱	۲۶٫۹۵±۰٫۷	۵٫۱۳±۰٫۲	۳٫۰۵±۰٫۰۳	۴۱٫۳۱±۱٫۳
ایستگاه ۴	۱۱٫۹۸±۰٫۴	۲۱٫۵۵±۰٫۵	۱۴٫۹۶±۰٫۴	۳٫۴۱±۰٫۰۱	۲٫۱۰±۰٫۰۱	۲۷٫۵۳±۰٫۸

نتایج آزمون تجزیه واریانس نشان داد که تأثیر ایستگاه بر انباشتگی غلظت فلزات سنگین در بافت زیرزمینی (ریشه) گیاهان در سطح اطمینان ۹۵ درصد دارای اختلاف معنی‌دار است (جدول ۶) به نحوی که غلظت این عناصر در بافت زیرزمینی (ریشه) گیاهان در ایستگاه ۳ از بیش‌ترین مقدار و در ایستگاه ۲ از کم‌ترین مقدار برخوردار بوده است. هم‌چنین نتایج حاکی از آن است که بیش‌ترین میزان غلظت فلزات سنگین در بافت زیرزمینی (ریشه) شاهی و به ترتیب آلومینیوم>روی >مس>سرب> نیکل>کادمیوم است و گونه‌های گون و گندم در رتبه‌های بعدی قرار دارند. بالاترین مقدار غلظت فلزات سنگین مربوط به فلز آلومینیوم و ایستگاه شماره ۳ (بالاترین میزان آلودگی) با ۳۱٫۴۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم در بافت زیرزمینی شاهی و کم‌ترین مقدار این عناصر مربوط به فلز کادمیوم و ایستگاه شماره ۲ (کم‌ترین میزان آلودگی) با ۰٫۳۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم در بافت زیرزمینی گندم مشاهده شد (جدول ۷ و ۸ و ۹).

جدول ۶: تجزیه واریانس غلظت فلزات سنگین در بافت زیرزمینی تحت تأثیر ایستگاه و گونه‌های گیاهی.

منبع تغییرات	درجه آزادی	مجموع مربعات	میانگین مربعات	*F*	*P*
ایستگاه	۳	۵۵۲٫۶۵	۱۸۴٫۲۱	۳۰۷۰۱۶۶٫۶	۰٫۰۰۰*
گونه گیاهی	۲	۸۸٫۹۲	۴۴٫۴۶	۷۴۱۰۰۰	۰٫۰۰۱*
ایستگاه × گونه گیاهی	۶	۱۰٫۹۱	۱٫۸۱	۳۰۱۶۶٫۶	۰٫۰۱*
خطا	۶۳۷	۰٫۲۷	۰٫۰۰۰۰۴		
کل	۶۴۸	۶۵۲٫۷۵			

*معنی‌دار در سطح احتمال ۹۵ درصد.

جدول ۷: میزان غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در وزن خشک بافت زیرزمینی گون.

	سرب	روی	مس	نیکل	کادمیوم	آلومینیوم
ایستگاه ۱	۴٫۲۵±۰٫۴	۷٫۴۵±۱	۶٫۳۶±۰٫۸	۱٫۲۰±۰٫۰۷	۰٫۸۲±۰٫۰۳	۹٫۷۶±۰٫۹
ایستگاه ۲	۲٫۰۸±۰٫۰۲	۳٫۷۴±۰٫۲	۳٫۱۲±۰٫۰۲	۰٫۵۴±۰٫۰۲	۰٫۵۱±۰٫۰۲	۴٫۷۸±۰٫۲
ایستگاه ۳	۹٫۱۲±۰٫۹	۱۶٫۴۰±۲٫۱	۱۳٫۶۸±۱٫۶	۲٫۶۱±۰٫۲	۲٫۴±۰٫۰۸	۲۰٫۹۸±۱٫۸
ایستگاه ۴	۶٫۳±۰٫۷	۱۱٫۳۴±۱٫۱	۹٫۴۱±۰٫۹	۱٫۸۳±۰٫۳	۱٫۶۵±۰٫۰۴	۱۸٫۰۳±۱٫۱

جدول ۸: میزان غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در وزن خشک بافت زیرزمینی گندم.

	سرب	روی	مس	نیکل	کادمیوم	آلومینیوم
ایستگاه ۱	۲٫۶۲±۰٫۲	۴٫۵۸±۰٫۵	۳٫۸۲±۰٫۴	۰٫۷۲±۰٫۰۴	۰٫۵۰±۰٫۰۲	۵٫۸۶±۰٫۶
ایستگاه ۲	۱٫۲۴±۰٫۰۱	۲٫۳۱±۰٫۱	۱٫۸۷±۰٫۰۱	۰٫۳۵±۰٫۰۱	۰٫۳۱±۰٫۰۱	۲٫۹۱±۰٫۱
ایستگاه ۳	۵٫۴۷±۰٫۵	۹٫۸۴±۱٫۴	۸٫۲۱±۱	۱٫۵۶±۰٫۱	۱٫۴۴±۰٫۰۵	۱۲٫۹۵±۱٫۲
ایستگاه ۴	۳٫۷۸±۰٫۴	۶٫۷۵±۰٫۶	۵٫۶۴±۰٫۵	۱٫۰۸±۰٫۲	۰٫۹۹±۰٫۰۲	۱۱٫۳۴±۰٫۸

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

جدول ۹: میزان غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در وزن خشک بافت زیرزمینی شاهی.

	سرب	روی	مس	نیکل	کادمیوم	آلومینیوم
ایستگاه ۱	۶٫۳۷±۰٫۵	۱۱٫۴۶±۱٫۰۲	۹٫۵۵±۱	۱٫۸۲±۰٫۰۸	۱٫۲۴±۰٫۰۵	۱۴٫۶۵±۱٫۲
ایستگاه ۲	۳٫۱۲±۰٫۰۲	۵٫۶۱±۰٫۴	۴٫۶۸±۰٫۰۴	۰٫۸۹±۰٫۰۳	۰٫۷۸±۰٫۰۴	۷٫۱۷±۰٫۴
ایستگاه ۳	۱۳٫۶۹±۱٫۰۱	۲۴٫۶۱±۲٫۸	۲۰٫۵۳±۱٫۹	۳٫۹۱±۰٫۴	۳٫۶±۰٫۰۹	۳۱٫۴۸±۲٫۶
ایستگاه ۴	۹٫۴۵±۰٫۸	۱۷٫۰۱±۱٫۵	۱۴٫۱۲±۱٫۷	۲٫۷±۰٫۶	۲٫۴۸±۰٫۰۶	۲۸٫۳۵±۱٫۴

نتایج نسبت غلظت فلزات سنگین در بافت هوایی به زیرزمینی نشان می‌دهد که گونه گیاهی گندم بیش‌ترین ضریب انتقال (TF) روی، سرب، مس، آلومینیوم، نیکل و کادمیوم (۵٫۱۵، ۴٫۹۱، ۴٫۷۹، ۴٫۷۲، ۴٫۳۶ و ۴٫۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم) را از ریشه به ساقه و برگ دارا بوده و توانسته به‌نوعی این عناصر را به برگ خود انتقال داده و کم‌ترین انباشتگی از آن‌ها را در ریشه خود داشته باشد و گونه‌های گون و شاهی در رتبه‌های بعدی قرار دارند (جدول ۱۰).

جدول ۱۰: نسبت غلظت فلزت سنگین در برگ و ساقه به ریشه گونه‌های گیاهی.

	سرب	روی	مس	نیکل	کادمیوم	آلومینیوم
گون	۲٫۵۱	۲٫۵۸	۲٫۳۹	۲٫۲۴	۲٫۰۸	۲٫۴۱
گندم	۴٫۹۱	۵٫۱۵	۴٫۷۹	۴٫۳۶	۴٫۱۶	۴٫۷۲
شاهی	۱٫۱۶	۱٫۲۰	۱٫۱۳	۱٫۱۳	۰٫۸۳	۱٫۱۰

بحث و نتیجه‌گیری

تجمع بالای فلزات سنگین در محیط می‌تواند آثار منفی زیادی بر سلامتی اکوسیستم‌ها و بوم‌نظام‌ها داشته باشد. به همین دلیل آلودگی ناشی از این فلزات همواره به عنوان مشکلی بزرگ و جدید در سراسر جهان مطرح بوده است (صحیحی‌اسکویی و همکاران، ۱۳۹۹). یکی از روش‌های زیست‌پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، استخراج گیاهی است که در آن از گیاهان تجمع‌دهنده فلزات برای پاک‌سازی استفاده می‌شود (McGrath and Zhao, 2003). این تکنولوژی بر پایه استفاده از گیاهان، کم‌هزینه و سازگار با محیط‌زیست بوده و در آن از گیاهان برای جلوگیری از مهاجرت و جابجایی فلزات در خاک، احیای مکان و حفاظت از فعالیت بیولوژیکی، ساختار فیزیکی و شیمیایی خاک استفاده می‌شود. هدف از این فناوری کاهش آلودگی و شستشوی آلاینده‌های خاک با محدود کردن یا به حداقل رساندن جابجایی و دسترسی به فراهمی زیستی عناصر موجود در خاک است. در این فرآیند، انتخاب گیاه و استفاده از گیاهان بومی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است چرا که این گیاهان تحت شرایط تنش‌های مختلف محیطی و فلزات سنگین، دارای قدرت بقاء و رشد و تولیدمثل بالایی هستند (Kafle *et al.*, 2022). نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که میزان غلظت فلزات سنگین در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری خاک در جهت باد غالب بیشتر بوده و به ترتیب آلومینیوم>روی >مس>سرب> نیکل>کادمیوم است. هم‌چنین نتایج نشان داد که بین مقادیر غلظت فلزات سنگین در خاک ایستگاه‌های مورد مطالعه در سطح اطمینان ۹۵ درصد اختلاف معنی‌دار وجود دارد به نحوی که میزان این عناصر در خاک ایستگاه‌های شماره ۳ و ۴ که در جنوب و غرب تالاب و شمال شهر اراک قرار دارند، بیش‌تر است و به ترتیب ایستگاه ۳> ایستگاه ۴ > ایستگاه ۱> ایستگاه ۲ افزایش نشان می‌دهد. وجود اختلاف معنی‌دار بین غلظت فلزات سنگین در بافت هوایی و زیرزمینی گیاهان را می‌توان به شوری خاک، غلظت کل و قابل جذب فلزات سنگین در خاک ارتباط داد. Paz-Ferreiro و همکاران (۲۰۱۳) شوری خاک را در افزایش حلالیت و جذب فلزات بوسیله گیاهان مؤثر دانستند. Tukura و همکاران (۲۰۱۲) اظهار داشتند که مقدار کل و قابل جذب فلزات سنگین در خاک بر مقدار جذب آن‌ها بوسیله گیاهان تأثیر می‌گذارد ضمن این‌که مقدار عناصر سنگین جابجا شده در محیط خاک تابعی از اسیدیته، میزان رس، مواد

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی است. نتایج حاکی از آن است که بیش‌ترین میزان غلظت فلزات سنگین در بافت هوایی (برگ و ساقه) گندم و به ترتیب آلومینیوم>روی >مس>سرب> نیکل>کادمیوم است و گونه‌های گیاهی گون و شاهی در رتبه‌های بعدی قرار دارند. بالاترین مقدار غلظت فلزات سنگین مربوط به فلز آلومینیوم و ایستگاه شماره ۳ (بالاترین میزان آلودگی) با ۷۳/۵۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم در بافت هوایی گندم و کم‌ترین مقدار این عناصر مربوط به فلز کادمیوم و ایستگاه شماره ۲ (کم‌ترین میزان آلودگی) با ۰/۲۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم در بافت هوایی شاهی مشاهده شد. افزایش غلظت فلزات سنگین در بافت هوایی گیاهان را می‌توان به بالا بودن غلظت عناصر در خاک و توانایی جذب و انتقال آنها از ریشه به خاک ارتباط داد. Lasat (۲۰۰۰) و Askary و همکاران (۲۰۱۲) در فرآیند گیاه‌پالایی پارامترهایی نظیر سیستم ریشه‌ای قوی و فاکتور انتقال عناصر از بافت زیرزمینی به بافت هوایی را بسیار مهم عنوان نمودند. Johansson و همکاران (۲۰۰۹) در مطالعات خود به این موضوع اشاره نمودند که هر چه غلظت فلزات سنگین در خاک افزایش یابد، مقدار قابل دسترس آن‌ها برای گیاهان نیز افزایش خواهد یافت. Orisakwe و همکاران (۲۰۱۲) اظهار داشتند که گونه‌های گندمیان توانایی بسیاری در جذب غلظت قابل ملاحظه‌ای از فلزات سنگین موجود در خاک و ذخیره در ساقه‌های خود دارند. هم‌چنین نتایج نشان داد که بیش‌ترین میزان غلظت فلزات سنگین در بافت زیرزمینی (ریشه) شاهی و به ترتیب آلومینیوم>روی >مس>سرب> نیکل>کادمیوم است و گونه‌های گیاهی گون و گندم در رتبه‌های بعدی قرار دارند. بالاترین مقدار غلظت فلزات سنگین مربوط به فلز آلومینیوم و ایستگاه شماره ۳ (بالاترین میزان آلودگی) با ۳۱/۴۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم در بافت زیرزمینی گیاهان شاهی و کم‌ترین مقدار این عناصر مربوط به فلز کادمیوم و ایستگاه شماره ۲ (منطقه با کم‌ترین میزان آلودگی) با ۰/۳۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم در بافت زیرزمینی گندم مشاهده شد. این موضوع نشان‌دهنده پتانسیل گونه گیاهی شاهی برای تجمیع فلزات سنگین در بافت زیرزمینی و کاهش آسیب ناشی از تجمع فلزات در بافت‌های فتوسنتز کننده است. Syam (۲۰۱۳) اظهار داشتند که برخی از گیاهان قادرند برای مقابله با اثرات نامطلوب انباشت عناصر سنگین در اندام‌های فتوسنتز کننده مانند برگ، از طریق انتقال فعال این عناصر را به ریشه منتقل کرده و اثرات نامطلوب آن‌ها را کاهش دهند. Memon and Schroder (۲۰۰۹) بیان داشتند که با توجه به اینکه انتقال فلزات به اندام هوایی از طریق آوندهای چوبی است و عامل انتقال در این آوندها، شیب هیدرواستاتیک و شیب پتانسیل آب است لذا در اثر افزایش غلظت فلزات، میزان تبخیر و تعرق کاهش یافته و به تبع آن میزان انتقال در آوندها نیز کاهش می‌یابد.

با توجه به اهمیت نسبت انتقال عناصر از بافت زیرزمینی به بافت هوایی یا فاکتور انتقال (نسبت غلظت عنصر در اندام هوایی به غلظت همان عنصر در اندام زیرزمینی)، مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در بافت هوایی و زیرزمینی گیاهان در محدوده تالاب میقان نشان داد که گونه گیاهی گندم بیش‌ترین توانایی را برای انتقال فلزات سنگین از ریشه به ساقه و برگ داشته و گونه‌های گون و شاهی در رتبه‌های بعدی قرار دارند حال آن‌که توانایی بیش‌اندوزی فلزات مورد مطالعه توسط گیاهان مورد بررسی متفاوت است. Yoon و همکاران (۲۰۰۶) بیان نمودند که گیاهانی که مقدار فاکتور انتقال در آنها بیش از یک است برای گیاه‌پالایی مناسب هستند و می‌توانند از فرآیند گیاه استخراجی برای جذب و انتقال فلزات سنگین از خاک به درون بافت‌های خود استفاده نموده و آن‌ها را به بخش‌های قابل برداشت خود نظیر برگ و ساقه انتقال دهند. Jiang و همکاران (۲۰۱۹) اظهار داشتند که توانایی تجمع فلز در بافت هوایی، داشتن فاکتور انتقال بزرگتر از یک و توانایی تحمل در برابر غلظت‌های بالای فلز از شاخص‌های گیاهان بیش تجمیع‌دهنده فلزات سنگین است.

منابع

زعیمدار، م.، ۱۳۹۷. استراتژی گیاه‌پالایی گونه‌های درختی برای کاهش آلودگی‌ها. مدیریت محیط‌زیست و توسعه پایدار، ۲: صفحات ۵ -۱.

سازمان حفاظت محیط‌زیست.، ۱۴۰۲. گزارش ارزیابی و پایش تالاب میقان. ۱۹۳ صفحه.

سازمان زمین‌شناسی و اکتشافات معدنی کشور.، ۱۴۰۲. آمار و اطلاعات زمین‌شناسی و خاک‌شناسی شهر اراک. ۱۷۵ صفحه.

سازمان هواشناسی کشور.، ۱۴۰۲. آمار و اطلاعات اقلیمی ایستگاه‌های سینوپتیک کشور. ۲۰۱ صفحه.

سامانی‌مجد، س.، تائبی، ا. و افیونی، م.، ۱۳۸۶. آلودگی خاک حاشیه خیابان‌های شهری به سرب و کادمیوم. مجله محیط‌شناسی، ۳۳(۴۳).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

صحیحی اسکویی، ت.، جعفری، م.، جوادی، س.ا. و طهمورث، م.، ۱۳۹۹. بررسی توانایی گیاه‌پالایی گونه‌های مرتعی به خاک‌های آلوده به مس و منگنز. مجله تحقیقات آب و خاک ایران (علوم کشاورزی ایران)، ۵۱(۶): صفحات ۱۶۰۴-۱۵۹۳.

فرزامی‌سپهر، م. و هانی، ع.، ۱۳۹۵. گیاه‌پالایی، دست‌آوردی سبز برای پالایش سیاهی. نشریه فیزیولوژی محیطی گیاهی، ۱۱(۴۴): صفحات ۱۰۰-۸۸.

Alexander, L., 2000. Role of root functions on cadmium uptake by plants – structural aspects of root organization. National Agriculture and Food Research Organization, W1-09: 1-6.

Askary, M., Noori, M., Biegi, F. and Amini, F., 2012. Evaluation of the Phytoremediation of Robinia pseudoacacia L. In Petroleum contaminated Soils with Emphasis on some Heavy Metals. Cell and Tissue, 2(4): 437-442.

Bonanno G., Vymazal, J. and Cirelli, G. L., 2018. Translocation, accumulation and bioindication of trace elements in wetland plants. The Science of the Total Environment, 631–632: 252–261.

Bucher, A. S. and Schenk, M. K., 2000. Toxicity level for phytoavailable zinc in compost peat substrates. Scientia Horticulturae, 83(3-4): 339-352.

Coupe, S. J., Sallami, K. H. and Ganjian, E., 2013. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil using different plant species. African Journal of Biotechnology, 12(43): 6185-6192.

Cruzado-Tafur, E., Torró, L., Bierla, K., Szpunar, J. and Tauler, E., 2021. Heavy metal contents in soils and native flora inventory at mining environmental liabilities in the Peruvian Andes. Journal of South American Earth Sciences, 106: 103-107.

Dogan, Y., Durkan, N. and Baslar, S., 2007. Trace element pollution biomonitoring using the bark of Pinus brutia (Turkish red pine) in western Anatolian part of Turkey. Trace Elem Electroly, 24(7): 103-112.

Dolphen, R. and Thiravetyan, P., 2015. Phytodegradation of ethanolamines by Cyperus alternifolius: effect of molecular size. Internation Journal Phytoremediation. 17(7): 686-692.

Eid, E. M. and Shaltout, K. H., 2016. Bioaccumulation and translocation of heavy metals by nine native plant species grown at a sewage sludge dump site. The International Journal of Phytoremediation, 18(11): 1075–1085.

Ejidike, I. P. and Onianwa, P. C., 2015. Assessment of Trace Metals Concentration in Tree Barks as Indicator of Atmospheric Pollution within Ibadan City, South-West, Nigeria. Analytical Methods in Chemistry, 2015(2):1.8

EPA., 2006. Air Quality Criteria for Lead. Volume I & II: 1588p.

Gajić, G., Djurdjević, L., Kostić, O., Jarić, S., Mitrović, M. and Pavlović, P., 2018. Ecological potential of plants for phytoremediation and ecorestoration of fly ash deposits and mine wastes. Frontiers in Environmental Science, 6: 1–24.

Harju, L., Saarela, K. E., Rajander, J., Lill, J. O., Lindroos, A. and Heselius, S. J., 2002. Environmental monitoring of trace elements in bark of Scots pine by thick-target PIXE. Nuclear Instruments and Methods in Physics, 189(1-4): 163-167.

James, D. W. and Wells, K. L., 1990. Soil sample collection and handing technique based on source and degree of field variability. Soil Testing and Plant Analysis. Third edition. Soil science society of America, 25-44. In: R.L. Westerman (ed.).

Jiang, M., Liu, S., Li, Y., Li, X., Luo, Z., Song, H. and Chen, Q., 2019. EDTA-facilitated toxic tolerance, absorption and translocation and phytoremediation of lead by dwarf bamboos. Ecotoxicology and Environmental Safety, 170: 502-512.

Johansson, C., Norman, M. and Burman L., 2009. Road traffic emission factors for heavy metals. Atmospheric Environment, 43(31): 4681-4688.

Kafle, A., Timilsina, A., Gautam, A., Adhikari, K., Bhattarai, A. and Aryal, N., 2022. Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. Environmental Advances, 8: 100203.

Lasat, M. M., 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil. Hazardous Substance Research, 2: 1-25.

Lewis, J., Qvarfort, U. and Sjöström, J., 2015. Betula pendula: A promising candidate for phytoremediation of TCE in northern climates international. Phytoremediation, 17(1): 9-15.

McGrath, S. P. and Zhao, F. J., 2003. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. Current Opinion in Biotechnology, 14(3): 277-282.

Memon, A. R. and Schroder, P., 2009. Metal accumulation in plants and its implication in phytoremediation. Environmental Science and Pollution Research International, 16(2): 162-175.

Nagajyoti, P. C., Lee, K. D. and Sreekanth, T. V. M., 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. Enviromental Chemistry Letters, 8(3): 199-216.

Orisakwe, O. E., Nduka, J. K., Amadi, C. N., Dike, D. and Obialor, O. O., 2012. Evaluation of potential dietary toxicity of heavy metals of vegetables. Environmental and Analytical Toxicology, 2(3): 50-61.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

Paz-Ferreiro, J., Lu, H., Fu, S. and Méndez, A., 2013. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: A review. Solid Earth Discussions, 5(2): 2155-2179.

Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology, 56: 15-39.

Syam, N., 2013. Bioaccumulation of nickel by five wild plant species on nickel-contaminated soil. Journal of Engineering, 3(5): 1-6.

Tukura, B. W., Anhwange, B., Mohammed, Y. and Usman, N. L., 2012. Translocation of Trace Metals in Vegetable Crops Grown on Irrigated Soil along Mada River, Nasarawa State, Nigeria. Modern Analytical and Separation Sciences, 1(1): 13-22.

Wei, Y-L., 1996. Distribution study of priority pollutant PAHs from a laboratory aluminum-can chip smelting furnace. Hazardous Materials, 49(2-3): 267–280.

Yoon, J., Cao, X., Zhou, Q., and Ma, L. Q., 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. Science of the total environment, 368(2-3): 456-464.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]

Investigating the ability of plant species of aquatic ecosystems to absorb heavy metals (Case Study: Meighan Wetland)

Behrouz Kord*[1]
Amin Khademi[2]
Morteza Madanipoor Kermanshahi[3]
Sara Pourabbasi[4]

1. Department of Green Space Engineering, M.C., Islamic Azad University, Malayer, Iran.
2. Department of Green Space Engineering, M.C., Islamic Azad University, Malayer, Iran.
3. Department of Environmet, P.C., Islamic Azad University, Parand, Iran.
4. Department of Green Space Engineering, M.C., Islamic Azad University, Malayer, Iran.

***Corresponding author:**
behrouz.kord@iau.ac.ir

Received date: May/09/2025
Reception date: August/17/2025

Abstract

The presence of heavy metals in urban environments is considered one of the most significant environmental crises facing human societies today. These metals are persistent and durable environmental pollutants. Due to their non-biodegradability and their physiological effects on living organisms, they are significant even at very low concentrations. This research aimed to investigate the capacity of plant species to absorb heavy metals within the Meighan Wetland area. For this purpose, in summer 2024, samples were collected from plant species belonging to the astragal (*Astragalus gossypinus* Fischer.), wheat (*Triticum aestivum* L.), and cress (*Lepidium sativum* L.), at four randomly selected stations within the study area, based on vegetation density. At each station, a transect was chosen according to the prevailing wind direction. Sampling of leaves, stems, and roots of the plant species and soil was carried out in a completely randomized statistical design with three replications. The concentrations of lead (Pb), zinc (Zn), cadmium (Cd), copper (Cu), nickel (Ni), and aluminum (Al) in each sample of aerial tissue (leaves and stems) and subterranean tissue (roots) and soil were measured using a PerkinElmer Model 3030 atomic absorption spectrometer. The results indicated a significant difference in heavy metal concentrations in the soil of the studied stations at a 95% confidence level. Furthermore, the highest concentrations of heavy metals were observed in the aerial tissues (leaves and stems) of wheat and in the subterranean tissues (roots) of cress. The order of concentration was Aluminum > Zinc > Copper > Lead > Nickel > Cadmium. Among the studied plant species, wheat showed the highest transfer coefficient of Zn, Pb, Cu, Al, Ni and Cd (5.15, 4.91, 4.79, 4.72, 4.36 and 4.16 mg/kg dry matter) from roots to stems and leaves, and astragal and cress species ranking subsequently.

Keywords: Meighan Wetland, Translocation Factor, Heavy Metals, Plant Species, Phytoremediation

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-10-30]