



A comparison of lead accumulation and growth factors of metallicolous and non-metallicolous populations of *Marrubium cuneatum* in hydroponic conditions

Behrooz Salehi-Eskandari¹ , Reza Hesami² 

1. Corresponding Author, Department of Biology, Faculty of Science, Payame Noor University, Tehran, Iran,

Email: Behsalehi@Pnu.ac.ir

2. Department of Plant Biology, Faculty of Sciences, Farhangian University, Isfahan, Iran,

Email: reza.hesami243@gmail.com

Article Info

Article type: Research Article

Article history:

Received: Aug. 22, 2023

Revised: Nov. 28, 2023

Accepted: Dec. 2, 2023

Published online: Jan. 21, 2024

Keywords:

Accumulation,
Growth,
Mine Soils,
Phytoremediation,
Translocation Factor.

ABSTRACT

The present study was devoted to investigate the concentration of lead (Pb) in the tailings of Tang-e Douzan lead-zinc mine then determine the growth factors and the lead accumulation in metallicolous and non-metallicolous populations of *Marrubium cuneatum* in 2018 at the university of Isfahan. The both plant populations were transferred to hydroponic mediums and after proper vegetative growth, they were exposed different treatments of lead for 14 days. The results showed the highest Pb concentration in the tailings of mine (1968 mg/kg) was more than 72-fold the global average and by increasing lead concentration, the growth factors decreased, but this reduction in growth was always greater in the non-metallicolous population, so that at the 200 mg/L treatment of lead, relative water content and shoot weight loss of the metallicolous population was 66.8 and 32.2%, respectively but they were 58.9 and 84.9% in non-metallicolous population in comparison with their control. With increasing the concentration of Pb in the medium, the accumulation of Pb in the roots and shoots of both populations are enhanced and lead accumulation was constantly more in the metallicolous population. The highest concentration levels of Pb were in the roots and shoots of the metallicolous population (15.2 and 0.9 mg per plant) which were 3.1- and 3.6-fold accumulation Pb in the non metallicolous population. The accumulation of lead in the roots was 15-folds more than the one in the shoots in both populations. The metallicolous population had an efficient antioxidant system which can grow with more accumulation of Pb and enhance the ratio of shoot to root, therefore, it can be used for phytoremediation.

Cite this article: Salehi-Eskandari, B., & Hesami, R. (2024) A comparison of lead accumulation and growth factors of metallicolous and non- metallicolous populations of *Marrubium cuneatum* in hydroponic conditions, *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 54 (11), 1681-1695. <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.364127.669557>

© The Author(s).

Publisher: The University of Tehran Press.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.364127.669557>



مقایسه‌ی تجمع سرب و میزان رشد دو جمعیت فلز دوست و غیر فلز دوست *Marrubium cuneatum* در شرایط هیدروپونیک

بهرروز صالحی اسکندری^۱، رضا حسامی^۲۱. نویسنده مسئول، گروه زیست‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران، ایمیل: Behsalehi@Pnu.ac.ir۲. گروه زیست‌شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه فرهنگیان، اصفهان، ایران. reza.hesami243@gmail.com

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: پژوهشی	پژوهش حاضر به منظور بررسی میزان سرب در خاک‌های معدن سرب و روی‌شگاه تنگ‌دوزان و مقایسه صفات رویشی و انباشت سرب جمعیت فلز دوست و غیر فلز دوست <i>Marrubium cuneatum</i> در سال ۱۳۹۷ در دانشگاه اصفهان انجام شد. گیاهان هر دو جمعیت به محیط‌های هیدروپونیک منتقل شدند و به مدت ۱۴ روز در معرض تیمارهای مختلف سرب قرار گرفتند. نتایج نشان داد بالاترین میزان سرب موجود در خاک‌های اطراف معدن (۱۹۶۸ میلی‌گرم در کیلوگرم)، بیش از ۷۲ برابر میانگین جهانی است. صفات رویشی با افزایش غلظت سرب در هر دو جمعیت کاهش یافت اما همواره میزان این کاهش، در جمعیت فلز دوست کمتر بود بطوری که در تیمار ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب، محتوای نسبی آب و وزن تر اندام‌های هوایی به ترتیب در جمعیت فلز دوست ۱۳/۹ و ۳۲/۳ درصد ولی در جمعیت غیر فلز دوست ۲۹/۷ و ۸۴/۹ درصد نسبت به گروه شاهد هر جمعیت کاهش داشت. تجمع سرب در اندام‌های هوایی و ریشه هر دو جمعیت با افزایش غلظت سرب در محیط افزایش داشت و در تیمارهای بالای سرب همواره میزان این تجمع در جمعیت فلز دوست بیشتر بود. به طوری که غلظت سرب در ریشه و اندام‌های هوایی آن در بالاترین سطح سرب در ریشه و اندام‌های هوایی هر گیاه جمعیت فلز دوست ۱۵/۲ و ۰/۹ میلی‌گرم بود که به ترتیب ۳/۱ و ۳/۶ برابر جمعیت غیر فلز دوست بود. میزان تجمع سرب در ریشه هر دو جمعیت در تمام تیمارها بیش از ۱۵ برابر تجمع آن در ساقه است. جمعیت فلز دوست با داشتن سیستم دفاعی کارآمد، در شرایط انباشت بیشتر سرب می‌تواند رشد کرده و نسبت اندام‌های هوایی به ریشه را افزایش دهد بنابراین می‌توان از آن برای گیاه‌پالایی بهره برد.
تاریخ دریافت: ۱۴۰۲/۵/۳۱	
تاریخ بازنگری: ۱۴۰۲/۹/۷	
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۲/۹/۱۱	
تاریخ انتشار: ۱۴۰۲/۱۱/۱	
واژه‌های کلیدی: انباشت، رشد، خاک‌های معدن، گیاه پالایی، میزان انتقال.	

استناد: صالحی اسکندری؛ بهروز، حسامی؛ رضا، (۱۴۰۲) مقایسه‌ی تجمع سرب و میزان رشد دو جمعیت فلز دوست و غیر فلز دوست *Marrubium cuneatum* در شرایط<https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.364127.669557>، ۱۶۹۵-۱۶۸۱، ۵۴ (۱۱)، مجله تحقیقات آب و خاک ایران،

© نویسندگان.

ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.

DOI: <https://doi.org/10.22059/ijswr.2023.364127.669557>

مقدمه

فلزات سنگین توسط هر نوع مکانیسم زیستی یا فیزیکی قابل تجزیه نیستند و برای مدت طولانی در خاک باقی می‌مانند بنابراین آنها برای سلامت عمومی و محیط زیست تهدیدی درازمدت محسوب می‌شوند (Ghosh et al., 2023). سرب از فلزات سنگین غیرضروری و سمی است که منجر به آسیب فراوان به بدن انسان می‌شود. این عنصر سمی ۰/۰۰۲ درصد از پوسته زمین را تشکیل می‌دهد (Lu et al., 2021; Zulfiqar et al., 2019). سطح آستانه سرب برای گیاهان در حدود ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم ذکر شده، در حالی که این سطح برای خاک‌های کشاورزی ۳۰۰-۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم است (Zulfiqar et al., 2019).

استخراج صنعتی سرب و فعالیت ذوب فلزات، عامل اصلی آلودگی سرب در خاک‌های اطراف معادن و مناطق صنعتی است (Lu et al., 2021). لجن‌های حاصل از صنعت و فاضلاب، رنگ‌های حاوی سرب، استفاده از حشره‌کش‌ها، کودهای کشاورزی (Gupta et al., 2022; Salehi-Eskandari et al., 2013) سوزاندن ضایعات جامد و مایع (Ghosh et al., 2023) از دیگر آلاینده‌های سرب هستند. با استفاده از راهکارهای متعددی چون روش‌های فیزیکی (جداسازی مکانیکی و حرارتی)، اسیدشویی، شستشوی خاک، تیمارهای شیمیایی و الکتروشیمیایی می‌توان فلزات سنگین را از خاک‌های آلوده برطرف کرد (Tangahu et al., 2011) که این روش‌ها پرهزینه و زمان‌بر هستند.

استفاده از گیاهان برای پاک‌سازی خاک‌ها و آب‌های آلوده را گیاه پالایی می‌نامند که مقرون به صرفه است و چون انرژی آن توسط خوشید تامین شده و دارای مکانیسم اتوتروفی است دارای هزینه نگهداری پایین است. گیاه پالایی موجب رها شدن مواد آلی مختلفی در خاک شده و حاصلخیزی آن را بهبود می‌بخشد (Aken et al., 2010; Ghosh et al., 2023). لذا این روش به دلیل استفاده از موجودات طبیعی و حفظ ساختار طبیعی محیط، یکی از کم‌ضررترین روش‌ها حذف فلزات سنگین است که به راحتی می‌توان آن را کنترل و نظارت کرد (Alaboudi et al., 2018; Seth, 2012).

گیاهان روئیده در مناطق آلوده به فلزات سنگین برای مقابله با سطوح بالای فلزات از دو راهکار ممانعت^۲ و انباشت^۳ فلز سنگین در اندام‌های هوایی و ریشه استفاده می‌کنند (Baker, 1981). گیاه پالایی توسط گیاهان برای حذف فلزات سنگین را می‌توان به سه گروه: استخراج گیاهی، ریزوفیلتراسیون^۴ (حذف یا فیلتر کردن فلزات سنگین با استفاده از ریشه‌های گیاه) و تثبیت گیاهی^۵ (تثبیت فلزات سنگین از طریق جذب توسط ریشه، رسوب، کمپلکس کردن و یا کاهش ظرفیت فلز در ریزوسفر) طبقه‌بندی کرد (Erakhrumen & Agbontalor, 2022; Mahdavian et al., 2023; Hagnazar et al., 2007). کارایی گیاهان برای گیاه‌پالایی به دو عامل، فاکتور انتقال (TF: Translocation Factor) و فاکتور تغلیظ زیستی (BCF: Bioconcentration Factor) وابسته است، میزان فلز در بخش هوایی به ریشه و میزان غلظت فلز در ریشه نسبت به خاک را به ترتیب فاکتور انتقال (TF) و تغلیظ زیستی (BCF) می‌نامند (Ladislav et al., 2017; Mahdavian et al., 2012). گیاهان دارای فاکتور انتقال (TF) کمتر از یک و فاکتور تغلیظ زیستی (BCF) بیش از یک برای تثبیت گیاهی مناسباند و گیاهانی که هر دو فاکتور در آن‌ها بیش از یک باشد برای استخراج گیاهی^۶ مناسب هستند (Egendorf et al., 2020; Mahdavian et al., 2022).

معدن سرب و روی تنگ‌دوزان در ۱۷۵ کیلومتری جنوب غربی اصفهان و در ناحیه مرکزی ایران واقع شده است. استخراج فلزات سنگین سرب و روی از این معدن باعث افزایش قابل توجه فلزهای سنگین در محل‌های انباشت باطله و مناطق مجاور شده است. پوشش گیاهی اطراف معدن بعلاوه بالا بودن فلزات سنگین (سرب) و فقدان عناصر آلی و مواد غذایی، نسبت به نواحی مجاور آن متفاوت است. برخی گیاهان روئیده در اطراف معدن توانسته‌اند خود را با شرایط اکولوژیک آن سازگار کرده و باقی بمانند (Hesami et al., 2018). گیاهان روئیده در این مناطق گنجینه‌هایی هستند که طی سالیان متوالی با شرایط اقلیمی و خاکی آن مناطق سازگار شده‌اند که می‌توان با بهره از آنها با کم‌ترین هزینه، فلزات سنگین را از این رویشگاهها حذف کرد. بنابراین شناسایی و تعیین میزان انباشت عناصر سنگین در این گیاهان می‌تواند نقش با ارزش آن‌ها را نمایان ساخته تا ضمن معرفی، حفاظت و تکثیر گیاهان مذکور، از آن‌ها بر حذف فلزات سنگین در رویشگاه‌های مشابه استفاده گردد.

1 - Pyrometallurgical Separation
2 - Exclusion
3 - Accumulation
4 - Rhizofiltration
5 - Phytostabilization
6 - Phytoextraction.



بیشینه تحقیق

مطالعه‌ای که Salehi-Esakandari et al. (2022) روی گونه خاصی از شیو (*Matthiola flavida*) روییده در اطراف معدن سرب و روی ایران کوه (اصفهان) انجام دادند. با توجه به پاسخ‌های فیتوشیمیایی و رشدی این گونه در غلظت‌های مختلف سرب به همراه تنش خشکی حاصل از پلی‌اتیلن گلیکول در شرایط هیدروپونیک اثبات کردند *Matthiola flavida* با کسب سازگاری‌های ژنتیک خاص توانسته در مناطق آلوده به فلزات سنگین (بخصوص سرب) خیلی خشک رشد کند بنابراین می‌توان از آن برای گیاه‌پالایی در دیگر مناطق آلوده مشابه بهره برد. جنس ماروبیوم (*Marrubium*) گیاهی غالباً بوته‌ای چند ساله بندرت علفی، متعلق به خانواده نعناع (*Lamiaceae*) است که در ناحیه ایران تورانی و مدیترانه‌ای پراکنده شده، برخی گونه‌های آن بومی آسیا، روسیه و شمال آفریقا هستند این جنس دارای ۴۰ گونه در سراسر جهان است که ۱۱ جنس و ۲ واریته آن در ایران گزارش شده‌اند (Kharazian & Hashemi, 2017) گونه‌ی مورد مطالعه، *M. cuneatum*، به‌طور طبیعی در خاک‌های ماسه‌ای خشک رشد کرده و غالباً دارای فرم رویشی چندساله و بوته‌ای است. این گیاه در مناطق کوهستانی، معتدل، سرد، خشک و نیمه‌خشک مشاهده می‌شود (Argyropoulou et al., 2009). جهت درک میزان مقاومت و انباشت سرب جمعیت فلزدوست^۱ *M. cuneatum* (M) میزان رشد و انباشت آن را در تیمارهای مختلف سرب با جمعیت غیر فلزدوست^۲ (NM) مقایسه شد تا قسمتی از سازگاری‌های درون‌زاد این جمعیت آشکار شود.

روش بررسی

سنجش فلز خاک و اعمال تنش سرب

معدن سرب و روی تنگ‌دوزان در نزدیک شهر فریدون‌شهر استان اصفهان در ۳۳ درجه و ۲ دقیقه و ۳۹ ثانیه عرض شمالی و ۴۹ درجه و ۵۷ دقیقه و ۷ ثانیه طول شرقی، در مرکز ایران با ارتفاع ۲۸۵۰ متر از سطح دریا قرار گرفته است. میانگین بارش سالانه آن ۵۴۶/۴ میلی‌متر است که ۴۱ درصد از بارش‌ها در زمستان و ۳۱ درصد در پاییز و ۲۴ درصد آن‌ها در بهار رخ می‌دهد. بیشینه و کمینه دمای آن در تابستان و زمستان به ترتیب ۳۴/۶ و -۲۵- درجه سانتی‌گراد است (Hesami et al., 2018).

در این مطالعه برای اندازه‌گیری سرب، نمونه‌های خاک (عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری) از چهار مکان مختلف در اطراف ریشه گیاه فلزدوست *M. cuneatum* (M) روییده در خاک‌های (بافت آن‌ها دستخوش معدن‌کاوی نشده بود) اطراف معدن تنگ‌دوزان به‌عنوان خاک آلوده برداشت شد. نمونه‌های خاک اطراف ریشه جمعیت غیرفلزدوست (NM) این گیاه، از مجاورت چشمه مرغاب نیز به‌عنوان خاک غیرآلوده برداشت شد. این منطقه نزدیک شهر تیران با ارتفاع ۲۱۹۰ متر از سطح دریا در ۳۲ درجه و ۵۱ دقیقه عرض شمالی و ۵۰ درجه و ۴۹ دقیقه طول شرقی در فاصله ۸۵ کیلومتری اصفهان واقع شده است. نمونه‌های خاک غربال شده و در آونی با دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۷۲ ساعت خشک شدند سپس ۰/۵ گرم از نمونه‌ها برای هضم به ۱۰ میلی‌لیتر از مخلوط کلریدریک اسید ۳۷٪ و نیتریک اسید ۶۵٪ به نسبت ۳ به ۱ افزوده شدند. پس از ۲۴ ساعت نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت در حمام آب جوش (۱۰۰ درجه سانتی‌گراد) قرار داده شده و در نهایت نمونه‌ها صاف و حجم نهایی با آب مقطر به ۱۰ میلی‌لیتر رسانده شد. غلظت سرب در عصاره به دست آمده از هضم نمونه‌های خاک با دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی^۳ مدل Shimadzu AA-6200 مورد سنجش قرار گرفت. برای اندازه‌گیری میزان سرب قابل تبادل، ۵ گرم از نمونه‌های خاک به ارلن شیشه‌ای حاوی، ۵۰ میلی‌لیتر استات آمونیوم ۱ مولار با pH=۷ اضافه شده و به مدت ۲ ساعت بر روی همزن الکتریکی قرار داده شدند. سپس اجازه داده شد تا ذرات معلق ته‌نشین شوند پس از صاف کردن محلول رویی، غلظت سرب توسط دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی اندازه‌گیری شد (Faucon et al., 2007). تعیین میزان سرب قابل حل نمونه‌های خاک نیز مشابه روش میزان قابل تبادل بود اما بجای حلال استات آمونیوم از آب مقطر دیونیزه استفاده شد (Anawar et al., 2006).

دانه‌های گیاه فلزدوست و غیرفلزدوست *M. cuneatum* روییده در اطراف معدن تنگ‌دوزان و ناحیه غیرآلوده چشمه مرغاب در سال ۱۳۹۷، جمع‌آوری شده و در دمای ۵ درجه سانتی‌گراد درون پاکت‌های کاغذی نگهداری شدند. بذرها برای ضدعفونی به مدت ۲۰ دقیقه در محلول هیپوکلرید سدیم ۱۰ درصد قرار داده شده و سپس چندین بار با آب معمولی شستشو داده شدند. برای تسریع و هم‌زمان کردن جوانه‌زنی، دانه‌ها در غلظت ۷۵۰ ppm جیبرلین، به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شد و در دمای ۷-۵ درجه‌ی سانتی‌گراد به مدت ۲۰ روز

1 - metallicolous

2 -non- metallicolous

3 -Atomic Absorption Spectrophotometer

نگهداری شدند. پس از آن بذرهای جوانه‌زده به گلدان‌های حاوی پرلیت در اتاق کشت با دوره نوری ۱۶ ساعت روشنایی، ۸ ساعت تاریکی و شدت نور ۲۰۰ میکرومول فوتون بر مترمربع بر ثانیه منتقل و تا ایجاد اولین برگ در گیاهچه‌ها با آب مقطر آبیاری شدند. سه عدد از گیاهچه‌های یک‌دست به گلدان‌های پلاستیکی با حجم ۵۰۰ میلی‌لیتر (قطر ۸ و ارتفاع ۱۲ سانتی‌متر) منتقل و با محلول غذایی هوگلند اصلاح‌شده (یک‌دوم غلظت)، با pH محدودی ۵/۵ تا ۶ تغذیه و هوادهی شدند و هر هفته محلول غذایی تعویض می‌شد. ترکیب هوگلند مورد استفاده عبارت بود از (Salehi-Eskandari et al., 2022):

3 mM KNO₃, 2 mM Ca(NO₃)₂, 1 mM KH₂PO₄, 0.5 mM MgSO₄, 20 μM Fe(Na)-EDTA, 1 μM KCl, 25 μM H₃BO₃, 2 μM MnSO₄, 2 μM ZnSO₄, 0.1 μM CuSO₄, 0.1 μM Na₂MO₄

گیاهان به مدت ۶۰ روز در اتاق کشت با دمای ۲۵ ± ۵ درجه‌ی سانتی‌گراد و تناوب نوری (۸ ساعت تاریکی) تحت شدت نور ۲۰۰ میکرومول فوتون بر مترمربع قرار داشتند. سپس دو جمعیت فلزدوست (M) و غیرفلزدوست (NM)، از نظر توان مقاومت و انباشت سرب مقایسه شدند و جهت تعیین تأثیر سرب بر صفات رشد (مانند وزن و طول ریشه و ساقه)، انباشت و انتقال سرب، تحت تیمار سرب قرار گرفتند. بدین منظور گیاهان به مدت دو هفته تحت تیمار سرب به صورت نیترات سرب [Pb(NO₃)₂] با غلظت‌های نهایی سرب به مقادیر ۰ (شاهد)، ۱۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر قرار داده شدند. در هنگام تیمار سرب، برای جلوگیری از رسوب فسفات سرب و تشکیل کمپلکس Pb-EDTA، از محلول غذایی هوگلند فاقد KH₂PO₄ و Fe(Na)-EDTA استفاده شد (Mohtadi et al., 2012).

سنجش رشد، ماده خشک، محتوای نسبی آب برگ گیاه و مقدار سرب:

پس از ۱۴ روز تیمار دهی، برای محاسبه میزان رشد، ریشه و اندام‌های هوایی از هم جدا و طول آنها توسط خط‌کش برحسب سانتی‌متر اندازه‌گیری شد سپس اندام‌های هوایی و ریشه قبل و بعد از خشک شدن در آون توزین شدند. محتوای نسبی آب^۱ بخش هوایی گیاه نیز بر اساس رابطه ۱ محاسبه شد (Xu et al., 2021):

$$\text{RWC (\%)} = [\text{FW} - \text{DW} / \text{FW}] \times 100 \quad \text{رابطه ۱}$$

در این رابطه FW و DW به ترتیب وزن تر و وزن خشک اندام‌های هوایی می‌باشند.

میزان سرب، در بافت‌های خشک گیاهی با هضم اسیدی اندازه‌گیری شد بدین منظور ۰/۱ گرم از بافت گیاهی، خرد شده و به لوله‌های آزمایش حاوی ۳ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۶۵ درصد افزوده شد و به مدت ۲۴ ساعت در زیر هود نگهداری شده سپس به مدت ۳ ساعت در حمام شنی حرارت داده شدند. پس از خنک شدن به آنها ۱/۵ میلی‌لیتر آب اکسیژنه افزوده و مجدداً ۲۰ دقیقه در حمام شنی قرار داده شدند تا محلول بیرنگی ایجاد شود. در نهایت نمونه‌ها صاف و حجم نهایی آنها با آب مقطر به ۱۰ میلی‌لیتر رسید (Salehi-Eskandari et al., 2022). مقدار سرب توسط دستگاه طیف سنج اتمی (AAS, Shimadzu model 6200) اندازه‌گیری شد. میزان سرب در اندام‌های هوایی و ریشه هر گیاه از حاصل ضرب میزان سرب در یک گرم وزن خشک هر نمونه در وزن خشک آن بافت گیاهی محاسبه شد. نسبت انتقال سرب (translocation factor; TF) به اندام‌های هوایی از تقسیم میزان سرب در اندام‌های هوایی بر میزان سرب در بافت ریشه محاسبه شد (Shi et al., 2015).

محاسبه‌های آماری:

طراحی آزمایش‌ها، طبق طرح کاملاً تصادفی (برای هر تیمار با سه تکرار) صورت پذیرفت با استفاده از نرم افزار، SPSS تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها انجام شد. مقایسه میانگین‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکن با ضریب اطمینان ۹۵ درصد انجام شد و برای آنالیز نتایج، از روش تجزیه واریانس دو طرفه و همچنین برای رسم نمودارها از نرم افزار Excel استفاده شد.

یافته‌های پژوهش

آنالیز میزان سرب کل، قابل تبادل و محلول نمونه‌های خاک

میزان سرب کل، قابل تبادل و سرب قابل‌حل در چهار مکان نمونه‌برداری شده از رویشگاه تنگ‌دوزان نشان داد که میانگین غلظت سرب کل در نمونه‌های خاک، ۹۰۲ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد و نمونه‌هایی که از غرب معدن برداشت شده‌اند دارای بالاترین میزان سرب کل (۱۹۶۸ میلی‌گرم در کیلوگرم) می‌باشند. البته اندازه‌گیری سرب برای نمونه‌های جمع‌آوری شده از دشت مرغاب نیز انجام شد ولی میزان

سرب با دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی قابل تشخیص نبود. میانگین سرب محلول و قابل تبادل از چهار نمونه برداشت شده به ترتیب ۱۹ و ۴۲ میلی‌گرم در کیلوگرم بود (جدول ۱).

جدول ۱- میزان سرب کل، قابل تبادل و محلول (برحسب میلی‌گرم در کیلوگرم) در چهار مکان از باطله‌های معدن سرب و رویشگاه تنگ‌دوزان

موقعیت مکانی	سرب کل	سرب قابل تبادل	سرب محلول
شمال	۲۲۵	۲۵	۹
جنوب	۲۱۳	۲۰	۴
شرق	۱۲۰۲	۵۹	۲۱
غرب	۱۹۶۸	۶۳	۴۰
میانگین	۹۰۲	۴۲	۱۹

جدول ۲- تجزیه واریانس (میانگین مربعات) اثر سرب و جمعیت و برهمکنش آن‌ها بر برخی از صفات رویشی، تجمع و انتقال سرب در اندام‌های رویشی

منابع تغییرات	درجه آزادی	وزن تر اندام‌های هوایی (g Plant ⁻¹)	محتوای نسبی آب (%)	نسبت اندام‌های هوایی به ریشه	طول ساقه (cm)
سرب	۴	۵/۷***	۲۷۹/۹**	۰/۳۳ ^{ns}	۳۷/۶۹***
جمعیت	۱	۰/۱۷*	۵۲/۳**	۰/۶۴ ^{ns}	۱۱/۰۴***
سرب × جمعیت	۴	۱/۳۱***	۴۲/۳***	۰/۶۵*	۰/۴۱ ^{ns}
خطا	۲۰	۰/۰۲۶	۵/۱	۰/۱۹	۰/۶۳

ادامه جدول ۲

منابع تغییرات	درجه آزادی	طول ریشه (cm)	سرب در ریشه (mg Plant ⁻¹)	سرب در اندام‌های هوایی (mg Plant ⁻¹)	میزان انتقال سرب
سرب	۴	۲۱۹/۴***	۱۵۳/۱***	۰/۳۹***	۱۵۳/۱***
جمعیت	۱	۸۷/۷***	۵۹/۱***	۰/۷۴***	۵۹/۱***
سرب × جمعیت	۴	۱۲/۸*	۱۱/۸**	۰/۰۷***	۱۱/۸**
خطا	۲۰	۳/۳	۱/۶	۰/۰۰۲	۱/۵۹

ns، *، ** و *** به ترتیب غیر معنی‌دار و معنی‌دار در سطح احتمال کمتر از ۵ درصد، ۱ درصد و ۰/۱ درصد

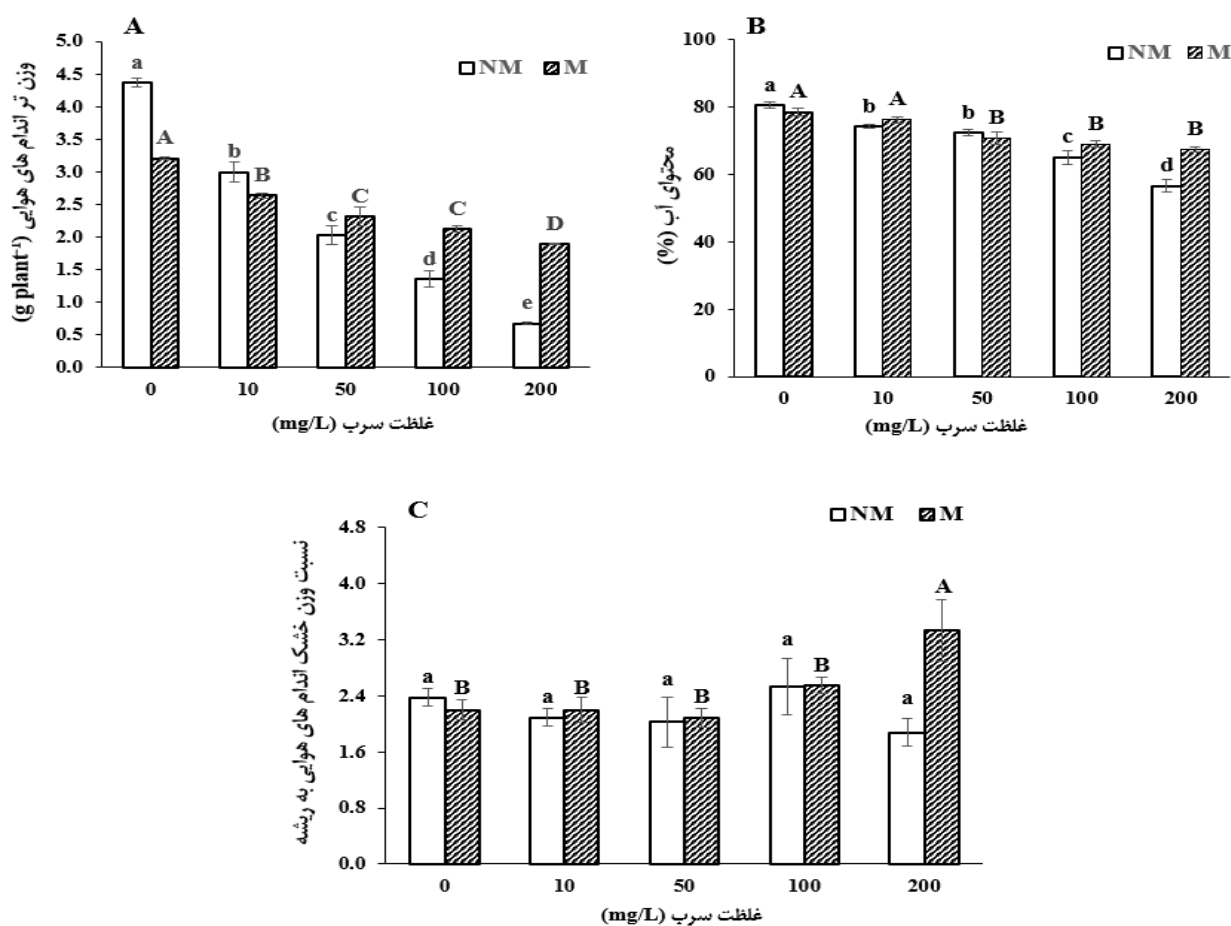
اثر غلظت‌های مختلف سرب بر وزن تر اندام‌های هوایی، محتوای آبی و نسبت اندام‌های هوایی به ریشه

تغییرات میانگین وزن تر اندام‌های هوایی در شکل A-۱، نشان داد که وزن تر اندام‌های هوایی هر دو جمعیت با افزایش غلظت سرب در محیط کاهش داشت اما همواره این کاهش در جمعیت غیرفلزدوست (NM) گیاه *M. cuneatum* بیشتر بود. به طوری که درصد کاهش وزن تر اندام‌های هوایی در غلظت‌های ۱۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب، نسبت به گروه شاهد جمعیت غیرفلزدوست (NM) به ترتیب ۳۱/۴، ۵۳/۷، ۶۸/۹، ۸۴/۵ درصد بود ولی این کاهش در جمعیت فلزدوست (M) به ترتیب ۱۷/۷، ۲۷/۸، ۳۳/۸، ۴۱/۰ درصد بود که نشان می‌دهد روند کاهش وزن تر در جمعیت M نسبت به جمعیت NM، شیب ملایم‌تری داشت اما هر تیمار نسبت به تیمار قبلی اختلاف معنی‌دار داشت به جزء تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب که با تیمار ۵۰ میلی‌گرم در لیتر سرب اختلاف معنی‌داری نداشت ($P > 0.05$). با توجه به روند متفاوت پاسخ دو جمعیت به تیمارهای سرب، طبق جدول ۱ برهمکنش‌های آنها (گونه و سرب) معنی‌دار شد.

با توجه شکل B-۱، محتوای نسبی آب (RWC) هر دو جمعیت با افزایش تنش، روند کاهشی داشت. این کاهش در سطوح بالا در جمعیت فلزدوست (*M. cuneatum* (M) کمتر بود. بطوری که در تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب، جمعیت فلزدوست (M) برخلاف جمعیت غیرفلزدوست، نسبت به تیمارهای قبل و بعد (۵۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) اختلاف معنی‌داری نداشت ($P > 0.05$). کاهش محتوای نسبی آب جمعیت غیرفلزدوست (NM)، نسبت به گروه شاهد در سطوح بالای تنش (۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) ۱۹/۲ و ۲۹/۷ درصد بود اما این کاهش در جمعیت فلز دوست (M) ۱۲/۱ و ۱۳/۹ بود ($P < 0.05$). با توجه به پاسخ متفاوت محتوای آبی دو جمعیت *M. cuneatum* نسبت به تنش، برهمکنش آن‌ها با تنش سرب (گونه × سرب) معنی‌دار شد ($P < 0.05$).

تغییرات نسبت وزن خشک اندام‌های هوایی به ریشه (شکل C-۱) در جمعیت غیرفلزدوست (NM)، نشان داد که اختلاف معنی‌داری

بین تمام تیمارها وجود ندارند و آن‌ها از لحاظ آماری در یک سطح قرار داشتند ($P > 0.05$). برخلاف جمعیت NM، نسبت وزن خشک اندام‌های هوایی به ریشه جمعیت فلزدوست (M) در آخرین سطح تنش نسبت به تیمارهای قبلی افزایش معنی‌داری داشت ($P < 0.05$). روند تغییرات وزن خشک اندام‌های هوایی به ریشه در جمعیت فلزدوست (M) و غیرفلزدوست (NM) *M. cuneatum* در بالاترین سطح تنش (۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر سرب) متفاوت بود. جمعیت NM، در سطح تنش ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر سرب، کاهش ۲۰/۸ درصدی نسبت به گروه شاهد داشت که این کاهش از لحاظ آماری معنی‌دار نبود ($P > 0.05$) اما جمعیت M، در بالاترین سطح تنش، افزایش ۵۱/۷ درصدی نسبت به گروه شاهد داشت ($P < 0.05$). با توجه پاسخ متفاوت نسبت وزن خشک اندام‌های هوایی به ریشه دو جمعیت در بالاترین سطح تنش سرب (۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر سرب)، طبق جدول ۱، فقط برهمکنش‌های آن‌ها (گونه × سرب) معنی‌دار شد.

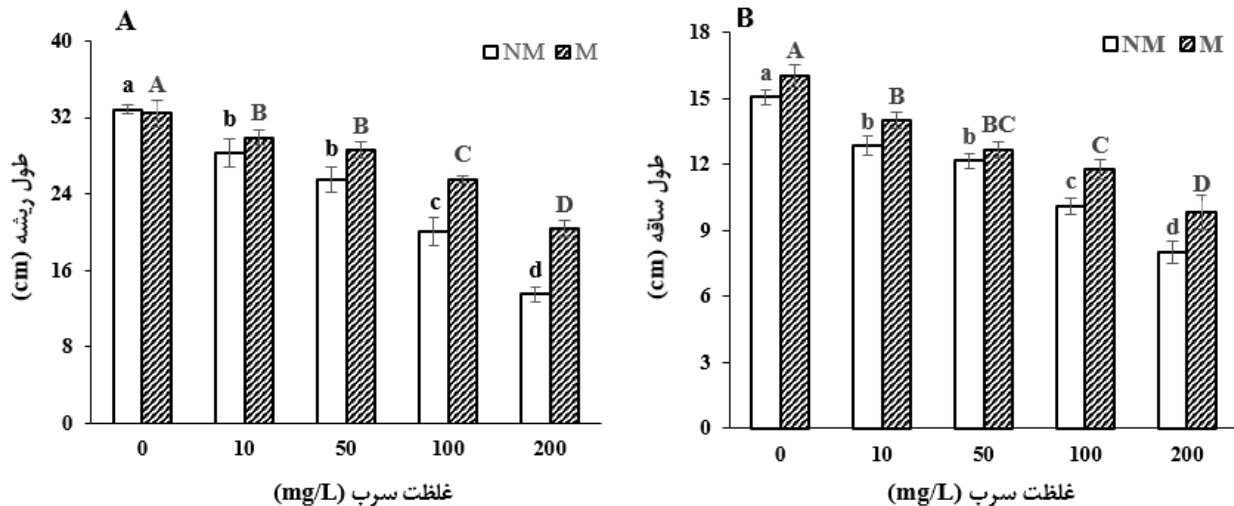


شکل ۱- بررسی غلظت‌های مختلف سرب، بر وزن تر اندام‌های هوایی (A)، درصد محتوی آبی (B) و نسبت وزن خشک اندام‌های هوایی به ریشه جمعیت فلز دوست (M) و غیرفلز دوست (NM) ماروبیوم (*M. cuneatum*). داده هر ستون، میانگین سه تکرار ± خطای استاندارد است. حروف غیرمشابه کوچک (داده‌های جمعیت NM) و بزرگ (داده‌های جمعیت M)، بیان‌گر اختلاف معنی‌دار بین داده‌ها، براساس آزمون دانکن ($P < 0.05$) است

اثر غلظت‌های مختلف سرب بر طول ریشه و ساقه

مطابق شکل A-۲، تغییرات طول ریشه تحت تنش حاصل از غلظت‌های مختلف سرب، نشان داد که طول ریشه هر دو جمعیت با افزایش غلظت سرب کاهش یافت اما این کاهش همواره در جمعیت غیرفلز دوست (NM) *M. cuneatum* بیشتر از جمعیت فلز دوست (M) بود. به‌طوری‌که کاهش طول ریشه در جمعیت غیرفلز دوست (NM)، در غلظت‌های ۱۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب، نسبت به گروه شاهد به ترتیب ۱۳/۴، ۲۲/۳، ۳۸/۷، ۵۸/۹ درصد اما این کاهش در جمعیت فلز دوست (M) به ترتیب ۷/۷، ۱۱/۷، ۲۱/۲ و ۳۷/۱ درصد بود. طول ریشه در هر دو جمعیت (NM, M)، در سطوح مختلف تنش سرب نسبت به سطح قبلی بجز در پایین‌ترین سطوح تنش (۱۰ و ۵۰ میلی‌گرم در لیتر) با هم اختلاف معنی‌داری داشتند ($P < 0.05$). با توجه اختلاف در روند کاهشی طول ریشه در هر دو جمعیت نسبت به افزایش غلظت سرب در محیط، طبق جدول ۲، برهمکنش‌های آن‌ها (گونه و سرب) برخلاف طول ساقه بر ریشه، معنی‌دار شد ($P < 0.05$).

نتایج تغییرات طول اندام‌های هوایی تحت تاثیر غلظت‌های مختلف سرب، مطابق شکل B-۲ نشان داد که طول اندام‌های هوایی (ساقه) هر دو جمعیت با افزایش غلظت سرب کاهش یافت. اما این کاهش بخصوص در غلظت‌های بالا همواره در جمعیت غیرفلزدوست (NM) *M. cuneatum* بیشتر از جمعیت فلز دوست (M) بود. به طوری که طول ساقه در جمعیت غیرفلزدوست (NM)، در غلظت‌های ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب، نسبت به گروه شاهد به ترتیب ۳۲/۹، ۴۶/۷ درصد کاهش داشت اما این کاهش در جمعیت فلز دوست (M) در همین غلظت‌ها به ترتیب، ۲۶/۶ و ۳۸/۹ درصد بود ($P < 0.05$) و طول ساقه‌ی هر دو جمعیت (M, NM) در غلظت‌های ۱۰ و ۵۰ میلی‌گرم در لیتر سرب از لحاظ آماری در یک سطح قرار داشتند ($P > 0.05$) اما نسبت به گروه شاهد کاهش معنی‌دار داشتند.

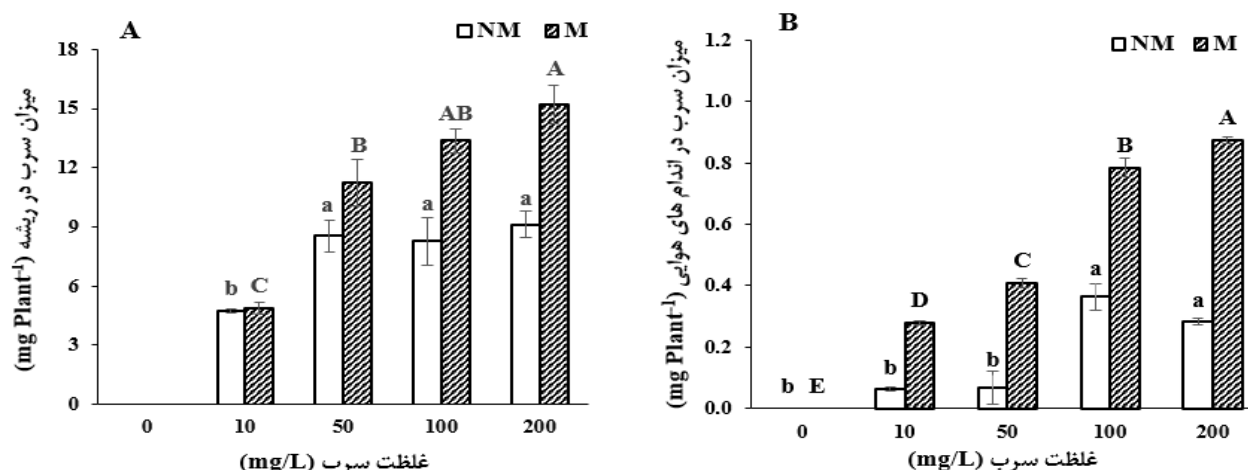


شکل ۲- بررسی غلظت‌های مختلف سرب، بر طول ریشه (A) و طول ساقه (B) جمعیت فلز دوست (M) و غیرفلز دوست (NM) ماروبیوم (*M. cuneatum*). داده هر ستون، میانگین سه تکرار \pm خطای استاندارد است. حروف غیرمشابه کوچک (داده‌های جمعیت NM) و بزرگ (داده‌های جمعیت M)، بیان‌گر اختلاف معنی‌دار بین داده‌ها براساس آزمون دانکن ($P < 0.05$) است

میزان تجمع سرب (ریشه و اندام‌های هوایی) و انتقال سرب به اندام‌های هوایی در غلظت‌های مختلف سرب

مطابق شکل A-۳، با افزایش غلظت سرب در محیط، میزان تجمع این فلز در ریشه هر دو جمعیت فلزدوست و غیرفلزدوست (M, NM) ماروبیوم (*M. cuneatum*) افزایش یافت. این افزایش در غلظت‌های ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب، نسبت به پایین‌ترین سطح تنش (۱۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) در جمعیت غیرفلزدوست (NM) به ترتیب افزایش ۱/۸، ۱/۷۴ و ۱/۹۱ برابری و در جمعیت فلزدوست (M) ۲/۳، ۲/۷۵ و ۳/۱ برابری داشت که این افزایش در این جمعیت (M) در هر تیمار نسبت به تیمار قبلی معنی‌دار بود ($P < 0.05$). اما در جمعیت غیرفلزدوست (NM) این افزایش فقط در دومین سطح تنش (۵۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) نسبت به تیمار قبل معنی‌دار بود و مابقی تیمارها (۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) باهم از لحاظ آماری در یک سطح قرار داشتند ($P > 0.05$). در تمام غلظت‌های سرب، به‌جز پایین‌ترین سطح تنش (۱۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) میزان سرب در ریشه جمعیت فلز دوست (M) بیشتر از جمعیت غیر فلز دوست (NM) بود با توجه به انباشت متفاوت سرب در ریشه دو جمعیت ماروبیوم (M, NM) در تیمارهای مختلف سرب، برهمکنش آن‌ها با تنش سرب (جمعیت \times سرب) معنی‌دار شد ($P < 0.05$).

مطابق شکل B-۳، میزان انباشت سرب در اندام‌های هوایی هر دو جمعیت ماروبیوم (M, NM) با افزایش میزان سرب در محیط افزایش داشت. به طوری که میزان سرب در غلظت‌های ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب، نسبت به پایین‌ترین سطح تنش (۱۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) در جمعیت غیر فلز دوست (NM) به‌ترتیب افزایش ۱/۱، ۵/۶ و ۴/۵ برابری و در جمعیت فلز دوست (M) افزایش ۱/۵، ۲/۸ و ۳/۱ برابری داشت. این افزایش در جمعیت M (برخلاف جمعیت NM)، در هر تیمار نسبت به تیمار قبلی معنی‌دار بود ($P < 0.05$). با توجه به روند متفاوت انباشت سرب در اندام‌های هوایی دو جمعیت ماروبیوم (M, NM)، برهمکنش آن‌ها با تنش سرب (جمعیت \times سرب) معنی‌دار شد ($P < 0.05$).



شکل ۳- بررسی غلظت‌های مختلف سرب، بر میزان سرب در اندام‌های خشک شده ریشه (A) و هوایی (B) جمعیت فلز دوست (M) و غیرفلز دوست (NM) ماروبیوم (*M. cuneatum*). داده هر ستون، میانگین سه تکرار \pm خطای استاندارد است. حروف غیرمشابه کوچک (داده‌های جمعیت NM) و بزرگ (داده‌های جمعیت M)، بیان‌گر اختلاف معنی‌دار بین داده‌ها براساس آزمون دانکن ($P < 0.05$) است

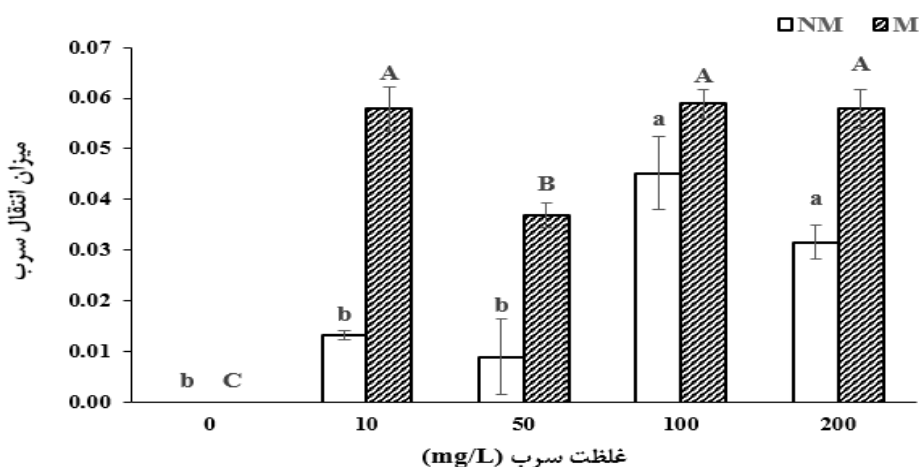
شکل ۴، میزان انتقال سرب از ریشه به اندام‌های هوایی را نشان می‌دهد، با افزایش غلظت سرب در محیط، بخصوص در سطوح بالای تنش (۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) میزان انتقال سرب، از ریشه به اندام‌های هوایی جمعیت غیرفلز دوست (NM) افزایش داشت. افزایش انتقال سرب در این سطوح (۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) نسبت به پایین‌ترین سطح تنش (۱۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) به ترتیب ۳/۴ و ۲/۴ برابر بود. اما این روند در جمعیت فلز دوست (M) متفاوت بود و تمام سطوح تنش بجز تیمار ۵۰ میلی‌گرم در لیتر سرب از لحاظ آماری با هم اختلاف معنی‌داری نداشتند ($P > 0.05$). با توجه به روند متفاوت انتقال سرب از ریشه به اندام‌های هوایی در دو جمعیت ماروبیوم (NM, M) با افزایش غلظت سرب، برهمکنش آن‌ها با تنش سرب (گونه \times سرب) معنی‌دار شد ($P < 0.05$).

بحث

نتایج این تحقیق نشان می‌دهد که خاک اطراف ریشه ماروبیوم (*M. cuneatum*) که معدن کاوی نشده‌اند جزء مکان‌های بسیار آلوده به سرب محسوب می‌شود، میانگین جهانی ارائه شده برای سرب در هر کیلوگرم خاک ۲۷ میلی‌گرم گزارش شده است (Bineshpour et al., 2021) اما در خاک‌های آلوده شهر Xiangyang چین، میزان آن تا ۸۱/۹۲ میلی‌گرم در کیلوگرم افزایش یافته (Wu et al., 2018) بنابراین بیشینه سرب کل معدن، در منطقه غرب (۱۹۶۸ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک)، بیش از ۲۴ برابر میانگین سرب در خاک‌های آلوده ذکر شده، سرب دارد. البته همین مکان (غرب معدن) دارای بیشترین سرب قابل تبادل (۶۳ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم) و محلول در آب (۴۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم) است که به ترتیب ۳ و ۲ درصد میزان سرب کل می‌باشد. در نتیجه بیشترین سرب موجود در خاک، به شکل غیرمحلول است بنابراین به سرعت در دسترس موجودات قرار نمی‌گیرد. این نتایج با یافته‌های (Pollard et al., 2002) دارای همخوانی است. میزان سمیت سرب در خاک به میزان pH، ظرفیت کاتیونی خاک (Brown & Brinkmann, 1992)، وضعیت احیایی (رودکس) خاک (Tabelin & Igarashi, 2009)، مقدار سرب (Kumar et al., 2020; Ratul et al., 2018)، میزان لیگاندهای آلی و غیر آلی (Sammur et al., 2010; Shahid et al., 2011)، میزان کاتیون‌های رقابت‌کننده (Kopittke et al., 2008) و نوع گونه‌های گیاهی (Bi et al., 2010) وابسته است.

وزن تر اندام‌های هوایی، محتوی نسبی آب (شکل ۱)، طول ساقه و ریشه (شکل ۲) در هر دو جمعیت با افزایش غلظت سرب کاهش یافت به طوری که در هر دو جمعیت (M, NM) کمترین ویژگی‌های ریشی در بالاترین غلظت سرب (۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) مشاهده شد. نتایج مشابهی در مورد گیاه *Acalypha indica* گزارش شده که افزایش میزان سرب در بازه زمانی ۱۲ روز، اثر نامطلوبی بر شاخص‌های رشد داشته و موجب کاهش وزن خشک ساقه، ریشه و طول گیاه می‌شود (Venkatachalam et al., 2017). گیاه گندم تحت تیمارهای مختلف سرب (۵۰۰، ۱۰۰۰ و ۲۵۰۰ میکرو مولار) به مدت ۷ روز با کاهش ۲۳ تا ۵۱ درصدی طول ریشه مواجه شد اگرچه این کاهش برای طول ساقه به ترتیب ۱۷، ۳۱ و ۴۴ درصد بود (Kaur et al., 2012). میزان کاهش رشد طولی ریشه دو گونه فلز دوست (M) و غیر فلز دوست (NM) شب‌بو در بالاترین غلظت سرب (۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) برای مدت ۱۴ روز به ترتیب ۳۴/۱ و ۴۳/۹ درصد شد و کاهش

رشد طولی اندام‌های هوایی آن‌ها ۳۰/۹ و ۴۲/۴ درصد بود (صالحی اسکندری و شهبازی گهرویی، ۱۴۰۱). میزان کاهش وزن تر اندام‌های هوایی (شکل ۱-A) هر دو جمعیت غیرفلزدوست (NM) و فلزدوست (M) ماریوم در بالاترین غلظت سرب (۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) به ترتیب ۸۴/۹ و ۳۲/۲ درصد بود. کاهش رشد ناشی از سرب، به اثر ضد تقسیمی حاصل آن بر می‌گردد که در اثر اتصال یون سرب به دیواره سلولی ایجاد می‌شود، مشابه با آنچه که در معدنی شدن^۱ برای کلسیم و سیلیس رخ می‌دهد (Shahid et al., 2011). معدنی شدن باعث سخت شدن دیواره سلولی و تغییر در خصوصیت فیزیکی و شیمیایی دیواره سلولی شده که در نهایت با تغییر در انعطاف پذیری دیواره، تقسیم یا طولی شدن سلول‌های گیاهی کاهش می‌یابد (Shahid et al., 2014). افزایش غلظت سرب باعث اختلال در عملکرد رشته‌های دوک شده و از طرفی سرب بطور مستقیم یا غیرمستقیم با پروتئین‌های سایکلین برهمکنش کرده و در نهایت تقسیمات سلولی متوقف یا کاهش می‌یابد (Dalyan et al., 2020).



شکل ۴- بررسی غلظت‌های مختلف سرب، بر میزان سرب در اندام‌های هوایی (A) و ریشه (B) جمعیت فلزدوست (M) و غیرفلزدوست (NM) ماریوم (*M. cuneatum*). داده هر ستون، میانگین سه تکرار \pm خطای استاندارد است. حروف غیرمشابه کوچک (داده‌های جمعیت NM) و بزرگ (داده‌های جمعیت M)، بیان‌گر اختلاف معنی‌دار بین داده‌ها براساس آزمون دانکن ($P < 0.05$) است

محتوای نسبی آب در هر دو جمعیت (M, NM) گیاه ماریوم با افزایش غلظت سرب کاهش داشت (شکل ۲). این کاهش ناشی از تغییر در روابط آبی است که با کاهش انعطاف‌پذیری دیواره سلولی و تغییر در نفوذپذیری غشاء (Srivastava & Srivastava, 2023) در یاخته‌های محافظ روزه با بسته شدن روزه‌ها نمایان می‌شود (Pinho & Ladeiro, 2012). کاهش تعرق ناشی از افزایش سرب به کاهش غلظت قندها، اسیدهای آمینه و دیگر ملکول‌های حفظ‌کننده فشار تورگر مربوط می‌شود که با القاء سنتز ABA و بسته شدن روزه‌ها همراه می‌گردد (Zulfiqar et al., 2019). میزان کاهش محتوای آبی در جمعیت فلزدوست (N) در بالاترین سطح تنش (۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب)، حدود ۱۱ درصد کمتر بود که احتمالاً افزایش محتوای آبی جمعیت فلزدوست (M) ناشی از افزایش بیوسنتز اسموتیکوم‌ها (چون پرولین) برای مقابله با تنش آبی ناشی از سرب است (Kastori et al., 1992).

نسبت اندام‌های هوایی به ریشه در جمعیت فلزدوست (M) ماریوم برخلاف جمعیت غیرفلزدوست (NM) با افزایش غلظت سرب روند افزایشی داشت به طوری که در بالاترین غلظت سرب در محیط (۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب) نسبت به گروه شاهد، افزایش ۵۱/۷ درصد نشان داد (شکل ۱-C). کاهش نسبت اندام‌های هوایی به ریشه در جمعیت NM بدلیل حساسیت بیشتر اندام‌های هوایی آن نسبت به سرب است. گونه مقاوم برگ نو درخشان (*Ligustrum lucidum*) رشد یافته در باطله‌های معادن سرب و روی، با افزایش فعالیت آنتی‌اکسیدانتی آنزیمی توانسته رشد و کارایی فتوسنتز خود را حفظ کند (Huang et al., 2020).

با افزایش غلظت سرب در محیط تجمع آن در ریشه و اندام‌های هوایی هر دو جمعیت (NM, M) افزایش یافت و همواره میزان تجمع سرب و انتقال آن، در جمعیت فلزدوست (M) ماریوم نسبت به جمعیت غیرفلزدوست (NM) بیشتر بود (شکل ۳ و ۴). بطوری‌که میزان انباشت سرب ریشه در غلظت‌های ۱۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر سرب در جمعیت M به ترتیب ۴/۴، ۶/۱، ۲/۲ و ۳/۱ برابر

جمعیت غیرفلزدوست بود. افزایش ظرفیت تجمع سرب در ریشه جمعیت فلزدوست (M) ماریوم، نوعی سازگاری است که در اثر رشد آن در مناطق آلوده به سرب ایجاد شده است. تجمع سرب در ریشه می‌تواند به صورت نمک‌های نامحلول سرب در فضاهای بین سلولی، ذخیره در غشاء پلاسمایی (Islam et al., 2008; Jiang & Liu, 2010)، کده‌بندی سرب در داخل واکوئل‌های یاخته‌های ریزودرمی و پوست (Seregin et al., 2004; Srivastava & Srivastava, 2023) و همچنین محدود شدن آن در دیواره‌ها از طریق اتصال به بارهای منفی پکتین‌های دیواره سلولی (Pourrut et al., 2011) رخ دهد. اغلب گیاهان بیشترین سرب (۹۵ درصد) را در ریشه‌ها انباشت کرده و مقدار کمی از آن را به اندام‌های هوایی منتقل می‌نمایند (صالحی اسکندری و شهبازی گهرویی، ۱۴۰۱). مسیر آپوپلاستی انتقال سرب در سلول‌های آندودرم ریشه مسدود می‌شود بهمین دلیل، انتقال سرب به اندام‌های هوایی کاهش می‌یابد (Srivastava & Srivastava, 2023). فاکتور انتقال در گیاهان بیش‌انباشت‌گر بیشتر از یک و در مابقی گیاهان کمتر از یک می‌باشد (Srivastava & Srivastava, 2023). با توجه میزان انتقال سرب، هر دو جمعیت (NM, M) غیر بیش‌انباشت‌گر می‌باشند اما جمعیت فلزدوست احتمالاً با داشتن سیستم آنتی‌اکسیدانتی آنزیمی و غیرآنزیمی می‌تواند مقاومت خود را افزایش دهد و در غلظت بالای سرب رشد نماید (Mitra et al., 2020).

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

با توجه به نتایج حاصل از آنالیز خاک می‌توان نتیجه‌گیری نمود که آلودگی به سرب خاک‌هایی اطراف معدن سرب و روی تنگ‌دوزان که دستخوش تغییرات معدن‌کاوی قرار نگرفته‌اند بسیار بالاتر از استانداردهای جهانی است و جمعیت فلز دوست (M) ماریوم طی سالیان متوالی در این منطقه قابلیت‌هایی کسب کرده است تا میزان تجمع سرب را در ریشه افزایش داده و میزان انتقال سرب به اندام‌های هوایی را در تمام تیمارها ثابت نگه دارد به‌همین علت در غلظت‌های بالای سرب، جمعیت فلزدوست (M) برخلاف جمعیت غیرفلزدوست (NM) با کنترل میزان انتقال سرب به اندام‌های هوایی و داشتن سیستم آنتی‌اکسیدانتی بالاتر در اندام‌های هوایی توانسته با وجود تجمع بیشتر سرب، فاکتورهای رشد و محتوای نسبی آب بالاتری کسب نماید و نسبت اندام‌های هوایی به ریشه را افزایش دهد. باتوجه به سازگاری این گیاه به خاک‌های بسیار آلوده می‌توان راهکارهای فیزیولوژیک سازگاری به سرب در این جمعیت مورد بررسی کرد.

سپاسگزاری

از معاونت پژوهشی دانشگاه اصفهان به دلیل حمایت مالی از این تحقیق صمیمانه سپاسگزاری می‌شود.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

منابع

صالحی اسکندری، بهروز و شهبازی گهرویی، مینا (۱۴۰۱). ارزیابی گیاه پالایی سرب توسط گونه‌های فلزدوست و غیر فلزدوست شب‌بو (*Matthiola* spp). تحقیقات آب و خاک ایران، ۵۳ (۱۱)، ۲۵۱۳-۲۵۰۱.

REFERENCES

- Aken, B.V., Correa, P.A., & Schnoor, J.L. (2010). Phytoremediation of polychlorinated biphenyls: new trends and promises. *Environmental science & technology*, 44, 2767-2776.
- Alaboudi, K. A., Ahmed, B., & Brodie, G. (2018). Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant. *Annals of agricultural sciences*, 63(1), 123-12.
- Anawar, H., Garcia-Sanchez, A., Murciego, A., & Buyolo, T. (2006). Exposure and bioavailability of arsenic in contaminated soils from the La Parrilla mine, Spain. *Environmental Geology*, 50, 170-179 .
- Argyropoulou, C., Karioti, A., & Skaltsa, H. (2009). Labdane diterpenes from *Marrubium thessalum*. *Phytochemistry*, 70(5), 635-640
- Baker, A. J. (1981). Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of plant nutrition*, 3(1-4), 643-654 .
- Bi, X., Ren, L., Gong, M., He, Y., Wang, L., & Ma, Z. (2010). Transfer of cadmium and lead from soil to mangoes in an uncontaminated area, Hainan Island, China. *Geoderma*, 155(1-2), 115-12.
- Bineshpour, M., Payandeh, K., Nazarpour, A., & Sabzalipour, S. (2021). Assessment of Human Health Risk and Surface Soil Contamination by Some Toxic Elements in Arak City, Iran. *Journal of Advances in*



Environmental Health Research, 9(4), 321-332.

- Brown, G., & Brinkmann, K. (1992). Heavy metal tolerance in *Festuca ovina* L. from contaminated sites in the Eifel Mountains, Germany. *Plant and soil*, 143, 239-24.
- Dalyan, E., Yüzbaşıoğlu, E., & Akpınar, I. (2020). Physiological and biochemical changes in plant growth and different plant enzymes in response to lead stress. *Lead in Plants and the Environment*, 129-147.
- Egendorf, S. P., Groffman, P., Moore, G., & Cheng, Z. (2020). The limits of lead (Pb) phytoextraction and possibilities of phytostabilization in contaminated soil: a critical review. *International Journal of Phytoremediation*, 22(9), 916-930 .
- Erakhrumen, A. A., & Agbontalor, A. (2007). Phytoremediation: an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. *Educational Research and Review*, 2(7), 151-156 .
- Faucon, M.-P., Shutcha, M. N., & Meerts, P. (2007). Revisiting copper and cobalt concentrations in supposed hyperaccumulators from SC Africa: influence of washing and metal concentrations in soil. *Plant and soil*, 301, 29-36.
- Ghosh, P., Konar, A., Dalal, D. D., Roy, A., & Chatterjee, S. (2023). Phytoremediation technology: A review. *blood pressure*, 400, 5.00 .
- Gupta, D., Huang, H., & Corpas, F. (2013). Lead tolerance in plants: strategies for phytoremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(4), 2150-2161.
- Haghnazar, H., Sabbagh, K., Johannesson, K. H., Pourakbar, M., & Aghayani, E. (2023). Phytoremediation capability of *Typha latifolia* L. to uptake sediment toxic elements in the largest coastal wetland of the Persian Gulf. *Marine Pollution Bulletin*, 188, 114699.
- Hesami, R., Salimi, A., & Ghaderian, S. M. (2018). Lead, zinc, and cadmium uptake, accumulation, and phytoremediation by plants growing around Tang-e Douzan lead-zinc mine, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 25, 8701-8714.
- Huang, X., Zhu, F., He, Z., Chen, X., Wang, G., Liu, M., & Xu, H. (2020). Photosynthesis performance and antioxidative enzymes response of *Melia azedarach* and *Ligustrum lucidum* plants under Pb-Zn mine tailing conditions. *Frontiers in Plant Science*, 11, 571157.
- Islam, E., Liu, D., Li, T., Yang, X., Jin, X., Mahmood, Q., Tian, S., & Li, J. (2008). Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 914-926 .
- Jiang, W., & Liu, D. (2010). Pb-induced cellular defense system in the root meristematic cells of *Allium sativum* L. *BMC Plant Biology*, 10, 1-8.
- Kastori, R., Petrović, M., & Petrović, N. (1992). Effect of excess lead, cadmium, copper, and zinc on water relations in sunflower. *Journal of plant nutrition*, 15(11), 2427-2439.
- Kaur, G., Singh, H. P., Batish, D. R., & Kumar, R. K. (2012). Growth, photosynthetic activity and oxidative stress in wheat (*Triticum aestivum*) after exposure of lead to soil. *Journal of environmental biology*, 33(2), 265.
- Kharazian, N., & Hashemi, M. (2017). Chemotaxonomy and morphological studies in five *Marrubium* L. species in Iran. *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions A: Science*, 41, 17-31.
- Kopittke, P., Asher, C., & Menzies, N. (2008). Prediction of Pb speciation in concentrated and dilute nutrient solutions. *Environmental Pollution*, 153(3), 548-554.
- Kumar, A., Kumar, A., MMS, C.-P., Chaturvedi, A.K., Shabnam, A.A., Subrahmanyam, G., Mondal, R., Gupta, D.K., Malyan, S.K., & Kumar, S.S. (2020). Lead toxicity: health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches. *International journal of environmental research and public health*, 17, 2179.
- Ladislav, S., El-Mufleh, A., Gérente, C., Chazarenc, F., Andrès, Y., & Béchet, B. (2012). Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 877-888.
- Lu, N., Li, G., Sun, Y., Wei, Y., He, L., & Li, Y. (2021). Phytoremediation potential of four native plants in soils contaminated with Lead in a mining area. *Land*, 10(11), 1129.
- Mahdavian, K., Asadigerkan, S., Sangtarash, M. H., & Nasibi, F. (2022). Phytoextraction and

- phytostabilization of copper, zinc, and iron by growing plants in Chahar Gonbad copper mining area, Iran. *Proceedings of the National Academy of Sciences, India Section B: Biological Sciences*, 92(2), 319-327.
- Mahdavian, K., Ghaderian, S. M., & Torkzadeh-Mahani, M. (2017). Accumulation and phytoremediation of Pb, Zn, and Ag by plants growing on Koshk lead-zinc mining area, Iran. *Journal of soils and sediments*, 17, 1310-1320.
- Mitra, A., Chatterjee, S., Voronina, A. V., Walther, C., & Gupta, D. K. (2020). Lead toxicity in plants: a review. *Lead in Plants and the Environment*, 99-116.
- Mohtadi, A., Ghaderian, S. M., & Schat, H. (2012). Lead, zinc and cadmium accumulation from two metalliferous soils with contrasting calcium contents in heavy metal-hyperaccumulating and non-hyperaccumulating metallophytes: a comparative study. *Plant and soil*, 361, 109-118.
- Pinho, S., & Ladeiro, B. (2012). Phytotoxicity by Lead as Heavy Metal Focus on Oxidative Stress. *Journal of Botany*.
- Pollard, A. J., Powell, K. D., Harper, F. A., & Smith, J. A. C. (2002). The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants. *Critical reviews in plant sciences*, 21(6), 539-566.
- Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., & Pinelli, E. (2011). Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 213, 113-136.
- Ratul, A., Hassan, M., Uddin, M., Sultana, M., Akbor, M., & Ahsan, M. (2018). Potential health risk of heavy metals accumulation in vegetables irrigated with polluted river water. *International food research journal*, 25(1).
- Salehi-Eskandari, B., & Shahbazi Gahrouei, M. (2023). Investigation of the phytoremediation of lead in the metallicolous and non-metallicolous species *Matthiola*. *Iranian Journal of Soil and Water Research* 53, 2501-2513. (In Persian).
- Salehi-Eskandari, B., Gahrouei, M. S., Boyd, R. S., Rajakaruna, N., & Ghasemi, R. (2022). Physiological responses to lead and PEG-simulated drought stress in metallicolous and non-metallicolous *Matthiola* (Brassicaceae) species from Iran. *South African Journal of Botany*, 150, 1011-1021.
- Sammut, M., Noack, Y., Rose, J., Hazemann, J., Proux, O., Depoux, M., Ziebel, A., & Fiani, E. (2010). Speciation of Cd and Pb in dust emitted from sinter plant. *Chemosphere*, 78, 445-450.
- Seregin, I., Shpigun, L., & Ivanov, V. (2004). Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize roots. *Russian Journal of Plant Physiology*, 51, 525-533.
- Seth, C. S. (2012). A review on mechanisms of plant tolerance and role of transgenic plants in environmental clean-up. *The Botanical Review*, 78(1), 32-62.
- Shahid, M., Pinelli, E., Pourrut, B., & Dumat, C. (2014). Effect of organic ligands on lead-induced oxidative damage and enhanced antioxidant defense in the leaves of *Vicia faba* plants. *Journal of Geochemical Exploration*, 144, 282-289.
- Shahid, M., Pinelli, E., Pourrut, B., Silvestre, J., & Dumat, C. (2011). Lead-induced genotoxicity to *Vicia faba* L. roots in relation with metal cell uptake and initial speciation. *Ecotoxicology and environmental safety*, 74(1), 78-84.
- Shi, G., Xia, S., Ye, J., Huang, Y., Liu, C., & Zhang, Z. (2015). PEG-simulated drought stress decreases cadmium accumulation in castor bean by altering root morphology. *Environmental and Experimental Botany*, 111, 127-134.
- Srivastava, D., & Srivastava, N. (2023). Molecular Mechanism of Lead Toxicity and Tolerance in Plants, Lead Toxicity: Challenges and Solution. *Springer*, pp. 247-286.
- Tabelin, C., & Igarashi, T. (2009). Mechanisms of arsenic and lead release from hydrothermally altered rock. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1-3), 980-990.
- Tangahu, B. V., Sheikh Abdullah, S. R., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International journal of chemical engineering*, 2011.
- Venkatachalam, P., Jayalakshmi, N., Geetha, N., Sahi, S.V., Sharma, N.C., Rene, E.R., Sarkar, S.K., & Favas, P.J. (2017). Accumulation efficiency, genotoxicity and antioxidant defense mechanisms in medicinal plant *Acalypha indica* L. under lead stress. *Chemosphere*, 171, 544-553.
- Wu, W., Wu, P., Yang, F., Sun, D. L., Zhang, D. X., & Zhou, Y. K. (2018). Assessment of heavy metal pollution and human health risks in urban soils around an electronics manufacturing facility. *Science of*



the Total Environment, 630, 53-61.

Xu, X., Zhou, Y., Mi, P., Wang, B., & Yuan, F. (2021). Salt-tolerance screening in *Limonium sinuatum* varieties with different flower colors. *Scientific reports*, 11(1), 14562.

Zulfiqar, U., Farooq, M., Hussain, S., Maqsood, M., Hussain, M., Ishfaq, M., Ahmad, M., & Anjum, M.Z. (2019). Lead toxicity in plants: Impacts and remediation. *Journal of Environmental Management*, 250, 109557.

A comparison of lead accumulation and growth factors of metallicolous and non-metallicolous populations of *Marrubium cuneatum* in hydroponic conditions

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Heavy metal contamination is increasing with the enhancements in the exploitation of mines, industrial activities, sewage sludge and wastewaters, Pb-containing dyes, burning of solid and liquid waste and using pesticides and agricultural fertilizers. Phytoremediation is cost effective and efficient mechanisms for removing heavy metals from contaminated soils. The present study was devoted to investigate the concentration of lead (Pb) in the tailings around the Tang-e Douzan lead-zinc mine then determine the growth factors, relative water content and the lead accumulation of the metallicolous population (M) of *Marrubium cuneatum* (NM) collected from the vicinity of this mine in comparison with the non-metallicolous population.

Material and methods

To determine lead (Pb), soil and plant samples were collected from four different sites around plants (*M. cuneatum*) growing in the Tang-e Douzan mining area in this study and the concentration of types of lead (Pb), total, exchangeable and the water-soluble lead was determined by the use of acid digestion and different solvents. Seeds of *M. cuneatum* were collected around the Tang-e Douzan mine (M) and at Morghab spring (NM). The sterilized seeds were placed in 750 mg/L gibberellic acid solution for 24 hours and then exposed to 4 °C for 20 days for acceleration and synchronization of seed germination. Then they were sown on Perlite wetted with distilled water. The seedlings were grown in a greenhouse with a 16 h photoperiod (light intensity 200 $\mu\text{Em}^{-2} \text{s}^{-1}$), day/night temperature of 25/20 °C, and regularly watered with one-fourth-strength modified Hoagland's solution. After 45 days plants of uniform size of the both plant populations were transferred to hydroponic mediums and after proper vegetative growth, they were exposed to 0, 10, 50, 100, 200 mg/L treatments of lead for 14 days.

Result

The results showed which Pb concentration in tailings around the mine was more than 72-fold the global average and by increasing lead concentration, the growth, relative water content of both populations significantly decreased, but this reduction in growth was always greater in the non-metallicolous population, so that at the 200 mg/L treatment, the fresh weight of shoots decreased to %84.9 and % 32.2, in the non-metallicolous and metallicolous population in comparison with their control, respectively. With increasing the concentration of Pb in the medium, the accumulation of Pb in the roots and shoots of both populations are enhanced and lead accumulation was constantly more in the metallicolous population. The accumulation of lead in the roots was more than 15-folds shoots in both populations. Translocation factor Pb did not significantly change in the metallicolous population with increasing Pb exposure.

Conclusions

It had an efficient antioxidant system which can grow with more accumulation Pb and ratio of shoot to root increased which is not apparent in one. Based on the potential of the metallicolous population grows in high lead-contaminated soils, it can be used for phytoremediation.

Keywords: Accumulation, Growth, Mine Soils, Phytoremediation, Translocation Factor.