

توان رشد و گیاه‌پالایی پونه آبی (*Mentha aquatica*)، زولنگ (*Eryngium caucasicum*) و اناریجه (*Froriepia subpinnata*) در خاک آلوده به سرب

رقیه حسن‌پور^۱، فائزه زعفریان^{۲*}، محمد رضوانی^۳، بهی جلیلی^۴

تاریخ دریافت: ۹۸/۱۲/۱۱ تاریخ پذیرش: ۹۹/۷/۱

۱- دانش آموخته دکتری گروه زراعت، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، مازندران، ایران

۲- دانشیار، گروه زراعت، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، مازندران، ایران

۳- دانشیار، گروه زراعت و اصلاح نباتات، واحد قائم‌شهر، دانشگاه آزاد اسلامی، قائم‌شهر، مازندران، ایران

۴- استادیار، گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری، ساری، مازندران، ایران

* مسئول مکاتبه: Email: fa_zaefarian@yahoo.com

چکیده

اهداف: گیاه‌پالایی یکی از بوم‌سازگارترین و ارزان‌ترین روش‌های پاکسازی آلاینده‌های سمی خاک مانند سرب است. انتخاب گیاهان دارویی تولید کننده اسانس در چنین شرایطی مورد توجه زیادی قرار گرفته است. لذا به منظور بررسی پتانسیل سه گیاهان بومی و دارویی پونه آبی (*Mentha aquatica* L.)، زولنگ (*Eryngium caucasicum* Trautv.) و اناریجه (*Froriepia subpinnata* Ledeb.) برای گیاه‌پالایی سرب، سه آزمایش جداگانه طراحی شد.

مواد و روش‌ها: آزمایشات به صورت طرح کاملاً تصادفی (CRD) با ۴ تکرار در سال ۱۳۹۶ در گلخانه دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری اجرا شد. سطوح سرب شامل صفر (شاهد)، ۱۲۵، ۲۵۰، ۳۷۵ و ۵۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک از منبع نیترات سرب بود. وزن خشک شاخساره و ریشه، غلظت سرب در شاخساره و ریشه، شاخص تحمل، فاکتور انتقال، فاکتور تجمع زیستی شاخساره و ریشه و جذب سرب در شاخساره محاسبه شد.

یافته‌ها: نتایج نشان داد که افزایش غلظت سرب باعث کاهش زیست توده در هر سه گیاه شد، در حالی که هر سه گیاه سرب را در ریشه و شاخساره انتقال دادند. غلظت فلز سرب در ریشه پونه آبی بیشتر از شاخساره بود. همچنین پونه آبی با فاکتور تجمع زیستی ریشه بالاتر از یک و فاکتور انتقال پایین‌تر از یک می‌تواند برای تثبیت فلز سنگین سرب مورد استفاده قرار گیرد. در اناریجه فاکتور تجمع زیستی شاخساره و فاکتور انتقال بالاتر از یک بود که نشان می‌دهد اناریجه می‌تواند برای استخراج سرب استفاده شود. زولنگ بیشترین جذب سرب در شاخساره (۰/۲۴ میلی‌گرم سرب در گلدان) را به خود اختصاص داد.

نتیجه‌گیری: به طور کلی نتایج نشان داد جذب و انتقال سرب به گونه، تولید زیست توده و غلظت سرب خاک بستگی دارد و هر سه گیاه مورد مطالعه در خاک آلوده به سرب توانایی گیاه‌پالایی دارند؛ در حالی که زولنگ بر اساس مقدار بیشتر جذب سرب در شاخساره به دلیل وزن خشک شاخساره بیشتر نسبت به اناریجه توانایی بالاتری جهت استخراج گیاهی نشان داد.

واژه‌های کلیدی: آلاینده خاک، استخراج گیاهی، تثبیت گیاهی، فاکتور انتقال، گیاه بومی، گیاه‌پالایی

Growth Ability and Phytoremediation of Water Mint (*Mentha aquatica*), Eryngo (*Eryngium caucasicum*) and Froriepia (*Froriepia subpinnata*) in Soil Contaminated with Lead

Roghayeh Hasanpour¹, Faezeh Zaefarian^{2*}, Mohammad Rezvani³, Behi Jalili⁴

Received: March 1, 2020 Accepted: September 22, 2020

1-Graduated PhD Student of Agronomy, Dept. of Agronomy, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Mazandaran, Iran.

2 Assoc. Prof., Dept. of Agronomy, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Mazandaran, Iran.

3 Assoc. Prof., Dept. of Agronomy and Plant Breeding, Qaemshahr Branch, Islamic Azad University, Qaemshahr, Iran.

4 Assist. Prof., Dept. of Soil Science, Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University, Sari, Mazandaran, Iran.

*Corresponding Author Email: fa_zaefarian@yahoo.com

Abstract

Background and Objective: Phytoremediation is one of the most eco-friendly and inexpensive methods that can be used to clean toxic soil pollutants such as lead (Pb). The choice of medicinal and aromatic plants under such conditions has received much attention. In order to study the potential of lead phytoremediation by three native and medicinal plants of water mint (*Mentha aquatica* L.), eryngo (*Eryngium caucasicum* Trautv.) and froriepia (*Froriepia subpinnata* Ledeb.), three separate experiments were designed.

Materials and Methods: The experiments were performed in the greenhouse of Sari Agricultural Sciences and Natural Resources University in 2017, in a completely randomized design (CRD) with four replications. The levels of lead were included 0 (control), 125, 250, 375 and 500 mg Pb.kg⁻¹ soil from source of lead nitrate. Shoot and root dry weight, lead concentration in shoot and root, tolerance index, transfer factor, bioaccumulation factor, bioconcentration factor and lead uptake in shoot were calculated.

Results: Results showed that biomass decreased in all three plants by increasing lead concentration; while, all three plants transferred lead to shoot and root. Concentrations of lead in the root of water mint were higher than shoot. Also, water mint with a bioconcentration factor higher than one and a transfer factor lower than one can be used to phytostabilization of lead heavy metal. In froriepia the bioaccumulation factor and transfer factor was higher than one, indicating that it could be used for phytoextraction of lead. Eryngo had the highest lead uptake in shoot (0.24 mg of lead in pot).

Conclusion: In general, the results showed that lead uptake and transport depend on species, biomass production and soil lead concentration, and all three plants in lead contaminated soil have phytoremediation ability; while, eryngo showed a higher ability to phytoextraction based on higher amount of lead uptake in shoot due to higher shoot dry weight than froriepia.

Keywords: Native Plant, Phytoextraction, Phytoremediation, Phytostabilization, Soil Pollutant, Transfer Factor

مقدمه

آلودگی خاک با فلزات سنگین یکی از مهمترین مشکلات زیست محیطی عمده در جوامع بشری است (آرمند و همکاران ۲۰۱۹؛ دانش‌فر و همکاران ۲۰۱۸). سرب به عنوان متداول‌ترین فلز آلاینده در خاک‌ها (ایسلام و همکاران ۲۰۰۸) علاوه بر کاهش عملکرد و کیفیت محصول، پایداری تولیدات کشاورزی و سلامتی موجودات زنده را به خطر می‌اندازد (دانش‌فر و همکاران ۲۰۱۸). مطالعات متعددی نشان داده است که مقادیر سمی سرب در گونه‌های گیاهی مختلف بر فرآیندهای مختلفی نظیر رشد، صفات مورفولوژی و فتوسنتز گیاه تاثیر می‌گذارد. به عنوان مثال سرب باعث کاهش معنادار ارتفاع گیاه، وزن خشک کل بوته و کلروفیل کل در گندم (*Triticum aestivum* L.) شد (توحیدی مقدم و همکاران ۲۰۱۸). همچنین ژو و همکاران (۲۰۱۴) نشان دادند که افزودن سرب به طور معناداری باعث افزایش انتقال روی از ریشه به شاخساره جاتروفا (*Jatropha curcas* L.) شد، اما به کاهش میزان مس، آهن و منگنز در شاخساره کمک کرد. در گیاهان متحمل مقدار عناصر سنگین می‌تواند به طور قابل توجهی افزایش یابد و گونه‌هایی که قادر به تجمع بیش از حد متوسط فلزات سنگین هستند برای احیای بیولوژیکی خاک مفید هستند (علی و همکاران ۲۰۱۳).

گیاه‌پالایی خاک یک تکنیک ارزان، از لحاظ اجتماعی قابل قبول و سازگار با محیط زیست برای پاکسازی مناطق آلوده است (وو و همکاران ۲۰۱۰). به عبارت دیگر، گیاه‌پالایی استفاده از گیاهان جهت کاهش غلظت یا اثرات سمی فلزات سنگین برای بازگرداندن تعادل زیست محیطی می‌باشد (علی و همکاران ۲۰۱۳). تفاوت در تجمع سرب در بین ارقام، ژنوتیپ‌های گونه و اندام‌های گیاهی (ریشه، شاخه و برگ)، تفاوت ویژگی‌های تحمل، جذب و انتقال آن‌ها را نشان می‌دهد (پنگ و همکاران ۲۰۱۲). به عنوان مثال، برخی از ژنوتیپ‌های برنج (متحمل به سرب)

ریشه‌ها را به عنوان یک اندام اصلی ذخیره برای سرب ترجیح می‌دهند و مقدار کمی را به سمت شاخساره منتقل می‌کنند؛ در حالی که برخی دیگر (حساس به سرب) سرب بیشتری در شاخساره نسبت به ریشه‌ها ذخیره می‌کنند (زنگ و همکاران ۲۰۰۸). از طرفی تجمع فلزات سنگین در گیاه بستگی به عوامل متعددی از قبیل گونه و جنس، میزان آلودگی خاک، pH خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی و همچنین توزیع فلزات و فراهمی فلز برای گیاه دارد (لاسات ۲۰۰۰).

انتخاب گیاهان مناسب با قابلیت رشد و سازگار با محیط آلوده یکی از شرایط موفقیت پالایش خاک‌های آلوده است (تقوی قاسم‌خیلی و همکاران ۲۰۱۴). اسانس تولید شده در گیاهان دارویی کشت شده در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین به دلیل باقی ماندن این فلزات در تفاله و آب تقطیر، فاقد فلزات سنگین می‌باشد. بنابراین اسانس این گیاهان می‌تواند بدون هیچ گونه خطری در صنایع آرایش، بهداشتی و مواد غذایی استفاده گردد (عسگری لجایر و همکاران ۲۰۱۹). از طرفی گیاهان بومی پتانسیل بالایی برای رشد و گیاه‌پالایی در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین دارند (آندراززا و همکاران ۲۰۱۵). بنابراین گونه‌های گیاهی بومی موجود در مکان‌های آلوده ممکن است قادر به گیاه‌پالایی باشند (مکمو و همکاران ۲۰۱۲). پونه آبی (*Mentha aquatica* L.)، زولنگ (*Eryngium caucasicum* Trautv.) و اناریجه (*Froriepia subpinnata*) سه گیاه بومی در مناطق شمالی ایران هستند، که اطلاعات اندکی در مورد پاسخ این گونه‌های گیاهی به سرب وجود دارد. لذا این مطالعه با هدف بررسی توانایی رشد و تجمع زیستی سرب توسط سه گیاه پونه‌آبی، زولنگ و اناریجه طراحی شد.

مواد و روش‌ها

تهیه نمونه خاک

در این پژوهش از خاک مزرعه دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری استفاده شد. ابتدا نمونه

کجدال (برمنر ۱۹۷۰)، فسفر قابل جذب خاک با دستگاه اسپکتروفتومتر (اولسن و همکاران ۱۹۵۴)، پتاسیم قابل جذب خاک به روش استات آمونیوم با دستگاه فلیم فتومتر (جی و بوردر ۱۹۸۶) و سرب قابل جذب خاک با استفاده از محلول عصاره گیر DTPA (لیندسی و نورول ۱۹۷۸) اندازه گیری شد.

مرکب خاک تهیه و پس از هوا خشک کردن و عبور دادن از الک دو میلیمتری، برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن (جدول ۱) شامل بافت خاک به روش هیدرومتری (بایوکاس ۱۹۶۲)، اسیدیته خاک در گل اشباع با pH متر (مکلین ۱۹۸۲)، هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع با EC متر (رودز ۱۹۸۲)، ماده آلی به روش اکسایش تر (والکی و بلاک ۱۹۳۴)، درصد نیتروژن کل به روش

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

Pb	K	P	(%) N	ماده آلی (%)	EC(dS.m ⁻¹)	pH	بافت خاک
قابل جذب (mg.kg ⁻¹)							
۰/۶۳	۲۱۴/۱۲	۱۱/۸۰	۰/۲۷	۱/۶۲	۱/۴۱	۷/۵۶	سیلتی-رسی

خاک در حد ظرفیت مزرعه (۳۱/۶ درصد) به روش توزین به داخل زیرگلدانی اضافه می شد.

اندازه گیری صفات مورد مطالعه

در ۶۵ روز پس از کشت (انتهای مرحله رویشی و قبل از گلدهی)، شاخساره و ریشه از هر گلدان جدا شدند؛ نمونه های شاخساره و ریشه جمع آوری و به آزمایشگاه جهت شستشو انتقال یافتند. سپس نمونه های گیاهی در آون ۵۰ درجه سانتی گراد به مدت ۷۲ ساعت خشک شدند و پس از آن وزن خشک نمونه ها با ترازو توزین شد و در نهایت با آسیاب پودر شدند و نمونه های پودر شده جهت تعیین غلظت سرب در اندام های گیاه استفاده شد.

اندازه گیری غلظت عناصر در شاخساره و ریشه به روش هضم تر انجام شد. به این صورت که ابتدا ۰/۵ گرم از نمونه های پودر شده در ۱۰ میلی لیتر اسید نیتریک غلیظ (۶۵ درصد) به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شد تا نمونه گیاهی به خوبی در اسید هضم شود. سپس محلول حاصل در دمای ۸۵ درجه سانتی گراد به مدت سه ساعت حرارت داده شد. در مرحله بعد عصاره از کاغذ صافی عبور داده شد و حجم محلول به ۲۵ میلی لیتر رسانده شد. غلظت سرب موجود در نمونه های گیاهی با دستگاه جذب اتمی قرائت و مقدار قابل جذب آن محاسبه شد (وودین جونیور و همکاران ۱۹۷۷).

روش آلوده سازی خاک

برای آلوده کردن خاک، مقدار ۴ کیلوگرم خاک هوا خشک شده به گلدان های پلاستیکی منتقل و با غلظت های صفر (شاهد)، ۱۲۵، ۲۵۰، ۳۷۵ و ۵۰۰ میلی گرم در کیلوگرم سرب از منبع نترات سرب (Pb(NO₃)₂) آلوده شد. این کار در چهار تکرار در قالب طرح کاملاً تصادفی برای هر گیاه (پونه آبی، زونگ و اناریجه) انجام شد. جهت یکنواخت سازی خاک و نزدیک شدن به شرایط طبیعی خاک گلدان ها، چهار مرتبه دوره های مرطوب و خشک شدن به تناوب در یک دوره ۳۰ روزه تکرار شد (شانبله و خرابشه ۱۹۹۶).

روش آماده سازی نشا

در حین آماده سازی خاک، بذر ۲ گیاه زولنگ و اناریجه جمع آوری شده از منطقه در سینی های نشا کشت شدند و نشاهای پونه آبی نیز به صورت آماده از بازار محلی تهیه شد. در فروردین ۱۳۹۶ نشا هر سه گیاه وقتی به گلدان آلوده انتقال یافتند حدود دو هفته سن داشتند. پس از استقرار نشاها در گلدان های آلوده تراکم گیاه برای پونه آبی و زولنگ ۵ عدد و برای اناریجه ۷ عدد در هر گلدان در نظر گرفته شد. در طول دوره رشد برای آبیاری گلدان ها، زمانی که گیاه نیاز به آب داشت؛ رطوبت

قرائت و مقدار قابل جذب آن محاسبه شد. میانگین مقدار سرب قابل جذب خاک در جدول ۲ ارائه شده است. از غلظت سرب قابل جذب خاک جهت محاسبه فاکتور تجمع زیستی ریشه و فاکتور تجمع زیستی شاخساره استفاده شد. همچنین شاخص تحمل، فاکتور انتقال و جذب سرب در شاخساره نیز محاسبه شد. نحوه محاسبه صفات مذکور در ادامه آمده است.

پس از برداشت گیاهان، غلظت سرب قابل جذب خاک در تیمارها با روش لیندسی و نورول (۱۹۷۸) تعیین شد؛ به این صورت که ابتدا خاک پس از هوا خشک شدن، کوبیده شد و از الک دو میلی‌متری عبور داده شد و سپس ۲۰ گرم از خاک را وزن کرده و به میزان ۴۰ میلی‌لیتر محلول عصاره‌گیر DTPA افزوده شد. پس از دو ساعت شیک شدن، محلول صاف شد و با دستگاه جذب اتمی

جدول ۲- میانگین مقدار سرب قابل جذب خاک استفاده شده در محاسبه شاخص‌ها

سرب قابل جذب خاک (mg.kg^{-1})		سطوح تیمار سرب (mg.kg^{-1})	
اناریجه	زولنگ	پونه آبی	
۰/۲۲	۰/۲۸	۰/۲۰	۰
۱۴/۵۲	۰/۲۵	۴/۵۲	۱۲۵
۱۶/۶۱	۰/۳۷	۸/۶۱	۲۵۰
۲۱/۹	۰/۶۲	۱۱/۶	۳۷۵
۲۷/۱۴	۰/۷۵	۱۶/۰۱	۵۰۰

(روسساتو و همکاران ۲۰۱۲؛ نگ و همکاران ۲۰۱۶) که از طریق رابطه زیر محاسبه شد.

$$100 \times \frac{\text{وزن خشک گیاه در خاک آلوده به سرب (g)}}{\text{وزن خشک گیاه در خاک غیر آلوده (g)}} = \text{شاخص تحمل گیاه}$$

شاخساره است؛ که از طریق رابطه ۲ (ژانگ و همکاران ۲۰۰۲) محاسبه شد.

$$\text{فاکتور انتقال} = \frac{\text{غلظت سرب در شاخساره } (\text{mg.kg}^{-1})}{\text{غلظت سرب در ریشه } (\text{mg.kg}^{-1})}$$

فاکتور تجمع زیستی شاخساره^۱: این شاخص نیز از رابطه ۳ (ما و همکاران ۲۰۰۱) محاسبه گردید.

$$\text{فاکتور تجمع زیستی شاخساره} = \frac{\text{غلظت سرب در شاخساره}}{\text{غلظت سرب قابل جذب خاک}}$$

ریشه به غلظت فلزات آلاینده قابل جذب خاک محاسبه شد (ما و همکاران ۲۰۰۱).

$$\text{فاکتور تجمع زیستی ریشه} = \frac{\text{غلظت سرب در ریشه}}{\text{غلظت سرب قابل جذب خاک}}$$

گیاه می‌باشد و از طریق رابطه ۵ (کاس و همکاران ۲۰۰۳) محاسبه شد.

شاخص تحمل گیاه^۱: این شاخص نشان دهنده تحمل یک گیاه در معرض تنش‌ها از جمله فلزات سنگین می‌باشد

رابطه [۱]

فاکتور انتقال^۲: شاخص انتقال اندازه‌گیری توانایی گیاهان برای انتقال فلزات انباشته شده از ریشه‌ها به

رابطه [۲]

فاکتور تجمع زیستی شاخساره^۳: این شاخص نیز از رابطه ۳ (ما و همکاران ۲۰۰۱) محاسبه گردید.

رابطه [۳]

فاکتور تجمع زیستی ریشه^۴: فاکتور تجمع زیستی ریشه از محاسبه نسبت غلظت فلزات آلاینده موجود در

رابطه [۴]

جذب سرب در شاخساره^۵: مقدار جذب هر فلز در شاخساره از حاصل ضرب مقدار وزن ماده خشک شاخساره در غلظت فلز در شاخساره بدست آمد. این صفت معیاری مناسب برای تعیین پالایش فلزات توسط

4 Bioconcentration factor

5 Lead uptake in shoot

¹ Tolerance Index of plant

² Translocation factor

³ Bioaccumulation factor

رابطه [۵] وزن خشک شاخساره (g. pot^{-1}) \times غلظت سرب در شاخساره (mg. g^{-1}) = جذب سرب در شاخساره (mg. pot^{-1})

آنالیز داده‌ها

بعد از اتمام محاسبات آزمایشگاهی، داده‌ها در قالب سه طرح پایه کاملاً تصادفی با استفاده از نسخه ۹/۱ نرم‌افزار SAS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت و روند تغییرات با کمک Excel رسم شدند.

نتایج

وزن خشک شاخساره و ریشه پونه آبی، زولنگ و اناریجه

تجزیه واریانس وزن خشک شاخساره و ریشه پونه آبی، زولنگ و اناریجه در خاک‌های با غلظت‌های متفاوت

سرب در جدول‌های ۳، ۴ و ۵ آورده شده است. بر اساس نتایج، اثر تیمار سرب بر وزن خشک شاخساره گیاه پونه آبی در سطح احتمال یک درصد و بر وزن خشک ریشه در سطح احتمال پنج درصد معنادار بود و در گیاه زولنگ دو صفت مذکور در سطح احتمال یک درصد معنادار شد. حال آن که در گیاه اناریجه وزن خشک شاخساره در سطح احتمال پنج درصد معنادار شد؛ اما وزن خشک ریشه تحت تاثیر سطوح سرب قرار نگرفت.

جدول ۳- تجزیه واریانس اثر تیمار سرب بر وزن خشک و غلظت سرب شاخساره و ریشه پونه آبی

منابع تغییر	df	وزن خشک شاخساره	وزن خشک ریشه	غلظت سرب شاخساره	غلظت سرب ریشه
غلظت سرب	۴	۰/۱۴**	۰/۸۸*	۴۵/۵۴**	۳۶۰۲۱/۷۶**
خطای آزمایش	۱۵	۰/۶۸	۰/۲۳	۰/۷۴	۲۷۹/۰۶
ضریب تغییرات (%)		۳/۶۹	۱۲/۴۱	۱۷/۶۲	۱۲/۷۱

***، ** به ترتیب معناداری در سطح احتمال پنج درصد و یک درصد می‌باشد.

جدول ۴- تجزیه واریانس اثر تیمار سرب بر وزن خشک و غلظت سرب شاخساره و ریشه زولنگ

منابع تغییر	df	وزن خشک شاخساره	وزن خشک ریشه	غلظت سرب شاخساره	غلظت سرب ریشه
غلظت سرب	۴	۴/۵۷**	۱۴/۰۶**	۶۷۱/۶۲**	۲۶۲/۶۵**
خطای آزمایش	۱۵	۰/۱۲	۰/۱۸	۰/۶۹	۳/۸۰
ضریب تغییرات (%)		۳/۹۴	۸/۵۰	۵/۰۶	۱۶/۴۳

***: معناداری در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

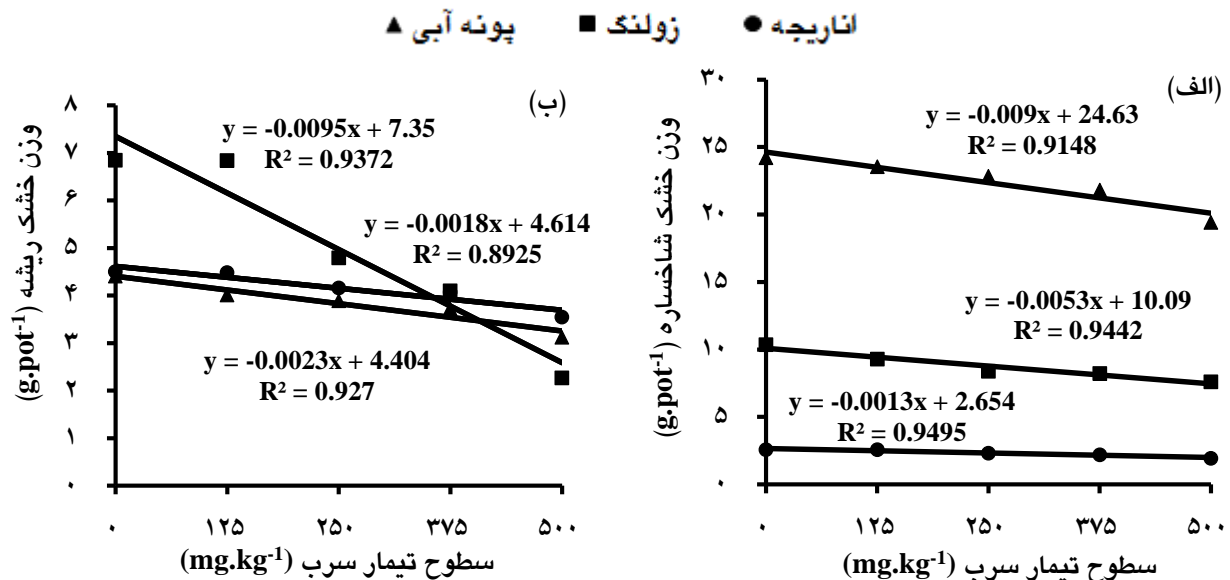
جدول ۵- تجزیه واریانس اثر تیمار سرب بر وزن خشک و غلظت سرب شاخساره و ریشه اناریجه

منابع تغییر	df	وزن خشک شاخساره	وزن خشک ریشه	غلظت سرب شاخساره	غلظت سرب ریشه
غلظت سرب	۴	۰/۲۸*	۰/۵۹ ^{ns}	۱۷۹۴/۴۰**	۴۷۸/۰۹**
خطای آزمایش	۱۵	۰/۰۶	۰/۳۰	۲/۰۱	۳/۰۳
ضریب تغییرات (%)		۱۰/۹۹	۱۳/۲۱	۴/۸۱	۹/۳۶

***، ** و ^{ns}: به ترتیب معناداری در سطح احتمال پنج درصد، یک درصد و عدم معناداری می‌باشد.

آبی با شیب بیشتری (۰/۰۰۹-) نسبت به اناریجه (۰/۰۰۱۳-) و زولنگ (۰/۰۰۵۳-) کاهش یافت؛ که در مقایسه با زولنگ و اناریجه وزن خشک شاخساره بیشتری نیز داشت. به هر حال وزن خشک ریشه زولنگ با شیب بیشتری (۰/۰۰۹۵-) نسبت به پونه آبی (۰/۰۰۲۳-) و اناریجه (۰/۰۰۱۸-) کاهش یافت (شکل ۱ ب).

افزایش غلظت تیمار سرب باعث کاهش خطی وزن خشک شاخساره و ریشه در هر سه گیاه مورد بررسی شد. به عبارتی در هر سه گیاه کمترین وزن خشک شاخساره و ریشه در تیمار ۵۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک حاصل شد (شکل ۱ الف و ب). در این آزمایش، پونه آبی بیشترین وزن خشک شاخساره را با میانگین ۲۴/۲۹ گرم در گلدان را به خود اختصاص داد. با توجه به شکل ۱ الف وزن خشک شاخساره در پونه

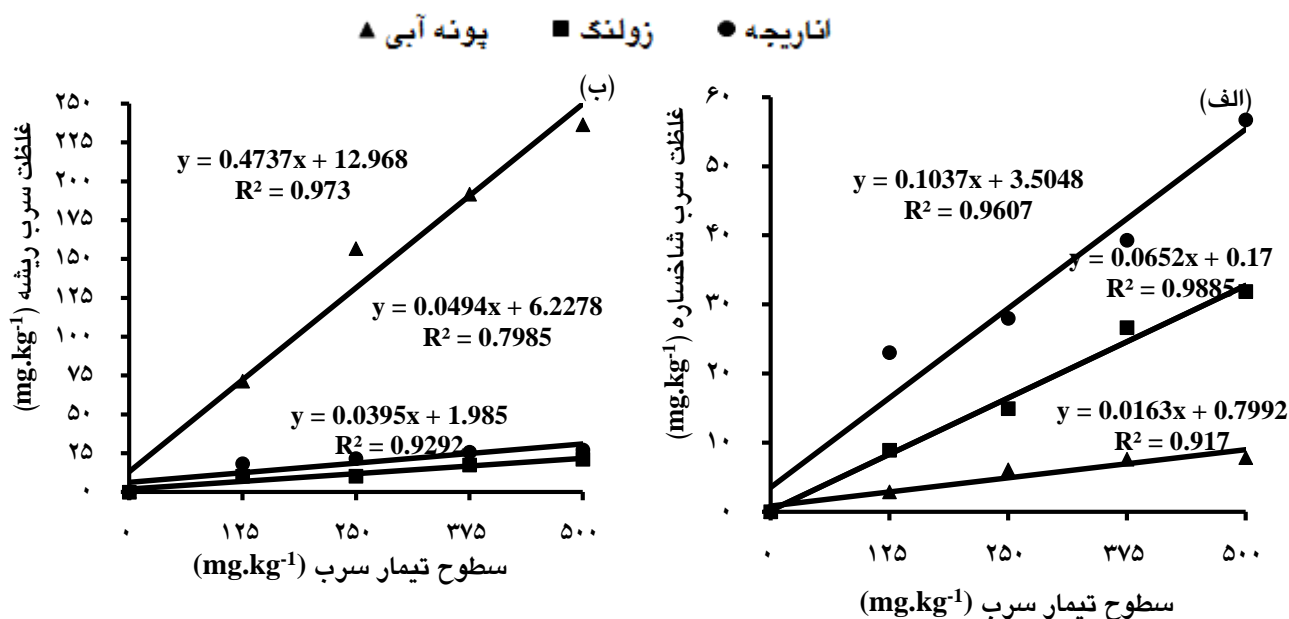


شکل ۱- رابطه بین سطوح تیمار سرب با وزن خشک شاخساره (الف) و وزن خشک ریشه (ب) پونه آبی، زولنگ و اناریجه

بیشترین غلظت سرب در ریشه‌ها (با میانگین ۲۳۶/۴۵ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم وزن خشک گیاه) مربوط به تیمار ۵۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک در گیاه پونه آبی بود (شکل ۲ ب). در مجموع ریشه‌های پونه آبی مقدار بیشتری سرب را در مقایسه با شاخساره ذخیره کردند و غلظت سرب در ریشه پونه آبی نسبت به شاخساره بسیار بیشتر بود (شکل ۲ الف و ب). الگوی افزایش سرب در شاخساره به صورت پونه آبی >زولنگ >اناریجه و در ریشه به صورت زولنگ >اناریجه >پونه آبی بود (شکل ۲ الف و ب).

غلظت سرب در شاخساره و ریشه پونه آبی، زولنگ و اناریجه

غلظت سرب در شاخساره و ریشه هر سه گیاه با افزایش سطوح تیمار سرب به صورت خطی افزایش معناداری یافت (جدول ۳، ۴ و ۵ و شکل ۲ الف و ب). بیشترین غلظت سرب در شاخساره توسط اناریجه در تیمار ۵۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک (با میانگین ۵۶/۷۲ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم وزن خشک گیاه) به دست آمد (شکل ۲ الف). همچنین نتایج نشان داد که



شکل ۲- رابطه بین سطوح تیمار سرب با غلظت سرب شاخساره (الف) و غلظت سرب ریشه (ب) پونه آبی، زولنگ و اناریجه

شاخساره، فاکتور تجمع زیستی ریشه و میزان جذب سرب در شاخساره می‌باشد. جدول تجزیه واریانس ۶، ۷ و ۸ نشان می‌دهند در هر سه گیاه تمامی صفات مذکور به غیر از فاکتور انتقال در گیاه پونه آبی معنادار شدند.

اثر سرب بر شاخص‌های گیاه‌پالایی پونه آبی، زولنگ و اناریجه شاخص‌های گیاه‌پالایی محاسبه شده این آزمایش شامل شاخص تحمل، فاکتور انتقال، فاکتور تجمع زیستی

جدول ۶- تجزیه واریانس اثر تیمار سرب بر توانایی گیاه‌پالایی پونه آبی

منابع تغییر	df	شاخص تحمل فاکتور انتقال	فاکتور تجمع زیستی شاخساره	فاکتور تجمع زیستی ریشه جذب سرب در شاخساره
غلظت سرب	۴	۰/۰۲**	۱/۰۰۷ ^{ns}	۰/۳۲**
خطای آزمایش	۱۵	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰۴
ضریب تغییرات (%)		۳/۶۹	۳۰/۴۱	۲۵/۵۳

** و ns: به ترتیب معناداری در سطح احتمال یک درصد و عدم معناداری می‌باشد.

جدول ۷- تجزیه واریانس اثر تیمار سرب بر توانایی گیاه‌پالایی زولنگ

منابع تغییر	df	شاخص تحمل فاکتور انتقال	فاکتور تجمع زیستی شاخساره	فاکتور تجمع زیستی ریشه جذب سرب در شاخساره
غلظت سرب	۴	۰/۰۴**	۱/۷۶**	۰/۶۱**
خطای آزمایش	۱۵	۰/۰۰۱	۰/۰۲	۰/۰۰۰۳
ضریب تغییرات (%)		۳/۹۴	۱۳/۵۷	۷/۳۱

** معناداری در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

جدول ۸- تجزیه واریانس اثر تیمار سرب بر توانایی گیاه‌پالایی اناریجه

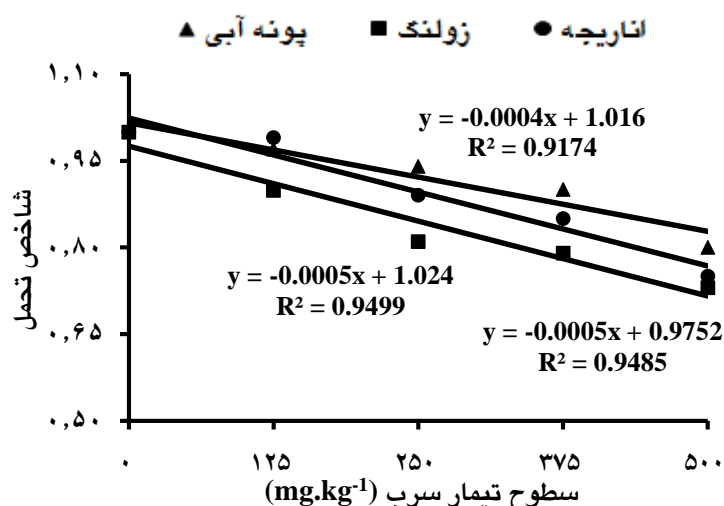
منابع تغییر	df	شاخص تحمل	فاکتور انتقال	فاکتور تجمع زیستی شاخساره	تجمع زیستی ریشه جذب سرب در شاخساره
غلظت سرب	۴	۰/۰۴*	۱/۶۹**	۲/۲۳**	۰/۷۱**
خطای آزمایش	۱۵	۰/۰۱	۰/۰۳	۰/۰۱	۰/۰۰۰۱
ضریب تغییرات (%)	۱۰/۹۹	۱۴/۲۳	۸/۰۵	۱۷/۷۰	۱۷/۲۳

* و **: به ترتیب معناداری در سطح احتمال پنج و یک درصد می‌باشد.

شاخص تحمل

با افزایش سطوح تیمار سرب، شاخص تحمل در گیاهان مورد مطالعه به صورت خطی کاهش یافت (شکل ۳). تیمار ۵۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک باعث

کاهش شاخص تحمل در پونه آبی، زولنگ و اناریجه به ترتیب حدود ۲۰، ۲۷ و ۲۵ درصد در مقایسه با شاهد شد. در هر سه گیاه شاخص تحمل در تیمار ۵۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک از ۷۰ درصد بیشتر بود (شکل ۳).

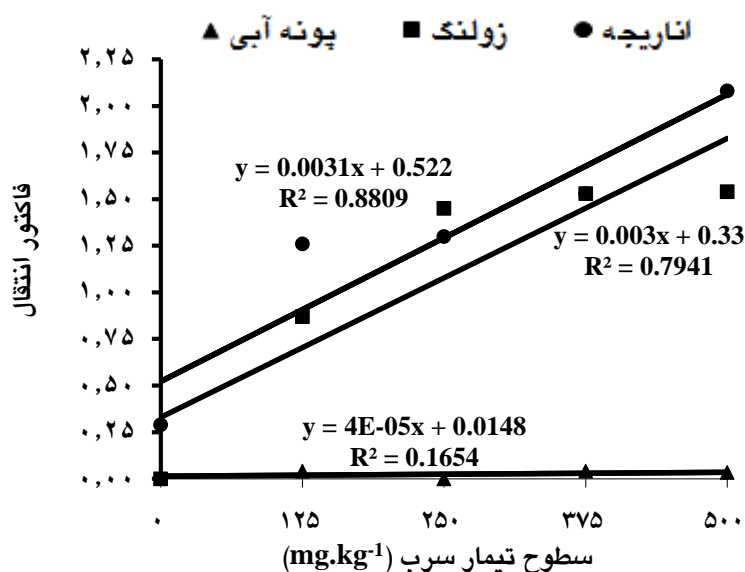


شکل ۳- رابطه بین سطوح تیمار سرب با شاخص تحمل پونه آبی، زولنگ و اناریجه

فاکتور انتقال

فاکتور انتقال در گیاه پونه آبی تحت تاثیر سطوح تیمار سرب قرار نگرفت، اما با افزایش غلظت سرب در خاک، فاکتور انتقال در زولنگ و اناریجه به صورت خطی و با شیبی حدود ۰/۰۰۳ واحد افزایش یافت (شکل ۴). میانگین فاکتور انتقال سرب در زولنگ بین ۰ تا ۱/۵۴ و برای اناریجه بین ۰/۲۹ تا ۲/۰۸ تغییر کرد. به عبارتی بیشترین میزان فاکتور انتقال در زولنگ و اناریجه در تیمار ۵۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک حاصل شد. فاکتور انتقال در گیاه پونه آبی در تمامی سطوح

تیمارهای سرب مورد بررسی کمتر از یک بود در حالی که فاکتور انتقال در زولنگ و اناریجه به ترتیب از سطوح ۲۵۰ و ۱۲۵ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک بالاتر از یک بود. اناریجه بیشترین میزان فاکتور انتقال (۲/۰۸) را در این آزمایش به خود اختصاص داد (شکل ۴).

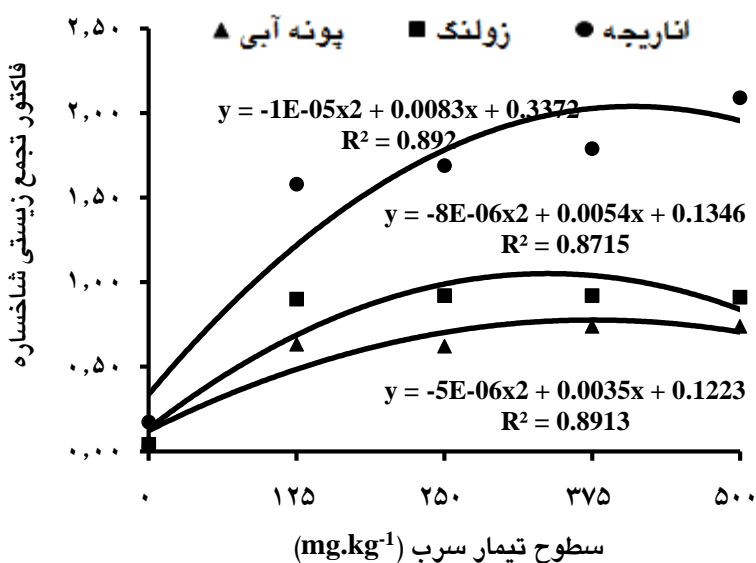


شکل ۴- رابطه بین سطوح تیمار سرب با فاکتور انتقال پونه آبی، زولنگ و اناریجه

فاکتور تجمع زیستی شاخساره

نتایج این آزمایش نشان‌دهنده این مطلب بود که فاکتور تجمع زیستی سرب در شاخساره در هر سه گیاه با افزایش سطوح تیمار سرب یک روند افزایشی با مدل پلی‌نومیال نشان داد (شکل ۵). مقادیر فاکتور تجمع

زیستی در زولنگ از ۰/۰۴ تا ۰/۹۲، در پونه آبی این مقادیر از ۰/۰۶۲ تا ۰/۷۳۸ متغیر بود. در حالی که در اناریجه مقادیر فاکتور تجمع زیستی بین ۰/۱۷ تا ۲/۰۹ بود. همچنین نتایج نشان داد با کاربرد سرب مقادیر این شاخص در پونه آبی و زولنگ کمتر از یک و در اناریجه بیشتر از یک بود (شکل ۵).

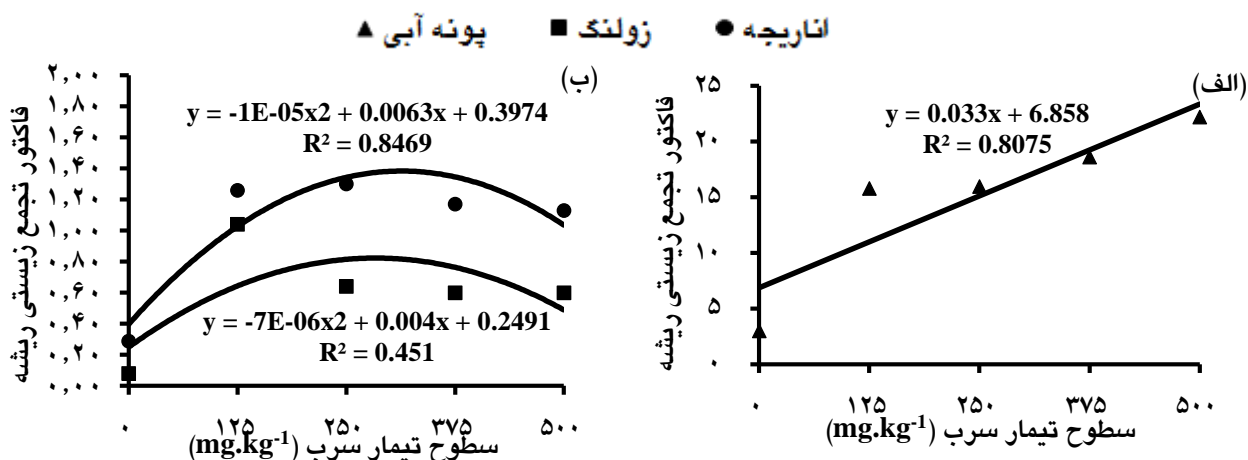


شکل ۵- رابطه بین سطوح تیمار سرب با فاکتور تجمع زیستی شاخساره پونه آبی، زولنگ و اناریجه

فاکتور تجمع زیستی ریشه

فاکتور تجمع زیستی ریشه در پونه آبی با افزایش سطوح تیمار سرب به صورت مدل خطی ($R^2 = 0/8075$) افزایش یافت (شکل ۶ الف)؛ در حالی که رابطه بین سطوح تیمار سرب و فاکتور تجمع زیستی ریشه در زولنگ ($R^2 = 0/451$) و اناریجه ($R^2 = 0/8469$) به صورت مدل پلی‌نومیال (شکل ۶ ب) بود.

همچنین شکل ۶ ب نشان می‌دهد دو گیاه زولنگ و اناریجه در تیمار ۲۵۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک بیشترین میزان این شاخص را داشتند و در ادامه با افزایش سطوح تیمار سرب فاکتور تجمع زیستی ریشه کاهش یافت (شکل ۶ ب). با توجه به شکل ۶ الف و ب گیاه پونه آبی بالاترین میزان تجمع زیستی سرب ریشه (۲۲/۲) را نسبت به دو گیاه دیگر دارد.

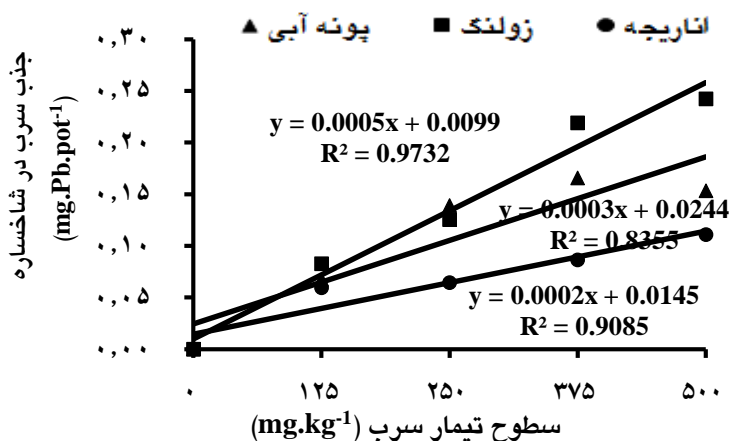


شکل ۶- رابطه بین تیمار سرب با فاکتور تجمع زیستی ریشه پونه آبی، زولنگ و اناریجه

جذب سرب در شاخساره

با توجه به شکل ۷ با افزایش سطوح تیمار سرب میزان جذب سرب به صورت خطی در پونه آبی، زولنگ و اناریجه به ترتیب با شیب ۰/۰۰۰۳، ۰/۰۰۰۵ و ۰/۰۰۰۲ واحد افزایش یافت؛ و بیشترین مقدار جذب سرب در

شاخساره در پونه آبی، زولنگ و اناریجه به ترتیب ۰/۱۶، ۰/۲۴ و ۰/۱۱ میلی‌گرم سرب در گلدان بدست آمد. لذا، زولنگ در درجه اول و گیاه پونه آبی در درجه دوم بالاترین میزان جذب سرب در شاخساره را در این آزمایش به خود اختصاص دادند (شکل ۷).



شکل ۷- رابطه بین سطوح تیمار سرب با مقدار جذب سرب در شاخساره در پونه آبی، زولنگ و اناریجه

بحث

بررسی اثر تیمار سرب بر وزن خشک شاخساره و

ریشه پونه آبی، زولنگ و اناریجه

افزایش غلظت سرب در خاک موجب کاهش تدریجی وزن خشک شاخساره و ریشه هر سه گونه شد (شکل ۱ الف و ب) و در تمامی سطوح تیمار سرب گیاه پونه آبی بالاترین زیست‌توده در شاخساره را به خود اختصاص داد (شکل ۱ الف)، که این کاهش رشد و زیست‌توده گیاهی در معرض سرب با نتایج سایر محققان مطابقت دارد (حسین و همکاران ۲۰۱۳؛ شاه و همکاران ۲۰۱۷؛ توحیدی مقدم و همکاران ۲۰۱۸). به عنوان مثال در جعفری آفریقایی (*Tagetes erecta* L.) تنش سرب بر وزن خشک شاخساره و ریشه با افزایش کاربرد آن تاثیر منفی گذاشت (شاه و همکاران ۲۰۱۷). در حالی که روسساتو و همکاران (۲۰۱۲) گزارش کردند وزن خشک شاخساره *Pluchea sagittalis* تحت تاثیر تیمار سرب قرار نگرفت؛ برعکس، وزن خشک ریشه در مقایسه با شاهد به طور قابل توجهی افزایش یافت و عدم تغییر در وزن خشک شاخساره *P. sagittalis* پس از قرار گرفتن در معرض سرب به سنتز پلی‌ساکاریدهای دیواره سلولی در ارتباط بود. اما در برخی مطالعات مانند دینگ و همکاران (۲۰۱۷) در چچم (*Lolium perenne* L.) افزودن سطوح سرب سمی اثری منفی بر رشد گیاه نداشت. همچنین نتایج این مطالعه در گیاه زولنگ و اناریجه مشابه مطالعات شاه و همکاران (۲۰۱۷) نشان داد ریشه‌ها نسبت به شاخساره به تنش سرب حساس‌تر می‌باشند؛ زیرا ریشه‌ها در تماس مستقیم با مواد سمی خاک هستند (ناز و همکاران ۲۰۱۳). در مطالعه حاضر به طور عینی مشاهده شد کاهش تولید زیست‌توده مشابه نتایج ویسزنیوسکا و همکاران (۲۰۱۵) در مقایسه با تیمارهای شاهد، در تمام غلظت‌های سرب مورد بررسی بدون نشانه‌هایی از کلروز برگ بود. کاهش وزن گیاه در این مطالعه ممکن است مربوط به اثر فلز سنگین بر

آنزیم‌های چرخه کالوین و متابولیسم کربوهیدرات در گیاهان (مبین و خان ۲۰۰۷)، ممانعت از تقسیم سلولی (روسساتو و همکاران ۲۰۱۲)، اختلال در جذب و انتقال مواد معدنی، کاهش فتوسنتز (احمد و همکاران ۲۰۱۱) و اختلال بر تعادل آب (روسساتو و همکاران ۲۰۱۲) باشد. همچنین افزایش دسترسی و جذب فلزات سنگین در خاک (شاه و همکاران ۲۰۱۷) بیش از ظرفیت گیاهان برای فعال‌سازی مکانیسم دفاعی در برابر سمیت فلزات (لئو و همکاران ۲۰۰۵) منجر به کاهش وزن خشک گیاه می‌گردد؛ حتی آسیب شدید به فعالیت‌های مختلف متابولیک منجر به مرگ گیاهان می‌شود (احمد و همکاران ۲۰۱۱).

بررسی غلظت سرب در شاخساره و ریشه پونه آبی، زولنگ و اناریجه

سه گونه مورد مطالعه توانایی متفاوتی در انباشت فلز سنگین سرب داشتند (شکل ۲ الف و ب). در همین راستا نتایج عباسی و همکاران (۲۰۱۷) نشان داد که غلظت‌های سرب (در برگ، ساقه و ریشه نهال‌های هر گونه) در افرا کپادوسیایی (*Acer cappadocicum*) کمترین و در سرو خمره‌ای (*Platyclus orientalis*) بالاترین میزان را به خود اختصاص دادند. به عبارت دیگر، تفاوت بین گونه‌ها در انباشت سرب نشان دهنده ظرفیت‌های مختلف آن‌ها برای جذب فلز است (سینگ و همکاران ۲۰۱۵). مشابه نتایج این مطالعه دینگ و همکاران (۲۰۱۷) و ویسزنیوسکا و همکاران (۲۰۱۵) گزارش کردند افزایش غلظت سرب در خاک منجر به افزایش غلظت فلز در اندام‌های گیاه می‌شود. در گیاهان دیگر نظیر ذرت (*Zea mays* L.) (حسین و همکاران ۲۰۱۳) و گندم (*Triticum aestivum* L.) (توحیدی مقدم و همکاران ۲۰۱۸) غلظت سرب در گیاه با افزایش سطوح سرب خاک افزایش یافت. همچنین نتایج حاصل از مطالعه کوادز (۲۰۱۷) نشان داد که بیشترین میزان آلودگی خاک با سرب (۱۰۰۰ میلی‌گرم

در کیلوگرم) باعث کاهش معناداری در پارامترهای رشد گیاهی و رنگدانه‌های فتوسنتزی سه گونه درخت بومی (*Eucalyptus rostrata* *Acacia saligna* و *Conocarpus erectus*) شد، در حالی که میزان سرب در اندام‌های گیاهی با افزایش سطح سرب در خاک تا سطح معناداری افزایش یافت. این کاهش رشد، ناشی از سمیت فلزات بوده که منجر به خسارت به فرآیندهای مختلف فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی می‌شود (حسین و همکاران ۲۰۱۳). احتمالاً، یون‌های سمی به راحتی می‌توانند بدون نیاز به غلبه بر سد ریشه، به شاخساره گیاه وارد شوند و بر متابولیسم گیاه تاثیر منفی بگذارند. لذا، ریشه نقش مهمی در انتقال فلزات سنگین به شاخساره گیاه دارد و غلظت بالای فلزات در شاخساره می‌تواند نتیجه انتقال فلز در گیاه باشد (شاه و همکاران ۲۰۱۷).

اثر سرب بر شاخص‌های گیاه‌پالایی پونه آبی، زولنگ و اناریجه
شاخص تحمل

شاخص تحمل بر اساس زیست‌توده خالص انباشته شده در گیاهان تحت تنش فلزات سنگین در مقایسه با گیاهان شاهد است؛ لذا برآوردکننده قابل اعتماد از درجه تحمل گیاه به فلزات سنگین خاک است (پیوتو و همکاران ۲۰۱۸). لوکس و همکاران (۲۰۰۴) گزارش کردند گیاهانی با شاخص تحمل بالاتر از ۰/۶ به عنوان گیاه متحمل به حساب می‌آیند. شاخص‌های تحمل برابر با یک نشان می‌دهد که گیاه تحت تاثیر تنش قرار نگرفته است (زایر و همکاران ۲۰۱۰)؛ بنابراین هر سه گیاه مورد مطالعه تقریباً به سطوح مورد بررسی سرب تحمل نشان دادند (شکل ۳). روسساتو و همکاران (۲۰۱۲) گزارش دادند که شاخص تحمل در *P. sagittalis* در مقادیر متفاوت سرب تا ۱۰۰۰ میکرومولار در مقایسه با شاهد کاهش می‌یابد. همچنین، عباسی و همکاران (۲۰۱۷) تایید کردند که شاخص تحمل در سه گونه جنگل بومی ایران؛ افرای لوبلی (*Acer cappadocicum*)، زبان گنجشک (*Fraxinus*)

فاکتور انتقال

با توجه به نتایج ارائه شده مشابه با تحقیقات دیگر، فاکتور انتقال با افزایش غلظت سرب افزایش یافته است (مهدوی و خرمن‌دار ۲۰۱۸). در این مطالعه ضریب تعیین بین فاکتور انتقال و غلظت سرب خاک در گیاه زولنگ و اناریجه به خوبی نشان می‌دهد که توانایی انتقال سرب از خاک به شاخساره به طور واضح به میزان سرب در خاک بستگی دارد (شکل ۴). کمترین مقدار فاکتور انتقال در پونه آبی ثبت شد که به غلظت کمتر فلز سرب در شاخساره نسبت به ریشه اشاره دارد (شکل ۴)؛ که احتمالاً به دلیل جابجایی غیرفعال فلز از ریشه به شاخساره است (حمزه و همکاران ۲۰۱۵). در مطالعه دیگری نیز فاکتور انتقال پایین در دو گونه گیاهی (*Festuca arundinacea* و *Cynodon dactylon*) نشان داد که تجمع سرب در ریشه بیشتر از شاخساره بود

(پراسد و همکاران ۲۰۰۱). در واقع، فاکتور تجمع زیستی شاخساره برای گیاه نیز به عنوان ابزاری کارآمد در گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده است (رضوانی و همکاران ۲۰۱۵).

فاکتور تجمع زیستی ریشه

در بعضی شرایط، فاکتور تجمع زیستی ریشه یک معیار بهتر برای شناسایی نسبت به فاکتور انتقال است، زیرا غلظت فلز در خاک توسط فاکتور انتقال مورد توجه قرار نگرفته است (چینگ و همکاران ۲۰۰۸). در این مطالعه کاربرد سرب در خاک در مقایسه با شاهد بطور معناداری باعث افزایش فاکتور تجمع زیستی ریشه در هر سه گیاه شد؛ اما رابطه بین سطوح تیمار سرب و فاکتور تجمع زیستی سرب ریشه در گیاهان زولنگ و اناریجه پلی‌نومیال بود (شکل ۶ الف و ب). این امر ممکن است به این دلیل باشد که در مقادیر کم سرب در خاک، گیاه زولنگ و اناریجه تمایل بیشتری به تجمع سرب نسبت به مقادیر بیشتر سرب دارند. کاهش فاکتور تجمع زیستی ریشه زولنگ و اناریجه با افزایش غلظت سرب (شکل ۶ ب) با نتایج مهدوی و خرمن‌دار (۲۰۱۸) در نخل واشنگتن (*Washingtonia filifera*) در تطابق است، که نشان دهنده محدودیت انتقال سرب از خاک به ریشه در غلظت بالاتر سرب در خاک است (جاستین و همکاران ۲۰۱۱). اما در پونه آبی با افزایش سطح سرب فاکتور تجمع زیستی ریشه کاهش نیافت (شکل ۶ الف)؛ به عبارتی این گونه پتانسیل تجمع سرب حتی در غلظت‌های بالاتر سرب در خاک را دارد. این مقادیر زیاد فاکتور تجمع زیستی در پونه آبی را می‌توان به سطوح بالای سرب انباشته شده در ریشه‌ها نسبت داد، که چندین برابر بیشتر از برگ‌ها است (رومه و همکاران ۲۰۱۶). پونه آبی به دلیل داشتن فاکتور تجمع زیستی بالاتر و فاکتور انتقال پایین‌تر از سایر گونه‌های گیاهی از پتانسیل قوی تثبیت گیاهی^۷ (رومه و همکاران ۲۰۱۶) برخوردار است. از طرف دیگر،

(سلیمانی و همکاران ۲۰۰۹). گیاه پونه آبی مشابه پیذر بذری (*Scirpus mucronatus*) در مطالعه حمزه و همکاران (۲۰۱۵) گیاه فوق انباشت نیست؛ زیرا نسبت فاکتور انتقال آن کمتر از یک است که نشان‌دهنده انتقال کم سرب از ریشه به شاخساره این گیاه می‌باشد (آرن و همکاران ۲۰۱۷). فاکتور انتقال سرب در زولنگ (به جزء تیمار شاهد و ۱۲۵ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم) و اناریجه (به جزء تیمار شاهد سرب) بیشتر از یک بود که نشان می‌دهد فلز سنگین سرب در این گیاهان به راحتی حرکت می‌کند (آدسودان و همکاران ۲۰۱۰) (شکل ۴).

فاکتور تجمع زیستی شاخساره

با مقایسه غلظت فلزات سنگین در گیاه و خاک، فاکتور تجمع زیستی برای اندازه‌گیری راندمان انباشت تجمع فلزات سمی در گیاهان محاسبه می‌شود. در این پژوهش فاکتور تجمع زیستی شاخساره در سطوح بالای تیمار سرب کاهش یافت (شکل ۵) که مطابق با نتایج رضوانی و همکاران (۲۰۱۵) می‌باشد؛ در حالی که با نتایج هاک و همکاران (۲۰۰۸) در تضاد بود. در حقیقت، کاهش فاکتور تجمع زیستی شاخساره با افزایش غلظت سرب خاک را می‌توان به اشباع جذب فلز یا انتقال به شاخساره در هنگام زیاد بودن غلظت داخلی نسبت داد (هاک و همکاران ۲۰۰۸). اگر فاکتور تجمع زیستی شاخساره کمتر از یک باشد گیاه ذخیره کننده، ۱۰-۱ به عنوان تجمع کننده و بیشتر از ۱۰ به عنوان فوق انباشت کننده محسوب می‌شوند (ما و همکاران ۲۰۰۱). لذا نتایج این آزمایش نشان می‌دهد اناریجه به دلیل فاکتور تجمع زیستی سرب بالاتر از یک در شاخساره به عنوان تجمع‌دهنده سرب و پونه آبی و زولنگ با فاکتور تجمع زیستی شاخساره کمتر از یک به عنوان گیاه ذخیره کننده معرفی شوند (شکل ۵). اناریجه به دلیل داشتن فاکتور تجمع زیستی شاخساره بالا و فاکتور انتقال بالا می‌تواند به عنوان گیاهان کارآمد در استخراج گیاهی^۸ رده‌بندی شوند

^۷ Phytostabilization

^۸ Phytoextraction

همکاران ۲۰۱۸). نتایج پژوهش حاضر نشان داد که علاوه بر نوع گیاه و اندام گیاهی، غلظت فلز سرب در خاک تاثیر قابل توجهی بر جذب دارد (شکل ۱، ۲ و ۷) که مطابق با نتایج سایر محققین است (سلیمانی و همکاران ۲۰۰۹؛ سینگ و همکاران ۲۰۱۵؛ لی و همکاران ۲۰۱۶).

نتیجه گیری کلی

در این مطالعه گلخانه‌ای رشد و انباشت سرب توسط پونه آبی، زولنگ و اناریجه مورد بررسی قرار گرفت. به طور کلی نتایج نشان داد مقدار سرب انباشته شده در بافت‌های مختلف گیاهان از گونه‌های مختلف و غلظت متفاوت سرب متفاوت است. گیاهانی که در خاک تیمار شده با ۵۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک رشد کردند؛ بیشترین مقدار سرب را در اندام‌های خود داشتند. مقادیر سرب انباشته شده در ریشه پونه آبی بر خلاف زولنگ و اناریجه بیشتر از شاخساره بود. تحمل نسبتاً زیاد هر سه گیاه پونه آبی، زولنگ و اناریجه به سرب و رشد سریع این گونه‌ها گزینه‌های احتمالی برای گیاه‌پالایی خاک آلوده به سرب است. تقویت فاکتور تجمع زیستی فلز در شاخساره و ریشه خصوصیات اصلی گونه‌های کاندیدای مورد استفاده در گیاه‌پالایی است. لذا آزمایش‌های بیشتر برای تایید نتایج آزمایش گلخانه‌ای برای تعیین کمیت دقیق، مهار رشد، تولید زیست‌توده و افزایش جذب گیاه و میزان انتقال به صورت بلند مدت و در شرایط آلودگی طبیعی خاک به سرب ضروری است.

پونه آبی سرب را در ریشه خود نگه داشته و تحرک فلز را از ریشه به شاخساره محدود می‌کند.

جذب سرب در شاخساره

حداکثر میزان جذب سرب در شاخساره در سطوح بالاتری از سرب در مقایسه با شاهد به دست آمد؛ به عبارتی دیگر پتانسیل استخراج گیاهی سرب از یک روند افزایشی برخوردار بود (شکل ۷). در همین زمینه باباییان و همکاران (۲۰۱۲) نیز گزارش کردن با افزایش غلظت سرب در خاک میزان استخراج گیاهی سرب در گیاه هویج (*Daucus carrota*) به علت افزایش قابلیت دسترسی فلز در خاک با زیاد شدن غلظت آن افزایش یافت. با توجه به میزان وزن خشک شاخساره (شکل ۱ الف) و غلظت سرب موجود در شاخساره (شکل ۲ الف) گیاه زولنگ بالاترین میزان جذب سرب در شاخساره را به خود اختصاص داد (شکل ۷). علی‌رغم این که اناریجه فاکتور انتقال و فاکتور تجمع زیستی شاخساره بالاتری نسبت به پونه آبی و زولنگ داشت به دلیل وزن خشک شاخساره پایین، کمترین میزان جذب سرب در شاخساره را نشان داد (شکل ۷). پتانسیل پالایش گیاهان به فلزات سنگین خاک به وسیله مقدار تجمع فلزات سنگین خاک در طول یک دوره رشد، اهمیت دارد. لذا افزایش تجمع فلزات سنگین در شاخساره گیاه، نشان‌دهنده عملکرد بسیار خوبی از گیاه جهت استخراج گیاهی فلزات سنگین است (رضوانی و زعفریان ۲۰۱۱). بنابراین زیست‌توده گیاه انتخاب شده برای فن‌آوری گیاه‌پالایی برای اطمینان از حذف زیاد فلزات سنگین بسیار مهم است (آلابودی و

منابع مورد استفاده

- Abbasi H, Pourmajidian MR, Hodjati SM, Fallah A and Nath S, 2017. Effect of soilapplied lead on mineral contents and biomass in *Acer cappadocicum*, *Fraxinus excelsior* and *Platycladus orientalis* seedlings. *Forest- Biogeosciences and Forestry*, 10: 722-728.
- Adesodun JK, Atayese MO, Agbaje TA Osadiaye BA Mafe OF and Soretire AA, 2010. Phytoremediation potentials of sunflowers (*Tithonia diversifolia* and *Helianthus annuus*) for metals in soils contaminated with zinc and lead nitrates. *Water, Air and Soil Pollution*, 207: 195-201.

- Ahmad MSA, Ashraf M, Tabassam Q, Hussain M. and Firdous H, 2011. Lead (Pb)-Induced regulation of growth, photosynthesis, and mineral nutrition in maize (*Zea mays* L.) plants at early growth stages. *Biological Trace Element Research*, 144: 1229-1239.
- Alaboudi KA, Ahmed B, and Brodie G, 2018. Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant. *Annals of Agricultural Sciences*, 63: 123-127.
- Ali H, Khan E and Sajad MA, 2013. Phytoremediation of heavy metals concepts and applications. *Chemosphere*, 91(7): 869-881.
- Andreazza R, Bortolon L, Pieniz S, Bento FM and Camargo FAO, 2015. Evaluation of two Brazilian indigenous plants for phytostabilization and phytoremediation of copper-contaminated soils. *Brazilian Journal of Biology*, 75(4): 10p.
- Arán DS, Harguinteguy, CA, Fernandez-Cirelli A and Pignata ML, 2017. Phytoextraction of Pb, Cr, Ni, and Zn using the aquatic plant *Limnobium laevigatum* and its potential use in the treatment of wastewater. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(22): 18295-18308.
- Armand N, Tavakoli M, Armand R and Yousofnia H, 2019. Investigating the possibility of refining the land soils around the Beybehan beetroot oil refinery by a herb medicine herb. *Journal of Plant Research (Iranian Journal of Biology)*, 2: 14 P. (In Persian).
- Asgari Lajayer B, Najafi N, Moghiseh E, Mosafieri M and Hadian J, 2019. Effects of gamma irradiated and non-irradiated sewage sludge on uptake of micronutrients and heavy metals in basil. *Journal of Agricultural Science and Sustainable Production*, 29(2): 233-253. (In Persian).
- Babaeian E, Homae M and Rahnamaie R, 2012. Enhancing phytoextraction of lead contaminated soils by carrot (*Daucus carota*) using synthetic and natural chelates. *Journal of Water and Soil*, 26(3): 607-618.
- Belimov AA, Safronova VI, Tsyganov VE, Borisov AY, Kozhemyakov AP, Stepanok VV, Martenson AM, Gianinazzi-Pearson V and Tikhonovich IA, 2003. Genetic variability in tolerance to cadmium and accumulation of heavy metals in pea (*Pisum sativum* L.). *Euphytica*, 131: 25-35.
- Bouyoucos GJ, 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy journal*, 54: 464-465.
- Bremner JM, 1970. Nitrogen total, regular kjeldahl method. in *methods of soil analysis, part 2: chemical and microbiological properties*. (2nd ed.) *Agronomy*, 9(1): 610-616.
- Ching JA, Alejandro GJD and Binag C, 2008. Uptake and distribution of some heavy metals in peanuts (*Arachis hypogaea* L.) grown in artificially contaminated soils. *The Philippine Agricultural Scientist*, 91(2): 134-142.
- Daneshfar AH, AliAsgharzad N, Ostan S and Khoshroo B, 2018. The role of *Rhizophagus irregularis* to alleviate Pb absorption by sunflower. *Journal of Agricultural Science and Sustainable Production*, 28(1): 37-50. (In Persian).
- Ding L, Li J, Liu W, Zuo Q and Liang S, 2017. Influence of nano-hydroxyapatite on the metal bioavailability, plant metal accumulation and root exudates of ryegrass for phytoremediation in lead-polluted soil. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14: 9 p.
- Gee GW and Bauder JW, 1986. Particle-size analysis. in: Klute A. (eds): *methods of soil analysis, part 1 - physical and mineralogical methods*. 2nd ed. *Agronomy Monograph*. 9. American Society of Agronomy, Madison, 383-411.
- Hamzah A, Sarmani SB and Yatim NI, 2015. Phytoremediation of Pb and Hg by using *Scirpus mucronatus* with addition of bacterial inoculums. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 304: 151-155.
- Haque N, Peralta-Videa JR, Jones GL, Gill TE and Gardea-Torresdey JL, 2008. Screening the phytoremediation potential of desert broom (*Baccharis sarothroides* Gray) growing on mine tailings in Arizona, USA. *Environmental Pollution*, 153: 362-368.

- Hussain A, Abbas N, Arshad F, Akram M, Khan ZI, Ahmad K, Mansha M and Mirzaei F, 2013. Effects of diverse doses of lead (Pb) on different growth attributes of *Zea Mays* L. *Agricultural Sciences*, 4(5), 262-265.
- Islam E, Liu D and Li TQ, 2008. Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. *Journal of Hazardous Materials*, 154: 914-926.
- Justin V, Majid N, Islam MM, Abdu A, 2011. Assessment of heavy metal uptake and translocation in *Acacia mangium* for phytoremediation of cadmium contaminated soil. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 9: 588-592.
- Kos B, Grcman H, Lestan D, 2003. Phytoextraction of lead, zinc and cadmium from soil by selected plants. *Plant and Soil Environmental*. 49: 548-553.
- Lasat MM, 2000. Phytoextraction of metals from contaminated soil: A review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *Journal of Hazardous Substance Research*, 2(5): 1-25.
- Lee KJ, Feng YY, Choi DH and Lee BW, 2016. Lead accumulation and distribution in different rice cultivars. *Journal of Crop Science and Biotechnology*, 19(4): 323-328.
- Lindsay WL and Norvell WA, 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America, Journal*, 42: 421-428.
- Luo M, Dennis ES, Berger F, Peacock WJ and Chaudhury A, 2005. MINISEED3310 (MINI3), a WRKY family gene, and HAIKU2 (IKU2), a leucine-rich repeat (LRR) KINASE311 gene, are regulators of seed size in *Arabidopsis*. *Proceedings of National Academy of Sciences*, 102: 17531-17536.
- Lux A, Sotníková A, Opatrna J and Greger M, 2004. Differences in structure of adventitious roots in *Salix clones* with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity. *Physiologia Plantarum*. 120: 537-545.
- Ma LQ, Komar KM, Tu C, Zhang W, Cai Y and Kenelly ED, 2001. A fern that hyper accumulates arsenic. *Nature*, 409: 579-582.
- Mahdavi A, and Khermandar K, 2018. Potential of lead and cadmium accumulation in *Washingtonia filifera*. *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions A: Science*, 42: 273-282.
- Mclean EO, 1982. Soil pH and lime requirement in methods of soil analysis, part 2: chemical and microbial properties. (2nd ed.) *Agronomy*, 9(2).
- Mkumbo S, Mwegoha W and Renman G, 2012. Assessment of the phytoremediation potential for Pb, Zn and Cu of indigenous plants growing in a gold mining area in Tanzania. *International Journal of Environmental Sciences*, 2(4): 2425-2434.
- Mobin M and Khan NA. 2007. Photosynthetic activity, pigment composition and antioxidative response of two mustard (*Brassica juncea*) cultivars differing in photosynthetic capacity subjected to cadmium stress. *Journal of Plant Physiology*, 164: 601-610.
- Naz A, Khan S, Qasim M, Khalid S, Muhammad S and Tariq M, 2013. Metals toxicity and its bioaccumulation in purslane seedlings grown in controlled environment. *Natural Sciences*, 5: 573-579.
- Ng CC, Law SH, Amru NB, Motior MR and Radzi BA, 2016. Phyto-assessment os soil heavey metal accumulation in tropical grasses. *The Journal of Animal and Plant Sciences*, 26(3): 686-696.
- Olsen SR, Cole CV, Watanabe F S and Dean LA, 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Circular. Government. Printing Office, Washington D.C.* 939: 1-19.
- Peng X, Yang B, Deng D, Dong J and Chen Z, 2012. Lead tolerance and accumulation in three cultivars of *Eucalyptus urophylla* XE. *grandis*: implication for phytoremediation. *Environmental Earth Sciences*, 67(5): 1515-1520.

- Piotto FA, Carvalho MEA, Souza LA, Rabelo FHS, Franco MR, Batagin-Piotto KD and Azevedo RA, 2018. Estimating tomato tolerance to heavy metal toxicity: cadmium as study case. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(27): 27535-27544.
- Prasad MNV, Greger M and Landberg T, 2001. *Acacia nilotica* L. bark removes toxic metals from solution: Corroboration from toxicity bioassay using *Salix viminalis* L. in hydroponic system. *International Journal of Phytoremediation*, 3: 289-300.
- Qados AMSA, 2017. Phytoremediation of Pb and Cd by native tree species grown in the Kingdom of Saudi Arabia. *Life Science*, 14(4): 61-73.
- Rezvani M and Zaefarian F, 2011. Bioaccumulation and translocation factors of cadmium and lead in *Aeluropus litoralis*. *Asturaian Jurnal of Agriculcheral Eengineering*, 2(4): 114-119.
- Rezvani M, Ardakani M, Rejali F, Zaefarian F, Teimouri S, Noormohammadi G and Miransari M, 2015. Uptake of heavy metals by mycorrhizal bariey (*Hordium vulgare* L.). *Journal of Plant Nutrition*, 42(38): 904-919.
- Rhoades JD, 1982. Cation exchange capacity. Page AL, Miller RH and KeeneyDR. (Eds.) *Methods of soil analysis, chemical and mineralogical properties*, Madison, Wisc:ASA, SSSA.
- Romeh AA, Khamis MA and Metwally SM, 2016. Potential of *Plantago major* L. for phytoremediation of lead-contaminated soil and water. *Water, Air and Soil Pollution*, 227: 1-9.
- Rossato LV, Nicoloso FT, Farias JG, Cargnelluti D, Tabaldi LA, Antes FG, Dressler VL, Morsch VM and Schetinger MR, 2012. Effects of lead on the growth, lead accumulation and physiological responses of *Pluchea sagittalis*. *Ecotoxicology*, 21(1): 111-123.
- Shah K, Mankad AU and Reddy MN, 2017. Lead accumulation and its effects on growth and biochemical parameters in *Tagetes erecta* L.. *International Journal of Life science and Pharma Rescerch*, 3(4): 1142-1147.
- Shanbleh A and Kharabsheh A, 1996. Stabilization of Cd, Ni and Pb in soil using natural zeolite. *Journal of Hazardous Material*, 45(11): 207-217.
- Shu X, Zhang Q and Wang W, 2014. Lead induced changes in growth and micronutrient uptake of *Jatropha curcas* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 93: 611-617.
- Singh S, Parihar P, Singh R, Singh VP, Prasad SM, 2015. Heavy metal tolerance in plants: role of transcriptomics, proteomics, metabolomics, and ionomics. *Frontiers in Plant Science*, 6: 1-36.
- Soleimani M, Hajabbasi MA, Afyuni M, Charkhabi AH and Shariatmadari H, 2009. Bioaccumulation of nickel and lead by Bermuda grass (*Cynodon dactylon*) and tall fescue (*Festuca arundinacea*) from two contaminated soils. *Caspian Journal of Environmental Sciences*, 7(2): 59-70.
- Taghavi Ghasemkheyli F, Pirdashti H, Tajick Ghanbary MA and Bahmanyar MA, 2014. The role of *Trichoderma harzianum* in cadmium biosorption of barley (*Hordeum vulgare* L.) in a contaminated soil. *Journal of Water and Soil*, 28(1): 157-165. (In Persian).
- Tohidi Moghadam, HR, Donath TW, Ghooshchi F, Sohrabi M, Amira MS and Qados A, 2018. Investigating the probable consequences of super absorbent polymer and mycorrhizal fungi to reduce detrimental effects of lead on wheat (*Triticum aestivum* L.). *Agronomy Research*, 16: 286-296.
- Walkley A and Black IA, 1934. An examination of degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1): 29-38.
- Wiszniewska A, Hanus-Fajerska E, Smoleń S and Muszyńska E, 2015. In vitro selevtion for lead tolerance in shoot culture of *Daphne* species. *Acta Scientiarum Polonorum*, 14(1): 129-142.
- Woodies Jr TC, Hunter GB and Johnson FJ, 1977. Statistical studies of matrix effects on the determination of cadmium and lead in fertilizer and material and plant tissue by flame atomic absorption spectrophotometry. *Analytica Chemca Acta*, 90: 127-136.

- Wu G, Kang H, Zhang X, Shao H, Chu L and Ruan C, 2010. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: Issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1-3): 1-8.
- Zaier H, Ghnaya T, Rejeb KB, Lakhdar A, Rejeb S and Jemal F, 2010. Effects of EDTA on phytoextraction of heavy metals (Zn, Mn and Pb) from sludge-amended soil with *Brassica napus*. *Bioresource Technology*, 101(11): 3978-3983.
- Zeng F, Mao Y, Cheng W, Wu F and Zhang G, 2008. Genotypic and environmental variation in chromium, cadmium and lead concentrations in rice. *Environmental Pollution*, 153(2): 309-314.
- Zhang G, Fukami M and Sekimoto H, 2002. Influence of cadmium on mineral concentration and yield components in wheat genotypes differing in Cd tolerance at seedling stage. *Field Crops Research*, 77: 93-98.