# ارزیابی پتانسیل گیاهان مرتعی برای گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به سرب و روی (مطالعه موردی: اراضی مرتعی اطراف شرکت سرب و روی زنجان)

مهدی معمری[۱]، محمد جعفری*[۲]، علی طویلی[۳]، بابک متشرع‌زاده[۴] و محمدعلی زارع چاهوکی[۳]

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۰۶/۰۱ تاریخ تصویب: ۱۳۹۳/۱۲/۲۰

## چکیده

هدف از انجام این مطالعه بررسی غلظت فلزات سرب و روی در خاک و اندام‌های هوایی و زیرزمینی گیاهان موجود در مراتع اطراف شرکت ملی سرب و روی زنجان و در نهایت شناسایی گونه‌های مرتعی دارای پتانسیل گیاه‌پالایی بود. برای انجام این مطالعه نمونه‌برداری در خرداد ماه ۱۳۹۳ انجام شد. بخش‌های هوایی و زیرزمینی ۱۱ گیاه مرتعی از ۱۱ سایت اطراف شرکت سرب و روی زنجان جمع‌آوری شدند. همچنین نمونه‌های خاک از این ۱۱ سایت جمع‌آوری شد. سپس با آنالیز اندام‌های گیاهان و خاک منطقه، غلظت سرب و روی با استفاده از دستگاه ICP-OES تعیین شد. برای مقایسه غلظت فلزات مورد نظر در سایت‌های مختلف و در گونه‌های مورد مطالعه تجزیه واریانس یک‌طرفه انجام شد. برای تعیین پتانسیل گیاه‌پالایی گیاهان از شاخص‌های TF، BCF و BAC استفاده شد. به‌طورکلی نتایج این مطالعه نشان داد که از بین ۱۱ گونه مورد بررسی، *Stipa hohenackeriana*، *Scariola orientalis*، *Descurainia sophia*، *Stachys lavandulifolia* و *Echium amoenum* دارای خاصیت بیش‌اندوزگر برای سرب و روی از طریق فرآیند گیاه‌استخراجی بودند. *Astragalus effesus* فقط برای روی یک گونه بیش‌اندوزگر بود. از طرفی وجود سرب و روی در خاک بیش از مقدار مجاز، از عمده‌ترین تهدیدات زیست محیطی است که می‌تواند اثرات سوء متعددی بر سلامتی انسان و اکوسیستم‌های طبیعی داشته باشد. بنابراین شناسایی گیاهان بیش‌اندوزگر سرب و روی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است.

**واژه‌های کلیدی:** گیاه‌پالایی، آلودگی خاک، فلزات سنگین، زنجان.

[۱]- دانشجوی دکتری علوم مرتع، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران
[۲]- استاد دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران
* نویسنده مسئول: jafari@ut.ac.ir
[۳]- دانشیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تهران
[۴]- دانشیار دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]
[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

**مقدمه**

پاکسازی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، در حال حاضر به یکی از موضوعات اساسی در احیا و اصلاح اکوسیستم‌های طبیعی تبدیل شده است (۲۲). روش‌های زیادی برای پالایش خاک‌های آلوده وجود دارند. اما بسیاری از آنها پرهزینه، نیازمند نیروی انسانی زیاد و باعث دست‌خوردگی و تخریب خاک می‌شوند، بنابراین مقبولیت آنها در میان جوامع محدود می‌شود. روش‌های مرسوم پالایش خاک شامل جامدسازی/ تثبیت[۱]، شیشه‌ای حفاری[۳] و حذف لایه‌های آلوده خاک و شستشوی[۴] خاک-های آلوده با استفاده از اسیدهای قوی یا عوامل کلات‌کننده[۵] می‌باشند. همچنین روش‌های متفاوتی مانند تثبیت شیمیایی (غیرمتحرک کردن فلز به‌وسیله اصلاح کننده‌های مختلف) نیز استفاده می‌شوند (۱ و ۵). این روش‌ها معمولاً اثرات نامطلوبی بر روی فعالیت‌های بیولوژیکی خاک، ساختمان و کیفیت خاک و در نتیجه حاصلخیزی آن دارند (۲۹).

پیشرفت‌های اخیر در زمینه احیا و اصلاح اکوسیستم‌های طبیعی، منجر به کشف روش گیاه‌پالایی[۶] شده است (۳۳). استفاده از گیاهانی که فلزات سنگین را از خاک جذب می‌کنند، به‌عنوان روشی متفاوت و کم‌هزینه برای حذف مستقیم فلزات سنگین از خاک پیشنهاد می‌شوند. استفاده از این گیاهان برای پالایش خاک‌ها و آب‌های آلوده، گیاه‌پالایی نامیده می‌شود، که به‌عنوان ابزاری جدید برای پالایش درجا[۷] در حال ظهور است (۳۷). در روش گیاه‌پالایی، گیاهان زنده به‌عنوان پمپ‌های پایه خورشیدی عمل کرده و فلزات سنگین خاصی را از محیط استخراج و متمرکز می‌کنند (۳۰). این روش پالایش باعث حفظ خصوصیات بیولوژیکی و ساختار فیزیکی خاک می‌شود. این روش دوست‌دار محیط‌زیست، ذاتاً ارزان، بدون هیچ مزاحمتی در خاک بوده و ترجیحاً تا جای امکان فلزات سنگین را بازیابی زیستی می‌کند (۳۷).

معمولاً اگر یک گیاه بتواند بیش از $1000 mgkg^{-1}$ (یا ۱۰۰۰ppm) از مس، کبالت، کروم، نیکل و سرب و یا بیشتر از $10000 mgkg^{-1}$ (یا ۱۰۰۰۰ppm) از فلزات منگنز و روی در اندام‌های خود ذخیره کند، آن گیاه را بیش‌اندوز[۸] می‌نامند. این گیاهان مربوط به خانواده‌های گیاهی و مناطق اقلیمی مختلف هستند (۳۵). زمان مورد نیاز گیاهان برای کاهش مقدار فلزات سنگین در خاک‌های آلوده به مقدار تولید بیومس و فاکتور تجمع بیولوژیکی[۹] (BCF)، (که عبارت است از غلظت فلز در ریشه گیاه به خاک) گیاهان بستگی دارد (۲۶). به‌جز گیاهان بیش‌اندوزگر، در بیشتر گیاهان مقدار فاکتور تجمع بیولوژیکی کمتر از یک است. در گیاهان بیش‌اندوزگر، مقدار این فاکتور بیشتر از یک و گاهی بیشتر از ۱۰۰-۵۰ است (۱۹). قوش و سینق[۱۰] (۲۰۰۵) بیان کردند یکی از روش‌های گیاه‌پالایی فرآیند گیاه استخراجی[۱۱] است که این عمل بدون تخریب ساختمان و کاهش حاصلخیزی خاک انجام می‌شود. مقدار بالای فلز ممکن است منجر به مکانیسم سمیت‌زدایی بر اساس تثبیت یون‌های فلز سنگین در داخل واکوئل‌ها به‌وسیله تشکیل لیگاندهایی[۱۲] مانند اسیدهای آلی، پروتئین‌ها و پپتیدها در حضور آنزیم‌ها شود که ممکن است تابع سطوح بالای یون‌های فلزی و استراتژی‌های خروج فلز از گیاهان شود.

برای ارزیابی توانمندی یک گیاه و معرفی آن برای پالایش آلودگی، بایستی بعد از مشخص کردن مقدار فلزات سنگین قابل استخراج در نمونه‌های گیاهی و خاک، شاخص‌های TF[۱۳] (فاکتور انتقال؛ نسبت غلظت فلز در اندام‌های هوایی گیاه به غلظت فلز در ریشه)، BCF[۱۴] (فاکتور تجمع بیولوژیکی؛ نسبت غلظت فلز در ریشه گیاه به غلظت فلز در خاک)، BAC[۱۵] (ضریب تجمع بیولوژیکی؛ نسبت غلظت فلز در اندام‌های هوایی گیاه به غلظت فلز در خاک)، را اندازه‌گیری کرد و بر اساس این شاخص‌ها، گونه

[1]. Solidification/ Stabilization
[2]. Vitrification
[3]. Excavation
[4]. Soil washing
[5]. Chelating agents
[6]. Phytoremediation
[7]. In situ remediation

[8]. Hyperaccumulator
[9]. Bioconcentration Factor
[10]. Ghosh and Singh
[11]. Phytoextraction
[12]- لیگاند: به یونی گفته می‌شود که با فلز مرکزی پیوند برقرار کرده و ترکیب کمپلکس دهد.
[13]. Translocation Factor
[14]. Bio Concentration Factor
[15]. Biological Accumulation Coefficient

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]
[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

مناسب برای پالایش خاک‌های آلوده معرفی شود. چرا که پتانسیل گیاه‌پالایی یک گونه با استفاده از فاکتور انتقال (TF)، فاکتور تجمع بیولوژیکی (BCF) و ضریب تجمع بیولوژیکی (BAC) محاسبه می‌شود (۱۶). گیاهانی که مقدار شاخص‌های TF و BAC در آنها بزرگتر از یک باشد، برای فرآیند گیاه استخراجی مناسب هستند. گیاهانی که در آنها مقدار TF کمتر از یک و مقدار BCF بیشتر از یک باشد، برای فرآیند گیاه تثبیتی مناسب هستند (۹).

در حال حاضر حداقل ۴۵ خانواده گیاهی به‌عنوان گونه‌های تجمع‌دهنده فلزات سنگین شناخته شده‌اند. بیش از ۴۰۰ گونه گیاهی به عنوان بیش‌اندوزگرهای فلزات سنگین در منابع مختلف معرفی شده‌اند (۳۲).

اکبرپور و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به برخی فلزات سنگین به‌وسیله گیاهان بومی *Arabis arenosa*، *Amaranthus retroflexus* و *Agropyron repens* را در منطقه حفاظت شدخ ارسباران بررسی کردند. آنها نتیجه گرفتند که بالاترین غلظت روی در اندام‌های هوایی *Agropyron repens* به مقدار mg/kg ۲۶۲/۶۵ و بیشترین غلظت سرب در اندام‌های زیرزمینی گیاه *Amaranthus retroflexus* به مقدار mg/kg ۷۱/۲۵ مشاهده شد.

مودایرسنا[1] و همکاران (۲۰۱۳) پتانسیل شش گونه بومی *Lindernia crustacea (L.) F.*، *Digitaria radicosa Miq.*، *Paspalum conjugatum L.*، *Zingiber purpurium Roxb.*، *Caladium bicolor L* و *Cyperus kyllingia Endl.*، اطراف یک معدن طلا را برای گیاه‌پالایی جیوه در اندونزی بررسی کردند. آنها نتیجه گرفتند که هیچ‌یک از این گیاهان بیش‌اندوزگر فلزات سنگین نمی‌باشند. بر اساس مقادیر BCF، TF و BAC *L. crustacea (L.) F.*، *D. radicosa Miq.*، *P. conjugatum L.* و *C. kyllingia Endl.* می‌توانند برای فرآیند گیاه استخراجی جیوه در اطراف این معدن استفاده شوند. صبا[2] و همکاران (۲۰۱۵) توانایی گیاهان بومی اطراف مراکز صنعتی استان زنجان را برای انباشت فلزات سنگین مورد بررسی قرار دادند. آنها نتیجه گرفتند که گیاه *Populus nigra* بهترین بیش‌اندوز فلزات منگنز، روی و کادمیوم بود و *Thuja orientalis* به‌عنوان بهترین بیش‌اندوز (در فرآیند گیاه‌استخراجی) برای آهن و *Cupressus sempervirens* بهترین گونه برای تجمع و انباشت سرب بود.

لی[3] و همکاران (۲۰۱۱) پتانسیل گیاه استخراجی و تحمل ۳۹ گونه بومی از ۱۸ خانواده گیاهی را در چهار سایت آلوده به فلزات کادمیوم، سرب، مس، روی و آرسنیک در چین بررسی کردند. آنها دریافتند که گونه‌های *Bidens bipinnata*، *Artemisia dubia*، *Polygonum lapatuifolium*، *Chenopodium ambrosioides* و *Solanum nigrum* غلظت قابل ملاحظه‌ای از فلزات سنگین فوق را در ساقه‌های خود ذخیره کردند. آنها بیان کردند که این جوامع گیاهی توانایی بسیار بالایی در استخراج کادمیوم، سرب، مس، روی و آرسنیک از خاک‌های آلوده دارند.

به‌نظر می‌رسد اراضی کشاورزی و مرتعی اطراف شرکت ملی سرب و روی زنجان آلوده به بعضی از فلزات سنگین از قبیل سرب و روی می‌باشند. در نتیجه این آلاینده‌ها ممکن است خطراتی را برای سلامتی اکوسیستم‌های طبیعی و انسانی شهرستان زنجان ایجاد کنند. بخش زیادی از اطراف شرکت ملی سرب و روی را اراضی مرتعی تشکیل داده‌اند که بررسی پتانسیل گونه‌های مرتعی این اراضی برای گیاه‌پالایی فلزات سرب و روی ضروری به نظر می‌رسد. بنابراین هدف از انجام این مطالعه تعیین غلظت فلزات سرب و روی در خاک و گیاهان موجود در منطقه و همچنین شناسایی گیاهانی که دارای پتانسیل گیاه‌پالایی هستند، بود.

## مواد و روش‌ها

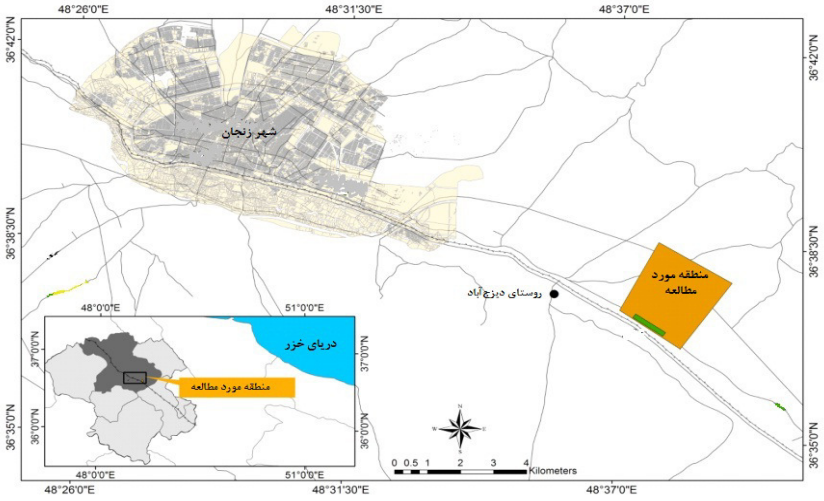
### خصوصیات منطقه مورد مطالعه

شرکت ملی سرب روی ایران- زنجان در ۱۰ کیلومتری شرق شهر زنجان در روستای دیزج‌آباد، بین موقعیت جغرافیایی "۴۰ '۳۶ °۳۶ و "۴۰ '۳۸ °۳۶ شمالی و "۳۳'۳۷ °۴۸ و "۵۴ '۳۸ °۴۸ قرار دارد (شکل

[1] . Muddarisna
[2] . Saba
[3] . Lee

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]
[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

۱). اراضی مرتعی اطراف شرکت حدود ۵۰۰ هکتار مساحت دارند. ارتفاع از سطح دریا در این منطقه حدود ۱۷۰۰ متر است. اقلیم منطقه بر اساس روش اقلیم‌نمای دومارتن، نیمه خشک سرد است. متوسط بارندگی سالانه منطقه ۳۰۰ میلی‌متر می‌باشد. میانگین حداکثر دما در دی ماه ۳۲/۱ درجه سلسیوس و میانگین حداقل دما ۷/۵ درجه سلسیوس در مرداد ماه است (۳۴).




**شکل ۱: موقعیت منطقه مورد مطالعه (۳۱)**

**پوشش گیاهان مرتعی منطقه مورد مطالعه**

گونه غالب منطقه *Stipa hohenackeriana* Trin. & Rupr. است (شکل ۲). این گیاه از گندمیان فصل سرد با فرم دسته‌ای است که در مناطق خشک و نیمه‌خشک سرد با بارندگی ۱۵۰ تا ۴۰۰ میلی‌متر گسترش دارد (۴). سایر گونه‌های همراه که در منطقه وجود داشتند، در جدول (۱) ارائه شده‌اند.



**شکل ۲ – نمایی از پوشش گیاهی منطقه و نمونه برداری از خاک و گیاهان**

**نمونه‌برداری صحرایی**

یک ترانسکت هزار متری از محل حصار شرکت به سمت بیرون فرض شد و هر ۱۰۰ متر یک سایت در نظر گرفته شد تا تغییرات سرب و روی به فواصل ۱۰۰ متری بررسی شود. اولین سایت در کنار حصار شرکت ملی سرب و روی انتخاب شد. سایر سایت‌ها به فواصل ۱۰۰ متر از

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]
[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

سایت اول در نظر گرفته شدند. به‌طورکلی ۱۱ سایت برای نمونه‌برداری در نظر گرفته شد.

برای مطالعه غلظت سرب و روی در گیاهان مرتعی اطراف شرکت، ۱۱ گونه مرتعی از ۱۱ سایت اطراف شرکت جمع‌آوری شدند. برای اینکه نمونه‌برداری دارای تکرار باشد و از نظر آماری قابل بررسی باشد، مساحت هر سایت (۱۰*۱۰ مترمربع) ۱۰۰ مترمربع در نظر گرفته شد تا بتوان چند پلات در درون آن مستقر کرد. دو گونه *Tragopogon collinus* و *Gundelia tournefortii* به‌دلیل حضور بسیار ناچیز در ترکیب پوشش گیاهی، در داخل پلاتهای مورد بررسی، قرار نگرفتند.

**جدول ۱- گونه‌های گیاهی شناسایی شده و مورد مطالعه**

| ردیف | نام علمی گونه | خانواده | شکل رویشی |
|---|---|---|---|
| ۱ | *Stipa hohenackeriana* | Poaceae | گندمی چندساله |
| ۲ | *Hulthemia persica* | Rosaceae | بوته‌ای چندساله |
| ۳ | *Gundelia tournefortii* | Asteraceae | علفی یکساله |
| ۴ | *Brassica juncea* | Brassicaceae | علفی یکساله |
| ۵ | *Astragalus effesus* | Fabaceae | علفی یکساله |
| ۶ | *crinitum Taeniatherum* | Poaceae | گندمی یکساله |
| ۷ | *collinus Tragopogon* | Asteraceae | علفی یکساله |
| ۸ | *Scariola orientalis* | Asteraceae | علفی چندساله |
| ۹ | *Descurainia sophia* | Brassicaceae | علفی یکساله |
| ۱۰ | *millefolium Achillea* | Asteraceae | علفی یکساله |
| ۱۱ | *Centaurea virgata* | Asteraceae | علفی یکساله |
| ۱۲ | *Stachys lavandulifolia* | Lamiaceae | علفی یکساله |
| ۱۳ | *Echium amoenum* | Boraginaceae | علفی یکساله |

در درون هر سایت مربعی شکل، سه پلات یک متر مربعی بر روی یکی از قطرهای آن مستقر شدند. گونه‌هایی که حضور آنها در هر سه پلات اتفاق افتاد مورد بررسی قرار گرفتند. به‌دلیل اینکه در هر سایت استقرار پلات سه بار تکرار شد، بیشتر گونه‌ها موجود در منطقه در درون پلات‌ها قرار گرفتند. سطح پلات بر اساس روش کورتیس و مکینتاش[1] (۱۹۵۰) تعیین شد. ایشان پیشنهاد کردند که یک پلات باید به بزرگی یک یا دو برابر میانگین مساحت پایه‌های متداولترین گونه‌ها باشد. گونه غالب در منطقه مورد مطالعه *Stipa hohenackeriana* بود که با توجه به مساحت تاج پوشش آن، سطح پلات یک متر مربع در نظر گرفته شد (شکل ۲). سپس در هر پلات اندامهای هوایی و زیرزمینی (ریشه) گونه‌های موجود در آن جمع‌آوری شد. در مجموع از ۱۱ گونه موجود در پلات‌ها نمونه گرفته شد.

برای نمونه‌برداری از خاک، در داخل پلات‌های مستقر شده، از عمق ریشه‌دوانی (عمق فعال ریشه) یک نمونه خاک برداشت شد (شکل ۲). در هر سایت ۳ پروفیل و در مجموع ۳۳ نمونه خاک در فصل بهار جمع‌آوری شد.

**آنالیز نمونه‌های گیاهان و خاک در آزمایشگاه**

نمونه‌های گیاهی جمع‌آوری شده به آزمایشگاه خاکشناسی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه تهران منتقل شدند. در آزمایشگاه نمونه‌های گیاهی به دو بخش هوایی و زیرزمینی تفکیک شدند. نمونه‌های ریشه گیاهان برای حذف ذرات خاک با آب مقطر شستشو شد. سپس نمونه‌ها به‌مدت ۴۸ ساعت در دمای ۷۰ درجه سلسیوس داخل آون قرار داده شدند. بعد از خشک شدن، نمونه‌ها آسیاب شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند (۶).

برای استخراج فلزات سنگین مورد نظر از هضم به‌وسیله اسید سولفوریک غلیظ و آب اکسیژنه استفاده شد (۲۴). سپس غلظت فلزات مورد نظر با استفاده از دستگاه ICP-OES مدل GBC Avanta ساخت کشور استرالیا اندازه‌گیری شد. نمونه‌های خاک جمع‌آوری شده نیز به آزمایشگاه منتقل شده و به‌مدت دو هفته در دمای اتاق خشک شدند. سپس برای حذف سنگ و سنگریزه و

[1] . Curtis and McIntosh

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]
[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

ریشه‌های گیاهان از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند (۸).

مقدار کل فلزات سرب و روی در نمونه‌های خاک، بعد از هضم با اسیدنیتریک ۴ مولار در حمام بن‌ماری با دمای ۶۰ درجه سلسیوس و مدت حداقل ۱۴ ساعت استخراج شد. سپس غلظت فلزات مورد نظر با استفاده از دستگاه ICP-OES مدل GBC Avanta ساخت کشور استرالیا آنالیز شد (۱۳).

استخراج مقدار تبادلی فلزات سنگین سرب و روی با استفاده از محلول DTPA[1] (تتریپلکس ۵) انجام شد. در نهایت غلظت فلزات مورد نظر با استفاده از دستگاه ICP-OES مدل GBC Avanta ساخت کشور استرالیا اندازه‌گیری شد.

### فاکتورهای ارزیابی توانایی گیاه‌پالایی گیاهان

برای ارزیابی توانایی گیاهان در جذب و تجمع فلزات سنگین در اندامهای خود از فاکتورهای مختلفی استفاده می‌شود که فاکتور انتقال (TF)، فاکتور تجمع بیولوژیکی (BCF) و ضریب جذب بیولوژیکی (BAC) جزو متداولترین این شاخص‌ها محسوب می‌شوند.

### تجزیه آماری

به‌منظور بررسی وجود یا عدم وجود تفاوت معنی‌دار بین غلظت سرب و روی در سایتهای مختلف، آزمون تجزیه واریانس یک‌طرفه انجام شد. لازم به ذکر است که برای بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف-اسمیرنوف، برای بررسی همگن بودن واریانس‌ها از آزمون لون و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن استفاده شد. به‌منظور مقایسه غلظت سرب و روی به‌دست آمده، با حداکثر مقدار مجاز این عناصر (۱۲) از آزمون تی با یک مقدار ثابت (آزمون t یک نمونه) انجام شد.

## نتایج

### نتایج تجزیه واریانس غلظت کل و تبادلی سرب و روی در خاک

نتایج تجزیه واریانس اثر سایت بر غلظت کل فلزات سرب و روی در سایت‌های مورد مطالعه در جدول (۲) ارائه شده است. بر اساس نتایج تجزیه واریانس بین غلظت سرب و روی کل و تبادلی در سایتهای مختلف اختلاف معنی‌داری وجود داشت ($p<0/01$).

[1]. Diethylenetriaminepentaacetic acid

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]

[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

**جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس غلظت کل و قابل تبادل سرب و روی در سایت‌های مورد مطالعه**

| صفات | | درجه آزادی | مقدار F | معنی‌داری |
|---|---|---|---|---|
| غلظت سرب کل | بین گروه‌ها (اثر سایت) | ۱۰ | ۳۳۵/۹ | ** |
| | درون گروه‌ها (خطای آزمایش) | ۲۲ | | |
| | کل | ۳۲ | | |
| غلظت سرب قابل تبادل | بین گروه‌ها (اثر سایت) | ۱۰ | ۱۳۶/۰۵ | ** |
| | درون گروه‌ها (خطای آزمایش) | ۲۲ | | |
| | کل | ۳۲ | | |
| غلظت روی کل | بین گروه‌ها (اثر سایت) | ۱۰ | ۳۷/۴۳ | ** |
| | درون گروه‌ها (خطای آزمایش) | ۲۲ | | |
| | کل | ۳۲ | | |
| غلظت روی قابل تبادل | بین گروه‌ها (اثر سایت) | ۱۰ | ۱۹۸/۴۸ | ** |
| | درون گروه‌ها (خطای آزمایش) | ۲۲ | | |
| | کل | ۳۲ | | |

** معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد.

**نتایج مقایسه میانگین غلظت کل و تبادلی سرب و روی در خاک**

نتایج مقایسه مقدار کل و تبادلی سرب و روی در جدول (۳) ارائه شده است. با توجه به نتایج حاصل از مقایسه میانگین در سطح یک درصد بین غلظت کل سرب در سایتهای مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری وجود داشت ($p<۰/۰۱$). به‌طوریکه بیشترین مقدار سرب در سایت یک مشاهده شد و کمترین مقدار سرب مربوط به سایت ۱۱ بود. همچنین، میانگین غلظت سرب تبادلی در سایتهای مختلف با هم اختلاف معنی‌داری داشتند ($p<۰/۰۱$). به‌طوریکه بیشترین مقدار سرب را سایت یک به خود اختصاص داده و کمترین مقدار سرب تبادلی مربوط به سایت چهار بود.

بر اساس نتایج حاصل از مقایسه میانگین در سطح یک درصد بین غلظت کل روی در سایتهای مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری وجود داشت ($p<۰/۰۱$). بیشترین مقدار روی را سایت یک به‌خود اختصاص داده و کمترین مقدار روی مربوط به سایت ۱۱ بود (جدول ۳). میانگین مقدار روی تبادلی در سایت‌های مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری با یکدیگر داشتند ($p<۰/۰۱$). به‌طوریکه بیشترین مقدار روی تبادلی در سایت یک مشاهده شد و کمترین مقدار روی تبادلی به سایت پنج تعلق داشت.

**جدول ۳- مقایسه میانگین غلظت کل و تبادلی سرب و روی با استفاده از آزمون دانکن در سایت‌های مورد مطالعه**

| سایت | غلظت سرب در خاک (mg/kg) | | غلظت روی در خاک (mg/kg) | |
|---|---|---|---|---|
| | کل | تبادلی | کل | تبادلی |
| ۱ | ۶۷۲۴/۱۷ ± ۲۰۴/۳۳ a | ۴۵/۰ ± ۵/۰ a | ۱۲۵۰/۶۷ ± ۱۰۰/۲۰ a | ۳۵/۳۳ ± ۰/۲۹ a |
| ۲ | ۵۷۲۴/۹ ± ۹۰/۰۵ b | ۳۱/۹ ± ۰/۹ b | ۱۱۸۹/۹ ± ۹۸/۴۷ ab | ۲۸/۳ ± ۳/۳ b |
| ۳ | ۵۴۱۱/۳۷ ± ۱۰۹/۷ c | ۳۳/۵ ± ۲/۵ b | ۱۱۳۴/۴۸ ± ۵۱/۱۱ b | ۳۰/۲۵ ± ۲/۲۵ b |
| ۴ | ۴۷۶۹/۹ ± ۱۵۴/۴ c | ۳/۳ ± ۰/۳ f | ۱۱۴۶/۵۶ ± ۱۱/۴۸ b | ۲/۵ ± ۰/۵ g |
| ۵ | ۴۲۱۵/۰۱ ± ۴/۵۵ ef | ۴/۵ ± ۰/۵ f | ۱۱۳۲/۳۲ ± ۱۰۰/۲ b | ۲/۴ ± ۰/۳ g |
| ۶ | ۴۲۴۱/۰۷ ± ۴۴/۷۵ e | ۱۹/۰۷ ± ۲/۶ c | ۱۱۴۰/۶۵ ± ۰/۶۵ b | ۱۹/۰۷ ± ۲/۰۷ c |
| ۷ | ۴۰۴۶/۲ ± ۶/۱۵ fg | ۱۲/۶ ± ۱/۶ d | ۹۶۳/۳۳ ± ۱۵/۲۸ c | ۱۲/۰۳ ± ۱/۰۳ d |
| ۸ | ۴۰۱۸/۴ ± ۱۸/۷۹ g | ۹/۳ ± ۱/۳ de | ۹۱۲/۶۷ ± ۱۷/۰۱ cd | ۶/۴ ± ۱/۲ f |
| ۹ | ۳۸۱۶/۶۳ ± ۸۸/۲۵ h | ۱۲/۷ ± ۰/۷ d | ۸۶۰/۰ ± ۱۷/۳ de | ۹/۰۶ ± ۱/۶ e |
| ۱۰ | ۳۵۱۶/۵ ± ۵۹/۶ i | ۹/۰ ± ۱/۰ e | ۸۱۰/۰ ± ۱۰/۰ e | ۴/۷ ± ۰/۲ fg |
| ۱۱ | ۳۱۲۴/۹۳ ± ۱۰۵/۳۶ j | ۸/۱۳ ± ۰/۱۵ e | ۸۰۵/۰ ± ۵/۰e | ۴/۲ ± ۰/۶ fg |

حروف لاتین نشان دهنده نتایج مقایسه میانگین‌ها (Mean ± SE) با آزمون دانکن است. حروف مشابه در هر ستون نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها در سایتهای مختلف می‌باشد.

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]

[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

**مقایسه میانگین غلظت کل سرب و روی خاک با حداکثر مقدار مجاز آن برای کاربری مرتع و حفاظت محیط زیست**

نتایج نشان داد که میانگین غلظت سرب و روی کل با حداکثر مقدار مجاز آن در دو کاربری مرتعی و محیط‌زیستی اختلاف معنی‌دارای دارد و بیشتر از آن می‌باشد ($p<0/01$) (جدول ۴). یعنی آلایندگی ناشی از سرب و روی در سایت‌های مورد مطالعه، بیشتر از حداکثر مقدار مجاز است.

**جدول ۴- مقایسه غلظت کل سرب و روی خاک با حداکثر مقدار مجاز**

| منابع تغییرات | درجه آزادی | غلظت فلز | نتیجه آزمون t |
|---|---|---|---|
| میانگین غلظت کل سرب (کاربری مرتع) | ۳۲ | ۴۵۰۹/۹ ± ۱۰۳۰/۸ | ۲۳/۵۱** |
| میانگین غلظت کل سرب (کاربری محیط زیست) | ۳۲ | ۴۵۰۹/۹ ± ۱۰۳۰/۸ | ۲۳/۴۶** |
| میانگین غلظت کل روی (کاربری مرتع) | ۳۲ | ۱۰۳۱/۴ ± ۱۶۲/۹ | ۱۸/۷۳** |
| میانگین غلظت کل روی (کاربری محیط زیست) | ۳۲ | ۱۰۳۱/۴ ± ۱۶۲/۹ | ۲۹/۳** |

حداکثر مقدار مجاز سرب برای کاربری مرتعی و محیط زیست به‌ترتیب ۲۹۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. حداکثر مقدار مجاز روی برای کاربری مرتعی و محیط زیست به‌ترتیب ۵۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (۱۲). ** معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد.

**نتایج غلظت سرب در خاک و گیاهان در کل منطقه مورد مطالعه**

بر اساس نتایج جدول ۵، بیشترین مقدار سرب در اندام‌های هوایی، مربوط به گونه *Scariola orientalis* و کمترین مقدار سرب نیز مربوط به گونه *Taeniatherum crinitum* می‌باشد. بیشترین مقدار سرب در اندامهای زیرزمینی مربوط به گونه *Tragopogon collinus* و کمترین مقدار سرب نیز مربوط به گونه *Descurainia sophia* می‌باشد. همچنین مقدار شاخص TF برای گونه‌های *Stipa hohenackeriana*، *Scariola orientalis*، *Descurainia sophia*، *Stachys lavandulifolia* و *Echium amoenum* بزرگتر از یک و برای سایر گیاهان مورد مطالعه کمتر از یک بوده است. درحالی‌که مقادیر شاخص‌های BAC و BCF برای همهٔ گیاهان مورد مطالعه، کمتر از یک بود.

**جدول ۵- میانگین غلظت سرب کل در خاک، مقایسه میانگین غلظت سرب در گیاهان و مقادیر شاخص‌های ارزیابی توانایی گیاه‌پالایی گونه‌های مورد مطالعه**

| گونه | میانگین غلظت کل سرب در خاک | غلظت سرب در گیاه | | TF | BAC | BCF |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | اندام هوایی | اندام زیرزمینی | | | |
| *Stipa hohenackeriana* | ۴۵۰۹/۹ ± ۱۰۳۰/۸ | ۱۴۹/۹۴ ± ۱۵۶/۴ b | ۱۳۲/۳۸ ± ۱۳۲/۲ b | **۱/۱۳** | ۰/۰۳۳ | ۰/۰۳ |
| *Scariola orientalis* | | ۱۷۳/۹ ± ۳۷/۳ a | ۱۱۱/۵ ± ۳۰/۵ c | **۱/۵۶** | ۰/۰۳۸ | ۰/۰۲۴ |
| *Brassica juncea* | | ۳۵/۱۳ ± ۲۱/۷ f | ۵۲/۸۶ ± ۳۲/۸ e | ۰/۶۶ | ۰/۰۰۷ | ۰/۰۱۱ |
| *collinus Tragopogon* | | ۱۹/۱۹ ± ۴/۱ g | ۲۱۰/۲ ± ۵/۲ a | ۰/۰۹ | ۰/۰۰۴ | ۰/۰۴۶ |
| *Astragalus effesus* | | ۵۴/۵ ± ۲/۰ e | ۶۲/۲ ± ۲/۱ e | ۰/۸۷ | ۰/۱ | ۰/۰۱۳ |
| *crinitum Taeniaterum* | | ۱۴/۲ ± ۳/۲ g | ۴۷/۴ ± ۲/۴ f | ۰/۳ | ۰/۰۰۳ | ۰/۰۱ |
| *Descurainia sophia* | | ۶۷/۳ ± ۳/۳ d | ۷/۲ ± ۱/۱۳ j | **۷/۳۴** | ۰/۰۱۵ | ۰/۰۰۱ |
| *millefolium Achillea* | | ۱۶/۲ ± ۴/۲ g | ۳۳/۵۳ ± ۵/۶ h | ۰/۴۸ | ۰/۰۰۳ | ۰/۰۰۷ |
| *Centaurea virgata* | | ۱۷/۶۵ ± ۲/۹ g | ۴۲/۹ ± ۵/۶۸ g | ۰/۴۱ | ۰/۰۰۳ | ۰/۰۰۹ |
| *Stachys lavandulifolia* | | ۳۰/۷ ± ۴/۲ f | ۲۰/۴ ± ۶/۶ i | **۱/۵** | ۰/۰۰۶ | ۰/۰۰۴ |
| *Echium amoenum* | | ۸۳/۵ ± ۳/۰ c | ۲/۵ ± ۱/۵ k | **۳۳/۴** | ۰/۰۱۸ | ۰/۰۰۰۴ |

حروف لاتین نشان دهنده نتایج مقایسه میانگین‌ها (Mean ± SE) با آزمون دانکن است. حروف مشابه در هر ستون نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها می‌باشد.

در جدول (۶) میانگین کل غلظت روی در اندام‌های هوایی و زیرزمینی گیاهان در گونه‌های مختلف با یکدیگر مقایسه شده است. همچنین مقدار میانگین شاخص‌های TF، BAC و BCF نیز ارائه شده است. نتایج نشان داد که بیشترین مقدار روی در اندام‌های هوایی، مربوط به گونه *Scariola orientalis* و کمترین مقدار روی نیز مربوط به

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]
[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

گونه *Centaurea virgate* بود. در اندام‌های زیرزمینی بیشترین مقدار روی مربوط به گونه *collinus Tragopogon* و کمترین مقدار روی نیز مربوط به گونه *Descurainia sophia* بود. همانطورکه در جدول نشان داد، مقدار TF برای گونه‌های *Stipa hohenackeriana*، *Scariola orientalis*، *Astragalus effesus*، *Descurainia sophia*، *Stachys lavandulifolia* و *Echium amoenum* بزرگتر از یک و برای سایر گیاهان کمتر از یک بود. در حالی‌که مقادیر BAC و BCF برای همهٔ گیاهان مورد مطالعه، کمتر از یک محاسبه گردید.

**جدول ۶- میانگین غلظت روی کل در خاک، مقایسه میانگین غلظت روی در گیاهان و مقادیر شاخص‌های ارزیابی توانایی گیاه‌پالایی گونه‌های مورد مطالعه**

| گونه | میانگین غلظت کل روی در خاک | غلظت روی در گیاه | | TF | BAC | BCF |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | اندام هوایی | اندام زیرزمینی | | | |
| *Stipa hohenackeriana* | ۱۰۳۱/۴ ± ۱۶۲ /۹ | ۲۳۵/۸ ± ۲۷۰/۶ b | ۲۰۲/۰۱ ± ۲۴۰/۱۹ b | **۱/۱۶** | ۰/۲۲ | ۰/۱۹ |
| *Scariola orientalis* | | ۴۳۹/۳ ± ۲۱۳/۵ a | ۱۹۷/۶ ± ۷۱/۱۹ b | **۲/۲** | ۰/۴۲ | ۰/۱۹ |
| *Brassica juncea* | | ۹۱/۴ ± ۵۶/۰۲ e | ۱۰۹/۵ ± ۴۳/۳ d | ۰/۸۳ | ۰/۰۸ | ۰/۱ |
| *collinus Tragopogon* | | ۸۸/۸ ± ۰/۰ e | ۳۸۱/۴ ± ۵/۶ a | ۰/۲۳ | ۰/۰۸۶ | ۰/۳۷ |
| *Astragalus effesus* | | ۶۳/۰۶ ± ۰/۰۶ g | ۵۸/۳۶ ± ۲/۶ i | **۱/۰۸** | ۰/۰۶ | ۰/۰۵ |
| *crinitum Taeniaterum* | | ۶۴/۵ ± ۰/۶۶ g | ۱۵۰/۰۸ ± ۴/۹ c | ۰/۴۳ | ۰/۰۶ | ۰/۱۴ |
| *Descurainia sophia* | | ۷۸/۹۶ ± ۲/۸ f | ۲۸/۸ ± ۷/۹ j | **۲/۷۴** | ۰/۰۷ | ۰/۰۲ |
| *millefolium Achillea* | | ۶۵/۵ ± ۰/۸ g | ۶۸/۸ ± ۱/۲ h | ۰/۹۵ | ۰/۰۶ | ۰/۰۶۶ |
| *Centaurea virgata* | | ۵۲/۲۵ ± ۲/۵ h | ۸۱/۹۵ ± ۱۱/۶ f | ۰/۶۳ | ۰/۰۵ | ۰/۰۸ |
| *Stachys lavandulifolia* | | ۱۳۲/۱۴ ± ۵/۱۴ c | ۷۳/۸ ± ۲/۲ g | **۱/۷۹** | ۰/۱۲ | ۰/۰۷ |
| *Echium amoenum* | | ۱۱۲/۵ ± ۱/۵ d | ۹۵/۱۶ ± ۰/۱۶ e | **۱/۱۸** | ۰/۱ | ۰/۰۹ |

حروف لاتین نشان دهنده نتایج مقایسه میانگین‌ها (Mean ± SE) با آزمون دانکن است. حروف مشابه در هر ستون نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها می‌باشد.

در جدول (۷ و ۸) ضرایب همبستگی بین غلظت کل سرب و روی خاک با غلظت سرب و روی در اندام‌های هوایی و ریشه گیاهان مورد مطالعه ارائه شده است. بر اساس نتایج جدول (۷) ضریب همبستگی بین متغیرهای غلظت کل سرب خاک و سرب ساقه و ریشه گیاهان در سطح یک درصد معنی‌دار شده است ($p<۰/۰۱$). نتایج جدول (۸) نشان می‌دهد که ضریب همبستگی بین متغیرهای غلظت کل روی خاک و روی ساقه و ریشه گیاهان در سطح یک درصد معنی‌دار شده است ($p<۰/۰۱$).

**جدول ۷- ضرایب همبستگی پیرسون بین غلظت کل سرب در خاک، اندامهای هوایی و ریشه گونه‌های مورد مطالعه**

| متغیر | غلظت کل سرب خاک | غلظت سرب ساقه | غلظت سرب ریشه |
|---|---|---|---|
| غلظت کل سرب خاک | ۱ | | |
| غلظت سرب ساقه | ۰/۴۷۷ ** | ۱ | |
| غلظت سرب ریشه | ۰/۳۵۲ ** | ۰/۸۸۹ ** | ۱ |

** معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد

**جدول ۸- ضرایب همبستگی پیرسون بین غلظت کل روی در خاک، اندامهای هوایی و ریشه گونه‌های مورد مطالعه**

| متغیر | غلظت کل روی خاک | غلظت روی ساقه | غلظت روی ریشه |
|---|---|---|---|
| غلظت کل روی خاک | ۱ | | |
| غلظت روی ساقه | ۰/۵۴۷ ** | ۱ | |
| غلظت روی ریشه | ۰/۲۹۹ ** | ۰/۸۱۸ ** | ۱ |

** معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]

[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

## بحث و نتیجه‌گیری

نتایج به‌دست آمده نشان داد که فلزات سرب و روی در سایت‌های مورد مطالعه دارای غلظت‌های متفاوتی هستند. بدین‌صورت که با فاصله گرفتن از کارخانه، غلظت سرب و روی در خاک سایت‌های مورد مطالعه کاهش یافته است. این در حالی است که بیشترین غلظت کل سرب و روی خاک، در سایت یک کنار حصار شرکت بود. در این ارتباط گلچین و شفیعی (۲۰۰۶) در مطالعه‌ای که در اطراف شرکت ملی سرب و روی زنجان انجام دادند، گزارش کردند که با فاصله گرفتن از کارخانه سرب و روی، تا شعاع ۳ کیلومتری غلظت فلزات سنگین سرب و روی کاهش می‌یابد.

همچنین نتایج نشان داد که میانگین غلظت کل سرب و روی از حداکثر مقدار مجاز آنها بیشتر بوده است ($p<0/01$) این امر نشان دهندهٔ آلودگی خاک‌های اطراف شرکت به فلزات سرب و روی بود. صبا و همکاران (۲۰۱۵) بیان کردند که غلظت فلزات سنگین در سایتهای نزدیک به کارخانه ذوب سرب و روی زنجان بسیار بالاتر از میانگین قابل قبول فلزات سنگین در خاکها است. همچنین ایشان بیان کردند که غلظت فلزات سرب، روی و کادمیوم با فاصله گرفتن از مجتمع‌های صنعتی استان زنجان، کاهش می‌یابد.

مقایسه میانگین غلظت سرب در اندام‌های هوایی و زیرزمینی گیاهان مورد مطالعه در منطقه، نشان داد که گونه‌های *Stipa hohenackeriana*، *Scariola orientalis*، *Descurainia sophia*، *Stachys lavandulifolia* و *Echium amoenum* بر اساس مقادیر TF (TF>1) می‌توانند به‌عنوان بیش‌اندوز سرب در نظر گرفته شوند. در حالی که توانایی بیش‌اندوزی سرب توسط گیاهان مورد مطالعه متفاوت است و بر اساس میانگین مقدار سربی که در اندام‌های هوایی خود ذخیره کرده‌اند، به‌ترتیب زیر می‌باشد؛ *E. amoenum* > *D. sophia* > *S. lavandulifolia* > *S. hohenackeriana* > *S. orientalis*. این گیاهان دارای توانایی لازم برای انتقال سرب از خاک به ریشه و سپس به اندام‌های هوایی خود هستند. بنابراین این گونه‌ها از فرآیند گیاه‌استخراجی برای جذب و انتقال سرب از خاک به درون اندام‌های خود استفاده می‌کنند. یون و همکاران، (۲۰۰۶) بیان کردند گیاهانی که مقدار TF در آنها بیشتر از یک است، برای گیاه استخراجی مناسب هستند و به‌طورکلی این گیاهان نیازمند انتقال فلزات سنگین به بخش‌های قابل برداشت گیاهان مانند ساقه‌ها هستند. این ویژگی به‌ویژه در گونه *Stipa hohenackeriana* می‌تواند قابل توجه باشد. چرا که این گونه، بیشترین بخش ترکیب پوشش گیاهی اراضی مرتعی منطقه را به‌خود اختصاص داده است و بیومس قابل قبولی دارد. در این ارتباط مودایسنا و همکاران (۲۰۱۳) گزارش کردند که گیاهان با رشد پایین، سیستم ریشه سطحی و تولید بیومس کم برای گیاه‌پالایی ترجیح داده نمی‌شوند.

نتایج این مطالعه نشان داد که در گونه‌های مورد بررسی، غلظت سرب در اندام‌های گیاهان بیشتر از محدوده نرمال است ($p<0/01$). این نشان می‌دهد که این گیاهان به مقادیر بالای سرب موجود در خاک و بافت‌های خود، مقاوم هستند و قادرند بیشتر از محدوده نرمال، این فلز غیر ضروری را جذب کرده و در اندام‌های خود ذخیره کنند. کاباتا و پندایس (۲۰۱۱) محدوده نرمال غلظت سرب را برای گیاهان ۶-۲ میکروگرم بر کیلوگرم ذکر کرد. ایشان بیان کردند که با اینکه سرب ممکن است به‌طور طبیعی در همهٔ گیاهان وجود داشته باشد، ولی هیچ نقش ضروری در متابولیسم گیاهان ندارد و گیاهانی که بتوانند در حضور غلظت‌های بالای این عنصر در خاک رشد کنند و واکنش منفی از خود بروز نکنند، مقاوم به این فلز هستند. ایشان بیان می‌کنند که سرب ممکن است در غلظت‌های بالا یا پایین توسط گیاهان جذب شود که این فرآیند با خصوصیات خاک و گیاهان ارتباط محکمی دارد. در مطالعه مشابهی شریفی و همکاران (۲۰۱۲) بیان کردند گونه‌های *Acantholimon brachystachyum*، *Astragalus gossypinus*، *Stipa barbata* و *Ephedra major* به‌دلیل دارا بودن مقدار TF بالا می‌توانند برای گیاه استخراجی آرسنیک در بعضی از مناطق آلوده کردستان استفاده شوند. همچنین گونه‌های *Juncus inflexus*، *Phragmites australis*، *Bromus tomentellus* و *Elymus sp.* که مقدار BCF بیشتر از یک و TF کمتر از یک هستند، می‌توانند گزینه‌های مناسبی برای گیاه تثبیتی باشند.

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]

[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

بر اساس نتایج به‌دست آمده، سایر گونه‌های مورد مطالعه با اینکه مقداری سرب را از خاک جذب و در اندامهای خود ذخیره کرده‌اند ولی مقادیر شاخص‌های TF، BCF و BAC در آنها کمتر از یک بود و بر اساس این شاخص‌ها نمی‌توان این گونه‌ها را به‌عنوان گیاهان دارای توانایی گیاه‌پالایی (گیاه استخراجی یا گیاه تثبیتی) در نظر گرفت. همچنین در این گیاهان مقدار فلز سرب در ریشه بیشتر از اندام‌های هوایی بود. در این رابطه فیتس گراد و همکاران (۲۰۰۳) و ابراهیمی و همکاران (۲۰۱۴) بیان کردند که به‌طورکلی بیشتر فلزات در ریشه‌های گیاهان تجمع می‌یابند. همچنین هانسل و همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند که ذخیره فلزات در ریشه‌ها نشان می‌دهد که برخی گیاهان با دفع داخلی یا خارجی فلزات سازگار هستند و از این طریق مانع انتقال عناصر به اندامهای هوایی می‌شوند.

بر اساس مقادیر شاخص TF (TF>1) گونه‌های *Stipa hohenackeriana*، *Scariola orientalis*، *Astragalus effesus*، *Descurainia sophia*، *Stachys lavandulifolia* و *Echium amoenum* می‌توانند به‌عنوان بیش‌اندوزگر روی در نظر گرفته شوند. پتانسیل این گیاهان در تجمع و انباشت روی با یکدیگر متفاوت بوده و بر اساس میانگین مقدار روی که از خاک جذب کرده و در اندام‌های هوایی خود ذخیره کرده‌اند، به‌صورت ذیل می‌باشد؛ *S. hohenackeriana* <*S. orientalis* < *S. lavandulifolia* < *E. amoenum* < *D. sophia*< *A. effesus*. این گیاهان، روی موجود در خاک را به‌درون ریشه جذب و سپس به اندام‌های هوایی خود منتقل کرده‌اند. بنابراین این گیاهان از طریق فرآیند گیاه استخراجی روی را در بافت‌های خود تجمع می‌دهند. یون و همکاران، (۲۰۰۶) بیان کردند گیاهانی که مقدار TF در آنها بیشتر از یک است، برای گیاه استخراجی مناسب هستند و به‌طورکلی این گیاهان نیازمند انتقال فلزات سنگین به بخش‌های قابل برداشت گیاهان مانند ساقه‌ها هستند.

مقدار جذب عنصر روی توسط گونه *S. orientalis* بیشتر از محدود مجاز می‌باشد. این نشان دهنده مقاومت بالای این گیاه به غلظت زیاد روی در اندام‌های خود است. حداکثر مقدار مجار روی در اندام‌های گیاهان بین ۱۰۰ تا ۴۰۰ میلی‌گرم برکیلوگرم می‌باشد (۲۳). سایر گیاهان از جمله *S. hohenackeriana* مقدار قابل توجهی روی را از خاک جذب کرده و به اندام‌های هوایی خود منتقل کرده‌اند ولی این مقدار از حداکثر مجاز روی کمتر بوده است. با این وجود این گونه‌ها نیز مقاوم به فلز روی می‌باشند.

همچنین نتایج نشان داد که بین غلظت کل سرب و روی خاک و گیاهان مورد مطالعه، همبستگی معنی‌داری وجود داشت و در سایت‌هایی که غلظت سرب و روی در خاک بیشتر بود، به تبع آن غلظت این عناصر در اندام‌های هوایی و زیرزمینی گیاهان نیز بیشتر بود. در این باره گارگ و کاتاریا (۲۰۰۹) گزارش دادند که جذب فلزات سنگین توسط گیاهان تحت تاثیر قابل دسترس بودن فلزات در خاک قرار دارد که این خود به خصوصیات خاک و گیاه بستگی دارد. همچنین اگر گیاه دارای توانایی گیاه‌پالایی باشد، با افزایش مقدار فلز در خاک، مقدار آن در اندام‌های گیاه نیز افزایش می‌یابد.

به‌طورکلی نتایج این مطالعه نشان داد که از بین ۱۱ گونه مورد بررسی، گونه‌های *S. hohenackeriana*، *S. orientalis*، *D. sophia*، *S. lavandulifolia* و *E. amoenum* دارای خاصیت بیش‌اندوزگر برای فلزات سرب و روی از طریق فرآیند گیاه‌استخراجی بودند. *A. effesus* فقط برای فلز روی یک گونه بیش‌اندوزگر بود. از طرفی وجود سرب و روی (به‌ویژه سرب) در خاک بیش از مقدار مجاز، از عمده‌ترین تهدیدات زیست محیطی است که می‌تواند اثرات سوء متعددی بر سلامتی انسان و اکوسیستم‌های طبیعی داشته باشد. بنابراین شناسایی گیاهان بیش‌اندوزگر سرب و روی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. همچنین پیشنهاد می‌شود توانایی گیاه‌پالایی و امکان جذب و انتقال سایر فلزات سنگین مانند مس، کادمیوم، نیکل و آرسنیک نیز در این گیاهان مطالعه شود.

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]

[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

**References**


1. Addy, M., B. Losey, R. Mohseni, E. Zlotnikov & E. Vasiliev, 2012. Adsorption of heavy metal ions on mesoporous silica-modified montmorillonite containing a grafted chelate ligand. Applied Clay Science, 59–60:115–120.
2. Akbarpour, F., F. Sadri & D. Golalizadeh, 2012. Phytoremediation of heavy metal (Lead, Zinc and Cadmium) from polluted soils by Arasbaran protected area native plants. Iranian Journal of water and soil Conservation, 1(4): 53-66.
3. Anh, B.T.K., D.D. Kim, T.V. Tua & N.T. Kien, 2011. Phytoremediation potential of indigenous plants from Thai Nguyen province, Vietnam. Journal of Environmental Biological, 32: 257-262.
4. Azarnivand, H. & M.A. Zare Chahouki, 2010. Range Improvement. University of Tehran Press. 354 pp.
5. Bhargava, A., VK. Gupta, AK. Singh & R. Gaur, 2012. Microbes for heavy metal remediation. In: Gaur R, Mehrotra S, Pandey RR (eds) Microbial applications. I.K. International Publisher, New Delhi.
6. Bonanno, G. & R.Lo Giudice, 2010. Heavy metal bioaccumulation by the organs of *Phragmites australis* (common reed) and their potential use as contamination indicators. Ecological Indicators, 10: 639-645.
7. Bower, CA. & JT. Hatcher, 1966. Simultaneous determination of surface area and cation-exchange capacity. Soil Science Society of America Journal, 30: 525-527
8. Brainina, Kh., Z. Stozhko, N. Yu, GM. Belysheva, LI. Inzhevatova Kolyadina& C. Cremisini, 2004. Determination of heavy metals in wines by anodic stripping voltammetry with thick-film modified electrode. Analytica Chemical Acta 514: 227-234.
9. Cheraghi, M., B. Lorestani, N. Khorasani, N. Yousefi & M.Karami, 2011. Findings on the phytoextraction and phytostabilization of soils contaminated with heavy metals, Biological Trace Element Research, 144(1-3): 1133-1141.
10. Curtis, J.T. & T.P. McIntosh, 1950. The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. Ecology, 31: 434-455.
11. Day, PR., 1982. In Methods of soil Analysis, part 2; Page, A. L. et al. editors. Agronomy Monograph 91 American Soceity of Agron omy. Madison WI, 935-951.
12. Department of Environmental Islamic Republic of Iran, 2013. Quality standards for soil resources and their guides in Iran. 166 pp.
13. Du Laing, G., F.M.G. Tack & M.G. Verloo, 2003. Performance of selected destruction methods for the determination of heavy metals in reed plants Phragmites australis. Jour. Analyt. Chim. Acta. 49: 191–198.
14. Ebrahimi, M., M. Jafari, Gh.R. Savaghebi, H. Azarnivand, A. Tavili & F. Madrid. 2014. Investigation of Heavy Metals Accumulation in Plants Growingin Contaminated Soils (Case Study: Qazvin Province, Iran). Journal of Rangeland Science, 4(2): 91-99. (In Persian)
15. Fitzgerald, E.J., J.M. Caffrey, S.T. Nesaratnam & P. Mc Loughlin, 2003. Copper and lead concentrations in salt mash plants on the Suir Estuary, Ireland. Journal of Environmental Pollution, 123: 67-74.
16. Fontem Lum, A., E.S.A. Ngwa, D. Chikoye & C.E. Suh, 2014. Phytoremediation Potential of Weeds in Heavy Metal Contaminated Soils of the Bassa Industrial Zone of Douala,Cameroon. International Journal of Phytoremediation, 16:302–319.
17. Garg, G. & S.K. Kataria, 2009. Phytoremediation potential of raphanus sativus, brassica juncea and triticum aestivum (l.) for copper contaminated soil. Proceedings of the 53rd Annual Meeting of the International Society for the Systems Sciences Brisbane, Australia.
18. Gupta, D.K,. F.J. Corpas & J.M. Palma. 2013. Heavy metal stress in plants. Springer press. 245pp.
19. Ghosh, M, & S.P. Singh, 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. Applied Ecology and Environmental Research, 3(1):1-18.
20. Golchin, A. & S. Shafiee, 2006. Investigation of effects of Zanjan Lead and Zinc Company on soil contaminated to 10km radial, Proceeding of soil, environmental and sustainable development. 452-454.
21. Hansel, C., S. Fendorf, S. Sutton & M. Newville, 2001. Characterization of Fe plaque and associated metals on the roots of mine-waste impacted aquatic plants. Journal of Environment Science Technology, 35: 3863-3868.
22. Jieng-feng, P., S. Yong-hui, Y., Peng, C. Xiao-yu & Q. Guang-lei, 2009. Remediationof heavy metal contaminated sediment, Journal of hazardous materials, 161: 633-640.
23. Kabata, A. & H. Pendias, 2011. Trace Metals in Soils and Plants, CRC Press, Boca Raton, Fla, USA, 4nd edition. 534 pp.
24. Khattak, M.I. & R. Jabeen, 2012. Detection of heavy metals in leaves of Meliaazedar ach and Eucalyptus Citriodoraaz biomonitoring tools in the region of Quetta valley. Pakistan Journal of Botany, 44 (2): 675-681.


[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]

[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]

25. Lei, W., Q. Peishi & M. Xin, 2011. Phytoremediation prospects of heavy metals by indigenous plants growing in industrial polluted soils. International Conference on Computer Distributed Control and Intelligent Environmental Monitoring, 1628-1632.
26. McGrath, SP. & FJ. Zhao, 2003. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. Current Opinion in Biotechnology, 14:277–282
27. Muddarisna, N., B.D. Krisnayanti, S.R. Utami & E. Handayanto, 2013. The potential of wild plants for phytoremediation of soil contaminated with mercury of gold cyanidation tailings. IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology, 4(1): 15-19.
28. Nelson, DW & LE. Sommers, 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of soil analysis. In: Bartels JM (ed). Chemical methods—SSSA book series no. 5. Soil Science Society of America. Madison WI, 961–1010.
29. Pulford, I.D. & C. Watson, 2003. Phytoremediation of heavy metal contaminatedland by trees, Environment international, 29: 529 – 540.
30. Raskin, I., D. Smith Robert & DE. Salt, 1997. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. Current Opinion in Biotechnology, 8:221–226.
31. Saba, G., A.H. Parizanganeh, A. Zamani & J. Saba, 2015. PhytoremeDiation of Heavy Metals Contaminated Environments: Screening for Native Accumulator Plants in Zanjan-Iran. International Journal of Environmental Researched, 9(1):309-316.
32. Salt, D.E., R.D. Smith & I. Raskin, 1998. Phytoremediation. Science of Total Environment, 49: 643-668.
33. Tlustoš, P., J. Száková, J. Hrubý, I. Hartman, J. Najmanová, J. Nedelník, D. Pavlíková & M. Batysta, 2006. Removal of As, Cd, Pb, and Zn from contaminated soil by highbiomass producing plants, Plant soil environment, 52(9): 413–423.
34. Sharifi, Z., A.A. Safari Sinegani & S. Shariati, 2012. Potential of Indigenous Plant Species for the Phytoremediation of Arsenic Contaminated Land in Kurdistan (Iran). Soil and Sediment Contamination, 21:557–573
35. Wu, G., H. Kang, X. Zhang, H. Shao, L. Chu & C. Ruan, 2012. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. Journal of Hazard Mater, 173:1–8
36. Www. Irimo.ir
37. Yang, X.E., Y. Feng, Z. He & PJ. Stoffella, 2005. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 18:339–353.
38. Yoon, J., X. Cao, Q. Zhou & L.Q. Ma, 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. Science of the Total Environment, 368: 456-464.

[ Downloaded from rangelandsrm.ir on 2026-11-27 ]

[ DOR: 20.1001.1.20080891.1394.9.1.3.6 ]