محیط زیست طبیعی، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ۷۰، شماره ۴، زمستان ۱۳۹۶
صفحات: ۹۲۲-۹۰۷

بردباری، اندوزش و پالایش سرب توسط سه گونهٔ گیاه مرتعی در یک خاک آهکی در استان آذربایجان غربی

اکبر کریمی[۱]، حبیب خداوردی‌لو[۲*]، میرحسن رسولی صدقیانی[۳]

۱. دانشجوی دکتری علوم خاک، دانشگاه شهید چمران، اهواز
۲. دانشیار گروه علوم خاک، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه ارومیه
۳. استاد گروه علوم خاک، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه ارومیه

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۵/۰۶/۰۹ تاریخ تصویب: ۱۳۹۶/۰۹/۰۱)

چکیده

هدف از این پژوهش بررسی بردباری، توانایی اندوزش و پالایش سرب توسط بنگ‌دانه (*Hyoscyamus niger* L.)، خار پنبه (*Onopordum acanthium* L.) و گل‌گندم (*Centaurea cyanus* L.)، بومی منطقهٔ آذربایجان‌غربی، است. بدین منظور یک نمونه خاک انتخاب و به‌طور یکنواختی با غلظت‌های مختلف سرب (۰، ۲۵۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) آلوده شد. سپس گیاهان در گلدان‌های حاوی خاک آلوده کشت شدند. این پژوهش در شرایط گلخانه‌ای در قالب طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی و در سه تکرار انجام شد. در پایان دورهٔ رشد، عملکرد مادهٔ خشک ریشه و شاخساره و غلظت سرب در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان اندازه‌گیری شد. همچنین، عملکرد نسبی (RY) ریشه و شاخساره، سرب تثبیت شده در ریشه (MS)، سرب استخراج شده توسط شاخساره (ME)، فاکتورهای تغلیظ زیستی سرب (BCF و mBCF)، فاکتور اندوزش زیستی (mBAF) و فاکتور انتقال گیاهی (TF)، محاسبه شد. نتایج نشان داد با افزایش آلودگی سربی خاک، عملکرد ریشه و شاخساره و بردباری گیاهان کاهش یافت، در حالی‌که غلظت سرب ریشه و شاخساره، سرب تثبیت شده در ریشه و سرب استخراج شده توسط شاخسارهٔ گیاهان، افزایش یافت. میان شاخص بردباری گیاهان تفاوت معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) وجود نداشت. در این مطالعه، بیش‌ترین اندوزش سرب در ریشه، در خار پنبه (میانگین MS، BCF و mBCF به‌ترتیب ۲۷ µg pot^{-1}، ۰/۱۰۲ و ۶/۰۹) و بیش‌ترین اندوزش سرب در شاخساره، در خار پنبه (میانگین ME، BCF و mBCF به‌ترتیب ۴۵ µg pot^{-1}، ۰/۰۶۶ و ۳/۷۹) و گل‌گندم (میانگین ME و BCF به‌ترتیب ۴۳ µg pot^{-1}، ۰/۰۶۱ و ۳/۶۴) مشاهده شد. بنابراین خار پنبه و گل‌گندم با داشتن زیست‌تودهٔ بالا در شرایط طبیعی، می‌توانند در پالایش خاک‌های آلوده به سرب، به‌ویژه در سطوح پایین آلودگی، مؤثر باشند.

کلیدواژگان: آلودگی خاک، اندوزش، بردباری، پالایش سبز، سرب.

* نویسنده مسئول؛ شماره تماس: ۰۴۴۳۲۷۷۹۵۵۸ ایمیل: h.khodaverdiloo@urmia.ac.ir

۱. مقدمه

در دهه‌های اخیر افزایش بی‌رویهٔ فعالیت‌های بشری از جمله کان‌کنی فلزات، نهشته‌های اتمسفری، ذوب‌کاری، استفاده از کودهای شیمیایی، کاربرد آفت‌کش‌ها، پساب‌های صنعتی و فاضلاب‌های شهری در اراضی کشاورزی، سبب برهم خوردن تعادل محیط‌زیست و افزایش آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین شده است (Moreira *et al.*, 2011; Alaribe & Agamuthu, 2015). سرب یکی از فراوان‌ترین و خطرسازترین فلزات سنگین در مکان‌های آلوده است (Khodaverdiloo & Hamzenejad Taghlidabad, 2014). آلودگی سربی، زیست‌بوم خاک، کیفیت و سلامت محصولات کشاورزی و دامی و کیفیت آب‌ها را به‌شدت تحت تأثیر قرار داده و تهدیدی جدی برای سلامت انسان است (Boussen *et al.*, 2013; Alaribe & Agamuthu, 2015). سرب حتی در غلظت‌های کم بسیار سمی بوده و پس از ورود به زنجیرهٔ غذایی انسان و انتقال در خون سبب آسیب اندام‌های مختلف بدن از جمله کلیه، کبد، مغز و سیستم‌های عصبی می‌شود (Huang *et al.*, 2012). حد مجاز سرب در خاک در کشورهای مختلف ۵۰ تا ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (McLaughlin *et al.*, 2000). با این وجود غلظت سرب بسیار بیش‌تر از حد مجاز در برخی از خاک‌های ایران گزارش شده است (Mahdavian *et al.*, 2015). بنابراین با توجه به پیامدهای خطرناک آلودگی سربی خاک، جهت جلوگیری از تهدید زیست‌بوم خاک، پالایش خاک‌های آلوده به سرب بسیار ضروری است (Huang *et al.*, 2012).

تاکنون روش‌های فیزیکی و شیمیایی مختلفی برای پالایش خاک‌های آلوده ارائه شده و مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Kabata-Pendias, 2011). اغلب این روش‌ها پرهزینه بوده و افزون بر ایجاد تغییرات برگشت‌ناپذیر در ویژگی‌های خاک، در پایان سبب آلودگی بخشی دیگر از محیط‌زیست می‌شوند (Ali *et al.*, 2013; Nsanganwimana *et al.*, 2014). پالایش‌سبز روشی دوستدار محیط‌زیست است که در آن از گیاهان برای پالایش خاک‌های آلوده به فلزات‌سنگین است استفاده می‌شود (Barbosa *et al.*, 2015). پالایش سبز افزون بر کم‌هزینه بودن و سبب حفظ کیفیت شیمیایی، فیزیکی و زیستی خاک می‌شود (Houben *et al.*, 2013; Barbosa *et al.*, 2015). پالایش‌سبز روش‌های گوناگونی دارد که استخراج‌سبز[1] (جذب و اندوزش آلاینده‌های خاک در شاخسارهٔ گیاهان) و تثبیت سبز[2] (تثبیت آلاینده‌ها در ریشهٔ گیاهان) از جملهٔ رایج‌ترین آن‌ها هستند (Placek, *et al.*, 2016).

گزینش گونهٔ گیاهی مناسب در فرآیند پالایش سبز بسیار حائز اهمیت است. استفاده از گیاهان بومی هر منطقه برای پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین می‌تواند کارآیی پالایش سبز را افزایش می‌دهد، چرا که این گیاهان به شرایط اقلیمی و آلودگی منطقه بردبار بوده و نگه‌داری آن‌ها ساده‌تر است (Laghlimi *et al.*, 2015). افزون بر این، یکی از کاستی‌های پالایش‌سبز، زیست‌تودهٔ اندک بیشتر گیاهان بیش‌اندوز است (Laghlimi *et al.*, 2015)، لذا استفاده از گیاهان بومی با توان تولید زیست‌تودهٔ بالا، می‌تواند کارآیی پالایش‌سبز را به‌طور چشم‌گیری افزایش دهد (Barbosa *et al.*, 2015). به‌همین دلیل در سال‌های اخیر انجام مطالعات جهت ارزیابی بردباری گیاهان بومی و توانایی آن‌ها در جذب و اندوزش فلزات سنگین، مورد توجه قرار گرفته است (Laghlimi *et al.*, 2015). برای نمونه Salas-Luévano و همکاران (۲۰۰۹) گیاهان تاج‌خروس (*Amaranthus retroflexus* L.) و لوپن (*Lupinus polyphyllus* L.) را به‌عنوان گیاهان بردبار در خاک‌های آلوده به سرب گزارش کردند. همچنین Saghi و همکاران (۲۰۱۶) گزارش کردند که گیاهان شلمی (*Rapistrum rugosum* L.) و خردل وحشی

[1] Phytoextraction
[2] Phytostabilization

(*Sinapis arvensis L.*) توانایی بالایی در تثبیت سرب در ریشه دارند. Mahdavian و همکاران (۲۰۱۵) نیز گیاهان بومادران (*Achillea wilhelmsii* L.)، سوزنک (*Erodium cicutarium* L.) و نعناع وحشی (*Mentha longifolia* L.) را به‌عنوان گیاهانی مناسب برای تثبیت سبز سرب در خاک‌های آلوده، شناسایی کردند.

در ایران، حدود ۸۰۰۰ گونهٔ گیاهی وجود دارند که حدود ۱۷۲۷ گونهٔ آن بومی هستند (Jalili & Jamzad, 1999). با این‌که بردباری برخی گونه‌های گیاهی در خاک‌های آلوده به سرب و توانایی آن‌ها در جذب و اندوزش سرب در خاک‌های آهکی ایران ارزیابی شده است (Solhi *et al.*, 2012; Karimi *et al.*, 2013; Khodaverdiloo & Hamzenejad Taghlidabad, 2014; Mahdavian *et al.*, 2015; Saghi *et al.*, 2016)، توانایی بسیاری از گونه‌های گیاهی بومی ایران در تحمل، جذب و اندوزش سرب در خاک‌های آهکی بررسی نشده است. گیاهان بنگ‌دانه (*Hyoscyamus niger* L.)، خار پنبه (*Onopordum acanthium* L.) و گل‌گندم (*Centaurea cyanus* L.) از گونه‌های بومی استان آذربایجان‌غربی بوده که در مراتع، اراضی تخریب شده و حاشیهٔ جاده‌ها با خاک‌های آهکی به طور طبیعی وجود دارند. این گیاهان رشد سریعی داشته و در شرایط طبیعی زیست‌تودهٔ بسیار بالایی تولید می‌کنند و همچنین نسبت به تنش خشکی بردبار هستند، بنابراین با توجه به ویژگی‌های ذکر شده برای گیاه‌پالایی فلزات سنگین در خاک‌های آهکی مناطق خشک و نیمه خشک مناسب بودند. چرا که گیاهان مناسب برای گیاه‌پالایی خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک باید افزون بر بردباری نسبت به آلاینده باید نسبت به خشکی نیز بردبار باشند. به‌همین دلیل این گیاهان برای این پژوهش انتخاب شدند. بنابراین هدف از این پژوهش بررسی بردباری بنگ‌دانه (*Hyoscyamus niger* L.)، خار پنبه (*Onopordum acanthium* L.) و گل‌گندم (*Centaurea cyanus* L.) در سطوح مختلف آلودگی سربی خاک و همچنین توانایی آن‌ها در اندوزش و پالایش‌سبز سرب بود.

۲. مواد و روش‌ها

۱.۲. نمونه‌برداری و اندازه‌گیری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و آلوده کردن خاک

برای انجام این پژوهش از یک نمونهٔ خاک با مشخصات Fine, mixed, mesic Typic Halaquepts واقع در استان آذربایجان غربی نمونه‌برداری شد. این خاک پس از هواخشک شدن به دو بخش تقسیم گردید. یک بخش برای انجام آزمایشات فیزیکی و شیمیایی از الک دو میلی‌متری عبور داده شد. سپس ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک شامل بافت خاک، مواد آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، هدایت الکتریکی، کربنات کلسیم معادل و pH و همچنین غلظت اولیهٔ عناصر در خاک به روش‌های استاندارد (Carter & Gregorich, 2008) اندازه‌گیری شد. بخش دوم نمونه‌های خاک به گلخانهٔ پژوهشی گروه علوم‌خاک دانشکدهٔ کشاورزی دانشگاه ارومیه، انتقال داده شد و پس از عبور از الک پنج میلی‌متری با غلظت‌های مختلف سرب آلوده شد. برای آلوده کردن خاک، ابتدا مقدار لازم نیترات‌سرب $Pb(NO_3)_2$ برای آلوده کردن جرم مشخصی از خاک محاسبه شد. سپس، جرم محاسبه شدهٔ نمک به یک کیلوگرم از خاک افزوده شد و کاملاً با آن مخلوط گردید تا پیش‌ماده‌ای همگن به‌دست آید. نیتروژن افزوده شده به خاک توسط نمک نیترات سرب، با افزودن مقادیر محاسبه شدهٔ اوره به تیمارهای مختلف تصحیح شد. این پیش‌مادهٔ آلوده سپس به‌طور کامل با تودهٔ خاک مخلوط گردید. بر پایهٔ مطالعات پیشین (Khodaverdiloo *et al.*, 2012)، خاک آلوده به‌مدت پنج ماه در معرض تناوب‌های تر و خشک شدن و به‌مدت ۱۸ ماه دیگر در شرایط هواخشک قرار گرفت تا توزیع سرب در خاک به شرایط آلودگی درازمدت و طبیعی نزدیک‌تر شود (Karimi *et al.*, 2013).

۲.۲.کشت گلخانه‌ای، برداشت گیاهان، آماده‌سازی و تجزیهٔ نمونه‌های گیاهی

پس از رساندن رطوبت گلدان‌ها به ظرفیت مزرعه، در هر گلدان ۸ بذر از گیاهان با فواصل منظم در گلدان‌های مورد نظر کشت گردید. پس از جوانه زنی بذرها ۲ بوتهٔ سالم و قوی در هر گلدان نگه‌داری شدند. آبیاری و نگه‌داری گلدان‌ها در شرایط گلخانه در دمای ۲۵ درجهٔ سانتی‌گراد انجام شد. در پایان ماه پنجم ارتفاع گیاهان اندازه‌گیری شد. سپس شاخساره‌های گیاهان از رویهٔ خاک بریده شدند. ریشهٔ گیاهان نیز به آرامی از خاک گلدان‌ها جدا شد. نمونه‌های گیاهی پس از شستشو با آب مقطر و خشک کردن، به درون پاکت‌های کاغذی منتقل شدند و به‌مدت ۷۲ ساعت در آون و در دمای ۷۰ درجهٔ سلسیوس قرار داده شدند. نمونه‌ها پس از خشک شدن و توزین مادهٔخشک، با استفاده از آسیاب برقی با محفظهٔ تمام استیل آسیاب شدند. (Karimi *et al.*, 2013). برای عصاره‌گیری غلظت سرب کل ریشه و شاخسارهٔ گیاهان از روش اکسیداسیونِ تر استفاده شد (Gupta, 2000)، همچنین پس از برداشت گیاهان، سرب زیست‌فراهم خاک، به‌روش عصاره‌گیری با نیترات آمونیوم ۱ نرمال اندازه‌گیری شد، که این روش مقدار عمدهٔ فلز زیست فراهم خاک را عصاره‌گیری می‌کند (Langer *et al.*, 2009). غلظت سرب در عصاره‌های خاک و گیاهان، با دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری (Shimadzu 6300 AA) قرائت شد.

۳.۲. محاسبهٔ شاخص‌های بردباری گیاهان، جذب و اندوزش سرب در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان

در سطوح مختلف سرب در خاک، عملکرد نسبی (RY)[1] مادهٔ خشک ریشه و شاخسارهٔ گیاهان به‌عنوان شاخص بردباری گیاهان در سطوح مختلف آلودگی (Barbosa et al., 2015)، به‌صورت زیر محاسبه شد:

$$RY=\frac{Y_i}{Y_0} \qquad (۱)$$

که در آن RY عملکرد نسبی گیاه، Y_i عملکرد مادهٔ خشک گیاه در هر تیمار و Y_0 عملکرد مادهٔ خشک گیاه در شرایط بدون سرب (تیمارشاهد) است (Khodaverdiloo *et al.*, 2011; Barbosa *et al.*, 2015).

مقادیر سرب استخراج شده توسط شاخسارهٔ گیاهان (ME)[2] و سرب تثبیت شده در ریشه (MS)[3] در هر سطح آلودگی خاک، با استفاده از روابط ۲ و ۳ تعیین شد (Khodaverdiloo *et al.*, 2011; Karimi *et al.*, 2013):

$$ME=C_p^{shoot}\times Y^{shoot} \qquad (۲)$$

که در آن، ME سرب استخراج شده توسط شاخسارهٔ گیاه ($\mu g\ pot^{-1}$)، C_P^{Shoot} غلظت سرب در شاخسارهٔ گیاه ($\mu g\ g^{-1}$) و Y^{Shoot} عملکرد شاخسارهٔ گیاه ($g\ pot^{-1}$) در سطوح مختلف آلودگی سربی است.

$$MS=C_p^{root}\times Y^{root} \qquad (۳)$$

که در این رابطه C_P^{root} غلظت سرب در ریشهٔ گیاه ($\mu g\ kg^{-1}$)، Y^{root} عملکرد ریشهٔ گیاه ($g\ pot^{-1}$) و MS سرب تثبیت شده در ریشهٔ گیاهان ($\mu g\ pot^{-1}$) در سطوح مختلف آلودگی سربی است.

برای ارزیابی توانایی گیاهان در زدودن سرب از خاک و پالایش آلودگی سربی خاک، فاکتور اصلاح شدهٔ اندوزش زیستی (mBAF)[4] ریشه و شاخسارهٔ گیاهان به‌ترتیب با استفاده از روابط ۴ و ۵ تعیین شد:

$$mBAF_{shoot}(\%)=\frac{ME}{M_S^B}\times 100 \qquad (۴)$$

که در آن $mBAF_{shoot}$، فاکتور اصلاح شدهٔ اندوزش زیستی سرب در شاخساره (درصد)، ME سرب استخراج شده توسط شاخسارهٔ گیاه ($mg\ pot^{-1}$) در هر تیمار و

[1] Relative Yield
[2] Metal Extraction
[3] Metal Stabilization
[4] Modified Bioaccumulation Factor

M_S^B مقدار سرب زیست‌فراهم خاک در هر گلدان در هر تیمار ($mg\ pot^{-1}$) است.

$$mBAF_{root}(\%)=\frac{MS}{M_S^B}\times 100 \qquad (۵)$$

که در آن $mBAF_{root}$، فاکتور اصلاح شدهٔ اندوزش زیستی سرب در شاخساره، MS سرب تثبیت شده توسط ریشهٔ گیاه ($mg\ pot^{-1}$) در هر تیمار و M_S^B مقدار سرب زیست‌فراهم خاک در هر گلدان در هر تیمار ($mg\ pot^{-1}$) است (Barbosa *et al.*, 2015).

برای ارزیابی توانایی گیاهان در جذب و تغلیظ سرب در ریشه و شاخساره، فاکتور تغلیظ زیستی (BCF)[1] و فاکتور تغلیظ زیستی اصلاح شده (mBCF)[2] سرب در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان با استفاده از روابط ۶ و ۷ تعیین شد:

$$BCF=\frac{C_P}{C_S} \qquad (۶)$$

که در آن BCF، فاکتور تغلیظ زیستی ریشه یا شاخساره برای پالایش سطوح مختلف آلودگی سربی، C_P غلظت سرب در ریشه یا شاخسارهٔ گیاه ($mg\ kg^{-1}$) و C_S غلظت سرب کل در خاک ($mg\ kg^{-1}$) است (Khodaverdiloo *et al.*, 2011).

$$mBCF=\frac{C_P}{C_S^B} \qquad (۷)$$

که در آن mBCF، فاکتور تغلیظ زیستی اصلاح شدهٔ ریشه یا شاخساره در سطوح مختلف آلودگی سربی، C_P غلظت سرب در ریشه یا شاخسارهٔ گیاه ($mg\ kg^{-1}$) و C_S^B غلظت سرب زیست‌فراهم در خاک ($mg\ kg^{-1}$) است (Barbosa *et al.*, 2015).

فاکتور انتقال گیاهی (TF) شاخص مناسبی برای ارزیابی توانایی گیاه در انتقال سرب از ریشه به شاخسارهٔ گیاه است. به‌همین دلیل این شاخص با استفاده از رابطهٔ ۸ تعیین شد:

$$TF=\frac{C_p^{shoot}}{C_p^{root}} \qquad (۸)$$

که در آن C_P^{Shoot} و C_P^{root} به‌ترتیب غلظت سرب در شاخساره و ریشه گیاه ($mg\ kg^{-1}$) و TF فاکتور انتقال سرب از ریشه به شاخساره است (Alaribe & Agamuthu, 2015; Barbosa *et al.*, 2015).

این پژوهش در شرایط گلخانه و در قالب طرح بلوک‌های کاملاً تصادفی و در سه تکرار انجام شد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌های به‌دست آمده از این پژوهش با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS و مقایسهٔ میانگین داده‌ها نیز با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن و در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

۳. نتایج

۱.۳. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

جدول (۱) برخی ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک مورد مطالعه را نشان می‌دهد. این خاک دارای بافتی متوسط، pH آن در محدودهٔ خاک‌های آهکی، کمی شور، غیرسدیمی و با توجه به حدود مجاز گزارش شده در منابع (Cariny, 1995)، غلظت اولیهٔ سرب در محدودهٔ حد مجاز آن در خاک بود (جدول ۲).

۲.۳. بردباری گیاهان به تنش آلودگی سربی خاک

با افزایش غلظت سرب در خاک عملکرد و عملکرد نسبی شاخسارهٔ هر سه گیاه به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) کاهش یافت (جدول ۳). بیش‌ترین و کم‌ترین عملکرد گیاهان به‌ترتیب در سطوح Pb_0 و Pb_{1000} مشاهده شد. عملکرد شاخسارهٔ بنگ‌دانه در تمامی سطوح سرب در خاک، بیش‌تر از خار پنبه و گل‌گندم بود. هر چند این اختلاف تنها در غلظت صفر سرب در خاک معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۵$) بود. همچنین تفاوت معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) میان عملکرد شاخسارهٔ خار پنبه و گل‌گندم در سطوح مختلف سرب در خاک، مشاهده نشد. تفاوت میان عملکرد نسبی

[1] Bioconcentration Factor
[2] Modified Bioconcentration Factor

گیاهان در سطوح مختلف سرب معنی‌دار (P>۰/۰۵) نبود.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی وشیمیایی خاک مورد مطالعه

ویژگی	شن	سیلت	رس	مواد آلی	کلاس بافتی	ظرفیت تبادل کاتیونی	هدایت الکتریکی عصارهٔ اشباع	سدیم تبادلی	کربنات کلسیم معادل	pH
واحد	(g kg^{-1})					($cmol_c$ kg^{-1})	(dS m^{-1})	(%)		
مقدار	۳۲۳	۴۰۳	۲۷۴	۲۶۹	لوم	۲۲/۱	۲/۵	۳	۳۰/۵	۸/۱

جدول ۲. غلظت اولیهٔ برخی عناصر در خاک مورد مطالعه

ویژگی	کلسیم محلول	منیزیم محلول	سدیم محلول	پتاسیم محلول	کلر محلول	سولفات محلول	سرب کل	آهن کل	روی کل	مس کل
واحد	(mg L^{-1})						(mg kg^{-1})			
مقدار	۱/۲	۰/۴	۲۳/۸	۰/۰	۱۵/۲	۳/۸	۲۱/۴۲	۲۹۵/۵	۶۲	۱۴/۱۱

جدول ۳. مقایسهٔ میانگین عملکرد و عملکرد نسبی مادهٔ خشک ریشه و شاخسارهٔ گیاهان در سطوح مختلف سرب در خاک

کل سرب افزوده شده به خاک(mg kg^{-1})	بنگ‌دانه	خار پنبه	گل‌گندم
	عملکرد شاخساره (g pot^{-1})		
۰	۴/۱۹ ± ۰/۲۲^{a,a}	۳/۶۰ ± ۰/۱۳^{a,b}	۳/۶۶ ± ۰/۲۲^{a,b}
۲۵۰	۳/۴۲ ± ۰/۱۸^{b,a}	۳/۱۹ ± ۰/۱۹^{b,a}	۳/۳۲ ± ۰/۱۸^{a,a}
۵۰۰	۲/۴۸ ± ۰/۲۵^{c,a}	۲/۱۱ ± ۰/۲۵^{c,a}	۲/۳۹ ± ۰/۲۵^{b,a}
۱۰۰۰	۱/۸۳ ± ۰/۲۳^{d,a}	۱/۷۰ ± ۰/۰۶^{d,a}	۱/۴۱ ± ۰/۲۳^{b,a}
میانگین	۲/۹۸ A	۲/۶۵ A	۲/۷۰ A
	عملکرد نسبی شاخسارهٔ گیاه		
۰	۱/۰۰ ± ۰/۰۵^{a,a}	۱/۰۰ ± ۰/۰۴^{a,a}	۱/۰۰ ± ۰/۰۶^{a,a}
۲۵۰	۰/۸۲ ± ۰/۰۴^{b,a}	۰/۸۸ ± ۰/۰۵^{b,a}	۰/۹۱ ± ۰/۰۵^{a,a}
۵۰۰	۰/۵۹ ± ۰/۰۶^{c,a}	۰/۵۹ ± ۰/۰۷^{c,a}	۰/۶۵ ± ۰/۰۶^{b,a}
۱۰۰۰	۰/۴۴ ± ۰/۰۵^{d,a}	۰/۴۷ ± ۰/۰۲^{d,a}	۰/۳۸ ± ۰/۰۹^{c,a}
میانگین	۰/۷۱ A	۰/۷۴ A	۰/۷۴ A
	عملکرد مادهٔ خشک ریشه (g pot^{-1})		
۰	۲/۹۸ ± ۰/۲۷^{a,a}	۱/۱۳ ± ۰/۰۷^{a,b}	۱/۰۶ ± ۰/۱۱^{a,b}
۲۵۰	۲/۷۰ ± ۰/۳۸^{ab,a}	۰/۸۸ ± ۰/۱۴^{ab,b}	۰/۹۵ ± ۰/۱۴^{ab,b}
۵۰۰	۲/۲۱ ± ۰/۱۸^{b,a}	۰/۵۹ ± ۰/۰۶^{b,b}	۰/۷۷ ± ۰/۰۹^{bc,b}
۱۰۰۰	۲/۰۶ ± ۰/۰۶^{b,a}	۰/۴۷ ± ۰/۱۱^{c,b}	۰/۶۸ ± ۰/۱۲^{c,b}
میانگین	۲/۴۹ A	۰/۷۷ B	۰/۸۷ B
	عملکرد نسبی مادهٔ خشک ریشه		
۰	۱/۰۰ ± ۰/۰۹^{a,a}	۱/۰۰ ± ۰/۰۶^{a,a}	۱/۰۰ ± ۰/۱۱^{a,a}
۲۵۰	۰/۹۰ ± ۰/۱۳^{a,a}	۰/۸۴ ± ۰/۰۵^{ab,a}	۰/۹۰ ± ۰/۱۴^{ab,a}
۵۰۰	۰/۷۴ ± ۰/۰۶^{b,a}	۰/۷۷ ± ۰/۰۵^{b,a}	۰/۷۳ ± ۰/۰۹^{bc,a}
۱۰۰۰	۰/۶۹ ± ۰/۰۲^{b,a}	۰/۶۰ ± ۰/۰۹^{c,a}	۰/۶۴ ± ۰/۱۲^{c,a}
میانگین	۲/۹۸ A	۲/۶۵ A	۲/۷۰ A

حروف بالانویس اول و دوم بر روی هر عدد به ترتیب نشان دهندهٔ اختلاف آماری (P≤۰/۰۵) در هر ستون و هر ردیف هستند.

حروف بزرگ، اختلاف آماری (P≤۰/۰۵) میانگین شاخص‌های اندازه‌گیری شده در گیاهان مختلف را نشان می‌دهند.

میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.
اعداد مقابل داده‌ها انحراف معیار داده‌ها در سه تکرار را نشان می‌دهند.

با افزایش غلظت سرب در خاک عملکرد و عملکرد نسبی مادهٔ خشک ریشهٔ گیاهان کاهش یافت (جدول ۳). البته این کاهش در غلظت Pb_{250}، معنی‌دار (P>۰/۰۵) نبود. عملکرد ریشهٔ بنگ‌دانه در تمامی سطوح سرب در خاک، به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) بیش‌تر از خار پنبه و گل‌گندم بود. به‌طور مشابه با عملکرد شاخساره، تفاوت معنی‌داری (P≤۰/۰۵) میان عملکرد ریشهٔ خار پنبه و گل‌گندم در سطوح مختلف سرب در خاک، مشاهده نشد. همچنین در سطوح مختلف سرب، تفاوت میان عملکرد نسبی ریشهٔ گیاهان مختلف معنی‌دار (P>۰/۰۵) نبود (جدول ۳). با توجه به این نتایج، تفاوت معنی‌داری (P≤۰/۰۵) میان بردباری گیاهان در سطوح مختلف سرب در خاک، مشاهده نشد و میزان حساسیت گیاهان به تنش آلودگی سربی تقریباً مشابه بود. همچنین کاهش عملکرد نسبی ریشهٔ گیاهان نسبت به شاخسارهٔ آن‌ها کم‌تر بود (جدول ۳).

۳.۳. سرب زیست‌فراهم خاک

با افزایش غلظت سرب در خاک، غلظت سرب زیست‌فراهم خاک ریزوسفری همهٔ گیاهان به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) افزایش یافت (جدول ۴). اختلاف مقدار سرب زیست‌فراهم در خاک ریزوسفری تحت کشت گیاهان مختلف، در تمامی سطوح سرب در خاک، معنی‌دار (P≤۰/۰۵) نبود. در حالی‌که مقادیر سرب کل خاک مورد مطالعه بسیار زیاد بود، اما بخش سرب زیست‌فراهم، بسیار اندک بود (کم‌تر از ۹/۰۲ میلی‌گرم بر گیلوگرم خاک).

جدول ۴. مقایسهٔ میانگین غلظت سرب زیست فراهم خاک و غلظت سرب در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان، در سطوح مختلف سرب در خاک

کل سرب افزوده شده به خاک ($mg\ kg^{-1}$)	بنگ‌دانه	خار پنبه	گل‌گندم
	غلظت سرب زیست فراهم خاک تحت کشت ($mg\ kg^{-1}$)		
۰	۱/۰۷ ± ۰/۱۳^{d,a}	۱/۰۹ ± ۰/۱۴^{d,a}	۱/۰۹ ± ۰/۱۴^{d,a}
۲۵۰	۳/۹۹ ± ۰/۲۳^{c,a}	۴/۰۱ ± ۰/۲۵^{c,a}	۴/۰۱ ± ۰/۲۵^{c,a}
۵۰۰	۵/۸۷ ± ۰/۱۳^{b,a}	۶/۱۹ ± ۰/۲۸^{b,a}	۶/۱۹ ± ۰/۲۸^{b,a}
۱۰۰۰	۸/۹۳ ± ۰/۱۷^{a,a}	۹/۰۲ ± ۰/۲۳^{a,a}	۹/۰۲ ± ۰/۲۳^{a,a}
میانگین	۴/۹۷ A	۵/۰۷ A	۵/۰۷ A
	غلظت سرب شاخساره ($mg\ kg^{-1}$)		
۰	۰/۳۴ ± ۰/۰۷^{d,b}	۲/۴۱ ± ۰/۲۸^{d,a}	۲/۰۴ ± ۰/۱۸^{d,a}
۲۵۰	۶/۹۳ ± ۰/۸۳^{c,b}	۱۷/۲۶ ± ۱/۰۸^{c,a}	۱۷/۱۲ ± ۱/۲۳^{c,a}
۵۰۰	۱۲/۰۷ ± ۰/۶۹^{b,b}	۲۶/۹۱ ± ۰/۸۸^{b,a}	۲۵/۳۸ ± ۱/۹۸^{b,a}
۱۰۰۰	۲۱/۶۴ ± ۱/۱۹^{a,b}	۳۵/۶۴ ± ۱/۲۵^{a,a}	۳۵/۷۴ ± ۰/۰۴^{a,a}
میانگین	۱۰/۲۶ B	۲۰/۵۶ A	۲۰/۰۷ A
	غلظت سرب در ریشه ($mg\ kg^{-1}$)		
۰	۰/۶۱ ± ۰/۱۸^{d,b}	۳/۵۹ ± ۰/۱۳^{d,a}	۴/۱۶ ± ۰/۲۰^{d,a}
۲۵۰	۷/۳۹ ± ۰/۴۴^{c,c}	۲۷/۶۲ ± ۰/۲۳^{c,a}	۱۴/۰۰ ± ۲/۳۸^{c,b}
۵۰۰	۱۲/۹۲ ± ۰/۵۵^{b,c}	۳۹/۷۱ ± ۰/۱۳^{b,a}	۳۱/۹۸ ± ۰/۸۸^{b,b}
۱۰۰۰	۲۲/۷۵ ± ۰/۴۲^{a,c}	۶۴/۴۵ ± ۰/۱۷^{a,a}	۴۶/۵۷ ± ۱/۸۳^{a,b}
میانگین	۱۰/۹۲ C	۳۳/۸۴ A	۲۴/۱۸ B

حروف بالانویس اول و دوم بر روی هر عدد به ترتیب نشان دهندهٔ اختلاف آماری (P≤۰/۰۵) در هر ستون و هر ردیف هستند.
حروف بزرگ، اختلاف آماری (P≤۰/۰۵) میانگین شاخص‌های اندازه‌گیری شده در گیاهان مختلف را نشان می‌دهند.

میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.
اعداد مقابل داده‌ها انحراف معیار داده‌ها در سه تکرار را نشان می‌دهند.

۴.۳. غلظت و اندوزش سرب در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان

با افزایش غلظت سرب در خاک، غلظت سرب در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) افزایش یافت (جدول ۴). غلظت سرب در تمامی سطوح سرب در خاک در شاخسارهٔ بنگ‌دانه به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) کم‌تر از خار پنبه و گل‌گندم بود. تفاوت معنی‌داری (P≤۰/۰۵) میان غلظت سرب در شاخسارهٔ بنگ‌دانه و گل‌گندم وجود نداشت. اختلاف غلظت سرب در ریشهٔ گیاهان در سطوح مختلف سرب یکسان نبود. به‌طوری‌که در سطح Pb_0، تفاوت معنی‌داری (P≤۰/۰۵) میان غلظت سرب در شاخسارهٔ خار پنبه و گل‌گندم وجود نداشت، اما غلظت سرب در ریشهٔ آن‌ها به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) بیش‌تر از بنگ‌دانه بود. در سایر سطوح سرب در خاک (Pb_{250}، Pb_{500} و Pb_{1000})، اختلاف میان غلظت سرب در ریشهٔ گیاهان معنی‌دار (P≤۰/۰۵) بود و این مقدار در گیاهان بدین ترتیب بود: خار پنبه > گل‌گندم > بنگ‌دانه. به‌طوری‌که به‌طور میانگین (میانگین تمامی سطوح سرب در خاک) غلظت سرب در ریشهٔ خار پنبه بیش از ۳ برابر بنگ‌دانه و ۱/۴ برابر گل‌گندم بود (جدول ۴).

با افزایش آلودگی سربی خاک، سرب استخراج شده توسط شاخسارهٔ گیاهان و سرب تثبیت شده در ریشهٔ گیاهان به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) افزایش یافت (جدول ۵). در تمامی سطوح سرب در خاک، سرب استخراج شده توسط شاخسارهٔ خار پنبه و گل‌گندم به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) بیش‌تر از بنگ‌دانه بود. در حالی‌که اختلاف میان خار پنبه و گل‌گندم معنی‌دار (P>۰/۰۵) نبود. بیش‌ترین و کم‌ترین مقدار سرب اندوزش یافته در شاخساره، به‌ترتیب مربوط به خار پنبه (در Pb_{1000}) و بنگ‌دانه (در Pb_0) بود. سرب استخراج شده توسط خار پنبه به‌طور میانگین بیش از ۱/۹ برابر بنگ‌دانه بود (جدول ۵).

اختلاف میان سرب تثبیت شده در ریشهٔ گیاهان در سطوح مختلف سرب در خاک، یکسان نبود. بدین‌ترتیب که در Pb_0، سرب تثبیت شده در ریشهٔ خار پنبه و گل‌گندم اختلاف معنی‌داری (P>۰/۰۵) نداشت. این مقدار بیش از دو برابر مقدار سرب تثبیت شده در ریشهٔ بنگ‌دانه بود. در Pb_{250} اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) میان سرب تثبیت شده در ریشهٔ گیاهان وجود نداشت. سرب تثبیت شده در ریشهٔ خار پنبه در Pb_{500} به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) بیش‌تر از بنگ‌دانه و گل‌گندم بود. همچنین در Pb_{1000} سرب اندوزش یافته در ریشهٔ گیاه گل‌گندم کم‌ترین مقدار بود و اختلاف میان خار پنبه و بنگ‌دانه معنی‌دار (P>۰/۰۵) نبود. به‌طور میانگین (میانگین تمامی سطوح سرب در خاک) مقدار سرب اندوزش یافته در ریشهٔ خار پنبه به‌ترتیب بیش از ۳۹ و ۱۲ درصد بیش‌تر از گل‌گندم و بنگ‌دانه بود (جدول ۵). این نتایج نشان داد خار پنبه نسبت به بنگ‌دانه و گل‌گندم توانایی بالاتری در تثبیت سرب در ریشه داشت.

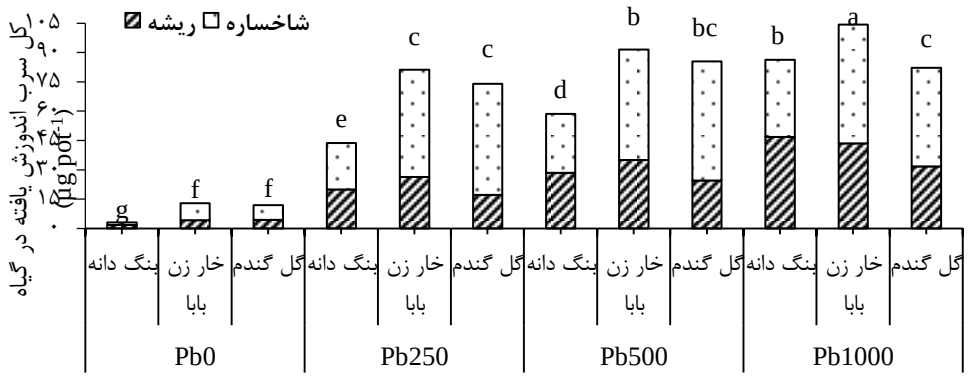
در تمامی سطوح سرب در خاک به‌جز Pb_{1000} مقدار کل سرب اندوزش یافته در گیاهان (مجموع مقدار کل سرب ریشه و شاخساره) بدین ترتیب بود: خار پنبه > گل‌گندم > بنگ‌دانه. اما در Pb_{1000} این مقدار بدین ترتیب بود: خار پنبه > بنگ‌دانه > گل‌گندم. که این به‌دلیل عملکرد بیش‌تر مادهٔ خشک بنگ‌دانه در Pb_{1000} نسبت به گل‌گندم بود. به‌طور کلی در تمامی سطوح سرب در خاک، خار پنبه نسبت به بنگ‌دانه و گل‌گندم توانایی بیش‌تری در اندوزش سرب در زیست‌تودهٔ گیاه داشت (شکل ۱). همان‌طور که در جدول ۲ آمده و در شکل ۱ نیز نشان داده شده مقدار سرب استخراج شده توسط شاخسارهٔ خار پنبه (به‌طور میانگین ۱/۶۷ برابر) و گل‌گندم (به‌طور میانگین ۲/۱۵ برابر) بیش‌تر از مقدار مقدار سرب تثبیت شده در ریشهٔ آن‌ها بود. این نتیجه به‌دلیل بیش‌تر بودن مادهٔ خشک شاخسارهٔ این گیاهان

نسبت به ریشهٔ آن‌ها بود (جدول ۳).

جدول ۵. مقایسهٔ میانگین مقدار سرب اندوزش یافته در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان، در سطوح مختلف سرب در خاک

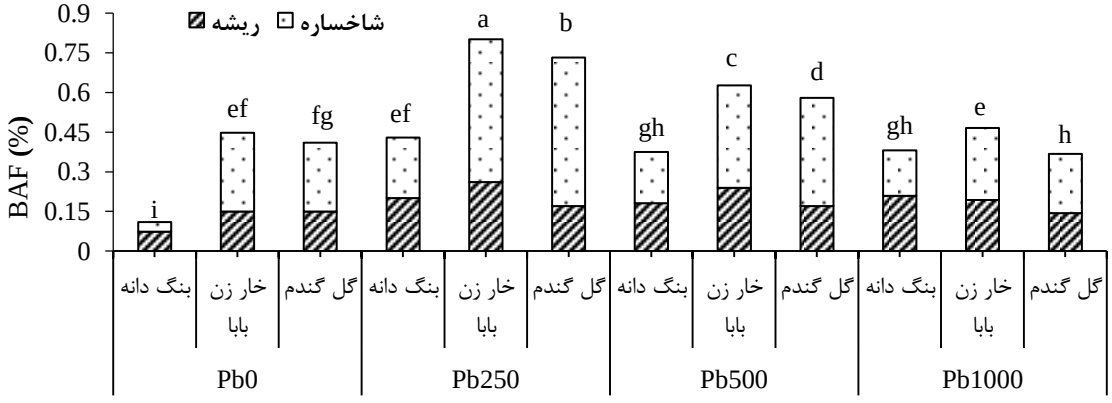
کل سرب افزوده شده به خاک ($mg\ kg^{-1}$)	بنگ‌دانه	خار پنبه	گل‌گندم
	سرب استخراج شده توسط شاخسارهٔ گیاه ($\mu g\ pot^{-1}$)		
۰	۱/۴۱ ± ۰/۳۲^{d,b}	۸/۶۵ ± ۰/۸۱^{b,a}	۷/۴۸ ± ۱/۰۰^{b,a}
۲۵۰	۲۳/۷۰ ± ۳/۲۲^{c,b}	۵۴/۹۳ ± ۱/۰۹^{a,a}	۵۶/۸۵ ± ۵/۱۰^{a,a}
۵۰۰	۳۰/۰۵ ± ۴/۶۵^{b,b}	۵۶/۶۳ ± ۵/۰۷^{a,a}	۶۰/۷۹ ± ۸/۵۶^{a,a}
۱۰۰۰	۳۹/۴۵ ± ۳/۵۸^{a,b}	۶۰/۵۷ ± ۲/۷۸^{a,a}	۵۰/۴۱ ± ۱۱/۱۲^{a,a}
میانگین	۴/۹۷ A	۵/۰۷ A	۵/۰۷ A
	سرب تثبیت شده در ریشهٔ گیاه ($\mu g\ pot^{-1}$)		
۰	۱/۷۳ ± ۰/۱۲^{d,b}	۴/۰۴ ± ۰/۷۵^{d,a}	۴/۴۱ ± ۰/۴۱^{c,a}
۲۵۰	۲۰/۰۲ ± ۳/۵۴^{c,a}	۲۶/۳۳ ± ۴/۸۲^{c,a}	۱۷/۲۱ ± ۴/۷۲^{b,a}
۵۰۰	۲۸/۴۸ ± ۱/۱۰^{b,b}	۳۴/۹۷ ± ۳/۰۱^{b,a}	۲۴/۶۰ ± ۲/۷۶^{ab,b}
۱۰۰۰	۴۶/۸۸ ± ۲/۲۴^{a,a}	۴۳/۶۲ ± ۷/۱۸^{a,ab}	۳۱/۸۲ ± ۷/۰۲^{a,b}
میانگین	۲۴/۲۸ AB	۲۷/۲۴ A	۱۹/۵۱ B

حروف بالانویس اول و دوم بر روی هر عدد به ترتیب نشان دهندهٔ اختلاف آماری ($P\leq ۰/۰۵$) در هر ستون و هر ردیف هستند.
حروف بزرگ، اختلاف آماری ($P\leq ۰/۰۵$) میانگین شاخص‌های اندازه‌گیری شده در گیاهان مختلف را نشان می‌دهند.
میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) ندارند.
اعداد مقابل داده‌ها انحراف معیار داده‌ها در سه تکرار را نشان می‌دهند.



شکل ۱. مقدار کل سرب اندوزش یافته در گیاهان (ریشه و شاخساره)، در سطوح مختلف سرب در خاک
میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.

فاکتور اندوزش زیستی (mBAF) شاخص مناسبی برای ارزیابی توانایی گیاهان در جذب و اندوزش فلز نسبت به مقدار سرب زیست‌فراهم خاک، در سطوح مختلف آلودگی است (Barbosa *et al.*, 2015). با افزایش غلظت سرب در خاک mBAF ریشه و شاخسارهٔ گیاهان، ابتدا در Pb_{250}، به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) افزایش یافت، سپس در سطوح بالاتر سرب در خاک (Pb_{500} و Pb_{1000}) mBAF شاخساره به‌طور معنی‌داری (P≤۰/۰۵) کاهش یافت، در حالی که mBAF ریشهٔ گیاهان تغییر معنی‌داری (P>۰/۰۵) نکرد (شکل ۳). به‌طور کلی مقدار میانگین (میانگین تمامی سطوح سرب در خاک) درصد mBAF کل (مجموع mBAF ریشه و شاخسارهٔ گیاهان) در گیاهان بدین ترتیب بود: خار پنبه > گل‌گندم > بنگ‌دانه. بیش‌ترین درصد mBAF ریشه مربوط به خار پنبه و بیش‌ترین مقدار درصد mBAF شاخساره مربوط به خار پنبه و گل‌گندم بود. نتایج درصد mBAF نشان داد که گیاهان در Pb_{250} ، نسبت به مقدار سرب زیست‌فراهم خاک، بیش‌ترین توانایی اندوزش سرب در شاخساره را داشتند (شکل ۲).



شکل ۲. مقدار mBAF در گیاهان (ریشه و شاخساره)، در سطوح مختلف سرب در خاک
میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.

۵.۳. تغلیظ زیستی سرب در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان

با افزایش آلودگی سربی خاک، BCF شاخسارهٔ خار پنبه و گل‌گندم به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) کاهش یافت (جدول ۶). در حالی که در گیاه بنگ‌دانه BCF شاخساره ابتدا به‌طور معنی‌داری (در Pb_{250} نسبت به Pb_0) افزایش یافت و پس از آن (از Pb_{250} تا Pb_{1000}) کاهش یافت. در تمامی سطوح سرب در خاک BCF شاخسارهٔ خار پنبه و گل‌گندم به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) بیش‌تر از بنگ‌دانه بود (جدول ۶). در حالی‌که اختلاف BCF شاخسارهٔ خار پنبه و گل‌گندم معنی‌دار ($P>۰/۰۵$) نبود. مقادیر BCF ریشهٔ گیاهان نیز با افزایش غلظت سرب در خاک کاهش یافت. هر چند این کاهش در بنگ‌دانه معنی‌دار ($P>۰/۰۵$) نبود. اختلاف مقادیر BCF ریشهٔ گیاهان مورد مطالعه، معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۵$) بود و مقادیر این شاخص در ریشهٔ گیاهان بدین‌ترتیب بود: خار پنبه > بنگ‌دانه > گل‌گندم. مقادیر BCF در ریشهٔ گیاهان خار پنبه و گل‌گندم به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) بیش‌تر از شاخسارهٔ آن‌ها بود. اما تفاوت معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) میان مقادیر BCF سرب در ریشه و شاخسارهٔ بنگ‌دانه وجود نداشت.

شکل ۳ مقادیر شاخص mBCF ریشه و شاخسارهٔ گیاهان را نشان می‌دهد. به‌دلیل متأثر بودن مقادیر این شاخص از غلظت سرب در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان، تغییرات این شاخص در ریشه و شاخسارهٔ گیاهان، در سطوح مختلف سرب، مشابه تغییرات BCF بود (شکل ۳ و جدول ۶). به‌طور مشابه با BCF مقادیر mBCF در ریشهٔ گیاهان خار پنبه و گل‌گندم به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) بیش‌تر از شاخسارهٔ آن‌ها بود. اما تفاوت معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) میان مقادیر mBCF سرب در ریشه و شاخسارهٔ بنگ‌دانه وجود نداشت (شکل ۳). مقادیر mBCF نشان می‌دهد نسبت به مقدار سرب زیست‌فراهم خاک، گل‌گندم (میانگین mBCF شاخساره ۳/۶۴) و خار پنبه (میانگین mBCF شاخساره ۳/۷۹) توانایی بالایی در تغلیظ سرب در شاخساره داشتند. همچنین نسبت به مقدار سرب زیست‌فراهم خاک، خار پنبه (میانگین mBCF ریشه ۶/۰۹) توانایی بسیار بالایی در تغلیظ سرب در ریشه داشت.

۶.۳. فاکتور انتقال گیاهی (TF)

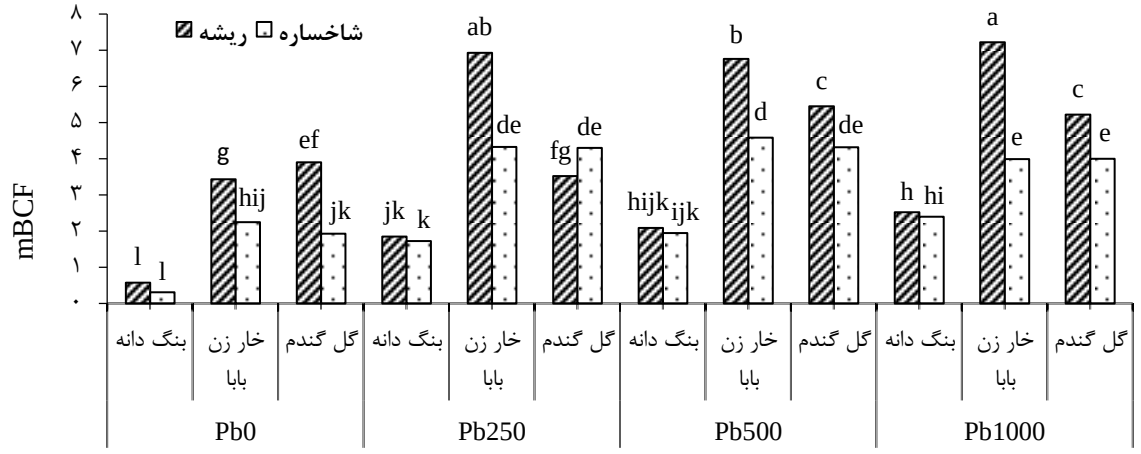
با افزایش غلظت سرب در خاک مقادیر فاکتور انتقال گیاهی در بنگ‌دانه و خار پنبه تغییر معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) نکرد (جدول ۶). در حالی‌که در گل‌گندم مقدار TF ابتدا (در Pb_{250} نسبت به Pb_0) افزایش یافت و پس از آن (از Pb_{250} تا Pb_{1000}) تغییر چندانی نکرد. در Pb_0 تفاوتی معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) میان مقدار TF گیاهان مشاهده نشد. در Pb_{250} مقدار این شاخص در بنگ‌دانه و خار پنبه به‌طور معنی‌داری ($P\leq ۰/۰۵$) بیش‌تر از خار پنبه بود. در صورتی که در این سطح سرب در خاک اختلاف معنی‌داری میان TF بنگ‌دانه و گل‌گندم وجود نداشت. در سطوح بالای سرب در خاک (Pb_{500} و Pb_{1000}) اختلاف میان مقادیر TF گیاهان معنی‌دار ($P\leq ۰/۰۵$) بود و مقادیر TF در گیاهان بدین ترتیب بود: بنگ‌دانه > گل‌گندم > خار پنبه.

جدول ۶. مقایسهٔ میانگین شاخص‌های ضریب تغلیظ زیستی (BCF) ریشه و شاخسارهٔ گیاهان و فاکتور انتقال گیاهی (TF)، در سطوح مختلف سرب در خاک

کل سرب افزوده شده به خاک ($mg\ kg^{-1}$)	بنگ‌دانه	خار پنبه	گل‌گندم
	BCF شاخساره *		
۰	$۰/۰۱۵ \pm ۰/۰۰۳^{c,b}$	$۰/۱۱۲ \pm ۰/۰۰۷^{a,a}$	$۰/۰۹۵ \pm ۰/۰۰۸^{a,a}$
۲۵۰	$۰/۰۲۵ \pm ۰/۰۰۳^{a,b}$	$۰/۰۶۴ \pm ۰/۰۰۴^{b,a}$	$۰/۰۶۳ \pm ۰/۰۰۵^{b,a}$
۵۰۰	$۰/۰۲۳ \pm ۰/۰۰۱^{ab,b}$	$۰/۰۵۲ \pm ۰/۰۰۲^{b,a}$	$۰/۰۴۹ \pm ۰/۰۰۴^{c,a}$
۱۰۰۰	$۰/۰۲۱ \pm ۰/۰۰۱^{b,b}$	$۰/۰۳۵ \pm ۰/۰۰۷^{c,a}$	$۰/۰۳۵ \pm ۰/۰۰۱^{c,a}$

میانگین	۰/۰۲۱ B	۰/۰۶۶ A	۰/۰۶۱ A
BCF ریشه*			
۰	۰/۰۲۸ ± ۰/۰۰۲^{a,b}	۰/۱۶۷ ± ۰/۰۰۷^{a,a}	۰/۱۹۴ ± ۰/۰۰۹^{a,a}
۲۵۰	۰/۰۲۷ ± ۰/۰۰۲^{a,c}	۰/۱۰۲ ± ۰/۰۰۴^{b,a}	۰/۰۶۵ ± ۰/۰۱۵^{b,b}
۵۰۰	۰/۰۲۵ ± ۰/۰۰۱^{a,c}	۰/۰۷۶ ± ۰/۰۰۲^{b,a}	۰/۰۶۱ ± ۰/۰۰۲^{b,b}
۱۰۰۰	۰/۰۲۲ ± ۰/۰۰۱^{a,c}	۰/۰۶۳ ± ۰/۰۰۷^{b,a}	۰/۰۴۶ ± ۰/۰۰۲^{c,b}
میانگین	۰/۰۲۲ C	۰/۱۰۲ A	۰/۰۹۲ B
فاکتور انتقال گیاهی (TF)			
۰	۰/۷۴ ± ۰/۱۸.^{a,a}	۰/۷۰ ± ۰/۲۰^{a,a}	۰/۴۹ ± ۰/۰۶^{c,a}
۲۵۰	۰/۹۴ ± ۰/۰۶^{a,a}	۰/۶۳ ± ۰/۰۲^{a,b}	۰/۹۹ ± ۰/۱۴^{a,a}
۵۰۰	۰/۹۴ ± ۰/۰۹^{a,a}	۰/۶۸ ± ۰/۰۱^{a,b}	۰/۷۹ ± ۰/۰۷^{ab,b}
۱۰۰۰	۰/۹۵ ± ۰/۰۷^{a,a}	۰/۵۶ ± ۰/۰۹^{a,c}	۰/۷۷ ± ۰/۰۳^{b,b}
میانگین	۰/۸۹ A	۰/۶۴ AB	۰/۷۶ B

حروف بالانویس اول و دوم بر روی هر عدد به ترتیب نشان دهنده اختلاف آماری (P≤۰/۰۵) در هر ستون و هر ردیف هستند.
حروف بزرگ، اختلاف آماری (P≤۰/۰۵) میانگین شاخص‌های اندازه‌گیری شده در گیاهان مختلف را نشان می‌دهند.
میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.
اعداد مقابل داده‌ها انحراف معیار داده‌ها در سه تکرار را نشان می‌دهند.
*: مقدار اولیهٔ سرب در خاک ۲۱/۴۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که در برآورد BCF در نظر گرفته شد.



شکل ۳. مقدار *mBCF در گیاهان (ریشه و شاخساره)، در سطوح مختلف سرب در خاک
میانگین‌های دارای حروف مشترک بر اساس آزمون چند دامنه‌ای دانکن اختلاف معنی‌داری (P≤۰/۰۵) ندارند.

۴. بحث و نتیجه‌گیری

کاهش عملکرد ریشه و شاخسارهٔ گیاهان در سطوح بالای سرب در خاک به دلیل اختلال در تنفس سلولی، فتوسنتز و فعالیت آنزیم‌های گیاه در اثر سمیت سرب است (Kabata-Pendias, 2011). همچنین، سرب در گیاهان با تشکیل گونه‌های فعال اکسیژن و ایجاد تنش اکسیداتیو، در تعادل تغذیه‌ای و آبی بافت‌ها اختلال ایجاد می‌کند و عملکرد گیاه را به‌طور چشم‌گیری می‌کاهد (Sharma & Dubey, 2005). نتایج بسیاری از پژوهش‌گران با یافته‌های این پژوهش مشابه بود (Cencki *et al.*, 2010; Karimi *et al.*, 2013; Khodaverdiloo & Hamzenejad Taghlidabad, 2014;

Barbosa *et al.*, 2015; Tauqeer *et al.*, 2016). برای نمونه، Cencki و همکاران (۲۰۱۰) گزارش کردند سرب از تقسیم سلول‌های مریستمی و رشد سلول‌های ریشه جلوگیری کرده و عملکرد ریشهٔ گیاهان را می‌کاهد. نتایج پژوهش آن‌ها همچنین نشان داد که سرب قابلیت ارتجاع دیوارهٔ سلولی ریشه را کاسته و موجب کاهش رشد ریشهٔ گیاهان می‌شود. Laghlimi و همکاران (۲۰۱۵) نیز گزارش کردند سمیت سرب در گیاهان سبب کاهش رشد ریشه و شاخساره و کاهش زیست‌تودهٔ گیاهان می‌شود.

غلظت اندک سرب زیست‌فراهم در خاک مورد مطالعه احتمالاً به دلیل آهکی بودن و pH بالای خاک مورد مطالعه (۸/۱) بود (جدول ۱). چرا که در خاک‌های آهکی سرب زیست‌فراهمی اندکی داشته و برای گیاهان فراهم نمی‌باشد (Mahmood, 2011; Laghlimi *et al.*, 2015). سرب به‌طور معمول در خاک و به‌ویژه خاک‌های آهکی حلالیت اندکی دارد و حلالیت آن با افزایش pH خاک کاهش می‌یابد. جذب سرب توسط خاک‌های آهکی بسیار شدید است، زیرا در خاک‌های آهکی کانی‌های کربناتی می‌توانند با سرب، کمپلکس‌های درون‌کره‌ای تشکیل دهند و آن‌را نامتحرک سازند (Businelli *et al.*, 2009). نتایج پژوهش Sipos و همکاران (۲۰۰۸) نیز نشان داد فرآیند رسوب به‌شکل کربنات سرب عامل اصلی زیست‌فراهمی کم سرب در خاک‌های آهکی است. آن‌ها گزارش کردند حضور کربنات‌ها در خاک‌های آهکی، مکان‌های اختصاصی جدیدی را برای جذب سرب به‌وجود می‌آورد و بدین ترتیب رسوب سرب در خاک را افزایش می‌دهد.

در حالی‌که مقادیر BCF ریشه و شاخسارهٔ گیاهان بسیار کم‌تر از یک بود، اما مقادیر mBCF ریشه و شاخسارهٔ خار پنبه و گل‌گندم، در تمامی سطوح آلودگی سربی خاک، بسیار بیش‌تر از یک بود. بنابراین، این نتایج نشان می‌دهد که جذب و تغلیظ کم سرب در این گیاهان به‌دلیل ناتوانی این گیاهان در جذب سرب نبوده، بلکه به‌دلیل زیست فراهمی اندک سرب در خاک مورد مطالعه بود (جدول ۴). به‌طور معمول در خاک به‌ویژه در خاک‌های آهکی، درصد اندکی از سرب برای گیاهان فراهم است (Kabata-Pendias, 2011; Karimi *et al.*, 2011). همچنین در صورت زیست‌فراهمی سرب برای گیاهان، به‌آسانی توسط آن‌ها جذب می‌شود (Laghlimi *et al.*, 2015).

آستانهٔ غلظت برای گیاهان بیش‌اندوز سرب، ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (Wu *et al.*, 2010). همچنین مقدار BCF بیش‌تر از یک از جمله دیگر شرایط گیاهان بیش‌اندوز سرب است (Barbosa *et al.*, 2015). با این حال توانایی گیاهان در پالایش سبز نه تنها به اندوزش فلز و غلظت فلز در گیاه بلکه به ویژگی‌های دیگری از جمله رشد گیاه و زیست‌تودهٔ گیاه بستگی دارد (Yang *et al.*, 2014). نتایج مطالعات نشان داده که گیاهان بیش‌اندوز با وجود این‌که می‌توانند مقدار زیادی از اندوزش و فلزات سنگین را در اندام‌های خود تغلیظ نمایند اما اغلب زیست‌تودهٔ اندکی تولید می‌کنند و در پالایش خاک‌های آلوده کارآیی چندانی ندارند (Sahmurova *et al.*, 2010; Yang *et al.*, 2014). همچنین بررسی‌ها نشان داده برخی از گیاهان با وجود اندوزش کم‌تر فلزات نسبت به گیاهان بیش‌اندوز، به‌دلیل تولید زیست‌تودهٔ بالا در شرایط مزرعه‌ای، توانایی پالایش فلزات سنگین را دارند (Sainger *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2014). نتایج این پژوهش نیز نشان داد با وجود غلظت کم‌تر سرب در شاخسارهٔ خار پنبه و گل‌گندم نسبت به ریشهٔ آن‌ها، اما به‌دلیل زیست‌تودهٔ بیش‌تر شاخسارهٔ این گیاهان نسبت ریشه، مقدار سرب استخراج شده توسط شاخسارهٔ این گیاهان بیش‌تر از سرب تثبیت شده در ریشهٔ آن‌ها باشد. افزون بر زیست‌فراهمی اندک سرب در خاک مورد مطالعه، یکی دیگر از دلایل جذب و تغلیظ کم سرب در گیاهان در این پژوهش، این بود که این پژوهش در شرایط گلخانه‌ای انجام شد و در این شرایط گیاهان به دلایل فیزیولوژیکی نتوانستند زیست‌توده‌ای مشابه با شرایط طبیعی تولید

کنند. رشد گیاهان خار پنبه و گل‌گندم در شرایط طبیعی نشان داده که این گیاهان به‌ویژه خار پنبه می‌توانند زیست‌تودهٔ بسیار بالایی تولید کنند که این زیست‌تودهٔ بالا می‌تواند تا حدود زیادی غلظت‌های پایین جذب سرب را جبران نماید. بنابراین این احتمال می‌رود که این گیاهان در شرایط طبیعی بتوانند در پالایش سرب از خاک کارآمد باشند.

اگر چه بنگ‌دانه (با میانگین ۰/۸۹) نسبت به سایر گیاهان مقدار TF بالاتری داشت، اما برآورد شاخص‌های BCF، MS، ME و mBAF برای این گیاه نشان داد این گیاه توانایی بالایی در اندوزش و تغلیظ سرب ندارد. غلظت بیش‌تر سرب در ریشهٔ گیاهان نسبت به شاخساره (جدول ۴) و در نتیجه مقادیر TF کم‌تر از یک در تمامی گیاهان (جدول ۶) نشان‌دهندهٔ این است که انتقال سرب از ریشه به شاخسارهٔ گیاهان چندان زیاد نیست. این نتایج و نتایج مربوط به شاخص BCF ریشه و شاخساره (جدول ۶) نشان دهندهٔ این است که گیاهان مورد مطالعه در تثبیت گیاهی سرب در ریشه، کارآیی بیش‌تری دارند. این نتایج به این دلیل است که انتقال سرب از ریشه به شاخساره به دلایل مختلفی از جمله غیر متحرک شدن بوسیلهٔ بار منفی پکتین در دیوارهٔ سلولی، اندوزش در غشای پلاسمایی (Jiang & Liu, 2014) و حبس واکوئلی، محدود می‌شود (Kabata-Pendias, 2011). نتایج این پژوهش با نتایج بسیاری از پژوهشگران که گزارش کرده بودند انتقال سرب از ریشه به شاخسارهٔ گیاهان محدود می‌شود، مشابه بود (Salazar & Pignata, 2014; Alaribe & Agamuthu, 2015; Barbosa *et al.*, 2015; Saghi *et al.*, 2016). برای مثال Barbosa و همکاران (۲۰۱۵) غلظت بیش‌تر سرب در ریشهٔ گیاه قمیش (*Arundo donax* L.) نسبت به شاخساره و مقادیر فاکتور انتقال گیاهی کم‌تر از یک را برای این گیاه در خاک‌های آلوده به سرب گزارش کردند.

به‌طور کلی گیاهان بررسی شده در این پژوهش از نظر بردباری به آلودگی سربی خاک (تغییرات عملکرد نسبی) تفاوت چندانی نداشتند. هر چند گیاهان مورد مطالعه توانایی بیش‌تری در تغلیظ سرب در ریشه داشتند، اما به‌دلیل زیست‌تودهٔ بیشتر شاخسارهٔ گیاهان، در نهایت مقدار سرب استخراج شده توسط گیاهان بیش‌تر از سرب تثبیت شده در ریشه بود. با توجه به شاخص‌های بررسی شده، در گیاهان مورد مطالعه، خار پنبه و گل‌گندم در اندوزش و تغلیظ سرب در شاخساره تواناتر از بنگ‌دانه بودند. همچنین خار پنبه به‌عنوان تواناترین گیاه در تغلیظ و تثبیت سرب در ریشه شناسایی شد. با توجه به خوش خوراک نبودن گیاه خار پنبه برای دام، خطر انتقال سرب به زنجیرهٔ غذایی وجود ندارد. دلیل عمدهٔ جذب و تغلیظ کم سرب توسط گیاهان مطالعه شده، زیست‌فراهمی اندک سرب در خاک مورد مطالعه بود. شاخص mBCF نشان داد که نسبت به مقدار سرب زیست‌فراهم خاک، گل‌گندم و خار پنبه در تغلیظ سرب در شاخساره و خار پنبه در تغلیظ سرب در ریشه، کارآیی بالایی دارند. نتایج مطالعات نشان داده استفاده از کلات‌کننده‌ها و اسیدهای آلی می‌تواند در افزایش زیست‌فراهمی فلزات سنگین به‌ویژه فلزات کم تحرک در خاک مانند سرب مؤثر بوده و در نتیجه در افزایش کارآیی گیاه‌پالایی سرب در سطح وسیع می‌توانند کارآمد باشند (Shahid *et al.*, 2014). بنابراین به‌نظر می‌رسد با افزایش زیست‌فراهمی سرب برای گیاهان از طریق راهکارهای مختلفی مانند استفاده از اسیدهای آلی، کلات کننده‌ها و همزیستی باکتری‌های افزایندهٔ رشد گیاه، بتوان کارآیی این گیاهان را در پالایش سرب، افزایش داد.

References

Alaribe, F.O., Agamuthu, P., 2015. Assessment of phytoremediation potentials of *Lantana camara* in Pb impacted soil with organic waste additives. Ecological Engineering, 83, 513-520.

Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A. 2013. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. Chemosphere, 91, 869–881.

Barbosa, B., Boléo S, Sidella, S., Costa, J., Duarte, M.P., Mendes, B., Cosentino, S.L., Fernando, A.L. 2015. Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Soils Using the Perennial Energy Crops *Miscanthus* spp. and *Arundo donax* L. BioEnergy Research, 8, 1500-1511.

Boussen, S., Soubrand, M., Bril, H., Ouerfelli, K., Abdeljaouad, S., 2013. Transfer of lead, zinc and cadmium from mine tailings to wheat (*Triticum aestivum*) in carbonated Mediterranean (Northern Tunisia) soils, Geoderma. 192, 227–236.

Businelli, D., Massaccesi, L., Onofri, A. 2009. Evaluation of Pb and Ni mobility to ground water in calcareous urban soils of Ancona, Italy. Water Air Soil Pollution, 201, 185-193.

Cariny, T., 1995. The reuse of contaminated land. John Wiley and Sons Ltd. Publisher, 219 p.

Carter, M.R., Gregorich, E.G., 2008. Soil sampling and methods of analysis (2nd ed). CRC Press. Boca Raton. FL, 1204 p.

Cenkci, S., Cioerci, I.H., Yildiz, M., Oezay, C., Bozdao, A., and Terzi, H., 2010. Lead contamination reduces chlorophyll biosynthesis and genomic template stability in *Brassica rapa L.* Environmental and Experimental Botany, 67, 467-473.

Gupta, R.K., 2000. Soil, plant, water and fertilizer analysis. Agrobios, New Delhi, India, 438 p.

Houben, D., Evrard, L., Sonnet, P., 2013. Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Znand the biomass production of rapeseed (*Brassica napus L.*). Biomass and Bioenergy, 57, 196–204.

Huang, H., Li, T., Gupta, D.K., He, Z., Yang, X., Ni, B., Li, M., 2012. Heavy metal phytoextraction by Sedum alfredii is affected by continual clipping and phosphorus fertilization amendment. Journal of Environmental Sciences, 24(3), 376–386.

Jalili A., Jamzad, Z., 1999. Red data book of Iran. Research Institute of Forests and Rangelands (RIFR) Publication, Tehran, Iran. 748 p.

Jiang W, Liu D. 2010. Pb-induced cellular defense system in the root meristematic cells of *Allium sativum* L. BMC Plant Biol, 10, 40–40.

Kabata-Pendias, A., 2011. Trace elements in soils and plants, 4th edn. CRC, Boca Raton. 534 p.

Karimi A, Khodaverdiloo H, Sepehri M, Rasouli Sadaghiani MH, 2011. Arbuscular mycorrhizal fungi and heavy metal contaminated soils. African Journal of Microbiology Research, 5, 1571- 1576.

Karimi, A., Khodaverdiloo, H. Rasouli Sadaghiani, M.H., 2013. Enhanced soil Pb extraction by Acroptilon (*Acroptilon repens*) through inoculation with some arbuscular mycorrhizal fungi and plant growth promoting rhizobacteria. Journal of Water and Soil Conservation, 20(3), 193-210.

Khodaverdiloo, H., Ghorbani Dashtaki, Sh., Rezapour, S., 2011. Lead and cadmium accumulation potential and toxicity threshold determined for land cress (*Barbarea verna*) and spinach (*Spinacia oleracea L.*). International Journal of Plant Production, 5, 275-281.

Khodaverdiloo, H., Rahmanian, M., Rezapour, S., Ghorbani Dashtaki, Sh., Hadi, H., Han, F.X., 2012. Effect of wetting-drying cycles on redistribution of lead in some semi-arid zone soils spiked with a lead salt. Pedosphere, 22, 304–313.

Khodaverdiloo, H. Hamzenejad Taghlidabad, R. 2014. Phytoavailability and potential transfer of Pb from a salt-affected soil to *Atriplex verucifera*, *Salicornia europaea* and *Chenopodium album*. Chemistry and Ecology, 30(3), 216-226.

Laghlimi, M., Baghdad, B., Hadi, H.E., Bouabdli. A., 2015. Phytoremediation Mechanisms of Heavy Metal Contaminated Soils: A Review. Journal of Ecology, 5, 375-388.

Langer, I., Krpata, D., Fitz, W.J., Wenzel, W.W., Schweiger, P.F., 2009. Zinc accumulation potential and toxicity threshold determined for a metal accumulating *Populus canescens* clone in a dose–response study. Environmental Pollution, 157, 2871-2877.

Mahdavian, K., Ghaderian, S.M. Torkzadeh-Mahani, M., 2015. Accumulation and phytoremediation of Pb, Zn, and Ag by plants growing on Koshk lead–zinc mining area, Iran. Journal of Soils and Sediments, 1–11.

Mahmood, T. 2010. Phytoextraction of Heavy Metals- The Process and Scope for Remediation of Contaminated Soils. Soil and Environment, 29, 91-109.

McLaughlin, M.J., Hamon, R.E., McLaren, R.G., Speir, T.W., Rogers, S.L., 2000. Review: a bioavailability-based rationale for controlling metal and metalloid contamination of agricultural land in Australia and New Zealand. Australian Journal of Soil Research, 38, 1037–1086.

Moreira, H., Marques, A., Rangel, A., Castro, P.M.L., 2011. Heavy metal accumulation in plant species indigenous to a contaminated Portuguese site: Prospects for phytoremediation. Water Air Soil Pollution, 221, 377–389.

Nsanganwimana, F., Marchland, L., Douay, F., Mench, M., 2014. *Arundo donax L.*, a candidate for phytomanaging water and soils contaminated by trace elements and producing plant-based feedstock, a review. International Journal of Phytoremediation, 16, 982–1017.

Placek, A., Grobelak, A., Kacprzak, M., 2016. Improving the phytoremediation of heavy metals contaminated soil by use of sewage sludge. International Journal of Phytoremediation, 18(6), 605-618.

Saghi, A., Rashed Mohassel, M.H., Parsa, M., Hammami, H., 2016. Phytoremediation of lead contaminated soil by *Sinapis arvensis* and *Rapistrum rugosum*. International Journal of Phytoremediation, 18(4), 387-392.

Sahmurova, A., Celik, M., Allahverdiyev, S., 2010. Determination of the accumulator plants in Kucukcekmece Lake (Istanbul), African Journal of Biotechnology, 9, 6545-6551.

Sainger, P.A., Dhankhar, R., Sainger, M., Kaushik, A., Singh, R.P., 2011. Assessment of heavy metal tolerance in native plant species from soils contaminated with electroplating effluent. Ecotoxicology and Environmental Safety, 74(8), 2284–2291.

Salas-Luévano, M.A., Manzanares-Acu˜na, E., Letechipía-de León, C., Vega-Carrillo, H.R., 2009. Tolerant and hyperaccumulators autochthonous plant species frommine tailing disposal sites. Asian Journal of Experimental Sciences, 23(1), 27–32.

Salazar, M.J., Pignata, M.L., 2014. Lead accumulation in plants grown in polluted soils. Screening of native species for phytoremediation. Journal of Geochemical Exploration, 137, 29–36.

Shahid, M., Austruy, A., Echevarria, G., Arshad, M., Sanaullah, M., Aslam M., Nadeem, M., Nasim, W. Dumat, C., 2014. EDTA-Enhanced Phytoremediation of Heavy Metals: A Review. Soil and Sediment Contamination, 3, 389–416.

Sharma, P., Dubey, R.S., 2005. Lead Toxicity in plants. Plant Physiology, 17, 35-52.

Sipos, P., Németh, T., Kovacs Kis, V., Mohai, I., 2008. Sorption of Cu, Zn and Pb on soil mineral phases, Chemosphere, 73, 461-469.

Solhi, S., Solhi, M., Sief, A., Hajabassi, M.A. Shariatmadari. H., 2012. Metal extraction of some native plant species in a contaminated sites of Iran. International Research Journal of Applied and Basic Sciences, 3(3), 568-575.

Tauqeer, H.M., Ali, SH., Rizwan, M., Ali, GH. Saeed, R. Iftikhar, U., Rehan Ahmad, R., Farid, M., Abbasi. G.H. 2016. Phytoremediation of heavy metals by *Alternanthera bettzickiana*: Growth and physiological response. Ecotoxicology and Environmental Safety, 126, 138-146.

Wu, G., Kang, H., Zhang, X., Shao, H., Chu, L., Ruan, C., 2010. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, ecoenvironmental concerns and opportunities. Journal of Hazardous Materials, 173, 1–8.

Yang, W., Li, H., Zhang, T. Lin Sen, L., Ni, W. 2014. Classification and identification of metal-accumulating plant species by cluster analysis. Environmental Science and Pollution Research, 21(18), 10626-10637.