تحقیقات آب و خاک ایران | دوره ۵۲ | شماره ۱۲ | اسفند ۱۴۰۰ (ص ۳۱۰۸-۳۰۹۹)

https://dx.doi.org/10.22059/ijswr.2021.333746.669126

(مقاله علمی - پژوهشی)

Assessing Uptake Indices and Clean Up Time of Lead in Contaminated Soil Using White Horseradish (*Raphanus sativus* cv. Longipinnatus)

SAFOORA ASADI KAPOURCHAL[1*]

1. Department of Soil Science, Faculty of Agricultural Sciences, University Of Guilan, Rasht, Iran.

(Received: Nov. 10, 2021- Revised: Dec. 11, 2021- Accepted: Dec. 27, 2021)

ABSTRACT

Soil contamination with heavy metals in addition to reducing the production and quality of agricultural crops enters the human body through the food chain. The objective of this study was to investigate the adsorption capability and clean up time required for phytoremediation of Pb-contaminated soils by white horseradish. For this purpose, a randomized block experimental design with five treatments of 10 (control), 150, 300, 600 and 900 mg Pb/kg soil and three replicates was established in the Faculty of Agricultural Sciences, University of Guilan. Plants were harvested when fully developed. The lead concentrations in the soil, roots and shoots were measured afterwards. TF and BCF indices, clean up time and uptake rate of Pb for 5%, 10%, and 15% of contamination were then calculated. The results indicated that by increasing the lead concentration, plant dry matter decreased significantly. Also, lead accumulation occurred mostly in roots rather than in shoots. The maximum lead concentration in the root and shoot in the 900 mg/kg treatment were 191.9 and 28.56 mg/kg, respectively. The variation range of TF and BCF indices were 0.15 to 0.55 and 0.22 to 2.86, respectively. Results further revealed that it takes 8 years to remediate 15% of Pb when soil Pb contamination is 300 mg/kg treatment. Generally, with increasing lead concentration, the time needed for phytoextraction is also increased. However, since the complete removal of heavy metals does not need to clean up them from the soil, phytoremediation is a suitable method for remediation of heavy metal contaminated soils. Due to high biomass and capability of lead accumulation of white horseradish, this plant might be used to remediate lead from moderate Pb-contaminated soils.

Keywords: Accumulator, Bioconcentration Factor, Heavy Metals, Phytoremediation, Translocation Factor.

[*] Corresponding Author's Email: safooraasadi@guilan.ac.ir

بررسی شاخص‌های جذب و زمان پالایش سرب در خاک آلوده با استفاده از گیاه ترب سفید

صفورا اسدی کپورچال[1*]

۱.گروه علوم خاک، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۸/۱۹- تاریخ بازنگری: ۱۴۰۰/۹/۲۰- تاریخ تصویب: ۱۴۰۰/۱۰/۶)

چکیده

آلودگی خاک به فلزات سنگین افزون بر کاهش تولید و کیفیت محصولات کشاورزی از طریق زنجیره غذایی وارد بدن انسان می‌شود. پژوهش حاضر با هدف بررسی توان جذب و زمان لازم برای پالایش خاک آلوده به سرب توسط گیاه ترب سفید در قالب طرح کاملاً تصادفی با پنج تیمار شامل ۱۰(شاهد)، ۱۵۰، ۳۰۰، ۶۰۰ و ۹۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک و سه تکرار در دانشکده علوم کشاورزی دانشگاه گیلان اجرا شد. پس از طی دوره رشد، گیاهان برداشت و میزان سرب در ریشه و اندام هوایی اندازه‌گیری و شاخص‌های TF و BCF، زمان پالایش و نیز آهنگ برداشت سرب در سطوح ۱۰،۵ و ۱۵ درصد آلودگی محاسبه شد. نتایج نشان داد با افزایش غلظت سرب، ماده خشک گیاهی کاهش معنی‌داری یافت. همچنین سرب بیشتر در ریشه گیاه تجمع یافت و مقدار انتقال آن به اندام‌های هوایی کم بود به‌طوری‌که بیشترین مقدار سرب تجمع یافته در ریشه و اندام هوایی در تیمار ۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به ترتیب برابر با ۱۹۱/۰۹ و ۲۸/۵۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. دامنه تغییرات شاخص‌های TF و BCF به ترتیب ۰/۱۵ تا ۰/۵۵ و ۰/۲۲ تا ۲/۸۶ به دست آمد. نتایج نشان داد برای پالایش ۱۵ درصد از سرب در تیمار ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، حدود ۸ سال زمان لازم است. به‌طورکلی با افزایش غلظت و سطح آلودگی، زمان لازم برای پالایش نیز افزایش می‌یابد. لیکن باتوجه‌به اینکه برای پالایش فلزات سنگین، حذف کامل آن‌ها از خاک لازم نمی‌باشد، پالایش گیاهی روشی مناسب برای آلودگی‌زدایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین بوده و باتوجه‌به توان بالای بیش‌اندوزی و تولید زیست‌توده فراوان ترب سفید، می‌توان از این گیاه برای پالایش خاک‌های با آلودگی متوسط به سرب استفاده کرد.

واژه‌های کلیدی: بیش‌اندوز، فاکتور انتقال، فاکتور تجمع زیستی، فلزات سنگین، گیاه پالایی

مقدمه

فلزات سنگین به‌عنوان مهم‌ترین آلاینده‌های خاک افزون بر کاهش میزان تولید و کیفیت محصولات کشاورزی، بر منابع آب و سلامتی انسان نیز اثرات زیان‌باری دارند (Golchin *et al*., 2020; Jaskulak *et al*., 2020; Khan *et al*., 2017). فلزات سنگین بر خلاف آلاینده‌های آلی از نظر بیولوژیکی غیرقابل‌تجزیه بوده و به دلیل داشتن نیمه‌عمر طولانی می‌توانند در درازمدت اثرات مخربی بر خاک و فرآیندهای بیولوژیک آن بگذارند (Rasouli-Sadaghiani *et al*., 2019). آلودگی خاک به فلزات سنگین از طریق مقایسه غلظت کل هر فلز سنگین در خاک با مقادیر استاندارد یا حدود بحرانی آن فلز در خاک بررسی می‌شود (Dehghani *et al*., 2021).

روش‌های فیزیکی و شیمیایی گوناگونی برای مقابله با آلودگی فلزات سنگین در خاک وجود دارد که از جملهٔ این روش‌ها، غیر متحرک کردن و تثبیت عناصر سنگین در خاک است (Glick, 2003; Thawornchaisit & Polprasert, 2009). سرب یکی از پرکاربردترین فلزهای سنگین با جرم اتمی ۲۰۷/۲۱ و نقطه ذوب ۳۲۷/۴۶ درجه سانتی‌گراد است (Pais & Jones, 1997). استفاده فراوان از این فلز در صنعت و اضافه‌کردن آن به سوخت‌های فسیلی نمونه‌هایی از مصرف این فلز است (Yanqun *et al*., 2004). مصرف دیگر آن به‌صورت تترا اتیل و تترا متیل در بنزین برای افزایش کارایی بنزین است. سرب در بین فلزات سنگین از درجه آلایندگی بالایی برخوردار بوده و به دلیل حلالیت اندک در عمق ۱۵ الی ۲۰ سانتی‌متری لایه سطحی خاک قرار گرفته و با فرایندهای جذب سطحی، تبادل یونی، رسوب و کمپلکس با مواد آلی به خاک پیوند داده شده و پالایش آن از خاک بسیار دشوار است (Alipour *et al*., 2015). همچنین به دلیل پراکنش گسترده آن در مناطق شهری و صنعتی بسیار موردتوجه است به‌طوری‌که آلودگی محصولات کشاورزی رشدیافته در خاک آلوده به سرب، از طریق زنجیره غذایی وارد بدن انسان شده و سلامتی انسان را به خطر می‌اندازد (Khodaverdiloo *et al*., 2020). بروز سرطان‌ها، سکته‌های قلبی

* نویسنده مسئول: safooraasadi@guilan.ac.ir

و مغزی، افزایش مشکلات کلیوی، اختلالات روحی و روانی، افسردگی‌ها، اختلالات ژنتیکی، تولید نوزادان ناقص‌الخلقه، رفتار های تهاجمی، کاهش بهره هوشی، عدم تمرکز فکری، همگی از پیامدهای آلودگی محیط‌زیست به فلزات سنگین می‌باشند (Rezai and Parsa, 2021). ورود سرب به بدن از راه‌های مختلفی از جمله تنفس هوای آلوده، خوردن غذا و نوشیدن آب آلوده انجام می‌شود.

گیاه‌پالایی فناوری نسبتاً جدید، ارزان و دوست‌دار محیط‌زیست است که در آن از گیاهان بیش‌اندوز برای حذف یا کاهش غلظت آلاینده‌های آلی و معدنی از خاک استفاده می‌شود (Cameselle and Gouveia, 2019; Parseh *et al*., 2018). Kumar *et al*. (1995) گیاه‌پالایی را تکنولوژی سبز قلمداد کرده و آن را استفاده از گیاهان سبز برای انتقال آلاینده‌ها از خاک به گیاه بیان می‌کنند. Sahihi *et al*. (2020) نیز گیاه‌پالایی را نسبت به روش‌های رایج مورداستفاده برای پاک‌سازی خاک مناسب‌تر می‌دانند. بیشتر گونه‌های گیاهی شناسایی شده به‌عنوان بیش‌اندوز فلزات سنگین متعلق به گیاهان خوراکی و مرتعی هستند (Golchin *et al*., 2020). گیاه‌پالایی روشی زمان‌بر بوده و ممکن است بیش از یک دهه زمان نیاز باشد تا گیاهان بیش‌اندوز بتوانند به طور مؤثر آلودگی را از خاک پالایش کنند (Khodaverdiloo *et al*., 2020).

گیاهان بیش‌اندوز گیاهانی هستند که افزون بر توانایی بالا در جذب فلز سنگین، تولید زیست‌توده بالایی نیز دارند. Asadi Kapourchal *et al*. (2009) در پژوهشی توانایی گیاه تربچه در پالایش خاک آلوده به سرب را بررسی کردند و نشان دادند که رابطه‌ای مثبت و غیرخطی بین غلظت سرب در خاک و مقدار تجمع یافته در اندام‌های گیاهی وجود داشته و این گیاه از توانایی خوبی برای پالایش سرب از خاک آلوده برخوردار بوده است. Alipour *et al*. (2015) با استفاده از گیاه سلمه‌تره نشان دادند که گیاه‌پالایی روشی مناسب برای کاهش آلودگی سرب در خاک است. Asadi Kapourchal and Jalali (2021) توانایی دو گیاه خرفه و تاج‌خروس وحشی را در پالایش سرب از خاک آلوده بررسی کردند. نتایج آنها نشان داد که باتوجه‌به جذب مقادیر زیادی سرب از ناحیه رشد ریشه، عملکرد گیاهی بالا و توانایی تجمع سرب در اندام‌های قابل برداشت، هر دو گیاه برای پاک‌سازی سرب از اعماق سطحی خاک و تا غلظت‌های چندین برابر غلظت مجاز سرب در خاک کارآیی بالایی داشتند. لیکن باتوجه‌به زمان پالایش و مقدار زیست‌توده تولید شده، گیاه تاج خروس وحشی از توانایی بیشتری برخوردار بوده است. Dodangeh *et al*. (2018) با استفاده از گیاهان زینتی اقدام به حذف عناصر سنگین در خاک‌های آلوده کردند. در سال‌های اخیر استفاده از گیاه‌پالایی برای کاهش آلودگی عناصر سنگین موردتوجه پژوهشگران زیادی قرار گرفته است (Steliga and Kluk, 2020; Eisazadeh *et al*., 2019; Sarwar *et al*., 2017; Mahar *et al*., 2016; Khodaverdiloo *et al*., 2020; Karimi *et al*., 2018). باتوجه‌به اهمیت آلودگی خاک و احتمال ورود سرب به زنجیرهٔ غذایی حذف این عنصر از خاک‌های آلوده بسیار موردتوجه پژوهشگران قرار دارد. نظر به اینکه گیاه ترب سفید مصرف خوراکی داشته و چنانچه در مناطق با خاک آلوده کشت شود امکان ورود سرب به زنجیره غذایی وجود دارد، لذا پژوهش حاضر با هدف بررسی توان جذب، شاخص‌های انتقال و مدت زمان لازم برای پاک‌سازی خاک آلوده به سرب با استفاده از گیاه ترب سفید انجام شد.

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر به‌منظور پالایش گیاهی خاک‌های آلوده به سرب با استفاده از گیاه ترب سفید به‌صورت کشت گلدانی و در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۵ تیمار شامل ۱۰ (شاهد)، ۱۵۰، ۳۰۰، ۶۰۰ و ۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب و سه تکرار در دانشکده علوم کشاورزی دانشگاه گیلان در سال ۱۳۹۷ اجرا شد. خاک مورد آزمایش پس از هوا خشک‌شدن از الک دو میلی‌متری عبور داده شد و برای انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی لازم به آزمایشگاه منتقل شد. قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک با استفاده از دستگاه هدایت سنج (Rhoades, 1996)، مواد آلی به روش والکی - بلک (Walkley and Black, 1934)، بافت خاک به روش هیدرومتری (Bauycos, 1962)، جرم ویژه ظاهری به روش سیلندر (Grossman and Reinsch, 2002) و pH با استفاده از دستگاه pH سنج (Thomas, 1996) اندازه‌گیری شد.

آماده‌سازی تیمارها

برای رسیدن به سطوح آلودگی تیمارهای مورد بررسی، نخست مقدار سرب لازم از منبع نیترات سرب برای آلوده‌سازی جرم مشخصی از خاک محاسبه و به نمونه‌های خاک اضافه شد. بدین صورت که ابتدا مقدار خاک لازم برای هر یک از تیمارها تهیه و سپس مقدار آلاینده موردنظر به‌آرامی و به‌صورت اسپری به خاک‌ها اضافه شد. طی فرآیند مه پاشی، خاک‌ها به‌آرامی هم زده شدند تا حداکثر اختلاط لازم بین خاک و آلاینده فراهم شود. سپس خاک‌ها باتوجه‌به جرم ویژه ظاهری ۱/۳۳ گرم بر سانتی‌متر مکعب در گلدان‌های ۷ کیلوگرمی و قطر ۲۰ سانتی‌متر ریخته شد. خاک‌های آلوده در شرایط رطوبت ظرفیت زراعی به مدت ۵۰ روز به منظور انجام برهم‌کنش‌های آلاینده و خاک رها شدند تا تعادل

لازم بین خاک و آلاینده فراهم شود. برای فراهم‌کردن امکان زهکشی در ته گلدان‌ها سوراخ‌هایی تعبیه شد. به‌منظور حفظ بیلان جرمی آب و آلاینده، آب خروجی از زهکش‌ها مجدداً به نمونه‌های خاک اضافه گردید. کاشت بذرهای ترب سفید در تیمارهای طراحی شده با تراکم کشت ۵ کیلوگرم بر هکتار (فاصله بذرها ۲۰ cm) (Hassanpour Asil *et al.*, 2013) انجام شد. آبیاری نیز به‌گونه‌ای انجام شد که هیچ نوع تنش آبی رخ نداده و رطوبت در حد ظرفیت زراعی حفظ شود. به‌منظور جلوگیری از کمبود عناصر غذایی، عناصر نیتروژن، فسفر و پتاسیم بر اساس آزمون خاک از منابع کودی اوره، سوپر فسفات تریپل و سولفات پتاسیم تأمین شد. تفاوت مقدار ورودی ازت ناشی از افزایش مقادیر مختلف نیترات سرب به تیمارها با افزودن مقادیر مناسبی اوره طبق روش Karimi *et al* (2017) و Karimi *et al* (2018) یکسان‌سازی گردید. باتوجه‌به اینکه دوره رشد این گیاه حدود ۴ ماه بوده، پس از طی دوره رشد، نمونه‌های گیاهی برداشت و با آب مقطر شسته و اندام هوایی و ریشه از هم جدا و در دمای ۷۰°C به مدت ۴۸ ساعت خشک گردید. سپس، نمونه‌ها را آسیاب کرده و سرب موجود در نمونه‌های گیاهی و خاک عصاره‌گیری و به‌وسیله دستگاه جذب اتمی (Shimadzu AA-670G) اندازه‌گیری شد. غلظت سرب موجود در گیاه به روش اکسیداسیون تر با نسبت حجمی ۴۰، ۴ و ۱ از مخلوط اسید نیتریک، اسید پرکلریک و اسیدسولفوریک عصاره‌گیری شد (Gupta, 2000) .

پارامترهای مورد بررسی

به‌منظور بررسی توان پالایش ترب سفید و اثر مقدار سرب موجود در خاک بر جذب توسط بخش‌های مختلف گیاه و دستیابی به مناسب‌ترین تیمار برای پالایش گیاهی، پارامترهای فاکتور انتقال (TF[1]) و فاکتور تجمع زیستی (BCF[2]) با استفاده از روابط (۱) و (۲) به دست آمدند (Zhang *et al.*, 2010).

$$TF = \frac{C_{Shoot}}{C_{Root}} \quad \text{(رابطه ۱)}$$

$$BCF = \frac{C_{Shoot}}{C_{Soil}} \quad \text{(رابطه ۲)}$$

که در آنها، C_{Shoot}، C_{Root} و C_{Soil} به ترتیب غلظت فلز سنگین در اندام هوایی، ریشه و خاک است.

زمان لازم برای پالایش گیاهی سرب نیز با استفاده از فرمول ارائه شده توسط Schnoor (1997) (روابط ۳ تا ۵) به دست آمد و در نهایت آهنگ برداشت سرب محاسبه شد.

$$K = U/M_0 \quad \text{(رابطه ۳)}$$

$$M = M_0 e^{-kt} \quad \text{(رابطه ۴)}$$

$$t = -(\ln M/M_0)/K \quad \text{(رابطه ۵)}$$

که در آنها، K ثابت مرتبه اول سرعت جذب (yr^{-1})، U سرعت جذب (kg/yr)، M_0 جرم اولیه آلاینده (kg)، M جرم باقیمانده (kg) و t زمان لازم برای پالایش (yr) است.

تجزیه‌وتحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS (نسخه ۲۲) و مقایسه میانگین‌ها با آزمون توکی در سطح پنج درصد انجام و در نهایت امکان پالایش سبز خاک‌های آلوده به مقادیر مختلف سرب با استفاده از گیاه ترب سفید و محدوده کارایی آن تعیین شد.

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های خاک موردمطالعه در جدول (۱) ارائه شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود بافت خاک Sandy clay loam بوده و از لحاظ شوری در محدود نرمال یا غیر شور قرار دارد.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک موردمطالعه

ویژگی	واحد	مقدار	ویژگی	واحد	مقدار
Clay	%	۲۱	ρ_b	gr/cm^3	۱/۳۳
Sand	%	۵۴	EC	dS/m	۱/۰۸
Silt	%	۲۵	OM	%	۱/۲۱
Soil texture	-	Sandy clay loam	pH	-	۶/۹۲
Pb in soil	mg/kg	۱۰			

نتایج تجزیه واریانس مقدار ماده خشک و غلظت سرب در ریشه (غده) و بخش هوایی گیاه در جدول (۲) ارائه شده است. همان گونه که مشاهده می‌شود در سطوح مختلف آلودگی، بین جذب سرب توسط ریشه و اندام هوایی اختلاف معنی‌داری وجود دارد و مقدار سرب تجمع یافته در اندام هوایی گیاه کمتر از مقدار تجمع یافته آن در بخش ریشه بوده که با نتایج Asadi Kapourchal *et al.* (2009)، Alipour *et al.* (2015) و Mohamadipour and Asadi Kapourchal, (2013) هم‌خوانی دارد. نتایج پژوهش‌های Dodangeh *et al.* (2018) و Eisazadeh *et al.* (2019) نیز نشان داد که غلظت سرب در بخش ریشه پیازچه و بخش هوایی آن دارای تفاوت معنی‌داری هستند.

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس سرب تجمع یافته در اندام هوایی و ریشه گیاه

بافت گیاه	درجه آزادی	میانگین مربعات	معنی‌داری
ریشه (غده)	۴	۱۶۶۰۲/۱۶*	<۰/۰۰۰۱
اندام هوایی	۴	۲۸۹/۱۲*	<۰/۰۰۰۱
ماده خشک	۴	۱۰۳/۰۹*	<۰/۰۰۰۱

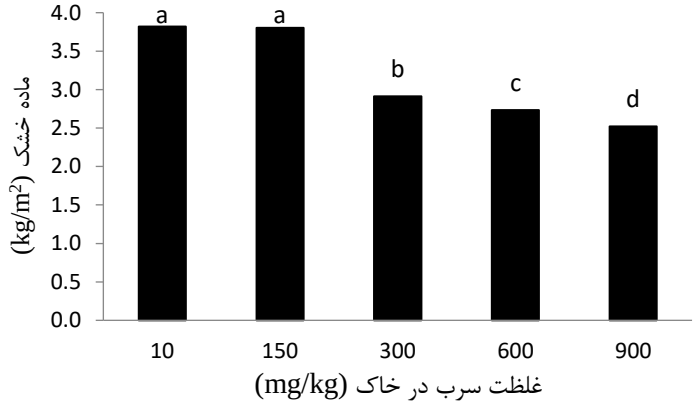
* معنی‌داری در سطح پنج درصد

در شکل (۱) نتایج مقایسه میانگین اثر غلظت‌های مختلف

۱ Translocation Factor

۲ Bioconcentration Factor

سرب بر ماده خشک گیاهی نشان‌داده‌شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود با افزایش غلظت سرب میزان ماده خشک گیاهی کاهش معنی‌داری پیدا کرده است. کمترین مقدار ماده خشک در غلظت ۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم معادل ۲/۵۲ کیلوگرم بر مترمربع به‌دست‌آمده است. نتایج نشان داد که افزایش غلظت سرب از ۱۰ تا ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سبب تغییر معنی‌داری بر ماده خشک گیاه نشده است و این موضوع را می‌توان به تحمل گیاه نسبت به این دامنه غلظت نسبت داد. با افزایش غلظت سرب خاک از ۱۰ به ۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم میزان ماده خشک حدود ۳۴ درصد کاهش‌یافته است. Sharma and Dubey, (2005) بیان کردند تنش فلزات سنگین یکی از عوامل محدود کنندهٔ رشد ریشه است. عدم توسعه و گسترش مناسب سیستم ریشه‌ای سبب کاهش سطوح جذب‌کننده مواد غذایی، تغییر در ساختار غشاء سلولی و کاهش جذب آب می‌شود که این امر بر فرآیندهای فیزیولوژیکی مانند تعرق، تنفس و فتوسنتز اثر گذاشته و در نهایت سبب کاهش رشد قسمت‌های مختلف گیاه و کاهش زیست‌توده می‌شود. کاهش رشد ریشه و بخش هوایی تحت تنش سرب می‌تواند به دلیل تجمع زیاد سرب در ریشه، لیگنینی شدن دیواره سلولی تحت‌تأثیر این فلز، اثر مستقیم عنصر بر هسته سلول (Daud *et al*., 2009) و اثر متقابل عناصر سنگین با گروه‌های سولفیدریل غشا سلول و غیرفعال‌کردن آنها (Khudsar *et al*., 2000) باشد. Eisazadeh *et al*. (2019) نشان دادند که با افزایش غلظت فلز سنگین کادمیوم میزان ماده خشک به‌صورت معنی‌داری کاهش‌یافته است که با نتایج به‌دست‌آمده از این مطالعه همخوانی دارد. همچنین Alipour *et al*. (2015) نیز نشان دادند در گیاه سلمه‌تره با افزایش غلظت سرب ابتدا مقدار ماده خشک در این گیاه افزایش‌یافته است اما با اضافه‌شدن غلظت سرب در خاک در نهایت مقدار ماده خشک کاهش معنی‌داری یافته است.

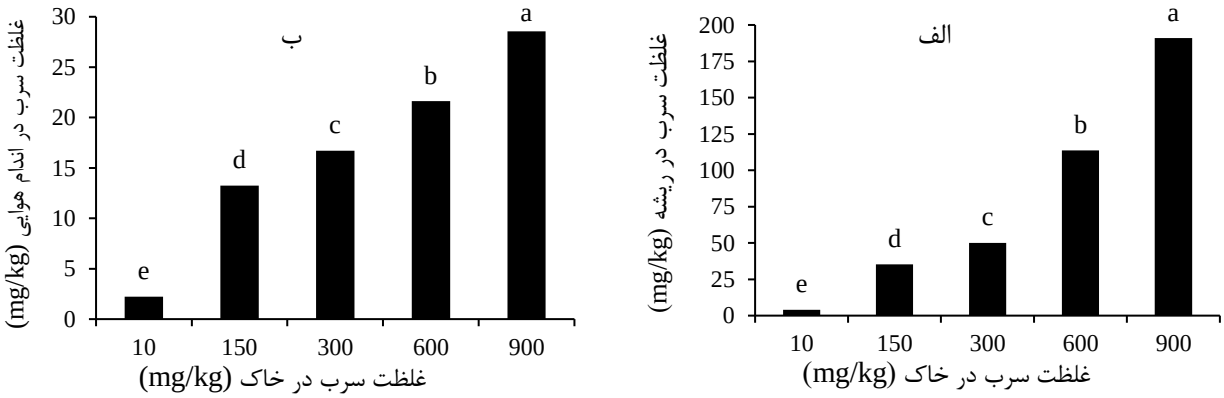


شکل ۱- مقدار ماده خشک گیاهی در تیمارهای مختلف

***ارقام ارائه شده میانگین نتایج حاصل از سه تکرار می‌باشد. حروف مختلف نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال $P<0.05$ است**

نتایج مقایسه میانگین تغییرات غلظت سرب در دو بخش ریشه و اندام هوایی در شکل (۲) نشان‌داده‌شده است. همان گونه که مشاهده می‌شود تغییرات سرب در ریشه و اندام هوایی تحت‌تأثیر غلظت سرب در خاک است و با افزایش غلظت سرب در خاک غلظت این عنصر در ریشه و اندام هوایی نیز افزایش معنی‌داری یافته است. لازم به ذکر است که نتیجه فوق بدون درنظرگرفتن اثر رقت می‌باشد. در مطالعات Khodaverdiloo *et al* (2014) و Hamzenejad Taghlidabad *et al* (2014) اثر رقت هم در نظر گرفته شده است. Abdollahi and Golchin, (2018) نیز در پژوهشی بیان کردند که با افزایش غلظت سرب در خاک غلظت قابل جذب آن نیز افزایش‌یافته و به دنبال آن غلظت این عنصر در داخل گیاه افزایش می‌یابد. بیشترین غلظت سرب در تیمار ۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب در خاک برای هر دو بخش ریشه و اندام هوایی به ترتیب با مقدار ۱۹۱/۰۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم و ۲۸/۵۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد. نتایج نشان داد که به‌صورت میانگین غلظت سرب در ریشه پنج برابر غلظت آن در بخش هوایی گیاه بوده است. در همین راستا Dodangeh *et al*. (2018) نشان دادند که تجمع سرب در ریشه بیشتر از بخش هوایی آن در گیاه گلایول بوده است که با نتایج به‌دست‌آمده از این پژوهش همخوانی دارد. Liu *et al*. (2015) نیز نشان دادند که بیشترین مقدار سرب در گیاه بامبو به ترتیب در ریشه، ساقه و برگ تجمع یافته است. همچنین Yang *et al*. (2014) نتایج مشابهی را گزارش کردند و نشان دادند که در ۲۱ گونه گیاه مورد بررسی میزان سرب در ریشه بیشتر از ساقه است. Xin-Xian *et al*. (2009) مقدار سرب جذب شده در بخش هوایی گیاه *S. alfredii* را از ۱۸۰ تا ۹۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند

که در مقایسه با سرب جذب شده توسط گیاه ترب در این مطالعه بسیار بالاتر است. Wu *et al.* (2007) نیز دامنه ۱۰۰۰-۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم را برای مقدار جذب سرب در گیاه *S. alfredii* گزارش کردند. علت اختلاف زیاد در دامنه مقدار جذب سرب را می‌توان به ویژگی‌های فیزیولوژیکی گیاه و ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک‌های موردمطالعه نسبت داد. Asadi Kapourchal *et al.* (2009) در بررسی تجمع فلزات سنگین در بخش هوایی و ریشه تربچه نشان دادند که ریشه تربچه نسبت به بخش هوایی آن، مقادیر بیشتری فلز سنگین را در خود انباشته کرده بود. پژوهشگران راه‌های مختلفی را برای محدودکردن انتقال سرب از ریشه به اندام‌های هوایی بیان کرده‌اند که از آن جمله می‌توان به جلوگیری از تحرک سرب از طریق پکتین‌های دارای بار منفی در دیواره سلولی (Arias *et al.*, 2010) رسوب کردن سرب در فضاهای بین سلولی به‌صورت نمک‌های نامحلول سرب (Meyers *et al.*, 2008)، تجمع سرب در غشای پلاسمایی (Jiang and Liu, 2010) و دفع سرب از طریق پروتئین‌های انتقال‌دهنده سلول‌های پوست ریشه به بیرون از سلول اشاره نمود (Maestri *et al.*, 2010).



شکل ۲- غلظت سرب در ریشه (الف) و اندام هوایی (ب) در تیمارهای مختلف

*ارقام ارائه شده میانگین نتایج حاصل از سه تکرار می‌باشد. حروف مختلف نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال پنج درصد است

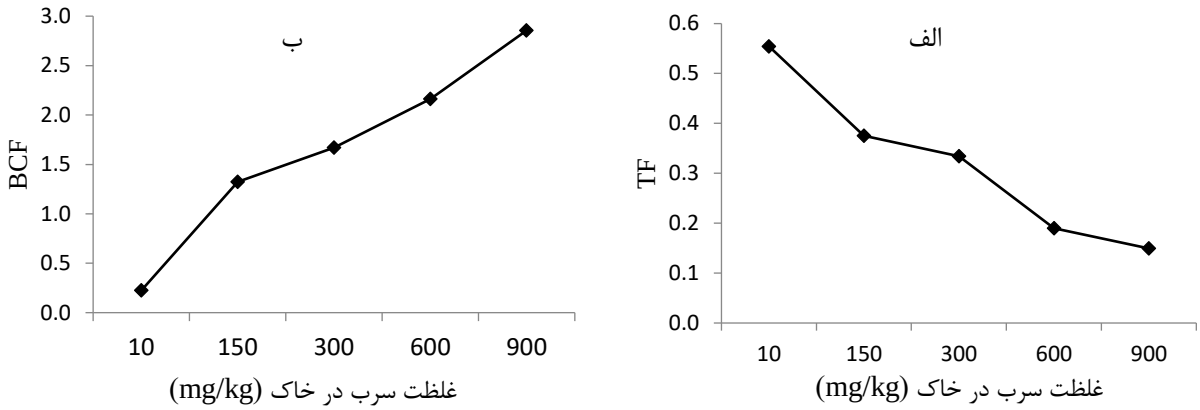
فاکتور انتقال (TF) و فاکتور تجمع زیستی (BCF)

نتایج فاکتورهای TF و BCF در شکل (۳) نشان‌داده‌شده است. همان‌طور که بیان شد فاکتور TF بیانگر انتقال سرب از ریشه به بخش هوایی گیاه است و شاخص BCF نیز نشان‌دهنده انتقال سرب از خاک به گیاه است. نتایج نشان داده است که با افزایش غلظت سرب شاخص TF کاهش‌یافته به‌طوری‌که کمترین مقدار آن در تیمار ۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است. لیکن شاخص BCF با افزایش غلظت سرب افزایش‌یافته است. دامنه تغییرات شاخص TF از ۰/۵۵ در تیمار اول تا ۰/۱۵ در تیمار ۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است و دامنه تغییرات شاخص BCF نیز از ۰/۲۲ تا ۲/۸۶ است. با افزایش غلظت سرب و فراهمی آن، نفوذ سرب به داخل گیاه افزایش داشته است و سبب تجمع آن در ریشه گیاه شده است. لیکن به دلیل سمیت این عنصر بر اساس فیزیولوژی گیاه از انتقال آن به بخش‌های دیگر ممانعت به‌عمل‌آمده است. در همین راستا Eisazadeh *et al.* (2019) نیز نشان دادند که با افزایش غلظت کادمیوم در خاک مقدار TF از ۰/۶۲ به ۰/۰۶ کاهش‌یافته است. روند تغییرات TF کادمیوم در مطالعه Eisazadeh *et al.* (2019) با روند تغییرات TF سرب در این مطالعه مطابقت دارد. Dodangeh *et al.* (2018) مقادیر TF سرب را برای سه نوع گیاه زینتی بین ۰/۱ تا ۰/۴۱ به دست آوردند. Cui *et al.* (2004) مقدار TF سرب از خاک به گیاه را برای گیاهان تاج خروس (*Amaranthus L.*) و خردل (*Brassica juncea L.*) به ترتیب معادل ۰/۰۲۳ و ۰/۰۱۷ به دست آوردند. Alipour *et al.* (2015) نیز در پژوهشی TF سرب را برای گیاه سلمه‌تره بین ۰/۰۶ تا ۰/۱۲ به دست آوردند. باتوجه‌به نتایج به‌دست‌آمده در پژوهش حاضر مشاهده می‌شود که گیاه ترب سفید دارای عملکرد بهتری نسبت به سلمه‌تره، تاج خروس و خردل بوده است. Yang *et al.* (2014) دامنه تغییرات TF سرب را از ۰/۰۳۷ تا ۰/۶۶۵ گزارش کردند. فاکتور انتقال از خاک به گیاه یکی از موارد کلیدی مهم در ارزیابی میزان جذب فلز توسط گیاه می‌باشد (Bose *et al.*, 2008). بر اساس پژوهش‌های صورت‌گرفته عنصر سرب دارای کمترین میزان فاکتور انتقال می‌باشد، زیرا انتقال سرب از ریشه به برگ‌های بالایی به‌سختی صورت می‌گیرد. باتوجه‌به تنوع ژنتیکی گونه‌های مختلف گیاهی، توان جذب و انتقال عناصر سنگین نیز در گونه‌های مختلف گیاهی متفاوت است (Peris *et al.*, 2007). Yang *et al.* (2014) نشان دادند که در گیاه *S. alfredii* دامنه تغییرات BCF از ۰/۰۱۴ تا ۰/۴۰۱ است. همچنین این پژوهشگران نشان دادند که شاخص BCF سرب نسبت به

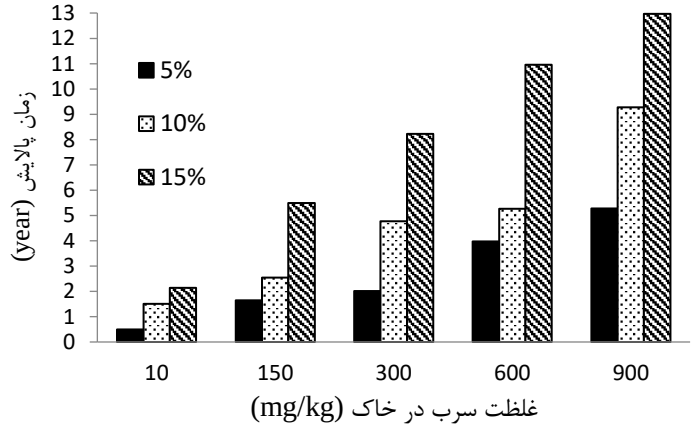
سایر عناصر از جمله کادمیوم بسیار پایین‌تر است.

زمان پالایش و آهنگ برداشت سرب

زمان موردنیاز برای پالایش سرب به میزان ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد در تیمارهای مختلف در شکل (۴) نمایش‌داده‌شده است. بیشترین زمان لازم برای پالایش سرب در خاک مربوط به پالایش ۱۵ درصدی تیمار ۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده که معادل ۱۲/۹۷ سال است. همچنین مشاهده می‌شود که کمترین زمان لازم برای حذف سرب به میزان ۵ درصد در تیمار ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به مدت ۰/۴۹ سال به‌دست‌آمده است. به‌طورکلی نتایج شکل (۴) نشان می‌دهد که با افزایش غلظت سرب در خاک زمان لازم برای پالایش آن نیز افزایش می‌یابد که علت این موضوع کاهش ماده خشک گیاهی است. به‌عبارت‌دیگر اقدامات مدیریتی در راستای کاهش آلودگی سرب در خاک باید در سال‌های متمادی صورت گیرد. باتوجه‌به اینکه پالایش گیاهی برای سطوح آلودگی کم تا متوسط بهترین پاسخ را می‌دهد لذا تا سطح آلودگی ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای حذف سرب به میزان ۱۵ درصد حدود ۸ سال زمان نیاز است. Alipour *et al*. (2015) نشان دادند که با افزایش غلظت سرب روند زمان پالایش نیز افزایشی بوده که با نتایج به‌دست‌آمده از این پژوهش مطابقت دارد. Khodaverdiloo and Homaee, (2008) بیان کردند که مدل‌های ایجاد شده برای برآورد زمان پالایش یک خاک آلوده کلی هستند و نمی‌توان عدد دقیقی برای پالایش بیان کرد.

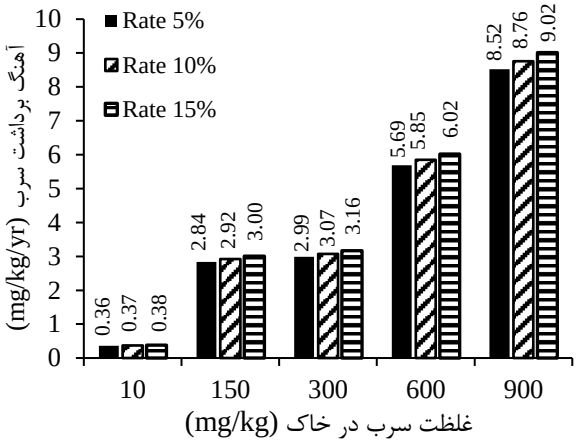


شکل ۳- تغییرات الف) TF و ب) BCF در تیمارهای مختلف



شکل ۴- زمان پالایش سرب برای ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد از سطوح آلودگی خاک در تیمارهای مختلف

نتایج آهنگ برداشت مقادیر مختلف سرب در تیمارهای موردمطالعه در شکل (۵) نمایش‌داده‌شده است. بیشترین مقدار آن در سطح برداشت ۱۵ درصد و تیمار ۹۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم برابر با ۹/۰۲ mg/kg/yr به‌دست‌آمده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود روند تغییرات در هر سه سطح ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد در تمام تیمارهای موردمطالعه یکسان و به‌صورت افزایشی است. در پژوهش انجام شده توسط Alipour *et al*. (2015) بیشترین مقدار آهنگ برداشت سرب برای گیاه سلمه‌تره مقدار ۳/۵۲ mg/kg/yr و در سطح برداشت ۱۵ درصد در تیمار ۶۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد.



شکل ۵- مقدار آهنگ برداشت سرب برای ۵، ۱۰ و ۱۵ درصد از سطوح آلودگی خاک در تیمارهای مختلف

نتیجه‌گیری

در این پژوهش با استفاده از گیاه ترب سفید اقدام به پاک‌سازی خاک آلوده به سرب شد. نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که سرب به طور عمده در بخش ریشه گیاه تجمع می‌یابد و به میزان کمی به اندام‌های هوایی انتقال می‌یابد. با افزایش آلودگی سرب به دلیل اثر سمیتی سرب، ماده خشک گیاهی کاهش چشم گیری داشت. همچنین بر اساس نتایج به‌دست‌آمده با افزایش غلظت سرب در خاک فاکتور TF کاهش و فاکتور BCF افزایش یافته است. هرچند بر اساس فاکتورهای TF و BCF و حلالیت کم سرب در خاک، گیاهان کمی به‌عنوان بیش‌اندوز برای عنصر سرب معرفی می‌شوند لیکن باتوجه‌به اینکه ترب سفید گیاهی با ریشه غده‌ای بوده و مقدار زیست‌توده نیز در مقدار تجمع فلز در گیاه نقشی مهم دارد، این گیاه توانسته به‌خوبی برای کاهش آلودگی سرب در اراضی آلوده عمل کند. نتایج این پژوهش نشان داد که با افزایش آلودگی زمان لازم برای پاک‌سازی آن نیز افزایش می‌یابد. باتوجه‌به اینکه برای پالایش فلزات سنگین، حذف کامل آن‌ها از خاک لازم نمی‌باشد، پالایش گیاهی روش مناسبی برای آلودگی‌زدایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین بوده و در مساحت‌های زیاد اختصاص یک دوره زمانی ده‌ساله برای پاک‌سازی مناسب و مقرون‌به‌صرفه است. در نهایت باتوجه‌به توان بالای بیش‌اندوزی و تولید زیست‌توده فراوان، می‌توان از این گیاه برای پالایش خاک‌های با آلودگی متوسط به سرب استفاده کرد. ذکر این نکته ضروری است که چون ترب یکی از سبزی‌های خوراکی در ایران است، چنانچه در پالایش گیاهی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین از آن استفاده شود، باید بلافاصله پس از برداشت مانند زباله‌های خطرناک اقدام به سوزاندن و دفن آن‌ها نمود و از ورود آن به زنجیره غذایی جلوگیری کرد.

"هیچ‌گونه تعارض منافع بین نویسندگان وجود ندارد"

REFERENCES

Abdollahi, S. and Golchin, A. (2018). Evaluate Ability of Uptake and Translocation of Lead in Three Varieties of Cabbage. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 49(1), 145-158. (In Farsi).

Alipour, N., Homaee, M., Asadi Kapourchal, S. and Mazhari, M. (2015). Assessing Chenopodium album L. to Tolerate and Phytoextract Lead from Heavy Metal Contaminated Soils. *Environmental Sciences*, 13(1), 105-112. (In Farsi).

Arias, J. A., Peralta-Videa, J. R., Ellzey, J. T., Ren, M., Viveros, M. N. and Gardea-Torresdey, J. L. (2010). Effects of Glomus deserticola inoculation on Prosopis: enhancing chromium and lead uptake and translocation as confirmed by X-ray mapping, ICP-OES and TEM techniques. *Environmental and Experimental Botany*, 68(2), 139-148.

Asadi Kapourchal, S. O., Asadi Kapourchal, S., Pazira, E. and Homaee, M. (2009). Assessing radish (*Raphanus sativus* L.) potential for phytoremediation of Lead- contaminated soils resulting from air pollution. *Soil plant and environment Journal*, 55(5), 202-206.

Asadi Kapourchal, S. and Jalali, V. R. (2021). Phytoremediation and estimation of optimal clean up time of lead contaminated soils using *Portulaca oleracea* L. and *Amaranthus retroflexus*. *Environment and Water Engineering*, 7(1), 25–37. (In Farsi).

Bauycos, G. J. (1962). Hydrometer methods improved for making particle size of soils. *Agronomy Journal*, 56, 464-465.

Bose, S., Jain, A., Rai, V. and Ramanathan, A. L. (2008). Chemical fractionation and translocation of heavy metals in Canna indica L. grown on industrial waste amended soil. *Journal of Hazardous Materials*, 160(1), 187-193.

Cameselle, C. and Gouveia, S. (2019). Phytoremediation of mixed contaminated soil enhanced with electric current. *Journal of Hazardous Materials*, 361, 95-102.

Cui, Y. J., Zhu, Y. G., Zhai, R. H., Chen, D. Y., Huang, Y. Z., Qiu, Y. and Liang, J. Z. (2004). Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment international*, 30(6), 785-791.

Daud, M. K., Variath, M. T., Ali, S., Najeeb, U., Jamil, M., Hayat, Y., Dawooda, M., Khand, M. I., Zaffar, M., Cheemad, S. A. and Tong, X. H. (2009). Cadmium-induced ultramorphological and physiological changes in leaves of two transgenic cotton cultivars and their wild relative. *Journal of Hazardous Materials*, 168(2-3), 614-625.

Dehghani, S., Naderi Khorasgani, M., Mohammadi, J. and Karimi, A. (2021). Assessment of Heavy

Khan, A. R., Waqas, M., Ullah, I., Khan, A. L., Khan, M. A., Lee, I. J. and Shin, J. H. (2017). Culturable endophytic fungal diversity in the cadmium hyperaccumulator Solanum nigrum L. and their role in enhancing phytoremediation. *Environmental and Experimental Botany*, 135, 126-135.

Khodaverdiloo, H. and 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.

Khodaverdiloo, H., Han, F. X., Hamzenejad Taghlidabad, R., Karimi, A., Moradi, N. and Kazery, j. A. (2020). Potentially toxic element contamination of arid and semi-arid soils and its phytoremediation. *Arid Land Research and Management*, 34(4), 361391.

Khodaverdiloo, H. and Homaee, M., (2008). Modeling Phytoremediation of Soils Polluted with Cadmium and Lead. *Journal of Water and Soil Science*, 11 (42), 417-426. (In Farsi).

Khudsar, T., Soh, W. Y. and Iqbal, M. (2000). Morphological and anatomical variations of Cajanus cajan (Linn.) huth raised in cadmium-rich soil. *Journal of Plant Biology*, 43(3), 149-157.

Kumar, P. N., Dushenkov, V., Motto, H. and Raskin, I. (1995). Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental science and technology*, 29(5), 1232-1238.

Liu, D., Li, S., Islam, E., Chen, J. R., Wu, J. S., Ye, Z. Q., Peng, D. L., Yan, W. B. and Lu, K. P. (2015). Lead accumulation and tolerance of Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*) seedlings: applications of phytoremediation. *Journal of Zhejiang University-SCIENCE B*, 16(2), 123-130.

Maestri, E., Marmiroli, M., Visioli, G. and Marmiroli, N. (2010). Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment. *Environmental and Experimental Botany*, 68(1), 1-13.

Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M. K., Lahori, A. H., Wang, Q., Li, R. and Zhang, Z. (2016). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. *Ecotoxicology and environmental safety*, 126, 111-121.

Meyers, D. E., Auchterlonie, G. J., Webb, R. I. and Wood, B. (2008). Uptake and localisation of lead in the root system of Brassica juncea. *Environmental Pollution*, 153(2), 323-332.

Mohamadipour, F. and Asadi Kapourchal, S. (2013). Assessing land cress potential for phytoextraction of cadmium from Cdcontaminated soils. *Water and Soil Resources Conservation*, 2(2), 25-35. (In Farsi).

Pais, I. and Jones Jr, J. B. (1997). *The handbook of trace elements*. CRC Press.

Parseh, I., Teiri, H., Hajizadeh, Y. and Ebrahimpour, K. (2018). Phytoremediation of benzene vapors from indoor air by Schefflera arboricola and Spathiphyllum wallisii plants. *Atmospheric* Metals Contamination of Soil Particle Size Fractions in Different Land Uses of Baghan Watershed, Bushehr province, Iran. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 52(7), 1765-1778. (In Farsi).

Dodangeh, H., Rahimi, G., Fallah, M. and Ebrahimi, E. (2018). Investigation of heavy metal uptake by three types of ornamental plants as affected by application of organic and chemical fertilizers in contaminated soils. *Environmental Earth Sciences*, 77(12), 473.

Eisazadeh, S., Kapourchal, S. A., Homaee, M., Noorhosseini, S. A. and Damalas, C. A. (2019). Chive (*Allium schoenoprasum L.*) response as a phytoextraction plant in cadmium-contaminated soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(1), 152-160.

Glick, B. R. (2003). Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnology advances*, 21(5), 383-393.

Golchin, A., Mosalla, L. and Khadem Moghadam Igdelou, N. (2020). Investigation of Cadmium Uptake and Transfer Ability of Three Ornamental Plants for Remediation of Cadmium Contaminated Soils. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 50(10), 2453-2464. (In Farsi).

Grossman, R. B. and Reinsch, T. G. (2002). 2.1 Bulk density and linear extensibility. Methods of soil analysis: *Part 4 physical methods*, 5, 201-228.

Gupta, P. K. (2000). *Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis*. Agrobios, New Dehli, India.

Hamzenejad Taghlidabad, R., Khodaverdiloo, H., Wenzel, W. W. and Rezapour, S. (2014). Growth and Cd accumulation of two halophytes and a non-halophyte grown in a non-saline and a saline soil with different Cd levels. *Chemistry and Ecology*, 30(8), 743-754.

Hassanpour Asil, M., Dehestani Ardakani, M. Rabiee M. (2013). The effect of seed density and plant distance on the yield and growth components of Radish (*Rhaphanus sativus* cv. Longipinatus) as second culture in paddy field. *Journal of Horticultural Science*, 2(2), 95-102. (In Farsi).

Jaskulak, M., Grobelak, A. and Vandenbulcke, F. (2020). Modelling assisted phytoremediation of soils contaminated with heavy metals–Main opportunities, limitations, decision making and future prospects. *Chemosphere*, 249, 126196.

Jiang, W. and Liu, D. (2010). Pb-induced cellular defense system in the root meristematic cells of Allium sativum L. *BMC Plant Biology*, 10(1), 40.

Karimi, A., Khodaverdiloo, H. and Rasouli Sadaghiani, M.H. (2017). Characterisation of growth and biochemical response of *Onopordum acanthium* L. under lead stress as affected by microbial inoculation. *Chemistry and Ecology*, 33(10), 963-976.

Karimi, A., Khodaverdiloo, H. and Rasouli-Sadaghiani, M.H. (2018). Microbial-enhanced phytoremediation of lead contaminated calcareous soil by *Centaurea cyanus* L. *Clean-Soil Air Water*, 46(2), 1700665.

Pollution Research, 9(6), 1083-1087.

Peris, M., Micó, C., Recatalá, L., Sánchez, R. and Sánchez, J. (2007). Heavy metal contents in horticultural crops of a representative area of the European Mediterranean region. *Science of the Total Environment*, 378(1-2), 42-48.

Rasouli-Sadaghiani, M. H., Karimi, H., Ashrafi Saeidlou, S. and Khodaverdiloo, H. (2019). The Effect of Humic Acid on the Phytoremediation Efficiency of Pb in the Contaminated Soils by Wormwood Plant (*Artemicia absantium*). *Journal of Water and Soil Science (Science and Technology of Agriculture and Natural Resources)*, 22(4), 261-278. (In Farsi).

Rezai, H. and Parsa, N. (2021). Removal of Pb Ions from Aqueous Solutions Using Melamine Modified Nanographene Oxide. *Environment and Water Engineering*, 7(3), 422–432. (In Farsi).

Rhoades, J. D. (1996). Salinity: Electrical conductivity and total dissolved solids. In D. L. Sparks (Ed.), *Methods of Soil Analysis*: Part 3 Chemical Methods, (pp. 417-435).

Sahihi, T., Jafari, M., Javadi, S. A. and Tahmoures, M. (2020). Investigation of Phytoremediation Ability of Rangeland Species in Soils Contaminated with Copper and Manganese. *Iranian Journal of Soil and Water*, 51(6), 1593-1604. (In Farsi).

Sarwar, N., Imran, M., Shaheen, M. R., Ishaque, W., Kamran, M. A., Matloob, A. and Hussain, S. (2017). Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. *Chemosphere*, 171, 710-721.

Schnoor , J. L. (1997). Phytoremediation. GWRTAC (Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center) Technology Evaluation Report TE-98-01, P.150.

Sharma, P. and Dubey, R. S. H. (2005). Lead toxicity in Plants. *Plant Physiology*, 17, 35-52.

Steliga, T. and Kluk, D. (2020). Application of Festuca arundinacea in phytoremediation of soils contaminated with Pb, Ni, Cd and petroleum hydrocarbons. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 194, 110409.

Thawornchaisit, U. and Polprasert, C. (2009). Evaluation of phosphate fertilizers for the stabilization of cadmium in highly contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1-3), 1109-1113.

Thomas, G. W. (1996). Soil pH and soil acidity. *Methods of soil analysis*: part 3 chemical methods, (PP. 475-490).

Walkley, A. and Black, I. A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil science*, 37(1), 29-38.

Wu, F. Y., Ye, Z. H., Wu, S. C. and Wong, M. H. (2007). Metal accumulation and arbuscular mycorrhizal status in metallicolous and nonmetallicolous populations of Pteris vittata L. and Sedum alfredii Hance. *Planta*, 226(6), 1363-1378.

Xin-Xian, L., Yu-Gang, Z., Dai, J. and Qixing, Z. (2009). Zinc, cadmium and lead accumulation and characteristics of rhizosphere microbial population associated with hyperaccumulator Sedum alfredii Hance under natural conditions. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 82(4), 460-467.

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

Yanqun, Z., Yuan, L., Schvartz, C., Langlade, L. and Fan, L. (2004). Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead–zinc mine area, China. *Environment International*, 30(4), 567-576.

Zhang, X., Zhang, Sh, Xu, X., Li , T., Gong, G., Jia, Y., Li , Y. and Deng, L. (2010). Tolerance and accumulation characteristics of cadmium in *Amaranthus hybridus* L. *Journal of Hazardous Materials*, 180, 303-308.