ارزیابی کارآیی سورگوم (*Sorghum bicolor*) و سلمه‌تره (*Chenopodium album*) در پالایش‌سبز روی از خاک

حسن میرشکالی[۱]، هاشم هادی[۱*]، حبیب خداوردی‌لو[۲] و رضا امیرنیا[۱]

(تاریخ دریافت: ۱۳۸۹/۱۲/۲ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۱/۱/۲۳)

چکیده

آلودگی خاک و گیاهان به فلزات سنگین، نقشی بسیار مهم و حیاتی در سلامت و حیات انسان و سایر موجودات دارد. هدف از این پژوهش ارزیابی کارآیی سورگوم (*Sorghum bicolor*) و سلمه‌تره (*Chenopodium album*) در پالایش سبز روی از خاک بود. بدین منظور یک نمونه خاک آهکی با غلظت‌های مختلف روی آلوده شد. هم‌چنین، کارآیی کلریدکلسیم ($CaCl_2$) ۰/۰۱ مولار، نیترات سدیم ($NaNO_3$) ۰/۱ مولار و نیترات آمونیوم (NH_4NO_3) ۱ مولار در عصاره‌گیری "بخش زیست فراهم" فلز روی از خاک مقایسه شد. سپس، هم‌بستگی غلظت‌های عصاره‌گیری شده روی با این روش‌ها با پاسخ گیاهان مورد مطالعه به آلودگی روی در خاک (عملکرد نسبی ماده خشک و غلظت روی در گیاه) بررسی شد. سورگوم و سلمه‌تره پس از کشت در این خاک، برداشت و تجزیه شدند. نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که سلمه‌تره نسبت به سطوح پایین و متوسط آلودگی (۹۰۰ mg/kg ≤) بردبارتر بود، ولی سورگوم آلودگی‌های حاد روی را بهتر تحمل کرد. هم‌چنین سورگوم نسبت به سلمه‌تره، توانایی بیشتری در برداشت روی داشت، به‌طوری‌که می‌توان خاک‌هایی با سطوح پایین آلودگی (۹۰۰ mg/kg ≤) روی را توسط سورگوم پالایش نمود. هم‌چنین، هم‌بستگی معنی‌داری بین غلظت روی عصاره‌گیری شده با نیترات آمونیوم یک مولار و پاسخ گیاه به آلودگی روی در خاک (عملکرد نسبی و غلظت روی در شاخساره) دیده شد.

واژه‌های کلیدی: پالایش‌سبز، سلمه‌تره، سورگوم، روی (Zn)

۱. گروه زراعت، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

۲. گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: h.hadi@urmia.ac.ir

مقدمه

فلزات سنگین از ترکیبات طبیعی خاک و یا ناشی از فعالیت‌های انسان می‌باشند. مناطق معدنی غنی از فلزات، ذوب فلزات، فلزکاری، دود خودروها، استفاده از سوخت‌های فسیلی، کودها و آفت‌کش‌ها و تولید فاضلاب شهری از مهم‌ترین فعالیت‌های انسان است که خاک را با مقادیر زیادی از فلزات سمی آلوده می‌کند (۲۶). به طور کلی در بین عناصر تشکیل دهنده یک گیاه فقط ۱٪ یا کمتر از آن را فلزات سنگین تشکیل می‌دهند. برخی از این فلزات از قبیل روی، مس، منگنز و نیکل برای رشد و متابولیسم گیاهان مورد نیاز هستند، در حالی‌که تاکنون برای برخی دیگر از فلزات مانند کادمیم، سرب، آرسنیک و جیوه نقش زیستی شناسایی نشده است (۲۲).

مقادیر بیش از حد طبیعی فلزات در خاک به دلیل جذب توسط گیاهان و ورود به زنجیره‌های غذایی، آلودگی به شمار می‌روند که می‌توانند به گیاهان و استفاده‌کنندگان آنها صدمه بزنند (۲۷). سمیت روی نسبت به کمبود روی گسترش کمتری دارد. با این حال، سمیت روی در خاک‌های آلوده شده بوسیله فعالیت های استخراج و تصفیه، آبیاری با فاضلاب و پساب و غیره، بویژه در خاک‌های با pH پایین رخ می‌دهد (۷). غلظت مجاز فلزات بسته به هدف گروه‌بندی، نوع خاک، سطح بهداشت و غیره در مناطق مختلف جهان متفاوت است (٦). برای نمونه، غلظت مجاز روی در کشورهای مختلف از ۵۰۰ تا ۱۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک است (٦). توانایی گیاهان در تحمل نوع و میزان سطوح آلودگی، لازمه‌ی کامیابی در پالایش سبز است. گیاهان مورد استفاده در پالایش‌سبز باید توانایی بالایی در جذب فلز از خاک و اندوزش آن در بخش‌های هوایی خود داشته باشند، که این هدف به وسیله بیش‌اندوزها (Hyperaccumulators) (۲۱) و یا گیاهانی که عملکرد بالایی دارند و فلز در مقادیری متوسط در آنها تجمع می‌یابد، میسر می‌شود (۱۱).

توانایی گونه‌های گیاهی در اندوزش فلزات در بافت‌های هوایی آنها متفاوت است (۱۷). برخی از گیاهان قادر به تحمل غلظت‌های بالای فلزات در خاک می‌باشند. این گیاهان که استثنائاً فلزات را در غلظت‌های بالا در قسمت‌های هوایی به ویژه برگ‌ها نسبت به ریشه‌ها و بدون بروز هر گونه علایم سمیت فلز تجمع می‌دهند، گیاهان بیش اندوز نام دارند (۴). این گیاهان را می‌توان در پالایش‌سبز (Phytoremedation) مناطق آلوده به کار برد، از طرفی شاید بتوان پس از یافتن گیاهان بیش-اندوز روی و کاشت آنها در اراضی آلوده به این فلز، مواد گیاهی سرشار از روی را به عنوان کود روی در اراضی دارای کمبود استفاده کرد.

هدف از این پژوهش، ارزیابی کارآیی سورگوم (*Sorghum bicolor*) و سلمه‌تره (*Chenopodium album*) در پالایش سبز روی از خاک بود. هم‌چنین، کارآیی کلریدکلسیم ($CaCl_2$) ۰/۰۱ مولار، نیترات سدیم ($NaNO_3$) ۰/۱ مولار و نیترات آمونیوم (NH_4NO_3) ۱ مولار در عصاره‌گیری "بخش زیست فراهم" فلز روی از خاک و هم‌بستگی نتایج آنها با پاسخ گیاهان مورد مطالعه به آلودگی روی در خاک (عملکرد نسبی ماده خشک و غلظت روی در گیاه) مقایسه شد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری از خاک غیرآلوده و آلوده کردن آن به روی

خاک مورد استفاده از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری به صورت نمونه مرکب نمونه‌برداری شد. این خاک دارای کلاس بافتی لوم، با واکنش قلیایی ضعیف، غیرشور و آهکی بود (جدول ۱). غلظت روی با توجه به حدود غلظت‌های معمول و مجاز روی در خاک انتخاب شدند به گونه‌ای که دامنه‌ای از غلظت صفر تا چندین برابر غلظت مجاز و یا معمول را بپوشاند. غلظت مجاز روی از ۵۰۰ تا ۱۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک است (٦). مقدار روی اولیه خاک برابر با ۱۰۰/۷ میلی‌گرم روی بر کیلوگرم خاک بود. لذا غلظت‌های۰، ۲۰۰، ۴۰۰، ۸۰۰، ۱۲۰۰ و ۲۰۰۰ میلی‌گرم روی به هر کیلوگرم خاک افزوده شد.

برای آلوده کردن خاک، ابتدا مقدار لازم نمک نیترات‌روی ($Zn(NO_3)_2.6H_2O$) برای آلوده کردن جرم مشخصی از خاک

جدول۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی وشیمیایی خاک مورد مطالعه

رس (٪)	شن(٪)	سیلت (٪)	کلاس بافت خاک	$CCE^{\$}$ (%)	$EC^{\$}$ ($dS\ m^{-1}$)	pH	$CEC^{\$}$ ($cmol_c kg^{-1}$)	غلظت کل روی ($mg\ kg^{-1}$)
۲۳	۳۵	۴۲	لوم	۱۵	۱/۵	۷/۵	۳/۴	۱۰۰/۷

$^{\$}$CEC: ظرفیت تبادل کاتیونی؛ CCE: کربنات کلسیم معادل؛ EC: هدایت الکتریکی

محاسبه شد. جرم محاسبه شده نمک به یک کیلوگرم از خاک افزوده شد و کاملاً با آن مخلوط گردید تا پیش‌ماده‌ای همگن به‌دست آید. این پیش‌ماده آلوده، کاملاً با توده خاک مخلوط گردید. خاک‌های آلوده در جعبه‌های پلاستیکی بدون زه‌کش در معرض دوره‌های متناوب‌تر و خشک شدن قرار گرفتند. در هر چرخه، خاک تقریباً از آب اشباع گردید و سپس تا هوا- خشک شدن در دمای اتاق ماند. خاک‌ها در چهار چرخه به همین روش تر و خشک شدند که هر چرخه حدود ۴۰ روز به درازا انجامید. سپس، خاک‌های آلوده در ۳ تکرار برای هر غلظت در گلدان‌ها ریخته شد و سورگوم و سلمه‌تره هر کدام در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در شرایط گلخانه در گلدان‌ها کشت شد.

عصاره‌گیری روی قابل دسترس گیاه از خاک

برای عصاره‌گیری روی قابل دسترس گیاه از خاک، از سه عصاره‌گیر کلریدکلسیم ($CaCl_2$) ۰/۰۱ مولار، نیترات سدیم ($NaNO_3$) ۰/۱ مولار و نیترات آمونیوم (NH_4NO_3) ۱ مولار استفاده شد (۲۳). مقدار ۸ گرم خاک هوا خشک شده را توزین و در لوله‌های سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد و به آن ۲۰ میلی‌لیتر از محلول‌های مذکور افزوده شد. نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت در تکان‌دهنده (Orbital shaking incubator, OSI-501D) با دور ۸۰ دور در دقیقه تکان داده شدند. سپس، نمونه‌ها با کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف گردیدند (۱۳). پس از به هم زدن نمونه‌ها غلظت روی با دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری (Shimadzu 6300-AAS) اندازه‌گیری شد.

محاسبه عملکرد نسبی

برای ارزیابی توانایی گیاهان در تحمل آلودگی روی از شاخص عملکرد نسبی استفاده شد:

$$RY=Yc / Ya \times 100$$

که در آن Yc مقدار عملکرد ماده خشک در هر غلظت از آلودگی روی در خاک و Ya عملکرد ماده خشک در تیمار شاهد (بدون افزودن روی) است.

محاسبه ضریب تغلیظ زیستی

برای ارزیابی توانایی گیاهان در پالایش سطوح مختلف آلودگی روی ضریب تغلیظ زیستی تعیین شد:

$$BCF = \text{(غلظت فلز در گیاه)} / \text{(غلظت فلز در خاک)}$$

که در آن BCF، ضریب تغلیظ زیستی است. هرچه این ضریب بیشتر از یک باشد، به معنای تجمع بیشتر آلودگی خاک توسط گیاه است.

محاسبه مقدار برداشت فلز از خاک توسط گیاهان

برای ارزیابی توانایی گیاهان در پالایش سبز سطوح مختلف آلودگی روی، در هر سطح آلودگی خاک به روی، فلز استخراج شده (Metal extraction) توسط گیاهان تعیین شد:

$$\text{Metal extraction} = (mg/kg) \text{ غلظت فلز جذب شده توسط گیاه} \times \text{(kg/pot) عملکرد گیاه}$$

برآورد تعداد دور کشت لازم گیاهان برای پالایش آلودگی روی

برای ارزیابی کارآیی گیاهان در پالایش سبز آلودگی روی، تعداد دور کشت لازم از هر گیاه بر آورد شد بدین منظور، تعداد دور کشت لازم جهت پالایش آلودگی روی از خاک از غلظت‌های اولیه ۹۰۰/۷، ۱۳۰۰/۷ و ۲۱۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم تا رسیدن

به غلظت مجاز (۵۰۰ میلی‌گرم روی در خاک)، از حاصل‌ضرب روابط رگرسیونی "عملکرد- غلظت روی در خاک" در "غلظت روی در گیاه- غلظت روی در خاک" محاسبه شد.

نتایج و بحث

جدول ۲ عملکرد نسبی، BCF و مقدار برداشت فلز توسط گیاهان را در غلظت‌های مختلف روی در خاک را نشان می‌دهد. نتایج حاصل از بررسی هر کدام از این صفات در زیر مورد بحث قرار گرفته‌اند.

تحمل گیاهان به آلودگی روی

گیاه سلمه تره در غلظت ۳۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم دارای بیشترین عملکرد است و نرخ کاهش عملکرد نسبی در غلظت های اولیه آلودگی روی کم بود ولی در غلظت‌های بالا نرخ کاهش آن زیاد است بنابراین سلمه تره نسبت به سطوح پایین و متوسط آلودگی (mg/kg 900 ≤) بردبار بود (جدول ۲). دلیل افزایش اولیه عملکرد نسبی را می‌توان به ضرورت عنصر روی در غلظت‌های کم به عنوان یک ماده غذایی میکرو برای رشد و نمو گیاهان نسبت داد (۳). روی نقش مهمی در شماری از فرآیندهای متابولیکی از جمله تنظیم متابولیسم ازت، متابولیسم کربوهیدرات، متابولیسم اسیدنوکلئیک، تکثیرسلولی، فتوسنتز، تنفس، بیوسنتز برخی از آنزیم‌ها و هورمون‌های رشد مانند اکسین (۲۰) و هم‌چنین سنتز پروتئین‌ها دارد. کاهش عملکرد نسبی در غلظت‌های بالاتر از ۳۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم را می‌توان به این واقعیت نسبت داد که معمولاً تجمع زیاد برخی از فلزات سنگین در پیکره گیاه که حتی برای رشد گیاهان ضروری نیز هستند، ایجاد سمیت می‌نماید. به نظر می‌رسد که علائم سمیت به‌واسطه گستره‌ای از روابط متقابل در سطح سلولی- ملکولی باشد (۳۰). محدوده سمیت برای فلز روی به گونه و ژنوتیپ گیاهی و هم‌چنین مرحله رشد بستگی دارد. برای مثال با این‌که غلظت حدود mg/kg300 روی در گیاه جوان جو سمیت ایجاد کرد، غلظت mg/kg 400 روی در ارزن در شروع مرحله جوانه‌زنی موجب سمیت گردید (۸). گونه‌های گیاهی حساس، زمانی که mg/kg 200-150 روی در ماده خشک بافت‌هایشان بوده رشدشان کند شده و به تأخیر افتاد (۱۹). در مطالعات پیشین، گزارشاتی از کاهش عملکرد نسبی در غلظت‌های بالای فلز روی در گیاهان *Festuca rubra* L. (۲۸)، *Holcus lanatus* (۲۴) و *Artimsia annua* L. و (۱۶) وجود دارد.

با افزایش غلظت روی کل در خاک، عملکرد نسبی سورگوم کاهش یافت ولی نرخ کاهش عملکرد آن با افزایش غلظت روی در خاک قابل توجه نبود و سورگوم توانست آلودگی‌های حاد روی را بهتر تحمل کند جدول (۲). حد کفایت روی برای سورگوم می‌تواند کمتر از غلظت اول (۱۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) یا در محدوده غلظت‌های اول و دوم (۱۰۰/۷ و ۳۰۰/۷) باشد. حد آستانه مقدار کفایت و سمیت فلز روی برای گونه‌های گیاهی وجمعیت‌های مختلف هر گونه متفاوت است. سمیت روی در گیاهان در ابتدا با ممانعت از رشد و کاهش زیست توده حاصله نمایان می‌شود، اما در سمیت شدید برای گیاهان کشنده است (۲) به طور کلی، اثرات سمی فلزات سنگین بر گیاهان می‌تواند ناشی از پیوند برخی از کاتیون‌های فلزات سنگین مانند سرب، نقره و روی با گروه‌های سولفیدریل پروتئین‌ها باشد که در نتیجه ساختار و عمل آنها را تخریب می‌نمایند (۱). غلظت‌های بالای روی باعث کاهش زیست توده، و تولید در گیاهان گندم ، لوبیا و هم‌چنین جو شده است (۱۵).

اندوزش زیستی روی توسط گیاهان

ضریب اندوزش زیستی برای سورگوم در تمام سطوح آلودگی روی از خاک به جز غلظت ۲۱۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بزرگ‌تر از واحد بود (جدول ۲). بیشینه مقدار BCF روی توسط گیاه سورگوم در غلظت ۳۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک برابر با ۷/۳ بود. این بدان معناست که آلودگی روی موجود در هر ۷/۳ کیلوگرم خاک در یک کیلوگرم ماده خشک گیاه اندوخته می‌شود. در گیاه سلمه تره مقدار BCF در

جدول۲. عملکرد نسبی،BCF و میزان فلز استخراج شده در غلظت‌های مختلف روی درخاک در گیاهان سورگوم و سلمه‌تره

غلظت روی در خاک (mg_{Zn}/kg_{soil})	عملکرد نسبی (٪)		BCF		مقدار برداشت روی توسط گیاه (mg_{Zn}/pot)	
	سورگوم	سلمه‌تره	سورگوم	سلمه‌تره	سورگوم	سلمه‌تره
۱۰۰/۷	۱۰۰	۱۰۰	۲/۷	۰/۹	۱٦	۲/۲
۳۰۰/۷	۷۰/۴	۱۰۹/۲	۷/۳	۱/۵	۹۰/۷	۱۲
۵۰۰/۷	٦۰/۹	۸۹/۵	۵/۱	۲/۳	۹۰	۱۴
۹۰۰/۷	۵٦/۹	۸۵/۵	۲/۲	۱/۱	٦۷/۴	۱۹/۷
۱۳۰۰/۷	۵۱/۹	۳۳/۵	۱/۳	۰/۸	۵۰	۸/۴
۲۱۰۰/۷	۴۱/۲	۲۰/۱	۰/۸	۰/٦	۴۱/۴	۵/۸

غلظت‌های ۳۰۰/۷ تا ۹۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بیشتر از یک بود. بیشترین مقدار BCF در سلمه تره در غلظت ۵۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و برابر با ۲/۳ بود. گیاه سلمه تره همانند سورگوم در غلظت ۲۱۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، دارای کمترین مقدار BCF بود. زیاد و همکاران (۳۴) بیان کردند که BCF شاخصی مناسب برای گروه‌بندی گیاهان بیش‌اندوز است و بیان داشتند که بیش اندوز خوب فلزات باید توانایی اندوزش زیستی عناصر را در بافت‌های خود داشته باشند. یون و همکاران (۳۳) نشان دادند که گیاهان *Sesbania herbacea* و *Gentian pennelliana* بیشترین مقدار BCF را برای فلز روی نسبت به دیگر گونه‌های بررسی شده داشتند که مقدار آن برابر با ۲/۶ بود.

مقدار برداشت فلز از خاک توسط گیاهان

بیشترین مقدار برداشت روی توسط سورگوم در غلظت ۳۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و برابر با ۹۰/۷ میلی‌گرم بر گلدان و کمترین مقدار در غلظت ۱۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و معادل ۱۶ میلی‌گرم بر گلدان بود (جدول ۲). بیشترین مقدار برداشت روی توسط گیاه سلمه تره مربوط به غلظت ۹۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و برابر با ۱۴ میلی‌گرم بر گلدان و کمترین مقدار مربوط به غلظت ۱۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و برابر با ۲/۲ میلی‌گرم بر گلدان بود (جدول ۲).

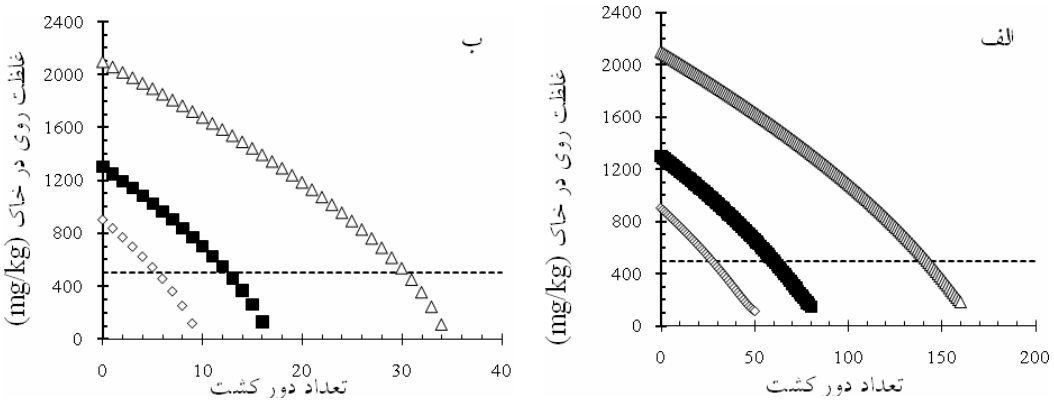
گلدان‌های مورد استفاده برای سورگوم شش کیلویی و گلدان‌های مورد استفاده برای سلمه تره سه کیلویی بودند.

تعداد دور کشت لازم گیاهان برای پالایش آلودگی روی

شکل ۱ تعداد دور کشت لازم برای پالایش آلودگی روی خاک توسط گیاهان سلمه‌تره (الف) و سورگوم (ب) را از غلظت‌های اولیه ۹۰۰, ۱۳۰۰ و ۲۱۰۰ میلی‌گرم روی در کیلوگرم خاک نشان می‌دهد.

با توجه به شکل (۱) تعداد دور کشت لازم گیاه سلمه‌تره برای پالایش تمامی غلظت‌های اولیه یاد شده خاک بیشتر از پنجاه دور کشت است این در حالی است که با این‌که برای سورگوم نیز در غلظت های ۲۱۰۰/۷ و ۱۳۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک تعداد دور کشت لازم برای پالایش خاک زیاد است شکل(۱-الف)، ولی تعداد دور کشت لازم برای کاهش آلودگی خاک تا سطح مجاز روی برای گیاه سورگوم در غلظت ۹۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک کمتر از ده دور کشت است بنابراین می‌توان گیاه سورگوم را برای پالایش سطوح پایین آلودگی خاک توصیه کرد.

یکی از مشکلات اساسی بر سر راه پاکسازی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین توسط موجودات زنده میکروسکوپی و گیاهان، کاهش میزان قابلیت دسترسی و تماس این عناصر سمی در خاک می‌باشد (۹ و۱۴). عوامل گوناگونی مانند ویژگی‌های



شکل۱. مقادیر برآورد شده تعداد دور کشت لازم برای پالایش آلودگی روی خاک توسط گیاهان سلمه‌تره (الف) و سورگوم (ب) در سطوح مختلف آلودگی روی. خط افقی در این شکل نشان دهنده غلظت مجاز روی در خاک (۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) است.

فیزیکی و شیمیایی خاک (دانه‌بندی و بافت خاک، رطوبت، اسیدیته و کربن آلی) تولید و ترشح ترکیبات آلی از ریشه گیاهان بر قابلیت دسترسی و جذب فلزات سنگین خاک توسط موجودات زنده و گیاهان مؤثر می‌باشند (۱۰ و ۲۵). گزارش‌های مختلف مبنی بر استفاده مواد شیمیایی مختلف مانند، HEDTA، EDTA، NTA و اسیدهای آلی که باعث افزایش میزان استخراج فلزات سنگین و هم‌چنین افزایش کارآیی استخراج سبز شده است وجود دارد (۳۱ و۳۲) باروتیا و همکاران (۵) طی یک بررسی بر روی دو گونه ترشک در دو مکان آلوده دریافتند که کوددهی باعث افزایش بیوماس و هم‌چنین مقاومت گیاهان به فلزات روی و سرب (Pb) و در نتیجه افزایش جذب فلزات شد. ژوهانگ و همکاران (۳۵) به این نتیجه رسیدن که به‌کار بردن نیترات‌آمونیوم و سولفات آمونیوم باعث افزایش تجمع فلزات روی و کادمیوم در ریشه گیاه سورگوم می‌شود. بنابراین می‌توان با استفاده از مواد شیمیایی مختلف که باعث افزایش استخراج فلزات سنگین و هم‌چنین کوددهی که باعث افزایش بیوماس و هم‌چنین مقاومت گیاهان به فلزات و در نتیجه افزایش جذب فلزات می‌گردد تعداد دور کشت لازم گیاهان برای کاهش آلودگی را کاهش داد.

عصاره‌گیری مقدار زیست‌فرآهم فلز روی از خاک

نتایج حاصل از عصاره گیری با عصاره‌گیرهای مختلف نشان داد (جدول۳) که نیترات‌آمونیوم نسبت به کلریدکلسیم و نیترات سدیم میزان روی بیشتری استخراج کرده است، که با افزایش میزان غلظت خاک میزان روی عصاره‌گیری شده با نیترات آمونیوم نیز افزایش یافته است. در مقایسه بین کلریدکلسیم و نیترات سدیم، کلریدکلسیم روی بیشتری از خاک استخراج کرد (جدول ۳).

همان‌طور که در جدول۳ دیده می‌شود کلرید کلسیم در غلظت ۱۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و نیترات سدیم در غلظت‌های ۱۰۰/۷، ۳۰۰/۷ و ۵۰۰/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک قادر به استخراج فلز روی نبودند (اعدادی که با دستگاه جذب اتمی قرائت شد منفی بودند). بر اساس نتایج به‌دست آمده ترتیب کارآیی استخراج روی از خاک به شکل NH4NO3 > CaCl2 > NaNO3 بود. این نتایج مشابه یافته‌های پوی‌یو و همکاران (۲۳) بود. البته آنها اعلام کردند که در بعضی از نمونه‌ها کارآیی استخراج با عصاره‌گیر کلریدکلسیم نسبت به نیترات آمونیوم بالاتر بود. گریشکو و همکاران (۱۲) استفاده از عصاره‌گیر نیترات آمونیوم یک مولار را روشی مناسب برای تعیین حلالیت و فراهمی فلزات سنگین برای گیاهان دانستند. در طی یک بررسی دیگر توانایی استخراج برای کادمیوم و روی با عصاره‌گیرهای مختلف به این ترتیب بود CaCl2 ≥ NH4NO3 > NaNO3 که در این مطالعه کلرید کلسیم توانایی بهتری برای استخراج کادمیوم و روی نسبت به نیترات آمونیوم و نیترات سدیم داشت (۲۹).

جدول۳. مقدار روی استخراج شده خاک با استفاده از عصاره‌گیرهای مختلف

غلظت روی در خاک (mg_{Zn}/kg_{soil})	مقدار روی استخراج شده از خاک (mg_{Zn}/kg_{soil}) توسط هر عصاره‌گیر		
	NH_4NO_3	$CaCl_2$	$NaNO_3$
۱۰۰/۷	۱/۵	۰$	۰
۳۰۰/۷	۳/۸۲	۰/۲۴	۰
۵۰۰/۷	۵/۶۳	۰/۱۵	۰
۹۰۰/۷	۱۳/۸۵	۳/۱۱	/۷
۱۳۰۰/۷	۲۲/۲۰	۲/۳۵	۱/۰۸
۲۱۰۰/۷	۵۰/۷۰	۴/۲۵	۳/۰۵

$: اعداد صفر بیانگر این است که غلظت‌ها با استفاده از دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری قابل اندازه‌گیری نبود.

در پژوهش حاضر، هم‌چنین غلظت‌های عصاره‌گیری شده با نیترات آمونیوم هم‌بستگی بهتری با پاسخ گیاه (عملکردنسبی و غلظت در گیاه) داشت. به‌طوری‌که، هم‌بستگی منفی و معنی‌داری ($P \leq 0.05$) بین غلظت روی عصاره‌گیری شده با نیترات آمونیوم یک مولار با عملکرد نسبی سورگوم ($r = -0.75$) و سلمه تره ($r = -0.91$) به‌دست آمد. هم‌چنین، هم‌بستگی غلظت روی عصاره‌گیری شده با نیترات آمونیوم یک مولار با غلظت روی در شاخساره سورگوم ($r = 0.70$) و سلمه تره ($r = 0.80$) معنی‌دار بود. در حالی‌که این هم‌بستگی‌ها در مورد غلظت‌های عصاره‌گیری شده با دو عصاره‌گیر دیگر از نظر آماری معنی‌دار نبود. مطالعات زیادی استفاده از محلول‌های نمکی غیر بافری را به منظور برآورد میزان دسترسی فلزات کمیاب خاک را تأیید می‌کنند. لبورگ و همکاران (۱۸) ویژگی‌های شیمیایی روی، سرب، کادمیوم و مس در عصاره‌های نمک‌های طبیعی بررسی و شباهت‌هایی را بین ترکیب کیفی این عصاره‌ها و محلول خاک مشاهده کردند. در این روش‌های استخراجی نه تنها از عامل‌های استخراجی مختلف استفاده می‌شود بلکه شرایط آزمایشات نیز متفاوت است. مشکل اصلی در استفاده از این روش‌ها نبود شکل یکسان در روش‌های مختلف است. نتایج بدست آمده بستگی به شرایط آزمایش از قبیل نوع و غلظت عوامل عصاره‌گیر، نوع خاک، سرعت و مدت زمان تکان دادن، دارد که این موضوع مقایسه بین داده‌ها را مشکل ساخته و مانع از استانداردسازی این روش‌ها شده است (۲۳).

نتیجه‌گیری

ژنوتیپ گیاه یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر در جذب فلزات به‌وسیله گیاه است. جذب و تجمع فلزات سنگین بین گونه‌های گیاه و حتی در درون واریته‌های یک گونه متفاوت است. هم‌چنین مقاومت به فلزات سنگین از طریق روابط متقابل بین ژنوتیپ و محیط بروز می‌کند. واکنش سورگوم و سلمه تره در برابر سطوح مختلف آلودگی متفاوت بود به طوری که سورگوم در تمام غلظت ها به جز غلظت آخر (۲۱۰۰/۷) به عنوان تجمع کننده ولی سلمه‌تره در غلظت‌های ۳۰۰/۷ و ۵۰۰/۷ به عنوان تجمع کننده و در غلظت ۹۰۰/۷ به عنوان نشانگر عمل کردند. ضریب اندوزش زیستی برای سورگوم در تمام سطوح آلودگی روی از خاک به جز غلظت ۲۱۰۰/۷ میلی گرم بر کیلوگرم خاک بزرگتر از واحد بود مقدار بالای ضریب اندوزش زیستی برای سورگوم بیانگر توانایی بالای این گیاه در جذب و اندوزش روی از خاک است و از لحاظ توانایی در پالایش آلودگی نتایج نشان داد که تعداد دور کشت لازم گیاه سلمه تره برای کاهش آلودگی خاک زیاد است. سورگوم به خاطر اینکه

دارای رشدی سریع است و زیست توده بالایی تولید می‌کند توانایی بیشتری در مقدار برداشت روی داشت به‌طوری‌که می‌توان خاک‌هایی با سطوح پایین آلودگی روی با کاشت سورگوم پالایش نمود. هم‌چنین بر اساس نتایج حاصل از عصاره‌گیری، نیترات آمونیوم کارآیی بهتری در استخراج روی نسبت به دو عصاره‌گیر دیگر داشت، و غلظت‌های عصاره‌گیری شده با نیترات آمونیوم هم‌بستگی بهتری با پاسخ گیاه (عملکرد نسبی و غلظت در گیاه) داشت.

منابع مورد استفاده

1. Alloway, B. J. 1995. Heavy Metals in Soils. Edmundsbury Press, Lodon, pp: 368.
2. Ambler, J, E., J. C. Brown and H. G. Gauch.1970. Effect of zinc on translocation of iron in soybean plants. Plants Physiol. 45: 320-323.
3. Atici, O., G. Agar and P. Battal.2005. Changes in phytohormone contents in chickpea seeds germinating under lead or Zinc stress. Biologia Plantarum 49(2): 215-222.
4. Baker, A. J. M. 1981. Accumulators and excluders-strategies in the response to heavy metals. J. Plant Nutr. 3:643-645.
5. Barrutia, O., L. Epelde, J. I. Garca-Plazaola, C. Garbisu and J. M. Becerril. 2009. Phytoextraction potential of two *Rumex acetosa* L. accessions collected from metalliferous and non-metalliferous sites: Effect of fertilization. Chemosphere 74: 259–264.
6. Cariny, T. 1995.The Reuse of Contaminated Land. John Wiley and Sons Ltd. Pub., USA.
7. Chaney, R.L. 1993. Zinc phytotoxicity. PP. 135-150. *In*: Robson, AD. (Ed.), Zinc in Soil and Plants. Dordrecht, Kluwer Academic Pub., The Netherlands.
8. Davis, R. D., P. H. T. Beckett and E. Wollan. 1978. Critical levels of twenty potentially toxic elements in young spring barley. Plant Soil 49: 395-408.
9. Ernst, W.H. 2000. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. Appl. Geochem. 11: 163-7.
10. Goldsborough, P.B. and C.S. Cobett.1999. Phytochelatins and metallothioneines. PP. 269-277. *In*: Phytoremediation of Toxic Metals. John Wiley & Sons Inc., USA.
11. Greger, M. and T. Landberg. 1999. Use of willows in phytoextraction. Intl. J. Phytoremed. 1: 115–120.
12. Gryschko, R., R. Kuhnle, K. Terytze, J. Breuer and K. Stahr. 2005. Soil extraction of readily soluble heavy metals and As with 1 M NH4NO3-solution. J. Soils and Sediments 5: 101–106.
13. Gupta, P. K. 2000. Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis. Agrobios, New Delhi, India.
14. Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 2000. Trace Elements in the Soil and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL
15. Kaznina, N. M., A. F., Titov, G. F. Laidinen and A. V. Talanov. 2009. *Setaria Viridis* tolerance of high zinc concentrations. Biol. Bull. 36(6): 575–581.
16. Khudsar, T., M. Mahmooduzzafar, Iqbal and R. K. Sairam. 2004. Zinc-induced changes in morpho-physiological and biochemical parameters in *Artemisia annua*. Biol. Plant 48: 255–260.
17. Klang- Westin, E. and J. Eriksson. 2003. Potential of Salix as a phytoextractor for Cd on moderately contaminated soils. Plant and Soil, 249: 127-137.
18. Lebourg, A., T. Sterckeman, H. Ciesielski and N. Proix. 1998. Trace metal speciation in three unbuffered salt solutions used to assess their bioavailability in soil. J. Environ.Quality 27: 584-590.
19. Macnicol, R. D. and P. H. T. Beckett. 1985.Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. Plant Soil 85 (1): 107-129.
20. Marschner, H. 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, London, UK.
21. McGrath, S. P., E. Lombi, C.W. Gray., N. Caille, S.J. Dunham and F.J. Zhao. 2006. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. Environ. Pollut. 141: 115–125.
22. Memon, A. R., D. Aktoprakligil, A. Ozdemir and A. Vertii. 2001. Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. Turk. J. Biol. 25: 11-121.
23. Pueyo, M., J. F. Lopez-Sanchez and G. Rauret. 2006. Assessment of $CaCl_2$, $NaNO_3$ and $NH4NO_3$ extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. Anal. Chimica Acta 504: 217–226.
24. Rengel, Z. 2000. Ecotypes of *Holcus lanatus* tolerant to zinc toxicity also tolerate zinc deficiency. Ann. Bot. 86: 1119–1126.

25. Salisbury, F. B. and C .W. Ross. 1998. Plant Physiology. Belmont, California, Wads Worth Pub. Co, California.
26. Seward, M. R. D. and D. H. S. Richardson. 1990. Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects. CRC Press., Florida.
27. Shaw, A. J. 1989. Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspecta. CRC Press. Inc., Florida.
28. Sumeonidis, L. 1990. Tolerance of *Festuca rubra* L. to zinc in relation to mycorrhizal infection. Biol. Metals 3: 204–207.
29. Szakova J., P. Tlustos, J. Balík, D. Pavlíkova and M. Balíkova. 2001. The application of sequential extraction procedure to evaluation of influence of sewage sludge amendment on Cd and Zn mobility in soil. Chem. Listy, 95: 645–648.
30. Van Assche, F., R. Ceulemans and H. Clijsters. 1990. Zinc mediated effects on leaf CO_2 diffusion conductances and net photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* L. Photosynth. Res. 1: 171–180.
31. Wang, H Q., S. J. Lu, H. Li and Z. H. Yao. 2007. EDTA-enhanced phytoremediation of lead contaminated soil by *Bidens maximowicziana*. J. Environ. Sci.19(12): 1496–1499.
32. Wu, Q T., J. C. Deng, X. X. Long, J. L. Morel and C. Schwartz. 2006. Selection of appropriate organic additives for enhancing Zn and Cd phytoextraction by hyperaccumulators. J. Environ. Sci. 18(6): 1113–1118.
33. Yoon, J., X. Cao, Q. Zhou and L. Ma. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. Sci. Total Environ. 368: 456–464.
34. Zayed, A., S. Gowthaman and N. Terry. 1998. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. J. Environ. Qual. 27: 715–721. 646.
35. Zhuang, P., W. Shu, Z. Li, B. Liao, J. Li and J. Shao. 2009. Removal of metals by sorghum plants from contaminated land. J. Environ. Sci. 21: 1432–1437.