

تأثیر آلودگی کروم (VI)، کادمیوم و سرب بر ترکیب عناصر مغذی در نهال‌های یکساله تبریزی و سپیدار

سیدمهدی علی‌زاده*

استادیار دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین خوزستان

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۲/۱۲/۸ - تاریخ تصویب: ۱۳۹۴/۱/۱۵)

چکیده

فلزات سنگین جزء آلاینده‌های روزافزون محیط زیست محسوب می‌شوند. این آلاینده‌ها به راحتی توسط گیاهان جذب و به‌منزله عوامل قوی تنش‌زا برای متابولیسم گیاه قلمداد می‌شوند. فلزات سنگین از طریق رقابت با عناصر مغذی تأثیر بسزایی در توزیع آنها در گیاه دارند. هدف پژوهش حاضر بررسی تأثیر سطوح افزایشی آلودگی کروم (VI)، کادمیوم و سرب بر ایجاد عدم تعادل در وضعیت عناصر مغذی در برگ و ساقه/شاخه دو گونه از صنوبر (تبریزی و سپیدار) بود. آزمایش به صورت کاشت نهال‌های صنوبر در گلدان‌های حاوی خاک آلوده به هر یک از فلزات سنگین انجام شد. نتایج نشان داد که فلزات سنگین سبب کاهش غلظت کلیه عناصر مغذی در برگ و ساقه/شاخه نهال‌ها شدند ($P < 0.05$). گونه تبریزی در قیاس با گونه سپیدار نسبت به آلودگی کروم (VI) و کادمیوم حساس‌تر بود. بالاترین و پایین‌ترین تأثیر منفی بر جذب عناصر غذایی توسط نهال‌ها به ترتیب متعلق به کادمیوم و سرب بود. آلودگی ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم سبب کاهش ۶۵ درصدی در غلظت پتاسیم برگ نهال‌های تبریزی شد. کاهش ۷۸ درصدی در جذب فسفر در نهال‌های تبریزی نیز در حضور ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم در مقایسه با شاهد رخ داد. مکانیسم‌های کنش‌های متقابل بین فلزات سنگین و عناصر مغذی بسیار پیچیده است و به‌طور جزئی شناسایی شده است. اطلاعات در مورد مکانیسم چرخش عناصر غذایی کمک شایانی به حل مشکلات پروژه‌های گیاه‌پالایی تحت تنش فلزات سنگین خواهد کرد.

کلیدواژه‌گان: آلاینده، فلزات سنگین، کنش متقابل، گیاه‌پالایی، متابولیسم گیاهی.

۱. مقدمه

تغییر سبک زندگی جوامع انسانی از شکل مبتنی بر کشاورزی به شکل صنعتی، سبب افزایش رهاسازی انواع پسماندها و پسابها در محیط زیست شده و مشکلات متعدد و جدی در زمینه‌های بوم‌شناختی، زیباشناختی و سلامت ایجاد کرده است (Demirci & Demirer, 2004). این پسماندها و پسابها حاوی ترکیبات گوناگونی است که فلزات سنگین بخشی از آنها هستند. افزایش سطوح این فلزات و شبه‌فلزات در محیط زیست تأثیرات سوء شدیدی بر اکوسیستم و به‌ویژه اجزای زنده آن (گیاهان، حیوانات، میکروارگانیسم‌ها و انسان) خواهد داشت (kim et al., 2003). اجرای کنترل‌نشده اغلب فعالیت‌های صنعتی و از آن جمله معدن‌کاوی‌ها می‌تواند سبب انتشار مقادیر زیادی از این فلزات و شبه‌فلزات به هوا، خاک و آب‌های مجاور شود. آثار سوء این‌گونه فعالیت‌ها بر اکوسیستم، زمانی شدیدتر است که محل این پروژه‌ها در مجاورت شهرها باشد (Haque et al., 2008). به‌علاوه فلزات سنگین در معرض فرایندهای تخریب نیست و در محیط زیست باقی می‌مانند، اگرچه زیست‌فراهمی این مواد شیمیایی در ارتباط با ترکیب خاک متغیر است (Doumett et al., 2008). بنابراین، کاهش این آثار ضروری به نظر می‌رسد. یکی از روش‌هایی که برای حذف فلزات سنگین از خاک استفاده می‌شود گیاه‌پالایی است. در این روش گیاهان برای حذف آلاینده‌ها از خاک به خدمت گرفته می‌شوند (Alizadeh et al., 2014a; Alizadeh, 2014; Alizadeh et al., 2012b; Alizadeh et al., 2012a). این فناوری روشی درجا، کم‌هزینه و با تخریب کم است (Salt et al., 1995) که در سال‌های اخیر به‌دلیل هماهنگی با طبیعت و قابلیت استفاده در مقیاس‌های وسیع، کانون توجه بوده است. مطالعات زیادی بر روی توان گیاه‌پالایی فلزات سنگین توسط گونه‌های مختلف صورت گرفته است (Alizadeh et al., 2014b; Alizadeh et al., 2012b; Glick, 2003; Mitch, 2002).

خاک‌های آلوده به فلزات شامل دو فرایند اصلی است: یکی گیاه‌تثبیتی^۱ که عبارت از بی‌تحرک کردن فلزات در خاک یا ریشه‌ها است و منجر به کاهش زیست‌فراهمی فلز می‌شود و دیگری گیاه‌استخراجی^۲ به‌معنای جذب آلاینده توسط گیاه از محیط خاک و انتقال آن از ریشه به اندام‌های هوایی است (Pivetz, 2001). به‌منظور دستیابی به کارایی بالا در گیاه‌پالایی، گیاهان استفاده‌شده باید مقادیر زیادی از فلز سنگین را انباشت کرده، بردبار به حضور فلز سنگین در خاک بوده و نیز توانایی تولید زی‌توده بالا در خاک آلوده را داشته باشند (Alizadeh et al., 2012a; McGrath et al., 2002).

انتخاب گونه‌های درختی سریع‌الرشدی که مقاوم به حضور فلزات سنگین باشند، سیستم ریشه‌ای عمیق و قابلیت رشد در خاک‌های فقیر از مواد غذایی را داشته باشند، از عوامل موفقیت پروژه‌های گیاه‌پالایی است (Wu et al., 2010; Alizadeh et al., 2003; Pulford & Watson, 2014). جنس صنوبر به‌دلیل تولید زی‌توده بیشتر در مقایسه با سایر گونه‌ها، سیستم ریشه‌ای گسترده، تکثیر آسان (Castiglione et al., 2007) و نرخ تبخیر بالا و به‌تبع آن امکان انتقال بیشتر آلاینده به اندام‌های هوایی از این طریق، در پروژه‌های گیاه‌پالایی توجه ویژه شده است (Alizadeh, 2014; Wu et al., 2010).

مسلماً جذب مقادیر کافی عناصر غذایی توسط گیاه تحت تنش فلزات سنگین، از عوامل کلیدی در شادابی و توانایی گیاهان برای رشد در محیط‌های آلوده و به دنبال آن موفقیت پروژه‌های گیاه‌پالایی است. اگر گیاهان قادر به جذب عناصر غذایی مورد نیاز از خاک نباشند، توانایی انباشت عناصر سنگین را از دست می‌دهند و به‌تبع آن پروژه گیاه‌پالایی با شکست مواجه خواهد شد. اغلب مطالعات بر تأثیر فلزات سنگین بر زنده‌مانی و عملکرد گیاهان تأکید دارند (Alizadeh et al., 2012a; Alizadeh, 2012b).

1. Phytostabilization
2. Phytoextraction

ریشه‌دارشدن به مدت یک سال در نهالستان مسیر سبز شهرستان کرج مراقبت و نگهداری شدند. سال بعد از بین قلمه‌های ریشه‌دار انتخاب مجدد صورت گرفت و نهال‌هایی که از نظر صفات یادشده یکسان بودند، برای آزمایش گلدانی در نظر گرفته شدند.

از نمک‌های دی‌کرومات پتاسیم ($K_2Cr_2O_7$)، کلرید کادمیوم ($CdCl_2 \cdot 2.5H_2O$) و نیترات سرب [$Pb(NO_3)_2 \cdot 2.5H_2O$] برای آلوده کردن خاک استفاده شد. خاک هر گلدان در خارج از گلدان به صورت جداگانه با نمک‌های دی‌کرومات پتاسیم و کلرید کادمیوم در غلظت‌های ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و نمک نیترات سرب در غلظت‌های ۲۰۰، ۳۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به صورت تقریباً یکنواخت آلوده و سپس گلدان‌ها با آن پر شدند. یک تیمار خاک هم بدون افزودن هیچ‌گونه آلاینده‌ای به منزله تیمار شاهد مورد توجه قرار گرفت. در این آزمایش از گلدان‌های پلاستیکی با ظرفیت ۲۵ لیتر استفاده شد. خاک‌ها پس از آلوده شدن، برای رسیدن به حالت تعادل به مدت یک ماه به حال خود رها شدند (Alizadeh *et al.*, 2014; Alizadeh *et al.*, 2012). پس از انتقال نهال‌ها به گلدان‌ها (در فصل زمستان)، با توجه به نتایج آنالیز خاک، کودهای اوره و سولفات پتاسیم برای جلوگیری از کمبود این دو عنصر در نهال‌ها به خاک اضافه شد. با توجه به اینکه بر اثر افزودن نیترات سرب به خاک مقداری نیتروژن به خاک اضافه می‌شود، بنابراین جرم مولی نیتروژن محاسبه و به سایر تیمارها نیز افزوده شد. در طول دوره رویش، رطوبت خاک حدود ۷۰ تا ۹۰ درصد رطوبت مزرعه‌ای و از طریق توزین گلدان‌ها در طول آزمایش، حفظ شد. این عمل با آبیاری یک روز در میان گلدان‌ها در فصل بهار و هر روزه در فصل تابستان انجام شد. غلظت عناصر پرمصرف (نیتروژن، فسفر، پتاسیم) و کم‌مصرف (آهن و مس) و عناصر سنگین (کروم، کادمیوم و سرب) موجود در آب آبیاری در جدول ۱ ارائه شده است.

اگرچه این ارتباط هنوز و به‌طور کامل توسط پژوهشگران مشخص نشده است و ابهاماتی در این زمینه وجود دارد، تأثیر این آلودگی‌ها بر جذب و توزیع عناصر غذایی در اندام‌های درختان مورد توافق پژوهشگران است (Huttl, 1988; Oren & Schulze, 1998). فرضیه‌های این پژوهش بر این است که تنش فلزات سنگین بر جذب عناصر غذایی توسط نهال‌های صنوبر مؤثر است و این تأثیر در بین گونه‌های سپیدار و تبریزی متفاوت است. از آنجاکه مطالعات بسیار محدودی پیرامون جذب عناصر غذایی در بافت‌های گونه‌های صنوبر در شرایط تنش فلزات سنگین صورت گرفته است، بررسی‌های بیشتر به منظور آگاهی از این اطلاعات برای مدیریت پایدار پروژه‌های گیاه‌پالایی ضروری است.

۲. مواد و روش‌ها

این پژوهش در قالب طرح آزمایشی فاکتوریل، با طرح پایه کاملاً تصادفی در ۵ تکرار انجام شد. فاکتورهای بررسی شده شامل نوع گونه، نوع آلاینده و غلظت آلودگی بود. تجزیه آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS و مقایسه میانگین‌ها به روش توکی (آماره SD) در سطح ۱ درصد انجام شد. از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری مزرعه آموزشی-پژوهشی دانشگاه تهران (E ۵۷' و N ۴۸' ۳۵) خاک غیرآلوده تهیه شد. این خاک پس از خشک شدن در معرض هوا، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده و به‌طور کامل مخلوط شد و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن با استفاده از روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد.

یک سال قبل از اجرای آزمایش، قلمه‌هایی یکسان با طول (۳ ± ۲ cm)، قطر (۱ ± ۸ mm) و تعداد جوانه (۸) از یک درخت مادری منفرد سپیدار (*Populus alba* L.) و یک درخت مادری منفرد تبریزی (*Populus nigra* L.) تهیه و برای

عناصر استفاده شد. مقادیر فسفر، پتاسیم، آهن و مس با استفاده از روش هضم تر (با استفاده از اسیدسولفوریک غلیظ، آب اکسیژنه و دستگاه دایجسدال) و قرائت با دستگاه ICP-OES به دست آمد (Vicentim & Ferraz, 2007). اندازه‌گیری نیتروژن نیز با استفاده از روش کجلدال صورت گرفت (Zaefarian et al., 2011).

در پایان فصل رویش، نهال‌ها از قسمت یقه بریده شدند و پس از شست‌وشوی کامل با آب مقطر به دو دسته برگ و ساقه/شاخه تقسیم و در آن در دمای ۷۰ درجه سلسیوس تا رسیدن به وزن ثابت خشک شدند. وزن زی توده برای هر کدام از اندام‌ها ثبت شد. نمونه‌های خشک‌شده با آسیاب کاملاً پودر و ۰/۵ گرم از آن برای اندازه‌گیری غلظت

جدول ۱. عناصر پرمصرف و کم‌مصرف موجود در آب آبیاری در مراحل اجرای پژوهش*

غلظت (mg l^{-1})		عنصر
آب استفاده‌شده هنگام اجرای آزمایش	آب استفاده‌شده هنگام تولید نهال‌ها	
۶۵۰	۵۲۰	N
۳/۸	۱/۹	P
۵۰۰	۴۵۱	K
۱/۰۱	۰/۶۵	Fe
۰/۴۸	---	Cu
---	---	Cr
۰/۰۵	---	Cd
۰/۰۸	۰/۱۱	Pb

* داده‌های جدول میانگین دو تکرار در نمونه‌برداری هستند.

۳. نتایج

تبریزی بود. با مشاهده جدول ۳ استنباط می‌شود که آلودگی کروم (VI) سبب کاهش جذب برگی کلیه عناصر مغذی در هر دو گونه صنوبر شد. در اغلب حالات تفاوتی بین تیمارهای شاهد و آلودگی ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم (جز در مورد جذب فسفر توسط سپیدار و جذب پتاسیم و مس توسط تبریزی) مشاهده نشد ($P < 0/05$). براساس نتایج جدول ۳ بیشترین میزان جذب عناصر غذایی در تیمار شاهد و کمترین میزان در سطح آلودگی ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. فلز کروم بر جذب عناصر غذایی توسط ساقه/شاخه‌ها نیز اثرگذار بود و سبب کاهش همه عناصر غذایی در سطوح مختلف آلودگی شد. این کاهش در برخی تیمارهای معنادار بود ($P < 0/05$) (جدول ۴).

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک استفاده‌شده در این پژوهش در جدول ۲ ارائه شده است. براساس نتایج ارائه‌شده در جدول‌های ۳، ۵ و ۷ و همچنین ۴، ۶ و ۸، در بین فلزات سنگین استفاده‌شده در این پژوهش، فلز کادمیوم بیشترین ممانعت و فلز سرب کمترین ممانعت را در روند طبیعی جذب عناصر مغذی توسط هر دو نهال سپیدار و تبریزی ایجاد کردند. همچنین از یک‌سو میزان جذب عناصر مغذی در تبریزی به مراتب بیشتر از سپیدار بود و از سوی دیگر سرعت کاهش میزان جذب در حضور فلزات سنگین نیز در تبریزی بیشتر بود. استثنای این مورد مربوط به سرب بود و روند کاهش جذب عناصر مغذی در حضور سرب در سپیدار به مراتب بیشتر از

جدول ۲. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

مقدار	خصوصیت	مقدار	خصوصیت
۱۳/۲	آهک (درصد)	۴۱	شن (درصد)
۰/۰۹	کروم قابل استخراج با ^۱ DTPA (میلی گرم بر کیلوگرم)	۳۵	سیلت (درصد)
۲۵	ظرفیت تبادل کاتیونی (سانتی مول بر کیلوگرم)	۲۴	رس (درصد)
۱۸	فسفر قابل جذب (میلی گرم بر کیلوگرم)	۰/۸۶	کربن آلی (درصد)
۲۳۲	پتاسیم قابل جذب (میلی گرم بر کیلوگرم)	۰/۰۷۶	نیترژن (درصد)
۴/۰۲	مس قابل استخراج با DTPA (میلی گرم بر کیلوگرم)	۴/۴۲	EC (دسی زیمنس بر متر)
۸/۱	آهن قابل استخراج با DTPA (میلی گرم بر کیلوگرم)	۷/۵	pH
۱/۰۱	روی قابل استخراج با DTPA (میلی گرم بر کیلوگرم)	۸/۱	کربنات کلسیم معادل (درصد)
۷/۸۵۴	منگنز قابل استخراج با DTPA (میلی گرم بر کیلوگرم)	۲۶	Field Capacity (F.C) (%)

جدول ۳. تأثیر کروم (VI) بر جذب برگی عناصر مغذی توسط نهال‌های سپیدار و تبریزی

نوع گونه	عنصر مغذی	غلظت آلاینده (mg kg^{-1})			
		۱۵۰	۱۰۰	۵۰	۰
سپیدار (<i>P. alba</i> L.)	نیترژن (g kg^{-1}) (N)	۱۲/۳۲ ± ۱/۲(c)	۱۷/۰۳ ± ۲(b)	۲۰/۶۷ ± ۳/۵(ab)	۲۳ ± ۲(a)
	فسفر (g kg^{-1}) (P)	۰/۸۹ ± ۰/۰۹(c)	۱/۰۹ ± ۰/۱۳(bc)	۱/۲۲ ± ۰/۱۱(b)	۱/۹۱ ± ۰/۲۳(a)
	پتاسیم (g kg^{-1}) (K)	۸/۷۶ ± ۲(b)	۱۰/۰۵ ± ۱/۱(b)	۱۳/۵۴ ± ۲/۳(ab)	۱۵/۸ ± ۱(a)
	آهن (mg kg^{-1}) (Fe)	۳۵/۲۱ ± ۱۰/۱(b)	۴۱/۲۳ ± ۳(b)	۵۱/۰۹ ± ۸/۷(a)	۵۶/۱۱ ± ۱۲(a)
	مس (mg kg^{-1}) (Cu)	۳/۷۳ ± ۰/۹(b)	۴/۱۱ ± ۰/۶۱(b)	۴/۷ ± ۰/۵(a)	۵/۱۱ ± ۱(a)
	نیترژن (g kg^{-1}) (N)	۹/۰۸ ± ۲/۱(c)	۱۶/۶۵ ± ۱(b)	۲۱/۵۴ ± ۵/۶(a)	۲۴/۱ ± ۴/۴(a)
تبریزی (<i>P. nigra</i> L.)	فسفر (g kg^{-1}) (P)	۰/۷۵ ± ۰/۰۸(c)	۱/۷۷ ± ۰/۲(b)	۱/۸۹ ± ۰/۳۴(ab)	۲/۱ ± ۰/۲(a)
	پتاسیم (g kg^{-1}) (K)	۶/۹ ± ۱ (bc)	۸/۹ ± ۲/۴(b)	۱۰/۱۱ ± ۱/۱(b)	۱۶/۲۱ ± ۴/۸ (a)
	آهن (mg kg^{-1}) (Fe)	۳۰/۰۳ ± ۳(c)	۳۸ ± ۱۰ (b)	۵۰/۱۱ ± ۶/۲(a)	۵۸/۶۵ ± ۱۳(a)
	مس (mg kg^{-1}) (Cu)	۳/۵۶ ± ۱/۰۱(c)	۳/۷۴ ± ۰/۲۱ (c)	۵ ± ۰/۱(b)	۵/۹ ± ۱/۲۳(a)

حروف مشابه در هر ردیف نشان‌دهنده نبود تفاوت معنادار بین اعداد در سطح ۵ درصد است. داده‌ها به صورت میانگین ± انحراف معیار ۵ تکرار نشان داده شده‌اند.

جدول ۴. تأثیر کروم (VI) بر جذب عناصر مغذی در ساقه/شاخه‌های نهال‌های سپیدار و تبریزی

نوع گونه	عنصر مغذی	غلظت آلاینده (mg kg^{-1})			
		۱۵۰	۱۰۰	۵۰	۰
سپیدار (<i>P. alba</i> L.)	نیترژن (g kg^{-1}) (N)	۳/۷۱ ± ۰/۲۳(b)	۳/۸۱ ± ۰/۵(b)	۴/۷ ± ۱(a)	۵/۰۲ ± ۱/۲(a)
	فسفر (g kg^{-1}) (P)	۱/۶۷ ± ۰/۱۲(c)	۱/۷۵ ± ۰/۱(bc)	۱/۸۵ ± ۰/۰۹(ab)	۱/۹۸ ± ۰/۱(a)
	پتاسیم (g kg^{-1}) (K)	۳/۱۲ ± ۱/۵(b)	۳/۴۳ ± ۰/۱۱(ab)	۳/۸ ± ۰/۳۴(ab)	۴/۱۲ ± ۱/۳(a)
	آهن (mg kg^{-1}) (Fe)	۷/۱۱ ± ۰/۵(b)	۸/۲ ± ۳/۵(ab)	۸/۸۵ ± ۲/۱(ab)	۹/۳۵ ± ۰/۷۵(a)
	مس (mg kg^{-1}) (Cu)	۰/۹۲ ± ۰/۱(d)	۱/۲۱ ± ۰/۳(c)	۱/۴ ± ۰/۲۱(b)	۱/۵۷ ± ۰/۳(a)
	نیترژن (g kg^{-1}) (N)	۳/۵۹ ± ۰/۵۱(c)	۳/۶۶ ± ۰/۳(c)	۴/۶۵ ± ۱(b)	۵/۵۵ ± ۰/۲۳(a)
تبریزی (<i>P. nigra</i> L.)	فسفر (g kg^{-1}) (P)	۱/۶۵ ± ۰/۰۶(c)	۱/۷۳ ± ۰/۱۱ (bc)	۱/۸۹ ± ۰/۰۷(ab)	۱/۹۳ ± ۰/۱(a)
	پتاسیم (g kg^{-1}) (K)	۳/۴۲ ± ۰/۴(c)	۴/۱۱ ± ۰/۵(bc)	۴/۸۳ ± ۱/۲۱(ab)	۵/۲۱ ± ۱(a)
	آهن (mg kg^{-1}) (Fe)	۸/۴۱ ± ۰/۸(c)	۹/۳۸ ± ۱(bc)	۱۰/۴۵ ± ۲/۴(ab)	۱۱/۱۲ ± ۳/۵(a)
	مس (mg kg^{-1}) (Cu)	۱/۲۹ ± ۰/۲۱ (c)	۱/۶۱ ± ۰/۰۶(b)	۱/۶۷ ± ۰/۱(ab)	۱/۷۸ ± ۰/۲(a)

حروف مشابه در هر ردیف نشان‌دهنده نبود تفاوت معنادار بین اعداد در سطح ۵ درصد است. داده‌ها به صورت میانگین ± انحراف معیار ۵ تکرار نشان داده شده‌اند.

کادمیوم مشاهده شد. بین سطوح بالای آلودگی (تیمارهای ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی گرم)، تفاوت معناداری در جذب پتاسیم، آهن و مس در ساقه و شاخه‌های نهال سپیدار ملاحظه نشد. چنین وضعیتی برای نهال‌های تبریزی تنها در مورد پتاسیم و مس اتفاق افتاد ($P < 0/05$) (جدول ۶). روند کاهشی در جذب برگی و ساقه/شاخه‌ای عناصر غذایی در حضور سرب نیز در هر دو گونه صنوبر مشاهده شد (جدول‌های ۷ و ۸). با مقایسه اطلاعات جدول‌های ۷ و ۸ با جدول‌های قبل استنباط می‌شود که شدت تأثیر آلودگی سرب بر جذب عناصر غذایی توسط هر دو گونه صنوبر کمتر از دو آلاینده دیگر است. از میان عناصر غذایی اندازه‌گیری شده در برگ دو گونه صنوبر، آلودگی ۲۰۰ میلی گرم سرب در مقایسه با شاهد تنها سبب کاهش معنادار فسفر در گونه تبریزی شد ($P < 0/05$). آلودگی سرب تا سطح ۳۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم تأثیر معناداری در کاهش جذب ساقه/شاخه‌ای عناصر فسفر، پتاسیم و آهن توسط سپیدار و همچنین عناصر فسفر، پتاسیم، آهن و مس توسط تبریزی نداشت ($P < 0/05$) (جدول ۸).

نتایج جذب برگی و ساقه/شاخه‌ای عناصر غذایی در نهال‌های سپیدار و تبریزی تحت تأثیر تنش کادمیوم در غلظت‌های مختلف آلودگی در جدول‌های ۵ و ۶ ارائه شده است. با مقایسه مقادیر این جدول‌ها به ترتیب با جدول‌های ۳ و ۴ ملاحظه می‌شود که تنش کادمیوم نسبت به کروم تأثیر کاهنده به مراتب بیشتری بر جذب عناصر غذایی توسط نهال‌های صنوبر گذاشته است. غلظت ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم در سپیدار تنها سبب کاهش معنادار در جذب فسفر شد در حالی که در مورد تبریزی کاهش در جذب کلیه عناصر پرمصرف اندازه‌گیری شده (نیترژن، فسفر و پتاسیم) و عنصر ریزمغذی مس مشاهده شد ($P < 0/05$). آلودگی کادمیوم تأثیر کاملاً معناداری ($P < 0/05$) در تمام سطوح بر جذب نیترژن توسط نهال تبریزی داشت که این روند در مورد هیچ‌یک از عناصر مغذی دیگر مشاهده نشد (جدول ۵).

جذب عناصر مغذی در ساقه/شاخه‌ها نیز در حضور کادمیوم کاهش نشان داد. بیشترین جذب ساقه/شاخه‌ای عناصر در تیمار شاهد و کمترین میزان در سطح آلودگی ۱۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم

جدول ۵. تأثیر کادمیوم بر جذب برگی عناصر مغذی توسط نهال‌های سپیدار و تبریزی

نوع گونه	عنصر مغذی	غلظت آلاینده (mg kg^{-1})			
		۱۵۰	۱۰۰	۵۰	۰
سپیدار (<i>P. alba</i> L.)	نیترژن (g kg^{-1}) (N)	۸/۲۳ ± ۱/۹(c)	۱۴/۲۳ ± ۲/۳(b)	۱۹/۵۵ ± ۲/۵(a)	۲۳ ± ۲(a)
	فسفر (g kg^{-1}) (P)	۰/۷ ± ۰/۱۱(c)	۱/۰۰ ± ۰/۲(b)	۱/۱۴ ± ۰/۱۴(b)	۱/۹۱ ± ۰/۲۳(a)
	پتاسیم (g kg^{-1}) (K)	۸/۰۱ ± ۱/۲(c)	۸/۹۱ ± ۰/۸(bc)	۱۲/۰۳ ± ۴/۱(ab)	۱۵/۸ ± ۱(a)
	آهن (mg kg^{-1}) (Fe)	۲۹ ± ۴/۳(b)	۳۶/۶ ± ۸/۸(b)	۴۷/۱ ± ۷/۸(a)	۵۶/۱۱ ± ۱۲(a)
	مس (mg kg^{-1}) (Cu)	۲/۷۱ ± ۰/۶۷(c)	۳/۲۴ ± ۱(bc)	۴/۲۱ ± ۰/۷۸(ab)	۵/۱۱ ± ۱(a)
تبریزی (<i>P. nigra</i> L.)	نیترژن (g kg^{-1}) (N)	۶/۰۶ ± ۱/۳(d)	۱۲/۱۴ ± ۲/۷(c)	۱۸/۱۸ ± ۲/۳(b)	۲۴/۱ ± ۴/۴(a)
	فسفر (g kg^{-1}) (P)	۰/۵۹ ± ۰/۱(c)	۱/۵۱ ± ۰/۳۴(b)	۱/۶ ± ۰/۴۵(b)	۲/۱ ± ۰/۲(a)
	پتاسیم (g kg^{-1}) (K)	۵/۶ ± ۰/۸۵(c)	۷/۳ ± ۱/۲(bc)	۹/۱ ± ۱/۷(b)	۱۶/۲۱ ± ۴/۸(a)
	آهن (mg kg^{-1}) (Fe)	۲۳/۴۸ ± ۵/۳(c)	۳۲ ± ۷/۷(b)	۵۱/۴۳ ± ۵/۹(a)	۵۸/۶۵ ± ۱۳(a)
	مس (mg kg^{-1}) (Cu)	۲/۴۴ ± ۱(c)	۳/۱ ± ۰/۹۳(c)	۴/۶۴ ± ۱/۳(b)	۵/۹ ± ۱/۲۳(a)

حروف مشابه در هر ردیف نشان‌دهنده نبود تفاوت معنادار بین اعداد در سطح ۵ درصد است. داده‌ها به صورت میانگین ± انحراف معیار ۵ تکرار نشان داده شده‌اند.

جدول ۶. تأثیر کادمیوم بر جذب عناصر مغذی در ساقه/شاخه‌های نهال‌های سپیدار و تبریزی

نوع گونه	عنصر مغذی	غلظت آلاینده (mg kg ⁻¹)			
		۱۵۰	۱۰۰	۵۰	۰
سپیدار (<i>P. alba</i> L.)	نیترژن (N) (g kg ⁻¹)	۳/۱ ± ۰/۷(c)	۳/۵۲ ± ۰/۴۸(bc)	۴/۲۱ ± ۱/۳(ab)	۵/۰۲ ± ۱/۲(a)
	فسفر (P) (g kg ⁻¹)	۱/۶۵ ± ۰/۳۲(c)	۱/۷ ± ۰/۵۳(bc)	۱/۸۴ ± ۰/۲(ab)	۱/۹۸ ± ۰/۱(a)
	پتاسیم (K) (g kg ⁻¹)	۲/۹۳ ± ۰/۴۶(c)	۳/۲۸ ± ۰/۲۲(bc)	۳/۷۱ ± ۱(ab)	۴/۱۲ ± ۱/۳(a)
	آهن (Fe) (mgkg ⁻¹)	۶/۵ ± ۲/۴(b)	۷/۹۱ ± ۱/۷(ab)	۸/۵۹ ± ۲/۶(a)	۹/۳۵ ± ۰/۷۵(a)
	مس (Cu) (mgkg ⁻¹)	۰/۸۸ ± ۰/۱(c)	۱/۰۶ ± ۰/۲۵(c)	۱/۳۳ ± ۰/۲۱(b)	۱/۵۷ ± ۰/۳(a)
تبریزی (<i>P. nigra</i> L.)	نیترژن (N) (g kg ⁻¹)	۲/۹۵ ± ۰/۱۱(c)	۳/۲۳ ± ۰/۶۳(c)	۴/۱۱ ± ۰/۵۴(b)	۵/۵۵ ± ۰/۲۳(a)
	فسفر (P) (g kg ⁻¹)	۱/۵۳ ± ۰/۱۷(c)	۱/۶۷ ± ۰/۶۱(bc)	۱/۷۹ ± ۰/۲۳(ab)	۱/۹۳ ± ۰/۱(a)
	پتاسیم (K) (g kg ⁻¹)	۳/۲ ± ۰/۷۱(c)	۳/۹۱ ± ۰/۷۹(bc)	۴/۶۵ ± ۱/۴(ab)	۵/۲۱ ± ۱(a)
	آهن (Fe) (mgkg ⁻¹)	۷/۲۱ ± ۰/۸۷(b)	۸/۴۸ ± ۳(ab)	۱۰/۱ ± ۲/۷(a)	۱۱/۱۲ ± ۳/۵(a)
	مس (Cu) (mgkg ⁻¹)	۱/۰۹ ± ۰/۱۸(c)	۱/۳۷ ± ۰/۱۳(b)	۱/۵۲ ± ۰/۳۷(b)	۱/۷۸ ± ۰/۲(a)

حروف مشابه در هر ردیف نشان‌دهنده نبود تفاوت معنادار بین اعداد در سطح ۵ درصد است. داده‌ها به صورت میانگین ± انحراف معیار ۵ تکرار نشان داده شده‌اند.

جدول ۷. تأثیر سرب بر جذب برگی عناصر مغذی توسط نهال‌های سپیدار و تبریزی

نوع گونه	عنصر مغذی	غلظت آلاینده (mg kg ⁻¹)			
		۴۰۰	۳۰۰	۲۰۰	۰
سپیدار (<i>P. alba</i> L.)	نیترژن (N) (g kg ⁻¹)	۱۴/۱۱ ± ۲(b)	۱۹/۴۵ ± ۳/۳(a)	۲۰/۳۳ ± ۴/۱(a)	۲۳ ± ۲(a)
	فسفر (P) (g kg ⁻¹)	۰/۹۷ ± ۰/۲(c)	۱/۳ ± ۰/۱۴(b)	۱/۵۱ ± ۰/۱۶(b)	۱/۹۱ ± ۰/۲۳(a)
	پتاسیم (K) (g kg ⁻¹)	۹/۰۹ ± ۰/۶۴(c)	۱۱/۵۱ ± ۲/۱(bc)	۱۳/۸ ± ۳/۱(ab)	۱۵/۸ ± ۱(a)
	آهن (Fe) (mgkg ⁻¹)	۴۰/۴۱ ± ۹/۲(b)	۴۲ ± ۱۲(b)	۵۳/۶ ± ۲۰(a)	۵۶/۱۱ ± ۱۲(a)
	مس (Cu) (mgkg ⁻¹)	۳/۹۶ ± ۰/۸۳(b)	۴/۴۱ ± ۱/۹(ab)	۴/۹ ± ۱/۴(ab)	۵/۱۱ ± ۱(a)
تبریزی (<i>P. nigra</i> L.)	نیترژن (N) (g kg ⁻¹)	۱۷/۲۳ ± ۴(b)	۲۰/۰۸ ± ۱/۹(ab)	۲۲/۰۷ ± ۳/۱(a)	۲۴/۱ ± ۴/۴(a)
	فسفر (P) (g kg ⁻¹)	۱/۰۹ ± ۰/۲۱(c)	۱/۷ ± ۰/۱۲(b)	۱/۸۶ ± ۰/۲(b)	۲/۱ ± ۰/۲(a)
	پتاسیم (K) (g kg ⁻¹)	۱۰/۱ ± ۱/۹(c)	۱۲/۱۲ ± ۱/۶(bc)	۱۴ ± ۳(ab)	۱۶/۲۱ ± ۴/۸(a)
	آهن (Fe) (mgkg ⁻¹)	۴۷ ± ۹(b)	۵۰/۰۷ ± ۱۳/۱(ab)	۵۵/۶ ± ۱۷(a)	۵۸/۶۵ ± ۱۲(a)
	مس (Cu) (mgkg ⁻¹)	۴/۵۱ ± ۰/۷۸(b)	۵/۰۱ ± ۱/۴(ab)	۵/۳۳ ± ۱/۱(ab)	۵/۹ ± ۱/۲۳(a)

حروف مشابه در هر ردیف نشان‌دهنده نبود تفاوت معنادار بین اعداد در سطح ۵ درصد است. داده‌ها به صورت میانگین ± انحراف معیار ۵ تکرار نشان داده شده‌اند.

جدول ۸. تأثیر سرب بر جذب عناصر مغذی در ساقه/شاخه‌های نهال‌های سپیدار و تبریزی

نوع گونه	عنصر مغذی	غلظت آلاینده (mg kg ⁻¹)			
		۴۰۰	۳۰۰	۲۰۰	۰
سپیدار (<i>P. alba</i> L.)	نیترژن (N) (g kg ⁻¹)	۳/۸ ± ۱/۷(c)	۳/۹۳ ± ۰/۴۵(bc)	۴/۷۹ ± ۱/۵(ab)	۵/۰۲ ± ۱/۲(a)
	فسفر (P) (g kg ⁻¹)	۱/۷۱ ± ۰/۳(b)	۱/۸۲ ± ۰/۴۷(ab)	۱/۸۹ ± ۰/۳۳(a)	۱/۹۸ ± ۰/۱(a)
	پتاسیم (K) (g kg ⁻¹)	۳/۲۱ ± ۱/۱(b)	۳/۵۲ ± ۲(ab)	۳/۸۸ ± ۱/۳(ab)	۴/۱۲ ± ۱/۳(a)
	آهن (Fe) (mgkg ⁻¹)	۷/۶۸ ± ۲/۶(b)	۸/۳۹ ± ۰/۸۳(ab)	۹ ± ۳/۱(ab)	۹/۳۵ ± ۰/۷۵(a)
	مس (Cu) (mgkg ⁻¹)	۱/۱ ± ۰/۵(c)	۱/۲۸ ± ۰/۳۹(b)	۱/۴۴ ± ۰/۲۲(ab)	۱/۵۷ ± ۰/۳(a)
تبریزی (<i>P. nigra</i> L.)	نیترژن (N) (g kg ⁻¹)	۳/۹ ± ۰/۹۱(c)	۴/۲۷ ± ۰/۷(bc)	۴/۹۱ ± ۰/۳(ab)	۵/۵۵ ± ۰/۲۳(a)
	فسفر (P) (g kg ⁻¹)	۱/۸۳ ± ۰/۴۱(b)	۱/۹۱ ± ۰/۴(a)	۲/۰۱ ± ۰/۲۱(a)	۱/۹۳ ± ۰/۱(a)
	پتاسیم (K) (g kg ⁻¹)	۴/۴۷ ± ۱(b)	۴/۸۱ ± ۰/۳۴(ab)	۵/۰۶ ± ۰/۶۵(ab)	۵/۲۱ ± ۱(a)
	آهن (Fe) (mgkg ⁻¹)	۹/۳ ± ۲(b)	۹/۸۱ ± ۱/۵(ab)	۱۰/۹ ± ۳/۱(ab)	۱۱/۱۲ ± ۳/۵(a)
	مس (Cu) (mgkg ⁻¹)	۱/۴۹ ± ۰/۳(b)	۱/۶۶ ± ۰/۲۳(a)	۱/۷ ± ۰/۴۱(a)	۱/۷۸ ± ۰/۲(a)

حروف مشابه در هر ردیف نشان‌دهنده نبود تفاوت معنادار بین اعداد در سطح ۵ درصد است. داده‌ها به صورت میانگین ± انحراف معیار ۵ تکرار نشان داده شده‌اند.

۴. بحث و نتیجه گیری

فلزات سنگین از موانع شناخته شده جدی در فرایندهای متابولیکی گیاهان محسوب می‌شوند (Alizadeh, 2014; Krupa, 1995; Palit et al., 1994). یکی از آثار مهم فلزات سنگین، روابط متقابل آنها با دیگر عناصر مغذی است. بنابراین، درک این روابط به‌عنوان یک دغدغه عمومی مطرح است (Liu et al., 2003). Karataglis و Symenoidis (1992) پاسخ‌های جذب عناصر مغذی توسط گیاهان در حضور فلزات سنگین را به سه حالت بی‌تأثیر، رقابتی و هم‌افزایی تقسیم‌بندی کرده‌اند. در ادامه این پژوهش به تحلیل هر یک از حالت‌های یادشده پرداخته می‌شود.

در این پژوهش تأثیر فلزات سنگین بر جذب عناصر مغذی توسط نهال‌های سپیدار و تبریزی بررسی شد. از میان عناصر پرمصرف، نیتروژن، فسفر و پتاسیم و از میان عناصر کم‌مصرف نیز آهن و مس در برگ و ساقه/شاخه‌های نهال‌ها اندازه‌گیری شدند. نتایج ارائه‌شده در این پژوهش نشان داد که افزایش سطوح آلودگی فلزات سنگین سبب کاهش میزان جذب نیتروژن توسط نهال‌های صنوبر شد. این کاهش در بعضی سطوح آلودگی معنادار و در بعضی غیرمعنادار بود ($P < 0.05$). کاهش میزان جذب نیتروژن با افزایش سطوح آلودگی در مطالعات متعدد در مورد سایر گیاهان گزارش شده است (Zaefarian et al., 2011; Yang et al., 2007; Arduini et al., 2006). Karimi و همکاران (2013) و همچنین Kapusta و Godzik (2013) اعلام کردند که فلزات سنگین سبب افزایش جذب نیتروژن توسط گیاه شد که با نتایج این مطالعه در تضاد است.

دومین عنصر پرمصرفی که اندازه‌گیری شد فسفر بود. با مراجعه به جدول‌های بخش نتایج ملاحظه می‌شود که در حضور هر سه نوع آلاینده میزان جذب فسفر با کاهش مواجه شد. بیشترین کاهش جذب فسفر در حضور کادمیوم رخ داد به‌طوری‌که با افزایش سطح آلودگی به ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، میزان جذب فسفر توسط

گونه تبریزی ۷۸ درصد کاهش یافت. Yang و همکاران (2007) در مطالعه‌ای کاهش جذب فسفر توسط گیاه در حضور سرب را اعلام کردند. Karimi و همکاران (2013) گزارش کردند که جذب فسفر در حضور کادمیوم و سرب معنادار نبود که با نتایج این پژوهش متفاوت است.

اندازه‌گیری پتاسیم در برگ و ساقه/شاخه سپیدار و تبریزی نشان داد که هر سه فلز سنگین، تأثیر کاهنده و معناداری بر میزان جذب این عنصر داشتند. آلودگی کادمیوم در سطح ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سبب کاهش ۶۵ درصدی در میزان جذب برگی پتاسیم در گونه تبریزی شد. کاهش میزان جذب پتاسیم تحت تنش فلزات سنگین در دیگر گونه‌های گیاهی نیز اعلام شده است (Karimi et al., 2013; Zaefarian et al., 2011; Zornoza et al., 2002).

آهن یکی از مواد ریزمغذی کلیدی برای گیاه محسوب می‌شود که کمبود آن اختلالاتی در متابولیسم گیاه ایجاد می‌کند. مطالعات زیادی نشان می‌دهند که فلزات سنگین سبب بروز کمبود آهن در گیاه می‌شوند (Zaefarian et al., 2011; Siedlecka, 1993; Siedlecka & Baszynski, 1995). اندازه‌گیری‌های انجام‌شده در این مطالعه نیز نشان داد که تنش فلزات سنگین سبب کاهش معنادار جذب آهن در برگ و ساقه/شاخه‌های هر دو گونه صنوبر شد ($P < 0.05$). عنصر ریزمغذی دیگری که اندازه‌گیری شد عنصر مس بود. حضور کادمیوم و سرب سبب کاهش توانایی گیاه در جذب مس شد (Zaefarian et al., 2011). در این پژوهش کمترین میزان تأثیر بر جذب مس در حضور سرب و بیشترین تأثیر در حضور کادمیوم اتفاق افتاد. افزایش غلظت سرب تا ۴۰۰ میلی‌گرم تنها ۱۷ درصد در کاهش جذب مس در ساقه/شاخه‌های گونه تبریزی دخیل بود (جدول ۸) درحالی‌که افزایش غلظت کادمیوم تا ۱۵۰ میلی‌گرم سبب کاهش ۴۴ درصدی در جذب مس در ساقه/شاخه‌های نهال‌های سپیدار شد (جدول ۶). Liu و همکاران (2003) در مطالعه‌ای بر روی تأثیر کادمیوم بر جذب عناصر توسط رقم‌های

در نهایت منجر به کاهش چوب‌پنبه‌ای شدن و آسیب به نفوذپذیری سلول‌ها ریشه می‌شوند) برخی از مکانیسم‌هایی هستند که فلزات سنگین از طریق آنها مانع جذب عناصر غذایی توسط گیاه می‌شوند (Siedlecka, 1995).

مکانیسم‌های کنش متقابل بین فلزات سنگین و عناصر مغذی چندان شناخته‌شده نیست و اگر اطلاعاتی وجود دارد به‌صورت بخشی است و جامع نیست (Siedlecka, 1995). از آنجاکه شادابی گیاه یکی از مؤلفه‌های مهم موفقیت پروژه‌های گیاه‌پالایی است، قطعاً افزایش اطلاعات پیرامون مکانیسم چرخش مواد غذایی تحت‌تأثیر فلزات سنگین و به دنبال آن به‌کارگیری شیوه‌هایی برای حفظ شرایط مناسب جذب عناصر مغذی توسط گیاه، کمک زیادی به حل مشکلات پروژه‌های گیاه‌پالایی خواهد کرد.

مختلف برنج به این نتیجه رسیدند که همبستگی مثبتی بین جذب آهن و کادمیوم و همچنین مس و کادمیوم وجود دارد. ضریب همبستگی محاسبه‌شده برای آهن دو برابر مقدار محاسبه‌شده برای مس بود. آنها اعلام کردند که این همبستگی احتمالاً به این دلیل است که ناقل‌های این عناصر (مس و آهن) با کادمیوم مشترک‌اند. البته نتیجه در مورد رقم‌های مختلف برنج متفاوت بود.

فلزات سنگین از راه‌های مختلفی مانع جذب عناصر غذایی می‌شوند. رقابت، تأثیر بر غشای ریشه‌ای (مانند تأثیر بر پروتئین‌های ریشه‌ای و همچنین پراکسیداسیون غشای ریشه‌ای)، تأثیر بر ATP آن‌ها و دیگر حامل‌ها، کاهش تنفس ریشه‌ای (که سبب کاهش انتقال فعال عناصر می‌شود)، آسیب به ریشه و به تعویق‌انداختن رشد آن (که

REFERENCE

- Alizadeh, S.M., Zahedi Amiri, G., Savaghebi-Firoozabadi, G., Etemad, V., Shirvany, A., Shirmardi, M., 2012a. Influence of soil amendment on cadmium accumulation responses in one-year old *Populus alba* L. seedling, Iranian Journal of Forest, 3 (4), 355-366. in Persian.
- Alizadeh, S.M., Zahedi-Amiri, G., Savaghebi-Firoozabadi, G., Etemad, V., Shirvany, A., Shirmardi, M., 2012b. Assisted phytoremediation of Cd-contaminated soil using poplar rooted cuttings, International Agrophysics, 26, 219-224. Alizadeh, S.M., 2014. The role of organic matter in phytoremediation efficiency of *Populus alba* L. seedlings in chromium(VI) polluted soil, Journal of Natural Environment, 66 (3), 319-328., in Persian.
- Alizadeh, S.M., Zahedi-Amiri, G., Shahriari, M.H., Shirmardi, M., 2014a. Effect of heavy metals (lead, cadmium and chromium) on some root morphological characteristics of *P. alba* L. and *P. nigra* L. seedlings, Iranian Journal of Forest, in Press, in Persian.
- Alizadeh, S.M., Zahedi-Amiri, G., Shahriari, M.H., Shirmardi, M., 2014b. Induced phytoextraction: effect of amendment on phytoextraction of cadmium by poplar rooted cuttings (*Populus nigra* L. and *Populus alba* L.), Int. Journal of Environment and Waste Management, 13(1), 90-103.
- Arduini, I., Ercoli, L., Mariotti, M., Masoni, A., 2006. Response of *miscanthus* to toxic cadmium applications during the period of maximum growth, Environmental and Experimental Botany, 55, 29-40.
- Castiglione, S., Franchin, C. Fossati, T., Lingua, G. Torrigiani P., Biondi, S. 2007. High zinc concentrations reduce rooting capacity and alter metallothionein gene expression in white poplar (*Populus alba* L. cv. *Villafranca*), Chemosphere, 67, 1117-1126.
- Doumett, S., Lamperi, L., Checchini, L., Azzarello, E., Mugnai, S., Mancuso, S., Petruzzelli, G., Del Bubba M., 2008. Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents, Chemosphere 72, 1481-1490. Glick, B.R., 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. Biotechnology Advances, 21, 383-393.
- Haque N., Peralta-Videa J.R., Jones, G.L., Gill, T.E., Gardea-Torresdey, J.L., 2008. Screening the phytoremediation potential of desert broom (*Baccharis sarothroides* Gray) growing on mine tailings in Arizona, USA, Environmental Pollution 153, 362-368.

9. Huttli, R.F., 1988. "New type" forest declines and restabilisation/revitalization strategies. A programme focus. Water, Air, Soil Pollution 41, 95-111.
10. Kapusta, F., Godzik, B., 2013. Does heavy metal deposition affect nutrient uptake by moss *Pleurozium schreberi*? E3S conference proceeding, DOI: 10.1051/e3sconf/20130129005.
11. Karimi, R., Solhi, S., Salehi, M., Solhi, M., Mollahosaini, H., 2013. Effects of Cd, Pb and Ni on growth and macronutrient contents of *Vicia faba* L and *Brassica arvensis* L., International Journal of Agronomy and Plant Production, 4 (4), 739-744.
12. Kim, I.S., Kang, K.H., Johnson-Green, P., Lee, E.J., 2003. Investigation of heavy metal accumulation in *Polygonum thunbergii* for phytoextraction, Environmental Pollution, 126, 235-243.
13. Krupa, Z., 1995. The inhibitory effects of Cd on higher plant photosynthetic apparatus-direct and/or indirect organisms? Folia society science, Lublin, 324 p.
14. McGrath, S.P., F.J. Zhao & E. Lombi, 2002. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. Advances in Agronomy. 75, 1-56.
15. Mitch, M.L., 2002. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanism, Journal of Environmental Quality, 31, 109-120.
16. Liu a, J., Kunquan, L., Jiakuan X., Jiansheng, L., Xiaolong, L., Jianchang Y., Qingsen Z., 2003. Interaction of Cd and five mineral nutrients for uptake and accumulation in different rice cultivars and genotypes, Field Crops Research, 83, 271-281.
17. Oren, R., Schulze, E.D., 1989. Nutritional disharmony and forest decline: a conceptual model. In: Schulze, E.D., Lange, O.L., Oren, R. (Eds.), Forest decline and Air Pollution; A Study of Spruce (*Picea abies*) on Acid Soils, Springer-Verlag, pp. 425-443.
18. Palit, S., Sharma, A., Talukder, G., 1994. Effect of cobalt on plants, Botanical Review, 60, 149-181.
19. Pivetz, B.E., 2001. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Sites. Ground Water Issue, EPA/540/S-01/500.
20. Pulford, I.D., Watson, C. (2003) 'Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - a review', Environment International, 29(4), 529-540.
21. Salt, D.E., Blaylock, M. Kumar, P.B.A.N. Dushenkov, V. Ensley, B.D. Chet I. Raskin, I., 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechnology (N.Y.), 13, 468-475.
22. Siedlecka, A., 1995. Some aspects of interactions between heavy metals and plant mineral nutrients, Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 64 (3), 265-272.
23. Siedlecka, A., Baszynski, T., 1993. Inhibition of electron flow around photosystem I in chloroplasts of Cd-treated maize plants is due to Cd-induced iron deficiency, Plant and Soil, 123, 107-111.
24. Symenoidis, L., Karataglis, S., 1992. Interactive effects of cadmium, lead and zinc on root growth of two metal tolerant genotypes of *Halicus Lanatus* L., BioMetals, 5, 173-178.
25. Vicentim, M.P., Ferraz, A., 2007. Enzyme production and chemical alterations of *Eucalyptus grandis* wood during biodegradation by *Ceriporiopsis subvermispota* in cultures supplemented with Mn²⁺, corn steep liquor and glucose. Enzyme and Microbial Technology, 40, 645-652.
26. Wu, F., Yang, W., Zhang, J., Zhou, L. 2010. Cadmium accumulation and growth responses of a poplar (*Populus deltoids* × *Populus nigra*) in cadmium contaminated purple soil and alluvial soil, Journal of Hazardous Materials, 177(3), 268-273.
27. Yang, R.Y., Tang, J.J., Yang, Y.S., Chen, X., 2007. Invasive and non-invasive plants differ in response to soil heavy metal lead contamination, Botanical Studies, 48, 453-458.
28. Zaefarian, F., Rezvani, M., Rejali, F., Ardakani, M.R., Noormohammadi, G., 2011. Effect of Heavy Metals and Arbuscular Mycorrhizal Fungal on Growth and Nutrients (N, P, K, Zn, Cu and Fe) Accumulation of Alfalfa (*Medicago sativa* L.), American-Eurasian Journal of Agriculture & Environmental Science, 11 (3), 346-352.
29. Zornoza, P., Vazquez, S.E., Steban, E., Fernandez-Pascual, M., Carpena, R., 2002. Cadmium-Stress in nodulated white lupin: Strategies to avoid toxicity Plant, Journal of Physioogy and Biochemistry, 40, 1003-1009.