بررسی تأثیر فلزات سنگین (سرب، کادمیوم و کروم) بر برخی خصوصیات ریخت‌شناسی ریشهٔ نهال‌های *Populus alba* L. و *Populus nigra* L.

سیدمهدی علی‌زاده[۱*]، قوام‌الدین زاهدی امیری[۲]، مصطفی شیرمردی[۳] و ملک‌حسین شهریاری[۴]

[۱] استادیار دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین خوزستان
[۲] استاد گروه جنگلداری و اقتصاد جنگل، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه تهران
[۳] دانشجوی دکتری گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکدهٔ مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران
[۴] استادیار گروه باغبانی، دانشکدهٔ کشاورزی، دانشگاه خلیج‌فارس

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۷/۲۲؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۷/۲)

چکیده

یکی از عوامل مهم در پالایش موفقیت‌آمیز فلزات سنگین از خاک‌ها توسط گیاهان، ریخت‌شناسی بخش ریشه است که جذب آلاینده از طریق آن صورت می‌گیرد. در پژوهش حاضر، تاثیر آلودگی خاک با فلزات سنگین بر برخی خصوصیات ریخت‌شناسی ریشهٔ دو گونهٔ درختی صنوبر *Populus alba* L. و *Populus nigra* L. بررسی شد. طول، قطر، زیست‌تودهٔ ریشه اصلی و زیست‌تودهٔ ریشه جانبی نهال‌های یکساله در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین سرب، کادمیوم و کروم (VI) با خاک غیرآلوده مقایسه شد. نتایج نشان داد افزایش غلظت هر سه فلز سنگین در خاک به کاهش صفات ریخت‌شناسی در گونه‌های تحت بررسی منجر شد ($P < ۰/۰۱$). بیشترین کاهش مربوط به تیمار فلز کادمیوم و کمترین کاهش مربوط به تیمار فلز سرب بود. آلودگی کادمیوم در سطح آلودگی ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم، سبب کاهش ۲۵ و ۲۰ درصدی تولید زیست‌تودهٔ ریشه جانبی به‌ترتیب در گونه‌های *P. nigra* و *P. alba* نسبت به تیمار شاهد شد. در بسیاری از صفات بررسی‌شده، گونهٔ *P. nigra* بردباری بیشتری در برابر آلاینده‌ها از خود نشان داد. به نظر می‌رسد که با افزایش سطوح آلودگی، راهبرد هر دو گونه به‌صورت تمرکز بیشتر بر تولید ریشهٔ اصلی و کاهش تولید ریشه‌های جانبی است که می‌تواند راهکاری بنیادین در افزایش بردباری باشد.

واژه‌های کلیدی: سرب، کادمیوم، کروم (VI)، گیاه‌پالایی، *Populus alba* L.، *Populus nigra* L.

[*] نویسندهٔ مسئول شمارهٔ تماس: ۰۲۶۳۲۲۴۹۳۱۲ ایمیل: s_malizadeh@yahoo.com

مقدمه و هدف

فلزات سنگین از قبیل سرب (Pb)، کادمیوم (Cd)، کروم (Cr) و جیوه (Hg)، گروهی از فلزات دارای چگالی بیش از ۰/۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب هستند. این فلزات از مهم‌ترین آلاینده‌های محیط-زیست، به‌ویژه در مناطقی که فشار زیاد ناشی از حضور انسان را تحمل می‌کنند، قلمداد می‌شوند (Sanita di Toppi and Gabbrielli, 1999). گیاه‌پالایی[1] از بهترین روش‌های سازگار با زیست‌بوم در زدودن آلاینده‌ها از محیط بوده و برای پاکسازی دامنه وسیعی از آلاینده‌ها موثر است (Pilon-Smits, 2005). آلاینده‌ها از طریق ریشه، جذب گیاه شده و در بافت‌های آن ذخیره می‌شوند یا در زیرفرایندهایی مثل گیاه استخراجی[2] و تخریب گیاهی[3] توسط گیاه تغییر شکل می‌یابند (U.S. EPA, 1999; Wenzel *et al.*, 1999). تخریب آلاینده‌ها از طریق آنزیم‌های تراوش‌شده از ریشه نیز سازوکار دیگری از گیاه‌پالایی به‌شمار می‌رود (Kruger *et al.*, 1996). در کنار سازوکارهای ذکرشده، ریشه‌ها از نظر استقرار گیاه نیز در فرایند گیاه‌پالایی حائز اهمیت بوده و درک تأثیر آلاینده‌ها بر این بخش مهم در بررسی پتانسیل گیاه برای فرایند گیاه‌پالایی ضروری است. (Kechavarzi *et al.*, 2007). بنابراین هنگام بررسی گونه‌های منتخب برای گیاه‌پالایی نه-تنها ویژگی‌های کمی ریشه (زیست‌توده)، بلکه ویژگی‌های کیفی آن نیز با توجه به اهمیت آنها باید مدنظر قرار گیرند (Wiltse *et al.*, 1998). برای نمونه، برای جذب بهینهٔ عناصر غذایی توسط گیاه -که سبب افزایش مقاومت گیاه در برابر آلاینده‌ها می‌شود- طول ریشه بیش از وزن آن اهمیت دارد (Merkl *et al.*, 2005). تا کنون مطالعات متعددی در مورد سمی بودن فلزات سنگین برای گیاهان انجام گرفته که البته در اکثر موارد تنها حاوی اطلاعاتی در مورد تولید زیست‌تودهٔ ریشه بوده (علی‌زاده و همکاران، ۱۳۹۰؛ Alizadeh *et al.*, 2012; Wu *et al.*, 2010; Rafati *et al.*, 2011) و در زمینهٔ تأثیر فلزات سنگین بر سامانهٔ ریشه‌ای گیاه، مطالعات کمتری گزارش شده است، اگرچه He *et al.* (2007) نتایجی را در مورد تأثیر کادمیوم بر خصوصیات ریخت‌شناسی ریشه مانند طول ریشه، تعداد ریشه و سطح مؤثر آن در برنج بیان کردند. همچنین برخی مطالعات در مورد آثار بازدارندهٔ فلزات سنگین بر رشد ریشه با تأکید بر رشد طولی آن انجام گرفته است (Misra *et al.*, 1994; Gorsuch *et al.*, 1995; Samantaray *et al.*, 1996).

جنس صنوبر یکی از جنس‌های درختی پرطرفدار برای کاشت در کشور ما محسوب می‌شود. تنوع گونه‌های این جنس، امکان کاشت آن را در مناطق مختلف فراهم آورده است. در کنار سایر اهدافی که برای کاشت صنوبر در نظر گرفته می‌شود، مجموعهٔ عواملی مانند رشد سریع، تعرق زیاد، سیستم ریشه‌ای مناسب، نیازهای اکولوژیک کم و گسترهٔ جغرافیایی به‌نسبت وسیع، صنوبر را به‌عنوان گونه‌ای موفق در فرایند گیاه‌پالایی معرفی می‌کند (علی‌زاده و همکاران، ۱۳۹۰). مزایای مذکور برای جنس صنوبر ممکن است در اثر سمیت ایجادشده توسط آلاینده‌ها، خنثی شود و نه‌تنها زیست‌تودهٔ ریشه، بلکه ریخت‌شناسی آن را نیز تغییر دهد. این وضعیت تأثیر مستقیمی بر دسترسی به آب و عناصر غذایی و متعاقب آن رشد گیاه و موفقیت گیاه‌پالایی خواهد داشت (Kechavarzi *et al.*, 2007).

نتایج این بررسی می‌تواند در ارزیابی دقیق‌تر گونه‌های مناسب برای فرایند گیاه‌پالایی مکان‌های آلوده به فلزات سنگین سودمند واقع شود. با توجه به نبود مطالعات آزمایشگاهی در مورد تأثیر فلزات سنگین بر خصوصیات سیستم ریشه‌ای صنوبر از سویی، و اهمیت ریشه به‌عنوان عاملی اثرگذار بر فرایند گیاه‌پالایی از سوی دیگر، هدف از این پژوهش، ارزیابی برخی خصوصیات ریخت‌شناسی ریشهٔ دو گونهٔ

[1] Phytoremediation
[2] Phytoextraction
[3] Phytodegradation

تبریزی (*P.nigra* L.) و سپیدار (*P. alba* L.) در حضور فلزات سنگین سرب، کادمیوم و کروم (VI) بیان می‌شود.

مواد و روش‌ها

- تهیهٔ نهال‌ها

یک سال قبل از اجرای آزمایش، قلمه‌هایی تا حد ممکن همسان از نظر ارتفاع، قطر و تعداد جوانه از دو درخت منفرد *Populus nigra* L. و *Populus alba* L. تهیه و در نهالستان "مسیر سبز" در شهرستان کرج ریشه‌دار شده و یک‌سال مراقبت و نگهداری شدند. در ابتدای اسفندماه سال بعد (سال اجرای آزمایش)، مجدداً از بین نهال‌ها انتخاب صورت گرفت و نهال‌های یکساله‌ای که تا حد امکان از سامانهٔ ریشه‌ای یکسان (طول و قطر ریشه) برخوردار بودند برای آزمایش در نظر گرفته شدند.

- تهیهٔ خاک

خاک غیرآلوده (خاک طبیعی استفاده‌شده در این آزمایش) از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری مزرعهٔ آموزشی-پژوهشی دانشگاه تهران واقع در کرج به آزمایشگاه منتقل و در دمای آزمایشگاه خشک شد. نمونه‌های خاک از الک دو میلی‌متری عبور داده و به‌طور یکنواخت مخلوط شد و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن اندازه‌گیری شد. نیتروژن‌کل خاک به‌روش کجلدال (Bremner, 1996)، فسفر قابل‌جذب به‌روش اولسن (Olsen *et al.*, 1954)، پتاسیم قابل جذب به‌روش استات‌آمونیوم نرمال (Helmke and Sparks, 1996)، اندازه‌گیری اسیدیته و قابلیت هدایت الکتریکی به‌روش رودز (Rhoades, 1982)، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک به‌روش باور (Sumner and miller, 1996)، درصد کربنات کلسیم معادل به‌روش کلسیمتری (Nelson, 1982)، درصد کربن آلی به‌روش والکی‌بلک (Walkley and Black, 1934)، ظرفیت زراعی به‌روش Topp و همکاران (۱۹۹۳) و بافت خاک به روش هیدرومتری (Bouyoucos, 1962) اندازه‌گیری شد. هم‌چنین مقادیر عناصر ضروری شامل آهن، منگنز، روی و مس و غلظت قابل‌جذب سرب، کادمیوم و کروم (VI) در خاک به‌روش عصاره‌گیری با DTPA (Lindsay and Norvell, 1978) و با دستگاه ICP-OES اندازه‌گیری شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک استفاده‌شده در این پژوهش در جدول ۱ ارائه شده است. با توجه به نتایج، خاک استفاده‌شده دارای بافت لومی است.

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک استفاده‌شده در تحقیق

خصوصیت	مقدار	خصوصیت	مقدار
شن (٪)	۴۱	سرب* ($mg\ kg^{-1}$)	۱/۹۴
سیلت (٪)	۳۵	کادمیوم* ($mg\ kg^{-1}$)	۰/۱۳
رس (٪)	۲۴	کروم* ($mg\ kg^{-1}$)	۰/۰۹
کربن آلی (٪)	۰/۸۶	ظرفیت تبادل کاتیونی (سانتی مول بار بر کیلوگرم)	۲۵
نیتروژن‌کل (٪)	۰/۰۷۶	فسفر قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	۱۸
EC (دسی‌زیمنس بر متر)	۴/۴۲	پتاسیم قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	۲۳۲
pH	۷/۵	مس* ($mg\ kg^{-1}$)	۴/۰۲
کربنات کلسیم معادل (٪)	۸/۱	آهن* ($mg\ kg^{-1}$)	۵/۱
(F.C)	۲۶	روی* ($mg\ kg^{-1}$)	۱/۰۱
آهک (٪)	۱۳/۲	منگنز* ($mg\ kg^{-1}$)	۷/۸۵

* قابل استخراج با DTPA

آلوده کردن خاک، انتقال نهال‌ها به گلدان‌ها و مراقبت

خاک آماده‌شده با مقادیر ۰، ۲۰۰، ۳۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب به‌صورت نمک نیترات سرب ($Pb(NO_3)_2$)، مقادیر ۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم به‌صورت نمک کلرید کادمیوم ($CdCl_2 \cdot 2.5H_2O$) و همچنین مقادیر ۰، ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کروم (VI) به‌صورت نمک دی‌کرومات پتاسیم ($K_2Cr_2O_7$) آلوده شد. در انتخاب غلظت‌های فلزات سنگین اعمال‌شده سعی شد دو فاکتور مدنظر قرار گیرد. یکی اینکه آلودگی‌های موجود در محیط‌زیست حتماً در محدودهٔ غلظت‌های اعمال‌شده قرار داشته باشند و دوم اینکه با در نظر گرفتن یکی از اهداف بسیاری از مطالعات گیاه‌پالایی مبنی بر تعیین پتانسیل گیاه (Misra *et al.*, 1994)، غلظت‌های بالاتر آلودگی نیز اعمال گردید.

برای آلوده کردن خاک ابتدا هر یک از نمک‌ها در مقداری آب مقطر به‌طور کامل حل شد و جداگانه در خارج از گلدان به‌صورت یکنواخت به خاک اضافه شد و سپس گلدان‌ها با خاک آلوده پر شدند. در این آزمایش گلدان‌هایی پلاستیکی با ظرفیت ۱۵ لیتر در نظر گرفته و با ۲۰ کیلوگرم خاک مذکور پر شدند. در مجموع ۶۰ گلدان برای اجرای آزمایش‌ها در نظر گرفته شد. گلدان‌ها قبل از انتقال نهال‌ها، به‌مدت یک ماه برای رسیدن به تعادل به حال خود رها شدند. با توجه به نتایج تجزیهٔ خاک، کودهای اوره و سولفات پتاسیم برای جلوگیری از کمبود این دو عنصر در نهال‌ها به خاک اضافه شد. نهال‌ها در اسفندماه ۱۳۸۸ به گلدان‌ها منتقل شدند. در طول دورهٔ رویش، رطوبت خاک در حدود ۷۰ تا ۹۰ درصد رطوبت مزرعه‌ای و از طریق توزین گلدان‌ها در طول آزمایش، حفظ شد. این عمل با آبیاری یک روز درمیان در فصل بهار و هر روزه در فصل تابستان انجام گرفت.

اندازه‌گیری خصوصیات ریخت‌شناسی ریشه

در پایان فصل رویش (پایان شهریور)، نهال‌ها به آرامی و با فشار کم آب از گلدان‌ها خارج شده و ریشهٔ گیاهان کاملاً از خاک پاکسازی شد. قطر ریشهٔ اصلی (با استفاده از کولیس دیجیتال با دقت ۰/۰۱ میلی‌متر) و طول آن (با دقت یک سانتی‌متر) در کلیهٔ نهال‌ها اندازه‌گیری شد. برای کاهش خطای آزمایش ناشی از اثر یقه، قطر ریشهٔ اصلی از محل پنج سانتی‌متر پایین‌تر از سطح خاک اندازه‌گیری شد. به‌منظور اندازه‌گیری وزن‌خشک، نمونه‌های ریشه در دمای ۷۰ درجهٔ سلسیوس در آون و تا رسیدن به وزن ثابت نگهداری شده، و سپس وزن خشک آنها ثبت شد.

تجزیه و تحلیل آماری

این پژوهش در قالب طرح آزمایشی فاکتوریل با طرح پایهٔ کاملا تصادفی در سه تکرار انجام گرفت. فاکتورهای مورد بررسی شامل نوع گونهٔ درختی و غلظت‌های آلودگی بودند. تجزیهٔ آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS و مقایسهٔ میانگین‌ها به‌روش HSD انجام گرفت.

نتایج

نتایج تجزیهٔ واریانس اثر تیمارها بر صفت‌های تحت مطالعه در جدول ۲ ارائه شده است.

نتایج آزمایش سرب در جدول ۳ ارائه شده است. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، سطوح آلودگی سرب سبب بروز تفاوت معنی‌دار بین قطر و طول ریشه‌ها و همچنین مقدار زیست‌تودهٔ ریشهٔ اصلی در هیچ‌یک از دو گونه نشد. در مورد طول ریشه، تفاوت معنی‌دار بین دو گونه در سطح آلودگی ۳۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب مشاهده شد و این در حالی است که دو گونه در تیمار شاهد از نظر طول ریشه با هم تفاوت نداشتند ($P < ۰/۰۱$). مقدار زیست‌تودهٔ ریشهٔ جانبی نیز با افزایش آلودگی، روند کاهشی نشان داد. این

کاهش برای تبریزی در تیمار ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب و برای سپیدار در تیمارهای ۳۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب در مقایسه با شاهد معنی‌دار شدند (جدول ۳). در بررسی مشخصه‌های مورفولوژیک ریشه، سمیت فلز کادمیوم نسبت به سرب نمود بیشتری داشت. همان‌طور که در جدول ۴ مشاهده می‌شود، قطر ریشه هر دو گونه تنها در سطح آلودگی ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم با تیمار شاهد تفاوت معنی‌دار داشتند. این وضعیت برای تبریزی در طول ریشه به همین منوال بود، اما برای سپیدار، تفاوت طول ریشه در تیمارهای ۱۰۰ و ۱۵۰ با تیمار شاهد معنی‌دار شد ($P < ۰/۰۱$). تاثیر افزایش غلظت فلز کادمیوم بر تولید زیست‌تودهٔ ریشهٔ اصلی و جانبی نیز معنی‌دار بود. این تأثیر در مقدار کاهش زیست‌تودهٔ ریشهٔ جانبی محسوس‌تر بود، به‌طوری‌که در گونهٔ تبریزی در تیمار شاهد، ریشهٔ جانبی ۳۷ درصد از کل زیست‌تودهٔ ریشه را به خود اختصاص داده بود، درحالی‌که در سطح آلودگی ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم این مقدار به حدود ۱۲ درصد کاهش یافت. در این حالت، گونهٔ سپیدار کاهش ۲۰ درصدی را در مقایسه با حالت شاهد نشان داد (جدول ۴).

جدول ۲- نتایج تجزیهٔ واریانس اثر تیمارها بر صفت‌های تحت مطالعه

منابع تغییر	درجهٔ آزادی	میانگین مربعات			
		قطر ریشه	طول ریشه	زیست‌تودهٔ ریشهٔ اصلی	زیست‌تودهٔ ریشهٔ جانبی
کادمیوم					
گونه	۱	۷/۷۳*	۷۳۵/۹۳**	۲۷۲/۰۲**	۰/۰۳^{ns}
غلظت	۳	۳۰/۸۰**	۲۳۰/۲۳**	۱۱۵/۱۰**	۲۸۶/۲۰**
گونه × غلظت	۳	۰/۰۷^{ns}	۱۱/۸۳^{ns}	۳/۹۹^{ns}	۹/۱۸^{ns}
خطا	۱۶	۱/۵۷	۹/۴۸	۵/۹۷	۳/۵۰
ضریب تغییرات (CV)	-	۱۳/۸۳	۹/۶۱	۸/۲۱	۱۵/۹۱
سرب					
گونه	۱	۱۰/۸۲*	۹۱۸/۸۴**	۱۵۹/۴۴**	۱۳/۵۴^{ns}
غلظت	۳	۵/۹۷*	۱۰۴/۰۹**	۳۶/۲۴**	۱۴۹/۶۰**
گونه × غلظت	۳	۰/۱۱^{ns}	۲/۳۴^{ns}	۶/۶۹^{ns}	۲/۶۲^{ns}
خطا	۱۶	۱/۳۲	۱۱/۴۰	۶/۳۲	۵/۰۲
ضریب تغییرات (CV)	-	۱۰/۹۹	۹/۸۰	۷/۸۱	۱۴/۸۲
کروم (VI)					
گونه	۱	۱۵/۵۵**	۸۷۲/۵۴**	۱۸۷/۶۰**	۳/۱۱^{ns}
غلظت	۳	۱۰/۹۹**	۱۲۱/۰۰**	۹۱/۶۶**	۲۲۵/۸۰**
گونه × غلظت	۳	۰/۲۲^{ns}	۶/۶۷^{ns}	۱/۸۵^{ns}	۵/۴۴^{ns}
خطا	۱۶	۱/۰۰	۱۵/۴۶	۵/۸۰	۴/۵۸
ضریب تغییرات (CV)	-	۱۰/۲۸	۱۱/۸۶	۷/۹۶	۱۶/۲۱

** و * به‌ترتیب نشان‌دهندهٔ معنی‌داری در سطح یک و پنج درصد.

^{ns} نشان‌دهندهٔ عدم وجود تفاوت معنی‌دار در هر سطح آماری است

جدول ۳- تأثیر سطوح آلودگی سرب بر صفات ریشه‌ای

سطوح آلودگی ($mg\ kg^{-1}$)	گونه	صفت اندازه‌گیری‌شده: قطر ریشه (cm)	طول ریشه (cm)	زیست‌توده ریشه اصلی ($g\ dw^{-1}$)	زیست‌توده ریشه جانبی ($g\ dw^{-1}$)
شاهد	تبریزی	۱۲/۱ ± ۱/۳(a)	۴۴ ± ۳/۵(a)	۳۷/۱۲ ± ۲/۲(a)	۲۲/۲۴ ± ۳/۵(a)
	سپیدار	۱۱/۰۶ ± ۲/۷(a)	۳۳ ± ۴/۵(abcd)	۳۰/۶ ± ۳/۶(ab)	۱۸/۷۷ ± ۲/۷(ab)
۲۰۰	تبریزی	۱۱/۵ ± ۱/۱(a)	۴۳ ± ۴(a)	۳۵/۹۱ ± ۳/۳(a)	۱۷/۶۸ ± ۲/۲(ab)
	سپیدار	۱۰/۳ ± ۱/۵(a)	۳۱ ± ۲/۵(bcd)	۳۲/۲۲ ± ۱/۹(ab)	۱۶/۶ ± ۳(abc)
۳۰۰	تبریزی	۱۱ ± ۰/۷(a)	۴۰ ± ۳(ab)	۳۳/۵۷ ± ۳/۱(ab)	۱۴/۳۸ ± ۱/۵(abcd)
	سپیدار	۹/۷ ± ۲/۱(a)	۲۶ ± ۳/۵(cd)	۳۰/۵۳ ± ۲/۵(ab)	۱۳/۷۲ ± ۱/۲(bcd)
۴۰۰	تبریزی	۱۰ ± ۱/۱(a)	۳۵/۵ ± ۲/۵(abc)	۳۲/۴۴ ± ۱/۲(ab)	۹/۱۵ ± ۱(cd)
	سپیدار	۸/۵ ± ۰/۹(a)	۲۳ ± ۳(d)	۲۵/۰۷ ± ۱(b)	۸/۳۵ ± ۰/۸(d)

حروف متفاوت در هر ستون بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح یک‌درصد بین تیمارهاست.

جدول ۴- تاثیر سطوح آلودگی کادمیوم بر صفات ریشه‌ای

سطوح آلودگی ($mg\ kg^{-1}$)	گونه	صفت اندازه‌گیری‌شده: قطر ریشه (cm)	طول ریشه (cm)	زیست‌توده ریشه اصلی ($g\ dw^{-1}$)	زیست‌توده ریشه جانبی ($g\ dw^{-1}$)
شاهد	تبریزی	۱۲/۱ ± ۱/۳(a)	۴۴ ± ۳/۵(a)	۳۷/۱۲ ± ۲/۲(a)	۲۲/۲۴ ± ۳/۵(a)
	سپیدار	۱۱/۰۶ ± ۲/۷(ab)	۳۳ ± ۴/۵(b)	۳۰/۶ ± ۳/۶(ab)	۱۸/۷۷ ± ۲/۷(b)
۵۰	تبریزی	۱۰/۵ ± ۰/۵(ab)	۴۱ ± ۲(a)	۳۴/۶۲ ± ۲/۷(ab)	۱۲/۵۱ ± ۱/۳(bc)
	سپیدار	۹/۳ ± ۱/۲(abc)	۲۹ ± ۳/۲(bc)	۲۹/۶۲ ± ۱/۶(ab)	۱۴/۰۱ ± ۱/۸(bc)
۱۰۰	تبریزی	۹/۱ ± ۱(abc)	۳۷/۵ ± ۴(ab)	۳۱/۸۲ ± ۳(ab)	۸/۱۱ ± ۱(cd)
	سپیدار	۸/۲ ± ۲(abc)	۲۳/۵ ± ۲/۵(c)	۲۵/۸۱ ± ۲/۵(bc)	۱۰/۱۲ ± ۱/۵(cd)
۱۵۰	تبریزی	۶/۹ ± ۱/۵(bc)	۲۷/۸ ± ۲(bc)	۲۸/۵۱ ± ۲(b)	۴/۰۵ ± ۰/۵(d)
	سپیدار	۵/۵ ± ۱/۳(c)	۲۰/۵ ± ۱/۷(c)	۱۹/۴۴ ± ۱/۸(c)	۴/۳۲ ± ۰/۳(d)

حروف متفاوت در هر ستون بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح یک درصد بین تیمارهاست.

جدول ۵ نیز حاوی نتایج بررسی فلز کروم (VI) است. با توجه به نتایج جدول ۵ و مقایسهٔ مقادیر آن با مقادیر متناظر جدول‌های ۳ و ۴، استنباط می‌شود که فلز کروم از نظر سمی بودن برای این دو گونه حدواسط دو فلز قبل است. روند کاهشی هر یک از مشخصات ریخت‌شناسی ریشه برای هر دو گونه در مورد فلز کروم نیز به ثبت رسید. بیشترین مقادیر مشخصات ریخت‌شناسی مذکور در تیمار شاهد و کمترین مقادیر در تیمار ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کروم مشاهده شد. طول ریشه با افزایش آلودگی کروم

تفاوت معنی‌داری در هر دو گونه نشان نداد. این حالت در مورد قطر ریشهٔ تبریزی تکرار شد، اما قطر ریشهٔ سپیدار در تیمار ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کروم با تیمار شاهد تفاوت داشت ($P<۰/۰۱$). تیمارهای ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کروم تأثیر معنی‌داری بر مقدار زیست‌تودهٔ ریشهٔ اصلی هر دو گونه در مقایسه با شاهد نداشتند. همین حالت در مورد زیست‌تودهٔ ریشهٔ جانبی سپیدار صادق بود اما در مورد تبریزی تنها تفاوت غیرمعنی‌دار، مربوط به سطح آلودگی ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود و در سایر سطوح آلودگی، تفاوت با تیمار شاهد معنی‌دار شد، به‌طوری‌که در سطح ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کروم، کاهش زیست‌تودهٔ ریشهٔ جانبی تا ۷۵ درصد در مقایسه با تیمار شاهد به ثبت رسید (جدول ۵).

جدول ۵- تأثیر سطوح آلودگی کروم (VI) بر صفات ریشه‌ای

سطوح آلودگی ($mg\ kg^{-1}$)	گونه	صفت اندازه‌گیری‌شده: قطر ریشه (cm)	طول ریشه (cm)	زیست‌تودهٔ ریشهٔ اصلی ($g\ dw^{-1}$)	زیست‌تودهٔ ریشهٔ جانبی ($g\ dw^{-1}$)
شاهد	تبریزی	۱۲/۱ ± ۱/۳(a)	۴۴ ± ۳/۵(a)	۳۷/۱۲ ± ۲/۲(a)	۲۲/۲۴ ± ۳/۵(a)
	سپیدار	۱۱/۰۶ ± ۲/۷(ab)	۳۳ ± ۴/۵(ab)	۳۰/۶ ± ۳/۶(ab)	۱۸/۷۷ ± ۲/۷(ab)
۵۰	تبریزی	۱۰/۸ ± ۰/۸(abc)	۴۰ ± ۲/۵(a)	۳۵/۳۵ ± ۳(ab)	۱۵/۵ ± ۳(ab)
	سپیدار	۹/۱ ± ۱/۸(abc)	۳۰ ± ۴/۲(b)	۲۹/۳۷ ± ۲/۶(abc)	۱۵/۱۳ ± ۱(ab)
۱۰۰	تبریزی	۱۰ ± ۱/۱(abc)	۳۸ ± ۴(a)	۳۱/۹۲ ± ۲/۴(ab)	۱۰/۰۸ ± ۲/۱(bc)
	سپیدار	۸/۲ ± ۱(bc)	۲۳/۱۳ ± ۳(b)	۲۷/۶۱ ± ۱/۷(bc)	۱۱/۲۸ ± ۱/۶(bc)
۱۵۰	تبریزی	۹/۴ ± ۱/۹(abc)	۳۴ ± ۶/۱(ab)	۲۷/۸۸ ± ۲/۱(bc)	۶/۱۲ ± ۱/۱(c)
	سپیدار	۷/۵ ± ۱/۴(c)	۲۲/۳ ± ۴(b)	۲۱/۹۹ ± ۱/۱(c)	۶/۲ ± ۰/۹(c)

حروف متفاوت در هر ستون بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح یک درصد بین تیمارهاست.

بحث

هدف اصلی از اجرای طرح‌های گیاه‌پالایی استخراج آلاینده از محیط خاک است (McGrath *et al.*, 2002). به بیان دیگر در فرایند گیاه‌پالایی هرچه جذب کل آلاینده در گیاه بیشتر باشد، موفقیت بیشتر است (Alizadeh *et al.*, 2012). از این‌رو بررسی‌های گیاه‌پالایی به‌سمت شناسایی توان گیاه‌پالایی گونه‌های تندرشد سوق یافته است (Kuffner *et al.*, 2008). اما به‌دلیل جذب و تخریب آلاینده‌ها در محیط ریشه‌سپهر (محیط فعالیت ریشه‌ها) و همچنین استقرار گیاه، وضعیت سیستم ریشه‌ای و پراکنش آن در مواجهه با آلاینده‌ها هم عاملی تعیین‌کننده در گیاه‌پالایی آلاینده‌ها محسوب می‌شود (Kechavarzi *et al.*, 2007) که کمتر به آن توجه شده و اطلاعات در زمینهٔ ریخت‌شناسی ریشه در چنین شرایطی محدود است.

نتایج تحقیق حاضر نشان داد که در حضور فلزات سنگین (سرب، کادمیوم و کروم VI)، کلیهٔ صفات مطالعه‌شده در هر دو گونهٔ صنوبر با کاهش مواجه شد که در برخی حالت‌ها معنی‌دار بود ($P<۰/۰۱$). با توجه به نتایج مندرج در جدول‌های ۳، ۴ و ۵، از نظر صفات ریخت‌شناسی تحت بررسی در این تحقیق، گونهٔ تبریزی بردباری بیشتری در برابر این سه فلز سنگین در مقایسه با گونهٔ سپیدار از خود نشان داد. Zalesny *et al.* (2007) در بررسی رشد و گیاه‌پالایی قلمه‌هایی از کلون‌های مختلف صنوبر، روندهای

متفاوتی را در مقدار تولید زیست‌توده (اندام هوایی و زیرزمینی) به‌طور همزمان مشاهده کردند. آنها علت این وضعیت را وجود ویژگی‌های فیزیولوژیکی متنوع در بین کلون‌ها بیان کردند که به بروز پاسخ‌های متفاوت رشدی در بین آنها منجر شده است. همچنین افزایش سطوح آلودگی هر سه فلز سنگین در برخی حالت‌ها تاثیر معنی‌داری بر مشخصه‌های اندازه‌گیری شدهٔ ریشه و در نهایت زیست‌تودهٔ ریشه داشت. Castiglione *et al*. (2007) کاهش قدرت ریشه‌زایی نهال‌های سپیدار در غلظت‌های زیاد فلز روی در خاک را اعلام کردند. Biro and Takacs (2007) در مطالعه‌ای دربارهٔ تبریزی، کاهش چشمگیر تولید زیست‌تودهٔ ریشه‌ای قلمه‌ها در حضور فلز سرب را گزارش کردند. Purohit *et al*. (2003) اعلام کردند که فلز کروم سبب تأخیر بیش از ۸۰ درصدی رشد ریشهٔ گیاه شده است. این محققان به تنها به ذکر مقادیر کل زیست‌تودهٔ ریشه‌ای در حضور فلزات بسنده کردند. He *et al*. (2007) در مطالعه‌ای گسترده‌تر، جزییات ریخت‌شناسی ریشهٔ دو رقم برنج را بررسی کرده و کاهش تولید زیست‌تودهٔ ریشه را در اثر کاهش قطر و طول ریشه در غلظت‌های افزایشی مختلف کادمیوم گزارش کردند.

در اغلب شرایط محیطی، فلزات سنگین ابتدا وارد ریشه می‌شوند و نخستین آثار زیانبار در آنها ظاهر می‌شود (Sanita di Toppi and Gabbrielli, 1999). همان‌طور که در جدول‌های ۳، ۴ و ۵ ملاحظه می‌شود، با افزایش سطوح آلودگی فلزات سنگین، مقدار زیست‌تودهٔ ریشهٔ جانبی در هر دو گونه کاهش یافت. بیشترین کاهش مربوط به گونهٔ تبریزی در سطح آلودگی ۱۵۰ میلی‌گرم کادمیوم رخ داد. در این سطح آلودگی ریشهٔ جانبی تنها ۱۲ درصد از زیست‌تودهٔ کل ریشه را تشکیل داد درحالی‌که در تیمار شاهد، این مقدار معادل ۳۷ درصد کل زیست‌تودهٔ ریشه بود (جدول ۴). همسو با این یافته، He *et al*. (2007) بیان کردند که کادمیوم و سطوح افزایشی آن سبب کاهش تراکم ریشه‌های جانبی گیاه شد.

عوامل متعددی موجب تغییر ریخت‌شناسی ریشه در حضور آلاینده‌ها می‌شود. تحت تأثیر کادمیوم، هستک سلول‌های نوک ریشهٔ گیاه *Allium cepa* آسیب دید، سنتز RNA از حالت معمول خارج شد و فعالیت آنزیم ریبونوکلئاز دچار اختلال شد (Shah and Dubey, 1995). جذب نیترات از طریق ریشه و انتقال آن به اندام هوایی در حضور کادمیوم کاهش می‌یابد و به‌طور کلی کادمیوم سبب کاهش رشد ریشهٔ گیاه می‌شود (Sanita di Toppi and Gabbrielli, 1999). اختلال در سیستم متابولیسم نیتروژن و کربوهیدرات‌ها و همچنین کاهش سنتز پروتئین از عوامل مؤثر در تغییرات زیست‌توده در حضور فلز کروم نیز گزارش شده است (Hanus and Tomas, 1993).

در مجموع، با توجه به اعداد مندرج در جدول‌های بخش نتایج، فلزات سنگین سبب کاهش معنی‌دار طول و قطر ریشه در برخی حالت‌ها در هر دو گونه شدند. به‌نظر می‌رسد با افزایش غلظت آلودگی، راهبرد هر دو گونه به‌صورت تمرکز بیشتر بر تولید ریشهٔ اصلی و کاهش تولید ریشه‌های جانبی تعریف می‌شود که می‌تواند راهکاری بنیادین در افزایش بردباری به حضور این سه آلاینده در محیط خاک باشد.

منابع

علی‌زاده، سیدمهدی، قوام‌الدین زاهدی امیری، غلامرضا ثواقبی فیروزآبادی، وحید اعتماد، انوشیروان شیروانی و مصطفی شیرمردی، ۱۳۹۰. تاثیر بهبود شرایط خاک بر پاسخ‌های انباشت فلز کادمیوم در نهال‌های یک‌ساله صنوبر (*Populus alba* L.)، مجله جنگل ایران، ۳(۴): ۳۵۵-۳۶۶.

Alizadeh, S.M., G. Zahedi-Amiri, G. Savaghebi-Firoozabadi, V. Etemad, A. Shirvany and M. Shirmardi, 2012. Assisted phytoremediation of Cd-contaminated soil using poplar rooted cuttings, *International Agrophysics*, 26: 219-224.

Biro, I., and T. Takacs, 2007. Study of heavy metal uptake of *Populus nigra* in relation to phytoremediation. VI. Alps-Adria Scientific Workshop Obervellach, Austria, 265-268.

Bouyoucos, C.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle-size analysis of soil, *Agronomy Journal*, 54: 464-465.

Bremner, J.M., 1996. Nitrogen-total. In: Sparks, D. L. Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, G.T. and Sumner, M.E. (eds.) Method of soil analysis. Published by: Soil Science Society of America, Inc. American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA. 1390 pp.

Castiglione, S., F. Cinzia, T. Fossati, G. Lingua, P. Torrigiani and S. Biondi, 2007. High zinc concentrations reduce rooting capacity and alter metallothionein gene expression in white poplar (*Populus alba* L. cv. Villafranca), *Chemosphere*, 67: 1117–1126.

Gorsuch, J.W., M. Ritter and E.R. Anderson, 1995.Comparative toxicities of six heavy metals using root elongation and shoot growth in three plant species. In: Hughes, J.S., G.R. Biddinger and E. Mones, (eds.), Environmental Toxicology and Risk Assessment, vol. 3. ASTM Special Technical Publication, Philadelphia, 1230 pp.

He, J.Y., C. Zhu, Y.F. Ren, D.A. Jiang and Z.X. Sun, 2007. Root morphology and cadmium uptake kinetics of the cadmium-sensitive rice mutant, *Biologia Plantarum*, 51(4): 791-794.

Helmke, P.H. and D. L. Sparks, 1996. Potassium. In: Sparks, D.L. Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, G.T. and Sumner, M.E. (eds.), Methods of soil analysis, American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA. 1390 pp.

Klechavarzi, C., K. Pettersson, P. Leeds-Harrison, L. Ritchie and S. Ledin, 2007. Root establishment of perennial ryegrass (*L. perenne*) in diesel contaminated subsurface soil layers, *Environmental Pollution*, 145: 68-74.

Kruger, E.L., T.A. Anderson and J.R. Coats, 1996. Phytoremediation of pesticide-contaminated soils. Air and Waste Management Association's 89th Annual Meeting, Nashville.

Kuffner, M., M. Puschenreiter, G. Wieshammer, M. Grofer and A. Sessitsch, 2008. Rhizosphere bacteria affect growth and metal uptake of heavy metal accumulating willows, *Plant and Soil*, 304: 35-44.

Lindsay, W. L. and W. A. Norvell, 1978. Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper, *Soil Science Society American Journal*, 42: 421-428.

McGrath, S.P., F.J. Zhao and E. Lombi, 2002. Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides, *Advances in Agronomy*, 75: 1-56.

Merkl, N., R. Schultze-Kraft, C. Infante, 2005. Phytoremediation in the tropics - influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids, *Environmental Pollution*, 138: 86-91.

Misra, J., V. Pandey and N. Singh, 1994. Effects of some heavy metals on root growth of germinating seeds of *Vicia faba*, *Journal of Environmental Science and Health*, 29(10): 2229-2234.

Nelson, R.E., 1982. Carbonate and gypsum.,. In A.L. Page, Miller, R.H. and Keeney, D.R., (eds.), Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, 2nd ed. Agronomy monograph no.9. SSSA and ASA. Madison, Wisconsin, USA. 725pp.

Olsen, S.R., C.U. Cole, F.S. Watanabe, and L.A. Deen, 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extracting with sodium bicarbonate (USDA Circular 939). Washington, D.C.: U.S. Government Printing Office.

Purohit, S., T.M. Varghese and M. Kumari, 2003. Effect of chromium on morphological features of tomato and brinjal, *Indian Journal of Plant Physiology*, 8(1): 17–22.

Rafati, M., N. Khorasani, F. Moattar, A. Shirvany, F. Moraghebi and S. Hosseinzadeh, 2011. Phytoremediation Potential of *Populus alba* and *Morus alba* for Cadmium, Chromuim and Nickel Absorption from Polluted Soil, *International Journal of Environmental Research*, 5(4): 961-970.

Rhoades, J.D., 1982. Soluble salts, In: A.L. Page, Miller, R.H., and Keeney, D.R. (eds.) Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and micribiological properties. Agronomy monograph. No.9. 2nd ed. SSSA and ASA, Madison, Wisconsin, USA. 725 pp.

Samantaray, S., G.R. Rout and P. Das, 1996. A study of soil-plant and root-shoot relationship in rice (*Oryza sativa* L. cv. Pathara) grown on chromiferous minespoil, Proceedings of the National Academy of Sciences India Section B, *Biological Sciences*, 66 (4): 349-357.

Sanita ` di Toppi, L. and R. Gabbrielli, 1999. Response to cadmium in higher plants, *Environmental and Experimental Botany*, 41: 105–130.

Shah, K. and R.S. Dubey, 1995. Effect of cadmium on RNA level as well as activity and molecular forms of ribonuclease in growing rice seedlings, *Plant Physiology and Biochemistry*, 33: 577–584.

Sumner, M. E. and W. P. Miller., 1996, Cation exchange capacity and exchange coefficients, In: Sparks, Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, G.T. and Sumner, M.E. (eds.), Methods of soil analysis. Published by: Soil science society of America, Inc. American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA. 1390 pp.

Topp, G.C., B.C. Golynou, B.C. Ball, and M.R. Carter, 1993. Soil water adsorption curve, In: Carter, M.R. (ed), Soil sampling and methods of analysis. Lewis Publishers, Boca Raton, E.L. 822 pp.

U.S.EPA, 1999. Phytoremediation resource guide. EPA 542-B-99-003. Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.

Wenzel, W.W., D.C. Adriano, D. Salt and R. Smith, 1999. Phytoremediation: a plant-microbe-based remediation system. In: Adriano, D.C., J.M. Bollag, W.T. Frankenberger and R.C. Sims, (eds.), Bioremediation of Contaminated Soils, American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America, 1025 pp.

Walkley, A. J., and C. A. Black. 1934. Estimation of organic carbon by chromic acid titration method, *Soil Science*, 37:29–38.

Wiltse, C.C., W.L. Rooney, Z. Chen, A.P. Schwab and M.K. Banks, 1998. Greenhouse evaluation of agronomic and crude oil-phytoremediation potential among alfalfa genotypes, *Journal of Environmental Quality*, 27: 169-173.

Wu, F., W. Yang J. Zhang and L. Zhou, 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: 268–273.

Zalesny, J.A., R.S. Zalesny, D.R. Coyle and R.B. Hall, 2007. Growth and biomass of *Populus* irrigated with landfill leachate, *Forest Ecology and Management*, 248: 143–152.

Effect of heavy metals (lead, cadmium and chromium) on some root morphological characteristics of *Populus alba* L. and *Populus nigra* L. seedlings

S.M. Alizadeh[*1], Gh. Zahedi Amiri[2], M. Shirmardi[3], and M.H. Shahriari[4]

[1] Assistant Prof., Faculty of Agriculture, Ramin Agriculture and Natural Resources University, I. R. Iran
[2] Associate Prof., Faculty of Natural Resources, University of Tehran, I. R. Iran
[3] Ph.D Student, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, University of Tehran, I. R. Iran
[4] Assistant Prof., Faculty of Agriculture, Persian Gulf University, I. R. Iran

(Received: 13 October 2012, Accepted: 24 September 2013)

Abstract

Root morphology is one of the significant factors in success of heavy metal remediation of soils using plants where pollutant absorption takes place. In the present study, effect of soil pollution with heavy metals on some root morphological characteristics of two tree species, *Populus alba* L. and *Populus nigra* L., were studied. Root length, root diameter, lateral and main root biomass of one-year old seedlings grown in lead-, cadmium- and chromium (VI)-contaminated and uncontaminated soil were compared. The results indicated that increased concentration of three metals in soil led to decrease of all morphological traits of studied species (P<0.01). Maximum and minimum decreases were related to Cd and lead, respectively. Cadmium pollution at 150 mg kg^{-1} led to 25% and 20% decrease in lateral root production in *P. nigra* and *P. alba*, respectively in comparison with control treatment. In most studied traits, *P.nigra* showed more tolerance than *P. alba* in presence of pollutants. It seems that the strategy used by two species at the increased pollution levels defined by greater focus on main root production rather than lateral root production, could be a fundamental solution for higher tolerance.

Keywords: Cadmium, Chromium, Lead, Phytoremediation, *Populus alba*, *Populus nigra*.

[*]Corresponding author Tel: +9826332249312 Email: s_malizadeh@yahoo.com