تعیین توان زیست پالایی گونه درختی دارتالاب (*Taxodium distichum L.*)

محمد جوکار[1*]
تیمور رستمی شاهراجی[2]
محسن محمدی[3]

۱. دانشجوی دکتری علوم جنگل، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران
۲. دانشیار گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران
۳. استادیار گروه محیطزیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، رشت، ایران

***مسئول مکاتبات:**
m.jokar20@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۲/۱۰
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۰۳/۱۷
کد مقاله: ۱۳۹۵۰۲۰۲۰۱
این مقاله برگرفته از رساله دکتری است.

چکیده

تالاب‌ها به‌عنوان یکی از باارزش‌ترین اکوسیستم‌های طبیعی در معرض آلودگی به فلزات سنگین هستند. در سال‌های اخیر تلاش‌های زیادی در راستای یافتن روشی برای حذف فلزات سنگین از محیط‌زیست صورت گرفته است. در این راستا گیاه‌پالایی، به دلایلی ازجمله تأثیر زیاد، هزینه‌های کم و هماهنگی با طبیعت، با استقبال زیادی روبه‌رو شده است. پژوهش حاضر به‌منظور بررسی تعیین توان و ظرفیت زیست پالایی گونه درختی دارتالاب، در محیط‌های آلوده به فلزات سنگین سرب و کادمیوم، در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار و ۴ تیمار انجام شد. نتایج نشان داد بالاترین غلظت این فلزات در برگ، ساقه-شاخه و ریشه گیاه دارتالاب، در تیمار ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم و ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب بوده و برای فلز کادمیوم به ترتیب ۳۵/۱۸،۳۳/۶ و ۸۹/۰۶ و فلز سرب ۳۲/۲۳،۸۴/۴ و ۹۴/۵۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. بیشترین تجمع فلزات در اندام‌های زیرزمینی گیاه بوده و میزان عناصر موردمطالعه به ترتیب در برگ، ساقه-شاخه و ریشه کاهش می‌یابند که می‌تواند تحرک کم این عناصر از اندام‌های زیرزمینی به اندام‌های هوایی را بیان کند. بر اساس نتایج حاصل می‌توان بیان نمود که گونه دارتالاب در شرایط مقادیر بالای کادمیوم و سرب به‌خوبی مقاومت کرده و قادر به انباشت این عناصر در اندام‌های مختلف خود است. این‌گونه با دارا بودن فاکتور انتقال کوچک‌تر از یک برای تثبیت گیاهی کادمیوم و سرب مناسب بوده و در همین راستا اهمیت به‌کارگیری گیاه دارتالاب به‌عنوان یک گیاه تجمع دهنده برای فلزات موردمطالعه پیشنهاد می‌گردد.

واژگان کلیدی: آلودگی، دارتالاب، فلزات سنگین، گیاه‌پالایی.

مقدمه

آلودگی‌های محیطی به‌ویژه وجود فلزات سنگین سبب ایجاد اثرات مخرب بر بیوسفر و اختلال در اکوسیستم‌های آبی و خشکی آن‌ها شده است (Bonnet and Veisseire, 2005). این فلزات، عناصری غیرقابل تجزیه زیستی بوده و تمایل به تجمع در سامانه‌های زیستی دارند و زمانی که مقدار آن‌ها بیش‌ازحد مجاز باشد، خطراتی را برای سلامتی انسان ایجاد می‌کنند (Torresday *et al*., 2005). این فلزات به‌طور طبیعی به میزان کم در محیط وجود دارند، اما فعالیت‌های مختلف کشاورزی و صنعتی مانند معدن‌کاوی، پسماندهای صنایع، ساخت افشانه‌ها و استفاده از آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی موجب افزایش مقدار آن‌ها در محیط می‌شود (Abdullahi *et al*., 2009). به‌طوری‌که آلودگی خاک و آب به فلزات سنگین به یکی از مهم‌ترین مسائل محیط‌زیست در سراسر جهان تبدیل‌شده است (Bodar *et al*., 2006; Assareh *et al*., 2008; Fotakis and Timbrell, 2006).

تحقیقات نشان داده است که تالاب‌ها به‌عنوان یکی از باارزش‌ترین اکوسیستم‌های طبیعی در معرض آلودگی به‌ویژه فلزات سنگین هستند (Jones *et al*., 2009). در بیان اهمیت تالاب‌ها ذکر این مطلب کافی است که این اکوسیستم‌ها، درواقع، اراضی حد واسط بین محیط‌های خشکی و آبی بوده و به‌عنوان منابع مفید طبیعی و ذخایر ارزشمند ژنتیکی، فراهم‌کننده کالاها و خدمات بسیاری ازجمله کنترل سیل، حفظ کیفیت

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

آب، زیستگاه حیات‌وحش و کنترل فرسایش خاک هستند (Sugumaran *et al*., 2004). با توجه به ارزش و اهمیت بالای اکوسیستم‌های تالابی از یکسو و تخریب و آسیب‌های وارده بر این عرصه‌ها از سوی دیگر ضرورت حفاظت از آن‌ها کاملاً احساس می‌شود.

در سال‌های اخیر تلاش‌های زیادی در راستای یافتن روشی برای حذف فلزات سنگین از محیط‌زیست صورت گرفته که گیاه‌پالایی یکی از یافته‌هاست (Palford and Watson, 2003). استفاده از گیاهان برای تحریک میکروارگانیسم‌های سم‌زدا و نابودگر آلودگی‌ها یک فرآیند طبیعی است که به دلیل تأثیر زیاد، هزینه‌های کم، تخریب کم، هماهنگی با طبیعت و قابلیت استفاده در مقیاس وسیع، با استقبال زیادی روبه‌رو شده است (Chehregani *et al*., 2009). در این راستا ارزش گیاهان تجمع دهنده فلزات برای اصلاح تالاب‌ها نیز اخیراً موردتوجه قرارگرفته. ازاین‌رو و طبق گفته Larcher (۲۰۰۳) درک اساس ژنتیکی و فیزیولوژیکی مقاومت به فلزات سنگین برای انتخاب گونه‌های مناسب جهت رویشگاه‌هایی که در معرض آلایندگی با فلزات سنگین هستند اهمیت زیادی دارند. گونه‌های مختلفی قادر به جذب فلزات سنگین از محیط خود هستند اما دراین‌بین درختان صفات ویژه‌ای دارند. به‌عنوان‌مثال، زی‌توده زیادی تولید می‌کنند، سیستم ریشه‌ای توسعه‌یافته‌ای برای جذب فلزات سنگین از خاک‌دارند، نسبت به گونه‌های زراعی و مرتعی منابع غذایی برای دام‌ها نبوده و میزان تبخیر و تعرق زیاد آن‌ها موجب افزایش جریان آب در درخت و انتقال فلزات به اندام‌های هوایی می‌گردد (Castiglione *et al*., 2006; Sebastini *et al*., 2004). در این زمینه مطالعاتی انجام‌شده که می‌توان به این موارد اشاره داشت؛ Granel و همکاران (۲۰۰۲) با بررسی قابلیت درختان بید برای گیاه‌پالایی اراضی آلوده، دریافتند که غلظت عناصر کادمیوم، روی، منگنز در برگ‌ها در مقایسه شاخه‌ها به‌طور معنی‌داری بیشتر بود. Kuzovkina و همکاران (۲۰۰۴) نیز با بررسی جذب و انتقال کادمیوم و مس ۵ گونه بید بیان کردند که همه‌ی گونه‌ها مقاوم در برابر آلودگی فلزات بودند. Grytsyuk و همکاران (۲۰۰۶) به این نتیجه رسیدند که سرعت رشد گونه‌ها و ضریب انتقال سرب از اندام زیرزمینی به اندام هوایی از مهم‌ترین عوامل افزایش آن در اندام هوایی گیاهان است. طبق اظهار Onder و Dursum (۲۰۰۶) سرب شکل‌گیری برگ‌ها، رشد ریشه‌ها و شاخه‌های درختان را به‌شدت تحت تأثیر قرار می‌دهد. Biro و Takacs (۲۰۰۷) جذب فلزات سنگین توسط صنوبر را بررسی و مشاهده کردند که در سنین مختلف نهال‌ها، سرب و نیکل در ریشه و کادمیوم، روی و منگنز در برگ‌ها انباشت می‌شوند. Snezanaو همکاران (۲۰۱۳) به بررسی غلظت فلزات سنگین مس، سرب، روی و منگنز درختان کاج و نمدار در صربستان پرداختند. نتایج آن‌ها نشان داد که میزان سرب در ریشه کاج و نمدار بیشتر از اندام‌های هوایی است. حسین زاده منفرد (۱۳۹۰) به بررسی مقایسه میزان جذب عناصر کادمیوم و سرب در خاک و برگ و شاخه یک‌ساله گونه اقاقیا و چنار پرداخت. نتایج این تحقیق نشان داد که دو گونه تفاوت معنی‌داری ازنظر جذب عناصر سنگین سرب و کادمیوم باهم نداشتند، این در حالی است که توانایی جذب این دو گونه در مبارزه با عناصر آلاینده متفاوت بوده و هرکدام مقدار خاصی از آلاینده‌ها را جذب می‌کنند. رفعتی و همکاران (۱۳۹۱) در مطالعه‌ای به بررسی توانایی برداشت و تثبیت گیاهی دو گونه توت سفید و سپیدار پرداختند. نتایج حاصل از محاسبه ضریب تجمع زیستی و فاکتور انتقال نشان داد که هیچ‌یک از دو گونه برای تثبیت گیاهی کادمیوم، کروم و نیکل با داشتن ضریب تجمع زیستی ریشه کوچک‌تر از یک و فاکتور انتقال بزرگ‌تر از یک مناسب نبودند. صداقت حور و همکاران (۱۳۹۳) باهدف بررسی پتانسیل سنبل آبی در حذف فلزات سنگین نتیجه گرفتند که گیاه مذکور در شرایط مقادیر بالای کادمیوم و سرب به‌خوبی رشد و قادر به جذب کلرید کادمیوم تا ۴ میلی‌گرم در لیتر و کلرید سرب تا غلظت ۸ میلی‌گرم در لیتر بوده است. مصلح آرانی و همکاران (۱۳۹۳) نیز ضمن بررسی انباشت کادمیوم در ریشه و برگ دو گونه مورد و کاج بیان کردند که گونه مورد با توجه به انتقال و انباشت مقدار زیادی کادمیوم در برگ‌ها به‌منزله گیاه بیش انباشت کننده معرفی و در خاک‌های آلوده به کادمیوم به‌منزله‌ی گونه‌ی گیاه استخراجی استفاده کرد.

گونه‌های خانواده Taxodiace به دلیل داشتن سازگاری‌هایی که به آن‌ها اجازه رشد وزنده‌مانی در مناطق غرقابی و ماندابی را می‌دهد (Kozlowski, 1997; Karrenberg *et al*., 2002; NRC, 2002)، به‌طور گسترده برای احیای مناطق مستعد غرقابی مورداستفاده قرار می‌گیرد. ازجمله مهم‌ترین این گونه‌ها می‌توان به دارتالاب (*Taxodium distichum* L.) اشاره کرد. سرو مردابی یا دارتالاب درختی است سوزنی‌برگ، سریع‌الرشد و خزان کننده بومی آمریکا که در مناطق باتلاقی، ساحل رودخانه‌ها و مناطق مرطوب رشد می‌کند (مظفریان، ۱۳۸۸).

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

این‌گونه قدرت تحمل‌پذیری مناسبی در اراضی باتلاقی داشته و باهدف احیاء و بازسازی جنگل‌های مناطق غرقابی دنیا و نیز در اراضی جلگه‌ای شمال ایران که در فصول پرباران به‌صورت غرقاب درآمده، می‌تواند کشت شود. (صیاد و همکاران، ۱۳۸۵؛ سیاهی پور بالاده، ۱۳۸۶). با توجه به ارزش و اهمیت بالای اکوسیستم‌های تالابی و ضرورت حفاظت از آن‌ها و در جهت نیل به این اهداف، این پژوهش به بررسی تعیین توان و ظرفیت زیست پالایی گونه درختی دارتالاب، در محیط‌های آلوده به فلزات سنگین سرب و کادمیوم می‌پردازد.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق از نهال‌های دوساله گونه سرو تالاب پرورش‌یافته در نهالستان لاکان واقع در استان گیلان استفاده شد. در تهیه‌ی نهال‌ها سعی بر آن بود تا بهترین و همسان‌ترین نهال‌های دارای سیستم ریشه‌ای و قطر مشابه و فاقد شاخه و برگ اضافی باشند، گزینش شوند. خاک مورداستفاده به نسبت شش سهم خاک رایج نهالستان (بافت لومی- رسی) و یک سهم ماسه (بدون اضافه کردن کود) بود. بستر کاشت با مقادیر صفر (شاهد)، ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم نمک نیترات کادمیوم بر کیلوگرم خاک و صفر (شاهد)، ۲۰۰، ۳۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم نمک نیترات سرب، در خارج از گلدان‌ها به‌صورت کاملاً یکنواخت آلوده شدند و سپس گلدان‌ها با آن‌ها پر شدند. هر گلدان با یک فلز تیمار شد تا از اثرات متقابل فلزات سنگین بر یکدیگر جلوگیری گردد. در این آزمایش گلدان‌هایی پلاستیکی با ظرفیت ۱۵ لیتر در نظر گرفته شد. به دلیل سوراخ بودن گلدان‌ها جهت جلوگیری از آبشویی و از دسترس خارج شدن فلزات، پلاستیک‌هایی بدون منفذ در داخل آن‌ها قرار داده شد. گلدان‌های قبل از انتقال نهال‌ها، به مدت یک ماه برای رسیدن به تعادل به حال خود رها شدند تا برهمکنش آلاینده‌ها و خاک تکوین یافته و شرایط آلودگی طبیعی‌تر شود. نهال‌های موردبررسی در اواخر اسفندماه و همزمان با شروع فصل رویش در گلدان‌ها کشت شدند و در ادامه به مدت‌زمان یک‌فصل رویش تا شروع خزان برگ‌ها اجازه رشد یافتند. گلدان‌ها در شرایط یکسان و در فضای باز و محیط طبیعی قرار داده‌شده و تا زمان نمونه‌برداری به‌طور مستمر تحت مراقبت و آبیاری قرار گرفتند.

نمونه‌گیری از خاک و اندام‌ها مختلف نهال‌ها شامل برگ، ساقه و ریشه در آخر فصل رویش صورت پذیرفت. نمونه‌های برگ، ریشه، ساقه و خاک هر گلدان جهت به دست آوردن نمونه‌های همگن با یکدیگر مخلوط شدند. کلیه نمونه‌های اندام‌ها پس از شستشو با آب معمولی، آب مقطر و قرارگیری در آون به مدت ۴۸ ساعت در ۸۰ درجه سانتی‌گراد، در آون خشک گردیدند. نمونه‌های خشک‌شده با استفاده از آسیاب برقی با محفظه استیل آسیاب شدند. عصاره‌گیری از ۰/۲۵ گرم نمونه آسیاب شده به کمک ۴ میلی‌لیتر اسید سولفوریک و سپس پراکسید هیدروژن ۳۰ درصد بر اساس روش Pitchel and Bradway (2008) و در دمای ۴۴۰ ^{o}C با استفاده از دستگاه Digesdahl انجام شد. غلظت آلاینده‌ها در هریک از نمونه‌ها با دستگاه به کمک دستگاه ICP تعیین شد (Youngsoo *et al*., 2009).

ضریب تجمع زیستی (Bioconcentration factor) و فاکتور انتقال (Translocation factor)، مشخص‌کننده توانایی گیاهان برای تحمل و تجمع فلزات سنگین در اندام‌های خود است. برای بررسی میزان انتقال فلزات از ریشه به اندام هوایی، فاکتور انتقال از تقسیم غلظت فلز در اندام هوایی به غلظت آن در ریشه تعیین گردید. ضریب تجمع زیستی نیز از نسبت غلظت فلز در اندام‌های گیاهی به مقدار فلز در خاک تعیین شد (Zacchini *et al*., 2008; Chehregani *et al*., 2010). این پژوهش در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار مستقل برای هر تیمار انجام شد. تجزیه واریانس داده‌ها با نرم‌افزار Spss، مقایسه میانگین تیمارها با آزمون توکی و رسم نمودارها با نرم‌افزار Excel انجام شد.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

نتایج

همان‌طور که مشاهده می‌شود نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف کادمیوم بر غلظت آن در اندام‌های نهال‌های دارتالاب در جدول ۱ آمده است. بر این اساس مقدار تجمع کادمیوم در ساقه، ریشه و برگ‌های نهال دارتالاب با یکدیگر دارای اختلاف معنی‌داری هستند. غلظت کادمیوم در ریشه نسبت به برگ به‌طور قابل‌توجهی بیشتر بود. به‌طوری‌که مقدار کادمیوم جذب‌شده در ریشه در تیمار ۱۵۰ میلی‌گرم در حدود ۴ و نیم برابر همین غلظت در برگ بود.

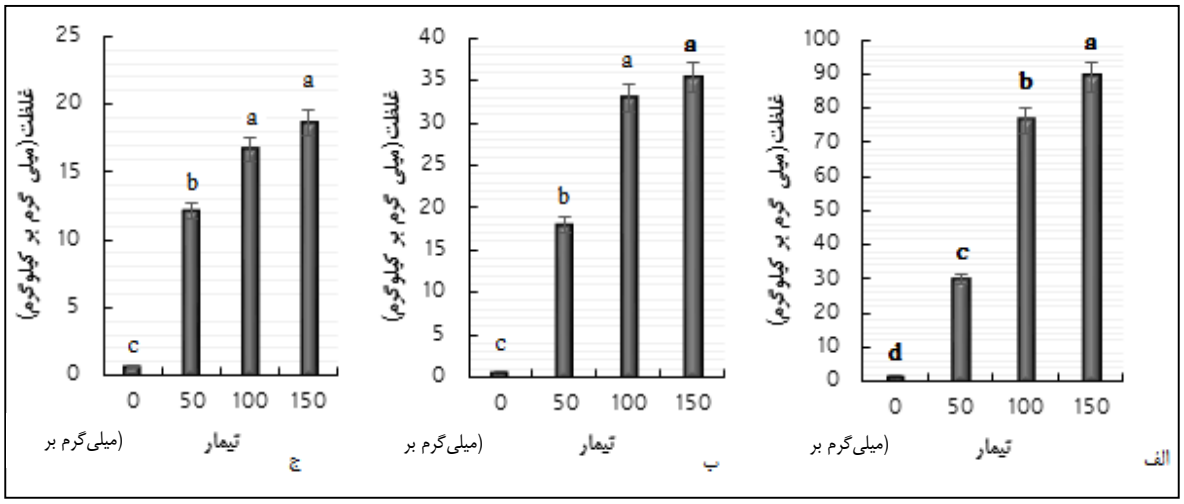
جدول ۱: تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف کادمیوم بر غلظت آن در اندام‌های مختلف دارتالاب (*Taxodium distichum L.*).

منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات		
		غلظت کادمیوم در برگ (mg/kg)	غلظت کادمیم در ساقه (mg/kg)	غلظت کادمیوم در ریشه (mg/kg)
تیمار	۳	۱۹۳/۰۹**	۷۶۹/۴۶**	۷۹۳۷/۲۳**
خطا	۸	۰/۶۰	۲/۴۲	۱/۴۴

**: اختلاف معنی‌دار در سطح یک درصد، * اختلاف معنی‌دار در سطح پنج درصد و ns عدم معنی‌داری

مقادیر انباشت فلز کادمیوم اندام‌های مختلف نهال دارتالاب، در غلظت‌های مختلف عناصر موردبررسی در شکل ۱ نشان داده‌شده است. به‌طورکلی با افزایش غلظت کادمیوم بر مقدار جذب‌شده در برگ، ساقه و ریشه افزایش یافت. بالاترین میزان غلظت کادمیوم در ریشه‌ی دارتالاب و در غلظت ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. در بررسی روند انباشت کادمیوم نتیجه گرفته شد که؛ بیشترین افزایش در انباشت کادمیوم در برگ‌ها با اختلاف معنی‌داری در حدفاصل غلظت ۵۰ میلی‌گرم کادمیوم و شاهد و کمترین مقدار آن در حدفاصل غلظت ۱۰۰ تا ۱۵۰ میلی‌گرم کادمیوم که این تفاوت ازلحاظ آماری معنی‌دار نبود. نتایج مقایسه میانگین انباشت کادمیوم در ساقه نشان داد که روند انباشت کادمیوم افزایشی بوده و بیشترین افزایش انباشت در حدفاصل تیمار ۵۰ تا ۱۰۰ میلی‌گرم مشاهده شد. همچنین مشاهده شد که این روند در حدفاصل بین تیمارهای ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم کادمیوم اگرچه افزایشی بوده ولی اختلاف معنی‌داری نداشت. انباشت کادمیوم در ریشه‌ها نیز روند افزایشی داشت که بیشترین مقدار مربوط به حدفاصل تیمارهای ۵۰ تا ۱۰۰ و کمترین آن مربوط به حدفاصل غلظت‌های ۱۰۰ تا ۱۵۰ میلی‌گرم کادمیوم بود. در مورد ریشه‌ها در تمامی سطوح تیمارها اختلاف غلظت کادمیوم معنی‌دار بود.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]



شکل ۱: الف (میزان غلظت کادمیوم در ریشه نهال دارتالاب (*Taxodium distichum L.*.، ب) میزان غلظت کادمیوم در ساقه و شاخه نهال دارتالاب، ج) میزان غلظت کادمیوم در برگ نهال دارتالاب. (حروف متفاوت بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار بین هر تیمار است)

نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای سرب بر غلظت آن در اندام‌های مختلف دارتالاب در جدول ۲ مشاهده می‌شود. بر این اساس مقدار تجمع سرب در ساقه، ریشه و برگ‌های نهال دارتالاب با یکدیگر دارای اختلاف معنی‌داری باهم بودند. در این زمینه نیز غلظت سرب همانند عنصر کادمیوم در ریشه نسبت به ساقه و خصوصاً برگ‌ها به‌طور قابل‌توجهی بیشتر بود. به‌طوری‌که مقدار کادمیوم جذب‌شده در ریشه در تیمار ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب در حدود ۴ و ۳ برابر همین غلظت در برگ و ساقه بود.

جدول ۲: تجزیه واریانس اثر تیمارهای مختلف سرب بر غلظت آن در اندام‌های مختلف دارتالاب (*Taxodium distichum L.*).

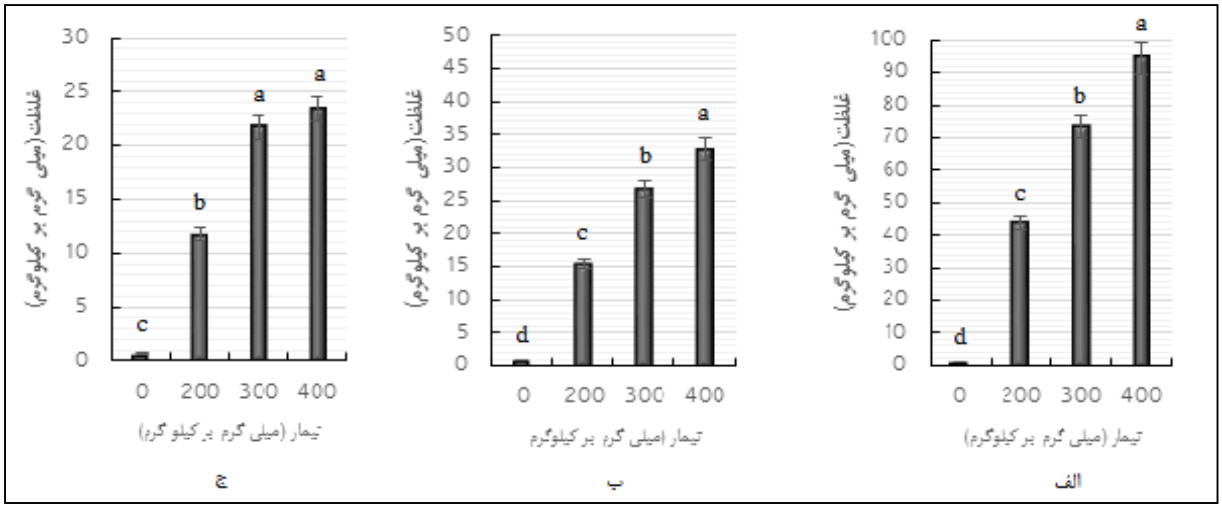
منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات		
		غلظت سرب در برگ (mg/kg)	غلظت سرب در ساقه (mg/kg)	غلظت سرب در ریشه (mg/kg)
تیمار	۳	۳۲۹/۵۸**	۵۹۴/۵۱**	۴۹۰۵/۵۵**
خطا	۸	/۶۲	۱/۱۳	۱۱/۴۱

**: اختلاف معنی‌دار در سطح یک درصد، * اختلاف معنی‌دار در سطح پنج درصد و ns عدم معنی‌داری

شکل ۲ میزان انباشت فلز سرب را در اندام‌های مختلف نهال دارتالاب نشان می‌دهد. به‌طورکلی با افزایش غلظت سرب بر مقدار جذب‌شده در برگ، ساقه و ریشه نهال‌های موردبررسی نیز افزایش یافت. بالاترین میزان غلظت سرب در ریشه‌ی دارتالاب و در غلظت ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. در بررسی روند انباشت سرب مشاهده شد که بیشترین افزایش در انباشت سرب در برگ‌ها با اختلاف معنی‌داری در حدفاصل غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم سرب و شاهد و کمترین مقدار آن در حدفاصل غلظت ۳۰۰ تا ۴۰۰ میلی‌گرم سرب که این تفاوت ازلحاظ آماری معنی‌دار نبود. نتایج مقایسه میانگین انباشت سرب در ساقه نشان داد که روند انباشت سرب افزایشی و با اختلاف معنی‌دار در تمامی سطوح بوده و بیشترین

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

افزایش انباشت در حدفاصل تیمار ۰ تا ۲۰۰ میلی‌گرم سرب مشاهده شد. انباشت سرب در ریشه‌ها نیز روند افزایشی داشت که بیشترین مقدار مربوط به حدفاصل تیمارهای ۰ تا ۴۰۰ و کمترین آن مربوط به حدفاصل غلظت‌های ۳۰۰ تا ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب بود. در مورد ریشه‌ها در تمامی سطوح تیمارها اختلاف غلظت کادمیوم معنی‌دار بود.



شکل ۲: الف) میزان غلظت سرب در ریشه نهال دارتالاب (*Taxodium distichum L.*)، ب) میزان غلظت سرب در ساقه و شاخه نهال دارتالاب، ج) میزان غلظت سرب در برگ نهال دارتالاب. (حروف متفاوت بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار بین هر تیمار است)

مقادیر ضریب تجمع زیستی و فاکتور انتقال به ترتیب در جدول ۳ نشان داده‌شده است. بررسی فاکتور انتقال در نهال‌ها نشان داد که بالاترین فاکتور انتقال کادمیوم و سرب معادل ۱/۰۰۶ و ۱/۲۷ و به ترتیب در سطوح آلودگی ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم و شاهد سرب است. در خصوص ضریب تجمع زیستی نیز نتایج نشان داد که بالاترین ضریب تجمع زیستی کادمیوم و سرب معادل ۰/۸۶۹ و ۰/۷۳۷ و به ترتیب در سطوح آلودگی شاهد کادمیوم و سرب رخداده است. روند ضریب تجمع زیستی هر دو عنصر کاهشی بوده اگرچه اختلافات آن‌ها تنها در سطح آلودگی شاهد بوده است.

جدول ۳: مقایسه میانگین اثر تیمارهای مختلف کادمیوم بر فاکتور انتقال و ضریب تجمع زیستی در دارتالاب (*Taxodium distichum L.*).

غلظت کادمیوم	فاکتور انتقال	ضریب تجمع زیستی	غلظت سرب	فاکتور انتقال	ضریب تجمع زیستی
۰	۰/۶۶۶۹b	۰/۸۶۹۲ a	۰	۱/۲۷۰a	۰/۷۳۷۰a
۵۰	۱/۰۰۶ a	۰/۲۶۰۰b	۲۰۰	۰/۸۷۷۷b	۰/۰۶۴۷b
۱۰۰	۰/۶۴۷۲ b	۰/۱۵۳۳ bc	۳۰۰	۰/۷۹۴۲b	۰/۰۵۷۶b
۱۵۰	۰/۶۰۵۵ b	۰/۱۱۸۰ c	۴۰۰	۰/۶۷۴۷b	۰/۰۴۹۵b

حروف متفاوت بیانگر وجود اختلاف معنی‌دار بین هر تیمار است.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

بحث و نتیجه‌گیری

هدف از انجام تحقیق حاضر، تعیین توان زیست پالایی گونه درختی دارتالاب و بررسی امکان استفاده از آن در گیاه‌پالایی محیط‌های آلوده به فلزات سنگین بوده است. اصولاً برای داشتن کارایی لازم جهت انجام گیاه‌پالایی باید قدرت جذب فلزات توسط گیاه زیاد و درعین‌حال مقاوم به آلودگی فلزات سنگین باشند (Stefania *et al*., 2014). بر پایه‌ی نتایج به‌دست‌آمده روند انباشت فلز کادمیوم در اندام‌های مختلف نهال‌های دارتالاب بدین شکل بود که بیشترین انباشت در ریشه، سپس در ساقه و درنهایت برگ‌ها کمترین غلظت کادمیوم را به خود اختصاص دادند. این روند همسو با نتایج Pilon-smit و همکاران (۱۹۹۸) در بررسی گیاه‌پالایی صنوبر هیبرید (*P.alba*×*P.tremula*) و همچنین Meers و همکاران (۲۰۰۵) در بررسی گیاه‌پالایی فلز کادمیوم گونه *Salix viminalis* است که آن‌ها نیز روند مشابهی اعلام کردند. نتایج بررسی Pulford و همکاران (۲۰۰۱) مشخص کرد که بیشترین مقدار کروم در ریشه دو زیرگونه سپیدار به نام‌های *P. euroamericana* و*P.trichocarpa* در مقایسه با دیگر اندام‌ها وجود دارد. Robinson و همکاران (۲۰۰۰) و McGee و همکاران (۲۰۰۶) نیز نشان دادند که‌برگ‌های *P.alba* به‌طورمعمول مقادیر بیشتری کادمیوم و روی را نسبت به ریشه و ساقه در خود جمع می‌کند. اما برخی پژوهش‌ها نشان داد که بیشترین مقدار کادمیوم در برگ‌های *P. alba* در مقایسه با دیگر اندام‌ها یافت می‌شود (Dominguez *et al*., 2007; Martens *et al*., 2007; Fischerova *et al*., 2005).

نتایج نشان داد که با افزایش غلظت کادمیوم، مقدار تجمع کادمیوم در کلیه‌ی اندام‌های گیاهی افزایش یافت. این یافته با نتایج بسیاری از محققین همسو است (Sun, *et al*., 2007; Nilolic, *et al*., 2008; Wu *et al*., 2010; Fan, *et al*., 2011) احتمالاً دلیل افزایش غلظت کادمیوم در اندام‌های گیاهی، افزایش زیست‌فراهمی این فلز در خاک بوده است (علیزاده و همکاران، ۱۳۹۰). بر اساس نتایج حاصل بیشترین مقدار انباشت در اندام‌های زیرزمینی نهال‌های دارتالاب رخ داد، یکی از دلایل این امر می‌تواند این باشد که گیاه با استفاده از مکانیسم‌هایی آلاینده را در اندام‌هایی نظیر واکوئل‌ها رسوب داده و از انتقال آن به اندام‌های هوایی جلوگیری می‌کند (Shah *et al*., 2001). درهرصورت، جذب عناصر سنگین در واکوئل‌ها و به‌ویژه در دیوار سلولی برای گیاه از سمیت بسیار کمتری برخوردار است (Wojcik, *et al*., 2005) که ممکن است در مورد دارتالاب نیز این فرآیند صورت گرفته باشد.

ازآنجایی‌که که محیط نقش مهمی در جذب سرب توسط گیاهان دارد و بر طبق نتایج حاصل از این تحقیق با افزایش غلظت سرب، میزان جذب آن در برگ، شاخه و ریشه‌ی نهال‌های موردبررسی نیز افزایش یافت. Grytsyuk و همکاران (۲۰۰۶) نیز در تحقیقات خود به نتایج مشابه دست یافتند و بیان نمودند که میزان جذب سرب توسط گیاهان متناسب با غلظت آن در محیط (اتمسفر و خاک) افزایش می‌یابد.

طبق نتایج حاصل از این پژوهش و مشابه فلز کادمیوم، روند انباشت سرب در اندام‌های مختلف نهال‌های موردبررسی ازاین‌قرار بود که؛ بیشترین انباشت در ریشه، سپس در ساقه و درنهایت برگ‌ها کمترین غلظت کادمیوم را به خود اختصاص داده بودند. نتایج به‌دست‌آمده با نتایج دیگر پژوهشگران همخوانی دارد (Doumett *et al*., 2008; Yang X., *et al*., 2005; Shen ZG *et al*., 2002; Zhivotovsky ; *et al*., 2011; Shi, X *et al*., 2011; Sarah. S., *et al*., 2012).

بر اساس تحقیقات انجام‌گرفته علت این امر را می‌توان تحرک و حلالیت کم این فلز حتی در غلظت‌های بالا، دانست و لذا بیشتر در ریشه انباشت گردیده و کمتر قادر به انتقال به سمت اندام‌های هوایی خصوصاً برگ‌ها است. برخی عوامل خاکی نظیر اسیدیته پایین و غلظت کم فسفر خاک به‌عنوان عوامل افزایش‌دهنده جذب سرب توسط گیاه و انتقال آن از ریشه به اندام هوایی محسوب می‌شود (Kabata, *et al*, 2006 ; Kruatrachue 2001). تنها بخش کمی از محلول آبی و قابل تعویض سرب به‌سرعت و به‌راحتی جذب گیاه می‌شوند. شکل‌های هیدروکسید اکسیژن سرب، آلی، کربنات و ته‌نشین شده سرب بسیار محکم به خاک اتصال می‌یابند. ظرفیت خاک برای جذب سطحی سرب با افزایش pH، محتوی کربن آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، پتانسیل اکسید و احیا خاک/آب و سطوح فسفات افزایش می‌یابد (Henry, 2000). با توجه به اینکه حد سمیت سرب برای گیاهان در محدوده ۳۰۰-۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه است (Levy *et al*., 1999) و از طرفی جذب عنصر

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

سرب در اندام‌های گونه‌ی موردمطالعه، بدون بروز علائم مسمومیت گیاهان از مقدار فوق بیشتر بود این مطلب، مبین پتانسیل گونه موردمطالعه در جذب و انباشت این عنصر سمی و آلاینده محیط‌زیست می‌باشد. بنابراین دارتالاب قادر است در محیط‌های آلوده، ضمن رشد معمولی خود، مقادیر بالای فلزات و حفظ بقا و نکروز برگی در را بدون داشتن علائم مرئی مشخص مثل کلروز و خود انباشت کند.

طبق یافته‌های Zacchini و همکاران (۲۰۰۸) گونه‌ای که دارای ضریب تجمع زیستی در ریشه بزرگ‌تر از یک و فاکتور انتقال کوچک‌تر از یک باشد، برای تثبیت گیاهی و گونه‌ای که دارای ضریب تجمع زیستی در اندام‌های هوایی بزرگ‌تر از یک باشد، برای برداشت گیاهی مناسب است. بررسی فاکتور انتقال کادمیوم در نهال‌های موردمطالعه نشان داد که بالاترین فاکتور انتقال معادل۱/۰۰۶ و در سطح آلودگی ۵۰ میلی‌گرم کادمیوم رخ‌داده است. روند تغییرات فاکتور انتقال در سطوح مختلف آلودگی متفاوت بود. تنها اختلاف معنی‌دار مربوط به آلودگی صفر و ۵۰ میلی‌گرم کادمیوم بود، درحالی‌که دیگر سطوح افزایش آلودگی اختلاف در فاکتور انتقال معنی‌دار نبود. همچنین نتایج نشان داد که بالاترین فاکتور انتقال سرب معادل ۱/۲۷ و در سطح آلودگی شاهد رخ داد. در بررسی روند تغییرات نیز تنها اختلاف معنی‌داری مربوط سطوح شاهد و ۲۰۰میلی‌گرم سرب بود و در دیگر سطوح اختلافات معنی‌دار نبود. نتایج این قسمت بیان می‌کند که دارتالاب در تمامی سطوح موردبررسی (غیر از شاهد سرب و ۵۰ میلی‌گرم کادمیوم)، دارای فاکتور انتقال کمتر از یک بوده، بنابراین این‌گونه برای تثبیت عناصر کادمیوم و سرب مناسب است. نکته دیگر قابل‌توجه این است که مقادیر ضریب تجمع زیستی کادمیوم و سرب دارتالاب، از تیمار شاهد به سمت ۱۵۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در حال کاهش بوده و احتمال دارد که در غلظت‌های بالاتر میلی‌گرم، گیاه دارتالاب انباشت کننده این عنصر نباشد. بنابراین قضاوت درباره اینکه آیا این‌گونه در غلظت‌های بالاتر از ۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم و ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب همچنان برداشت کننده است و یافتن آستانه انباشت گیاهی نیاز به بررسی بیشتری دارد. با توجه به نتایج فوق می‌توان گفت که، تجمع کادمیوم و سرب در محدوده سمی فلزات موردنظر در برگ‌های این دو گونه بدون نشان دادن علائم مسمومیت، به همراه توانایی تولید زی‌توده بالا، رشد مناسب، جوانه‌زنی آسان و سیستم ریشه‌ای توسعه‌یافته آن‌ها در اکوسیستم‌های آبی دلایلی هستند که علاوه برداشتن فاکتور انتقال کمتر از یک در تمامی تیمارهای موردبررسی کادمیوم و سرب، سرو تالاب را به برای تجمع‌کننده کادمیوم و سرب از محیط مناسب می‌سازد. و در همین راستا اهمیت به‌کارگیری گیاه دارتالاب به‌عنوان یک گیاه تجمع دهنده برای فلزات موردمطالعه پیشنهاد می‌گردد.

منابع

حسین زاده منفرد، س.، ۱۳۹۰. مقایسه میزان جذب عناصر کادمیوم و سرب در خاک، برگ‌ها و شاخه‌های یک‌ساله گونه‌های اقاقیا و چنار، پایان‌نامه کارشناسی ارشد جنگل‌شناسی و اکولوژی جنگل، دانشگاه تهران.

رفعتی، م.، خراسانی، ن.، مراقبی، ف. و انوشیروانی، ا.، ۱۳۹۱. توانایی گونه‌های توت سفید و سپیدار در تثبیت و برداشت فلزات سنگین. نشریه محیط‌زیست طبیعی، مجله منابع طبیعی ایران، دوره ۶۵، شماره ۲، ۱۳۹۱. صفحات ۱۹۱-۱۸۱.

سیاهی پور بالاده، ذ.، ۱۳۸٦. بررسی رویش سرو تالاب در اراضی ماندابی غرب گیلان (*Taxodium distichum* (L.) Rich). پژوهش و سازندگی در منابع طبیعی. ۷۶: صفحات ۱۰۴- ۹۸.

صداقت حور، ش.، عبدالعلی‌زاده، س.، فرخی، م.، ۱۳۹۳. حذف کادمیوم و سرب از محیط آبی با استفاده از سنبل آبی (*Eichhornia crassipes*). اکو بیولوژی تالاب. سال ششم، شماره ۱۹. صفحات ۱۴-۵.

صیاد، ا.، حسینی، س.م.، مختاری، ج. و مهدوی، ر.، ۱۳۸۵. مقایسه رویش و ویژگی‌های کیفی جنگل‌کاری‌های خالص و آمیخته صنوبر دلتوئیدس و توسکای ییلاقی. پژوهش و سازندگی، ۱۹(۲): صفحات ۲-۱۰.

علیزاده، س. م.، ۱۳۹۲. امکان پالایش فلزات سنگین توسط نهال یک‌ساله گونه‌های صنوبر *Populus alba L* (سپیدار) و *Populus nigra L* (تبریزی) در بسترهای مختلف کشت آلوده. رساله دوره دکتری جنگلداری، دانشگاه تهران.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

مصلح آرانی، ا.، خسروی، م.، عظیم زاده، ح.، سودایی‌زاده، ح. و سپه‌وند، ا.، ۱۳۹۳. بررسی پتانسیل گیاهان مورد و کاج در جذب کادمیوم. محیط‌شناسی، دوره ۴۰، شماره ۱، صفحات ۲۸-۱۷.

مظفریان، و.، ۱۳۸۸. درختان و درختچه‌های ایران، انتشارات فرهنگ معاصر، چاپ دوم،۹۳۴ ص.

Abdullahi, M. S., Uzairu, A. and Okunola, O. J., 2009. Quantitative determination of heavy metal concentration in onion leaves. Int. J. Environ. Res. 3(2), 271-274.

Assareh, M.H., Shariat, A. and Ghamari-Zare, A., 2008. Seedling response of three Eucalyptus species to copper and zinc toxic concentrations, Caspian Journal of Environmental Science, 6(2): 97-103.

Begonia, M. T., Begonia, G. B., Ighoavodha, M. and Gilliard, D., 2005. Lead accumulation by Tall Fescue (Festuca arundinacea Schreb) grown on a lead-contaminated soil, International Journal of Environmental Research, 2: 228-233.

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

Black, A., McGrath, S. P., Sidolic, M. and Reeves, R. D., 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal accumulating plants. Resources, Conservation and Recycling. 11, 41-49.

Bodar, C. W., Pronk, M. E. and Sijm, D. T., 2006. The European Union risk assessment on zinc and zinc compounds: the process and the facts, Integrated Environmental Assessment and Management,1: 301-319.

Bonnet, M., Camares, O. and Veisseire, P., 2005. Effect of Zinc and influence of Acremonium Lolli on growth parameters, chlorophyll a fluorescence and antioxidant enzyme activity ofryegrass. Expremental botany. 51: 945–953.

Castiglione, S., Franchin, C., Fossati, T., Lingua, G., Torrigiani, P. and Biondi, S., 2006. High zinc concentrations reduce rooting capacity and alter metallothionein gene expression in white poplar - (Populus Alba L. cv. Villafranca). Chemosphere 67, 1117-1126.

Chehregani, A., Noori, M. and Lari Yazdi, H., 2009. Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: Screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability, Ecotoxicology and Environmental Safety, 72: 1349-1353.

de Souza, S. C. R., de Andrade, S. A. L., de Souza, L. A. and Schiavinato, M. R., 2012, Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. Journal of Environmental Management. Volume 110, Pages 299–307

Dominguez, M. T., Maranon, T., Murilli, J. M. and Schulin, R., 2007. Trace elements accumulation in woody

Doumett, S., Lamperi, L., Checchini, L., Azzarello, E., Mugnai, S., Mancuso, S., Petruzzelli G. and 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.

Fan, K. C., Hsi, H. C., Cheng, C. W., Lee, H. L. and Hseu, Z. Y., 2011. Cadmium accumulation and tolerance of mahogany (*Swietenia macrophylla*) seedlings for phytoextraction applications. Journal of Environmental Management 92: 2818-2822.

Fischerova, Z., Tlustos, P., Szakova, J. and Sichorova, K., 2005. A comparison of phytoremediation capacity of selected plant species for given trace elements. Environmental Pollution 144, 93-100.

Fotakis, G. and Timbrell, J. A., 2006. Role of trace elements in cadmium chloride uptake in hepatoma cell lines, Toxicology Letters, 164: 97-103.

Granel, T., Robinson, B., Mills, T., Clothier, B., Green, S. and Fung, L., 2002. Cadmium accumulation by willow clones used for soil conservation, stock fodder and phytoremediation, Aust. J. Soil Res. 40: 1331 1337.

Grytsyuk, N., Arapis, G., Perepelyatnikova, L., Ivanova, T. and Vynograds'ka, V., 2006. Heavy metals effects on forage crops yields and estimation of elements accumulation in plants as affected by soil. J. Science of the Total Environment, 2006, Pages 224-231

Henry, J. R., 2000. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation office Washington, D.C.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

Jones, K., Lanthier, Y., Voet, P., Valkengoed, E., Taylor, D. and Fernandez-Prieto, D., 2009. Monitoring and assessment of wetlands using Earth Observation: The GlobWetland project, Journal of Environmental Management, 90, 2154–2169.

Kabata, P. A., 2001. Trace elements in soils and plants. CRC press, 36: 4-33.

Karrenberg, S., Edwards, P. J. and Kollmann, J., 2002. The life history of Salicaceae living in the active zone of floodplains. Freshwater Biol, 47: 733–748.

Kozlowski, T.T., 1997. Responses of woody plants to flooding and salinity. Tree Physiol. Mon, 1: 1-29.

Kruatrachue, M., Rotkittikhun, P., Chaiyarat, R., Paijitprapaporn, A. and Baker, A. J. M., 2006. Uptake and accumulation of lead by plants from the Bo Ngam lead mine area in Thailand. Journal of Environmental Pollution, 144: 681-688.

Kuzovkina, A. Y. Knee, M. and Quigley M. F., 2004. Cadmium and Copper Uptake and Translocation in Five Willow (Salix L.) Species, International Journal of Phytoremediation. 6(3): 269–287.

Larcher, W., 2003. Physiological plant ecology. Ecophysiology and strees, physiology of functional crops. Further edition. Springer. Verlag Berlin Heidelberg. Germany.513 p.

Levy, D. B., Redente, E. F. and Uphoff, G. D., 1999. Evaluating the phytotoxicity of Pb-Zn tailings to big bluestem (*Andropogongerardiivitman*) and swichgrass (*Panicum virgatum L.*). Soil Science, 164(6):363-375.

Martens, J., Nevel, L. V., Schrijver, A. D., Piesschaert, F., Oosterbaan, A. and Tack, F. M., 2007. Tree species effect on the redistribution of soil metals. Environmental Pollution 149, 173-181.

Maxted, A. P., Black, E C. R., West, H. M., Crout, N. M. J. Mcgrath, E. S. P. and Young, S. D. 2007. Phytoextraction of cadmium and zinc by Salix from soilhistorically amended with sewage sludge. Plant Soil (2007) 290:157–172.

McGee, C. J., Fernandez, I. J., Norton, S. A. and Stubbs, C., 2006. Cd, Ni, Pb, and Zn concentration in forest vegetation and soils in Maine. Water Air Soi Pollut 180, 141-153.

Meers, E., Lamsal, S. Vervaeke, P. Hopgood M., Lust, N. and Tack, F. M. G., 2005. Availability of heavy metals for uptake by Salix viminalis on a moderately contaminated dredged sediment disposal site, Environmental Pollution. 137:354-364.

National Research Council, 2002. Riparian Areas: Functions and Strategies for Management. National Academy Press, Washington, USA.

Nikolic, N., Kojic, D., Pilipovic, A., Pajevic, S., Krstic, B., Borisev, M. and Orlovic, S., 2008. Responses of hybrid poplar to cadmium stress: Photosynthetic characteristics, cadmium and proline accumulation, and antioxidant enzyme activity. Acta Biological Cracoviensia Series Botanica 50: 95-103.

Onder, S. and Dursun, S., 2006. Air borne heavy metal pollution of Cedrus libani (A. Rich.) in the city center of Konya (Turkey). Journal of Atmospheric Environment. 40: 1122-1133.

Pilon-Smits, E. A. H., de Souza, M. P. Lytle, C. M., Shang, C., Lugo, T. and Terry, N., 1998. Selenium volatilization and assimilation by hybrid poplar (*Populus tremula×alba*), Journal of Experimental Botany: 328(49): 1889–1892.

Pitchel, J. and Bradway, D. J., 2008. Conventional crops and organic amendments for Pb, Cd and Zn treatment at a severely contaminated site. Bioresource Technology, Volume 99. Issue 5, 1242-1251.

Pulford, I. D. and Watson, C., 2003. Phytoremediation of heavy meyal-contaminated land by trees- a Review", Environment International, 529-540.

Pulford, I. D., Watson, C. and Mcgregor, S. D., 2001. Uptake of chromium by trees: prospects for phytoremediation. Environmental Geochemistry and Health 23, 307-311.

Robinson, B., Mills, T., Fung, L., Green, S. R. and Clothier, B. E., 2000. Natural andinduced cadmium accumulation in poplar and willow: Implications for phytoremediation. Plant and soil 227, 301-306.

Romeo, S., Trupiano, D., Ariani, A., **Renzone, G., Gabriella, S., Scaloni, A. and Sebastiani, L., 2014.** Proteomic analysis of *Populus* × *euramericana* (clone I-214) roots to identify key factors involved in zinc stress response. Journal of Plant Physiology. Volume 171, Issue 12, Pages 1054–1063

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, P. B. A. N., Duschenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I. and Raskin, I., 1995. Phytoremediation; a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants, Biotechnology, 13: 468-475.

Sebastini, L., Scebba, F. and Tognetti, R., 2004. Heavy metal accumulation and growth responses in poplarclones Eridano (*Populus deltoides* × *maximowiczii*) and I-214(*P.* × *euramericana*) exposed to industrial waste. Environmental and Experimental Botany 52, 79- 88.

Serbula, S. M., Kalinovic, T. S., Ilic, A. A., Kalinovic, J. V. and Steharnik, M. M., 2013., Assessment of Airborne Heavy Metal Pollution Using Pinus spp. and Tilia spp. Aerosol and Air Quality Research, 13: 563–573.

Shah J. K., Sayles G. D., Suidan, M. T., Mihopoulos, P. and Kaskassian, S., 2001. Anaerobic Bioventing of unsaturated zone contaminated with DDT and DNT. Water Sci. Technol. 43(2): 35-42.

Shen, Z. G., Li, X. D., Wang, C. C., Chen, H. M. and Chua, H., 2002. Lead phytoremediation from contaminated soil with high-biomass plant species. J. Eviron. Qual., 31: 1893-1900.

Shi, X., Zhang, X., Chen, G., Chen, Y., Wang, L. and Shan, X., 2011. Seedling growth and metal accumulation of selected woody species in copper and lead/zinc mine tailings. J. Environ. Sci. 23, 266e274.

Sugumaran, R., Harken, J. and Gerjevic, J., 2004. Using Remote Sensing Data to Study Wetland Dynamics in Iowa, Iowa Space Grant (Seed) Final Technical Report, University of Northern Iowa, Cedar Falls, pp 1-17.

Sun, Q., Ye, Z. H., Wang, X. R. and Wong, M. H., 2007. Cadmium hyperaccumulation leads to an increase of glutathione rather than phytochelatins in the cadmium hyperaccumulator Sedum alfredii. J. Plant Physiology, 164, 1489–1498

Torresday, J. L., Videa, J. R. P., Rosa, G. D. and Parsons, J., 2005. Phytoremediatoin of heavy metals and study of the metal coordination by X- ray absorption spectroscopy. Coordination chemistry Reviews 249, 1797- 1810.

Wojcik, M., Vangronsveld, J. and Tukiendorf, A., 2005. Cadmium tolerance in Thalaspi caerulescens. Growth parameters, metal accumulation and phytochelatin synthesis in response to cadmium. Environmental and Experimental Botany 53: 151-161.

Wu, F., Yang, W., Zhang, J. and Zhou, L., 2010. Cadmium accumulation and growth responses of a poplar (*Populus deltoids*×*Populus nigra*) in cadmium contaminated purple soil and alluvial soil, J. Hazard. Mater. 177: 268–273.

Yang, X., Feng, Y., He, Z. and Stoffella, P. J., 2005. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation, J.of Trace Element in Medicine and Biology, 18: 339-353.

Youngsoo, Cho, J. A., Bolick, A. and Butcher, D. J., 2009. Phytoremediation of lead with green onions (Allium fistulosum) and uptake of arsenic compounds by moonlight ferns (Pteris cretica CV Mayii). Microchemical Journal. Volume 91. Issue 1: 6-8

Zacchini, M., Pietrini, F., Mugnozza, G. and Lori, V., 2008. Metal tolerance, accumulation and translocation in Poplar and willow clones treated with cadmium in hydroponics. Water Air Soil Pollut 197, 23-34.

Zhivotovsky, O. P., Kuzovkina, Y. A., Schulthess, C. P., Morris, T. and Pettinelli, D., 2011. Lead uptake and translocation by Willows in pot and field experiments. Int. J. Phytoremediation 13, 731e749.

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]

[Downloaded from jweb.ahvaz.iau.ir on 2026-11-01]