پاسخ دو گونه کاج (*Pinus nigra* و *P. eldarica*) اطراف مجتمع مس سرچشمه در جذب فلزات سنگین و برخی ویژگی‌های ساختاری برگ

فرخنده رضانژاد[۲،۱*]، حکیمه علومی[۲]، زینب قلی پور[۱] و خسرو منوچهری کلانتری[۱]

[۱] کرمان، دانشگاه شهید باهنر کرمان، گروه زیست شناسی

[۲] کرمان، دانشگاه تحصیلات تکمیلی صنعتی و فناوری پشرفته، پژوهشگاه علوم و تکنولوژی پیشرفته و علوم محیطی، گروه اکولوژی

تاریخ دریافت: ۹۴/۴/۲۱ تاریخ پذیرش: ۹۵/۲/۴

چکیده

آلودگی محیط زیست به فلزات سنگین یکی از نگرانی‌های عصر حاضر به شمار می‌رود. امروزه شناسایی گیاهان مقاوم به آلودگی بسیار اهمیت دارد زیرا یکی از کاربردهای آن، کاشت در مکان‌های آلوده و صنعتی جهت پاک‌سازی محیط می‌باشد. در این مطالعه، دو گونه کاج (*Pinus nigra* و *P. eldarica*) نزدیک کارخانه مس سرچشمه بعنوان گیاهان منطقه آلوده و در باغ کنتوئیه، بعنوان منطقه شاهد بررسی شدند. میزان فلزات سنگین مس (Cu)، روی (Zn)، کادمیوم (Cd) و سرب (Pb)، در سطح صفر و ۲۰ سانتی‌متری خاک و نیز در اندام‌های مختلف گیاه، اسیدیته خاک و ویژگی‌های ساختاری برگ بررسی شد. میزان pH در منطقه آلوده و شاهد بترتیب حدود ۷ و ۷/۶ بود. در منطقه شاهد، pH خاک سطح، به طور معنی‌داری کمتر بود اما در منطقه آلوده، تفاوت آشکاری بین دو سطح دیده نشد. میزان هر چهار عنصر، در منطقه آلوده بیشتر از شاهد بود و در منطقه آلوده میزان آنها در سطح بیشتر از عمق بود. میزان هر یک از فلزات سنگین در ساقه و در مواردی هم در برگ بیشتر از ریشه بود، در نتیجه هر دو گونه بیش تجمع‌دهنده هستند. دو گونه پاسخ‌های مقاومتی متفاوتی در برابر آلاینده‌ها نشان دادند. میزان کمتر جذب عناصر، کاهش معنی‌دار تعداد و اندازه روزنه‌ها، افزایش ضخامت اپیدرم، هیپودرم، مزوفیل و نیز افزایش بیشتر تعداد مجاری رزین در کاج تهران در مقایسه با گونه دیگر دلیلی بر مقاومت بالاتر آن می‌باشد. بنابراین، می‌توان کاج سیاه را به عنوان شاخص آلاینده‌ها و کاج تهران را به عنوان گیاه مقاوم‌تر برای کاشت پیشنهاد داد.

واژه های کلیدی: ساختار برگ، مجتمع مس سرچشمه، فلزات سنگین، کاج، تجمع دهنده

* نویسنده مسئول، تلفن: ۰۳۴۳۳۲۲۳۲۰۳ ، پست الکترونیکی: frezanejad@yahoo.com

مقدمه

زباله‌های کشاورزی، صنعتی، شهری و هسته‌ای چهار نوع معمول آلاینده‌ها می‌باشند. صنایع استخراجی منجر به جابجایی مقدار زیادی از خاک می‌شوند و ایجاد ضایعاتی می‌کنند که دارای مقدار بالایی از فلزات سنگین و مواد رادیواکتیو هستند، که یک منبع دائمی آلودگی می‌باشند (۱۲). آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین یکی از نگرانی‌های زیست محیطی عصر حاضر به شمار می‌رود. عمومی‌ترین فلزات سنگین که در خاک‌های مناطق آلوده دیده می‌شوند به ترتیب شامل سرب، کروم، آرسنیک، روی، کادمیوم، مس و جیوه می‌باشند (۹). فلزات سنگین به عنوان فلزات دارای چگالی بالای $5\ g\ cm^{-3}$ تعریف می‌شوند که بعضی از آن‌ها مانند آهن، مس، روی، کبالت و نیکل جزء ریز مغذی‌های ضروری نیز هستند (۴۳) اما اغلب آن‌ها در غلظت‌های بالا سمی می‌باشند (۵، ۴۱). در بین فلزات سنگین جیوه، سرب و کادمیوم دارای بیشترین اثر سمی برای موجودات زنده می‌باشد (۴۴).

فعالیت‌های صنعتی با جابجایی خاک‌ها باعث افزایش این فلزات در سطح می‌شوند. باران اسیدی، کاهش pH آب باران (کمتر از ۳)، ناشی از سوخت‌های فسیلی و رهایی NO_x و SO_x و تشکیل سولفوریک اسید و نیتریک است. باران‌های اسیدی، اسیدیته خاک را افزایش داده و خطر شستشو و جذب فلزات سنگین توسط گیاهان را افزایش می‌دهند (۳۱). تخریب جنگل‌ها در اروپا و امریکای شمالی نیز به سمیت فلزات سنگین نسبت داده شده است. سمیت فلزات سنگین در گیاهان زمانی اتفاق می‌افتد که فلز مربوطه بتواند از خاک، هوا یا آب وارد گیاه شود. گیاهان نسبت به فلزات سنگین دارای حساسیت متفاوت و استراتژی‌های متفاوتی می‌باشند. میزان سمیت فلزات سنگین در گیاهان مختلف متناسب با عواملی مانند نوع گیاه، مقدار فلز، میزان جذب فلز توسط گیاه و مقدار جابجایی آن در اندام‌های گیاهی، تغییر می‌کند (۷، ۲۱، ۳۱، ۴۱). بررسی‌ها نشان داده است که سمیت فلزات سنگین، رشد گیاهان را کاهش می‌دهد و از طریق اختلال در فتوسنتز، تنفس و اختلال در ساختمان و عملکرد غشاء باعث مرگ گیاه می‌گردد (۸، ۲۱، ۴۱). مس با چگالی g cm^{-3} ۸/۹۶ یک فلز سنگین و یک ریزمغذی ضروری برای گیاه است (۳۳). این عنصر به میزان حدود ۱۰ میکروگرم بر گرم وزن خشک گیاه، در بافت‌های گیاهی وجود دارد اما غلظت بالای آن می‌تواند اثراتی مانند کلروز، نکروز، توقف رشد، رنگ پریدگی برگ‌ها و ممانعت از رشد داشته باشد (۵۳). روی یکی از آلاینده‌هایی است که جزء فلزات سنگین ضروری طبقه‌بندی می‌شود. مقدار روی در خاک‌های غیرآلوده به میزان ۱۲۰-۸۰ میکروگرم بر گرم گزارش شده است (۱۷). روی یک عنصر کم مصرف (۱۰۰-۸ میکروگرم بر گرم وزن خشک بافت) با عملکرد حیاتی در متابولیسم گیاه می‌باشد که با افزایش غلظت ایجاد سمیت می‌کند (۳۴، ۵۵). کادمیوم یک فلز سنگین است که به طور طبیعی در محیط زیست وجود داشته اما میزان آن در خاک‌های غیرآلوده بسیار کم و در حدود ۰/۷-۰/۰۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک می‌باشد (۷، ۳۲، ۳۴). در مناطق صنعتی کادمیوم از پساب کارخانه‌ها (در صورت بالا بودن محتوای کادمیوم) می‌تواند به محیط زیست نفوذ کند (۱۵). تغییرات فیزیولوژیک با افزایش کادمیوم به علت اختلال در فرایندهای فتوسنتز، تعرق و انتقال ترکیبات نیتروژن‌دار در گیاه رخ می‌دهد. کاهش بیومس توسط کادمیوم می‌تواند به دلیل ممانعت این فلز از سنتز کلروفیل و فتوسنتز باشد (۲۴). سرب به طور طبیعی و به میزان نسبتا بالا در پوسته کره زمین (۱۵ mg/kg) وجود دارد. منابع صنعتی و شهری از علل افزایش میزان سرب در هوا می‌باشند و در شهرهای آلوده و محیط‌های صنعتی، میزان آن بالاتر از حد مجاز برآورد گردیده است. میزان سرب در خاک‌های آلوده می‌تواند تا ۱۰۰۰ برابر افزایش یابد (۷، ۹، ۲۵، ۲۷، ۳۲). آلایندگی سرب علاوه بر تغییر میکروارگانیسم‌های خاک و فعالیت آن‌ها و کاهش حاصلخیزی خاک، به طور مستقیم بر شاخص‌های فیزیولوژیکی اثر می‌گذارد و به طور کلی باعث کاهش محصول می‌شود (۲۴). منابع صنعتی و شهری از علل افزایش میزان سرب در هوا می‌باشند، لذا در شهرهای آلوده و محیط‌های صنعتی، میزان آن بالاتر از حد مجاز برآورد گردیده است

در دسترس بودن فلزات فقط وابسته به غلظت کل آن‌ها نیست بلکه به فاکتورهای زیستی مانند ترشحات ریشه و میکروارگانیسم‌ها و فیزیکو-شیمیایی خاک (pH، رطوبت، ماده آلی، و نوع خاک) نیز وابسته است (۲۸، ۳۰). نوع و واریته گیاهی و نیز سن گیاه از عوامل موثر در افزایش فلز در گیاهان می‌باشند. اغلب فلزات سنگین خاک در سطوح pH خنثی در دسترس هستند و این سطح از pH، امکان جذب فلزات سنگین توسط گیاهان را در خاک‌های جنگلی و کشاورزی فراهم می‌کند (۲۰، ۳۵). گیاهان سه استراتژی اساسی برای رشد در خاک‌های آلوده به فلز سنگین دارند: ۱- گیاهان ممانعت کننده (Excluders): گونه‌های گیاهی که با وجود مقادیر بالای فلز در خاک، از ورود فلزات به

اندام‌های هوایی خود جلوگیری می‌کنند (۲۲). ۲-گیاهان شاخص (Indicators): گونه‌هایی که تجمع دهنده فلزات در اندام‌های هوایی هستند و میزان فلز در بافت‌ها منعکس کننده میزان فلز در خاک می‌باشد(۱۰). ۳-گیاهان تجمع دهنده (Accumulators): گیاهانی که می‌توانند فلزات را در اندام هوایی خود بیش از مقدار فلز خاک تجمع دهند (۴۰ و ۵۰).

امروزه شناسایی گیاهان مقاوم به فلزات سنگین یا به طور کلی مقاوم به آلودگی بسیار اهمیت دارد زیرا یکی از کاربردهای شناسایی این گیاهان کاشت آن‌ها در مکان‌های آلوده و صنعتی جهت پاک‌سازی محیط زیست می‌باشد. کاهش آلودگی برای سلامت انسان، گیاهان و سایر جانوران مفید بوده و در بهبود شرایط زندگی در شهر بسیار مهم است. همچنین اثر چشم‌گیری در کاهش هزینه‌های مربوط به درمان بیماری‌های مربوط به آلاینده‌ها و نیز هزینه‌های مربوط به کشت و توسعه‌ی فضای سبز و پارک‌ها داشته زیرا همچنان که شاهد هستیم سالانه تعداد بسیار زیادی از گیاهان در اثر تنش آلاینده‌ها در مناطق با ترافیک شدید از بین رفته و باید دوباره جایگزین شوند.بر این اساس کشت گیاهان مقاوم در مناطق صنعتی و پرترافیک ارزشمند می‌باشد. در اطراف مجتمع مس سرچشمه تعدادی از گونه‌های درختی از جمله اقاقیا، سرو و کاج به صورت جنگل کاشته شده‌اند که برخی از آنها در حال نابودی هستند.در این مطالعه، دو گونه کاج سیاه (*Pinus nigra*) و کاج معمولی یا کاج تهران (*P. eldarica*) کاشته شده در اطراف کارخانه از نظر پارامترهایی نظیر میزان جذب فلزات سنگین در اندام‌های مختلف و تغییرات ریختی برگ بررسی شدند تا با بررسی نتایج بتوان گونه مقاوم‌تر را برای کشت در مناطق آلوده معرفی کرد.

مواد و روشها

نمونه برداری از خاک و گیاهان دو منطقه: منطقه مورد مطالعه، مجتمع مس سرچشمه در استان کرمان بود. معدن مس سرچشمه با مختصات "۲۰ '۵۲ °۵۵ طول شرقی و "۴۰ '۵۶ °۲۹ عرض شمالی در ۱۶۰ کیلومتری جنوب غربی کرمان و ۶۵ کیلومتری جنوب غربی رفسنجان، بزرگ‌ترین مرکز ذوب و تولید فلز مس در ایران می‌باشد. ا ین منطقه با ارتفاع حدود ۲۵۰۰ متر از سطح دریا یکی از مناطق پرباران استان کرمان می‌باشد که در برخی سال‌ها بارندگی آن به بیش از ۶۰۰ میلی‌متر می‌رسد. طبق محاسبه انجام شده در هر شبانه روز حدود ۷۸۹ تن گاز SO_2 از طریق دودکش‌های کارخانه ذوب سرچشمه وارد اتمسفر می‌شود. این حجم بالای گاز در فصل‌های بارندگی با اثر روی اسیدیته بارش‌ها و در مواردی ایجاد بارش‌های اسیدی، اثرات زیست‌محیطی خاصی بر محیط زیست از جمله گیاهان می‌گذارد (۲).

نمونه خاک و نیز اندام‌های رویشی دو گونه غالب کاشته شده اطراف کارخانه به نام کاج تهران (*P. eldarica*) و کاج سیاه (*P. nigra*) در اواخر تابستان ۱۳۹۱ و ۱۳۹۲ نمونه‌برداری شد. منطقه کنتوئیه که در فاصله ۹ کیلومتری کارخانه و در خلاف جهت مسیر باد قرار دارد و توسط تپه‌ها تا حدود زیادی از آلودگی کارخانه مصون است به عنوان منطقه کمتر آلوده (شاهد) انتخاب شد. نمونه‌برداری خاک از سطح صفر و نیز ۲۰ سانتی متری که کمتر در معرض تغییرات ناگهانی محیط بوده و ویژگی‌های خاک را بهتر نشان می‌دهد، انجام شد. سه تکرار برای هر نوع نمونه‌برداری به طور تصادفی انتخاب شدند. پس از انتقال نمونه‌های خاک به آزمایشگاه، برای انجام همه‌ی آزمایش‌های خاک، مطابق روش معمول آنالیز ویژگی‌های خاک نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۸۰ درجه سانتی‌گراد در آون خشک شده و سپس با غربال دارای منافذ ۲ میلی متری غربال و همگن شدند (۱۷، ۴۷).

نمونه‌های گیاهی (برگ، ساقه و ریشه) نیز از مناطقی جمع‌آوری شدند که خاک از آن منطقه نمونه‌برداری شده بود. به منظور همگن بودن نمونه‌برداری و نیز کاهش اثر

سن روی بخش‌های هوایی، نمونه‌های برگ و ساقه‌ها از بخش‌های پایینی و ریشه‌ها از عمق ۲۰ سانتی‌متری درختان هم‌سن دو منطقه جمع‌آوری شدند. جهت بررسی فلزات سنگین در اندام‌های گیاهی، ابتدا نمونه‌های جمع‌آوری شده به منظور حذف آلاینده‌های سطحی شستشو و سپس روش خشک کردن و آماده‌سازی، مشابه آماده‌سازی خاک انجام شد (۱۷، ۴۷). پارامترهای اسیدیته خاک، میزان عناصر خاک و گیاه و نیز مطالعه ساختاری برگ گیاه در دو منطقه شاهد و آلوده انجام شد.

سنجش میزان اسیدیته (pH) در نمونه‌های خاک: برای مطالعه میزان اسیدیته خاک (pH)، ۲۰ گرم از نمونه‌های خشک شده، درون ارلن ریخته شد. پس از اضافه کردن ۲۰ میلی‌لیتر آب فاقد یون (دیونیزه) و هم زدن با شیکر (۱۰۰ دور در دقیقه)، محلول حاصل صاف و اسیدیته با دستگاه pH متر تعیین گردید (۴۷).

سنجش میزان عناصر قابل تبادل در خاک: عناصر هدف که در این آزمایش مورد بررسی قرار گرفتند مس، روی، سرب و کادمیوم بودند. برای سنجش این عناصر، به ۰/۰۵±۵ گرم از تکرارهای مختلف خاک، ۲۵ میلی لیتر محلول یک نرمال کلرید پتاسیم اضافه و پس از ۳۰ دقیقه هم زدن با شیکر (۱۰۰ دور در دقیقه)، صاف (با کاغذ صافی شماره ۱)، و از محلول حاصل جهت تزریق در دستگاه جذب اتمی استفاده گردید (۴۷).

سنجش میزان عناصر تجمع یافته در گیاهان مناطق: به یک گرم از هر نمونه گیاهی، ۵ میلی لیتر اسید نیتریک ۶۵٪ و ۱ میلی لیتر اسید پر کلریک ۷۵٪ اضافه گردید. مخلوط حاصل به مدت ۱ ساعت در بن‌ماری با حرارت ۸۰ قرار گرفت تا گازهای تولید شده در محلول از آن خارج شود. حجم کل با آب فاقد یون به ۵۰ میلی لیتر رسانده شد. پس از صاف کردن، میزان جذف با دستگاه جذب اتمی خوانده شد (۱۷).

مطالعات ساختاری: به منظور اثر آلاینده‌ها بر ساختار و بافت‌شناسی برگ، برش‌گیری دستی انجام شد. برای رنگ‌آمیزی از روش مضاعف سبزمتیل و قرمز کنگو استفاده شد. بر اساس برش‌های به دست آمده مطابق روش Lin و همکاران (۲۰۰۱) (شکل ۱)، برخی پارامترها از جمله ضخامت اپیدرم و هیپودرم بالایی، اندازه مزوفیل بالایی، تعداد کانال‌های رزین، تعداد روزنه (در سطح ۱۰۰ میکرومترمربع)، طول و عرض روزنه اندازه‌گیری شدند. برای اندازه‌گیری پارامترها از نرم افزار Digimizer استفاده شد (۱۱، ۲۹).

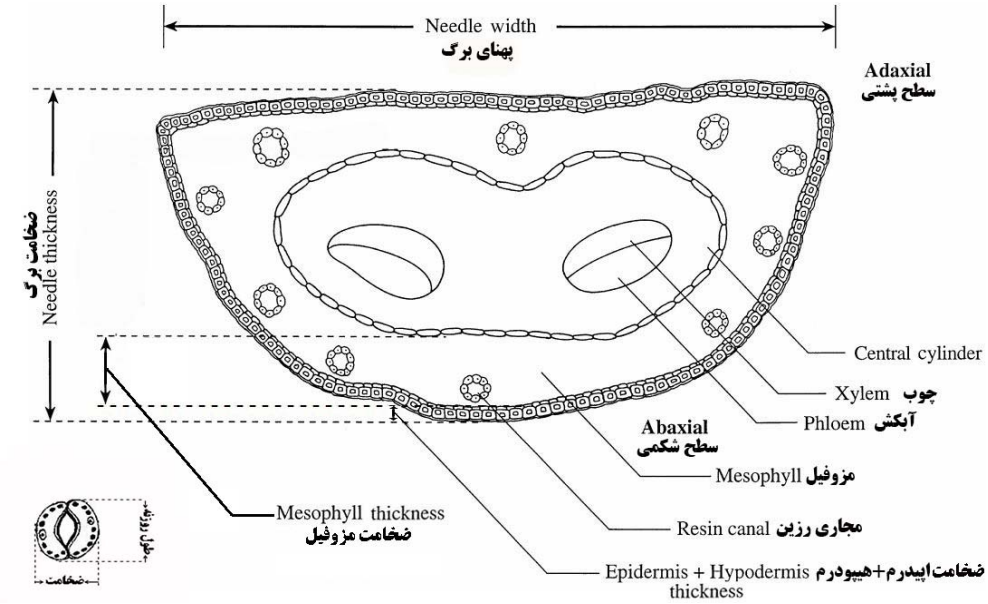
مطالعات آماری: مطالعه در قالب یک طرح فاکتوریل به طور کامل تصادفی انجام شد. داده‌های مربوط به میزان اسیدیته خاک و فلزات سنگین در خاک و گیاه با سه تکرار و داده‌های مربوط به ویژگی‌های ساختاری برگ با پنج تکرار بررسی و آنالیز شدند. آنالیز با استفاده از نرم‌افزار SPSS توسط آزمون دانکن (Duncan test) و در سطح معنی‌دار ۹۵٪ انجام شد. نمودارها با استفاده از نرم افزار Excel رسم شدند.

نتایج

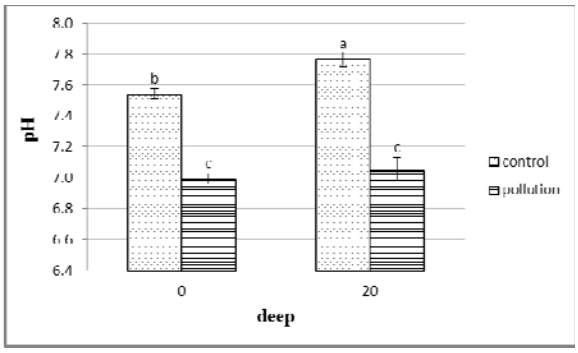
میزان اسیدیته (pH) در نمونه‌های خاک: نتایج حاصل از سنجش میزان اسیدیته (pH) در نمونه خاک‌های دوسطح (صفر و ۲۰ سانتی‌متری) نشان می‌دهد که pH در منطقه آلوده در حدود ۷ (خنثی) و در منطقه شاهد بالاتر و در حدود ۷/۵–۷/۷ (مقداری قلیایی) است. در منطقه شاهد، pH خاک سطح، به طور معنی داری کمتر بود اما در منطقه آلوده، تفاوت آشکاری بین pH سطح و عمق در سطح احتمال ۹۵٪ دیده نشد (شکل ۲).

میزان فلزات سنگین مورد مطالعه در خاک: میزان هر چهار فلز مورد بررسی در منطقه آلوده بیشتر از شاهد بود و همچنین مقدار چهار عنصر موجود در سطح در منطقه آلوده بیشتر از مقدار این چهار عنصر در عمق خاک بود

(جدول۱).



شکل ۱- طرح برش عرضی برگ کاج و روزنه جهت اندازه‌گیری پارامترهای مختلف (برگرفته از ۲۹).

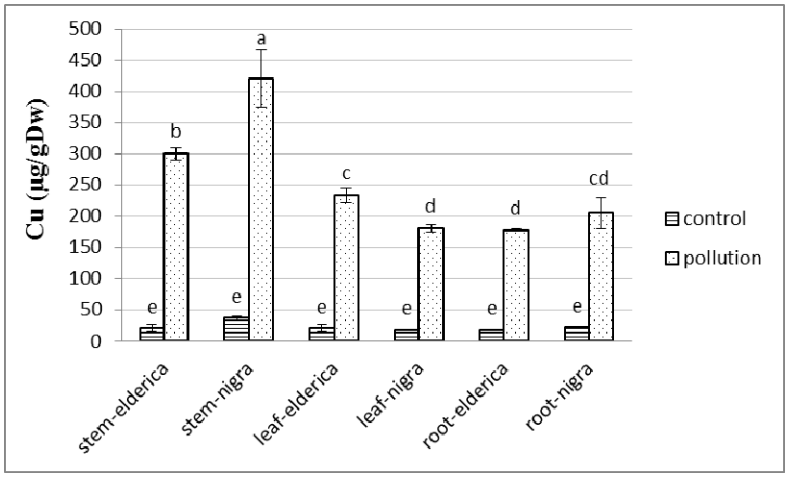


شکل ۲- میزان اسیدیته (pH) در نمونه‌های خاک منطقه آلوده و شاهد (کمتر آلوده). داده‌ها شامل میانگین± خطای استاندارد از ۳ تکرار در سطح احتمال ۹۵٪ می‌باشد. حروف متفاوت، معنی داری را نشان می‌دهد.

جدول ۱- میزان فلزات سنگین در در سطح خاک در منطقه آلوده و شاهد. بر حسب µg/gDW. داده‌ها شامل میانگین± خطای استاندارد از ۳ تکرار در سطح احتمال ۹۰٪ می‌باشد. حروف متفاوت معنی داری را نشان می‌دهد. SEM= Std. Error of Mean

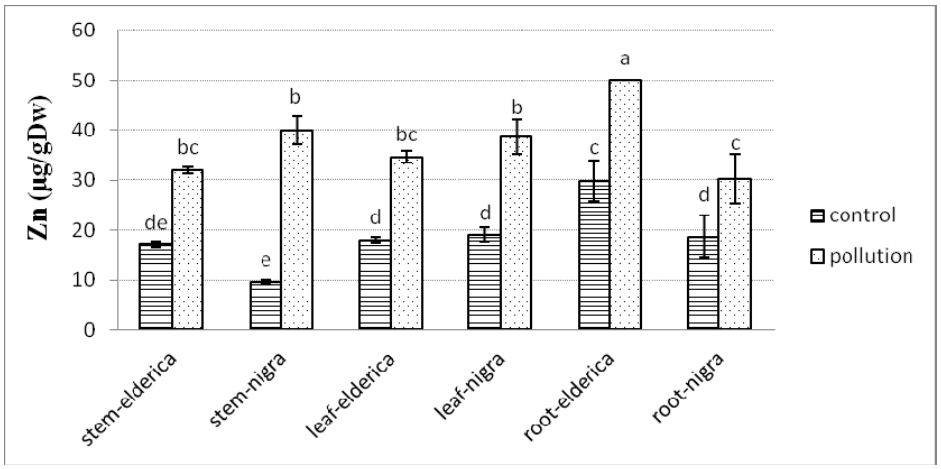
		Cu	Zn	Cd	Pb
area	deep	Mean ± SEM	Mean ± SEM	Mean ± SEM	Mean ± SEM
pollution	20	8 ± 0.76 b	0.8 ± 0.12 b	0.5 ± 0.16 b	0.05 ± 0.0 b
	0	42 ± 8 a	15.4 ± 0.6 a	2.58 ± 0.06 a	4.4 ± 0.45 a
control	20	0.2 ± 0.05 c	0.02 ± 0.01 c	0.004 ± 0.00008 c	0.048 ± 0.001 b
	0	0.12 ± 0.04 c	0.01 ± 0.006 c	0.002 ± 0.0002 c	0.047 ± 0.002 b

میزان فلزات سنگین در اندام‌های مختلف دو گونه کاج مورد مطالعه: بالاترین میزان مس در ساقه کاج سیاه در منطقه آلوده مشاهده شد. میزان مس در منطقه شاهد در هردو درخت کاج سیاه و کاج تهران و در همه اندام‌های سنجش شده، تفاوت معنی‌داری نداشت. در منطقه آلوده، میزان مس در ساقه کاج سیاه به طور معنی‌داری بالاتر از ساقه کاج تهران بود اما در برگ، بالاترین میزان در کاج تهران مشاهده شد. تفاوت معنی‌داری در میزان این فلز در ریشه‌ها ملاحظه نشد (ضریب اطمینان ۹۵٪) (شکل ۳).



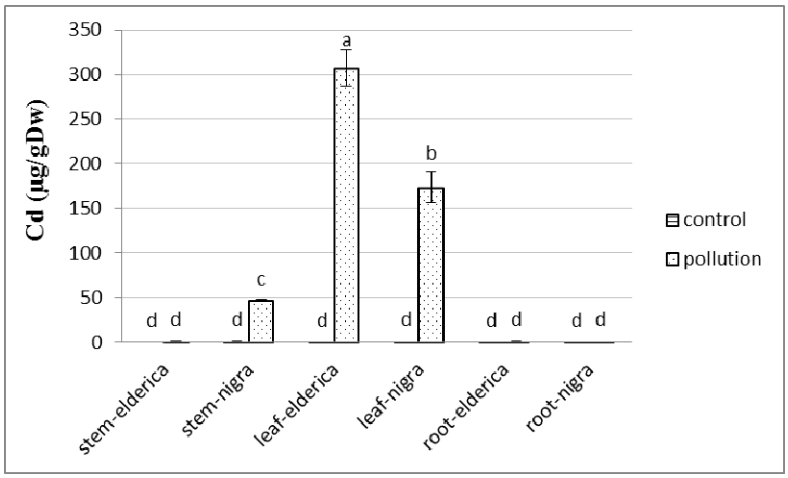
شکل۳- میزان مس در اندام‌های دو گونه کاج تهران (*P. eldarica*) و کاج سیاه (*P. nigra*) در منطقه آلوده و شاهد (کمتر آلوده). داده‌ها شامل میانگین± خطای استاندارد از ۳ تکرار در سطح احتمال ۹۵٪ می‌باشد. حروف متفاوت معنی‌داری را نشان می‌دهد.

میزان عنصر روی در اندام‌های گیاهی مورد مطالعه در منطقه آلوده بیشتر از منطقه شاهد بود و تفاوت معنی‌داری نیز بین اندام‌های مختلف دیده نشد به جز ریشه کاج تهران که مقدار این عنصر در آن بیشتر بود (ضریب اطمینان ۹۵٪) (شکل ۴).



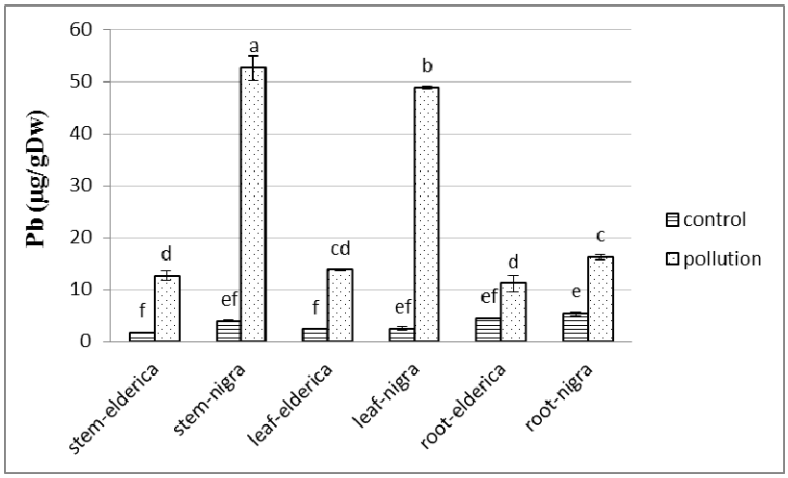
شکل ۴- میزان روی در اندام‌های دو گونه کاج تهران (*P. eldarica*) و کاج سیاه (*P. nigra*) در منطقه آلوده و شاهد (کمتر آلوده). داده‌ها شامل میانگین± خطای معیار از ۳ تکرار در سطح احتمال ۹۵٪ می‌باشد. حروف متفاوت معنی‌داری را نشان می‌دهد.

میزان کادمیوم اندام‌های مورد مطالعه در منطقه شاهد بسیار پایین بود. در منطقه آلوده مقدار کادمیوم در ساقه و برگ کاج سیاه و همچنین در برگ کاج تهران قابل توجه بود اما بالاترین میزان در برگ کاج تهران مشاهده شد (ضریب اطمینان ۹۵٪) (شکل ۵).



شکل ۵- میزان کادمیوم در اندام‌های کاج تهران (*P. eldarica*) و کاج سیاه (*P. nigra*) در منطقه آلوده و شاهد (کمتر آلوده). داده‌ها شامل میانگین± خطای استاندارد از ۳ تکرار در سطح احتمال ۹۵٪ می‌باشد. حروف متفاوت معنی‌داری را نشان می‌دهد.

بالاترین میزان سرب در ساقه و برگ آلوده کاج سیاه مشاهده شد. در کاج تهران بین اندام‌های مختلف تفاوت معنی دار مشاهده نشد اما در کاج سیاه مقدار این فلز در ساقه بیشتر از ریشه مشاهده شد. همچنین درکاج سیاه مقدار تجمع سرب به طور قابل توجهی بیشتر بود (ضریب اطمینان ۹۵٪) (شکل ۶).



شکل ۶- میزان سرب در اندام‌های دو گونه کاج تهران (*P. eldarica*) و کاج سیاه (*P. nigra*). داده‌ها شامل میانگین± خطای استاندارد از ۳ تکرار در سطح احتمال ۹۵٪ می‌باشد. حروف متفاوت معنی‌داری را نشان می‌دهد.

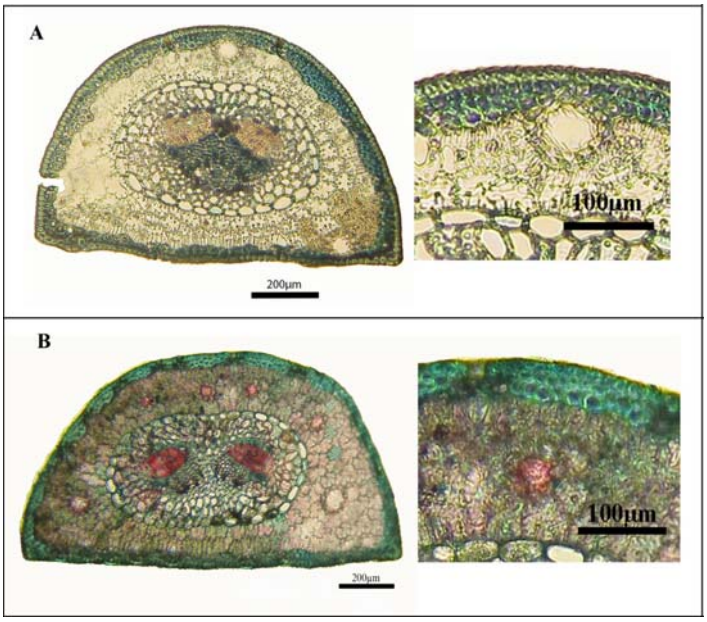
ویژگی‌های ریختی برگ: ضخامت اپیدرم و هیپودرم رویی، تعداد کانال‌های رزین و ضخامت مزوفیل رویی در منطقه آلوده افزایش نشان داد. تعداد روزنه در اپیدرم رویی در کاج تهران در منطقه آلوده کاهش نشان داد و در کاج سیاه تفاوت معنی داری دیده نشد. طول روزنه در هر دو گونه کاهش نشان داد، عرض روزنه در اپیدرم رویی در کاج سیاه در منطقه آلوده کاهش و در کاج تهران بدون معنی بود (جدول ۲ و شکل‌های ۷ و ۸). همچنین، کاهش اندازه دستجات آوندی در نمونه‌های منطقه آلوده مشاهده شد (ضریب اطمینان ۹۵٪) (شکل‌های ۷ و ۸).

بحث و نتیجه‌گیری

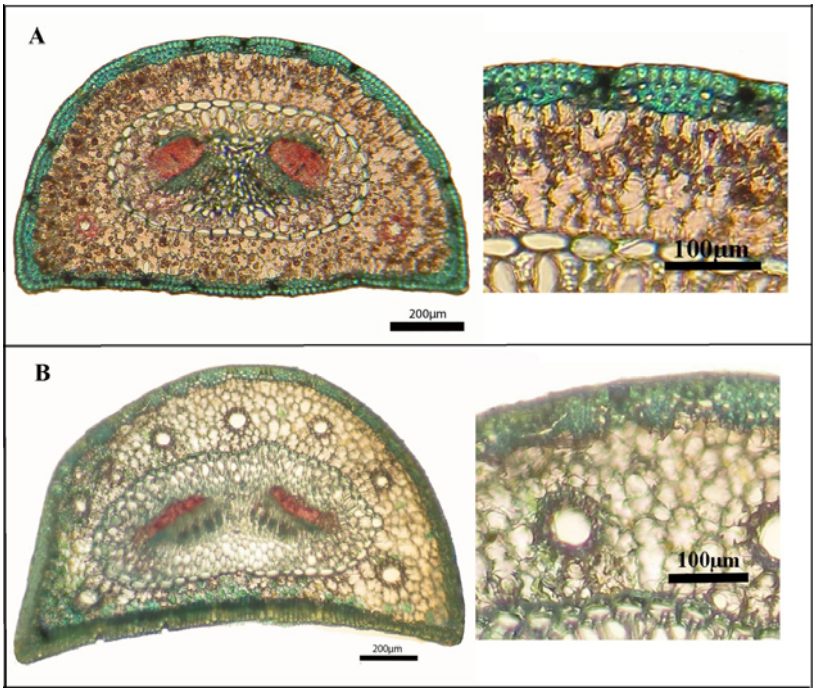
فعالیت‌های اقتصادی بشر منجر به تجمع بسیاری از آلاینده‌ها در محیط می‌شوند. یکی از اجزا اکوسیستم که این مواد را تجمع می‌کند خاک است. در ارتباطات زنجیره غذایی خاک آلوده منبعی از ترکیبات سمی را ایجاد می‌کند.

جدول ۱ –اثر آلاینده‌ها بر ویژگی‌های ریختی و ساختاری دو گونه کاج تهران (*P. eldarica*) و کاج سیاه (*P. nigra*). داده‌ها شامل میانگین± خطای استاندارد از ۳ تکرار در سطح احتمال ۹۵٪ می‌باشد. حروف متفاوت معنی‌داری را نشان می‌دهد.

پارامترهای اندازه‌گیری شده	*P. elderica*		*P. nigra*	
	Control	Pollution	Control	Pollution
تعداد روزنه در اپیدرم رویی(در سطح μm^2 ۱۰۰)	34.8 ± 0.6 a	28 ± 0.2 b	36.8 ± 0.8 a	36 ± 0.8 a
طول روزنه در اپیدرم رویی (µm)	77.6 ± 0.6 a	71.8 ± 0.9 b	72 ± 1.4 b	59.2 ± 1.4 c
عرض روزنه در اپیدرم رویی (µm)	46.8 ± 0.9 b	44.2 ± 1.5 b	60.6 ± 0.5 a	33.2 ± 1.4 c
ضخامت مزوفیل رویی (µm)	166.5 ± 3.9 b	211.8 ± 5.0 a	99.1 ± 2.8 c	162.8 ± 1.2 b
ضخامت اپیدرم و هیپودرم رویی (µm)	43.3 ± 0.4 c	51.1 ± 2.3 ab	47.8 ± 1.6 bc	53.7 ± 1.4 a
تعداد کانال‌های رزین	2.7 ± 0.2 d	6.2 ± 0.2 b	4.1 ± 0.1 c	7.4 ± 0.3 a



شکل ۷ – ساختار تشریحی برگ کاج تهران (*P. eldarica*)، A و B به ترتیب منطقه شاهد و آلوده. افزایش ضخامت اپیدرم، هیپودرم، مزوفیل و مجاری ترشحی در منطقه آلوده دیده می‌شود. مقیاس‌ها بزرگ‌نمایی را نشان می‌دهند.



شکل ۸ – ساختار تشریحی برگ کاج سیاه (*P. nigra*)، A و B به ترتیب منطقه شاهد و آلوده. افزایش ضخامت اپیدرم، هیپودرم، مزوفیل و مجاری ترشحی در منطقه آلوده دیده می‌شود. مقیاس‌ها بزرگ‌نمایی را نشان می‌دهند.

اسیدیته خاک یک فاکتور مهم در تعیین رشد گیاه می‌باشد چون اسیدیته خاک کنترل در دسترس بودن مواد غذایی گیاه را به عهده دارد (۴۹). نتایج حاصل از سنجش میزان اسیدیته (pH) در نمونه خاک‌های دو منطقه نشان می‌دهد که pH در منطقه آلوده در حدود ۷ (خنثی) و در منطقه شاهد بالاتر و تا حدودی قلیایی است. یکی از آلوده‌کننده‌ترین مواد خروجی از کارخانه‌های ذوب مس، گاز SO_2 می‌باشدکه در شکل‌گیری باران‌های اسیدی نقش مهمی دارد. باران‌های اسیدی ممکن است منبع اصلی اسیدی شدن خاک‌ها باشند اما تنها منبع موجود نیستند. اسیدی شدن خاک‌ها یک فرآیند طبیعی است که به طور پیوسته رخ می‌دهد (۶). چندین منبع طبیعی برای اسیدی شدن خاک‌ها وجود دارد. یکی از این منابع H_2CO_3 است که به دلیل واکنش آب با CO_2 اتمسفر می‌باشد. منبع دیگر آن نیترات‌زایی می‌باشد که این فرایند شامل تجزیه هوموس توسط باکتری‌های خاک و تولید NO_3^- است. همچنین فرسایش کانی‌های پیریت که می‌توانند تولید $Fe_2(SO_4)_3$ و H_2SO_4 در خاک کنند باعث اسیدی شدن خاک می‌گردد (۵، ۳۸). ابراهیمی و همکاران (۱۳۸۲) متوسط سالیانه غلظت SO_2 را در مجتمع سرچشمه ۱۷۰ ppb گزارش داده‌اند که این مقدار بیش از حد مجاز (۳۰ ppb) است (۱). بنابراین علت کاهش pH در خاک اطراف کارخانه ممکن است نتیجه باران‌های اسیدی حاصل از آزاد شدن مقدار بالای SO_2 باشد. با توجه به اینکه اغلب فلزات سنگین خاک در سطوح pH خنثی در دسترس هستند (۲۰، ۳۵)، ، بنابراین این احتمال وجود دارد که pH خاک یکی از دلایل جذب بالاتر فلزات توسط گیاهان در محیط آلوده باشد.

سال‌ها فعالیت صنعتی و معدنی در منطقه مس سرچشمه باعث افزایش میزان مس، روی و تا حدی سرب در سطح خاک شده است (۱۷). از کشورهای مختلف گزارش‌هایی مبنی بر آلودگی خاک‌های اطراف معادن با فلزاتی نظیر مس، سرب، روی، نیکل وجود دارد (۱۷). در خاک‌های غیر آلوده مقدار مس ۳۰µg/gr، روی ۸۰–۱۲۰µg/gr و سرب ۲۰µg/gr به صورت جهانی اعلام شده است و

غلظت‌های بالاتر را می‌توان به عنوان آلودگی در نظر گرفت. غلظت این فلزات در خاک‌های منطقه معدنی مس سرچشمه به طور معنی‌داری بالاتر از خاک غیر آلوده بوده‌اند (۱۷).

فعالیت‌های صنعتی با جابجایی خاک‌ها باعث افزایش این فلزات در سطح می‌شوند و همچنین افزایش باران اسیدی نیز می‌تواند باعث افزایش این فلزات در سطح شوند (۱۲، ۳۱). khaman و Shawabkeh (۲۰۰۶) در مطالعه مربوط به توزیع فلزات سنگین در خاک اطراف یک کارخانه سیمان، بیان کردند که تجمع همه فلزات در سطح بیشتر از بخش‌های پایینی خاک است که به دلیل خاصیت فیزیکی- شیمیایی و اسیدیته خاک می باشد.در این پژوهش نیز میزان چهار عنصر در منطقه آلوده، در سطح خاک بیشتر بود. علاوه بر خاصیت فیزیکی-شیمیایی و اسیدیته خاک، با توجه به اینکه آلاینده‌ها به طور مداوم از طریق بخارات و ذرات معلق منتشر شده از کارخانه در ابتدا در تماس با سطح قرار می‌گیرند میزان آنها در سطح بیشتر است (۲۶).

فلزات در طیف گسترده‌ای مورد نیاز گیاهان هستند. مطالعات نشان داده‌اند که یکی از مکانیسم‌ها برای تحمل فلز جذب است نه دفع. به این معنی که ژنوتیپ‌های مقاوم به فلز تجمع دهنده فلز هستند (۹). در شکل‌های خیلی مقاوم، گیاهان مقاومت و تجمع بسیار بالایی از فلزات سنگین در بافت‌ها را نشان می‌دهند که این گیاهان را بیش تجمع دهنده می‌گویند. برخی محققین گزارش کردند که گیاهان بیش (فوق) تجمع دهنده گیاهانی هستند که غلظت عناصر در بخش‌های هوایی بیشتر از غلظت عناصر در ریشه باشد و لزومی ندارد که غلظت عناصر به یک حد مشخصی برسد (۱۰، ۱۶). غلظت مس در گیاهان مورد مطالعه مقادیر ۰/۴-۰/۱ میلی‌گرم بر گرم وزن خشک بود که بیشترین مقدار در ساقه کاج سیاه وجود داشت. با توجه به تجمع بیشتر مس در اندام‌های هوایی نسبت به ریشه، هر دو گونه، بیش تجمع دهنده هستند. تاکنون ۳۵ تاکسون گیاهی بیش تجمع دهنده مس متعلق به ۱۵ خانواده شناسایی شده‌اند که اغلب آنها از مناطق آلوده کنگو گزارش شده‌اند. همچنین Ghaderian and Ravandi (2012) یک گونه از علف بند را به عنوان بیش‌تجمع دهنده‌ی مس در اطراف کارخانه مس شناسایی کردند (۱۷). مطالعات در گونه‌های مختلف کاج نشان داده است که عواملی مانند افزایش فلز در خاک یا هوا ، میزان بارندگی، سن گیاه و سن برگ‌های سوزنی، روی میزان تجمع فلزات در اندام‌های مختلف اثر می‌گذارند (۳۶). روی به طور طبیعی ۲۰۰-۱۰ میکروگرم بر گرم در گیاه وجود دارد. از آنجا که روی به صورت سولفات نامحلول رسوب می‌کند جذب و انتقال آن به قسمت‌های هوایی به حداقل می‌رسد بدین دلیل بیش تجمع دهندگی روی توسط گیاهان به ندرت وجود دارد (۱۷). Serbula و همکاران (۲۰۱۳)، غلظت بالای مس و روی را در برگ‌های سوزنی کاج گزارش کردند و اشاره نمودند که این افزایش غلظت بدلیل افزایش آلودگی هوا در محل مطالعه می‌باشد (۴۵). بهرحال، این محققین روی ساقه کار نکردند، احتمال می‌دهیم افزایش بالاتر میزان این عناصر در ساقه، به دلیل افزایش سن ساقه در مقایسه با برگ‌ها و تجمع بالاتر این فلزات در آن باشد. همچنان که اشاره شده، بطور مشابه، در این مطالعه نیز افزایش میزان این دو عنصر در بخش هوایی دیده شده است. در این پژوهش مقادیر روی بین ۰/۰۴-۰/۰۲ میلی‌گرم برگرم بود که بیشترین مقدار در ساقه کاج سیاه دیده شد. با توجه به تعریف بیش تجمع دهندگی، کاج سیاه و کاج تهران گیاهان بیش تجمع دهنده هستند. سرب عنصری غیر ضروری برای گیاهان و به طور معمول ۱۰-۱ میکروگرم بر گرم در بافت گیاه وجود دارد (۱۷). سرب در محدوده ۰/۰۵-۰/۰۱ میلی‌گرم برگرم در اندام‌های دو گیاه بود، که بیشترین مقدار در ساقه کاج سیاه بود اما هر دو گیاه از نظر نسبت تجمع سرب در اندام‌ها مشابه بودند و در اندام‌های هوایی بیشتر تجمع دادند. مطالعات قلیچ و همکاران (۱۳۹۴) در یونجه،

بر خلاف نتایج این تحقیق، نشان داد که در مقایسه میزان سرب جذب شده در ریشه و اندام هوایی، بیشتر سرب جذب شده در گیاه در ریشه ها انباشته شده است و بخش کمی از آن به اندام هوایی منتقل می‌شود (۴). بنظر می‌رسد نوع گونه‌گیاهی (علفی و چوبی یا نهاندانه و بازدانه بودن) روی این ویژگی اثر داشته باشد. محدوده کادمیوم در گیاهان ۲/۴-۰/۱ میکروگرم بر گرم است (۳۴). کادمیوم در گیاهان مورد مطالعه بین ۰/۳-۰/۰۵ میلی‌گرم بر گرم بود که بیشترین مقدار در برگ کاج تهران بود. با توجه به این که مقادیر کادمیوم در ریشه‌ها بسیار پایین بود نشان‌دهنده این است که این عنصر تحرک بالایی دارد و در اندام‌های هوایی این دو گیاه ذخیره می‌شوند. به هر حال، در کاج سیاه در ساقه نیز تجمع پیدا کرده بود. مطالعات صارمی و همکاران (۱۹۹۳) نیز مشابه این نتایج نشان داده است که در غلظت‌های بالای کادمیوم، میزان آن در اندام هوایی ژنوتیپ‌های مختلف گندم افزایش می‌یابد اما میزان این تغییرات بین ژنوتیپ‌های مختلف متفاوت است. بهرحال، این محققین گزارش کردند که مطابق مطالعات مروری در تعدادی از گیاهان، غلظت این فلز در بخش ریشه نسبت به بخش هوایی، افزایش بیشتری نشان می‌دهد (۳). با توجه به داده‌های حاصل از سنجش این فلزات در دو گیاه بیشترین مقادیر جذب معمولاً در کاج سیاه بود بنابراین می‌تواند شاخص زیستی مناسبی برای بررسی آلودگی محیط زیست باشد.

گیاهان مناطق صنعتی و نزدیک جاده‌ها، آلاینده‌ها را از طریق برگ جذب می‌کنند. درجه مقاومت با شدت آسیب به ساختار گیاه رابطه عکس دارد. شاخ و برگ درخت به دلیل اینکه اندام‌های اصلی فتوسنتز هستند، شاخص‌های حساس و اندام‌های مناسبی برای بررسی می‌باشند. توصیف اینکه برگ به عنوان یک ابزار ضروری برای نظارت بر جنگل‌ها می‌باشد به این دلیل است که حالت تغذیه‌ای درخت اغلب فرایندهای سطح اکوسیستم را نشان می‌دهند و همچنین ساختار برگ جایگاه مهمی در تعیین پاسخ درخت به آلودگی هوا است زیرا آلاینده‌های هوا از جمله فلزات سنگین می‌توانند از طریق روزنه‌ها جذب و وارد برگ و در نهایت مزوفیل شوند (۱۸، ۱۹). تعداد روزنه در کاج تهران به طور معنی‌داری کاهش نشان داد که به احتمال زیاد یکی از مکانیسم‌های این گیاه جهت مقابله با ورود آلاینده‌ها به برگ از طریق روزنه‌ها است. در مطالعات اثر سمیت سرب بر روی بادام زمینی، Shi و Cai (۲۰۰۸) کاهش اندازه روزنه را گزارش دادند (۴۶). این محققین عنوان کردند که احتمالا دلیل کوچک بودن روزنه به حداقل رساندن از دست دادن آب باشد. بنابراین احتمال می‌رود دلیل کاهش طول و عرض روزنه در کاج سیاه و کاهش طول روزنه در کاج تهران منطقه آلوده نیز به جهت حفظ آب در شرایط تنش باشد. در این پژوهش تعداد کانال‌های رزین در منطقه آلوده افزایش یافت و از آنجا که کانال‌های رزین ساختارهایی سرشار ترکیبات فنلی هستند (۲۲) احتمالا افزایش تعداد این کانال‌ها پاسخی به تنش‌های محیطی می‌باشد. گزارشات متعددی در رابطه با تاثیر آلاینده‌ها بر تغییرات تشریحی در برگ گیاهان وجود دارد. کاهش ضخامت برگ در گیاه شبدر (۱۴) و *Fraxinus americana* (۴۲)، کاهش سطح برگ در *Ficus bengalensis*، *Guaiacum officinale* و *Eucalyptus* (۲۴)، کاهش ضخامت برگ در *Platanus orientalis* (۳۹) و کاسنی (۴۸) در مناطق آلوده گزارش شده است. Cosio و همکاران (۲۰۰۶) گزارش کردند که *Salix viminalis* در حضور کادمیوم افزایش ضخامت دیواره‌های کلانشیم را نشان داده است که آن‌ها این تغییر را یک استراتژی گیاه به تحمل سطوح سمی فلز سنگین با رسوب فلزات در بافت‌های غیرفتوسنتزی عنوان کردند (۱۳). در پژوهش حاضر ضخامت اپیدرم و هیپودرم رویی در منطقه آلوده افزایش نشان داد که می‌توان احتمال داد یکی از استراتژی‌های درختان برای تحمل سطوح سمی فلزات سنگین باشد. طبق نظر Pasternak و همکاران (۲۰۰۵)، تغییرات ایجاد شده توسط مس و دیگر استرس‌های

غیرزیستی روی ریشه آرابیدوپسیس ممکن است به تغییردر متابولیسم فیتوهورمون و تجمع اکسین مربوط باشد (۳۷). wojcik و همکاران (۲۰۰۵) افزایش ضخیم شدگی را یکی از سازگاری‌های آناتومی به سمیت فلز سنگین بیان کردند و دلیل این سازگاری را به ظرفیت باند شدن فلز به دیواره و یا اختلال در فعالیت و محتوی فیتوهورمون‌ها ربط دادند (۵۲). Zarinkamar و همکاران (۲۰۱۳) افزایش ضخیم‌شدگی بافت مزوفیل را در گیاه چای کوهی تحت تنش سرب گزارش کرند که مطابق نتایج این تحقیق است (۵۴). آنها بیان کردند که این افزایش یکی از مکانیسم‌های دفاعی برگ در مقابل استرس آب و جذب دی‌اکسیدکربن است بنابراین، بدین دلیل نیز افزایش ضخیم شدگی بافت مزوفیل که در نتیجه افزایش تعداد سلول‌ها است، در دو گونه مورد مطالعه دیده می‌شود. همچنین Weryszko و Chwil (۲۰۰۵) کاهش اندازه دسته‌های آوندی در گیاه سویا تحت تنش سرب را گزارش کردند (۵۱). به علت انتقال سرب توسط جریان تعرقی، رسوب قابل توجهی از سرب در دیواره‌های عناصر تراکئیدی دسته‌های آوندی دیده می‌شود که به احتمال زیاد منجر به سفت شدن آنها و بنابراین مهار رشد و کاهش قطر دسته‌های آوندی می‌شود. بنابراین می‌تواند دلیل کاهش اندازه دسته‌های آوندی در نمونه‌های مورد مطالعه نیز باشد. در هر حال، برآورد اثر استرس‌های محیطی دشوار است زیرا گیاهان در معرض طیف وسیعی از متغیرهای کنترل نشده هستند.

نتیجه‌گیری کلی

در مکان‌های آلوده، برخی گونه‌های گیاهی مقاوم رشد و نمو می‌نمایند و پالایش توسط آن‌ها و سایر گونه‌های غیرخوراکی و زینتی به دلیل عدم وارد شدن به شبکه غذایی یک روش ایمن تصفیه بیولوژیکی می‌باشد. راندمان این روش با کاربرد گیاهان سریع الرشد با بیومس بالا و قدرت جذب بالای فلزات سنگین افزایش می‌یابد. در این پژوهش با توجه به مقدار بالاتر فلزات سنگین در گیاه کاج سیاه و از طرفی کاهش روزنه‌ها در کاج تهران، می توان نتیجه گرفت که به احتمال کاج تهران گونه ای مقاوم تر نسبت به کاج سیاه است زیرا کاج سیاه با وجود تجمع بیشتر فلزات سنگین به ویژه سرب که یک فلز سنگین بسیار سمی می‌باشد، واکنش کمتری به تنش نشان داده است و در مطالعات میدانی نیز گیاهان بیشتری در حال نابودی هستند. البته هر دو گیاه نشانه‌های تنش مانند نکروزگی را نشان داده‌اند و احتمال این هم وجود دارد کاج سیاه مکانیسمی به جز پارامترهای اندازه‌گیری شده را بکار برده باشد که نیاز به بررسی بیشتر می‌باشد.

سپاسگزاری

نویسندگان از پژوهشگاه علوم و تکنولوژی پیشرفته بابت حمایت مالی این پروژه در طی قرارداد با شماره ۴۱۹۱۰۷ سپاسگزاری می نمایند.

منابع

۱. ابراهیمی ح، حکیمی، ح، اسماعیل زاده ع و خامس‌پناه، ع (۱۳۸۲) بررسی میزان دی اکسید گوگرد در سطح مجتمع مس سرچشمه،پنجمین همایش ایمنی، بهداشت و محیط زیست در معادن و صنایع معدنی.

۲. میرحسینی م، ،شهاب‌پور ج، فرپور م ه (۱۳۸۷) اثر باران اسیدی بر تحرک ژئوشیمیایی عناصر کلسیم، منیزیم و مس در خاک‌های منطقه سرچشمه. مجله پژوهشی علوم پایه دانشگاه اصفهان ۳۲ (۳): ۱۵۶-۱۵۱.

۳. **صارمی راد ب، اسفندیاری ع، شکرپور م، سفالیان ا، آوانش آ، موسوی س ب (۱۳۹۳) اثر کادمیوم روی برخی از ویژگی‌های ریخت‌شناسی و فیزیولوژیک گندم در مرحله گیاهچه‌ای**. مجله پژوهش‌های گیاهی، ۲۷ (۱): ۱۱-۱.

۴. **قلیچ س، زرین‌کمر ف، نیکنام و (۱۳۹۴)** بررسی میزان انباشتگی سرب و تأثیر آن بر فعالیت آنزیم پراکسیداز، محتوای ترکیبات فنولی و فلاونوئیدی در مرحله جوانه زنی در گیاه

یونجه (*Medicago sativa* L.). مجله پژوهش‌های گیاهی، ۲۸ (۱): ۱۷۴-۱۶۴.

16. Ernst WHO (2006). Evolution of metal tolerance in higher plants. Forest Snow and Landscape Research 80: 251-274
17. Ghaderian SM, Ravandi AAG (2012) Accumulation of copper and other heavy metals by plants growing on Sarcheshmeh copper mining area, Iran. Journal of Geochemical Exploration 123: 25–32.
18. Gostin IN (2009) Air pollution effects on the leaf structure of some Fabaceae species. Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca 37: 57-63.
19. Gostin I, Ivanescu L (2007) Structural and micromorphological changes in leaves of *Salix alba* under air pollution effect. International Journal Energy Environmental 1: 219-226.
20. Guala SD, Vega FA, Covelo EF (2010) The dynamics of heavy metals in plant–soil interactions. Ecological Modelling 221: 1148-1152.
21. Hall J (2002) Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. Journal of Experimental Botany 53: 1-11.
22. Ivanescu L, Gostin I (2007) Cito-histological changes due to the action of atmosphere pollutants on three species of gymnosperms. International Journal of Energy and Environment 1: 95-100.
23. Iwasaki Kz, Sakurai K, Takahashi E (1990) Copper binding by the root cell walls of Italian ryegrass and red clover. Soil Science and Plant Nutrition 36: 431-439.
24. Jahan S, Iqbal MZ (1992) Morphological and anatomical studies of leaves of different plants affected by motor vehicles exhaust. J. Islamic Acad. Sci 5: 21-23
25. Kabata-Pendias A (2000) Trace elements in soils and plants. CRC press 15-57.
26. Khashman OA and Shawabkeh RA (2006).Metal Distribu-tion in Soils around the Cement Factory in Southern Jor-dan," Environmental Pollution 140: 387-394.
27. Krueger JA, Duguay KM (1989) Comparative analysis of lead in Maine urban soils. Bulletin of environmental contamination and toxicology 42: 574-581.
28. Leyval C, Turnau K, Haselwandter K (1997) Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological,

5. Akcay H, Oguz A, Karapire C (2003) Study of heavy metal pollution and speciation in Buyak Menderes and Gediz river sediments. Water Research 37: 813-822**.**
6. Bache BW (1980) The acidification of soils. In Effects of acid precipitation on terrestrial ecosystems. Springer 183-202**.**
7. Barker AV, Pilbeam DJ (2010) Handbook of plant nutrition. CRC press 293-605**.**
8. Bellion M, Courbot M, Jacob C, Blaudez D, Chalot M (2006) Extracellular and cellular mechanisms sustaining metal tolerance in ectomycorrhizal fungi. FEMS microbiology letters 254: 173-181.
9. Bergkvist B (1987) Soil solution chemistry and metal budgets of spruce forest ecosystems in S. Sweden. Water, Air, and Soil Pollution 33: 131-154**.**
10. Bondada BR, Ma LQ (2003) Tolerance of heavy metals in vascular plants: arsenic hyperaccumulation by Chinese brake fern (*Pteris vittata* L.). In Pteridology in the new millennium. Springer 397-420**.**
11. Chen C, Chen Y, Zhang Q, Chen B, Yang C, Wang Y (2011) overexpression of rice phytochrome a in arabidopsis: diverse role in multiple physiological responses. Pakistan Journal Of Botany 43: 2835-2844.
12. Corneanu G, Craciun C, Corneanu M, Tripon S (2009) The Structural Features of the Robinia Pseudocacia Var. Oltenia Leaves, Cultivated on Degraded Soils (Sterile Waste Dumps). Annals of the University of Craiova-Agriculture, Montanology, Cadastre Series 39: 104-115.
13. Cosio C, Vollenweider P, Keller C (2006) Localization and effects of cadmium in leaves of a cadmium-tolerant willow *Salix viminalis* L. Environmental and Experimental Botany 58: 64-74.
14. Da Silva LC, Oliva MA, Azevedo AA, Araujo JM, Aguiar RM (2005) Micromorphological and anatomical alterations caused by simulated acid rain in restinga plants: Eugenia uniflora and Clusia hilariana. Water, Air, and Soil Pollution 168: 129-143.
15. Egli M, Fitze P, Oswald M (1999) Changes in heavy metal contents in an acidic forest soil affected by depletion of soil organic matter within the time span 1969–93. Environmental Pollution 105: 367-379.

ecological and applied aspects. Mycorrhiza 7: 139-153.

29. Lin J, Jach M, Ceulemans R (2001) Stomatal density and needle anatomy of Scots pine (*Pinus sylvestris* **(**are affected by elevated CO_2. New Phytologist 150: 665-674.

30. Manara A (2012) Plant responses to heavy metal toxicity. *In* Plants and Heavy Metals. Springer 27-53.

31. Menon M, Hermle S, Gunthardt-Goerg MS, Schulin R (2007) Effects of heavy metal soil pollution and acid rain on growth and water use efficiency of a young model forest ecosystem. Plant and Soil 297: 171-183.

32. Michalak A (2006) Phenolic compounds and their antioxidant activity in plants growing under heavy metal stress. Polish Journal of Environmental Studies 15: 523.

33. Mohsin IU, Gierl C, Danninger H (2011) Sintering study of injection molded W–8% Ni–2% Cu compacts from mixed powders by thermoanalytical techniques. International Journal of Refractory Metals and Hard Materials 29: 532-537.

34. Nagajyoti P, Lee K, Sreekanth T (2010) Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. Environmental Chemistry Letters 8: 199-216.

35. Nouri J, Khorasani N, Lorestani B, Karami M, Hassani A, Yousefi N (2009) Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. Environmental Earth Sciences 59: 315-323.

36. Parzych A**.**., Jonczak J. 2013. Content of Heavy Metals in Needles of Scots Pine (Pinus Sylvestris L.) in Selected Pine Forests in Słowiński National Park. Archives of Environmental Protection 39: 41 – 51.

37. Pasternak T, Rudas V, Potters G, Jansen MA (2005) Morphogenic effects of abiotic stress: reorientation of growth i*n Arabidopsis thaliana* seedlings. Environmental and Experimental Botany 53: 299-314.

38. Petersen L (1980) Sensitivity of different soils to acid precipitation. In Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems. Springer 573-577.

39. Pourkhabbaz A, Rastin N, Olbrich A, Langenfeld-Heyser R, Polle A (2010) Influence of environmental pollution on leaf properties of urban plane trees, *Platanus orientalis* L. Bulletin of environmental contamination and toxicology 85: 251-255.

40. Pour-Nasr Khakbaz P, Mahdeloei S, heidari A (2012 **(**Soil Pollution Control Management Techniques and Methods. Annals of Biological Research 3: 3101-3109.

41. Prasad M (1998) Metal-biomolecule complexes in Plants: Occurrence, functions, and applications. Analusis 26: 25-27.

42. Radoukova T (2009) Anatomical mutability of the leaf epidermis in two species of *Fraxinus* L. in a region with autotransport pollution. Biotechnol & Biotechnol 23: 405-409.

43. Rao D, LeBlanc F (1966) Effects of sulfur dioxide on the lichen alga, with special reference to chlorophyll. Bryologist 69-75.

44. Sanita di Toppi L, Gabbrielli R (1999) Response to cadmium in higher plants. Environmental and experimental botany 41: 105-130.

45. Serbula SM, Kalinovic TS, Ilic AA, Kalinovic JV, Steharnik MM (2013) Assessment of Airborne Heavy Metal Pollution Using *Pinus* spp.and *Tilia* spp. Aerosol and Air Quality Research13: 563–573.

46. Shi GRand. Cai QS (2008). Photosynthetic and anatomic responses of peanut leaves to cadmium stress. Photosynthetica, 46: 627-630.

47. Sparks DL, Page A, Helmke P, Loeppert R, Soltanpour P, Tabatabai M, Johnston C, Sumner M (1996) Methods of soil analysis. Part 3-Chemical methods. Soil Science Society of America Inc 132-176.

48. Stevovi S (2010) Environmental impact on morphological and anatomical structure of Tansy. African Journal of Biotechnology 9: 2413-2421.

49. Sunita S (2012) Effect of Toxic Heavy Metal Contaminated Soil on an Ornamental Plant Georgina wild (Dahlia). Journal of Environmental & Analytical Toxicology 2: 1-3.

50. van de Mortel JE, Villanueva LA, Schat H, Kwekkeboom J, Coughlan S, Moerland PD, van Themaat EVL, Koornneef M, Aarts MG (2006) Large expression differences in genes for iron and zinc homeostasis, stress response, and lignin biosynthesis distinguish roots of *Arabidopsis thaliana* and the related metal hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. Plant Physiology 142: 1127-1147.

51. Weryszko-Chmielewska E, Chwil M**)** (2005) Lead-induced histological and ultrastructural

changes in the leaves of soybean (*Glycine max* (L.) Merr.). Soil Science & Plant Nutrition 51: 203-212.

52. Wojcik M, Vangronsveld J, Tukiendorf A (2005) Cadmium tolerance in *Thlaspi caerulescens*. Environmental and Experimental Botany 53: 151-161.

53. Yruela I (2005) Copper in plants. Brazilian Journal of Plant Physiology 17: 145-156.

54. Zarinkamar F, Ghelich S, Soleimanpour S (2013) Toxic Effects of Pb on Anatomy and Hypericin Content in *Hypericum perforatum* L. Bioremediation Journal 17: 40-51

55. Zhang F-Q, Wang Y-S, Lou Z-P, Dong J-D (2007) Effect of heavy metal stress on antioxidative enzymes and lipid peroxidation in leaves and roots of two mangrove plant seedlings (*Kandelia candel* and *Bruguiera gymnorrhiza*). Chemosphere 67: 44-50.

Response of two pine species (*Pinus nigra and P. eldarica*) around copper complex of Sarcheshmeh in heavy metals assimilation and some structural characteristics of leaf

Rezanejad F.[1,2], Oloumi H.[2], Gholipoor Z.[1] and Kalantari Kh.M.[1]

[1] Biology Dept., Shahid Bahonar University, Kerman, I.R. of Iran

[2] Ecology Dept., Institute of Science and High Technology and Environmental Sciences, Graduate University of Advanced Technology, Kerman, I.R. of Iran

Abstract

Soil pollution caused by heavy metals, is one of the environmental problems nowadays. Identification of the plants resident to heavy metals and pollution as a whole is very important, because planting these plants in industrial and polluted areas is caused cleaning up the environment. In this study two species of Pinus near the Sarcheshme copper complex, were examined. The species of Kantuiyeh arboretum were used as control. The content of heavy metals of Cu, Zn, Cd and Pb in zero and 20 cm soil levels and in different organs of plants, pH amount of soil and leaf structure were analyzed. pH amount was about 7 and 7.6 in polluted and non (less) polluted areas respectively. pH of surface (0) in non polluted area was lower compared with 20 cm depth while there was no significant difference between theses two levels in polluted region. The content of all heavy metals increased in polluted area compared with controls significantly. In addition, their amount was higher in surface area than 20 cm depth. Stems and in some cases leaves accumulated heavy metals more than roots, consequently both species are hyperccumulator. Leaves showed structural resistance against pollutants. The low assimilation rate of heavy metals, significant reduction of stomata number and size, increased thickness of epidermis and meshophile as well as resine ducts increase in *P. eldarica* indicate to its higher resistance than the other. Therefore, *P. nigra* can be recommended as a pollutants indicator and *P. eldarica* as a resistant species**.**

Key words: Accumulator, Heavy metals, leaf structure, *pinus*, Sarcheshmeh copper complex