

بسم الله الرحمن الرحيم



دانشکده کشاورزی
گروه زراعت

تأثیر میکوریز و کاربرد EDTA در ذرت و سورگوم به منظور پالایش گیاهی سرب

هادی مجاهدی

استاد راهنما:

دکتر محمدرضا عامریان

اساتید مشاور:

دکتر هادی قربانی

مهندس مهدی رحیمی

پایان نامه ارشد جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد

شهریور ۹۲

پیوست شماره ۲

دانشگاه صنعتی شاهرود

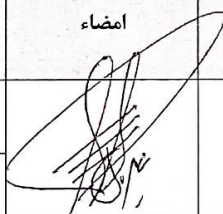
دانشکده : کشاورزی

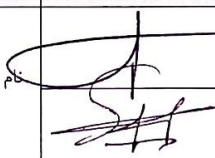
گروه : زراعت

پایان نامه کارشناسی ارشد آقای / خانم هادی مجاهدی

تحت عنوان: تأثیر میکوریز و کاربرد EDTA در ذرت و سورگوم به منظور پالایش گیاهی سرب

در تاریخ ۱۳۹۲/۶/۲۵ توسط کمیته تخصصی زیر جهت اخذ مدرک کارشناسی ارشد مورد ارزیابی و با درجه عالی
مورد پذیرش قرار گرفت.

امضاء	اساتید مشاور	امضاء	اساتید راهنما
	نام و نام خانوادگی : دکتر هادی قربای		نام و نام خانوادگی : دکتر محمدرضا عامریان
	نام و نام خانوادگی : مهندس مهدی رحیمی		

امضاء	نماینده تحصیلات تکمیلی	امضاء	اساتید داور
	نام و نام خانوادگی : دکتر کامبیز جهان‌بین		نام و نام خانوادگی : دکتر حمید رضا اصغری
			نام و نام خانوادگی : دکتر علی عباسپور

تعهد نامه

اینجانب هادی مجاهدی دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته **اگرواکولوژی** دانشکده **کشاورزی** دانشگاه صنعتی شاهرود، نویسنده

پایان نامه **تأثیر میکوریز و کاربرد EDTA در ذرت و سورگوم به منظور پالایش گیاهی سرب** تحت راهنمایی **دکتر محمدرضا**

عامریان متعهد می شوم.

- تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است.
- در استفاده از نتایج پژوهشهای محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است.
- مطالب مندرج در پایان نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است.
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد و مقالات مستخرج با نام « دانشگاه صنعتی شاهرود » و یا « Shahrood University of Technology » به چاپ خواهد رسید.
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه ، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری ، ضوابط و اصول اخلاقی انسانی رعایت شده است .

تاریخ ۹۲/۶/۲۵

امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

- کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه های رایانه ای، نرم افزار ها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می باشد. این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود.
- استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی باشد.

* متن این صفحه نیز باید در ابتدای نسخه های تکثیر شده پایان نامه وجود داشته باشد .

تأثیر میکوریز و کاربرد EDTA در ذرت و سورگوم به منظور پالایش گیاهی سرب

چکیده

ایده استفاده از گیاهان تجمع دهنده عناصر، جهت پاکسازی عناصر سنگین و سایر ترکیبات برای اولین بار در سال ۱۹۸۳ میلادی مطرح شد. از آنجاییکه عناصر سنگین در خاک تجزیه نمی شوند یک از نگرانی‌های اولیه می‌باشند. بسیاری از فرآیندهای صنعتی مانند معدن کاوی، کارخانجات تولید آفت‌کش‌ها و کودهای شیمیایی و احتراق سوخت‌های فسیلی حاوی افزودنی سرب می‌باشند. فلز سرب در لیست اولویت‌بندی سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا، در بین مضرترین فلزات در رده دوم جای گرفته است. گیاه‌پالایی استفاده از گیاهان سبز جهت پاکسازی مواد زائد خطرناک می‌باشد. در یک آزمایش گلخانه‌ای تأثیر کاربرد قارچ میکوریز و کلات EDTA بر روی گیاهان ذرت و سورگوم به‌منظور پاکسازی خاک‌های آلوده به سرب مورد بررسی قرار گرفت. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار در گلخانه دانشگاه شاهرود اجرا شد. فاکتورهای این آزمایش شامل: سرب در ۳ سطح ۰، ۲۰۰ و ۴۰۰ (میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک)، قارچ میکوریز گونه موسه‌ای در ۲ سطح (تلقیح و عدم تلقیح) و کلات EDTA در ۳ سطح ۰، ۵ و ۱۰ (میلی‌مول بر کیلوگرم خاک) بودند.

نتایج نشان داد که تنش سرب سبب کاهش معنی‌دار بیوماس خشک ریشه، ساقه، برگ و محتوای فسفر گیاهان ذرت و سورگوم شده و علاوه بر آن سبب کاهش معنی‌دار میزان ارتفاع، کلونیزاسیون قارچی و شاخص کلروفیل در گیاه ذرت شد و بیشترین تأثیر آن در سطح ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به دست آمد. استفاده از عامل کلات کننده EDTA به خصوص در سطح ۱۰ میلی‌مول آن بر کیلوگرم خاک، به علت افزایش حلالیت و تسریع جذب سرب، سبب کاهش چشم‌گیر بیوماس خشک ریشه و برگ و همچنین شاخص کلروفیل ذرت شد و تنها بر روی بیوماس خشک ریشه سورگوم تأثیر منفی داشت. قارچ‌های میکوریز سبب افزایش معنی‌دار جذب فسفر در زیست توده هوایی و ریشه گیاهان ذرت و سورگوم شدند و از این‌رو سبب افزایش توانایی جذب سرب در سطح ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک شدند. از سوی دیگر، در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، گیاهانی که عامل کلات را دریافت کرده بودند، در تمامی بافت‌های خود، حاوی غلظت و محتوای بالاتری از سرب بودند همچنین اعمال کلات EDTA مخصوصاً در سطح ۱۰ میلی‌مول بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش فاکتور پالایش و ضریب تغلیظ زیستی در هر دو گیاه و فاکتور انتقال سرب در ذرت شد. در سطح ۵ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک، گیاهان سورگوم تلقیح شده با قارچ، حاوی سرب بیشتری در ساقه خود بودند. بیشترین محتوای سرب اندام‌های هر دو گیاه به ترتیب در ریشه < برگ < ساقه مشاهده شد. از آنجاییکه محتوای سرب گیاهان، شاخصی کارآمدتر از غلظت این فلز در گیاه پالایی می‌باشد، توصیه می‌شود که در گیاهان تلقیح شده با قارچ میکوریز به منظور کاهش خطرات زیست محیطی، از سطوح پایین‌تر کلات استفاده شود.

کلمات کلیدی: سرب، قارچ میکوریز، کلات EDTA، ذرت و سورگوم

لیست مقالات مستخرج از پایان نامه

- ۱- بررسی آلودگی سرب بر برخی از صفات رویشی و میزان کلروفیل در گیاه ذرت. ۱۳۹۱. ششمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. تهران
- ۲- تأثیر کاربرد میکوریزا و کلات EDTA، بر برخی از صفات رویشی گیاه ذرت در سطوح مختلف آلودگی سرب. ۱۳۹۱. ششمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. تهران.

تشکر و قدردانی:

ستایش پرودگار را، که جهان را بر اساس علم و عدل و حکمت آفرید
تقدیم به مهربانترین پدر و صبورترین مادر
آنانکه توانشان رفت تا به توان برسم و موهایشان سپید گشت تا رویم سپید بماند.

خالصانه‌ترین مراتب قدردانی و تشکر خود را محضر استاد راهنمای گرانقدر و بزرگوارم، دکتر محمدرضا عامریان که بر انگیزه‌هایم جامه عمل با امیدهای طلایی پوشاند و با هدیه دادن چتر آگاهی بر بکنه‌ای از زمین سبز علم، فرصت ناب گل شدن در گلستان علم را بر من عطا فرمود، تقدیم می‌کنم. بنا بر وظیفه اخلاقی خود لازم می‌دانم از حسن توجه اساتید مشاور، دکتر هادی قربانی و مهندس مهدی رحیمی که همواره با ارائه نظرات ارزشمند خویش به غنای بیشتر این پایان نامه کمک شایانی کرده‌اند، صمیمانه تشکر نمایم. از داوران محترم، دکتر حمیدرضا اصغری و دکتر علی عباسپور که با پیشنهادهای سازنده‌شان در هر چه بهتر نمودن این پایان‌نامه به اینجانب کمک کرده‌اند، صمیمانه قدردانی می‌نمایم.

سرانجام از مساعدت و همکاری کارشناسان محترم آزمایشگاه مهندسان حسین‌پور، گلی، عبداللهی، احمدی و مسعودیان، از سرپرست محترم گلخانه علی حسین‌پور و در پایان از تمام دوستان و عزیزان، آقایان ابوالفضل مسعودی، آرش محمدزاده، سعید متین، فرید مجاهدی، حسن شهقی، صادق اسدی، هادی مرادی، هادی قاسمی، سلمان سلمان زاده، علی انصوری، مصطفی محمدی و محسن شکاری، و خانم‌ها صفیه عرب، صدیقه صفایی، مهسا جوکار، نعیه بیطرفان، سمانه صفری، خسرو جردی، فراهانی و سایر دوستان (که مجال نام بردن از همه آنها نیست) که سختی راه را همواره برای من آسان نمودند کمال تشکر را دارم. موفقیت، سلامت و طول عمر این عزیزان را از خداوند متعال مسئلت دارم.

Table of Contents

۱	فصل اول: مقدمه و کلیات
۴	۱-۱- ذرت
۴	۱-۱-۱- ویژگی‌های گیاه‌شناسی ذرت
۴	۱-۱-۲- اهمیت ذرت در گیاه پالایی
۵	۱-۲- ذرت خوشه‌ای (سورگوم)
۵	۱-۲-۱- گیاه‌شناسی سورگوم
۵	۱-۲-۲- اهمیت سورگوم در گیاه پالایی
۶	۱-۳- آلودگی خاک
۷	۱-۴- انواع آلاینده‌ها
۷	۱-۴-۱- آلاینده‌های آلی:
۷	۱-۴-۲- آلاینده‌های غیر آلی:
۷	۱-۵- عناصر سنگین
۸	۱-۵-۱- مضرات عناصر سنگین
۹	۱-۶- سرب
۱۰	۱-۶-۱- تأثیر سرب بر سلامت انسان
۱۱	۱-۷- روش‌های پاک‌سازی خاک
۱۱	۱-۷-۱- روش‌های غیر بیولوژیکی
۱۱	۱-۷-۲- روش‌های بیولوژیکی
۱۱	۱-۸- گیاه پالایی
۱۲	۱-۸-۱- انواع گیاه پالایی و فرآیندهای مورد استفاده در آن
۱۳	۱-۸-۲- شرایط محیطی استفاده از تکنولوژی گیاه پالایی
۱۴	۱-۸-۳- گیاهان فرآینبشگر
۱۵	۱-۸-۴- محدودیت‌های گیاه پالایی
۱۵	۱-۹- اصلاح کننده های فیزیکی و شیمیایی در گیاه پالایی
۱۶	۱-۹-۱- قارچ‌های میکوریز
۱۷	۱-۹-۲- EDTA (اتیلن دی آمین تترااستیک اسید)
۱۸	۱-۱۰- اهداف تحقیق:
۱۹	فصل دوم: بررسی منابع
۲۰	۱-۲- تأثیر عناصر سنگین بر گیاهان
۲۰	۲-۲- تأثیر سرب بر متابولیسم های گیاهی:
۲۰	۱-۲-۲- جوانه زنی و رشد گیاه

۲۱	۲-۲-۲- محتوای پروتئین گیاه
۲۱	۳-۲-۲- محتوای آب گیاه
۲۲	۴-۲-۲- محتوای عناصر معدنی گیاه
۲۲	۵-۲-۲- تأثیر سرب بر فتوسنتز
۲۳	۶-۲-۲- تأثیر سرب بر تنفس
۲۳	۳-۲- مطالعه موردی تأثیر عناصر سنگین بر گیاهان
۲۳	۱-۳-۲- شاخص‌های مورفولوژی گیاه
۲۴	۲-۳-۲- شاخص‌های کیفی گیاه
۲۵	۳-۳-۲- فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک
۲۶	۴-۳-۲- فراهمی عناصر سنگین گیاه
۲۷	۵-۳-۲- فراهمی عناصر مغذی گیاه
۲۷	۴-۲- تأثیر میکروارگانیسم‌های خاک در گیاه پالایی
۲۸	۵-۲- تأثیر قارچ‌های میکوریز در گیاه پالایی
۲۹	۶-۲- مطالعه موردی تأثیر قارچ‌های میکوریز بر گیاهان در محیط آلوده
۲۹	۱-۶-۲- شاخص‌های مورفولوژیکی گیاه
۳۰	۲-۶-۲- شاخص‌های کیفی گیاه
۳۱	۳-۶-۲- فراهمی عناصر سنگین گیاه
۳۲	۴-۶-۲- فراهمی عناصر مغذی گیاه
۳۳	۷-۲- تأثیر کلات‌ها در گیاه پالایی
۳۵	۸-۲- مطالعه موردی تأثیر کلات بر گیاهان در محیط آلوده
۳۵	۱-۸-۲- شاخص‌های مورفولوژیکی گیاه
۳۶	۲-۸-۲- شاخص‌های کیفی گیاه
۳۷	۳-۸-۲- فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک
۳۸	۴-۸-۲- فراهمی عناصر سنگین گیاه
۳۹	فصل سوم: مواد و روش‌ها
۴۰	۳-۱- زمان و محل اجرای آزمایش
۴۰	۳-۲- مشخصات مکانی گلخانه و نوع خاک آزمایش
۴۱	۳-۳- عملیات اجرایی
۴۱	۱-۳-۳- آماده‌سازی خاک گلدان‌ها
۴۱	۲-۳-۳- نوع و قالب طرح آزمایشی
۴۲	۳-۳-۳- کاشت بذور
۴۳	۴-۳-۳- عملیات داشت
۴۳	۵-۳-۳- برداشت نهایی
۴۳	۴-۳- صفات اندازه‌گیری شده و روش اندازه‌گیری

۴۳	۳-۴-۱- وزن خشک ریشه، ساقه و برگ
۴۴	۳-۴-۲- ارتفاع
۴۴	۳-۴-۳- تعیین درصد کلونیزاسیون میکوریزی
۴۴	۳-۴-۴- کلروفیل
۴۵	۳-۴-۵- اسیدیته خاک
۴۵	۳-۴-۶- عناصر سرب و فسفر
۴۶	۳-۴-۷- شاخص‌های گیاه پالایی
۴۶	۳-۵- تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها:
۴۷	فصل چهارم: نتایج و بحث
۴۸	۴-۱- صفات زراعی و مورفولوژیک
۴۸	۴-۱-۱- وزن خشک ریشه
۵۰	۴-۱-۲- وزن خشک ساقه
۵۱	۴-۱-۳- وزن خشک برگ
۵۴	۴-۱-۴- نسبت وزن ریشه به بخش هوایی
۵۵	۴-۱-۵- ارتفاع
۵۷	۴-۲- کلروفیل
۵۸	۴-۳- درصد کلونیزاسیون میکوریزی
۶۰	۴-۴- اسیدیته خاک (PH)
۶۰	۴-۵- غلظت سرب بافت‌های گیاه
۶۰	۴-۵-۱- غلظت سرب ریشه
۶۳	۴-۵-۲- غلظت سرب ساقه
۶۴	۴-۵-۳- غلظت سرب برگ
۶۶	۴-۶- محتوای سرب بافت‌های گیاه
۶۶	۴-۶-۱- محتوای سرب ریشه
۷۰	۴-۶-۲- محتوای سرب ساقه
۷۳	۴-۶-۳- محتوای سرب برگ
۷۶	۴-۶-۴- محتوای سرب کل گیاه
۷۹	۴-۷- شاخص‌های گیاه پالایی
۷۹	۴-۷-۱- شاخص تحمل
۸۱	۴-۷-۲- ضریب یا شاخص پالایش سرب
۸۴	۴-۷-۳- ضریب تغلیظ زیستی
۸۷	۴-۷-۴- فاکتور انتقال
۸۹	۴-۸- غلظت فسفر بافت‌های گیاه
۸۹	۴-۸-۱- غلظت فسفر ریشه

۹۰	۴-۸-۲- غلظت فسفر زیست توده هوایی
۹۰	۴-۹- محتوای فسفر بافت های گیاه
۹۰	۴-۹-۱- محتوای فسفر ریشه
۹۲	۴-۹-۲- محتوای فسفر زیست توده هوایی
۹۵	نتیجه گیری
۹۷	پیشنهادهای
۹۸	پیوست
۱۰۸	منابع

فصل اول

مقدمه و کلیات

خاک یکی از منابع مهم و ارزشمند در طبیعت می‌باشد که بدون داشتن آن حیات و زندگی بر روی زمین امکان پذیر نخواهد بود. ۹۵ درصد غذای انسان از خاک تهیه می‌شود و خاک علاوه بر نقشی که در تداوم حیات به عهده دارد در پیدایش حیات و تکامل نیز مؤثر بوده است (دبیری، ۱۳۷۵). از دیدگاه جهانی پس از آب و هوا، پوسته خاک سومین جزء عمده محیط زیست انسان تلقی می‌شود. هر گونه تغییر در ویژگی اجزای تشکیل دهنده خاک به طوری که استفاده از آن را ناممکن سازد، آلودگی خاک نامیده می‌شود. آلودگی خاک و آب به فلزات سنگین ضمن کاهش عملکرد و کیفیت محصولات کشاورزی، پایداری تولید کشاورزی و سلامت افراد جامعه را به خطر می‌اندازد (سلیمانی و همکاران، ۲۰۰۹).

از انقلاب صنعتی تا به حال، آلودگی خاک به وسیله فلزات سنگین به طور شگفت انگیزی در حال پیشروی بوده است. حدود ۹۰ درصد انتشار فلزات سنگین از منابع مصنوعی و از سال ۱۹۰۰ میلادی اتفاق افتاده است (ایکوری و اکیمین، ۲۰۰۰). در بین فلزات سنگین سرب یکی از خطرناک‌ترین آن‌ها می‌باشد که به وسیله گیاهان جذب شده و گیاهان با جذب آن در معرض آلودگی به این عنصر قرار می‌گیرند و علاوه بر آنکه آسیب‌هایی به خود گیاه وارد می‌گردد، سبب می‌شود تا انسان و دام‌هایی که از این گیاهان تغذیه می‌کنند نیز در معرض خطر آلودگی به این فلز قرار بگیرند.

اگر چه پاک‌سازی خاک از طریق روش‌های فیزیکی و شیمیایی امکان پذیر می‌باشد ولی تمام این روش‌ها نیاز به کارشناس و ابزارآلات دارند، از سوی دیگر این روش‌ها می‌توانند سبب از بین رفتن ساختمان خاک و اختلال در فعالیت‌های بیولوژیکی خاک و آلودگی بخش دیگری از محیط زیست شوند (دل‌ریوسلستینو و همکاران، ۲۰۰۶). یکی از مهم‌ترین روش‌ها و فناوری‌هایی که طی دو دهه اخیر برای رفع مشکل آلودگی خاک در کشورهای مختلف گسترش یافته است، گیاه‌پالایی^۱ نامیده می‌شود که در آن از کشت گیاهان مناسب در جهت پاک‌سازی و جذب و خارج ساختن آلاینده‌ها از خاک استفاده می‌گردد.

۱- Phytoremediation

برای افزایش میزان جذب این فلزات از خاک‌های آلوده از برخی پارامترهای زیستی و شیمیایی خاص که مقرون به صرفه نیز می‌باشند می‌توان استفاده کرد. اجتماعات میکوریزی به طور معنی‌داری جذب آب و مواد غذایی و تبادل کربن در گیاه را افزایش می‌دهند (اسمیت و رید، ۲۰۱۰). این قارچ‌ها توانایی رشد در خاک‌های آلوده را به صورت همزیست با ریشه گیاه دارند (مارکس و همکاران، ۲۰۰۷). از طرفی استفاده از این قارچ‌ها به منظور پالایش مناطق آلوده از نظر حفظ محیط زیست نیز نوعی برتری محسوب می‌شود. حضور جوامع زیستی در محیط ریزوسفر خاک پروژه زیست پالایی را با تحریک گیاهی و یا تجزیه ریشه‌ای گیاهان تشدید می‌کند (ان‌وکو، ۲۰۱۰).

گیاه‌پالایی شیمیایی عبارت است از استفاده از ترکیبات شیمیایی نظیر کلات‌ها و اسیدها برای بهبود راندمان پالایش عناصر فلزی توسط گیاهان که به منظور افزایش حلالیت این عناصر در داخل خاک‌ها به کار گرفته می‌شود (کایسر و همکاران، ۲۰۰۰). کلات‌ها می‌توانند فلزات را از فاز جامد و غیر محلول به فازهای تبادلی تبدیل کرده و در نهایت میزان جذب این فلزات توسط گیاهان را افزایش دهند.

۱-۱- ذرت

۱-۱-۱- ویژگی‌های گیاه‌شناسی ذرت

ذرت یکی از گیاهان مهم تیره غلات (Poaceae) با نام انگلیسی Corn و آمریکایی Maize و نام علمی *Zea mays* می‌باشد. این گیاه یک ساله، روز کوتاه، تک لپه، دگرگشن و از نظر طول دوره رشد به سه گروه زود رس، متوسط رس و دیر رس تقسیم می‌گردد. ذرت دارای تنوع فنوتیپی بسیار زیادی می‌باشد (امام، ۱۳۸۶). ارقام ذرت با طول ساقه ۶۰ سانتیمتر تا ۷ متر وجود دارند. در گل‌آذین ذرت اندام‌های نر و ماده در نقاط جداگانه در بوته قرار می‌گیرند. اندام نر ذرت که به صورت گل تاجی در گیاه قرار گرفته است خوشه نامیده می‌شود. گل‌آذین ماده در ذرت به صورت سنبله است که به آن بلال گفته می‌شود. ذرت دارای ۳ نوع سیستم ریشه‌ای می‌باشد که شامل: ۱- ریشه‌های بذری ۲- ریشه‌های اصلی ۳- ریشه‌های سمینال^۱ هستند (امام، ۱۳۸۶). ذرت پس از گندم و برنج، مهم‌ترین ماده غذایی دنیا را تشکیل می‌دهد (امام، ۱۳۸۶). ذرت از لحاظ فتوسنتزی گیاهی ۴ کربنه^۲ محسوب می‌شود و اگر چه دامنه گسترده‌ی آن بالا می‌باشد ولی در اقلیم‌های گرمسیری و نیمه گرمسیری رشد بهتری را دارد.

۱-۱-۲- اهمیت ذرت در گیاه‌پالایی

اخیراً استفاده از غلات با زیست توده بالاتر به عنوان گیاه استخراجی مورد استقبال قرار گرفته است (دوتی، ۲۰۰۸؛ کاپانا، ۲۰۱۱). ذرت محصولی یک ساله است که دارای سرعت رشد بالا، تولید سیستم ریشه‌ای وسیع با زیست توده زیاد می‌باشد و می‌توان از آن در کشت‌های پی در پی استفاده کرد (جادی و فولیکر، ۲۰۰۸). همچنین ذرت از قدرت جذب و تحمل پذیری نسبتاً بالایی نسبت به فلزات سنگین برخوردار است (اشمیدت، ۲۰۰۳). تولید ذرت در اروپا در جهت تأمین انرژی از طریق فرآیند بیوگاز (هضم بی‌هوازی) به سرعت در حال افزایش است (مرس و همکاران، ۲۰۱۰). ذرت قادر است عمل انتقال فلزات سنگین از خاک‌های آلوده به ریشه و انتقال آن‌ها از ریشه به اندام‌های هوایی گیاه را به طور دائم

۱- Seminal root

۲- C4 carbon fixation

انجام دهد (ناسیمنتو و اگزینگ، ۲۰۰۶). گاریسو و آلکوترا (۲۰۰۱) استفاده از گیاهان ذرت، نخود، جو، آفتابگردان و خردل با حجم زیست توده بالا را به همراه کلات‌ها جهت افزایش فرایند جذب فلزات پیشنهاد کرده‌اند.

۱-۲-۲- ذرت خوشه‌ای (سورگوم)

۱-۲-۱- گیاه‌شناسی سورگوم

سورگوم گیاهی است از تیره گندمیان (Poaceae) و از جنس *Sorghum* که شامل تیپ‌های متعددی می‌باشد. تمام انواع سورگوم‌های یک ساله را که دارای $2n = 20$ کروموزوم می‌باشند به گونه *Sorghum vulgare* نسبت می‌دهند (مظاهری، ۱۳۸۷). ارتفاع ساقه در انواع سورگوم از ۵۰ سانتی‌متر تا ۵ متر و شمار برگ‌های ساقه از ۷ تا ۲۴ عدد متغیر می‌باشد. لبه برگ‌های سورگوم دندانه‌ای می‌باشند و در اوایل رشد گیاه از روی لبه برگ‌ها از گیاه ذرت (لبه برگ‌های ذرت صاف می‌باشد) قابل تشخیص هستند. افزون بر این، برگ‌های سورگوم باریک‌تر از برگ‌های ذرت می‌باشند. سطح خارجی برگ گیاه سورگوم با لایه‌ای از موم سفید رنگ پوشیده شده که این لایه مومی تلفات آب را از سطح گیاه کاهش می‌دهد (امام، ۱۳۸۶). سورگوم علوفه‌ای که به نام *Sorgo* معروف است، دارای ساقه‌های بلند شیرین و آبدار است. ارقام علوفه‌ای سورگوم دارای قدرت پنجه زنی زیادی بوده و همین امر سبب تولید علوفه نسبتاً زیادی توسط این گیاه می‌شود ولی ارقام دانه‌ای آن تک ساقه می‌باشند. سورگوم پنجمین غله مهم دنیا بوده که خواستگاه آن قاره افریقا می‌باشد همچنین سورگوم مانند گیاه ذرت دارای تنوع بیولوژیکی زیادی می‌باشد. قدرت تحمل به خشکی در گیاه سورگوم بیشتر از سایر غلات بوده و به همین خاطر به عنوان شتر گیاهان زراعی معروف گردیده است (امام، ۱۳۸۶).

۱-۲-۲- اهمیت سورگوم در گیاه‌پالایی

علت استفاده از محصولات کشاورزی در امر گیاه‌پالایی به دست آوردن بازده اقتصادی در این روند می‌باشد. سورگوم گیاهی مقاوم به تنش بوده که به صورت گسترده به عنوان علوفه در جهان کشت

می‌شود (امام، ۱۳۸۶). همچنین یک گیاه بسیار امیدوارکننده به جهت رشد سریع و تولید حجم بالایی از زیست توده می‌باشد. از طرفی این گیاه می‌تواند هر ساله در چند چین متوالی برداشت شود (ژانگ و همکاران، ۲۰۰۹). سطح زیر کشت سورگوم در جهان، ۴۰ میلیون هکتار در سال ۲۰۱۱ (FAO^۱، ۲۰۱۱) و در ایران ۱۰۰۰۰ هکتار در سال ۱۳۸۹ (USDA^۲، ۲۰۱۱) بوده است. در حال حاضر کشورهای اروپای غربی برای بیشتر مناطق جنوبی و گرم تر خود گیاهانی از قبیل آفتاب‌گردان و سورگوم را پس از گیاه ذرت با هدف تولید انرژی از طریق بیوگاز به کار می‌گیرند (مرس و همکاران، ۲۰۱۰). سورگوم به علت داشتن سیستم ریشه‌ای گسترده و زیست توده بالا، می‌تواند در خاک‌های آلوده به عنوان گزینه‌ای مناسب در امر گیاه‌پالایی باشد. طی سال‌های اخیر در جهان تحقیقات گسترده‌ای در زمینه گیاه‌پالایی بر روی این گیاه صورت گرفته است (ژانگ و همکاران، ۲۰۰۹؛ تولر و همکاران، ۲۰۰۵).

۱-۳- آلودگی خاک

توسعه جهانی موضوعات قابل بحثی را به ویژه در حیطه حفاظت منابع طبیعی و محیط زیست به وجود آورده است (بنت و همکاران، ۲۰۰۳). تقریباً در سراسر دنیا هر دولتی از توسعه‌ای که عاری از هرگونه آلودگی زیست محیطی برای شهرهای خود باشد استقبال می‌کند، اما در واقع تلاش برای توسعه اقتصادی، کشاورزی و صنعتی مهم تر از توسعه محیط زیستی طبیعی، تمیز و ایمن می‌نمایند که اغلب همین توسعه اقتصادی، کشاورزی و صنعتی است که منجر به آلودگی زیست محیطی می‌شود. هر گونه تغییر منفی در محیط خاک به عنوان یکی از مهم‌ترین اجزاء محیط زیست، اثرات زیان باری بر کیفیت گیاهان و بالطبع آن بر سلامت غذای جوامع بشری خواهد داشت (رنگ‌زن و همکاران، ۱۳۸۵). آلودگی خاک می‌تواند در یک نقطه متمرکز شده و تشدید فعالیت‌های صنعتی و افزایش تولید فاضلاب‌ها سبب گسترش آن در محیط می‌شوند (EEA^۳، ۲۰۱۰).

۱- Food and Agriculture Organization

۲- United States Department of Agriculture

۳- European Economic Area

۴-۱- انواع آلاینده‌ها

۴-۱-۱- آلاینده‌های آلی:

شامل هیدروکربن‌های نفتی، حلال‌های کلره، آفت‌کش‌ها، بقایای چوب و مواد دیگر می‌باشد.

۴-۱-۲- آلاینده‌های غیر آلی:

شامل فلزات، متالوئیدها و مواد رادیواکتیو می‌باشند (پیوتز، ۲۰۰۱). در کشورهای اتحادیه اروپا میزان آلودگی با فلزات بیشتر از ۳۷ درصد، مواد معدنی روغنی در حدود ۳۳ درصد و آلودگی توسط هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقوی چیزی در حدود ۱۳/۳ درصد می‌باشد (EEA، ۲۰۱۰).

۵-۱- عناصر سنگین^۱

عناصر سنگین شامل ۵۳ عنصر بوده و در رده‌بندی عناصر دارای جرم اتمی بالای ۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب می‌باشند (هولمن و همکاران، ۱۹۸۵). بیش از ۲۰۰ سال است که پراکنش فلزات سنگین از منابع طبیعی و فعالیت‌های انسان در کشورهای پیشرفته و در حال پیشرفت به طور شگرف و آشکاری افزایش یافته و مناطق بسیاری را آلوده کرده‌اند (اوانجلو و همکاران، ۲۰۰۷؛ کلمنس، ۲۰۰۶). افزایش عناصر سنگین در محیط زیست هر ساله رو به افزایش می‌باشد (گوینداسمی و همکاران، ۲۰۱۱). فلزات سنگین به طور مداوم از طریق فعالیت‌های کشاورزی مانند استفاده از مواد شیمیایی کشاورزی، کاربرد طولانی مدت فاضلاب‌های شهری در اراضی کشاورزی، فعالیت‌های صنعتی، پسماندها، سوزاندن بقایا و دود حاصل از وسایل نقلیه به خاک اضافه می‌شوند. همه این منابع سبب تجمع فلزات و شبه فلزات در خاک‌های کشاورزی می‌شوند و به دنبال آن موجب تهدید امنیت غذایی و ایجاد خطرات بالقوه بهداشتی به دلیل انتقال آن‌ها از خاک به گیاه می‌شوند (بانگ و همکاران، ۲۰۰۵؛ خان، ۲۰۰۶). اهمیت آلودگی فلزات سنگین، به دلیل سمیت بالای آن‌ها در غلظت‌های کم برای زیست بوم، تجزیه ناپذیری و تأثیر پذیری اندک آن‌ها از بوم سازگان می‌باشد (لسمانا و همکاران، ۲۰۰۹).

^۱ - Heavy metals

عناصر سنگین به دو گروه کلی تقسیم می‌شوند:

- ۱- ضروری: وجود آن‌ها به مقدار خیلی جزئی برای گیاهان الزامی بوده و در فرآیندهای گیاهان دخالت دارند ولی در غلظت‌های بالا سمی می‌باشند، مانند Fe، Ni، Mn، Cu و Zn (یانگ و همکاران، ۲۰۰۵).
- ۲- غیرضروری: وجود آن‌ها برای رشد گیاهان الزامی نبوده و سمی می‌باشند مانند Hg، As، Ca، Pb، Se، Sr، Mo، Co، Mg و Cs (مکینتایر، ۲۰۰۳).

۱-۵-۱- مضرات عناصر سنگین

عناصر سنگین در محیط زیست برای مدت طولانی به صورت پایدار باقی می‌مانند (گیسبرت و همکاران، ۲۰۰۳). برای مثال برآورد می‌شود، عنصر سرب که یکی از ماندگارترین فلزات در خاک می‌باشد، در حدود ۱۵۰ تا ۵۰۰ سال در خاک ثبات دارد (کومار و همکاران، ۱۹۹۵). تجمع بیش از اندازه فلزات سنگین سبب مسمومیت اکثر گیاهان شده و زمانی که یون‌های فلزی در سطوح بالا در محیط وجود داشته باشند به مقدار فراوان توسط ریشه گیاهان جذب شد و در نهایت به اندام‌های هوایی منتقل و در آنجا انباشته می‌شوند که این امر منجر به صدمات متابولیسمی و کاهش رشد گیاهان می‌شود (هه و یانگ، ۲۰۰۷). فلزات سنگین جانشین فلزات ضروری گیاهان شده و از آنجا که برخی از این عناصر نقش اساسی در تشکیل رنگیزه‌های فتوسنتزی دارند سبب کاهش پیگماندهای فتوسنتزی نظیر کلروفیل‌ها و کارتنوئیدها شده و در نهایت از میزان فتوسنتز و رشد گیاه می‌کاهند (گوش و سینگ، ۲۰۰۵). با جذب عناصر سنگین توسط گیاهان، آسیب‌هایی به خود گیاه وارد می‌شود، بلکه سبب می‌شود تا انسان و دام‌هایی که از این گیاهان تغذیه می‌کنند نیز در معرض خطر آلودگی به این عناصر قرار گیرند (سنکشی و همکاران، ۲۰۱۰). فلزات سنگین پس از ورود به بدن انسان از طریق زنجیره‌های غذایی در بدن انباشته شده و احتمالاً به علت توانایی جهش زایی این عناصر، موجب آسیب به DNA^۱ و بروز سرطان می‌شوند (ناسمولر و همکاران، ۱۹۹۸).

۱- Deoxyribo Nucleic Acid

۱-۶- سرب^۱

سرب از عناصر شیمیایی واسطه در جدول تناوبی بوده و همچنین در رده بندی فلزها قرار می گیرد. این عنصر در جدول تناوبی با نشان Pb و عدد اتمی ۸۲ وجود دارد. سرب عنصری سنگین، سمی و چکش خوار است که دارای رنگ خاکستری مایل به کدر می باشد. بیشترین استفاده جهانی از سرب استفاده در باتری ها می باشد. علاوه بر این سرب در لحیم کاری، آلیاژها، مواد شیمیایی، کابل ها، وزنه های سربی، پشم سربی و بنزین نیز کاربرد دارد (کاباتاپندیاس و موخرجی، ۲۰۰۷). این عنصر در لیست اولویت بندی سازمان حفاظت محیط زیست امریکا (EPA)^۲ بین مضرترین فلزات جهان در رده دوم جای گرفته است (لیو و همکاران، ۲۰۰۶).

میزان طبیعی سرب در خاک ها، ریشه در سنگ مادری آن ها دارد. فراوانی آن در رسوبات تابعی از میزان فراوانی رس است، بنابراین رسوبات رسی نسبت به شن ها، ماسه سنگ ها و سنگ های آهکی حاوی مقادیر بالاتری از این فلز می باشند (کاباتاپندیاس و موخرجی، ۲۰۰۷). سمیت سرب به این دلیل می باشد که بسیاری از رفتارهای متابولیسمی یون Ca^{2+} را تقلید کرده و از فعالیت بسیاری از آنزیم ها در گیاه جلوگیری می کند (توماس رولی و همکاران، ۲۰۰۴).

سرب ارتباط زیادی با هیدروکسیدهای آهن و منگنز برقرار می کند. غلظت آن در کلوخه ها و سخت دانه های آهن و منگنز ممکن است بسیار بالا و تا بیش از ۲۰۰۰۰ میلی گرم برسد (کاپاتا پندیاس و سادروسکی، ۲۰۰۴). معمولاً تحرک سرب خیلی کند بوده، اما برخی پارامترهای خاک از قبیل اسیدیته زیاد و تشکیل کمپلکس های سرب - مواد آلی، ممکن است حلالیت آن را افزایش دهند. سرب در محلول خاک به صورت کاتیونی $PbOH^+$ ، $PbCl^+$ ، Pb^{2+} و آنیونی $PbCl_3^-$ ، $Pb(CO_3)_2^-$ مشاهده می گردد (کاباتاپندیاس، ۲۰۰۴). سرب به صورت یکنواخت در افق های خاک توزیع نشده و برخی از عوامل کلات کننده و لیگاندهای مواد آلی رفتار آن را در خاک تغییر می دهند (کانینگ هام و برتی، ۱۹۹۳).

۱- Lead (pb)

۲- Environmental Protection Agency

۱-۶-۱- تأثیر سرب بر سلامت انسان

با توجه به اینکه فلز سرب در محیط خاصیت تجمع می دارد، تماس دراز مدت با مقادیر کم آن می تواند برای بدن خطراتی را به همراه داشته باشد. سرب پس از تجمع در بدن قادر است در ارگان های مختلفی همچون مغز استخوان، کلیه ها، قلب، مغز، دستگاه گوارش و غیره اثرات سوء خود را القاء نماید. از جمله بیماری های ناشی از مسمومیت سرب می توان به کم خونی، نوروپاتی، نوروپاتی، اختلال های روانی، خواب آشفته و افزایش بیش از حد فشار خون اشاره کرد (شوارتز، ۱۹۹۱).

سرب با تغییر در توزیع و تبادل کلسیم، سبب افزایش این عنصر در داخل سلول های می شود. مهار پمپ $Na^+/K^+ATPase$ توسط سرب، فعال کردن پروتئین کیناز C، افزایش عوامل هورمونی منقبض کننده رگ نظیر اندوتلین، تغییر در عوامل وابسته به اندوتلیوم از دیگر مکانیسم های احتمالی سرب بر افزایش فشار خون می باشد (پیسینی و همکاران، ۱۹۹۷). شواهد نشان داده که میزان فشار خون در اثر تماس دراز مدت با مقادیر پایین این فلز افزایش می یابد.

اثرات عصبی ناشی از سرب طیف گسترده ای از کاهش عملکرد سلول های عصبی تا عفونت مغزی را در بر می گیرد. سرب بسیاری از این اثرات را، از راه رقابت موفقیت آمیز با سایر عناصر حیاتی در واکنش های مهم بیوشیمیایی بر جای می گذارد. برای نمونه این فلز از طریق جایگزین کردن آهن در ترکیبات مورد نیاز هموگلوبین سبب کم خونی می گردد. همچنین از طریق تجمع در استخوان ها که منبع اصلی کلسیم بدن به شمار می آیند، می تواند سبب کمبود کلسیم در بدن گردد.

مسمومیت ناشی از این فلز در کودکان سبب آسیب های مغزی شده که این صدمات عصبی منجر به کاهش میزان ضریب هوشی، از دست دادن حافظه کوتاه مدت، ناتوانی در یادگیری و اختلال در هماهنگی اعضاء بدن می گردد (WHO، ۱۹۹۷). حدود ۹۵٪ از سرب وارد شده به بدن در استخوان ها به صورت فسفات های سرب با نیمه عمر ۲۰ تا ۳۰ سال رسوب می کند مابقی آن ها در بافت ها به اشکال قابل تبادل می باشند (گویر و کلارکسون، ۱۹۹۶).

۱- Sodium-Potassium Adenosine Triphosphatase

۷-۱- روش‌های پاک‌سازی خاک

۷-۱-۱- روش‌های غیر بیولوژیکی

این روش‌ها شامل تجزیه عناصر سنگین توسط هوا دهی، تثبیت آلاینده‌ها، خاک برداری و انتقال لایه‌های خاک، تثبیت کننده‌های فیزیکی و شستن خاک‌های آلوده با محلول‌هایی از اسیدها و کلات کننده‌های قوی در خاک می‌باشد (بارگاوا و همکاران، ۲۰۱۲)؛ اما تمامی این روش‌ها دارای هزینه بالا و کارآمدی کم بوده و سبب تخریب ساختمان و کاهش حاصلخیزی خاک می‌شوند و تا حد زیادی وابسته به نوع آلاینده‌ها، ویژگی‌های خاک و شرایط محل مورد نظر می‌باشند. (هه و یانگ، ۲۰۰۷).

۷-۲-۱- روش‌های بیولوژیکی

زیست پالایی^۱، تکنولوژی استفاده از ویژگی‌های رشدی میکروارگانیسم‌ها (باکتری‌ها و قارچ‌ها) و یا گیاهان به منظور تسریع تجزیه و تغییر در مواد آلی و معدنی در مناطق با آلودگی بالا می‌باشد که امروزه در رفع آلودگی خاک بسیار مطرح است (پالفورد و واتسون، ۲۰۰۳). با رجوع به معایب روش‌های غیر بیولوژیک استفاده از روش‌های بیولوژیکی مانند استفاده از گیاهان فراانباشگر و میکروارگانیسم‌های خاک، در کاهش استرس عناصر سنگین امید بخش می‌باشند (هرناندز و همکاران، ۲۰۰۶؛ مک‌گراث و همکاران، ۲۰۰۶).

۸-۱- گیاه‌پالایی

استفاده از گیاهان در پالایش محیط‌های آلوده در حدود ۳۰۰ سال پیش برای تصفیه فاضلاب‌ها پیشنهاد شد (گرانوند، ۱۳۸۹). جنسن و همکاران (۲۰۰۹) بیان کردند که اصطلاح پالایش سبز و یا گیاه‌پالایی از ترکیب دو واژه Phyto به معنی گیاه و Remedium به معنی اصلاح یا حذف پدیده زیان‌بار تشکیل شده و شامل مجموع مکانیسم‌هایی می‌باشد که گیاهان برای پالایش محیط به کار می‌برند (ارنست، ۲۰۰۰). جانوری و همکاران (۲۰۰۸) گیاه‌پالایی را استفاده از گیاهان سبز در جهت حذف

۱- Bioremediation

آلودگی‌های خاک، آب و یا کاهش مقدار و حرکت آن‌ها نامیده‌اند. پالایش سبز در کلیه مکان‌های آلوده مانند تالاب‌ها، باتلاق‌ها، علفزارها و زمین‌های زراعی موفق عمل می‌کند (چهرگانی، ۲۰۰۹؛ مکاتچن و جارگنسون، ۲۰۰۸). در واقع گیاه زنده به عنوان یک تلمبه خورشیدی عمل کرده که می‌تواند فلزات سنگین را از محیط زیست بیرون کشیده و تغلیظ نماید و امکان بازیافت زیستی این فلزات را ممکن می‌سازد (یانگ و همکاران، ۲۰۰۵). گیاه پالایی به عنوان یک تکنولوژی کارآمد، محلی، کم هزینه، خوش سیما، سازگار با زیست بوم‌ها و دارای پذیرش اجتماعی شناخته شده است و همچنین سبب افزایش فعالیت و گوناگونی ریز جانداران خاک می‌شود (ه و یانگ، ۲۰۰۷؛ اوانجلو و همکاران، ۲۰۰۷). گیاه پالایی اساساً وابسته به استفاده از گیاهان و جوامع میکروبی همزیست در خاک و در جهت کاهش غلظت آلاینده‌ها در محیط می‌باشد (سان و همکاران، ۲۰۱۱). این تکنیک نه تنها دسترسی زیستی به فلزات خاک را افزایش می‌دهد، بلکه خطرات زیست محیطی را نیز کاهش داده و کیفیت خاک را بالا نگه می‌دارد (گومز ساگستی و همکاران، ۲۰۱۲).

۱-۸-۱- انواع گیاه پالایی و فرآیندهای مورد استفاده در آن

انواع گیاه پالایی شامل ۵ روش عمده به شرح زیر می‌باشد

- ۱- گیاه استخراجی^۱: جذب عناصر و انتقال آن‌ها به اندام‌های قابل برداشت در گیاهان
- ۲- تجزیه گیاهی^۲: تجزیه آلودگی خاک‌ها توسط گیاه و میکروارگانیسم‌ها
- ۳- تصفیه ریشه‌ای^۳: جذب عناصر از آب‌های آلوده و تصفیه آن‌ها در ریشه
- ۴- گیاه تثبیتی^۴: کاهش تحرک آلودگی در خاک با استفاده از ریشه گیاهان و جوامع میکروبی
- ۵- گیاه تبخیری^۵: تجزیه آلودگی در اتمسفر با استفاده از بخش هوایی گیاهان (خان، ۲۰۰۵).

۱- Phytoextraction

۲- Phytodegradation

۳- Rizofiltration

۴- Phytostabilization

۵- Phytovolatilization

برای هر نوع خاص از آلاینده‌ها، فرایندهای گیاه پالایی متفاوتی وجود دارد که ممکن است در برگیرنده انواع مختلفی از گیاهان باشند (پیوترز، ۲۰۰۱). در بین روش‌های گیاه پالایی ۲ روش گیاه استخراجی و گیاه تثبیتی بیش از سایرین مورد توجه قرار گرفته‌اند (حسن و آرتس، ۲۰۱۱). گیاه استخراجی بهترین روش در جهت کاهش آلاینده‌های خاک و جداسازی آن‌ها بدون تخریب ساختمان و حاصلخیزی خاک می‌باشد (تستر و لی، ۲۰۰۱).

فرآیندهای طبیعی گیاه که در پروسه گیاه پالایی صورت می‌گیرند شامل: ۱- جذب فلزات و ترکیبات آلی ویژه از خاک ۲- انباشتن یا متابولیزه کردن مواد شیمیایی از طریق فرآیندهای چوب سازی (تبدیل به لگنین کردن) تبخیر و معدنی کردن عناصر (تبدیل به دی اکسید کربن و آب) ۳- استفاده از آنزیم‌ها جهت تجزیه مولکول‌های موجود در کمپلکس‌های آلی به مولکول‌های ساده‌تر (سرانجام تبدیل به دی اکسید کربن و آب) ۴- افزایش میزان کربن و اکسیژن در اطراف ریشه گیاهان (تسریع فعالیت‌های قارچی یا میکروبی) ۵- ذخیره (نگهداشت) آب‌های زیر زمینی و بهره برداری برای انجام فرآیندهای گیاهی (ونس، ۱۹۹۶).

۱-۸-۲- شرایط محیطی استفاده از تکنولوژی گیاه پالایی

پروسه گیاه پالایی و حذف بیولوژیکی آلاینده‌ها، در صورتی که آلودگی خاک به ۹۰ سانتی‌متر سطحی خاک و یا ۳ متر بالایی آب‌های زیر زمینی محدود شود راندمان بالایی خواهد داشت (نیول و پری، ۱۹۹۶) این روش برای نواحی که میزان آلودگی خاک در آن‌ها کم تا متوسط باشد و نیز نواحی با حجم زیاد آب‌های زیر زمینی و مقادیر اندک آلودگی که بایستی بهسازی شوند تا به حداقل استانداردها برسند قابل کاربرد است (داشنکو و همکاران، ۱۹۹۵). مدت زمان لازم برای اصلاح و ترمیم خاک، بسته به نوع و میزان آلودگی فلزی، طول فصل رشد و کارایی جذب فلز توسط گیاه، معمولاً بین ۱ تا ۲۰ سال به طول می‌انجامد (بلی‌لوک و هوانگ، ۲۰۰۰). گیاه پالایی زمانی کارآمد می‌باشد که فلزات خاک قابل دسترس بوده و توسط اندام ریشه گیاه جذب شوند و همچنین بتوانند از اندام‌های زیرزمینی

به قسمت‌های هوایی گیاه انتقال یابند (سس، ۲۰۱۲). هزینه گیاه‌پالایی به طور میانگین یک دهم روش‌های فیزیکی، شیمیایی و یا حرارتی اصلاح و تعدیل خاک‌های آلوده می‌باشد (سیدنور و ردنت، ۲۰۰۲). کارایی این روش به میزان غلظت فلز در اندام‌های هوایی و به خصوص به عملکرد زیست توده گیاهان بستگی دارد (کومارک و همکاران، ۲۰۰۸؛ نیوگش‌ودنر و همکاران، ۲۰۰۸).

۱-۸-۳- گیاهان فراانباشگر^۱

فراانباشگرها گیاهانی هستند که غلظت بالایی از آلاینده‌ها را جذب نموده و در ریشه، ساقه و یا برگ‌های خود تغلیظ می‌نمایند (راسکین و همکاران، ۱۹۹۴). گیاهان فراانباشگر دارای توانایی خود پایداری (هومئوستازی) می‌باشند که قابلیت رشد در محیط‌های آلوده را به آن‌ها می‌دهد (وبروژن و همکاران، ۲۰۰۹). استراتژی رشد گیاهان در مناطق آلوده عبارت‌اند از: ۱- تولید بالای بیوماس ۲- تولید اندام‌های فراوان زیرزمینی در گیاه ۳- پخش گسترده گیاهان در محیط ۴- جلوگیری از چرای دام و ورود عناصر سمی به زنجیره‌های غذایی ۵- افزایش مقاومت گیاه به فلزات سمی ۶- مقاومت به پاتوژن‌ها و عوامل بیماری‌زا در گیاه ۷- کشت و برداشت آسان گیاهان ۸- انتقال مواد از بافت ریشه به بافت‌های هوایی گیاه (شعبانی و صیادی، ۲۰۱۲).

برخی از گونه‌های گیاهی سطح تحمل و قدرت انباشت فلز بیشتری نسبت به سایر گونه‌ها در بافت‌های خود دارند. به منظور پاک‌سازی محیط، گونه‌های گیاهی علاوه بر تحمل سمیت فلز، باید توانایی بالایی در انباشت فلز در بافت‌های خود داشته باشند (گوش و سینگ، ۲۰۰۵). یکی از علت‌های تجمع بالای عناصر سنگین در گیاهان فراانباشگر می‌تواند به علت ویژگی‌های اختصاصی موجود در پروتئین‌های ناقل این گیاهان باشد که پتانسیل بالایی در حذف عناصر سنگین از سیتوپلاسم سلول‌ها دارند (یانگ و همکاران، ۲۰۰۵). دانشمندان در درون گیاهان فراانباشگر ساختارهای غشایی درون سلولی

^۱- Hyperaccumulators

گوناگونی را شناسایی کرده‌اند که مسئول کاهش سمیت فلزات سنگین در داخل واکوئل‌ها، دستگاه گلزی و ساختارهای آندوپلاسمی می‌باشند (ویلیامز و همکاران، ۲۰۰۰).

۱-۸-۴- محدودیت‌های گیاه‌پالایی

- ۱- مدت زمان طولانی فرآیند پاک‌سازی
- ۲- محدودیت رشد بافت‌های گیاه به دلیل سمیت بالای فلزات
- ۳- عدم تحرک و ثبات عناصر و فلزات سنگین در خاک
- ۴- استفاده از این تکنولوژی در مکان‌های با آلودگی پایین
- ۵- خطر انتقال فلزات در زنجیره غذایی (نائز و همکاران، ۲۰۱۱؛ رامامورتی و معماریان، ۲۰۱۲)
- ۶- دفن بافت‌های گیاهی برداشت شده در مناطق آلوده (هینتون و ویگا، ۲۰۰۱)

۱-۹- اصلاح‌کننده‌های فیزیکی و شیمیایی در گیاه‌پالایی

فاکتورهای مؤثر در زیست‌فراهمی عناصر سنگین عبارت‌اند از: ۱- میزان اسیدیته و پتانسیل اکسایش و کاهش خاک ۲- خصوصیات شیمیایی عناصر ۳- ویژگی‌های بیولوژیک خاک ۴- وضعیت آب و هوا (فیشروا و همکاران، ۲۰۰۶). پنامیا و همکاران، (۲۰۱۰) بیان کرد که حلالیت سرب در خاک‌ها با توجه به ایجاد کمپلکس آن با اجزای مختلف خاک بسیار کم می‌باشد. اگر چه غلظت سرب در خاک می‌تواند بالا باشد ولی کسری از سرب که می‌تواند در خاک قابل حل باشد بسیار کم خواهد بود که عامل اصلی آن در گیاه‌پالایی می‌باشد، بنابراین از استراتژی‌های مختلفی به منظور افزایش کارایی گیاه‌پالایی این فلز استفاده می‌شود که شامل مواد کلات‌کننده، مهندسی ژنتیک و تولید گیاهان فراانباشگر با توانایی تحمل غلظت‌های بالای فلز، استفاده از میکروارگانیسم‌های رایزوسفر در گیاه و دیگر شیوه‌های زراعی برای افزایش زیست توده و حلالیت فلزات می‌باشد (وراپارساد و اولیورا فریتس، ۲۰۰۳).

۱-۹-۱- قارچ‌های میکوریز^۱

در سال ۱۸۸۵ آلبرت فرانک یک رابطه میکروبی بین گیاهان و برخی از میکروب‌ها کشف کرد که آن را میکوریز (قارچ ریشه) نامید. همزیستی قارچ‌های میکوریزی از ۴۶۰ میلیون سال قبل، ابتدا در بازدانگان و خانواده سرخس‌ها و سپس در اکثر پوشش‌های زمینی صورت گرفت (رد و همکاران، ۲۰۰۰). قارچ‌های میکوریز با ۸۰ تا ۹۰ درصد گیاهان اکوسیستم‌های خشکی و جنگل‌ها رابطه همزیستی برقرار می‌کنند (بران درت، ۲۰۰۲). در بین تمام انواع این قارچ‌ها، میکوریز آرباسکولار و اکتو میکوریزها فراوان‌ترین نوع محسوب می‌شوند. قارچ‌های میکوریز آرباسکولار دارای ساختارهای درختچه مانند یا همان آرباسکول‌ها هستند و در بسیاری از آن‌ها وزیکول‌های درون و برون سلولی تشکیل می‌شود (اسمیت و رید، ۲۰۱۰).

نتایج برخی تحقیقات نشان داده است که هدایت هیدرولیکی سیستم ریشه گیاهان میکوریزی بیش از گیاهان غیر میکوریزی است که این امر در اثر افزایش سطح موثر ریشه و یا طول ریشه‌های میکوریزی می‌باشد. همچنین هدایت آبی در واحد طول ریشه گیاهان میکوریزی ۲ تا ۳ برابر گیاهان غیر میکوریزی می‌باشد (ترو و لویانچان، ۲۰۰۳). همزیستی قارچ میکوریز روابط آبی گیاه میزبان را از طریق افزایش هدایت هیدرولیکی خاک، افزایش نسبت تعرق، کاهش مقاومت روزه‌ای و تغییر در تعادل هورمون‌های گیاهی بهبود می‌بخشد (آلکاراکی و همکاران، ۲۰۰۴).

وظایف قارچ‌های میکوریز شامل: ۱- افزایش جذب آب و املاح غذایی از خاک ۲- کاهش استرس گیاهان در خاک‌های آلوده ۳- بهبود ساختار خاک ۴- تولید برخی از مواد ترکیب‌شونده با عناصر (سیستئین، گلوکاتینون و گلومالین) ۵- کاهش اثر پاتوژن‌های بیماری زا ۶- تشکیل رابطه با سایر میکروارگانیسم‌ها و بهبود کارایی تلفیقی با آن‌ها می‌باشند (میر انصاری، ۲۰۱۱؛ اسمیت و رید، ۲۰۰۷). قارچ‌های میکوریز آربوسکولار ارتباط مستقیمی بین خاک و ریشه‌های گیاهان برقرار کرده و به این ترتیب کارایی گیاه پالایی را از طریق تأثیر بر قابلیت دسترسی به فلزات و افزایش تحمل گیاهان تحت

^۱- Mycorrhiza

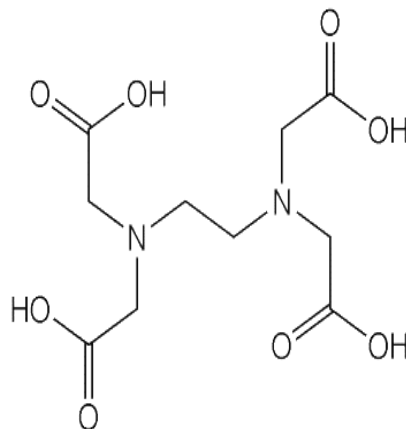
تأثیر قرار می‌دهند (گور و ادھلیا، ۲۰۰۴). پروسه همزیستی قارچ‌های میکوریز با گیاهان فراانباشگر باید دارای شرایط زیر باشد: ۱- پایداری زیست محیطی و اقتصادی ۲- قابلیت اجرا در مقیاس‌های بزرگ ۳- برای ترکیب شدن با عناصر سنگین مفید باشند ۴- قابل تکرار باشند (لبئو و همکاران، ۲۰۰۸).

۱-۹-۲- EDTA^۱ (اتیلن دی آمین تترااستیک اسید)

این ماده از سال ۱۹۵۰ به کودهای ریزمغذی افزوده شده و در کشاورزی به کار می‌رود (مرز و همکاران، ۲۰۰۸). این ترکیب همان گونه که در شکل ۱-۱ مشخص است، دارای شش مکان بالقوه برای پیوند با یون‌های فلزی می‌باشد که شامل ۴ گروه کربوکسیل و دو گروه آمین می‌باشند، در نتیجه EDTA یک لیگاند شش دندانه‌ای محسوب می‌شود. تمامی شش گروه لیگاند درگیر تشکیل پیوند با یون‌های فلزی می‌باشند (شیمی تجزیه، ۱۳۸۷). تعدادی از ترکیبات شیمیایی که مشابه EDTA عمل می‌کنند شناسایی شده‌اند ولی هیچ یک امتیاری نسبت به آن نداشته‌اند.

زمانی که EDTA در آب حل شود، درست مانند یک آمینواسید عمل می‌کند. EDTA با یون‌های فلزی بدون توجه به بار آن‌ها در یک نسبت ۱ به ۱ ترکیب می‌شود. EDTA را به عنوان قوی‌ترین عامل کلات کننده معرفی کرده‌اند (سفاری‌سینگانی و خوالیخواه، ۲۰۰۸؛ مارکز و همکاران، ۲۰۰۹). یکی از نکات منفی استفاده از کلات‌هایی نظیر EDTA این است که پتانسیل آب شویی سطحی را در خاک افزایش داده و موجب تشدید مشکلات زیست محیطی می‌شود (مالباکوبا، ۲۰۱۱).

۱- Ethylene Diamine Tetraacetic Acid



شکل (۱-۱) ساختار شیمیایی کلات EDTA

۱-۱۰- اهداف تحقیق:

- ۱- بررسی کارامدی تحمل و پالایش گیاهان ذرت و سورگوم در مناطق آلوده
- ۲- بررسی کارامدی قارچ‌های میکوریزا آرباسکولار به منظور همزیستی با ریشه گیاهان ذرت و سورگوم در مناطق آلوده به سرب.
- ۳- بررسی میزان مصرف کلات کننده EDTA در خاک‌های آلوده، جهت کسب بالاترین بازده پالایش
- ۴- بررسی وضعیت عناصر ماکرو در گیاهان ذرت و سورگوم، تحت تأثیر تنش سرب و اعمال کلات کننده‌های زیستی و شیمیایی در خاک.
- ۵- معرفی بهترین راهکار زیستی و شیمیایی به منظور پالایش گیاهی خاک‌های آلوده به سرب.

فصل دوم

بررسی منابع

۲-۱- تأثیر عناصر سنگین بر گیاهان

عناصر سنگین در غلظت‌های بالا سبب کاهش میزان عملکرد، تغییر در ساختار پروتئین‌ها و آنزیم‌ها، تأثیر بر روی نفوذپذیری و عملکرد اندامک‌های سلولی و در نهایت سبب ایجاد تنش اکسیداتیو می‌شوند (شوت‌زندیل و پل، ۲۰۰۲). تجمع فلزات سنگین در محیط ریشه سبب اختلال در فعالیت آنزیم‌ها، کاهش میزان متابولیسم سلولی، کاهش فتوسنتز، افت تعرق و تنفس گیاه، فقدان نیتروژن و فسفر و در نتیجه محدود شدن رشد، تسریع پیری و حتی مرگ گیاه می‌گردند (کانتی، ۲۰۰۶؛ پاندی و شارما، ۲۰۰۲). از علامت‌های اصلی و قابل مشاهده سرب در گیاهان، کاهش رشد گیاه می‌باشد (هان و همکاران، ۲۰۰۸). طبق مطالعات انجام شده ریشه‌ها به فلز سرب حساس تر از ساقه‌ها می‌باشند و گزارش‌ها نشان می‌دهد که این فلز رشد ریشه را از طریق محدود کردن تقسیم سلولی و کشیدگی سلول‌ها کاهش می‌دهد (فودور و همکاران، ۱۹۹۶).

۲-۲- تأثیر سرب بر متابولیسم‌های گیاهی:

۲-۲-۱- جوانه زنی و رشد گیاه

زمانی که گیاهان در معرض سرب قرار می‌گیرند، این عنصر حتی در غلظت‌های خیلی پایین نیز سبب تأخیر در جوانه زنی و رشد گیاهان می‌شود (کوپیتک و همکاران، ۲۰۰۷). تأخیر در جوانه زنی ممکن است در اثر مداخله سرب با آنزیم‌های پروتئاز و آمیلاز ایجاد گردد (سنگار و همکاران، ۲۰۰۹). در غلظت‌های خیلی پایین این فلز، رشد ریشه و اندام‌های هوایی مختل گشته و این اختلال در ریشه به سبب تجمع بالای این فلز بیش از سایر اندام‌ها می‌باشد (لیو و همکاران، ۲۰۰۸). مسمومیت در این اندام سبب تولید ریشه‌های کوتاه، کج، متورم و کنده مانند شده که ناشی از کاهش تولید ریشه‌های ثانویه می‌باشد (کوپیتک و همکاران، ۲۰۰۷). در غلظت‌های بالای سرب علائم ناشی از مسمومیت این عنصر به صورت کوچک شدن، شکننده شدن، مهار رشد و تشکیل حاشیه‌های سیاه رنگ در اطراف برگ‌ها ظاهر می‌گردد (گوپتا و همکاران، ۲۰۰۹). عقب ماندگی رشد گیاهان را می‌توان به اثرات فلز

سرب در متابولیک مواد مغذی (گوپال و رضوی، ۲۰۰۸) و همچنین اثر آن بر اختلال در فتوسنتز گیاه نسبت داد (ایسلام و همکاران، ۲۰۰۸).

۲-۲-۲- محتوای پروتئین گیاه

عنصر سرب در تقابل با پروتئین‌های سیتوپلاسمی بوده و اثر این عنصر بر میزان این پروتئین‌ها هر چند که در غلظت‌های بالای این عنصر سبب کاهش محتوای این پروتئین‌ها می‌شود ولی در کل نامشخص می‌باشد (پاتروسکا و همکاران، ۲۰۰۹). اثرات این فلز بر محتوای پروتئین گیاه عبارت‌اند از:

- ۱- تشدید استرس اکسیداتیو (گوبتا و همکاران، ۲۰۰۹) ۲- تغییر در تنظیم بیان ژن‌ها (کوالچاک و همکاران، ۲۰۰۵) ۳- افزایش فعالیت آنزیم ریبونوکلئاز (گوپال و رضوی، ۲۰۰۸) ۴- مصرف پروتئین‌های گیاه به منظور سم زدایی این فلز در گیاه ۵- کاهش محتوای اسید آمینه‌های آزاد (گوبتا و همکاران، ۲۰۰۹) با این حال برخی از این اسید آمینه‌ها مانند پرولین در شرایط تنش افزایش یافته که نقش مهمی در مقابله گیاهان در شرایط تنش ایفا می‌کنند.

۲-۲-۳- محتوای آب گیاه

در بسیاری از مطالعات انجام شده، اختلال در محتوای آب گیاهان در شرایط تنش این عنصر گزارش شده است (برونت و همکاران، ۲۰۰۹). نتایج چنین مطالعاتی کاهش میزان تعرق و رطوبت گیاهانی که در معرض این فلز قرار داشته‌اند را نشان داد (پاترا و همکاران، ۲۰۰۴). با این حال گونه‌های گیاهی که میزان تراکم روزنه برگ در آن‌ها بالا می‌باشد قادر به تحمل این شرایط می‌باشند (وریسکو چملیو سکا و چویل، ۲۰۰۵). فلز سرب انعطاف پذیری دیواره سلول‌های گیاهی را کاهش داده در نتیجه بر فشار تورگور سلول اثر گذاشته و تغییر میزان این فشار در گیاهان بر باز و بسته شدن روزنه‌ها اثر می‌گذارد. به منظور حفظ فشار تورگور، گیاهان باید میزان بالایی از اسمولیت‌ها و از جمله پرولین‌ها را سنتز کنند (کورشی و همکاران، ۲۰۰۷). از سویی باز و بسته شدن روزنه توسط هورمون آبسزیک اسید کنترل می‌شود و یون‌های Pb^{2+} سبب تجمع این هورمون در ریشه و اندام‌های هوایی گیاه شده در نتیجه

روزنه‌ها بسته می‌مانند (موهان و موستی، ۱۹۹۷). بسته شدن روزنه‌ها، تبادل گاز با اتمسفر را محدود کرده و سبب تلفات آب از طریق روزنه‌های تعرق می‌شود (پاریس و همکاران، ۱۹۹۸).

۲-۲-۴- محتوای عناصر معدنی گیاه

مطالعات متعددی نشان داده که در محیط آلوده به سرب میزان جذب مواد معدنی توسط گیاهان به غلظت این عنصر در محیط وابسته می‌باشد (گوپال و رضوی، ۲۰۰۸). تأثیر سرب در تجمع مواد معدنی در بخش‌های هوایی گیاه اغلب به صورت یک الگوی مشخص عمل کرده ولیکن در بافت ریشه، بسته به گونه گیاه و شدت تنش متغیر می‌باشد (گوپال و رضوی، ۲۰۰۸). کاهش مقدار جذب مواد معدنی گیاه در حضور این فلز می‌تواند ناشی از رقابت و یا تغییر در فرآیندهای فیزیولوژیکی گیاه باشد. یون‌های پتاسیم و سرب در ورود به داخل بافت‌های گیاه از طریق کانال‌های پتاسیمی تأثیر رقابتی دارند. فلز سرب بر فعالیت گروه‌های سولفیدی^۱ و $K^+ATPase$ موجود در پروتئین‌های غشاء سلول‌های ریشه اثر گذاشته و سبب انتشار یون پتاسیم به خارج از ریشه می‌گردد (شارما و دوبی، ۲۰۰۵).

۲-۲-۵- تأثیر سرب بر فتوسنتز

اختلال در فتوسنتز یک علامت شناخته شده در مسمومیت با این فلز می‌باشد (سنکسی و همکاران، ۲۰۱۰). اثرات غیرمستقیم این اختلال بیش از اثرات مستقیم آن بر گیاه می‌باشد که عبارت‌اند از: ۱- انسداد سیستم انتقال الکترون (کوفی و همکاران، ۲۰۰۹) ۲- مهار سنتز پلاستوکوئینون و کارتنوئیدها (سنکسی و همکاران، ۲۰۱۰) ۳- کاهش غلظت گاز کربنیک در گیاه از طریق بستن روزنه‌ها (رومانوسکا و همکاران، ۲۰۰۸) ۴- اختلال در جذب عناصر ضروری مانند منگنز و آهن و جایگزینی سرب با کاتیون‌های دو ظرفیتی (سنکسی و همکاران، ۲۰۱۰) ۵- مهار چرخه کلورین ۶- افزایش فعالیت کلروفیل‌از

۱- SH groups

۲- K^+ -transporting ATPase

(لیو و همکاران، ۲۰۰۸). به طور کلی این اثرات در گونه‌های گیاهی مختلف متفاوت بوده و کلروفیل b حساس تر از کلروفیل a می‌باشد.

۲-۲-۶- تأثیر سرب بر تنفس

زمانی که گیاهان در معرض تنش سرب قرار می‌گیرند معمولاً اثرات مضر این فلز بر تنفس و محتوای ATP سلول نمایان می‌شود. برخلاف فتوسنتز، اثر سرب بر روی تنفس گیاه کم‌تر مورد مطالعه قرار گرفته است (سرگین و ایوانو، ۲۰۰۱). مطالعات صورت گرفته نشان می‌دهد که این فلز بر فعالیت آنزیم ریبولوز بی فسفات کربوکسیلاز (RUBPC)^۱ که کنترل‌کننده میزان جذب گاز کربنیک در گیاهان ۳ کربنه می‌باشد اثر گذاشته بدون آن که بر فعالیت آنزیم اکسیژناز مؤثر باشد (اسیچ و کلیجستر، ۱۹۹۰)؛ بنابراین میزان فتوسنتز به صورت معنی‌داری کاهش یافته در صورتی که هیچ تأثیری از این عنصر بر میزان تنفس نوری گیاه مشاهده نشد.

۲-۳- مطالعه موردی تأثیر عناصر سنگین بر گیاهان

۲-۳-۱- شاخص‌های مورفولوژی گیاه

هو و همکاران (۲۰۱۲) در یک بررسی که بر روی گیاه سلمه تره و در خاک‌های آلوده به سرب تا سطح ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، انجام داده بودند، دریافتند که افزایش محتوای سرب خاک سبب کاهش طول ریشه و اندام‌های هوایی این گیاه شد. ماکاسکی و همکاران (۲۰۰۲) در مطالعات خود گزارش دادند که عنصر سرب در غلظت‌های ۱۰، ۱۰۰ و ۱۰۰۰ میکرومول، رشد گیاه ذرت را کاهش داد. دسوزاکاستا و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی گیاه کرچک در محیط‌های آلوده به فلزات سرب و کادمیوم انجام داده بودند، مشاهده کردند که با افزایش سطح سرب خاک تا سطح ۹۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، در میزان وزن خشک اندام‌های هوایی و ریشه گیاه تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد، از

۱- Ribulose-Bi Phosphate Carboxylase

سوی دیگر با افزایش سطح کادمیوم خاک تا سطح ۱۶ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، از بیوماس اندام‌های هوایی و ریشه این گیاه کاسته شد.

مارکزگاریسیا و همکاران (۲۰۱۳) در آزمایشی که به منظور بررسی جوانه زنی گونه گیاهی *Atriplex halimus* در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین انجام داده بودند، گزارش دادند که عناصر نیکل، مس و روی در غلظت‌های بالا (۲۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) سبب کاهش میزان طول ریشه و هیپوکوتیل^۱ در این گیاه شده ولی در میزان طول لپه این گیاهان در سطوح مختلف آلودگی تفاوت آماری معنی‌داری مشاهده نشد. در تحقیقی که بر روی پتانسیل گیاه‌پالایی گونه‌های گیاهی *Mimosa caesalpiniaefolia*، *Schizolobium parahyba* و *Erythrina speciosa* در مرحله جوانه زنی و محیط آلوده به سرب صورت گرفت مشاهده شد که همزمان با افزایش محتوای سرب خاک تا سطح ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، از میزان بیوماس خشک اندام‌های هوایی گونه‌های *S. parahyba* و *E. speciosa* و همچنین از میزان سطح برگ گونه *E. speciosa* کاسته شد (ریبرو دیسوزا و همکاران، ۲۰۱۲).

سوکسوات و همکاران (۲۰۱۳) در مطالعه‌ای که بر روی گونه گیاهی *Chara aculeata* و در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین انجام داده بودند، دریافتند که میزان نرخ نسبی رشد در این گیاه رابطه عکس با محتوای عناصر روی و سرب در خاک داشت و هم زمان با افزایش محتوای این عناصر از میزان این صفت در گیاه کاسته شد. در تحقیقی که محمود و همکاران (۲۰۱۳) بر روی گیاهان کاهو و در خاک‌های آلوده به فلز کادمیوم انجام داده بودند مشاهده کردند که با افزایش میزان آلاینده‌گی خاک تا سطح ۳۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، از میزان بیوماس اندام‌های هوایی این گیاه کاسته شد.

۲-۳-۲- شاخص‌های کیفی گیاه

هو و همکاران (۲۰۱۲) در یک بررسی که بر روی گیاه سلمه تره و در خاک‌های آلوده به سرب تا سطح ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک انجام داده بودند، گزارش دادند که میزان رنگیزه فتوسنتزی

^۱- Hypocotyl

این گیاه رابطه عکس با محتوای سرب خاک داشت و کلروفیل b بیشترین حساسیت را در بین رنگیزه های فتوسنتزی نسبت به این آلاینده نشان داد. ژو و کیو (۲۰۰۵) در آزمایشات خود مشاهده کردند که آثار سمیت عناصر سرب و کادمیوم بر روی گیاهان به صورت کلروز برگ، کاهش سطح برگ، رنگ پریدگی و بروز نقاط قهوه‌ای رنگ در برگ ظاهر شد. گائو و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی گیاه تاج ریزی سیاه^۱ در محیط آلوده به عناصر سرب و کادمیوم انجام داده بودند مشاهده کردند که میزان تولید آنزیم های تنظیم‌کننده تنش^۲، رابطه مستقیم با محتوای این آلاینده‌ها در خاک داشته و همزمان با افزایش سطح این آلاینده در خاک، بر میزان ترشح آن‌ها در بافت‌های گیاهی افزوده شده و علت آن نیز نقش مقاوم سازی این آنزیم ها در مواجهه با تنش است.

ریبرو دسوزا و همکاران (۲۰۱۲) در بررسی که بر روی گونه گیاهی *Schizolobium parahyba* در سطوح مختلف آلاینده سرب انجام داده بودند گزارش دادند که این عنصر سبب کاهش محتوای کلروفیل این گونه گیاهی شد. سوکساوت و همکاران (۲۰۱۳) در مطالعه‌ای که بر روی گونه گیاهی *Chara aculeata* و در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین انجام داده بودند دریافتند که محتوای کلروفیل a، b، کارتنوئید و کلروفیل کل در این گیاه رابطه عکس با محتوای این عناصر داشت و هم زمان با افزایش محتوای این عناصر در خاک از میزان این صفات در گیاه کاسته شد. همچنین آن‌ها گزارش دادند که میزان شاخص تجمع زیستی (BCF)^۳ این گونه گیاهی رابطه مستقیم با محتوای عناصر سرب و کادمیوم خاک داشته و با افزایش محتوای این عناصر در خاک بر میزان این شاخص افزوده شد.

۲-۳-۳- فعالیت میکروارگانیزم‌های خاک

در یک بررسی که بر روی پتانسیل گیاه‌پالایی چند گونه گیاهی و در مراحل جوانه زنی و محیط آلوده به سرب صورت گرفت گزارش شد که همزمان با افزایش محتوای این فلز در خاک (۱۰۰۰ میلی گرم

۱- *Solanum nigrum*

۲- Dismutase, Malondialdehyde, Glutathione and Phytochelatins

۳- Bioconcentration Factors

بر کیلوگرم خاک) از میزان درصد کلونیزاسیون قارچ‌های همزیست (میکوریز) در گونه گیاهی *Mimosa caesalpiniaefolia* کاسته شد (ریبرو دسوزا و همکاران، ۲۰۱۲). در آزمایشی که سوزا و همکاران (۲۰۱۲) به منظور بررسی نقش همزیستی اکتومیکوریزها با گونه گیاهی *Pinus pinaster* و در محیط آلوده به فلز کادمیوم انجام داده بودند، دریافتند که از میزان همزیستی این قارچ‌ها در سطوح ۱۵ و ۳۰ میلی گرم این آلاینده در کیلوگرم خاک، نسبت به سطح شاهد آلودگی کاسته شد.

چان و همکاران (۲۰۱۳) در مطالعه‌ای که بر روی همزیستی قارچ‌های میکوریز با گیاه برنج^۱ و در خاک‌های آلوده به آرسنیک انجام داده بودند، گزارش دادند که با افزایش سطح این آلاینده در خاک (۸۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) تفاوتی در میزان کلونیزاسیون گونه قارچی *Glomus geosporum* با ریشه گیاه مشاهده نشد، در صورتی که در گونه قارچی *Glomus mosseae* کم‌ترین میزان کلونیزاسیون ریشه در بالاترین سطح آلودگی به دست آمد. در آزمایشی که گارج و سینگلا (۲۰۱۲) به منظور بررسی نقش قارچ میکوریز گونه *Glomus mosseae* بر روی گونه گیاهی *Pisum sativum* و در محیط آلوده به آرسنیک انجام داده بودند، مشاهده کردند که همزمان با افزایش سطح آلودگی خاک به این فلز (۹۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک)، از میزان کلونیزاسیون این قارچ‌ها در گیاه کاسته شد.

۲-۳-۴- فراهمی عناصر سنگین گیاه

دسوزاکاستا و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی پتانسیل گیاه‌پالایی کرچک^۲ در محیط‌های آلوده به عناصر سرب و کادمیوم انجام داده بودند، گزارش دادند که با افزایش سطوح این آلاینده‌ها در محیط، بر میزان غلظت این عناصر در بافت‌های هوایی و ریشه گیاهان افزوده شد و این در صورتی بود که بالاترین میزان عناصر سرب و کادمیوم به ترتیب در بافت‌های ریشه و هوایی گیاه به دست آمد. از سوی دیگر از میزان فاکتور انتقال این عناصر در گیاه با افزایش محتوای آلاینده خاک کاسته شد و برای عنصر کادمیوم این کاهش محسوس تر بود. آن‌ها همچنین گزارش دادند که با افزایش سطوح سرب و

۱- *Oryza sativa*

۲- *Ricinus communis*

کادمیوم خاک، نمودار شاخص تجمع زیستی این عناصر پس از یک دوره سعود که بر اثر افزایش غلظت این فلزات در خاک روی داد کاهش یافته و نمودار آن به شکل سهمی بود. در تحقیقی که محمود و همکاران (۲۰۱۳) بر روی گیاهان کاهو و در زمین‌های آلوده به فلز کادمیوم انجام داده بودند مشاهده کردند که با افزایش سطح آلاینده‌گی خاک (۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) بر میزان غلظت کادمیوم در بافت‌های هوایی گیاه افزوده شد. سوکسوت و همکاران (۲۰۱۳) در مطالعه‌ای که بر روی گونه گیاهی *Chara aculeata* و در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین انجام داده بودند، دریافتند که میزان غلظت عناصر سرب، روی و کادمیوم در بافت‌های این گیاه رابطه مستقیم با محتوای آلودگی خاک داشته و با افزایش محتوای این عناصر در خاک بر میزان غلظت آن‌ها در گیاه افزوده شد.

۲-۳-۵- فراهمی عناصر مغذی گیاه

تحت تأثیر سطوح بالای فلزات در خاک، میزان جذب آهن و گوگرد که در فعالیت بسیاری از آنزیم‌ها نقش دارند و یا به عنوان کوفاکتور در ساختارهای مولکولی ترکیبات مختلف شرکت می‌کنند تغییر می‌یابد (آکینسی و همکاران، ۲۰۱۰). چن و همکاران (۲۰۰۴) در پژوهشی که بر روی گیاه ذرت و در خاک‌های آلوده به فلز روی تا سطح ۶۰۰ میلی‌گرم این آلاینده بر کیلوگرم خاک انجام داده بودند، گزارش دادند که اثر روی در میزان غلظت فسفر ریشه، ساقه و برگ گیاه معنی‌دار بوده و با افزایش سطح آلاینده این فلز در محیط، بر میزان غلظت فسفر در گیاه نیز افزوده شد. هراندزاورتگا و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی گونه گیاه *Melilotus albus* و در خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی (سوخت دیزل) انجام داده بودند دریافتند که با افزایش سطح آلودگی در این خاک‌ها از محتوای عناصر کلسیم، روی، مس، منگنز، آهن، پتاسیم و فسفر گیاه کاسته شد.

۲-۴- تأثیر میکروارگانیزم‌های خاک در گیاه‌پالایی

حضور جوامع زیستی در رایزوسفر گیاهان فعل و انفعالات زیست‌پالایی را با تحریک و افزایش جذب و یا تجزیه آلودگی تشدید می‌کند (ان‌وکو و همکاران، ۲۰۱۰). بسیاری از میکروارگانیزم‌های

خاک قادر به محلول کردن فرم های غیر قابل جذب کانی های معدنی حاوی فلزات سنگین، از طریق ترشح اسیدهای آلی می باشند (کالینوزکی و همکاران، ۲۰۰۰). مکانیسم های عمده ای که میکروارگانیزم های خاک توسط آن ها می توانند استرس ناشی از فلزات سنگین را در گیاهان بکاهند به دو بخش کلی تقسیم می شوند و آن عبارت است از: ۱- کاهش غلظت عناصر سنگین در خاک ۲- افزایش رشد گیاه (لبثو و همکاران، ۲۰۰۸). اثرات متقابل بین میکروارگانیزم های خاک و گیاهان در فرآیند گیاه پالایی مؤثر می باشند (ما و همکاران، ۲۰۱۱) بدین نحو که میکروارگانیزم های خاک سبب افزایش تولید تنظیم کننده های رشد و افزایش جذب آب و مواد غذایی در گیاهان شده، در نتیجه رشد گیاه را افزایش دادند (ان و کو و همکاران، ۲۰۱۰).

۲-۵- تأثیر قارچ های میکوریز در گیاه پالایی

مکانیسم هایی که قارچ های میکوریز به منظور کاهش اثرات تنش فلزات سنگین بر روی گیاهان اعمال می کنند شامل کلاته کردن و غیر پویایی فلزات سنگین در میسلیم های خارجی، بهبود تغذیه معدنی به ویژه فسفر، تغییر pH ریزوسفر خاک، تنظیم بیان ژن های پروتئین های ناقل فلزی و غیره می باشند (جونر و همکاران، ۲۰۰۰؛ گونزالز گوررو و همکاران، ۲۰۰۵). قارچ های میکوریز ممکن است عناصر را در بافت های خود، برای مثال در واکوئل ها و یا در میسلیم های میکوریزی خود ذخیره کرده و اثر سمیت آن ها را در گیاه به حداقل برسانند (چن و همکاران، ۲۰۰۳).

در مجموع، در زیست فراهمی عناصر سنگین توسط همزیستی قارچ های میکوریز با ریشه گیاهان نتایج متفاوتی حاصل می شود که ناشی از: ۱- گونه گیاه و غلظت عنصر آلاینده ۲- وجود بیش از یک عنصر و اثرات متقابل بین آن ها ۳- ویژگی خاک ۴- نوع همزیستی بین گیاه و میکروارگانیزم های خاک ۵- شرایط رشدی گیاهان ۶- حجم و تراکم ریشه گیاه می باشد (بام و همکاران، ۲۰۰۶؛ بی و همکاران، ۲۰۰۳). اودت و چارست (۲۰۰۷) عنوان کردند که فراوانی قارچ های میکوریز در غلظت های بالای آلودگی کاهش می یابد (اودت و چارست، ۲۰۰۷).

۲-۶- مطالعه موردی تأثیر قارچ‌های میکوریز بر گیاهان در محیط آلوده

۲-۶-۱- شاخص‌های مورفولوژیکی گیاه

چان و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی تأثیر همزیستی قارچ‌های میکوریز با گیاه برنج و در خاک‌های آلوده به آرسنیک انجام داده بودند، مشاهده کردند که کمترین میزان بیوماس در اندام‌های هوایی و ریشه این گیاه، در بالاترین سطح آلودگی (۸۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) و در شرایط عدم تلقیح با قارچ‌های آرباسکول و بیشترین میزان آن نیز در کمترین سطح آلودگی خاک و در شرایط تلقیح با قارچ‌های آرباسکول به دست آمد.

بسراکاسترو و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که به منظور بررسی نقش چند گونه از میکروارگانیسم های خاکزی در فرآیند گیاه‌پالایی و در زمین‌های آلوده به عناصر کادمیوم و روی انجام داده بودند، دریافتند که اکثر این میکروارگانیسم‌ها سبب افزایش میزان بیوماس گونه‌های گیاهی *Festuca pratensis* و *Salix caprea* شده و تنها در ۵ گونه گیاهی عکس این عمل مشاهده شد. در آزمایشی که به منظور بررسی تأثیر همزیستی قارچ‌های میکوریز در فرآیند گیاه‌پالایی گونه گیاهی *Pteris vittata* و در خاک‌های آلوده به آرسنیک صورت گرفت، عنوان شد که استفاده از قارچ‌های میکوریز گونه موسه‌ای سبب افزایش میزان بیوماس اندام‌های هوایی گیاه در تمام سطوح آلاینده شده است (لانگ و همکاران، ۲۰۱۳).

گارج و سینگلا (۲۰۱۲) در پژوهشی که به منظور بررسی نقش گونه قارچی *Glomus mosseae* در گیاه نخودفرنگی^۱ و در محیط آلوده به فلز آرسنیک انجام داده بودند، مشاهده کردند که همزمان با افزایش محتوای آلاینده خاک تا سطح ۹۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، از میزان وزن خشک اندام‌های هوایی و ریشه گیاه کاسته شد درحالی که در گیاهان همزیست با این قارچ‌ها، تأثیر تنش بر روی عملکرد گیاه کمتر محسوس بود. بالاترین میزان بیوماس خشک در این اندام‌ها در کمترین سطح آلودگی و در گیاهان همزیست با قارچ به دست آمد.

۱- *Pisum sativum*

هرناندزاورتگا و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی گونه گیاهی *Melilotus albus* و در خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی (سوخت دیزل) انجام داده بودند، گزارش دادند که همزمان با افزایش سطح آلودگی این خاک‌ها، از میزان بیوماس کل گیاه کاسته شد ولیکن نمونه‌های تلقیح شده با قارچ کم‌تر تحت تأثیر این تنش قرار گرفتند. سولیس‌دومینگوز و همکاران (۲۰۱۱) در آزمایشی که به منظور بررسی نقش گونه قارچی *Glomus intraradices* در گیاه کهور و در حوالی معدن کلوندیک آمریکا (حاوی پسماندهای روی و سرب) انجام داده بودند، مشاهده کردند که این قارچ‌ها سبب افزایش طول ریشه در گیاهان همزیست نسبت به گیاهان شاهد شدند. در مطالعه‌ای که سودوا و واساتکا (۲۰۰۷) بر روی گیاه توتون و در شرایط محیطی آلوده به سرب انجام داده بودند عنوان کردند که استفاده از این قارچ‌ها سبب افزایش چشم‌گیر بیوماس ریشه در این گیاه شد.

۲-۶-۲- شاخص‌های کیفی گیاه

در تحقیقی که پانامیا و همکاران (۲۰۱۰) بر روی گونه گیاهی *Chrysopogon zizanioides* و در محیط آلوده به سرب انجام داده بودند، گزارش دادند که اثرات متقابل فلز سرب و قارچ‌های میکوریز بر میزان رنگیزه فتوسنتزی این گیاهان معنی‌دار شد، بدین نحو که با افزایش محتوای آلاینده خاک (تا سطح ۱۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) از محتوای کلروفیل a و b در این گیاه کاسته شد ولیکن گیاهان همزیست با قارچ کم‌تر تحت تأثیر تنش قرار گرفته بودند.

گارج و سینگلا (۲۰۱۲) در پژوهشی که به منظور بررسی نقش سویه قارچی *Glomus mosseae* بر روی گونه گیاهی *Pisum sativum* و در محیط آلوده به آرسنیک انجام داده بودند، مشاهده کردند که کم‌ترین میزان رنگیزه فتوسنتزی در بالاترین سطح آلودگی خاک (۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) و در گیاهان شاهد مشاهده شد، ولیکن گیاهان همزیست با قارچ سهم بیشتری از رنگیزه‌های فتوسنتزی را در بافت‌های سبزینه خود انباشته بودند. آن‌ها همچنین گزارش دادند که محتوای نسبی آب در بخش‌های هوایی گیاه و محتوای پروتئین بافت‌های گیاه تحت تأثیر تنش کاهش یافتند که علت آن می

تواند ناشی از تخریب بافت‌های گیاه در سطوح بالای آلودگی باشد و بیشترین میزان این صفات در نمونه‌های گیاهی همزیست با قارچ و در کم‌ترین سطح آلودگی به دست آمد. از سوی دیگر با افزایش سطح آلاینده‌ی خاک بر محتوای گلیستئین بتائین و پرولین در گیاهان افزوده شد و به دنبال آن مقاومت گیاهان افزایش یافت و بالاترین محتوای این مواد در بالاترین سطح آلودگی و در گونه‌های گیاهی همزیست با قارچ به دست آمد.

در تحقیقی که به منظور بررسی نقش قارچ‌های آرباسکولار در گیاه پالایی گیاه ذرت و در خاک‌های آلوده به کادمیوم صورت گرفت مشاهده شد که گیاهان همزیست با این قارچ‌ها نسبت به سایر گیاهان مقادیر بیشتری از پروتئین را در اندام‌های خود انباشته بودند. همچنین با افزایش محتوای آلاینده‌ی خاک، از میزان طول میسلیم‌های خارجی این قارچ‌ها کاسته شد (اندريد و سيلورا، ۲۰۰۸).

۲-۶-۳- فراهمی عناصر سنگین گیاه

در آزمایشی که اورلوسکا و همکاران (۲۰۱۲) به منظور بررسی نقش قارچ‌های آرباسکولار بر فرآیند گیاه پالایی گیاه بارهنگ^۱ انجام داده بودند، گزارش دادند که گیاهان همزیست با این قارچ‌ها نسبت به گیاهان شاهد حاوی مقادیر بالاتری از عناصر سرب، کادمیوم، آرسنیک و روی در اندام‌های خود بودند. سولیس دومینگو و همکاران (۲۰۱۱) در آزمایشی که بر روی گیاهان حوالی معدن کلوندیک آمریکا انجام داده بودند، عنوان کردند که قارچ‌های میکوریز سبب افزایش تجمع عناصر روی و کادمیوم در اندام‌های هوایی این گیاهان شده بودند در حالی که بین گیاهان همزیست و شاهد از لحاظ انباشت سرب تفاوت چشمگیری مشاهده نشد. دماریا و همکاران (۲۰۱۱) گزارش دادند که تلقیح گیاهان با میکروارگانیسم‌های رایزوسفر، سبب افزایش فاکتور انتقال عناصر روی و کادمیوم از ریشه به بافت برگ گونه گیاهی *Salix caprea* شد.

۱- *Plantago lanceolata*

در آزمایشی که گارج و سینگلا (۲۰۱۲) بر روی گونه قارچی *Glomus mosseae* و در محیط‌های آلوده به آرسنیک انجام دادند، گزارش دادند که با افزایش میزان آلودگی خاک تا سطح ۹۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، بر میزان غلظت این فلز در بافت‌های هوایی و ریشه گیاه افزوده شد و این در صورتی بود که قارچ میکوریز سبب کاهش انتقال فلز از خاک به اندام‌های گیاه شد. در آزمایشی که سوزا و همکاران (۲۰۱۲) به منظور بررسی نقش اکتومیکوریزها در همزیستی با گونه گیاهی *Pinus pinaster* و در محیط آلوده به کادمیوم انجام داده بودند، گزارش دادند که برهمکنش کادمیوم و قارچ میکوریز بر میزان غلظت این فلز در بافت ریشه گیاه معنی دار بوده و بیشترین میزان آن در بالاترین سطح آلودگی محیط و در گیاهان شاهد به دست آمد.

در تحقیقی که بر روی پتانسیل گیاه‌پالایی گیاهانی از گونه‌های *Schizolobium parahyba* و *Erythrina speciosa* در مرحله جوانه زنی و در محیط آلوده به سرب صورت گرفت، مشاهده شد که همزمان با افزایش محتوای سرب خاک تا سطح ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، از میزان فاکتور تغلیظ زیستی در این گونه‌های گیاهی کاسته شد (ریبرودسوزا و همکاران، ۲۰۱۲). در آزمایشی که به منظور بررسی تأثیر همزیستی قارچ‌های آرباسکولار در گونه گیاهی *Cynodon dactylon* و در خاک‌های آلوده به آرسنیک صورت گرفت، عنوان شد که استفاده از قارچ‌های میکوریز گونه موسه‌ای در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش میزان غلظت آرسنیک در ریشه این گونه گیاهی شدند (لانگ و همکاران، ۲۰۱۳).

۲-۶-۴- فراهمی عناصر مغذی گیاه

مطالعات زیادی در مورد نقش این قارچ‌ها و اثرات سودمند آن‌ها در گیاهان صورت گرفته است، بهبود تولید در گیاهان میکوریزی را به جذب بیشتر عناصر غذایی غیر متحرک مانند فسفر، روی و مس نسبت داده‌اند (اسمیت و رید، ۲۰۱۰). چان و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی تأثیر همزیستی قارچ‌های میکوریز در گیاه برنج و در خاک‌های آلوده به آرسنیک انجام داده بودند، دریافتند که نمونه‌های

گیاهی همزیست با این قارچ، در تمام سطوح آلاینده حاوی مقادیر بالاتری از فسفر در بافت‌های هوایی و ریشه خود بودند. مالکوا و همکاران (۲۰۰۳) در مطالعه‌ای که به منظور بررسی نقش گونه قارچی *Glomus intraradices* در گونه‌های گیاهی *Agrostis capillaris* و *Zea mays* و در اماکن آلوده به فلزات سنگین انجام داده بودند، گزارش دادند که تیمارهای گیاهی تلقیح شده با این قارچ، در تمامی سطوح آلاینده حاوی غلظت بیشتری از عنصر فسفر در بافت‌های خود بودند.

هرناندزاورتگا و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی گونه گیاهی *Melilotus albus* و در خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی (سوخت دیزل) انجام داده بودند، گزارش دادند که قارچ‌های میکوریز سبب افزایش تجمع عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، آهن، کلسیم، روی، منگنز، منیزیم و مس در تمامی سطوح آلاینده نسبت به گیاهان شاهد شدند. در آزمایشی که گارج و سینگلا (۲۰۱۲) به منظور بررسی نقش قارچ همزیست میکوریز در گونه گیاهی *Pisum sativum* و در محیط آلوده به آرسنیک انجام داده بودند، دریافتند که همزمان با افزایش سطح این آلاینده در خاک (۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) از محتوای فسفر اندام‌های هوایی و ریشه گیاه کاسته شد و این کاهش در اندام ریشه نسبت به زیست توده هوایی محسوس تر بود، درحالی‌که نمونه‌های گیاهی همزیست با قارچ حاوی مقادیر بالاتری از این عنصر را در تمام سطوح آلاینده بودند.

در آزمایشی که به منظور بررسی نقش قارچ‌های میکوریز در فرآیند گیاه‌پالایی گونه گیاهی *Pteris vittata* و در خاک‌های آلوده به آرسنیک صورت گرفت، عنوان شد که استفاده از قارچ‌های میکوریز گونه موسه‌ای، سبب افزایش محتوای فسفر بافت ریشه در سطح شاهد آلاینده نسبت به گیاهان شاهد در همان سطح از آلاینده شد (لانگ و همکاران، ۲۰۱۳).

۲-۷- تأثیر کلات‌ها در گیاه‌پالایی

تثبیت فلزات سنگین در بین ذرات خاک یک مشکل عمده در حلالیت و جذب آن‌ها از خاک می‌باشد (شیورن و همکاران، ۲۰۱۱). پژوهش‌ها نشان داده است که دیواره سلول‌های آوند چوبی به

دلیل داشتن ظرفیت تبادل کاتیونی بالا سبب تأخیر در حرکت کاتیون‌های فلزی به سمت بافت‌های هوایی گیاه می‌شوند (دوشن کو و همکاران، ۱۹۹۵). گیاه پالایی شیمیایی عبارت است از کاربرد ترکیبات شیمیایی و مواد آلی برای بهبود راندمان پالایش عناصر فلزی توسط گیاهان که به منظور افزایش حلالیت عناصر فلزی در خاک بکار گرفته می‌شود (کایسر و همکاران، ۲۰۰۰). افزودن آمینو پلی کربوکسیلیک اسیدها به خاک، در برهه‌ای از رشد که گیاهان در حداکثر رشد (مرحله پایانی) باشند صورت می‌گیرد. در این مرحله به دلیل تعرق بالای گیاه، مقدار قابل توجهی از کمپلکس‌های فلزی طی جریان توده‌ای از سمت ریشه گیاه حرکت نموده و به شاخساره انتقال می‌یابند (لو و همکاران، ۲۰۰۵).

ورود هر یون به درون سلول‌های ریشه و انتقال آن به آوند چوبی از دو مسیر سیمپلاستی (انتقال از سلولی به سلول دیگر از محل پلاسما) و آپوپلاستی (انتقال از فضای مابین دیواره خارجی ۲ سلول) انجام می‌گیرد. انتقال یون از مسیر آپوپلاستی به دلیل غیر اختصاصی بودن فرآیند جذب سریع تر از مسیر سیمپلاستی صورت می‌گیرد. در حضور آمینو پلی کربوکسیلیک اسیدها انتقال فلز به صورت غیر اختصاصی و از مسیر آپوپلاستی می‌باشد و در شرایط عدم حضور این ترکیبات، جذب این فلزات به صورت اختصاصی و از مسیر سیمپلاست خواهد بود (نواک و همکاران، ۲۰۰۶). وجود پیوندهای آلی-فلزی در ترکیب کلات و فلز سبب می‌شود که فلزات کمتر در معرض کلوئیدها، هیدروکسیدها و اکسیدها قرار گرفته در نتیجه کمتر در خاک رسوب یا تثبیت شوند. از طرفی این ترکیبات توسط ریشه گیاهان قابل جذب بوده و می‌توانند با تبدیل فلزات از فاز جامد و غیر محلول به فازهای تبادلی، جذب آن‌ها را توسط گیاهان افزایش دهند (فتاحی و همکاران، ۱۳۸۹).

EDTA با فرم آزاد سبب نابودی موانع فیزیولوژیکی موجود در ریشه از طریق حذف کاتیون‌های Ca^{2+} و Fe^{2+} می‌شود که نقش مهمی در خاصیت انتخاب پذیری غشای پلاسمای سلول‌های ریشه دارند (نواک و همکاران، ۲۰۰۶). یافته‌های آزمایشی نشان داد که کلات کننده‌های شیمیایی و آلی با تأثیر مثبت بر تحرک فلزات سنگین در خاک، قدرت گیاه استخراجی گیاهان را افزایش دادند (چهرگانی و

همکاران، ۲۰۰۷). به نظر می‌رسد که مولکول‌های EDTA می‌توانند سلول‌های جدار ریشه و یا ناقلین عناصر را که در روی سلول‌های جدار ریشه قرار دارند تخریب کرده و همراه فلزی که آن را کلاته کرده‌اند به راحتی از این سلول‌ها عبور کنند (لو و همکاران، ۲۰۰۶).

۸-۲- مطالعه موردی تأثیر کلات بر گیاهان در محیط آلوده

۸-۲-۱- شاخص‌های مورفولوژیکی گیاه

در یک بررسی که بر روی گیاه ذرت و در خاک‌های آلوده به سرب صورت گرفت، مشاهده شد که استفاده از کلات EDTA سبب کاهش میزان طول ریشه و اندام‌های هوایی در این گیاه شد (هادی و همکاران، ۲۰۱۰). در تحقیقی که به منظور بررسی نقش عوامل کلات کننده در پاک‌سازی محیط آلوده به اورانیوم صورت گرفت، گزارش شد که استفاده از این عوامل در دزهای بالا سبب کاهش میزان وزن تر و خشک و همچنین ارتفاع گیاه شدند (جاگتیا و شارما، ۲۰۱۳). محمود و همکاران (۲۰۱۳) در پژوهشی که به منظور بررسی تأثیر کلات $^{1}DTPA$ بر روی گیاه کاهو و در زمین‌های آلوده به فلز کادمیوم انجام داده بودند، دریافتند که با افزایش میزان آلودگی خاک به این فلز تا سطح ۳۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، از میزان بیوماس اندام‌های هوایی و زیرین گیاه کاسته شد و شیب کاهش در ریشه به مراتب شدیدتر از بافت‌های هوایی گیاه بود ولیکن در گیاهان تیمار شده با کلات، میزان بیوماس کم‌تر از گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) بود.

در تحقیقی که سودوا و همکاران (۲۰۰۷) بر روی گیاه توتون و در شرایط خاکی آلوده به سرب انجام داده بودند، مشاهده کردند که با افزایش سطح مصرف کلات $^{2}EDDS$ در خاک، از میزان بیوماس خشک اندام‌های هوایی و زیرین گیاه کاسته شد. در آزمایشی دیگر که به منظور بررسی تأثیر کلات‌های ^{3}NTA و $EDDS$ بر فرآیند گیاه‌پالایی اسفناج و در خاک‌های آلوده به کادمیوم صورت گرفت، مشاهده

۱- Diethylene Triamine Penta Acetic acid

۲ - Ethylene Diamin Di Succinate

۳ - Nitrilo Tiacetic Acid

شد که میزان بیوماس خشک اندام‌های هوایی و زیرین و همچنین ارتفاع این گیاه، رابطه عکس با محتوای این عنصر در خاک داشتند و با افزایش سطح آلودگی خاک به این فلز، از میزان این صفات در گیاه کاسته شد و در صورت استفاده از این کلات‌ها (تا سطح ۵ میلی‌مول بر کیلوگرم خاک) در تمامی سطوح آلاینده از میزان این صفات کاسته شد (هسو و همکاران، ۲۰۱۳). در آزمایشی دیگر که به منظور بررسی نقش کلات EDDS در گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به سرب صورت گرفت، مشاهده شد که در حضور و یا عدم حضور کلات و با افزایش سطح آلودگی خاک از میزان بیوماس خشک بافت هوایی گیاه و به خصوص از بیوماس ریشه کاسته شد و این در صورتی بود که در گیاهان تیمار شده با کلات این کاهش عملکرد محسوس تر بود (وانگ و همکاران، ۲۰۰۹).

در تحقیقی که به منظور بررسی تأثیر کلات EDTA بر روی گیاه ذرت و در زمین‌های آلوده به آرسنیک صورت گرفت، مشاهده شد که در صورت استفاده از این کلات از میزان ارتفاع کل، ارتفاع ساقه و وزن خشک اندام‌های هوایی و ریشه گیاه کاسته شد (عباس و ابوالحافظ، ۲۰۱۳). نیوشواتر و همکاران (۲۰۰۸) در یک مطالعه دو وجهی گلدانی و مزرعه‌ای که بر روی گیاه ذرت و در خاک‌های آلوده به عناصر سرب و کادمیوم انجام داده بودند، مشاهده کردند که میزان بیوماس این گیاه رابطه عکس با محتوای EDTA در خاک داشته و همزمان با افزایش میزان مصرف این کلات در خاک از میزان بیوماس گیاه کاسته شد.

۲-۸-۲- شاخص‌های کیفی گیاه

در غلظت‌های بالای سرب و آمینو پلی کربوکسیلیک اسید، علائم سمیت این فلز به صورت خشکیدگی، نکروز و پیچیدگی حاشیه برگ‌ها مشاهده می‌شود. این علائم به دلیل جذب سریع کمپلکس‌های سرب و فرم آزاد EDTA در شاخساره و اختلال در فتوسنتز و کلروفیل سازی برگ روی می‌دهد (ناواری ایزو و کوارتاکیسی، ۲۰۰۱). سس و همکاران (۲۰۱۱) در پژوهشی که به منظور بررسی تأثیر کلات EDTA با دزهای ۱۴ و ۲۸ (میلی‌مول بر کیلوگرم خاک) بر روی گیاه آفتاب‌گردان و در محیط

آلوده به سرب انجام داده بودند، گزارش دادند که اثرات متقابل سرب و کلات بر محتوای پروتئین گیاه معنی دار بوده و کمترین میزان آن در بالاترین سطح سرب و عدم مصرف کلات به دست آمده است. جاگتیا و شارما (۲۰۱۳) در تحقیقی که به منظور بررسی نقش عامل کلات کننده EDTA در محیط آلوده به اورانیوم و بر روی گیاه خردل هندی^۱ انجام داده بودند، دریافتند که با افزایش میزان مصرف این کلات در محیط از میزان شاخص تحمل این گیاه کاسته شد. در آزمایشی که به منظور بررسی نقش کلات EDTA در گیاه ذرت و در زمین‌های آلوده به فلز آرسنیک صورت گرفت مشاهده شد که محتوای رنگیزه فتوسنتزی این گیاه رابطه عکس با مصرف کلات در خاک داشت (عباس و ابوالحافظ، ۲۰۱۳).

۲-۸-۳- فعالیت میکروارگانیسیم‌های خاک

در پژوهشی که به منظور بررسی تأثیر عوامل کلات کننده بر روی گیاهان و در محیط آلوده به سرب صورت گرفت. مشاهده شد که با افزایش محتوای این آلاینده تا سطح ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، در میزان متابولیک میکروارگانیسیم‌های خاک‌زی اختلاف چشم‌گیری مشاهده نشد ولیکن در گیاهانی که در آن‌ها از عامل کلات کننده استفاده شده بود از میزان متابولیک میکروارگانیسیم‌های خاک‌زی کاسته شد (اپلد و همکاران، ۲۰۰۸). در تحقیقی که سودوا و همکاران (۲۰۰۷) به منظور بررسی نقش عامل کلات کننده EDDS بر روی گیاه توتون و در شرایط محیطی آلوده به سرب انجام داده بودند، گزارش دادند که کمترین میزان کلونیزاسیون و طول میسلیم‌های قارچ‌های میکوریز، در بالاترین سطح آلاینده و کاربرد ۵ میلی‌مول از کلات به دست آمد. مارکوییز و همکاران (۲۰۰۸) در آزمایشات خود که به منظور بررسی نقش کلات EDTA بر میزان کلونیزاسیون قارچ‌های همزیست با گیاه تاج ریزی سیاه^۲ و در خاک‌های آلوده به فلز روی انجام داده بودند، گزارش دادند که میزان کلونیزاسیون این قارچ‌ها رابطه عکس با مصرف کلات در خاک داشته و با افزایش سطح مصرف این ماده در خاک، از میزان کلونیزاسیون قارچی ریشه گیاه کاسته شد.

۱- *Brassica juncea*

۲- *Solanum nigrum*

۲-۸-۴- فراهمی عناصر سنگین گیاه

محمود و همکاران (۲۰۱۳) در پژوهشی که به منظور بررسی تأثیر کلات DTPA بر روی گیاه کاهو و در زمین‌های آلوده به کادمیوم انجام داده بودند، گزارش دادند که در حضور و یا عدم حضور کلات در خاک با افزایش سطح آلودگی کادمیوم، بر میزان غلظت این فلز در گیاه افزوده شد در حالی که در صورت استفاده از این کلات در تمامی سطوح آلاینده، تجمع این آلاینده در گیاه شدت گرفت. عباس و ابوالحافظ (۲۰۱۳) در آزمایشی که در محیط آلوده به فلز آرسنیک انجام داده بودند، گزارش دادند که میزان غلظت این فلز در ریشه و بافت‌های هوایی گیاه رابطه مستقیم با مصرف کلات در خاک داشت. همچنین اعمال کلات در این خاک‌ها سبب افزایش معنی‌دار شاخص انتقال شد.

جاگتیا و شارما (۲۰۱۳) در پژوهشی که به منظور بررسی نقش عوامل کلات کننده در پاک‌سازی محیط آلوده به اورانیوم انجام داده بودند، مشاهده کردند که با افزایش مصرف کلات در محیط، بر محتوای این عنصر در بافت‌های هوایی و ریشه خردل هندی افزوده شد. ژائو و همکاران (۲۰۱۰) در آزمایشات خود دریافتند که استفاده از کلات EDTA سبب افزایش معنی‌دار میزان جذب عناصر سرب، مس و کادمیوم در اندام‌های هوایی ذرت شده و از سوی دیگر، استفاده از این عامل سبب تشدید انتقال سرب از مسیرهای سیمپلاستی نسبت به مسیرهای غیر سیمپلاستی شد.

در آزمایشی که به منظور بررسی نقش عامل کلات کننده EDTA بر روی گونه گیاهی *Cynara cardunculus* و در خاک‌های آلوده به سرب صورت گرفت مشاهده شد که با اعمال این عامل در خاک، میزان فاکتور انتقال سرب در گیاه افزایش یافت (اپلد و همکاران، ۲۰۰۸). در پژوهشی که نیوشواتر و همکاران (۲۰۰۸) بر روی گیاه سورگوم انجام داده بودند، گزارش دادند که میزان تجمع فلز سرب در این گیاه رابطه مستقیم با مصرف کلات EDTA در خاک‌های آلوده داشت. هسو و همکاران (۲۰۱۳) در مطالعه‌ای که بر روی گونه گیاهی *Ipomoea aquatic* و در آب‌های آلوده انجام دادند، عنوان کردند که با مصرف کلات EDDS، میزان غلظت و جذب کادمیوم در اندام‌های هوایی گیاه را به صورت معنی‌داری افزایش یافت.

فصل سوم

مواد و روش ها

۳-۱- زمان و محل اجرای آزمایش

این آزمایش در سال های ۹۱-۱۳۹۰ در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهرود و در منطقه بسطام به اجرا در آمد.

۳-۲- مشخصات مکانی گلخانه و نوع خاک آزمایش

گلخانه تحقیقاتی در شهرستان شاهرود در عرض جغرافیایی ۳۶ درجه و ۲۵ دقیقه شرقی و طول جغرافیایی ۵۴ درجه و ۵۷ دقیقه شمالی از نصف النهار گرینویچ واقع شده است و میانگین ارتفاع آن از سطح دریا ۱/۱۳۴۹ متر می باشد (جدول ۳-۱).

قبل از انجام عملیات آماده سازی گلدان ها و اجرای طرح آزمایش، به منظور تعیین بافت و وضعیت عناصر غذایی خاک از جمله نیتروژن، فسفر و پتاسیم از نقاط مختلف خاک نمونه برداری شد و پس از ترکیب نمونه های خاک، یک نمونه مرکب یک کیلوگرمی را که در برگیرنده تمامی خصوصیات خاک بود جهت تجزیه به آزمایشگاه انتقال دادیم. نتایج تجزیه شیمیایی و فیزیکی خاک در جدول ۳-۱ نشان داده شده است، ضمناً با توجه به تجزیه فیزیکی و درصد هر یک از اجزای خاک، بافت خاک از نوع لومی تعیین گردید.

جدول (۳-۱) نتایج تجزیه شیمیایی و فیزیکی خاک مزرعه

عوامل مورد تجزیه	نتیجه آزمون
قابلیت هدایت الکتریکی (ds/m)	۰/۷۱
اسیدیته خاک (pH)	۷/۹۱
درصد کربن آلی (/.)	۰/۱۹
کلسیم قابل جذب (meq/1)	۶۳
نیتروژن قابل جذب (ppm)	۰/۰۴
فسفر قابل جذب (ppm)	۱۴/۲
پتاسیم قابل جذب (ppm)	۲۵۴/۷
سرب قابل جذب (ppm)	۸/۴

۳-۳- عملیات اجرایی

۳-۳-۱- آماده سازی خاک گلدان‌ها

ابتدا خاک مورد نیاز برای اجرای آزمایش را از مزرعه دانشکده کشاورزی بسطام (متناسب با شرایط طبیعی منطقه) از عمق ۳۰ سانتی متری سطح زمین برداشت کرده و پس از عبور از الک ۲ سانتی متری و همگن نمودن اندازه خاک دانه‌ها، عنصر در غلظت‌های صفر، ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، از منبع نیتрат سرب^۱ به روش افشانه بر روی لایه‌های نازک خاک به ضخامت ۰/۵ سانتی متری افزوده شد. سپس خاک را وارد گلدان‌هایی به قطر ۲۲ و ارتفاع ۱۸ سانتیمتر کرده، گلدان‌ها به مدت ۴۰ روز در رطوبت ظرفیت زراعی و شدت نور تقریبی ۱۱ کیلو لوکس و در دمای ($17 \pm 5^{\circ}\text{C}$ و $28 \pm 5^{\circ}\text{C}$) گلخانه قرار داده شدند تا دوره انکوباسیون آن‌ها سپری شود. در طی این مدت به منظور حفظ رطوبت گلدان‌ها در حد ظرفیت مزرعه (FC^2)، گلدان‌ها به صورت مرتب هر دو روز یک بار آبیاری شدند به منظور تأمین نیتروژن مورد نیاز گیاهان در دوره رشد، مقدار ۲۵ میلی گرم بر کیلوگرم خاک ازت به خاک اضافه شد.

۳-۳-۲- نوع و قالب طرح آزمایشی

آزمایش به صورت فاکتوریل، در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در ۳ تکرار اجرا گردید (نقشه اجرای طرح و ترکیب‌های تیماری به ترتیب در جداول ۳-۲ و پیوست ۲۰ آورده شده است). هر بلوک شامل ۱۸ گلدان بود که با احتساب ۳ تکرار تعداد گلدان‌ها به ۵۴ عدد رسید و برای هر دو گیاه در مجموع ۱۰۸ عدد گلدان آماده شد. فاکتورهای مورد بررسی عبارت‌اند از:

۱-سرب (A) در سه سطح: a_1 ، a_2 و a_3 به ترتیب ۰ (شاهد)، ۲۰۰ و ۴۰۰ (میلی گرم بر کیلوگرم خاک)

۲-قارچ میکوریزا از سویه *Glomus mosseae* (B) در دو سطح: تلقیح b_1 عدم تلقیح b_2

۳-کلات EDTA (C) در سه سطح: c_1 ، c_2 و c_3 به ترتیب ۰، ۵ و ۱۰ (میلی مول بر کیلوگرم خاک)

۱- $\text{pb}(\text{NO}_3)_2$

۲ - Field Capacity

جدول (۲-۳) نقشه اجرای طرح

a ₃	a ₃	a ₁	a ₁	a ₃	a ₃	a ₁	a ₃	a ₂	a ₂	a ₃	a ₁	a ₂	a ₁	a ₁	a ₂	a ₂	a ₂
b ₂	b ₁	b ₁	b ₁	b ₁	b ₂	b ₂	b ₁	b ₁	b ₁	b ₂	b ₂	b ₂	b ₁	b ₂	b ₂	b ₁	b ₂
c ₃	c ₂	c ₁	c ₂	c ₃	c ₂	c ₂	c ₁	c ₁	c ₂	c ₁	c ₁	c ₃	c ₃	c ₃	c ₁	c ₃	c ₂

بلوک ۱

a ₂	a ₃	a ₂	a ₃	a ₁	a ₁	a ₂	a ₂	a ₃	a ₃	a ₁	a ₃	a ₁	a ₁	a ₃	a ₂	a ₂	a ₁
b ₂	b ₂	b ₁	b ₂	b ₁	b ₂	b ₁	b ₁	b ₂	b ₁	b ₂	b ₁	b ₁	b ₂	b ₁	b ₂	b ₂	b ₁
c ₁	c ₂	c ₂	c ₃	c ₂	c ₂	c ₃	c ₁	c ₁	c ₃	c ₁	c ₁	c ₁	c ₃	c ₂	c ₂	c ₃	c ₃

بلوک ۲

a ₂	a ₁	a ₁	a ₃	a ₂	a ₂	a ₁	a ₃	a ₂	a ₁	a ₃	a ₂	a ₃	a ₁	a ₂	a ₃	a ₁	a ₃
b ₂	b ₁	b ₂	b ₂	b ₁	b ₁	b ₂	b ₁	b ₁	b ₁	b ₁	b ₂	b ₂	b ₁	b ₂	b ₁	b ₂	b ₂
c ₃	c ₂	c ₂	c ₂	c ₁	c ₂	c ₁	c ₂	c ₃	c ₃	c ₁	c ₁	c ₁	c ₁	c ₂	c ₃	c ₃	c ₃

بلوک ۳

۳-۳-۳- کاشت بذور

پس از تهیه بذور ذرت رقم ۴۰۴ و سورگوم رقم پگاه، از مؤسسه تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر کرج، بذور هم اندازه جدا و به منظور پرایمینگ برای مدت ۲۴ ساعت در داخل آب مقطر قرار داده شدند. برای کشت بذور در هر گلدان ۳ حفره کوچک ایجاد شد. در تیمارهای حاوی قارچ میکوریز، در ابتدای کشت ۴۰ گرم خاک حاوی اسپور این قارچ از جنس *Glomus mosseae* (تهیه شده از شرکت تعاونی زیست فناور توران) در زیر محل قرارگیری بذور اضافه گردید. در تیمارهای بدون قارچ نیز ۴۰ گرم خاک استریل اضافه شد. سپس ۹ عدد بذر ذرت و ۱۵ عدد بذر سورگوم در گلدانهای جداگانه قرار داده شدند.

پس از رویش بذرها گیاهچه‌های مازاد حذف و تعداد آنها به ۳ عدد در هر گلدان کاهش یافت. ۶ هفته پس از کاشت بذور، کلات EDTA (با فرمول شیمیایی $C_{10}H_{18}N_2O_8$ و تهیه شده از شرکت مرک آلمان) در سطوح: صفر (شاهد)، ۵ و ۱۰ میلی‌مول بر کیلوگرم خاک به صورت محلول با آب مقطر بر اساس نقشه طرح بر سطح گلدانهای مورد نظر اضافه گردید.

۳-۳-۴- عملیات داشت

الف- آبیاری: در طی مراحل داشت که به مدت ۸ هفته به طول انجامید، مقدار رطوبت گلدان‌ها در حد رطوبت ظرفیت مزرعه ثابت نگه داشته شد.

ب- تنک کردن: پس از سبز شدن بذور تعداد گیاهچه‌های ذرت و سورگوم به ۳ عدد در هر گلدان کاهش یافت.

ج- مبارزه با علف‌های هرز: علف‌های هرز سبز شده در گلدان‌ها به منظور عدم ایجاد خطا در طرح، از همان ابتدا توسط دست وجین شد.

۳-۳-۵- برداشت نهایی

در پایان هفته هشتم گیاهان ذرت و سورگوم از یک سانتیمتری سطح خاک و با دقت قطع شدند. برای جدا کردن ریشه‌ها از خاک پس از اشباع کردن گلدان‌ها، خاک آن‌ها به آرامی با آب شسته شد. پس از تمیز کردن ریشه‌ها از مکان‌های مختلف آن حدود ۲ گرم نمونه برای اندازه‌گیری درصد کلونیزاسیون میکوریزی تهیه و در ظروف حاوی الکل اتانول ۵۰٪ قرار داده شد و مابقی ریشه‌ها را همراه با اندام‌های هوایی برداشت شده، به صورت جداگانه در پاکت‌های نمونه‌برداری قرار داده و به آزمایشگاه انتقال داده شدند.

۳-۴- صفات اندازه‌گیری شده و روش اندازه‌گیری

۳-۴-۱- وزن خشک ریشه، ساقه و برگ

نمونه‌های منتقل شده به آزمایشگاه را به چند بخش ساقه، برگ و ریشه تفکیک کرده و توسط دستگاه آون در دمای ۶۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۷۲ ساعت خشک شدند. سپس نمونه‌ها با ترازوی دیجیتالی با دقت ۰/۰۰۱ گرم توزین شدند. مقادیر به دست آمده بر حسب گرم در هر گلدان محاسبه شد.

۳-۴-۲- ارتفاع

در هر بوته ارتفاع گیاه از سطح خاک بر حسب سانتی متر اندازه گیری شده و میانگین ارتفاع بوته ها در هر گلدان محاسبه شد.

۳-۴-۳- تعیین درصد کلونیزاسیون میکوریزی

پس از شستشوی کامل ریشه ها جهت رنگ آمیزی اندامک های قارچی، حدود ۲ گرم از ریشه ها به مدت ۲۴ ساعت در محلول ۱۰ درصد هیدروکسید پتاسیم (KOH)^۱ و در دمای اتاق قرار داده شدند. جهت خنثی سازی محیط ریشه پس از شستشو، آن ها را به مدت ۱۰ دقیقه در محلول اسید کلریدریک ۰/۱ نرمال قرار داده و بلافاصله به مدت ۱۲ ساعت در محلول رنگی تریپان بلو (۲۲۵ میلی لیتر اسید لاکتیک، ۲۰۰ میلی لیتر گلیسرین، ۴۰۰ میلی لیتر آب مقطر و ۶۵ گرم رنگ تریپان بلو) جهت رنگ آمیزی قرار داده شدند. در پایان به منظور تثبیت رنگ، ریشه ها در محلول اسید لاکتیک و گلیسرول به مدت ۲۴ ساعت قرار داده شدند. از ریشه ها قطعاتی به طول ۱ سانتی متر و به تعداد ۵۰ عدد برای هر گلدان جدا شد. برای تعیین درصد کلونیزاسیون ریشه ها، از روش Slide Method استفاده شد. در این روش ریشه ها را بر روی لام ها قرار داده و با استفاده از میکروسکوپ نوری درصد کلونیزاسیون قارچ ها در قطعات ریشه گیاهان تعیین شد (براندرت و همکاران، ۱۹۹۶).

۳-۴-۴- کلروفیل

به منظور اندازه گیری شاخص کلروفیل، در اواخر دوره رشد تعداد ۳ عدد از برگ هر گیاه را به ترتیب از قسمت های پایینی، میانی و فوقانی گیاه انتخاب کرده و توسط دستگاه کلروفیل سنج اسپد (Spad-502) عدد کلروفیل آن قرائت شد.

^۱- Potassium Hydroxide

۳-۴-۵- اسید دیته خاک

به منظور بررسی تغییرات اسید دیته خاک در گلدان‌ها، یک نمونه ۱۰۰ گرمی از خاک هر گلدان را پس از برداشت گیاهان تهیه و به روش گل اشباع، pH خاک توسط دستگاه pH متر قرائت شد.

۳-۴-۶- عناصر سرب و فسفر

برای اندازه‌گیری عناصر سرب و فسفر از روش هضم تر تک اسیدی استفاده شد. این روش که حاصل تحقیقات و تلاش‌های فراوان دانشمندان می‌باشد، توسط دانشگاه آدلاید استرالیا گردآوری شده و برای عناصر B, Ca, Cd, Co, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Se, Zn, Cu و Zn کارآمد می‌باشد (WASUA, ۲۰۱۰).

در آغاز قطعات گیاهی خشک شده (شامل: برگ، ساقه و ریشه) را توسط دستگاه آسیاب برقی پودر و یکنواخت کرده و پس از توزین ۰/۴ گرم از نمونه‌های گیاهی، همراه با ۶ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۶۵٪ (تهیه شده از شرکت مرک آلمان) در داخل لوله‌های ۱۰۰ میلی‌لیتری دستگاه هضم قرار داده شدند. نمونه‌ها در طول یک شب به مدت تقریبی ۱۶ ساعت^۱ در آزمایشگاه قرار داده شدند.

میزان دما و زمان مورد نیاز برای انجام هضم وابسته به نوع بافت گیاهی (چوبی، علفی) متفاوت می‌باشد و برای این آزمایش زمان و حداکثر دمای لازم به ترتیب ۶ ساعت و ۱۴۰ درجه سانتی‌گراد تعیین شد. در مراحل پایانی هضم، گاز ابر مانند سفید رنگی از لوله‌ها خارج و ۳ تا ۴ میلی‌لیتر محلول شفاف رنگ و هضم شده در انتهای لوله‌ها باقی ماند. محلول حاصله را پس از سرد شدن توسط آب مقطر ۲ بار تقطیر به حجم ۵۰ سی‌سی رسانده و پس از عبور آن از کاغذ صافی و نمونه‌گیری از محلول، غلظت عناصر سرب و فسفر موجود در برگ، ساقه و ریشه گیاهان توسط دستگاه اندازه‌گیری پلاسمای جفت شده القایی (ICP-OES)^۲ تعیین شدند.

^۱- Overnight

^۲- Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry

۳-۴-۷- شاخص های گیاه پالایی

با استفاده از روابط زیر، شاخص های مورد نظر در پروسه گیاه پالایی محاسبه شدند

فرمول (۱-۳)

$$BI^{(1)} = \frac{\text{بیوماس خشک گیاهان در هر گلدان (گرم در گیاه گلدان)}}{\text{بیوماس خشک گیاهان در گلدان شاهد (گرم در گیاه گلدان)}} \quad \text{شی و همکاران، (۲۰۱۱)}$$

فرمول (۲-۳)

$$BF^{(2)} = \frac{\text{غلظت سرب گیاهان در هر گلدان (میکروگرم در گرم گیاه)}}{\text{غلظت سرب خاک در هر گلدان (میکروگرم در گرم خاک)}} \quad \text{تان هان و همکاران، (۲۰۰۷)}$$

فرمول (۳-۳)

$$MER^{(3)} = \frac{\text{محتوای سرب زیست توده هوایی در هر گلدان (میکروگرم در گیاه گلدان)}}{\text{محتوای سرب خاک در هر گلدان (میکروگرم در خاک گلدان)}} \quad \text{(مرتس و همکاران، ۲۰۰۵)}$$

فرمول (۴-۳)

$$TF^{(4)} = \frac{\text{غلظت سرب زیست توده هوایی در هر گلدان (میکروگرم در گرم گیاه)}}{\text{غلظت سرب ریشه در هر گلدان (میکروگرم در گرم گیاه)}} \quad \text{(پادماواتیاما و لی، ۲۰۰۷)}$$

۳-۵- تجزیه و تحلیل آماری داده ها:

برای تجزیه آماری داده های آزمایش و رسم نمودارها از نرم افزارهای SAS9.2 و MSTATC استفاده شد. کلیه مقایسات میانگین با آزمون LSD و در سطح احتمال ۵٪ صورت گرفت.

۱- Tolerance Index

۱- Bioaccumulation Coefficient

۱- Metal Extraction Ratio

۱- Translocation Factor

فصل چہارم

نتیجہ و بحث

۴-۱- صفات زراعی و مورفولوژیک

۴-۱-۱- وزن خشک ریشه

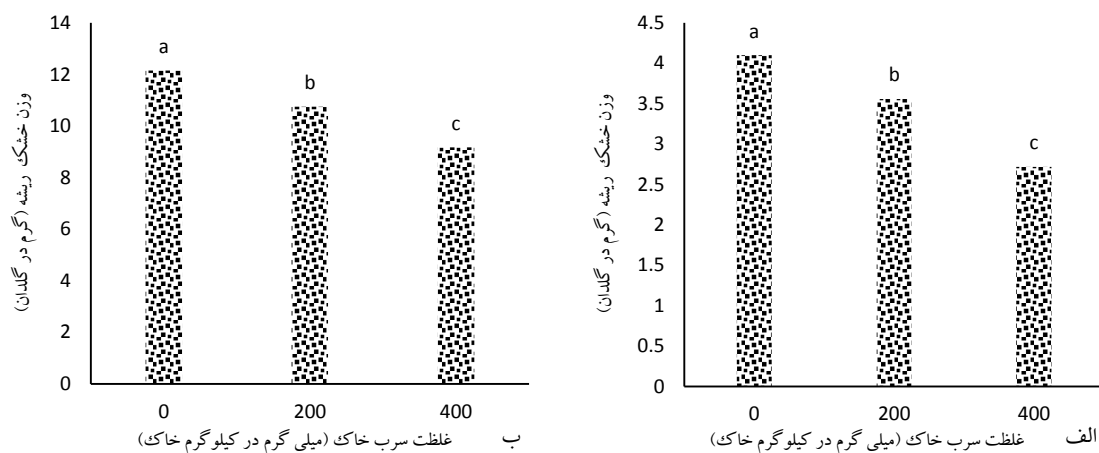
الف- ذرت

نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که تأثیر سرب و کلات بر وزن خشک ریشه ذرت معنی‌دار بوده ($P < 0.01$) ولیکن در سایر اثرات ساده و متقابل تفاوت آماری معنی‌دار مشاهده نشد (جدول پیوست ۱). با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌های وزن خشک ریشه ذرت تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (شکل ۴-۱ الف)، با افزایش سطح این آلاینده در خاک از میزان وزن خشک ریشه گیاه به صورت معنی‌دار کاسته شد و کم‌ترین میزان این صفت ۲/۷۲ گرم در گلدان و در بالاترین سطح آلاینده (۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک) بدست آمد که نسبت به گیاهان شاهد ۵۰/۷۳ درصد کاهش داشت. همچنین میزان بیوماس خشک ریشه این گیاه با کاربرد ۱۰ میلی‌مول از کلات EDTA بر کیلوگرم خاک ۲۰/۵۷ درصد کاهش یافت (شکل ۴-۲ الف).

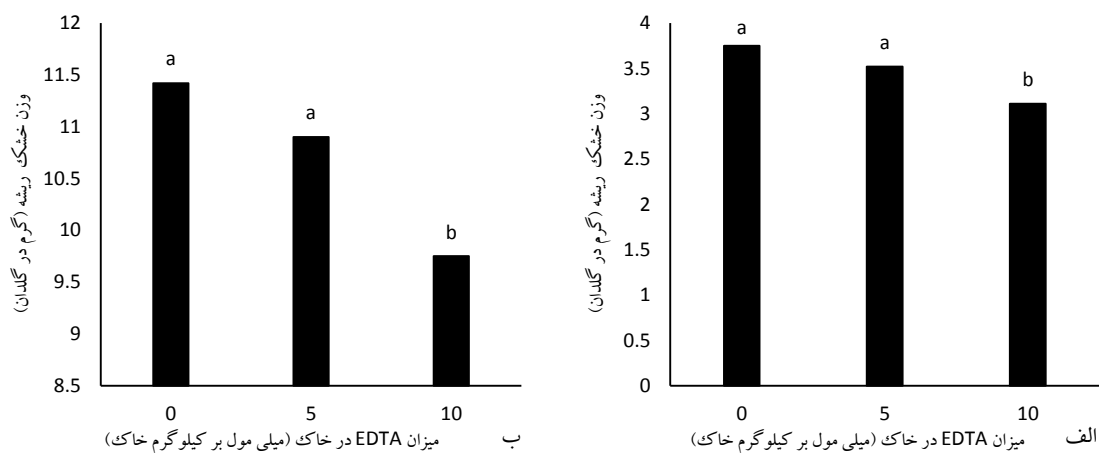
ب- سورگوم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر فاکتورهای سرب و کلات در سطح احتمال ۱٪ بر میزان وزن خشک ریشه گیاه سورگوم معنی‌دار بودند. اثر قارچ میکوریز و همچنین اثرات متقابل دوگانه و سه‌گانه (سرب، میکوریز و کلات) معنی‌دار نشدند (جدول پیوست ۱). مقایسه میانگین‌های وزن خشک ریشه تحت تأثیر سطوح سرب (شکل ۴-۱ ب)، نشان می‌دهد که بالاترین وزن خشک ریشه سورگوم ۱۲/۱۵ گرم در گلدان و در تیمارهای شاهد (غیر آلوده) و کم‌ترین میزان آن نیز ۹/۱۷ گرم در گلدان و در بالاترین سطح آلاینده (۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک) به دست آمد که این مقدار نسبت به گیاهان شاهد ۳۲/۴۹ درصد کاهش داشته است. از سوی دیگر با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۲ ب)، بین سطوح شاهد و کاربرد ۵ میلی‌مول از کلات بر کیلوگرم خاک، در میزان وزن خشک ریشه سورگوم اختلاف آماری معنی‌داری مشاهده نشد درحالی‌که بین سطوح شاهد (عدم اعمال کلات)

و سطح ۱۰ میلی مول کلات بر کیلوگرم خاک، اختلاف معنی دار بود، به طوریکه با کاربرد ۱۰ میلی مول از کلات بر کیلوگرم خاک، میزان وزن خشک ریشه این گیاه نسبت به گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) ۱۷/۱۲ درصد کاهش یافت.



شکل (۴-۱) تأثیر سرب بر وزن خشک ریشه گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۴-۲) تأثیر EDTA بر وزن خشک ریشه گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)

تجمع فلزات سنگین در محیط ریشه سبب اختلال در فعالیت آنزیم‌ها، کاهش میزان متابولیسم سلولی، کاهش فتوسنتز، افت تعرق، فقدان نیتروژن و فسفر و در نتیجه محدود شدن رشد، تسریع پیری و حتی مرگ گیاه می‌شوند (پاندی و شارما، ۲۰۰۲). مسمومیت در این اندام سبب ایجاد ریشه‌های کوتاه، کج، متورم و کنده مانند می‌گردد که دلیل آن می‌تواند ناشی از کاهش تولید ریشه‌های ثانویه در گیاه باشد (کوپیتک و همکاران، ۲۰۰۷). در تحقیقی که بر روی پتانسیل گیاه‌پالایی چند گونه گیاهی در

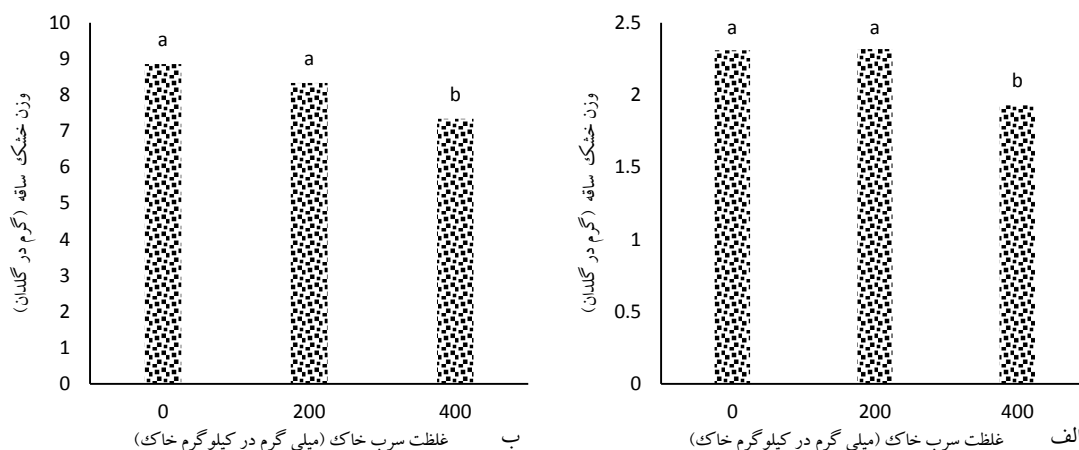
محیط آلوده به سرب صورت گرفت، مشاهده شد که همزمان با افزایش محتوای سرب خاک تا سطح ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم محیط، از میزان وزن خشک ریشه در گونه‌های گیاهی *Schizolobium parahyba* و *Erythrina speciosa* کاسته شد (ریبرودسوزا و همکاران، ۲۰۱۲).

کلات‌هایی مانند EDTA و EDDS در غلظت‌های آستانه ۵ میلی مول و بیشتر، غشای سلول‌های ریشه را که در شرایط طبیعی جذب و انتقال نمک‌ها را به عهده دارند تخریب کرده و سبب آسیب به این اندام‌ها و کاهش بیوماس آن می‌شوند (واسیل و همکاران، ۱۹۹۸). سان و همکاران (۲۰۰۹) در مطالعه‌ای که بر روی گیاه گل‌ناز در خاک‌های آلوده به پسماندهای صنعتی انجام داده بودند عنوان کردند که با افزایش کاربرد کلات در این خاک‌ها از میزان وزن خشک ریشه گیاه کاسته شد.

۴-۱-۲- وزن خشک ساقه

نتایج حاصل از این تحقیق (جدول پیوست ۱)، نشان داد که فاکتور سرب بر میزان وزن خشک ساقه در گیاهان ذرت و سورگوم معنی‌دار بود ($P < 0.01$) و در سایر اثرات ساده و متقابل تفاوت آماری معنی‌دار مشاهده نشد. با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۳-۴)، کم‌ترین میزان وزن خشک ساقه در ذرت (الف) و سورگوم (ب) به ترتیب ۱/۹۳ و ۷/۳۴ گرم در گلدان و در بالاترین سطح سرب بدست آمد که این میزان نسبت به گیاهان شاهد به ترتیب ۱۹/۶۸ و ۲۰/۷۰ درصد کاهش داشت ولیکن بین سطوح شاهد و ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی‌داری مشاهده نشد.

وجود فلزات سنگین در محیط زیست گیاهان نوعی عامل تنش‌زا محسوب می‌شود که سبب ایجاد تغییرات فیزیولوژیک در گیاه شده و می‌تواند سبب کاهش توان رشد گیاه و در حالت شدیدتر سبب از بین رفتن گیاه شود (بیکر، ۲۰۰۰). گو و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی گیاه تاج ریزی سیاه و در خاک‌های آلوده انجام داده بودند عنوان کردند که در خاک‌های با غلظت بالای سرب و کادمیوم از میزان بیوماس خشک ساقه به صورت معنی‌دار کاسته شد.



شکل (۳-۴) تأثیر سرب بر وزن خشک ساقه گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)

۳-۱-۴- وزن خشک برگ

الف- ذرت

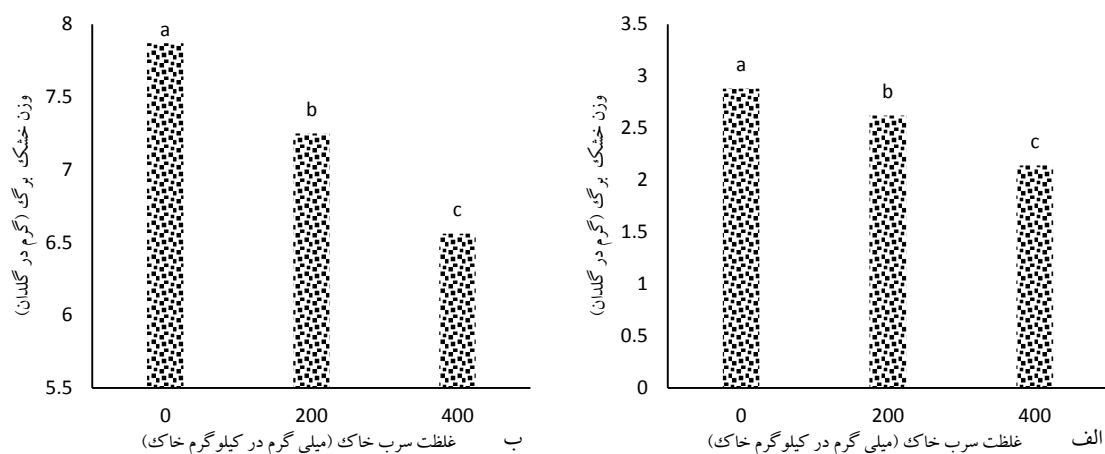
نتایج حاصل از این تحقیق (جدول پیوست ۱)، نشان داد که اثر فاکتورهای سرب و کلات بر میزان وزن خشک برگ در گیاه ذرت معنی‌دار بودند ($P < 0.01$). مقایسه میانگین‌های وزن خشک برگ ذرت تحت تأثیر سطوح سرب نشان داد که با افزایش محتوای سرب خاک از میزان وزن خشک برگ این گیاه به صورت معنی‌دار کاسته شد به طوریکه کم‌ترین میزان این صفت ۲/۱۴ گرم در گلدان، در بالاترین سطح سرب و بیشترین میزان آن نیز ۲/۸۸ گرم در گلدان، در خاک‌های شاهد بدست آمد (شکل ۴-۴ الف). همچنین عامل کلات نیز سبب کاهش معنی‌دار بیوماس خشک برگ شد. اگرچه بین سطوح ۵ و ۱۰ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی‌دار مشاهده نشد ولیکن بین سطوح کاربرد و عدم کاربرد کلات اختلاف معنی‌دار بود (شکل ۴-۵ الف).

وجود یون‌های آزاد EDTA در گیاه به دلیل عدم یکنواختی در جذب مواد معدنی نظیر روی، مس، آهن و کلسیم سبب بروز سمیت در گیاه شده که در نهایت منجر به تخریب متابولیسم سلول‌ها و عدم پایداری در غشای پلاسمایی می‌شوند (توماس‌رولی و همکاران، ۲۰۰۴). سان و همکاران (۲۰۰۹) در مطالعاتی که بر روی گیاه گل‌ناز در خاک‌های آلوده به پسماندهای صنعتی انجام داده بودند، عنوان

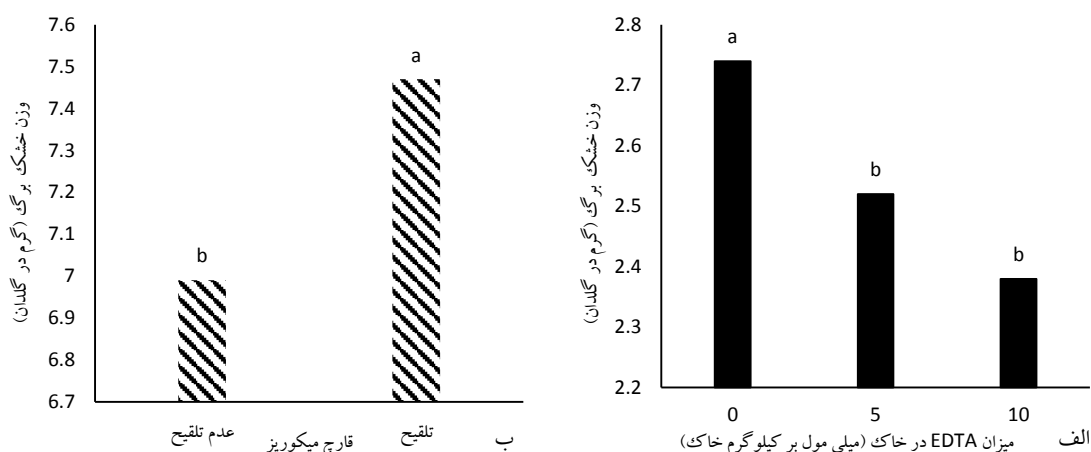
کردند که با اعمال کلات EDTA در این خاک‌ها از میزان بیوماس اندام‌های ساقه و برگ گیاه کاسته شده و تأثیر آن در بالاترین سطح مصرف کلات محسوس تر بود.

ب- سورگوم

مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۱)، اثر فاکتورهای سرب و قارچ به ترتیب در سطوح احتمال ۱٪ و ۵٪ بر وزن خشک برگ گیاه سورگوم معنی‌دار بودند. نتایج حاصل از مقایسه میانگین‌های وزن خشک برگ تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (شکل ۴-۴ ب)، نشان داد که کم‌ترین میزان این صفت ۶/۵۶ گرم در گلدان و در سطح ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک به دست آمد که این مقدار نسبت به سطح شاهد سرب، ۱۹/۹۶ درصد کاهش داشت. همچنین با کاربرد قارچ میکوریز آرباسکولار در خاک گلدان‌ها، میزان بیوماس خشک برگ در این گیاهان نسبت به گیاهان شاهد ۶/۸۶ درصد افزایش یافت (شکل ۴-۵ ب).



شکل (۴-۴) تأثیر سرب بر وزن خشک برگ گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۴-۵) الف: تأثیر کلات بر وزن خشک برگ گیاه ذرت، ب: تأثیر قارچ میکوریز بر وزن خشک برگ گیاه سورگوم

تجمع بیش از اندازه فلزات سنگین در اکثر گیاهان سبب بروز مسمومیت شده و زمانی که یون‌های فلزی در سطوح بالا در محیط وجود داشته باشند به مقدار زیادی توسط ریشه گیاهان جذب و به اندام‌های هوایی گیاه انتقال می‌یابند که این امر منجر به صدمات شدید متابولیسمی و کاهش رشد در گیاهان می‌شود (هه و یانگ، ۲۰۰۷). گو و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی گیاه تاج ریزی سیاه و در خاک‌های آلوده انجام داده بودند، عنوان کردند که در خاک‌های با غلظت بالای عناصر سرب و کادمیوم از بیوماس خشک برگ گیاه به صورت معنی‌دار کاسته شد.

میکروارگانیزم‌های خاک سبب افزایش تولید تنظیم‌کننده‌های رشد و افزایش جذب آب و مواد غذایی در گیاه شده و در نتیجه رشد اندام‌های گیاه را افزایش می‌دهند (گیک، ۲۰۰۳؛ ان و کوو، ۲۰۱۰). همچنین قارچ‌های میکوریز در صورت همزیستی با ریشه‌های گیاهان توان تولید سطوحی از ترکیبات مانند سیستئین و گلوتاتیون را دارند که این ترکیبات می‌توانند عناصر سنگین را در داخل بافت‌های گیاه کلاته کرده و از سمیت آن‌ها بکاهند (گالی و همکاران، ۱۹۹۵). در تحقیقی که سودوا و واساتکا (۲۰۰۷) بر روی گیاه توتون^۱ و در شرایط محیطی آلوده به سرب انجام داده بودند گزارش دادند که میزان بیوماس اندام‌های هوایی و ریشه این گیاهان با محتوای سرب خاک رابطه عکس داشته و با افزایش سطح این آلاینده در خاک از میزان بیوماس آن‌ها کاسته شد.

۱- Tobacco clones

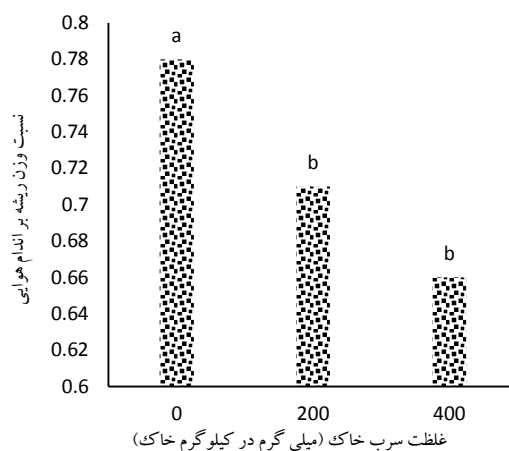
۴-۱-۴- نسبت وزن ریشه به بخش هوایی

الف- ذرت

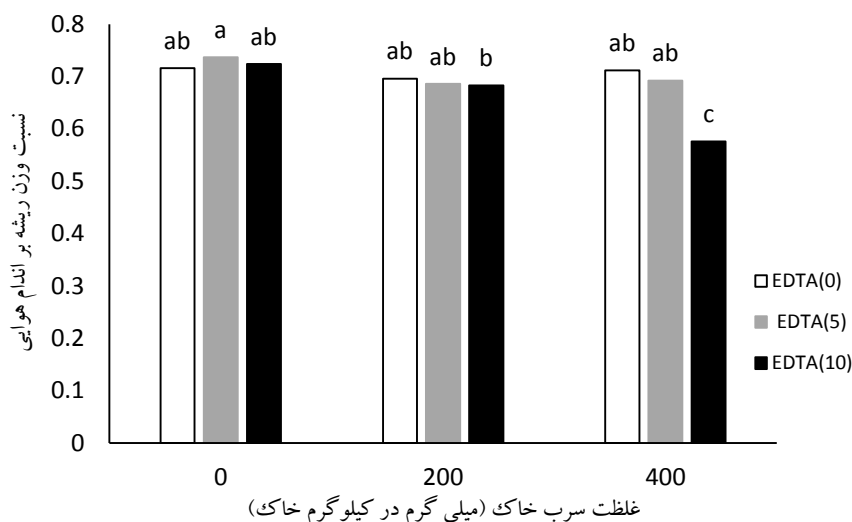
مطابق نتایج جدول تجزیه واریانس داده‌ها (جدول پیوست ۱) فاکتور سرب تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال ۱٪ بر میزان این نسبت در گیاه ذرت داشت. با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۶)، در بررسی عامل سرب با افزایش میزان غلظت این آلاینده در خاک، از میزان این نسبت در گیاه کاسته شد ولیکن بین سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی‌دار مشاهده نشد. کاهش میزان این نسبت نشان‌دهنده تأثیر بالای سرب بر رشد و پراکنش ریشه‌ها نسبت به اندام‌های هوایی می‌باشد.

ب- سورگوم

در خصوص این صفت، مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۱)، اثرات ساده سرب و کلات و همچنین اثرات متقابل آن‌ها در سطح احتمال ۱٪ معنی‌دار بودند. با توجه به شکل ۴-۷، کم‌ترین میزان این نسبت در سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک و اعمال ۱۰ میلی‌مول از کلات در کیلوگرم خاک به دست آمد که نسبت به گیاهان شاهد ۲۴/۳۰ درصد کاهش داشت.



شکل (۴-۶) تأثیر سرب بر نسبت وزن ریشه به اندام هوایی ذرت



شکل (۴-۷) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر نسبت وزن ریشه به اندام هوایی سورگوم

فرآیند جذب عناصر از سلول‌های ریشه آغاز شده و این سلول‌ها اولین و اصلی‌ترین نقطه در فرآیند گیاه جذبی می‌باشند (ایکن، ۲۰۰۸). طبق مطالعات انجام شده، ریشه‌ها نسبت به تنش سرب حساس‌تر از بخش هوایی گیاهان می‌باشند و گزارشات محققین نشان داده که این فلز، رشد ریشه را از طریق محدود کردن تقسیم سلولی و کشیدگی سلول‌ها کاهش می‌دهد (فودور و همکاران، ۱۹۹۶). در تحقیقی که به منظور بررسی فرآیند گیاه‌پالایی در چند گونه گیاهی و در محیط آلوده به سرب صورت گرفت، گزارش شد که همزمان با افزایش غلظت این آلاینده در محیط، میزان سهم توزیع این فلز در بافت ریشه نسبت به بافت‌های هوایی گیاه افزایش یافته و سبب کاهش بیشتر حجم این اندام نسبت به بافت هوایی گیاه شده است (دِسوزا و همکاران، ۲۰۱۲).

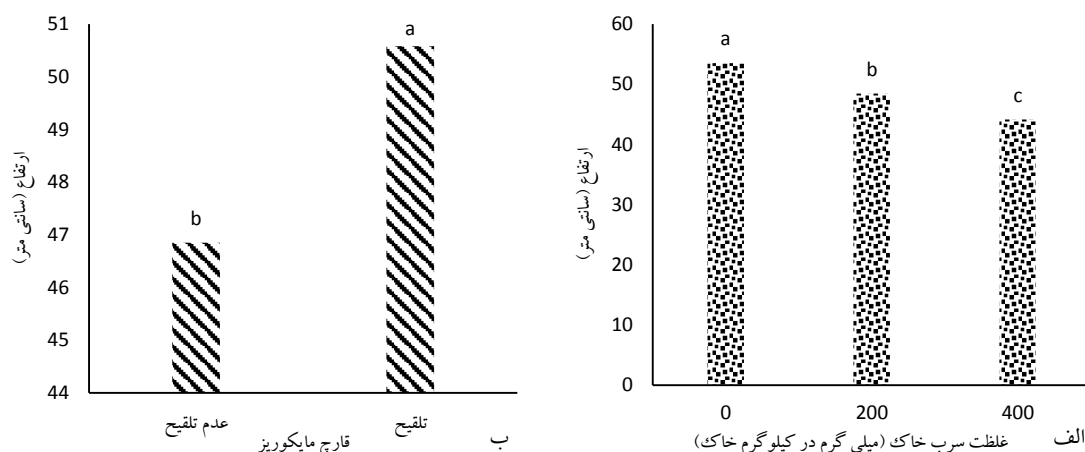
۴-۱-۵- ارتفاع

ب- ذرت

مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۲)، فاکتورهای سرب و قارچ میکوریز به ترتیب در سطوح احتمال ۱٪ و ۵٪ بر میزان ارتفاع بوته ذرت معنی‌داری بودند. ضمناً در سایر اثرات ساده و اثرات متقابل دوگانه و سه‌گانه اختلاف آماری معنی‌دار مشاهده نشد. مقایسه میانگین‌های ارتفاع ذرت تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (شکل ۴-۸ الف)، نشان داد که با افزایش سطح این آلاینده در خاک، از میزان

ارتفاع گیاه ذرت به صورت معنی دار کاسته شد، به طوریکه بیشترین ارتفاع ساقه در این گیاه ۵۳/۵۲ سانتی متر در تیمار شاهد (غیر آلوده) و کمترین میزان آن نیز ۴۴/۱۵ سانتی متر و در سطح ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک به دست آمد. در واقع با افزایش سطح سرب خاک، ارتفاع ساقه به صورت معنی دار کاهش یافت. دسوزا و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعات خود که بر روی گونه گیاهی *Schizolobium parahyba* و در سطوح متغیر سرب انجام داده بودند، مشاهده کردند که با افزایش سطح این فلز در خاک از میزان ارتفاع گیاه کاسته شد.

از سوی دیگر با به کار گیری قارچ میکوریز، میزان ارتفاع گیاه ذرت نسبت به گیاهان شاهد ۷/۹۶ درصد افزایش یافت (شکل ۴-۸ ب). افزایش در رشد و حجم چندین گونه گیاهی فرارانشگر در صورت تلقیح شدن با ریز موجودات رایزوسفری و اندوفیتی مشاهده شده است (کابلوکنجو و همکاران، ۲۰۱۱؛ گوش و همکاران، ۲۰۱۱).



شکل (۸-۴) مقایسه میانگین های ارتفاع گیاه ذرت، تحت تأثیر سطوح سرب (الف) و قارچ میکوریز (ب)

ب- سورگوم

با توجه به نتایج جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۱)، در هیچ یک از عوامل مورد مطالعه در ارتفاع گیاه سورگوم، اختلاف آماری معنی دار مشاهده نشد.

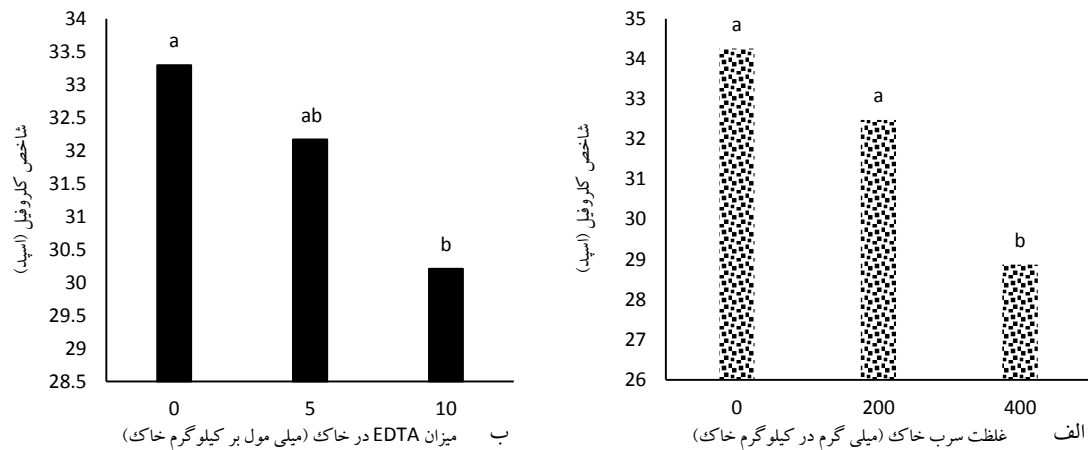
۴-۲- کلروفیل

الف- ذرت

نتایج حاصل از این تحقیق در جدول پیوست ۲، بیان گر معنی دار شدن فاکتورهای سرب و کلات به ترتیب در سطوح احتمال ۱٪ و ۵٪ بر شاخص کلروفیل ذرت بود. ولی سایر اثرات ساده و متقابل در صفت مورد مطالعه معنی دار نشدند. با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۹ الف)، در بررسی عامل سرب کم‌ترین میزان این شاخص ۲۸/۸ اسپد و در سطح ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک بدست آمد که این میزان نسبت به سطح شاهد سرب، ۱۸/۶۶ درصد کاهش داشت.

گوش و همکاران (۲۰۰۵) عنوان کردند که فلزات سنگین جانشین فلزات ضروری در گیاهان شده و از آنجا که برخی از این عناصر نقش اساسی در تشکیل رنگیزه های فتوسنتزی دارند، سبب کاهش پیگمان های فتوسنتزی نظیر کلروفیل ها و کارتنوئیدها شده و در نهایت از میزان فتوسنتز و رشد گیاه کاسته می شود. در مطالعه ای که بر روی چند گونه گیاهی و در محیط آلوده به سرب صورت گرفت، عنوان گردید که همزمان با افزایش محتوای سرب در محیط، از محتوای کلروفیل a، b و کلروفیل کل در این گیاهان کاسته شد (دِسوزا و همکاران، ۲۰۱۲).

همچنین در بررسی تیمار کلات، کمترین میزان این شاخص ۳۰/۲۱ اسپد و در صورت اعمال ۱۰ میلی مول از کلات بر کیلوگرم خاک بدست آمد و بالاترین میزان آن نیز ۳۳/۲۰ اسپد و در گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) مشاهده شد (شکل ۴-۹ ب). در غلظت های بالای سرب و آمینو پلی کربوکسیلیک اسیدها، علائم سمیت به صورت خشکیدگی، نکروز و پیچیدگی حاشیه برگ ها مشاهده می گردد، این علائم به دلیل جذب سریع کمپلکس های سرب و فرم آزاد EDTA در شاخساره و اختلال در فتوسنتز و کلروفیل سازی برگ روی می دهند (ناوری ایزو و کوارتاچی، ۲۰۰۱).



شکل (۹-۴) مقایسه میانگین‌های شاخص کلروفیل گیاه ذرت تحت تأثیر سطوح سرب (الف) و کلات (ب)

ب- سورگوم

با توجه به جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۱)، در هیچ یک از عوامل مورد مطالعه بر شاخص کلروفیل گیاه سورگوم، اختلاف آماری معنی‌دار مشاهده نشد.

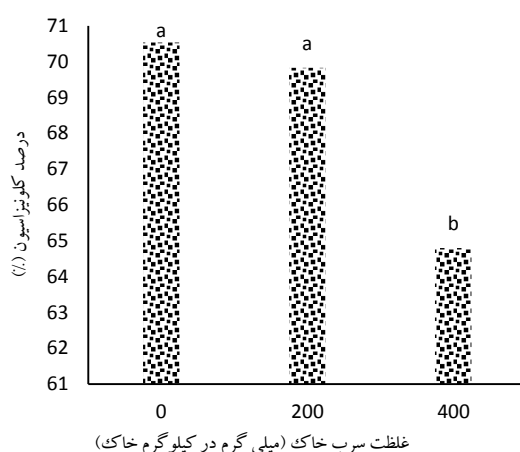
۳-۴- درصد کلونیزاسیون میکوریزی

الف- ذرت

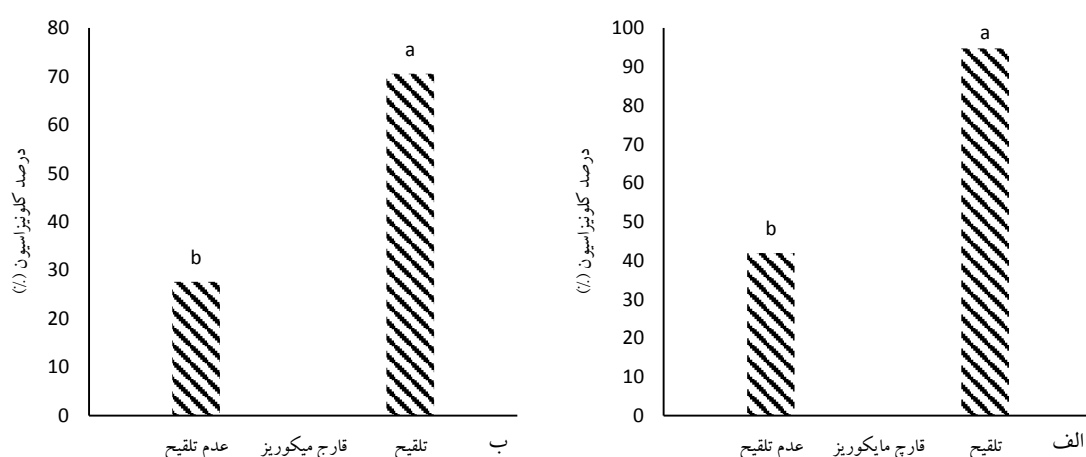
نتایج حاصل از این تحقیق در جدول پیوست ۲، بیان گر معنی‌دار شدن اثرات اصلی سرب و قارچ به ترتیب در سطوح احتمال ۱٪ و ۵٪ بر میزان کلونیزاسیون ریشه گیاه ذرت بود. مقایسه میانگین‌های درصد کلونیزاسیون ریشه ذرت تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (شکل ۴-۱۰) نشان داد که کمترین میزان این شاخص ۶۴/۸۰ درصد و در بالاترین سطح سرب بدست آمد. در محیط خاک، عناصر سنگین بر میزان فراوانی و فعالیت جوامع میکروبی خاک اثر منفی می‌گذارند (خان و همکاران، ۲۰۱۰). دسوزا و همکاران (۲۰۱۲) در تحقیقی که به منظور بررسی نقش قارچ‌های میکوریز آرباسکولار بر روی گونه گیاهی *Calopogonium mucunoides* و در خاک آلوده به سرب انجام داده بودند، دریافتند که با افزایش سطح آلودگی خاک (۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک)، از میزان کلونیزاسیون این قارچ‌ها با ریشه گیاه کاسته شد. از سوی دیگر با توجه به شکل ۴-۱۱ الف، متوسط کلونیزاسیون ریشه ذرت در خاک‌های حاوی قارچ ۹۴/۷۸ درصد بود در حالیکه در خاک‌های شاهد ۴۱/۹۹ درصد بود.

ب- سورگوم

مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۲)، در بین فاکتورهای مورد بررسی تنها قارچ‌های میکوریز تأثیر معنی‌دار بر میزان کلونیزاسیون ریشه گیاه سورگوم داشتند ($P < 0.01$). همان‌طور که در نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۱۱ ب) مشاهده شد، متوسط کلونیزاسیون ریشه سورگوم در خاک-های حاوی قارچ ۷۰/۵۸ درصد بود در حالیکه در خاک‌های شاهد ۲۷/۶۱ درصد بود. قارچ‌های میکوریز قادراند در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین به صورت همزیست با ریشه گیاه زندگی کنند (مارکس و همکاران، ۲۰۰۷).



شکل (۴-۱۰) تأثیر سرب بر کلونیزاسیون ریشه ذرت



شکل (۴-۱۱) تأثیر قارچ میکوریز بر کلونیزاسیون ریشه گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)

۴-۴- اسید دیته خاک (pH)

با توجه به جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۲)، در هیچ یک از عوامل مورد مطالعه بر میزان اسید دیته خاک گلدان‌های ذرت و سورگوم، اختلاف آماری معنی‌دار مشاهده نشد.

۴-۵- غلظت سرب بافت‌های گیاه

۴-۵-۱- غلظت سرب ریشه

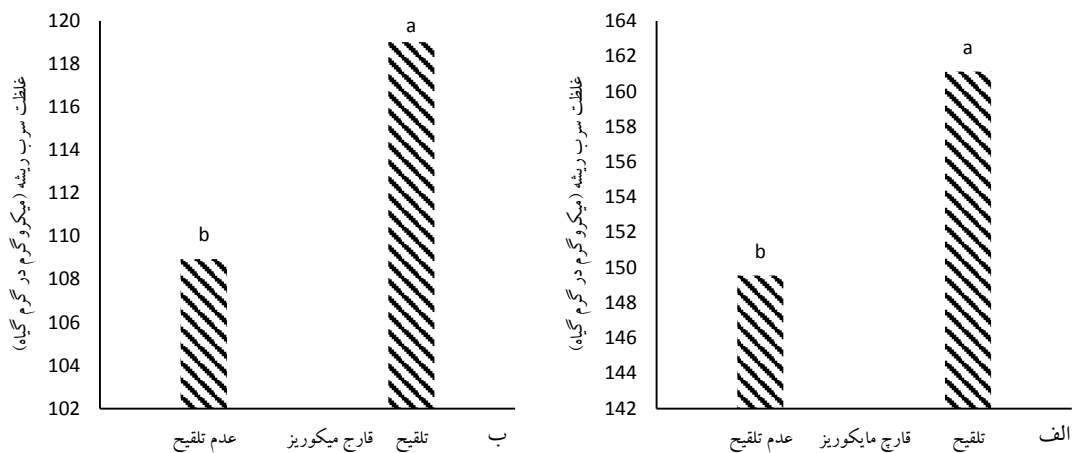
الف- ذرت

نتایج حاصل از این تحقیق در جدول پیوست ۳، بیان گر معنی‌دار شدن اثرات ساده سرب و کلات در سطح احتمال ۱٪ و همچنین اثر قارچ و برهمکنش فاکتورهای سرب و کلات در سطح احتمال ۵٪ بر میزان غلظت سرب در ریشه گیاه ذرت بود. نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که همزیستی این قارچ با گیاه ذرت سبب افزایش ۷/۷۴ درصدی غلظت سرب در ریشه ذرت نسبت به گیاهان شاهد شد (شکل ۴-۱۲ الف). حضور جوامع زیستی در رایزوسفر گیاهان فعل و انفعالات زیست‌پالایی را با تحریک و افزایش جذب و یا تجزیه آلودگی تشدید می‌کند. از سوی دیگر با توجه به شکل ۴-۱۳، بالاترین میزان غلظت سرب ریشه ذرت، در بالاترین سطح سرب (۴۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) و اعمال ۱۰ میلی-مول از کلات بر کیلوگرم خاک به دست آمد. اگر چه در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، بین اعمال ۵ و ۱۰ میلی مول از کلات بر کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی‌دار نبود، ولیکن هر دو سطح مصرف کلات EDTA با سطح شاهد آن اختلاف معنی‌دار داشتند.

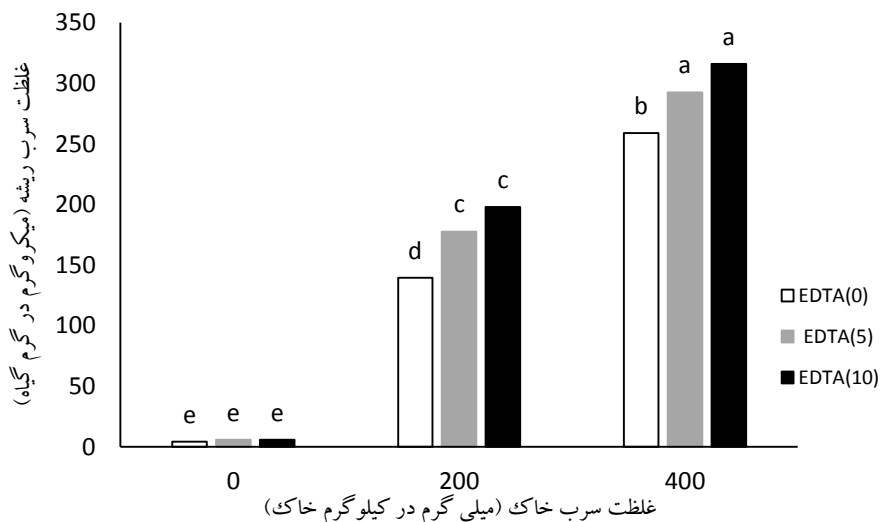
ب- سورگوم

مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۳)، تأثیر فاکتورهای سرب و کلات و اثر متقابل آن‌ها در سطح احتمال ۱٪ و همچنین اثر فاکتور قارچ در سطح احتمال ۵٪ بر میزان غلظت سرب در ریشه سورگوم معنی‌دار بودند. با توجه به شکل ۴-۱۲ ب، مشخص شد که همزیستی گیاه سورگوم با این قارچ سبب افزایش ۹/۲۵ درصدی غلظت سرب ریشه شد. از سوی دیگر نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۴)

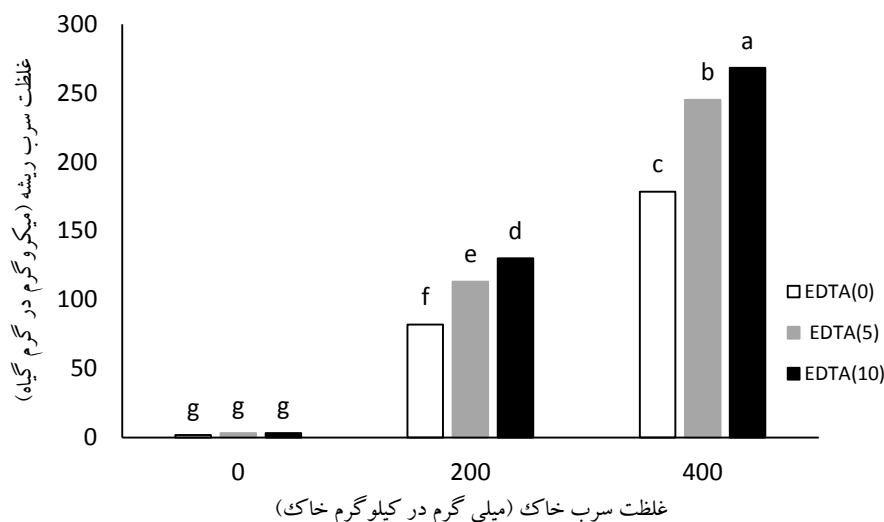
(۱۴)، نشان داد که بالاترین میزان غلظت سرب در ریشه این گیاه، ۲۶۸/۳۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک گیاه، در سطح ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک و مصرف ۱۰ میلی مول کلات بر کیلوگرم خاک به دست آمد که نسبت به گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) در همان سطح سرب، ۵۰/۳۲ درصد افزایش داشت. نتایج نشان دهنده اثر کمکی EDTA در جذب سرب توسط گیاه بود.



شکل (۱۲-۴) تأثیر قارچ میکوریز بر غلظت سرب ریشه ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۱۳-۴) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر غلظت سرب ریشه ذرت



شکل (۴-۱۴) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر میزان غلظت سرب ریشه سورگوم

برهمکنش قارچ‌های میکوریز و ریشه گیاهان قابلیت دسترسی بیولوژیکی به فلز در محدوده ریشه را از طریق ترشح پروتون، اسیدهای آلی، تشکیل کمپلکس کاتیون‌های فلزی با آمینواسیدها و آنزیم‌ها بهبود می‌بخشند (یانگ و همکاران، ۲۰۰۵). دسوزا و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که به منظور بررسی همزیستی قارچ آرباسکول با گونه گیاهی *Calopogonium mucunoides* و در محیط آلوده به سرب انجام داده بودند، دریافتند که این قارچ همزمان با افزایش میزان آلودگی خاک تا سطح ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش غلظت و محتوای این فلز در بافت‌های هوایی و ریشه گیاه شده ولی در سطوح بالای این آلاینده از میزان آن‌ها در گیاه کاسته شد.

EDTA با فرم آزاد سبب نابودی موانع فیزیولوژیکی موجود در ریشه از طریق حذف کاتیون‌های Ca^{2+} و Fe^{2+} می‌شود که نقش مهمی در خاصیت انتخاب پذیری غشای پلاسمای سلول‌های ریشه دارند و سبب تسهیل انتقال عناصر به داخل گیاه می‌شود (نواک و همکاران، ۲۰۰۶). در پژوهشی که بابائیان و همکاران (۱۳۸۹) در خاک‌های آلوده به سرب و بر روی گیاه هویج انجام داده بودند، بیان کردند که برهمکنش کلات و سرب بر میزان غلظت سرب در ریشه و اندام‌های هوایی این گیاه معنی‌دار بوده و با حضور کلات در این خاک‌ها، میزان غلظت سرب در بافت‌های این گیاه به مراتب بیش از شرایط عدم حضور کلات در خاک بود.

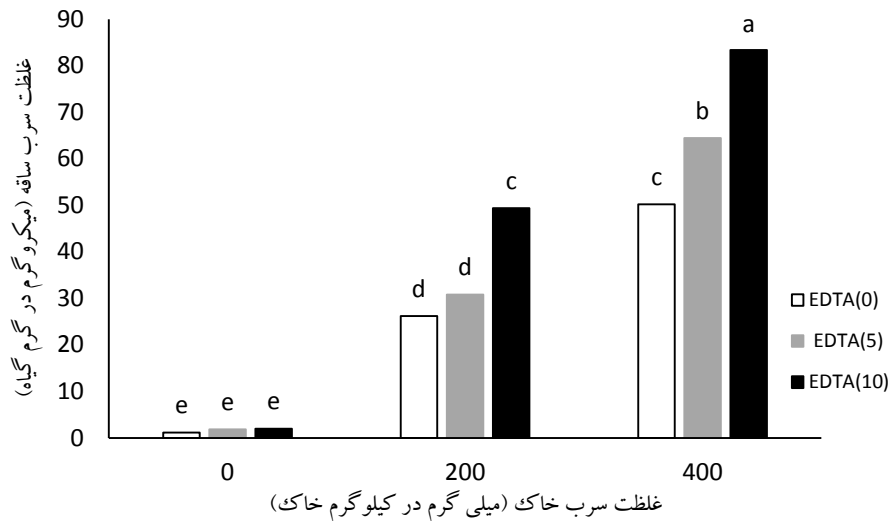
۴-۵-۲- غلظت سرب ساقه

الف- ذرت

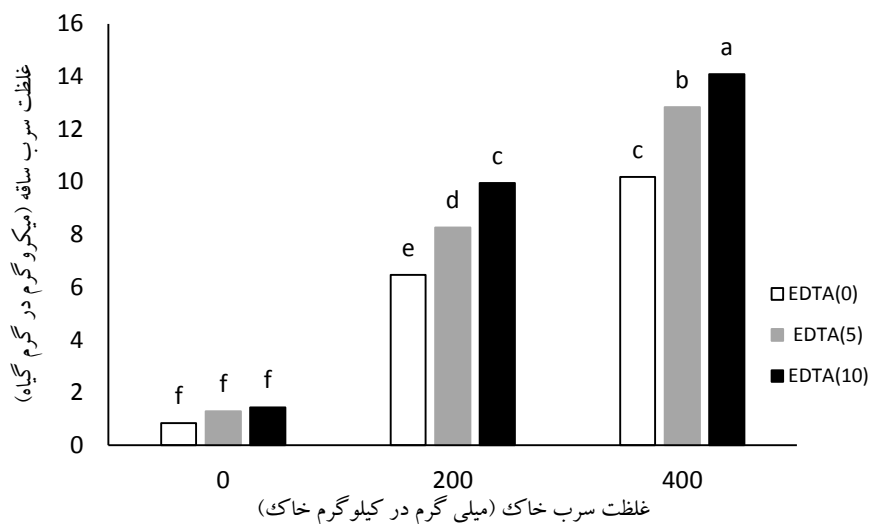
نتایج جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۳)، نشان داد که اثرات اصلی سرب و کلات و همچنین برهمکنش آن‌ها بر میزان غلظت این فلز در ساقه گیاه ذرت معنی‌دار شدند ($P < 0.01$). با توجه به نمودار شکل ۴-۱۵، در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، اعمال ۱۰ میلی‌مول از کلات بر کیلوگرم خاک سبب افزایش معنی‌دار غلظت سرب شد به‌طوری‌که بالاترین میزان آن ۸۳/۴ میکروگرم بر گرم وزن خشک گیاه، در سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک و مصرف ۱۰ میلی‌مول از کلات بر کیلوگرم خاک به دست آمد.

ب- سورگوم

نتایج حاصل از این تحقیق در جدول پیوست ۳، نشان داد که اثرات ساده سرب و کلات و همچنین اثر متقابل این دو عامل بر میزان غلظت سرب در ساقه سورگوم معنی‌دار شدند ($P < 0.01$). با توجه به شکل ۴-۱۶، مشاهده شد که با افزایش سطح آلودگی خاک، میزان غلظت این فلز در این بخش از گیاه افزایش یافته و در صورت اعمال کلات میزان آن شدت گرفت. در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، اعمال هر دو سطح کلات سبب افزایش معنی‌دار میزان غلظت سرب ساقه شد و بالاترین میزان آن نیز ۱۴/۰۸ میکروگرم بر گرم وزن خشک گیاه بود که در بالاترین سطح سرب و مصرف ۱۰ میلی‌مول از کلات در کیلوگرم خاک به دست آمد. در مطالعه‌ای که ژانگ و همکاران (۲۰۰۹) بر روی ارقام گیاه سورگوم در خاک‌های آلوده و در بازه زمانی ۱۲۰ روزه انجام داده بودند، عنوان کردند که استفاده از کلات EDTA در اواخر رشد گیاه، سبب تشدید غلظت سرب گیاه شد.



شکل (۴-۱۵) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر میزان غلظت سرب ساقه ذرت



شکل (۴-۱۶) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر میزان غلظت سرب ساقه سورگوم

۴-۵-۳- غلظت سرب برگ

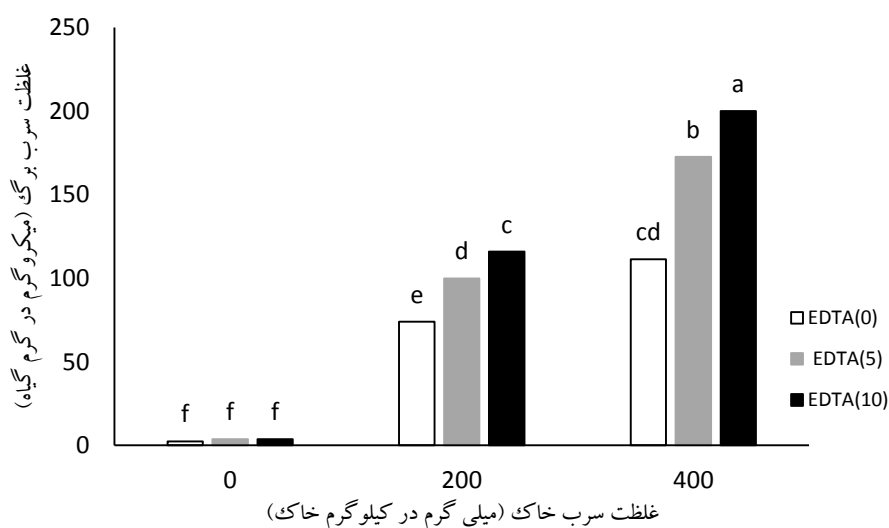
الف- ذرت

نتایج حاصل از این تحقیق در جدول پیوست ۳، نشان داد که اثرات ساده سرب و کلات و همچنین اثر متقابل آن‌ها بر میزان غلظت این فلز در برگ ذرت معنی‌دار شد ($P < 0.01$). با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۱۷)، بالاترین غلظت سرب در برگ ذرت ۲۰۰/۰۶ میکروگرم بر گرم وزن خشک

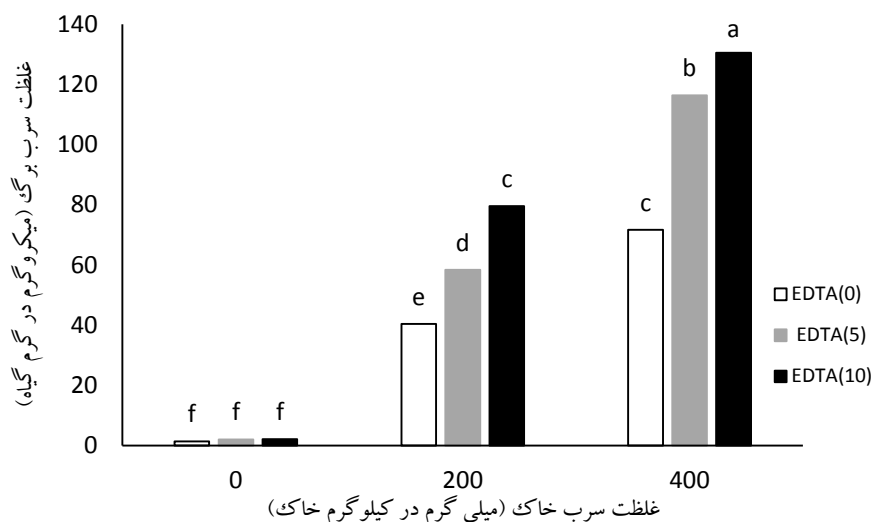
گیاه، در بالاترین سطح سرب و مصرف ۱۰ میلی مول از کلات در کیلوگرم خاک به دست آمد که نسبت به گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) در همان سطح سرب، ۷۹/۷۸ درصد افزایش نشان داد.

سورگوم

نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس داده‌ها (جدول پیوست ۳)، بیان کننده معنی داری اثرات ساده سرب و کلات و همچنین برهمکنش این دو فاکتور در سطح احتمال ۱٪ بر غلظت سرب در برگ سورگوم می‌باشد. با توجه به نمودار شکل ۴-۱۸، کاربرد کلات در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش غلظت این عنصر در برگ سورگوم شد. بالاترین میزان این صفت ۱۳۰/۵۱ میکروگرم بر گرم وزن خشک گیاه، در بالاترین سطح سرب و مصرف ۱۰ میلی مول از کلات در کیلوگرم خاک به دست آمد که نسبت به گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) در همان سطح سرب، ۸۲/۱۴ درصد افزایش داشت.



شکل (۴-۱۷) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر میزان غلظت سرب برگ ذرت



شکل (۴-۱۸) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر میزان غلظت سرب برگ سورگوم

به عقیده برخی از پژوهشگران، سرب علاوه بر کلئیدهای خاک قادر است با دیواره سلولی بافت‌های گیاهی نیز پیوند کووالانسی بسیار قوی برقرار کند. EDTA به فرم آزاد وارد ریشه‌های گیاه شده و در آنجا به فلزات متصل و تحرک آن‌ها را به درون گیاه افزایش می‌دهد (ونزل و همکاران، ۲۰۰۳). در مطالعه‌ای که به منظور بررسی نقش کلات EDTA در فرآیند گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به لجن فاضلاب‌ها صورت گرفت، بیان شد که با افزایش میزان لجن در خاک بر غلظت عناصر سنگین روی، منیزیم و سرب در اندام‌های هوایی گیاه افزوده شده و ضمناً در گیاهان تیمار شده با کلات، میزان غلظت این عناصر به صورت معنی‌داری بیش از گیاهان شاهد (عدم مصرف کلات) بود (زئیر و همکاران، ۲۰۱۰).

۴-۶- محتوای سرب بافت‌های گیاه

۴-۶-۱- محتوای سرب ریشه

از شاخص‌های بسیار مؤثر در امر گیاه‌پالایی محتوای عنصر در بافت‌های گیاه می‌باشد که از حاصل ضرب غلظت عنصر در بیوماس خشک گیاه به دست می‌آید، بنابراین کم بودن غلظت عنصر در گیاه نشان از ناکارایی پالایش گیاهی نبوده کما اینکه گیاهانی با غلظت پایین عنصر و بیوماس بالاتر، کارآمدتر از گیاهانی با غلظت بالاتر و حجم زیست توده کمتر می‌باشند.

الف - ذرت

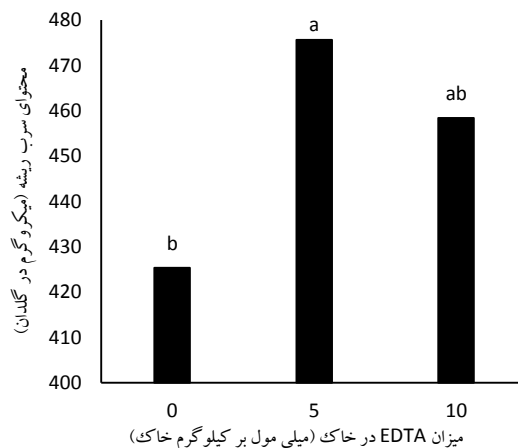
نتایج حاصل از این تحقیق در (جدول پیوست ۴)، نشان‌دهنده معنی‌دار شدن اثر ساده سرب در سطح احتمال ۱٪ و همچنین اثرات ساده قارچ و کلات و اثر متقابل سرب و قارچ در سطح احتمال ۵٪ بر محتوای سرب ریشه ذرت بود. با توجه به نمودار شکل ۴-۱۹، بالاترین میزان انباشت سرب در سطح ۵ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک و با ۱۱/۸۱ درصد افزایش نسبت به سطح شاهد مشاهده شد ولیکن بین سطوح ۵ و ۱۰ میلی‌مول کلات در کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی‌دار مشاهده نشد. از سوی دیگر با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۲۰)، مشخص شد که با افزایش سطح سرب خاک بر محتوای این فلز در ریشه گیاه افزوده شد و در صورت همزیستی قارچ‌های میکوریز با ریشه گیاه در سطح ۲۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، به علت افزایش احتمال جذب عناصر غذایی و افزایش مقدار رشد گیاه، محتوای کل سرب ریشه در گیاهان همزیست نسبت به گیاهان شاهد افزایش یافت (۲۱/۶۸ درصد). بالاترین میزان انباشت سرب در بالاترین سطح سرب خاک (۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) بدست آمد ولیکن بین گیاهان همزیست و شاهد در این سطح از سرب تفاوت آماری معنی‌دار مشاهده نشد که دلیل آن می‌تواند ناشی از کاهش همزیستی و کلونیزاسیون این قارچ‌ها با ریشه گیاه در سطوح بالای آلودگی باشد.

ب - سورگوم

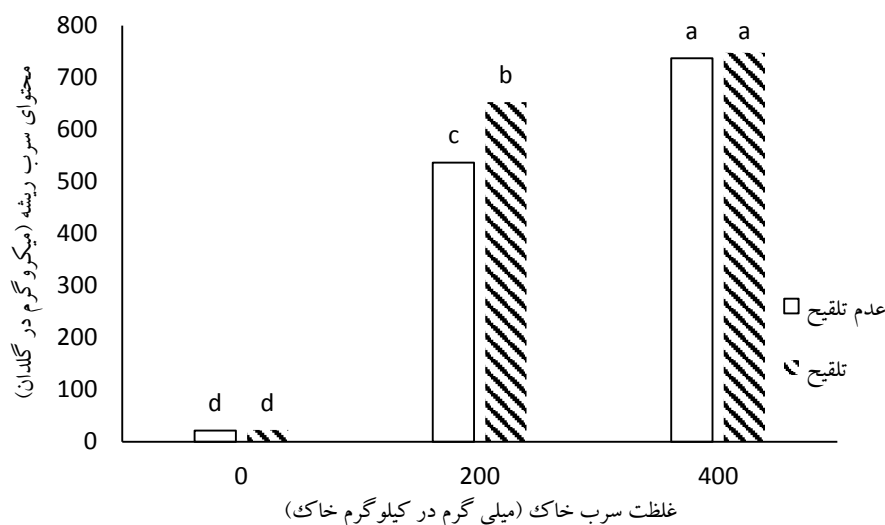
مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۴)، اثرات اصلی هر سه عامل و همچنین اثرات متقابل سرب - کلات و سرب - قارچ در سطح احتمال ۱٪ بر میزان انباشت این فلز در ریشه سورگوم معنی‌دار شدند. مقایسه میانگین‌های محتوای سرب ریشه سورگوم تحت تأثیر برهمکنش سطوح سرب و قارچ (شکل ۴-۲۱) نشان داد که با افزایش میزان سطح آلاینده در خاک، بر میزان انباشت این فلز در گیاه افزوده شده و در صورت استفاده از قارچ‌های همزیست در سطح ۲۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، تجمع سرب در ریشه گیاه تشدید شد (۳۱/۴۰). بالاترین میزان این صفت در سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب

بر کیلوگرم خاک به دست آمد ولیکن بین گیاهان همزیست با قارچ و گیاهان شاهد، اختلاف آماری معنی‌دار مشاهده نشد.

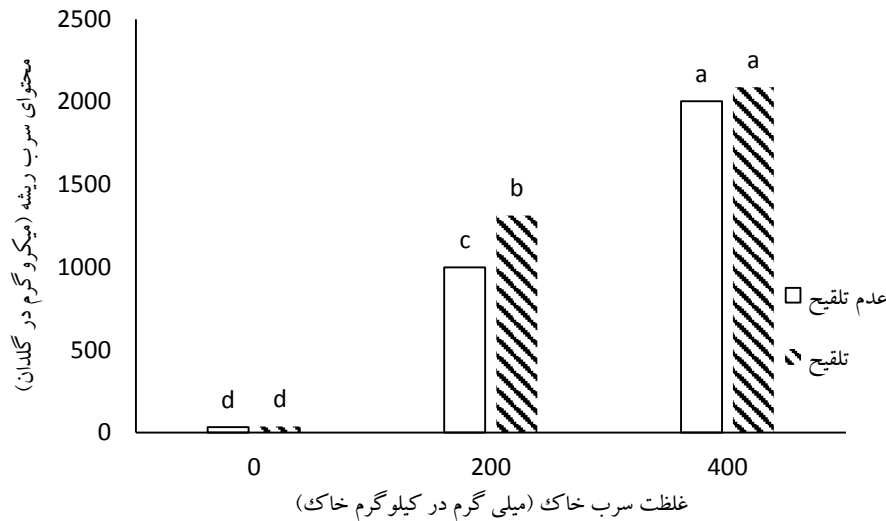
از سویی با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۲۲)، با افزایش محتوای سرب خاک، بر میزان انباشت این فلز در ریشه گیاه افزوده شد ولیکن در گیاهان تیمار شده با کلات در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، میزان انباشت سرب تشدید شد. بالاترین میزان انباشت سرب در ریشه سورگوم ۲۳۱۲/۳۲ میکروگرم در گلدان، در بالاترین سطح آلاینده و اعمال ۵ میلی‌مول از کلات در کیلوگرم خاک به دست آمد که نسبت به گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) در همان سطح از سرب، ۲۱/۸۷ درصد افزایش داشت.



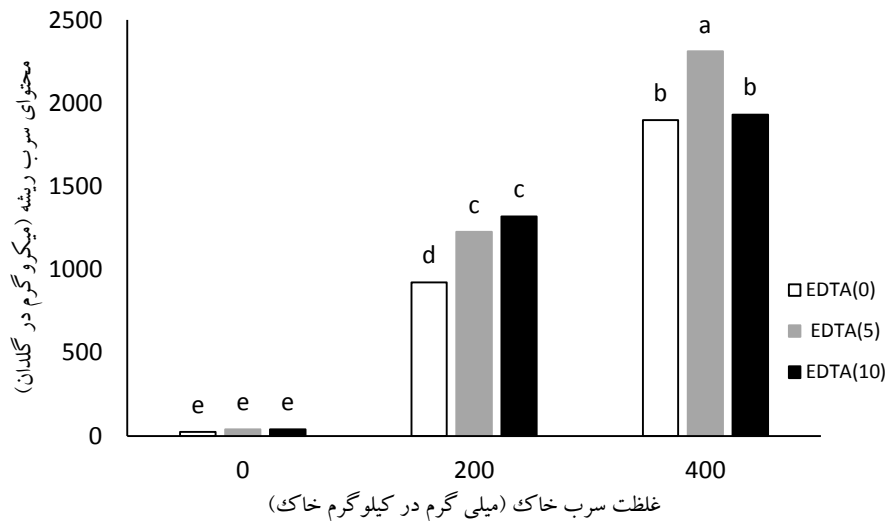
شکل (۴-۱۹) تأثیر EDTA بر محتوای سرب ریشه ذرت



شکل (۴-۲۰) تأثیر برهمکنش سرب و قارچ میکوریز بر محتوای سرب ریشه ذرت



شکل (۴-۲۱) تأثیر برهمکنش سرب و قارچ میکوریز بر محتوای سرب ریشه سورگوم



شکل (۴-۲۲) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر محتوای سرب ریشه سورگوم

همزیستی با قارچ‌های میکوریز از جهت تغذیه معدنی، سبب تناسب اندام گیاهان و بهبود کارایی پالایش در گیاهان می‌شود (وجل‌میکاش و همکاران، ۲۰۰۶). بسراکاسترو و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعات خود عنوان کردند که میکروارگانیزم‌های رایزوسفری به خودی خود سبب افزایش تجمع عناصر فلزی در اندام گیاه نشده بلکه از طریق تأثیر بر بیوماس گیاه، میزان تجمع کل این عناصر را در گیاه افزایش می‌دهند.

کلات‌ها توسط ریشه گیاهان قابل جذب بوده و می‌توانند فلزات را از فاز جامد و غیر محلول به فازهای تبادل‌ی تغییر داده و در نهایت میزان جذب فلزات توسط گیاهان را افزایش می‌دهند. استفاده از عامل کلات کننده EDTA در غلظت ۱۰ میلی‌مول بر کیلوگرم خاک، سبب تحرک بالای سرب در خاک شده و میزان غلظت آن را در ریشه افزایش می‌دهد. از این رو به علت افزایش سمیت سرب در گیاهان، از میزان رشد و بیوماس گیاهی و در پی آن از محتوای سرب کل ریشه که با بیوماس گیاه و غلظت عنصر آلاینده رابطه مستقیم دارد می‌کاهد. در تحقیقی که بر روی گیاه ذرت و در خاک‌های آلوده به سرب صورت گرفته بود، مشاهده شد که استفاده از عوامل کلات کننده در خاک سبب تشدید تجمع سرب در در ریشه این گیاه شد (هادی و همکاران، ۲۰۱۰).

۴-۶-۲- محتوای سرب ساقه

الف- ذرت

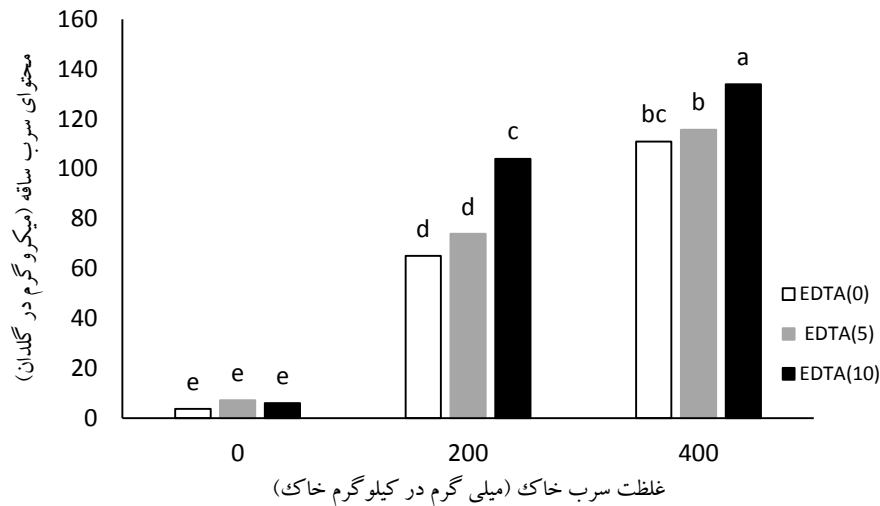
مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۴) اثرات ساده سرب و کلات و اثر متقابل آن‌ها تماماً در سطح احتمال ۱٪ بر میزان انباشت سرب در ساقه ذرت معنی‌دار شد. با توجه به شکل ۴-۲۳، مصرف ۱۰ میلی‌مول از کلات (در کیلوگرم خاک) در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش معنی‌دار محتوای سرب ساقه شد. بالاترین میزان انباشت این فلز در بافت ساقه ذرت ۱۳۳/۹۴ میکروگرم در گلدان، در بالاترین سطح آلاینده سرب و اعمال ۱۰ میلی‌مول از کلات در کیلوگرم خاک به دست آمد که نسبت به گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) در همان سطح از سرب ۲۰/۷۴ درصد افزایش داشت.

ب- سورگوم

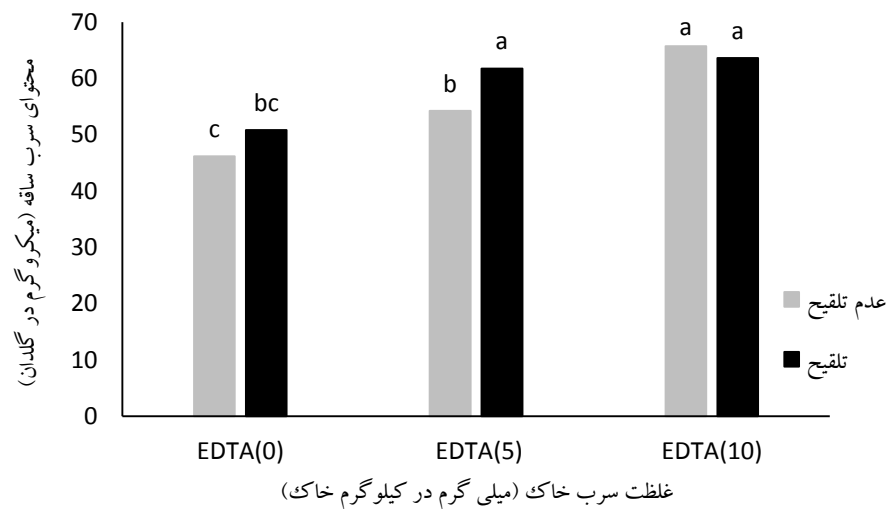
نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۴)، بیان گر معنی‌دار شدن اثرات ساده سرب و کلات در سطح احتمال ۱٪ و همچنین عامل قارچ و اثرات متقابل سرب - کلات و کلات - قارچ در سطح احتمال ۵٪ بر میزان انباشت این فلز در ساقه سورگوم بود. نتایج حاصل از نمودار مقایسه میانگین‌ها

(شکل ۴-۲۴)، نشان داد که در سطح ۵ میلی مول کلات بر کیلوگرم خاک، گیاهان همزیست حاوی مقادیر بالاتری از این فلز در ساقه خود بوده‌اند ولیکن در سطح ۱۰ میلی مول کلات بر کیلوگرم خاک، بین گیاهان همزیست و شاهد اختلاف آماری معنی دار مشاهده نشد که احتمالاً دلیل آن می‌تواند ناشی از کاهش کلونیزاسیون و همزیستی این قارچ‌ها با گیاهان در سطوح بالای کلات و افزایش سمیت محیط برای فعالیت این قارچ‌ها باشد. با توجه به اینکه بالاترین میزان این صفت در سطح ۱۰ میلی مول از کلات بر کیلوگرم خاک به دست آمد ولیکن بین گیاهان این سطح از کلات و گیاهان همزیست در سطح ۵ میلی مول کلات بر کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی دار مشاهده نشد، توصیه می‌شود به منظور کاهش خطرات زیست محیطی این تنش و به منظور حرکت به سمت تکنولوژی‌های سازگار با بوم سازگان از قارچ‌های همزیست و کلات در غلظت ۵ میلی مول استفاده شود. در مطالعه‌ای که توسط جورکیوز و همکاران (۲۰۰۴) در شرایط گلخانه‌ای و بر روی چند رقم از گیاهان ذرت در خاک‌های آلوده صورت گرفت، مشخص شد که استفاده همزمان از قارچ‌های میکوریز و کلات EDTA، سبب افزایش محتوای سرب در اندام‌های هوایی گونه *Nimba* می‌شود.

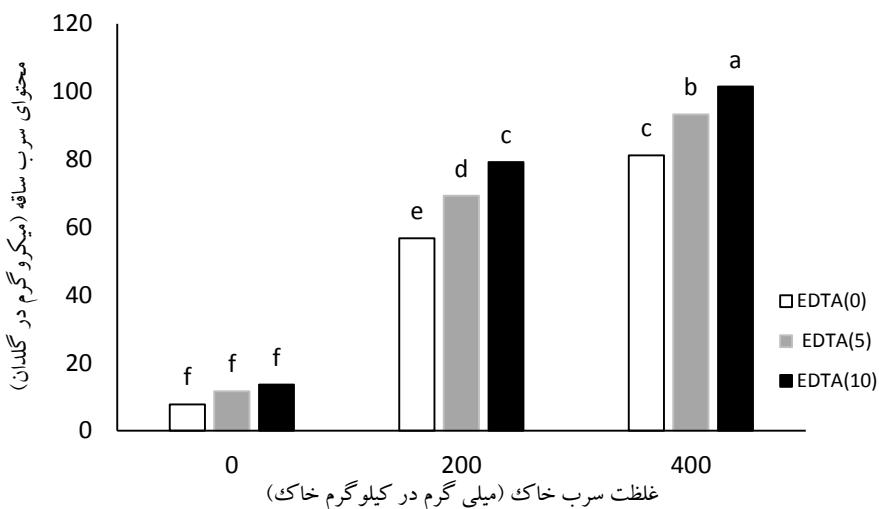
نمودار شکل ۴-۲۵، نشان می‌دهد که در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب، میزان انباشت این فلز در ساقه گیاهان تیمار شده با کلات به مراتب بیش از گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) در آن سطوح از سرب بوده و بیشترین تجمع سرب در این بافت ۱۰۱/۴۳ میکروگرم در گلدان، در بالاترین سطوح سرب و اعمال کلات بدست آمده است.



شکل (۴-۲۳) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر محتوای سرب ساقه ذرت



شکل (۴-۲۴) تأثیر برهمکنش کلات و قارچ میکوریز بر محتوای سرب ساقه سورگوم



شکل (۴-۲۵) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر محتوای سرب ساقه سورگوم

سس و همکاران (۲۰۱۱) در پژوهشی که به منظور بررسی نقش EDTA در فرآیند گیاه پالایی آفتابگردان و در خاک‌های آلوده به سرب انجام داده بودند، عنوان کردند که برهمکنش فاکتورهای سرب و کلات بر میزان انباشت این فلز در بافت‌های هوایی و زیرین گیاه معنی‌دار بوده و بیشترین محتوای سرب در این بافت‌ها مربوط به بالاترین سطح سرب خاک و اعمال کلات در خاک بوده است.

۴-۶-۳- محتوای سرب برگ

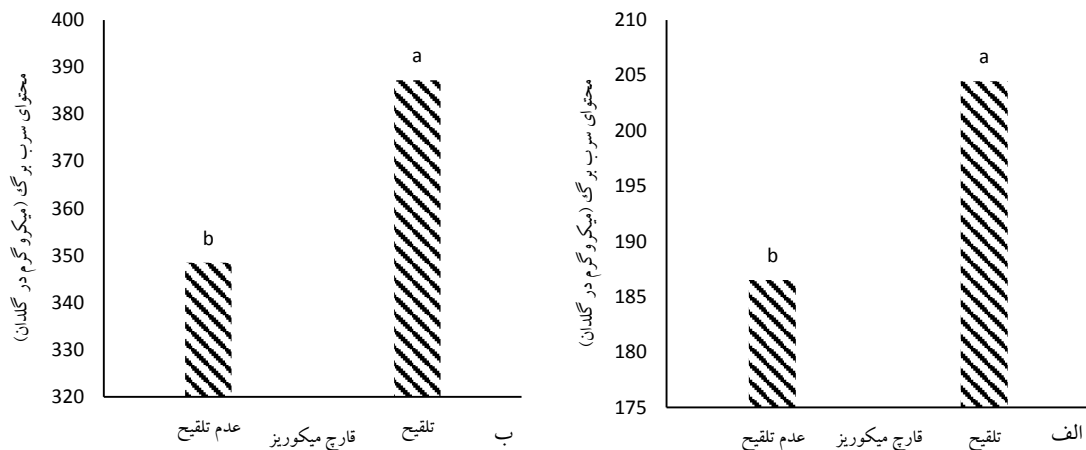
الف- ذرت

نتایج حاصل از این تحقیق نشان دهنده معنی‌دار بودن اثرات ساده سرب و کلات و برهمکنش آن‌ها در سطح احتمال ۱٪ و همچنین اثر قارچ در سطح احتمال ۵٪ بر میزان انباشت این فلز در برگ گیاه ذرت بود (جدول پیوست ۴). با توجه به شکل ۴-۲۶ الف، در صورت برقراری رابطه همزیستی بین قارچ‌های میکوریز و ریشه گیاه ذرت میزان انباشت سرب در برگ این گیاهان نسبت به گیاهان شاهد ۹/۵۲ درصد افزایش یافت. از سوی دیگر با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۲۷)، مصرف کلات در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش معنی‌دار تجمع سرب در برگ این گیاه شد، اگرچه بین سطوح ۵ و ۱۰ میلی مول کلات بر کیلوگرم، اختلاف آماری معنی‌دار نبود ولیکن با سطح شاهد کلات اختلاف چشم‌گیری داشتند.

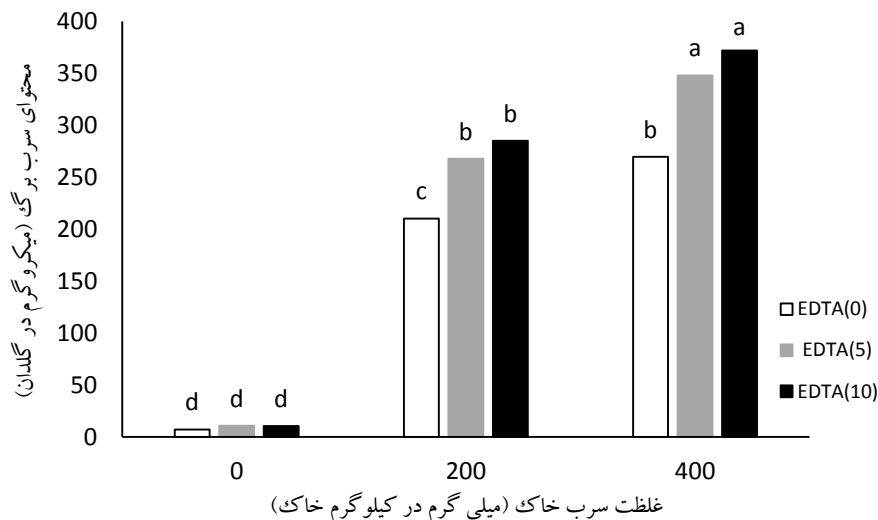
ب- سورگوم

مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۴)، اثرات ساده هر سه عامل و همچنین اثر متقابل سرب و کلات بر تجمع سرب در برگ سورگوم معنی‌دار بودند ($P < 0.01$). با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌های محتوای سرب برگ تحت تأثیر سطوح قارچ ۴-۲۶ ب، میزان انباشت سرب در بافت برگ گیاهانی که با قارچ میکوریزهای تشکیل رابطه همزیستی داده بودند نسبت به گیاهان شاهد ۱۱/۱۱ درصد افزایش داشت. همچنین با توجه به نتایج مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۲۸)، کاربرد کلات در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش معنی‌دار تجمع سرب در برگ

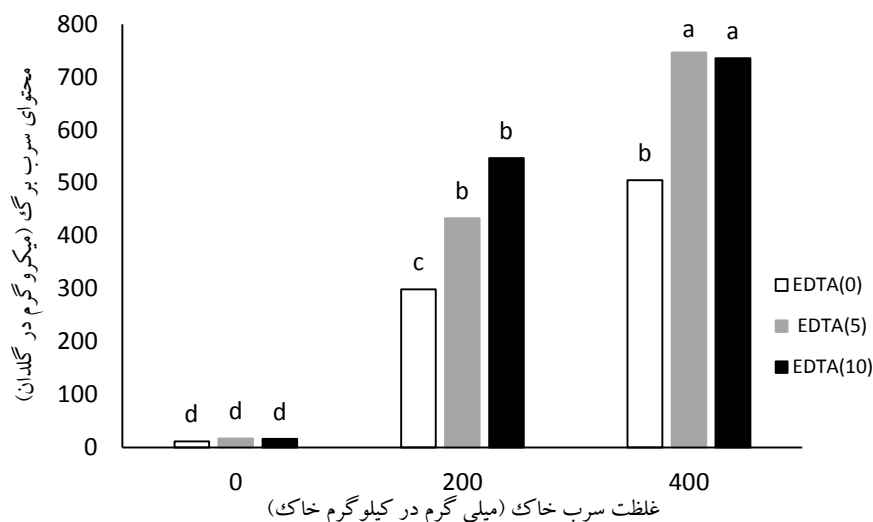
سورگوم شد و بیشترین میزان آن نیز در بالاترین سطح آلاینده سرب و مصرف ۵ میلی مول از کلات در کیلوگرم خاک بدست آمد که با مصرف ۱۰ میلی مول کلات در این سطح از آلاینده اختلاف آماری معنی داری نداشت.



شکل (۴-۲۶) تأثیر قارچ میکوریز بر محتوای سرب برگ گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۴-۲۷) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر محتوای سرب برگ ذرت



شکل (۴-۲۸) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر محتوای سرب برگ سورگوم

قارچ‌های میکوریز آربوسکولار ارتباط مستقیمی بین خاک و ریشه‌های گیاهان برقرار می‌کنند، به این ترتیب کارایی گیاه پالایی را از طریق تأثیر بر قابلیت دسترسی زیستی به فلزات و افزایش تحمل گیاهان تحت تأثیر قرار می‌دهند (گور و ادھلیا، ۲۰۰۴). در آزمایشی که به منظور بررسی نقش همزیستی قارچ‌های میکوریز بر روی گونه گیاهی *Pteris vittata* و در خاک‌های آلوده انجام گرفت، عنوان گردید که استفاده از قارچ‌های میکوریز گونه موسه‌ای در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش معنی‌دار سرب در بافت‌های این گیاه نسبت به تیمارهای شاهد در همان سطوح از آلاینده شد (لانگ و همکاران، ۲۰۱۳).

جذب فلزات از محیط به صورت اختصاصی و از مسیر سیمپلاست در گیاه می‌باشد، درحالی که که در حضور آمینو پلی کربوکسیلیک اسیدها، انتقال فلز به صورت غیر اختصاصی و از مسیر آپوپلاستی بوده که نسبت به حالت اول، فرآیند جذب بسیار سریع تر می‌باشد (نواک و همکاران، ۲۰۰۶). در تحقیقی که بر روی گیاه ذرت و در خاک‌های آلوده به سرب صورت گرفته بود، مشاهده شد که استفاده از عوامل کلات کننده در خاک سبب تشدید تجمع سرب در برگ این گیاه شد (هادی و همکاران، ۲۰۱۰).

۴-۶-۴- محتوای سرب کل گیاه

الف- ذرت

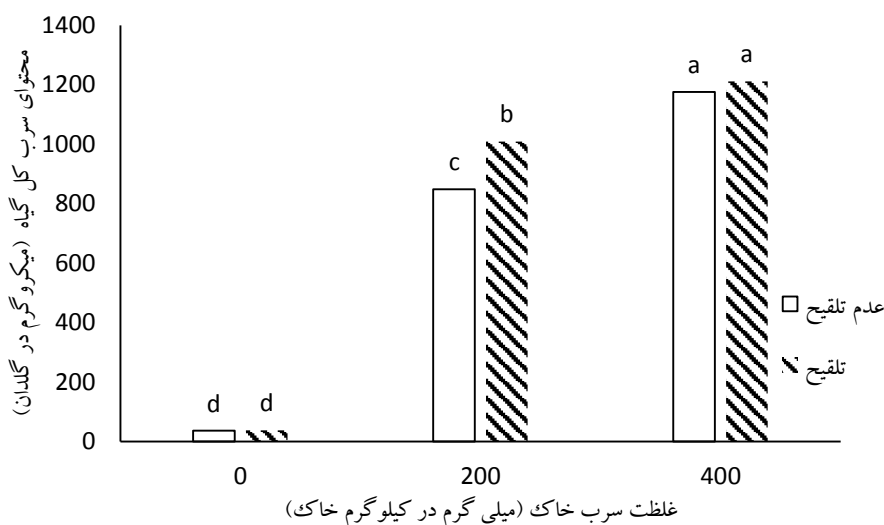
نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس داده ها (جدول پیوست ۵)، بیان گر معنی دار شدن هر سه فاکتور سرب، قارچ و کلات و برهمکنش سرب - قارچ در سطح احتمال ۱٪ و همچنین اثر متقابل سرب - کلات در سطح احتمال ۵٪ بر میزان انباشت این فلز در گیاه ذرت بود. مقایسه میانگین های محتوای سرب گیاه ذرت تحت تأثیر برهمکنش سرب و قارچ (شکل ۴-۲۹)، نشان داد که با افزایش میزان سطح آلاینده سرب در خاک، بر میزان انباشت این فلز در گیاه افزوده شد و کاربرد قارچ های همزیست در سطح ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش ۱۸/۸۸ درصدی میزان سرب این گیاهان نسبت به گیاهان شاهد در همان سطح از سرب شد. بالاترین میزان تجمع سرب در گیاه ذرت در بالاترین سطح سرب خاک به دست آمد ولیکن بین گیاهان همزیست با قارچ و گیاهان شاهد در این سطح از آلاینده اختلاف آماری معنی دار مشاهده نشد.

همچنین با توجه به نمودار مقایسه میانگین ها (شکل ۴-۳۱)، مصرف کلات در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک، سبب افزایش معنی دار محتوای این فلز در گیاه شد و بیشترین میزان آن، در بالاترین سطح آلاینده سرب و مصرف ۱۰ میلی مول از کلات در کیلوگرم خاک به دست آمد ولیکن بین سطوح ۵ و ۱۰ میلی مول کلات در این سطح از آلاینده اختلاف آماری معنی دار مشاهده نشد، که دلیل آن می تواند ناشی از حلالیت و جذب بالای سرب در صورت اعمال کلات در خاک باشد که در نهایت منجر به کاهش بیوماس و به دنبال آن کاهش محتوای کل عنصر در گیاه می شود.

ب- سورگوم

نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس داده ها (جدول پیوست ۵)، نشان داد که هر سه فاکتور سرب، قارچ و میکوریز و اثرات متقابل سرب - قارچ و سرب - کلات بر میزان انباشت این فلز در گیاه سورگوم معنی دار بودند ($P < 0.01$). مقایسه میانگین های محتوای سرب کل گیاه سورگوم تحت تأثیر برهمکنش

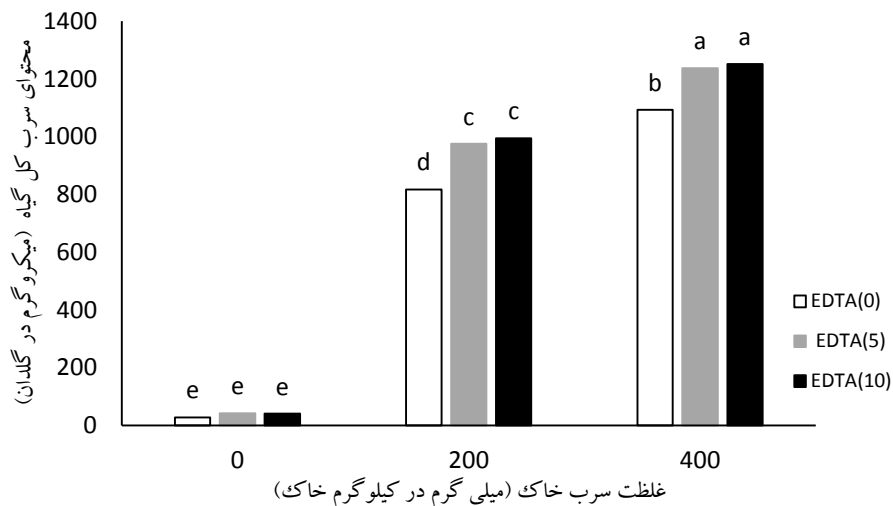
سرب و قارچ (شکل ۴-۳۰)، نشان داد که با افزایش سطح سرب در خاک، بر میزان انباشت این فلز در گیاه افزوده شده و کاربرد قارچ‌های همزیست در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، سبب افزایش شدت سرب در گیاهان شد. بیشترین میزان این صفت در سطح ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک و در گیاهان همزیست به دست آمد که نسبت به گیاهان شاهد در آن سطح از سرب ۵/۳۲ درصد افزایش داشت. با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۳۲)، با افزایش محتوای سرب خاک بر میزان انباشت این فلز در اندام‌های سورگوم افزوده شد ولیکن در گیاهان تیمار شده با کلات در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، شدت انباشت این فلز به مراتب بالاتر بود. بیشترین میزان سرب این گیاه ۳۱۵۲/۰۷ میکروگرم در گلدان، در بالاترین سطح آلاینده و اعمال ۵ میلی مول از کلات بر کیلوگرم خاک به دست آمد که نسبت به گیاهان شاهد در همان سطح از سرب، ۲۶/۹۱ درصد افزایش داشت.



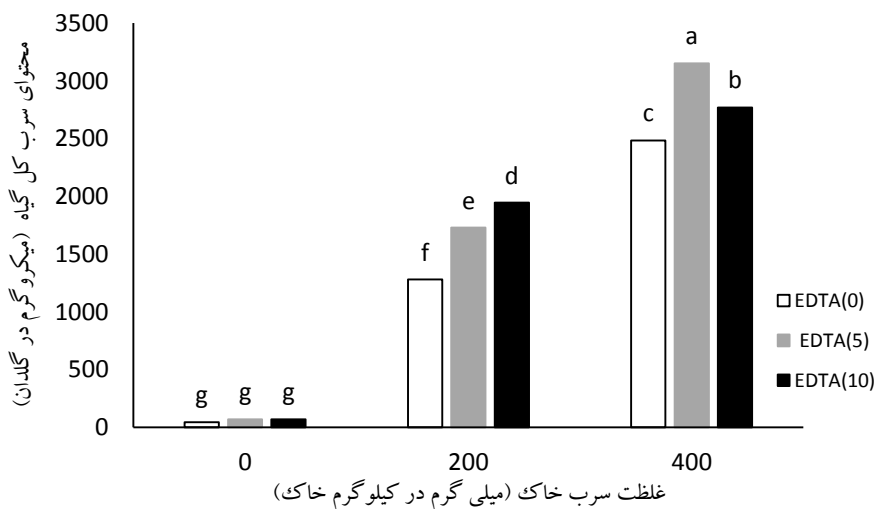
شکل (۴-۲۹) تأثیر برهمکنش سرب و قارچ میکوریز بر محتوای سرب کل ذرت



شکل (۳۰-۴) تأثیر برهمکنش سرب و قارچ میکوریز بر محتوای سرب کل سورگوم



شکل (۳۱-۴) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر محتوای سرب کل ذرت



شکل (۳۲-۴) تأثیر برهمکنش سرب و کلات بر محتوای سرب کل سورگوم

در آزمایشی که پانامیا و همکاران (۲۰۱۰) بر روی گونه گیاهی *Chrysopogon zizanioides* و در محیط آلوده به سرب انجام داده بودند، گزارش دادند که استفاده از قارچ‌های میکوریز سبب افزایش جذب سرب در سطوح مختلف آن شد. گو و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی گیاه تاج ریزی سیاه تحت تأثیر کلات کننده آلی اسید سیتریک و در محیط آلوده به سرب و کادمیوم انجام داده بودند، بیان کردند که محتوای این فلزات در بافت‌های هوایی و زیرین این گیاهان با میزان غلظت آن‌ها در خاک رابطه مستقیم داشته و با افزایش سطح آلودگی خاک بر میزان تجمع این فلزات در گیاه افزوده شد و این در حالی می‌باشد که شدت تجمع این فلزات در بافت‌های گیاهانی که در آن‌ها از کلات استفاده شده بود، بیش از گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) بود.

۷-۴- شاخص‌های گیاه‌پالایی

۷-۴-۱- شاخص تحمل

برخی از گونه‌های گیاهی در پاسخ به تنش عناصر سنگین، سطح تحمل و قدرت انباشت بیشتری در بافت‌های خود نسبت به سایر گونه‌ها نشان می‌دهند (گوش و همکاران، ۲۰۰۵). شاخص تحمل یکی از شاخص‌های مؤثر در گیاهان فراانباشگر بوده و نشان‌دهنده توانایی زیست و بقاء گیاهان در محیط‌های طبیعی می‌باشد (واندرنت و همکاران، ۲۰۱۳).

$$\text{شاخص تحمل (TI)} = \frac{\text{بیوماس خشک گیاهان در هر گلدان (گرم در گیاه گلدان)}}{\text{بیوماس خشک گیاهان در گلدان شاهد (گرم در گیاه گلدان) (شی و همکاران، ۲۰۱۱)}}$$

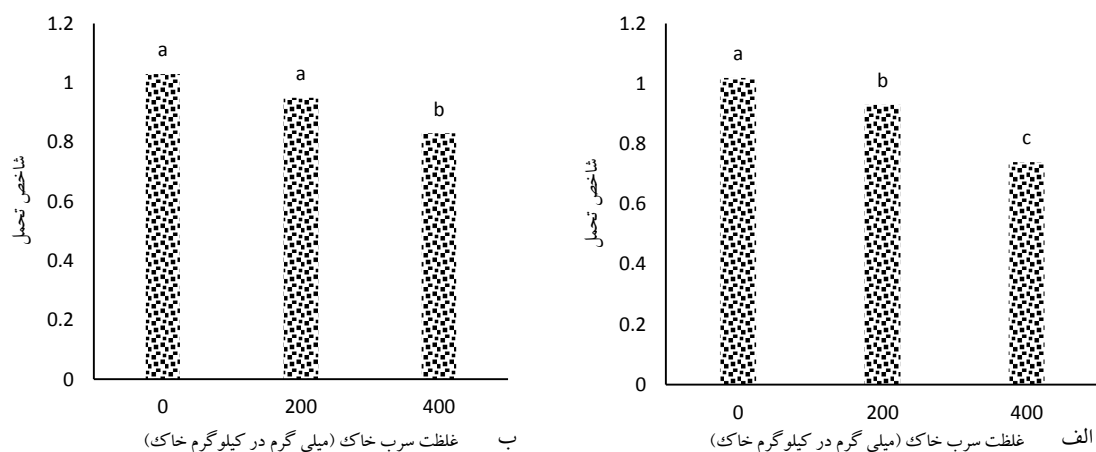
الف- ذرت

مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۵)، اثرات ساده سرب و کلات به ترتیب در سطوح احتمال ۱٪ و ۵٪ در میزان شاخص تحمل گیاه ذرت معنی‌دار شدند. مطابق نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۳۳ الف)، بالاترین میزان شاخص تحمل در سطح شاهد سرب به دست آمد و با افزایش سطح این آلاینده در خاک، از شاخص تحمل ذرت به میزان ۳۷/۸۳ درصد کاسته شد. از سوی دیگر با توجه

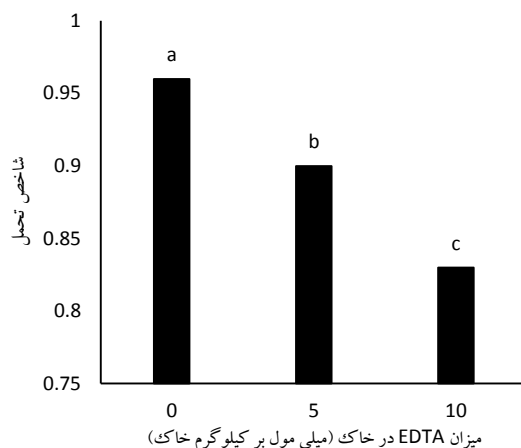
به شکل ۴-۳۴، میزان این شاخص رابطه عکس با مصرف کلات در خاک داشت و اعمال ۱۰ میلی مول از کلات EDTA بر کیلوگرم خاک، سبب کاهش ۱۲/۰۴ درصدی این شاخص نسبت به گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) شد و دلیل آن افزایش حلالیت سرب در خاک و مسمومیت محیط رشد برای گیاه می باشد که این نتیجه با نتایج سایر محققان مطابقت دارد. علیرغم کارایی بالای EDTA در متحرک نمودن فلزات در خاک، وجود کمپلکس فلز - EDTA به دلیل پایداری زیاد در محیط می تواند برای گیاه سمی بوده و از توان تحمل گیاهان به تنش بکاهد (چرمن، ۲۰۰۳).

ب- سورگوم

نتایج حاصل از این تحقیق در جدول پیوست ۵، بیان گر معنی دار شدن اثر سرب بر میزان شاخص تحمل گیاه سورگوم بود ($P < 0.01$). در سایر اثرات ساده و متقابل تفاوت آماری معنی دار مشاهده نشد. با توجه به نمودار مقایسه میانگین های شاخص تحمل گیاه سورگوم تحت تأثیر سطوح سرب (شکل ۴-۳۳)، کمترین میزان این شاخص در سطح ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک و با ۲۴/۰۹ درصد کاهش نسبت به سطح شاهد به دست آمد ولیکن بین سطوح شاهد و ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، تفاوت آماری چشم گیری در میزان این شاخص مشاهده نشد



شکل (۴-۳۳) تأثیر سرب بر شاخص تحمل گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۴-۳۴) تأثیر کلات بر شاخص تحمل گیاه ذرت

فلز سرب نه تنها فعالیت میکروارگانیسم‌های خاک را تحت تأثیر قرار داده و سبب از بین رفتن حاصلخیزی خاک می‌شود، بلکه سبب تغییر شاخص‌های فیزیولوژیکی رشد گیاهان و در نهایت کاهش عملکرد آن‌ها می‌شود (ماجر و همکاران، ۲۰۰۲). در تحقیقی که به منظور بررسی پتانسیل گیاه‌پالایی گونه‌های گیاهی *Erythrina speciosa* و *Schizolobium parahyba* در مرحله جوانه زنی و در محیط آلوده به سرب صورت گرفت، مشاهده شد که با افزایش محتوای سرب خاک از میزان شاخص تحمل در این گونه‌های گیاهی کاسته شد (ریبرو دسوزا و همکاران، ۲۰۱۲).

۴-۷-۲- ضریب یا شاخص پالایش سرب

به منظور پاک‌سازی محیط، گونه‌های گیاهی علاوه بر تحمل سمیت فلزات سنگین، باید توانایی بالایی در تجمع این عناصر در بافت‌های خود داشته باشند (گوش و همکاران، ۲۰۰۵). علاوه بر غلظت عنصر، میزان ماده خشک اندام هوایی نیز در تعیین پتانسیل پالایش عناصر نقش مهمی ایفا می‌کند. کارایی این روش به غلظت فلز در اندام‌های هوایی و مهم‌تر از آن به عملکرد زیست توده گیاهان بستگی دارد (کومارک و همکاران، ۲۰۰۸).

$$\text{محتوای سرب زیست توده هوایی در هر گلدان (میکروگرم در گیاه گلدان)} = \text{MER (شاخص پالایش)} = \frac{\text{محتوای سرب خاک در هر گلدان (میکروگرم در خاک گلدان)}}{\text{مرتس و همکاران، ۲۰۰۵}}$$

الف - ذرت

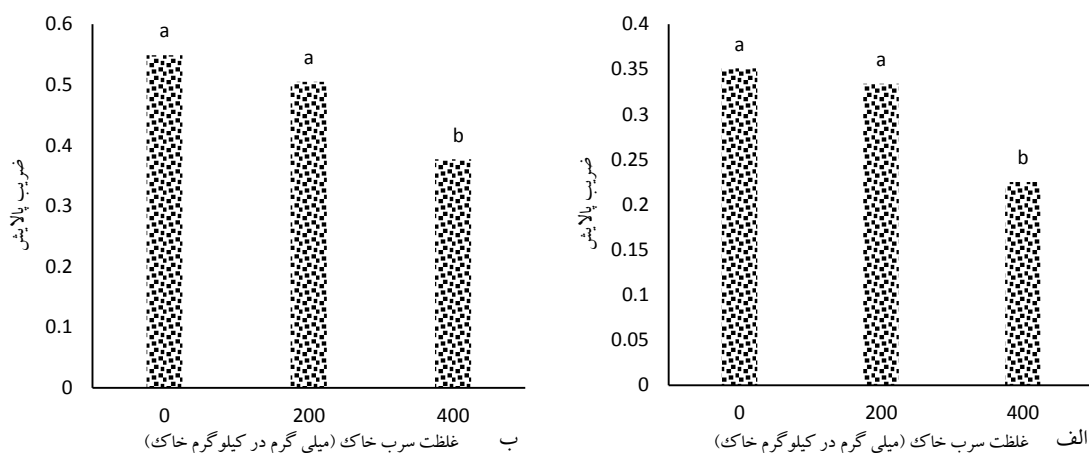
مطابق جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۵)، اثرات ساده سرب و کلات بر میزان ضریب پالایش این فلز در گیاه ذرت معنی دار بودند ($P < 0.01$). با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌های ضریب پالایش ذرت تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (شکل ۴-۳۵ الف)، کم‌ترین میزان این شاخص در بالاترین سطح سرب خاک (۴۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) به دست آمد که نسبت به سطح شاهد ۳۵/۸۹ درصد کاهش داشت. بین سطوح شاهد و ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی داری مشاهده نشد. از سوی دیگر با توجه به نمودار شکل ۴-۳۶ الف، استفاده از عوامل کلات کننده سبب افزایش میزان این شاخص در گیاه ذرت شد ولیکن بین سطوح ۵ و ۱۰ میلی مول کلات بر کیلوگرم خاک، در میزان آن اختلاف آماری معنی داری مشاهده نشد.

ب - سورگوم

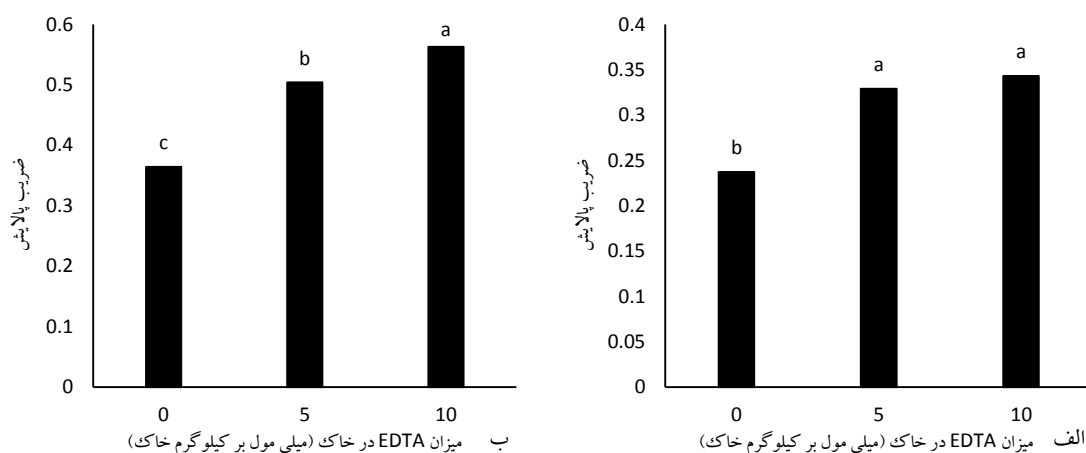
بر اساس نتایج حاصل از این تحقیق در جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۵)، اثرات اصلی سرب و کلات در سطح احتمال ۱٪ و همچنین عامل قارچ در سطح احتمال ۵٪ بر میزان ضریب پالایش سرب در گیاه سورگوم معنی دار بود. مقایسه میانگین‌های ضریب پالایش سورگوم تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (شکل ۴-۳۵ ب) نشان داد که کمترین میزان این شاخص در بالاترین سطح سرب و با ۴۵/۶۲ درصد کاهش نسبت به سطح شاهد آن به دست آمد. بین سطوح شاهد و ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی داری مشاهده نشد. همچنین کاربرد کلات سبب افزایش میزان این شاخص و توانایی گیاه در تجمع سرب در اندام‌های قابل برداشت شده و بیشترین تأثیر آن در سطح مصرف ۱۰ میلی مول کلات بر کیلوگرم خاک به دست آمد (شکل ۴-۳۶ ب).

از سوی دیگر در صورت همزیستی قارچ‌های میکوریز با ریشه گیاه سورگوم میزان این شاخص به صورت چشم‌گیری (۸/۳۱ درصد) نسبت به گیاهان شاهد افزایش یافت (شکل ۴-۳۷). قارچ‌های همزیست به دلیل تحریک مواد محرک کننده رشد و جذب مواد ریزمغذی از خاک سبب افزایش حجم

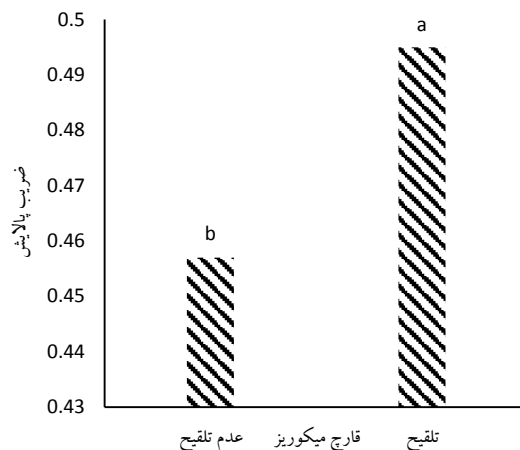
زیست توده گیاه شده و سبب می‌شوند که این گیاهان تحمل و ظرفیت بیشتری برای پاک‌سازی محیط از خود نشان دهند. همزیستی با قارچ‌های میکوریز سبب بهبود رشد و تناسب اندام گیاهان شده و این به صورت معنی‌دار سبب بهبود کارایی گیاه‌پالایی می‌شود (وجل میکاش و همکاران، ۲۰۰۶). جوامع میکروبی سبب افزایش قابل توجه ظرفیت پاک‌سازی در شرایط آزمایشگاهی و به همان اندازه در شرایط آلودگی طبیعی می‌شوند. (دوتی، ۲۰۰۸). زارعی و همکاران (۱۳۸۹) در مطالعه‌ای که بر روی گیاه ذرت و در محیط آلوده به فلز روی انجام داده بودند، مشاهده کردند که گیاهان همزیست با قارچ‌های میکوریز در تمامی سطوح آلوده توان بالاتری در استخراج روی نسبت به گیاهان شاهد داشتند.



شکل (۳۵-۴) تأثیر سرب بر ضریب پالایش سرب در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۳۶-۴) تأثیر EDTA بر ضریب پالایش سرب در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۴-۳۷) تأثیر قارچ میکوریز بر ضریب پالایش سرب در گیاه سورگوم

کاربرد برخی از عوامل کمپلکس کننده علاوه بر افزایش فراهمی فلزات در خاک، سبب انتقال بیشتر آن‌ها به شاخساره گیاه شده و کارایی پالایش گیاهی را افزایش می‌دهند (وی و همکاران، ۱۹۹۹). در پژوهشی که نیوشواتر و همکاران (۲۰۰۸) انجام داده بودند مشاهده کردند که میزان ظرفیت استخراج و پاک‌سازی گیاه ذرت از خاک‌های آلوده رابطه مستقیم با مصرف کلات EDTA در این خاک‌ها داشته و با افزایش میزان مصرف کلات بر ظرفیت این گیاهان افزوده شد.

۴-۷-۳- ضریب تغلیظ زیستی

فراناباشگرها گیاهانی هستند که غلظت بالایی از مواد آلاینده را جذب نموده و در ریشه، ساقه و یا برگ‌های خود تغلیظ می‌نمایند (اسمیت، ۱۹۹۳). از این شاخص در جهت تعیین ظرفیت تجمع غلظت عنصر در گیاه استفاده می‌شود.

$$\text{غلظت سرب گیاهان در هر گلدان (میکروگرم در گرم گیاه)} = \text{غلظت سرب خاک در هر گلدان (میکروگرم در گرم خاک)} \times \text{ضریب تغلیظ زیستی (BF)}$$

(تان‌هان و همکاران، ۲۰۰۷)

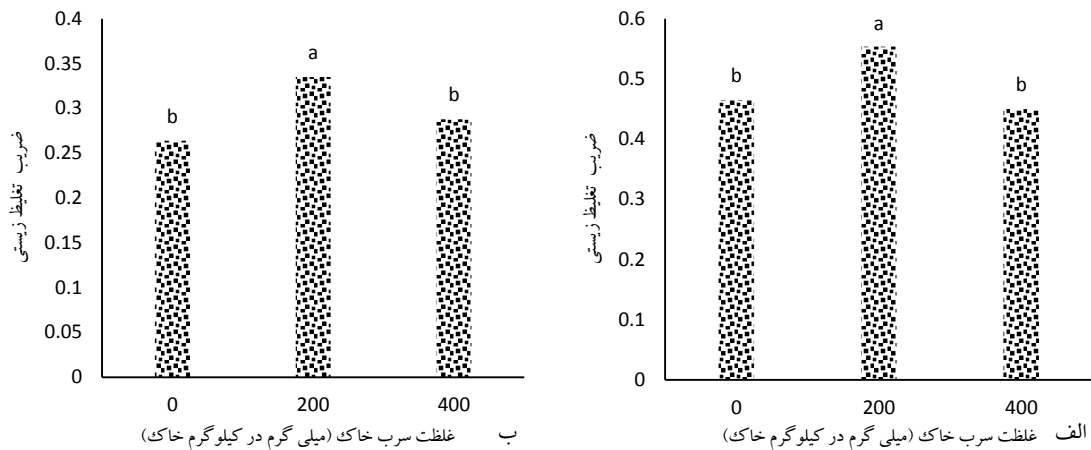
الف- ذرت

بر اساس نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس داده‌ها (جدول پیوست ۶)، اثرات ساده سرب و کلات بر میزان ضریب تغلیظ زیستی سرب در گیاه ذرت معنی‌دار شدند ($P < 0.01$). با توجه به نمودار

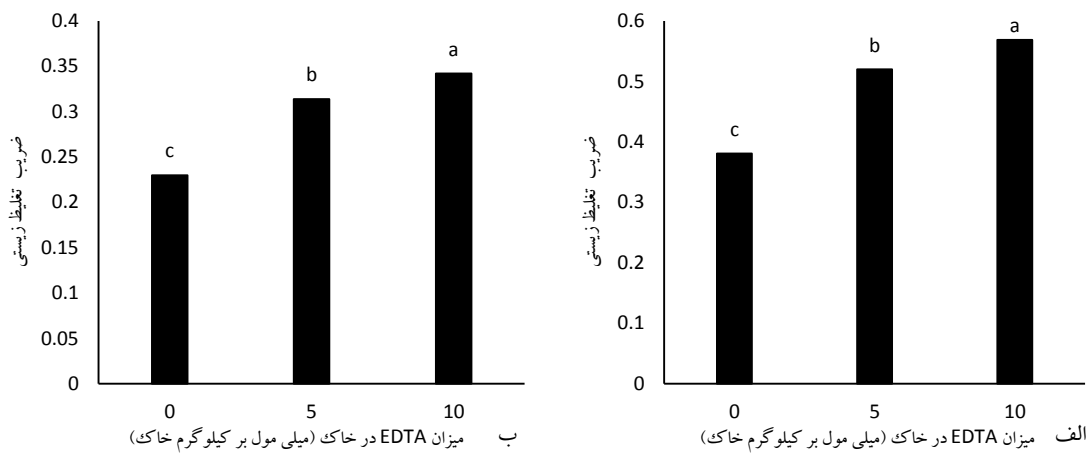
مقایسه میانگین‌های ضریب تغلیظ زیستی گیاه ذرت تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (شکل ۴-۳۸ الف)، بالاترین میزان این شاخص در سطح ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک و با ۱۹/۱۳ درصد افزایش نسبت به سطح شاهد آن به دست آمد و بین سطوح شاهد و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی دار مشاهده نشد و این نشان داد که کارآمدترین شرایط برای گیاه پالایی این عنصر در محیطی با آلودگی متوسط می باشد. از سوی دیگر با توجه به نمودار شکل ۴-۳۹ الف، با افزایش میزان مصرف کلات در خاک، بر میزان این شاخص و توانایی گیاه در تجمع سرب افزوده شده و بیشترین تأثیر آن در سطح ۱۰ میلی مول کلات بر کیلوگرم خاک و با ۴۹/۳۴ درصد افزایش نسبت به گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) به دست آمد.

ب- سورگوم

بر اساس نتایج حاصل از این تحقیق در جدول تجزیه واریانس (جدول پیوست ۶)، اثرات اصلی سرب و کلات بر میزان شاخص تغلیظ زیستی سرب در گیاه سورگوم معنی دار شدند ($P < 0/01$). با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌های ضریب تغلیظ زیستی سورگوم تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (شکل ۴-۳۸ ب)، بالاترین میزان این شاخص در سطح ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک و با ۲۶/۸۹ درصد افزایش نسبت به سطح شاهد به دست آمد. همچنین کاربرد کلات EDTA در خاک سبب افزایش میزان این شاخص و توانایی گیاه در تجمع غلظت سرب شد و بالاترین تأثیر کلات در سطح ۱۰ میلی مول بر کیلوگرم خاک و با ۴۸/۶۹ درصد افزایش نسبت به گیاهان شاهد (عدم اعمال کلات) به دست آمد (شکل ۴-۳۹ ب).



شکل (۳۸-۴) تأثیر سرب بر ضریب تغلیظ زیستی سرب در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۳۹-۴) تأثیر EDTA بر ضریب تغلیظ زیستی سرب در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)

لیو و همکاران (۲۰۰۹) در مطالعه‌ای که به منظور بررسی توانایی گونه گیاهی *Lonicera japonica* در گیاه‌پالایی محیط آلوده به کادمیوم انجام داده بودند، عنوان کردند که بالاترین میزان شاخص تغلیظ زیستی این گیاه در سطح متوسط آلودگی کادمیوم به دست آمد و با افزایش سطح این فلز در خاک از میزان این شاخص کاسته شد. کلات‌هایی مانند EDTA در غلظت آستانه ۵ میلی‌مول، غشاء سلول‌های ریشه را که در شرایط طبیعی جذب و انتقال نمک‌ها را بر عهده دارد تخریب می‌کنند (واسیل و همکاران، ۱۹۹۸) و این امر سبب افزایش غلظت این فلز در اندام‌های گیاه می‌شود.

۴-۷-۴- فاکتور انتقال

گیاه پالایی زمانی کارآمد می‌باشد که فلزات در خاک قابل دسترس بوده و توسط ریشه جذب و به اندام‌های هوایی گیاه انتقال یابند (سس، ۲۰۱۲). از این شاخص در جهت تعیین ظرفیت تحمل و انتقال عناصر در گیاهان فرارناشگر استفاده می‌شود. میزان فاکتور انتقال (انتقال عناصر از ریشه به بخش‌های هوایی) در گیاهان فرارناشگر نزدیک به عدد یک می‌باشد (ایتالیا و شاه، ۲۰۱۳).

$$\text{غلظت سرب زیست توده هوایی در هر گلدان (میکروگرم در گرم گیاه)} = \frac{\text{غلظت سرب ریشه در هر گلدان (میکروگرم در گرم گیاه)}}{\text{غلظت سرب ریشه در هر گلدان (میکروگرم در گرم گیاه)}} \text{ (پادماواتیاما و لی، ۲۰۰۷)}$$

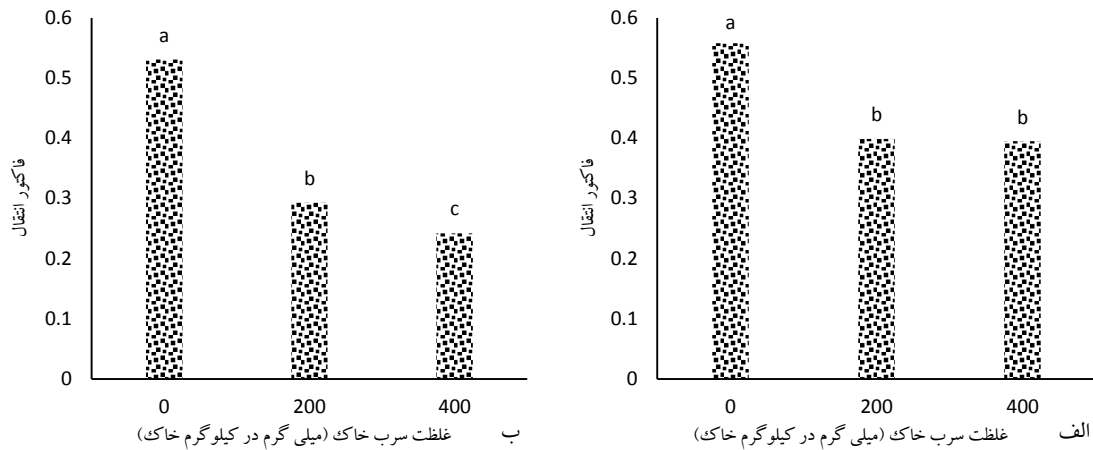
الف- ذرت

بر اساس نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس داده‌ها (جدول پیوست ۶)، اثرات ساده سرب و کلات به ترتیب در سطوح احتمال ۱٪ و ۵٪ بر میزان فاکتور انتقال سرب در گیاه ذرت معنی‌دار بودند. در سایر عوامل مورد بررسی در این صفت تفاوت آماری چشم‌گیری مشاهده نشد. مقایسه میانگین‌های فاکتور انتقال ذرت تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (شکل ۴-۴۰ الف)، نشان داد که بالاترین میزان این شاخص ۵۵۸/۰ و در سطح شاهد سرب بدست آمد و با افزایش میزان سطح سرب خاک، از میزان این شاخص کاسته شد ولیکن بین سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک، تفاوت آماری چشم‌گیری مشاهده نشد. از سوی دیگر مقایسه میانگین‌های فاکتور انتقال ذرت تحت تأثیر سطوح مختلف کلات نشان داد که کاربرد کلات در خاک، سبب افزایش معنی‌دار میزان این شاخص در ذرت شد ولیکن بین سطوح ۵ و ۱۰ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک، تفاوت معنی‌دار نبود (شکل ۴-۴۱).

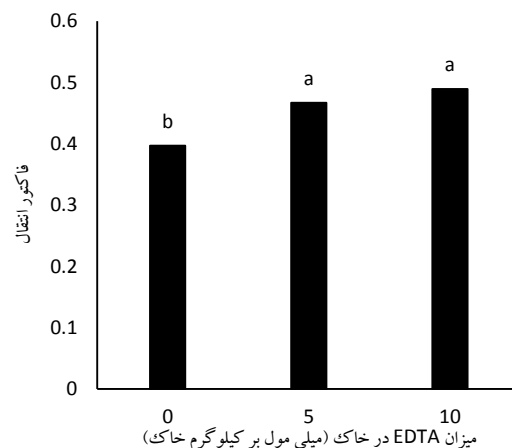
ب- سورگوم

نتایج حاصل از جدول تجزیه واریانس داده‌ها (جدول پیوست ۶)، بیان گر معنی‌دار شدن اثر سرب بر میزان فاکتور انتقال ($P < 0/01$) بود. در سایر عوامل مورد بررسی در این صفت تفاوت آماری معنی‌دار مشاهده نشد. با توجه به نمودار شکل ۴-۴۰ ب، با افزایش سطح سرب خاک از میزان این شاخص در

گیاه سورگوم کاسته شد و بیشترین تأثیر سرب در سطح ۴۰۰ میلی گرم آن بر کیلوگرم خاک و با ۱۱۹/۴۲ درصد کاهش نسبت به گیاهان شاهد به دست آمد.



شکل (۴۰-۴) تأثیر سرب بر فاکتور انتقال سرب در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۴۱-۴) تأثیر کلات بر فاکتور انتقال سرب در ذرت

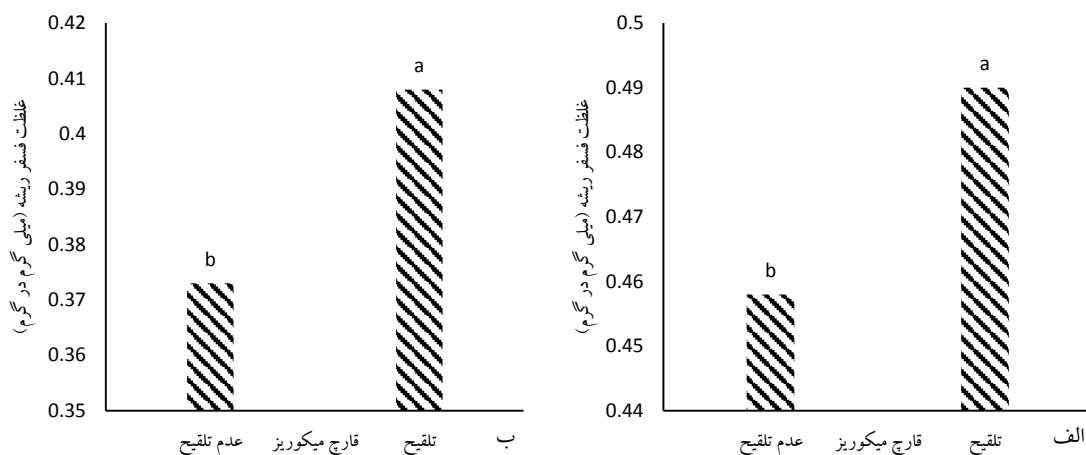
مولکول‌های حاوی عناصر سنگین ظرفیت اتصال محدودی از ریشه به اندام‌های هوایی داشته و میزان مشخصی از این یون‌ها را در گیاه انتقال می‌دهند (اوانجلو و همکاران، ۲۰۰۴)؛ بنابراین با افزایش سطح آلودگی خاک از ظرفیت جایگاه‌های اتصال این عناصر در گیاه کاسته می‌شود. در تحقیقی که به منظور بررسی فرآیند گیاه‌پالایی چند گونه گیاهی در محیط آلوده به سرب صورت گرفت، مشاهده شد که همزمان با افزایش محتوای سرب محیط، از میزان شاخص انتقال در این گیاهان کاسته می‌شود (دِسوزا و همکاران، ۲۰۱۲). از سوی دیگر پژوهش‌ها نشان داده‌اند که ترکیباتی مانند EDTA علاوه بر

نقش مؤثر آن‌ها در رهاسازی فلزات به درون فاز محلول خاک، سبب تسهیل در انتقال فلز در آوند چوبی و انتقال به شاخساره می‌شوند (بلیلوک و همکاران، ۱۹۹۷).

۴-۸- غلظت فسفر بافت‌های گیاه

۴-۸-۱- غلظت فسفر ریشه

نتایج حاصل از این تحقیق در جدول پیوست ۶، بیان گر معنی‌داری فاکتور قارچ بر غلظت فسفر ریشه در هر دو گیاه ذرت و سورگوم بود ($P < 0.05$). نتایج مقایسه میانگین‌های غلظت فسفر ریشه ذرت تحت تأثیر سطوح قارچ (شکل ۴-۴۲)، نشان داد که همزیستی این قارچ با گیاهان ذرت و سورگوم به ترتیب سبب افزایش ۶/۹۸ و ۹/۳۸ درصدی غلظت فسفر در بافت ریشه این گیاهان نسبت به گیاهان شاهد شد. عنصر فسفر از مهم‌ترین عناصری می‌باشد که توسط قارچ‌های میکوریز به طور فعال و در سطح وسیع جذب می‌شود. نتایج برخی از تحقیقات نشان داده است که سرعت جریان فسفر به درون گیاهان میکوریزی ۳ الی ۶ مرتبه بیش از گیاهان غیر میکوریزی می‌باشد (بولون، ۱۹۹۱). دسوزا و همکاران (۲۰۱۲) در تحقیقی به منظور بررسی نقش همزیستی قارچ‌های میکوریز در گونه گیاهی *Calopogonium mucunoides* و در خاک‌های آلوده به سرب انجام داده بودند، مشاهده کردند که گیاهان همزیست با این قارچ در تمام سطوح این آلاینده حاوی غلظت بیشتری از فسفر در ریشه‌های خود نسبت به گیاهان شاهد در همان سطوح از سرب بودند.



شکل (۴-۴۲) تأثیر قارچ میکوریز بر میزان غلظت فسفر ریشه در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)

۴-۸-۲- غلظت فسفر زیست توده هوایی

با توجه به جدول تجزیه واریانس داده‌ها (جدول پیوست ۷)، در هیچ یک از عوامل مورد مطالعه در این صفت در گیاهان ذرت و سورگوم اختلاف آماری معنی‌دار مشاهده نشد.

۴-۹-۹- محتوای فسفر بافت‌های گیاه

۴-۹-۱- محتوای فسفر ریشه

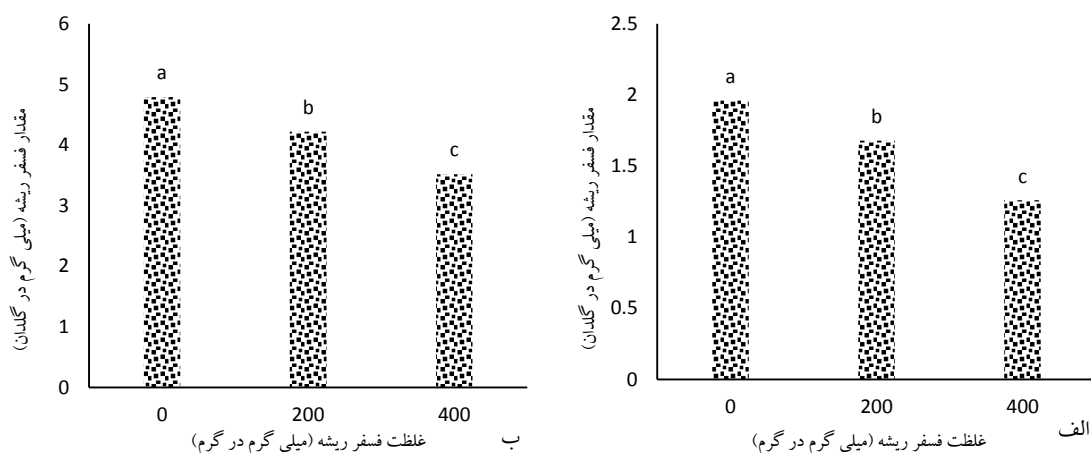
الف- ذرت

نتایج حاصل از این تحقیق (جدول پیوست ۷)، نشان داد که اثرات اصلی سرب و قارچ در سطح احتمال ۱٪ و همچنین اثر کلات در سطح احتمال ۵٪ بر محتوای فسفر ریشه گیاه ذرت معنی‌دار بودند. با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۴۳ الف)، محتوای فسفر در ریشه ذرت رابطه عکس با محتوای سرب خاک داشته و با افزایش سطح این فلز در خاک، از میزان فسفر ریشه کاسته شد. کم‌ترین میزان این شاخص ۱/۲۶ میلی‌گرم در گلدان و با ۵۵/۵۵ درصد کاهش نسبت به سطح شاهد سرب به دست آمد.

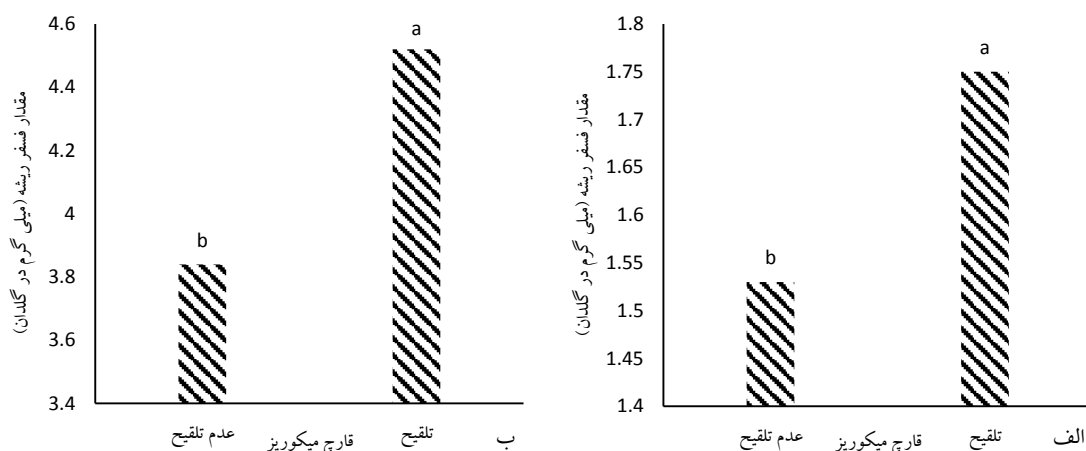
از سوی دیگر با توجه به نمودار شکل ۴-۴۴ الف، در صورت همزیستی قارچ‌های میکوریز با ریشه گیاه ذرت میزان این صفت به صورت چشم‌گیری (۱۴/۳۷ درصد) نسبت به گیاهان شاهد افزایش یافت و به ۱/۷۵ میلی‌گرم در گلدان رسید. همچنین اعمال ۱۰ میلی‌مول از کلات EDTA در کیلوگرم خاک، سبب کاهش ۱۵/۴۳ محتوای فسفر ریشه شد. بین سطوح ۰ و ۵ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک، اختلاف آماری معنی‌داری مشاهده نشد (شکل ۴-۴۵) یون‌های آزاد EDTA در داخل گیاه به دلیل غیر یکنواختی در مواد معدنی و کاهش نسبت آن‌ها به فلزات سنگین، منجر به تخریب متابولیسم سلول‌ها و عدم پایداری غشای پلاسمایی می‌شوند (توماس رولی و همکاران، ۲۰۰۴).

ب- سورگوم

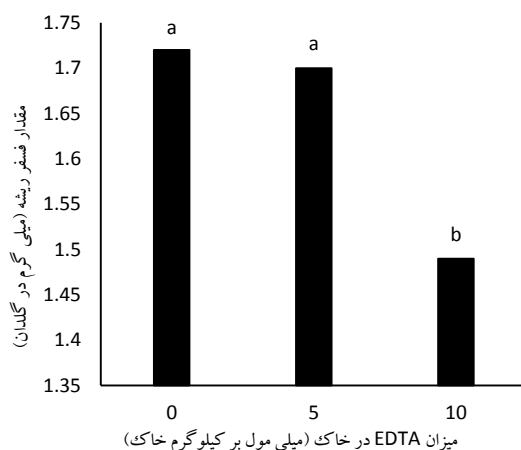
نتایج حاصل از این تحقیق (جدول پیوست ۷)، نشان داد که اثرات ساده سرب و قارچ بر محتوای فسفر ریشه این گیاه معنی‌دار بودند ($P < 0.01$). با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۴۳ ب)، در بررسی عامل سرب کم‌ترین میزان فسفر در ریشه سورگوم، ۳/۵۲ میلی‌گرم در گلدان و در سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک به دست آمد. از سویی همان‌طور که در نمودار مقایسه میانگین‌های محتوای فسفر ریشه سورگوم تحت تأثیر سطوح قارچ (شکل ۴-۴۴ ب) مشاهده شد، حضور قارچ میکوریز در ریشه سورگوم محتوای فسفر این بافت را ۱۷/۷۰ درصد نسبت به گیاهان شاهد افزایش داد.



شکل (۴۳-۴) تأثیر سرب بر محتوای فسفر ریشه در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۴۴-۴) تأثیر قارچ میکوریز بر محتوای فسفر ریشه در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۴-۴۵) تأثیر EDTA بر محتوای فسفر ریشه گیاه ذرت

کاهش جذب عناصر غذایی ضروری نظیر پتاسیم، کلسیم، آهن و فسفر و کاهش زیست توده گیاهان به دلیل اختلال در فرآیندهای فتوسنتز، تنفس و متابولیسم نیتروژن در غلظت‌های بالای عناصر سنگین رخ می‌دهد (لابی و همکاران، ۲۰۰۲). در آزمایشی که گارج و سینگلا (۲۰۱۲) به منظور بررسی نقش گونه قارچی *Glomus mosseae* و بر روی گونه گیاهی *Pisum sativum* انجام داده بودند، عنوان کردند که همزمان با افزایش سطح آلودگی خاک، از میزان فسفر ریشه در گیاهان همزیست و شاهد کاسته شد ولیکن این کاهش در گیاهان همزیست کمتر محسوس بود. چن و همکاران (۲۰۰۴)، در آزمایشی که به منظور بررسی نقش قارچ‌های میکوریز در گیاه ذرت و در خاک‌های آلوده به فلز روی انجام داده بودند، دریافتند که گیاهان همزیست با این قارچ‌ها، حاوی فسفر بالاتری در بافت‌های خود بودند.

۲-۹-۴- محتوای فسفر زیست توده هوایی

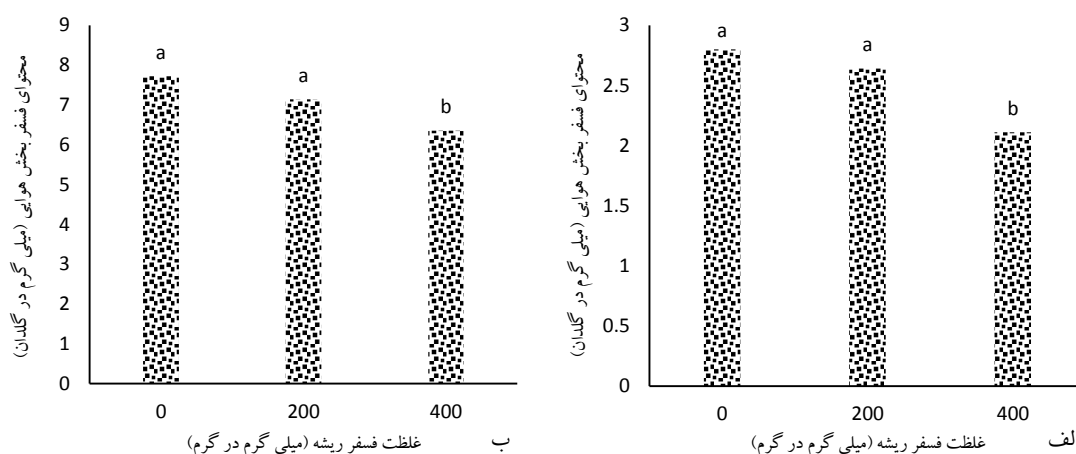
الف- ذرت

نتایج حاصل از این تحقیق (جدول پیوست ۷)، نشان داد که اثرات اصلی سرب و قارچ به ترتیب در سطوح ۱٪ و ۵٪ بر محتوای فسفر زیست توده هوایی گیاه ذرت معنی‌دار بود. با توجه به نمودار مقایسه میانگین‌ها (شکل ۴-۴۶ الف)، کم‌ترین محتوای فسفر زیست توده هوایی، ۲/۱۱ میلی‌گرم در گلدان، در بالاترین سطح آلاینده سرب و با ۳۲/۷۰ درصد کاهش نسبت به سطح شاهد آن به دست آمد. بین

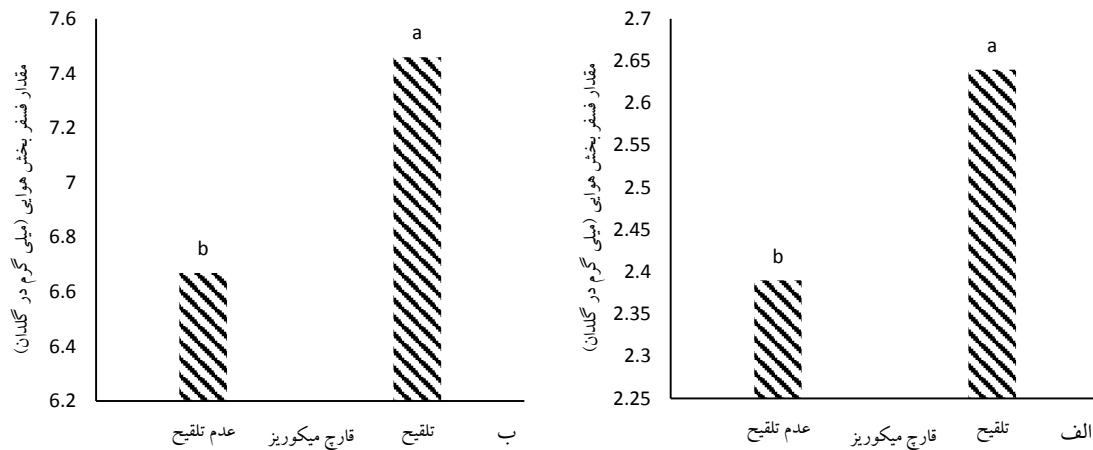
سطوح شاهد و ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک تفاوت آماری معنی دار مشاهده نشد. از سوی دیگر با توجه به نمودار شکل ۴-۴۷ الف، در صورت همزیستی قارچ‌های میکوریز با ریشه گیاه ذرت محتوای فسفر در زیست توده هوایی این گیاه به صورت چشم‌گیری (۱۰/۴۶ درصد) نسبت به گیاهان شاهد افزایش یافته و به رقم ۲/۶۴ میلی گرم در گلدان رسید.

ب- سورگوم

نتایج حاصل از این پژوهش بر محتوای فسفر زیست توده هوایی سورگوم (جدول پیوست ۷)، نشان داد که اثرات اصلی سرب و قارچ به ترتیب در سطوح ۱٪ و ۵٪ بر میزان این صفت معنی دار بوده ولیکن در سایر اثرات ساده و متقابل تفاوت آماری معنی دار مشاهده نشد. مقایسه میانگین‌های محتوای فسفر بخش هوایی سورگوم تحت تأثیر سطوح مختلف سرب (جدول ۴-۴۶ ب)، نشان داد که با افزایش محتوای این آلاینده در خاک، از محتوای فسفر زیست توده هوایی به صورت معنی دار کاسته شد و بالاترین میزان این عنصر ۷/۷۲ میلی گرم در گلدان و در خاک‌های شاهد (غیر آلوده) و کمترین میزان آن ۶/۳۵ میلی گرم در گلدان، در سطح ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک به دست آمد. همچنین حضور قارچ میکوریز در ریشه سورگوم، محتوای فسفر بخش هوایی این گیاه را ۱۱/۸۴ درصد نسبت به گیاهان شاهد افزایش داد (شکل ۴-۴۷ ب).



شکل (۴۶-۴) تأثیر سرب بر محتوای فسفر بخش هوایی در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)



شکل (۴-۴۷) تأثیر قارچ میکوریز بر محتوای فسفر بخش هوایی در گیاهان ذرت (الف) و سورگوم (ب)

دسوزا و همکاران (۲۰۱۲) در تحقیقی بر روی گونه گیاهی *Calopogonium mucunoides* و در خاک‌های آلوده به سرب انجام داده بودند، گزارش دادند که با افزایش سطح آلودگی خاک از محتوای فسفر زیست توده هوایی این گیاهان به صورت معنی‌دار کاسته شد. هرماندزاورتگا و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه‌ای که بر روی گونه گیاهی *Melilotus albus* و در خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی انجام داده بودند، گزارش دادند که قارچ‌های میکوریز سبب افزایش تجمع فسفر در تمامی سطوح آلاینده نسبت به گیاهان شاهد شدند.

نتیجه گیری

با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق، تنش سرب سبب کاهش بیوماس خشک بافت‌های گیاه، محتوای فسفر ریشه و زیست توده هوایی و میزان شاخص تحمل در هر دو گیاه ذرت و سورگوم شد، علاوه بر آن وجود این ماده در محیط رشد گیاهان سبب کاهش معنی‌دار میزان ارتفاع، کلونیزاسیون قارچی و شاخص کلروفیل در گیاه ذرت شد و عمده‌ترین تأثیر آن در سطح ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک به دست آمد که در صورت استفاده از قارچ‌های میکوریز در سطح متوسط آلودگی سرب (۲۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک)، به علت افزایش جذب املاح غذایی نظیر فسفر، توانایی رشد گیاه و تجمع سرب در بافت‌های گیاه افزایش یافت. همچنین حضور این قارچ‌ها در محیط رایزوسفر گیاه، سبب افزایش قابلیت پالایش زیستی در صورت همزیستی با ریشه گیاهان ذرت و سورگوم شد.

کاربرد کلات EDTA در خاک، سبب افزایش محتوای سرب گیاه، شاخص‌های پالایش، تغلیظ زیستی و انتقال در هر دو گیاه شده و بالاترین غلظت و محتوای سرب در بافت‌های گیاهانی که این فاکتور را دریافت کرده بودند، در سطوح ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک و در صورت استفاده از این کلات به دست آمد. با این حال در روند مصرف این کلات به رغم مزایای آن باید به این نکته توجه نمود که استفاده از این ماده در غلظت‌های بالا (۱۰ میلی مول در کیلوگرم خاک) به علت افزایش حلالیت و تسریع جذب سرب، سبب کاهش چشم‌گیر بیوماس خشک ریشه و برگ و همچنین شاخص کلروفیل ذرت شد و بر روی بیوماس خشک ریشه سورگوم تأثیر منفی داشت، بنابراین بهترین شیوه مصرف این ماده، کاربرد آن در غلظت‌های کم (۵ میلی مول بر کیلوگرم خاک) و در اواخر دوره رشدی گیاه می باشد.

بهترین کارایی تلفیقی قارچ‌های میکوریز و کلات EDTA، در سطح ۵ میلی مول کلات و در محتوای سرب ساقه گیاهان سورگوم تلقیح شده با قارچ بدست آمد. همچنین بیشترین غلظت و محتوای سرب اندام‌های هر دو گیاه به ترتیب در ریشه < برگ < ساقه مشاهده شد.

نتایج نشان می‌دهد که از نظر شدت تجمع غلظت سرب در اندام‌های گیاه، گیاه ذرت کارایی بالاتری نسبت به گیاه سورگوم از خود نشان داد ولیکن از نظر شدت تجمع محتوای سرب در گیاهان که شاخصی مهم تر از غلظت آن در امر پالایش گیاهی می‌باشد، گیاه سورگوم با توجه به حجم زیست توده بالای آن در این آزمایش کارآمدتر از ذرت بود و دلیل آن می‌تواند ناشی از غلظت بالای سرب و سمیت بیش از حد این ماده در گیاه ذرت باشد که به صورت غیرمستقیم سبب کاهش بیوماس و محتوای سرب این گیاه نسبت به گیاه سورگوم شد.

در پایان در صورتی که هدف از پروسه گیاه‌پالایی و کاشت گیاهان در مناطق آلوده به سرب، استخراج این عنصر در بافت‌های قابل برداشت و انتقال آن به خارج از مناطق آلوده باشد، بهترین گزینه اعمال دزهای پایین کلات همراه با قارچ‌های همزیست در محیط می‌باشد و سهم کلات EDTA در این فرآیند بیش از قارچ بوده ولیکن در صورتی که هدف از این پروسه، تثبیت آلودگی در تمامی اندام‌های گیاه به خصوص ریشه و عدم پخش و حرکت این مواد در محیط باشد، سهم قارچ‌های میکوریز در انباشت حجم بالایی از این فلز در ریشه گیاهان نسبت به کلات کننده EDTA افزایش می‌یابد.

پیشنهادهای

به توجه به نتایج حاصل از این تحقیق، پیشنهاد می‌شود:

- ۱- بررسی انجام این تحقیق بر روی سایر آلاینده‌های مضر موجود در پوسته زمین که عمدتاً از طریق فاضلاب‌های صنعتی و فعالیتهای کشاورزی وارد آن می‌شوند نظیر روی، آرسنیک، کادمیوم، نیکل و جیوه.
- ۲- بررسی نقش سایر گیاهان در پروسه گیاه‌پالایی برای به دست آوردن کارآمدترین گیاه
- ۳- بررسی استفاده از سایر کلات کننده‌ها از جمله کلات کننده‌های آلی و سازگار با کشاورزی ارگانیک
- ۴- استفاده از سویه‌های مختلف قارچ‌های میکوریز آرباسکولار و همچنین انواع مختلف باکتری‌های محرک رشد در پروسه گیاه‌پالایی
- ۵- در پایان پیشنهاد می‌شود که با شناخت کامل و مناسب انواع گیاهان فراانباشگر، سویه‌های قارچ میکوریز و کلات کننده‌ها، یک سیستم تلفیقی کارآمد و سازگار با بوم سازگان‌های ارگانیک در پروسه گیاه‌پالایی معرفی گردد.

چوست

جدول پیوست ۱: تجزیه واریانس (میانگین مربعات) صفات مورد بررسی گیاهان ذرت و سورگوم

وزن ریشه/هوازی		وزن برگ		وزن ساقه		وزن ریشه		df	منابع تغییر
ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم		
۰/۰۰۱	۰/۰۰۰۹	۰/۲۳۴	۰/۲۳	۰/۶۴	۰/۰۴۴	۰/۶۱	۰/۱۶	۲	بلوک
۰/۰۱۹**	۰/۰۷۴**	۷/۶۹**	۲/۵۵**	۱۰/۷۲**	۰/۸۹**	۳۹/۹۷**	۰/۷۲**	۲	سرب (A)
۰/۰۰۱	۰/۰۰۲۲	۳/۱۳*	۰/۳۳	۲/۳۲	۰/۱۶	۶/۹۹	۰/۸۱	۱	میکوریز (B)
۰/۰۱۲**	۰/۰۱۳	۲/۰۷	۰/۵۸**	۲/۵۰	۰/۲۵	۱۳/۲۴**	۱/۹۳**	۲	کلات (C)
۰/۰۰۱	۰/۰۰۷۷	۰/۰۸۴	۰/۰۰۱	۰/۵۴	۰/۰۲۴	۱/۹۱	۰/۱۴	۲	A × B
۰/۰۱**	۰/۰۰۰۷	۰/۲۱۶	۰/۰۵	۰/۴۵	۰/۲۲	۴/۴۲	۰/۲۲	۴	A × C
۰/۰۰۰۱	۰/۰۰۰۳	۰/۱۳۵	۰/۰۱	۰/۳۰۸	۰/۰۲۲	۰/۲۸۳	۰/۰۰۰۸	۲	B × C
۰/۰۰۰۶	۰/۰۰۰۲	۰/۲۳۶	۰/۰۰۶	۰/۱۳۷	۰/۰۱۴	۰/۱۰۴	۰/۰۴۳	۴	A × B × C
۰/۰۰۱۹	۰/۰۰۷۸	۰/۷۵۸	۰/۰۸۹	۰/۹۱۸	۰/۱۱۴	۱/۹۳	۰/۲۳۸	۳۴	خطای آزمایش
۶/۴۱	۱۲/۲۲	۱۲/۰۳	۱۱/۷۴	۱۱/۷۰	۱۵/۴۳	۱۳/۰۱	۱۴/۰۹		ضریب تغییرات

*, ** به ترتیب بیان گر معنی‌داری در سطح ۵ و ۱ درصد می‌باشد.

جدول پیوست ۲: تجزیه واریانس (میانگین مربعات) صفات مورد بررسی گیاهان ذرت و سورگوم

اسیدیته خاک		کلونیزاسیون قارچی		کلروفیل		ارتفاع		df	منابع تغییر
ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم		
۰/۰۰۹۰	۰/۰۵۲	۵۳/۲۵	۱۳۷/۸۷	۳/۸۱	۱۷/۱۳	۵۱/۹۹	۹/۵۲	۲	بلوک
۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۹۴	۴۱/۱۰	۱۷۶/۰۸*	۱۶/۴۵	۱۳۶/۰۲**	۲۰۱/۶۸	۳۹۵/۵۴**	۲	سرب (A)
۰/۰۱۲	۰/۰۰۰۰۷	۲۴۹۱۸/۵۱**	۳۷۶۲۵/۲۸**	۰/۳۶	۵/۶۷	۲۱۹/۹۳	۱۸۸/۱۶*	۱	میکوریز (B)
۰/۰۱۳	۰/۰۰۹۳	۱۸/۱۵	۲۰/۱۶	۶/۸۸	۴۳/۷۱*	۲۰/۸۳	۶۴/۷۴	۲	کلات (C)
۰/۰۰۵۲	۰/۰۰۱۱	۱۲/۷۳	۹/۵۴	۴/۵۰	۰/۴۶	۰/۸۳	۳۶/۴۰	۲	A × B
۰/۰۰۵۳	۰/۰۰۱۲	۱۱/۷۲	۱۱/۰۲	۱/۷۲	۴/۷۰	۳۰/۶۴	۳۳/۵۲	۴	A × C
۰/۰۰۳۷	۰/۰۰۱۰	۱۰/۲۸	۵۳/۰۹	۰/۰۳	۲/۷۷	۲۶/۴۵	۲۰/۰۴	۲	B × C
۰/۰۰۰۴	۰/۰۰۴۸	۴/۵۵	۱۵/۰۳	۲/۵۳	۱/۰۴	۱۳/۴۸	۱۱/۱۳	۴	A × B × C
۰/۰۳۹	۰/۰۳۶	۴۰/۱۴	۴۹/۴۰	۱۱/۶۲	۱۲/۵۵	۸۵/۹۹	۳۷/۲۹	۳۴	خطای آزمایش
۲/۵۲	۲/۴۱	۱۲/۹۰	۱۰/۲۷	۸/۷۸	۱۱/۱۱	۹/۴۰	۱۲/۵۳		ضریب تغییرات

*, ** به ترتیب بیان گر معنی‌داری در سطح ۵ و ۱ درصد می‌باشد.

جدول پیوست ۳: تجزیه واریانس (میانگین مربعات) صفات مورد بررسی گیاهان ذرت و سورگوم

منابع تغییر	df	غلظت سرب ریشه		غلظت سرب ساقه		غلظت سرب برگ	
		ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم
بلوک	۲	۱۳۲/۰۲	۱۵۰/۱۴	۷/۰۰۴	۰/۲۳	۱۲۰/۵۵	۷۰/۹۶
سرب (A)	۲	۳۶۵۹۹۴/۹۷**	۲۳۴۰۰۹/۲۴**	۱۸۶۵۲/۵۸**	۵۷۵/۷۹**	۱۱۳۷۰۳/۲۲**	۴۹۱۴۳/۸۴**
میکوریز (B)	۱	۱۸۰۸/۵۶*	۱۳۷۲/۰۸*	۵/۵۲	۱/۵۷	۱۳۴/۹۶	۲۳/۷۶
کلات (C)	۲	۶۹۸۹/۷۵**	۱۰۲۷۱/۹۰**	۱۶۸۹/۶۲**	۳۲/۲۷**	۹۰۷۸/۹۳**	۵۰۱۱/۴۰**
A × B	۲	۷۷۳/۵۴	۴۱۱/۹۶	۲/۶۹	۰/۱۴۱	۱۳۷/۷۹	۱۳/۷۲
A × C	۴	۱۵۹۴/۸۷*	۳۱۷۳/۱۶**	۴۳۸/۳۷**	۵/۱۰۶**	۳۰۰۸/۱۸**	۱۴۸۵/۸۱**
B × C	۲	۱۶۰/۶۳	۵/۱۰	۳۲/۳۸	۰/۰۹۳	۱۵/۳۰	۴/۷۸
A × B × C	۴	۸۷/۱۵	۴۶/۸۳	۷/۳۱	۰/۱۵۱	۱۳/۴۶	۷/۱۸
خطای آزمایش	۳۴	۴۱۰/۸۹	۱۸۴/۵۹	۱۶/۴۵	۰/۷۸۷	۱۶۱/۵۶	۵۲/۳۹
ضریب تغییرات		۱۳/۰۴	۱۱/۹۱	۱۱/۷۹	۱۲/۲۱	۱۴/۵۹	۱۲/۹۶

*, ** به ترتیب بیان گر معنی داری در سطح ۵ و ۱ درصد می باشد.

جدول پیوست ۴: تجزیه واریانس (میانگین مربعات) صفات مورد بررسی گیاهان ذرت و سورگوم

منابع تغییر	df	محتوای سرب ریشه		محتوای سرب ساقه		محتوای سرب برگ	
		ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم
بلوک	۲	۷۶۶/۳۷	۴۳۲۰/۴۰	۹۵/۳۷	۳۳/۸۷	۱۱۲۹/۸۰	۱۰۷۷/۵۶
سرب (A)	۲	۲۶۰۷۴۴۶/۶۶**	۱۸۳۰۸۲۷۳/۸۱**	۶۱۰۰۵/۱۳**	۳۱۲۵۷/۵۸**	۵۰۴۷۰۶/۹۹**	۱۹۳۳۶۰۹/۰۷**
میکوریز (B)	۱	۲۴۳۵۳/۷۳*	۲۴۴۰۴۹/۱۲**	۲۶۶/۸۷	۱۵۱/۷۹*	۴۳۶۶/۰۹*	۲۰۲۶۶/۲۵**
کلات (C)	۲	۱۱۷۴۱/۲۷*	۲۷۳۷۲۶/۷۰**	۲۲۱۲/۷۰**	۱۱۹۴/۵۳**	۱۷۹۱۹/۳۹**	۱۲۹۶۲۷/۴۰**
A × B	۲	۱۸۵۱۶/۲۲*	۱۱۶۲۱۴/۹۰**	۸۶/۱۴	۶۶/۹۹	۱۱۹۶/۴۴	۴۷۹۸/۷۷
A × C	۴	۲۵۹۷/۰۶	۱۵۱۳۸۰/۱۷**	۵۹۴/۹۱**	۱۲۲/۸۵*	۴۲۲۱/۵۴**	۳۷۱۹۰/۵۶**
B × C	۲	۲۹۶/۱۳	۷۸۴۶/۸۶	۱۳/۱۸	۱۰۹/۹۱*	۵۹۶/۵۰	۹۲۷/۴۳
A × B × C	۴	۱۱۵۷/۲۱	۱۸۱۳۵/۹۴	۷۷/۱۳	۲۳/۹۲	۳۹۴/۶۲	۱۶۹۱/۳۵
خطای آزمایش	۳۴	۳۵۶۰/۷۳	۹۵۳۰/۰۹	۷۷/۳۷	۳۲/۵۷	۸۷۱/۹۶	۲۳۵۸/۷۳
ضریب تغییرات		۱۳/۱۶	۹/۰۴	۱۲/۷۵	۹/۹۹	۱۴/۹۲	۱۳/۲۰

*, ** به ترتیب بیان گر معنی داری در سطح ۵ و ۱ درصد می باشد.

جدول پیوست ۵: تجزیه واریانس (میانگین مربعات) صفات مورد بررسی گیاهان ذرت و سورگوم

منابع تغییر		df	محتوای سرب کل		شاخص تحمل (TI)		ضریب پالایش (PR)	
			ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم
بلوک		۲	۲۸۹۹/۱۶	۱۱۰۸۹/۹۵	۰/۰۱۸	۰/۰۱۶	۰/۰۲۱۴	۰/۰۰۶۷
سرب (A)		۲	۶۶۱۲۰۰۵/۸۲**	۳۴۱۰۷۳۵۷/۵۸**	۰/۳۶۹**	۰/۱۹۵**	۰/۰۸۳۴**	۰/۱۴۴۹**
میکوریز (B)		۱	۵۸۳۱۷/۳۶**	۴۲۰۸۰۰/۰۹**	۰/۰۴۵	۰/۰۴۲	۰/۰۰۷۵	۰/۰۲۲۴*
کلات (C)		۲	۷۴۵۴۱/۶۵**	۷۶۳۴۷۳/۷۵**	۰/۰۷۸*	۰/۰۵۶	۰/۰۶۰**	۰/۱۸۷۴**
A × B		۲	۳۱۴۶۲/۳۰**	۱۵۸۹۸۰/۴۰**	۰/۰۰۱	۰/۰۰۷	۰/۰۰۱۳	۰/۰۰۰۴
A × C		۴	۱۴۵۱۸/۱۳*	۳۰۳۰۸۵/۷۶**	۰/۰۱۴	۰/۰۱۲	۰/۰۰۶۶	۰/۰۰۱۱
B × C		۲	۳۳۳/۴۷	۴۸۲۴/۰۸	۰/۰۰۱	۰/۰۰۱	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۲۲
A × B × C		۴	۱۶۰۳/۹۲	۹۴۶۹/۹۷	۰/۰۰۰۵	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۲۳	۰/۰۰۲۴
خطای آزمایش		۳۴	۴۴۲۹/۶۷	۱۷۸۳۹/۳۳	۰/۰۱۶	۰/۰۱۸	۰/۰۰۴۱	۰/۰۰۵۴
ضریب تغییرات			۹/۲۴	۸/۸۷	۱۴/۲۰	۱۴/۳۶	۲۱/۲۴	۱۵/۴۲

*, ** به ترتیب بیان گر معنی داری در سطح ۵ و ۱ درصد می باشد.

جدول پیوست ۶: تجزیه واریانس (میانگین مربعات) صفات مورد بررسی گیاهان ذرت و سورگوم

منابع تغییر		df	ضریب تغلیظ زیستی (BCF)		فاکتور انتقال (TF)		غلظت فسفر ریشه	
			ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم
بلوک		۲	۰/۰۰۴۸	۰/۰۰۳۶	۰/۰۱۲۸	۰/۰۰۱۷	۳۰۶۲/۰۱	۳۲۱۸/۷۴
سرب (A)		۲	۰/۰۵۶**	۰/۰۲۳۱**	۰/۱۵۶۴**	۰/۴۲۷۵**	۸۹۴/۸۵	۲۹۷/۱۴
میکوریز (B)		۱	۰/۰۰۰۹	۰/۰۰۵۴	۰/۰۰۶۶	۰/۰۰۵۲	۱۳۹۵۵/۵۱*	۱۶۵۷۶/۰۲*
کلات (C)		۲	۰/۱۷۰۹**	۰/۰۶۱۱**	۰/۰۴۱۴*	۰/۰۰۹۳	۳۳۱۸/۰۹	۳۴۵۵/۳
A × B		۲	۰/۰۰۹۳	۰/۰۰۱۵	۰/۰۰۱۰	۰/۰۰۰۸	۷۹/۱۸	۱۲۳/۶۸
A × C		۴	۰/۰۰۴۴	۰/۰۰۲۱	۰/۰۰۴۱	۰/۰۰۰۶	۳۱۵/۳۹	۴۷۴/۹۳
B × C		۲	۰/۰۰۲۰	۰/۰۰۰۰۳	۰/۰۰۱۹	۰/۰۰۰۷	۳۰۸/۱۸	۳۹۹/۸۴
A × B × C		۴	۰/۰۰۰۰۲۵	۰/۰۰۰۰۲۱	۰/۰۰۱۵	۰/۰۰۱۱	۸۳۹/۴۷	۱۱۲۰/۳۵
خطای آزمایش		۳۴	۰/۰۰۲۹	۰/۰۰۱۶	۰/۰۰۸۲	۰/۰۰۵۷	۳۳۵۰/۹۲	۳۱۰۱/۷۹
ضریب تغییرات			۱۱/۰۹	۱۳/۷۶	۲۰/۱۶	۲۱/۲۸	۱۲/۱۸	۱۴/۲۴

*, ** به ترتیب بیان گر معنی داری در سطح ۵ و ۱ درصد می باشد.

جدول پیوست ۷: تجزیه واریانس (میانگین مربعات) صفات مورد بررسی گیاهان ذرت و سورگوم

منابع تغییر		df	غلظت فسفر هوایی		محتوای فسفر ریشه		محتوای فسفر هوایی	
			ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم
بلوک	۲	۷۹۵/۵۸	۱۱۶۱/۵۷	۰/۳۶	۰/۳۴۰	۰/۱۷۲	۰/۷۴۵	۰/۷۴۵
سرب (A)	۲	۲۲۵۶/۳۵	۱۵۹/۰۶	۲/۲۲**	۷/۲۶۷**	۲/۳۴۶**	۸/۵۴**	۸/۵۴**
میکوریز (B)	۱	۵۹۳۲/۵۱	۸۹۷۰/۶۶	۰/۶۵۵**	۶/۱۴**	۰/۷۹۸*	۸/۴۵*	۸/۴۵*
کلات (C)	۲	۲۷۸۰/۳۱	۳۶۵۳/۴۸	۰/۲۷۹*	۰/۹۶۳	۰/۱۷۶	۰/۵۶۲	۰/۵۶۲
A × B	۲	۸۳/۴۷	۱۰۱/۰۳	۰/۰۳۳	۰/۳۳۷	۰/۰۰۳	۰/۱۵۲	۰/۱۵۲
A × C	۴	۳۷۳/۹۷	۲۸۶/۵۵	۰/۰۵۴	۰/۷۴۵	۰/۱۶۱	۰/۴۹۴	۰/۴۹۴
B × C	۲	۴۱۱/۴۴	۱۰۵/۱۲	۰/۰۰۹	۰/۱۸۲	۰/۰۴۵	۰/۲۶۲	۰/۲۶۲
A × B × C	۴	۱۲۹/۷۲	۲۹۴/۵۰	۰/۰۲۲	۰/۱۸۱	۰/۰۱۰	۰/۱۸۶	۰/۱۸۶
خطای آزمایش	۳۴	۳۷۰۴/۰۳	۲۵۴۹/۷۵	۰/۰۸۲	۰/۴۹۳	۰/۱۸۴	۱/۲۲	۱/۲۲
ضریب تغییرات		۱۱/۴۷	۱۱/۰۲	۱۷/۵۱	۱۶/۷۹	۱۷/۰۲	۱۵/۶۶	۱۵/۶۶

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۹: مقایسه میانگین‌های صفات مورد مطالعه گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر سرب

سرب	وزن ریشه	وزن ساقه	وزن برگ	وزن ریشه / ارتفاع	سرب	وزن ریشه	وزن ساقه	وزن برگ	وزن ریشه / ارتفاع
(میلی گرم در کیلوگرم خاک)	گرم در گلدان	گرم در گلدان	گرم در گلدان	گرم در گلدان	(میلی گرم در کیلوگرم خاک)	گرم در گلدان	گرم در گلدان	گرم در گلدان	گرم در گلدان
۰	۴/۱۰ ^a	۱۲/۱۵ ^a	۲/۳۱ ^a	۸/۸۶ ^a	۲/۸۸ ^a	۷/۸۷ ^a	۰/۷۸ ^a	۵۳/۵۲ ^a	ذرت
۲۰۰	۳/۵۶ ^b	۱۰/۷۵ ^b	۲/۳۲ ^a	۸/۳۴ ^a	۲/۶۲ ^b	۷/۲۵ ^b	۰/۷۱ ^b	۴۸/۴۸ ^b	ذرت
۴۰۰	۲/۷۳ ^c	۹/۱۷ ^c	۱/۹۳ ^b	۷/۳۴ ^b	۲/۱۴ ^c	۶/۵۶ ^c	۰/۶۶ ^b	۴۴/۱۵ ^c	ذرت
LSD %۵	۰/۳۳	۰/۹۴	۰/۲۲	۰/۶۴	۰/۲۰	۰/۵۸	۰/۰۵	۴/۱۳	۰/۰۵

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۹: مقایسه میانگین‌های صفات مورد مطالعه گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر سرب

سرب	کلونیزاسیون	شاخص تحمل	ضریب پالایش	ضریب تغلیظ	سرب	کلونیزاسیون	شاخص تحمل	ضریب پالایش	ضریب تغلیظ
(میلی گرم در کیلوگرم خاک)	(درصد)	(TI)	(PR)	زیستی (BCF)	(میلی گرم در کیلوگرم خاک)	(درصد)	(TI)	(PR)	زیستی (BCF)
۰	۷۰/۵۳ ^a	۱/۰۲ ^a	۱/۰۳ ^a	۰/۳۵۱ ^a	۰/۵۴۹ ^a	۰/۴۶۵ ^b	۰/۲۶۴ ^b	سورگوم	ذرت
۲۰۰	۶۹/۸۳ ^a	۰/۹۳ ^b	۰/۹۵ ^a	۰/۳۳۴ ^a	۰/۵۰۵ ^a	۰/۵۵۴ ^a	۰/۳۳۵ ^a	سورگوم	ذرت
۴۰۰	۶۴/۸۰ ^b	۰/۷۴ ^c	۰/۸۳ ^b	۰/۲۲۵ ^b	۰/۳۷۷ ^b	۰/۴۵۰ ^b	۰/۲۸۸ ^b	سورگوم	ذرت
LSD %۵	۴/۷۶	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۰۴۳	۰/۰۴۹	۰/۰۳۶	۰/۰۲۷	۰/۰۳۶	۰/۰۳۶

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۰: مقایسه میانگین‌های صفات مورد مطالعه گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر سرب

سرب	کلروفیل	فاکتور انتقال	محتوای فسفر ریشه	محتوای فسفر اندام		
(میلی گرم در کیلوگرم خاک)	(درصد)	(TF)	(میلی گرم در گلدان)	هوایی (میلی گرم در گلدان)	ذرت	سورگوم
۰	۳۴/۲۶ ^a	۰/۵۵۸ ^a	۱/۹۶ ^a	۴/۷۹ ^a	۲/۸۰ ^a	۷/۷۲ ^a
۲۰۰	۳۲/۴۸ ^a	۰/۳۹۹ ^b	۱/۶۸ ^b	۴/۲۲ ^b	۲/۶۴ ^a	۷/۱۴ ^a
۴۰۰	۲۸/۸۷ ^b	۰/۳۹۵ ^b	۱/۲۶ ^c	۳/۵۲ ^c	۲/۱۱ ^b	۶/۳۵ ^b
LSD %۵	۲/۴	۰/۰۶۱	۰/۰۵۱	۰/۴۷	۰/۲۹	۰/۷۵

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۱: مقایسه میانگین‌های صفات مورد مطالعه گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر قارچ میکوریز

قارچ میکوریز	وزن برگ	ارتفاع	کلونیزاسیون	غلظت سرب ریشه	محتوای سرب برگ		
	(گرم در گلدان)	(سانتی متر)	(درصد)	(میکروگرم در گرم)	هوایی (میکروگرم در گلدان)	ذرت	سورگوم
تلقیح	۷/۴۷ ^a	۵۰/۵۸ ^a	۹۴/۷۸ ^a	۷۰/۵۸ ^a	۱۶۱/۱۴ ^a	۱۱۹/۰۲ ^a	۲۰۶/۸۱ ^a
عدم تلقیح	۶/۹۹ ^b	۴۶/۸۵ ^b	۴۱/۹۹ ^b	۲۷/۶۱ ^b	۱۴۹/۵۶ ^b	۱۰۸/۹۴ ^b	۱۸۸/۸۲ ^b
LSD %۵	۰/۴۸	۳/۳۷	۳/۸۸	۳/۵۰	۱۱/۲۱	۷/۵۱	۱۶/۳۳

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۲: مقایسه میانگین‌های صفات مورد مطالعه گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر قارچ میکوریز

قارچ میکوریز	ضریب پالایش (PR)	غلظت فسفر ریشه	محتوای فسفر ریشه	محتوای فسفر اندام		
	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	هوایی (میلی گرم در گلدان)	سورگوم
تلقیح	۰/۴۹۵ ^a	۰/۴۹۰ ^a	۰/۴۰۸ ^a	۱/۷۵ ^a	۴/۵۲ ^a	۲/۶۴ ^a
عدم تلقیح	۰/۴۵۷ ^b	۰/۴۵۸ ^b	۰/۳۷۳ ^b	۱/۵۳ ^b	۳/۸۴ ^b	۲/۳۹ ^b
LSD %۵	۰/۰۴	۳۲/۰۱	۳۰/۸۰	۰/۱۵	۰/۳۸	۰/۲۳

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۳: مقایسه میانگین‌های صفات مورد مطالعه گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر کلات EDTA

کلات	وزن ریشه	وزن برگ	کلروفیل	محتوای سرب ریشه	شاخص
(میلی مول در کیلوگرم خاک)	(گرم در گلدان)	(گرم در گلدان)	(درصد)	(میکروگرم در گلدان)	تحمل (TI)
ذرت	سورگوم	ذرت	ذرت	ذرت	ذرت
۰	۳/۷۵ ^a	۲/۷۴ ^a	۳۳/۳۰ ^a	۴۲۵/۳۹ ^b	۰/۹۶ ^a
۵	۳/۵۲ ^a	۲/۵۲ ^b	۳۲/۱۷ ^{ab}	۴۷۵/۶۶ ^a	۰/۹۰ ^{ab}
۱۰	۳/۱۱ ^b	۲/۳۸ ^b	۳۰/۲۱ ^b	۴۵۸/۴۱ ^{ab}	۰/۸۳۰ ^b
LSD %۵	۰/۳۳	۰/۹۴	۰/۲۰	۴۰/۴۲	۰/۰۸

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۴: مقایسه میانگین‌های صفات مورد مطالعه گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر کلات EDTA

کلات	ضریب پالایش	ضریب تغلیظ زیستی	فاکتور انتقال	محتوای فسفر ریشه
(میلی مول در کیلوگرم خاک)	(PR)	(BCF)	(TF)	(میلی گرم در گلدان)
ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت
۰	۰/۳۳۷ ^b	۰/۳۸۱ ^c	۰/۳۹۷ ^b	۱/۷۲ ^a
۵	۰/۳۲۹ ^a	۰/۵۲۰ ^b	۰/۴۶۷ ^a	۱/۷۰ ^a
۱۰	۰/۳۴۳ ^a	۰/۵۶۹ ^a	۰/۴۸۹ ^a	۱/۴۹ ^b
LSD %۵	۰/۰۴۳	۰/۰۳۶	۰/۰۲۷	۰/۰۶۱

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۵: مقایسه میانگین‌های غلظت سرب در گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر برهمکنش سرب و کلات

سرب	کلات	غلظت سرب ریشه	غلظت سرب ساقه	غلظت سرب برگ
(میلی گرم در کیلوگرم خاک)	(میلی مول در کیلوگرم خاک)	ذرت	ذرت	ذرت
۰	۰	۱/۹۵ ^g	۱/۱۸ ^e	۰/۸۴ ^f
۵	۵	۳/۲۲ ^g	۱/۸۴ ^e	۱/۲۹ ^f
۱۰	۱۰	۵/۹۳ ^e	۲/۰۰۸ ^e	۱/۴۳ ^f
۰	۰	۱۳۹/۴۷ ^d	۲۶/۱۹ ^d	۶/۴۶ ^e
۲۰۰	۵	۱۷۷/۶۵ ^c	۳۰/۸۲ ^d	۸/۲۶ ^d
۱۰	۱۰	۱۹۷/۸۵ ^c	۴۹/۳۸ ^c	۹/۹۵ ^c
۰	۰	۲۵۹/۰۲ ^b	۵۰/۲۳ ^c	۱۰/۱۹ ^c
۴۰۰	۵	۲۹۲/۳۵ ^a	۶۴/۴۷ ^b	۱۲/۸۴ ^b
۱۰	۱۰	۳۱۵/۸۹ ^a	۸۳/۴ ^a	۱۴/۰۸ ^a
LSD %۵	۲۳/۷۸	۱۵/۹۴	۴/۷۵	۱/۰۳

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۶: مقایسه میانگین‌های صفات مورد مطالعه گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر برهمکنش سرب و کلات

سرب		کلات		وزن ریشه / هوایی		محتوای سرب ریشه		محتوای سرب ساقه	
(میلی گرم در کیلوگرم خاک)	(میلی مول در کیلوگرم خاک)	(میلی مول در کیلوگرم خاک)	(میلی مول در کیلوگرم خاک)	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم
۰	۰	۰	۰	-	۰/۷۱۶ ^{ab}	-	۲۳/۶۷ ^e	۳/۷۸ ^e	۷/۷۰ ^f
۰	۵	۵	۰/۷۳۷ ^a	-	۰/۷۳۷ ^a	-	۳۹/۸۴ ^e	۷/۱۵ ^e	۱۱/۵۵ ^f
۱۰	۱۰	۱۰	۰/۷۲۴ ^{ab}	-	۰/۷۲۴ ^{ab}	-	۳۹/۴۵ ^e	۶/۰۲ ^e	۱۳/۵۷ ^f
۰	۰	۰	۰/۶۹۶ ^{ab}	-	۰/۶۹۶ ^{ab}	-	۹۲۳/۵۰ ^d	۶۵/۱۳ ^d	۵۶/۶۷ ^e
۲۰۰	۵	۵	۰/۶۸۶ ^{ab}	-	۰/۶۸۶ ^{ab}	-	۱۲۲۶/۷۰ ^c	۷۳/۹۴ ^d	۶۹/۲۴ ^d
۱۰	۱۰	۱۰	۰/۶۸۳ ^b	-	۰/۶۸۳ ^b	-	۱۳۱۹/۴۴ ^c	۱۰۴/۰۵ ^c	۷۹/۱۸ ^c
۰	۰	۰	۰/۷۱۲ ^{ab}	-	۰/۷۱۲ ^{ab}	-	۱۸۹۷/۳۴ ^b	۱۱۰/۹۳ ^{bc}	۸۱/۱۷ ^c
۴۰۰	۵	۵	۰/۶۹۲ ^{ab}	-	۰/۶۹۲ ^{ab}	-	۲۳۱۲/۳۲ ^a	۱۱۵/۶۹ ^b	۹۳/۲۹ ^b
۱۰	۱۰	۱۰	۰/۵۷۶ ^c	-	۰/۵۷۶ ^c	-	۱۹۳۱/۱۱ ^b	۱۳۳/۹۴ ^a	۱۰۱/۴۳ ^a
LSD %۵		LSD %۵		-	۰/۰۵۲	-	۱۱۴/۵	۱۰/۳۲	۶/۶۹

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۷: مقایسه میانگین‌های محتوای سرب گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر برهمکنش سرب و کلات

سرب		کلات		محتوای سرب برگ		محتوای سرب کل	
(میلی گرم در کیلوگرم خاک)	(میلی مول در کیلوگرم خاک)	(میلی مول در کیلوگرم خاک)	(میلی مول در کیلوگرم خاک)	ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم
۰	۰	۰	۰	۷/۰۰۳ ^d	۱۱/۵۹ ^e	۲۷/۹۴ ^e	۴۲/۹۶ ^g
۰	۵	۵	۱۰/۶۳ ^d	۱۰/۶۳ ^d	۱۶/۶۰ ^e	۴۲/۵۹ ^e	۶۸/۹۰۰۲ ^g
۱۰	۱۰	۱۰	۱۰/۲۷۰ ^d	۱۰/۲۷۰ ^d	۱۶/۲۱ ^e	۴۰/۸۷ ^e	۶۹/۲۴ ^g
۰	۰	۰	۲۱۰/۲۰ ^c	۲۱۰/۲۰ ^c	۲۹۸/۹۷ ^d	۸۱۶/۹۳ ^d	۱۲۷۹/۱۴ ^f
۲۰۰	۵	۵	۲۶۷/۶۰ ^b	۲۶۷/۶۰ ^b	۴۳۳/۱۷ ^c	۹۷۵/۲۰ ^c	۱۷۲۹/۱۱ ^e
۱۰	۱۰	۱۰	۲۸۴/۸۸ ^b	۲۸۴/۸۸ ^b	۵۴۶/۷۳ ^b	۹۹۴/۷۴ ^c	۱۹۴۵/۳۶ ^d
۰	۰	۰	۲۶۹/۵۸ ^b	۲۶۹/۵۸ ^b	۵۰۵/۰۴ ^b	۱۰۹۳/۱۰ ^b	۲۴۸۳/۵۶ ^c
۴۰۰	۵	۵	۳۴۷/۸۹ ^a	۳۴۷/۸۹ ^a	۷۴۶/۴۵ ^a	۱۲۳۷/۲۶ ^a	۳۱۵۲/۰۷ ^a
۱۰	۱۰	۱۰	۳۷۱/۸۵ ^a	۳۷۱/۸۵ ^a	۷۳۵/۸۵ ^a	۱۲۵۱/۷۱ ^a	۲۷۶۸/۴ ^b
LSD %۵		LSD %۵		۳۴/۶۵	۵۶/۹۸	۷۸/۰۹	۱۵۶/۷

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۸: مقایسه میانگین‌های محتوای سرب گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر برهمکنش سرب و قارچ

محتوای سرب ریشه		محتوای سرب کل		میکوریز	سرب (میلی گرم در کیلوگرم خاک)
(میکروگرم در گلدان)					
ذرت	سورگوم	ذرت	سورگوم		
۲۱/۵۷ ^d	۳۲/۳۶ ^d	۳۶/۳۶ ^d	۵۶/۹۸ ^e	عدم تلقیح	۰
۲۲/۴۹ ^d	۳۶/۲۷ ^d	۳۷/۹۱ ^d	۶۳/۱۶ ^e	تلقیح	
۵۳۶/۶۳ ^c	۹۹۹/۵۸ ^c	۸۴۸/۸۲ ^c	۱۴۶۲/۱۲ ^d	عدم تلقیح	۲۰۰
۶۵۲/۹۸ ^b	۱۳۱۳/۵۱ ^b	۱۰۰۹/۱۰ ^b	۱۸۴۰/۳ ^c	تلقیح	
۷۳۷/۲۵۳ ^a	۲۰۰۴/۱۷ ^a	۱۱۷۶/۳۵ ^a	۲۷۲۸/۷ ^b	عدم تلقیح	۴۰۰
۷۴۷/۶۸ ^a	۲۰۸۹/۶۸ ^a	۱۲۱۱/۶۹ ^a	۲۸۷۳/۹۹ ^a	تلقیح	
۵۷/۱۷	۹۳/۵۲	۶۳/۷۶	۱۲۸/۱۰	LSD %۵	

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۱۹: مقایسه میانگین‌های محتوای سرب ساقه گیاهان ذرت و سورگوم تحت تأثیر برهمکنش کلات و قارچ

محتوای سرب ساقه	کلات	
	میکوریز	(میلی مول در کیلوگرم خاک)
(میکروگرم در گلدان)		
سورگوم		
۴۶/۲۰ ^c	عدم تلقیح	۰
۵۰/۸۲ ^{bc}	تلقیح	
۵۴/۲۶ ^b	عدم تلقیح	۵
۶۱/۷۹ ^a	تلقیح	
۶۵/۷۷ ^a	عدم تلقیح	۱۰
۶۳/۶۷ ^a	تلقیح	
۵/۴۶	LSD %۵	

اختلاف میانگین‌هایی که حداقل دارای یک حرف مشترک می‌باشند، معنی‌دار نمی‌باشد.

جدول پیوست ۲۰: ترکیب‌های تیماری مورد استفاده در آزمایش

a ₁ b ₁ C ₁	سطح شاهد سرب در خاک، عدم تلقیح میکوریز و عدم مصرف کلات
a ₁ b ₁ C ₂	سطح شاهد سرب در خاک، عدم تلقیح میکوریز و سطح ۵ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₁ b ₁ C ₃	سطح شاهد سرب در خاک، عدم تلقیح میکوریز و سطح ۱۰ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₁ b ₂ C ₁	سطح شاهد سرب در خاک، تلقیح میکوریز و عدم مصرف کلات
a ₁ b ₂ C ₂	سطح شاهد سرب در خاک، تلقیح میکوریز و سطح ۵ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₁ b ₂ C ₃	سطح شاهد سرب در خاک، تلقیح میکوریز و سطح ۱۰ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₂ b ₁ C ₁	سطح ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، عدم تلقیح میکوریز و عدم مصرف کلات
a ₂ b ₁ C ₂	سطح ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، عدم تلقیح میکوریز و سطح ۵ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₂ b ₁ C ₃	سطح ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، عدم تلقیح میکوریز و سطح ۱۰ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₂ b ₂ C ₁	سطح ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، تلقیح میکوریز و عدم مصرف کلات
a ₂ b ₂ C ₂	سطح ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، تلقیح میکوریز و سطح ۵ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₂ b ₂ C ₃	سطح ۲۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، تلقیح میکوریز و سطح ۱۰ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₃ b ₁ C ₁	سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، عدم تلقیح میکوریز و عدم مصرف کلات
a ₃ b ₁ C ₂	سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، عدم تلقیح میکوریز و سطح ۵ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₃ b ₁ C ₃	سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، عدم تلقیح میکوریز و سطح ۱۰ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₃ b ₂ C ₁	سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، تلقیح میکوریز و عدم مصرف کلات
a ₃ b ₂ C ₂	سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، تلقیح میکوریز و سطح ۵ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک
a ₃ b ₂ C ₃	سطح ۴۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک، تلقیح میکوریز و سطح ۱۰ میلی‌مول کلات بر کیلوگرم خاک

منابع

- امام، ی. ۱۳۸۶. زراعت غلات. انتشارات دانشگاه شیراز. ۳۶۳ صفحه.
- بابائیان، الف.، همایی، م؛ و راهنمایی، ر. ۱۳۸۹. افزایش کارایی استخراج گیاهی سرب به وسیله هویج با کاربرد کیلیت های طبیعی و سنتزی. نشریه آب و خاک. ۲۶(۳): صفحه ۶۰۷-۶۱۸.
- دبیری، م. ۱۳۷۵. آلودگی محیط زیست (هوا، آب، خاک، صوت)، انتشارات اتحاد. صفحه ۳۳۱-۳۳۸.
- رنگ زن، ن.، خ. پاینده و ا. لندی. ۱۳۸۵. بررسی کیفیت پساب بر انباشت عناصر سنگین در دو گیاه سورگوم و شبدر. مجموعه مقالات همایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار. کرج. صفحه ۱۶۱-۱۶۲.
- زراعی، م.، راستین، ن. ص؛ و ثواقبی، غ. ر. ۱۳۸۹. کارایی قارچ های میکوریز آرباسکولار در گیاه- پالایی خاک های آلوده به روی به وسیله گیاه ذرت. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. ۵۵: ۱۶۱-۱۵۵.
- فتاحی، الف.، آستارایی، ع. ر؛ و حق نیا، غ. ح. ۱۳۸۹. بررسی اثر اسید سولفوریک و EDTA بر گیاه پالایی سه گیاه ذرت، آفتابگردان و پنبه. علوم و فنون کشاورزی. ۵۷: ۶۸-۵۷.
- گرانوند، م. ۱۳۸۹. گیاه پالایی روشی نوین جهت حذف فلزات سنگین از خاک های آلوده، چهارمین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. دانشگاه تهران.
- مظاهری، د. ۱۳۷۶. گزارش نهایی طرح آینده ی غذا. انتشارات فرهنگستان علوم جمهوری اسلامی ایران. ۷۵۴ صفحه.
- توسلی، و.، خلیلی، ه. و معصومی، ع. ۱۳۸۷. شیمی تجزیه. مرکز نشر دانشگاه تهران. ۳۹۰ صفحه.

- Abbas, M. H. and Abdelhafez, A. A. (2013).** Role of EDTA in arsenic mobilization and its uptake by maize grown on an As-polluted soil. *Journal of Mycorrhiza Chemosphere*.90: 588-594.
- Akinci, I. E., Akinci, S. and Yilmaz, K. (2010).** Response of tomato (*Solanum lycopersicum* L.) to lead toxicity: Growth, element uptake, chlorophyll and water content. *Journal of Mycorrhiza Afr J Agric Res*. 5(6): 416-423.
- Al-Karaki, G., McMichael, B. and Zak, J. (2004).** Field response of wheat to arbuscular mycorrhizal fungi and drought stress. *Journal of Mycorrhiza*. 14(4): 263-269.
- Andrade, S. A. D. and Silveira, A. P. D. (2008).** Mycorrhiza influence on maize development under Cd stress and P supply. *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 20(1): 39-50.
- Assche, F. V. and Clijsters, H. (1990).** Effects of metals on enzyme activity in plants. *Journal of Plant, Cell and Environment*. 13(3): 195-206.
- Audet, P. and Charest, C. (2007).** Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: meta-analytical and conceptual perspectives. *Journal of Environmental Pollution*. 147(3): 609-614.
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Reeves, R. D. and Smith, J. A. C. (2000).** Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. *Journal of Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. 85-107.
- Baum, C., Hryniewicz, K., Leinweber, P. and Meißner, R. (2006).** Heavy-metal mobilization and uptake by mycorrhizal and nonmycorrhizal willows (*Salix dasyclados*). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 169(4): 516-522.
- Becerra-Castro, C., Monterroso, C., Prieto-Fernández, A., Rodríguez-Lamas, L., Loureiro-Viñas, M., Acea, M. J. and Kidd, P. S. (2012).** Pseudometallophytes colonising Pb/Zn mine tailings: a description of the plant–microorganism–rhizosphere soil system and isolation of metal-tolerant bacteria. *Journal of Hazardous Materials*. 217: 350-359.
- Bennett, L. E., Burkhead, J. L., Hale, K. L., Terry, N., Pilon. M. and Pilon-smits, E. A. H. (2003).** Analysis of transgenic Indian Mustard plants for phytoremediation of metals-contaminated mine tailings. *Journal Environmental Quality*. 32: 432-440.
- Bhargava, A., Carmona, F. F., Bhargava, M. and Srivastava, S. (2012).** Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *Journal of Environmental Management*. 105: 103-120.

- Bi, Y. L., Li, X. L. and Christie, P. (2003).** Influence of early stages of arbuscular mycorrhiza on uptake of zinc and phosphorus by red clover from a low-phosphorus soil amended with zinc and phosphorus. *Journal of Chemosphere*. 50(6): 831-837.
- Blaylock, M. J. and Huang, J. W. (2000).** Phytoextraction of metals. *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean-up the environment*. New York, John Wiley and Sons, Inc. 53-70.
- Blaylock, M. J., Salt, D. E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y. and Raskin, I. (1997).** Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Journal of Environmental Science and Technology*. 31(3): 860-865.
- Bolan, N. S. 1991.** A critical review on the role of Mycorrhizal fungi in the uptake on phosphorus by plants. *Journal of Plant and Soil*. 134:187-207.
- Brundrett, M. C. (2002).** Coevolution of roots and mycorrhizas of land plants. *Journal of New Phytologist*. 154(2): 275-304.
- Brunet, J., Varrault, G., Zuily-Fodil, Y. and Repellin, A. (2009).** Accumulation of lead in the roots of grass pea (*Lathyrus sativus* L.) plants triggers systemic variation in gene expression in the shoots. *Journal of Chemosphere*. 77(8): 1113-1120.
- Cabello-Conejo, M. I., Becerra-Castro, C., Monterroso, C., Prieto-Fernández, A., Mench, M. and Kidd, P.S. (2011).** Effects of rhizobacterial inoculation on biomass and nickel concentration in *Alyssum pintodasilvae*. In: *Proceedings of the 11th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements (ICOBTE): Florence, Italy, 4e7th July 2011*.
- Capuana, M. (2011).** Heavy metals and woody plants-biotechnologies for phytoremediation. *Journal of iForest-Biogeosciences and Forestry*. 4(1): 7.
- Cenkci, S., Cigerci, İ. H., Yıldız, M., Özay, C., Bozdağ, A. and Terzi, H. (2010).** Lead contamination reduces chlorophyll biosynthesis and genomic template stability in *Brassica rapa* L. *Journal of Environmental and Experimental Botany*. 67(3): 467-473.
- Chan, W. F., Li, H., Wu, F. Y., Wu, S. C. and Wong, M. H. (2013).** Arsenic uptake in upland rice inoculated with a combination or single arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Hazardous Materials*.
- Chehregan, A., Noori, M. and LariYazdi, H. (2009).** Phytoremediation of heavy-metal pollute soil: Screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability. *Journal of Ecotoxicology and Environmental Safety*. 72: 1349- 1353.

- Chehregani, A. B. D. O. L. K. A. R. I. M. and Malayeri, B. (2007).** Removal of heavy metals by native accumulator plants. *International Journal of Agriculture and Biology*. 9(3): 462-465.
- Chen, B. D., Li, X. L., Tao, H. Q., Christie, P. and Wong, M. H. (2003).** The role of arbuscular mycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc. *Journal of Chemosphere*. 50(6): 839-846.
- Chen, B., Shen, H., Li, X., Feng, G. and Christie, P. (2004).** Effects of EDTA application and arbuscular mycorrhizal colonization on growth and zinc uptake by maize (*Zea mays* L.) in soil experimentally contaminated with zinc. *Journal of Plant and Soil*. 261(1-2): 219-229.
- Clemens, S. (2006).** Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Journal of Biochimie*. 88(11): 1707-1719.
- County, N. (2006).** Influence of cadmium on growth of root vegetable and accumulation of cadmium in the edible root. *International Journal of Applied Science and Engineering*. 3: 243-252.
- Cunningham, S. D. and Berti, W. R. (1993).** Remediation of contaminated soils with green plants: an overview. *Journal of In Vitro Cellular and Developmental Biology-Plant*. 29(4): 207-212.
- De Maria, S., Rivelli, A. R., Kuffner, M., Sessitsch, A., Wenzel, W. W., Gorfer, M. and Puschenreiter, M. (2011).** Interactions between accumulation of trace elements and macronutrients in *Salix caprea* after inoculation with rhizosphere microorganisms. *Journal of Chemosphere*. 84(9): 1256-1261.
- de Souza Costa, E. T., Guilherme, L. R. G., de Melo, É. E. C., Ribeiro, B. T., Euzelina dos Santos, B. I., da Costa Severiano, E. and Hale, B. A. (2012).** Assessing the Tolerance of Castor Bean to Cd and Pb for Phytoremediation Purposes. *Journal of Biological Trace Element Research*. 145(1): 93-100.
- de Souza, L. A., de Andrade, S. A. L., de Souza, S. C. R. and Schiavinato, M. A. (2012).** Arbuscular mycorrhiza confers Pb tolerance in *Calopogonium mucunoides*. *Journal of Acta Physiologiae Plantarum*. 34(2): 523-531.
- Del Río-Celestino, M., Font, R., Moreno-Rojas, R. and De Haro-Bailón, A. (2006).** Uptake of lead and zinc by wild plants growing on contaminated soils. *Journal of Industrial Crops and Products*. 24(3): 230-237.
- Doty, S. L. (2008).** Enhancing phytoremediation through the use of transgenics and endophytes. *Journal of New Phytologist*. 179(2): 318-333.

- Dushenkov, V., Kumar, P. N., Motto, H. and Raskin, I. (1995).** Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Journal of Environmental Science and Technology*. 29(5): 1239-1245.
- EEA (2010)** Europe's environment: the fourth assessment. Environmental Assessment Reports, European Environmental Agency. Copenhagen. P44.
- Ensley, B. D., Blaylock, M. J., Dushenkov, S., Kumar, N. P. and Kapulnik, Y. (1999).** U.S. Patent No. 5,917,117. Washington, DC: U.S. Journal of Patent and Trademark Office.
- Epelde, L., Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., Blanco, F. and Garbisu, C. (2008).** Effects of chelates on plants and soil microbial community: comparison of EDTA and EDDS for lead phytoextraction. *Journal of Science of the Total Environment*. 401(1): 21-28.
- Ernst, W.H.O. (2000).** Revolution of metal hyper accumulation and phytoremediation hype. *Journal of New Phytologists*. 146: 357-358.
- Evangelou, M. W., Daghan, H., and Schaeffer, A. (2004).** The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. *Journal of Chemosphere*. 57(3): 207-213.
- Evangelou, M. W., Ebel, M. and Schaeffer, A. (2007).** Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents. *Journal of Chemosphere*. 68(6): 989-1003.
- FAO (Food and Agriculture Organization of The United Nation).** www.Faostat.Fao.Org. visited: 2011/09/01.
- Fischerová, Z., Tlustoš, P., Száková, J. and Šichorová, K. (2006).** A comparison of phytoremediation capability of selected plant species for given trace elements. *Journal of Environmental Pollution*. 144(1): 93-100.
- Fodor, F., Sárvári, É., Láng, F., Szigeti, Z. and Cseh, E. (1996).** Effects of Pb and Cd on cucumber depending on the Fe-complex in the culture solution. *Journal of Plant Physiology*. 148(3): 434-439.
- Galli, U., Schüepp, H., and Brunold, C. (1995).** Thiols of Cu-treated maize plants inoculated with the arbuscular-mycorrhizal fungus *Glomus intraradices*. *Journal of Physiologia Plantarum*. 94(2): 247-253.
- Gao, Y., Miao, C., Xia, J., Luo, C., Mao, L., Zhou, P. and Shi, W. (2012).** Effect of citric acid on phytoextraction and antioxidative defense in *Solanum nigrum* L. as a

hyperaccumulator under Cd and Pb combined pollution. Environmental Earth Sciences. 65(7): 1923-1932.

Garbisu, C. and Alkorta, I. (2001). Phytoextraction: a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. Journal of Bioresource Technology. 77(3): 229-236.

Garg, N. and Singla, P. (2012). The role of *Glomus mosseae* on key physiological and biochemical parameters of pea plants grown in arsenic contaminated soil. Journal of Scientia Horticulturae. 143: 92-101.

Gaur, A. and Adholeya, A. (2004). Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. Journal of Current Science. 86(4): 528-534.

Ghosh, M. and Singh, S. P. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. Journal of Asian J Energy Environ. 6(4): 18.

Ghosh, P., Rathinasabapathi, B. and Ma, L. Q. (2011). Arsenic-resistant bacteria solubilized arsenic in the growth media and increased growth of arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. Journal of Bioresource Technology. 102(19): 8756-8761.

Gisbert, C., Ros, R., De Haro, A., Walker, D. J., Pilar Bernal, M., Serrano, R. and Navarro-Aviñó, J. (2003). A plant genetically modified that accumulates Pb is especially promising for phytoremediation. Journal of Biochemical and Biophysical Research Communications. 303(2): 440-445.

Glick, B. R. (2003). Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. Journal of Biotechnology Advances. 21(5): 383-393.

Gómez-Sagasti, M. T., Alkorta, I., Becerril, J. M., Epelde, L., Anza, M. and Garbisu, C. (2012). Microbial monitoring of the recovery of soil quality during heavy metal phytoremediation. Journal of Water, Air, and Soil Pollution. 223(6): 3249-3262.

González-Guerrero, M., Azcón-Aguilar, C., Mooney, M., Valderas, A., MacDiarmid, C. W., Eide, D. J. and Ferrol, N. (2005). Characterization of a *Glomus intraradices* gene encoding a putative Zn transporter of the cation diffusion facilitator family. Journal of Fungal Genetics and Biology. 42(2): 130-140.

Gopal, R. and Rizvi, A. H. (2008). Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. Journal of Chemosphere. 70(9): 1539-1544.

- Govindasamy, C., Arulpriya, M., Ruban, P., Francisca Jenifer, L. and Ilayaraja, A. (2011).** Concentration of heavy metals in Seagrasses tissue of the Palk Strait, Bay of Bengal. *International Journal of Environmental Sciences*. 2(1): 145-153.
- Goyer, R. A. and Clarkson, T. W. (1996).** Toxic effects of metals. Casarett and Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons, Fifth Edition, Klaassen, CD [Ed]. McGraw-Hill Health Professions Division. ISBN. 71054766.
- Gupta, D. K., Nicoloso, F. T., Schetinger, M. R. C., Rossato, L. V., Pereira, L. B., Castro, G. Y. and Tripathi, R. D. (2009).** Antioxidant defense mechanism in hydroponically grown *Zea mays* seedlings under moderate lead stress. *Journal of hazardous materials*. 172(1): 479-484.
- Hadi, F., Bano, A. and Fuller, M. P. (2010).** The improved phytoextraction of lead (Pb) and the growth of maize (*Zea mays* L.): the role of plant growth regulators (GA₃ and IAA) and EDTA alone and in combinations. *Journal of Chemosphere*. 80(4): 457-462.
- Han, Y. L., Huang, S. Z., Gu, J. G., Qiu, S. and Chen, J. M. (2008).** Tolerance and accumulation of lead by species of *Iris* L. *Journal of Ecotoxicology*. 17(8): 853-859.
- Hassan, Z. and Aarts, M. G. (2011).** Opportunities and feasibilities for biotechnological improvement of Zn, Cd or Ni tolerance and accumulation in plants. *Environmental and Experimental Botany*. 72(1): 53-63.
- He, Z. L., & Yang, X. E. (2007).** Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Journal of Zhejiang University Science B*, 8(3): 192-207.
- Hernández-Allica, J., Garbisu, C., Becerril, J. M., Barrutia, O., García-Plazaola, J. I., Zhao, F. J. and McGrath, S. P. (2006).** Synthesis of low molecular weight thiols in response to Cd exposure in *Thlaspi caerulescens*. *Plant, cell and environment*. 29(7): 1422-1429.
- Hernández-Ortega, H. A., Alarcón, A., Ferrera-Cerrato, R., Zavaleta-Mancera, H. A., López-Delgado, H. A. and Mendoza-López, M. R. (2012).** Arbuscular mycorrhizal fungi on growth, nutrient status, and total antioxidant activity of *Melilotus albus* during phytoremediation of a diesel-contaminated substrate. *Journal of Environmental Management*. 95: S319-S324.
- Hinton, J. and Veiga, M. (2001, March).** Mercury contaminated sites: a review of remedial solutions. In *Proceedings of the NIMD (National Institute for Minamata Disease) Forum Minamata*. Japan.
- Holleman, A. F., Wiberg, E. and Wiberg, N. (Eds.). (1995).** Lehrbuch der anorganischen Chemie. *Journal of Mycorrhiza* Walter de Gruyter.

- Hseu, Z. Y., Jien, S. H., Wang, S. H. and Deng, H. W. (2013).** Using EDDS and NTA for enhanced phytoextraction of Cd by water spinach. *Journal of Environmental Management*. 117: 58-64.
- Hu, R., Sun, K., Su, X., Pan, Y. X., Zhang, Y. F. and Wang, X. P. (2012).** Physiological responses and tolerance mechanisms to Pb in two xerophils *Salsola passerine* Bunge and *Chenopodium album* L. *Journal of Hazardous Materials*. 205: 131-138.
- Ikhuoria, E. U. and Okieimen, F. E. (2000).** Scavenging cadmium, copper, lead, nickel and zinc ions from aqueous solution by modified cellulosic sorbent. *International Journal of Environmental Studies*. 57(4): 401-409.
- Islam, E., Liu, D., Li, T., Yang, X., Jin, X., Mahmood, Q. and Li, J. (2008).** Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. *Journal of Hazardous Materials*. 154(1): 914-926.
- Italiya, J. G. and Shah, M. J. 2013.** Phytoremediation: An Ecological Solution to Heavy Metal Polluted Water and Evaluation of Plant Removal Ability. *The International Journal of Engineering And Science*. 2(6): 26-36.
- Jadia, C. D. and Fulekar, M. H. (2008).** Phytotoxicity and remediation of heavy metals by fibrous root grass (sorghum). *Journal of Applied Biosciences*. 10(1): 491-499.
- Jagetiya, B. and Sharma, A. (2013).** Optimization of chelators to enhance uranium uptake from tailings for phytoremediation. *Journal of Chemosphere*. 91: 692-696.
- January, M. C., Cutright, T. J., Keulen, H. V. and Wei, R. (2008).** Hydroponic phytoremediation of Cd, Cr, Ni, As, and Fe: Can *Helianthus annuus* hyperaccumulate multiple heavy metals. *Journal of Chemosphere*. 70(3): 531-537.
- Jensen, J. K., Holm, P. E., Nejrup, J., Larsen, M. B. and Borggaard, O. K. (2009).** The potential of willow for remediation of heavy metal polluted calcareous urban soils. *Journal of Environmental Pollution*. 157(3): 931-937.
- Joner, E. J., Briones, R. and Leyval, C. (2000).** Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium. *Journal of Plant and Soil*. 226(2): 227-234.
- Jurkiewicz, A. N. N. A., Orlowska, E., Anielska, T. E. R. E. S. A., Godzik, B. A. R. B. A. R. A. and Turnau, K. A. T. A. R. Z. Y. N. A. (2004).** The influence of mycorrhiza and EDTA application on heavy metal uptake by different maize varieties. *Journal of Acta Biologica Cracoviensia*. 46: 7-18.
- Kabata-Pendias, A. (2004).** Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue. *Journal of Geoderma*. 122(2): 143-149.

- Kabata-Pendias, A. and Mukherjee, A. B. (2007).** Trace elements from soil to human. Springer. P550.
- Kalinowski, B. E., Liermann, L. J., Brantley, S. L., Barnes, A. and Pantano, C. G. (2000).** X-ray photoelectron evidence for bacteria-enhanced dissolution of hornblende. *Journal of Geochimica et Cosmochimica Acta*. 64(8): 1331-1343.
- Kayser, A., Wenger, K., Keller, A., Attinger, W., Felix, H. R., Gupta, S. K. and Schulin, R. (2000).** Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd, and Cu from calcareous soil: the use of NTA and sulfur amendments. *Journal of Environmental Science and Technology*. 34(9): 1778-1783.
- Khan, A. G. (2006).** Mycorrhizoremediation—an enhanced form of phytoremediation. *Journal of Zhejiang University Science B*. 7(7): 503-514.
- Khan, S., Hesham, A. E. L., Qiao, M., Rehman, S. and He, J. Z. (2010).** Effects of Cd and Pb on soil microbial community structure and activities. *Journal of Environmental Science and Pollution Research*. 17(2): 288-296.
- Knasmüller, S., Gottmann, E., Steinkellner, H., Fomin, A., Pickl, C., Paschke, A. and Kundi, M. (1998).** Detection of genotoxic effects of heavy metal contaminated soils with plant bioassays. *Journal of Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 420(1): 37-48.
- Komárek, M., Tlustoš, P., Száková, J. and Chrastný, V. (2008).** The use of poplar during a two-year induced phytoextraction of metals from contaminated agricultural soils. *Journal of Environmental Pollution*. 151(1): 27-38.
- Kopittke, P. M., Asher, C. J., Kopittke, R. A. and Menzies, N. W. (2007).** Toxic effects of Pb²⁺ on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Journal of Environmental pollution*. 150(2): 280-287.
- Kovalchuk, I., Titov, V., Hohn, B. and Kovalchuk, O. (2005).** Transcriptome profiling reveals similarities and differences in plant responses to cadmium and lead. *Journal of Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*. 570(2): 149-161.
- Kumar, P. N., Dushenkov, V., Motto, H. and Raskin, I. (1995).** Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Journal of Environmental Science and Technology*. 29(5): 1232-1238.
- Larbi, A., Morales, F., Abadía, A., Gogorcena, Y., Lucena, J. J. and Abadía, J. (2002).** Effects of Cd and Pb in sugar beet plants grown in nutrient solution: induced Fe

deficiency and growth inhibition. Journal of Functional Plant Biology. 29(12): 1453-1464.

Lebeau, T., Braud, A. and Jézéquel, K. (2008). Performance of bioaugmentation-assisted phytoextraction applied to metal contaminated soils: a review. Environmental Pollution. 153(3): 497-522.

Lesmana, S. O., Febriana, N., Soetaredjo, F. E., Sunarso, J. and Ismadji, S. (2009). Studies on potential applications of biomass for the separation of heavy metals from water and wastewater. Journal of Biochemical Engineering. 44(1): 19-41.

Leung, H. M., Leung, A. O. W., Ye, Z. H., Cheung, K. C. and Yung, K. K. L. (2013). Mixed arbuscular mycorrhizal (AM) fungal application to improve growth and arsenic accumulation of *Pteris vittata* (As hyperaccumulator) grown in As-contaminated soil. Journal of Chemosphere. 92(10):1367-74.

Liu, D., Li, T. Q., Jin, X. F., Yang, X. E., Islam, E. and Mahmood, Q. (2008). Lead Induced Changes in the Growth and Antioxidant Metabolism of the Lead Accumulating and Non-accumulating Ecotypes of *Sedum alfredii*. Journal of Integrative Plant Biology. 50(2): 129-140.

Liu, Y. G., Wang, X. H., Zeng, G. M., Li, X., Zhou, C. H., Fan, T. and Yuan, X. Z. (2006). Redistribution of Pb, Zn and Cu fractions in tailing soils treated with different extractants. Journal of Pedosphere. 16(3): 312-318.

Liu, Z., He, X., Chen, W., Yuan, F., Yan, K. and Tao, D. (2009). Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a potential hyperaccumulator *Lonicera japonica* Thunb. Journal of Hazardous Materials. 169 (1): 170-175.

Luo, C., Shen, Z. and Li, X. (2005). Enhanced phytoextraction of Cu, Pb, Zn and Cd with EDTA and EDDS. Journal of Chemosphere. 59(1): 1-11.

Luo, C., Shen, Z., Li, X. and Baker, A. J. (2006). Enhanced phytoextraction of Pb and other metals from artificially contaminated soils through the combined application of EDTA and EDDS. Journal of Chemosphere. 63(10): 1773-1784.

Ma, Y., Prasad, M. N. V., Rajkumar, M. and Freitas, H. (2011). Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. Journal of Biotechnology Advances. 29(2): 248-258.

Majer, B. J., Tscherko, D., Paschke, A., Wennrich, R., Kundi, M., Kandeler, E., and Knasmüller, S. (2002). Effects of heavy metal contamination of soils on micronucleus induction in *Tradescantia* and on microbial enzyme activities: a comparative

investigation. Journal of Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis, 515(1), 111-124.

Malcová, R., Vosátka, M. and Gryndler, M. (2003). Effects of inoculation with *Glomus intraradices* on lead uptake by *Zea mays* L. and *Agrostis capillaris* L. Journal of Applied Soil Ecology. 23(1): 55-67.

Malkowski, E., Kita, A., Galas, W., Karcz, W. and Kuperberg, J. M. (2002). Lead distribution in corn seedlings (*Zea mays* L.) and its effect on growth and the concentrations of potassium and calcium. Journal of Plant Growth Regulation. 37(1): 69-76.

Marques, A. P., Oliveira, R. S., Samardjieva, K. A., Pissarra, J., Rangel, A. O. and Castro, P. M. (2007). *Solanum nigrum* grown in contaminated soil: Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on zinc accumulation and histolocalisation. Journal of Environmental Pollution. 145(3): 691-699.

Marques, A. P., Rangel, A. O. and Castro, P. M. (2009). Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. Journal of Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 39(8): 622-654.

Márquez-García, B., Márquez, C., Sanjosé, I., Nieva, F. J. J., Rodríguez-Rubio, P. and Muñoz-Rodríguez, A. F. (2013). The effects of heavy metals on germination and seedling characteristics in two halophyte species in Mediterranean marshes. Journal of Marine Pollution Bulletin. 70(1-2): 119-24.

McCutcheon, S. C. and Jørgensen, S. E. (2008). Phytoremediation Chapter 2. Journal of Encyclopedia of Ecology. 2751-2766.

McGrath, S. P., Lombi, E., Gray, C. W., Caille, N., Dunham, S. J. and Zhao, F. J. (2006). Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. Journal of Environmental Pollution. 141(1): 115-125.

McIntyre, T. (2003). Phytoremediation of heavy metals from soils. Journal of Advanced Biochemistry Engineering Biotechnology. 78: 97-123.

Meers, E., Tack, F. M. G. and Verloo, M. G. (2008). Degradability of ethylenediaminedisuccinic acid (EDDS) in metal contaminated soils: Implications for its use soil remediation. Journal of Chemosphere. 70(3): 358-363.

Meers, E., Van Slycken, S., Adriaensen, K., Ruttens, A., Vangronsveld, J., Du Laing, G. and Tack, F. M. G. (2010). The use of bio-energy crops (*Zea mays*) for

'phytoattenuation' of heavy metals on moderately contaminated soils: A field experiment. . Journal of Chemosphere. 78(1): 35-41.

Mehmood, F., Rashid, A., Mahmood, T. and Dawson, L. (2013). Effect of DTPA on Cd solubility in soil–Accumulation and subsequent toxicity to lettuce. Journal of Chemosphere. 90: 1805-1810.

Mertens, J., Luyssaert, S., and Verheyen, K. (2005). Use and abuse of trace metal concentrations in plant tissue for biomonitoring and phytoextraction. Journal of Environmental Pollution. 138(1): 1-4.

Miransari, M. (2011). Interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and soil bacteria. Journal of Applied Microbiology and Biotechnology. 89(4): 917-930.

Mohan, B. S. and Hosetti, B. B. (1997). Potential phytotoxicity of lead and cadmium to *lemna minor* grown in sewage stabilization ponds. Journal of Environmental Pollution. 98(2): 233-238.

Mühlbachová, G. (2011). Soil microbial activities and heavy metal mobility in long-term contaminated soils after addition of EDTA and EDDS. Journal of Ecological Engineering. 37(7): 1064-1071.

Naees, M., Ali, Q., Shahbaz, M. and Ali, F. (2011). Role of Rhizobacteria in phytoremediation of heavy metals: An overview. Int. Res. J. Plant Sci. 2: 220-232.

Nascimento, C. W. A. D. and Xing, B. (2006). Phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation. Scientia Agricola. 63(3): 299-311.

Navari-Izzo, F. and Quartacci, M. F. (2001). Phytoremediation of metals-Tolerance mechanisms against oxidative stress. Journal of Minerva Biotecnologica. 13(2): 73-83.

Neugschwandtner, R. W., Tlustoš, P., Komárek, M. and Száková, J. (2008). Phytoextraction of Pb and Cd from a contaminated agricultural soil using different EDTA application regimes: laboratory versus field scale measures of efficiency. Journal of Geoderma. 144(3): 446-454.

Newel, J. and Perry, J. (1996). Innovation across the ocean, British research seeks remedial solutions. Journal of Soil and Groundwater Cleanup. 1-4.

Nowack B. (2002). Environmental chemistry of aminopolycarboxylic chelating agents. Journal of Environmental Science and Technology. 36: 4009-4016.

- Nowack, B., Schulin, R. and Robinson, B. H. (2006).** Critical assessment of chelant-enhanced metal phytoextraction. *Journal of Environmental science and technology*. 40(17): 5225-5232.
- Nwoko, C. O. (2010).** Trends in phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. *African Journal of Biotechnology*. 9(37): 6010-6016.
- Orłowska, E., Godzik, B. and Turnau, K. (2012).** Effect of different arbuscular mycorrhizal fungal isolates on growth and arsenic accumulation in *Plantago lanceolata* L. *Journal of Environmental Pollution*. 168: 121-130.
- Padmavathiamma, P. K., and Li, L. Y. (2007).** Phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants. *Journal of Water, Air, and Soil Pollution*. 184(1-4). 105-126.
- Pandey, N., and Sharma, C. P. (2002).** Effect of heavy metals Co^{2+} , Ni^{2+} and Cd^{2+} on growth and metabolism of cabbage. *Journal of Plant Science*. 163(4): 753-758.
- Parys, E., Romanowska, E., Siedlecka, M. and Poskuta, J. W. (1998).** The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum*. *Journal of Acta Physiologiae Plantarum*. 20(3): 313-322.
- Patra, M., Bhowmik, N., Bandopadhyay, B. and Sharma, A. (2004).** Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Journal of Environmental and Experimental Botany*. 52(3):199-223.
- Piccinini, F., Favalli, L. and Chiari, M. C. (1977).** Experimental investigations on the contraction induced by lead in arterial smooth muscle. *Journal of Toxicology*. 8(1): 43-51.
- Piotrowska, A., Bajguz, A., Godlewska-Żyłkiewicz, B., Czerpak, R. and Kamińska, M. (2009).** Jasmonic acid as modulator of lead toxicity in aquatic plant *Wolffia arrhiza* (Lemnaceae). *Journal of Environmental and Experimental Botany*. 66(3): 507-513.
- Pivet, B. E. (2001).** Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Solid Waste and Emergency Response: Superfund Technology Support Center for Ground Water. National Risk Management Research Laboratory. Subsurface Protection and Remediation Division, Robert S. Kerr Environmental Research Center.
- Pulford, I. D. and Watson, C. (2003).** Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees—a review. *Journal of Environment International*. 29(4): 529-540.

- Punamiya, P., Datta, R., Sarkar, D., Barber, S., Patel, M. and Das, P. (2010).** Symbiotic role of *Glomus mosseae* in phytoextraction of lead in vetiver grass [*Chrysopogon zizanioides* (L.)]. *Journal of Hazardous Materials*. 177(1): 465-474.
- Qufei, L and Fashui, H. (2009).** Effects of Pb 2+ on the Structure and Function of Photosystem II of *Spirodela polyrrhiza*. *Biological Trace Element Research*. 129(1):251–260.
- Qureshi, M. I., Abdin, M. Z., Qadir, S. and Iqbal, M. (2007).** Lead-induced oxidative stress and metabolic alterations in *Cassia angustifolia* Vahl. *Journal of Biologia plantarum*. 51(1): 121-128.
- Ramamurthy, A. S. and Memarian, R. (2012).** Phytoremediation of mixed soil contaminants. *Water, Air, and Soil Pollution*. 223(2): 511-518.
- Raskin, I., Kumar, P. B. A., Dushenkov, S. and Salt, D. E. (1994).** Bioconcentration of heavy metals by plants. *Current Opinion in biotechnology*. 5(3): 285-290.
- Read, D. J., Duckett, J. G., Francis, R., Ligrone, R. and Russell, A. (2000).** Symbiotic fungal associations in ‘lower’land plants. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 355(1398): 815-831.
- Ribeiro de Souza, S. C., Adrián López de Andrade, S., Anjos de Souza, L. and Schiavinato, M. A. (2012).** Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. *Journal of Environmental Management*. 110: 299-307.
- Romanowska, E., Wróblewska, B., Drożak, A., Zienkiewicz, M. and Siedlecka, M. (2008).** Effect of Pb ions on superoxide dismutase and catalase activities in leaves of pea plants grown in high and low irradiance. *Journal of Biologia Plantarum*. 52(1): 80-86.
- Schmidt, U. (2003).** Enhancing Phytoextraction. *Journal of Environmental Quality*, 32(6): 1939-1954.
- Schützendübel, A. and Polle, A. (2002).** Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *Journal of Experimental Botany*. 53(372): 1351-1365.
- Sengar, R. S., Gautam, M., Sengar, R. S., Garg, S. K., Sengar, K. and Chaudhary, R. (2009).** Lead stress effects on physiobiochemical activities of higher plants. *Journal of Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 196: 1–21.
- Seregin, I. V. and Ivanov, V. B. (2001).** Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology*. 48(4): 523-544.

- Seth, C. S. (2012).** A review on mechanisms of plant tolerance and role of transgenic plants in environmental clean-up. *Journal of The Botanical Review*. 78(1): 32-62.
- Seth, C. S., Misra, V., Singh, R. R. and Zolla, L. (2011).** EDTA-enhanced lead phytoremediation in sunflower (*Helianthus annuus* L.) hydroponic culture. *Journal of Plant and soil*. 347(1-2): 231-242.
- Shabani, N. and Sayadi, M. H. (2012).** Evaluation of heavy metals accumulation by two emergent macrophytes from the polluted soil: an experimental study. *Journal of The Environmentalist*. 32(1): 91-98.
- Sharma, P. and Dubey, R. S. (2005).** Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology*. 17(1): 35-52.
- Sheoran, V., Sheoran, A. S. and Poonia, P. (2011).** Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 41(2): 168-214.
- Shi, X., Zhang, X., Chen, G., Chen, Y., Wang, L., Shan, X., 2011.** Seedling growth and metal accumulation of selected woody species in copper and lead/zinc mine tailings. *J. Environ. Sci*. 23, 266-274.
- Sinegani, A. S. and Khalilikhah, F. (2008).** Phytoextraction of lead by *Helianthus annuus*: effect of mobilising agent application time. *Plant Soil Environ*. 54: 434-440.
- Smith, B. (1993).** Remediation update funding the remedy. *Journal of Waste Manage Environ*. 4: 24-30.
- Smith, S. E. and Read, D. J. (2010).** Mycorrhizal symbiosis. Access Online via Elsevier. P800.
- Soleimani, M., Hajabbasi, M. A., Afyuni, M., Charkhabi, A. H. and Shariatmadari, H. (2009).** Bioaccumulation of nickel and lead by Bermuda grass (*Cynodon dactylon*) and tall fescue (*Festuca arundinacea*) from two contaminated soils. *Caspian Journal of Environmental Sciences*. 7(2): 59-70.
- Solís-Domínguez, F. A., Valentín-Vargas, A., Chorover, J. and Maier, R. M. (2011).** Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on plant biomass and the rhizosphere microbial community structure of mesquite grown in acidic lead/zinc mine tailings. *Journal of Science of the Total Environment*. 409(6): 1009-1016.
- Sooksawat, N., Meetam, M., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P. and Nathalang, K. (2013).** Phytoremediation potential of charophytes: Bioaccumulation and toxicity studies of cadmium, lead and zinc. *Journal of Environmental Sciences*. 25(3): 596-604.

- Sousa, N. R., Ramos, M. A., Marques, A. P. and Castro, P. M. (2012).** The effect of ectomycorrhizal fungi forming symbiosis with *Pinus pinaster* seedlings exposed to cadmium. *Journal of Science of the Total Environment*. 414L: 63-67.
- Sudová, R. and Vosátka, M. (2007).** Differences in the effects of three arbuscular mycorrhizal fungal strains on P and Pb accumulation by maize plants. *Journal of Plant and Soil*. 296(1-2): 77-83.
- Sudová, R., Pavlíková, D., Macek, T. and Vosátka, M. (2007).** The effect of EDDS chelate and inoculation with the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus intraradices* on the efficacy of lead phytoextraction by two tobacco clones. *Journal of Applied Soil Ecology*. 35(1): 163-173.
- Sun, Y. B., Sun, G. H., Zhou, Q. X., Xu, Y. M., Wang, L., Liang, X. F. and Qing, X. (2011).** Induced-phytoextraction of heavy metals from contaminated soil irrigated by industrial wastewater with Marvel of Peru (*Mirabilis jalapa* L.). *Journal of Plant, Soil and Environment*. 57(8): 364-371.
- Sun, Y. B., Zhou, Q. X., An, J., Liu, W. T. and Liu, R. (2009).** Chelator-enhanced phytoextraction of heavy metals from contaminated soil irrigated by industrial wastewater with the hyperaccumulator plant (*Sedum alfredii* Hance). *Journal of Geoderma*. 150(1): 106-112.
- Sydnor, M. E. and Redente, E. F. (2002).** Reclamation of high-elevation, acidic mine waste with organic amendments and topsoil. *Journal of environmental quality*. 31(5): 1528-1537.
- Tanhan, P., Kruatrachue, M., Pokethitiyook, P. and Chaiyarat, R. (2007).** Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by Siam weed [*Chromolaena odorata* L. King and Robinson]. *Journal of Chemosphere*. 68(2): 323-329.
- Tester, M. and Leigh, R. A. (2001).** Partitioning of nutrient transport processes in roots. *Journal of Experimental Botany*. 52(1): 445-457.
- Thomas Ruley, A., Sharma, N. C. and Sahi, S. V. (2004).** Antioxidant defense in a lead accumulating plant, *Sesbania drummondii*. *Journal of Plant Physiology and Biochemistry*. 42(11): 899-906.
- Toler, H. D., Morton, J. B. and Cumming, J. R. (2005).** Growth and metal accumulation of mycorrhizal sorghum exposed to elevated copper and zinc. *Journal of Water, Air, and Soil Pollution*. 164(1-4): 155-172.

- Troeh, Z. I. and Loynachan, T. E. (2003).** Endomycorrhizal fungal survival in continuous corn, soybean, and fallow. *Journal of Agronomy Journal*. 95(1): 224-230.
- USDA** (United States Department of Agriculture). Iran Islamic Republic Of Sorghom Area Harvested by Year. www.indexmundi.Com. visited: 2011/09/01.
- van der Ent, A., Baker, A. J., Reeves, R. D., Pollard, A. J. and Schat, H. (2013).** Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant and Soil*. 362(1-2): 319-334.
- Vance, D. B. (1996).** Phytoremediation: Enhancing Natural Attenuation Processes. *The national Environmental Journal*. January/February. pp. 30-31.
- Vara Prasad, M. N. and de Oliveira Freitas, H. M. (2003).** Metal hyper-accumulation in plants: Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology*. 6(3): 285-321.
- Vassil, A. D., Kapulnik, Y., Raskin, I. and Salt, D. E. (1998).** The role of EDTA in lead transport and accumulation by Indian mustard. *Journal of Plant Physiology*. 117(2): 447-453.
- Verbruggen, N., Hermans, C. and Schat, H. (2009).** Molecular mechanisms of metal hyper-accumulation in plants. *Journal of New Phytologist*. 181(4): 759-776.
- Vogel-Mikuš, K., Pongrac, P., Kump, P., Nečemer, M. and Regvar, M. (2006).** Colonisation of a Zn, Cd and Pb hyperaccumulator *Thlaspi praecox* Wulfen with indigenous arbuscular mycorrhizal fungal mixture induces changes in heavy metal and nutrient uptake. *Journal of Environmental Pollution*. 139(2): 362-371.
- Wang, X., Wang, Y., Mahmood, Q., Islam, E., Jin, X., Li, T. and Liu, D. (2009).** The effect of EDDS addition on the phytoextraction efficiency from Pb contaminated soil by *Sedum alfredii* Hance. *Journal of Hazardous Materials*. 168(1): 530-535.
- WASUA** (Waite Analytical Services University of Adelaide). www.adelaide.edu.au/was/methods/2009_03-was_overall_methods.
- Wenzel, W. W., Unterbrunner, R., Sommer, P. and Sacco, P. (2003).** Chelate-assisted phytoextraction using canola (*Brassica napus* L.) in outdoors pot and lysimeter experiments. *Journal of Plant and Soil*. 249(1): 83-96.
- Weryszko-Chmielewska, E. and Chwil, M. (2005).** Lead-induced histological and ultrastructural changes in the leaves of soybean (*Glycine max* (L.) Merr.). *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 51(2): 203-212.

- WHO. (1997).** Health and environment in sustainable development Five Years after the Earth Summit. Geneva. WHO.
- Williams, L. E., Pittman, J. K. and Hall, J. L. (2000).** Emerging mechanisms for heavy metal transport in plants. *Journal of Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-Biomembranes*. 1465(1): 104-126.
- Wu, J., Hsu, F. C. and Cunningham, S. D. (1999).** Chelate-assisted Pb phytoextraction: Pb availability, uptake, and translocation constraints. *Journal of Environmental Science and Technology*. 33(11): 1898-1904.
- Yang, X., Feng, Y., He, Z. and Stoffella, P. J. (2005).** Molecular mechanisms of heavy metal hyper-accumulation and phytoremediation. *Journal of Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 18(4): 339-353.
- Zaier, H., Ghnaya, T., Ben Rejeb, K., Lakhdar, A., Rejeb, S. and Jemal, F. (2010).** Effects of EDTA on phytoextraction of heavy metals (Zn, Mn and Pb) from sludge-amended soil with *Brassica napus*. *Journal of Bioresource Technology*. 101(11): 3978-3983.
- Zhao, Z., Xi, M., Jiang, G., Liu, X., Bai, Z. and Huang, Y. (2010).** Effects of IDSA, EDDS and EDTA on heavy metals accumulation in hydroponically grown maize (*Zea mays* L.). *Journal of Hazardous Materials*. 181(1): 455-459.
- Zhou, W. and Qiu, B. (2005).** Effects of cadmium hyper-accumulation on physiological characteristics of *Sedum alfredii* Hance (Crassulaceae). *Journal of Plant Science*. 169(4): 737-745.
- Zhuang, P., SHU, W., LI, Z., LIAO, B., LI, J. and SHAO, J. (2009).** Removal of metals by sorghum plants from contaminated land. *Journal of Journal of Environmental Sciences*. 21(10): 1432-1437.

Influence of Mycorrhiza and EDTA application on maize and sorghum for lead phytoremediation

Abstract

The idea of using metal-accumulating plants to remove heavy metals and other compounds was first introduced in 1983.. Heavy metals are primarily a concern because they cannot be destroyed by degradation. There are a variety of industrial processes that involve the use of lead such as mining, smelting, manufacture of pesticides and fertilizers and the burning of fossil fuels that contain a lead additive. Lead has been listed as a potential carcinogen in the U.S. Environmental Protection Agency Toxic Release Inventory is the most harmful metal at the second place. Phytoremediation is the use of green plants to clean-up contaminated hazardous waste sites. In a greenhouse experiment, the effect of arbuscular mycorrhizal fungi (*Glomus mossea*) and EDTA chelate on the remediation of lead from contaminated soil was investigated in maize (*Zea mays* L.) and sorghum. The experiment was conducted as factorial based on randomized complete block design with three replicates in the greenhouse of Shahrood University . Factors included three pb concentrations (0, 200 and 400 mg kg⁻¹ soil), inoculation in two levels: with and without AM fungi(*Glomus mosseae*) and three EDTA concentrations (0, 5 and 10 mmol kg⁻¹ soil).

The results showed that pb stress significantly reduced dry biomass of root, stem , leaf and phosphorus content of maize and sorghum, also significantly reduced height, chlorophyll index and fungal colonization in maize which most effective level of pb was 400 mg kg⁻¹ soil. Due to the increased solubility and rapid absorption of lead, the application of EDTA chelate, especially at the level of 10 mmol kg⁻¹ soil, significantly reduced dry biomass of root, leaf and chlorophyll index of maize and had only negative effect on dry biomass of root in sorghum. The Mycorrhiza fungi significantly enhanced phosphorus uptake in root and shoot of maize and sorghum and also increased pb uptake in levels of 200 mg lead kg⁻¹ soil. On the other hand, plants in the levels of 200 and 400 mg lead kg⁻¹ soil combined with chelate, containing higher concentrations and amounts of lead. Also, the application of EDTA chelate, especially at the level of 10 mmol kg⁻¹ soil, cause increased bioaccumulation coefficient and The remediation factor In both plant and Translocation factor in maize. Rate of lead in the stem of mycorrhizal sorghum plants were mostly higher than those of non-mycorrhizal plants, particularly in 5 mmol chelate in kg⁻¹ soil .Maximum lead in parts of both plants were observed respectively in root, leaf and stem. Since the lead content index more effective than concentration of the metal in the phytoremediation, As reduce the environmental risks, it is recommended that application of lower concentration of celate in mycorrhizal plants.

Keywords: Lead, Mycorrhiza fungi, EDTA celate, maize and sorghum



Shahrood University of Technology

Faculty of Agriculture

Department of Agronomy

M. Sc. Thesis

**Influence of Mycorrhiza and EDTA application on maize and sorghum
for lead phytoremediation**

Hadi Mojahedi

Supervisor:

Dr. M. R. Amerian

Advisors:

Dr. H. Ghorbani

M. Sc. M. Rahimi

September 2013