بسم الله الرحمن الرحيم

دانشکده کشاورزی

پایان نامه کارشناسی ارشد شیمی و حاصلخیزی خاک

اثر برخی جاذب های طبیعی بر جذب گیاهی فلزات سنگین از خاک های آلوده

نگارنده: فاطمه قربانی ایرندگان

استاد راهنما

دکتر هادی قربانی

استاد مشاور

دکتر مصطفی حیدری

بهمن ۱۳۹۷

شماره: ۴۶۰/ر
تاریخ: ۱۳۹۷/۱۱/۱۲

باسمه‌تعالی

دانشگاه صنعتی شاهرود

مدیریت تحصیلات تکمیلی

فرم شماره (۳) صورتجلسه نهایی دفاع از پایان نامه دوره کارشناسی ارشد

با نام و یاد خداوند متعال، ارزیابی جلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد خانم فاطمه قربانی ایرندگان با شماره دانشجویی ۹۴۳۸۶۵۴ رشته مهندسی کشاورزی گرایش شیمی خاک تحت عنوان اثر برخی جاذب‌های طبیعی بر جذب گیاهی فلزات سنگین از خاک آلوده که در تاریخ ۱۳۹۷/۱۱/۸ با حضور هیأت محترم داوران در دانشگاه صنعتی شاهرود برگزار گردید به شرح ذیل اعلام می‌گردد:

قبول (با درجه: خیلی خوب) ☑ **مردود** ☐

نوع تحقیق: **نظری** ☐ **عملی** ■

عضو هیأت داوران	نام ونام خانوادگی	مرتبهٔ علمی	امضاء
۱ـ استادراهنمای اول	دکتر هادی قربانی	دانشیار	
۲- استاد مشاور	دکتر مصطفی حیدری	دانشیار	غایب
۳- نماینده تحصیلات تکمیلی	دکتر یاسر صفری	استادیار	
۴- استاد ممتحن اول	دکتر علی عباس‌پور	دانشیار	
۵- استاد ممتحن دوم	دکتر وجیهه درستکار	استادیار	

نام و نام خانوادگی رئیس دانشکده: دکتر محمدرضا عامریان

تاریخ و امضاء و مهر دانشکده: ۱۳۹۷/۱۱/۱۲

دانشکده کشاورزی

تبصره: در صورتی که کسی مردود شود حداکثر یکبار دیگر (در مدت مجاز تحصیل) می تواند از پایان نامه خود دفاع نماید (دفاع مجدد نباید زودتر از ۴ ماه برگزار شود).

»تقدیم به مادر عزیزم«

تقدیر و تشکر:

صمیمانه ترین سپاس از آن خداوندی است، که سخنوران در ستودن او بمانند و شمارندگان، شمردن نعمت‌های او ندانند و کوشندگان، حق او را گزاردن نتوانند.

تشکر و قدردانی فراوان از اساتید فرهیخته و ارجمندم جناب آقای دکتر هادی قربانی که در تمامی مراحل کار راهنما و مشوق من بودند، و جناب آقای دکتر مصطفی حیدری که مسئولیت مشاوره این پایان‌نامه را برعهده داشتند، با صبر و شکیبایی اندیشه‌ام را بال و پر بخشیدند.

از کلیه دوستان و عزیزانی که در تکمیل این پایان‌نامه نهایت مساعدت و همکاری را نمودند، سپاسگزاری می‌نمایم.

تعهد نامه

اینجانب فاطمه قربانی ایرندگان دانشجوی دوره‌ی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشکده کشاورزی بسطام دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده‌ی پایان نامه تأثیر برخی جاذب‌های طبیعی بر جذب گیاهی فلزات سنگین از خاک‌های آلوده تحت راهنمایی دکتر هادی قربانی متعهد می‌شوم.

تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخودار 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 متعلق به دانشگاه شاهرود می‌باشد و مقالات مستخرج با نام «دانشگاه شاهرود» و یا «Shahroud University» به چاپ خواهد رسید.

حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان نامه تأثیرگذار بوده‌اند در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می‌گردد.

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 اخلاق انسانی رعایت شده است.

تاریخ

امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج، کتاب، برنامه‌های رایانه‌ای، نرم افزارها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد. 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 نمی‌باشد.

چکیده

وجود فلزات سنگین در خاک ناشی از فعالیت‌های انسانی و طبیعی می‌باشند، که از فعالیت‌های انسانی می‌توان به کاربرد بی‌رویه کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها، فاضلاب‌های شهری و از فعالیت‌های طبیعی میتوان به هوادیدگی سنگ بستر و خرد شدن مواد مادری اشاره کرد. این فعالیت‌ها باعث ورود فلزات سنگین به محیط زیست از جمله آب و خاک شده اند. به منظورمطالعه تأثیر بیوچارها و زئولیت به عنوان جاذب طبیعی بر جذب گیاهی فلزات سنگین توسط گیاه اسفناج ازخاک‌های آلوده، آزمایشی بصورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملا تصادفی با سه تکرار به صورت گلدانی در دانشگاه صنعتی شاهرود انجام شد. تیمارهای آزمایش شامل جاذب طبیعی در شش سطح بیوچار سبوس برنج به میزان (۲/۵ و ۵ درصد وزنی خاک)، بیوچار عناب به مقدار (۲/۵ و ۵ درصد وزنی خاک) و زئولیت به میزان (۲/۵ و ۵ درصد وزنی خاک) به عنوان عامل اول، همچنین دو سطح سرب (۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) از منبع نیترات سرب، کادمیم دو سطح (۱۰ و ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) از منبع نیترات کادمیم و روی دو سطح (۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) از منبع نیترات روی به عنوان عامل دوم مورد استفاده قرار گرفت. نتایج نشان داد افزودن جاذب به خاک مؤثر در تثبیت و غیرقابل جذب کردن سرب، کادمیم و روی بود بطوریکه با افزایش کاربرد تیمارهای کادمیم ، سرب و روی، غلظت این سه عنصر را در اندام هوایی اسفناج نسبت به تیماری که فاقد جاذب بود کاهش داد. تیمار کادمیم به تنهایی باعث کاهش وزن خشک و وزن تر گیاه اسفناج شد ولی تیمار روی و سرب سبب افزایش وزن خشک و تر این گیاه شد. کاربرد جاذب در اثر کاهش غلظت کادمیم، سرب و روی در اسفناج موجب افزایش اندکی در وزن خشک و وزن تر گیاه (در مقایسه بین تیمارهای دارای جاذب) مورد مطالعه گردید. بنابراین نتایج، بیانگر توان جاذب در تثبیت و غیرقابل جذب کردن سرب، کادمیم و روی در خاک بود.

کلمات کلیدی: بیوچار، زئولیت، سرب، روی، کادمیم، اسفناج

فهرست مطالب

عنوان صفحه

فصل اول ۱

مقدمه **۲**

۱-۱-مقدمه ۲

۱-۲- اهمیت و ضرورت انجام پژوهش ۱۵

۱-۳- اهداف ۱۷

فصل دوم **۱۹**

کلیات و بررسی منابع **۱۹**

۲-۱- بیوچار ۲۴

۲-۲- کاربرد بیوچار ۲۵

۲-۳- مزایای استفاده از بیوچار ۲۵

۲-۴- زئولیت ۲۵

۲-۵- کاربرد زئولیت ۲۶

۲-۶- مزایای استفاده از زئولیت ۲۷

۲-۷- اسفناج ۲۸

۲-۸-ضرورت جذب آلاینده‌ها از خاک ۲۹

۲-۹- فلزات سنگین ۳۰

۲-۱۰- جذب زیستی ۳۳

۲-۱۱- مروری بر کارهای انجام شده ۳۳

فصل سوم ۴۵

مواد و روش‌ها ۴۵

۳-۱- جمع‌آوری ضایعات محصولات کشاورزی ۴۶

۳-۲- تهیه بیوچار ۴۶

۳-۲-۱- بیوچار سبوس برنج ۴۶

۳-۲-۲- بیوچار عناب ۴۷

۳-۳- تهیه زئولیت ۴۷

۳-۴- اندازه‌گیری سرب ۵۱

۳-۵- اندازه‌گیری روی ۵۱

۳-۶- اندازه‌گیری کادمیم ۵۱

۳-۷- آزمایش گلدانی ۴۸

۳-۷-۱- خصوصیات خاک ۴۸

۳-۷-۲- نمونه‌برداری خاک ۵۰

۳-۷-۳- طرح آزمایش ۵۰

۳-۷-۴- کشت در گلدان‌ها ۵۲

۳-۷-۵- برداشت اسفناج ۵۲

۳-۸- اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در گیاه ۵۳

۳-۹- تجزیه و تحلیل داده‌ها ۵۴

فصل چهارم ۵۵

بحث و نتایج ۵۵

۴-۱ غلظت سرب ۵۶

۴-۱-۱ وزن تر ۵۹

۴-۱-۲ وزن خشک ۶۱

۴-۲ غلظت روی ۶۳

۴-۲-۱ وزن تر ۶۶

۴-۲-۲ وزن خشک ۶۸

۴-۳- غلظت کادمیم ۷۱

۴-۳-۱ وزن تر ۷۶

۴-۳-۲ وزن خشک ۷۸

فصل پنجم ۸۳

نتیجه‌گیری و پیشنهادات ۸۳

۵-۱- نتیجه‌گیری ۸۴

۵-۲- پیشنهادات ۸۵

منابع ۸۷

فهرست شکل ها

عنوان صفحه

شکل -۳-۱- سبوس برنج و بیوچار تهیه شده از سبوس برنج.....۴۶

شکل -۳-۲- عناب و بیوچار تهیه شده از عناب ۴۷

شکل -۳-۳- زئولیت ۴۷

شکل -۳-۴- بیوچار اضافه شده به خاک ۵۰

شکل -۳-۵- زئولیت اضافه شده به خاک ۵۰

شکل -۳-۶- آلوده کردن خاک با سرب ۵۱

شکل -۳-۷- کشت و داشت اسفناج ۵۲

شکل ۳-۸- برداشت اسفناج ۵۳

شکل -۴-۱- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر غلظت سرب در گیاه اسفناج.....۵۷

شکل -۴-۲- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن تر گیاه اسفناج.....۵۹

شکل -۴-۳- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن خشک گیاه اسفناج.....۶۱

شکل -۴-۴- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر غلظت روی در گیاه اسفناج.....۶۴

شکل -۴-۵- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن تر گیاه اسفناج.....۶۷

شکل -۴-۶- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن خشک گیاه اسفناج.....۶۹

شکل -۴-۷- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر غلظت کادمیم در گیاه اسفناج.....۷۲

شکل -۴-۸- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن ترگیاه اسفناج ۷۶

شکل -۴-۹- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن خشک گیاه اسفناج.....۷۸

فهرست جدول ها

عنوان صفحه

جدول ۳-۱- نتایج خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه ۴۸

جدول ۴-۱- نتایج تجزیه واریانس تیمارهای آزمایشی بر غلظت سرب، وزن‌تر و خشک اسفناج.....۵۶

جدول ۴-۲- نتایج تجزیه واریانس تیمارهای آزمایشی بر غلظت روی، وزن‌تر و خشک اسفناج.....۶۳

جدول ۴-۳- نتایج تجزیه واریانس تیمارهای آزمایشی بر غلظت کادمیم، وزن‌تر و خشک اسفناج.....۷۱

فصل اول

مقدمه

۱-۱- مقدمه

خاک دسته‌ای از مواد طبیعی زنده سه بعدی است که تحت تأثیر عوامل خاکسازی (اقلیم، موجودات زنده، توپوگرافی، مواد مادری و زمان) تشکیل شده است. پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک دارای اهمیت زیادی هستند (اوستان، ۱۳۸۹). ماده مادری مهم‌ترین عامل خاکساز در مناطق خشک و نیمه خشک بوده و بر روی تمامی خصوصیات خاک و همچنین در رده‌بندی خاک‌ها نقش تعیین کننده‌ای دارد. غیر از فاکتورهای خاکساز، عامل دیگری که ممکن است روی ویژگی‌ها و حتی رده‌بندی خاک تاثیرگذار باشد، فعالیت‌های انسانی مانند معدن‌کاری است. در اثر معدن‌کاری بخش قابل توجهی از کانه و مواد پوشان سنگ به صورت گرد و غبار در هوا پراکنده می‌شود که این امر بسته به نوع ماده معدنی که ممکن است سمی یا غیرسمی باشد می‌تواند آلودگی‌هایی را در هوا، آب و خاک‌های اطراف ایجاد و اثراتی را بر سلامتی انسان داشته باشد. یکی از اثرات دراز مدت در مناطق معدنی، افزایش تمرکز فلزات سنگین در مناطق انباشت باطله‌ها و در نتیجه، تأثیر بر محیط اطراف می‌باشد (گیوی و همکاران، ۱۳۹۲).

از آنجا که خاک از اجزای مهم محیط زیست محسوب می‌شود، به آسانی در دسترس قرار دارد و به لحاظ ویژگی‌های خاص خود در معرض آلودگی قرار می‌گیرد. خاک علاوه بر ویژگی‌های متعددی که داراست، به عنوان پایش‌گر محیط زیست نیز به شمار می‌رود. اگرچه خاک مهم‌ترین و گسترده‌ترین ماده‌ی پاک‌کننده آب‌ها و بازیافت کننده‌ی ضایعات است، اما ظرفیت محدودی دارد. بهره‌برداری از معادن و فعالیت‌های مرتبط با آن، ضایعات صنعتی حاصل از تولید وسایل مختلف می‌تواند باعث آلودگی خاک‌های کشاورزی و خاک مناطق شهری شود. فلزات سنگین عنصرهای شیمیایی هستند که وجود آن‌ها در تمامی خاک‌ها عمومیت دارند و مقدار طبیعی آن‌ها به ندرت به حد مسموم‌کننده می‌رسد. فلزات سنگین از اجزای طبیعی تشکیل‌دهنده پوسته زمین هستند ولی فعالیت‌های انسان، تعادل چرخه زمین‌شیمی و زیست‌شیمی این فلزها را به هم زده و باعث انتشار آن‌ها در محیط زیست می‌شوند. این فلزها از آلاینده‌های پایدار و بادوام محیط زیست به شمار می‌آیند و تجزیه نمی‌شوند بنابراین در خاک

و رسوب تجمع یافته و مقادیر زیاد آن‌ها می‌تواند علاوه بر تأثیر بر گیاهان و جانوران، باعث مسمومیت شدید انسان از طریق مصرف غذا شوند (بنی‌اردلان و همکاران، ۱۳۹۱).

در جایی‌که باروری ذاتی خاک کم است اغلب کشاورزان تمایل به افزایش مصرف کود در چندین نوبت دارند. فلزات سنگین نگران‌کننده در کود شامل آرسنیک، کادمیم، سرب و به میزان کم نیکل و روی بوده است. استفاده مداوم از کود دارای آرسنیک سبب انتقال آن به خاک شده و در نهایت از طریق جذب گیاه به زنجیره غذایی منتقل می‌گردد. مردم خصوصا کسانی که برنج غذای اصلی انرژی روزانه آن‌ها را تأمین می‌کند در معرض میزان قابل توجهی فلزات سنگین از راه برنج هستند (چراغی و همکاران، ۱۳۹۲). از نظر آلودگی، خاک‌های ایران هنوز در حد کشورهای پیشرفته نیست، ولی توسعه سریع صنعتی و کشاورزی و بهره جستن از مواد شیمیایی متنوع و همچنین مصرف زیاد کودهای شیمیایی عوامل بالقوه‌ای را برای آلوده نمودن خاک‌های ایران فراهم ساخته است. آلودگی خاک به واسطه استفاده از کودهای شیمیایی در ایران بیشتر مربوط به مصرف بی‌رویه و نابه‌جای آن است. استفاده از کودهای ناخالص باعث افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک می‌شود (کرباسی و همکاران، ۱۳۸۸).

فلزهای سنگین که از اجزاء طبیعی تشکیل‌دهنده‌ی پوسته‌ی زمین می‌باشند، فعالیت‌های انسان و چرخه‌ی ژئوشیمی و بیوشیمیایی، تعادل آن‌ها را به هم زده و باعث انتشار آن‌ها در محیط زیست می‌شوند. توده‌های عظیم مواد زاید و کنستانتره‌های معدنی که در مجاورت کارخانجات صنعتی دفع شده‌اند و اکثرا فاصله‌ی کمی با زمین‌های کشاورزی دارند، موجبات آلودگی بخش وسیعی از زمین‌های کشاورزی را فراهم ساخته است که آلودگی زمین‌های کشاورزی و مراتع به فلزات سنگین باعث انتقال این فلزات به محصولات زراعی، باغی، دامی و نهایتا غذای انسان می‌گردد (خالقی و گلچین، ۱۳۹۰). یکی از مهم‌ترین موارد نادرست مدیریتی که سبب افت کیفیت خاک و از دست رفتن شروط بهینه برای رشد گیاه می‌شود، جمع‌شدن عناصر آلاینده در خاک می‌باشد. تجمع این عناصر باعث مختل شدن

وظایف حیاتی خاک می‌شود و خطراتی را برای سلامتی انسان و موجودات زنده رقم می‌زند (نادری و همکاران، ۱۳۹۶).

آلودگی زمانی اتفاق می‌افتد که ورود آلاینده‌ها و انرژی به سیستم‌ها خارج از توان پذیرش و تحمل آن‌ها بوده و به نحوی سبب ایجاد تغییرات و اثرات منفی بر انسان، گیاه، جانور و اکوسیستم گردد. انسان در طول زندگی خود در معرض انواع مختلف محیط‌های آلوده از قبیل آب، هوا، خاک، گرد و غبار و باکتری‌ها قرار دارد. خاک می‌تواند به صورت مستقیم یا غیرمستقیم در نتیجه تخلیه، رسوب آلاینده‌های موجود در اتمسفر، فرسایش خاک، رواناب و دیگر فرآیندها آلوده گردد. خاک، محیط پذیرنده آلودگی محسوب می‌شود لذا شناخت ویژگی‌های اولیه و اصلی آن از اهمیت بالایی برخوردار است. شناخت اطلاعات مربوط به هر یک از پارامترهای خاک این امکان را می‌دهد تا بهترین روش‌های حذف آلودگی در خاک شناسایی شود (پلوسن و همکاران، ۲۰۰۱). تعریف سازمان بهداشت جهانی(WHO) از آلودگی این چنین است: وجود موادی در بسترهای محیط زیست (آب، هوا، خاک) اعم از ذرات، مواد شیمیایی و بیولوژیکی به میزان شدت، حالت و مدتی که اثر نامطلوب بر سلامت انسان، حیوان و گیاه می گذارد و یا مانع استفاده بهینه از آن محیط گردد، آلودگی خوانده می شود. پژوهش‌های زیادی فعالیت‌های انسانی را به عنوان دلایل اصلی آلودگی فلزات سنگین و دیگر عناصر آلاینده در اکوسیستم گزارش کرده‌اند (بین چن و همکاران، ۲۰۰۵).

هم‌گام با پیشرفت صنعت و فن‌آوری، تجمع انواع آلاینده‌های آلی و معدنی خطرناک در اجزای مختلف بیوسفر و در صدر آن‌ها تجمع فلزات سنگین در خاک، از مهم‌ترین چالش‌های زیست‌محیطی در مقیاس جهانی است. فلزات سنگین، خطرناک‌ترین آلاینده‌ها برای محیط زیست و به‌ویژه برای نسل بشر هستند. هوادیدگی سنگ بستر و فعالیت‌های آتش‌فشان‌ها از مهم‌ترین عوامل طبیعی و فعالیت‌های مختلف صنعتی، کشاورزی و شهری از مهم‌ترین عوامل انسانی ورود فلزات سنگین به خاک هستند. برخلاف

آلاینده‌های آلی این آلاینده‌ها توسط ریز جانداران، قابل تجزیه نبوده و اغلب برای مدت‌های طولانی بدون تغییر در محیط باقی می‌مانند (کریمی و صفری، ۱۳۹۷).

از دیگر منابع اصلی تولید فلزات سنگین، در شهرها خودروها هستند که با تولید آلاینده‌ها و وارد کردن آن‌ها به محیط و به خصوص هوا، باعث آلودگی خاک اطراف راه‌ها می‌شوند. سرب عموما در نتیجه استفاده از سوخت‌های بنزینی سرب‌دار وارد محیط شهری می‌شود. در سال‌های اخیر به دلیل حذف سرب از بنزین، ورود آن به محیط شهری کاهش چشمگیری داشته است، اما همچنان انباشت پیشین آن در محیط باقی است. کادمیم نیز که در تایر خودروها وجود دارد از طریق استهلاک خودروها و ترافیک به محیط شهری وارد می‌شود. هر دوی این فلزات اثر سمی بودن در بدن انسان داشته و عوارض متعددی مانند بیماری‌های خونی، عصبی و استخوانی ایجاد می‌کنند (سامانی مجد و همکاران، ۱۳۸۶).

آلودگی محیط زیست معمولا ناشی از فعالیت‌های صنعتی نظیر بهره‌برداری از معادن، ذوب فلزات، تخلیه گاز، تولید انرژی و سوخت، کاربرد کود، آفت‌کش‌ها و فرآوری پسماندهای شهری می‌باشد (تانهان و همکاران، ۲۰۰۷).

فلزات سنگین به عنوان یکی از اساسی‌ترین آلاینده‌های زیست محیطی در فازهای کلوئیدی، یونی، محلول و معلق موجود بوده و مورد تجزیه بیولوژیکی قرار نمی‌گیرند؛ بنابراین برای پاک‌سازی محیط باید آنها را حذف و یا تثبیت نمود. عناصر سنگین می‌توانند بر روی کیفیت خاک‌های کشاورزی اثر سوء داشته و علاوه بر سمّی بودن از طریق جذب توسط گیاهان وارد زنجیره غذایی بشر شده و سبب بروز مشکلاتی در بدن انسان شوند (کریمی سورند و همکاران، ۱۳۹۷). چون جابه‌جایی فلزات سنگین در خاک بسیار محدود است و تجزیه نمی‌شوند بنابراین از آلاینده‌های پایای محیط زیست به شمار می‌آیند، البته ذکر این نکته ضروری است که وجود برخی از فلزات برای حیات لازم است، اما موقعی که غلظت آن‌ها از حد مجاز فراتر برود، باعث ایجاد مسمومیت می‌شوند. به لحاظ گستردگی سطح آلودگی زیست‌محیطی، فلزات سنگین در مقایسه با سایر آلاینده‌هایی هم‌چون مواد رادیواکتیو و آلاینده های

آلی، رتبه نخست را به خود اختصاص داده‌اند. مقادیر متفاوتی از فلزات در انواع سنگ‌های معدنی، رسوبات، آب و هم‌چنین در بدن موجودات زنده، یافت می‌شود. به طور کلی فلزات سنگین دارای دو منشأ اصلی هستند. منشأ طبیعی فلزات سنگین همان هوادیدگی سنگ بستر و خرد شدن مواد مادری است. منشأ بشری (مصنوعی) فلزات سنگین شامل طیف وسیعی از فعالیت‌های صنعتی، معدن کاری، عبور و مرور وسایل نقلیه و کشاورزی است (کریمی و همکاران، ۱۳۹۷).

هرچند فلزات سنگین می‌توانند به طور طبیعی و از طریق هوادیدگی سنگ‌ها، کانی‌ها و طی فرآیند خاک‌سازی در خاک تجمع یابند ولی این منشا طبیعی در قیاس با آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسان از قبیل احداث کارخانجات صنعتی، استخراج معادن، سوخت‌های فسیلی، مصرف کودهای شیمیایی و آلی، فاضلاب‌های صنعتی و لجن فاضلاب دارای اهمیت کمی می‌باشد. در میان فلزات سنگین، فلز کادمیم به دلیل تحرک و پویایی زیاد در خاک، جذب از طریق گیاه، سمیت قابل توجه، نیمه عمر بیولوژیکی طولانی، باعث بروز عوارضی مانند نارسایی کبد و کلیه، بیماری‌های قلبی عروقی، استخوانی، ریوی و غیره در انسان دارای ارزش خاصی می‌باشد (خسروی و همکاران، ۱۳۸۸). از طرفی در برخی از گیاهان آثار مسمومیت چندان بارز نیست، ولی میزان محتوی فلزی موجود در گیاه، سلامت انسان یا دام‌هایی که از آن تغذیه می‌کنند را به خطر می‌اندازد (زاید و همکاران، ۱۹۹۸). فلزات سنگین از جمله کادمیم، مس، جیوه، سرب، نیکل و روی در فهرست اولویت‌دار آلاینده‌های بحرانی می‌باشند (اسلامی و همکاران، ۱۳۹۴). اغلب فلزات سمی که در اثر تردد خودروها به حاشیه جاده‌ها راه می‌یابند عبارتند از سرب، کادمیم، کروم، نیکل و روی (ژائو و همکاران، ۲۰۱۰).

تداوم فلزات سنگین در خاک فرآیندی طولانی است (چریستوفوریدیس و استامیتیس، ۲۰۰۹). ضمن توجه به اهمیت آرسنیک و کادمیم به عنوان یکی از جدی‌ترین آلاینده‌های زیست محیطی و اثربخشی این فلزات با ورود به زنجیره غذایی و سلامت انسان و جانوران دارند، توجه به مسأله آلودگی آرسنیک و کادمیم و اثر گونه‌های مختلف گیاهی در تقابل با غلظت‌های گوناگون آن‌ها

دارای اهمیت است. در بعضی از کشورها حداکثر غلظت مورد تایید فلزات سنگین را با فرض آثار سمی آن‌ها بر گیاهان در خاک‌های کشاورزی تعیین نموده‌اند (خسروی و همکاران، ۱۳۹۴). کادمیم عنصری غیر ضروری و غیر مفید برای گیاهان، حیوانات و انسان است و در مقادیر پایین بی‌نهایت سمی است. به دلیل کاربرد گسترده‌ای که در صنایع مختلف دارد استفاده از این فلز اجتناب ناپذیر است. کادمیم از طریق فاضلاب‌های کارخانجات فلزکاری، تولید پلاستیک، رنگ‌سازی، تولید باتری‌های کادمیم-نیکل، تولید کود و آفت‌کش‌ها، نساجی، ریخته‌گری و استخراج معدن وارد محیط زیست و منابع آبی می‌شود. این فلز از مهم‌ترین عوامل ایجادکننده سرطان است و تماس طولانی مدت با آن منجر به مرگ می‌شود (رائو و همکاران، ۲۰۱۰).

روی از عناصر کم مصرف می‌باشد که جزء فلزات سنگین نیز طبقه‌بندی می‌شود. مقدار روی در محصولات کشاورزی نباید بیش از ۲۰۰ میکروگرم بر گرم و یا مصرف روزانه بیش از ۱۵۰ میکروگرم بر گرم باشد. عنصر روی به‌طور طبیعی در هوا، آب و خاک وجود دارد اما به دلیل فعالیت‌های مختلف بشر به‌ویژه استخراج معدن، تصفیه سنگ‌های معدنی، استفاده افراطی از کودهای شیمیایی کشاورزی و پساب شهری و صنعتی به‌طور مصنوعی افزایش می‌یابد (دیانت مهارلویی و همکاران، ۲۰۱۷). وجود فلز روی برای حفظ سلامتی انسان ضروری می‌باشد. این فلز برای عملکرد فیزیولوژیکی اندام‌های زنده و فرآیندهای بیوشیمیایی در بدن ضروری است. فلز روی در صنایع زیادی مانند تولید آهن گالوانیزه و تولید وسایل برنجی کاربرد دارد. با این حال مقادیر بالای آن می‌تواند مشکلات زیادی همانند ناراحتی‌های گوارشی، مشکلات پوستی و کم خونی را برای انسان ایجاد نماید. همچنین روی می‌تواند باعث آسیب رساندن به پانکراس، اختلال در متابولیسم پروتئین و تصلب شرایین شود (فو و همکاران، ۲۰۱۱).

افزایش انحلال پذیری عناصر موجود در خاک سبب افزایش احتمال حضور این عناصر در محلول اطراف ذرات خاک شده و سرانجام تحرک عنصر را افزایش می‌دهد و باعث افزایش در دسترس‌پذیری زیستی عنصر برای گیاه می‌شود. جمع شدن این عناصر سنگین در گیاه در غلظت‌های بالا می‌تواند موجب مرگ گیاه شود (دهرآزما و همکاران، ۱۳۹۴). اختلاف در مقدار این فلزات در گیاه به ماهیت فیزیکی و شیمیایی خاک و همچنین به ظرفیت جذب هر فلز توسط گیاه بستگی دارد، که توسط عوامل متعدد محیطی و انسانی و همچنین ماهیت گیاه تغییر می‌کند (خداویسی و همکاران ، ۱۳۹۷). تحقیقات نشان داده است فلزات سنگین از طریق ریشه از خاک جذب شده و به برگ منتقل می‌شوند. همچنین ممکن است به‌طور مستقیم از طریق برگ از هوا و یا بارش باران جذب گیاه شوند (کرد و همکاران، ۲۰۱۰). مطالعات اخیر دانشمندان اغلب بر تجمع فلزات سنگین در محصولات گیاهی، گیاهان آبزی و علف‌های طبیعی تمرکز داشته است. فرآیند جذب و تجمع این فلزات در گیاهان مختلف به غلظت فلزات موجود در خاک‌ها بستگی دارد (بلادی و همکاران، ۱۳۸۹). جذب عناصر عمده و کمیاب به وسیله گیاهان از طریق ریشه (مسیر ورودی اصلی) یا از طریق منافذ برگ‌ها بعد از ته‌نشست اتمسفری روی آن‌ها صورت می‌گیرد. مقداری از عناصر کمیاب که توسط ریشه جذب می‌شوند، در ریشه ذخیره شده و یا به بخش‌های هوایی گیاه انتقال یافته و در آنجا ذخیره می‌شوند. ممکن است غلظت این عناصر در گونه‌های گیاهی رشد یافته در خاک‌های آلوده بالا باشد و در نتیجه احتمال بروز خطرات جدی را برای سلامت جمعیت‌ها ایجاد کند (رومرو و همکاران، ۲۰۱۲). به‌طور کلی اثرات آلاینده‌ها بر گیاهان به دو صورت ظاهر می‌شوند:

اثرات آشکار: معمولا بر برگ یا میوه قابل مشاهده است.

اثرات نهان: به صورت علائمی نظیر کاهش محصول، کاهش رشد و دیگر علائم مشاهده می‌گردد.

خسارت به گیاهان (عموما برگ‌ها) به چهار صورت زیر اعمال می‌شود:

نکروز: حالت کشنده بافت که درواقع مرگ سلولی ناشی از برخی آلاینده‌ها است.

کلروز: از بین رفتن یا کاهش کلروفیل گیاهی که نتیجه آن زرد شدن برگ است.

برگ ریزش: افتادن برگ‌ها در اثر آلودگی هوا است.

پیچش برگ (اپی ناستی): تا خوردگی و پیچیدگی برگ به طرف پایین که به علت سرعت رشد بیشتر در سطح فوقانی پیش می‌آید. آسیب‌های آشکار معمولا پس از رخ دادن آسیب‌های پنهان در فرآیندهای متابولیسمی و فیزیولوژیکی گیاه ایجاد می‌شوند (عقیل اسدی، ۱۳۸۹).

حفاظت از محیط زیست از مهم‌ترین مسائلی است که همواره مورد توجه قرار دارد و جوامع مختلف نگران مشکلات ناشی از آلودگی‌های زیست محیطی می‌باشند. رشد روزافزون جمعیت، توسعه شهرها، گسترش صنعت، بالا رفتن استانداردهای زندگی و بسیاری از عوامل دیگر سبب شده‌اند که آلاینده‌های مختلف به اشکال جامد، مایع و گاز وارد محیط زیست شده و زندگی انسان و سایر موجودات را با مخاطرات جدی روبه‌رو سازند. پیشگیری از آلودگی و حفاظت از محیط زیست به عنوان یکی از عوامل مهم دستیابی به توسعه پایدار به‌طور مستمر و با جدیت و تلاش بی‌وقفه انجام می‌گیرد (نجمه بوسعیدی، ۱۳۹۲). یکی از مؤثرترین راه‌کارها جهت کاهش میزان فلزات سنگین در محصولات کشاورزی، جلوگیری از ورود این عناصر به داخل خاک و اتخاذ اقدامات مدیریتی برای کاهش غلظت این عناصر در محلول خاک است، تا از جذب و انتقال این عناصر به گیاهان جلوگیری شود (صفاری ، ۱۳۹۶).

در طی سال‌های اخیر دانشمندان تحقیقات زیادی را در زمینه چگونگی کاهش این آلودگی‌ها و نحوه پاک‌سازی آن‌ها انجام داده‌اند. بطورکلی، پاکسازی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با کاربرد روش‌های فیزیکی و شیمیایی نظیر شستشوی شیمیایی فلزات، خاک‌برداری، استخراج و یا تثبیت گونه‌های یونی آلاینده توسط الکترودهای قرار داده شده در خاک اغلب با مشکلاتی مانند هزینه زیاد، تخریب ساختار فیزیکی ، شیمیایی و فعالیت‌های مهم خاک و محدودیت کاربرد

در مقدار وسیع مواجه هستند (وو و همکاران، ۲۰۱۰). کاربرد این فرآیندها گاهی به علت بروز موانع تکنیکی واقتصادی با محدودیت مواجه می‌شود بنابراین، یافتن روش‌های جایگزینی که بتوانند خاک‌های آلوده به فلزات سنگین را به شیوه‌ای کم‌هزینه، آسان، ایمنی و دوست‌دار محیط زیست پاک‌سازی کنند، ضروری است (نادری و همکاران، ۱۳۹۴).

استفاده از بیوچار ضمن کاهش هزینه‌ها و دوست‌دار محیط بودن یکی از راه‌های حذف مؤثر عناصر سنگین است (وانگ و همکاران، ۲۰۱۵). بیوچار به عنوان یک جاذب مؤثر مواد شیمیایی کشاورزی: بیوچار یک ماده جامد سرشار از کربن آروماتیک است که طی فرآیند پیرولیز در شرایط کم یا بدون اکسیژن حاصل می‌شود و به نام کربن سیاه نیز شهرت دارد. بیوچار در خاک به عنوان اصلاح‌کننده، سهم زیادی از پژوهش‌های پژوهشگران را در دهه اخیر به خود اختصاص داده است (صفاری انارکی و همکاران، ۱۳۹۶).

توانایی بیوچار در جذب مواد شیمیایی کشاورزی و آلوده‌کننده‌ها یک فرآیند کلیدی است که نه تنها در کشاورزی و جذب مواد شیمیایی کشاورزی (مانند علف‌کش‌ها، حشره‌کش‌ها و مواد غذایی) مؤثر است بلکه در زمینه‌های زیست محیطی و اکولوژیکی و تأثیر آن بر روی آلاینده‌ها نقش دارد. معمولا ابتدا جذب اتفاق می‌افتد، و به محض اینکه واکنش بین جاذب و جذب شونده اتفاق افتاد سایر فرآیندهای شیمیایی مانند آزادسازی، انتقال، زیست فراهمی، جذب به وسیله گیاه و اثرات سمیت اکولوژیکی اتفاق می‌افتد (بهشتی ،۱۳۹۴). به همین جهت بیوچار توانسته به عنوان یک ماده اصلاح کننده خاک نیز به‌طور فزاینده‌ای مورد توجه سیاست‌گذاران در کشورهای توسعه یافته همچون در ایالات متحده، استرالیا، اروپا، ژاپن و برخی از کشورهای در حال توسعه قرار گیرد (براکمورت، ۲۰۱۰).

بیوچار ترکیبی پایدار از کربن، ماده ای متخلخل و بسیار ریزدانه است که در دمای کم تا متوسط (۶۵۰-۴۵۰ درجه سلسیوس)، تحت شرایطی با اکسیژن محدود تشکیل می‌شود (حجازی‌زاده و همکاران، ۱۳۹۵). بیوچارکه به عنوان اصلاح کننده خاک مورد توجه پژوهش‌گران قرار گرفت به دنبال مطالعات دیگر بیوچار، نوع زیست توده اولیه بر مقدار کربن آلی موجود در بیوچار بسیار مؤثر واقع شد و با توجه به نوع آن مقدار کربن آلی به نود درصد نیز رسید (بهنام و همکاران، ۱۳۹۵). طبق تحقیقی بیوچار با بهبود نگه‌داری آب خاک و راندمان استفاده از مواد مغذی از طریق تغییر خواص شیمیایی، زیستی و فیزیکی خاک سبب افزایش توان حاصلخیزی خاک می‌شود (فتحی گردلیدانی و همکاران، ۱۳۹۵). نظر به مشکلات و مسائل مربوط به تغییرات آب و هوا، اغلب تحقیقات کاهش کربن دی اکسید موجود در اتمسفر را بررسی می‌کنند. افزایش ترسیب کربن در خاک با افزودن بیوچار به آن هدفی برای حل مشکل افزایش کربن دی‌اکسید اتمسفر می‌باشد. همچنین اثرات مثبت بیوچار بر خصوصیات شیمیایی خاک و رشد گیاه واضح است (آبل و همکاران، ۲۰۱۳). با کاربرد زغال زیستی، کاهش جرم مخصوص ظاهری خاک مشاهده شد (لایرد و همکاران، ۲۰۱۰).

بیوچار و مدیریت پسماند: بیوچار از منابع مختلفی مانند بقایای گیاهی و فضولات دام‌ها قابل تهیه است. در حال حاضر مدیریت نادرست بقایای محصولات کشاورزی بعد از برداشت بر مشکلات زیست محیطی افزوده است بطوریکه سالانه میلیون‌ها تن از بقایا در سطح مزارع سوزانده می‌شوند که علاوه بر از بین رفتن موجودات خاکزی و از بین رفتن کربن آلی خاک، منبع گسترده‌ای از دی‌اکسید کربن، مونواکسید کربن، ترکیبات هالوژنی و اکسیدهای نیتروژن را به جو زمین وارد می‌کند که در گرم شدن دمای جهان مؤثرند. همچنین سوزاندن بقایا، باعث لخت شدن سطح خاک شده و آن را در معرض باد و باران قرار داده و فرسایش خاک تسریع می‌شود. تولید بیوچار

از این زیست‌توده‌های گیاهی می‌تواند یک روش مدیریتی مناسب در جلوگیری از سوختن نامناسب آن‌ها و آلودگی‌های زیست محیطی باشد ضمن اینکه تولید انرژی‌های زیستی فرصت‌های اقتصادی جدیدی را نیز فراهم می‌سازد. تولید بیوچار از بقایا به‌طور غیرمستقیم و به دلایل زیر سبب کاهش آلودگی‌های زیست محیطی می‌شود

کاهش متان آزاد شده از پسماندهای گیاهی و جانوری

کاهش مصرف انرژی صنعتی بدلیل چرخش مجدد پسماند و کاهش آلودگی

بازیابی انرژی از بقایا

ترسیب کربن و کاهش انرژی برای حمل و نقل بقایا (عباس‌پور ، ۱۳۹۴).

تاکنون پژوهش‌های زیادی در زمینه بررسی اثر استفاده از بیوچار در تصفیه محلول‌های آبی و پساب‌های صنعتی نیز صورت گرفته است که از آن میان می‌توان به گزارشاتی از جمله چین یلو و همکاران (۲۰۱۵) در زمینه حذف فلزات سنگین سرب، کادمیم و جیوه توسط جاذب پوست پرتقال، کومکین و همکاران (۲۰۱۶) در زمینه حذف فلزات سنگین مس، سرب و روی توسط جاذب چوب درخت کاج، بورهارد (۲۰۱۷) در زمینه حذف فلزات سنگین مس، کروم و روی توسط جاذب پوست دانه کرچک و رستگارفر و همکاران (۱۳۹۳) در زمینه حذف فلزات سنگین نیکل و کادمیم توسط ضایعات سرشاخه باغات گیلاس و پوست راش، سیدین بروجنی و همکاران (۱۳۹۴) در زمینه حذف فلزات سنگین کروم توسط جاذب محلی خاک اره اصلاح‌شده درخت گز و طرفی و همکاران (۱۳۹۵) در زمینه حذف فلزات سنگین آهن، کادمیم و نیکل توسط جاذب باگاس نیشکر اشاره نمود (بهادری و کریمی اورگانی، ۲۰۱۷).

مطالعات فراوانی وجود دارد که نشان داد بیوچارها در جذب بسیاری از ترکیبات آلی طبیعی و ساخته دست بشر مؤثر واقع شده‌اند (سارما و همکاران، ۲۰۱۰). تحقیقات در زمینه اثرات کاربرد بیوچار در مزرعه در سال‌های اخیر به‌طور چشمگیری در حال افزایش است. بیوچار به دلیل خصوصیاتی که دارد باعث بهبود حاصلخیزی خاک و افزایش عملکرد محصولات کشاورزی می‌شود. کاربرد بیوچار در خاک‌های کشاورزی باعث ترسیب کربن و کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای مانند Co2, N2O و متان می‌شود و از پدیده گرمایش جهانی جلوگیری می‌کند. بیوچار باعث افزایش فعالیت‌های آنزیمی در خاک می‌شود که این به چرخه عناصر غذایی، ذخیره عناصر در خاک و متعادل کردنpH خاک کمک می‌نماید. بیوچار باعث افزایش نگه‌داری آب در خاک، افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) خاک، افزایش سطح ویژه خاک و کاهش شستشوی عناصر غذایی از خاک می‌شود. بیوچار به دلیل ویژگی‌هایی مانند سطح ویژه زیاد، گروه‌های عاملی متنوع و غیره باعث جذب و نگه‌داری طولانی‌مدت عناصر سنگین مانند: سرب، نیکل، کادمیم و غیره ، آفت‌کش‌ها، علف‌کش‌ها و غیره در خاک می‌شود. بنابراین می‌توان انتظار داشت که در آینده نزدیک در زمینه کاربردهای مختلف بیوچار در کشاورزی و محیط زیست مطالعات گسترده‌تری در ایران و نقاط مختلف دنیا انجام می‌گیرد (بهشتی و همکاران، ۱۳۹۴).

کانی‌های رسی سیلیکاتی نیز می‌توانند به دلیل ارزان بودن و دسترسی آسان به منابع آن‌ها، انتخاب خوبی برای کاهش و یا تثبیت آلودگی فلزات سنگین در خاک‌ها به شمار آیند (جی و ورک،۱۹۹۲). خاک‌ها بر اساس اندازه دانه‌ها به سه دسته اصلی رس، سیلت و شن تقسیم می‌شوند. به‌طور کلی، شن و سیلت بسیاری از خواص اصلی یا اولیه سنگ مادر را دارند و به ندرت دست‌خوش تغییرات می‌شوند و به آن‌ها کانی اولیه گفته می‌شود. رس‌ها، کانی ثانویه‌ای هستند که توسط هوازدگی بخش‌های کم مقاومت کانی اولیه به وجود آمده‌اند. کانی‌های رسی در اندازه ذرات کلوییدی، فراوان‌ترین کانی‌های سطح پوسته زمین بوده و از غالب‌ترین اجزا سنگ‌های

رسوبی و خاک‌ها می‌باشد (منینگ و همکاران، ۱۹۹۶). با توجه به وجود منابع عظیم زئولیت در ایران و استفاده از این منابع در مناطقی از قبیل سمنان، این منابع می‌توانند به طور وسیع در حذف آلاینده‌های زیست محیطی مورد استفاده قرار گیرند (جوانمردی و همکاران، ۱۳۹۷). کانی‌های رسی به دلیل داشتن حجم بالایی از خلل و فرج، سطح ویژه بالا، تمایل زیاد در جذب سطحی و نیز ثابت نگه داشتن اجسام خارجی توانایی نگهداری و جذب انواع آلاینده‌ها را دارند. جذب یون‌های فلزات سنگین توسط رس‌ها یک فرآیند پیچیده است و نشان‌دهنده تمایل قوی آن، به تشکیل پیوندهای کووالانسی است (فولدواری، ۲۰۰۵).

زئولیت‌ها نانو مواد جاذب با ساختار شبکه‌ای جهت تشکیل تخلخل‌ها هستند. که از منابع طبیعی به دست آمده و یا سنتز می‌شوند. زئولیت‌های مصنوعی معمولا از محلول‌های سیلیکون آلومینیوم یا زغال سنگ ساخته شده و به عنوان جاذب یا ابزار تعویض یونی در کارتریج یا فیلترهای ستونی به کار می‌روند (محسن و همکاران، ۲۰۰۳). استفاده از زئولیت‌های مصنوعی به عنوان غربال مولکولی برای تمیز کردن گاز فناوری‌ها، از جمله جذب CO_2، نیز مورد بررسی قرار گرفته است (هرنندز مونتویا و همکاران، ۲۰۱۳). زئولیت‌های طبیعی به عنوان برنامه‌ی کاربردی گسترده جهت بازسازی و تصفیه زیست محیطی نقش پیدا کرده‌اند که بیشتر این برنامه‌ها بر مبنای خواص تبادل یونی است (کوللا و همکاران، ۱۹۹۹). پژوهشگران زئولیت‌های معادن مختلف ایران را به عنوان جاذب و تثبیت کننده فلزات سنگین گزارش کرده‌اند (لهمان وهمکاران، ۲۰۰۶). امروزه آگاهی از نقش کلیدی رس‌ها در محیط زیست رشد قابل توجهی کرده است. رس‌ها به عنوان اجتماعی از مواد طبیعی رفتار آلاینده‌ها را در محیط زیست نیز کنترل می‌نمایند (پارکرندرا، ۱۹۹۸). در طرح‌های زیست محیطی، با استفاده از خاک بنتونیت سعی می‌شود که با توجه به حضور کانی مونت‌موریلونیت و به دلیل بالا بودن ظرفیت تبادل کاتیونی

خاک (CEC) و نیز پایین بودن نفوذپذیری آن، امکان انتشار آلاینده‌های به محیط اطراف و آب‌های زیرزمینی به حداقل ممکن کاهش داده شود (یونگ، ۱۹۹۹).

۱-۲- اهمیت و ضرورت انجام پژوهش

اهمیت جلوگیری از ورود فلزهای سنگین به محیط زیست از آن جهت است که این عناصر برای سیستم‌های زنده حتی در غلظت‌های کم نیز سمی به شمار می‌آیند. فلزات سنگین نمی‌توانند نظیر آلاینده‌های آلی از طریق واکنش‌های شیمیایی یا فرآیندهای زیستی در طبیعت تجزیه شوند، بلکه فقط ترکیبات آن‌ها می‌تواند تغییر یابد و فلز هم‌چنان در محیط باقی خواهد ماند. این امر اجازه می‌دهد که آلاینده تا فواصل قابل توجهی در آب یا هوا منتقل شود. عدم تجزیه‌پذیری فلزات منجر به تجمع فلزات سنگین در بدن موجودات زنده و افزایش غلظت آن در زنجیره غذایی می‌گردد. به‌طوری که می‌توان غلظتی چندین برابر آنچه در محیط (آب یا هوا) یافت می‌گردد در بدن موجود زنده مشاهده نمود. این آلاینده‌ها به نوبه خود سبب بروز خطرات جدی در زمینه بهداشت عمومی می‌شوند و بیماری‌های گوارشی، پوستی، تنفسی، اسکلتی، کلیوی، کبدی، مغز و سلسله اعصاب مرکزی و حتی انواع سرطان‌های خطرناک را در انسان ایجاد می‌نماید. به همین جهت مؤسسات فعال در زمینه تأمین سلامت جامعه و حفظ محیط زیست در سطوح محلی، ملی و بین‌المللی، قوانین و استانداردهای دقیقی را برای تعیین حداکثر غلظت مجاز یون‌های فلزات سنگین در پساب‌های صنعتی و آب‌های سطحی وضع کرده‌اند. علی‌رغم تمامی قوانین و مقرراتی که به منظور حفظ منابع آب از آلوده شدن به انواع آلاینده‌ها به ویژه فلزات سنگین وضع گردیده است، عدم نظارت و حساسیت کافی در اجرای این ضوابط سبب شده است آلودگی آب به انواع آلاینده‌های فلزی روندی رو به رشد داشته باشد (انسیه فدائی، ۱۳۹۰). فلزهای سنگین از راه‌های مختلفی مانند ریزش‌های جوی، استفاده از کودهای شیمیایی و حیوانی،

کمپوست، لجن فاضلاب و آفت‌کش‌ها به خاک وارد می‌شوند. در مقابل، جذب توسط گیاهان و آبشویی عناصر از منطقه ریشه میزان خروج آن‌ها از سیستم را تعیین می‌نماید. صرف نظر از ریزش‌های جوی، میزان ورود عناصر به زمین‌های کشاورزی به مدیریت زراعی وابسته است، در صورتی که خروج عناصر از اکوسیستم بیشتر توسط خصوصیات خاک کنترل می‌شود. برخلاف تفاوت‌هایی که در رفتار عناصر سنگین از لحاظ تحرک و قابلیت جذب آن‌ها از طریق آبشویی و یا جذب به‌وسیله گیاهان نسبت به میزان ورود آن‌ها به خاک کمتر است. این امر منجر به انباشته شدن تدریجی عناصر سنگین در خاک می‌شود. روند انباشت عناصر سنگین در خاک بسیار آهسته بوده و اثرات آن پس از ده‌ها سال قابل تشخیص است (برزین و همکاران، ۱۳۹۴). فلزات سنگین تجزیه ناپذیرند در نتیجه به مرور زمان در بدن جانداران از جمله گیاهان و جانوران تجمع می‌یابند و همچنین در بافت‌های چربی، عضلات، استخوان‌ها و مفاصل انسان رسوب و انباشته می‌گردند (ساکماکی و همکاران، ۲۰۱۲). آلودگی زیست بوم که از مشکلات اساسی گریبان‌گیر بشر به شمار می‌آید. استفاده زیاد از مواد شیمیایی در فرآیند تولید، غلظت مواد را از بیشینه غلظت مجاز در خاک، هوا، آب و غذا فراتر می‌برد. لذا کشاورزی متمرکز و فعالیت‌های صنعتی در بسیاری از مناطق، کیفیت آب و خاک را به گونه‌ای فزاینده تخریب می‌کنند. این امر نه تنها برای بشر مهلک است بلکه با کاهش توان زیستی، عدم توازن در تعادلات شیمیایی و نفوذ عمقی آلاینده‌ها به منابع آبی زیرزمینی موجب تخریب کلی زیست بوم می‌گردد. این پیامد به همراه تخریب فیزیکی، سبب کاهش بیشتر اراضی قابل کشت شده که نهایتا موجب اعمال فشاری بیشتر بر اراضی باقی‌مانده و تشدید رویدادهای نامطلوب اخیر می‌گردد (جعفری و همکاران، ۱۳۹۶).

۱-۳- اهداف

بررسی پتانسیل بیوچارهای سبوس برنج و عناب در جذب گیاهی فلزات سنگین (سرب، روی و کادمیم) از خاک‌های آلوده

بررسی پتانسیل کانی رسی سیلیکاته مانند زئولیت در جذب گیاهی فلزات سنگین از خاک آلوده

بررسی تاثیر بیوچارهای سبوس برنج و عناب بر پالایش زیستی کادمیم، سرب و روی در اندام هوایی گیاه اسفناج

فصل دوم

کلیات و بررسی منابع

اثر انسان بر روی زیست کره بسیار وسیع و پیچیده بوده و اغلب منجر به تغییرات برگشت ناپذیری می‌شود. همه تغییرات انسان‌زاد تعادل طبیعی هر بوم سامانه‌ای که به تدریج طی یک دوره طولانی تشکیل شده را بر هم می‌زند. بنابراین این تغییرات اغلب منجر به فروکاهی محیط زیست انسانی می‌شود. فعالیت‌های انسان می‌تواند به صورت قابل پیش‌بینی موجب بروز اختلال و آشفتگی در سامانه‌های طبیعی شود. در طول تاریخ، انسان چهره زمین را با ساختن دهکده‌ها، شهرها، ازبین بردن جنگل‌ها، فعالیت‌های کشاورزی، ساختن سدها و تغییر در مسیر رودخانه‌ها تغییر داده است. با پیشرفت فناوری و نیاز به منابع انرژی، این تغییرات شدیدتر شده است. علی رغم پیشرفت‌های بشر و منافع آن و دسترسی به ذخایر زمینی، این بهره‌وری بدون مسائل مربوط به خود نبوده و عمدتا صدمات فراوانی به محیط زیست وارد ساخته است. آلودگی دریاها و اقیانوس‌ها، آب‌های زیرزمینی، تغییر در ترکیب جو و از بین رفتن گونه‌های مختلف موجودات، از جمله پیامدهای فعالیت‌های انسان در روی زمین بوده است (عقیل اسدی ،۱۳۸۹).

خاک‌ها به عنوان پالاینده‌های طبیعت محسوب می‌شوند. علاوه بر اینکه تأمین کننده مواد غذایی هستند، خاصیت تصفیه کنندگی نیز دارند. این خاصیت خاک در اثر خواص فیزیکی (عمل نفوذ آب از منافذ)، خواص شیمیایی (جذب سطحی و تبخیر) و خواص زیستی آن‌ها (تجزیه و فساد مواد آلی) حاصل می‌گردد. خاک از منابع مهم و ارزشمند طبیعت است. بدون داشتن خاک سالم حیات و زندگی روی زمین امکان‌پذیر نخواهد بود. ٪۹۵ غذای انسان از زمین حاصل می‌شود. برنامه‌ریزی برای داشتن خاکی سالم لازمه بقای انسان است. ورود مواد، ارگانیسم‌های زیستی یا انرژی به درون خاک سبب تغییر کیفیت خاک می‌شود. همین مسئله باعث می‌شود که خاک از حالت طبیعی خود خارج شود. این پژوهش در مورد اهمیت و شناخت خاک سالم است. خاک از منبع اصلی تغذیه معدنی گیاهان است. گیاهان اولین ارگانیسم‌هایی هستند که زمانی که شرایط خاکی تغییر می‌کند، واکنش نشان می‌دهند و این امر آن‌ها را به عنوان نشانگرهای زیستی عالی در مورد تغییرات نامطلوب خاک مانند انباشتگی فلزات سنگین در می‌آورد (مقیمی و همکاران، ۱۳۹۱).

در سال‌های اخیر بشر به اهمیت عناصر جزئی در تغذیه گیاهان و از طریق گیاهان در تغذیه جانوران پی برده است. وجود غلات خوب و همچنین انسان و حیوانات اهلی سالم رابطه تنگاتنگی با حضور تعداد زیادی از عناصر جزئی و فرعی خاک دارد. حاصلخیزی بسیاری از مناطق با به‌کارگیری مقادیر ناچیز از برخی عناصر خاص به‌طور چشمگیری افزایش یافته است. این موضوع اساسا بخشی از ژئوشیمی خاک است، چون گیاهان این عناصر را مستقیما از سنگ دریافت نکرده، بلکه از خاک به‌دست می‌آورند (کرباسی و همکاران، ۱۳۸۸).

آلودگی خاک عاملی مؤثر در به هم خوردن تعادل و توازن طبیعت است. مهم‌ترین آلاینده‌های خاک شامل فلزات سنگین، بارش‌های اسیدی و مواد آلی هستند که از میان آن‌ها، فلزات سنگین به دلیل خصوصیات غیرقابل تجزیه بودن، سمی بودن، اثرات تجمعی و سرطان‌زایی مورد توجه هستند. غلظت این فلزات سنگین در خاک‌ها، ناشی از منابع مختلفی نظیر هوازدگی طبیعی بالا در سنگ‌های زمینه و محتویات فلزی و یا ناشی از آلودگی‌های با منبع انسانی است. به عبارت دیگر، این فلزات به‌طور طبیعی در خاک وجود دارند، اما در اثر فعالیت‌های انسانی هم ممکن است به خاک افزوده شوند. از جمله‌ی این فعالیت‌های انسانی می‌توان استفاده‌ی نادرست از کودهای شیمیایی در خاک‌های کشاورزی را نام برد. امروزه نگرانی‌های زیست محیطی و ملاحظات اقتصادی در کشورهای پیشرفته باعث شده تا در رابطه با مصرف کودهای شیمیایی و موادی که به عنوان اصلاح‌کننده به خاک افزوده می‌گردند، دقت شود. اما در کشاورزی سنتی چنین ملاحظاتی وجود ندارد. در ایران، به دلیل ارزان بودن کودهای شیمیایی، مصرف آن‌ها بهینه و اصولی صورت نمی‌گیرد، این موضوع باعث می‌شود که محیط زیست در معرض خطر جدی آلودگی به آلاینده‌های ناشی از کودهای شیمیایی و به‌طور خاص، آلودگی فلزات سنگین قرار گیرد (رحیم‌پور و عباس‌پور، ۱۳۹۳).

تلاش برای صنعتی شدن و اشتغال‌زایی در کشورهای در حال توسعه، به تلاش‌های گسترده‌ای برای جذب صنایع سنگین با پتانسیل آلودگی بالا منجر شده است. در این میان می‌توان به معادن، مراکز

صنعتی و کشاورزی، دفع زباله و همچنین سوزاندن سوخت‌های فسیلی اشاره کرد که موجب افزایش فلزات سنگین می‌شوند. سیمان از جمله ترکیب‌هایی است که مصرف آن به موازات توسعه صنعتی و گسترش شهرنشینی رو به افزایش است. فرآیند تولید سیمان به علت ماهیتی که دارد و نیز استفاده انبوه از مواد معدنی و سوخت‌های فسیلی به عنوان یکی از منابع مهم آلودگی محیط زیست شناخته می‌شود. گازهای خروجی از کوره‌های سیمان افزون بر دی‌اکسیدکربن، دی‌اکسیدگوگرد و اکسیدهای نیتروژن حاوی فلزات سنگین نیز هست و غلظت موجود در آن‌ها برای محیط زیست خطرناک است. از آنجایی که فلزات سنگین تأثیر قابل توجهی بر کیفیت محیط زیست دارند، به عنوان یکی از منابع اصلی آلاینده محیط زیست به‌شمار می‌روند. فعالیت‌های مختلف موجب پراکنده‌شدن فلزات سنگین در اتمسفر شده و در نتیجه به صورت گرد و غبار در خاک‌های سطحی انباشته می‌شوند، در همین حال، خاک‌های آلوده به فلزات سنگین در صورت وزش باد، تولید گرد و غبار می‌کنند و بر کیفیت هوا اثر می‌گذارند. بنابراین اندازه‌گیری فلزات سنگین در خاک، گرد و غبار و گیاهان می‌تواند در کنترل آلودگی محیط زیست بسیار مهم باشد (موسوی و همکاران، ۱۳۹۲). بررسی میزان آلودگی ذرات گرد و غبار به فلزات سنگین به دلیل تهدیداتی که می‌تواند متوجه سلامت انسان کند مهم است. بطور کلی آلودگی ذرات گرد و غبار به فلزات سنگین به علت سمیت، تجزیه ناپذیری و تجمع پذیری این عناصر یک مشکل جدی تلقی می‌گردد. عمدتا دو منبع فعالیت‌های انسانی و الگوهای فرسایشی خاک برای آلودگی ذرات گرد و غبار به فلزات سنگین تبیین شده که از منابع انسانی اغلب در نواحی شهری که فعالیت‌های صنعتی شدت بالایی دارند می‌توان آلودگی فلزات سنگین را انتظار داشت در حالی‌که حضور فلزات سنگین با غلظت‌های بالا در ذرات گرد و غبار در نواحی غیر صنعتی عمدتا با فرسایش ساختارهای زمین‌شناسی خصوصا خاک مرتبط هستند (رجبی و سوری، ۱۳۹۴).

نظریات مختلفی در مورد تفسیر آلوده کننده و آلودگی وجود دارد. ماده آلوده کننده را می‌توان بدین صورت تعریف کرد: ماده آلوده کننده ماده‌ای است که در جایی قرار گیرد که به طور طبیعی نمی‌بایست آنجا قرار می‌گرفت و یا دارای غلظتی بیش از غلظت طبیعی باشد به نحوی که بر روی موجودات زنده

اثر نامطلوب داشته باشد. بر اساس این تعریف آفت‌کش‌هایی که در اراضی کشاورزی استفاده می‌شوند به شرط آنکه به زیر منطقه توسعه ریشه گیاه نفوذ نکنند و یا به همراه رواناب (بخشی از آب باران که بر سطح زمین جاری می‌شود و وارد سفره زیر زمینی نمی‌شود) سطحی جابجا نشوند جزء مواد آلوده کننده به حساب نمی‌آیند، لیکن در صورتی که این مواد خارج از محل مورد نیاز و یا با غلظتی بیش از حد سلامتی موجودات زنده مصرف شوند جزء مواد آلوده کننده به شمار می‌روند. بر اساس همین تعریف اتفاقات طبیعی مانند آتشفشان و فرسایش کانسارهای حاوی فلزات سنگین در زمره پدیده‌ها و یا منابع آلاینده به شمار می‌آیند زیرا موادی را وارد محیط زیست (خاک، آب و هوا) می‌کنند که در حالت طبیعی نمی‌بایست آنجا قرار می‌گرفت. از طرف دیگر غلظت این مواد بیش از حد مجاز (غلظت طبیعی) آن‌ها است و بر موجودات زنده اثرات نامطلوب دارد. بر اساس نظر میلر هرگونه تغییر در ویژگی‌های هوا، خاک، آب و مواد غذایی که اثر نامطلوبی بر سلامت محیط زیست، فعالیت‌های بشر و سایر جانداران داشته باشد آلودگی نامیده می‌شود. در این حالت آلودگی‌های صوتی و حرارتی نیز به جمع آلودگی‌ها افزوده می‌شوند. تعاریف یاد شده به دلیل بیان مسائل منطقی مانند خارج از محل مناسب و تغییر نامطلوب در زمره قضاوت‌های با ارزش در مورد آلودگی هستند. واژه ناخالصی در اغلب موارد هم‌معنی و به جای واژه آلوده به کار می‌رود، لیکن تفاوت‌های ظریفی که بین این دو واژه وجود دارد بیانگر این مطلب است که مترادف دانستن آن‌ها صحیح نیست. واژه ناخالصی بدین معنا است که مقدار (غلظت و یا تراکم) یک ماده یا موادی در محیط بیش از حد طبیعی آن‌ها است، این بدان معنی نیست که لزوما مواد مذکور برای محیط زیست مضر هستند، لیکن در تعریف آلوده کننده علاوه بر اینکه ماده آلاینده در جای نامناسب واقع شده است دارای غلظتی هم هست که برای محیط زیست خطرناک است. براین اساس یک خاک می‌تواند دارای ناخالصی باشد ولی آلوده نباشد (عقیل اسدی، ۱۳۸۹).

مطالعاتی در جهت آلودگی گیاهان و خاک‌های حاشیه جاده صورت گرفته است که بیانگر افزایش سطوح آلودگی این محیط‌ها به فلزهای سنگین و بویژه سرب بوده است. آلودگی گیاهان و خاک‌های حاشیه جاده‌ها به فلزهای سنگین به دلیل احتمال ورود این آلاینده‌ها به زنجیره غذایی، خطری جدی

برای سلامتی بشر و حیوان به شمار می‌رود. به منظور حفاظت زیست‌بوم‌ها از آلودگی فلزهای سمی، بررسی آلودگی خاک‌ها و گیاهان حاشیه جاده‌ها به این فلزها بسیار ضروری است (هگازی و الکادی، ۲۰۱۰). از مؤثرترین راه‌کارها جهت کاهش میزان فلزات سنگین در محصولات کشاورزی، جلوگیری از ورود این عناصر به داخل خاک و اتخاذ اقدامات مدیریتی برای کاهش غلظت این عناصر در محلول خاک است، تا از جذب و انتقال این عناصر به گیاهان جلوگیری شود (وزیرزاده و همکاران، ۱۳۹۴). هر چند اطلاعات مربوط به هزینه در منابع مختلف به ندرت اعلام می‌شود، اما جهت همسویی با توسعه پایدار منابع طبیعی تلاش برای یافتن روش‌های ارزان‌تر و جاذب‌های کم‌هزینه‌تر برای حذف آلودگی‌های محیطی در سال‌های اخیر شتاب بیشتری به خود گرفته است. این تحقیقات بیشتر بر روی جاذب‌های کم‌هزینه انجام شده است. زمانی یک جاذب را می‌توان کم‌هزینه نامید که علاوه بر داشتن قدرت جذب قابل توجه، در طبیعت به میزان زیاد موجود باشد و یا آنکه به عنوان محصولات جانبی یا ضایعات تولیدی از صنایع دیگر به کار گرفته شده باشد (سعیدی، ۱۹۹۶).

۲-۱- بیوچار

بیش‌ترین ترکیب‌های آلی که امروزه جهت بهبود ویژگی‌های خاک مورد استفاده قرار می‌گیرند شامل بقایای گیاهی و ضایعات کشاورزی، کودهای دامی، فاضلاب‌ها، کود سبز و بیوچارها می‌باشند. بیوچارها ترکیب‌هایی هستند که از گرماکافت آهسته بقایای گیاهی و ضایعات کشاورزی در محیط بدون اکسیژن و یا دارای اکسیژن محدود در دمای زیاد تولید می‌شوند و می‌توانند به مدت طولانی در خاک باقی‌مانده و سبب ترسیب کربن، کاهش کربن اتمسفری و در نتیجه تعدیل اثرهای گازهای گلخانه‌ای و گرمایش کره زمین شوند (وانگ و همکاران، ۲۰۱۶).

۲-۲- کاربرد بیوچار

کاربرد بیوچار در خاک سبب کاهش گاز گلخانه‌ای (چن و همکاران، ۲۰۰۸)، کاهش تغییرات آب و هوا (وولف و همکاران، ۲۰۱۰)، ترسیب کربن (لرد، ۲۰۰۸)، جذب قابل ملاحظه‌ای از فلزات سنگین بویژه سرب، کادمیوم و مس(وانگ و همکاران، ۲۰۱۱)می‌شود.

۲-۳- مزایای بیوچار

تولید و کاربرد بیوچار پتانسیل فراوانی برای مدیریت ضایعات گیاهی و حیوانی دارد بنابراین سبب کاهش آلودگی محیط‌زیست می‌شود. ضایعاتی که برای تولید بیوچار استفاده می‌شوند شامل ضایعات محصولات کشاورزی، ضایعات جنگل‌داری، کودهای حیوانی، ضایعات فرآوری محصولات غذایی، ضایعات کاغذسازی، ضایعات جامد شهری و لجن فاضلاب هستند (خادم و همکاران، ۱۳۹۶). یکی از خصوصیات مهم بیوچار باقی ماندن آن پس از افزودن به خاک می‌باشد، که به دمای تولید بیوچار و شرایط و نوع خاک بستگی دارد (لهمان و همکاران، ۲۰۰۹).

۲-۴-زئولیت

زئولیت‌ها گروهی از کانی‌های طبیعی آلومینوسیلیکاته‌ی آب‌دار با فرمول کلی $Al_2SiO_2H_2O$ با ساختمان بلوری ویژه‌ای هستند که کاربردهای متعددی در کشاورزی و باغبانی دارند. پتانسیل زیاد آن‌ها در جذب وذخیره‌سازی آب سبب می‌شود که ۱. آب مصرفی گیاه ذخیره شود تا در هنگام لزوم از آن استفاده شود؛ ۲. به علت ظرفیت زیاد تبادل کاتیونی و قرار گرفتن برخی کاتیون‌ها از جمله آمونیوم در شبکه‌ی خود، افزون بر نقش اصلاح‌کنندگی در خاک، می‌توانند تأثیر تغذیه‌ای نیز داشته باشند و سبب بهبود رشد گیاه بخصوص در اراضی با قابلیت تبادل کانیونی ضعیف شوند (نعیمی و همکاران، ۱۳۹۴).

۲-۵- کاربرد زئولیت

کانی‌های رسی برای بی‌تحرک‌سازی و غیرفعال کردن فلزات در خاک‌ها کاربرد دارند (هارتلی، ۲۰۰۸). ابعاد حفرات و شبکه‌های هر زئولیت از ویژگی‌های آن می‌باشد که سبب ایجاد فرآیند جذب گزینشی یعنی جذب یک یون یا مولکول خاص در حضور گونه‌های دیگر می‌شود. بنابراین به علت ساختمان ویژه فضایی، ظرفیت تبادل کاتیونی بالا، پایداری شیمیایی، حرارتی و فیزیکی، قیمت پایین، عدم نیاز به بازیافت توزیع فراوان آن در جهان مورد توجه چشم‌گیری قرار گرفته است (ملکی، ۱۳۹۰). یکی دیگر از موارد کاربرد زئولیت طبیعی به عنوان جاذب زیستی، جهت حذف فلزات سنگین (مانند روی، کادمیم، سرب و آهن) از معدن اسید زهکشی است (شیو و همکاران، ۲۰۱۰). جذب و حذف فلزات سنگین و نیمه سنگین از محیط زیست: فلزات سنگینی مانند روی، جیوه، سرب، کادمیم و حتی فلزات نیمه سنگینی مانند مس در صورت وجود در خاک جذب گیاه شده و باعث مسمومیت گیاه، کاهش رشد و تکثیر آن می‌شوند مصرف این گیاهان توسط انسان و دام نیز می‌تواند موجب بروز مسمومیت و حتی مرگ گردد. زئولیت‌ها با قابلیت جذب و تبادل کاتیونی خود مقدار زیادی از این عناصر را به خود جذب و از دسترس گیاه خارج می‌سازند. زئولیت‌ها رزین‌های طبیعی هستند که دارای خاصیت مبادله کاتیونی و حذف فلزات سنگین می‌باشند. از جمله موارد مهم کاربری زئولیت‌ها حذف کاتیون‌های آرسنیک، تیتان، آلومینیوم کبالت، کروم، آلومینیوم، سرب، روی و غیره می‌باشد (جهانبازی و نوروزی، ۲۰۰۸)

استفاده در کشاورزی:

زئولیت‌ها وظایف زیادی دارند؛ مثل تبادل یون، فیلتراسیون، گندزدایی یا بو زدایی، الک شیمیایی، تصفیه‌ی آب، جذب گاز، بنابراین در کشاورزی کاربرد بی‌شماری دارد. از این قبیل سله‌شکنی، پایاسازی خاک، تشکیل مواد، خوشرنگ کردن محصولات با خاصیت ضد فساد، فلورزدایی زباله‌های صنعتی، تثبیت فسفات، خنثی‌سازی زباله‌های اسیدی، پاکسازی فاضلاب‌ها و غیره . زئولیت در کشاورزی منجر به اصلاح تأثیر کودهای شیمیایی می‌شود و بهتر است با سایر کودهای شیمیایی ترکیب گردد. در این صورت

سبب رشد بهتر گیاه و در نتیجه باعث افزایش بازده محصول می‌گردد. زئولیت به‌طور موفقیت‌آمیز در سطح گسترده‌ای از مزارع غلات، سبزیجات، باغات انگور و سایر میوه‌جات استفاده شده است. مصرف زئولیت باعث جذب مواد ارزشمندی از قبیل نیتروژن، پتاسیم، کلسیم، منیزیم و سایر عناصر در بخش ریشه می‌شود و در مواقع نیاز آن را در اختیار گیاه قرار می‌دهد (جهانبازی و نوروزی، ۲۰۰۸).

۲-۶- مزایای استفاده از زئولیت

جاذب رطوبت و افزاینده تدریجی آن به خاک، بهبود کیفیت خاک و حاصلخیز کننده (کاظمیان و فقیهیان، ۲۰۰۱). تقویت بسیار مطلوب خاک‌ها (دوایری، ۱۹۹۸). جلوگیری از فقیر شدن خاک از مواد اولیه به دلیل ویژگی تبادل کاتیونی بالا و ایجاد شرایط بهینه برای رشد گیاه (آلبرتو و همکاران، ۲۰۱۰). تنظیم و متعادل کردن PH در حد مطلوب و سبب رسوب فازهای نامحلول می‌شود.کاهش اثر عناصر سمی در خاک، نگهداری بلندمدت اثر کودهای شیمیایی و طبیعی و کاهش هدر رفت عناصر غذایی موجود در خاک و بهبود رشد گیاه (پلات و همکاران، ۲۰۰۴). فراوان‌ترین زئولیت طبیعی بیشتر از نوع کلینوپتیلولیت می‌باشد که دارای ساختار لوله‌ای و شبکه‌ای باز است این کانی دسترسی به بعضی مولکول‌های مختلف از جمله آلاینده‌ها، را به ساختار منافذ داخلی خود آسان می‌کند (هرناندز – مونتویا، ۲۰۱۲) . در ساختمان باز زئولیت‌ها حفراتی به شکل کانال و منافذ قفس مانند وجود دارد که معمولا توسط مولکول‌های آب و کاتیون‌های غیر ساختاری که قابلیت تبادل دارند، پر شده‌اند (علافر و همکاران، ۱۳۹۲).

عمده ترین منابع زئولیتی ایران: رخنمون نی باغی (جنوب شهرستان اردبیل)، زئولیت منطقه جنوب خاوری سمنان، زئولیت منطقه طلحه (ورامین)، زئولیت‌های رودهن، زئولیت‌های طالقان، زئولیت‌های کرمان، زئولیت‌های قلعه عسگرکرمان، زئولیت‌های ابهر، زئولیت‌های میانه، رخنمون‌های زئولیتی جنوب خراسان، زئولیت‌های دماوند (حصارین، زرین دشت) (پورمقدم، ۱۳۸۹).

۲-۷- اسفناج

اسفناج یک منبع مناسب از ویتامین‌های A، K، C، E، B6، B2، فولات‌ها و عناصر معدنی مانند منگنز، روی، مس، سلنیوم، منیزیم، آهن، کلسیم و پتاسیم است، همچنین دارای مقادیر قابل توجهی از اسیدهای چرب امگا۳، نیاسین، پروتئین و فیبرهای غذایی است. اسفناج (*Spinacia oleracea L*) متعلق به خانواده چغندریان (*Cheno podiaceae*) است. گیاهی یک ساله و روزبلند، که پس از سبز شدن، برگ‌های طوقه‌ای تولید می‌کند. اسفناج به صورت خودرو در آسیای مرکزی می‌روید، و احتمالا منشأ آن ایران است. افزودن کادمیم به خاک به تنهایی یا در ترکیب با روی، به‌طور معنی‌داری عوامل رشدی گیاه اسفناج را کاهش می‌دهد (کیانی هرچگانی و همکاران، ۱۳۹۶)، ریشه اصلی اسفناج عمیق است و می‌تواند تا عمق ۱۴۰سانتیمتری در خاک نفوذ کند. این سبزی محصول نواحی نسبتا سرد است و در آب وهوای خنک بهتر رشد می‌کند. به‌طور کلی اسفناج در مجاورت تابش زیاد آفتاب، دمای متوسط و هوای مرطوب، بهترین نتیجه را می‌دهد و در مجاورت گرمای زیاد به سرعت رشد می‌کند، ولی به زودی هم به گل و هم به بذر می‌نشیند و در نتیجه مقدار محصول کاهش خواهد یافت. خاک‌های خیلی سبک و خیلی سنگین برای رشد و نمو گیاه اسفناج مناسب نیستند. بهترین خاک برای اسفناج حد واسط آن‌دو و اراضی نم‌دار و حاصلخیز است. این گیاه به زمین‌های آبگیر، خشک و pH خاک بسیار حساس است. مناسب‌ترین pH برای این گیاه بین ۶ تا ۷ است (رضاخانی و همکاران، ۱۳۹۱).

آلودگی سبزی‌ها به فلزات سنگین ممکن است به علت آبیاری با فاضلاب‌ها، کودها، آفت‌کش‌ها و نشت کارخانه‌ها باشد (خانیکی و همکاران، ۲۰۰۷). یکی از عوامل مؤثر بر سلامت انسان، مصرف مواد غذایی سالم با کیفیت و کمیت مناسب است. سبزیجات از جمله مواد غذایی با ارزش می‌باشند که به دلیل دارا بودن انواع ویتامین‌ها مصرف کنندگان زیادی دارند، پس سلامت این ماده غذایی به علت مصرف بالای آن از اهمیت زیادی برخوردار می‌باشد (مرینگتن و همکاران، ۱۹۹۷). کاهو، اسفناج، جعفری، کلم، گوجه

و شلغم قادر به تجمع مقادیر بالای کادمیوم بوده در حالیکه غده سیب‌زمینی، ذرت، بقولات و برنج مقادیر کمی از کادمیوم را جذب می‌کنند (الووی، ۱۹۹۵).

یکی دیگر از مهم‌ترین اثرات سمیت در گیاه اثر بر عناصر معدنی می‌باشد. گیاه، چه در شرایط تنش و چه در شرایط عادی رشد، برای انجام متابولیسم‌های گیاهی به تمامی موادمعدنی مورد نیاز خود در حد بهینه و متعادل نیاز دارد. بر هم زدن این تعادل، کمبود عناصر، ممانعت از جذب و اثر بر سرعت جذب و توزیع آن در گیاه می‌تواند نتیجه سمیت کادمیم در گیاه باشد. در مقابل، بهینه بودن سطح عناصر در گیاه می‌تواند با انجام مناسب فرآیندهای متابولیکی و فیزیولوژیکی و یا ممانعت از جذب و انتقال کادمیم، از اثرات مخرب تنش کادمیم، ممانعت کند (سمیه نادری، ۱۳۹۴). جذب گونه‌های شیمیایی از محلول خاک توسط گیاهان، به بسیاری از فاکتورهای گیاهی وابسته است. این ویژگی‌ها و رفتارها در گونه‌ها منحصر به فرد یا متفاوت گیاهی در تعیین مقدار جذب فلزات سنگین از خاک‌ها اهمیت دارد. از سوی دیگر واکنش‌های متفاوت گیاهان و تنوع تغییرات زیست محیطی نیز سبب تفاوت در جذب فلزهای سنگین از خاک خواهد شد (مندول و همکاران، ۲۰۱۱).

۲-۸- ضرورت جذب فلزات سنگین از خاک

خاک‌های کشاورزی به طور مستقیم و غیرمستقیم بر روی سلامت عمومی از طریق تولید غذا تأثیر می‌گذارند درنتیجه حفظ این منبع و اطمینان از پایداری آن حائز اهمیت می‌باشد. توسعه روزافزون صنعت و افزایش رهاسازی مواد شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی به محیط زیست سبب افزایش نگرانی‌ها در مورد پتانسیل تجمع فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی شده است (شهبازی و همکاران، ۱۳۹۱). تجمع بیش از حد فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی نه تنها منجر به آلودگی محیط زیست می‌شود بلکه باعث افزایش جذب فلزات سنگین توسط گیاهان شده که در نتیجه آن کیفیت و امنیت غذایی تحت تأثیر قرار می‌گیرد (موچووتی و همکاران، ۲۰۰۶). گرچه خاک‌ها با مکانیسم‌های مختلف مانند رسوب، جذب سطحی و واکنش‌های احیا دارای ظرفیتی طبیعی برای کاهش قابلیت دسترسی و

حرکت فلزات هستند، ولی زمانی که غلظت فلزات سنگین زیاد می‌شود، این آلاینده‌ها متحرک بوده و در نتیجه آلودگی‌هایی برای محصولات کشاورزی و آب زیرزمینی ایجاد می‌نمایند (فو انتز و همکاران، ۲۰۰۴). در جوامع صنعتی پیشرفته، راهی برای دوری از فلزات سنگین وجود ندارد، به‌طور مثال، در آمریکا هر سه ساله هزاران تن پساب کارخانجات حاوی فلزات سنگین، باعث انتشار آرسنیک، روی، کادمیم، نیکل و غیره در خاک شده و سپس وارد زنجیره غذایی انسان می‌گردند. اگرچه برخی فلزات سنگین مانند روی نقش بسیار مهمی در عملکرد فیزیولوژیکی بافت‌های زنده و تنظیم بسیاری از فرآیندهای بیوشیمیایی دارند، اما این فلز سنگین و سایر فلزات، درصورتی‌که در غلظت‌های زیاد، از طریق فاضلاب صنایع یا معادن وارد خاک و در نتیجه زنجیره غذایی انسان شوند. اکثر کارخانجات تولیدکننده فاضلاب صنعتی حاوی فلزات سنگین، فاقد سیستم‌های تصفیه هستند و روزانه مقادیر فراوانی فاضلاب صنعتی را وارد محیط زیست و یا شبکه فاضلاب شهری می‌کنند که باعث آلودگی منابع آبی می‌شود (حسینی و همکاران، ۱۳۹۲).

۲-۹- فلزات سنگین

مطالعات خاک‌های آلوده ثابت کرده است که افزایش میزان آلاینده‌ها می‌تواند سبب کاهش توده‌های زیستی میکروبی، جمعیت باکتری‌های زنده و قدرت تجزیه شدن مواد آلی در خاک شود. مقاومت فلزات سنگین در خاک نسبت به سایر آلاینده‌ها بسیار طولانی بوده و ممکن آلودگی خاک توسط فلزات سنگین دائمی شود (جانکیوز و ادامسیک، 2010). خصوصیات خاک از جمله مقدار ماده آلی، نوع رس، وضعیت رداکس، مقدار کلرید، اسیدیته و شوری خاک، گونه‌های گیاهی و کودها (نیتروژنی، فسفری، پتاسیمی، روی) به عنوان فاکتور اصلی در قابلیت استفاده فلزات سنگین در خاک در نظر گرفته می‌شوند (لینگ و همکاران، ۲۰۰۸). از بین ویژگی‌های گفته شده خاک، پی اچ مهم‌ترین عامل تأثیرگذار بر قابلیت استفاده روی برای ریشه‌های گیاه است. افزایش پی اچ خاک سبب تشدید تثبیت روی در سطح ذرات خاک،

نظیر کانی‌های رسی و اکسیدهای فلزی می‌گردد. تثبیت سطحی روی، سبب کاهش حلالیت و در نتیجه کاهش قابلیت استفاده روی برای گیاه می‌شود. (خیرآبادی و همکاران، ۱۳۹۱).

از بین فلزات سنگین، کادمیم و روی، مهم‌ترین آلاینده‌هایی هستند که با ورود به زنجیره غذایی و تجمع در بدن انسان باعث بروز مشکلات زیادی شده‌اند. از جمله علائم بدست آمده ناشی از اثرات کادمیم، بیماری ایتای ایتای در ژاپن می‌باشد (ساتو و همکاران، ۲۰۱۰). فلزات سنگین از جمله کادمیم در غلظت بالا، منجر به کاهش حجم ریشه و کاهش وزن بافت‌های گیاه می‌شوند (مولایی و همکاران، ۱۳۹۴) و به آسانی از خاک به گیاه انتقال می‌یابد (جیا و همکاران، ۲۰۱۰). همچنین پتانسیل جذب این عنصر توسط گیاه و انتقال آن به شاخساره زیاد است در نتیجه خطر حضور کادمیم در زنجیره غذایی بیشتر شده است (شریفی و همکاران، ۲۰۱۰). سرب و کادمیم نقش بالقوه‌ای در جانداران ندارند و در صورتی‌که مقادیرشان بیشتر از سطوح معینی بشود، ممکن است موجب سمیت در گیاه و انسان شوند اما روی و نیکل دو عنصر تغذیه‌ای ضروری برای گیاه و جاندار هستند، با این حال مقادیر بالای این عناصر نیز می‌تواند منجر به سمیت شود (احمد و همکاران، ۲۰۰۷).

طبق نظر سازمان حفاظت محیط زیست، سرب عمومی‌ترین عنصر سنگین آلوده‌کننده محیط زیست می‌باشد (علی‌پور و همکاران، ۱۳۹۱). در گیاهان علائم سمیت با سرب معمولا در غلظت‌های بالاتر از ۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در برگ ظاهر می‌شود که در نتیجه سبب کاهش سنتز کلروفیل و رشد رویشی می‌شود (پارسا دوست و همکاران، ۱۳۸۶). بافت‌ها نیز کاملا خشک ومتلاشی شده و به عنوان مثال آثار مشخصی در برگ‌های گیاهان از جمله آسیب شدید حاشیه‌ای و بین رگبرگی و غیره ، به جا می‌گذارد که مشاهده این گونه علایم نیز می‌تواند به عنوان عاملی احتمالی جهت وجود آلودگی محسوب گردد (ارس خلجی و همکاران، ۱۳۹۲). وارد کردن کودهای فسفاته به زمین‌های زراعی در حکم وارد کردن مستقیم کادمیم به اراضی کشاورزی است (شعبانخانی و همکاران، ۱۳۸۰). بنابراین وجود مقادیر بسیار زیاد از هر دو گروه فلزات ضروری (شامل روی، مس، آهن، منگنز، منیزیم و مولیبدن) و غیر ضروری

(مانند سرب، کادمیم، جیوه، آرسنیک، کروم، سلنیوم، کبالت و نقره) در خاک سبب بروز علایم مسمومیت و جلوگیری از رشد گیاهان می‌شود (نادری و همکاران، ۱۳۹۱).

تغییرات قابل تشخیص خاک تنها بعد از گذشت مدت زمان طولانی بسته به نوع پارامتر مشخص می‌گردد. برای فلزات سنگین و برخی آلاینده‌های آلی می‌تواند بیش از ۱۰ سال باشد. فلزات سنگین معلق در هوا، مدت‌های زیادی در اتمسفر باقی می‌مانند و مسافت‌های زیادی را در هوا به دور از منبع تولید خود طی کرده و بخش وسیعی را آلوده می‌کنند. آن‌ها بر روی خاک و منابع آبی ته‌نشین شده و تدریجا آلودگی این اکوسیستم‌ها را افزایش می‌دهند و موجب تجمع زیستی در زنجیره‌های غذایی می‌شوند. ایراد اصلی فلزات سنگین در بدن این است که طی فرآیندهای سوخت و ساز، متابولیزه نمی-شوند. خطرات مرتبط با حضور فلزات سنگین متفاوت هستند و به خصوصیات شیمیایی آن‌ها بستگی دارد. در محیط خاک بخشی از غلظت فلزات به صورت قابل جذب یا زیست دسترس‌پذیر وجود دارد که این بخش می‌تواند در اثر تغییرات فیزیکی شیمیایی در اختیار موجودات زنده قرار گیرد (اطاری و همکاران، ۱۳۹۴).

در واقع فلزات سنگین وارد شده از بدن دفع نمی‌شوند و در بافت‌های بدن انباشته می‌شوند. که همین امر سبب بیماری‌ها و عوارض متعددی می‌گردد. تجمع فلزات سنگین در اندام‌های مختلف بدن، رشد و گسترش عفونت‌های ویروسی، باکتریایی و قارچی را افزایش می‌دهد. هم‌چنین، این فلزات جایگزین دیگر املاح و مواد معدنی در بدن می‌شوند (ردی و پراسد، ۱۹۹۰). برای مثال، فلزات سنگین در بافت‌های عروقی، عضلات استخوان و مفاصل رسوب می‌کنند و یا در صورت کمبود روی در مواد غذایی کادمیوم جایگزین آن می‌شود. مهم‌ترین بیماری‌ها و مشکلات ناشی از فلزات سنگین شامل اختلالات عصبی (آلزایمر، افسردگی) ، انواع سرطان، چاقی، اختلالات تنفسی، آسیب به کبد، کلیه‌ها و مغز، آلرژی، آسم و کم‌خونی می‌باشد. مثلا کادمیوم دارای نیمه عمر ۲۰سال در بدن انسان است و سبب تخریب استخوان‌ها

و آسیب به کلیه‌ها، و ایجاد سرطان ریه می‌شود. سرب باعث اختلالات عصبی در جنین، نوزادان، کودکان و بالا رفتن فشار خون در بزرگ‌سالان می‌شود (لگالی و همکاران، ۲۰۱۳).

به جدا شدن مولکول‌های ماده حل شده از محلول و اتصال آن به سطح ماده جامد جذب گفته می‌شود. به عبارتی دیگر فرآیند جذب می‌تواند به عنوان تجمع یک ماده در سطح تماس بین ماده جامد و محلول تعریف شود. روش‌های مختلف حذف یون‌های فلزات سنگین از محلول‌های آبی شامل تبادل یونی، اسمز معکوس، رسوب الکتروشیمیایی، فرآیندهای غشایی، تبخیر، استخراج با حلال و جذب می‌باشد. که روش جذب به دلیل اینکه روشی ساده، کم‌هزینه و مؤثر برای حذف یون‌های فلزات سنگین است، مورد توجه پژوهشگران آب و خاک قرار گرفته است (ژائو و همکاران، ۲۰۱۴).

۲-۱۰- جذب زیستی

در چند دهه اخیر تمایل به کاربرد مواد جاذب در حذف فلزات سنگین از آب و خاک آلوده افزایش پیدا کرده است. روش‌های مختلفی از قبیل شیمیایی، فیزیکی و زیستی بکار برده می‌شود تکنیک جاذب‌های فلزات سنگین ساخته شده از بقایای گیاهی کاربرد جهانی و گسترده برای تیمار آب‌های آلوده دارد. این بقایای گیاهی شامل پوسته خشک میوه‌ها، پوست نارگیل، سبوس برنج، تفاله چای، پوسته سبز بادام زمینی، بادام، هسته هلو، پوست موز و غیره است (زیارتی و همکاران، ۱۳۹۵). استفاده از شلتوک، خاک اره، پوست پرتقال، پوست بادام و بادام زمینی، سبوس برنج و سبوس گندم و بسیاری مواد دیگر توسط محققین مختلف به عنوان جاذب گزارش شده است که کارائی خوبی را جهت جذب سطحی فلزات از خود نشان داده‌اند (تاجیک‌خواری و همکاران، ۱۳).

۲-۱۱- مروری بر کارهای انجام شده

ناظمی و همکاران (۱۳۸۹) برای بررسی میزان فلزات سنگین سرب، روی، کادمیم، آرسنیک و کروم در سبزیجات پرورشی حومه شهر شاهرود پژوهشی انجام دادند بدین منظور ۱۵۰ نمونه سبزی در طی

۳ ماه، هر ۵۰ نمونه به‌طور تصادفی برداشت گردید و پس از آماده‌سازی توسط دستگاه جذب اتمی قرائت شد. و به این نتیجه رسیدند که به جز فلزات روی و آرسنیک میانگین غلظت کروم، کادمیم و سرب بیش‌تر از محدوده استاندارد ارائه شده توسط FAO & WHO برای گیاهان می‌باشد. پساب‌های شهری و صنعتی علت اصلی آلودگی سبزیجات پرورشی مزار حومه شهر شاهرود به فلزات سنگین است و توصیه می‌شود از آبیاری سبزیجات با آب آلوده به هر نحو جلوگیری گردد. ناظمی و خسروی (۱۳۹۰) پژوهشی به منظور تعیین غلظت فلزات سنگین در خاک، آب و گیاه اراضی سبزی‌کاری منطقه شهنما شاهرود انجام دادند و سبزی‌های مورد بررسی شامل سبزی‌های برگی جعفری، تره، برگ چغندر، شنبلیله، شاهی، ریحان، تربچه و گشنیز بود و چنین گزارش کردند که مقادیر فلزات سنگین در منابع آب مورد استفاده جهت آبیاری مزارع منطقه شهنما بیش‌تر از مقادیر توصیه شده می‌باشد. آلودگی آب، خاک و گیاه به فلزات سنگین در اثر مصرف کودهای شیمیایی، دفع غیر بهداشتی فاضلاب و احتراق سوخت‌های فسیلی می‌باشد با توجه به نتایج به‌دست آمده از این پژوهش توصیه می‌شود که موارد زیر که از عوامل اصلی آلودگی آب، خاک و سبزیجات پرورشی منطقه شهنما شهر شاهرود می‌باشد توسط مسؤلین زیربط مورد توجه قرار گیرد تا سلامت و بهداشت عمومی مصرف‌کنندگان این محصول غذایی تا حدود بیش‌تری تأمین می‌شود. تحسینی و گویلیان (۱۳۹۵) به مطالعه‌ی تعیین غلظت فلزات سنگین کادمیم، سرب، روی و مس در محصولات زراعی خیار، گوجه فرنگی، جعفری و تره توزیع شده در میدان میوه و تره‌بار شهرستان سنندج پرداختند، نمونه‌ها در تابستان جمع آوری و غلظت فلزات سنگین با استفاده از دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. میانگین غلظت این فلزات سنگین بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن تر تعیین شد میانگین غلظت مس و سرب در جعفری و تره بیشتر از خیار و گوجه فرنگی بود. غلظت سرب در تره بیش‌تر از سایر محصولات بود. و به این نتیجه رسیدند که میانگین غلظت سرب در این نمونه‌ها خیلی بیشتر از حد مجاز است همچنین بیشترین آلودگی به فلزات سنگین به ترتیب شامل سرب، کادمیم، روی و مس بود. طبق تحقیقات انجام شده توسط کریمپور و همکاران (۱۳۷۷) که به بررسی غلظت فلزات سنگین در سبزیجات حومه شهر همدان که توسط آب‌های آلوده به فاضلاب

آبیاری شده اند، پرداختند و در نهایت به این نتیجه رسیدند که مقدار غلظت فلزات سنگین از جمله سرب و کادمیم در سبزیجات مورد مطالعه بالا بوده است. چراغی و همکاران (۱۳۹۳) با هدف تعیین غلظت فلزات کادمیم، نیکل، سرب و روی در خاک، سبزی جعفری و ارزیابی خطر سلامتی این فلزات در سبزی جعفری برداشت شده از برخی مزارع شهر همدان صورت گرفت و چنین گزارش کردند که، جعفری کشت‌شده در این منطقه به فلزات سنگین کادمیم و سرب آلوده بوده است و نتایج، حاکی از انتقال بسیار ساده این فلزات از خاک به جعفری است که برای مصرف روزانه انسان سالم نبوده و شاخص خطر و سلامت بیش از ۱ برای فلز سرب، نشان دهنده خطر بالقوه بهداشتی این فلز در ارتباط با مصرف جعفری آلوده در رژیم غذایی روزانه انسان است. خداویسی و همکاران (۱۳۹۷) مطالعاتی در زمینه تأثیر نفت سفید بر غلظت برخی از عناصر سنگین در سه نوع سبزی: جعفری، گشنیز و هویج انجام دادند و جهت انجام این پژوهش از عمق ۰-۳۰ سانتی‌متری خاک پنج منطقه از اراضی کشاورزی آلوده به نفت منطقه صفی‌آباد نمونه‌برداری شد. و در نهایت عنوان کردند که در هر سه نوع سبزی میزان فلزات سنگین (روی، مس، سرب و کادمیم) تحت تأثیر غلظت‌های مختلف نفت سفید به‌طور معنی‌داری افزایش یافته است که این مقادیر از حد مجاز استاندارد جهانی بیشتر است. گیویان‌راد و همکاران (۱۳۹۰) به برآورد آلودگی سرب و کادمیم در سه نمونه تره، کاهو و نعناع پرداختند که بیشترین آلودگی در نمونه تره به ترتیب ۰/۱۴ و ۰/۱۵میلی‌گرم بر کیلوگرم بر اساس وزن تازه سبزی تعیین شد که از مقادیر مجاز برای مصرف انسان براساس اتحادیه اروپا (۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن سبزی تازه) بیشتر بوده است. و عنوان کردند که در این تحقیق اختلاف بین میانگین غلظت کادمیم در سه نمونه تره، کاهو و نعناع در اراضی مختلف جنوب تهران معنی‌دار بوده است. اما در مورد سرب اختلاف معنی‌دار مشاهده نشد. تابنده و طاهری (۱۳۹۵) طبق تحقیقی که در آن نمونه‌برداری به صورت تصادفی و در فصل برداشت بر روی ۲۰۵ نمونه از سبزیجات تولیدی و ۱۲۹ نمونه از خاک‌های زراعی بود پی بردند که اختلاف بین میانگین غلظت عناصر مس، روی و سرب در بین انواع سبزیجات مختلف معنی‌دار بود. اما در مورد کادمیم اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. بیشترین میانگین سرب، کادمیم، مس و روی به ترتیب در جعفری، برگ

چغندر، باقلا و تره تشخیص داده شد. ولی هیچ‌گونه آلودگی به عناصر سنگین در دیگر سبزیجات و خاک‌های تحت مطالعه بدست نیامد نتایج این تحقیق نشان داد که، قسمت عمده تجمع فلزات سنگین، در سبزیجات برگی است. بنابراین می‌بایست، توجه زیادی به مصرف سبزیجات برگی بویژه، سبزیجات رشد یافته در اطراف مناطق صنعتی، صورت گیرد. اخلاصی و همکاران (۱۳۹۲) به بررسی میزان فلزات سنگین سرب، روی، کادمیم و مس در سبزیجات کاشته شده در شهر شیراز پرداختند و نتایج نشان داد که غلظت فلز سرب و کادمیم بیشتر از حد مجاز و فلزات روی و مس در محدوده مجاز می‌باشد. لذا کنترل آلودگی‌های زیست محیطی دارای اهمیت می‌باشد که نیاز به برنامه‌ریزی مسئولین می‌باشد. دلگن و همکاران (۲۰۰۷) در تحقیقی مشاهده کردند که غلظت بیش‌تر کادمیم، کروم، مس، سرب، نیکل و روی را در گیاهانی مانند: کلم، اسفناج، تربچه، فلفل قرمز و سبزیجات برگی رشد یافته در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب در مقایسه با گیاهانی که در خاک بدون لجن فاضلاب رشد کرده‌اند نشان داد بنابراین استفاده طولانی مدت از لجن فاضلاب می‌تواند سبب تجمع فلزهای سنگین در خاک شود. پژوهشی توسط فتحی دره نیجه و همکاران (۱۳۹۶) با هدف بررسی اثر شوری، کادمیم و خاک آلوده به فاضلاب بر جذب کادمیم توسط گیاه ذرت اجرا گردید. و نتایج نشان داد که شوری آب آبیاری بر غلظت و جذب کادمیم در گیاه ذرت اثر معنی‌داری داشته و باعث افزایش غلظت کادمیم در اندام هوایی و ریشه گیاه ذرت به میزان ۵۲ درصد شد، اما در تیمار شوری علی‌رغم افزایش غلظت کادمیم در گیاه، میزان جذب کادمیم کاهش یافت که ناشی از کاهش وزن خشک گیاه نسبت به تیمار شاهد بود. تیمار خاک آلوده به فاضلاب نیز موجب کاهش عملکرد گیاه شد، اما در این تیمار به علت افزایش شوری و کاهش اسیدیته خاک، حلالیت کادمیم در خاک افزایش پیدا کرد، در نتیجه غلظت کادمیم در ریشه به میزان ۱۵ درصد نسبت به تیمار آلوده به کادمیم افزایش نشان داد و این افزایش در اندام هوایی حدود ۱۲ درصد بود. بر این اساس شوری آب آبیاری می‌تواند میزان جذب آلاینده کادمیم توسط گیاه را افزایش دهد. فریدونی و همکاران (۱۳۹۰) به منظور بررسی پتانسیل گیاه تربچه برای پاکسازی یک خاک آلوده به سرب و تأثیر تشدیدکننده‌های جذب بر غلظت سرب و عناصر غذایی در بخش هوایی آن، یک آزمایش

فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی در سال ۱۳۸۸ در گلخانه گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان اجرا کردند. و به این نتیجه رسیدند که تشدید کننده‌های جذب بر وزن تر اندام هوایی و غلظت فسفر، پتاسیم، آهن، روی، منگنز و سرب بخش هوایی تربچه تأثیر معنی‌داری دارند اما بر وزن خشک و غلظت نیتروژن و مس اندام هوایی تأثیر معنی‌داری ندارند. سطوح مختلف سرب خاک تأثیر معنی‌داری بر پارامترهای اندازه‌گیری شده به جز وزن خشک اندام هوایی و غلظت مس داشتند. افزایش غلظت سرب در خاک، سبب کاهش وزن تر و خشک اندام هوایی گیاه تربچه گردید. افزایش غلظت سرب تا ۴۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک، سبب افزایش غلظت سرب در گیاه و در مقادیر بیشتر، سبب کاهش غلظت آن گردید. غدیری بیدهندی و همکاران (۱۳۹۳) طی تحقیقی به بررسی توانایی گیاه فستوکای بلند (*Festuca arundinacea)* در پالایش خاک‌های آلوده به روی پرداختند بدین منظور پس از آماده‌سازی خاک، بذرهای چمن فستوکا در گلدان‌های ۳ کیلوگرمی کشت و آزمایش در قالب طرح کاملا تصادفی با اعمال هفت سطح غلظتی از آلاینده سولفات روی (۸۰۰، ۶۰۰، ۴۰۰، ۲۰۰، ۱۰۰، ۵۰ و ۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در سه تکرار صورت پذیرفت. و به این نتیجه رسیدند که چمن فستوکا در این سطوح غلظتی توانست مقدار زیادی از آلاینده را جذب نموده به‌طوری‌که در سطح ۸۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به میزان ۹۶۱/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم را در ریشه و میزان ۸۵۶/۶۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم را در اندام هوایی انباشته ساخت. تجزیه و تحلیل صورت گرفته بر روی گیاه فستوکا نشان داد این گیاه می‌تواند در خاک آلوده به مقادیر بالای روی بدون تأثیر نامطلوب بر عوامل رویشی به رشد خود ادامه دهد.

دلفیه و همکاران (۱۳۹۴) به منظور ارزیابی و مقایسه تأثیر کاربرد کانی‌های سپیولیت ایران و پالیگورسیت اسپانیا بر میزان زیست توده تولیدی و غلظت عناصر سرب و کادمیم در ریشه و اندام هوایی اسفناج آزمایشی در شرایط گلخانه‌ای انجام دادند بدین نتیجه رسیدند که کاربرد کانی‌های سپیولیت و پالیگورسکیت وزن خشک ریشه و اندام هوایی را به‌طور معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد افزایش داده است. همچنین هر دو کانی سپیولیت و پالیگورسکیت تمایل بیشتری به جذب سرب نسبت به کادمیم

دارند. در کل به نظر می‌رسد که اگرچه هر دو کانی سپیولیت و پالیگورسکیت در کاهش جذب سرب و کادمیم توسط گیاه اسفناج مؤثر بوده‌اند، اما هیچکدام از این دو کانی نتوانسته تجمع سرب و کادمیم را در بخش خوراکی گیاه اسفناج به کمتر از حد مجاز آن تقلیل دهد. تحقیقی توسط خالقی و گلچین (۱۳۹۰) به منظور بررسی تأثیر افزودنی‌های مختلف بر کاهش قابلیت جذب عناصر روی، سرب، کادمیم و نیکل در یک خاک آلوده به فلزات سنگین، اجرا گردید و تیمارهای مورد استفاده شامل چهار نوع افزودنی (گئوتیت، بنتونیت، ورمی‌کمپوست و سوپرفسفات تریپل) مختلف بود. و در نهایت نتایج نشان داد که افزودنی‌های مختلف در مقادیر مصرف شده تأثیر معنی‌داری بر قابلیت جذب عناصر روی، سرب، کادمیم و نیکل در خاک دارند و باعث کاهش قابلیت جذب این عناصر در خاک شدند. گارسیا – سانچز و همکاران (۱۹۹۹) در مطالعه بر روی تثبیت فلزات سنگین به وسیله کانی‌های رسی در گاوداریا اسپانیا بیان کردند که کانی گئوتیت توانایی قابل توجهی در حذف و غیرفعال کردن آلایندگی آرسنیک و کانی زئولیت در حذف آلایندگی تیتانیوم، روی، کادمیم و کبالت دارند. در واقع کانی‌های رسی با جذب بسیاری از آلاینده‌های آلی و معدنی و تبدیل آن‌ها به فرم‌های غیرسمی و یا با سمیت کمتر و کاهش تحرک آلاینده‌ها نقش مهمی در جلوگیری از جذب آن‌ها توسط گیاهان و در نتیجه عدم ورود آن‌ها به چرخه غذایی ایفا می‌کنند. سانچز و همکاران (۱۹۹۹) جذب فلزات سنگین توسط چندین نوع خاک را بررسی نمودند. نتایج آزمایش‌های آن‌ها نشان می‌دهد با افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی و سطح مخصوص قابلیت جذب روی افزایش می‌یابد. بنابراین خاک رس بیشترین قابلیت جذب و ماسه کمترین قابلیت جذب را دارد. همچنین عنوان کردند که خاک‌های معمولی ظرفیت کمی در جذب فلزات سنگین همچون روی، کادمیم، منگنز و کبالت دارند و باید از موادی همچون اکسید آهن و زئولیت برای افزایش ظرفیت جذب فلزات سنگین استفاده نمود. سایپوس و همکاران (۲۰۰۵) اثر کانی‌های مختلف را بر جذب سرب مورد بررسی قرار دادند. آزمایش‌های آن‌ها نشان می‌دهد با افزایش PH خاک قابلیت جذب سرب افزایش می‌یابد. همچنین ایلیت بیشترین قابلیت جذب را نسبت به سایر کانی‌های رسی داشته و توسط خاک‌های کربناتی سرب جذب نمی‌شود. نتایج آزمایشگاهی آن‌ها نشان داد که استفاده از متد

لانگمویر برای شبیه‌سازی جذب سرب تطابق بسیار مناسبی با آزمون‌های آزمایشگاهی دارد. آسچی و همکاران (۲۰۰۷) جذب کادمیم را توسط کانی‌های فلدسپات و سپیولیت بررسی نمودند و اعلام نمودند جذب کادمیم توسط سپیولیت به شدت بیشتر از فلدسپات است. آن‌ها همچنین در مقاله دیگری در همان سال جذب کادمیم توسط کائولین را مورد مطالعه قرار دادند و نتیجه گرفتند میزان زیاد کائولین در خاک اثرات مطلوبی بر جذب کادمیم و بازیافت آن دارد. انصاری مهابادی و همکاران (۲۰۰۷) نشان دادند که با افزایش مقدار کاربرد کانی زئولیت میزان کادمیم در محلول خاک به‌طور قابل توجهی کاهش می‌یابد. کوویرا و همکاران (۲۰۰۸) در رابطه با نقش تثبیت کنندگی بالای عناصر به وسیله زئولیت نشان دادند که این کانی تأثیر به سزایی در کاهش آبشویی عناصر کادمیم، مس، نیکل و روی داشته است. حمیدپور و همکاران (۲۰۱۰) در پژوهشی بر روی جذب سرب به وسیله کانی‌ها گزارش کردند که با اضافه کردن سپیولیت و زئولیت در سوسپانسیون، جذب کاتیون‌های فلزی موجود در محلول بیشتر شده و باعث افزایش جذب سرب می‌شود. سلماسی (۱۳۷۴) در تحقیقی بر روی خاک‌های جنوب تهران گزارش کرد که کانی‌های بنتونیت و آهک نسبت به کانی‌های ایلیت، هماتیت و زئولیت قدرت بیشتری در تثبیت‌کنندگی و غیرفعال کردن کادمیم، سرب و نیکل دارند و از حرکت آن‌ها در خاک جلوگیری و از آلودگی بیشتر آب‌های زیرزمینی پیشگیری می‌شود. کلوپکا و آدریانو (۱۹۹۷) در تحقیقی با شرایط گلخانه‌ای به بررسی اثر زئولیت بر تثبیت و کاهش جذب فلزات سنگین به وسیله محصولات زراعی (گندم و جو) پرداختند و گزارش کردند که غلظت ۱۵ گرم بر کیلوگرم زئولیت، جذب سرب و کادمیوم توسط گیاهان زراعی را به طور چشم‌گیری کاهش داد. در پژوهشی شاهمرادی و همکاران (۱۳۹۶) به بررسی کاهش تحرک و دسترسی زیستی روی، سرب و کادمیم در ریزوسفر خاک‌های اطراف معدن زرشوران به وسیله جاذب‌های معدنی، طرح کشت گلدانی گیاه آفتابگردان و استفاده از زئولیت و بنتونیت اجرا گردید و به این نتیجه رسیدند که بنتونیت غلظت روی، سرب و کادمیم را در بافت‌های گیاهی کاهش داد. ولی تأثیر معنی‌داری در کاهش غلظت جذب کادمیم نداشت. و بنتونیت مناسب‌ترین جاذب برای تثبیت سرب و روی و همچنین زئولیت خام بهترین جاذب برای تثبیت کادمیم بود. سعادت و

بارانی مطلق (۱۳۹۲) شاهد کاهش غلظت سرب و کادمیم در بخش هوایی و ریشه گیاه ذرت پس از کاربرد زئولیت کلینوپتیلولیت بودند و این کاهش را به توانایی قابل توجه کانی زئولیت در جذب و نگهداری یون‌های سرب، کادمیم و افزایش PH محیط بعد از کاربرد کانی زئولیت نسبت دادند.

رجبی و همکاران (۲۰۱۵) برای بررسی اثر بیوچار و کود شیمیایی بر برخی ویژگی‌های رویشی گیاه اسفناج، آزمایش گلخانه‌ای شامل بیوچار تفاله پسته وکود شیمیایی انجام شد. نتایج نشان داد کاربرد بیوچار تفاله پسته سبب افزایش معنی‌دار میانگین وزن تر، ارتفاع گیاه، و اعداد قرائت شده بوسیله کلروفیل‌متر شد. همچنین با افزایش سطوح کود شیمیایی میانگین وزن تر، وزن خشک، ارتفاع گیاه و اعداد قرائت شده به‌وسیله کلروفیل‌متر نسبت به شاهد افزایش معنی‌دار یافت. با توجه به نتایج به دست آمده در این تحقیق کاربرد بیوچار حاصل از تفاله پسته به تنهایی و بدون کاربرد کود شیمیایی اثر مثبتی بر ویژگی‌های رویشی و عملکرد گیاه اسفناج نداشت. کاربرد بیوچار به همراه کود شیمیایی (نیتروژن و فسفر) سبب افزایش عملکرد اسفناج شد. بنابراین شاید بتوان بیان کرد که کاربرد بیوچار به همراه کود شیمیایی سبب بهبود رشد گیاه خواهدشد. پیشنهاد می‌شود که برهمکنش بیوچار با سایر کودهای شیمیایی و کودهای آلی و مقادیر مختلف کودی در شرایط گلخانه‌ای و مزرعه‌ای بررسی شود. همچنین اثر بیوچارهای حاصل از مواد مختلف بر عملکرد اسفناج بررسی شود. در تحقیقات انجام شده توسط حجازی‌زاده و همکاران، (۱۳۹۵) که اثر بیوچار بر جذب سرب و کادمیم موجود در لجن فاضلاب کارخانه‌های کاغذ توسط آفتابگردان بوده گزارش شده است بطوریکه آزمایش گلخانه‌ای با عامل‌های لجن فاضلاب کارخانه‌های کاغذ و بیوچار اجرا کردند و نتایج نشان داد که کاربرد بیوچار موجب کاهش معنادار غلظت سرب و کادمیم در اندام هوایی وریشه آفتابگردان گردید. رجبی و همکاران (۱۳۹۳) به منظور بررسی اثر بیوچار و لجن فاضلاب بر جذب روی به‌وسیله گیاه اسفناج آزمایشی گلخانه‌ای انجام دادند و چنین مشاهده وگزارش کردند که کاربرد بیوچار تولید شده در دو دمای مختلف (۲۰۰ ، ۴۰۰)، در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب باعث کاهش جذب روی به‌وسیله گیاه شد. از آنجایی‌که ماده اولیه تولید بیوچار و فرآیند تولید آن هزینه زیادی ندارد می‌توان از آن به عنوان ماده اصلاح کننده

خاک‌های آلوده به فلزات سنگین استفاده کرد. حمزه‌نژاد و همکاران (۱۳۹۶) پژوهشی به منظور بررسی تأثیر بیوچار بقایای هرس انگور بر گونه‌های شیمیایی سرب در خاک آلوده، انجام دادند و به این نتیجه رسیدند که افزودن بیوچار بقایای هرس انگور به خاک، منجر به تغییر شکل سرب از اشکال ناپایدار به شکل‌های پایدار و در نتیجه کاهش تحرک سرب در خاک آلوده می‌شود. طرفی و همکاران (۱۳۹۵) در مطالعه‌ای از باگاس و محصولات آن شامل باگاس فرآوری شده و بیوچار جهت حذف فلزات سنگین از پساب‌های مصنوعی و واقعی استفاده کردند و پارامترهای مؤثر بر میزان جذب فلزات سنگین مورد بررسی قرار دادند. و به این نتیجه رسیدند که از میان سه محصول مورد نظر (باگاس خام، باگاس فرآوری‌شده و بیوچار)، بیشترین راندمان حذف فلزات سنگین در بیوچار و پس از آن در باگاس فرآوری‌شده مشاهده شد که علت آن را می‌توان به سطح ویژه بیشتر و بار منفی بیشتر (حاصل از گروه‌های عاملی بخصوص کربوکسیل) این محصولات در مقایسه با باگاس خام نسبت داد. جزینی و همکاران (۱۳۹۳) پژوهشی با هدف تبدیل کاه گندم و سبوس برنج به بیوچار و بررسی پتانسیل آن‌ها به عنوان جاذب فلزات سنگین در محیط‌های آبی انجام دادند و نتایج آزمون جذب بیانگر توانایی بهتر بیوچار حاصل از کاه گندم در حذف فلزات سنگین سرب و کادمیم از محلول‌های آبی نسبت به بیوچار سبوس برنج بود. وزیرزاده و همکاران (۱۳۹۴) به بررسی اثرات بیوچار و بقایا بر جذب کادمیم درpH های متفاوت پرداختند و چنین نتیجه گرفتند که بیوچار نسبت به بقایا برای محیط‌هایی با اسیدیته بیشتر (pH کمتر) قدرت جذب بالاتری خواهد داشت و هم‌چنین بقایای برنج نسبت به بیوچار آن برای محیط‌هایی با اسیدیته کمتر مناسب خواهد بود. اما حداکثر جذب بیوچار برنج ۴/۶ برابر حداکثر جذب بقایای برنج می‌باشد، که نشان‌دهنده قابلیت به مراتب بالاتر بیوچار در جذب کادمیم نسبت به بقایا می‌باشد. بی ریا و همکاران (۱۳۹۶) در پژوهشی شاهد توان بیوچار باگاس نیشکر در تثبیت و غیرقابل جذب کردن سرب و کادمیم در خاک بودند، که دراین مطالعه به منظور بررسی تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر بهبود رشد گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیم و سرب، آزمایشی گلدانی در قالب طرح پایه بلوک‌های کامل تصادفی بود نتایج نشان داد که افزایش کاربرد تیمارهای کادمیم و سرب، غلظت این دو

عنصر را در اندام هوایی و ریشه گیاه ذرت شدیدا افزایش داده و وزن خشک اندام هوایی و ریشه را به ترتیب بین ۴۰-۵۰ درصد و بین ۶۰-۷۰ درصد کاهش داد. اما کاربرد بیوچار باگاس نیشکر در اثر کاهش شدید غلظت کادمیم و سرب در ریشه و اندام هوایی موجب افزایش وزن خشک ریشه و اندام هوایی گردید. بنابراین نتایج بدست آمده بیانگر توان بیوچار باگاس نیشکر در تثبیت و غیر قابل جذب کردن سرب و کادمیم در خاک بود. رحیمی و همکاران (۱۳۹۶) پژوهشی به منظور تبدیل ضایعات کشاورزی کرمانشاه (کاه نخود) به بیوچار به عنوان یک جاذب برای جذب کادمیم از خاک‌های اسیدی انجام دادند و به این نتیجه رسیدند که جذب کادمیم توسط بیوچار کاه نخود غنی شده نسبت به بیوچار کاه نخود بیشترین ظرفیت جذب را داشت و در بین ایزوترم‌های جذب، با معادله ایزوترم فروندلیچ داده‌های آزمایش جذب کادمیم بهتر برازش شده است. همچنین مدیریت بقایای کشاورزی و تبدیل این ضایعات به بیوچار می‌تواند به عنوان اصلاح کننده عالی در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین (کادمیم) در مناطقی که خاک اسیدی دارد مورد استفاده قرار گیرد بنابراین بیوچار کاه نخود می‌تواند به عنوان جایگزینی ارزان و کم هزینه برای جاذب‌های تجاری در حذف کادمیم از خاک و آب به کار گرفته شود. کرمی و رونقی (۱۳۹۶) به منظور بررسی اثر کاربرد همزمان دو نوع بیوچار مختلف به همراه لجن فاضلاب و همچنین بررسی میزان جذب عناصر کم مصرف و سنگین توسط کاه و دانه گندم آزمایشی گلخانه‌ای انجام دادند و نتایج نشان داد که تیمارها اثر معناداری بر وزن خشک کاه نداشتند. کاربرد لجن فاضلاب سبب افزایش جذب آهن، روی و مس در کاه و کاهش وزن هزاردانه گندم گردید. کاربرد بیوچار جذب منگنز و روی در کاه را افزایش داد اما سبب کاهش جذب آهن کاه و دانه گندم شد. بیوچار پسته سبب افزایش جذب مس در کاه و کاهش جذب منگنز و مس در دانه در مقایسه با بیوچار گندم گردید. جذب عناصر سنگین در کاه و دانه گندم ناچیز بود. کرمی و رونقی (۱۳۹۶) به بررسی میزان عناصر سنگین در لجن فاضلاب تهیه شده از تصفیه‌خانه شهرک صنعتی آب باریک فارس و اثر آن بر خاک و همچنین بررسی تغییرات حاصل شده در غلظت عناصر سنگین و برخی ویژگی‌های خاک پس از برداشت گندم و در اثر کاربرد توأم لجن فاضلاب و دو نوع بیوچار (کاه گندم و تفاله پسته) و مقایسه تأثیر این دو نوع

بیوچار بعنوان بهساز با یکدیگر بود پرداختند و به این نتیجه رسیدند که قابلیت هدایت الکتریکی، درصد ماده آلی و غلظت عناصر سرب و نیکل با افزایش سطح بیوچارها و لجن فاضلاب افزایش یافت. این افزایش در خاک تیمار شده با بیوچار تفاله پسته در مقایسه با بیوچار گندم کمتر بود. مقدار pH در خاک تیمار شده با بیوچار پسته نسبت به بیوچار گندم بیشتر بود و با افزایش سطح بیوچارها و لجن فاضلاب کاهش یافت. غلظت عناصر سنگین حتی در خاک تیمار شده با بالاترین سطح لجن فاضلاب کمتر از حدود استاندارد بود. منصورپور و همکاران (۱۳۹) تحقیقی با هدف بررسی اثر سه نوع بیوچار بر غلظت عناصر در گیاه یونجه کاشته شده در یک خاک آهکی آلوده به نفت انجام دادند و چنین نتیجه گرفتند که در اغلب موارد کاربرد بیوچار باعث افزایش غلظت عناصر در اندام هوایی یونجه شد. نظر به اینکه کاربرد بیوچار می‌تواند سبب بهبود شرایط فیزیکی و حاصلخیزی خاک شود، ممکن است بتوان کاربرد بیوچار را در مناطق آلوده به نفت خام برای بهبود شرایط نامناسب حاصل از آلودگی استفاده کرد. اگرچه قبل از هر گونه توصیه‌ای انجام تحقیقات بیشتر با استفاده از بیوچارهای گوناگون و بررسی مزرعه‌ای اثرات کاربرد بیوچار در خاک‌های مناطق آلوده به نفت الزامی است.

فصل سوم

مواد و روش‌ها

۳-۱- جمع‌آوری ضایعات محصولات کشاورزی

سبوس برنج و عناب

پس از گندم، برنج دومین غله مهم در دنیا محسوب می‌شود که پس از جداسازی سبوس از روی برنج قهوه‌ای ۷۲ درصد مواد مغذی موجود در یک دانه‌ی کامل برنج همراه با سبوس از آن جدا شده که در حال حاضر بیش از ۹۰ درصد آن تبدیل به ضایعات می‌گردد و الباقی(۱۰درصد) خوراک دام می‌گردد. سبوس برنج به عنوان محصول فرعی کشاورزی به صورت فراوان و ارزان یافت می‌شود. سبوس برنج از ساری و عناب از استان خراسان، شهرستان قائنات تهیه شد.

۳-۲- تهیه بیوچار

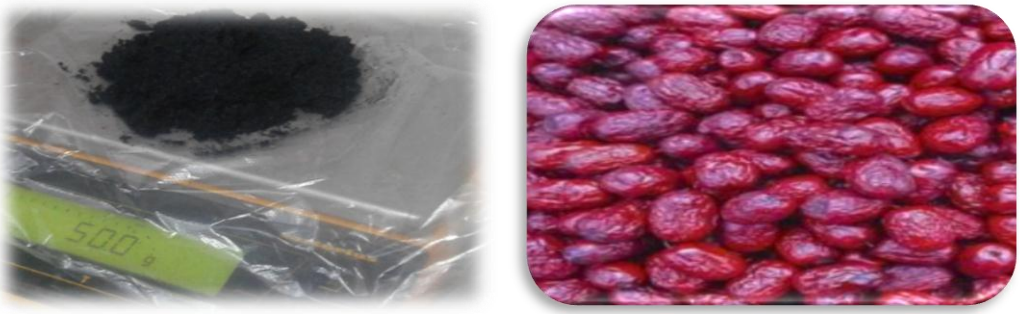
۳-۲-۱- بیوچار سبوس برنج

برای تولید بیوچار سبوس برنج، پس از تهیه و جمع‌آوری این ضایعات، آنها را به ظرف‌های فلزی درب‌دار منتقل و در دمای ۳۵۰-۴۰۰ درجه سانتیگراد به مدت یک ساعت حرارت داده شد. بیوچار تهیه شده تا آخرین حد ممکن ریز شدند و ذرات بین ۰/۵-۲۰ میلی‌متر به کمک الک جدا و مورد استفاده قرار گرفتند.

شکل -۳-۱- سبوس برنج و بیوچار تهیه شده از سبوس برنج

۳-۲- ۲- بیوچار عناب

برای تهیه بیوچار عناب پوست و هسته عناب جدا سازی شدند، سپس پوست (قسمت خوراکی) عناب خشک شده و درون ظروف فلزی درب دار ریخته شد. پس از حرارت در دمای ۳۵۰-۴۰۰ درجه سانتیگراد به مدت یک ساعت بیوچار تهیه شده تا آخرین اندازه ممکن ریز شده و در نهایت از الک عبور داده شدند.



شکل ۳-۲- عناب و بیوچار تهیه شده از عناب

۳-۳- تهیه زئولیت

کانی زئولیت از مرکز تحقیقات شاهرود تهیه شد و توسط آسیاب پودر و از الک ۰/۱ میلی متر عبور داده شد.

شکل ۳-۳- زئولیت

۳-۴- آزمایش گلدانی

۳-۴-۱- خصوصیات خاک

خاک مورد استفاده در این آزمایش جهت کشت گلدانی از مزرعه‌ی دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهرود تهیه شد. سپس نمونه خاک هوا خشک شد و از الک ۲ میلیمتری گذرانده شد درنهایت مخلوط یکنواختی بدست آمد. خصوصیات خاک با روش‌های معمول آزمایشگاهی از جمله بافت خاک به روش هیدرومتری (بیوکس، ۱۹۶۲)،pH پس از تهیه عصاره گل اشباع با دستگاه pH متر (توماس، ۱۹۹۶)، قابلیت هدایت الکتریکی نیز پس از تهیه عصاره گل اشباع با دستگاه هدایت سنج الکتریکی (رودس، ۱۹۹۶)، ماده آلی به روش اکسایش با بی‌کرومات پتاسیم و سپس تیتر کردن با فروس آمونیوم سولفات (نلسون و سامرز، ۱۹۹۶)، کربن آلی به روش والکی بلاک (۱۹۳۴)، اندازه‌گیری پتاسیم قابل دسترس به روش عصاره‌گیری با استات آمونیوم (نودسن و همکاران، ۱۹۸۲)، فسفرقابل دسترس به روش عصاره‌گیری بیکربنات سدیم (اولسن و همکاران، ۱۹۵۴)، روی، سرب و کادمیم کل به روش عصاره‌گیری با DTPA (لیندسی و نورول ۱۹۷۸) و اندازه‌گیری با دستگاه جذب اتمی تعیین شد (جدول ۳-۱).

جدول ۳-۱ خصوصیات خاک مورد استفاده در آزمایش

پارامترهای اندازه‌گیری شده	مقدار	واحد
کلاس بافت	لوم سیلتی	-
واکنش خاک (pH)	۷/۸	-
هدایت الکتریکی (Ec)	۲/۰۷	دسی زیمنس بر متر
پتاسیم قابل دسترس (K)	۲۹۲	میلی‌گرم بر کیلوگرم

فسفر قابل دسترس (P)	۱۲	میلی‌گرم بر کیلوگرم
کلر (Cl)	۰/۹۷	درصد
منیزیم قابل دسترس (Mg)	۵	میلی اکی والان بر لیتر
کلسیم قابل دسترس (Ca)	۳	میلی اکی والان بر لیتر
ماده آلی (OM)	۰/۸	درصد
روی کل (Zn)	۰/۹۲	میلی‌گرم بر کیلوگرم
سرب کل (Pb)	ناچیز	میلی‌گرم بر کیلوگرم
کادمیم کل (Cd)	ناچیز	میلی‌گرم بر کیلوگرم

حداکثر میزان مجاز فلز کادمیم ۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم، فلز سرب ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و روی ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در خاک است (WHO/FAO) که در این مطالعه غلظت این عناصر در خاک کمتر از حد مجاز بدست آمد. انتخاب رقم : بذر اسفناج از فروشگاه تهیه نهال و بذر سبزگستر شاهرود تهیه شد. رقم مورد استفاده پاکوتاه و بسیار زودرس بود. طول دوره رشد آن ۲۵-۴۰ روز، روز بلند و مناسب برای کاشت اوایل بهار و پاییز بود. این رقم، دارای برگ‌های سبز روشن و صاف سریع الرشد بود.

۳-۴-۲- نمونه‌برداری خاک

نمونه‌برداری به‌طور تصادفی از ۶ نقطه خاک مزرعه‌ی دانشکده کشاورزی شاهرود انجام شد و پس از جمع‌آوری و خرد کردن کلوخه‌های خاک این نمونه‌ها با یکدیگر ترکیب شدند تا به صورت یکنواخت درآیند، از الک رد شدند. نمونه‌های یک کیلویی خاک پس از اعمال تیمارها از جمله نیترات کادمیم، نیترات روی، نیترات سرب و جاذب‌ها (زئولیت، بیوچار عناب و بیوچار سبوس برنج) در ۱۲۶ گلدان پلاستیکی ریخته شدند.

۳-۴-۳- طرح آزمایش

آزمایش در شرایط گلخانه‌ای و به صورت طرح کاملا تصادفی در سه تکرار و به شرح زیر انجام شد. تیمارهای آزمایش شامل جاذب طبیعی در هفت سطح جاذب از جمله بیوچار سبوس برنج به میزان ۰، ۲/۵ و ۵ درصد وزنی خاک، بیوچار عناب به میزان ۰، ۲/۵ و ۵ درصد وزنی خاک و زئولیت به میزان ۰، ۲/۵ و ۵ درصد وزنی خاک به عنوان فاکتور اول، همچنین شش سطح تیمار فلزات سنگین شامل: سرب در دو سطح ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، روی در دو سطح ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و کادمیوم در دو سطح ۱۰ و ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به عنوان فاکتور دوم لحاظ شد.

شکل ۳-۴- بیوچار اضافه شده به خاک

شکل ۳-۵- زئولیت اضافه شده به خاک

شکل ۳-۶- آلوده کردن خاک با سرب

۳-۵- اندازه‌گیری سرب

برای آلوده کردن خاک به سرب از نیترات سرب استفاده شد. سرب در دو سطح ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم برکیلوگرم خاک لحاظ شد. پس از آماده‌سازی محلول‌ها، غلظت سرب توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

۳-۶- اندازه‌گیری روی

برای آلوده نمودن خاک به روی نیز از نیترات روی استفاده شد. روی در دو سطح ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک لحاظ شد. پس از آماده‌سازی محلول‌ها، غلظت روی نیز توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

۳-۷- اندازه‌گیری کادمیم

برای آلوده کردن خاک به کادمیم از نیترات کادمیم استفاده شد. کادمیم در دو سطح ۱۰ و ۲۰ میلی-گرم بر کیلوگرم خاک لحاظ شد. پس از آماده‌سازی محلول‌ها، غلظت کادمیم توسط دستگاه جذب اتمی قرائت شد.

۳-۴-۴- کشت در گلدان‌ها

در این مرحله پس از آلوده کردن خاک، مقادیر معین زئولیت و بیوچارها مطابق با طرح آماری موردنظر به خاک‌ها اضافه شد. این خاک‌ها سرانجام به خوبی مخلوط و به داخل گلدان‌ها و سپس گلخانه دانشکده منتقل شد. در هر گلدان یک کیلو خاک قرار داده شد و تعداد ۷عدد بذر اسفناج در اواخر شهریور ماه کشت گردید.

شکل ۳-۷- کشت و داشت اسفناج

۳-۴-۵- برداشت اسفناج

بطورکلی زمان برداشت اسفناج کوتاه است بین ۲۵-۴۰ روز بسته به دمای هوا متغیر است ، هرچه هوا خنک‌تر باشد دیرتر رشد خواهد کرد. اسفناج را باید زود برداشت کرد زیرا از یک طرف رشد برگ‌های اسفناج باید حتی‌الامکان کامل شده باشد و از طرف دیگر باید برداشت اسفناج قبل از شروع به گل رفتن

آن تمام شده باشد وگرنه تلخ مزه بوده و به عنوان سبزی کاملا بی ارزش محسوب می‌شود. در این پژوهش پس از گذشت ۲ ماه، یعنی در ماه آذر، نمونه برداری (برداشت) از گونه‌ی تحت کشت در تیمارهای مختلف صورت گرفت به این صورت که اندام هوایی اسفناج بریده و جدا شد و داخل پاکت کاغذی به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه ابتدا وزن تر نمونه‌های گیاهی اندازه‌گیری شد، سپس به دستگاه آون در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد منتقل شدند و پس از ۴۸ ساعت (وقتی که خشک شدند) خارج و توزین شدند.

شکل ۳-۸- برداشت اسفناج

۳-8- اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین در اندام های گیاه:

برای اندازه‌گیری غلظت عناصر فلزی در اندام گیاهی ابتدا بخش هوایی گیاه اسفناج را از سطح خاک بریده و جدا کردیم، سپس با آب مقطر شستشو دادیم و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد در آون هوا خشک شدند. مقدار ۰/۳ گرم از هر نمونه را در ظرف بوته چینی ریخته و برای مدت ۵ ساعت در دمای ۵۰۰ درجه در کوره الکتریکی حرارت دیدند. سپس ۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۱۰ درصد به خاکستر حاصل اضافه کردیم و به حجم ۲۵ میلی‌لیتر رساندیم و در نهایت غلظت عناصر سنگین را با دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی شعله‌ایی AAS قرائت شد.

۳-9- تجزیه وتحلیل داده‌ها

جهت تجزیه تحلیل داده‌ها از نرم افزار Mstatc استفاده شد. جدول‌های مربوطه با استفاده از برنامه‌های Excel و Word رسم و نتایج تفسیر گردید.

فصل چهارم

نتایج و بحث

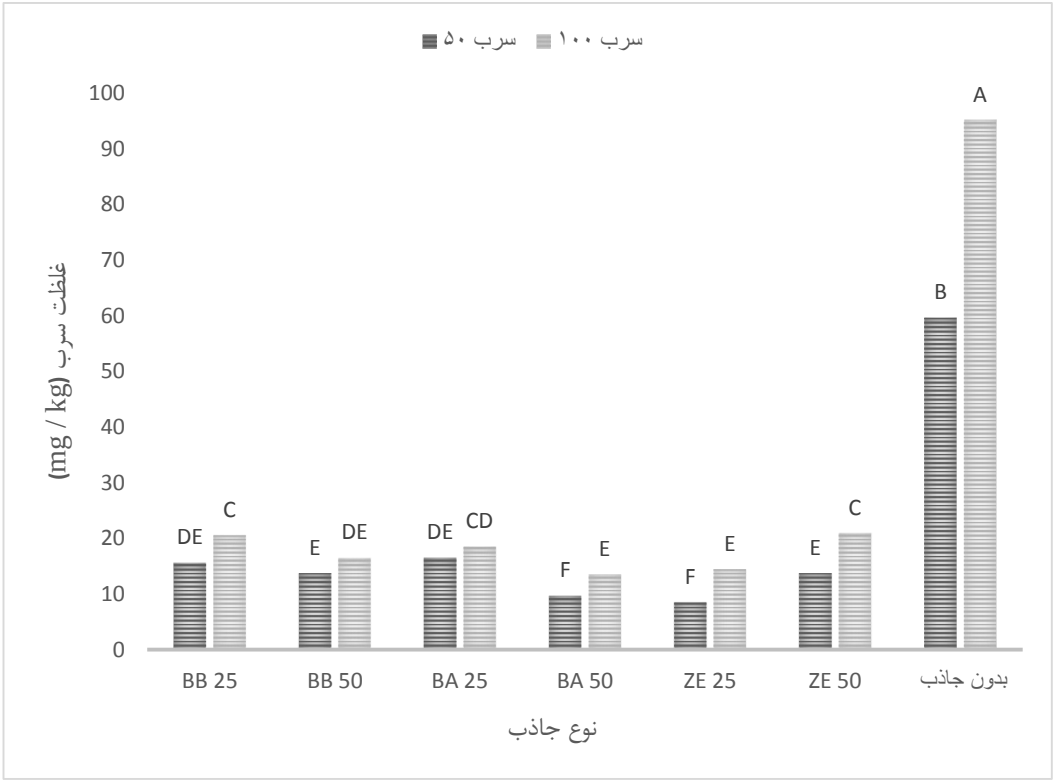
۴-۱-غلظت سرب

با توجه به جدول ۴-۱- نتایج تجزیه وایانس داده ها نشان داد که اثر متقابل تیمار آلاینده ها و جاذب ها تاثیر معنی داری بر غلظت سرب در سطح یک درصد در اندام هوایی گیاه اسفناج داشت.

جدول ۴-۱- نتایج تجزیه واریانس تیمارهای آزمایشی بر غلظت سرب ، وزن تر و خشک بخش هوایی گیاه اسفناج

		میانگین مربعات (Mean Squares)		
منابع تغییرات	درجه آزادی	غلظت سرب	وزن تر	وزن خشک
جاذب (A)	۶	۳۳۶۶/۰۱ **	۳/۰۴	۰/۰۳
آلاینده (B)	۱	۴۹۶/۶۶**	۱/۷۵	۰/۰۱
اثر متقابل A*B	۶	۲۶۶/۵۲**	۱۳/۶۰ **	۰/۱۵ **
خطا	۲۶	۴/۰۰	۱/۳۰	۰/۰۱
ضریب تغییرات	--	۸/۳۱	۱۶/۱۸	۲۰/۸۸

*و ** به ترتیب اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ و ۱ درصد



شکل ۴-۱- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر غلظت سرب در گیاه اسفناج

BB بیوچار سبوس برنج ، BA بیوچار عناب، ZE زئولیت.

در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابه باشند، از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند (سطح ۱٪)

همانطور که در شکل ۴-۱- مشاهده شد با افزایش سطح سرب در خاک، جذب این فلز به وسیله گیاه اسفناج در تیمار بدون جاذب افزایش یافت. لذا میزان سرب در اندام هوایی گیاه اسفناج در طی حضور سرب بالا بود. در طی کاربرد جاذب‌ها از غلظت و تجمع آن در اندام هوایی کاسته شد. تیمارها از نظر میزان غلظت سرب به دو گروه تقسیم شدند. درگروه اول تیمارهای ۵۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک و گروه دوم تیمارهای ۱۰۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک بودند به‌طوری‌که مشاهده شد بیشترین و کمترین میزان سرب به ترتیب مربوط به تیمار ۱۰۰ سرب با مصرف ۵۰ گرم زئولیت، تیمار ۱۰۰ سرب با مصرف ۲۵ گرم زئولیت، تیمار ۵۰ سرب با مصرف ۲۵ گرم زئولیت و تیمار۵۰ سرب با مصرف ۵۰ گرم بیوچار عناب بود.

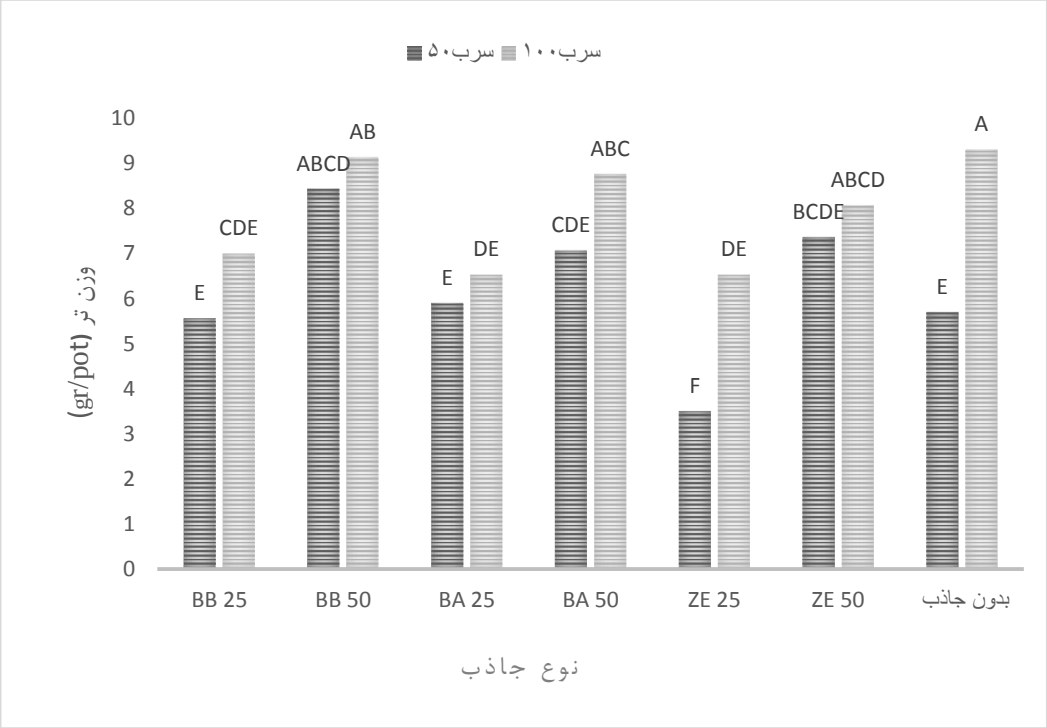
جاذب های مختلف به گونه های مختلف سبب کاهش جذب و تجمع سرب در اندام هوایی اسفناج شدند به‌طوری‌که بیش‌ترین تأثیر را زئولیت و بیوچار عناب داشتند. در این بین تیمار ۵۰ سرب با مصرف ۵۰ گرم بیوچار عناب تأثیری مشابه تیمار ۵۰ سرب با مصرف ۲۵ گرم زئولیت داشت و به ترتیب غلظت‌های۸/۵۴ و ۹/۷ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک را نشان دادند و از لحاظ آماری در یک سطح قرار گرفتند. همچنین در این شکل مشاهده شد که کمترین تأثیر و ممانعت از جذب و تجمع سرب را تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک با مصرف ۵۰ گرم زئولیت و تیمار ۵۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک با مصرف ۲۵ گرم بیوچار سبوس برنج داشتند که به ترتیب دارای غلظتی برابر۲۰/۹۳ و ۲۰/۵۴ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک بودند.

علیدادی و همکاران (۱۳۹۳) در تحقیقی گزارش کردند میانگین غلظت کادمیم در انواع سبزیجات مورد مطالعه در حدود استاندارد گیاه (۰/۲ و ۰/۸ میلی‌گرم برکیلوگرم) بوده ولی میانگین غلظت سرب بیشتر از حدود استاندارد (۰/۱ و ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) است. پارک و همکاران (۲۰۱۳) گزارش کردند که علت تأثیر بیوچار تهیه شده از کود مرغی و بقایای گیاهی بر غیر متحرک کردن سرب را به رسوب نمودن سرب و کمپلکس شدن آن با کربنات‌ها، سولفات‌ها و فسفات‌های موجود در بیوچار نسبت دادند. در تحقیقی توسط بگونیا (۱۹۹۷) مشاهده شد که گیاهان مختلف مقادیر متفاوتی از سرب را جذب و به اندام هوایی منتقل می‌نمایند. علیدادی خلیلی‌ها و همکاران (۲۰۱۶) در پی تحقیقی دریافتند که با افزایش سطح سرب در خاک، وزن تر و خشک گیاه شاهی، کلروفیل، غلظت و جذب آهن توسط گیاه کاهش معنی‌داری یافت. ویرزبیکا (۱۹۹۵) گزارش کرد که یون‌های سرب از طریق ایجاد اختلال در بالانس آب باعث کمبود آب شدند. غلظت‌های بالای سرب (۰، ۳۰، ۲۰، ۱۰ و ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به‌طور معنی‌داری اثر منفی بر وضعیت دسترسی آب داشت. میزان تجمع سرب در گیاه، مانند کادمیم متأثر از غلظت آن در خاک می‌باشد (ژانگ و همکاران، ۲۰۱۴). اما غالبا میزان تجمع سرب در ریشه بیشتر از ساقه و برگ‌ها است. میزان بالای فلز سنگین در ریشه، تأثیر سمی بر ریشه و جلوگیری از رشد آن دارد که در اثر کاهش رشد ریشه، میزان جذب آب و یون‌های معدنی کاهش می‌یابد که نتیجه‌ی آن

کاهش رشد عمومی گیاهان و به تبع آن کاهش وزن شاخساره گیاه می‌باشد (ژائو و همکاران، ۲۰۱۲). یکی از دلایل جذب کمتر سرب، عدم قابلیت دسترسی سرب در خاک‌های قلیایی به وسیله انواع گیاهان می‌باشد (بورقئی و همکاران، ۲۰۱۱).

۴-۱-۱- وزن تر

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۴-۱- نشان داد اثر متقابل تیمار آلاینده‌ها و جاذب‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح یک درصد، بر وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج داشت.



شکل ۴-۲- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن تر گیاه اسفناج

BB بیوچار سبوس برنج ، BA بیوچار عناب، ZE زئولیت.

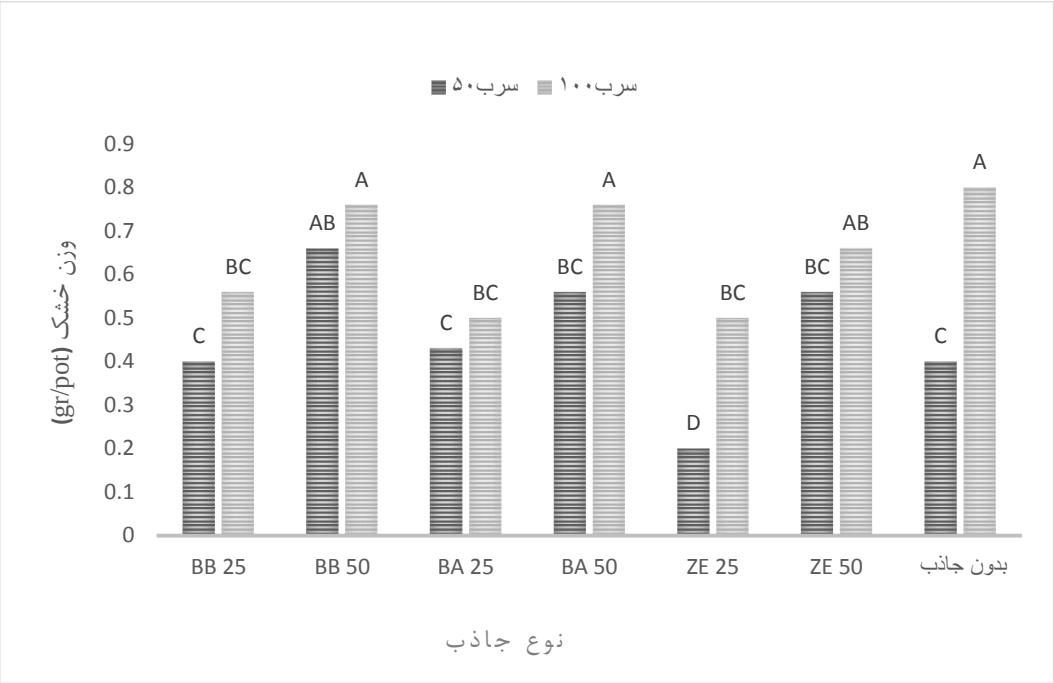
در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابه باشند، از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند (سطح ۱٪)

با توجه به نتایج به‌دست آمده در این شکل ۴-۲- مشاهده شد که افزودن سرب به خاک سبب افزایش وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج شد. این حالت حتی در تیمارهای بدون جاذب (شاهد) دیده شد. پس می‌توان گفت علت افزایش وزن تر در تیمارهایی که جاذب نداشتند ممکن چنین باشد که با افزایش

سطوح سرب در خاک همراه با افزایش نیترات، سبب افزایش وزن تر گیاه اسفناج شد. این افزایش در تیمارهای دارای جاذب به یک میزان و یکسان نبود. به‌طوری‌که بیشترین میزان وزن تر مربوط به تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک بود البته این در حالی بود که در این تیمار هیچ‌گونه جاذبی به‌کار نرفته بود. مقایسه میانگین‌ها نشان داد به‌طورکلی جاذب‌های مورد استفاده بیشتر، سبب افزایش وزن تر در سطوح ۱۰۰ سرب شدند ولی میزان عملکرد و تأثیر آن‌ها در هر تیماری متفاوت بود چنان‌که در شکل پیدا است جاذب‌های گوناگون به‌طور متفاوتی باعث افزایش و کاهش این صفت (وزن تر) اندام هوایی گیاه اسفناج شدند. میزان وزن تر وابسته به مقدار جاذب تغییر کرد و با افزایش میزان جاذب، وزن تر گیاه اسفناج نیز افزایش یافت. به‌طوری‌که جاذب بیوچار سبوس برنج به میزان ۵۰ گرم بیشترین وزن تر را بعد از تیمار بدون جاذب نشان داد. همچنین کمترین میزان وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج متعلق به تیمار۵۰ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم خاک و با مصرف ۲۵ گرم زئولیت بود. در مقایسه بین جاذب‌ها می‌توان گفت که بیشترین تأثیر را جاذب‌های بیوچار سبوس برنج به میزان ۵۰ گرم، بیوچار عناب به میزان ۵۰ گرم و زئولیت به میزان ۵۰ گرم (تیمار ۱۰۰ سرب) در افزایش میزان این صفت (وزن تر) داشتند و کمترین وزن تر گیاه اسفناج، مربوط به تیمار ۵۰ سرب با مصرف ۲۵ گرم زئولیت بود. در تحقیقی توسط احمد کامل (۲۰۰۸) در بررسی اثر نیترات سرب (غلظت‌های ۰، ۰/۰۴۸، ۰/۴۸، ۴/۸ و ۴۸ میلی‌مول بر لیتر) بر گیاه ماشک گزارش نمود که وزن تر گیاه با افزایش غلظت سرب کاهش یافت. حیدری و سارانی (۲۰۱۱) گزارش کردند که افزایش غلظت‌های کادمیم و سرب در خاک سبب کاهش وزن اندام هوایی و ریشه در خردل وحشی شد که این کاهش در ریشه بیشتر از اندام هوایی بود. غفاری و همکاران (۱۳۹۳) در مطالعه‌ای بیان کردند که نتایج حاصل از تجزیه اثرات اصلی فلزات سنگین بر برخی صفات مورد مطالعه معنی‌دار بود. ترکیب دو تیمار نیترات سرب و نیترات کادمیم سبب افزایش وزن تر و وزن خشک اسفناج شد، چنین به نظر می‌رسد که مقادیر نیترات به‌کار رفته در سرب و کادمیم رشد رویشی را تحریک کرده باشد.

۴-۱-۲ وزن خشک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۴-۱- نشان داد که اثر متقابل تیمار آلاینده‌ها و جاذب‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح یک درصد بر وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج داشت.



شکل ۴-۳- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن خشک گیاه اسفناج

BB بیوچار سبوس برنج ، BA بیوچار عناب، ZE زئولیت.

در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابه باشند، از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند (سطح ۱٪)

چنان‌که در شکل (۴-۳) دیده شد در تیمارهایی که هیچ‌گونه جاذبی به کار برده نشد با افزایش میزان سرب خاک وزن خشک گیاه اسفناج افزایش یافت. سپس در اثر کاربرد جاذب‌های مختلف در خاک نیز افزایش وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج مشاهده شد. بیش‌ترین مقدار وزن خشک در اندام هوایی گیاه اسفناج در زمانی‌که فقط آلاینده سرب به‌کار رفته و هیچ‌گونه جاذبی استفاده نشد ۰/۸۰ گرم بود. همچنین در دو تیمار دیگر نیز این نتیجه (بیشترین وزن خشک گیاه) دیده شد ولی با این تفاوت که در این دو تیمار دیگر علاوه بر ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم سرب، ۲ جاذب بیوچار سبوس برنج به

میزان ۵۰گرم و بیوچار عناب به میزان ۵۰ گرم به کار برده شد که میزان وزن خشک در بیوچار سبوس برنج ۰/۷۶ گرم و در بیوچار عناب ۰/۷۶ گرم سبب شدند و به لحاظ آماری در یک سطح قرار گرفتند. و کمترین میزان این صفت (وزن خشک) مربوط به تیمار ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به همراه ۲۵ گرم زئولیت و میزان وزن خشک را برابر ۰/۲۰ گرم نشان داد. میزان وزن خشک گیاه وابسته به مقدار جاذب بود یعنی با افزایش میزان جاذب، میزان این صفت (وزن خشک) افزایش یافت. بنابراین جاذب‌های مختلف به گونه‌های مختلفی سبب کاهش و افزایش میزان این صفت (وزن خشک) شدند. عبدالسلام و همکاران (۲۰۱۵) طی تحقیقی مشاهده کردند که تأثیر سرب بر وزن خشک بخش هوایی در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود که ممکن است به لحاظ فیزیولوژیکی به این دلیل باشد که همراه با مکش آب و مواد غذایی به سوی منابع گیاهی، کادمیم به راحتی در درون آوندها حرکت می‌کند (پس بیشتر به سمت بخش هوایی می‌رود و نسبت به سرب اثر بیشتری بر وزن بخش هوایی دارد. میزان تجمع سرب در گیاه، مانند کادمیم متأثر از غلظت آن در خاک می‌باشد (ژانگ و همکاران، ۲۰۱۴). ژائو و همکاران (۲۰۱۲) چنین گزارش کردند که غالبا میزان انباشت سرب در ریشه بیشتر از ساقه و برگ‌ها است. وجود بیشتر فلزات سنگین در ریشه، تأثیر سمی بر ریشه و جلوگیری از رشد آن دارد که در اثر کاهش رشد ریشه، میزان جذب آب و یون‌های معدنی کاهش می‌یابد که نتیجه‌ی آن کاهش رشد عمومی گیاهان و به تبع آن کاهش وزن شاخساره گیاه می‌باشد. بی‌ریا و همکاران (۱۳۹۶) گزارش کردند که کاربرد بیوچار باگاس نیشکر در اثر کاهش شدید غلظت کادمیم و سرب در ریشه و اندام هوایی سبب افزایش وزن خشک ریشه و اندام هوایی گردید. لذا نتایج به دست آمده بیانگر توان بیوچار باگاس نیشکر در تثبیت و غیرقابل جذب کردن سرب و کادمیم در خاک بود.

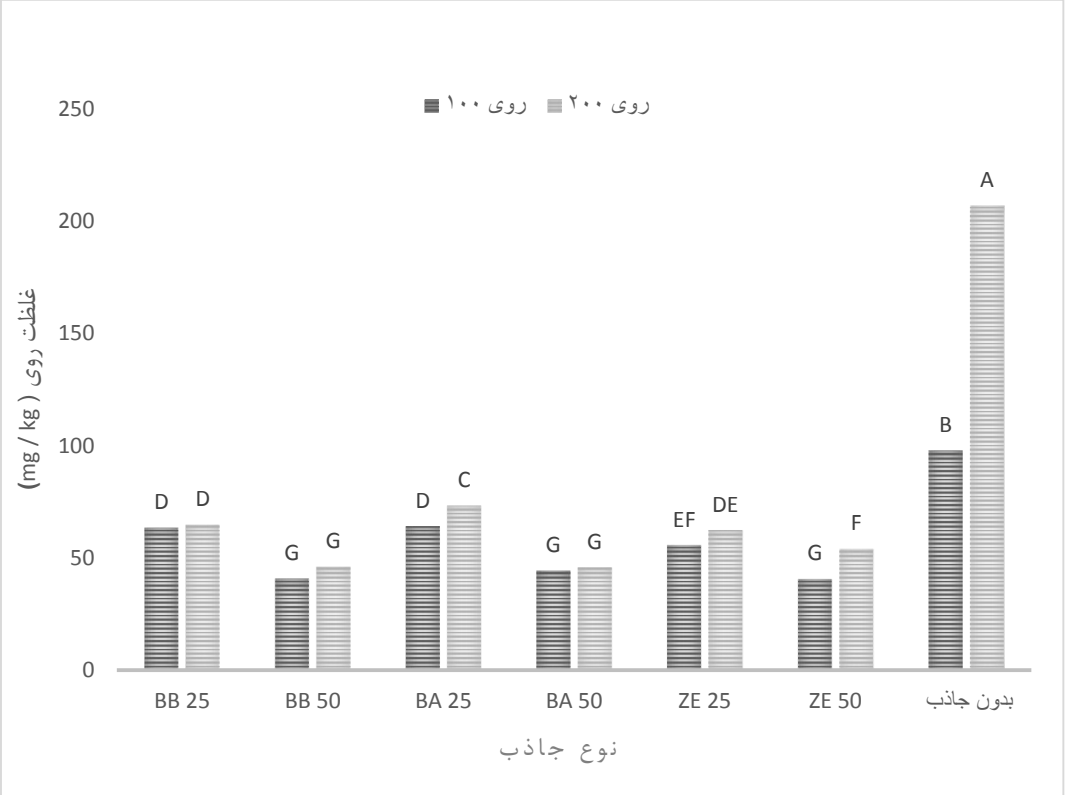
جدول۴-۲- نتایج تجزیه واریانس تیمارهای آزمایشی بر غلظت روی، وزن خشک و تر اندام هوایی گیاه اسفناج

		میانگین مربعات (Mean Squaers)		
منابع تغییرات	درجه آزادی	غلظت روی	وزن خشک	وزن تر
فاکتور (جاذب) A	۶	۸۷۵۱/۰۸**	۴/۷۶**	۳۵/۳۴ **
فاکتور (آلاینده) B	۱	۳۷۸۱/۳۸**	۲/۲۸ **	۰/۰۸
اثر متقابل A*B	۶	۲۴۲۵/۴۰ **	۴/۱۲ **	۱۶/۱۳ **
خطا	۲۶	۱۷/۳۹	۰/۰۳	۰/۶۶
ضریب تغییرات	--	۶	۱۹/۸۶	۱۰

*و ** به ترتیب اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد

۴-۲- غلظت روی

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۴-۲- نشان داد که اثر متقابل تیمار آلاینده‌ها و جاذب‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح یک درصد بر غلظت روی در اندام هوایی گیاه اسفناج داشت.



شکل ۴-۴- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر غلظت روی در گیاه اسفناج

BB بیوچار سبوس برنج ، BA بیوچار عناب، ZE زئولیت.

در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابه باشند، از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند (سطح ۱٪)

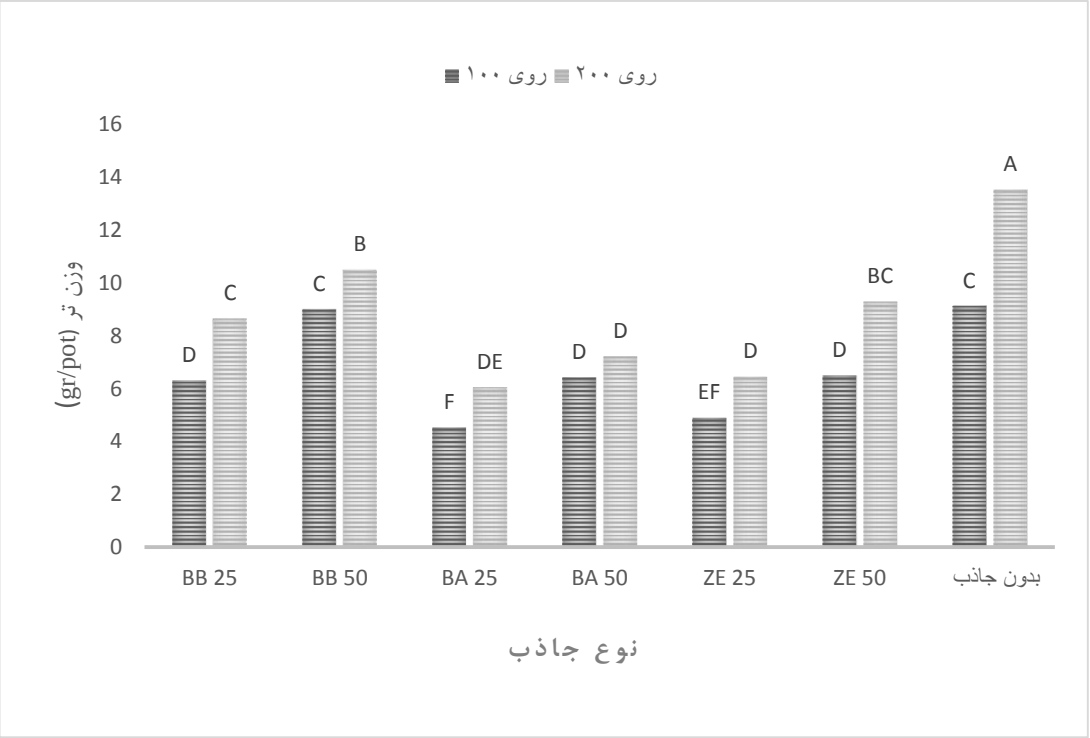
همان‌طور که در شکل ۴-۴- مشاهده شد با توجه به نتایجی که به‌دست آمد می‌توان گفت در این تحقیق غلظت‌های مختلف نیترات روی (۱۰۰و۲۰۰) استفاده شد، جذب این فلز به وسیله گیاه اسفناج افزایش یافت و با افزایش غلظت روی در خاک، جذب این فلز توسط گیاه اسفناج به‌طور معنی داری زیاد شد، که این افزایش مورد انتظار بود. به‌طور کلی شاهد برقراری رابطه مستقیم بین سطوح آلاینده و جاذب ها بودیم. چنان‌که با افزایش سطوح آلاینده از ۱۰۰ به ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک میزان جذب روی در اندام هوایی گیاه اسفناج نیز افزایش یافت. برای مثال تیمارهایی که بدون جاذب بودند (Zn ۲۰۰,۱۰۰) این حالت را صدق کردند. سپس علاوه بر کاربرد آلاینده، در طی کاربرد جاذب‌های مختلف در خاک از غلظت و تجمع فلز روی در اندام هوایی گیاه اسفناج کاسته شد. همچنین در این شکل مشاهده شد (۴-۴) که میزان جذب روی به مقدار جاذب وابسته بود یعنی با افزایش میزان جاذب،

از مقدار جذب روی توسط گیاه اسفناج کاسته شد. بنابراین بالاترین غلظت روی در این گیاه به میزان ۲۰۶/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم در طی مصرف ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم روی حاصل شد. این در حالی بود که هیچ‌گونه جاذبی استفاده نشد. جاذب‌های مختلف به گونه‌های متفاوتی سبب کاهش جذب و تجمع روی در اندام هوایی گیاه اسفناج شدند. به‌طوری‌که بیش‌ترین تأثیر در کاهش جذب گیاهی روی در اندام هوایی گیاه اسفناج را زئولیت ۵۰ گرم به میزان ۴۰/۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم در طی مصرف ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم روی داشت. بنابراین حضور زئولیت در خاک دارای روی مفید واقع شد و موجب کاهش جذب گیاهی روی در گیاه اسفناج شد. و پس از آن بیوچار سبوس برنج ۵۰ گرم (به میزان ۴۰/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم) ، بیوچار عناب ۵۰ گرم، (به میزان ۴۴/۵۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) ، بیوچار عناب ۵۰ گرم به میزان ۴۵/۹۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم (در طی مصرف ۲۰۰میلی‌گرم بر کیلوگرم روی) و بیوچار سبوس برنج ۵۰ گرم به میزان ۴۶/۳۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم (در طی مصرف ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم روی) داشتند. بنابراین این ۵ تیمار تأثیری مشابه داشتند و از لحاظ آماری در یک سطح قرار گرفتند. همچنین در این شکل نشان داده شد که کمترین تأثیر و ممانعت از جذب و تجمع روی را بیوچار عناب ۲۵ گرم، (به میزان ۷۳/۲۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در طی مصرف ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم روی سبب شد. عنصر روی در غلظت‌های بالای (۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به دلیل ایجاد بی‌نظمی‌های عملکردی و ساختاری برای گیاه مضر باشد (ژنگ و همکاران، ۲۰۱۱) و می‌تواند علائم مختلف مسمومیت گیاهی مانند بی‌رنگی، کاهش بیومس، جلوگیری از رشد طولی و بالاخره مرگ گیاه را سبب شود (تانگ و همکاران، ۲۰۰۹). رشیدشمالی و همکاران (۱۳۹۰) گزارش کردند که غلظت مجاز فلز روی از ۵۰۰ تا ۱۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک است و غلظت‌های بالاتر از ۵۰۰ میکروگرم در هر گرم روی در ماده خشک گیاهان ممکن است برای جاندارانی که از آن تغذیه می‌کنند سمیت ایجاد کند. گوپتا و همکاران (۲۰۱۶) اثر فلزات سنگین روی و کادمیم را بر گیاه سویا بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که در غلظت‌های کم این فلزات پارامترهای رشد افزایش اما با افزایش غلظت این فلزات پارامترهای رشد کاهش یافت. اثر بازدارندگی روی بر غلظت کادمیم ممکن است به اثر رقت، اثر

بازدارندگی بر انتقال کادمیم از ریشه به اندام هوایی و یا اثر رقابتی روی بر جذب کادمیم برای جذب توسط ریشه باشد. کاهش استحکام غشاء سلولی که در اثر کمبود مواد غذایی حاصل می‌شود می‌تواند سبب تسهیل جذب کادمیم و سایر یون‌ها از طریق پدیده حرکت توده‌ای شود (کاکمک و مارس چنر، ۱۹۸۸). آلووی و جکسون (۱۹۹۱) گزارش کردند که کاهش یک واحد pH سبب افزایش حلالیت روی تا ۱۰۰ برابر شد. (خدیوی بروجنی، ۲۰۰۷) بنابراین افزایش میزان روی در بخش‌های تبادلی و کمپلکس با مواد آلی محلول باعث جذب بیشتر آن به وسیله گیاه شده است. بالارفتن میزان غلظت عناصر سنگین روی و کادمیم در گیاهان تربچه و شاهی در صورت تغلیظ کادمیم و روی در خاک، توسط محمدی و همکاران (۱۳۸۵) گزارش شده است. رجبی و همکاران (۱۳۹۳) گزارش کردند که کاربرد بیوچار تولید شده در دو دمای مختلف (۲۰۰ و ۴۰۰) در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب باعث کاهش جذب روی به وسیله گیاه شد.

۴-۲-۱- وزن تر

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۴-۲- نشان داد اثر متقابل تیمار آلاینده‌ها و جاذب‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح یک درصد، بر وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج داشت.



شکل ۴-۵- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن تر در گیاه اسفناج

BB بیوچار سبوس برنج ، BA بیوچار عناب، ZE زئولیت.

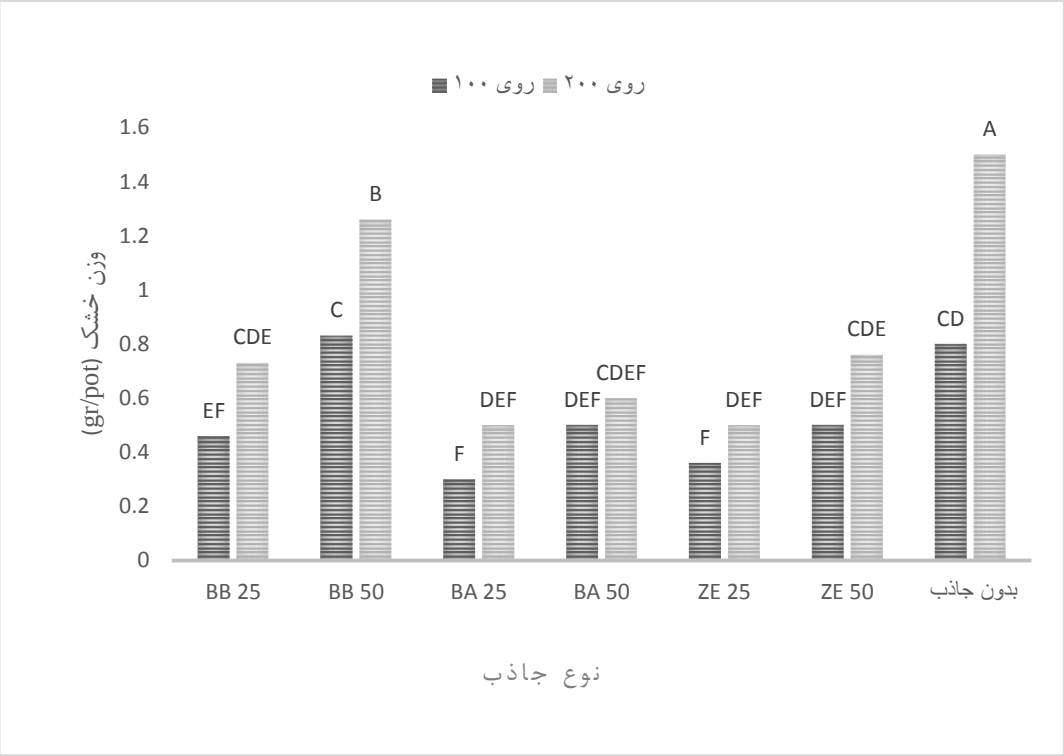
در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابه باشند، از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند (سطح ۱٪)

با توجه به شکل (۴-۵) مشاهده شد که با افزایش میزان روی مصرفی در خاک، میانگین وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج افزایش یافت و این افزایش از نظر آماری معنی‌دار بود. به طور مثال این افزایش در تیمارهای بدون جاذب(Zn۱۰۰و ۲۰۰) بیشتر نشان داده شد. به‌طوری که در این تیمارها مشاهده شدکه با افزایش غلظت روی از ۱۰۰ تا ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک وزن تر گیاه اسفناج، افزایش معنی‌داری یافت. در مقایسه‌ی بین تیمارهای دارای جاذب یکسان، شاهد افزایش وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج شدیم. اما این افزایش وزن تر گیاه اسفناج توسط جاذب‌های مختلف در همه‌ی تیمارها یکسان و به یک میزان نبود. به عبارتی چنان‌که در شکل پیدا است جاذب‌های گوناگون به روش‌های مختلفی باعث افزایش و کاهش این صفت (وزن تر) اندام هوایی گیاه اسفناج شدند. و میزان این صفت وابسته به مقدار جاذب تغییر پیدا کرد و با افزایش میزان جاذب، وزن تر گیاه اسفناج افزایش پیداکرد.

به‌طوری که در تیمارهای دارای جاذب، بیوچار سبوس برنج به میزان ۵۰ گرم توانست بیشترین تأثیر را در افزایش میزان این صفت (وزن تر) (با مصرف ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم روی) اعمال کند. بنابراین حضور بیوچار سبوس برنج در خاک مفید واقع شد. همچنین کمترین میزان وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج متعلق به تیمارZn۱۰۰ در حضور ۲۵ گرم بیوچار عناب به میزان ۴/۵۳ گرم بود. در نهایت می‌توان گفت که در این بین بیشترین تأثیر را جاذب بیوچار سبوس برنج و کمترین تأثیر را بیوچار عناب بر وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج گذاشتند. بنابراین وزن تر نیز با افزایش غلظت روی خاک افزایش یافت و این افزایش در تمامی سطوح از نظر آماری معنی‌دار بود. با توجه به نتایج خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، و پایین بودن روی بومی خاک، و جهت افزایش وزن تر و خشک با افزودن روی منطقی به نظر می‌رسد. وزن تر و خشک گیاه اسفناج به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر سطوح مختلف بیوچار جاذب و زئولیت قرار گرفته است.

۴-۲-۲-وزن خشک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۴-۲- نشان داد اثر متقابل تیمار آلاینده و جاذب‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح یک درصد، بر وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج داشت.



شکل ۴-۶- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج

BB بیوچار سبوس برنج ، BA بیوچار عناب، ZE زئولیت.

در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابه باشند، از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند (سطح ۱٪)

همانطور که در این شکل (۴-۶) مشاهده شد داده‌های به دست آمده از وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج نشان داد که درمورد فلز روی، افزایش مقدار روی خاک از ۱۰۰ به۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، در تمام تیمارهای آزمایش باعث افزایش وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج شد و این افزایش در تیمار بدون جاذب بسیار چشمگیرتر بود. با توجه به این نتیجه می‌توان اظهار داشت که فلز روی برای رشد گیاه لازم بوده و با افزایش میزان این فلز در خاک تا حدی رشد گیاه افزایش پیدا کرد، بعد از این مقدار حضور این فلز در خاک باعث بروز حالت سمیت برای گیاه شد و باعث کاهش رشد رویشی و لذا کاهش وزن خشک اندام هوایی شد. بنابراین میزان وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج در طی حضور روی بالا بوده و تیمار ۲۰۰ Zn (بدون جاذب) این حالت را به وضوح نشان داد. در سایر تیمارها، زمانی‌که استفاده از جاذب ها نیز صورت گرفت، از میزان آن صفت اندام هوایی نسبت به تیمار بدون جاذب،

کاسته شد. میزان این صفت (وزن خشک) وابسته به مقدار جاذب نشان داده شد و با افزایش میزان جاذب، وزن خشک گیاه افزایش یافت. بالاترین میزان وزن خشک این گیاه (به میزان ۵ گرم)، در طی مصرف ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم روی حاصل شد این در حالی بود که در این تیمار هیچگونه جاذبی استفاده نشد. جاذب های مختلف به گونه های متفاوتی سبب کاهش یا افزایش این صفت اندام هوایی گیاه اسفناج شدند در بین تیمارهای دارای جاذب بیش‌ترین وزن خشک را بیوچار سبوس برنج به میزان ۵۰ گرم در طی مصرف ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم روی نشان داد. همچنین در این شکل (۴-۶) کمترین وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج متعلق به تیمار Zn۱۰۰ و به همراه بیوچار عناب به میزان ۲۵ گرم نشان داد. در این بین زئولیت نیز به میزان ۲۵ گرم تأثیری مشابه بیوچار عناب ۲۵ داشت و از لحاظ آماری در یک سطح قرار گرفتند.

آدیلوگو (۲۰۰۲) بیان کرد طی تحقیقی به خاکی با کمبود روی، کادمیم اضافه کرد و بیان کرد که با مصرف کادمیم، وزن خشک گندم نان، جو، شبدر و ذرت به‌طور معنی‌داری کاهش و میزان غلظت کادمیم اندام هوایی در این گیاهان افزایش یافت. ولی مصرف روی، وزن خشک این گیاهان را افزایش و میزان غلظت کادمیم اندام هوایی آن‌ها را کاهش داد. میرزا حسینی و گلچین (۱۳۹۰) در پی تحقیقی گزارش کردند که به‌طور کلی با افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک عملکرد کلی گیاه کاهش می‌یابد عناصر سنگین با پایین آوردن میزان فتوسنتز و کلروفیل باعث کاهش عملکرد گیاه می‌شوند و همچنین با افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک شاهد کاهش رشد در تیمارها بودیم ولی تیمار Zn۵۰۰ در برگ، ساقه و ریشه باعث افزایش وزن خشک گردید. زیرا نقش مهم و اساسی روی در ساختار هورمونی گیاه، این عنصر نقش مهمی را در رشد گیاه و افزایش عملکرد ایفا می‌کند. مقدم و همکاران (۱۳۹۶) گزارش کردند که با افزایش غلظت روی خاک تا سطح ۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم، وزن خشک برگ افزایش یافته است، به دلیل نقش مهم و اساسی روی در ساختار هورمونی گیاه، این عنصر نقش مهمی را در رشد گیاه و افزایش عملکرد ایفا می‌کند و با افزایش غلظت روی خاک بیش از سطح ۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک روند نزولی در وزن خشک برگ به وجود می‌آید که این کاهش رشد را ممکن به دلیل

ایجاد سمیت روی در بافت‌های گیاهی و به عدم توازن در جذب مواد غذایی از خاک نسبت داد. همچنین افزایش میزان وزن خشک بخش هوایی و ریشه گیاه برنج در صورت مصرف غلظت‌های ۵ و ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم عنصر روی گزارش شده است. وو و ژانگ (۲۰۰۲) گزارش کردند که کابرد کادمیم نه تنها میزان غلظت روی را به‌طور معنی‌داری در همه اندام‌های جو کاهش داد، بلکه از انتقال روی از ریشه به اندام هوایی نیز جلوگیری کرد.

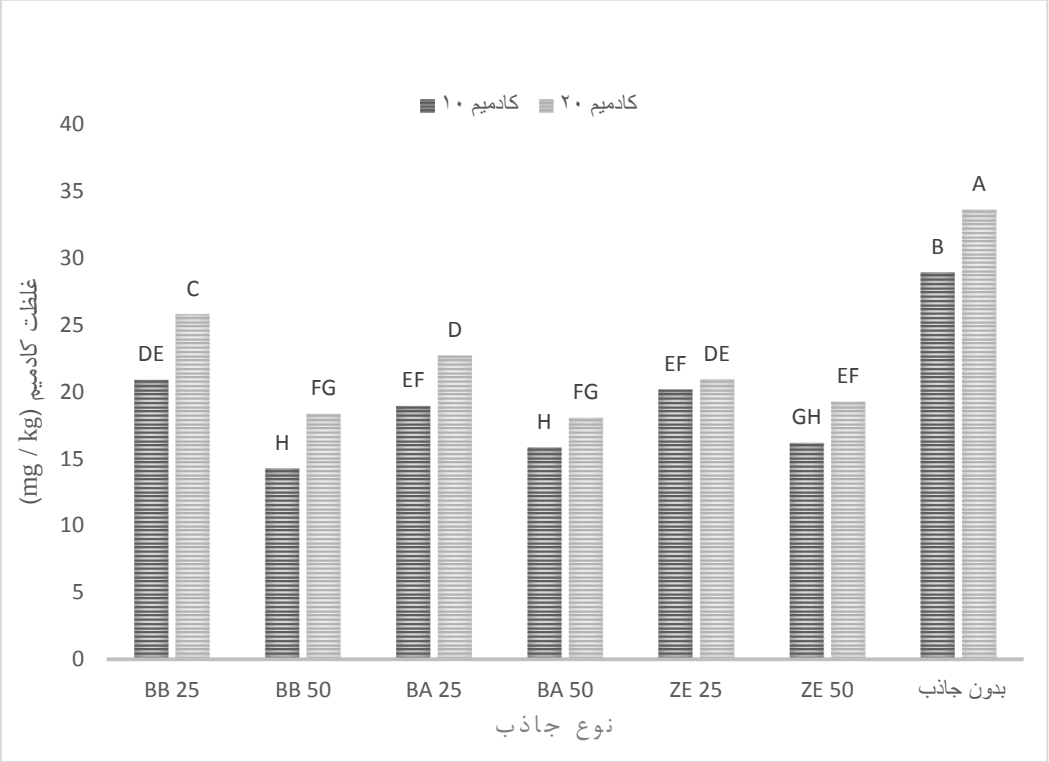
جدول۴-۳- نتایج تجزیه واریانس تیمارهای آزمایشی بر غلظت کادمیم، وزن تر و خشک اندام هوایی اسفناج

		میانگین مربعات (Mean Squaers)		
منابع تغییرات	درجه آزادی	غلظت کادمیم	وزن تر	وزن خشک
فاکتور A	۶	۱۶۰/۱۴۳ **	۱۱/۹۰۴ **	۴/۰۳۰ **
فاکتور B	۱	۱۸/۳۳۵ **	۱۲۰/۷۰۱ **	۱۳/۱۴۹ **
اثر متقابل A*B	۶	۱۹/۸۶۷ **	۲۷/۸۹۲ **	۴/۶۶۷ **
خطا	۲۶	۱/۶۵۷	۱/۴۲۷	۰/۳۷۱
ضریب تغییرات	--	۶/۱۳	۱۵/۹۶	۶۰/۷۷

*و ** به ترتیب اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد

۴-۳-غلظت کادمیم

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۴-۳- نشان داد که اثر متقابل تیمار آلاینده‌ها و جاذب‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح یک درصد بر غلظت کادمیم در اندام هوایی گیاه اسفناج داشت.



شکل ۴-۷- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر غلظت کادمیم در گیاه اسفناج

BB بیوچار سبوس برنج ، BA بیوچار عناب، ZE زئولیت.

در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابه باشند، از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند (سطح ۱٪)

همان‌طور که در این شکل (۴-۷) مشاهده شد و همچنین با توجه به نتایجی که به دست آمد، می‌توان اظهار کرد که افزودن کادمیم به محیط کشت سبب افزایش میزان انباشته شدن کادمیم توسط گیاه اسفناج شد. به‌طور کلی با افزایش سطوح کادمیم از ۱۰ به ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بر میزان غلظت آن در اندام هوایی گیاه اسفناج افزوده شد. در تیمارهای ۱۰ و ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک که فاقد جاذب بودند بیشترین غلظت‌های کادمیم به ترتیب برابر ۲۸/۹۲ و ۳۳/۶۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم مشاهده شد. میزان کادمیم اندام هوایی گیاه اسفناج در طی حضور کادمیم بالا بوده ولی در طی استفاده از جاذب‌ها از غلظت و تجمع آن در اندام هوایی کاسته شد. به‌طوری‌که بیش‌ترین تأثیر و ممانعت از جذب و تجمع کادمیم را تیمار۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به همراه جاذب بیوچار سبوس برنج به میزان ۵۰ گرم عدد ۱۴/۳۱را نشان داد. البته تیمار ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به همراه ۵۰ گرم

بیوچار عناب نیز تأثیری مشابه تیمار ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم را داشت و عدد ۱۵/۸۵ را نشان داد و از لحاظ آماری با تیمار قبلی (۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در یک سطح قرار گرفتند. در این بین کمترین تأثیر و ممانعت از جذب و تجمع کادمیم را تیمار ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به همراه ۲۵ گرم بیوچار سبوس برنج عدد ۲۵/۸۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم را نشان داد.

از نظر سازمان غذا و کشاورزی (FAO) ، مقدار مجاز کادمیم به‌طور هفتگی برای هر فرد برابر ۰/۴ -۰/۶ میلی‌گرم می‌باشد. رضا خانی و همکاران (۱۳۸۹) در مطالعه‌ای گزارش کردند که افزایش فرم قابل جذب کادمیم خاک تا سطح ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک باعث افزیش بیوماس بخش هوایی اسفناج گردید ولی در غلظت‌های بالاتر این صفت کاهش یافت و در سطح ۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، حداقل میزان بیوماس بخش هوایی به‌دست آمد. با افزایش غلظت کادمیم تا سطح ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک، غلظت کادمیم در برگ‌های اسفناج افزایش یافت و سپس در غلظت‌های بیشتر، کاهش یافت. علی‌رغم اینکه کادمیم جزء عناصر ضروری برای گیاهان نمی‌باشد ولی افزایش فرم قابل جذب آن در محیط رشد گیاه خاک تا سطح ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک باعث افزایش رشد و نمو و میزان بیوماس بخش هوایی اسفناج گردید، ولی غلظت‌های بالاتر این عنصر باعث مسمومیت گیاه گردید و میزان بیوماس بخش هوایی را به‌طور معنی‌داری کاهش داد، به‌طوری‌که حداقل میزان بیوماس بخش هوایی از سطح ۸۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک، به‌دست آمد که با مشاهدات دهیری و همکاران (۲۰۰۷) که در گیاه اسفناج انجام گردید، مطابقت دارد. در تحقیقی گزارش شده است که نیمی از سرب، کادمیم، مس و جیوه که از طریق تغذیه وارد بدن انسان می‌شوند منشأ گیاهی دارند. آلودگی فلزات سنگین به دو عامل بستگی دارد: یکی تحرک آن‌ها در خاک و دیگری زیست فراهمی آن‌ها است. شاه و همکاران (۲۰۰۸) گزارش کرد که کاهش رشد بخش هوایی در نتیجه تأثیر کادمیم می‌تواند به علت کاهش میزان کلروفیل و فعالیت فتوسنتز نوع اول که در اثر تنش عناصر سنگین القا می‌شود ایجاد گردد. در تحقیقی توسط رابینسون و همکاران (۲۰۰۰) مشاهده شد که هنگامی که مقدار کل کادمیم در خاک به ۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم برسد، برای گیاهان سمی است. افزایش غلظت کادمیم در خاک باعث افزایش

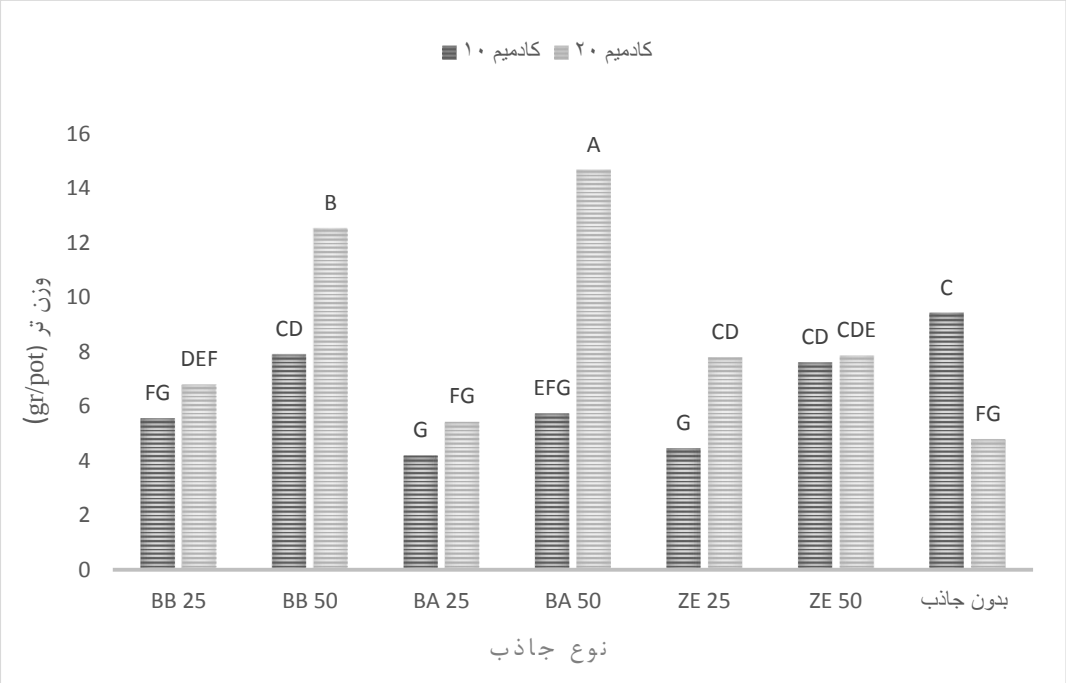
غلظت بافتی این عناصر در گیاهان می‌شود و در برخی از گونه‌های کلم، کاهو و توتون، تجمع سطوح کادمیم در برگ‌ها نسبت به ریشه‌ها بیشتر است (لان و همکاران، ۲۰۰۸). با افزایش غلظت کادمیم، میزان کادمیم در بخش هوایی افزایش یافت. علت تجمع بیشتر کادمیم در بخش هوایی به دلیل سهولت حرکت آن در گیاه است (یادگاری و همکاران، ۲۰۱۳). غلظت مجاز کادمیم از ۱ تا ۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک است (کارینی، ۱۹۹۵). برخی گیاهان مانند کاهو، اسفناج، کلم و کرفس تمایل بیشتری به جذب کادمیم داشته و آن را با غلظتی بسیار بیشت‌تر از سایر گیاهان در پیکره خود می‌اندوزند (ساجوان و همکاران، ۱۹۹۵). خانلریان و چراتی (۱۳۹۰) طی پژوهشی بیان کردند که کادمیم باقی‌مانده در خاک ناشی از مصرف ۳ میکروگرم کادمیم در گرم خاک از کشت قبلی (برنج) سبب افزایش غلظت کادمیم اسفناج در کلیه خاک‌ها گردیده است، بطوری‌که میانگین غلظت کادمیم از ۰/۶۵ میکروگرم در گرم در تیمار شاهد به ۷/۴ میکروگرم در گرم در تیمار ۳ میکروگرم کادمیم در گرم خاک افزایش یافته که اختلاف بین تیمارها معنی‌دار است. همچنین نتایج نشان داد که روی باقی‌مانده در خاک ناشی از مصرف ۵ و ۱۰میکروگرم روی در گرم خاک از کشت قبلی (برنج) سبب کاهش غلظت کادمیم در اسفناج در کلیه خاک‌ها گردیده، بطوریکه میانگین غلظت کادمیم از ۴/۴۹ میکروگرم در تیمار شاهد به ۴/۰۶ و ۳/۶ میکروگرم در گرم به ترتیب در تیمارهای ۵ و ۱۰ میکروگرم روی باقیمانده در گرم خاک کاهش یافته است که اختلاف بین تیمارها معنی‌دار است. هدا و همکاران (۱۹۹۷) دریافتند که جذب کادمیم، در خاکی که به آن لجن فاضلاب اضافه شد به ترتیب در گیاهان ذیل کاهش می‌یابد: گندم<ریشه هویج<<اسفناج. رهاکوا و همکاران (۲۰۰۴) نشان دادند که رشد گیاهان زراعی در خاک‌های آلوده با افزودن زئولیت افزایش می‌یابد. آن‌ها اظهار داشتند که بهبود رشد با افزایش زئولیت، احتمالا به دلیل افزایش در دسترس بودن مواد مغذی از جمله Ca, Mg, K و NH4 یا کاهش سمیت کادمیم می‌باشد. کاربرد ۵۰ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک، نه تنها جذب کادمیم توسط گیاه را کاهش نداده، بلکه بیشترین مقدار جذب در این تیمار مشاهده شد، که البته با تیمار شاهد تفاوت معنی‌دار نداشت. این امر احتمالا ناشی از شوری بالای این نوع زئولیت می‌باشد.

عابدی کوپایی و همکاران (۱۳۹۱) در مطالعه‌ای مشاهده کردند که اضافه کردن مقدار ۱٪ زئولیت در خاک تیمار شده با پساب، با کاهش درصد کادمیم قابل عصاره‌گیری با DTPA سبب کاهش غلظت کادمیم در گیاه اسفناج شد. بیشترین عملکرد گیاه نیز در این تیمار مشاهده شد اما مقدار بیشتر این نوع زئولیت (۵٪) به دلیل افزایش شوری خاک، سبب افزایش اندکی در غلظت کادمیم گیاه شد. همچنین از آن‌جا که پساب مورد استفاده حاوی کادمیم بود، عملکرد گیاه را نسبت به آب آشامیدنی کاهش داد. در استفاده از مواد اصلاح‌کننده در تثبیت سازی فلزات در خاک، باید به خصوصیات آن‌ها، مخصوصا مقدار شوری توجه شود. زئولیت ترکیبی از اکسیدهای عناصری از جمله سیلیسیم ، آلومینیوم و منگنز در حذف و تثبیت عناصر کمیاب در خاک با اهمیت می‌باشند (کدخدایی ، ۱۳۸۵). تمینقف و همکاران (۱۹۹۵) نیز گزارش کردند که کمپلکس های کلر و کادمیم به مقدار بسیار کمی بر روی ذرات خاک و رس‌ها جذب می‌شوند، بنابراین کمپلکس‌های مذکور در محلول خاک باقی مانده و قابلیت جذب این عنصر توسط گیاه را افزایش خواهند داد. تیمار ۱٪ زئولیت باعث افزایش کمتری در غلظت کلر محلول خاک نسبت به ۵٪ زئولیت شده بود و مشاهده شد این تیمار سبب کاهش غلظت کادمیم در گیاه شد. که احتمالا دیگر ویژگی‌های زئولیت مانند خاصیت تبادل کاتیونی و سطح ویژه بالا بر افزایش شوری خاک، غلب بوده و سبب کاهش کادمیم قابل دسترس گیاه و در نتیجه کاهش جذب در گیاه شده است. کاهش درصد کادمیم قابل عصاره‌گیری با DTPA در تیمار ۱ ٪ زئولیت نشان داد که در این تیمار مقدار کادمیم قابل دسترس و قابل جذب برای گیاه کمتر بوده که در نتیجه مقدار جذب نیز کاهش یافته است. نوربخش (۱۳۸۵) در پی تحقیقی گزارش کرد که با افزایش غلظت کادمیم به بیش از ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک موجب کاهش رشد گیاهانی همچون گندم، کاهو و تربچه می‌شود. عشقی ملایری (۱۳۸۳) در تحقیقی مشاهده کردند که غلظت‌های بالای ۹۰ میلی‌گرم در لیتر کلرور کادمیم سبب کاهش رشد اندام‌های هوایی در گیاه گوجه فرنگی شده است. بنی هاشمی و همکاران (۱۳۹۰) نشان دادند که کادمیم بیشتر در ریشه آفتاب‌گردان تجمع یافته ولی با افزایش آلودگی آن در خاک، مقدار کادمیم انتقال یافته به اندام هوایی نیز افزایش می‌یابد.

قاسمی و شهابی (۱۳۸۹) گزارش کردند که کادمیم می‌تواند بر عناصر کم‌مصرف و پرمصرف در گیاه اثر گذاشته و باعث تأثیر قابل توجه بر جذب عناصر غذایی شود. هم‌چنین غلظت مواد غذایی در برگ‌ها و ریشه‌ها به‌طور قابل توجهی تحت تأثیر کادمیم تغییر می‌کند. به‌طوری‌که وجود کادمیم در محلول غذایی باعث کاهش جذب روی، منگنز و به مقدار کمتر مس و آهن در برگ گردید. درحالی که در ریشه‌ها جذب منگنز فقط در غلظت ۵۰ میکرومولار کاهش یافت. این نتایج بیانگر این واقعیت است که کادمیم اساسا در تحرک و انتقال عناصر کم‌مصرف به برگ‌ها دخالت دارد (۲۹).

۴-۳-۱- وزن تر

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۴-۳- نشان داد که اثر متقابل تیمار آلاینده‌ها و جاذب‌ها تأثیر معنی داری در سطح ۱ درصد بر وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج داشت



شکل ۴-۸- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر غلظت وزن تر گیاه اسفناج

BB بیوچار سبوس برنج ، BA بیوچار عناب، ZE زئولیت.

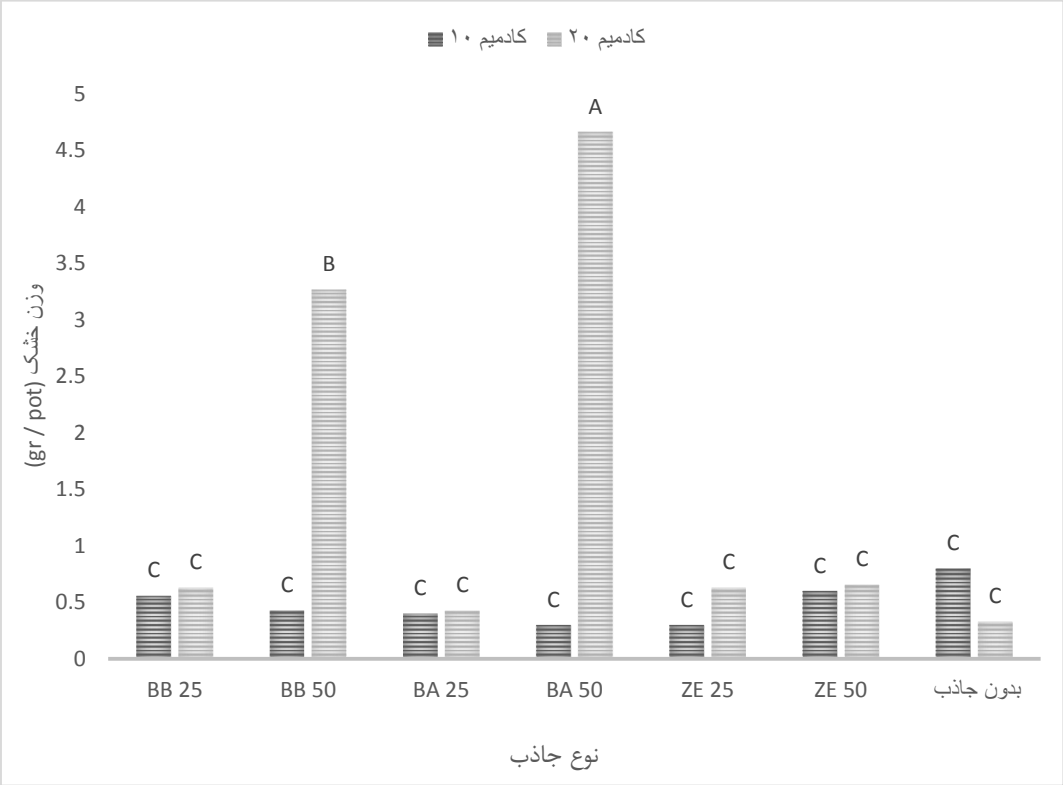
در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابه باشند، از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند (سطح ۱٪)

همانطور که در شکل (۴-۸) مشاهده شد که بطور کلی با بالا رفتن غلظت کادمیم خاک از وزن تر اندام هوایی گیاه اسفناج کاسته شد. در این بین جاذب های استفاده شده هم توانستند تغییراتی را در میزان وزن تر بوجود آورند. بنابراین مقایسه میانگین‌ها نشان داد که با افزایش سطوح کادمیم، وزن تر گیاه اسفناج کاهش یافت و این در حالی بود که تیمار دارای کادمیم، و فاقد جاذب بود و تیمار Cd۲۰ بدون حضور جاذب یکی از تیمارهایی بود که کمترین وزن تر را نشان داد. همچنین در طی استفاده از کادمیم بدون حضور هیچ کدام از جاذب ها، میزان وزن تر گیاه اسفناج در تیمار۱۰ و ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک به ترتیب برابر۴/۸ و۹/۴ گرم بودند. در شکل۴-۸ دیده شد که در زمان استفاده از بیوچار عناب به میزان ۵۰ گرم و در حضور ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیم در خاک بیشترین وزن تر بوته حاصل شد (میزان۱۴/۶۷ گرم). کمترین وزن تر گیاه مربوط به تیمار ۱۰ کادمیم ، و بیوچار عناب به میزان ۲۵ گرم بود(۴/۲ گرم). این شکل (۴-۸) بیانگر اثر معنی‌دار سطوح مختلف غلظت کادمیم (۱۰و ۲۰) و تأثیر میزان جاذب‌های مختلف بر صفت وزن تر بخش هوایی گیاه اسفناج بود. به‌طوری‌که مشاهده شد به‌طورکلی با افزایش سطوح جاذب‌ها، وزن تر گیاه اسفناج نیز اندکی افزایش پیدا کرد. سایمون و ابرهارد (۲۰۰۰) طبق تحقیقی گزارش کردند که با افزایش غلظت کادمیم به میزان ۲ تا ۵ میلی‌گرم بر لیتر وزن تر سوخ در گیاه سیر کاهش یافته است. در گزارشی توسط آقا عباسی و همکاران (۱۳۹۲)، که به بررسی تأثیر کادمیم بر پارامترهای مورفولوژیک و فیزیولوژیک گیاهچه کلزا انجام دادند و گزارش کردند که افزایش میزان غلظت کادمیم کاهش معنی‌داری در درصد جوانه‌زنی، وزن خشک، وزن تر، طول اندام‌های هوایی گیاه و مقدار کلروفیل ندارد. قانی (۲۰۱۰) گزارش کرد که بررسی اثر غلظت‌های مختلف کادمیم (۹، ۶، ۳، ۰ و ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بر ارقام ماش نشان داد که با افزایش مقدار کادمیم، وزن تر و خشک گیاه در همه ارقام کاهش یافت اما واکنش ارقام در کاهش وزن متفاوت بود. حیات و همکاران (۲۰۱۱) مشاهده کردند که سمیت کادمیم باعث کاهش طول و وزن اندام هوایی ریشه گوجه فرنگی شد ولی کاهش وزن ریشه بیشتر از وزن اندام هوایی کاهش یافت.

سازمان بهداشت جهانی، حد مجاز کادمیم در محصولات کشاورزی را ۰/۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم عنوان نموده است (روحانی و همکاران، ۱۳۹۱).

۴-۳-۲- وزن خشک

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول ۴-۳- نشان داد اثر متقابل تیمار آلاینده‌ها و جاذب‌ها تأثیر معنی‌داری در سطح یک درصد، بر وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج داشت.



شکل ۴-۹- مقایسه میانگین اثرات متقابل آلاینده و جاذب بر وزن خشک گیاه اسفناج

BB بیوچار سبوس برنج ، BA بیوچار عناب، ZE زئولیت.

در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشابه باشند، از نظر آماری تفاوت معنی‌داری ندارند (سطح ۱٪)

همانطور که در این شکل (۴-۹) مشاهده شد با افزایش میزان کادمیم مصرفی میانگین وزن خشک اندام هوایی کاهش یافت و این کاهش در تمامی سطوح از نظر آماری معنی‌دار بود. ولی در طی کاربرد ۵۰ گرم بیوچار عناب و بیوچار سبوس برنج، افزایش وزن خشک مشاهده شد. اما یکی از تیمارهایی که

بیانگر کمترین وزن خشک بود مربوط به تیماری بود که در آن هیچ‌گونه جاذبی به کار برده نشد (Cd۲۰) بنابراین می‌توان اظهار کرد که افزودن کادمیم به محیط کشت، کاهش وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج را در پی داشت. در همه تیمارهایی که جاذب بکار برده شد، افزایش وزن خشک مشاهده نشد و می‌توان گفت که افزایش وزن خشک در دو تیمار فوق به علت حضور جاذب‌ها به مقدار بیشتر بود. زیرا در تیمارهایی که جاذب وجود نداشت، و یا در تیمارهایی که جاذب به مقدار کم وجود داشت کاهش وزن خشک مشاهده شد. میزان این صفت در نمونه‌های بدون جاذب به ترتیب در طی مصرف ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم ، ۰/۸ گرم و در طی مصرف ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم، ۰/۳۳ گرم را نشان دادند. جاذب های مختلف به گونه های متفاوتی سبب تغییر این صفت اندام هوایی گیاه اسفناج شدند به‌طوری‌که بیش‌ترین وزن خشک را بیوچار عناب ۵۰ گرم به میزان ۴/۶۶ گرم در طی مصرف ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم نشان داد. همچنین در این شکل مشاهده شد که کمترین وزن خشک اندام هوایی گیاه اسفناج مربوط به زئولیت ۲۵ گرم به میزان ۰/۳ گرم با مصرف ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم نشان داد. البته بقیه تیمارها (به جز تیمارهای مربوط به بیشترین وزن خشک) تأثیری مشابه تیمار زئولیت ۲۵ گرم داشتند و به لحاظ آماری در یک سطح قرار گرفتند.

بولان و همکاران (۲۰۰۳) گزارش کردند که بین میزان غلظت کادمیم محلول خاک و وزن خشک اسفناج رابطه معکوس وجود داشت. استریت و همکاران (۲۰۱۰) گزارش کردند که در حضور کادمیم وزن خشک شاخه گیاه کاهو و اسفناج کاهش پیداکرد. کاسیو و همکاران (۲۰۰۴) در پژوهشی به این نتیجه رسیدند که وزن خشک برگ‌ها در گیاه *Arabidopsis halleri* (بیش انباشته‌گر کادمیم) که با غلظت ۲/۵ میلی‌گرم بر لیتر کادمیم تیمار شده بود، معادل ۲۶ درصد (در مقایسه با شاهد) کاهش یافت. گزارشی توسط عشقی میری (۱۳۸۳) ارائه شده که با افزایش غلظت نیترات کادمیم به ۳۰ میلی‌گرم در لیتر وزن خشک اندام‌های هوایی و وزن خشک اندام‌های ریشه در گیاه گوجه فرنگی کاهش یافت. در تحقیقی توسط روحانی و همکاران (۱۳۹۱)، مشاهده کردند که وزن خشک اندام هوایی کاهو تحت تأثیر کاربرد کادمیم به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. در بررسی توسط علی و همکاران (۲۰۱۵) مشاهده شد

که در گیاه کلم، با افزایش میزان غلظت کادمیم در محیط کشت گیاه از درصد جوانه‌زنی بذر و وزن تر گیاه کاسته شد. در پژوهشی توسط ادیل اغلو (۲۰۰۲) مشاهده شد که در اثر افزودن کادمیم به خاک وزن خشک گیاه گندم، جو و ذرت کاهش یافت. کریمیان (۲۰۱۰) در پی تحقیقی در مورد گیاه اسفناج دریافتند که با افزایش میزان غلظت کادمیم در خاک بر انباشت آن در ریشه و برگ گیاه اسفناج افزوده شد. در تحقیق دیگری توسط بجریل و همکاران (۲۰۰۲) مشاهده شد که با افزایش غلظت کادمیم بیوماس و رشد ریشه گیاه لوبیا کاهش یافت. روزا و همکاران (۲۰۰۴) در تحقیقی گزارش کردند که درگیاه *Salsola kali* که به عنوان گیاه مقاوم به کادمیم معرفی شد، تیمار ۵ میلی‌گرم بر لیتر کادمیم باعث کاهش ۳۱ درصدی در وزن خشک بخش هوایی شده است.جهانبخشی و همکاران (۲۰۱۵) در تحقیقات انجام شده در گیاهان اسفناج دریافتند که با افزایش میزان غلظت کادمیم بر انباشت آن در بخش هوایی گیاهان مورد مطالعه افزوده شد. نیسی و همکاران (۱۳۹۳) طی تحقیقی تحت عنوان گیاه پالایی فلزات سنگین به وسیله گیاه آفتاب‌گردان، گزارش کردند که تفاوت معنی‌داری بین غلظت فلز کادمیم در اندام هوایی و ریشه آفتاب‌گردان وجود داشت. راتکیتیخوم و همکارانش (۲۰۰۶) با بررسی میزان جذب فلز سرب در گیاهان اطراف معدن سرب به این نتیجه رسیدند که در مناطقی که میزان سرب بالا است، مقدار سرب در ریشه گیاهان این مناطق بیشتر است. در تحقیقی چراتی و خانلریان (۱۳۹۰) گزارش کردند که با وجود آنکه میزان جذب کادمیم در خاک‌های غرقابی و برای محصول برنج بسیار کم می‌باشد ولی قابلیت جذب آن در خاک‌های غیر غرقابی و به‌خصوص برای محصول اسفناج به شدت افزایش می‌یابد، بطوریکه میانگین جذب کادمیم اسفناج در خاک‌های تیمار نشده که میزان کادمیم قابل استفاده آن‌ها بسیار کم می‌باشد. ۰/۶۵ میکروگرم کادمیم در گرم ماده خشک اسفناج تعیین گردید که این موضوع بیانگر افزایش قابلیت جذب کادمیم در خاک‌های غیر غرقابی و توانایی محصول اسفناج در تجمع کادمیم می‌باشد از طرفی با وجود آنکه میزان بازیابی کادمیم اضافه شده به خاک برای محصول برنج بسیار کم می‌باشد و از حد میکروگرم در کیلوگرم (پی پی بی) تجاوز نمی‌کند ولی کادمیم باقی‌مانده در خاک سبب افزایش فوق العاده زیاد غلظت کادمیم اسفناج گردیده و میانگین

غلظت آن را تا حد۵/۶ میکروگرم کادمیم در گرم ماده خشک اسفناج افزایش داده است که در مقایسه با شاهد افزایشی معادل ۸۶۰ درصد را نشان داد. نجفی قیری و رحیمی (۱۳۹۳) طبق مطالعه‌ای به این نتیجه رسیدند که مخلوط ورمی‌کمپوست و زئولیت علاوه بر تأثیر بر افزایش میزان وزن خشک اسفناج کاهش کمتری در غلظت آهن گیاه را به دنبال خواهد داشت. از طرف دیگر تأثیرات ورمی‌کمپوست با توجه به تجزیه آن در خاک پایداری کمی دارد که با استفاده از زئولیت که ترکیبی بسیار بادوام‌تر است می‌تواند افزایش یابد. به‌طورکلی توصیه می‌شود از مخلوط زئولیت و ورمی‌کمپوست به جای ورمی‌کمپوست در کشت اسفناج استفاده گردد. زئولیت تأثیری بر وزن خشک اسفناج نداشت. هرچند گزارشاتی در رابطه با افزایش وزن خشک گیاه در نتیجه کاربرد زئولیت وجود دارد. پژوهش‌های متعددی نشان داده است که وقتی گیاهان در معرض غلظت‌های بالای فلزات سنگین قرار می‌گیرند، وزن تر و خشک گیاه و طول بخش هوایی و ریشه گیاه کاهش می‌یابد (کشته‌گر و همکاران، ۱۳۹۳).

نتیجه‌گیری و پیشنهادات

نتیجه گیری

زئولیت، بیوچار عناب و بیوچار سبوس برنج سبب کم‌ترین میزان جذب روی در گیاه اسفناج شدند. و بیوچار سبوس برنج و بیوچار عناب سبب کمترین میزان جذب کادمیم توسط گیاه اسفناج شدند. در آخر بیوچار عناب و زئولیت میزان جذب سرب در گیاه اسفناج را به کمتر از حدود استاندارد رساندند. با توجه به اینکه ترکیبات مورد استفاده حاوی نیترات بود بنابراین به نظر می‌رسد افزایش مقدار عناصر مذکور همراه با افزایش نیترات باعث افزایش نسبی عملکرد شده است. به‌طورکلی افزودن جاذب‌ها در هر سه مورد (کادمیم، سرب و روی) باعث افزایش اندک وزن خشک و وزن تر گیاه شد (مقایسه بین تیمارهای دارای جاذب) ولی در تیمارهایی که جاذب حضور نداشت کادمیم باعث کاهش وزن تر و خشک اندام هوایی گیاه اسفناج شد ولی عناصر سرب و روی برعکس کادمیم باعث افزایش معنی‌دار وزن خشک و تر اندام هوایی گیاه اسفناج شدند. در این آزمایش با کاربرد جاذب‌های مختلف به عنوان اصلاح کننده برای کاهش غلظت سرب، کادمیم و روی در گستره غلظت‌های پایین تا بالا انجام شد نتایج نشان دهنده آن بود که این مواد همگی توانایی جذب سرب، کادمیم و روی را دارند در بین همه مواد بیوچار توانایی بیشتری در جذب این عناصر داشت. تهیه بیوچار ارزان و با استفاده از مواد اولیه‌ای که به عنوان ضایعات تلقی میشوند انجام میگیرد. باتوجه به این‌که زئولیت می‌تواند در تثبیت این عناصر سنگین مؤثر باشد بنابراین به نظر می‌رسد می‌توان از اثرات مثبت این ماده در تعدیل اثرات منفی فلزات سنگین در خاک‌های آلوده در رشد گیاهان و به تبع آن در بهبود سلامتی انسان بهره برد. غلظت سرب در اسفناج (برگ)، بین ۵/۵ تا ۲۲/۶ و میانگین ۱۴/۹ گزارش شده است (سریکانت و ردی، ۱۹۹۱) که (در این تحقیق میانگین های غلظت سرب در اسفناج ۲۰/۹۳-۸/۵۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم بدست آمد) با توجه به نتایج حاصل میتوان گفت که چون غلظت سرب بدست آمده در این تحقیق از حد مجاز کمتر بود پس میتوان گیاه اسفناج این تحقیق را به عنوان خوراکی مصرف کرد. سطح استاندارد غلظت کادمیم برای اسفناج ۰/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که کمتر از نتایج بدست آمده در این مطالعه است

(میانگین غلظت‌های نتایج این تحقیق بین ۲۵/۸۱-۱۴/۳۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم)، بنابراین نمیتوان از سبزی اسفناج این تحقیق استفاده خوراکی کرد.

سطح استاندارد غلظت فلز روی نیز برای سبزی اسفناج ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم (WHO/FAO) گزارش شد که میانگین غلظت فلز روی در این تحقیق ۷۳/۲۷-۴۰/۷۵ کمتر و بیشتر از حدود استاندارد را نشان داد بنابراین در نمونه‌هایی ک غلظت روی کمتر از استاندارد بود (۴۰/۷۵) سبزی اسفناج آلوده نبوده ولی در نمونه‌هایی که غلظت روی از حد استاندارد بیشتر بود سبزی اسفناج آلوده و سمی بود و ممکن حالت سمیت ایجاد کند و دیگر نمی‌توان از آن سبزی اسفناج مصرف کرد.

۵-۲- پیشنهادات

۱- بررسی مقایسه اثر بیوچارهای تولید شده از سایر محصولات کشاورزی و ضایعات در حذف آلودگی‌ها

۲- بررسی تأثیر سایر کانی‌های رسی بر جذب گیاهی فلزات سنگین در سایر سبزیجات

۳- استفاده از جاذب‌های ارزان قیمت بر رشد و عملکرد گیاهان و سایر سبزیجات

منابع مورد استفاده

آقا عباسی، ک.، بی‌باک، ح.، قطب‌زاده، س. ۱۳۹۲. بررسی تأثیرات کادمیم بر پارامترهای مورفولوژیک و فیزیولوژیک گیاهچه‌های کلزا. اولین همایش ملی زیست پالایی. دانشکده مهندسی شیمی و نفت. دانشگاه صنعتی شریف تهران.

اسلامی، ا.، نعمتی، ر. ۱۳۹۴. بررسی حذف فلزات سنگین از محیط‌های آبی با استفاده از فن‌آوری زیست پالایی(مطالعه مروری). فصلنامه بهداشت در عرصه دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی- دانشکده بهداشت. شماره۲: ص ۴۳-۵۱.

اسدی، ع. ۱۳۸۹. تأثیر آلاینده‌های محیطی بر ساختار درونی و برخی اعمال بیوشیمیایی و فیزیولوژیکی دو گیاه (اکالیپتوس و کنار) در شرایط آب و هوایی استان خوزستان. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد زیست گیاهی. دانشگاه پیام نور. ص۱۰.

اخلاصی، ج.، رضائی، م.، مظلومی، س.م.، رضائی، س.، زارعی، س.ح. ۱۳۹۲. بررسی میزان فلزات سنگین سرب، روی،مس و کادمیم در سبزیجات کاشته شده شهر شیراز. علوم و صنایع غذایی ایران.

ارس خلجی، م.، سیدنژاد، س.م.، انتشاری، ش. ۱۳۹۲. تأثیر آلودگی هوا بر برخی شاخص‌های فیزیولوژیکی در گیاه کنوکارپوس در منطقه صنعتی صنایع فولاد اهواز. همایش ملی مهندسی و مدیریت کشاورزی، محیط زیست و منابع طبیعی پایدار. ص۱-۸.

اطاری، م.، دبیری، ر.، اسحاقی ایل بیگی، س.، جغتایی، ح.ح. ۱۳۹۴. ارزیابی زیست محیطی آلودگی خاک منطقه فرومد به فلزات سنگین با استفاده از استخراج ترتیبی. فصلنامه علمی پژوهشی زمین‌شناسی محیط زیست. شماره۱:۳۱-۹.

اوستان، ش. ۱۳۸۹. شیمی خاک با نگرش زیست محیطی. انتشارات دانشگاه تبریز

بلادی، س. م.، کاشانی، ع.، حبیبی، د.، پاک‌نژاد، ف. ۱۳۸۹. ارزیابی توزیع فلزات سنگین سرب و مس و نقش دو آنزیم آنتی اکسیدان در یونجه. مجله زراعت و اصلاح نباتات. شماره۴: ص۷۳-۸۴.

برزین، م.، خیرآبادی، ح.، افیونی، م. ۱۳۹۴. بررسی آلودگی برخی فلزات سنگین خاک‌های سطحی استان همدان با استفاده از شاخص‌های آلودگی. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک. شماره۷۲: ص۶۹-۷۹.

بنی‌اردلان، س.، پری زنگنه، ع.ح.، غضبان، ف.، زمانی، ع.ع. ۱۳۹۱. ژئوشیمی زیست محیطی فلزات بالقوه سمی در منطقه زرشوران در استان آذربایجان غربی. اولین همایش ملی حفاظت و برنامه‌ریزی محیط زیست. ص۱-۱۰.

بوالحسنی، ز.، رونقی، ع.م. ۱۳۹۶. ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی بیوچار پوسته برنج در دماهای مختلف. پانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ص۱-۵.

بوسعیدی، ن. ۱۳۹۲. حذف کروم و فنل از آب‌های آلوده به وسیله جاذب‌های زیستی. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد مهندسی محیط زیست. دانشگاه بیرجند، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست.

بهمنیار، م.ع.، شهابی، م.، بحرالعلومی، م.ج. ۱۳۹ . تأثیر آبیاری با پساب شهری و صنعتی استان مازندران بر تجمع برخی از عناصر سنگین در گیاهان برنج و اسفناج. ص۱-۴.

بهشتی، م.، علیخانی، ح. ع.، متشرع‌زاده، ب.، محمدی، ل. ۱۳۹۵. تغییرات کیفیت بیوچار تولید شده از کود گاوی در طی فرآیند پیرولیز آهسته در دماهای مختلف. تحقیقات آب و خاک ایران.شماره۱: ص۲۵۹-۲۶۷.

بهشتی، م.، آهنگری، ا.، علیخانی، ح.ع. ۱۳۹۴. بیوچار و نقش آن در اصلاح خاک. سومین همایش ملی انجمن‌های علمی- دانشجویی رشته‌های کشاورزی و منابع طبیعی. ص۱-۱۲.

بهنام، ه.، فرخیان فیروزی، ا.، معزی، ع. ا. ۱۳۹۵. تأثیر بیوچار و کمپوست باگاس نیشکر بر برخی ویژگی‌های مکانیکی خاک. نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک. شماره۴

بهادری، ر.، کریمی اورگانی، ف. ۲۰۱۷. بررسی اثر استفاده از بیوچار در حذف فلزات سنگین از محلول آبی آلوده. چهارمین کنفرانس بین‌المللی پژوهشی کاربردی در علم شیمی و بیولوژی. ص ۱-۱۲.

بی‌ریا، م.، معزی، ا. ا.، عامری‌خواه، ه. ۱۳۹۶. تأثیر بیوچار باگاس نیشکر بر رشد گیاه ذرت در خاک آلوده به کادمیم و سرب. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). شماره۲: ص ۶۰۹.

پارسا دوست، ف.، بحرینی نژاد، ب.، صفری سنجانی، ع. ا.، کابلی، م. م. ۱۳۸۶. گیاه‌پالایی عنصر سرب توسط گیاهان مرتعی و بومی در خاک‌های آلوده منطقه ایران کوه (اصفهان). پژوهش و سازندگی در منابع طبیعی. شماره۷۵

پورمقدم، م. ۱۳۸۹. نگاهی به پتانسیل‌های مهم زئولیتی ایران. پژوهشگاه علوم انسانی و مطالعات فرهنگی پرتال جامع علوم انسانی. شماره۶۲: ص ۷۲-۷۵

تابنده، ل.، طاهری، م. ۱۳۹۵. ارزیابی مواجهه با فلزات سنگین مس، روی، کادمیم و سرب در سبزیجات کشت شده در مزارع استان زنجان. مجله سلامت و محیط زیست، فصلنامه علمی پژوهشی. شماره ۱:ص ۴۱.

تاجیک‌خواری، ع.، عرب حلوایی، ا.ح.، قدیانی، ا.ر.، فروزان یزدانی، ا. ۱۳. حذف فلزات سنگین کادمیم و سرب از محیط آبی توسط جذب سطحی بر روی پوست موز اصلاح شده. جشنواره ملی دانش‌آموزی ابن سینا. ص ۱-۱۱.

تحسینی، ه.، گویلیان، ه. ۱۳۹۵.ارزیابی ریسک غذایی فلزات سنگین (کادمیم، سرب، روی و مس) ناشی از مصرف محصولات زراعی توزیع شده در شهر سنندج. مجله علوم پزشکی زانکو. ص ۷۲.

جزینی، ر.، سلیمانی، م.، میرغفاری، ن.ا. ۱۳۹۳. جذب فلزات سنگین از محلول‌های آبی با استفاده از بیوچار حاصل از کاه گندم و سبوس برنج. دومین همایش ملی مهندسی و مدیریت کشاورزی محیط زیست و منابع طبیعی پایدار. ص ۱-۱۴.

جعفری، م.، معمری، م.، جهانتاب، ا.، ضرغام، ن. ا. ۱۳۹۶. تأثیر کمپوست زباله شهری و بیوچار بر توانایی گیاه‌پالایی گونه *Bromus tom entellus Bios*درشرایط گلخانه‌ای. نشریه ی علمی پژوهشی مرتع. شماره۲: ص۱۹۴-۲۰۶.

جوانمردی، پ.، تکدستان، ا.، جلیل‌زاده ینگجه، ر. ۱۳۹۷. کارایی زئولیت طبیعی کلینوپتیلولایت جهت جذب فلز سرب از محلول‌های آبی و تعیین ایزوترم و سینتیک جذب. مجله آب و فاضلاب. شماره۱:ص ۱۱۴-۱۰۸

جهانبازی، ث.، نوروزی، س. ۲۰۰۸. جهانی در دست زئولیت‌ها. همایش بین المللی زئولیت ایران. -IIZC 08-340 .ص ۱-۶

چراغی، م.، همکاران. ۱۳۹۲. ارزیابی بهداشتی فلزات سنگین آرسنیک و روی در برنج‌های کشت شده در استان فارس مزارع فیروزآباد. بهداشت مواد غذایی. دوره۳. شماره۳.

چراغی، م.، قبادی، آ. ۱۳۹۳. ارزیابی خطر سلامتی فلزات سنگین (کادمیم، نیکل، سرب و روی) در سبزی جعفری برداشت شده از برخی مزارع شهر همدان. طلوع بهداشت دو ماهنامه علمی پژوهشی دانشکده بهداشت یزد. شماره۴(شماره مسلسل:۴۶): ص ۱۲۹-۱۴۳

حجازی‌زاده، ا.، غلامعلی‌زاده آهنگر، ا.، قربانی، م. ۱۳۹۵. تأثیر بیوچار بر جذب سرب و کادمیم لجن فاضلاب کارخانه‌های کاغذ توسط آفتابگردان. نشریه دانش آب و خاک. شماره۲: ص۲۵۹-۲۷۱.

حسینی، س.ا.، زارعی، م.، موسوی، س.ع.ا.، پریدار، ز.، مظفری، ح. ۱۳۹۶. اثر باکتری محرک رشد و زئولیت بر برخی ویژگی‌های مورفولوژیک اسفناج تحت شرایط متفاوت رطوبتی. پانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ص۱-۶.

حسینی، م.ح.، همکاران. ۱۳۹۲. بررسی غلظت فلزات سنگین در پساب و لجن کارخانه کاشی سازی شهر بیرجند در سال ۱۳۸۹. مجله علمی دانشگاه علوم پزشکی بیرجند. دوره۲۰. شماره۱.

حمزه‌نژاد، ر.، سپهر، ا.، صمدی، ع.، رسولی صدقیانی، م.ح.، خداوردیلو، ح. ۱۳۹۶. تأثیر بیوچار بقایای هرس انگور بر توزیع گونه‌های شیمیایی سرب در خاک. پانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ص ۱-۶.

خادم، ا.، رئیسی، ف.، بشارتی، ح. ۱۳۹۶. مروری بر اثرات کاربرد بیوچار بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک. نشریه علمی ترویجی مدیریت اراضی. شماره۱

خالقی، م.، گلچین، ا. ۱۳۹۰. غیر متحرک کردن فلزات سنگین در یک خاک آلوده توسط افزودنی‌های مختلف. پنجمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. ص۱-۸

خسروی، ز.، عربی، ز.، قربانلی، م. ۱۳۹۴. بررسی تأثیر برخی خصوصیات خاک بر جذب آرسنیک و کادمیوم توسط گیاه دارویی خار مریم *Silbum Marianum*. نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار. شماره۳

خسروی، ف.، ثواقبی فیروزآبادی، غ. ر.، فرح بخش، ح. ۱۳۸۸. اثر کلرید پتاسیم بر جذب کادمیوم توسط کلزا و آفتابگردان در یک خاک آلوده. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). شماره۳: ص ۲۸-۳۵.

خداویسی، و.، خلیلی مقدم، ب.، نادیان، ح.ا. ۱۳۹۷. تأثیر نفت سفید بر غلظت برخی از عناصر سنگین در سه نوع سبزی: جعفری، گشنیز و هویج. همایش ملی آلاینده‌های کشاورزی و سلامت غذایی، چالش‌ها و راهکارها. ص ۱۰۴-۱۰۸

خیرآبادی، ح.، خوشگفتارمنش، ا. ح.، خانمحمدی، ز. ۱۳۹۱. تأثیر برخی از ویژگی‌های خاک بر قابلیت دسترسی روی برای ذرت در تعدادی از خاک‌های آهکی استان اصفهان. مجله علوم وفنون کشاورزی ومنابع طبیعی، علوم آب وخاک. شماره۶۲: ص

چراتی، ع.، خانلریان، م. ۱۳۹۰. مطالعه تأثیر روی و کادمیم باقی‌مانده بر جذب و غلظت کادمیم در اسفناج. اولین همایش ملی مباحث نوین در کشاورزی. دانشگاه آزاد اسلامی واحد ساوه. ص۱-۴.

دبیری،م.۱۳۸۲، آلودگی محیط زیست (هوا، آب، خاک، صوت). انتشارات اتحاد

درخور، س.م.، نوذری، ه. ۱۳۹۶. آلودگی خاک . هفتمین همایش سراسری کشاورزی و منابع طبیعی پایدار، ص۱-۱۹.

دلفیه، م.، حجتی، س.، صدیقی دهکردی، ف. ۱۳۹۴. تأثیر افزودن کانی‌های سپیولیت و پالیگورسکیت به یک خاک آلوده بر جذب عناصر کادمیم و سرب توسط اسفناج (*Spinacia Oleracea*). نشریه پژوهش‌های خاک. شماره۴: ص۴۳۶-۴۴۸.

دهرآزما، ب.، رحمتی، ش.، اصغری، ح. ر.، صادقیان، م. ۱۳۹۴. ارزیابی تأثیر معدن متروکه مس چغندر سر بر غلظت عناصر سنگین در خاک و گیاهان بومی منطقه جنوب غرب عباس‌آباد. نشریه علمی-پژوهشی مهندسی معدن. شماره۲۷: ص ۸۱-۹۴.

دیانت مهارلویی، ز.، سپهری، م.، یثربی، ج. ۱۳۹.تأثیر بیوچار و قارچ اندوفیت *piriformospora indica* بر غلظت برخی عناصر در خاک آلوده به روی پس از برداشت ذرت. سومین کنگره ملی توسعه و ترویج مهندسی کشاورزی و علوم خاک ایران. انجمن توسعه و ترویج علوم و فنون بنیادین. ص۱-۹.

زیارتی، پ.، رازافشا، آ. ۱۳۹۵. بررسی قدرت جذب زیستی پوست لیموترش در حذف فلزات سنگین سرب، کادمیم و نیکل از برنج صدری آستانه اشرفیه. سومین کنفرانس بین المللی نوآوری‌های اخیر در شیمی. مهندسی شیمی

رجایی، م. ۱۳۸۵. تأثیر زمان، سطوح و منابع کادمیم و نیکل بر شکل‌های شیمیایی رشد و جذب این دو عنصر توسط اسفناج. رساله دکتری. بخش خاکشناسی. دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز.

رجبی، م.، سوری، ب. ۱۳۹۴. ارزیابی مقادیر فلزات سنگین در ذرات گرد و غبار باریده بر شهرهای سنندج، خرم آباد و اندیمشک در غرب ایران. مجله سلامت و محیط، فصلنامه‌ی علمی پژوهشی انجمن علمی بهداشت محیط ایران. دوره هشتم . شماره اول: ۱۱-۲۲.

رجبی، ح.، صفرزاده، ص.، کریمیان، ن.ع.، رونقی، ع.م. ۱۳۹۳. اثر بیوچار تفاله پسته و لجن فاضلاب بر جذب روی به‌وسیله اسفناج. اولین همایش ملی مدیریت پایدار منابع خاک و محیط زیست. ص۱-۶.

رحیم‌پور، ف.، عباس‌پور، ر.ع. ۱۳۹۳. پهنه بندی آلودگی فلزات سنگین خاک با استفاده از روش‌های کریجینگ و توابع پایه شعاعی شهرستان هریس. فصلنامه علمی پژوهشی اطلاعات جغرافیایی، دوره۲۳. شماه۹۱.

رحیمی، ق.، نظری، س.، خادمی جلگه‌نژاد، ا. ۱۳۹۶. اثر کاربرد بیوچار بر روی همدمای جذب کادمیم در خاک اسیدی. پانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ص۱-۵.

رشیدشمالی، آ.، خداوردیلو، ح.، صمدی، ع. ۱۳۹۰. پالایش خاک آلوده به روی توسط برخی گیاهان وحشی. اولین همایش فناوری‌های پالایش در محیط زیست.ص ۱-۱۱.

رضاخانی، ل.، گلچین، ا.، شفیعی، س. ۱۳۹۱. تأثیر سطوح مختلف مس و کادمیم بر رشد و نمو و ترکیب شیمیایی اسفناج. مجله زراعت و اصلاح نباتات. شماره۱: ص۸۷-۱۰۰.

رضاخانی، ل.، گلچین، ا.، نظامی، م.ط.، مظفری، م. ۱۳۸۹. آلودگی خاک به مس و کادمیم و تأثیر آن بر رشد و نمو و غلظت عناصر در اسفناج. اولین همایش ملی کشاورزی پایدار و تولید محصول سالم. پایتخت فرهنگ و تمدن ایران اسلامی- اصفهان. مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان. ص۱-۴.

روحانی، س.خ.، سماوات، س.، معز، ا. ۱۳۹۱. ارزیابی اثر بخشی زئولیت بر جذب کادمیم بر وزن ماده خشک در گیاه کاهو. مجله زراعت و اصلاح نباتات. شماره۲:ص ۶۱-۶۹.

سامانی مجد، س.، تائبی، ا.، افیونی، م. ۱۳۸۶. آلودگی خاک حاشیه‌ی خیابان‌های شهری به سرب و کادمیم. محیط شناسی. شماره۴۳: ص۱-۱۰.

سعادت، ک.، بارانی مطلق، م. ۱۳۹۲. تأثیر زئولیت کلینوپتیلولیت طبیعی ایران بر جذب سرب و کادمیم لجن فاضلاب کاربردی توسط ذرت (Zea mays L.). نشریه پژوهش‌های حفاظت آب و خاک. شماره۲۰(۴): ۱۲۳-۱۴۳.

سلماسی، ر. ۱۳۷۴. بررسی حرکت نیکل، کادمیم و سرب در خاک‌های جنوب تهران. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد.

شاهمرادی، س.، افیونی، م.، حاج‌عباسی، م. ع.، خوشگفتارمنش، ا. ح.، شیروانی، مهران. ۱۳۹۶. تأثیر زئولیت و بنتونیت بر دسترسی زیستی روی، کادمیم و سرب در یک خاک آلوده تحت کشت آفتابگردان. نشریه علوم آب و خاک (علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی).شماره۲.

شعبانخانی، ب.، آزادبخت، م.، شکرزاده لموکی، م.، بهرامی قانع، ش. ۱۳۸۰. اندازه‌گیری میزان سرب و کادمیم در دوسبزی اسفناج و تربچه شهرستان ساری در پاییز۱۳۷۸. مجله علمی- پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی مازندران. شماره۳۰.

شهبازی، ع.، سفیانیان، ع. ر.، میرغفاری، ن. ا.، عین قلایی، م. ر. ۱۳۹۱. بررسی آلودگی فلزات سنگین خاک با استفاده از شاخص‌های فاکتور آلودگی، زمین انباشتگی و شاخص جامع فاکتور آلودگی(مطالعه موردی: شهرستان نهاوند). محیط زیست وتوسعه. شماره۵: ص ۳۱-۳۸.

شهبازی، ع. ۱۳۹۱. بررسی آلودگی فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های فاکتور آلودگی، زمین انباشتگی، شاخص جامع فاکتور آلودگی در شهرستان نهاوند. مجله محیط زیست و توسعه. ۵: ۳۱-۳۸.

صفاری، م. ۱۳۹۶. بررسی اثرات کاربرد پساب فاضلاب شهری و چند بهساز خاک بر رشد و ترکیب شیمیایی ذرت در یک خاک آهکی آلوده شده به عناصر سنگین. چهاردهمین همایش ملی آبیاری و کاهش تبخیر دانشگاه شهید باهنر. ص ۱-۹.

صفاری انارکی، ن.، حاج‌عباسی، م.ع.، شیرانی، ح.، مصدقی، م.ر. ۱۳۹۶. مقایسه برخی ویژگی‌های بیوچارهای با منشأ گیاهی و حیوانی . پانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ص۱-۵.

طرفی، م.، دریکوند ، ا.، بابایی‌نژاد، ت. ۱۳۹۵. کارایی جذب سطحی باگاس نیشکر به‌صورت خام، فرآوری‌شده و بیوچار در حذف فلزات سنگین از پساب‌های صنعتی. هشتمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. تهران ، انجمن مهندسی محیط زیست ایران. ص ۱-۱۰.

عابدی کوپایی، ج.، ملایی، ر.، اسلامیان، س. ۱۳۹۱. اثر کاربرد زئولیت بر جذب کادمیم توسط گیاه اسفناج تحت تیمار پساب. همایش ملی جریان و آلودگی آب. ص۱-۱۱.

عباس‌پور، ف. ۱۳۹۴. بیوچار: راهکاری نوین در تولید محصول و کاهش آلودگی‌های زیست محیطی. سومین کنفرانس بین المللی پژوهش‌های کاربردی در علوم کشاورزی. ص ۱-۹.

عشقی ملایری، ب. ۱۳۸۳. بررسی تفاوت اثرات نیترات و کلرور کادمیم در رشد بوته‌ها و جذب و ذخیره‌سازی کادمیم در ریشه و اندام هوایی گوجه فرنگی در محیط هیدروپونیک، مجله محیط‌شناسی، شماره ۳۰(۳۵): ۸۸-۸۵.

علافر، ع.، احمدی، ع.، بومری، م. ۱۳۹۲. پتروگرافی و ژئوشیمی کانی‌های زئولیتی در گدازه‌های مافیک منطقه حرمک شمال زاهدان. پترولوژی. شماره۱۵: ۱-۱۶.

علیدادی، ح.، مقیسه، ز.، دهقان، ع. ا. ۱۳۹۳. غلظت فلزات سنگین (سرب و کادمیم) در سبزیجات مصرفی شهر مشهد در سال۱۳۹۰. مجله دانشگاه علوم پزشکی خراسان شمالی. شماره۶(۱): ص ۸۹-۹۷

علی‌پور، ن.، همایی، م.، مظهری، م. ۱۳۹۱. بررسی امکان پالایش گیاهی سرب از خاک‌های آلوده به وسیله گونه شورپسند *Cheopodium ALbumL*. اولین همایش بین المللی بحران‌های زیست محیطی و راهکارهای بهبود آن. ۲۶-۲۵ بهمن

غدیری بیدهندی، س.، فرپور، م.ه.، حجازی مهریزی، م. ۱۳۹۳. بررسی توانایی گیاه فستوکای بلند (*Festuca arundinacea*) در پالایش خاک‌های آلوده به روی. اولین همایش ملی کشاورزی، محیط‌زیست و امنیت غذایی. ص۱.

غفاری، م.، قربانی، ه.، حیدری، م.، غفاری، م. ۱۳۹۳. تأثیر شوری و فلزات سنگین بر رشد، برخی شاخص‌های فیزیولوژیک و عناصر معدنی اسفناج. اولین کنگره بین المللی و سیزدهمین کنگره ملی علوم زراعت و اصلاح نباتات و سومین همایش علوم و تکنولوژی بذر. ص۱-۴.

فتحی دره نیجه، ا.، پارسی‌نژاد، م.، میرزایی، ف.، متشرع‌زاده، ب. ۱۳۹۶. اثر شوری و خاک آلوده به فاضلاب بر جذب کادمیم توسط گیاه ذرت. تحقیقات آب و خاک ایران، شماره ۲: ص۳۵۹-۳۶۸.

فتحی گردلیدانی، ا.، میر سید حسینی، حسین.، فرح‌بخش، محسن. ۱۳۹۵. تأثیر کمپوست قارچ مصرفی و بیوچار باگاس نیشکر بر قابلیت استفاده و جزءبندی فسفر معدنی در یک خاک آهکی. مهندسی زراعی (مجله علمی کشاورزی).شماره۱: ص

فدائی، ا. ۱۳۹۰. حذف کروم از محلول‌های آبی به‌وسیله نانوذرات و جاذب‌های زیست. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد علوم محیط زیست. دانشگاه بیرجند دانشکده کشاورزی گرایش آلودگی محیط زیست. ص۱۷-۱۸.

فریدونی، ج.، گلچین، ا.، شفیعی، س.، رضاخانی، ل. ۱۳۹۰. بررسی پتانسیل گیاه تربچه برای پاکسازی یک خاک آلوده به سرب و تأثیر تشدید کننده‌های جذب بر غلظت سرب و عناصر غذایی در اندام هوایی این گیاه. پنجمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. ص۱-۸

قاسمی، ز.، شهابی، ع.ا. ۱۳۸۹. تأثیر کادمیم بر شاخص‌های فیزیولوژیکی، صفات رویشی و غلظت عناصر غذایی در گیاه گوجه فرنگی در کشت بدون خاک، مجله علوم و فنون کشت‌های گلخانه‌ای. شماره۲: ص۵۵-۶۵.

کارگر، س. ۱۳۹۰. آلودگی فلزات سنگین ناشی از فعالیت کارخانه ذوب روی در خاک جزیره قشم. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد رشته زمین‌شناسی-زیست محیطی. دانشگاه علوم (شیراز). ص۵-۶.

کرباسی، ع.ر.، معطر، ف.، منوری، م.، مسیبی، س.س. ۱۳۸۸. تأثیر آلودگی هوا بر غلظت عناصر سنگین در خاک پارک ملت. علوم و تکنولوژی محیط زیست. دوره۱۰.شماره۴: ص۵۱-۶۳.

کرمی، ش.، رونقی، ع.م. ۱۳۹۶. اثر کاربرد لجن فاضلاب، بیوچار گندم و بیوچار تفاله پسته بر جذب عناصر کم‌مصرف و سنگین در کاه و دانه گندم. پانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ص۱-۵.

کرمی، ش.، رونقی، ع.م. ۱۳۹۶. اثر لجن فاضلاب، بیوچار گندم و بیوچار تفاله پسته بر غلظت عناصر سنگین و برخی ویژگی‌های خاک پس از برداشت گندم. پانزدهمین کنگره علوم خاک ایران. ص۱-۶.

کریمی، م.، صفری، ی. ۱۳۹۷. سنجش خطر آلودگی خاک به فلزات سنگین در اراضی اطراف نیروگاه برق شاهرود. چهارمین کنفرانس بین المللی یافته‌های نوین در علوم کشاورزی، منابع طبیعی و محیط زیست.

کریمی سورند، م.، نوروزی انگنایی، ا.، خلفی خطبسرا، م.ج. ۱۳۹۷. بررسی وضعیت غلظت فلزات سنگین خاک‌های اطراف کارخانه سیمان و اثرات آن. دومین همایش ملی دانش و فناوری علوم کشاورزی، منابع طبیعی و محیط زیست ایران. ص۱-۸.

کریمی، م.، شکوهی، ز.، صفری، ی. ۱۳۹۷. ارزیابی آلودگی خاک به فلزات سنگین در اراضی اطراف کارخانه سیمان شاهرود. چهارمین کنفرانس بین المللی یافته‌های نوین در علوم کشاورزی، منابع طبیعی و محیط زیست. ص۱-۵.

کشته‌گر، م.، صفی‌پور افشار، ا.، سعیدنعمت‌پور، ف. ۱۳۹۳. اثر فلزات سنگین مس و سرب بر برخی صفات رشدی، میزان پرولین و پراکسیداسیون لیپیدی در دو رقم ماش. نشریه علمی- پژوهشی اکوفیزیولوژی گیاهان زراعی.شماره۳ (۱۳): ۳۶۳-۳۷۴.

کلاه کج، ع.ع.، پناهپور، ا. ۱۳۹۳. بررسی جذب و اندوزش کادمیم و سرب توسط گیاه اسفناج در خاک‌های آلوده. همایش ملی ایده‌های نوین در کشاورزی پایدار. دانشگاه آزاد اسلامی واحد بروجرد. ص۱-۶.

کیانی هرچگانی، آ.، افتخاری، س. ع. ا. ۱۳۹۶. ارزیابی میزان غلظت کادمیوم و رشد در سه توده اسفناج(*Spinacia Oleracea L*) بومی ایران در خاک‌های آلوده به کادمیوم. مهندسی زراعی(مجله علمی کشاورزی). شماره۱.

کریم‌پور، م.و.، آدابی، م. ۱۳۷۷. بررسی ترکیب کانی‌شناختی و ژئوشیمی بنتونیت‌های فردوس، کاشمر و گناباد و مقایسه آن‌ها با بنتونیت‌های فعال‌شده وارداتی. سال ششم شماره۱ مجله بلورشناسی و کانی‌شناسی ایران، صفحات ۶۶-۵۳.

گندمکار، ا. ۱۳۹. بررسی اثرات باقیمانده لجن فاضلاب بر رشد رویشی و جذب عناصر سنگین در اسفناج. اولین همایش یافته‌های نوین در محیط زیست و اکوسیستم‌های کشاورزی. دانشگاه تهران، پژوهشکده انرژی‌های نو و محیط زیست. ص۱-۸.

گیوی، ج.، اسماعیل‌پورفرد، ن.، داوودیان، ع.ر. ۱۳۹۲. تشکیل و طبقه‌بندی خاک‌های آلوده به عناصر سنگین. سیزدهمین کنگره علوم خاک ایران. خاک پایدار تولید پایدار. ص ۱-۴.

گیویان‌راد، م.ه.، صادقی ، ط.، لاریجانی ، ک.، حسینی ، س. ا. ۱۳۹۰. تعیین فلزات سنگین کادمیم و سرب در سبزی‌های خوراکی کاهو، نعناع و تره کشت شده در اراضی مختلف جنوب تهران. علوم غذایی و تغذیه. شماره۲: ص ۳۸.

مارزی، م.، بهشتی ، م.، آهنگری، ا. ۱۳۹۴. بیوچار و کاربرد آن برای کاهش آلاینده‌های آلی و غیرآلی در خاک. سومین همایش ملی انجمن‌های علمی-دانشجویی رشته‌های کشاورزی و منابع طبیعی. پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران. ص۱-۱۳.

کفاش محمدی، ف.، بهمنیار، م.ع.، قاجار سپانلو، م. ۱۳۹۱. تأثیر کاربرد مقادیر مختلف کادمیم و نیکل بر میزان تجمع این عناصر در خاک رسی و انتقال به اندام‌های گیاهی اسفناج. اولین همایش ملی حفاظت و برنامه‌ریزی محیط زیست. ص۱-۹.

محمدی، م.، شیروانی ماهانی، س.، فتوت، ا. ۱۳۸۵. مقایسه جذب روی و کادمیم در تربچه و شاهی و بررسی اثرات متقابل آن‌ها. همایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران .کرج.

منصورپور، ی.، قاسمی، ر.، رونقی، ع.م.۱۳۹ . اثر سه نوع بیوچار بر ترکیب شیمیایی یونجه در یک خاک آهکی آلوده به نفت خام. دومین کنگره علمی پژوهشی توسعه و ترویج علوم کشاورزی، منابع طبیعی و محیط زیست ایران. ص ۱-۵.

مقیمی، م.، رحیمی، ر.ا.، انصاری، خ. ۱۳۹۱.تعیین میزان فلزات سنگین در سبزی اسفناج حومه شهر سنندج و تأثیرات زیست محیطی آن‌ها. ص۲۴۴-۲۴۸.

مقدم، ن.، پیری، س.، گلچین، ا. ۱۳۹ . بررسی پتانسیل برگ صنوبر برای جذب روی از خاک‌های آلوده شهرستان خرمدره. دومین کنگره علمی پژوهشی توسعه و ترویج علوم کشاورزی، منابع طبیعی و محیط زیست ایران. ص ۱-۱۰.

ملکی، ا. ۱۳۹۰. بررسی توانایی زئولیت اصلاح شده با اسید برای جذب کادمیوم در محیط آبی. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران. شماره۸۶: ص ۷۵-۸۴.

موسوی، م.ح.، پورنیا، م.، امیری، ف. ۱۳۹۲. توزیع فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی اطراف کارخانه سیمان کارون، جنوب شرق مسجد سلیمان. ژئوشیمی. شماره۳: ص۲۱۵-۲۲۶.

مولایی، ش.، شیروانی، ح.، حمیدپور، م.، شکفته، ح.، بسالت‌پور، ع. ا. ۱۳۹۴. تأثیر برخی اصلاح کننده‌های آلی بر ویژگی‌های رویشی و غلظت کادمیوم، روی و سرب در ذرت در یک خاک آلوده به عناصر سنگین. نشریه علوم آب و خاک(علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی). شماره۷۴.

نادری، آ.، دلاور، م. ا.، کبودین، ب. ۱۳۹۶. مقایسه‌ی عملکرد مدل‌های خطی و هیبریدی در پیش‌بینی پراکنش عناصر سنگین با استفاده از سنجش از دور و تحلیل فضایی در شرق زنجان. محیط شناسی. شماره۱: ص ۷۸-۱۰۰.

نادری، م. ر.، نادری، ر. ۱۳۹۴. ریزوباکترهای محرک رشد گیاه و نقش آن‌ه در پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین. فصلنامه انسان و محیط زیست. شماره۳۲.

نادری، س. ۱۳۹۴. تأثیر زغال زیستی پوست انار بر کاهش اثرات تنش کادمیم در مرحله رویشی گیاه توت فرنگی. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد علوم باغبانی. دانشگاه صنعتی اصفهان. ص۸-۹.

نادری، م. ر.، دانش شهرکی، ع. ا.، نادری، ر. ۱۳۹۱. مروری بر گیاه پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین. فصلنامه انسان و محیط زیست. شماره۲۳

ناظمی، س.، عسگری، ع.ر.، راعی، مهدی. ۱۳۸۹. بررسی مقدار فلزات سنگین در سبزیجات پرورشی حومه شهر شاهرود. سلامت و محیط‌زیست. شماره ۲ (پی در پی): ص ۱۹۵-۲۰۲

ناظمی، س.، خسروی، ا. ۱۳۹۰. بررسی وضعیت فلزات سنگین در خاک، آب و گیاه اراضی سبزیکاری. فصلنامه دانش و تندرستی، دوره۵. شماره۴: ص۲۵-۳۱.

نجفی قیری، م.، رحیمی، ط. ۱۳۹۳. تأثیر ورمی‌کمپوست و زئولیت بر جذب آهن و روی بوسیله گیاه اسفناج (*Spinacia oleracea L.*) در یک خاک آهکی. اولین همایش ملی مدیریت پایدار منابع خاک و محیط زیست. دانشگاه شهید باهنر کرمان. کشاورزی پایدار در مناطق خشک ونیمه خشک. ص۱-۷.

نعیمی، م.، اکبری، غ. ع.، شیرانی‌راد، ا.، حسنلو، ط.، اکبری، غ. ع.، امیری‌نژاد، م. ۱۳۹۴. تأثیر کاربرد زئولیت و محلول پاشی سلنیم در رژیم‌های مختلف رطوبتی بر برخی صفات فیزیولوژیک و عملکرد دانه‌ی کدوی پوست کاغذی. به‌زراعی کشاورزی. شماره۳: ص ۶۳۵-۶۴۷

نوربخش، ش. ۱۳۸۵. بررسی اثرات بافت و کادمیم خاک بر روی رشد چند گیاه. خلاصه مقالات همایش، محیط زیست و توسعه پایدار در کرج. ص ۱۲۸.

نیسی، ع.ک.، وثوقی، م.، محمدی، بصیر.، محمدی، م.ج. ۱۳۹۳. گیاه پالایی فلزات سنگین توسط گیاه آفتاب‌گردان. فصلنامه علمی دانشگاه علوم پزشکی تربت حیدریه. دوره ۲. شماره۲.

وزیرزاده، د.، قاسمی فسایی، ر.، رزمی، ب . ۱۳۹۴. بررسی اثرات پ‌هاش بر جذب سطحی کادمیم توسط بقایا و بیوچار برنج. چهارمین همایش سراسری محیط زیست، انرژی و پدافند زیستی. ص۱-۵

ولیزاده فرد، ف.، ریحانی تبار، ع.، اوستان، ش.، نجفی، ن. ا. ۱۳۹۰. تأثیر روی و کادمیم مصرفی بر گیاه برنج بر شکل قابل جذب برخی از عناصر کم‌مصرف در یک خاک شن لومی در شرایط غرقاب و غیر غرقاب. اولین کنگره ملی علوم و فناوری‌های نوین کشاورزی، دانشگاه زنجان.

هودجی، م.، افیونی، م. ۱۳۸۸. اثر مصرف لجن فاضلاب و کلرید کادمیم بر انتقال این عنصر در خاک و جذب آن به وسیله گیاه، علوم و تکنولوژی محیط زیست. شماره۲: ۴۷-۵۷.

یارقلی، ب. ۱۳۹. بررسی مقدار جذب و تجمع کادمیم از خاک آلوده به اندام مختلف چهار گونه زراعی (گندم، اسفناج، خیار و هویج). دومین سمینار ملی: جایگاه آب‌های بازیافتی و پساب در مدیریت منابع آب – کاربردها در کشاورزی و فضای سبز. کد ۵۹: ص۱-۱۲.

- Abdel Salam, A.A., Salem, H.M., Seleiman, M.F. 2015. Phytochemical Removal of Heavy Metal Contaminated Soils. Heavy Metal Contamination of Soils. Springer International Publishing. 299-309.

- Abel, S., Peters, A., Trinks, S., Schonsky, H., Facklam, M. wessolek, G.2013. Impact of biochar and hydrochar addition on water retention on water repellency of sandy soil. Geoderma. 202-203:183-191.

- Adiloglu, A. 2002. The effect of zinc (Zn) application on uptake of cadmium (Cd) in some cereal species. Arch Agron. Soil Sci. 48: 553-556.

- Ahmad, M.S.A., Hussain, M., Saddiq, R., Alvi, A.K. 2007. Mungbean: A nickel indicator, accumulator or excluder? Bull. Environ. Contam Toxicol 78: 319-324.

- Ahmad Kamel, H. 2008. Lead Accumulation and its effect on photo synthesis and tree amino acids in Vicia faba grown hydroponically. Australian Journal of Basic and Application Science. 2(3): 438-446.

- Alberto, C., Bernardi, C., Oliviera, A., Marisa, B., Monte, M., Polidoro, J.C., Souza-Barros, F.2010. Brazilian sedimentary zeolite use in agriculture.19 World Congress of soil Science. Soil Solutions for a changing World.

- Ali, A., Deng, X., Hu, X., Gill, R.A., Ali, S., Wang, S., Zhou, W. 2015. Deteriorative effects of cadmium stress on antioxidant system and cellular structure in germinating seeds of Brassica Napus L. Journal of Agricultural Science and Technology 17:63-74.

- Alidadi Khliliha, M., Dordipour, E., Barani Motlagh, M. 2016. Interactive effect of iron lead on growth and their uptake in Cress (Lepidium sativum L.) Journal of Soil Management and Sustainable Production 5(4): 41-59.

-Allowy, B.J. 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic and professional. New York. 122-147.

- Alloway, B. J., Jackson, A. P. 1991. The behavior of heavy metals in sewage sludge amended soils. Sci. Total. Environ. 100: 151-176.

- Aschi, Y., Nurbas, M., Ackel, Y.S.2007. “Sorption of Cd (II) onto kaolin as a soil component and desorption of Cd (II) from kaolin using rhamnolipid biosurfactant”. Journal of hazardous materials. vol. 139: 50-56.

- Aschi, Y., Nurbas, M., and Ackel, Y.S.2007. “A comparative study for the sorption of Cd (II) by soils with different clay contents and mineralogy and the recovery of Cd (II) using rhamnolipid biosurfactant”. Joural of hazardous materials. 154: 663-673.

- Becerril, F.R., Calantzis, C., Turnau, K., Caussanel, J. p., Belimov, A. A., Gianinazzi, S., Strasser, R. J., Pearson, V. G. 2002. Cadmium accumulation and buffering of cadmium in dusted stress by Arbuscular mycorrhiza in three pisum sativum L. genotipes. Journal of Experimental botany. 53(371): 1177-1185.

- Begonia, G.B. 1997. Comparative lead uptake and response of some plants grown on lead contaminated soils. J. Missisipi Academy Science. 42(2): 101-106.

- Bin Chen, T., Ming zheng, Y., Lei, M., Chun Huang, Z., Tao Wu, H., Chen, H., Ke Fan, K., Yu, K., Wu, X., ZhengTian, Q. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. Chemosphere 60: 542-551.

- Bolan, N.S., Adriano, D. C., Duraisamy, P., Mani, A., Arulmozhiselvan, K. 2003. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils.I. Effect of phosphate addition. Plant Soil 250: 83-94.

- Borghei, M., Arjmandi, R., Moogouei, R. 2011. Potential of Calendula alata for phytoremediation of stable cesium and lead from solutions. Environmental lead from solutions. Environmental Monitoring Assessment. Assessment. 181: 63-68.

- Bouyoucos, G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soil. Agron. Joural. 54(5): 464-465.

- Bracmort, k. 2010. Biochar: examination of an emerging concept to mitigate climate change. Congressional Research Service.

- Cakmak, I., Marschner, H. 1988. Increase in membrane permeability and exudation in roots of zinc deficient plants. J. Plant physiol. 132: 356-361.

- Cariny, T. 1995. The re-use of contaminated land. John Wiely and Sons Ltd. Publisher.

- Chan, k., van Zwieten, L., Meszaros, I., Downie, A., Joseph, S.2008. Agronomic values of greenwaste biochar as a soil amendment. Soil Research. 45: 629-634.

- Christoforidis, A., Stamatis, N. 2009. Heavy metal contamination in street dust and roadside Soil along the major national road in Kavalas region, Geoderma, 151: 257-263.

- Colella، C.1999. Environmental applications of natural Zeolitic materials based on their ion-exchange properties ،in: P. Misaelides، F. Macasek،T.J. Pinnavaia، C. Colella (Eds.)،

Application of Natural Microporous Materials in Environmental Technology ، Kluwer، NATO Science series vol. E362 (Applied Sciences)، Dordrecht. 207-224.

- Deheri. G. S., Brar, M. S., Malhi, S.S. 2007. Influence of phosphorus application on growth and cadmium uptake of spinach in two cadmium contaminated soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 170: 495-499.

- Dolgen, D., Alpaslan, M.N., Delen, N. 2007. Agricultureral recycling of treatment plant sludge: A case study for a vegetable processing factory. J. Environ. Manage. 84: 274-281.

-Dwairi, I.M.1998. Envaluation of Jordanian zeolite tuff as a controlled slow-release fertilizer for NH4.Environmental Geology. 34: 1-3.

- Foldvari, M.2005. The formation and production of nano and micro particles on clays under environmental-like conditions. Journal of thermal analysis and calorimetry. 79(3): 537-543.

- Frossard, R. 1993. Contaminant uptake by plants. 7-24. Schulin, R. et al. (Eds). Soil Monitoring, Birkhauser Verlag, Basel.

- Fuentes، A., Liorens, M., Saez, J., Soler, A., Aguilar, M.I., Ortuno، J.f.، Meseguer، V.F. 2004.Simple and sequentioal extractions of heavy metals from different sewage sludges. Chemospher. 54: 1039-1047.

- Fu, F., Wang, Q. 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters, a review. Journal of Environmental Management. 92(3): 407-418.

- Gupta, S., Manoj, K, Meena, R., Datta S. 2016. Effect of selected heavy metals (lead and Zinc) on seedling growth of soybean Glycine max (L.) MERR. International Journal of pharmacy and pharmaceutical Sciences. 8: 227-238.

- Guiti, A. 2011. Desert, Desertification and Desert Reclamation. Published by Agriculture Science of Iran, 693p. (In Persian)

- Gwork, B. 1992. Led inactivation in soils by zeolites. Plant and soil. 143: 71-74

- Garcia-Sanchez, A., Alastudy, A., and Querol, X.1999. Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils. Science of the total environment. 242: 179-188.

- Ghani A. 2010. Effect of Cadmium Toxicity on the Growth and Yield Components of Mungbean (Vigna radiate L. wilczek). World Applied Sciences. (Special Issue of Biotech. Genetic Engin). 8: 26- 29.

- Hartley, W., Lepp, N.W. 2008. Remediation of arsenic contaminated soils by iron-oxide application, evaluated in terms of plant productivity, arsenic and phytoxic metal uptake. Science of the Total Environment. 390(1): 35-44.

- Hamidpour, M., Kalbasi, M., Afyuni, M., Shariatmadari, H. 2010. Kinetic and isothermal studies of cadmium sorption onto bentonite and zeolite. International Agrophysics. 24(3): 253-259.

- Hayat, Sh., Hasan, S.A., Ahmad, A. 2011. Growth nitrate reductase activity and antioxidant system in cadmium stressed tomato (Lycopersicon esculentum Mill.) cultivars. Biotechnology and Agronomy Society and Environment. 15(3): 401-414.

- Heidari, M., Sarani, S. 2011. Effect of lead and cadmium in seed germination, seedling growth and antioxidant enzymes activities of Mustard (Sinapis arvensis L.). Journal of Agriculture and Biological Science. 6(1): 44-47.

-Hernandez-Montoya, V., Perez –Cruz, M.A., Mendoza-Castillo, D.I., Moreno-Virgen, M.R., Bonilla-Petriciolet, A.2012. Competitive adsorption of dyes and heavy metals on zeolitic structures. Journal of Environmental Management. 116: 213-221.

- Hegazi, A.A., El-Kady, A. 2010. Effect of road dust on vegetative characters characters and leaves heavy metal contents of Zizyphus spina-christi (L). Willd, Syzygium cuimini (L) skeels and Olea europea L. seedings. J Hort Sci Ornamen Plants 2(3): 98-107.

- Hooda, P. S., McNulty, D. Alloway, B.J., Aitken, M. N. 1997. Plant valiability of metals in soils previously amended with heavy metal application of sewage sludge. J. Sci. Food and Agri. 73: 446-454.

- Jahanbakhshi, Sh., Rezaei, M.R., Sayyari Zaman, M.H. 2015. Comparison effect of phytoremediation in cadmium and chromium contaminated soil in Spinacia oleracea and Lepidium sativum. Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources, Journal of Water and Soil Science 18(70): 1-11.

- Jahehd khaniki, G.h., Eslami, A. 2007. Heavy metals in edible green vegetables grown along the sites of the Zanjanrood River Zanjan ، Iran. Journal of Biological sciences.7: 943-948.

- Jankiewicz, B., Adamczyk, D. 2010. Assessing heavy metal content in soils surrounding a power plant. Polish Journal of Environmental Studies. (19)4: 849-853.

- Jia, L., Wang, W., Li, Y., Yang, L. 2010. Heavy metals in soil and crops of an intensively farmed area: A case study in yucheng City, Shandong Province, China. Int J Environ Res Public Health. 7: 395-412.

- Kabata-Pendias A, Pendias H. 1999. Biogeochemistry of trace elements, 2nd ed. Wyd Nauk PWN, Warszawa (in polish).

- Kabata-pendias A, pendias H. 2001. Trace elements in Soil and plants, 3rd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.

- Kabata Pendias, A. 1992. Trace Element in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton Ann. Arbor. London. 57.

-Kazemian, H., Faghihian, H. 2001. Investigate the possibilities of using natural zeolite to maintain and increase soil Moisture and municipal and industrial wastewater. Proceedings of the ninth conference of the National Committee on Irrigation.

- Karimian, N.A. 2010. Effect of sulfur application on spinach phytoremediation process of cadmium in contaminated calcareous soils. Journal of Water and Wastewater. 4:52-58.

- Khadivi Borojeni, A. 2007. The effect of organic manure on chemical forms of heavy metals in soil and uptake of this element by wheat. Master thesis soil. Faculty of Agriculture, Isfahan University of Technology. (In Persian)

- Khatamipour, M., Piri, E., Esmaeilian, Y., Tavassoli, A. 2011. Toxic effect of Cadmium on germination, seedling growth and proline content of Milk thistle (Silybum mariamm). Scholars Research Library Annals Biology Research. 2(5): 527-532.

- Kord, B., Mataji, A., Babaie, S. 2010. Pine (pinus eldarica Medw.) needles as indicator for heavy metals pollution. International Journal of Environmental Science and Technology. 7(1): 79-84.

- Laird, D., Fleming, P., Davis, D., Horton, R., Wang, B. Karlen, D. 2010. Impact of biochar amendments on the quality of typical Midwestern agricultural soil. Geoderma. 158 (3-4): 443-449.

- Laird، D.A. 2008. The charcoal vision: a win-win-win scenario for simultaneously producing bioenergy، permanently sequestering carbon، while improving soil and water quality. Agronomy Journal. 100(1): 178-81.

-Laing Du، G. De VOS، R. Vandecasteele، B. Lesage، E.Tack، F.M.G. Verloo، M.G.(2008). Effect of salinity on heavy Metal Mobility and availability in intertidal Sediments of the Scheldt estuary. Estuarine Coastal and shelf science. 77: 589-602.

- LeGally, E., Krekeler, M.P.S. 2013. A mineralogical and geochemical investigation of street sediment near a coal-fired power plant in Hamilton, Ohio: An example of complex pollution and cause for community health concerns. Environment Pollution. 176: 3-26.

- Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M.2006. Biochar sequestion in terrestrial ecosystems- a rewiew mitigation and adaptation strategies for Global change. 11(2): 395-419.

- Lehmann, j., Joseph, S. 2009. Biochar for environmental management-an introduction.

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

- Lone, M.I., Li, H., Zhen, P.J., Stoffella, E., Yang, X. 2008. Phytoremediation of heavy metal polluted soils and water: Progresses and perspectives. Journal of Zhejiang University Science Bulletin. 9: 210-220.

- Manning, B.A., Goldberg, S. 1996. Modeling arsenate competitive adsorption on kaolinite, montmorillonite and ilite. Clays and clay minerals. 44(5): 609-623.

- Mahabadi, A.A., Hajabbasi, M.A., Khademi, H., Kazemian, H. 2007. Soil cadmium stabilization using an Iranian natural zeolite. Geoderma. 137(3): 388-393.

- Merrington, G.، Alloway, BJ. 1997. Determination of the residual metal binding characterics of soil polluted by cd and Pb. J water, Air and Soil Pollution.١٠٠: 49-62.

- Mohsen, M. S., Jaber, J.O., Afonso, M.D. Desalination of brakish water by nanofiltration and reverse osmosis. 2003. Desalination. 157(1): 167-168.

- Moreno Jimenez, E., Esteban, E., Penalosa, J.M.2012. The fate of arsenic in soil plant systems. Review of Environmental Contamination and Toxicology. 215: 1-37.

- Mondol, M.N., Chamon, A.S., Faiz, B., Elahi, S.F. 2011. Sesonal variation of heavy metal concentration in water and plant samples around Tejgon industrial area of Bangladesh. J Bang Acad Sci 35(1): 19-41.

- Munignn, A. 2001. Physiological responses of two sun flowers cultivars to lead. Journal of Environmental Quallity. 25: 262-266.

- Muchuweti، M.، Birkett، J.W.، Chinyanga, E.، Zvauya، R.، Scrimshaw، M.D.، Lester، J.N.2006. Heavy metal content of vegetables irrigated with mixtures of wastewater and sewage sludge in Zimbabwe: Implications for human health. Agric. Ecosys. Environ. 112(1): 41-48.

- Nelson, D.W., Sommer, L.E. 1996. Total Carbon, organic carbon and organic matter. P. 961-1010. In D.L. Sparks et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part3.3rd ed., Am. Soc. Agron., Madison, WI.

- Olsen, S.R.C., Cole, V., Watanabe, F.S., Dean, L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. USDA. 1954. Circ.939.U.S. Gov print. Office, Washington, D.C.

-Polat, E., Karaca, M., Demir, H., Onus, N.2004. Use of natural zeolite (clinoptilolite) in agriculture. J. fruit orname. Plant Res. 12: 183-189.

- Park, J.H., Choppala, G., Lee, S.J., Bolan, N., Chung, J.W., Edraki, M. 2013. Comparative sorption of Pb and Cd by biochars and its implication for metal immobilization in soils. Water, Air and Soil Pollution. 224: 1-12.

- Parker, A., Rae, J.E. 1998. Environmental interactions of clays. Springer pp.271.

- Powlson, D.S., Hirsch, P. R., Brookes, P. C. 2001. The role of soil microorganisms in soil organic matter conservation in the tropics. Nutrient cycling in Agroecosystems. 61(1-2): 41-51.

- Yong, R.N. 1999. Overview of modeling of clay microstruchere and interactions for perdiction of waste isolation barrier performance eng. Geology. 54: 213- 218.

- Reddy, G., Prasad, M.N.V. 1990. Heavy metal binding proteins proteins/ peptides: occurrence,

Structure, synthesis and functions. A review. Environmental and Experimental Botany. (30)3: 251–264.

- Rehakova. M., Cuvanova. S., Dzivak. M., Rimar. J., Gavalova. Z. 2004. Agricultural and agrochemical uses of natural zeolite of the clinoptilolite type. Curr. Opin. Soild ST. M., Vol 8. 397-404.

- Robinson, B.H., Mills, T.M., Petit, D., Fung, L.E., Green, S.R., Clothier, B.E. 2000. Natural and induced cadmium accumulation in poplar and willow. Implications for phytoremendiation. Plant and soil. 227: 301-306.

- Romero، A.، Gonzalez، I.، Galan، E. 2012. Trace elements absorption by Citrus in a heavy polluted mininig Site. Journal of Geochemichal Exploration. 113: 16-85.

- Rotkitikhum, P., Kruatrachue, M., Chaiyarat, R., Ngernsansaruay, C., Pokethitiyook, Paijitprapaporn, A. 2006. Uptake and accumulation of lead mine area in Thailand. Environmental Pollution, Vol. 144(2): 68-88.

- Rosa, G., Peralta Videa, J. R., Montes, M., Parsons, J.G., Cano Aguilera, I., Gardea Torresdey, J.L. 2004. Cadmium uptake and translocation in tumbleweed (*Salsola kali*), a potential Cd- hyperaccumulator desert plant. Chemosphere .55: 1159-1168.

- Rhoades, J. 1996. Electricl conductivity and total dissolved solids. In: Sparks D.L. page A.L. Helmke P.A., Loeppert R.H. method of Soil analysis published by: Soil science society of American, Inc. American society of agronomy. 417-435.

- Saeidi, M. 1996. Analysis of Diverse Removal Ways of Heavy Metals from Industry Wastewaters, M.S. Dissertation. Faculty of Civil Engineering. Iran University of Science and Technology, Tehran, Iran.

- SacmacI، S.، Kartal، S.، Sacmacl، M. 2012. Determination of Cr (lll)، Fe (lll)، Ni (ll)، Pb (lll) and Zn (ll) ions teriketone reagent. Environmental bulletin .63-70.

- Sajwan, K.S., Ornes, W.H., Young blood, T. V., Alva, A.K. 1995. Uptake of soil applied Cadmium, Nickel and Selenium by Bush Beans. Journal of Water, Air and soil pollution, Vol. 91. Pp. 209-217.

- Sarmah, A.K., Srinivasan, P., Smernik, R.J., Maely-Harris, M., Antal, M.j., Downie, A., Van Zwieten, L. 2012. Retention capacity of biochar-amended New Zealand dairy farm soil for an estrogenic steroid hormone and its primary metabolite. Soil Research 48: 648-658.

- Sato, A., Takeda, H., Oyanagi, W., Nishihara, E., and Murakami, m. 2010. Reduction of cadmium uptake in spinach (spinasiaoleracea L) by soil amendment with animal waste compost. Journal of Hazardous Materials. 173: 705-709.

- Simon, T. Eberhard, A. 2000. Effect of Ni and As on Radish tuber cultivated on artificially polluted Soils. Eurnament Journal Soil Biology. 36: 73-80.

- Sipos, P., Nemeth, T., Mohai, I., and Dodony, I. 2005. Effect of soil composition on adsorption of lead as reflected by a study on a natural forest soil profile. Geoderma. 124: 363-374

- Sandalio, L.M., H.C. Dalurzo, M. Gomez, M.C., Romero Puertas, L.A. del Rio. 2001. Cadmium induced change in the growth and oxidative metabolism of pea plants. Experiment Botany 52(364): 2115-2126.

- Street, R. A., Kulkarni, M. G., Strik, W. A., Southway, C. Van Stnden, J. 2010. Effect of Cadmium on growth and micronutrient distribution in wild garlic (Tulbaghia violaceae L). South African Journal of Botany. 76: 332-336.

- Sun, Y., Zhou, Q., Wang, L., Liu, W. 2009. Cadmium tolerace and accumulation characteristics of Bidens pilosa L. as a potential Cd-hyperaccumulator. Journal of Hazardous Materials. 161: 808-814.

- Shah, F.R., Ahmad, N., Masood, K.R., Zahid, D.M. 2008. The influence of cadmium and chromium on the biomass production of shisham (Dalbergia sissoo Roxb) Seedlings. Pakistan. Journal of Botany. 40(4): 1341-1348.

- Tanhan، p.، Kruatrachue، P.، Pookethitiyook، p.، Chaiyarat، R. 2007. Uptake and accumulation of Cadmium، lead and Zink by Siam weed (chromoleana odorata (L) King and Robinson). Chemosphere. 68: 323-329.

- Tang, Ye Teo Qiu, Rong-Liang Zeng Xiao-Wen Ying, Rong-Rong (2009) Lead, Zinc, Cadmium hyperaccumulation and growth stimulation in Arabis Paniculata Franch. Environmental and Experiental Botany. 66:126-134.

- Temminghof. E. J. M., Van Der Zee. S. E. A. T. M., De Haan. F. A. M. 1995. Speciation and calcium competition effects on sorption by a sandy soil at varioua pHs.J. Soil Sci. Vol 46. 649-655.

- Thomas, G.W. 1996. Soil pH and Soil Acidity. In: Sparks, D.L., Ed., Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods, SSSA Book Series 5, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, 475-490.

- Vodyanitskii, Y.N. 2016. Standards for the contents of heavy metals in soils of some states. Annals of Agrarian Science. 14: 257-263.

- Walky, A., Black, I.A. 1934. An examination of digestion method for determining Soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration. Soil Sci. 37: 29-38.

- Wang, J., Xiong, Z., Kuzyakov, y. 2016. Biochar stability in soil: meta-analysis of decomposition and priming effects.Gcb Bioenergy. 8 (3):512-523.

- Wang, H., Ga o, B., Wang, S., Fang, J., Xue, Y., Yang, K. 2015. Removal of Pb. II, Cu. II, and Cd. II from aqueous solutions by biochar derived from KMnO 4 treated hickory wood. Bioresource technology. 197: 356-362.

- Wang, X.S., Miao, H.H., He, W., Shen, H.L. 2011. Competitive adsorption of Pb (ll), Cu (ll), and Cd (ll) ions on wheat-residue derived black carbon. J. chem. Eng. Data. 56: 444-449.

-Woolf, D.J., Amonette, E., Street-Perrott, FA. 2010. Sustainable biochar to mitigate glbal climate change. Nature Communications. 1: 56.

- Wu, F., Zhang, G. 2002. Alleviation of Cadmium Toxicity by application of Zinc and ascorbic acid in barley. J. Plant Nytr.25: 2745-2761.

- Wu, G., Kang, H., Zhang, X., Shao, H., Chu, L., Ruan, C. 2010. Acritical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from Contaminated Soils: issues, progress, eco-environmental Concerns and opportunities Journal of Hazardous materials. 174(1): 1-8.

- Yadegari, M., Karimi, S., Irani Pour, R. 2013. The effect of heavy metals (Cd and Ni) on growth, yield and other characters of portulaca oleracea L. Journal of applied Science and Agriculture. 8(7): 1438-1445.

- Yalcin, M.G., Battaloglu, R. Ilhan, S. 2007. Heavy metal sources in sultan Marsh and its neighborhood Kayseri, Turkey. Environronmental Geology. 53: 399-415.

- Zayed, A., Lytle, C.M., Jin-Hong, Q., Terry, N. Qian, J.H. 1998. Chromium accumulation, translocation and chemical speciation in vegetable crops. Planta, Vol. 206: 293-299.

- Zhao, J., He, M.C. 2014. Theoretical study of heavy metal Cd, Cu, Hg, and Ni (II) adsorption on the kaolinite (001) surface. Applied surface Science. 317: 718-723.

- Zhao, Y.D., pan, Y.Z., Liu, B.Y., Cai, L. 2012. Pilea cadierei Gagnep. Et Guills growth and accumulation under single combined pollution of Cd and Pb. Journal of Agro Environment Science. 31: 48-53.

- Zhao, H., Cui, B., Zhang, K. 2010. The distribution of heavy metal in surface soils and their uptake by plant along road side slop in longibution of heavy metal in surface soils and their uptake by plan along road side slop in longitudinal range Gorge region, China. Environ Earth Sci 61: 1013-1023.

- Zhang, H., Guo, Q., Yang, J., Ma, J. 2014. Cadmium accumulation and tolerance of two castor cultivars in relation to antioxidant systems. Journal of Environmental Sciences. 26: 2048-2055.

- Zheng, R., Z., Chen, C., Ca i, X., Wang, y., Huang, B., Xiao, G., Sun. 2013. Effect of Biochars from ricehusk, bran, and straw on heavy metal uptake by pot-grown wheat seedling in a historically contaminated soil. Bioresources 8: 596-598.

-Xu, w., Li, L.Y., Grace, J.R. 2010. Zinc removal from acid rock drainage by clinoptilolite in a slurry bubble column, Appl. Clay Sci. 50: 158-163.

Abstract

The presence of heavy metals in the soil is due to human and natural activities, one of the human activities is the excessive use of agricultural fertilizers, pesticides, urban sewage, colored materials, mines, batteries, and from natural activities we can point out the formation of bedrock and the shredding of material these activities have led to the entry of heavy metals such as lead, zinc and cadmium into the environment, including water and soil. In this study, to study the effect of biocurrents and zeolite as a natural absorbent on the absorption of heavy metals by spinach from contaminated soils, a factorial experiment was conducted in a completely randomized design with 42 treatments and 3 replications in the greenhouse of Shahroud Agricultural College, in this design, treatments including normal adsorbent in six levels of rice bran (2.5 and 5% by weight of soil) and juniper (2.5 and 5% by weight of soil) and zeolite (2.5 and 5% by weight of soil) as the first factor also, in two levels of lead (50 and 100 mg/kg soil) from the source of lead nitrate and cadmium in two levels (10 and 20 mg/kg soil) from the source of cadmium nitrate and zinc in two levels (100 and 200 mg/kg soil) the zinc nitrate source was used. From zinc nitrate, cadmium nitrate and lead nitrate were used to create different levels of contamination in an unpolluted soil. It was prepared from natural products (rice bran and jujube) and heated at 300-500 C for one hour .the Natural zeolite was then thinned and thinned as soon as possible after preparation. The results of this study showed that addition of adsorbent to soil was effective on fresh weight of spinach. And for lead and cadmium, each was separately treated with adsorbent at 1% level, and for interaction of pollutant and absorbent at 5% level on fresh weight of shoot was significant. The addition of rice bran, unrooted jujube and zeolite had a significant effect on plant dry weight. Adding zeolite caused a significant decrease in dry weight of spinach. The highest amount of lead absorption belonged to biochemical products, the highest amount of cadmium adsorption was obtained by using rice bran and the highest amount of adsorption was obtained by zeolite.

Key – word: Biochar, Zeolite, Zinc, Cadmium, Lead (Pb), Spinach

Faculty of Agriculture

M.Sc. Thesis in Soil Chemistry and Fertility

The effects of some natural absorbents on the plant removal of heavy metals from contaminated soil

BY: Fateme Ghorbani Erandegan

Supervisor:

Dr. Hadi Ghorbani

Advisor:

Dr. Mostafa Heydari

January 2019