پایش رطوبت خاک در ناحیه مرطوب کویر بجستان و رابطه آن با استقرار گیاهان شورروی و کنترل فرآیندهای بیابانزایی

محمدتقی کاشکی(مربی پژوهشی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی)
محمد خسروشاهی(دانشیار موسسه تحقیقات جنگلها و مراتع کشور)

مقدمه

تقویت پوشش گیاهی و بهبود شرایط زیست محیطی در مناطق بیابانی از برنامه های راهبردی دستگاه های اجرایی قلمداد می گردد. از جمله راهکار اجرایی این برنامه، انجام پروژه مدیریت و احیاء مناطق مرطوب حاشیه پلایاها و دریاچه های داخلی با گونه های هیدروهالوفیت است. اگرچه در کفه نمکی کویر بعلت شوری زیاد، امکان استقرار و رشد هیچ نوعی از گیاهان وجود ندارد ولیکن وجود سفره آب زیرزمینی شور نزدیک به سطح زمین که در اطراف بسیاری از کویرها وجود دارد یک خوش شانسی طبیعی برای کویرها محسوب می شود زیرا می توان از این آب تحت الارضی کم عمق شور در ایجاد پوشش گیاهی کویری و شور پسند بهره جست. در شوره زارهای ساحلی و کویرهای داخلی به دلیل تغییرات تدریجی رطوبت خاک، منطقه بندی گونه ها و تیپ های گیاهی به صورت نوارهای موازی با ساحل قابل مشاهده است ولیکن این الگوی عمومی احتمالا بر اثر الگوهای دیگر از جمله وجود آبراهه ها و یا اختلافات موضعی در توپوگرافی (میکروتوپوگرافی) قابل تغییر است(Akhani & Ghobanli,1992). اساسا به نظر می رسد گیاهان ناحیه مرطوب کویر بیش از آنکه با محدودیت رطوبت مواجه باشند با محدودیت های آب و خاک از قبیل شوری و قلیائیت و ماندابی شدن روبرو هستند. به منظور اثبات این مهم و تعیین نقش نوسانات رطوبتی در رویش و استقرار جوامع گیاهی حاشیه پلایا، عملیات پایش و اندازه گیری دوره ای رطوبت خاک در ناحیه توسعه ریشه و بررسی روند تغییرات آن در طول سال آبی۹۰-۸۹ با استفاده از دستگاه رطوبت سنج دیجیتال(TDR) به روش مقطع برداری مد نظر قرار گرفت.

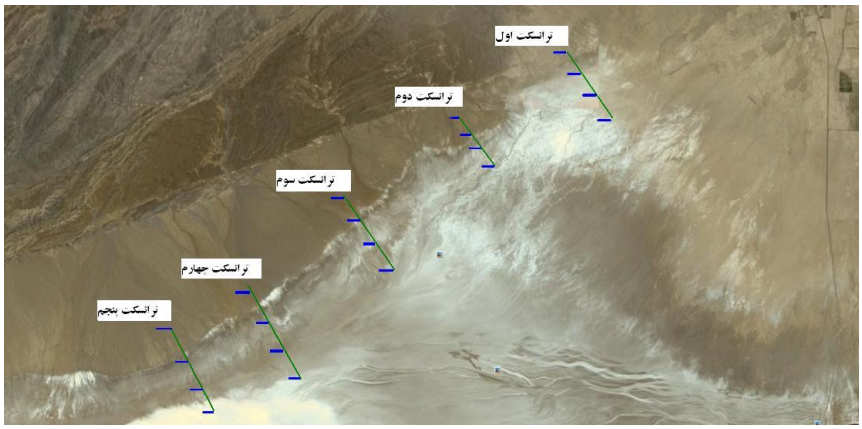
مواد و روشها

به منظور اندازه گیری و پایش دوره ای(ماهانه) رطوبت خاک در ناحیه توسعه ریشه با استفاده از دستگاه TDR و بررسی نوسانات رطوبتی خاک، ضمن پیمایش عرصه های مرطوب کویر بجستان در استان خراسان رضوی و شناسایی طبقات جوامع رویشی موجود در محل به روش فیزیوگنومی، در طول ۵ ترانسکت و ۱۸ خاکرخ، رطوبت خاک تا عمق ۷۵ سانتیمتری به روش مقطع برداری (لایه های ۱۵ سانتیمتری) اندازه گیری و نسبت به انجام مقایسات میانگین داده ها با استفاده از روش دانکن در سطح خاکرخ ها و ترانسکت ها اقدام شد. لازم به ذکر است که با ملحوظ داشتن تغییرات محیطی بویژه شیب و میکروتوپوگرافی و نیز تغییرات و تنوع رستنیها در محدوده هر ترانسکت، تعداد خاکرخ های مستقر بر روی ترانسکت ها از سه خاکرخ بر روی ترانسکت های اول و دوم تا چهار خاکرخ بر روی ترانسکت های سوم، چهارم و پنجم متغیر بوده است. پس از ثبت داده های رطوبتی ماهانه، میانگین داده ها محاسبه و با انجام آنالیز آماری با استفاده از برنامه SAS ، جدول آنالیز واریانس ترسیم گردید و با استفاده از برنامه GLM مدل خطی کلی با فرمول مربوطه تعیین و مقایسه مستقل میانگین های رطوبت خاک متأثر از عوامل مختلف با روش حداقل مربعات Lsmeans در سطح ۱ و ۵ درصد انجام پذیرفت.

نتایج و بحث

– موقعیت منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد بررسی بخشی حوزه آبریز کویر نمک بجستان در محدوده تقسیمات سیاسی شهرستان خلیل آباد از استان خراسان رضوی است که به فاصله ۶۰ کیلومتر از مرکز شهرستان و در موقعیت جغرافیایی ۵/۲۸ و ۵۷ و ۳۴ تا ۵/۱ و ۵۷ و ۳۴ عرض شمالی و ۳۵/۶۴ و ۵۷ و ۵۷ تا ۳۵/۵ و ۵۷ و ۵۷ طول شرقی با ارتفاع متوسط ۸۲۰ متر از سطح دریا واقع است. سایت اجرای پروژه شعاعی از ناحیه مرطوب کویر بطول ۴کیلومتر و عرض ۲/۵ کیلومتر به وسعت تقریبی ۱۰۰۰۰ هکتار را در بر می گیرد(شکل۱).



شکل۱- موقعیت ترانسکت ها، چاهک ها و خاکرخ ها در منطقه مورد مطالعه

– تجزیه واریانس رطوبت خاک در ناحیه توسعه ریشه گیاهان کویری

مدل کلی خطی ارائه شده با فرمول (خطا+ اثرات توام ماه، ترانسکت و پروفیل+ اثر پروفیل+ اثر ترانسکت + اثر ماه+ میانگین= رطوبت خاک) در رابطه با اثر ماه، ترانسکت و پروفیل و اثرات متقابل آنها بر رطوبت خاک با F=۱۱/۹۵ ،P= ۰/۰۰۰۱ در سطح ۹۹ درصد معنی دار می باشد. نتایج آنالیز واریانس دو طرفه (جدول۱) نشان داد که ماههای مختلف و ترانسکت و پروفیل و اثرات توام آنها بجز اثر متقابل ماه و ترانسکت، بر رطوبت خاک اثر می گذارد.

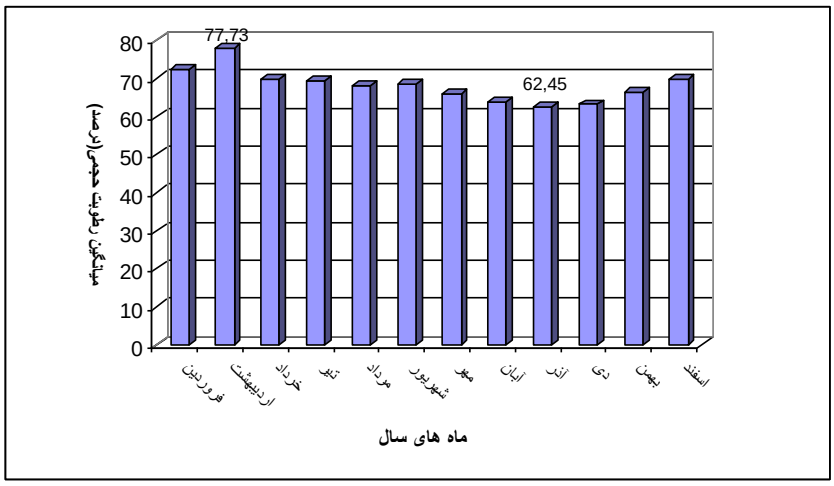
جدول۱- آنالیز واریانس رطوبت خاک ناحیه توسعه ریشه گیاهان کویری

متغیر	F	Pr<F
ماه	۹/۰۴	<۰/۰۰۰۱**
ترانسکت	۴۸/۱۵	<۰/۰۰۰۱**
پروفیل	۵۳۰/۷	<۰/۰۰۰۱**
ماه*ترانسکت	۱/۱۴	ns۰/۳۳
ماه* پروفیل	۵/۱۴	<۰/۰۰۰۱**
ترانسکت*پروفیل	۴۷/۷۳	<۰/۰۰۰۱**

ماه*ترانسکت*پروفیل	۱/۳۶	<۰/۰۰۷۴*

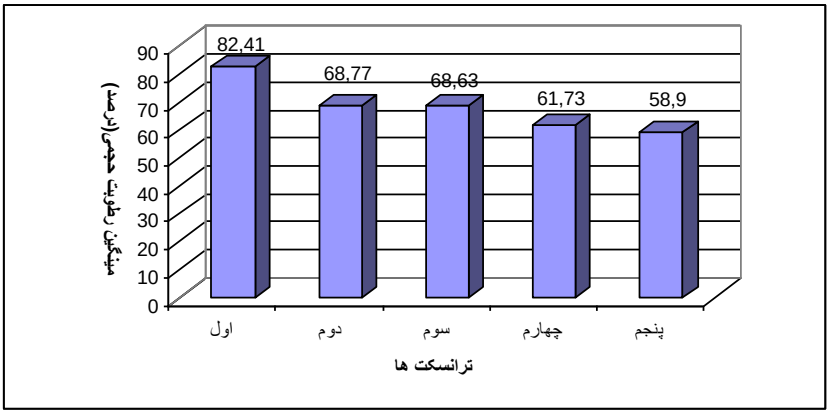
– مقایسه میانگین رطوبت خاک در رویشگاه های ناحیه مرطوب کویر

مقایسات میانگین بین ترکیب تیمارها نشان می دهد که اولا در مقایسه میانگین داده های رطوبتی خاک در ماه های مختلف سال (نمودار۱)، حداکثر میانگین رطوبت خاک متعلق به اردیبهشت ماه به مقدار۷۷/۷۳ درصد حجمی بوده و حداقل آن مربوط به ماه های آبان، آذر و دی می باشد. همچنین همانگونه که در جدول منعکس می باشد میانگین رطوبت خاک به تبع تغییرات بارندگی طی فصول خشک و مرطوب نوسان داشته بطوریکه اختلاف معنی داری بین میانگین ها در ماه های مختلف مشاهده می گردد. لیکن این اختلافات در ماه های گرم و خشک سال(تیرماه لغایت مهرماه) و نیز ماه های سرد و مرطوب(آبان ماه لغایت دیماه) معنی دار نمی باشد.



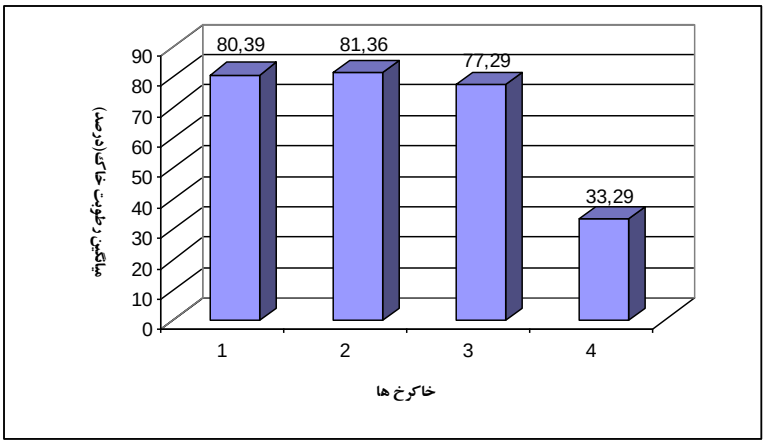
نمودار۱- روند تغییرات میانگین رطوبت خاک طی ماه های مختلف سال

ثانیا مقایسه میانگین داده های رطوبتی خاک در سطح ترانسکت های مختلف (نمودار۲) نشان داده که ترانسکت اول با شرایط بافت خاک سنگین و رسی و با پوشش گیاهی غالب از نوع *Halocnemum-Alhagi* دارای بیشترین مقدار رطوبت و ترانسکت پنجم با شرایط بافت خاک سبکتر و شنی و غالبیت پوشش گیاهی از نوع*Seidletzia rosmarinus* از کمترین مقدار رطوبت برخوردار است.



نمودار۲- روند تغییرات میانگین رطوبت خاک در سطح ترانسکت ها

ثالثا مقایسه میانگین داده های رطوبتی خاک در سطح خاکرخ های مختلف(نمودار۳) بیانگر آن است که بین خاکرخ های شماره ۱ و ۲ در کلیه ترانسکت ها، اختلاف معنی داری وجود ندارد و این در حالی است که اختلاف بین این دو خاکرخ با خاکرخ های ۳ و ۴ معنی دار بوده کما اینکه اختلاف بین خاکرخ های ۳ و ۴ نیز معنی دار است. موقعیت خاکرخ های ۱ و۲ از نظر واقع شدن در ناحیه مرطوب پلایا با سطح آب زیرزمینی بالا و بافت خاک تقریبا یکسان (سنگین از نوع سیلتی لوم)، موجب شده است تا اختلاف بین میانگین رطوبت در این ناحیه معنی دار نباشد. لیکن تغییر موقعیت خاکرخ های ۳ و ۴ تحت شرایط افزایش عمق آب زیرزمینی و تغییر بافت خاک (سبک از نوع شنی و سنگریزه ای) منجر به اختلاف میانگین رطوبت در ناحیه دشت دامنه ای شده است.



نمودار۳- روند تغییرات میانگین رطوبت خاک در سطح خاکرخ های مختلف

نهایتا به عنوان نتیجه گیری کلی می توان گفت که نوسانات رطوبتی خاک در ناحیه رایزوسفر تابع خصوصیات خاک بوده و صعود کاپیلاری رطوبت در خاک های با بافت سلیتی لوم، لوم و رسی لومی در ناحیه مرطوب پلایا، دسترسی جوامع گیاهی شورروی را به رطوبت آسان نموده لیکن سهل الوصول بودن آن به آستانه تحمل اسمزی گیاهان مربوط است و از این حیث نیز جوامع شورروی حاشیه پلایا دارای اشکوب بندی است به طوریکه جوامع گیاهی *Halocnemum strobilaceum*، *Halostachys blangeriana* و *Liminium carmusum* بعنوان

گونه های هیگروهالوفیت اجباری نقش سپر را در پیشروی کویر بعهده داشته و همراه با سایر لایه های گیاهی شورروی از بیابانزایی جلوگیری می نمایند.

منابع

کاشکی، محمدتقی و خسروشاهی، محمد؛ ۱۳۹۱. بررسی ویژگی های ژئوهیدروپدولوژی و پوشش گیاهی حاشیه کویرهای مرطوب برای احیاء بیولوژیک آنها، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان رضوی، ۶۸ ص

Hossein Akhani & Mahlagha Ghobanli,(1992).A contribution to the halophytic vegetation and flora of Iran., Towards the rational use of salinity tolerant plants, Vol.1:35-44

استفاده از گونه‌های گیاهی شورروی جهت تغییر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های شور

مهدی نجفی قیری[۱]، علیرضا محمودی[۲]
[۱] استادیار دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی داراب، دانشگاه شیراز mnajafighiri@yahoo.com
[۲] مربی دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی داراب، دانشگاه شیراز mahmoodi_150@yahoo.com

مقدمه

شوری خاک یکی از مشکلات اساسی خاک‌های مناطق خشک بوده که می‌تواند بر رشد و توسعه گیاهان زراعی و بومی خاک اثر گذارد. منطقه کرسیا واقع در غرب داراب (استان فارس) از رسوبات آبرفتی آهکی تشکیل شده ولی تحت تأثیر گنبدهای نمکی فعال به جا مانده از دوران پرکامبرین زمین‌شناسی (تشکیلات زمین‌شناسی هرمز) قرار گرفته است. این منابع عظیم نمک که به‌صورت دائمی به این اراضی افزوده می‌شوند سبب افزایش شدید شوری خاک و غیرقابل کشت شدن آنها گشته است. بنابراین در منطقه مورد مطالعه گونه‌های گیاهی بومی و زراعی به تدریج جای خود را به بوته‌ها و درختچه‌های شورروی داده است.

مهمترین گونه‌های گیاهی خاک‌های شور منطقه کرسیا *Juncus gerardi*، *Halocnemum strobilaceum* و *Salsola rigida* می‌باشد که همگی از گونه‌های شورروی محسوب می‌شوند. *گیاه Juncus gerardi* متعلق به خانواده سازو بوده و شبه‌گراس چندساله، توده‌ای و دارای ریزوم می‌باشد. گیاه *Halocnemum strobilaceum* متعلق به خانواده اسفناجیان بوده و گیاهی چندساله، بوته‌ای و دارای انشعابات جوان گوشتی می‌باشد. استقرار این گیاه نیز همانند *Juncus gerardi* به صورت توده‌ای است (ولی، ۱۳۸۵). گونه *Salsola rigida* نیز از خانواده اسفناجیان بوده و گیاهی چندساله، دارای انشعابات گوشتی اما غیرتوده‌ای می‌باشد.

این گیاهان از نظر الگوی رشد و پراکنش و مکانیسم‌های مقابله با شوری و خشکی خاک با یکدیگر متفاوت بوده و بنابراین تأثیرات متفاوتی بر ویژگی‌های مختلف خاک پیرامون خود دارند. ولی (۱۳۸۵) بیان کرد که گونه *Juncus gerardi* سبب کاهش معنی دار شوری در خاک سطحی پیرامون ریشه و افزایش شوری در خاک زیرسطحی شده است. همچنین گونه *Halocnemum strobilaceum* سبب کاهش معنی دار شوری در خاک سطحی و زیرسطحی پیرامون خود شده است. گونه *Atriplex canescens* از گونه‌هایی است که سبب افزایش هدایت الکتریکی و سدیم خاک سطحی در محیط‌های تحت کشت در استان خراسان شده است (ارزانی و همکاران، ۱۳۷۹).

هدف از این پژوهش بررسی تأثیر سه گونه گیاهی شورروی شامل *Juncus gerardi*، *Halocnemum strobilaceum* و *Salsola rigida* بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک پیرامون ریشه خود می‌باشد. نتایج این پژوهش می‌تواند در مدیریت بهتر مراتع و استفاده از گونه‌های مناسب جهت بهبود ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های شور مورد استفاده قرار گیرد. همچنین می‌توان با شناسایی گونه‌های مناسب، توسعه آنها را در شرایط اقلیمی و خاکی مشابه توصیه کرد.

مواد و روشها

منطقه کرسیا در غرب داراب (استان فارس) در محدوده طول جغرافیایی ″۳۸ ′۲۴ °۵۴ تا ″۳۶ ′۲۰ °۵۴ شرقی و عرض جغرافیایی ″۱۲ ′۴۶ °۲۸ تا ″۵۵ ′۴۲ °۲۸ شمالی جهت مطالعه انتخاب گردید. ارتفاع منطقه از سطح دریاهای آزاد از ۱۰۴۰ تا ۱۰۷۰ متر متغیر است. میانگین بارندگی و درجه حرارت سالیانه منطقه به‌ترتیب ۲۸۰ میلی‌متر و ۲۲ درجه سلسیوس می‌باشد. از آنجا که قسمت اعظم بارندگی در فصل تابستان می‌بارد منطقه دارای رژیم رطوبتی یوستیک و رژیم حرارتی هایپرترمیک می‌باشد (بنائی، ۱۳۷۸).

جهت انجام پژوهش سه منطقه با سه گونه گیاهی غالب شامل *Juncus gerardi*، *Halocnemum strobilaceum* و *Salsola rigida* انتخاب گردید. نمونه‌های خاک زیر گیاه و بین گیاه در دو عمق ۱۵-۰ و ۳۰-۱۵ سانتی‌متر در هر منطقه با سه تکرار به صورت کاملاً تصادفی جمع‌آوری و پس از انتقال به آزمایشگاه هواخشک و از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شدند. آزمایش‌های مختلف فیزیکی و شیمیایی شامل بافت خاک به روش هیدرومتر، پ‌هاش در خمیر اشباع، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره اشباع، ماده آلی به روش سوزاندن تر، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک به روش استات آمونیوم ۱ نرمال و کربنات کلسیم با استفاده از اسید کلریدریک و تیتراسیون برگشتی با هیدروکسید سدیم روی نمونه‌ها صورت گرفت.

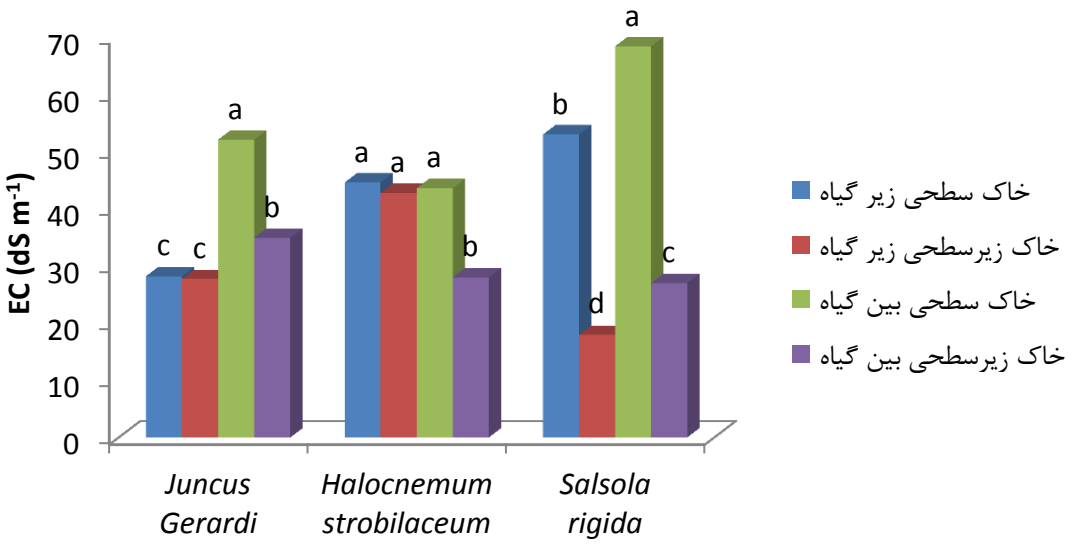
جهت آنالیز آماری نمونه‌ها از نرم افزارهای SPSS و Excel و جهت مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد استفاده شد.

نتایج و بحث

مقدار قابلیت هدایت الکتریکی در خاک‌های مورد مطالعه با توجه به نوع گونه‌های گیاهی، محل و عمق نمونه در شکل ۱ نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود در هر سه منطقه، قابلیت هدایت الکتریکی در خاک بین گیاهان در سطح به طور معنی‌داری بیشتر از عمق می‌باشد. این تفاوت می‌تواند به زمان نمونه‌برداری مرتبط باشد. در فصول خشک به دلیل تبخیر شدید رطوبت سطحی و در نتیجه انتقال رطوبت خاک زیر سطحی به سطح خاک و تبخیر آن، مقدار قابل ملاحظه‌ای املاح محلول در سطح تجمع کرده و از مقدار این املاح در خاک زیر سطحی کاسته می‌شود. این در حالی است که در فصل مرطوب عکس این پدیده می‌تواند اتفاق افتد. اما نکته مهم در شکل ۱ وضعیت تغییرات قابلیت هدایت الکتریکی در خاک زیر گیاه می‌باشد. تفاوت معنی‌داری بین قابلیت هدایت الکتریکی خاک سطحی و زیرسطحی زیر گونه *Juncus gerardi* مشاهده نمی‌شود. خاک زیر گونه *Halocnemum strobilaceum* نیز روند مشابهی را نشان می‌دهد. اما شوری در خاک سطحی زیر گونه *Salsola rigida* به طور معنی‌داری بیشتر از خاک زیرسطحی می‌باشد. در واقع می‌توان گفت تغییرات شوری در خاک زیر گونه *Salsola rigida* مشابه با خاک بین گیاه تغییر می‌کند. شاید بتوان گفت این گونه تأثیری در جلوگیری از کاهش تبخیر از سطح خاک و انتقال املاح به سطح ندارد.

خاک سطحی زیر گونه *Halocnemum strobilaceum* نسبت به خاک زیرسطحی تفاوت قابل ملاحظه‌ای از نظر شوری ندارد. اما مقدار قابلیت هدایت الکتریکی در خاک زیر سطحی زیر گیاه بیشتر از خاک زیرسطحی بین

گیاه می‌باشد. این مشاهدات می‌تواند بیان کننده تأثیر این گونه گیاهی در کاهش تبخیر از سطح و همچنین جذب زیاد رطوبت از خاک زیرسطحی و در نتیجه انتقال املاح از اطراف به سمت ریشه و تجمع آن باشد.
گونه *Juncus gerardi* سبب کاهش مقدار شوری در خاک سطحی و زیرسطحی زیر گیاه شده است و به نظر می‌رسد گونه‌ای مناسب جهت کاهش مقدار شوری خاک باشد. کاهش مقدار شوری توسط این گونه می‌تواند مربوط به جذب املاح از خاک و مصرف این گیاه توسط دام (به علت خوش خوراک بودن) و در نتیجه کاهش تدریجی شوری خاک باشد. از طرف دیگر گیاه *Juncus gerardi* بر خلاف گیاهانی مانند *Halocnemum strobilaceum* و *Salsola rigida* خاصیت جذب و نگهداری املاح کمتری را در اندام‌های هوایی خود داشته (ولی، ۱۳۸۵) و بنابراین مواد آلی اضافه شده از طریق این گیاهان دارای املاح محلول کمی می‌باشد. باتانونی (۱۹۹۴) و ایوب (۱۹۹۳) برداشت علوفه توسط دام را از گیاهان شورروی گوشتی سبب کاهش شوری خاک دانسته و همزمان با مصرف این گونه، مصرف علوفه های با شوری کم را توصیه می کنند.



شکل ۱- مقدار قابلیت هدایت الکتریکی در خاک زیر و بین گیاهان مورد مطالعه

مقدار کربن آلی در خاک زیر گونه *Juncus gerardi* به طور معنی‌داری بیشتر از بین گیاه می‌باشد (به ترتیب ۰/۷۱ در مقابل ۰/۱۷ درصد). دو گونه *Halocnemum strobilaceum* و *Salsola rigida* تأثیری بر مقدار کربن آلی نداشتند. ولی (۱۳۸۵) نشان داد که دو گونه *Juncus gerardi* و *Halocnemum strobilaceum* سبب افزایش معنی‌دار ماده آلی در خاک‌های سطحی شدند. مقدار پهاش نیز تحت تأثیر گیاه و نوع آن قرار گرفت؛ گونه *Juncus gerardi* سبب کاهش پهاش خاک از ۸/۲۸ به ۸/۰۸ شد. مهمترین دلیل این کاهش پهاش می‌تواند افزایش مقدار ماده آلی در خاک سطحی زیر *Juncus gerardi* باشد. دو گونه دیگر تأثیری بر مقدار پهاش خاک نداشتند. تغییرات ظرفیت تبادل کاتیونی نیز روندی مشابه پهاش و ماده آلی خاک نشان داد و بیشترین مقدار آن در خاک سطحی زیر گیاه *Juncus gerardi* مشاهده شد (۷/۷ سانتی مول بر کیلوگرم خاک). مقدار متوسط شن، سیلت، رس، کربنات کلسیم معادل و رطوبت اشباع در خاک‌های مورد مطالعه به

ترتیب ۴۵، ۴۴، ۱۱، ۳۲ و ۳۴ درصد اندازه‌گیری شد و تفاوت معنی‌داری بین سطح و عمق و همچنین بین گیاه و زیر گیاه مشاهده نشد.

گونه *Juncus gerardi* با توجه به بوته‌ای و متراکم بودن عامل مهمی در حفاظت خاک سطحی در مقابل فرسایش بوده و افزایش ماده آلی و کاهش تبخیر از سطح خاک و در نتیجه کاهش شوری را به دنبال خواهد داشت. این گیاه با توجه به خوش خوراک بودن و در نتیجه حذف بخشی از نمک خاک از این طریق گونه‌ای مناسب جهت توصیه برای خاک‌های شور می‌باشد. دو گونه *Halocnemum strobilaceum* و *Salsola rigida* به توجه به اینکه تأثیر کمی در حفظ خاک سطحی در مقابل فرسایش داشته و املاح انباشته در بافت‌های خود را به خاک برمی‌گردانند گونه‌های نامناسب‌تری جهت پایش خاک‌های شور از نمک می‌باشند.

منابع

ارزانی، ح.، ک. ناصری.، ک. جعفری، ح. توکلی و ح. آذرنیوند.، ۱۳۷۹. بررسی برخی آثار بوم‌شناختی *Atriplex canescens* بر محیط‌های تحت کشت در استان خراسان. مجله بیابان ، جلد پنجم، شماره ۱. صفحه‌های ۲۷ تا ۴۳.

بنائی، م.ح. ۱۳۷۸. نقشه رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک‌های ایران. موسسه تحقیقات خاک و آب، وزارت جهاد کشاورزی، ایران.

ولی، ع.، ۱۳۸۵. تأثیر گونه‌های *Juncus gerardi* و *Halocnemum strobilaceum* بر برخی خصوصیات خاک محیط ریشه، مطالعه موردی در شوره‌زار کرسیای داراب. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، جلد دهم، شماره ۱. صفحه‌های ۲۶۱ تا ۲۷۰.

Ayoub AT and CV Malcolm, 1993. Halophytes for Livestock, Rehabitation of Degraded Land Sequesting Atmospheric Carbon. UNDP Pub., Nairobi, Kenya.

Batanouny KH, 1994. Halophytes and halophytic plant communities in the Arab region. pp: 139-163. In: V. R. Squires and A. T. Ayoub (Eds.), Halophytes as a Resource for Livestock and for Rehabilitation of Degraded Lands. Vol 1, Kluwer-Academic Pub., Amsterdam.

پایش مرز بین اراضی شور و غیرشور در جنوب دشت ارومیه و تاثیر تغییرات آن بر کشاورزی در منطقه

نیکو حمزه پور[۱]، مصطفی کریمیان اقبال[۲] و رضا سکوتی اسکویی[۳]

۱- استادیار، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه.

۲- دانشیار، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس.

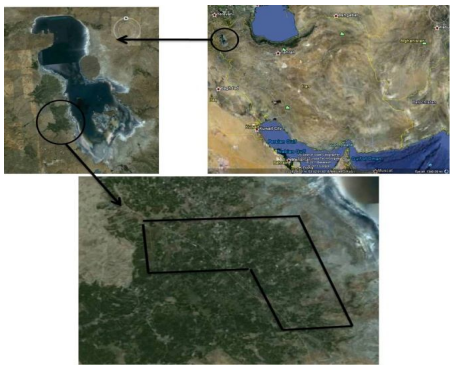
۳- استادیار، مرکز تحقیقات کشاورزی، آذربایجان غربی.

مقدمه

دریاچه ارومیه، واقع در شمال غرب کشور ایران، یکی از بزرگترین دریاچه‌های شور جهان و بزرگترین دریاچه شور در خاورمیانه است. حوزه آبریز دریاچه ارومیه منطقه کشاورزی مهمی است که جمعیتی در حدود ۶/۴ میلیون نفر را در خود جای داده است (سداک، ۲۰۱۰). تخمین زده شده است که در گذشته مساحت دریاچه ارومیه به بزرگی ۶۱۰۰ کیلومتر مربع بوده است ولی از سال ۱۹۹۵میلادی، این سطح به تدریج کاهش یافته است (ضرغامی، ۲۰۱۱). از آنجایی که دریاچه به طور نسبی کم ارتفاع است، این کاهش در ارتفاع آب، منجر به کاهش مساحت کل دریاچه نیز شده است. اگر روند خشک شدن دریاچه به این شکل ادامه یابد، انتظار می‌رود که در دهه‌های آینده به طور کامل خشک شود و پهنه وسیعی از اراضی شور برجای بماند. بنابراین پیش‌بینی وضعیت شوری خاک از نظر مدیریت بهتر خاک‌های شور و همچنین خاک‌های در خطر شوری از اهمیت به سزایی برخوردار است (آکوستا و همکاران، ۲۰۱۱). امروزه ابزارها و روش‌های مختلف بسیاری برای مواجه با پدیده شوری در جهان تولید شده و توسعه یافته‌اند. از جمله روش انتروپی حداکثر اریب که استفاده از داده‌های نامطمئن را در تخمین مکانی شوری خاک امکان‌پذیر کرده است (بوگارت و دیور، ۲۰۰۲؛ دوآیک و همکاران، ۲۰۰۵). هدف از انجام این تحقیق بررسی بررسی تغییرات مرز شوری خاک در جنوب دشت ارومیه به عنوان تابعی از فاصله از دریاچه و بررسی تاثیر آن بر کشاورزی در منطقه می‌باشد.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه، حدود ۵۰۰۰ هکتار از اراضی واقع در جنوب دشت ارومیه، حاشیه غربی دریاچه ارومیه را دربر می‌گیرد (شکل ۱). این محدوده به گونه‌ای انتخاب شده است که تغییرات در وضعیت شوری خاک را در امتداد دریاچه و نیز با دور شدن از آن پوشش دهد.



شکل ۱- موقعیت و مساحت منطقه مطالعاتی در حاشیه غربی دریاچه ارومیه و در جنوب دشت ارومیه در استان غربی.

برای انجام این تحقیق، نمونه‌برداری بر روی شبکه‌ای با نقاط به فاصله ۵۰۰ متر صورت گرفت. نمونه‌ها از عمق ۰-۲۰ سانتی متری، یک بار پس از اتمام فصل خشک و بار دیگر پس از پایان فصل مرطوب برای درک بهتر تغییرات فصلی شوری خاک، و یکبار دیگر در پائیز سال بعد، به منظور بررسی تغییرات سالیانه جمع آوری شدند. در زمان نمونه‌برداری، شوری نمونه‌ها با ECمتر صحرائی تعیین شد. پس از آن داده‌های مربوط به اندازه‌گیری-های صحرائی (EC_a) با داده‌های آزمایشگاهی (EC_e) کالیبره شدند. بعد از کالیبراسیون و تبدیل EC_a به EC_e توسط معادلات رگرسیونی، مقادیر حاصل بدلیل اینکه تنها تخمین‌هائی از یک مدل احتمالی هستند و با مقداری عدم قطعیت همراه می‌باشند به عنوان داده‌های نامطمئن در تخمین با روش انتروپی حداکثر اریب استفاده شدند

نتایج و بحث

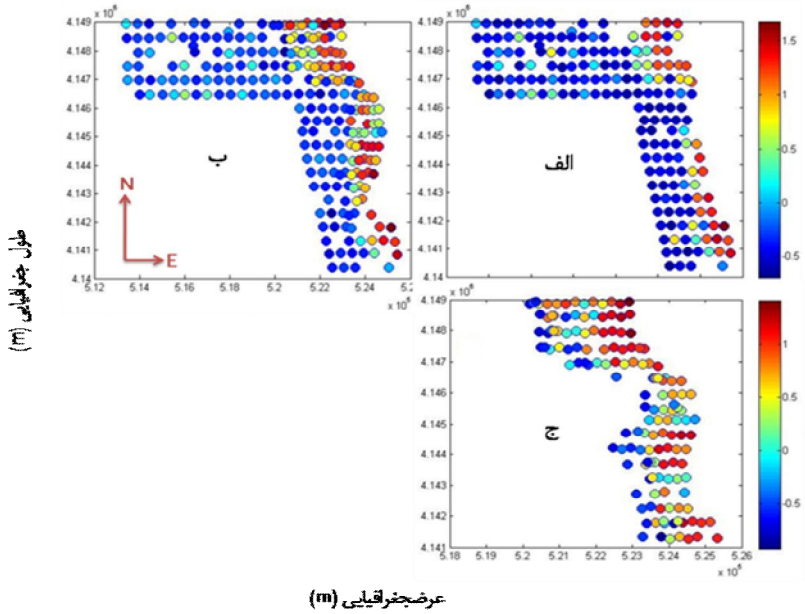
خلاصه‌ای از نتایج آماری اندازه‌گیری‌های صحرائی شوری خاک در زمان‌های مورد مطالعه در خاک سطحی در جدول ۱ نشان داده شده است. نتایج بررسی های مقدماتی تغییرات مکانی شوری خاک دشت ارومیه برای سری اول داده ها نشان داد که شوری خاک بین حداقل ۰.۱۳ دسی‌زیمنس برمتر و حداکثر ۳۶.۹ دسی-زیمنس برمتر متغیر بود (جدول ۱). برخلاف ماهیت ذاتی شوری که متغیری پیوسته است و اغلب انتظار می‌رود که تغییرات آن در خاک تدریجی و پیوسته باشد، افزایش شوری خاک در منطقه مطالعاتی تدریجی نبود بلکه به طور ناگهانی در فاصله ۵۰۰ متر که حداقل فاصله بین دو نقطه متوالی نمونه‌برداری شده بود، از شوری کمتر از ۰.۵ دسی‌زیمنس به بالای ۵ دسی‌زیمنس برمتر افزایش یافت. چنین پدیده‌ای در کل منطقه مطالعاتی به موازات دریاچه مشاهده شد. این امر نشان می‌داد که عاملی به جز عوامل خاک‌ساز بر فرایند تجمع نمک در خاک تاثیرگذار بوده است.

جدول ۱- خلاصه آماری اندازه‌گیری‌های صحرایی شوری خاک در نمونه‌های خاک سطحی.

$EC_{2.5}$ (dS/m)	تعداد	میانگین	انحراف معیار	واریانس	حداقل	حداکثر	چولگی	kurtosis
خاک سطح الارض (۰-۲۰ سانتی متری)								
سری اول داده ها	186	3.18	6.64	44.08	0.13	36.9	0.18	0.35
سری دوم داده ها	236	4.86	8.47	71.81	0.1	55.5	0.16	0.32
سری سوم داده ها	148	5.09	5.42	29.35	0.12	25.6	0.2	0.4

با توجه به اینکه نمونه‌برداری دور اول یعنی پائیز ۸۸ نتوانسته بود به طور کامل وضعیت شوری در منطقه را پوشش بدهد و در بخش‌هائی از منطقه، نمونه‌برداری قبل از ورود به اراضی شور به اتمام رسیده بود (شکل۲، الف)، در دور دوم نمونه برداری، حدود ۵۰ نقطه اضافی علاوه بر ۲۰۰ نقطه دور اول در منطقه برداشت شد. بخشی از این نمونه‌ها مربوط به قسمت‌های نمونه‌برداری نشده بود و بخش دیگر آن، از فاصله ۲۵۰ متری بین اراضی شور و غیر شور گرفته شد (شکل۲، ب). نتایج دور دوم نشان داد که علیرغم نمونه‌برداری با فواصل ۲۵۰ متر، تغییر جهشی در مقدار شوری خاک در فواصل کمتر از ۲۵۰ متر اتفاق افتاده است. این امر نشان‌گر این واقعیت است که یک مرز مشخص و کم ضخامت بین اراضی شور و غیر شور وجود دارد. به عبارت دیگر شوری خاک دارای خاصیت جبهه ای (مرزواره ای) است. در دور سوم نمونه‌برداری، به منظور پایش دقیق مرز بین اراضی شور و غیر شور، اراضی که در حال حاضر در خطر شوری قرار نداشتند از نمونه‌برداری حذف شدند در

عوض، حاشیه شور با دقت ۱۰۰ متر نمونه‌برداری گردید (شکل ۲، ج). نتایج این بخش از مطالعه نشان داد که حتی در فاصله ۱۰۰ متر نیز، مرزی کاملا مشخص و واضح بین اراضی شور و غیرشور وجود دارد

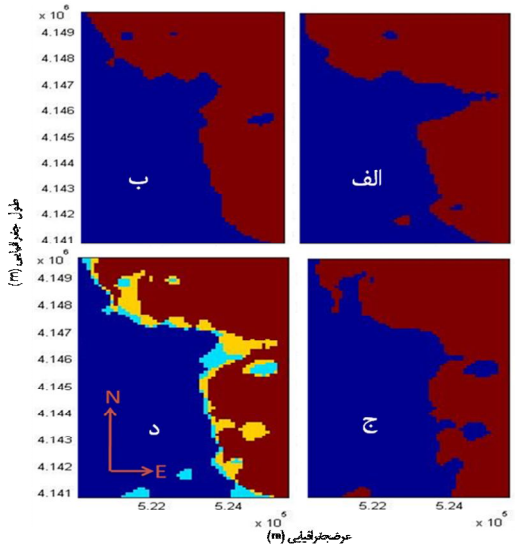


شکل۲- موقعیت نقاط نمونه برداری بر اساس سیستم UTM و مقادیر شوری خاک در نمونه سطحی.

مرز بین اراضی شور و غیر شور در بازه زمانی مورد مطالعه در شکل ۳، قسمت‌های الف تا ج ارائه شده است. همانطور که از این اشکال قابل مشاهده است، منطقه مورد مطالعه از دوبخش با ماهیت متفاوت شوری تشکیل شده است، منطقه‌ای با شوری بسیار پائین (قسمت‌هائی که با رنگ آبی در شکل مشخص شده اند) که اراضی کشاورزی را شامل می‌شوند و اراضی با شوری بسیار بالا که در مجاورت دریاچه ارومیه واقع شده‌اند. این مرز به صورت خطی، اراضی کشاورزی را از اراضی شور جدا می‌سازد. سوالی که در اینجا بوجود می‌آید این است، با وجود آنکه شوری خاک متغیری پیوسته است چه عاملی باعث قطع پیوستگی آن در بخشی از منطقه شده است و باعث کشیده شدن خطی نسبتا مشخص بین اراضی شور و غیر شور شده است؟ پاسخ به وضعیت دریاچه ارومیه در گذشته بازمی‌گردد. مطالعات صحرائی شوری خاک نشان داد که چنین مرزی ناشی از رسوبات برجای مانده از بستر دریاچه ارومیه در دوره‌های پرآبی است. به عبارت دیگر، حداکثر مسافتی که دریاچه ارومیه در دوره‌ای توانسته گسترش بیابد و رسوبات خود را برجای بگذارد عامل اصلی مرز بین اراضی شور و غیر شور در منطقه است. پرداختن به علل دقیق و شواهد وقوع چنین مرزی در منطقه، خارج از بحث این مقاله است ولی آنچه مسلم است، وجود چنین منطقه شوری درست در مجاورت اراضی کشاورزی، خطری روز افزون است که با افزایش خشکسالی و برداشت بی‌رویه آب‌های شیرین و افزایش فشار آب‌های شور زیرسطحی، تهدیدی جدی برای اراضی کشاورزی و تولید پایدار به حساب می‌آید.

نتایج همچنین نشان داد محل وقوع این مرز بین دو فصل مختلف همین طور در طول یک سال ثابت و پایدار نبود و پیشروی در محل مرز در فصل بهار مشاهده شد (شکل ۳، د). دلیل آن بارندگی های فصلی و بالا آمدن سطح آب‌های زیرزمینی و حرکت املاح به سطح خاک می‌باشد. بنابراین براساس نتایج به دست آمده، اگر مرز بین اراضی شور و غیر شور حتی در طول یک سال ثابت نبوده است، احتمال اینکه این مرز در طول سالیان

آتی به سمت اراضی کشاورزی پیشروی کند بسیار زیاد می‌باشد. وجود منطقه‌ای با سطحی نسبتا عاری از پوشش گیاهی در فاصله‌ای کمتر از ۱۰۰ متر از اراضی کشاورزی که در معرض فرسایش بادی قرار دارد تهدیدی جدی در منطقه برای کشاورزی پایدار به حساب می‌آید.



شکل ۳- مرز بین اراضی شور و غیر شور در زمان های مورد مطالعه. قسمت د، سه زمان بر روی هم منطبق شده اند.

منابع

1. Acosta JA, Faz A, Jansen B, Kalbitz K, and Martinez-Martinez S. 2011. Assessment of salinity status in intensively cultivated soils under semiarid climate, Murcia, SE Spain. *J. Arid Environ.,* 75:1056-1066.
2. Bogaert P, and D'Or D. 2002. Estimating soil properties from thematic soil maps: the Bayesian Maximum Entropy. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 66:1492-1500.
3. Douaik A, Van Meirvenne M, and Toth T. 2005. Soil salinity mapping using spation-temporal kriging and Bayesian maximum entropy with interval soft data. *Geoderma*, 128:234-248.
4. Golabian H. 2010. Urumia Lake: Hydro-Ecological Stabilization and Permanence Macro-engineering Seawater in Unigue Environments (pp. 365-397). Berlin: Springer-Verlag. doi: 10.1007/978-3-642-14779-1_18.
5. SEDAC. 2010. Gridded population of the world: future estimates. Socioeconomic data and applications center (SEDAC); collaboration with CIESIN, UN-FAO, CIAT. Accessed December 14, 2011 at: http://sedac.ciesin.columbia.edu/gpw.
6. Zarghami M. 2011. Effective watershed management; Case study of Urmia Lake, Iran. *Lake Reserv. Manage.*, 27(1): 87-94.

تخمین شوری خاک سطح الارض با استفاده از اطلاعات مربوط به آب های زیرزمینی

نیکو حمزه پور[۱] و مصطفی کریمیان اقبال[۲]

۱- استادیار، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه.

۲- دانشیار، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس.

مقدمه

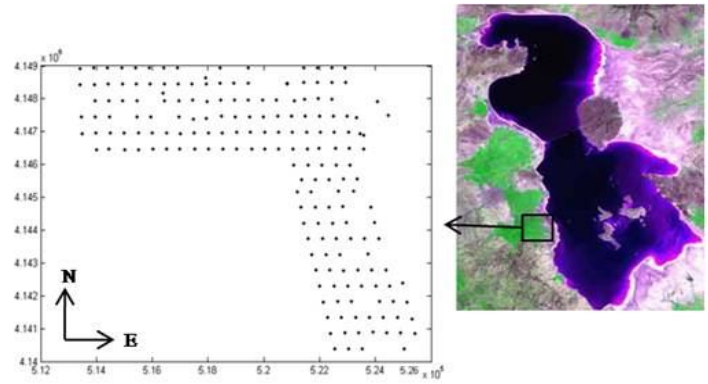
مطالعات متعددی در زمینه تخمین مکانی شوری خاک با استفاده از روش های کریجینگ تاکنون صورت گرفته است (گیوردانو و همکاران، ۲۰۱۰؛ آکوستا و همکاران، ۲۰۱۱؛ لی و همکاران، ۲۰۱۱؛ حمزه پور و همکاران، ۲۰۱۳). از آنجایی که شوری خاک همانند اغلب متغیرهای با پیوستگی مکانی تابعی از عوامل و پارامترهای مختلف محیطی می باشد، استفاده از اطلاعات کمکی در تخمین آن اغلب می تواند کمک شایانی به کاهش هزینه ها و افزایش دقت روش به کار رفته در تخمین گردد. تحقیقاتی در زمینه استفاده از روش های آماری که قادر به تلفیق چنین اطلاعاتی در فرایند تخمین هستند صورت گرفته است. به عنوان مثال اشتین و کورشتین (۱۹۹۱) رابطه بین کریجینگ جهانی و کوکریجینگ را با کریجینگ رگرسیون به تفصیل شرح داده اند. در تحقیقی که توسط لی و همکاران (۲۰۱۱) صورت گرفت، تغییرات زمانی-مکانی شوری خاک با استفاده از اطلاعات مربوط به تغییرات سطح آب زیرزمینی در دوره زمانی ۲۷ ساله مورد مطالعه قرار گرفت. هدف از انجام این تحقیق مطالعه تغییرات مکانی شوری خاک در اراضی واقع در غرب دریاچه ارومیه و بررسی نقش استفاده از داده های کمکی مربوط به کیفیت آبهای زیرزمینی در دقت تخمین مکانی شوری خاک سطح الارض می باشد.

مواد و روشها

به منظور انجام این مطالعه، در حدود ۲۰۰ نمونه خاک از اراضی حاشیه غربی دریاچه ارومیه واقع در دشت ارومیه با فواصل ۵۰۰ متر از عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری جمع آوری گردید. موقعیت نقاط نمونه برداری شده در شکل ۱ نمایش داده شده است. سپس هدایت الکتریکی این نمونه ها در عصاره ۲/۵: ۱ خاک به آب اندازه گیری شد. پس از برازش بهترین مدل واریوگرامی و استخراج پارامترهای آن، تخمین مکانی شوری خاک با استفاده از روش کریجینگ در نرم افزار MATLAB صورت گرفت. در قدم بعدی، از اطلاعات مربوط به کیفیت آب های زیرزمینی که در بانک اطلاعاتی استان آذربایجان غربی موجود می باشد به عنوان کووریت در تخمین شوری خاک سطح الارض در همان منطقه استفاده گردید. از پارامترهای آماری رگرسیون[۱]، میانگین خطا[۲] و میانگین مربعات خطا[۳] برای مقایسه نتایج استفاده گردید.

---

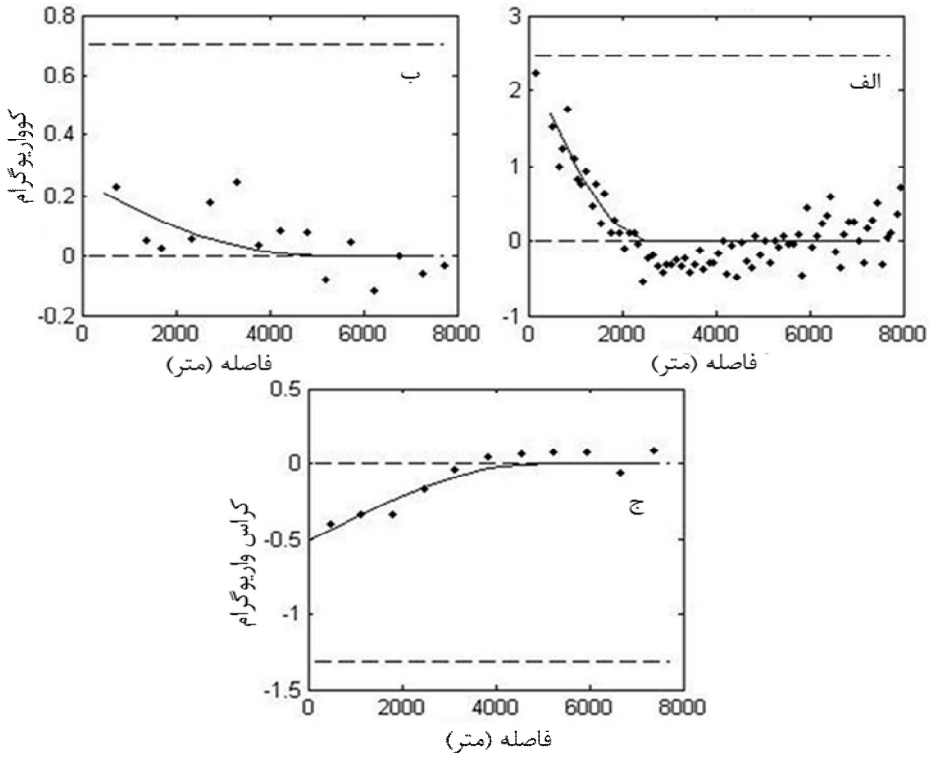
[1] -regression
[2] - Mean Error
[3] - Mean Square Error



شکل ۱- موقعیت نقاط نمونه برداری شده در غرب دریاچه ارومیه.

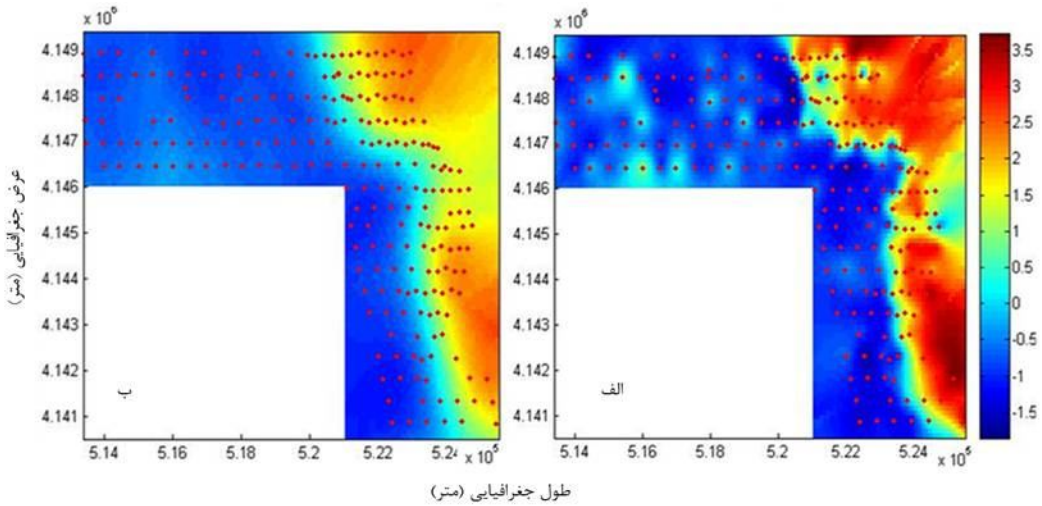
نتایج و بحث

تابع کو-واریوگرامی برازش شده بر روی داده های شوری خاک در شکل ۲، الف نمایش داده شده است. مدل برازش شده دارای دو دامنه بود. دامنه با برد کوتاه ۲/۵ کیلومتر و دامنه با برد طولانی ۵ کیلومتر. دلیل وجود دو دامنه در منطقه، قرار گرفتن رسوبات نمکی میوسن در کنار رسوبات غیرنمکی دشت ارومیه است که باعث شده است پیوستگی مکانی در حدفاصل بین این دو بخش از بین برود و تغییرات مکانی شوری خاک تابعی از دو میانگین متفاوت در منطقه گردد.



شکل ۲- الف و ب: به ترتیب تابع کوواریوگرام برازش شده بر روی داده های شوری خاک و SAR آب زیرزمینی، ج: کراس واریوگرام حاصل از استفاده از مقادیر SAR آب های زیرزمینی در برازش مدل واریوگرامی بر روی داده های شوری خاک سطح الارض.

بنابراین به منظور استفاده از مدل کوواریوگرامی در تخمین مکانی شوری خاک، در هر یک از جوامع ذکر شده، از میانگین مربوط به آن جامعه در فرایند تخمین استفاده شد. تخمین مکانی شوری خاک بر روی شبکه ای با فواصل ۱۰۰ متر صورت گرفت. نتایج حاصل از این تخمین در شکل ۳، الف نمایش داده شده است.



شکل ۳- الف و ب: به ترتیب تخمین مکانی شوری خاک تنها با استفاده از داده های شوری خاک سطح الارض و اطلاعات SAR آب زیرزمینی منطقه به عنوان کووریت.

برای بهبود کیفیت واریوگرام برازش شده بر روی داده‌ها، از اطلاعات مربوط به آب‌های زیرزمینی منطقه مطالعاتی استفاده گردید. این اطلاعات برای هفت سال متوالی از ۸۰-۸۶ موجود بودند و شامل آنالیز کامل آب-زیرزمینی، انواع کاتیون‌ها و آنیون‌ها بود. ابتدا وابستگی مکانی تک تک پارامترها بررسی شد، از بین پارامترهای مورد بررسی، تنها EC و SAR[۴] آب‌زیرزمینی تغییرات مکانی معناداری داشتند. نتایج بررسی تاثیر هر کدام از این پارامترها در بهبود برازش مدل واریوگرامی بر روی داده‌های شوری خاک، نشان داد که SAR توانست در بهبود برازش مدل واریوگرام بر روی داده‌های شوری، بخصوص در نقاطی که پیوستگی مکانی داده‌ها به دلیل انقطاع سنگی موجود در منطقه، مختل شده بود، نقش حائز اهمیتی داشته باشد.

نتایج حاصل از آنالیز زمانی کیفیت آب زیرزمینی نشان داد که مقادیر SAR در نقاط مشابهی که در طول ۷ سال نمونه‌برداری بودند، تغییر معناداری نداشته است. بنابراین کوواریوگرام مربوط به هر دور نمونه برداری تهیه و از میانگین هفت سال آنالیزهای SAR آب زیرزمینی به عنوان کوواریت در تخمین شوری خاک استفاده گردید (شکل ۲، ب).

[۴] - Sodium Activity Ratio

نتایج حاصل از تخمین مکانی شوری خاک سطح الارض با داده های کمکی مربوط به SAR آب زیرزمینی در شکل ۳، ب نمایش داده شده است. همانطور که از این اشکال مشهود است، استفاده از پارامتر SAR آب‌زیرزمینی توانست به نحو چشم‌گیری واریوگرام برازش شده بر روی داده‌های شوری خاک را بهبود دهد. به گونه‌ای که تاثیر انقطاع سنگی موجود در منطقه را، در قطع پیوستگی تغییرات مکانی شوری خاک، به حداقل رساند و واریوگرامی نسبتا همگن از منطقه مطالعاتی تولید کرد (شکل ۲، ج). استفاده از اطلاعات آب‌های زیرزمینی، باعث تولید مرزهای پخشیده[۵]تر و نقشه‌ای [۶]همگن‌تر شد و تاثیر تغییرات شدید میانگین جامعه را کاهش داد در نتیجه تخمین شوری خاک در منطقه مطالعاتی بخصوص در مرز تغییرات شوری خاک، جایی که تخمین‌های صورت گرفته به دلیل تغییرات ناگهانی میانگین با خطای زیادی همراه بود، با دقت بیشتری صورت بگیرند.

منابع

Acosta JA, Faz A, Jansen B, Kalbitz K, and Martinez-Martinez S. (2011). Assessment of salinity status in intensively cultivated soils under semiarid climate, Murcia, SE Spain. Journal of Arid Environments, 75:1056-1066.

Giordano R, Liersch S, Vurro M, and Hirsch D. (2010). Integrating local and technical knowledge to support soil salinity monitorinf in the Amudarya river basin. Journal of Environmental Management, 91:1718-1729.

Hamzehpour, N., Eghbal, M.K., Bogaert, B., Toomanian, N.and Oskoui, R.S. 2013. Spatial prediction of soil salinity using kriging with measurement errors and probabilistic soft data. Arid Land Research and Management, 27:2, 128-139.

Li KL, Chen J, Tan MZ, Zhao BZ, Mi SX, and Shi XZ. (2011). Spatio-Temporal variability of soil salinity in Alluvial Plain of the lower reaches of the Yellow River- a case study. Pedosphere, 21(6):793-801.

Stein A, Corsten LCA. (1991). Universal kriging and cokriging as a regression procedure. Biometrics, 47: 575–587.

۵ - diffused
۶ - Smoot

ارزیابی گلخانه ای تأثیر اسیدهای آلی سنتزی بر جذب مس و روی توسط ذرت در یک خاک آهکی آلوده به مس

الهام شمس آبادی[1]، نجف علی کریمیان[2]، جعفر یثربی [3]

۱- **دانشجوی سابق کارشناسی ارشد بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز**

۲- **استاد بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز**

۳- **استاد یار بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز**

مقدمه

مس عنصری ضروری در تغذیه گیاه است که به رغم وجود مقدار کافی، دسترسی گیاه به آن در خاکهای آهکی با محدودیت هایی مواجه است. از طرف دیگر افزایش فعالیت های صنعتی،کاربرد بیش از اندازه آفت کش ها، و کودهای شیمیایی حاوی مس می تواند منجر به انباشتگی این عنصر در خاک و رسیدن آن به حد مسموم کننده شود. از جمله عواملی که می تواند بر جذب مس و سایر عناصر غذایی از خاک بوسیله گیاهان مؤثر باشد اسیدهای آلی یافت شده در ترشحات ریشه گیاهان است. اسیدهای آلی با وزن ملکولی کم ترکیباتی شامل کربن، هیدروژن، و اکسیژن بوده و ویژگی اصلی آنها دارا بودن یک یا تعداد بیشتری گروههای کربوکسیلی است. اسیدهای آلی بر اساس تفکیک پذیری و تعداد گروههای کربوکسیل می توانند دارای بارهای منفی متفاوتی باشند، بنابراین قادر خواهند بود که با کاتیونهای خاک کمپلکس تشکیل دهند ویا سبب مبادله آنیونها از ذرات جامد خاک شوند. در بین اسیدهای ترشح شده از ریشه گیاه به درون خاک، ترکیباتی همچون اگزالیک اسید، سیتریک اسید و اسید مالیک نقش مهمتری در افزایش انحلال فلزات سنگین و نیز تحرک عناصر غذایی ایفا می کنند (اوانگلو و همکاران، ۲۰۰۶). تحقیقات مختلف نشان داده است که ترشح اسیدهای آلی از ریشه گیاهان به طور مستقیم و غیر مستقیم حلالیت و یا تحرک عناصر غذایی ضروری و نیز عناصر سمی مانند سرب، کادمیم، و آلومینیوم را تحت تأثیر قرار می دهند که علت این امر را تأثیر اسیدهای آلی بر واکنشهای اسیدی کردن، اکسایش- کاهش، کلات کردن، تشکیل کمپلکس و حتی رسوب عناصر غذایی و فلزات سنگین در ریزوسفر و در نتیجه افزایش انتقال این عناصر به درون گیاه دانسته اند (وو و همکاران، ۲۰۰۳). مطالعه حاضر به منظور شناخت اثر اسیدهای آلی بر جذب گیاهی روی و مس از یک خاک آلوده شده به مس انجام شد.

مواد و روشها

مقدار مناسبی خاک از افق سطحی سری چیتگر استان فارس با نام علمی (Fine-loamy, carbonatic, thermic, Typic Calcixerepts) گرد آوری شده و پس از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلیمتری، برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن با روش های متداول آزمایشگاهی قرائت گردید. نمونه های ۳ کیلو گرمی از خاک با نمک $CuSO_4.5H_2O$ به منظور رسیدن به سطوح ۰، ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم مس بر کیلوگرم خاک تیمار شدند، با استفاده از نتایج آزمون خاک مقدار ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم نیتروژن به صورت $CO(NH_2)_2$ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم آهن، منگنز، روی، و فسفر به صورت نمکهای Fe-EDDHA، $MnSO_4.H_2O$، $ZnSO_4.7H_2O$، و $Ca(H_2PO_4)_2$ به صورت محلول به نمونه های خاک افزوده شد. پس از گذشت دو هفته از

افزودن فلزات به خاک، در هر گلدان ۶ عدد بذر ذرت (*Zea mays* L.) ، رقم سینگل کـراس ۷۰۴ کاشـته شـد. یک و دو هفته قبل از برداشت، اگزالیک اسید، و سیتریک اسید هر یـک بـه غلظتهـای ۰ و ۲۰ میلـی مـول بـر کیلوگرم خاک همراه آب آبیاری به گلدان ها افزوده شدند. گیاهان، هشت هفته پس از کاشت، برداشـت شـده و پس از جدا سازی اندام هوایی گیاه، تمامی نمونه ها با آب مقطـر شستشـو داده شـده و پـس از خاکسـتر شـدن وعصاره گیری با اسید کلریدریک ۲ مولار، غلظت مس، و روی در اندام هوایی با استفاده از دستگاه جذب اتمـی اندازه گیری شد. در این تحقیـق از طـرح آمـاری کـاملاً تصـادفی در قالـب آزمایشـهای فاکتوریـل۴×۲×۲ بـا فاکتورهای غلظت مس (۰، ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم)، نوع اسیدهای آلی (سیتریک اسـید، و اگزالیـک اسید)، غلظت اسیدهای آلی (۰، و ۲۰ میلی مول بر کیلوگرم)، و ۳ تکرار استفاده شد. داده های جمع آوری شـده با استفاده از نرم افزارهای SAS و Excel مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت، و میانگین های مربوط به اثـر هـر یک از عوامل اصلی بر روی داده های اندازه گیری شده با استفاده از آزمون LSD مقایسه گردید.

نتایج و بحث

با افزایش سطوح مس کاربردی از ۰ به ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خـاک، میـانگین وزن خشـک انـدام هوایی ذرت به ترتیب به میزان ۹، ۷، و۱۱/۵ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت، این کاهش بین سطوح ۰ و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم مس از لحاظ آماری معنی دار می باشد (جدول۱). افزایش غلظـت مـس بـه مقـادیر بیش از مقدار بهینه برای رشد گیاه، منجر به توقف رشد و مختل کردن واکنشهای حیاتی سلول از جمله تنفس و فتوسنتز و در نتیجه کاهش زیست توده گیاهی می شود (مارشنر، ۱۹۹۵).

جدول ۱- تأثیر سطوح مختلف مس کاربردی بر میانگین پاسخ های گیاهی مورد مطالعه.

پاسخ گیاه	سطوح مس کاربردی (میلی گرم بر کیلوگرم)			
	۵۰	۲۰	۵	۰
وزن خشک اندام هوایی(گرم در گلدان)	۷/۲۵B	۷/۶۱AB	۷/۴۵AB	۸/۱۹A
غلظت مس اندام هوایی (میلی گرم بر کیلوگرم)	۳۹/۸۱A	۳۰/۴۶B	۱۵/۵۹C	۱۰/۵۵D
جذب مس اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)	۲۸۸/۴۸A	۲۳۰/۳۹B	۱۱۵/۸۸C	۸۵/۷۸D
غلظت روی اندام هوایی (میلی گرم بر کیلوگرم)	۱۱/۸۰C	۱۲/۱۴B	۱۸/۸۱A	۱۱/۸۵C
جذب روی اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)	۸۵/۵۰C	۹۲/۴۱B	۱۳۹/۶۷A	۹۶/۵۷B

میانگین هایی که در هر ردیف در یک حرف مشترک هستند با آزمون LSD (در سطح ۵ درصد) فاقد تفاوت معنی دار می باشند.

کاربرد ۲۰ میلی مول سیتریک و اگزالیک اسید بر کیلوگرم خاک منجر به افزایش ۲ و ۰/۹ درصدی در میانگین وزن خشک اندام هوایی ذرت شد که این افزایش معنی دار نبود (جدول۲).

جدول ۲- تأثیر سطوح مختلف سیتریک اسید و اگزالیک اسید کاربردی بر میانگین پاسخ های گیاهی مورد مطالعه.

پاسخ گیاه	سیتریک اسید (میلی مول بر کیلوگرم)		اگزالیک اسید (میلی مول بر کیلوگرم)	
	۰	۲۰	۲۰	۰
وزن خشک اندام هوایی(گرم در گلدان)	۷/۷۱A	۷/۵۴A	۷/۷۰A	۷/۶۳A
غلظت مس اندام هوایی (میلی گرم بر کیلوگرم)	۲۵/۲۹A	۲۲/۹۱B	۲۴/۸۹A	۲۳/۳۳B
جذب مس اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)	۱۹۳/۵۰A	۱۶۶/۷۷B	۱۸۴/۷۷A	۱۷۵/۵۱A
غلظت روی اندام هوایی (میلی گرم بر کیلوگرم)	۱۸/۲۲A	۱۶/۴۹B	۱۷/۴۹A	۱۷/۲۳A
جذب روی اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)	۱۳۷/۴۰B	۱۲۴/۷۱A	۱۳۱A	۱۳۱A

میانگین هایی که در هر ردیف در یک حرف مشترک هستند با آزمون LSD (در سطح ۵ درصد) فاقد تفاوت معنی دار می باشند.

چنانچه در جدول۱ مشاهده می شود با افزایش سطوح مس کاربردی از ۰ به ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، غلظت مس در اندام هوایی ذرت به ترتیب به میزان ۴۸، ۱۸۸، و۲۷۷ درصد افزایش معنی دار نشان داده است. همچنین با افزایش سطوح مس از ۰ به ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، میانگین جذب مس در اندام هوایی ذرت به ترتیب به میزان ۱۶۸،۳۵، و ۲۳۶ درصد افزایش معنی دار نشان داده است. کومار و همکاران (۲۰۰۹) بیان کردند با افزایش سطوح مس کاربردی، غلظت مس در برگها، دانه و کاه و کلش گندم افزایش داشته است. کاربرد ۲۰ میلی مول سیتریک اسید بر کیلوگرم خاک، منجر به افزایش ۱۰/۴ و ۱۶ درصدی در غلظت و جذب مس اندام هوایی ذرت شده است که از لحاظ آماری معنی دار می باشد (جدول ۲). داده های جدول ۲ نشان می دهد کاربرد ۲۰ میلی مول اگزالیک اسید بر کیلوگرم خاک، غلظت مس در اندام هوایی ذرت را به میزان ۶/۷ درصد افزایش داده که از لحاظ آماری معنی دار بوده است. نتایج ارائه شده در این جدول نشان دهنده افزایش جذب مس در اندام هوایی ذرت به میزان ۵/۳ درصد در نتیجه کاربرد ۲۰ میلی مول اگزالیک اسید بر کیلوگرم خاک بوده است که از لحاظ آماری با سطح صفر اگزالیک اسید تفاوت معنی داری ندارد. تحرک عناصر غذایی کم مصرف از جمله مس، روی، و منگنز و همچنین فلزات سمی از جمله کادمیم و حتی اورانیوم در ارتباط با اسیدی شدن محیط ریزوسفر بوسیله ترشحات ریشه و همچنین ترکیب با بعضی اسیدهای آلی (مانند سیترات) گزارش شده است (سیزلین اسکی و همکاران، ۱۹۹۸). با توجه به داده های جدول ۱ با افزایش سطوح مس از ۰ به ۵، و ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، غلظت روی در اندام هوایی ذرت به ترتیب به میزان ۵۸ و۲ درصد افزایش معنی دار نشان داده است و با افزایش سطح مس به ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم، میانگین غلظت روی در اندام هوایی ذرت به میزان ۰/۴۲ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش داشته است، که البته این کاهش، معنی دار نمی باشد. با افزایش سطوح مس از ۰ به ۵ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، میانگین جذب روی در اندام هوایی ذرت به میزان ۴۴/۶ درصد افزایش معنی دار نشان داده است. همچنین با افزایش سطح مس به ۲۰ و ۵۰

میلی گرم بر کیلوگرم خاک، میانگین جذب روی در اندام هوایی ذرت به ترتیب ۴، و ۱۱ درصد کاهش یافته است که این کاهش در سطح ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم مس معنی دار بوده است (جدول ۱). مطالعات مختلف نشان دهنده روابط متقابل روی و مس بر یکدیگر در گیاهان است. روابط ضدیتی این دو کاتیون بر یکدیگر، بوسیله محققان مختلف گزارش شده است. در حقیقت روش جذب مس و روی بوسیله گیاهان یکسان بوده که منجر به رقابت شدیدی در جذب این دو عنصر بوسیله ریشه گیاه خواهد شد (کاباتا- پندیاس و پندیاس، ۲۰۰۰). کاربرد ۲۰ میلی مول بر کیلوگرم سیتریک اسید منجر به افزایش معنی دار ۱۰/۵ و ۱۰ درصدی غلظت و جذب روی در اندام هوایی ذرت شد (جدول۲). کاربرد ۲۰ میلی مول اگزالیک اسید بر کیلوگرم خاک، میانگین غلظت روی را به میزان ۱/۵ درصد افزایش داده است که از لحاظ آماری با سطح ۰ اگزالیک اسید تفاوت معنی داری نداشته است. کاربرد ۲۰ میلی مول بر کیلوگرم اگزالیک اسید تفاوتی در میانگین جذب روی بوسیله ذرت بوجود نیاورده است (جدول ۲). همانند آهن، کلات شدن روی نیز در انتقال آن به سطح ریشه مؤثر می باشد. ریشه های گیاهان، روی را به صورت Zn^{2+} و ترکیب کمپلکس شده با مواد آلی طبیعی و سنتزی جذب می کنند. عوامل کمپلکس کننده یا کلات های ترشح شده توسط ریشه ناشی از تجزیه بقایای مواد آلی، پخشیدگی روی را به سمت ریشه افزایش می دهند (هاولین و همکاران، ۱۹۹۹).

به طور کلی می توان گفت کاربرد اسیدهای آلی منجر به به افزایش عصاره کشی روی و مس بوسیله ذرت شده است که تأثیر سیتریک اسید بیشتر از اگزالیک اسید بوده که علت آن را می توان دارا بودن تعداد بیشتر گروه کربوکسیل در سیتریک اسید در مقایسه با اگزالیک اسید و در نتیجه تشکیل کمپلکس بیشتری با مس و روی بوسیله سیتریک اسید و حرکت بیشتر این دو عنصر به سمت ریشه گیاه دانست، بنابراین استفاده از سیستم زنده ریشه گیاهان می تواند نقشی مهم در پالایش خاکهای آلوده به فلزات سنگین از جمله مس و روی در مناطق صنعتی و یا مزارع آلوده در نتیجه کاربرد بیش از اندازه کودهای شیمیایی یا آفت کش ها باشد.

منابع

Cieslinski. GKC, Van Rees J, Szmigielska AM, Krishnamurti GSR, and Huang PM, 1998. Low-molecular-weight organic acids in rhizosphere soils of durum wheat and their effect on cadmium bioaccumulation. Plant Soil 203:109-113.

Evangelou MWH, Mathias E, and Shaffer A, 2006. Evaluation of the effect of small organic acids on phytoextraction of Cu and Pb from soil with tobacco *Nicotiana tabacum*. Chemosphere. 63:996-1004.

Havlin JL Beaton JD Tisdale SL and Nelson WL, 1999. Soil fertility and fertilizers: an introduction to nutrient management. Macmillan, New York.

Kabata-Pendias A, and Pendias H, 2000. Trace elements in soils and plants. CRC Press. Boca Raton, Florida.

Kumar R, Mehrtora NK, Nautiyal B D, Kumar P, and Singh PK, 2009. Effect of copper on growth, yield and concentration of Fe, Zn, and Cu in wheat plants (*Truticum aestivum* L.). J. Environ. Biol. 30(4): 485-488.

Marschner H, 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.

Wu LH, Luo Y M, Christie P, and Wong HM, 2003. Effect of EDTA and low molecular weight organic acids on soil solution properties of a heavy metal polluted soil. Chemosphere 50: 819-822.

ارزیابی گلخانه ای تأثیر قارچ میکوریز آربسکولار بر جذب مس و فسفر توسط ذرت در یک خاک آهکی آلوده به مس

الهام شمس آبادی[1]، نجف علی کریمیان[2]، مهدی زارعی[3]
۱- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز
۲- استاد بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز
۳- استاد یار بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه

مس عنصری ضروری در تغذیه گیاه است که به رغم وجود مقدار کافی، دسترسی گیاه به آن در خاکهای آهکی با محدودیت هایی مواجه است. از طرف دیگر افزایش فعالیت های صنعتی،کاربرد بیش از اندازه آفت کش ها، و کودهای شیمیایی حاوی مس می تواند منجر به انباشتگی این عنصر در خاک و رسیدن آن به حد مسموم کننده شود. از جمله عواملی که می تواند بر جذب مس و سایر عناصر غذایی از خاک بوسیله گیاهان مؤثر باشد، قارچ های میکوریز آربسکولار همزیست با ریشه گیاهان است. قارچهای میکوریز آربسکولار با تأثیر بر دو روش کلی عصاره کشی گیاهی و پایدار سازی گیاهی در پاکسازی خاکهای آلوده به فلزات سنگین نقش دارند. قارچهای میکوریز راهکارهایی را مشابه با گیاه میزبان در غیر متحرک کردن فلزات سنگین در خاک به کار می برندکه از آن جمله می توان به غیر متحرک ساختن فلزات از طریق ترکیبات ترشح شده از قارچها، رسوب گذاری در دانه های پلی فسفات در خاک، جذب فلزات بر دیواره سلولی قارچ، و کلاته کردن فلزات درون قارچ اشاره کرد. پیوند فلزات سنگین به گلومالین ترشح شده از قارچ و اتصال فلزات به کیتین موجود در دیواره سلولی قارچها نیز منجر به کاهش غلظت این فلزات در محیط خاک خواهد شد. استفاده از قارچهای میکوریز و بویژه میکوریزهای بومی در افزایش جذب عناصر غذایی و همچنین افزایش زیست توده گیاهی نیز می تواند روشی مناسب در افزایش عصاره کشی فلزات سنگین بوسیله گیاهان باشد (گوهر و پازووسکی، ۲۰۰۵). مطالعه حاضر به منظور شناخت تأثیر قارچهای میکوریز آربسکولار بر جذب مس و فسفر بوسیله ذرت در یک خاک آهکی آلوده به مس انجام شد.

مواد و روشها

مقدار مناسبی خاک از افق سطحی سری چیتگر استان فارس با نام علمی (Fine-loamy, carbonatic, thermic, Typic Calcixerepts) گرد آوری شده و پس از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلیمتری، برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن با روشهای متداول آزمایشگاهی قرائت گردید. نمونه های ۳ کیلو گرمی از خاک با نمک $CuSO_4.5H_2O$ به منظور رسیدن به سطوح ۰، ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم مس بر کیلوگرم خاک تیمار شدند، با استفاده از نتایج آزمون خاک مقدار ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم نیتروژن به صورت $CO(NH_2)_2$ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم آهن، منگنز، روی، و فسفر به صورت نمکهای Fe-EDDHA، $MnSO_4.H_2O$،

$ZnSO_4.7H_2O$، و $Ca(H_2PO_4)_2$ به صورت محلول به نمونه های خاک افزوده شد. پس از گذشت دو هفته از افزودن فلزات به خاک، مقدار ۵۰ گرم مایه تلقیح از قارچ میکوریز آربسکولار با نام علمی *Glomus versiforme* در عمق ۵ سانتی متری خاک ریخته شده و روی آن با مقدار کافی خاک پوشانده شد. در نمونه های بدون قارچ نیز از ماسه استریل شده به عنوان مایه تلقیح استفاده گردید. در هر گلدان ۶ عدد بذر ذرت (*Zea mays* L.) ، رقم سینگل کراس ۷۰۴ کاشته شد. گیاهان، هشت هفته پس از کاشت، برداشت شده و پس از جدا سازی اندام هوایی و ریشه گیاه، تمامی نمونه ها با آب مقطر شستشو داده شد و پس از خاکستر شدن وعصاره گیری با اسید کلریدریک ۲ مولار، غلظت مس، و فسفر در اندام هوایی با استفاده از روش متداول آزمایشگاهی اندازه گیری شد. همچنین ریشه های جدا و شسته شده نیز جهت تعیین درصد کلنیزاسیون ریشه در محلول فرمالین- استو- الکل نگهداری شدند. رنگ آمیزی ریشه ها به روش تغییر یافته کورمانیک و مک گرا (۱۹۸۲) انجام شد. در این تحقیق از طرح آماری کاملاً تصادفی در قالب آزمایشهای فاکتوریل۴×۲ با فاکتورهای غلظت مس (۰، ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم) نوع گونه های قارچ میکوریز (۲ سطح) و ۳ تکرار استفاده شد. داده های جمع آوری شده با استفاده از نرم افزارهای SAS و Excel مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت، و میانگین های مربوط به اثر هر یک از عوامل اصلی بر روی داده های اندازه گیری شده با استفاده از آزمون LSD مقایسه گردید.

نتایج و بحث

با افزایش سطوح مس کاربردی از ۰ به ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، میانگین وزن خشک اندام هوایی ذرت به ترتیب به میزان ۹، ۷، و۱۱/۵ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت، این کاهش بین سطوح ۰ و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم مس از لحاظ آماری معنی دار می باشد (جدول۱). افزایش غلظت مس به مقادیر بیش از مقدار بهینه برای رشد گیاه، منجر به توقف رشد و مختل کردن واکنشهای حیاتی سلول از جمله تنفس و فتوسنتز و در نتیجه کاهش زیست توده گیاهی می شود (مارشنر، ۱۹۹۵).

جدول ۱- تأثیر سطوح مختلف مس کاربردی بر میانگین پاسخ های گیاهی مورد مطالعه.

پاسخ گیاه	سطوح مس کاربردی (میلی گرم بر کیلوگرم)			
	۵۰	۲۰	۵	۰
وزن خشک اندام هوایی(گرم در گلدان)	۷/۲۵B	۷/۶۱AB	۷/۴۵AB	۸/۱۹A
کلنیزاسیون ریشه (٪)	۸/ ۶۳B	۹/۴۲B	۹/۷۱B	۱۱/۱۷A
غلظت مس اندام هوایی (میلی گرم بر کیلوگرم)	۳۹/۸۱A	۳۰/۴۶B	۱۵/۵۹C	۱۰/۵۵D
جذب مس اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)	۲۸۸/۴۸A	۲۳۰/۳۹B	۱۱۵/۸۸C	۸۵/۷۸D
غلظت فسفر اندام هوایی (میلی گرم بر کیلوگرم)	۱/۲۲D	۱/۶۷C	۲/۲۰B	۲/۴۱A
جذب فسفر اندام هوایی (میلی گرم در گلدان)	۸/۷۰D	۱۲/۶۰C	۱۶/۳۰B	۱۹/۷۰A

میانگین هایی که در هر ردیف در یک حرف مشترک هستند با آزمون LSD (در سطح ۵ درصد) فاقد تفاوت معنی دار می باشند.

کاربرد قارچ میکوریز آربسکولار، میانگین وزن خشک اندام هوایی ذرت را به میزان ۱/۷ درصد افـزایش داد، که این افزایش از لحاظ آماری معنی دار نمی باشد (جدول ۲).

جدول ۲- تأثیر قارچ میکوریز آربسکولار بر میانگین پاسخ های گیاهی مورد مطالعه.

پاسخ گیاه	قارچ میکوریز	
	دارد	ندارد
وزن خشک اندام هوایی(گرم در گلدان)	۷/۶۹A	۷/۵۶A
کلنیزاسیون ریشه (٪)	۱۹/۴۶A	۰B
غلظت مس اندام هوایی (میلی گرم بر کیلوگرم)	۲۲/۸۴B	۲۵/۳۷A
جذب مس اندام هوایی (میکروگرم در گلدان)	۱۷۳/۴۴A	۱۸۶/۸۲A
غلظت فسفر اندام هوایی (میلی گرم بر کیلوگرم)	۱/۹۸A	۱/۷۶B
جذب فسفر اندام هوایی (میلی گرم در گلدان)	۱۵/۲۳A	۱۳/۳۸B

میانگین هایی که در هر ردیف در یک حرف مشترک هستند با آزمون LSD (در سطح ۵ درصد) فاقد تفاوت معنی دار می باشند.

با افزایش سطوح مس کاربردی از ۰ به ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، کلنیزاسیون ریشه ذرت بوسیله قارچهای میکوریز به ترتیب به مقدار ۱۳، ۱۵/۷، و ۲۳ درصد کاهش معنی دارنشان داده است (جدول ۱). آریاگادا و همکاران (۲۰۰۹) . با بررسی تأثیر گونه ای از قارچ میکوریز با نام علمی *Glomus deserticola* بر تحمل گیاه اوکالیپتوس به سطوح مختلف مس بیان کردند که مس منجر به کاهش درصد کلنیزاسیون ریشه و فعالیتهای متابولیکی قارچها شده است که دلیل کاهش کلنیزاسیون ریشه بوسیله قارچ را در سطوح مختلف مس در ارتباط با سمیت مس برای گیاه و همچنین تأثیر این عنصر در جلوگیری از توسعه هیف های برون ریشه ای قارچها دانسته اند. چنانچه در جدول۱ مشاهده می شود با افزایش سطوح مس کاربردی از ۰ به ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، غلظت مس در اندام هوایی ذرت به ترتیب به میزان ۴۸، ۱۸۸، و۲۷۷ درصد افزایش معنی دار نشان داده است. همچنین با افزایش سطوح مس از ۰ به ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، میانگین جذب مس در اندام هوایی ذرت به ترتیب به میزان ۱۶۸،۳۵، و ۲۳۶ درصد افزایش معنی دار نشان داده است. جدول ۲ نشان می دهد که کاربرد قارچ میکوریز آربسکولار منجر به کاهش معنی دار غلظت مس در اندام هوایی ذرت به میزان ۱۰ درصد شده است. بعلاوه کاربرد قارچ، جذب مس در اندام هوایی ذرت را به میزان ۷ درصد کاهش داده است که از لحاظ آماری با تیمارهای بدون قارچ تفاوت معنی داری نداشته است. آندراده و همکاران (۲۰۱۰) با بررسی تلقیح باقلای هندی با گونه ای از قارچ میکوریز آربسکولار با نام علمی *Glomus etunicatum* و اثر افزایش مس بر خصوصیات بیوشیمیایی و فیزیولوژیکی گیاه، بیان کردند که قارچهای میکوریز، توانایی برقراری همزیستی کارآمدی را با ریشه این گیاه در خاکهای با غلظت زیاد مس دارند. آنان همچنین به این نتیجه رسیدند که در بالاترین غلظت مس به کار رفته، کاربرد قارچ منجر به کاهش غلظت مس در اندامهای گیاه و افزایش زیست توده گیاهی شد.

جدول ۱ نشان می دهد با افزایش سطوح مس کاربردی از ۰ به ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بـر کیلـوگرم خـاک، میانگین غلظت فسفر در اندام هوایی ذرت به ترتیب به میزان ۸/۳، ۳۰، و ۴۹ درصد کاهش معنی دار نشان داده

است. همچنین با افزایش سطوح مس کاربردی از ۰ به ۵، ۲۰، و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم میانگین جذب فسفر بوسیله ذرت به ترتیب به میزان ۱۷، ۳۶، و ۵۶ درصد کاهش معنی دار نشان داده است (جدول ۱). روابط متقابل مس و فسفر در محیط ریشه، جایی که فسفات تمایل زیادی به جذب مس دارد، اتفاق می افتد. غلظت زیاد مس در خاک، منجر به کاهش عملکرد آنزیم فسفاتاز و در نتیجه کاهش فراهمی فسفر برای گیاه می شود (تیلر، ۱۹۷۶). کاربرد قارچ منجر به افزایش معنی دار میانگین غلظت و جذب فسفر اندام هوایی ذرت به میزان ۱۲/۵ و ۱۳/۸ درصد شده است (جدول ۲). به دلیل وجود آنزیم فسفاتاز در دیواره سلولی هیف های برون ریشه ای، قارچهای میکوریز آربسکولار این توانایی را به گیاه میزبان می دهند تا بتواند به نحو مؤثری از منابع فسفات موجود در خاک استفاده کنند. همچنین انحلال فسفر نامحلول توسط سویه های ریزوبیومی حل کننده فسفات و یا قارچهای میکوریزی از طریق تولید اسیدهای آلی، ترشح H^+، و عوامل کلات کننده نیز کارایی جذب فسفر بوسیله گیاه را افزایش خواهد داد. (جونر و جوهانسون، ۲۰۰۰).

در عملیاتی که اخیرا جهت پاکسازی مناطق آلوده به فلزات صورت می گیرد از گیاهان جهت گیاه پالایی خاکهای آلوده استفاده می شود، از آنجایی که قارچهای میکوریز آربسکولار تطابق یافته با رشد در مناطق آلوده به فلزات، توانایی رشد در چنین محیط هایی را دارند، بنابراین استفاده از گونه های بومی قارچی می تواند امری مؤثر در گیاه پالایی خاکهای آلوده به فلزات سنگین به شمار آید. همچنین اگر تیمار خاکها با مواد آلاینده منجر به کاهش میکوریزها در خاک گردد، استفاده از گونه های قارچی مقاوم به فلزات سنگین که از خاکهای مشابه اطراف جمع آوری می شوند، می تواند ایجاد ساختارهای لازم جهت رابطه همزیستی با گیاه را به شدت تسریع بخشد و به پاکسازی خاکهای آلوده کمک کند.

منابع

Andrade SAL, Priscila LG, Ricardo AA, Adriana P DS, Marlene AS, and Mazzafera P. 2010. Biochemical and physiological changes in jack bean under mycorrhizal symbiosis growing in soil with increasing Cu concentrations. Environ. Experim. Botan. 68: 198-207.

Arriagada C, Aranda E, Samperdo I, Garcia- Romera I, and Ocampo JA. 2009. Interactions of *Trametes vesicolor*, *Coriolopsis rigida*, and the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus deserticola* on the copper tolerance of *Eucalypyus globulus*. Chemosphere 77: 273-278.

Göhre V, and Paszkowski U, 2005. Contribution of mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. Planta. 223: 1115-1122.

Joner EJ, and Johanson A .2000. Phosphatase activity of external hyphae of two arbuscular mycorrhizal fungi. Mycol. Res. 104: 81-86.

Kormanik, P. P., and A. C. McGraw. 1982. Qualification of vesicular-arbuscular mycorrhizae in plant roots. In: Methods and principles of mycorrhizal research, Scheneck, N. C. (Ed.). Am. Phytopathol. Soc. St. Paul. pp, 37-45.

Marschner H, 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.

Tyler, G. 1976. Heavy metal pollution, Phosphatase activity and mineralization of organic phosphorus in forest soil. Soil Biol. Biochem. 8: 327-330.

اصلاح زیستی آلفانفتول توسط باکتری‌های جداشده از خاک‌های آلوده به نفت مسجدسلیمان

سیدسهیل رحمت آبادی[۱]، محمد رعایایی اردکانی[۲]، بهرام علیزاده[۲]، آرش مرادزادگان[۲]
۱- دانشجوی سابق کارشناس ارشد دانشگاه شهید چمران اهواز
۲- اعضای هیئت علمی دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

ترکیبات آروماتیک گروهی از ترکیبات شیمیایی هستند که منحصراً از کربن و هیدروژن تشکیل شده‌اند که به صورت دو یا چند حلقه آروماتیک آرایش می‌یابند[۱]. آلفانفتول یا ۱-هیدروکسی نفتالن در صنایع نفت و پتروشیمی محصول اصلی هیدروکسیلاسیون نفتالن است. این ترکیب در محیط زیست از هیدرولیز شیمیایی یا بیولوژیکی حشره کش کاربارایل تولید می‌شود. این ترکیب یک موتاژن بالقوه و برای ارگانیسم ها در اکوسیستم-های مختلف سمی است[۲]. میکروارگانیسم‌ها این هیدروکربن‌ها را به عنوان تنها منبع کربن و انرژی مصرف می‌کنند و در نهایت محصولاتی نظیر آب و دی‌اکسیدکربن را تولید می‌کنند. استفاده از تکنولوژی اصلاح زیستی برای پاکسازی محل‌های آلوده با ترکیبات آروماتیک روشی آسان، باصرفه و موثر نسبت به روش‌های فیزیکی و شیمیایی است[۱]. امروزه جهت حذف ترکیبات آروماتیک از محیط زیست، چندین میکروارگانیسم تجزیه کننده جدا شده‌اند. اکثر این میکروارگانیسم‌ها متعلق به گونه‌های سودوموناس، آلکالیژنز، مایکوباکتریوم، رودوکوکوس، نپتونوموناس، استنوتروفوموناس، اسفینگوموناس و دیگر جنس های باکتری و بعضی از قارچها هستند[۳]. هدف از این مطالعه جداسازی و توصیف باکتری‌های تجزیه کننده آلفانفتول از نمونه‌های محیطی و ارزیابی توانایی تجزیه کنندگی توسط آنهاست.

مواد و روشها

در این پژوهش از منطقه ۹ بهره برداری نفت و گاز مسجدسلیمان نمونه‌های خاک تهیه گردید. نمونه‌ها در دمای ۴ درجه سانتیگراد در یخچال تا زمان شروع کار نگهداری شد. آلفانفتول با خلوص ۹۸ درصد از شرکت مرک آلمان تهیه گردید. محیط پایه نمکی به این صورت تهیه گردید:

۰/۸گرم پتاسیم دی‌هیدروژن فسفات ، ۱,۲گرم دی‌پتاسیم هیدروژن فسفات ، ۱گرم نیترات‌آمونیوم،۰/۲گرم سولفات منیزیم آبدار، ۵۰ میلی‌گرم کلریدآهن(۳ظرفیتی) ،۲۰ میلی‌گرم کلریدکلسیم،۱میلی‌گرم سولفات منگنز، ۰/۲ میلی‌گرم دی سدیم مولیبدات، این ترکیبات در ۱۰۰۰ سی‌سی آب مقطر حل گردید. pH محلول بر روی ۷ تنظیم می‌شود[۳]

جداسازی باکتری‌های تجزیه کننده آلفانفتول:

غنی سازی جهت جداسازی باکتری‌های تجزیه‌کننده صورت گرفت. غنی سازی در محیط پایه نمکی که در آن از آلفانفتول به عنوان تنها منبع کربن و انرژی برای رشد باکتری استفاده شد، انجام شد. غنی‌سازی با افزودن ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر آلفانفتول به داخل اسلاری خاک در محیط پایه نمکی، انجام شد. اسلاری خاک در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۶ هفته در انکوباتور شیکردار با دور ۱۵۰ rpmگرماگذاری شد. در نهایت با

انتقال ۱۰۰ میکرولیتر از کشت غنی شده بر روی پلیت‌هایBSM–آگار با غلظت نهایی ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر آلفانفتول به عنوان تنها منبع کربن، و با تکنیک‌های مرسوم کشت، باکتری‌های تجزیه کننده آلفانفتول جداسازی و خالص گردید[۳].

تعیین کارایی ایزوله با استفاده ازHPLC

جهت بررسی میزان تجزیه آلفانفتول توسط ایزوله ها، هر ایزوله در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیترآلفانفتول در محیط BSM مایع به عنوان تنها منبع کربن کشت داده شد. کشت ایزوله در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد در انکوباتور شیکردار در تاریکی به مدت ۱۵ روز گرماگذاری شد. بعد از طی دوره انکوباسیون ۲ میلی‌لیتر از محیط کشت جهت استخراج مقدار آلفانفتول باقیمانده برداشته شده و با HPLC آنالیز می‌گردد.

شناسایی ایزوله با تست های بیوشیمیایی

شناسایی سویه‌های جداشده براساس رنگ‌آمیزی گرم، مورفولوژی وبا استفاده از تست‌های بیوشیمیایی نظیر تست کاتالاز، تست اکسیداز، تست اکسیداسیون–تخمیر، تست اوره، تست حرکت، ایندول، تست نیترات، سیترات وغیره در حد جنس صورت پذیرفت.

نتیجه‌گیری

بعد از غنی سازی در محیط نمکی ۲ ایزوله N1 وN2 برروی BSM–آگار جداسازی و خالص گردید. بررسی توان ایزوله‌ها در تجزیه آلفانفتول با HPLC نشان داد ایزوله N1 و N2 به ترتیب قادر به حذف ۸۰/۵ و ۳۹/۷ درصد آلفانفتول بعد از ۱۵روز انکوباسیون هستند. با توجه به میزان تجزیه این ترکیب، ایزوله N1 به عنوان ایزوله برتر برای شناسایی انتخاب گردید. با انجام تست های بیوشیمیایی و مقایسه آن با کلید واکنش های بیوشیمیایی مشخص گردید این ایزوله به جنس سودوموناس تعلق دارد. . طبق مطالعات انجام گرفته، گونه‌های متعلق به این جنس نقش مهمی در تجزیه این ترکیبات و اصلاح زیستی دارند. این باکتری‌ها از این ترکیبات به عنوان تنها منبع کربن و انرژی استفاده می‌کنند و آن را از محیط پاکسازی می‌کنند. با بهینه سازی شرایط رشد این باکت ری‌ها می‌توان میزان تجزیه این هیدروکربن‌های سمی را در محیط زیست افزایش داد و لازمه این کار انتخاب باکتری‌های مناسب تجزیه کننده و بومی آن منطقه است تا بتوان یک اصلاح زیستی موثر و کارا را انجام داد.

مراجع

[1] Santos EC, Jacques RJS, Bento FM, Peralba MCR, Selbach PA, Sa ELS, Camargo FAO, 2008. Anthracene biodegradation and surface activity by an iron-stimulated Pseudomonas sp , Bioresource Technology 99:2644-2649.

[2] Borraccino R, Kharoune M, Giot R, AgatHos S, Nyns EJ. and et alو 2001. Abiotic transformation of catechol and 1-naphthol in aqueous solution influence of invironmental factors. Wat. Res 35(15)3729–3737.

[3] Zhang GY, Ling JY, Sun HB, Luo J, Fan YY, and Cui ZJ, 2009. Isolation and characterization of a newly isolated polycyclic aromatic hydrocarbons–degrading Janibacter anophelis strain JY11., Journal of Hazardous Materials 172:580-586.

[4] Zeng J, Liu X, Zhang J, Li X, 2010.Isolation 0f polycyclic hydrocarbons degrading Mycobacterium Spp. and the degradation in soil. Journal of Hazardous Materials 183:718-723.

تثبیت هیدروکربن های نفتی در خاک با استفاده از مواد جاذب

سلیمان مدرسی[1]، محمد علی حاج عباسی[2] و مهران شیروانی[3]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان

۲- استاد علوم خاک،دانشگاه صنعتی اصفهان

۳- استادیار علوم خاک،دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در طی فرآیند احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی، به‌ویژه در مراکز صنعتی تولید مواد نفتی ایجاد و در محیط زیست پراکنده می‌شوند. این ترکیبات پس از تولید، جذب سطوح ذرات معلق هوا و یا ذرات خاک شده و با گذشت زمان به آب‌های سطحی و زیرزمینی نفوذ و در محیط زیست منتشر می گردند و تهدیدی جدی برای سلامت انسان و حیات وحش می‌باشند (کاپرس و همکاران، ۲۰۰۲).

از آنجایی که این آلاینده‌ها دارای مواد سمی و فلزات سنگین می‌باشند، ورود آنها به زنجیره غذایی از طریق آب و گیاه رشد کرده در خاک آلوده به هیدروکربن‌های نفتی ، می‌تواند سلامت افراد جامعه را به خطر بیندازد. بنابراین اقداماتی که در راستای جلوگیری و یا کاهش ورود این ترکیبات به منابع غذایی صورت گیرد، ضروری به نظر می‌رسد.

از اقداماتی که برای جلوگیری از آلوده شدن منابع آب و مواد غذایی می‌تواند صورت گیرد جلوگیری از انتشار و تحرک آلاینده‌ها در خاک است. استفاده از جاذب‌هایی با قابلیت زیاد جذب آلاینده‌های آلی جهت تثبیت، از راهکارهایی است که می‌تواند بدین منظور مورد استفاده قرار گیرد. جاذب‌های موثر مانند رس‌های طبیعی و رس‌های اصلاح شده با سورفکتانت‌های کاتیونی و کربن فعال از جمله ترکیباتی هستند که قادر به جذب این آلاینده‌ها می‌باشند. بنابراین هدف از انجام این پژوهش، تثبیت هیدروکربن‌های نفتی با استفاده از جاذب-های مناسب به‌عنوان راه‌کار کوتاه مدت به منظور کاهش آبشویی و تحرک هیدروکربن‌های نفتی در یک خاک آلوده با سابقه طولانی آلودگی بود.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق از خاک آلوده به هیدروکربن‌های نفتی از منطقه بختیاردشت اصفهان با سابقه طولانی آلودگی نمونه‌برداری شده است. جهت بررسی تاثیر جاذب بر تثبیت آلاینده‌ها در این خاک از ترکیبات بنتونیت طبیعی، بنتونیت اصلاح شده (تبادل کاتیونی شده با سورفاکتانت هگزادسیل تری متیل آمونیوم (Hexadecyltrimethylammonium) و کربن فعال به‌مقدار ۴۰ گرم بر کیلوگرم خاک به‌عنوان جاذب استفاده گردید. پس از اضافه نمودن تیمارهای مورد نظر، نمونه‌های خاک به‌منظور ایجاد تعادل بین خاک و جاذب و در نتیجه جذب آلاینده نفتی موجود در خاک، به مدت ۵۰ روز تحت شرایط دمای گلخانه و رطوبت ظرفیت زراعی نگهداری (انکوبه) شدند.

بعد از اتمام دوره مد نظر برای انکوباسیون، به منظور تعیین تغییر در غلظت آلاینده و میزان جذب شده توسط جاذب‌ها ، نمونه‌برداری انجام گرفت. نمونه‌ها هواخشک شده و بعد از عبور از الک ۲ میلی‌متری برای عصاره‌گیری نگهداری شدند. بعد از نمونه‌برداری، به‌منظور عصاره‌گیری هیدروکربن‌ها، ۱۰ گرم خاک وزن و به آن ۱۵ میلی‌لیتر حلال نرمال بوتانول اضافه و به مدت ۱۲ ساعت با استفاده از شیکر دورانی تکان داده شد. بعد از اتمام مدت زمان مورد نظر، نمونه‌ها با استفاده از سانتریفیوژ با سرعت ۲۵۰۰ دور در دقیقه و به مدت ۱۵ دقیقه سانتریفیوژ و محلول رویی جمع‌آوری شد. این مراحل ۵ بار تکرار و عصاره جمع‌آوری شده حاصل از ۵ مرحله به منظور اطمینان از خارج شدن تمام ذرات موجود در عصاره بار دیگر سانتریفیوژ شده و به ظرف جدیدی منتقل شد. برای اندازه‌گیری میزان آلاینده استخراج شده از نمونه‌های خاک با استفاده از روش توزین، ظروف روبازی تهیه و وزن اولیه آن‌ها اندازه‌گیری گردید. عصاره حاوی هیدروکربن‌های نفتی به داخل ظروف منتقل و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۶۰ درجه سانتیگراد در آون قرار داده شد. تفاوت وزن اولیه و ثانویه هر ظرف، وزن هیدروکربن‌های قابل دسترس موجود در هر نمونه بود.

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها نیز با استفاده از نرم‌افزار SAS بر اساس طرح کاملاً تصادفی و رسم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار EXCELL انجام گرفت.

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه قبل از اعمال تیمارهای مختلف در جدول ۱ نشان داده شده است. pH خاک ۷/۶ و هدایت الکتریکی آن برابر با ۲/۲ دسی زیمنس بر متر و در حد نرمال بود. مقدار هیدروکربن‌های کل خاک (عصاره‌گیری شده با نرمال هگزان و دی کلرومتان) نیز ۷/۴ درصد تعیین گردید.

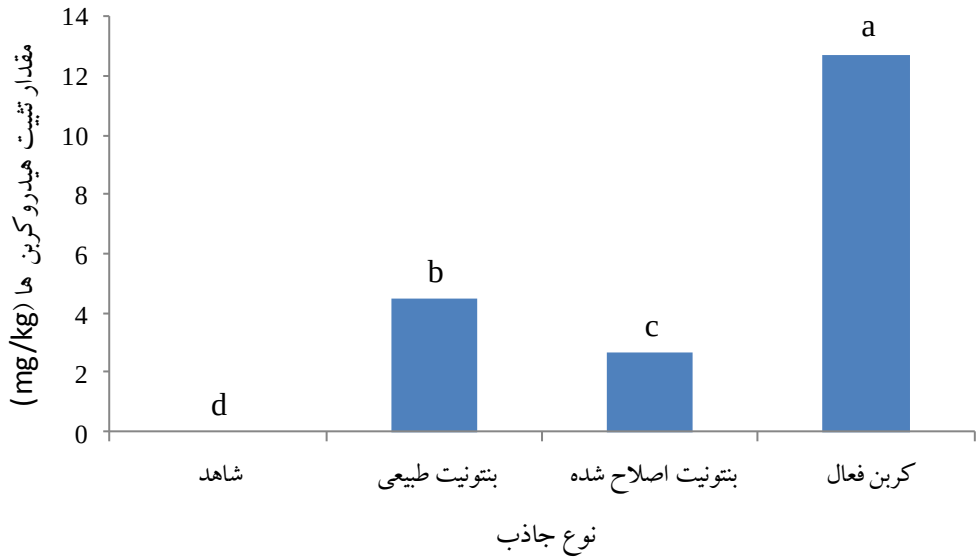
جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شمیایی خاک مورد مطالعه

EC (ds/m)	pH	فسفر قابل جذب (٪)	نیتروژن (٪)	پتاسیم قابل جذب (٪)	TPH
۲/۲	۷/۶	۰/۰۰۰۲۵۲	۰/۰۱	۰/۰۴۴	۷/۴

شکل ۱ نشان‌دهنده تاثیر جاذب‌های مختلف بر مقدارتثبیت بخش قابل دسترس آلاینده‌های نفتی است. از نظر مقدار جذب، بین سه جاذب کربن فعال، رس طبیعی و رس اصلاح شده تفاوت معنی‌داری وجود داشت و کربن فعال مقدار جذب بیشتری نسبت به دو جاذب دیگر از خود نشان داد. این جاذب دارای پتانسیل بالایی برای جذب آلاینده‌های نفتی در طول دوره انکوباسیون بود. در طول مدت انکوباسیون، احتمالاً جاذب‌های استفاده شده با محیط خاک به تعادل رسیده و بخشی از آلاینده‌های نفتی توسط این جاذب‌ها تثبیت شده‌اند. ژاکوب و همکاران (۲۰۱۲) نیز تاثیر کربن فعال پودری و دانه‌ای را بر جذب هیدروکربن‌های قابل دسترس یک خاک آلوده

بررسی وکاهش معنی‌دار مقدار هیدروکربن‌ها را در فاز محلول گزارش کردند. زایمرمن و همکاران (۲۰۰۴) کاهش ۸۴ درصدی هیدروکربن‌های نفتی و ۹۲ درصدی آلاینده‌های کلرینه محلول را با به‌کارگیری ۳/۴ درصد کربن فعال گزارش کردند.

در مقایسه رس طبیعی با رس اصلاح شده مشاهده شد که رس طبیعی توانایی بیشتری برای تثبیت مواد نفتی دارد. جذب آلاینده‌های نفتی توسط رس طبیعی احتمالاً به دلیل نفوذ این ترکیبات به فضای بین لایه‌ای، ظرفیت تبادل کاتیونی و سطح ویژه زیاد رس بنتونیت است (گیبونز و ساندارراجان، ۱۹۸۸). لی و همکاران (۱۹۹۴) جذب هیدروکربن‌های نفتی توسط رس‌های مونت‌موریلونایت، ایلایت و کائولینایت را مطالعه و توانایی جذب آلاینده‌های نفتی توسط مونت‌موریلونایت را بیشتر از ایلایت و بیشتر از کائولینایت ذکر نمودند و دلیل آن را اختلاف در قابلیت انبساط و سطح ویژه بیشتر مونت‌موریلونایت در مقایسه با دو کانی دیگر عنوان کردند.



شکل ۱- تاثیر جاذب‌های مختلف بر تثبیت هیدروکربن‌ها

منابع

Cupers C Pancras T Grotenhuis T and Rulkens W, 2002. The estimation of PAH bioavailability in contaminated sediments using hydroxypropyl-B-cylodextrin and triton x-100 extraction techniques. Chemosphere 46: 1235-1245.

Gibbons JJ and Soundararajan R, 1988. The nature of chemical bonding between modified clay minerals and organic waste materials. American laboratory 20:38-46.

Jakob L Hartnik T Henriksen T Elmquist M Brändli RC Hale SE and Cornelissen G, 2012. PAH-sequestration capacity of granular and powder activated carbon amendments in soil, and their effects on earthworms and plants. Chemosphere 88:699-705.

Li Y and Gupta G, 1994. Adsorption/desorption of hydrocarbons on clay minerals. Chemosphere 28:627-638.

Zimmerman JR Ghosh U Millward RN Bridges TS and Luthy RG, 2004. Addition of carbon sorbents to reduce PCB and PAH bioavailability in marine sediments: physicochemical tests. Environmental Science and Technology 38:5458-5464.

پهنه بندی آلودگی خاک به سرب، نیکل و کادمیوم در شهر رشت

میترا امینی[1] و اکبر فرقانی[2]

۱- کارشناس ارشد شیمی و حاصلخیزی خاک

۲- استادیار خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان

مقدمه

فلزات سنگین یکی از مهمترین و شناخته شده‌ترین آلاینده‌ها هستند که ورود آن‌ها به محیط‌زیست سبب بروز صدمات و بیماری‌های مختلفی می‌شود. این عناصر در غلظت‌های مشخصی سمی بوده و برای برخی موجودات زنده از جمله انسان مضر می‌باشند. [Blake et al., 2001]. به دلیل وسعت مکانی و مشکلات مرتبط با نمونه‌های جمع آوری شده برای تعیین مناطق آلوده و مناطق در معرض آلودگی، استفاده از روش‌های زمین آمار بسیار مفیدند [Jiachun et al., 2007; Sengupta, 2002]. امروزه به منظور بررسی تغییرات مکانی عناصر سنگین از تکنیک‌های زمین آماری استفاده می‌شود که از آن جمله می‌توان به مطالعات امینی و همکاران (2005) اشاره کرد. وان مرون (1993)، بقائی و همکاران (۱۳۸۶)، دیانی و همکاران (۱۳۸۸)، مطالعات گسترده‌ای در زمینه کاربرد زمین آمار در بررسی تغییرات مکانی عناصر سنگین انجام داده‌اند. در شهرستان رشت نیز تاکنون مطالعه‌ای در زمینه آلودگی خاک‌ها صورت نگرفته است. هدف از این تحقیق استفاده از تکنیک‌های زمین آمار برای پهنه بندی میزان سرب، نیکل و کادمیوم در خاک‌ها در خیابان‌های شهرستان رشت می‌باشد.

مواد و روشها

منطقه مطالعاتی با وسعتی در حدود ۵۲/۳۷ کیلومتر مربع با متوسط ارتفاع ۶/۹- متر از سطح دریا در سیستم متریک بین طول‌های ۳۷۱۳۷۸ تا ۳۷۸۹۱۲ و عرض‌های ۴۱۳۰۴۱۴ تا ۴۱۲۲۷۶۵ جغرافیایی قرار دارد. ابتدا نقشه ۱:۶۰۰۰ شهرستان رشت تهیه و با شبکه بندی منظم تعداد ۱۲۶ نمونه به صورت مرکب از مجموع ۳ نقطه از عمق ۳۰- ۰ سانتی متری جمع آوری شد. به منظور تعیین غلظت کل عناصر سنگین، نمونه‌های خاک در ۴ مرحله با اسید نیتریک چهار مولار هضم و توسط دستگاه اسپکترومتری جذب اتمی قرائت شدند [Cao et al., 1984]. pH نمونه‌ها در عصاره ۱ به ۲/۵ خاک به محلول ۰/۰۱ مولار کلرید کلسیم اندازه گیری شد. تجزیه وتحلیل آماری توسط نرم افزار SPSS 16 انجام گرفت. در این مطالعه پس از برازش مدل مناسب بر تغییرنما در نرم افزار GS^+ وکنترل اعتبار پارامترهای آن، برای تخمین عناصر سنگین خاک از کریجینگ معمولی به عنوان تخمینگر شد. همچنین نقشه تخمین کریجینگ در نرم افزار Arc GIS 9.2 ترسیم شد. در این تحقیق ارزیابی مدل‌های برازش شده و برآوردها با محاسبه آماره میانگین مطلق اشتباهات MAE و میانگین خطای تخمین ME انجام شد.

نتایج و بحث

داده‌های حاصل از آزمایشات تحت تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفتند و در جدول ۱ نمایش داده شده است.

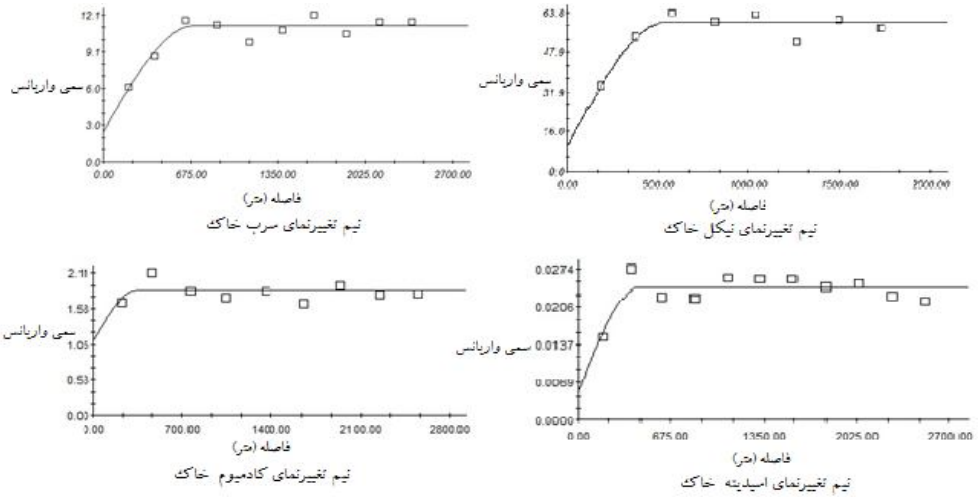
جدول ۱. خلاصه آماری داده‌های خاک

متغیر	واحد اندازه‌گیری	میانگین	حداقل	حداکثر	واریانس	چولگی	کشیدگی	ضریب تغییرات (٪)
سرب خاک	ppm	۸۶/۶	۰/۶	۲۶۳/۲	۴۲۸۷/۵	۰/۷	−۰/۶	۷۵/۶
نیکل خاک	ppm	۳۵/۵۹	۱۲/۳۹	۵۵/۱۶	۷۲/۵۱	−۰/۱۴	۰/۰۲۵	۲۳/۹
کادمیوم خاک	ppm	۰/۶	۰/۱ × ۱۰$^{-۱}$	۲/۸	۰/۵	۱/۶	۱/۵	۱۲۱/۷
pH	–	۷	۶/۵	۷/۴	۰/۲ × ۱۰$^{-۱}$	−۰/۸	۰/۹	۲

با توجه به آمار توصیفی متغیرها میانگین سرب خاک برابر ۸۶/۶۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم می باشد که این مقدار پایین‌تر از آستانه سمیت و بالاتر از آستانه هشدار می‌باشد. میانگین نیکل خاک و کادمیوم خاک به ترتیب برابر ۳۵/۵۹ و ۰/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود که پایین‌تر از حد سمیت و حد هشدار می‌باشند. برای درون یابی هر چهار متغیر از کریجینگ معمولی استفاده شد که اطلاعات آن در جدول ۲ و تغییرنمای تجربی متغیرها نیز در شکل ۲ آورده شده است.

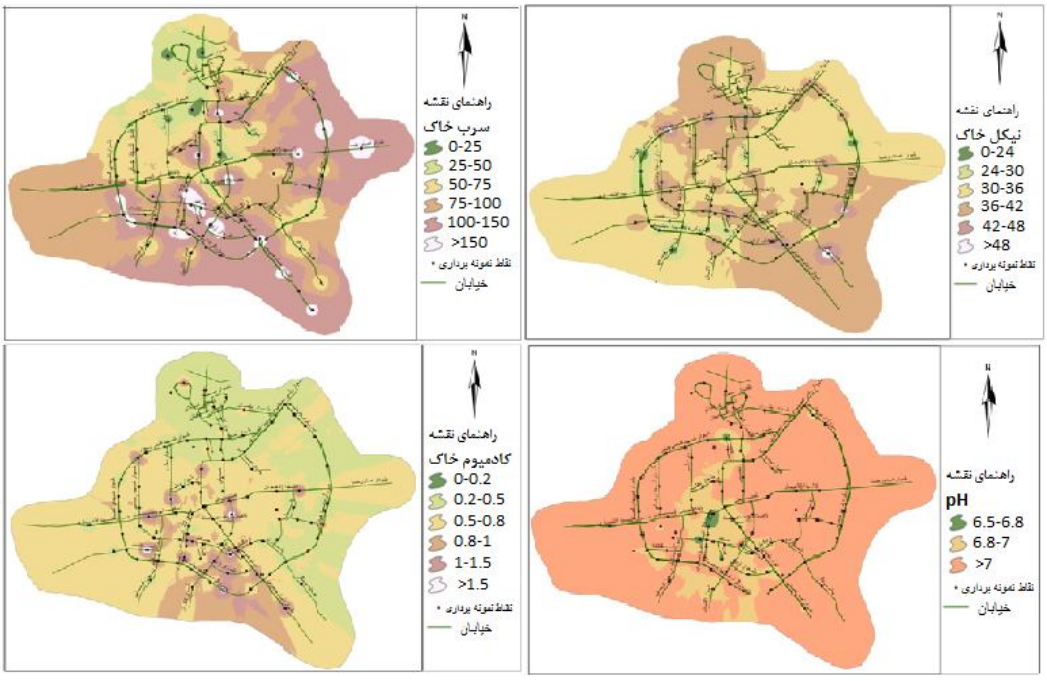
جدول ۲. پارامترهای مدل‌های برازش شده بر تغییرنمای متغیرها

متغیر	مدل	اثر قطعه‌ای	حد آستانه	دامنه تأثیر	r^2	RSS	ME	MAE
سرب خاک	کروی	۲/۵	۱۱/۲	۷۰۰	۰/۹	۳/۷	۱/۴	۵۳/۸
نیکل خاک	کروی	۱۰	۶۰	۵۵۰	۰/۸۵۴	۹۳/۷	۰/۱	۷/۴
کادمیوم خاک	کروی	۱/۱	۱/۸	۳۵۰	۰/۲	۰/۱	۱/۵	۱/۷
pH خاک	کروی	۵ × ۱۰$^{-۳}$	۲/۴ × ۱۰$^{-۲}$	۴۵۵	۰/۶	۴/۰۷× ۱۰$^{-۵}$	۳ × ۱۰$^{-۳}$	۰/۱۲



شکل۲. تغییرنمای تجربی و مدل‌های برازش داده شده بر داده‌های سرب، نیکل، کادمیوم و pH خاک

مدل برازش داده شده بر تغییر نمای سرب مدل کروی می‌باشد. هوکر و ناتانیل (2006) مدل کروی بهترین مدل برازش داده شده برای داده‌های آن‌ها بود. مدل برازش شده بر تغییر نمای کادمیوم مدل کروی بود. امینی و همکاران (2005) مدل کروی را بر تغییر نمای این عنصر برازش دادند. مدل برازش شده برای تغییرنمای نیکل مدل کروی بود. موحدی راد (۱۳۸۷) بهترین مدل تغییرنما برای نیکل کل خاک را مدل کروی تعیین کرد. مدل برازش شده بر تغییر نمای pH خاک، مدل کروی بود. حبشی و همکاران (۱۳۸۵) برای pH خاک مدل کروی را به عنوان بهترین مدل تغییر نما انتخاب کردند. با توجه به جدول ۲ مقادیر میانگین خطای تخمین (ME) در تمامی متغیرها به جز سرب و کادمیوم خاک نزدیک به صفر می‌باشد که نشان از ناااریب بودن تخمین می‌باشد. در نتیجه نشان دهنده صحت بالای کریجینگ در پهنه بندی این متغیرها است. میانگین مطلق اشتباهات (MAE) نیز برای کادمیوم و pH خاک نشان دهنده دقت بالای کریجینگ برای تخمین متغیرها می‌باشد. برای دو متغیر دیگر نیز روش مناسب کریجینگ دقت کمتری دارد. با استفاده از تخمینگر کریجینگ معمولی اقدام به پهنه بندی سرب، نیکل و کادمیوم و pH خاک شد. در شکل ۳ نقشه‌های تخمین این چهار متغیر آمده است.



شکل ۳. نقشه تخمین کریجینگ داده‌های سرب، نیکل، کادمیوم و pH خاک

همان طور که در شکل ۳ دیده می‌شود محدوده وسیعی از نقشه در محدوده غلظت بالاتر از ۶۰ پی پی ام می-

باشد که حاکی از آلودگی خاک‌های منطقه به سرب می‌باشد. این آلودگی ممکن است از گذشته در خاک مانده باشد. همچنین ممکن است بخشی از آن از دودکش کارخانه‌های شهر صنعتی توسط باد به اطراف منتقل و توسط بارندگی وارد خاک شده باشد. در مورد نیکل خاک تمام منطقه پایین‌تر از حد آستانه هشدار و سمیت نیکل می‌باشد. در مورد کادمیوم نیز دیده می‌شود. مقادیر کادمیوم خاک پایین تر از حد سمیت است که احتمالاً دلیل آن به علت مقدار زیاد بارندگی در شهر رشت و شستشوی این عناصر از خاک می‌باشد. همچنین این مقادیر حاکی از آن است که مقدار کادمیوم در مواد مادری نیز پائین بوده است. همانطور که در شکل دیده می‌شود اسیدیته بیشتر نمونه های خاک‌ها بالاتر از ۷ می‌باشد. نتایج نشان داد ۳۶/۵ درصد از داده‌های سرب خاک در محدوده طبیعی قرار دارند و ۳۰/۲ درصد در محدوده آستانه هشدار (۵۰ ppm) است. ۳۳/۳ درصد نیز بالاتر از آستانه سمیت (۱۰۰ ppm) قرار دارند که نشان از عامل آلاینده در شهر رشت می‌باشد. همچنین تمام داده‌های نیکل خاک پایین‌تر از آستانه هشدار (۷۵ ppm) و سمیت (۱۵۰ ppm) می‌باشند و در دامنه طبیعی قرار دارند. در مورد کادمیوم نیز تمام مقادیر اندازه گیری شده در خاک پایین‌تر از آستانه هشدار (۳ ppm) و سمیت (۵ ppm) بودند و در محدوده طبیعی می‌باشند.

منابع

بقایی، ا.، خادمی ح .و محمدی ج .، ۱۳۸۶ .تجزیه و تحلیل زمین آماری تغییرات مکانی سرب و نیکل قابل جذب در اطراف دو قطب صنعتی منطقه اصفهان .مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، جلد چهاردهم، شماره

حبشی، ه.، حسینی س. م. ، محمدی ج. و رحمانی ر.، ۱۳۸۵. کاربرد تکنیک زمین آمار در مطالعات خاکهای مناطق جنگلی. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، جلد چهاردهم، شماره ۱.

دیانی، م.، نادری م. و محمدی ج.، ۱۳۸۸. پهنه‌بندی آلودگی سرب با استفاده از فناوری‌های سنجش از دور و زمین آمار در جنوب شهرستان اصفهان. سومین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، تهران.

موحدی راد، ز. ، خادمی ح. و خوشگفتارمنش ا.ح.، ۱۳۸۷. بررسی زمین آماری سرب و نیکل در ارتباط با کاربری اراضی در خاک‌های سطحی بخشی از استان قم. دومین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، دانشگاه تهران.

Amini M, Afyuni M, Khademi H, Abbaspour K.C, and Schulin R, 2005. Mapping risk of cadmium and lead contamination to human health in soils of central Iran. Science of the Total Environment. 347: 64-77.

Blake A.D, Jones R.M, Blake R.C, Pavalov A.R, Darwish I.A, and Yu H, 2001. Antibody-based sensors for heavy metal ions. Biosensors and Bioelectronics, 16: 799-809.

Cao H. F, Chang A. C and Page A. L, 1984. Heavy metal contents of sludge-treated soils as determined by three extraction procedures. J. Environ. Qual. 13:632–634.

Hooker P.J and Nathanail C.P, 2006. Risk-based characterisation of lead in urban soils. Chem Geol. 226:340-351.

Jiachun, S, Haizhen W, Jianming X, Jianjun W, Xingmei L and Haiping Z, 2007. Spatial distribution of heavy metal in soil: A case study of changing, China. Environ Geol. 52:1-10.

Sengupta A. K, 2002. Environmental separation of heavy metals. Lewis Publisher.

Van Meirvenne M, 1993. Geostatistical analysis of the cadmium pollution in north-west Limburg. Belgium, Biom. & Praxim. 33: 45-56.

بررسی تاثیر pH، زمان واکنش و مقدار اصلاحگر بر غیرمتحرک سازی آرسنیک در یک خاک آلوده شده

الهام ناصری[۱]، عادل ریحانی تبار[۲] و شاهین اوستان۳

۱-کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز

۲- استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز

۳- دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز

*پست الکترونیکی نویسنده مسئول : areyhani@tabrizu.ac.ir

مقدمه

آلودگی خاک به آرسنیک یکی ازمشکلات زیست محیطی عمده درجوامع بشری است که در کشور ما نیز شواهدی از وجود این آلاینده‌های بالقوه سمّی گزارش گردیده است. وجود مقادیر بالاتر از $^{-1}$ mg kg ۲۰ در خاک مقادیر مخاطره برانگیز آرسنیک می‌باشد. آرسنیت (As^{+3}) و آرسنات (As^{+5}) دو حالت رایج آن در طبیعت هستند . یکی از روش‌های مؤثر در کاهش غلظت آرسنیک در محیط‌های آلوده را استفاده از نمک‌های فروس می باشد. Farrell et al.(2001) گزارش کردند که محصولات حاصل از زنگ زدگی آهن صفر منجر به تولید مکان‌های جذب برای آرسنیت و آرسنات می‌گردند. آلومینوسیلیکاتهای طبیعی و مصنوعی اصلاح شده توسط Fe(II/III)، بعنوان جاذبهای موثر آرسنیک معرفی شده اند .

مواد و روش‌ها

نمونه خاک غیر آلوده به آرسنیک از عمق ۲۵-۰ سانتی متری، از ایستگاه تحقیقاتی خلعت پوشان متعلق به دانشگاه تبریز واقع در شرق شهرستان تبریز تهیه گردید. پس از آماده سازی خاک، آلوده سازی آن به آرسنیک در دو سطح ۳۰۰ برای [Z-Fe] و ۴۴۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک برای[Fe(II) وZVI] از منبع آرسنیت سدیم (Na_2AsO_3) انجام شد. برای مطالعه تأثیر مدت زمان واکنش (۰/۲۵، ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸، ۱۶ ساعت) و pH اولیه (۶، ۷، ۸، ۹ و ۱۰) بر غیرمتحرک سازی As(III) آزمایشات پیمانه‌ای در نسبت ۱:۱۰ (خاک آلوده به محلول الکترولیت زمینه ۰/۰۳ مولار نمک کلرید سدیم) در لوله‌های سانتریفیوژ در حضور ۲٪ وزنی از Fe(II) و ZVI بطور جداگانه و برای Z-Fe در حضور ۰/۱۷ درصد آهن بارگذاری شده بر زئولیت انجام شد. مطالعه تأثیر مقدار Fe(II) و ZVI در حضور ۰/۵، ۱/۵ و ۲/۵ درصد وزنی بطور جداگانه و زئولیت حاوی ۰، ۰/۰۵، ۰/۱۷ و ۰/۲ درصد وزنی آهن در مدّت زمان ۱۶ ساعت (زمان تعادل) انجام گرفت.در انتها محلول‌های زلال روئین با استفاده از کاغذ صافی واتمن شماره‌ی ۴۲ صاف و غلظت آرسنیک کل باقی مانده در محلول در تمامی نمونه ها با استفاده از دستگاه جذب اتمی مجهز به کوره گرافیتی اندازه گیری و درصد کارایی غیرمتحرک سازی As(III) از رابطه ی زیر محاسبه گردید.

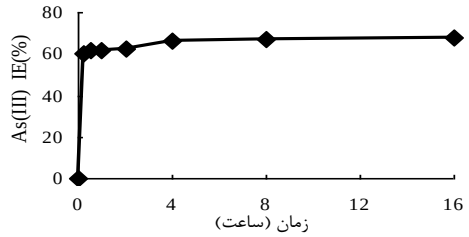
$$\text{As(III)Immobilization Efficiency (\%)} = \left(1 - \frac{C}{C_0}\right)$$

C و C_0 به ترتیب غلظت باقی‌مانده و اولیه As(III) می باشد.

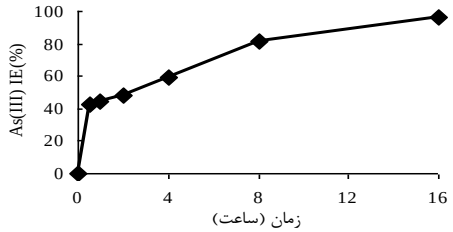
نتایج و بحث

تأثیر مدّت زمان واکنش بر غیرمتحرک سازی As(III) توسط Fe(II) و ZVI در خاک:

نتایج نشان داد بیشترین درصد غیر متحرک سازی As(III) در ۱۵ دقیقه اول واکنش رخ داد و با افزایش زمان واکنش درصد غیر متحرک سازی به ۷۱٪ رسید. McLaren et al. (۲۰۰۶) گزارش کردند که سرعت جذب آرسنیک توسط Fe(II) با افزایش زمان کاهش می یابد و تقریباً ۹۰٪ آرسنیک طی ۲۴ ساعت اول جذب می شود و در ادامه جذب با سرعت کند و روندی مداوم رخ میدهد که در برخی موارد تا یکسال به طول می انجامد. در رابطه با ZVI (شکل ۲)ابتدا درصد غیرمتحرک سازی پایین (۴۲/۴۸) بوده و با گذشت زمان تا ۹۶/۵ درصد افزایش یافت.



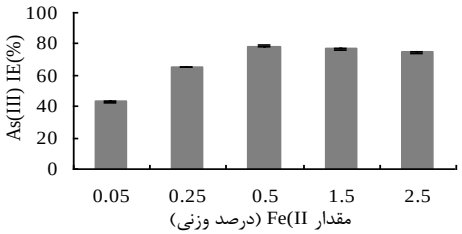
شکل۱- تأثیر مدّت زمان واکنش بر As(III) IE(%)



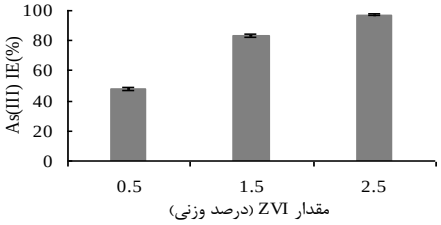
شکل۲- تأثیر مدّت زمان واکنش بر As(III) IE(%)

تأثیر مقدار Fe(II) و ZVI: شکل (۳) نشان می‌دهد که با افزایش درصد آهن(II) از ۰/۵ به ۲/۵ میزان As(III) غیرمتحرک‌سازی شده به طور معنی دار کاهش یافت. واکنش اکسایش سولفات آهن دوظرفیتی در خاک‌های با قدرت بافری کم، مقادیر قابل توجهی اسید تولید می‌شود. اسید تولید شده مانع اکسایش Fe(II) و ادامه فرآیند می-گردد. درصورت وجود آهک پروتون‌های تولید شده قابل خنثی شدن بوده و سرعت واکنش افزایش می‌یابد

روند غیر متحرک سازی As(III) در حضور ZVI (شکل۴) ، با افزایش درصد ZVI از ۰/۵ به ۲/۵، درصد غیر متحرک سازی As(III) از ۴۷/۹۸ به ۹۷/۲۷ افزایش یافت.

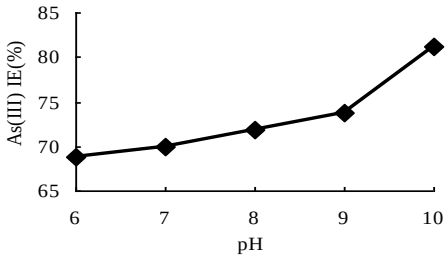


شکل۳-تأثیر درصد وزنی Fe(II) بر As(III)IE(%)

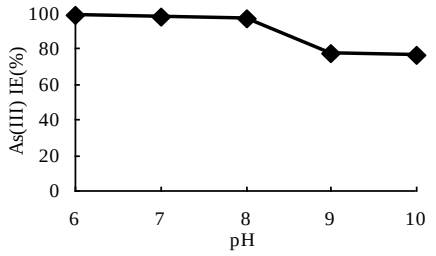


شکل٤- تأثیر درصد وزنی ZVI بر As(III)IE(%)

تأثیر pH اولیه سوسپانسیون: چنانچه در شکل (۵) مشاهده می‌شود، در دامنه pH ۶ تا ۹که در آن As(III) عمدّتاً به شکل مولکولی حضور دارد (pK_1 = ۹/۲۲)، افزایش درصد غیرمتحرک سازی کم (P<۰/۰۵) و سپس از pH ۹ تا ۱۰، بطور چشمگیری افزایش می‌یابد. حضور بیشتر شکل آنیونی As(III) منجر به جذب بیشتر آن بر سطوح اکسی هیدروکسیدهای تازه تشکیل شده می‌گردد. شکل ۶ نشان داد که با افزایش pH درصد غیرمتحرک سازی As(III) توسط ZVI کاهش یافت. .



شکل۵-تأثیر pH اولیه سوسپانسیون بر As(III) IE(%)

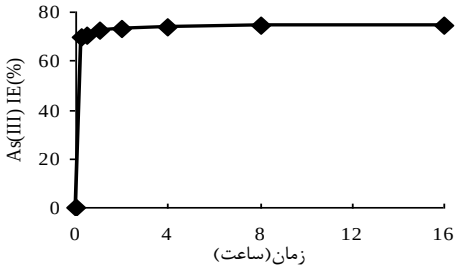


شکل٦-تأثیر pH اولیه سوسپانسیون بر As(III) IE(%)

تأثیر مدّت زمان واکنش بر غیرمتحرک سازی As(III) توسط زئولیت - آهن در خاک:

مطابق نتایج بدست آمده(شکل۹)، فرآیند غیر متحرک سازی عمدتاً در زمان‌های اولیه پس از افزودن زئولیت-آهن صورت گرفته و پس از آن فرآیند روند کندی را در پی داشته است. از آنجا که جذب الکتروستاتیکی بسیار سریع و در حد میلی ثانیه تا ثانیه صورت می‌گیرد پس انجام فرآیند غیرمتحرک سازی در مقیاس ساعت احتمالا دلالت بر اعمال جذب ویژه و یا کمپلکس سطحی می‌باشد (Grossl et al. 1997).

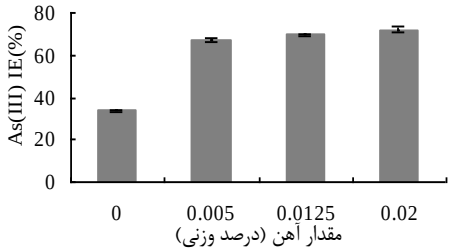
شکل۹- تأثیر مدّت زمان واکنش بر As(III) IE(%)



درصد آهن جذب شده در سطح زئولیت:

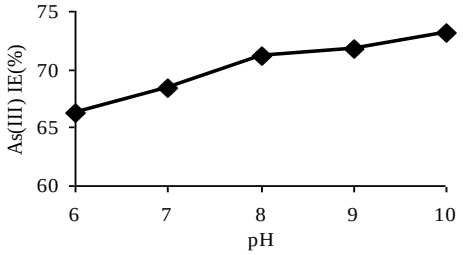
در این آزمایش مشاهده شد که با افزایش درصد آهن تا ۰/۰۲، درصد غیر متحرک سازی As(III) بطور معنی داری ($p<0.05$) از ۳۳/۶۳ به ۷۴/۹۷ درصد افزایش نشان داد (شکل ۱۰).

شکل۱۰- تأثیر درصد آهن جذب شده در سطح زئولیت بر As(III)IE(%)



تأثیر pH سوسپانسیون: با توجه به شکل (۱۱) غیر متحرک سازی As(III) در pH های بالا افزایش یافت. زمانی که As(III) در تماس با مکان‌های جذبی یعنی گروه‌های هیدروکسیل اکسی هیدروکسیدهای آهن جذب شده بر زئولیت قرار گیرد، بسته به pH محیط و بار حاکم بر این گروه‌های عاملی، جذب آن شده و فریک آرسنیت تولید می‌نماید و با تغییر pH فرآیند جذب مطابق زیر تغییر می‌کند:

شکل۱۱-تأثیر pH اولیه سوسپانسیون بر As(III) IE(%)



منابع

Elizalde-Gonza’lez MP and Mattusch J, 2001. Sorption on natural solids for arsenic removal. Chemical Engineering Journal, 187-195.

Farrell J, Wang J, Day PO and Conkln M, 2001. Electrochemical and spectroscopic study of arsenate from water using zero valent iron media. Environmental Science of Technology, 35, 2026-2032.

Grossl PR, Eick M, Sparks DL, Goldberg S and Ainsworth CC, 1997. Arsenate and chromate retention mechanisms on goethite. 2. Kinetic evaluation using a pressure jump relaxation technique. Environ Sci Technol 31: 321-326.

McLaren RG, Megharaj M, and Naidu R, 2006. Fate of arsenic in the soil environment. In: Naidu, R., Smith, E., Owens, G., Bhattacharya, P., Nadebaum, P. (Ed). Managing Arsenic in the Environment: From Soil to Human Health. (pp. 157-182). CSIRO, Collingwood, Victoria

اثر ریزوباکترهای محرک رشد گیاه بر استخراج گیاهی سرب توسط آفتابگرد

عبدالرزاق دانش شهرکی[1]، محمدرضا نادری[2]، فایز رئیسی[1] و فرزانه نیکوخواه[3]

۱ـ به ترتیب استادیار و استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد

۲ـ دانش آموخته آگرواکولوژی دانشگاه شهرکرد و دانشجوی دکتری اکولوژی دانشگاه مشهد

۳ـ مربی دانشکده منابع طبیعی دانشگاه شهرکرد

مقدمه

به طور کلی، امکان تجزیه‌ی زیستی فلزات سنگین به فرآورده‌های با سمیت کمتر وجود ندارد، لذا این فلزات بدون تغییر در محیط زیست باقی می‌مانند. از این رو، اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین تنها با استفاده از تکنیک‌هایی که این آلاینده‌ها را از خاک خارج نموده و یا آن‌ها را در مکان خود تثبیت نمایند، امکان‌پذیر است (بروکس و همکاران، ۲۰۰۵). گیاه‌پالایی که در بر گیرنده‌ی استفاده از گیاهان برای زدودن، انتقال دادن، تثبیت کردن و یا تقلیل آلودگی‌ها در خاک، رسوبات و آب است، به مجموعه‌ی متنوعی از فناوری‌های گیاه‌بنیان اطلاق می‌شود که از گیاهان طبیعی موجود و یا گیاهان ایجاد شده از طریق مهندسی ژنتیک جهت پاکسازی محیط‌های آلوده استفاده می‌کنند (تانگاوال و ساب‌هورام، ۲۰۰۴).

ریزوباکترهای محرک رشد گیاه دارای توانایی فوق‌العاده‌ای جهت بهبود رشد گیاه میزبان از طریق مکانیسم‌های مختلف نظیر تثبیت نیتروژن اتمسفری، استفاده از ۱-آمینوسیکلوپروپان-۱-کربوکسیلیک اسید (ACC) به عنوان منبع نیتروژن، انحلال فسفات، تولید سیدروفورها و یا ترشح مواد تنظیم‌کننده‌ی رشد گیاه (مانند هورمون‌ها) می‌باشند (گری و اسمیت، ۲۰۰۵). به علاوه، بسیاری از ریزجانداران خاک قادر به انحلال شکل‌های غیرقابل‌جذب کانی‌های معدنی فلزدار از طریق ترشح اسیدهای آلی هستند. از طرف دیگر، بسیاری از باکتری‌های خاک نسبت به فلزات سنگین مقاوم بوده و نقش مهمی را به منظور متحرک ساختن این فلزات در خاک از طریق تولید عوامل کلات‌ساز، اسیدی کردن pH ناحیه‌ی ریشه، انحلال فسفات و تغییر پتانسیل اکسایش-کاهش، بر عهده دارند (ادریس و همکاران، ۲۰۰۴). بنابراین، بهبود روابط متقابل میان گیاهان و میکروب‌های ریزوسفری سودمند می‌تواند موجب افزایش تولید زیست‌توده و تحمل گیاهان نسبت به فلزات سنگین شده و در نتیجه به عنوان یکی از مهمترین اجزای فن‌آوری گیاه‌پالایی به حساب می‌آید (گلیک، ۲۰۰۳).

بر این اساس، مطالعه‌ی حاضر با هدف ارزیابی اثر هشت ریزوباکتری بومی که از یک خاک حاوی سرب جداسازی شدند، بر کارآیی استخراج گیاهی سرب از خاک توسط آفتابگردان به اجرا درآمد.

مواد و روشها

ریزوباکترهای محرک رشد مورد استفاده در این آزمون از ناحیه‌ی ریزوسفر گیاهان بومی معدن سرب و روی باما، واقع در ۲۰ کیلومتری جنوب غربی شهر اصفهان به روش رقیق‌سازی متوالی در سرم فیزیولوژیک ۰/۹ درصد استریل و کشت بر روی محیط لوریا-برتانی محتوی ۵۰ ppm سرب (به شکل نیترات سرب) استخراج و خصوصیات محرک رشدی آن‌ها شامل سنتز ایندول استیک اسید (IAA)، سیدروفور و ACC-دی‌آمیناز به ترتیب با استفاده از روش‌های گلیک‌من و دساکس (۱۹۹۵)، سیلوا-استنیکو و همکاران (۲۰۰۵) و دل‌آمیکو و همکاران (۲۰۰۵) تعیین شد. خلاصه‌ای از صفات محرک رشدی این ریزوباکتری‌ها در جدول ۱ ارائه گردیده

است.

جدول ۱- صفات محرک رشدی ریزوباکترهای بومی استخراج شده از خاک حاوی سرب آزمایشات مربوط به

ریزوباکتری	IAA ($mg\ l^{-1}$)	سیدروفور (٪)	ACC-دی‌آمیناز	انحلال کربنات سرب
Rhodococcus sp.	۴۳/۶۴	۷۳/۱	−	−
Bacillus stearothermophilus ST1	۱۸/۲۶	۷۹/۱	−	−
Corynebacterium sp.	۳/۵۳	۸۶/۲	−	+
Bacillus pumilus	۳۸/۵۹	۶۰/۲	−	−
Mycobacterium sp.	۲۰/۳۹	۸۵/۱	+	−
Bacillus stearothermophilus ST2	۲۱/۸۴	۵۷/۷	−	−
Bacillus licheniformis	۷/۹۳	۷۸/۴	+	−
Bacillus sp.	۱۱/۶۴	۸۰/۴	−	−

مطالعه‌ی اثر باکتری‌های جدا شده بر جذب سرب توسط بوته‌های آفتابگردان (رقم رکورد) در شرایط گلخانه‌ای انجام شد. خاک مورد نظر برای انجام این آزمون به صورت طبیعی و از معدن سرب و روی باما (ایرانکوه) واقع در ۲۰ کیلومتری جنوب‌غربی شهر اصفهان تهیه گردید و پس از انجام آزمون خاک، عناصر ضروری مورد نیاز جهت رشد بوته‌های آفتابگردان به آن اضافه شد. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی این خاک در جدول ۲ ارائه گردیده است.

جدول ۲- برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مورد استفاده

نیتروژن کل (٪)	کربن آلی (٪)	فسفر قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	پتاسیم قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	سرب قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	سرب کل ($mg\ kg^{-1}$)	رس (٪)	سیلت (٪)	شن (٪)	EC ($dS\ m^{-1}$)	pH	بافت خاک
۰/۰۶	۰/۵۸	۹/۳۵	۲۵۰	۴۱	۳۷۹	۱۹	۳۶	۴۵	۰/۲۹	۷/۶۲	لومی

آزمون در قالب طرح کاملاً تصادفی با چهار تکرار انجام شد. تیمارهای مورد استفاده در این آزمون شامل ۸ تیمار تلقیح باکتریایی و یک تیمار شاهد، که در آن‌ها بذور آفتابگردان پس از شستشو با آب مقطر استریل، برای مدت ۱ ساعت در دمای اتاق در داخل سرم فیزیولوژیک ۰/۹ درصد (برای تیمارهای شاهد) یا سوسپانسیون باکتریایی (برای تیمارهای تلقیحی) تهیه شده از طریق غوطه‌ور نمودن سلول‌های باکتریایی در سرم فیزیولوژیک ۰/۹ درصد استریل که میزان جذب آن در طول‌موج ۶۰۰ نانومتر به منظور دستیابی به تراکم مایه‌ی تلقیح $۱۰^{۸} \times$ ۵ واحد تشکیل کلونی (CFU) بر میلی‌لیتر، روی عدد ۰/۵ تنظیم شده بود، معلق گردیدند (بورد و همکاران، ۱۹۹۸). به علاوه، بر سطح خاک هر گلدان نیز به وسیله‌ی سرنگ‌های استریل، مقدار ۱۰ میلی‌لیتر از سوسپانسیون باکتریایی با جمعیت $۱۰^{۸} \times$ ۵ واحد تشکیل‌دهنده‌ی کلونی (CFU) بر میلی‌لیتر یا سرم فیزیولوژیک اسپری شد.

پس از سبز شدن، تعداد گیاهچه‌های داخل هر گلدان به ۳ عدد کاهش یافته و این ۳ گیاهچه برای مدت ۷۰ روز در شرایط گلخانه رشد یافتند. آبیاری گلدان‌ها برحسب نیاز آن‌ها انجام شد. پس از برداشت بوته‌های آفتابگردان، بخش‌های هوایی و ریشه‌ها تفکیک شده و به خوبی، ابتدا چندین مرتبه با آب معمولی و سپس چندین بار به وسیله‌ی آب مقطر شسته شدند و سپس به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۶۰ درجه‌ی سانتی‌گراد درون آون خشک گردیدند. به منظور تعیین غلظت سرب اندام هوایی و ریشه‌ی گیاهان از روش هضم تر با مخلوطی از اسیدهای HCl، HNO_3 و $HClO_4$ (با نسبت حجمی ۲:۱:۳) استفاده شد (لین و همکاران، ۲۰۰۹). غلظت سرب عصاره‌ها به وسیله‌ی دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی (AAS) تعیین گردید. در نهایت به‌منظور ارزیابی پتانسیل آفتابگردان در استخراج سرب از خاک، فاکتور انتقال (رابطه‌ی [۱]) و فاکتور تجمع زیستی (رابطه‌ی [۲]) محاسبه شد.

$$TF = \frac{C_{aerial}}{C_{root}} \qquad [۱]$$

C_{aerial}: غلظت سرب ($mg\ kg^{-1}$) اندام هوایی گیاه، C_{root}: غلظت سرب ($mg\ kg^{-1}$) در ریشه‌های گیاه

$$\text{فاکتور تجمع زیستی} = \frac{\text{غلظت سرب در ریشه گیاه}}{\text{غلظت سرب قابل جذب خاک}} \qquad [۲]$$

تجزیه و تحلیل داده‌های حاصل از این آزمایش با استفاده از نرم‌افزار SAS صورت پذیرفت. مقایسه‌ی میانگین‌ها به روش LSD در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد. برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزار Excel استفاده گردید.

نتایج و بحث

ریزوباکترهای مورد مطالعه (به استثنای *Bacillus stearothermophilus* ST1) سبب افزایش معنی‌دار فاکتور انتقال (TF) بوته‌های آفتابگردان نسبت به تیمار شاهد سرب‌دار بدون تلقیح گردیدند. این ریزوباکتری‌ها جذب سرب توسط ریشه‌های گیاه و متعاقباً انتقال سرب از ریشه‌ها به سمت اندام‌های هوایی آن را بهبود بخشیده و بدین طریق موجب افزایش ۱۴ تا ۱۱۹ درصدی فاکتور انتقال سرب بوته‌های آفتابگردان نسبت به تیمار شاهد شدند. بالاترین فاکتور انتقال سرب در میان تیمارهای مختلف مورد مطالعه در این آزمون با مقدار میانگین ۰/۷۵ متعلق به تیمار تلقیح با ریزوباکتری *Mycobacterium* sp. می‌باشد. پس از این ریزوباکتری، ریزوباکترهای *Corynebacterium* sp.، *Bacillus pumilus*، *Bacillus* sp.، *Bacillus stearothermophilus* ST2، *Bacillus licheniformis* و *Rhodococcus* sp. به ترتیب با مقدار میانگین ۰/۶۲، ۰/۶۰، ۰/۵۷، ۰/۵۴، ۰/۴۲ و ۰/۳۹ سبب افزایش حدود ۸۴، ۷۶، ۷۰، ۶۱، ۲۴ و ۱۵ درصدی فاکتور انتقال سرب بوته‌های آفتابگردان نسبت به تیمار شاهد سرب‌دار بدون تلقیح گردیدند. با این وجود، علی‌رغم افزایش معنی‌دار فاکتور انتقال بوته‌های آفتابگردان به واسطه‌ی تلقیح آن‌ها توسط ریزوباکترهای متحمل به سربِ محرک رشد گیاه و حل‌کننده‌ی فلزات سنگین، همچنان فاکتور انتقال این بوته‌ها به‌طور قابل ملاحظه‌ای کمتر از مقدار مطلوب مورد نیاز جهت یک گیاه بیش‌اندوز ایده‌آل می‌باشد (جدول ۳).

ریزوباکترهای مورد مطالعه در این آزمون سبب افزایش معنی‌دار کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی (TLH) بوته‌های آفتابگردان نیز گردیدند. این ریزوباکتری‌ها هم به واسطه‌ی افزایش غلظت سرب ریشه‌ی گیاه و متعاقباً بهبود فاکتور انتقال بوته‌های آفتابگردان و هم به دلیل ارتقای زیست‌توده تولیدی آن‌ها موجبات افزایش

کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی بوته‌ها را فراهم آوردند. بالاترین میزان برداشت سرب توسط اندام هوایی بوته‌های آفتابگردان مربوط به تیمارهای تلقیح با ریزوباکتری *Bacillus licheniformis* بوده است. علی‌رغم پایین بودن فاکتور انتقال بوته‌های تلقیح شده با این باکتری، افزایش ۱۳۵ درصدی زیست‌توده تولیدی اندام هوایی این بوته‌ها در نتیجه‌ی تلقیح با ریزوباکتری *Bacillus licheniformis*، سبب افزایش ۲۸۵ درصدی سرب برداشت شده توسط اندام هوایی بوته‌های آفتابگردان گردید. پس از *Bacillus licheniformis*، بالاترین مقدار سرب برداشت شده توسط اندام هوایی بوته‌های آفتابگردان با مقدار میانگین ۴۰۸/۴ میکروگرم بر بوته متعلق به بوته‌های تلقیح شده با ریزوباکتری *Corynebacterium* sp. بود. این ریزوباکتری بر خلاف *Bacillus licheniformis* توانست با افزایش ۶۱ درصدی غلظت سرب ریشه و متعاقباً ۱۹۲ درصدی غلظت سرب اندام هوایی بوته‌های آفتابگردان نسبت به تیمار شاهد، سبب افزایش ۲۳۴ درصدی سرب برداشت شده توسط اندام هوایی بوته‌های آفتابگردان شود. پس از این دو ریزوباکتری، بالاترین میزان سرب برداشت شده توسط اندام هوایی بوته‌های آفتابگردان با مقادیر میانگین ۳۰۹/۸، ۳۰۹/۳، ۲۸۲/۲، ۲۴۷/۹، ۱۶۷/۴ و ۱۲۲/۲ میکروگرم بر بوته مربوط به تیمارهای تلقیح با ریزوباکترهای *Mycobacterium* sp.، *Bacillus pumilus*، *Bacillus* sp.، *Rhodococcus* sp.، *Bacillus stearothermophilus* ST2 و *Bacillus stearothermophilus* ST1 بوده است. این ریزوباکتری‌ها به ترتیب سبب افزایش ۱۵۴، ۱۵۳، ۱۳۱، ۱۰۳، ۶۸، ۳۷ و ۰/۱ درصدی سرب برداشت شده توسط اندام هوایی بوته‌های آفتابگردان گردیدند (جدول ۳).

فاکتور تجمع زیستی (BF) بوته‌های تلقیح شده با ریزوباکترهای متحمل به فلزِ محرک رشد گیاه نیز به طور معنی‌داری بیشتر از فاکتور تجمع تیمار شاهد سرب‌دار بدون تلقیح بود، به طوری که این ریزوباکتری‌ها فاکتور تجمع بوته‌های آفتابگردان را نسبت به تیمار شاهد از ۹ تا ۶۰/۹ درصد افزایش دادند. بالاترین فاکتور تجمع سرب با مقدار میانگین ۲/۸۶ متعلق به بوته‌های تیمار شده با *Corynebacterium* sp. بود (جدول ۳).

جدول ۳- تأثیر تلقیح باکتریایی بر غلظت سرب اندام هوایی و ریشه بوته‌های آفتابگردان

تیمار	غلظت سرب (میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک)		TF[a]	BF[b]	TLH[c] (µg plant^{-1})
	اندام هوایی	ریشه			
تیمار شاهد سرب‌دار تلقیح نشده	۲۵/۱۳f	۷۲/۹۳d	۰/۳۴f	۱/۷۸d	۱۲۲/۰۷f
تلقیح با *Rhodococcus* sp.	۳۱/۳۵e	۸۰/۱۶c	۰/۳۹e	۱/۹۵c	۲۴۷/۹۴d
تلقیح با *Bacillus stearothermophilus* ST1	۲۴/۸۷f	۱۰۰/۲۵b	۰/۲۴g	۲/۴۴b	۱۲۲/۲۲f
تلقیح با *Corynebacterium* sp.	۷۳/۵۸a	۱۱۷/۳۳a	۰/۶۲b	۲/۸۶a	۴۰۸/۳۷b
تلقیح با *Bacillus pumilus*	۵۷/۵۰bc	۹۵/۷۵b	۰/۶۰bc	۲/۳۳b	۳۰۹/۳۵c

تلقیح با *Mycobacterium* sp.	۶۰/۰۸b	۷۹/۵۰c	۰/۷۵a	۱/۹۳c	۳۰۹/۷۹c
تلقیح با *Bacillus stearothermophilus* ST2	۴۴/۳۶d	۸۱/۰۶c	۰/۵۴d	۱/۹۷c	۱۶۷/۴۵e
تلقیح با *Bacillus licheniformis*	۴۱/۲۹d	۹۸/۱۸b	۰/۴۲e	۲/۳۹b	۴۶۹/۹۵a
تلقیح با *Bacillus* sp.	۵۵/۵۱c	۹۶/۵۰b	۰/۵۷cd	۲/۳۵b	۲۸۲/۱۷cd

[a] فاکتور انتقال، [b] فاکتور تجمع زیستی و [c] کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی

در مجموع، دو ریزوباکتری *Bacillus licheniformis* و *Corynebacterium* sp. توانستند با برخورداری از مکانیسم‌های متفاوت، کارآیی گیاه‌پالایی فلز سنگین سرب توسط آفتابگردان را نسبت به سایر ریزوباکترهای مورد مطالعه در این آزمون، به میزان بیشتری افزایش دهند. *Bacillus licheniformis* از طریق افزایش قابل ملاحظه‌ی زیست‌توده تولیدی بوته‌های آفتابگردان تحت شرایط تنش سرب و *Corynebacterium* sp. به واسطه‌ی کاهش pH ناحیه‌ی ریزوسفر و افزایش انحلال‌پذیری و قابلیت جذب ترکیبات سرب‌دار، کارآیی استخراج‌گیاهی سرب توسط آفتابگردان را افزایش دادند. با این وجود، فاکتور انتقال بوته‌های تلقیح شده با ریزوباکتری *Corynebacterium* sp. به مقادیر مطلوب مورد نیاز جهت گونه‌های بیش‌اندوز نزدیک‌تر بود.

منابع

Brooks K, Beyens H and Smolders E, 2005. Survival of rhizobia in soil is sensitive to elevated zinc in the absence of the host plant. Soil Biology and Biochemistry 37: 573–579.

Burd GI, Dixon DG and Glick BR, 1998. A plant growth-promoting bacterium that decreases nickel toxicity in seedlings. Journal of Applied and Environmental Microbiology 64: 3663–3668.

Dell'Amico E, Cavalca L and Andreoni V, 2005. Analysis of rhizobacterial communities in perennial Graminaceae from polluted water meadow soil, and screening of metal-resistant, potentially plant growth-promoting bacteria. FEMS Microbiol Ecology 52: 153–162.

Glick BR, 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. Biotechnology Advances, 21: 383–393.

Glickmann E and Dessaux Y, 1995. A critical examination of the specificity of the Salkowski reagent for indolic compounds produced by phytopathogenic bacteria. Applied and Environmental Microbiology 61: 793–796.

Gray EJ and Smith DL, 2005. Intracellular and extracellular PGPR: commonalities and distinctions in the plant-bacterium signaling processes. Soil Biology and Biochemistry 37: 395-412.

Idris R, Trifonova R, Puschenreiter M, Wenzel WW and Sessitsch A, 2004. Bacterial communities associated with flowering plants of the Ni hyperaccumulator *Thaspi goesingense*, Applied and Environmental Microbiology 70: 2667–2677.

Silva-stenico ME, Pacheco FTH, Rodrigues JLM, Carrilho E and Tsai SM, 2005. Growth and siderophore production of *Xylella fastidiosa* under iron-limited conditions. Microbiological Research 160: 429-436.

Thangavel P and Subhuram CV, 2004. Phytoextraction – Role of hyper accumulators in metal contaminated soils. Proceedings of the Indian National Science Academy. Part B 70: 109–130.

جذب زیستی کادمیم توسط پوسته میوه پسته و پوسته انار

ناهید حسینی برآفتابی[1]، محسن حمیدپور[2]، وحید مظفری[3]، محمد حشمتی رفسنجانی[4]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک ۲-استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه ولی عصر رفسنجان
۳-دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه ولی عصر رفسنجان ۴-استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه ولی عصر رفسنجان

مقدمه

پیشرفت روزافزون صنایع در دهه اخیر مهم ترین عامل آلودگی محیط زیست بوده و پساب‌های آلوده صنایع مختلف مانند استخراج معادن و پتروشیمی باعث ورود مقدار زیادی فلزات سنگین مانند کروم، کادمیوم، نیکل، کبالت، روی و سرب به محیط زیست می‌گردد .حضور فلزات سنگین در محیط، اثرات زیانباری بر سلامت انسان و حیوانات داشته و موجب بر هم خوردن تعادل و نظم اکوسیستم می‌شود. از این رو مطالعه روشهای حذف این آلاینده‌ها بسیار ضروری است. بررسی‌ها نشان داده است که روش های شیمیایی و فیزیکی مانند اکسیداسیون–احیاء، رسوب دادن شیمیایی، فیلتراسیون، تیمارالکتروشیمیایی، تبخیر، تبادل یونی و فرآیند اسمزمعکوس محدودیت هایی دارند و از نظر اقتصادی مقرون به صرفه نیستند. همچنین بازیافت فلزات از آن‌ها نسبت به روش‌های دیگر دشوار است. به نظر می رسد تصفیه زیستی، جانشین و یا دست کم مکمل مناسبی برای دیگر روش‌ها باشد جذب زیستی جایگزین مناسبی برای روش های فیزیکی و شیمیایی مرسوم برای حذف فلزات سمی از آب‌های آلوده و پساب‌ها است (Malik, 2004). بسیاری از انواع توده های زیستی و میکروبی ظرفیت جذبی خوبی برای فلزات سنگین نشان داده‌اند و بسیاری از آنها بعنوان پایه های تصفیه فاضلاب های حاوی فلز پیشنهاد میشوند. محصولات جانبی فعالیت‌های کشاورزی از جمله جاذب‌هایی هستند که به منظور تصفیه فاضلابها مورد استفاده قرار گرفته‌اند. ایران یکی از بزرگترین تولیدکنندگان و صادرکنندگان پسته و انار در جهان می‌باشد. تولید پسته در ایران در حدود ۲۰۰۰۰۰ تن در سال برآورد می‌شود (دفتر آمار و فن آوری اطلاعات، ۱۳۸۷). از این رو، زائدات تولیدی حاصل از پردازش و فراوری پسته و انار از اهمیت اقتصادی بالایی برخوردار می‌باشند. با توجه به مطالب فوق، هدف از این تحقیق بررسی تاثیر pH بر جذب کادمیم توسط جاذب‌های زیستی شامل پوسته میوه پسته و پوسته انار و تعیین ویژگیهای جذبی این جذب کننده-ها برای کادمیم بر اساس همدماهای جذب بود.

مواد و روش‌ها

آزمایشات جذب کادمیم درقالب دو آزمایش جذب وابسته به pH و هم‌دمای جذب انجام شد. تمامی آزمایش‌های جذب در دمای آزمایشگاه (۱±۲۵ درجه سلسیوس) با دو تکرار و به روش پیمانه‌ای در الکترولیت زمینه نیترات کلسیم ۰/۰۱ مولار انجام شد. قبل از شروع آزمایشات جذب مقدار ۰/۱ گرم از جاذب زیستی مورد نظر به ظروف پلی اتیلنی حاوی ۱۰ میلی لیتر فلز سنگین اضافه شد. آزمایشات جذب وابسته به pH در یک غلظت ثابت ۸ میلی‌گرم بر لیتر فلز سنگین انجام شد. این آزمایش در ۳ سطح pH (۵، ۶ و ۷) انجام شد. تنظیم pH بر اساس منحنی‌های تیتراسیون پیش آزمایش‌ها، با اضافه کردن مقادیر معینی از اسید نیتریک یا هیدروکسید سدیم ۰/۰۳ مولار به سوسپانسیون‌های حاوی مقادیر ثابتی از کادمیم (۸ میلی‌گرم بر لیتر) و مقادیر ثابتی از ماده مورد نظر انجام شد. به‌منظور تعیین هم‌دماهای جذب کادمیم، ۰/۱ گرم از هر جاذب به ظروف پلی‌اتیلنی ۱۵ میلی‌لیتری حاوی ۱۰ میلی‌لیتر الکترولیت زمینه نیترات کلسیم ۰/۰۱ مولار حاوی ۷ سطح غلظت کادمیم، ۱۵ تا ۱۰۰

میلی‌گرم در لیتر اضافه گردید. pH نهایی همه نمونه‌ها ۶±۰/۲ بود. نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت به‌وسیله‌ی شیکر تکان داده شدند. بعد از اتمام این مدت، pH نهایی تعلیق‌ها اندازه‌گیری و محلول تعادلی آن‌ها به‌وسیله‌ی سانتریفیوژ با سرعت دورانی ۴۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۲۰ دقیقه، از بخش جامد جدا گردید و غلظت کادمیم در محلول‌های تعادلی به‌وسیله‌ی دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

مبنای فرآیند جذب هم مثل خیلی از دیگر پدیده‌ها ترمودینامیک می‌باشد.تلاش‌های زیادی برای مدل کردن این پدیده به کمک ترمودینامیک شده و هنوز هم ادامه دارد(Jossens et al.,1987 ; Najm et al.,1991). میزان کادمیم جذب شده به‌وسیله‌ی جاذب‌ها در هر نمونه با توجه به غلظت‌های اولیه و تعادلی کادمیم بر اساس رابطه‌ی زیر محاسبه شد.

[۱]

$$q_e = \frac{(C_i - C_e)V}{M}$$

که در این رابطه q_e میزان کادمیم جذب شده توسط جاذب (میلی‌گرم بر گرم)، C_i , C_e غلظت‌های اولیه و تعادلی کادمیم(میلی‌گرم بر لیتر)، V حجم محلول حاوی فلز (میلی لیتر) و M جرم جاذب (گرم) می‌باشد. فروندلچ و لانگمویر اولین افرادی بودند که مدلهای ابتدایی در این زمینه را در حدود صد سال پیش ارائه کردند. برازش هم‌دمای لانگمویر با استفاده از روش رگرسیون غیرخطی به‌کمک نرم‌افزار Prism انجام شد. شکل کلی معادله‌ی تجـربی لانگمویر عبـارت است از:

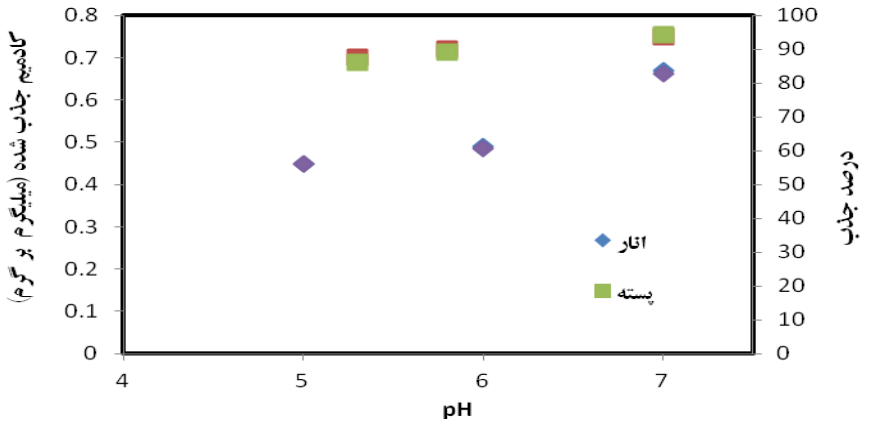
[۲]

$$q_e = \frac{q_{\max} k_l c_e}{1 + k_l c_e}$$

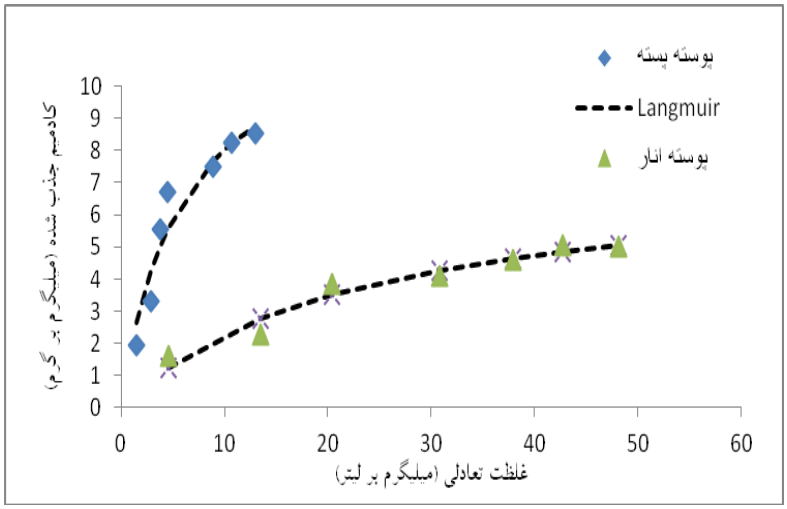
که در آن $q_{\max}$ حداکثر جذب (میلی‌گرم در گرم)، q_e مقدار عنصر جذب شده (میلی‌گرم در گرم)، C_e غلظت عنصر در حال تعادل (میلی‌گرم در لیتر) می باشند. ثابت K_L بیانگر قدرت پیوند می‌باشد(Chong and Volesky, 1995).

نتایج و بحث

اثر pH بر جذب کادمیم توسط جاذب های زیستی در شکل ۱ ارائه شده است. جذب کادمیم به وسیله‌ی جاذب ها درpH های مورد مطالعه افزایش یافت بطوریکه پوسته پسته در دامنه pH مورد مطالعه مقدار بیشتری از کادمیم را از محلول نسبت به پوسته انار جذب جذب کرد. به طور متوسط ۹۰ و ۶۵ درصد از کادیم به ترتیب توسط پوسته پسته و پوسته انار از محلول حذف گردید. در مطاله جدب زیستی ما همیشه تلاش میکنیم تا از جدا کردن میکرو ذرات جامد از مایع و توزیع آن در ظرفیت جذب ، به وسیله ثابت نگه داشتن pH در حدود ۴/۵ تا ۵ جلوگیری کنیم. کنترل pH مهم است چرا که علاوه بر تاثیر روی شکل یونی جذب شونده در محلول ،روی شکل مکانهای فعال یونی جاذب نیز موثر است. در pH های کم به دلیل فراوانی پروتون مکانهای تبادل یون در جاذب پروتونی میشوند. در نتیجه رقابت پروتونی مانع از جذب کادمیم به وسیله جاذب می شود اما با افزایش pH به دلیل کمتر شدن رقابت پروتون با کادمیم و افزایش بار وابسته به pH جاذب‌ها، میزان کادمیم جذب شده به وسیله جاذب‌ها افزایش یافت (Hamidpour et al., 2010).



شکل ۱- اثر pH بر میزان جذب کادمیم توسط جاذب های زیستی پوسته پسته و پوسته انار



شکل ۲- همدماهای جذبی کادمیم به‌وسیله‌ی پوسته پسته و پوسته انار و برازش مدل لانگمویر بر داده‌های جذب

شکل ۲ همدماهای جذب کادمیم را روی پوسته پسته و انار نشان می‌دهند. مشاهده می‌شود که جذب کادمیم بوسیله پوسته پسته بیشتر از پوسته انار میباشد. ثابت‌ها، ضرایب تبیین و خطای استاندارد حاصل از برازش مدل لانگمویر بر داده های جذب در جدول ۱ ارائه گردیده است. مدل لانگمویر به خوبی جذب کادمیم به‌وسیله‌ی جاذب‌های زیستی مورد مطالعه را توصیف کرد (R^2 = ۰/۹۷). ضریب K_L این مدل که شاخصی از قدرت پیوند

عنصر توسط جذب‌شونده است. مقادیر زیاد K_l در شیب تند همدماهای جذب (شکل۲) برای پوسته پسته نمایان شده است که نشان دهنده تمایل جذب زیاد پوسته پسته برای کادمیم است. جذب کننده مناسب برای عناصر سنگین، جذب کننده‌ای است که حداکثر جذب آن زیاد (q_{max}) و شیب اولیه ایزوترم (K_l) آن تند باشد. حداکثر ظرفیت جذب جاذب‌ها q_{max} تعیین شده به وسیله مدل لانگمویر برای جاذب‌های پوسته پسته و انار به ترتیب ۱۲/۶ و ۷/۴ میلی‌گرم بر گرم تعیین گردید.

جدول۱- ثابت‌ها، ضرایب تبیین (R^2) و خطای استاندارد برآورد (SEE) حاصل از برازش همدماهای جذبی لانگمویر بر داده‌های جذب کادمیم پوسته پسته و پوسته انار

ضریب	پسته	انار
K_L ($L\ g^{-1}$)	۰/۱۷۵	۰/۰۴۴
Q_{max} ($mg^{-}\ g^{-1}$)	۱۲/۶۲	۷/۴۴
R^2	۰/۹۷	۰/۹۵
SEE	۰/۰۰۶	۰/۰۰۶

نتیجه گیری

پوسته پسته در شرایط شیمیایی مشابه مقادیر بیشتری کادمیم را نسبت به پوسته انار جذب کرد. با مقایسه حداکثر ظرفیت جذب، جذب‌کننده‌های مختلف، پوسته پسته استفاده شده در این تحقیق، ظرفیت جذب مطلوبی برای کادمیم داشته و بنابراین می‌توانند در پالایش محیط‌های آلوده به کادمیم مورد استفاده قرار گیرد.

منابع

دفتر آمار و فن آوری اطلاعات، ۱۳۸۷. آمارنامه کشاورزی. معاونت برنامه‌ریزی و اقتصادی وزارت جهاد کشاورزی، تهران، ایران.

Chong KH and Volesky B, 1995. Description of 2-metal biosorption equilibria by Langmuir-type models. Biotechnol. Bioeng 47: 451-460.

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

Jossens L, Prausnitz JM, Fritz W, Schlunder U and Myers AL,1978. Thermodynamics of multisolute adsorption from diluteaqueous solutions. Chem. Eng. Sci 33:1097-1106.

Malik A., 2004. Metal bioremediation through gowing cells. Environment International 30:261-278.

Najm IN, Snoeyink, VL and Richard Y, 1991. Effect of initialconcentration of a SOC in natural water on its adsorption by activated carbon. J. AWWA 8, 57–63.

نقش ریزوباکتری‌های محرک رشد گیاه در کاهش اثرات تنش سرب بر رشد ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان

محمدرضا نادری[1]، عبدالرزاق دانش شهرکی[2]، فایز رئیسی[2]، فرزانه نیکوخواه[2] و محسن مبینی دهکردی[2]

[1] دانش آموخته کارشناسی ارشد دانشگاه شهرکرد و دانشجوی دکترای اکولوژی گیاهان زراعی، دانشگاه فردوسی مشهد

[2] اعضای هیئت علمی دانشگاه شهرکرد

Email: mr.naderi.2012@stu-mail.um.ac.ir

مقدمه

از زمان آغاز انقلاب صنعتی آلودگی محیط زیست به وسیله‌ی فلزات سمی شتاب بسیار زیادی به خود گرفته است. به طوری که آلودگی اراضی زراعی به وسیله‌ی فلزات سمی به یک معضل جهانی برای پایداری اکوسیستم‌های کشاورزی، سلامت و امنیت غذایی بشر مبدل شده است (صغیرخان و همکاران، ۲۰۰۹). در این میان، سرب یکی از خطرناک‌ترین فلزات سنگین است که دارای کارکرد زیستی مشخصی نمی‌باشد و از پتانسیل ایجاد مسمومیت برای گیاهان و سایر موجودات زنده برخوردار است. سرب، نه تنها فعالیت ریزجانداران خاک را تحت تأثیر قرار داده و سبب از کاهش حاصل خیزی و تخریب شیمیایی خاک می‌شود، بلکه باعث بروز تغییر در فیزیولوژیک رشد گیاهان و در نهایت کاهش عملکرد آن‌ها نیز می‌گردد. این فلز به واسطه‌ی ورود به زنجیره‌های غذایی، در بدن انسان‌ها و حیوانات تجمع می‌یابد و سلامتی آن‌ها را به مخاطره می‌اندازد (لون و همکاران، ۲۰۰۸).

ریشه‌ی گیاه اندام تخصصی جذب عناصر موجود در محیط می‌باشد و به همین علت زودتر از سایر اندام‌های گیاه در معرض عناصر سمی قرار می‌گیرد. از این رو، در مطالعات مربوط به ارزیابی توانایی گیاه در تحمل فلزات سمی عموماً از طول ریشه به عنوان شاخص اصلی تحمل استفاده می‌شود. ریشه‌های گیاهان مواجه با تنش فلزی معمولاً کوتاه، ضخیم و کم توسعه هستند و همین امر موجب کاهش جذب عناصر غذایی مورد نیاز گیاه و در نتیجه کاهش رشد و عملکرد آن می‌گردد (ماکسیمیک، ۲۰۰۷). این در حالی است که برخی از باکتری‌های ریزوسفری که تحت عنوان ریزوباکتری‌های محرک رشد گیاه (PGPR) نامیده می‌شوند، از طریق ساز و کارهای مختلف نظیر تثبیت نیتروژن اتمسفری، استفاده از ۱-آمینوسیکلوپروپان-۱-کربوکسیلیک اسید (ACC) به عنوان منبع نیتروژن، تولید سیدروفورها و یا ترشح مواد تنظیم‌کننده‌ی رشد گیاه (مانند هورمون‌ها)، از توانایی فوق‌العاده‌ای جهت بهبود رشد گیاه میزبان برخوردارند (گری و اسمیت، ۲۰۰۵).

با توجه به مطالب عنوان شده این‌طور استنباط می‌گردد که با بهره‌گیری از مایه‌ی تلقیح ریزوباکتری‌های محرک رشد گیاه می‌توان از اثرات مخرب تنش‌های زیستی و غیرزیستی بر گیاهچه‌های در حال رشد کاست و بدین ترتیب شرایط لازم برای بهبود رشد و استقرار آن‌ها تحت شرایط تنش‌زا را فراهم آورد. در این راستا مطالعه‌ی حاضر با هدف ارزیابی تأثیر تعدادی از ریزوباکتری‌های محرک رشد گیاه استخراج شده از یک خاک حاوی سرب بر رشد ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان (رقم رکورد) و متعاقباً شاخص تحمل آن‌ها به اجرا در آمد.

مواد و روش‌ها

ریزوباکتری‌های محرک رشد گیاه مورد استفاده در این آزمون از ناحیه‌ی ریزوسفر گیاهان بومی معدن سرب و روی باما، واقع در ۲۰ کیلومتری جنوب غربی شهر اصفهان به روش رقیق‌سازی متوالی در سرم فیزیولوژیک

۰/۹ درصد استریل و کشت بر روی محیط لوریا–برتانی محتوی ppm ۵۰ سرب (به شکل نیترات سرب) استخراج و خصوصیات محرک رشدی آن‌ها شامل سنتز ایندول استیک اسید (IAA)، سیدروفور و ACC–دی‌آمیناز به ترتیب با استفاده از روش‌های گلیک‌من و دساکس (۱۹۹۵)، سیلوا–استنیکو و همکاران (۲۰۰۵) و دل‌آمیکو و همکاران (۲۰۰۵) تعیین شد. فعالیت این باکتری‌ها از جهت ارتقای طول ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان (رقم رکورد) با استفاده از آزمون اصلاح شده‌ی طویل شدن ریشه‌ی بلیمو و همکاران (۲۰۰۵) مورد بررسی قرار گرفت. آزمون دو مرتبه و با ۴ تکرار و ۱۰ تیمار در قالب طرح کاملاً تصادفی تکرار شد (شنگ و زیا، ۲۰۰۶). بدین منظور بذور آفتابگردان (رقم رکورد) پس از ضدعفونی سطحی با اتانول ۷۰ درصد و سدیم‌هیپوکلریت ۳ درصد، روی کاغذهای صافی درون ظروف پتری قرار گرفتند. به منظور اعمال تیمارها به هر پتری با توجه به نوع تیمار مورد نظر شش میلی‌لیتر از سوسپانسیون باکتریایی هر یک از باکتری‌های *Rhodococcus* sp.، *Bacillus stearothermophilus* STA، *Corynebacterium* sp.، *Bacillus pumilus*، *Mycobacterium* sp.، *Bacillus stearothermophilus* STB، *Bacillus licheniformis* و *Bacillus sp.* با تراکم مایه‌ی تلقیح حدود ۵×۱۰^{۸} واحد تشکیل کلونی (CFU) به همراه ۶ میلی‌لیتر محلول ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر سرب اضافه گردید (دل‌آمیکو و همکاران، ۲۰۰۸). علاوه بر ۸ تیمار تلقیح باکتریایی فوق تیمار شاهد سرب‌دار بدون تلقیح و تیمار شاهد بدون سرب و باکتری (تنها ۱۲ میلی‌لیتر آب مقطر) نیز در نظر گرفته شدند. درب پتری‌دیش‌ها به وسیله‌ی پارافیلم بسته شد. پس از ۷ روز انکوباسیون پتری‌دیش‌ها در تاریکی و دمای ۲۸ درجه‌ی سانتی‌گراد، طول ریشه‌ی گیاهچه‌ها و تعداد بذور جوانه‌زده (بذوری که ریشه‌چه‌ی آنها ظاهر شده است) اندازه‌گیری گردید. در نهایت نیز با استفاده از روابط ۱ و ۲ به ترتیب شاخص تحمل (TI) و اثر تلقیح باکتریایی (BIE) محاسبه شد.

$$TI = \frac{RL_m}{RL_c} \times 100 \qquad [۱]$$

RL_m: طول ریشه‌ی گیاهچه‌های رشد کرده در حضور فلز سنگین به همراه مایه‌ی تلقیح باکتریایی (cm)

RL_c: طول ریشه‌ی گیاهچه‌های رشد کرده در غیاب فلز سنگین (cm)

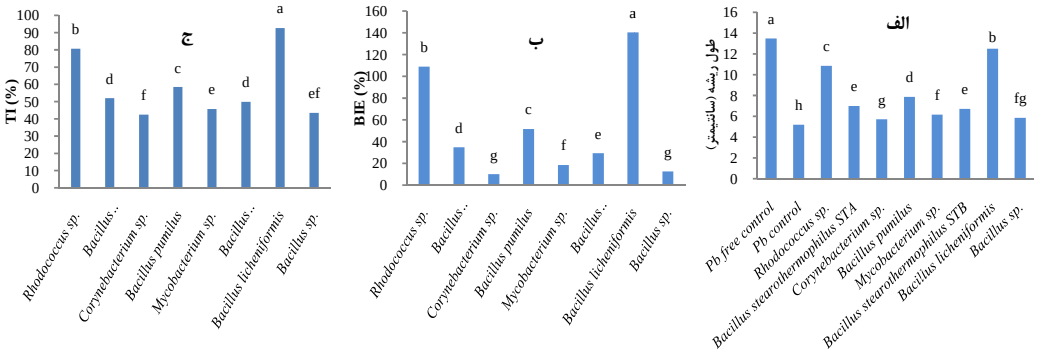
$$BIE\ (\%) = \frac{RL_m - RL_a}{RL_a} \times 100 \qquad [۲]$$

RL_a: طول ریشه‌ی گیاهچه‌های رشد کرده در حضور فلز سنگین بدون تلقیح باکتریایی (cm)

نتایج و بحث

نتایج نشان داد اثر تیمارهای مورد بررسی بر طول ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان، شاخص تحمل (TI) و اثر تلقیح باکتریایی (BIE) معنی‌دار است. بیشترین طول ریشه گیاهچه‌های آفتابگردان (۱۳/۴۸ سانتی‌متر) مربوط به تیمار شاهد بدون سرب و کمترین آن (۵/۲ سانتی‌متر) مربوط به تیمار شاهد محتوی ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر (ppm) سرب بود (شکل ۱). پس از تیمار شاهد بدون سرب، بیشترین طول ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان با مقادیر میانگین ۱۲/۴۹، ۱۰/۸۶، ۷/۸۸، ۷، ۶/۷۲، ۶/۱۶، ۵/۸۵، ۵/۷۲ و ۵/۶۴، به ترتیب مربوط به تیمارهای تلقیحی با ریزوباکتری‌های *Bacillus licheniformis*، *Rhodococcus* sp.، *Bacillus pumilus*، *Bacillus stearothermophilus* STA، *Bacillus stearothermophilus* STB، *Mycobacterium* sp.، *Bacillus* sp. و *Corynebacterium* sp. بوده است. به عبارت دیگر، تمامی ریزوباکتری‌های مورد استفاده در این آزمون به واسطه‌ی برخورداری از صفات محرک رشدی توانستند رشد ریشه‌ی گیاهچه‌های

آفتابگردان را تحت شرایط بروز تنش ناشی از وجود سرب در محیط ارتقا دهند. با این حال، میان ریزوباکتری‌های *Bacillus stearothermophilus* STA و *Bacillus stearothermophilus* STB و ریزوباکتری‌های *Corynebacterium* sp. و *Bacillus* sp. از لحاظ تأثیرگذاری بر طول ریشه اختلاف معنی‌داری وجود نداشت (شکل ۱ الف).



شکل ۱: اثر تیمارهای مورد بررسی بر الف) طول ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان ب) اثر تلقیح باکتریایی (BIE) و ج) شاخص تحمل (TI) (میانگین‌های دارای حروف مشابه بر اساس آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی‌دار ندارند).

گلیک و همکاران (۱۹۹۸) نشان دادند که برخی از ریزوباکتری‌های محرک رشد گیاه به واسطه‌ی سنتز هورمون گیاهی ایندول استیک اسید قادرند از طریق تحریک تقسیم سلولی و طویل شدن سلول‌ها، سبب ارتقای رشد ریشه‌ی گیاه تحت شرایط تنش‌زا گردند. از این رو، می‌توان اظهار داشت که تولید هورمون گیاهی ایندول استیک اسید توسط ریزوباکتری‌های محرک رشد یکی از مکانیسم‌های احتمالی موثر در بهبود رشد ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان تحت شرایط بروز تنش ناشی از حضور فلز سمی سرب در محیط بوده است. بررسی‌ها نشان می‌دهد که آنزیم باکتریایی ACC–دی‌آمیناز نیز از طریق کاهش مقدار اتیلن تنشی به واسطه‌ی تجزیه‌ی ترکیب پیش‌ساز آن (۱–آمینوسیکلوپروپان–۱–کربوکسیلیک اسید)، موجب طویل شدن ریشه‌ی گیاهان تحت تنش می‌گردد (گلیک و همکاران، ۱۹۹۸). از طرف دیگر، وجود تعداد بیشتری از صفات محرک رشدی در یک باکتری منفرد، شانس آن باکتری را برای اینکه بتواند به گونه‌ای مطلوب رشد گیاه را تحت تأثیر قرار دهد، افزایش خواهد داد (دل‌آمیکو و همکاران، ۲۰۰۸). بر این اساس، باکتری *Bacillus licheniformis* توانست با برخورداری از هر دو ویژگی تولید IAA و ACC–دی‌آمیناز (نتایج ارائه نشده است)، طول ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان را نسبت به سایر تیمارهای تلقیحی به میزان بیشتری افزایش دهد. به طوری‌که این باکتری با افزایش ۱۴۰ درصدی طول ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان نسبت به تیمار شاهد سرب‌دار، بالاترین اثر تلقیح باکتریایی را به خود اختصاص داد (شکل ۱ ب). گیاهچه‌های تلقیح شده توسط این باکتری نیز با برخورداری از شاخص تحمل ۹۲/۷ درصدی، دارای بالاترین میزان شاخص تحمل بودند (شکل ۱ ج). پس از این باکتری، باکتری *Rhodococcus* sp. با افزایش ۱۰۸/۸ درصدی طول ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان نسبت به تیمار شاهد سرب‌دار، بیشترین تأثیر را بر رشد ریشه‌ی آفتابگردان داشت (شکل ۱ الف). شاخص تحمل گیاهچه‌های تلقیح شده با این باکتری نیز به طور معنی‌داری بیشتر از سایر تیمارهای تلقیحی به استثنای گیاهچه‌های تلقیح

شده با باکتری *Bacillus licheniformis* بود (شکل ۱ ج). پس از آن، ریزوباکتری‌های *Bacillus pumilus*، *Bacillus stearothermophilus* STA، *Bacillus stearothermophilus* STB، *Mycobacterium* sp.، *Bacillus* sp. و *Corynebacterium* sp. به ترتیب با افزایش ۵۱/۲، ۳۴/۲، ۲۸/۸، ۱۸/۲، ۱۲/۲ و ۹/۶ درصدی طول ریشه‌ی گیاهچه‌های آفتابگردان نسبت به تیمار شاهد سرب‌دار (شکل ۱ الف) موجب افزایش ۲۰، ۱۳/۴، ۱۱/۳، ۷/۱، ۴/۸ و ۳/۹ درصدی شاخص تحمل گیاهچه‌های تلقیح شده نسبت به تیمار شاهد سرب‌دار بدون تلقیح شدند (شکل ۱ ج).

در مجموع، نتایج مطالعه‌ی حاضر نشان داد که تلقیح بذور آفتابگردان با ریزوباکتری‌های محرک رشد مورد بررسی می‌تواند سبب کاهش اثرات سوء فلزات سنگین سمی بر رشد گیاه شود. به طوری که تمامی ریزوباکتری‌های مورد مطالعه در این آزمون توانستند رشد ریشه گیاهچه‌های آفتابگردان را تحت شرایط بروز تنش ناشی از وجود سرب در محیط ارتقا دهند. با این وجود، تأثیر دو ریزوباکتری *Bacillus licheniformis* و *Rhodococcus* sp. بر رشد ریشه گیاهچه‌های آفتابگردان بیش از سایر ریزوباکتری‌های مورد مطالعه بود.

منابع

Belimov, A.A., Hontzeas, N., Safronova, V.I., Demchinskaya, S.V., Piluzza, G., Bullitta, S., Glick, B.R., 2005. Cadmium-tolerant plant growth-promoting bacteria associated with the roots of Indian mustard (*Brassica juncea* L. Czern.). Soil Biology and Biochemistry, 37: 241–250.

Dell'Amico, E., Cavalca, L., Andreoni, V., 2005. Analysis of rhizobacterial communities in perennial Graminaceae from polluted water meadow soil, and screening of metal-resistant, potentially plant growth-promoting bacteria. FEMS Microbiol Ecology. 52: 153–162.

Dell'Amico, E., Cavalca, L., Andreoni, V., 2008. Improvement of *Brassica napus* growth under cadmium stress by cadmium-resistant rhizobacteria. Soil Biology and Biochemistry 40: 74–84.

Glick, B.R., Penrose, D.M., Li, J., 1998. A model for the lowering of plant ethylene concentrations by plant growth promoting bacteria. Journal of Theoretical Biology, 190: 63–68.

Glickmann, E., Dessaux, Y., 1995. A critical examination of the specificity of the Salkowski reagent for indolic compounds produced by phytopathogenic bacteria. Applied and Environmental Microbiology, 61: 793–796.

Gray, E.J., Smith, D.L., 2005. Intracellular and extracellular PGPR: commonalities and distinctions in the plant-bacterium signaling processes. Soil Biology and Biochemistry, 37: 395-412.

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 B, 9: 210-220.

Maksymiec, W., 2007. Signaling responses in plants to heavy metal stress. Acta Physiologiae Plantarum, 29:177–187.

Saghir Khan, M., Zaidi, A., Ahmad Wani, P., Oves, A., 2009. Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils. Environmental chemistry letters, 7:1–19.

Silva-stenico, M.E., Pacheco, F.T.H., Rodrigues, J.L.M., Carrilho, E., Tsai, S.M., 2005. Growth and siderophore production of *Xylella fastidiosa* under iron-limited conditions. Microbiological Research. 160: 429-436.

مقایسه‌ی شش رقم آفتابگردان دانه روغنی از لحاظ کارآیی استخراج‌گیاهی سرب از یک خاک حاوی سرب

محمدرضا نادری[1]، عبدالرزاق دانش شهرکی[2]، فایز رئیسی[2]، فرزانه نیکوخواه[2] و محسن مبینی دهکردی[2]

[1] دانش آموخته کارشناسی ارشد دانشگاه شهرکرد و دانشجوی دکترای اکولوژی گیاهان زراعی، دانشگاه فردوسی مشهد

[2] اعضای هیئت علمی دانشگاه شهرکرد

Email: mr.naderi.2012@stu-mail.um.ac.ir

مقدمه

در میان جانداران عالی، تنها گیاهان مکانیسم‌ها و استراتژی‌های مؤثری را به منظور حفظ بقای خود در مکان‌های شدیداً آلوده توسعه داده‌اند. گیاهان قادر به رشد در محیط‌هایی که میزان آلودگی آن‌ها بسیار بیشتر از آستانه‌ی تحمل سایر جانداران عالی است، می‌باشند. این جانداران با شیوه‌های مختلف از جمله دفع کردن، سم‌زدایی و انباشت نمودن یون‌های فلزی در سلول‌ها یا اجزای سلولی تخصصی شده‌ی خود (نظیر واکوئل‌ها و دیواره‌های سلولی)، حضور فلزات سمی را تحمل می‌کنند. لذا، امکان بهره‌برداری از توانایی عظیم گونه‌های گیاهی خاص در علم نوظهور گیاه‌پالایی به منظور زدایش فلزات سمی از مکان‌های آلوده وجود دارد (گارونسکی و گارونسکا، ۲۰۰۷).

انتخاب دقیق ژنوتیپ و خانواده‌ی گیاهی مناسب به منظور حصول سازگاری مطلوب با محیط و آلاینده‌ی خاص، فاکتوری حیاتی جهت موفقیت فن‌آوری گیاه‌پالایی محسوب می‌شود. در این میان آفتابگردان (*Helianthus annuus* L.)، یکی از گونه‌های گیاهی متعلق به خانواده‌ی Asteraceae است که به دلیل برخورداری از رشد سریع و بیوماس بالا، گیاهی مناسب جهت زدودن (جذب) فلزات سنگین سمی از خاک مناطقی که شدیداً به این فلزات آلوده هستند، محسوب می‌شود. به علاوه، تجمع غلظت‌های ناچیز فلزات سمی در دانه و روغن آفتابگردان، خطر آلودگی زنجیره‌های غذایی را به حداقل رسانده و از طرف دیگر امکان استفاده از روغن آن در مصارف صنعتی نیز وجود خواهد داشت (گارونسکی و گارونسکا، ۲۰۰۷). در این راستا، مطالعه‌ی حاضر با هدف ارزیابی کارآیی شش رقم آفتابگردان دانه روغنی در استخراج فلز سنگین سرب از یک خاک حاوی سرب به اجرا در آمد.

مواد و روش‌ها

به منظور ارزیابی کارآیی شش رقم آفتابگردان در استخراج‌گیاهی فلز سنگین سرب از یک خاک حاوی سرب، آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار طی سال ۱۳۹۰ در گلخانه‌ی تحقیقاتی دانشکده‌ی کشاورزی دانشگاه شهرکرد به اجرا درآمد. ارقام مورد استفاده در این آزمون شامل آلستار، هایسان ۳۳، سانبرا، سیرنا، رکورد و ایروفلور بوده و بذر مورد نیاز هر رقم از شرکت توسعه‌ی کشت دانه‌های روغنی تهیه گردید. خاک مورد استفاده جهت اجرای این آزمون نیز از معدن سرب و روی باما واقع در ۲۰ کیلومتری جنوب‌غربی شهر اصفهان (با عرض جغرافیایی ۵۰ درجه و ۳۱ دقیقه و ۴۵ ثانیه‌ی شمالی و طول جغرافیایی ۳۲ درجه و ۲۸ دقیقه و ۳۷ ثانیه‌ی غربی و ارتفاع ۱۶۷۰ متر از سطح دریا) تهیه شد. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی این خاک در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مورد استفاده در آزمون

ازت کل (٪)	کربن آلی (٪)	فسفر قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	پتاسیم قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	سرب قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	سرب کل ($mg\ kg^{-1}$)	رس (٪)	سیلت (٪)	شن (٪)	EC ($dS\ m^{-1}$)	pH	بافت خاک
۰/۰۶	۰/۵۸	۹/۳۵	۲۵۰	۴۱	۵۶۳	۱۹	۳۶	۴۵	۰/۲۹	۷/۶۲	لومی

۸ عدد بذر از هر رقم آفتابگردان درون گلدان‌های ۷ کیلوگرمی محتوی ۵ کیلوگرم خاک آلوده کشت گردید. در روز پانزدهم پس از کاشت، تعداد گیاهچه‌های درون هر گلدان به پنج عدد و در روز سی‌ام پس از کاشت به سه عدد کاهش یافته و این سه گیاهچه تا روز پنجاه و پنجم در خاک آلوده رشد نمودند. در انتهای روز پنجاه و پنجم، بخش هوایی بوته‌های درون گلدان برداشت شده و ریشه‌های آن‌ها نیز به واسطه‌ی غوطه‌ور نمودن خاک درون گلدان در آب و انجام حرکات رفت و برگشتی توسط الک، کاملاً از خاک جدا گردید. غلظت سرب نمونه‌های گیاهی به وسیله‌ی دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی (AAS) تعیین و برحسب $mg\ kg^{-1}$ وزن خشک گیاه بیان گردید. در نهایت از سه شاخص فاکتور انتقال، کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی گیاه و فاکتور تجمع، که با استفاده از روابط زیر تعیین می‌شوند، به منظور ارزیابی پتانسیل ارقام آفتابگردان در استخراج فلز سنگین سرب از خاک آلوده استفاده شد.

$$\text{فاکتور انتقال} = \frac{\text{غلظت سرب در اندام هوایی گیاه}}{\text{غلظت سرب در ریشه گیاه}} \quad [۱]$$

$$\text{کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی گیاه } (\mu g\ plant^{-1}) = \text{غلظت سرب اندام هوایی گیاه } (\mu g\ g^{-1}) \times \text{عملکرد بیولوژیک } (g\ plant^{-1}) \quad [۲]$$

$$\text{فاکتور تجمع زیستی} = \frac{\text{غلظت سرب در ریشه گیاه}}{\text{غلظت سرب در خاک}} \quad [۳]$$

تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم افزار SAS و مقایسات میانگین با استفاده از آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار (LSD) در سطح احتمال ۱ درصد صورت پذیرفت.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که غلظت سرب اندام هوایی، فاکتور انتقال سرب از ریشه‌ی گیاه به اندام هوایی آن و کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی گیاه به طور معنی‌دار تحت تاثیر رقم قرار گرفت، در حالی‌که اثر رقم بر غلظت سرب ریشه، عملکرد بیولوژیک و همچنین فاکتور تجمع زیستی معنی‌دار نبود. مقایسه میانگین صفات اندازه‌گیری شده (جدول ۲) حاکی از آن است که بالاترین غلظت سرب اندام هوایی با میانگین حدود ۱۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک متعلق به رقم ایروفلور بوده است، با این وجود میان این رقم و رقم رکورد از لحاظ غلظت سرب اندام هوایی اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۱ درصد مشاهده نشد. کمترین غلظت سرب اندام هوایی نیز با مقدار میانگین ۱۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم مربوط به رقم آلستار بوده است، با این حال میان این رقم و رقم هایسان ۳۳ از لحاظ غلظت سرب اندام هوایی اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. غلظت سرب اندام هوایی سه رقم هایسان ۳۳، سانبرا و سیرنا نیز دارای اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال ۱ درصد نبود.

میان شش رقم آفتابگردان مورد مطالعه در این آزمایش از لحاظ غلظت سرب ریشه اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. با این وجود، بالاترین غلظت سرب ریشه با مقدار میانگین ۷۴/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم متعلق به رقم سیرنا و کمترین آن با مقدار میانگین ۵۷/۸۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم مربوط به رقم ایروفلور بوده است. به عبارت دیگر، هر شش رقم آفتابگردان از لحاظ آماری دارای توانایی یکسانی در جذب سرب از خاک آلوده

می‌باشند، اما از لحاظ غلظت سربی که از ریشه‌های خود به سمت اندام‌های هوایی انتقال می‌دهند (فاکتور انتقال) دارای اختلاف معنی‌داری هستند. با توجه به آنکه آفتابگردان گیاهی متحمل نسبت به فلزات سنگین است، لذا می‌توان اظهار داشت که تمامی ارقام آفتابگردان مورد مطالعه در این آزمون به طور طبیعی جهت تحمل حضور فلزات سمی از مکانیسم گونه‌های طردکننده‌ی فلز (Metal excluders) بهره می‌گیرند. این گونه‌های گیاهی طی زمانیکه طیف وسیعی از غلظت‌های فلز در خاک موجود است، به طور مؤثری از ورود یون‌های فلزی به درون بخش‌های هوایی خود جلوگیری می‌کنند، در حالی‌که غلظت فلزات در ریشه‌های آن‌ها بالا می‌باشد (بیکر و والکر، ۱۹۹۰).

فاکتور تجمع زیستی ارقام مورد مطالعه در این آزمون نیز اختلاف معنی‌دار نداشتند، با این حال بالاترین میزان فاکتور تجمع (با مقدار میانگین ۱/۸۲) متعلق به رقم سیرنا و کمترین میزان آن (با مقدار میانگین ۱/۴۱) متعلق به رقم ایروفلور بوده است. به علاوه، فاکتور تجمع زیستی تمامی ارقام بالاتر از ۱ می‌باشد، به عبارت دیگر این ارقام به خوبی همانند یک گیاه بیش‌اندوز توانسته‌اند سرب موجود در خاک را به ریشه‌های خود انتقال دهند اما در انتقال سرب از ریشه‌ها به سمت اندام هوایی از کارآیی مطلوبی برخوردار نبوده‌اند.

بیشترین میزان فاکتور انتقال با مقدار میانگین ۰/۳۳ متعلق به رقم ایروفلور بود، با این وجود میان این رقم و رقم رکورد از لحاظ فاکتور انتقال اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. کمترین میزان فاکتور انتقال نیز با مقدار میانگین ۰/۱۸ متعلق به رقم آلستار بود، این در حالی‌ست که میان این رقم و ارقام هایسان ۳۳، سانبرا و سیرنا از لحاظ فاکتور انتقال اختلاف معنی‌دار وجود نداشت. فاکتور انتقال در تکنیک استخراج‌گیاهی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است، چرا که در این تکنیک هدف اصلی برداشت اندام هوایی گیاه می‌باشد. گونه‌ها و ارقام گیاهی مناسب جهت استفاده در تکنیک استخراج‌گیاهی بایستی دارای فاکتور انتقال بیش از ۱ باشند، به عبارت دیگر باید غلظت فلز سنگین در اندام هوایی گیاه بیش از غلظت آن فلز در ریشه‌ی گیاه باشد (پیر و همکاران، ۲۰۰۵). با استناد به موارد یاد شده، هیچ یک از ارقام مورد مطالعه در این آزمون به طور معمول از قابلیت مناسبی جهت استخراج فلز سنگین سرب از خاک آلوده برخوردار نبوده‌اند، چرا که فاکتور انتقال هیچکدام از آن‌ها بیش از ۰/۳۳ نمی‌باشد. به عبارت دیگر، هیچ یک از ارقام در شرایط طبیعی نتوانسته‌اند به خوبی سرب جذب شده به وسیله‌ی ریشه‌های گیاه را به اندام‌های هوایی خود انتقال دهند.

جدول ۲- مقایسه میانگین صفات اندازه‌گیری شده در ارقام مختلف آفتابگردان

رقم	غلظت سرب اندام هوایی ($mg\ kg^{-1}$)	غلظت سرب ریشه ($mg\ kg^{-1}$)	فاکتور انتقال	کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی ($\mu g\ plant^{-1}$)	عملکرد بیولوژیک ($g\ plant^{-1}$)	فاکتور تجمع زیستی
آلستار	۱۲/۰۰c	۶۴/۶۲۷a	۰/۱۸۸b	۲۶/۲۷b	۲/۱۸a	۱/۵۷a
هایسان ۳۳	۱۳/۶۳cb	۶۱/۰۱a	۰/۲۲b	۲۶/۵۲b	۱/۹۴a	۱/۴۸a
سانبرا	۱۵/۴۷b	۷۰/۵۴a	۰/۲۲b	۳۳/۱۵ba	۲/۱۴a	۱/۷۲a
سیرنا	۱۵/۵۹b	۷۴/۹a	۰/۲۰b	۳۵/۲۶ba	۲/۲۷a	۱/۸۲a
رکورد	۱۸/۹a	۵۹/۷۷a	۰/۳۳a	۴۵/۱۶a	۲/۴a	۱/۴۵a
ایروفلور	۱۸/۹۶a	۵۷/۸۳a	۰/۳۳a	۴۰/۷۱a	۲/۱۵a	۱/۴۱a

در هر ستون میانگین‌های دارای حروف مشابه بر اساس آزمون LSD در سطح احتمال ۱٪ اختلاف معنی‌دار ندارند.

ارقام آفتابگردان مورد مطالعه در این آزمون از لحاظ کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی نیز دارای اختلاف معنی‌دار بودند. رقم آلستار علی‌رغم آنکه از عملکرد بیولوژیک بالایی برخوردار بوده است، اما به دلیل پایین بودن غلظت سرب اندام هوایی و فاکتور انتقال آن، دارای کمترین میزان سرب برداشت شده می‌باشد. با این حال، میان این رقم و ارقام هایسان ۳۳، سانبرا و سیرنا از لحاظ کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی گیاه اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. رقم رکورد به دلیل تولید بالاترین عملکرد بیولوژیک در میان ارقام مورد مطالعه و همچنین به دلیل بالاتر بودن غلظت سرب اندام هوایی و فاکتور انتقال آن نسبت به سایر ارقام، بیشترین میزان سرب را از خاک جذب نموده است. با این حال، میان این رقم و ارقام ایروفلور، سانبرا و سیرنا از لحاظ کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی اختلاف معنی‌داری وجود نداشت. ارقام مورد مطالعه در این آزمون از لحاظ عملکرد بیولوژیک دارای اختلاف معنی‌داری نبودند، با این وجود رقم رکورد بالاترین عملکرد بیولوژیک را تولید نموده و به دلیل بالا بودن غلظت سرب اندام هوایی آن، دارای بیشترین میزان جذب سرب از خاک آلوده می‌باشد.

در مجموع، نتایج این مطالعه به خوبی نشان داد که ارقام آفتابگردان مورد استفاده، به طور معمول از قابلیت مطلوبی جهت استخراج گیاهی فلز سنگین سرب از خاک آلوده برخوردار نیستند. هیچ یک از این ارقام نتوانستند به خوبی سرب موجود در خاک را به ریشه‌ها و سپس به اندام هوایی خود منتقل نمایند. به عبارتی هیچکدام از آن‌ها دارای فاکتور انتقال بیش از یک، که از جمله ویژگی‌های بسیار ضروری برای گیاهان بیش‌اندوز محسوب می‌شود، نبودند. لذا به طور معمول آفتابگردان گیاه مناسبی جهت استخراج‌گیاهی فلز سنگین سرب از این خاک‌های آلوده نمی‌باشد.

منابع

Baker, A.J.M. and Walker, P.L. 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants, heavy metal tolerance in Plants. In: Shaw, A.J., Evolutionary Aspects. CRC Press, Boca Raton. pp. 155-177.

Gawronski, S.W. and Gawronska, H. 2007. Plant taxonomy for phytoremediation. In: Marmiroli, N., et al. (Eds), Advanced Science and Technology for Biological Decontamination of Sites Affected by Chemical and Radiological Nuclear Agents, Springer, pp. 79–88.

Peer, W., Baxter, I., Richards, E., Freeman, J. and Murphy, A. 2005. Phytoremediation and hyperaccumulator plants. In: Tamas, M., Martinoia, E. (eds), Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification. Springer, Berlin, Topics in Current Genetics, 14: 299-340.

Saghir Khan M., Zaidi A., Wani P. A. and Oves M. 2009. Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils. Environmental Chemistry Letters, 7: 1–19.

سینتیک جذب سرب توسط سه زئولیت طبیعی

فاطمه بابائی[1]، شاهین اوستان[2]، عادل ریحانی تبار[2]، محمد حسین رسولی فرد[3]
۱- دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان
۲- عضو هیئت علمی دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز
۳- عضو هیئت علمی دانشکده علوم دانشگاه زنجان

مقدمه

امروزه زئولیت‌ها بطور فزاینده‌ای در کاربری‌های مختلف صنعتی، کشاورزی و حفاظت محیط زیست به کار می‌روند. کلینوپتیلولیت یکی از زئولیت‌های طبیعی است که به دلیل دارا بودن حجم منافذ برابر ۳۴٪، ظرفیت تبادل کاتیونی حدود ۲۱۶ سانتی مول بار بر کیلوگرم و جذب سطحی بالا رایج ترین زئولیت در کاربری‌های زیست محیطی و حذف آلاینده ها از پساب‌ها و فاضلاب‌هاست (پولات و همکاران، ۲۰۰۴؛ اسپرینسکی و همکاران، ۲۰۰۶). چند مطالعه در خصوص سینتیک جذب سرب توسط زئولیت‌های طبیعی انجام شده است (گونای و همکاران، ۲۰۰۷؛ حمیدپور و همکاران،۲۰۱۱)، اما اتفاق نظری در مورد مدل‌های سینتیکی توصیف کننده جذب وجود نداشته است. در این تحقیق دو مدل سینتیکی شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم برای مطالعه جذب سرب Pb^{2+} توسط سه زئولیت طبیعی مورد استفاده قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

نمونه های زئولیت طبیعی از معادن سمنان (Se)، سبزوار (Sa) و میانه (Mi) تهیه و در آزمایشگاه خرد و از غربال ۲۵۰ مش عبور داده شدند. از آنالیزXRD برای تعیین ماهیت کانی‌های تشکیل دهنده زئولیت‌ها استفاده شد. سینتیک جذب Pb^{2+} در غلظت ۳۰ میلی مولار این فلز مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور به ۱ گرم زئولیت ۲۵ میلی لیتر محلول نیترات کلسیم ۰/۱ مولار حاوی ۳۰ میلی‌مولار Pb^{2+} (از منبع نیترات سرب) اضافه شد و پس از تکان دادن در دمای اتاق در مدت زمان‌های ۵، ۱۰، ۲۰و ۳۰ دقیقه و ۱، ۲، ۶، ۱۰ و ۲۴ ساعت با کاغذ صافی واتمن ۴۲ فیلتر و غلظت فلز در محلول زلال رویی با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری گردید.
مدل های سینتیکی شبه مرتبه اول[1] و شبه مرتبه دوم[2] ، به ترتیب معادله های [۱] و [۲]، به داده‌های سینتیکی جذب برازش داده‌شدند:

$$q_{t1} = q_{e1}\,(1 - e^{-k_1 t}) \qquad [۱]$$

$$q_{t2} = q_{e2}\,k_2\,t / (1 + k_2\,t) \qquad [۲]$$

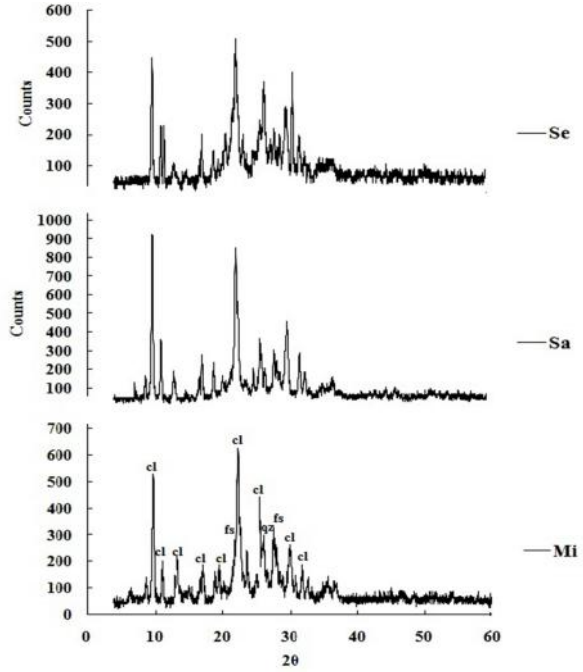
در این معادله‌ها q_{t1} و q_{t2} میزان Pb^{2+} جذب شده توسط فاز جامد در زمان t بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم، q_{e1} و q_{e2} میزان Pb^{2+} جذب شده در زمان تعادل بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم، k_1 و k_2 به ترتیب ثابت سرعت جذب مدل مرتبه اول برحسب بر ساعت و ثابت سرعت جذب مدل مرتبه دوم بر حسب کیلوگرم بر میلی‌گرم در ساعت و t زمان بر حسب ساعت است. چنانچه زمان به سمت صفر می‌کند، شدت جذب اولیه (h_0) بر حسب کیلوگرم بر میلی‌گرم در ساعت به صورت معادله [۳] تعریف می‌شود:

$$h_0 = k_2 q_e^{\,2} \qquad [۳]$$

1 -Pseudo- First Order
2 -Pseudo- Second Order

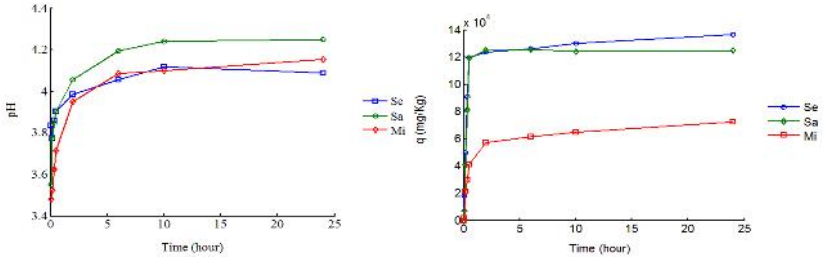
نتایج و بحث

دیفرکتوگرام‌های نشان داده شده در شکل ۱ بیانگر حضور کانی کلینوپتیلولیت به عنوان فراوانترین زئولیت در سه نمونه تهیه شده بودند.



شکل۱- دیفرکتوگرام پراش پرتو ایکس زئولیت سمنان (Se)، سبزوار (Sa) و میانه (Mi)

جذب Pb^{2+} توسط زئولیت ها نشان دهنده ۲ مرحله جذب سریع و آهسته بود (شکل ۲، الف). جذب سریع تا حدود ۳۰ دقیقه اول و جذب با سرعت آهسته تا پایان ۲۴ ساعت ادامه داشت که با یافته های حمیدپور و همکاران (۲۰۱۱) مطابقت دارد. اسپرینسکی و همکاران (۲۰۰۶) جذب سریع را به تبادل یون‌های Pb^{2+} در سطح ریزبلورهای با سطح ویژهٔ بیش از ۳۰ مترمربع در گرم نسبت داده اند. بدین ترتیب حدود ۲۵٪ Pb^{2+} در طی این مرحله توسط ریزبلورها جذب سطحی گردیده است.

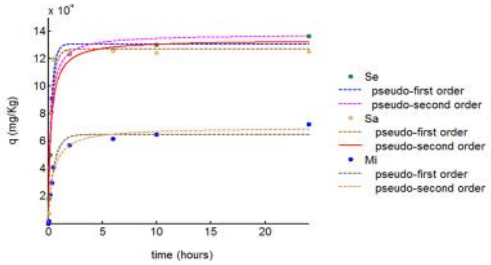


شکل۲- تغییرات جذب +Pb2 در مقابل زمان (الف) و تغییرات pH در مقابل زمان(ب) برای سه زئولیت سمنان (Se)، سبزوار (Sa) و میانه (Mi)

شکل ۲ (ب) نشان دهنده pH اسیدی سوسپانسیون‌های حاوی سه زئولیت در زمان ۵ دقیقه بود. این pH ها برای زئولیت‌های Se، Sa و Mi به ترتیب ۳/۸، ۳/۶ و ۳/۴ بوند که با گذشت زمان به تدریج pH افزایش یافتند

و در ۲۴ ساعت به ۴/۰۹، ۴/۲۵ و ۴/۱۶ رسیدند. دلیل پائین بودن pH سوسپانسیون ها هیدرولیز یون‌های Pb^{2+} بود که در حضور زئولیت‌ها افزایش پیدا کرد. با توجه به شکل‌های ۲ الف و ب مشخص می شود که زئولیت حتی در pH اسیدی نیز Pb^{2+} را جذب کرده است. با توجه به اینکه مکانسیم غالب جذب فلزات سنگین توسط زئولیت پیوندهای الکترواستاتیک است، این امر نشان می‌دهد که هر سه زئولیت حتی در pHهای اسیدی همچنان بارهای منفی خود را حفظ کرده‌اندکه با یافته‌های ارسوی و چلیک (۲۰۰۲) مطابقت دارد. آنان گزارش کردند که پتانسیل زتا برای کلینوپتیلولیت در حدود pH ۲ برابر ۱۸- میلی ولت است که نشان می‌دهد این کانی حتی در pHهای بسیار اسیدی بارهای منفی خود را حفظ می‌کند که امتیازی برای کلینوپتیلولیت در واکنش‌های جذب الکترواستاتیک آلاینده‌های آلی و غیر آلی است. تغییرات pH در حین جذب Pb^{2+} اهمیت بافر کردن pH در مطالعات سینتیکی را نشان می دهد.

جذب Pb^{2+} توسط زئولیت‌های سمنان (Se)، سبزوار (Sa) و میانه (Mi) در زمان ۲۴ ساعت به ترتیب$۱/۳۶\times۱۰^{-۵}$، $۱/۲۴\times۱۰^{-۵}$ و $۷/۲۴\times۱۰^{-۴}$ میلی گرم بر کیلوگرم بود که به یافته‌های بکتاش و کارا (۲۰۰۴) که حداکثر جذب Pb^{2+} را توسط کلینوپتیلولیت $۱/۶\times۱۰^{-۵}$ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش کردند مشابهت دارد. نتایج نشان داد که زئولیت‌های سمنان و سبزوار در مقایسه با زئولیت میانه ظرفیت بیشتری برای جذب Pb^{2+} دارند.



شکل۲- برازش معادلات سینتیکی شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم به داده های جذب +Pb2 توسط سه زئولیت سمنان (Se)، سبزوار (Sa) و میانه (Mi)

شکل ۳ برازش غیر خطی و جدول ۱ ضرایب معادلات سینتیکی شبه مرتبه اول و شبه مرتبه دوم را برای جذب Pb^{2+} توسط سه زئولیت طبیعی Se، Sa و Mi نشان می‌دهند. مقادیر R^2 و RMSE نشان دهنده برازش بهتر مدل شبه مرتبه اول به داده‌های سینتیکی جذب Pb^{2+} توسط دو زئولیت Se و Sa است. اما در مورد زئولیت Mi مدل شبه مرتبه دوم برازش بهتری به داده ها نشان داد.

جدول۱- ضرایب معادلات سینتیکی مرتبه اول و مرتبه دوم برای جذب سرب توسط زئولیت ها

	زئولیت سمنان	زئولیت سبزوار	زئولیت میانه
	شبه مرتبه اول		
$k_1(min^{-1})$	۳/۳۷	۳/۰۳	۱/۸۴
$q_{e1}(mg/Kg)$	$۱/۳۱\times۱۰^{-۵}$	$۱/۲۷\times۱۰^{-۵}$	$۶/۴۷\times۱۰^{-۴}$
RMSE	$۸/۵۶\times۱۰^{-۳}$	$۱/۱۸\times۱۰^{-۴}$	$۵/۰۷\times۱۰^{-۳}$
R^2	۰/۹۷	۰/۹۵	۰/۹۶
	شبه مرتبه دوم		
$k_2(min^{-1})$	۴/۶	۴/۰۳	۲/۲۲
$q_{e2}(mg/Kg)$	۳۷۱	۳۶۵/۷	۲۶۴/۳
$h_0(mg/Kg\ min)$	$۱/۳۸\times۱۰^{-۵}$	$۱/۳۴\times۱۰^{-۵}$	$۶/۹۹\times۱۰^{-۴}$
RMSE	$۱/۳\times۱۰^{-۴}$	$۱/۶۶\times۱۰^{-۴}$	$۴/۳۸\times۱۰^{-۳}$
R^2	۰/۹۴	۰/۹۰	۰/۹۷

حمیدپور و همکاران (۲۰۱۱) گزارش کردندکه سینتیک جذب Pb^{2+} توسط زئولیت کلینوپتیلولیت در دو غلظت اولیه ۰/۳۶ و ۳/۶ میلی مولار از معادله شبه مرتبه دوم پیروی کرد. در حالی که گونای و همکاران (۲۰۰۷) در غلظت‌های اولیه ۰/۰۷ تا ۰/۴۸ میلی مولار Pb^{2+} گزارش کردند که مدل شبه مرتبه اول بهتر از مدل شبه مرتبه دوم به داده ها برازش یافت.

q_{e1} برای زئولیت‌های Se و Mi به ترتیب ۴/۰۵ و۱۰/۷۷ درصد کمتر و برای زئولیت Sa ۱/۶۳ درصد بیشتر از مقادیر بدست آمده از آزمایش بود. این نتیجه نیز تائید دارد که مدل شبه مرتبه اول برازش خوبی به داده‌های جذبی زئولیت های Se و Sa داشته است. مقادیر عددی k_1 و h_0 و نیز k_2، q_{e1} و q_{e2} برای زئولیت Se بیشتر از دو زئولیت دیگر بود که نشان دهنده شدت جذب بیشتر این زئولیت بود. مقادیر k_1 در دامنه ۱/۸۴۵ تا ۳/۳۶۹ بر ساعت بود که با نتایج گونای و همکاران (۲۰۰۷) مطابقت داشت. این محققان دامنه ۱/۵ تا ۲/۸۲ بر ساعت را برای غلظت‌های اولیه ۰/۰۷ تا ۰/۴۸ میلی مولار Pb^{2+} گزارش کرده بودند. مقادیر k_2 در دامنه ۲/۲۲ تا ۴/۰۳ کیلوگرم بر میلی‌گرم در ساعت بدست آمد که با نتایج گونای و همکاران (۲۰۰۷) مغایرت داشت. آنان دامنه ۰/۴۹ تا ۰/۰۴ کیلوگرم بر میلی‌گرم در ساعت برای غلظت های اولیه ۰/۰۷ تا ۰/۴۸ میلی مولار Pb^{2+} گزارش کرده بودند.

نتایج نشان داد که گرچه ظرفیت جذب Pb^{2+} توسط دو زئولیت سمنان و سبزوار تقریبا یکسان بود ولی شدت جذب Pb^{2+} توسط زئولیت سمنان قدری بیشتر از زئولیت سبزوار بود. مدل سینتیکی شبه مرتبه اول به داده‌های جذب دو زئولیت Se و Sa و مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم به داده های جذبی زئولیت Mi برازش بهتری نشان داد.

منابع

Bektas N and Kara S. 2004. Removal of lead from aqueous solutions by natural clinoptilolite equilibrium and kinetic studies. Separation and Purification Technology 39: 189–200.

Bogdanov, B, Georgiev D, Angelova K and Yaneva K. 2009. Natural zeolites: clinoptilolite review. International science conference. Stara Zagora, Bulgaria. "Economics and Society development on the Base of Knowledge". Natural & Mathematical Science 4: 6–11.

Gunay A, Arslankaya E and Tosun I. 2007. Lead removal from aqueous solution by natural and pretreated clinoptilolite: Adsorption equilibrium and kinetics. Journal of Hazardous Materials 146: 362–371

Hamidpour M, Kalbasi M, Afyuni M, Shariatmadari H and Furrer G. 2011. Sorption of lead on Iranian bentonite and zeolite: kinetics and isotherms. Environmental Earth Science 62:559–568

Sprynskyy M, Buszewski B, Terzyk AP and Snik JN. 2006. Study of the selection mechanism of heavy metal (Pb^{2+}, Cu^{2+}, Ni^{2+}, and Cd^{2+}) adsorption on clinoptilolite. Journal of Colloid Interface Science 304: 21–2.

Ersoy B and çelik M. 2002. Electrokinetic properties of clinoptilolite with mono- and multivalent electrolytes. Microporous and Mesoporous Materials 55: 305–312.

Ho YS and Mckay G. 1998. A comparison of chemisorption kinetic models appliedto pollutant removal on various sorbents, Trans Icheme Journal 76B: 332–340.

مقایسه شوری واقعی خاک با نمونه‌گیر سرامیکی عصاره خاک و روش های مرسوم

الهام زایری[1]، فرشته صفی[2]، نگین بهنیا[3]، علی مراد حسن لی[4]
۱،۲،۳- دانشجوی کارشناسی ارشد مدیریت مناطق بیابانی دانشگاه شیراز ۴- دانشیار مدیریت مناطق بیابانی دانشگاه شیراز

مقدمه

امروزه شوری تدریجی خاکهای کشاورزی و شوری تدریجی آب که منجر به تخریب اراضی می گردد، به یک معضل جهانی تبدیل شده است. پایش و مدیریت شوری یکی از مهمترین راهکارهای کنترل شوری خاک های کشاورزی خصوصا در مناطق خشک و نیمه خشک است (Katerji و همکاران، ۲۰۰۵).

تعیین هدایت الکتریکی در روش عصاره اشباع نیازمند تهیه نمونه های خاک از مزرعه، انتقال به آزمایشگاه و انجام فرایند تهیه عصاره اشباع و اندازه گیری هدایت الکتریکی آن است. این مراحل وقت گیر و گاهاً پرهزینه می باشند (Corwin و همکاران،۲۰۰۵).

شوری خاک را می توان با اندازه گیری هدایت الکتریکی محلول خاک (EC_{SW}[1]) تعیین نمود. هدایت الکتریکی محلول خاک به دلیل طبیعی و واقعی بودن و اینکه عملاً ریشه‌های گیاه در محلول خاک، آب و عناصر غذایی را جذب و رشد و نمو می‌کنند شاخص بهتری نسبت به هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک می‌باشد، زیرا بدون افزودن آب به خاک که موجب تغییر غلظت املاح می شود شوری اندازه گیری می شود (Rhoades و همکاران، ۱۹۹۹). استخراج محلول خاک در صحرا بدون نیاز به نمونه‌برداری خاک و انجام فرآیند آماده‌سازی عصاره اشباع بخصوص زمانی که نیاز به پایش مستمر باشد، ضروری به نظر می‌رسد. (Di Bonito و همکاران،۲۰۰۸).

روش استخراج محلول خاک با استفاده از کلاهک سرامیکی متخلخل برای اولین بار توسط Briggs and McCall, (۱۹۰۴) شرح داده شد. از آن زمان به بعد، کلاهک های سرامیکی به طور سنتی برای نمونه برداری از محلول خاک در منطقه ریشه استفاده می شود (Nielsen، ۱۹۷۶). استفاده از نمونه‌گیرهای محلول خاک با ایجاد مکش با معرفی طرح های جدید افزایش یافته است (Wagner، ۱۹۶۲). Cole (۱۹۶۸) نمونه‌گیرهای محلول خودکاری که متصل به مخزن خلاء و منبع برق است را معرفی کرد. Wood (۱۹۷۵) نمونه‌گیرهای مینیاتوری را برای اینکه نیازی به انتقال نمونه خاک نباشد توصیف کرد (Essert و همکاران،۱۹۸۸).

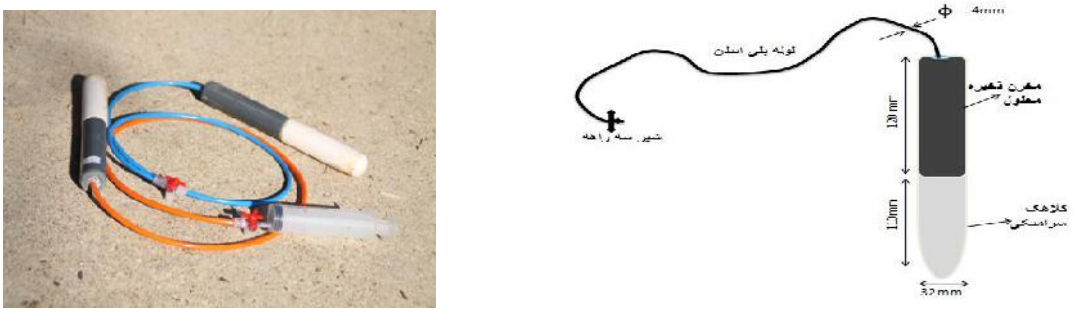
حسن لی (۱۳۹۰) برای اولین بار نمونه ای از این دستگاه ها را در ایران بومی سازی، ثبت و به مرحله تولید تجاری رساند. دستگاه های نمونه‌گیر سرامیکی عصاره خاک تولید شده در دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز (حسن لی، ۱۳۹۰) برای پایش شوری در کشت و صنعت نیشکر اهواز توسط عابدی نژاد (۱۳۹۱) و برای مطالعه آبشویی نیترات توسط کیانی (۱۳۹۱) بکار گرفته شدند. همچنین این نوع دستگاه در طرح تحقیقات استفاده از پساب آب شیرین‌کن‌ها در آبیاری گیاهان مقاوم به شوری در لامرد و زرین دشت فارس توسط حسن لی و همکاران (۱۳۹۱) مورد استفاده قرار گرفته است.

---

[1]. Electrical Conductivity$_{\text{Soil Water}}$

مواد و روشها

در این آزمایش دستگاه‌های عصاره‌گیر مستقیم آب خاک تولید شده در دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز ۱۳۹۱مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفتند.
اجزای دستگاه عصاره‌گیر آب خاک مورد بررسی در شکل(۱) نشان داده شده است. این تحقیق در قالب یک طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. تیمارهای آزمایش شامل سه بافت خاک رسی، سیلتی و شنی بودند. هر واحد آزمایشی از یک لایسیمتر تشکیل شده بود که در هر یک از این لایسیمترها یک دستگاه نمونه‌گیر مستقیم آب خاک نصب شد. برای ارزیابی کارایی دستگاه نمونه گیر مستقیم آب خاک و رابطه شوری عصاره خاک اشباع و شوری محلول خاک با دستگاه، شوری محلول استخراج شده با شوری سنج اندازه گیری می شد.



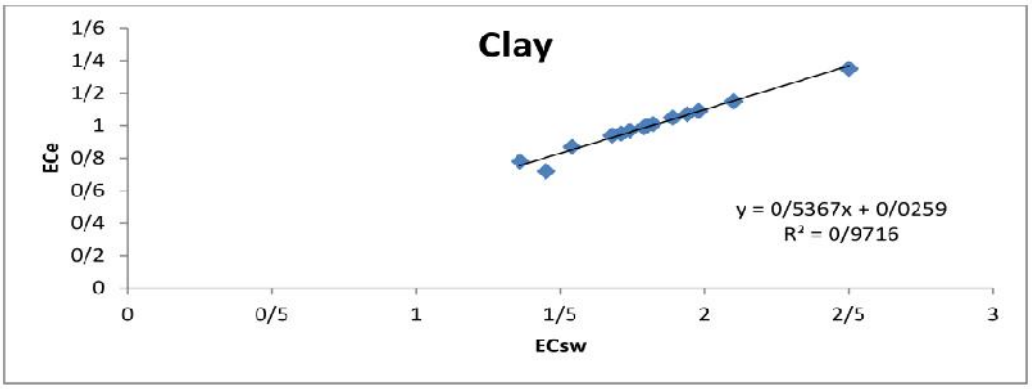
الف ب

شکل (۱): (الف) جزئیات و (ب) تصویر دستگاه نمونه گیر مستقیم آب خاک ساخته شده در ایران (در دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز)

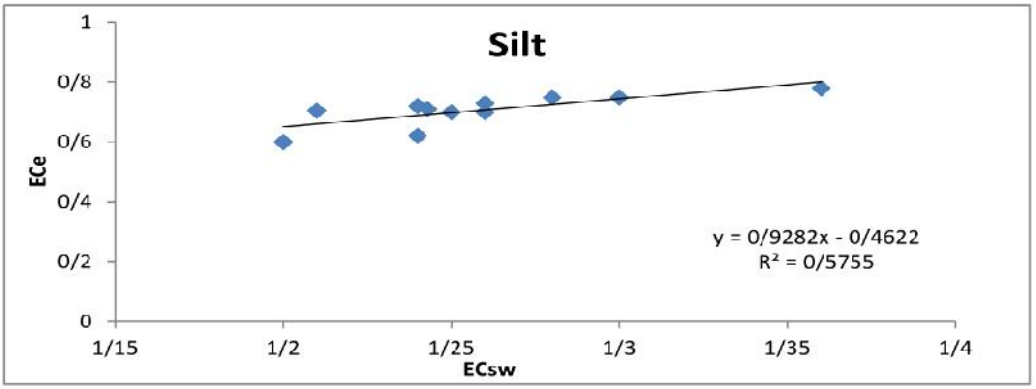
برای تهیه عصاره اشباع خاک هر دو هفته یکبار نمونه های خاک از مجاور محل کارگذاری دستگاه های نمونه گیر با آگر تهیه می‌شد. نمونه ها در آزمایشگاه و در هوای معمولی خشک می‌گردید. پس از کوبیدن و عبور از الک ۲ میلی متری، از آنها گل اشباع تهیه و عصاره گیری می‌شد. در مرحله بعد هدایت الکتریکی به وسیله شوری سنج اندازه گیری می شد. و شوری عصاره خاک استخراج شده توسط دستگاه ها در هر دوره آبیاری اندازه‌گیری می‌شد. نتایج در پایان آزمایش با هم مقایسه و رابطه بین شوری خاک از طریق عصاره اشباع و از طریق عصاره با کلاهک سرامیکی مقایسه شد.

نتایج و بحث

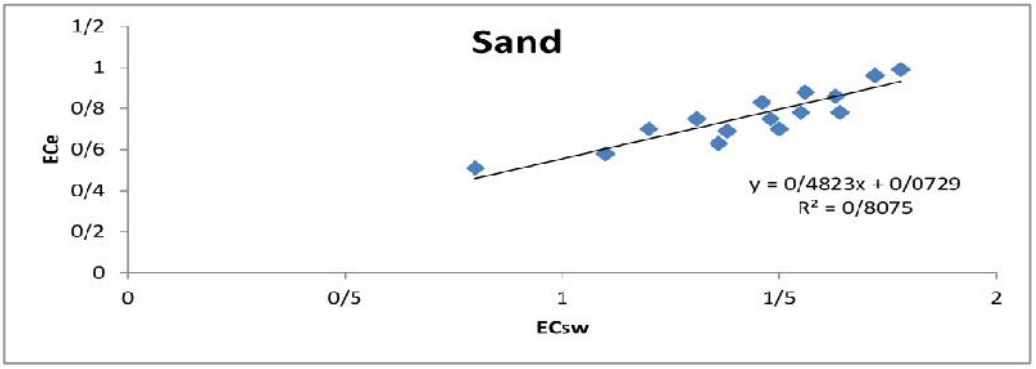
شکل‌های ۲، ۳ و ۴ نمونه ای از رابطه خطی بین ECe و ECsw که به ترتیب مقدار EC خاک از روش عصاره اشباع و EC عصاره تهیه شده از طریق دستگاه نمونه گیر مستقیم آب خاک مقایسه شده را نشان می دهد.



شکل۲. مقایسه EC عصاره خاک با دستگاه نمونه گیر مستقیم آب خاک و عصاره اشباع در خاک رسی



شکل۳. مقایسه EC عصاره خاک با دستگاه نمونه گیر مستقیم آب خاک و عصاره اشباع در خاک لومی



شکل۴. مقایسه EC عصاره خاک با دستگاه نمونه گیر مستقیم آب خاک و عصاره اشباع در خاک شنی

همانگونه که در شکل های ۲، ۳و ۴ مشاهده می شود حداقل ضریب همبستگی مربوط به خاک لومی و حداکثر مربوط به خاک رسی است. تقریباً در همه آزمایش های انجام شده در این مطالعه مقدار شوری اندازه گیری شده با روش تهیه عصاره خاک با دستگاه نمونه گیر مستقیم آب خاک دو برابر مقدار شوری اندازه گیری شده به روش عصاره اشباع خاک می باشد.

هدایت الکتریکی عصاره اشباع به دلیل اضافه کردن آب مقطر به نمونه خاک و رساندن به حالت اشباع موجب تغییر غلظت املاح می شود و مقدار واقعی املاح را نشان نمی دهد. و افزون بر آن به دلیل فقدان شاخص کمی برای رسیدن به حالت اشباع این روش از دقت کافی برخوردار نیست. رابطه بین شوری عصاره اشباع خاک با

شوری عصاره خاک با روش دستگاه نمونه‌گیر مستقیم در هر سه خاک به صورت خطی است و در خاک های رسی و سنگین تر ضریب همبستگی بالا تری بین این شوری وجود دارد. هر چه خاک به سمت سیلتی میل می کند با اینکه رابطه خطی وجود دارد ولی با ضریب همبستگی کمتری این رابطه برقرار است.

دستگاه نمونه‌گیر سرامیکی مستقیم آب خاک امکان برداشت و ثبت همزمان نمونه‌های آب خاک از اعماق مختلف نیمرخ خاک به صورت متوالی در منطقه اشباع نشده و تا چند روز پس از آبیاری و یا بارندگی را فراهم می آورد. با توجه به تخریب خاک ناچیز، سرعت، دقت، سهولت و ارزانی تهیه عصاره خاک در محدوده آبیاری با دستگاه نمونه‌گیر مستقیم عصاره خاک استفاده از آن در پایش و مطالعه شوری خاک توصیه می‌شود. چنانچه لازم باشد معادل شوری عصاره اشباع نیز می تواند برای خاک مورد مطالعه تدوین شود همانگونه که در شکل های ۲، ۳و ۴ نشان داده شده است.

منابع

۱- حسن لی، ع. م.، ۱۳۹۰. دستگاه نمونه گیر سرامیکی عصاره خاک (CSWE). بروشور دستگاه. شرکت دانش بنیان بهران خاکاب صنعت. پارک علم و فناوری فارس.

۲- حسن لی، ع.م.، قائمی، ع.ا. و قنبریان، غ.ع. ۱۳۹۱. طرح پژوهشی مصوب استفاده از پساب آب شیرین‌کن در استقرار گونه‌های مقاوم به شوری و سازگار با شرایط بوم‌شناختی با مدیریت سیستم های آبیاری میکرو. طرح ملی در دست اجرا، کارفرما آبفا استان فارس.

۳- عابدی نژاد، ج. ۱۳۹۱. مدیریت شوری با شبکه پایش کلاهک سرامیکی و شبیه سازی املاح با مدل هیدروس (مطالعه موردی: شرکت توسعه نیشکر و صنایع جانبی اهواز). پایان نامه کارشناسی ارشد رشته مدیریت مناطق بیابانی. دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز.

۴- کیانی، ر. ۱۳۹۱. مدیریت بهینه کودهای نیتراته با پایش کلاهک سرامیکی و شبیه سازی با مدل هیدروس تحت شرایط آبشویی سنگین (مطالعه موردی: اراضی نیشکر جنوب اهواز). پایان نامه کارشناسی ارشد رشته مدیریت مناطق بیابانی. دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز.

5- Di Bonito M, Breward N, Crout N, Smith B and Young S, 2008. Overview of selected soil pore water extraction methods for the determination of potentially toxic elements in contaminated soils, operational and technical aspects. Environmental geochemistry 213-249: 429pp.

6- Corwin DL and Lesch SM, 2005. Apparent soil electrical conductivity measurements in agriculture. Computers and Electronics in Agriculture 46: 11–43.

7- Essert S and Hopmans JW, 1998. Combined tensiometer – solution sampling probe. Soil & Tillage Research 45: 299–309.

8- Katerji N, VanHoorn JW, Hamdy A, Mastrorilli M and Oweis T, 2005. Salt tolerance analysis of chickpea, Faba bean and durum wheat warieties. Agricultural Water Management 3:177-194.

9- Rhoades JD, Chanduvi F and Lesch S, 1999. Soil salinity assessment, Methods and interpretation of electrical conductivity measurement. FAO Irrigation and Drainage Paper 57: Rome 150 pp.

میزان فلزات سنگین (Fe - Zn -Ni -Pb -Cd) درسه بخش رسوبات تالاب گاوخونی

نویسندگان: میلاد شاه نوشی [۱]، دکتر احمد جلالیان [۲]، دکترمهران هودجی [۳]

[۱]دانشجوی کارشناسی ارشد، خاکشناسی / دانشگاه آزاد اسلامی خوراسگان(اصفهان)، M_shahnooshi@yahoo.com
[۲]استاد، خاکشناسی / دانشگاه صنعتی اصفهان
[۳]دانشیار، خاکشناسی / دانشگاه آزاد اسلامی خوراسگان(اصفهان)

چکیده

مقدمه : رسوبات ظرفیت بالایی در پیوند با فلزات سنگین آب های آلوده دارند .به دلیل تغییر شرایط محیطهای آبی، این گونه رسوبات همواره به عنوان یک منبع بالقوه آلودگی منابع آب محسوب میشوند .تالاب گاوخونی در جنوب شرقی استان اصفهان به عنوان یک محیط آبی که از جنبه اکوسیستم دارای اهمیت بالایی می باشد، همواره در معرض ورود آلودگی فلزات سنگین قرار داشته است .هدف از این تحقیق، پایش آلودگی برخی از فلزات سنگین در رسوب سطحی کف تالاب گاوخونی از آلودگی فلزات سنگین محیط آبی فوقانی بود.

روش بررسی: نمونه های رسوب از ۳ بخش(شمال، مرکز و جنوب) تالاب گاوخونی جمع آوری شدند.

یافته ها : نتایج بدست آمده نشان داد که بیشترین غلظت در منطقه (مرکز و شمال) تالاب مشاهده شد. غلظت فلزات سنگین در رسوب تالاب به ترتیب برای آهن۱۶۳۵۰، نیکل۱۵۵، سرب ۱۴۵، روی1.25 و کادمیوم 3.15میلی گرم بر میلی لیتردر منطقه (مرکز وشمال) تالاب به دست آمد.در این بررسی ترتیب غلظت فلزات مورد بررسی در نمونه های رسوب در هر۳ منطقه به صورت زیر Fe > Ni > Pb > Cd > Znبدست آمد .

نتیجه گیری : بیشترین فلزات در تمام نمونه در بخش مرکز تالاب بیانگر این است بیشترین آلودگی در بخش تالاب وجود دارد واین ناحیه متاثر از فعالیت های متنوع انسانی است.

واژه های کلیدی : آلاینده،فلزات سنگین، رسوب، تالاب گاوخونی

مقدمه

فعالیتهای انسانها از جهان روزگار اولیه، همیشه منجر به ایجاد تغییراتی در محیط زیست شده است ولی در دهه های اخیر تاثیر این فعالیتها سریعتر و مشخص تر شده است فشار های حاصله از رشد جمعیت، مصرف زیاد از حد و کنترل نشده شهرنشینی، گسترش صنعت و پیشرفتهای علوم و تکنولوژی سرعت تغییرات محیط زیستی را باعث شده است، این عوامل مشکلاتی را ایجاد می کنند که نه تنها بر محلی یا اجتماع خاص بلکه بر جمعیت سراسر دنیا، اعم از کشورهای پیشرفته و در حال پیشرفت اثر می گذارد، امروزه آلودگی محیط زیست مشکلاتی بسیاری را در جامعه ایجاد کرده است ورود این مواد آلوده کننده به آبها و تجمع آنها در آبزیان بواسطه خطراتی که برای انسان و دیگر موجودات ایجاد می کنند بخشی مهمی از آلودگی محیط زیست را شامل می شود. [۳] تالاب زیستگاه موجودات در حال انقراض زیادی است و نقش مؤثری د ر جلوگیری از وقوع سیل دارد و مانند عمل می کند

بنابراین ,نوعی تلۀ رسوبی نقش مؤثری در کنترل آلودگی رودخانه های منطقه به عهده دارد] .رسوبات جزیی ، تفکیک ناپذیر از اکوسیستم تالابی هستند، آنها منابع غذایی بعضی از ارگانیسم ها بوده و از طریق فازهای آب و رسوب نقش مؤثری در آلودگی ، یا پالایش آبهای درگیر با رسوب ایفا می کنند و مانند آرشیوی تاریخی، در ثبت فلزات سنگین عمل می کنند .

اهدف اصلی این بررسی عبارتند از :

اندازه گیری آلودگی فلزات سنگین (Cd –Ni-Zn -Fe –Pb)دررسوب سه بخش تالاب جهت مقایسه با سایر تحقیقات مشابهبه دست آوردن داده هایی که سایر محققین در آینده مبتنی بر آن بتوانند میزان تغییرات وارد شده به تالاب را از نظرافزایش میزان آلودگی تخمیین بزنند. به علاوه، این تحقیق میتواند جهت بررسی وپایش زیست محیطی تالاب از نظر آلودگی فلزات سنگین مفید واقع شود.

مواد وروش ها

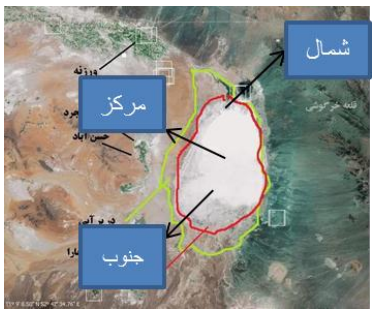
منطقه مورد مطالعه وروش نمونه برداری

استان اصفهان با مساحتی حدود ۹۷۳،۱۰۵ کیلومتر مربع بین ۳۰ درجه و ۴۳ دقیقه تا ۳۴ درجه و۲۷ دقیقه عرض شمالی و ۴۹ درجه و ۳۶ دقیقه تا ۵۵ درجه و ۳۱ دقیقه طول شرقی قرار دارد .این استان که در مرکز ایران واقع شده است و از شمال به استان های مرکزی، قم و سمنان؛ ازجنوب به استان های فارس و کهگیلویه و بویراحمد؛ از غرب به استان های لرستان ، خوزستان و چهارمحال و بختیاری و از شرق به استان یزد محدود می شود.تالاب گاوخونی یکی از تالاب های با اهمیت بین المللی بوده که در سال ۱۳۵۴ در لیست تالاب های کنوانسیون رامسر به ثبت رسیده است.[شکل۱]

روش تحقیق

سنجش فلزات سنگین در رسوبات

رسوبات استفاده شده در این تحقیق در پاییز ۱۳۹۰ جمع آوری شده است این رسوبات از ۳ ایستگاه در تالاب گاوخونی از عمق۲۰-۰ از رسوبات سطحی تالاب با استفاده از اگرو GPSدرمنطقه نمونه ها جمع آوری می گردد .این نمونه ها برای اندازه گیری میزان آلودگی منطقه به فلزات سنگین (Cd- Ni - Zn -Fe –Pb) مورد بررسی قرار می گیرند.[شکل۱]



شکل۱: نقاط نمونه برداری رسوبات تالاب گاوخونی

با انجام مطالعات میدانی و لحاظ محدودی تهایی مانند نحوه دسترسی و امکان نمونه برداری با توجه به باتلاقی بودن قسمتهایی از تالاب، تعداد ۳ ایستگاه در ۳ منطقه اصلی تالاب شامل(شمال، مرکز و جنوب) انتخاب شد.[شکل۱]

ابتدا از لایه۲۰-۰ سانتی متری بالایی رسوبات در هر ایستگاه نمونه برداری شد .جهت اندازه گیری فلزات سنگین موجود در رسوبات از دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی (پرکین المر۸۰۰) با مخلوط گاز استیلن / هوا استفاده شد.[جدول۱]

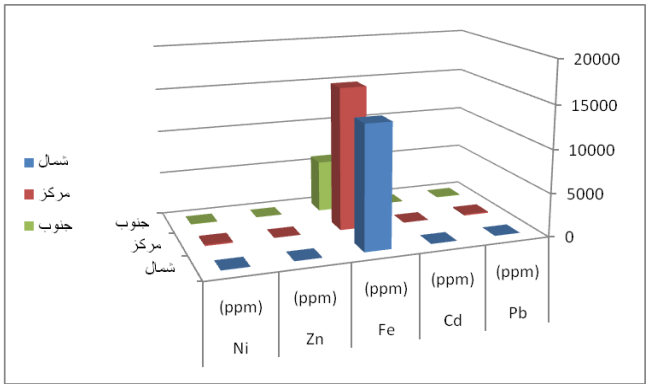
جدول ۱: میزان فلزات سنگین در۳ منطقه تالاب گاوخونی

ردیف	نمونه رسوبات	Pb (ppm)	Cd (ppm)	Fe (ppm)	Zn (ppm)	Ni (ppm)
۱	شمال	۱۴/۲۵	۳/۱۵	۱۴۰۵۰	۱/۲۵	۲۰
۲	مرکز	۱۴۵	۲/۷	۱۶۳۵۰	۰/۵	۱۵۵
۳	جنوب	۶۷/۵	۲/۵	۵۹۵۰	۱	۳۷/۵

بحث ونتیجه گیری

در نمونه های رسوبات

متوسط غلظت فلزات مورداندازه گیری در رسوب بخش مرکز درعمق۲۰-۰ بیشتر از سایر نقاط نمونه برداری می باشد که نشانگر تجمع تدریجی این فلزات در بستر تالاب است.متوسط غلظت فلزات سنگین در خاک خشک بخش مرکز بیشتر از متوسط غلظت آنها در رسوب سطحی همین محل است . به علت تبخیر آب از سطح تالاب فلزات محلول از آب به خاک وارد شده و غلظت آنها در خاک افزایش می یابد سه فلز(Fe وPb و Ni) در مقایسه باغلظت فلزات سنگین در رسوب در آخرین نقطه نمونه برداری بیانگر بالا بودن غلظت این فلزات در رسوبات است واین نشان از کم شدن سرعت آب در داخل تالاب یونهای فلزی از طریق مکانیزم جذب سطحی روی ذرات معلق و درگیر شدن در لابلای فلوکهای داخل آب از آب جدا شده و در بستر تالاب گاوخونی ته نشین می شوند . متوسط غلظت فلزات اندازه گیری شده در نمونه های رسوب به ترتیب بصورت زیر Fe > Ni > Pb > Cd > Zn می باشد.با توجه به نتایج فوق مشخص می گردد که رسوبات تالاب از نظر آلودگی به فلزات سنگین در مناطق(مرکز وشمال) برای زیستمندان تالاب مناسب نیست و در دراز مدت برای حیات موجود خطر آفرین می باشد.[شکل۲]



شکل۲: نمودارمیزان فلزات سنگین در3 بخش تالاب گاوخونی

نتیجه گیری

با توجه به نتایج بدست آمده از بررسی های انجام شده مشخص می شود که در اثر افزایش قابل توجهی در مقدار پارامترهای شیمیایی مورد اندازه گیری در تالاب حاصل شده است که این به معنای اعلام یک زنگ خطر جدی برای اکوسیستم و جوامع همجوار تالاب است بطوریکه غلظت این فلزات دررسوبات از استاندارد موجود برای رسوبات(خاک) مناسب جهت حیات وحش و آبزیان بیشتر شده و در واقع وضعیت زیست محیطی تالاب وخامت بیشتری پیداکرده است .

منابع

مخدوم م، درویش صفت ع ،جعفرزاده،ه ۱۳۸۰. ارزیابی و برنامه ریزی محیط زیست با سامانه های اطلاعات جغرافیایی، انتشارات دانشگاه تهران.ص۳۲۰

سیف عبدالله .۱۳۸۴. کاربرد تصاویر ماهواره ای لندست هفت در شناسایی آثار مورفوائوستاتیکی پلایای گاوخونی در کواترنر.۱۸ تا ۲۱ اردیبهشت همایش ژئوماتیک۸۴ سازمان نقشه برداری کشور تهران.

معینیان محمدتقی.۱۳۸۸ .سیمای طبیعی رودخانه زاینده رود.انتشارات جهاددانشگاهی واحد صنعتی اصفهان۱۳۸۸ .ص ۲۶۳.

پیغمبری سیدیوسف .۱۳۷۳ .بررسی روابط فیزیکی وشیمیایی آب و تراکم موجودات ماکروبنتیک در تالاب انزلی .پایان نامه کارشناسی ارشد .دانشگاه تهران،ص ص ۱۲۵

Sartaj M, Fathollahi F, Filizadeh Y. An Investigation of the Evolution of Distribution and Accumulation of Heavy Metals (Cr, Ni, Cu, Cd, Zn and Pb) in Anzali Wetland's Sediments. Iranian Journal of Natural Resources2012; 58(3): 623-34.

Ashja Ardalan A, Khoshkhoo ZH, Rabbani M, Moini S.Comparative Study For Heavy Metal Concentration(Zn, Cu, Pb, Cd And Hg) In Water, Sediments And Soft Tissue Of Anzali Lagoon Anodont (Anodonta Cygnea) Sampled In Two Seasons, Autumn And Spring (2004-2005). Pajouhesh and Sazandegi 2007; 19(1): 103-13.

Paydar M, Sharif Fazeli M, Riahi AR. Determination of Heavy Metals Content in Astacus Leptodactylus Caspicus in Anzali Lagoon. Iranian Scientific Fisheries Journal 2003; 12(2): 1-14.

Babaee H, Khodaparast H, Abedini A. Evaluation of heavy metals (Cd ،Cu ،Fe ،Pb) in surficial sediment of Anzali wetland. Iranian Scientific Fisheries Journal 2007; 16(1): 9-16.

Amini Ranjbar GH. Heavy Metal Concentration in Surficial Sediments from Anzali Wetland, Iran. Water, Air, & Soil Pollution 1997; 104(3-4): 305-12.

Lau S, L M Chu. 2000. The Significance of Sediment Contamination in a Coastal Wetland, Hong Kong, China, Wat. Res., 34(2):379-386

AndersonMB,DombeckGD,WmarkandPEPerry.2000.Trace .Metals Assimilation in Treatment Wetland Sediments, www.nolte.com /shared/ pdf /sacwetl

Jones D.2009. Monitoring land use and cover around parks: A conceptual

Cardwell AJ, Hawker DW, Greenway M. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. Chemosphere. 2002;48:653-63.

American Society for Testing andMaterials (ASTM). Annual book of ASTM Standards. USA: ASTM; 2000.

Karadede H, Unlu E. Concentration of some heavy metal in water, sediment and fish species from the AtaturkDamLake(Euphrates),Turkey.Chemosphere. 2000;41:1371-76.

Usero J, Izquierdo C, Morillo J, Gracia I. Heavy metals in fish (Solea vugaris, Anguilla anguilla and Liza aurata) from salt marshes

بررسی همدماهای جذبی سرب توسط سه زئولیت طبیعی

فاطمه بابائی[۱]، عادل ریحانی تبار[۲]، شاهین اوستان[۲]، محمد حسین رسولی فرد[۳]
۱- دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه زنجان
۲- عضو هیئت علمی دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز
۳- عضو هیئت علمی دانشکده علوم دانشگاه زنجان

مقدمه

امروزه زئولیت‌ها بطور فزاینده‌ای در کاربری‌های مختلف صنعتی، کشاورزی، حفاظت محیط زیست و حتّی پزشکی بکار می‌روند. کلینوپتیلولیت فراوانترین زئولیت در طبیعت است که به دلیل دارا بودن ظرفیت تبادل کاتیونی بالا، جذب سطحی، ظرفیت تفکیک آب و توان کاتالیزوری بالا، رایج ترین زئولیت در کاربری‌های زیست محیطی و حذف آلاینده‌های آلی و غیرآلی است (پولات و همکاران،۲۰۰۴). یکی از این آلاینده‌ها فلز سنگین سرب (Pb^{2+}) است. مطالعات مختلفی جذب Pb^{2+} بر کلینوپتیلولیت را بررسی کردند و نتایج مختلفی را گزارش نموده‌اند. بکتاش و همکاران (۲۰۰۴) مدل لنگمویر را در شبیه‌سازی جذب Pb^{2+} بر کلینوپتیلولیت بهتر از مدل فروندلیچ و اسپرینسکی و همکاران (۲۰۰۶) مدل لنگمویر را بهترین مدل در غلظت‌های کم یون و مدل فروندلیچ را بهترین مدل در غلظت‌های زیاد یون گزارش کردند. گونای و همکاران (۲۰۰۷) نیز نتیجه گرفتند که مدل سیپز بهترین مدل در بررسی جذب Pb^{2+} بر یک کلینوپتیلولیت طبیعی و پیش تیمار شده آن بود. هدف این تحقیق ارائه بهترین مدل از بین چهار مدل همدمای جذبی لنگمویر، فروندلیچ، ردلیچ–پترسون (۱۹۵۶) و سیپز (۱۹۴۸) در جذب Pb^{2+} بر سه نمونه کلینوپتیلولیت تهیه شده از معادن سمنان، سبزوار و میانه بود.

مواد و روشها

نمونه زئولیت طبیعی از معادن سمنان (Se)، سبزوار (Sa) و میانه (Mi) تهیه و به آزمایشگاه منتقل، خرد و از غربال ۲۵۰ مش عبور داده شد. از آنالیزXRD به روش پودری برای تعیین ماهیت کانی‌های تشکیل دهنده زئولیت‌ها استفاده شد. جذب فلز سنگین Pb^{2+} از منبع نیترات این فلز در محلول زمینه نیترات کلسیم ۰/۱ مولار، در غلظت های اولیه ۰/۵، ۱، ۱/۲۵، ۲/۵، ۵، ۱۰، ۲۰ و ۳۰ میلی‌مول در لیتر این فلز مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور ۱ گرم زئولیت با ۲۵ میلی لیتر محلول نیترات کلسیم ۰/۱ مولار حاوی غلظت های یاد شده Pb^{2+} مخلوط شد و پس از تکان دادن در مدت زمان ۲۴ ساعت فیلتر شده و غلظت فلز در محلول زلال رویی توسط دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد.

معادلات فروندلیچ، لنگمویر، ردلیچ–پترسون و سیپز به داده‌های هم‌دمای جذب Pb^{2+} برازش یافتند. فرمول‌های ۱، ۲، ۳ و ۴ به ترتیب شکل‌های غیر خطی این معادلات را نشان می‌دهد:

$$q = K_d C_e^{1/n} \quad (۱)$$

$$q = K_L C_e b/(1 + K_L C_e) \quad (۲)$$

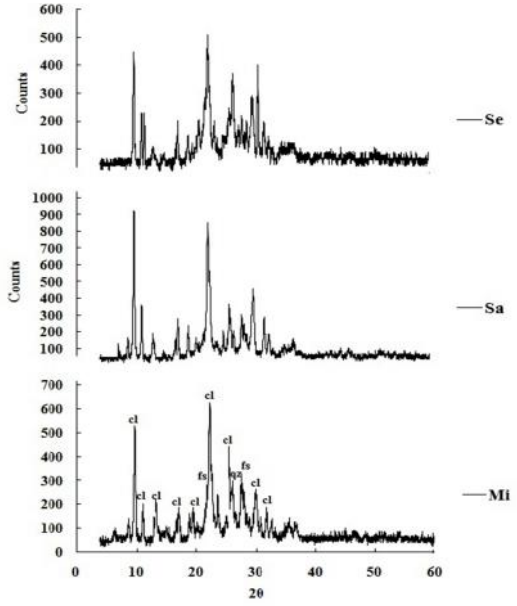
$$q = K_r C_e/(1 + \alpha_r C_e^B) \quad (۳)$$

$$q = q_n a_s C_e^{1/n} / (1 + a_s C_e^{1/n}) \quad (٤)$$

در این معادلات q و Ce به ترتیب میزان Pb^{2+} جذب شده در سطح جاذب بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم و غلظت تعادلی Pb^{2+} در محلول بر حسب میلی‌گرم در لیتر هستند. در مدل فروندلیچ K_d و 1/n به ترتیب بیانگر ظرفیت و شدت جذب هستند. در مدل لنگمویر K_L ثابتی وابسته به قدرت پیوندی و b حداکثر مقدار مادهٔ جذب سطحی شونده‌ای بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم است که می‌تواند بصورت تک لایه جذب سطحی گردد (اوستان، ۱۳۸۳؛ بائوسری و همکاران، ۲۰۰۸). در معادله ردلیچ پترسون K_r، α_r ثابت‌های مدل و β ضریبی است که مقدار آن بین ۰ تا ۱ است. در مدل سه پارامتری سیپز q_m و a_s به ترتیب مقدار ماده جذب شده به صورت تک لایه بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم ، ثابت وابسته به انرژی جذب و 1/n ثابت مدل است. مدل ردلیچ–پترسون بر اساس قانون هنری است و در غلظت‌های بالا همانند مدل فروندلیچ عمل می‌کند و مدل سیپز در غلظت‌های کم همانند مدل فروندلیچ و در غلظت‌های بالا مثل مدل لنگمویر عمل می‌کند.

نتایج و بحث

دیفرکتوگرام‌های نشان داده شده در شکل ۱ بیانگر حضور کانی کلینوپتیلولیت به عنوان فراوانترین زئولیت در سه نمونه تهیه شده از معادن سمنان، سبزوار و میانه است.

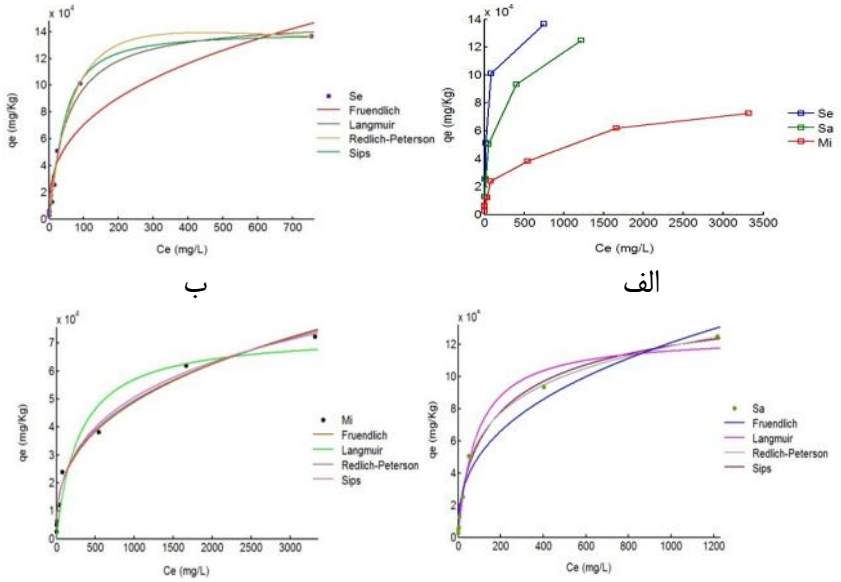


شکل ۱– دیفرکتوگرام پراش پرتو ایکس سه زئولیت Se، Sa و Mi

میزان جذب Pb^{2+} بر سه زئولیت طبیعی به ترتیب Mi <Sa <Se بود و در غلظت اولیه ۳۰ میلی مول بر لیتر برای زئولیت Se، Sa و Mi به ترتیب برابر $۱/۳۶ \times ۱۰^{۵}$، $۱/۲۵ \times ۱۰^{۵}$، $۷/۲۴ \times ۱۰^{۴}$ میلی گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری شد. رفتار سه زئولیت در غلظت‌های کم مشابه هم، اما در غلظت‌های بالاتر بویژه برای زئولیت Mi متفاوت بود (شکل ۲ الف).

جدول (۱) ضرایب معادلات برازش یافته به جذب Pb^{2+} توسط سه زئولیت طبیعی را نشان می‌دهد. مقادیر 1/n فروندلیچ در محدود ۰/۳۵۲۲ تا ۰/۳۷۶ بود که انحراف n از ۱ نشان دهنده جذب غیر خطی یون بر سطوح

غیریکنواخت بود. حداکثر جذب تک لایه در مدل‌های لنگمویر و سیپز برای سه زئولیت به ترتیب در محدوده $۷/۳۶\times۱۰^{۴}$ تا $۱/۴۹\times۱۰^{۵}$ و $۱/۳۹\times۱۰^{۵}$ تا $۲/۱۶\times۱۰^{۵}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. مدل سیپز حداکثر جذب تک لایه برای Mi بیشتر از دو زئولیت دیگر برآورد کرد.



ب الف

ت پ

شکل ۲- همدماهای جذب Pb^{2+} بر سه زئولیت طبیعی (الف)، مدل‌های جذبی برازش یافته بر همدماهای جذب Pb^{2+} بر زئولیت‌های Se (ب)، Sa (پ) و Mi (ت)

جدول ۱- ضرایب مدل‌های غیر خطی برازش یافته بر همدماهای جذب Pb^{2+} بر سه زئولیت طبیعی

	Se	Sa	Mi
	فروندلیچ		
1/n	۰/۳۶۰۲	۰/۳۷۶	۰/۳۵۲
(L/Kg) K	$۱/۳۴\times۱۰^{۴}$	۹۰۱۲	۴۳۰۲
RMSE	$۱/۷۹\times۱۰^{۴}$	۷۴۹۴	۲۹۱۳
R^2	۰/۸۷۵	۰/۹۷۴	۰/۹۸۸
	لنگمویر		
(L/mg) K	۰/۰۱۸	۰/۰۱۲	۰/۰۰۳
(L/Kg) b	$۱/۴۹\times۱۰^{۵}$	$۱/۲۶\times۱۰^{۵}$	$۷/۳۶\times۱۰^{۴}$
RMSE	۶۱۲۷	۶۰۲۰	۶۵۰۰
R^2	۰/۹۸۵	۰/۹۸۳	۰/۹۴۲
	ردلیچ پترسون		
(L/Kg) K_r	۲۲۰۰	۲۷۵۶	۶۶۹۰
(L/mg) α_r	۰/۰۰۵	۰/۰۸۸	۱/۳۴۷
β	۱/۱۶۵	۰/۸	۰/۶۶۶
RMSE	۴۷۴۲	۳۱۶۲	۳۰۶۸
R^2	۰/۹۹۱	۰/۹۹۵	۰/۹۸۷
	سیپز		
(mg/Kg) q_m	$۱/۳۹\times۱۰^{۵}$	$۱/۶۴\times۱۰^{۵}$	$۲/۱۶\times۱۰^{۵}$
(L/mg) as	۰/۰۰۷	۰/۰۲۷	۰/۰۱۵
1/n	۱/۳۳	۰/۶۶	۰/۴۳
RMSE	۴۲۶۸	۳۸۵۴	۲۸۸۴
R^2	۰/۹۹۳	۰/۹۹۳	۰/۹۸۹

بکتاش و همکاران (۲۰۰۴) حداکثر جذب تک لایه سرب بر کلینوپتیلولیت را در محدوده $۱/۱۱\times۱۰^{۵}$ تا $۱/۱۸\times۱۰^{۵}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند. اسپرینسکی و همکاران (۲۰۰۶) نیز برابر $۲/۷۷\times۱۰^{۵}$ در میلی

گرم بر کیلوگرم در غلظت ۸۰۰ میلی گرم در لیتر (حدود ۳/۸ میلی مول بر لیتر) گزارش شد. گونای و همکاران (۲۰۰۷) نیز برای زئولیت طبیعی و پیش تیمار شده در غلظت اولیه ۵۰–۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر حداکثر جذب را برابر $۷/۹۳\times۱۰^{۴}$ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش کردند. اختلاف در مقادیر گزارش شده احتمالاً به دلیل اختلاف مینرالوژیکی کلینوپتیلولیت‌ها و شرایط آزمایشی بود. هر چه 1/n در مدل سیپز به یک نزدیکتر باشد نشان می‌دهد که مدل جذب به لنگمویر نزدیکتر است (گونای و همکاران، ۲۰۰۷)، 1/n در محدوده ۰/۴۳۲۱ تا ۱/۳۳۴ بود، بنابراین همدماهای جذبی Pb^{2+} بر دو زئولیت Se و Sa به مدل لنگمویر نزدیکتر هستند. K_r، α_r و β در مدل ردلیچ–پترسون به ترتیب در محدوده ۲۲۰۰–۶۶۹۰ لیتر بر کیلوگرم و ۰/۰۰۵ تا ۱/۳۴۷ لیتر بر میلی‌گرم و ۰/۶۶۶– ۱/۱۶۵ قرار داشت. سیپز بهترین برازش را به داده‌های جذبی Pb^{2+} بر زئولیت‌های Se با R^2 =۰/۹۹۳ و RMSE =۴۲۶۸ و Mi با R^2 =۰/۹۸۹ و RMSE =۲۸۸۴ و مدل ردلیچ–پترسون بهترین برازش را به داده‌های جذبی Pb^{2+} بر زئولیت Sa با R^2 =۰/۹۹۵ و RMSE =۳۱۶۲ نشان داد. در کل مدل‌های سه پارامتری R^2 بیشتر و RMSE کمتری نسبت به مدل‌های دو پارامتری داشتند. زئولیت Se هر چند جذب بیشتری نسبت به سایر زئولیت‌ها داشت اما مدل سیپز بیشترین جذب تک لایه را برای زئولیت میانه برآورد کرد. جذب بیشتر Pb^{2+} توسط زئولیت Se احتمالاً به دلیل ظرفیت تبادل کاتیونی، سطح ویژه و اندازه منافذ آن می‌باشد که نیازمند مطالعات بیشتری در خصوص ویژگی‌های استریوشیمیایی و فیزیکی این سه زئولیت می‌باشد. نتایج نشان داد که مقدار Pb^{2+} جذب شده توسطه سه زئولیت بیش از مقدار جذب این فلز سنگین بر کربن فعال (۳×۱۰^{۴} میگرم بر کیلوگرم) (بابل و کورنیاوان، ۲۰۰۳)، بنتونتیت (۱×۱۰^{۳}– ۲×۱۰^{۴} میلیگرم بر کیلوگرم) (بابل و کورنیاوان، ۲۰۰۳) و کلینوپتیلولیت ($۵/۸۷\times۱۰^{۴}$ میلی‌گرم بر کیلوگرم) (بائوسری و همکاران، ۲۰۰۸) بوده نشان دهنده‌ی قابلیت بالای این سه زئولیت در جذب سرب از پساب‌ها و محلول‌های آلوده به آن است.

منابع

اوستان، ش. ۱۳۸۳. شیمی خاک با نگرش زیست محیطی(ترجمه). انتشارات دانشگاه تبریز.

Buasri A, Chaiyut N, Phattarasirichot K, Yongbut P and Nammueng L. 2008. Use of natural clinoptilolite for the removal of Lead (II) from wastewater in Batch experiment. Chiang Mai Journal of Science 35(3): 447–456.

Babel S and Kurniawan TA 2003. Low-Cost Adsorbents for Heavy Metals Uptake from Contaminated Water: a Review. Journal of Hazardous Materials 97: 219–243.

Bektas N and Kara S. 2004. Removal of lead from aqueous solutions by natural clinoptilolite equilibrium and kinetic studies. Separation and Purification Technology 39: 189–200.

Gunay A, Arslankaya E and Tosun I. 2007. Lead removal from aqueous solution by natural and pretreated clinoptilolite: Adsorption equilibrium and kinetics. Journal of Hazardous Materials 146: 362–371.

Polat E, Karaca M, Demir H and Onus AN. 2004. Use of natural zeolite (clinoptilolite) in agriculture. Journal of Fruit and Ornamental Plant Research 12:183–189.

Redlich OJ and Peterson DL. 1956. A useful adsorption isotherm. Journal of Chemical Physics 63: 1024–1026.

Sips R. 1948. On the structure of a catalyst surface. Journal of Chemical Physics 16 (5):490–495.

Sprynskyy M, Buszewski B, Terzyk AP and Snik JN. 2006. Study of the selection mechanism of heavy metal (Pb^{2+}, Cu^{2+}, Ni^{2+}, and Cd^{2+}) adsorption on clinoptilolite. Journal of Colloid Interface Science 304: 21–2.

بررسی اثر آبیاری با فاضلاب صنعتی واستفاده از زئولیت پتاسیمی بر نگهداشت و انتقال نیترات در خاک لومی شنی

زیبا اسدیان فعلی[۱]، هادی معاضد[۲]، سعید برومند نسب[۳]، احمد فرخیان فیروزی[۴]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز

۲- استاد دانشکده مهندسی علوم آب، گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز

۳- استاد دانشکده مهندسی علوم آب، گروه آبیاری و زهکشی، دانشگاه شهید چمران اهواز

۴- استادیار رشته فیزیک و حفاظت خاک، گروه خاکشناسی، دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

با توجه به خشک‌سالی‌های پیاپی، استفاده از پساب‌ها در مناطق خشک و نیمه خشک کشور افزایش یافته است. با توجه به اینکه اکثر شهرهای کشور فاقد تجهیزات لازم برای تصفیه این پساب‌ها هستند، این پساب‌ها به صورت تصفیه نشده در اراضی کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرند. عناصر سنگین موجود در این پساب‌ها پس از ورود به زنجیره غذایی اثرات سوئی در پی خواهد داشت.از طرفی افزایش استفاده از این پساب ها باعث ورود هر چه بیشتر نیترات به آب های سطحی و زیرزمینی و در نتیجه آلودگی آن ها می شود (میرزایی ۱۳۸۶). خاک ها با دارا بودن ویژگی های فیزیکو شیمیایی و زیستی پیچیده، توانایی خوبی در حذف انواع آلاینده ها، از جمله آلاینده های موجود در پساب را از خود نشان می دهند. خاک ها معمولا ظرفیت محدودی دارند به همین علت، برای بهبود تصفیه و افزایش ظرفیت خاک مواد اصلاحی به خاک اضافه می گردد که از جمله این مواد می توان به زئولیت اشاره نمود. زئولیت از آلومینوسیلیکات های بلورین است که از واحدهای تتراهدرال Sio4 و Alo4 تشکیل شده و اکسیژن عامل اتصال این واحدهاست (گانگ و همکاران ۱۹۹۷). مطالعات پرز و همکاران در سال (۲۰۰۸) روی گیاه زیتون تاثیر مثبت زئولیت را در کاهش آبشویی نیترات، افزایش قدرت نگهداری آب در خاک، راندمان بالای مصرف آب و کاهش نیاز به کوددهی در پی داشت. معاضد در سال (۲۰۰۸)، برای خارج کردن یون آمونیوم از پساب ساختگی از رزین کلینوپتی لولایت به صورت پودری استفاده نمود. غلظت یون آمونیوم در پساب ساختگی ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰ و۴۰ میلی گرم در لیتر بود. راندمان نهایی آزمایشات در محدوده تغییرات ۶۸ تا ۹۲ درصد بود که بستگی به مقدار کلینوپتی لولایت مصرفی داشت. همچنین نتایج آزمایشات بچ نشان داد که جذب آمونیوم از پساب ساختگی با غلظت ۴۰ میلی گرم در لیتر از مدل جذب فروند لیچ پیروی کرده است. مرادزاده در سال (۱۳۸۹)، در یک پژوهش با اضافه کردن زئولیت نوع کلینوپتی لولایت به خاک لومی شنی به بررسی اثر زئولیت بر مقدار نیترات و آمونیوم خروجی از زه آب حاصل از آبشویی ستون های آغشته به کود اوره پرداخت. او نتیجه گرفت که زئولیت باعث کاهش آبشویی نیترات و آمونیوم می شود. این پژوهش با هدف بررسی تاثیر کاربرد زئولیت پتاسیمی در جذب و نگهداری یون نیترات موجود در پساب فاضلاب کارخانه نیشکر، در شرایط اشباع انجام شد. در بسیاری از تحقیقاتی که در این حوزه صورت گرفته تاثیر زئولیت در جذب نیترات حاصل از آبشویی کود نیتراته در خاک مورد بررسی قرار گرفته است در حالی که در این تحقیق اثر زئولیت در

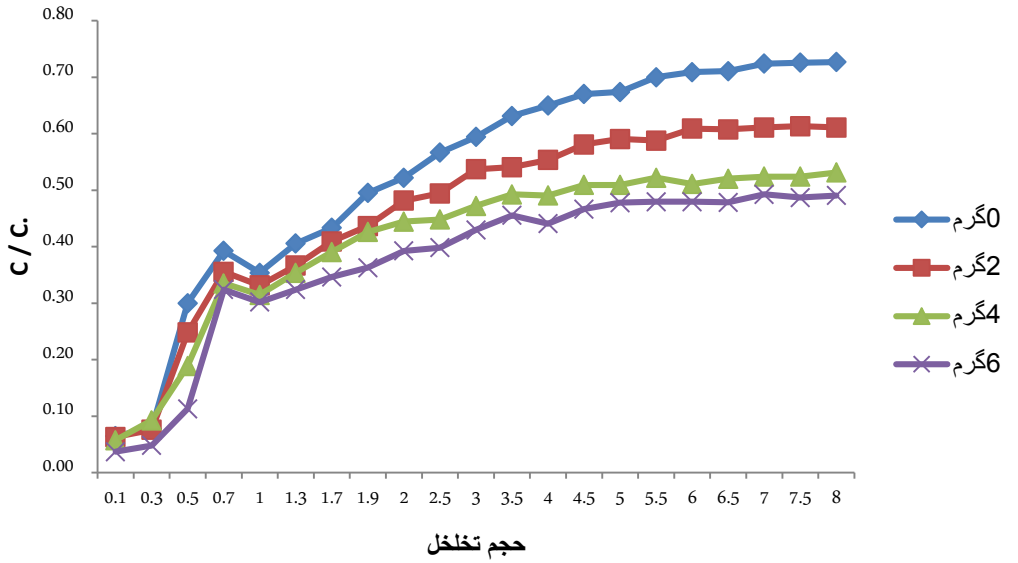
جذب و نگهداشت نیترات در خاکی که به واسطه پساب فاضلاب صنعتی و به صورت اشباع آبیاری می شود مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش ها

این پژوهش در شرایط آزمایشگاهی و بر روی خاک مزرعه ای با بافت لومی شنی و پساب فاضلاب کارخانه نیشکر به عنوان آب آبیاری با چهار تیمار مختلف کاربرد زئولیت و سه تکرار انجام شد. یکی از این چهار تیمار به عنوان شاهد و فاقد زئولیت و سه تیمار دیگر به ترتیب شامل ۲، ۴ و۶ گرم زئولیت پودری در هر کیلوگرم خاک می باشد. این تحقیق در قالب یک طرح بلوک های کاملا تصادفی و در سه تکرار انجام شد. برای ساختن ستون های خاک از لوله های پلی اتیلن به قطر داخلی ۱۰/۵ سانتی متر و ارتفاع ۵۰ سانتی متر استفاده و در آنها تا ارتفاع ۳۰ سانتی متری از خاک مورد نظر به همراه مقدار مشخص زئولیت (با توجه به تیمار آزمایش) ریخته شد. در ارتفاع ۳۱ سانتی متری از کف دو سوراخ تعبیه شد که یکی ورودی و دیگری خروجی آب بودند. انتهای استوانه نیز با استفاده از کاغذ صافی و توری پلاستیکی و با استفاده نوار چسب و مفتول سیمی کاملا مسدود شد. پس از آنکه ستون های خاک را از پایین اشباع شدند آنها را به صورت عمودی ثابت نگه داشتیم. به این ترتیب که ابتدا ستون ها را روی قیف هایی قرار دادیم. این قیف ها نیز خود بر روی سه پایه های مخصوص کارهای آزمایشگاهی تعبیه شدند و در نهایت جهت جمع آوری زهاب خروجی از ستون ها تعدادی استوانه مدرج در پایین قیف ها قرار داده شد. سپس پساب فاضلاب را روی ستون خاک اشباع ریخته و بار آبی به اندازه ۱ سانتی متر روی سطح خاک اعمال کرده و در حجم تخلخل های مناسب از زه آب خروجی نمونه هایی برای تعیین میزان نیترات گرفته شد. در پایان آنالیز آماری و مقایسه اثرات فاکتورها با استفاده از نرم افزار آماری SPSS صورت گرفت.

نتایج و بحث

نتایج نشان می دهد که افزایش استفاده از زئولیت در خاک باعث نگهداشت بیشتر یون نیترات در خاک می شود. علت را می توان در خصوصیات طئولیت مانند ساختار قفس مانند و در نتیجه به دام افتادن یون نیترات در شبکه های آن جستجو کرد. بررسی منحنی های رخنه نسان می دهد که در هر تکرار یک نقطه اوج در حجم تخلخل ۰/۷ دیده می شود. علت آن این است که یون نیترات یک یون غیرجذبی است ولی در این مورد خاص و با کاربرد زئولیت جذب فیزیکی نیترات موجب به هم خوردن نظم طبیعی منحنی رخنه می گردد. این قله می تواند به علت آبشویی نیترات اولیه موجود در خاک نیز دانست. همان طور که در شکل 1 (میانگین سه تکرار) مشاهده می شود، منحنی رخنه ابتدا با شیب زیادی افزایش و سپس با شیب نسبتا ملایمی این روند تا حجم تخلخل ۵/۵ ادامه می یابد. تقریبا از حجم تخلخل ۵/۵ به بعد غلظت نیترات خروجی به مقدار ثابتی می رسد.



شکل ۱- منحنی رخنه یون نیترات در تیمارهای مختلف کاربرد زئولیت (میانگین سه تکرار)

در انتها آزمون F برای مقدار نیترات خروجی از انتهای ستون خاک و اختلاف بین تیمارها و سه تکرار در حجم تخلخل های مختلف و در سطح معنی داری ۵ درصد انجام شد. برای هر دو مورد طبق جدول شماره ۱ این اختلاف معنی دار گردید.

جدول ۱-آنالیز آماری غلظت نیترات خروجی در حجم تخلخل های مختلف وتیمارهای مختلف کاربرد زئولیت

منابع	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	*F*	معنی‌داری
مدل اصلاح‌شده	۲۴۳۴/۱۸۷	۸۳	۲۹/۳۲۸	۱۱۷/۹۰۱	۰
تفسیر	۱۶۱۱۲/۹۶۴	۱	۱۶۱۱۲/۹۶۴	۶۴۷۷۶/۳۵۳	۰
تیمار	۲۸۰/۹۰۲	۳	۹۳/۶۳۴	۳۷۶/۴۲۲	۰
بلوک	۲۰۸۴/۷۱۱	۲۰	۱۰۴/۲۳۶	۴۱۹/۰۴۱	۰
تیمار*بلوک	۶۸/۵۷۴	۶۰	۱/۱۴۳	۴/۵۹۵	۰
خطا	۴۱/۷۹۰	۱۶۸	۰/۲۴۹		
مجموع	۱۸۵۸۸/۹۴۰	۲۵۲			
مجموع اصلاح-شده	۲۴۷۵/۹۷۷	۲۵۱			

منابع

مرادزاده، م.، ۱۳۸۹. شبیه سازی اثر زئولیت بر آبشویی نیترات و آمونیوم در یک خاک زراعی با استفاده از مدل Hydrus-1D. پایان نامه کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان.

میرزایی، م.ج.، ۱۳۸۶. بررسی تصفیه زمینی شیرابه کمپوست کارخانه کود آلی اصفهان و تاثیر کاربرد زئولیت. پایان نامه کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان.

Gong C and Douaboe R.J 1997. An experimental staudy of heavy metal attenuation and mobility in sandy loam soils. Applied Geochemistry 12: 243-254.

Moazed H (2008). Ammonium Ion Removal from Wastwater by a Natural Resin. Environmental Science and Technology 1(1): 11-18

Perez R Cballero J Gil C Benitez J and Gonazalez L (2008). The effect of adding zeolite to soils in order to improve the N-K nutrition of olive trees: Preliminary results. Agricultural and Biological Sci 2(1): 321-324.

اثر قارچ *P. indica* بر جذب سرب توسط دو گونه گیاه خاکشیر

صفورا مرآتی فشی[۱]، مجید افیونی[۲]، محمدعلی حاج عباسی[۲]، مژگان سپهری[۲]
۱- دانشجوی تحصیلات تکمیلی دانشگاه صنعتی اصفهان.
۲- اعضای هیئت علمی گروه علوم خاک دانشگاه صنعتی اصفهان.

مقدمه

آلودگی خاک به فلزات سنگین از مهم‌ترین مسائل زیست‌محیطی است که بر سلامت محصولات کشاورزی و در نتیجه انسان تأثیرات سوء گذاشته است. به همین دلیل روش‌های حذف آلاینده‌ها در دهه‌های اخیر به یکی از مهم‌ترین موضوعات زیست‌محیطی تبدیل شده است. روش‌های کنونی حذف آلاینده‌ها از خاک بسیار پرهزینه و زمان بر است؛ و اثرات جانبی بسیار دارند به همین دلیل در سال‌های اخیر روش‌های آلودگی‌زدایی به ویژه گیاه پالایی مورد توجه قرار گرفته است. از جدیدترین راهکارها برای افزایش کارایی گیاه پالایی به ویژه استخراج گیاهی، استفاده از روابط همزیستی ریز جانداران با گیاهان است (سلیمانی ۲۰۱۰). قارچ اندوفایت *Pirimospora indica* دارای خاصیت شدید تحریک‌کنندگی رشد گیاه و افزایش مقاومت آن به تنش‌های زیستی (مانند آفات و بیماری‌ها) و غیر زیستی (خشکی، شوری و سمیت فلزها) هستند (مالینوسکی و بلسکی ۲۰۰۰). در این پژوهش، کارایی پالایش عنصر روی در محیط هیدروپونیک به وسیله دو گونه گیاه خاکشیر شیرین و خاکشیر تلخ در حضور قارچ *P.indica* بررسی شد که تا کنون نه تنها در ایران بلکه در جهان مطالعه‌ای در این زمینه صورت نگرفته است

مواد و روش‌ها

آزمایش گلخانه‌ای در قالب طرح کامل تصادفی در آرایش فاکتوریل با سه تکرار در بستر شن و پرلیت در گلخانه پژوهشی کشت بدون خاک دانشگاه صنعتی اصفهان انجام گرفت. فاکتورهای آزمایشی شامل دو گیاه خاکشیر شیرین و خاکشیر تلخ،۲ سطح قارچ *P.indica* (تلقیح و عدم تلقیح)، ۳ سطح از فلز سرب (۰، ۲۰۰ و ۶۰۰mg/kg) بودند

به منظور تکثیر قارچ *Piriformospora indica* از محیط کشت کمپلکس استفاده شد. پس از آنکه طول ریشه بذور جوانه‌دار شده به حدود ۱/۵ سانتی‌متر رسید، با محلول آب-توئین ۲٪ استریل حاوی $۵ \times ۱۰^{۶}\ ml^{-۱}$ اسپور تلقیح شدند. برای کاشت بذور، ابتدا تعداد ۳ گیاه چه تلقیح شده و تلقیح نشده خاکشیر شیرین و خاکشیر تلخ در گلدان‌های مجزا کاشته شدند. گلدان‌ها پس از کشت طی دوره ۶ هفته با محلول غذایی جانسون تغذیه و با آب مقطر آبیاری شدند .اعمال تنش ناشی از آلودگی فلزات سنگین پس از گذشت یک ماه از کاشت گیاهان انجام گرفت و به منظور جلوگیری از شوک ناگهانی ناشی از اثرات تنش، اعمال تنش به صورت تدریجی و در طی یک هفته توسط نمک کلریدسرب ($PbCl_۲$) صورت گرفت. دو هفته پس از اعمال تنش‌های مورد نظر و مشاهده اختلافات ظاهری در رشد و خصوصیات ظاهری گیاهان تلقیح شده با قارچ *P.indica* در شرایط نرمال و تنش نسبت به گیاهان تلقیح نشده، گیاهان از محل طوقه قطع شد. جهت تعیین عناصر موجود در اندام هوایی و ریشه از روش هضم تر استفاده شد

نتایج و بحث

جدول ۱-وزن خشک ریشه و اندام هوایی (E^+وE^-)

	خاکشیر شیرین						خاکشیر تلخ					
	E^+			E^-			E^+			E^-		
	۰	۲۰۰	۶۰۰	۰	۲۰۰	۶۰۰	۰	۲۰۰	۶۰۰	۰	۲۰۰	۶۰۰
اندام هوایی	۷/۰۱^a	۵/۵۸^b	۴/۱۵^c	۵/۲۹^b	۲/۳۵^d	۱/۷۷^e	۷/۵۳^a	۶/۲۹^b	۵/۱۳^c	۵/۳۶^c	۳/۵۵^d	۲/۱۶^e
ریشه	۱/۷۷^a	۰/۹۹^b	۱/۰۶^b	۰/۹۳^b	۰/۴۷^c	۰/۳۸^c	۲/۴۵^a	۱/۱۶^b	۱/۱۳^{bcd}	۱/۰۳^{cd}	۰/۷۴^d	۱/۱۳^{bcd}

حروف غیر یکسان در هر ردیف بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح ۱٪ آزمون LSD می‌باشد NDتوسط دستگاه شناسایی نشده است

با افزایش سطح فلز سرب در محیط کشت، وزن خشک اندام هوایی و ریشه به طور معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت به گونه‌ای که در خاکشیر شیرین وزن خشک اندام هوایی از میانگین ۶/۱۹ گرم بر گلدان در تیمار شاهد به ۲/۹۶گرم بر گلدان در تیمار ۶۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم سرب رسید که بیانگر ۱۰۹٪ کاهش عملکرد می‌باشد؛ که این کاهش عملکرد در خاکشیر تلخ کمتر و برابر با ۷۶/۷٪ بود

در مورد وزن خشک ریشه نیز در گیاه خاکشیر شیرین ۸۷٪ و در خاکشیر تلخ ۶۱٪ کاهش عملکرد مشاهده شد

سرب تنها در سطوح بالا باعث کاهش معنی‌دار عملکرد ریشه و اندام هوایی گیاه خاکشیر شد که این مسئله را می‌توان به تحرک بسیار پایین این عنصر از ریشه به اندام هوایی نسبت داد نتایج این مطالعه نشان داد که تلقیح دو گیاه خاکشیر شیرین و خاکشیر تلخ با قارچ *p.indica* باعث افزایش معنی‌دار وزن خشک ریشه و اندام هوایی هر دو گیاه نسبت به تیمار شاهد می‌گردد. به گونه‌ای که وزن خشک اندام هوایی خاکشیر شیرین و تلخ به ترتیب ۷۸٪ و ۷۱٪ افزایش عملکرد نسبت به تیمار شاهد (بدون تلقیح) داشتند. این روند در مورد وزن خشک ریشه نیز تبعیت می‌کند و در خاکشیر شیرین و تلخ به ترتیب افزایش ۱۱۳ و ۸۹ درصدی مشاهده شد. قارچ‌های اندوفایت خصوصیات مهمی همچون بهبود عملکرد و مقاومت به انواع تنش‌های زیستی و غیر زیستی را به گیاه میزبان خود اعطا می‌کنند (هیل و همکاران ۱۹۹۴) .بنابراین، گیاهان حاوی اندوفایت قدرت سازگاری و ثبات بیشتری نسبت به گیاهان عاری از اندوفایت دارند، ابوشنب (۲۰۰۳) بخشی از مزیت‌های این رابطه همزیستی را مربوط به وجود متابولیت‌های ثانویه از قبیل آلکالوئیدها و ترکیبات فنولی دانست که توسط قارچ‌ها در گیاه میزبان تولید می‌شود دانست.

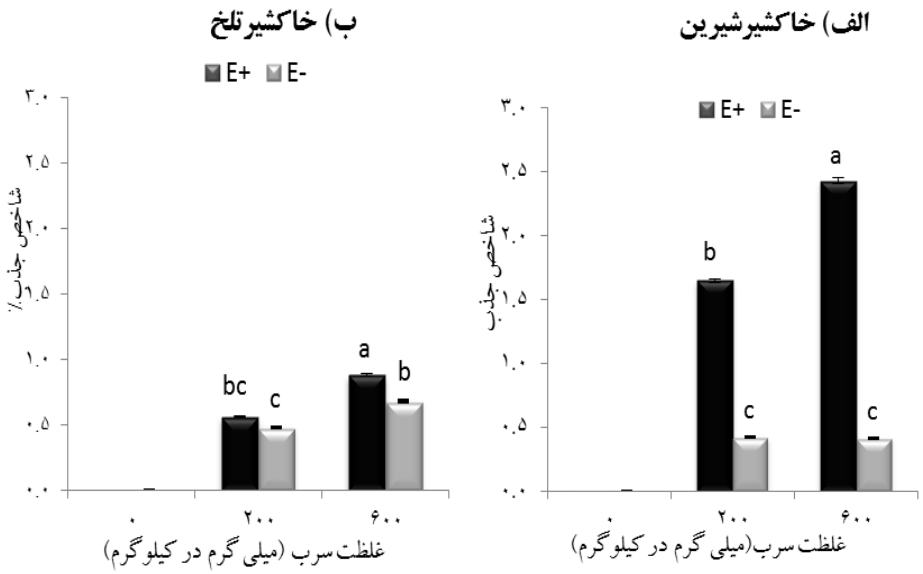
مطالعه اثر تیمارهای مختلف سرب بر غلظت‌ها سرب در اندام هوایی و ریشه نشان داد که همگام با افزایش غلظت سرب در بستر کشت گیاه مقدار این فلز در اندام هوایی و ریشه گیاه نیز افزایش می‌یابد به گونه‌ای که با افزایش غلظت سرب در بستر کشت گیاه از ۲۰۰ به ۶۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم غلظت سرب در اندام هوایی و ریشه خاکشیر شیرین به ترتیب به میزان ۱/۶۲ و ۳/۷۵ برابر افزایش یافت که این میزان افزایش در خاکشیر تلخ در اندام هوایی و ریشه به ترتیب برابر با ۶/۶۱ و ۱/۶۵ برابر می‌باشد.

جدول ۲-سرب انباشت شده در ریشه و اندام هوایی (E^+وE^-)

	خاکشیر شیرین						خاکشیر تلخ					
	E^+			E^-			E^+			E^-		
	۰	۲۰۰	۶۰۰	۰	۲۰۰	۶۰۰	۰	۲۰۰	۶۰۰	۰	۲۰۰	۶۰۰
اندام هوایی	ND	۱۶۹۵/۷^b	۲۷۸۵/۶^a	ND	۱۱۲۸/۴^c	۱۷۸۲/۲^b	ND	۱۶۹۵/۷^b	۲۷۸۵/۶^a	ND	۳۵۲/۱^c	۳۳۶۳/۶^a
ریشه	ND	۳۸۱۲/۲^b	۱۶۶۰۱/۷^a	ND	۱۵۰۷/۳^c	۳۳۶۰^b	ND	۲۳۴۴/۵۹^b	۳۸۵۲/۱^a	ND	۲۵۳۷/۵۲^b	۴۰۶۲/۰۳^a

حروف غیر یکسان در هر ردیف بیانگر اختلاف معنی‌دار در سطح ۱٪ آزمون LSD می‌باشد ND توسط دستگاه شناسایی نشده است

بلای لوک و همکاران نشان دادند که میزان جذب فلز سرب توسط گیاهان به عوامل گوناگونی نظیر نوع و گونه گیاه و میزان غلظت و نوع فلزات سنگین در خاک بستگی دارد. بررسی اثر متقابل قارچ و فلز سرب بر غلظت سرب در ریشه دو گیاه مورد مطالعه نتایج متفاوتی را نشان داد به گونه‌ای که در خاکشیر شیرین در غلظت‌های مختلف سرب، تلقیح گیاه مذکور با قارچ p.indica باعث افزایش معنی‌دار جذب سرب شد درحالی‌که در گیاه خاکشیر تلخ، باعث کاهش جذب سرب در ریشه شد که البته این کاهش جزئی بوده و معنی‌دار نشد. (جدول ۲)



شکل ۱- اثر متقابل سرب و قارچ بر شاخص جذب. حروف یکسان نشان¬دهنده عدم وجود تفاوت معنی¬دار در سطح ۱ درصد آزمون LSD می‌باشد

با افزایش سطح سرب در محیط کشت، شاخص جذب نیز به طور معنی‌داری در هر دو گیاه افزایش یافت، به طوری که در خاکشیر شیرین مقدار با افزایش سرب در محیط کشت از ۲۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم به ۶۰۰ میلی-گرم شاخص جذب ۳۶ درصد افزایش یافت که این مقدار افزایش در خاکشیر تلخ ۵۳ درصد بود.

نتایج این مطالعه نشان داد که تلقیح گیاهان مورد مطالعه با قارچ *p.indica* به ترتیب باعث افزایش ۴۰۰ و ۲۶ درصدی شاخص جذب در خاکشیر شیرین و خاکشیر تلخ شد همچنین مشخص‌شده که کلنیزه شدن گیاه به وسیله برخی قارچ‌های میکوریز آربوسکولار می‌تواند جذب و تجمع فلزات سنگین در اندام هوایی گیاه (استخراج گیاهی) را افزایش دهد [۴۵]. گیاهان E^+ با تولید زیست توده بیشتر و هم‌چنین انباشت بیشتر کادمیم در ریشه و اندام هوایی نسبت به گیاهان E^-، کارایی و توانایی بالاتری در برداشت کادمیم از محیط نشان داد. (شکل ۱).

داده‌های حاصل از این پژوهش نشان داد که قارچ *P.indica* باعث افزایش عملکرد گیاهان خاکشیر شیرین و خاکشیر تلخ در شرایط بهینه از نظر رشد و نیز آلودگی خاک به فلز سرب گردید. همچنین نتایج به خوبی بیانگر تجمع مقادیر زیادی از فلز سرب در ریشه نسبت به اندام هوایی هر دو گیاه مورد مطالعه بود. به طور کلی می‌توان استنباط نمود که تلقیح گیاهان مذکور با قارچ *P.indica* باعث افزایش مقاومت هر دو گیاه به فلز سنگین سرب شده است.

منابع

1. Abou-shanab, R. A and T. A. Delorme. 2003b. Phenotypic characterization of microbes in the rhizosphere of Alyssum murale. Int. J. Phytoremediation, 5(4): 367-379.

2.Blaylock M. J, Salt D. E, Dushenkov S, Zakohrova O, Gussman C, Kapulnik Y, Ensley B. D, Raskin I., 2000. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. Environmental Science Technology, 31: 860–865.

3. Chen, B.D, H. Shen, X. Li, G. Feng and P. Christie. 2004. Effects of EDTA application and arbuscular mycorrhizal colonization on growth and zinc uptake by maize (Zea mays L.) in soil experimentally contaminated with zinc. Plant Soil 261:219-229.

4. Hill, N. S. 1994. Ecological relationships of Balansiae infected graminoids. In Biotechnology of Endophytic Fungi of Grasses. Eds. CW Bacon and JF White, Jr. pp 59-71. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

5. Malinowski, D. P, and Belesky, D. P. 2000. Adaption of Endophyte Infetced Cool-season Grasses to Environmental Stresses: Mechanisms of Drought and Mineral Stress Tolerance. Crop Sci., 40: 923-940.

6.Soleimani M, Akbar, S. and Hajabbasi, M. A. 2011. Enhancing Phytoremediation Efficiency in Response to Environmetal Pollution Stress. In: Plants and Environment. Hemanth KN. Vasanthaiah and Devaiah Kambiranda(Eds.). InTech-Open Access Publisher First Edition. pp. 1-14. ISBN: 978-953-307-779-6

بررسی پراکندگی چهار عنصر سرب، کادمیم، سلنیم و وانادیم در حاشیه سنگ آهن مرکزی بافق با شاخص گیاهی

اخوان قالیباف م.[1]، رئوف س.[2] و ع.ح. رضایی پور[3]

۱-استاد یار گروه خاکشناسی و ۲-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه مدیریت مناطق خشک دانشکده منابع طبیعی و کویر شناسی دانشگاه یزد و۳-دانشجوی دکتری محیط‌زیست دانشگاه هرمزگان

مقدمه

شرکت سنگ آهن مرکزی ایران- بافق (معدن چغارت) در فاصله ۱۰ کیلومتری شمال شرقی بافق و در فاصله ۱۲۰ کیلومتری جنوب شرقی یزد قرار دارد. از آنجا که تا کنون مطالعه ای در زمینه ی اثرات سوء پسابهای صنعتی معدن چغارت بافق بر تجمع فلزات سنگین در پوشش گیاهی منطقه صورت نگرفته است، از این رو این موضوع تعریف گردید تا شدت بیابان زایی در اطراف معدن بررسی گردد. از اهداف این طرح ضمن پهنه بندی شدت و میزان آلایندگی زیست محیطی در حاشیه معدن، سعی بر آن دارد تا با ارائه راه کار ها و شیوه های علمی از گسترش آلایندگی احتمالی جلوگیری نماید و ضمن حمایت از توسعه صنعتی و اقتصادی که لازمه پیشرفت کشور و ارتقائ سطح زندگی مردم می باشد، آن را هم سو در راستای توسعه پایدار قرار دهد. فرضیات طرح عبارت بودند از : ۱- پساب حاصل از فراوری، حاوی فلزات سنگین است. ۲- مواد مذکور بر پوشش گیاهی منطقه تاثیر گذار است. ۳- این تاثیر می تواند به عنوان شاخص بیابان زایی در شرایط اقلیم خشک و بیابانی تلقی گردد. به منظور بررسی حدود مجاز عناصر سلنیم، سرب، کادمیم و وانادیم در محیط، از دستورالعمل استانداردها و تجارب استفاده از پساب ها برای آبیاری که توسط کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران تهیه شده است (پرویز محمدی ،۱۳۹۲) استفاده گردید. همچنین در گزارشات تحقیقاتی منتشر شده توسط شریعت و همکاران(۱۳۸۹)، جون و احمد (۲۰۰۸) و میلر(۱۹۹۸) به تاثیر و میزان فلزات در گیاهان اشاره شده است که خلاصه ای در زمینه حدود مجاز و اثرات عناصر مورد بررسی به این شرح است: عنصر سلنیم در غلظت های پایین حدود ۲۵/. میلی گرم بر لیتر آب برای گیاهان اثر سمیت دارد و بر روی دامی که از گیاهان با مقادیر بالای سلنیم مصرف کند اثر سمیت دارد. سرب در غلظت های زیاد بر روی گیاهان اختلالات رشد ایجاد می کند و بر روی انسان اختلالات کلیوی ، کم خونی و سیستم عصبی را ایجاد می کند. کادمیم در غلظت های حدود ۰/۱ میلی گرم بر لیتر در محلول های غذایی برای بعضی از گیاهان ایجاد مسمومیت می کند . از آنجا که این عنصر حالت تجمع پذیری دارد لازم است اقدامات پیشگیری جهت جلوگیری از انتقال آن به انسان و دام را با وسواس بیشتری انجام گیرد. وانادیم در غلظت های نسبتا پایین برای بسیاری از گیاهان ایجاد مسمومیت می کند.

مواد و روشها

برای شروع پروژه ابتدا منطقه ی مورد نظر را با استفاده از نرم افزار های Google Earth و Arcmap مورد بررسی گرفت و محدوده ای جهت برداشت نمونه و در مجاور آن محدوده ای به عنوان شاهد جهت مقایسه تعیین گردید(شکل۱). سپس طی بازدیدهای انجام گرفته از منطقه نمونه برداری از خاک و گیاه به عمل آمد.



شکل ۱- موقعیت ناحیه مورد مطالعه و چهارگوشه های نمونه برداری که بر روی گوگل ارث ترسیم شده است.

نمونه های خاک جمع آوری شده به آزمایشگاه خاک منتقل شد و برروی آن آزمایشات لازم جهت اندازه گیری خصوصیات فیزیکی ، فیزیکی شیمیایی و شیمیایی لازم انجام گرفت. از نمونه های گیاه(اشنان، Seidlitzia rosmarinus) پس از پودرنمودن با اسید نیتریک ۶ مولار عصاره گیری شد و عصاره ها با استفاده از دستگاه جذب اتمی به روش های کوره گرافیتی و معمولی عناصر مورد نظر آنالیز گردید. به منظور بررسی میزان نسبی افزایش عناصر مورد بررسی به سقف مجاز آن در گیاها از این شاخص استفاده می شود. از شاخص Zc که برایند تجمعی غلظت اضافه شده عناصر سنگین و آلاینده است به منظور پهنه بندی شدت تجمع عناصر در پوشش گیاهی استفاده شد. نحوه بدست آوردن شاخص Zc در رابطه ۱ نشان داده شده است.

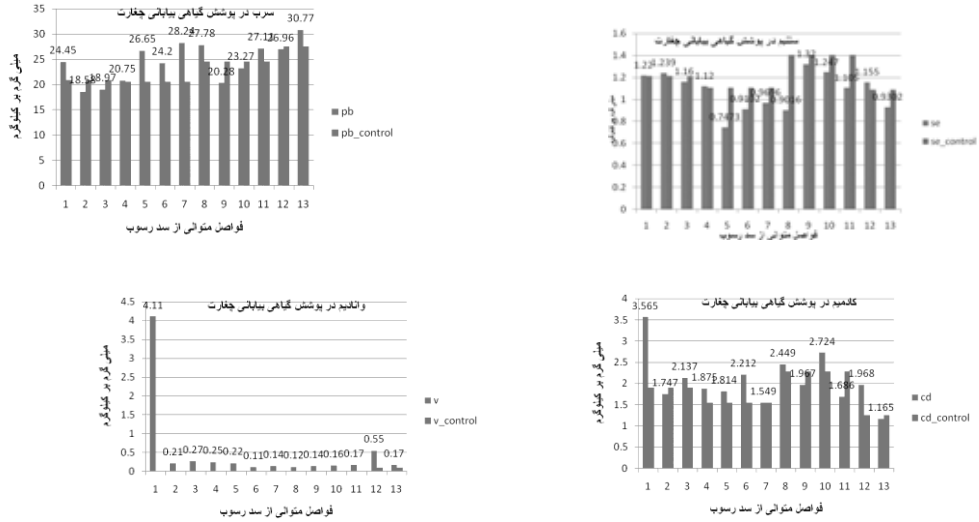
$$Zc = \sum^{n}_{1=I} K_{ci} - (n-1) \qquad [\ ۱\ ]$$

که در رابطه فوق n تعداد موارد مورد اندازه گیری یا تعداد نوع فلزات است و K_{ci} ضریب غلظت یا افزایش نسبی غلظت اضافه شده عناصر سنگین نسبت به سقف مجاز آن (MPC)[1] است(بولشاکوف و.آ. و همکاران ۱۹۹۳).

نتایج و بحث

وضعیت عمومی خاک و رسوب در حاشیه معدن چغارت عمدتا دارای بافتی سبک از شنی تا لومی شنی می‌باشد و رسوبات سد باطله دارای بافت لومی سیلتی است. خاک ها دارای واکنش قلیائیت ضعیف است و شوری آن از آنجا که بافت خاک سبک است کم است ولی در عمق بخصوص در محل سخت لایه ها ی نمک به شدت شور است. تیپ شوری عمدتا کلریدی تا کلریدی سولفاتی و سدیمی و سدیمی کلسیمی است. در شکل ۲ پراکندگی فلزات سلنیم، سرب، کادمیم و وانادیم با فاصله از معدن سنگ آهن بافق نشان داده شده است. با توجه به بعضی اثرات متقابل سلنیم و وانادیم وجود عنصر سلنیم در گیاه مورد بررسی قرار گرفت. میزان این عنصر در گیاه از نمونه های گیاهی کنترل نیز کمتر است. این موضوع ممکن است به دلیل اثرات متقابل فلزات و کاهش میزان نسبی جذب سلنیم در نواحی تحت نفوذ زه آب های صنعتی سد باطله باشد. به هر ترتیب میزان سلنیم در ناحیه مورد مطالعه قابل توجه نیست. موضوع قابل توجه دیگر این است که روند تغییرات غاظت سلنیم با فاصله از سد باطله دارای روند سینوسی است.

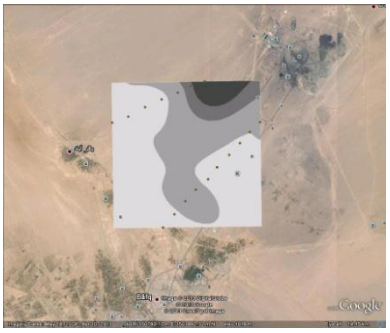
[1]Maximum Permitted Concentration

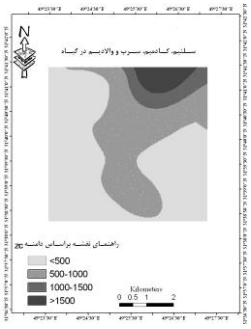


شکل۲-تجمع عناصر مورد بررسی بر حسب میلی گرم بر لیتر در بافت گیاه اشنان با فاصله از سد باطله

میزان سرب در گیاهان مستقر در مسیر آبراهه متاثر از سد باطله نشان داد که سد باطله تاثیر معنی داری در تجمع سرب در گیاه را نداشته است. لازم است نقش عامل ثانوی را در میزان نسبتا بالای سرب در گیاهان اشنان ناحیه مورد مطالعه جستجو نمود. همچنین در مورد سرب نیز روند سینوسی تغییر غلظت در بافت گیاهی با فاصله از سد باطله محسوس است. بررسی تجمع کادمیم در گیاهان مستقر در مسیر آبراهه متاثر از سد باطله نشان داد که هر چند مقدار آن در گیاهان نمونه برداری شده و گیاهان کنترل زیاد است و با دور شدن از سد باطله کمتر می شود ولی در گیاهان کنترل نیز مقدار بالایی را دارد. روند تغییرات غلظت این عنصر نیز همانند سایر عناصر از یک روند سینوسی برخوردار است. اندازه گیری های میزان وانادیم در گیاهان مستقر در مسیر آبراهه متاثر از سد باطله نشان داد که وانادیم در گیاهان نمونه گیری شده نسبت به گیاهان کنترل با اختلاف معنی دار تجمع نموده است. روند تغییرات وانادیم در گیاه مانند سایر عناصر سینوسی است. آنچه که می توان در مقایسه با سایر عناصر نتیجه گرفت باطله ها در شرایط فعلی نقش بیشتری در رها سازی وانادیم در محیط را داشته است. از نتایج غلظت عناصر سنگین در بافت های گیاهی مقدار Kci برای هر عنصر بدست آمد و از آنها Zc محاسبه گردید. مقایسه میانگین های Kci در نمونه های گیاهی و نمونه های کنترل با آزمون حداقل اختلاف معنی دار (LSD[۲]) نشان داد که مقادیر Kci نمونه های گیاهی شاهدو کنترل وانادیم دارای اختلاف معنی دار در سطح ۹۵درصد اطمینان می باشد ولی سایر عناصر با نمونه های کنترل اختلاف معنی دار نداشت. مقایسه Zc از نمونه های شاهد و کنترل همچنین دارای اختلاف معنی دار با ۹۵ درصد اطمینان بود. در شکل ۳ موقعیت چهار گانه شدت آلودگی با شاخص Zc از بیشترین تا کمترین که به ترتیب با رنگهای تیره تا روشن نشان داده شده است بر روی تصویر همان ناحیه از گوگل ارث و به صورت نقشه پهنه بندی شده نشان داده شده است.

[2] Least Significant Difference





شکل ۳ – نقاط نمونه برداری و ناخیه پهنه بندی شده بر روی تصویر گوگل ارث(سمت راست) و نقشه پهنه بندی همان ناحیه بر حسب شدت آلودگی با شاخص Zc (سمت چپ)

گسترش ناحیه با آلودگی بسیار شدید تا حدود یک کیلومتر از سد باطله با بیش از ۳ برابر ناحیه با شدت آلودگی کم و گسترش ناحیه با آلودگی کم تا حدود ۶ کیلومتری از سد باطله است. با توجه به نتایج بدست آمده می توان چنین نتیجه گیری نمودکه بسیاری از عناصر سنگین در خاکهای ناحیه معدن چغارت که بر روی تیپ های واحد اراضی دشت سر لخت تشکیل شده است خود حاصل فرایندهای فرسایشی و هوازدگی واحد های کوهستان بالادست بوده که می توانسته حاوی کانسار هایی باشدکه فلزات سنگین را به خاک واردنموده است . وانادیم از نمونه فلزاتی است که توانسته است با استخراج و کانه آرایی های سنگ آهن به خاک و از آن طریق به گیاه وارد شود. از آنجا که با توجه به شیب آبراهه و نقشه حاصله جبهه فلزات به سمت روستا ها ی تابعه و شهر بافق در حرکت است لازم است اقداماتی در جهت کند تر شدن حرکت این جبهه و یا سد نمودن حرکت آن و یا هدایت آن به جهت های امن تر صورت گیرد. توزیع و پراکندگی سینوسی غلظت فلزات حاکی از بارش های کوتاه مدت و شدیدی است که در مسیر آبراهه فلزات را با خود حمل و با خشک شدن آبراهه در مسیر خود ضمن تجمع، آن را به جای گذاشته و این روند با بارش بعدی تکرار شده است. به طوری که محل تجمع قبلی خود منشا انتقال فلزات در بارش بعدی گشته است.

منابع

۱–شریعت، ا.، عصاره، م.ح.، قمری زارع، ع. ۱۳۸۹. اثر کادمیم بر برخی پارامترهای فیزیولوژی در Eucalyptus occidentalis. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک. ۱۵۳–۱۴۵.

۲–محمدی، پرویز .۱۳۹۲. مروری بر استاندارد ها و تحارب استفاده از پساب ها برای آبیاری.کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. ۴۵صفحه.

3-Bolshakov B.A.,Kracnova N.M.Boricochkina T.E. Corokin C.E. and Grakovski B.G. 1993. Technogenic pollution of soil with heavy matals. Russia Academy of Agricultural Science. Moscow Dokuchaev Soil Institute Publisher.90p.

4-John, R., P. Ahmad, K. Gadgil and S. Sharma. 2008. Effect of cadmium and lead on growth, biochemical parameters and uptake in Lemna polyrrhiza L. Plant Soil Environ. 54 (6): 262–270.

5-Miller,G.T.,1998. Living in the Environment,10 nth.Ed. Wadsworth,London.

بررسی عوامل مؤثر بر احیا Cr(VI) با استفاده از فلز آهن در حضور خاک

سید رسول حسینی [۱]، لیلا علیدخت [۲]، شاهین اوستان، [۳]، ناصر علی اصغرزاد[٤]، نصرت اله نجفی[٥]

۱- کارشناس ارشد ، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

۲- دانشجوی دکتری، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

۳- دانشیار ، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

٤- استاد، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

٥- استادیار، گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

مقدمه

ترکیبات کروم در بسیاری از صنایع از قبیل آبکاری، چرم‌سازی، تولید آلیاژها و فولاد، سنتز رنگدانه‌ها و رنگرزی مورد استفاده قرار می‌گیرد. تخلیه بدون تصفیه پساب صنایع مذکور منجر به ورود ترکیبات کروم به محیط زیست شده و باعث ایجاد اثرات مضر اکولوژیکی می‌گردد. کروم شش ظرفیتی (Cr(VI)) به صورت آنیونی وجود داشته و به سهولت از ذرات خاک و رسوبات قابل استخراج بوده و به شدت در محیط متحرک است. در حالی که کروم سه ظرفیتی (Cr(III)) به شکل کاتیونی بوده و در pHهای خنثی به سهولت توسط انواع زیادی از مواد آلی و غیر آلی جذب شده و یا رسوب می‌کند و لذا از تحرک کمتری برخوردار است. گزارش شده است که ترکیبات Cr(VI) ۱۰ تا ۱۰۰ برابر سمّیت بیشتری نسبت به ترکیبات Cr(III) دارند. ترکیبات Cr(VI) بسیار اکسنده بوده و در زمره مواد سرطان‌زا طبقه‌بندی می‌شوند. در حالی که Cr(III) در مقادیر کم برای پستانداران ضروری شناخته شده است. با توجه به مطالب ذکر شده، احیای Cr(VI) به Cr(III) مناسب‌ترین راه برای کاهش آلودگی محیط زیست به Cr(VI) محسوب می‌گردد (کیان و همکاران، ۲۰۰۸).

آهن صفر (Fe^0) ماده‌ای غیر سمّی، ارزان قیمت و قابل دسترس است و به عنوان یک احیا کننده‌ی قوی برای Cr(VI) شناخته شده است. احیای Cr(VI) توسط Fe^0 یک واکنش با مکانیسم خوردگی الکتروشیمیایی است که در سطح Fe^0 صورت می‌گیرد (واکنش ۱) و در نهایت به همرسوبی Fe(III) و Cr(III) (واکنش ۲) ختم می‌شود (اوزر و همکاران، ۱۹۹۷).

$$CrO_4^{2-} + Fe^0 + 8H \rightarrow Fe^{3+} + Cr^{3+} + 4H_2O \quad [۱]$$

$$xCr^{3+} + (1-x)Fe^{3+} + 2H_2O \rightarrow Cr_xFe_{1-x}OOH + 3H^+ \quad [۲]$$

واکنش احیای Cr(VI) توسط Fe^0 در خاک توسط عوامل مختلف از قبیل مقدار و اندازه‌ی ذرات آهن، pH اولیه محیط و همچنین غلظت اولیه‌ی Cr(VI) کنترل می‌شود. اطلاعات اندکی در خصوص تأثیر عوامل فوق در این فرایند در حضور خاک در دسترس است. در این مطالعه، تأثیر عوامل مؤثر بر میزان حذف Cr(VI) توسط Fe^0، شامل اثر اندازه‌ی ذرات آهن (پودر، براده‌ی و براده‌ی درشت)، pH و غلظت اولیه‌ی محلول Cr(VI) در حضور خاک در سیستم batch مورد بررسی قرار گرفت.

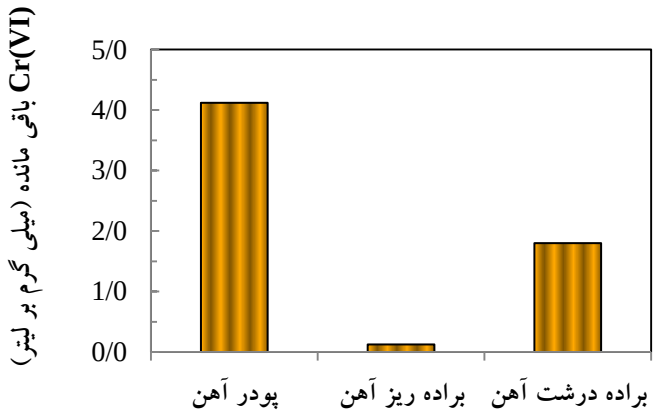
مواد و روشها

خاک مورد استفاده در این مطالعه، دارای بافت لومی و pH (۱:۱) ۷/۵، حاوی ۵/۸۵ درصد کربن آلی، ۴/۴ درصد کربنات کلسیم معادل و ۲۴۴ میلی‌گرم در کیلوگرم منگنز به سهولت قابل احیا بود. تمام آزمایشات در لوله‌های سانتریفوژ ۵۰ میلی‌لیتری انجام شد. بدین ترتیب که ۲۰ میلی‌لیتر محلول دی‌کرومات پتاسیم با غلظت معین داخل لوله‌ی سانتریفوژ حاوی ۲ گرم خاک خشک و ۰/۱ گرم آهن اضافه گردید. سوسپانسیون‌ها به مدت معین با استفاده از شیکر رفت و برگشتی (۱۳۰ دور در دقیقه) در دمای اتاق تکان داده شدند. سپس با سرعت ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت دو دقیقه سانتریفوژ شده و محلول زلال روئی از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد. غلظت Cr(VI) باقی‌مانده در این محلول به روش رنگ سنجی دی فنیل کاربازاید اندازه‌گیری شد.

بررسی اثر اندازه‌ی ذرات آهن بر احیای Cr(VI) در محلول ۵ میلی‌گرم در لیتر Cr(VI) و در حضور ۰/۱ گرم پودر آهن، براده ریز آهن (<۰/۵mm) و براده درشت آهن (۰/۵–۲mm) و دو گرم خاک خشک انجام شد. در آزمایشات مربوط به بررسی اثر غلظت اولیه‌ی Cr(VI)، مقادیر غلظت Cr(VI) به صورت ۲، ۵، ۱۰ و ۲۰ میلی-گرم در لیتر Cr(VI) انتخاب شد. در بررسی اثر pH، pH محلول ۵ میلی‌گرم در لیتر Cr(VI) در مقادیر ۴، ۶ و ۸ با استفاده از اسید کلریدریک و سود تنظیم شده و به لوله‌های سانتریفوژ حاوی ۰/۱ گرم براده‌ی ریز آهن و دو گرم خاک خشک اضافه گردید.

نتایج و بحث

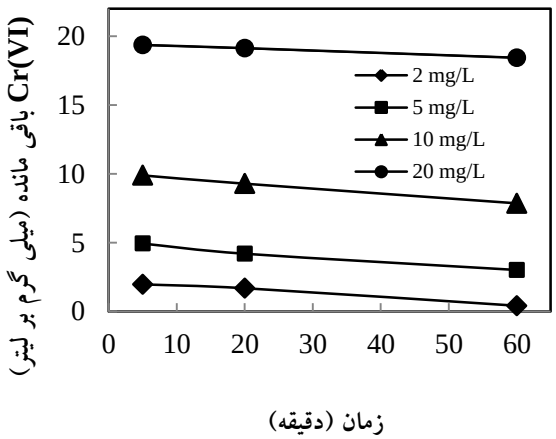
اندازه‌ی ذرات آهن یک عامل مهم در سرعت واکنش‌های مربوط به آن محسوب می‌شود و با افزایش سطح ویژه ذرات سرعت واکنش افزایش می‌یابد. شکل ۱ غلظت باقی‌مانده ۵ میلی‌گرم بر لیتر Cr(VI) را پس از ۲۰ دقیقه تماس با ۰/۱ گرم پودر، براده ریز و براده درشت آهن در حضور ۲ گرم خاک خشک نشان می‌دهد. چنانچه مشاهده می‌شود، ترتیب کارایی ذرات آهن به صورت براده ریز< براده درشت < پودر آهن بدست آمد. براده ریز آهن به دلیل اندازه‌ی کوچکتر ذرات و بنابراین سطح ویژه‌ی بالا و تراکم بالای مکانهای فعال در سطح ذرات در مقایسه با براده درشت آهن از واکنش‌پذیری بالاتری برخوردار هستند. عدم کارایی مناسب پودر آهن در احیای Cr(VI) را می‌توان به ایجاد لایه‌ی بی‌اثر در سطح ذرات آهن نسبت داد.



شکل ۱- تأثیر اندازه ذرات آهن در احیای Cr(VI) در حضور دو گرم خاک خشک.

پودر آهن (میکروذرات آهن) به دلیل واکنش‌پذیری بالائی که نسبت به اکسیژن محلول و ترکیبات حاوی اکسیژن دارد، در شرایط هوازی سریعاً اکسید شده و منجر به تشکیل لایه‌ی بی‌اثر (عمدتاً از جنس FeOOH) در سطح آهن صفر می‌شود. تشکیل چنین لایه‌ای باعث کاهش قابلیت انتقال الکترون از سطح آهن صفر به گونه‌ی اکسیدی مورد نظر (Cr(VI)) شده و نهایتاً کارائی آن را کاهش می‌دهد (گیری و همکاران، ۲۰۰۱).

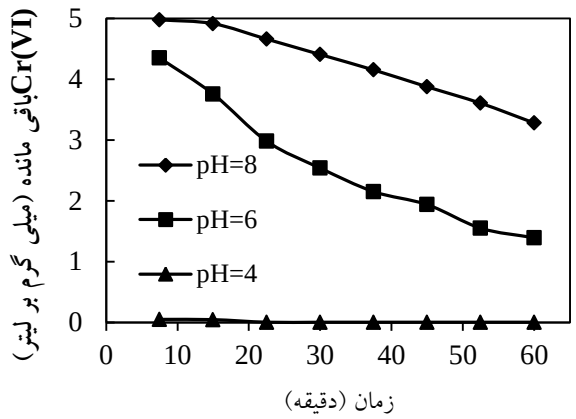
کرومات خود به عنوان یک عامل پوشش دهنده‌ی سطح آهن صفر عمل می‌کند و احیاء Cr(VI) توسط آهن صفر شدیداً به غلظت Cr(VI) وابسته است. شکل ۲ تغییرات زمانی احیای ۲، ۵، ۱۰ و ۲۰ میلی‌گرم در لیتر Cr(VI) را در حضور ۰/۱ گرم (۰/۵ درصد وزنی) براده ریز آهن نشان می‌دهد. همانطور که مشهود است با افزایش غلظت Cr(VI) مقدار کروم احیا شده کمتر می‌شود تا جایی که در غلظت ۲۰ میلی‌گرم در لیتر پس از ۶۰ دقیقه، تنها ۷/۸ درصد از Cr(VI) توسط براده آهن از سوسپانسیون حذف شد. در حالی‌که در این مدت زمان به ترتیب ۷۹، ۴۰ و ۲۰ درصد از غلظت‌های ۲، ۵، ۱۰ و ۲۰ میلی‌گرم در لیتر Cr(VI) احیا شد. کاهش سرعت واکنش احیا با افزایش غلظت Cr(VI) را می‌توان به سرعت پائین فرآیند خوردگی آهن صفر در غلظت‌های بالای کرومات نسبت داد (لویاکس‌لاونیکزاک و همکاران، ۲۰۰۰).



شکل 2- تأثیر غلظت اولیه Cr(VI) در احیای Cr(VI) توسط براده ریز آهن در حضور دو گرم خاک خشک.

شکل ۳ مقدار Cr(VI) باقی‌مانده در حضور ۰/۱ گرم براده ریز آهن را در سه pH ۴، ۶ و ۸ نشان می‌دهد. به طوریکه ملاحظه می‌شود با افزایش pH مقدار Cr(VI) احیا شده کمتر می‌شود. در زمان ۷/۵ دقیقه در pH=۴ تقریباً ۹۹٪ در pH=۶ تقریباً ۱۳٪ و pH=۸ کمتر از ۰/۵٪ Cr(VI) احیا شد. در زمان ۶۰ دقیقه نیز به ترتیب ۱۰۰، ۷۲ و ۳۴ درصد از کروم اولیه احیا شد. نتایج بدست آمده نشان دادند که سرعت احیای Cr(VI) در pHهای اسیدی در مقایسه با pHهای قلیایی بسیار زیاد است. در تحقیقات قجو و لووی (۲۰۰۶) با کاهش pH از ۲/۹۸ به ۲/۱ مدت زمان احیای تمام ۳۰ میلی‌گرم در لیتر Cr(VI) از ۴۵ دقیقه به کمتر از ۵ دقیقه کاهش یافت.

واکنش احیا Cr(VI) توسط آهن (واکنش ۱) مصرف کننده‌ی پروتون است و بنابراین غلظت بالای پروتون در پیشرفت واکنش بسیار مؤثر خواهد بود. علاوه بر این، در شرایط اسیدی به دلیل بالا بودن سرعت خوردگی[1] آهن صفر، سرعت واکنش احیاء Cr(VI) نیز بیشتر است. علاوه بر این در pH های اسیدی، به دلیل اینکه سطح هیدراته‌ی آهن صفر بار مثبت به خود می‌گیرد، جذب گونه‌های آنیونی Cr(VI) به سطح آهن بیشتر شده و در نتیجه واکنش احیا نیز با سرعت بیشتری انجام می‌شود. در pH های پائین، از تشکیل لایه‌ی اکسیدی در سطح آهن صفر جلوگیری می‌شود و بدین ترتیب سرعت واکنش افزایش می‌یابد. برعکس، افزایش pH از طریق افزایش میزان جذب Cr(III) و هم‌رسوبی آن با Fe(III) در سطح، باعث کاهش کارائی آهن صفر می‌شود (گوی و همکاران، ۲۰۰۹).



شکل 3- تأثیر pH اولیه در احیای Cr(VI) توسط براده ریز آهن در حضور دو گرم خاک خشک.

منابع

Gheju M, Iovi A, 2006. Kinetics of hexavalent chromium reduction by scrap iron. Journal of Hazardous Materials B135: 66–73.

Giri, S., Ganguli, S., Bhattacharya, M., 2001. Surface oxidation of iron nanoparticles, Applied Surface Science 182: 345–349.

Gui L, Yang Y, Jeen SW, Gillham RW, Blowes DW, 2009. Reduction of chromate by granular iron in the presence of dissolved $CaCO_3$. Applied Geochemistry 24: 677–686.

Loyaux-Lawniczak S, Refait P, Ehrhardt JJ, Lecomte P, Genin JMR, 2000. Trapping of Cr by formation ferrihydrate during the reduction of chromate ions by Fe(II)-Fe(II) hydroxyl salt green rusts. Environmental Science and Technology 34: 438–448.

Ozer A, Altundogan HS, Erdem M, Tumen F, 1997. A study on the Cr(VI) removal from aqueous solutions by steel wool. Environmental Pollution 97: 107–112.

Qian H, Wu Y, Liu Y, Xu X, 2008. Kinetics of hexavalent chromium reduction by iron metal. Frontiers of Environmental Science and Engineering 2: 51–56.

[1] - Corrosion rate

بررسی اثرات کاشت گیاهان زراعی بر میزان رشد خرما در یک خاک آلوده

عبدالحمید محبی[1] و حجت دیالمی[2]

۱- استادیار پژوهشی موسسه تحقیقات خرما و میوه های گرمسیری

۲- مربی پژوهشی موسسه تحقیقات خرما و میوه های گرمسیری

مقدمه

امروزه آلودگی محیط زیست یکی از مشکلات اساسی به شمار می‌رود که جوامع بشری با آن روبرو هستند. یکی از روش‌های نوین و کم هزینه برای پالایش خاک‌های آلوده، استفاده از گیاهان می‌باشد که به آن گیاه پالایی۱ می‌گویند که افزون بر هزینه کمتر، سازگار با طبیعت بوده و نیاز به تجهیزات و امکانات کمتری نسبت به سایر روش‌های پالایش دارد. استان خوزستان علاوه بر وجود چاه‌های متعدد نفت، دارای صنایع متعددی است که باعث آلودگی خاک می‌شود. بنابر این با توجه به وجود منابع متعدد آلودگی خاک و با عنایت به اینکه نخلستان‌های خوزستان در معرض این خطرات قرار دارند لزوم تحقیقاتی در این زمینه اجتناب ناپذیر است. غلظت کل فلزات استخراج شده از خاک تحت تأثیر عواملی از قبیل غلظت عنصر در خاک، بیوماس گیاهی، توانائی انباشت گیاه و... دارد. بیوماس گیاهی تحت تأثیر حاصلخیزی خاک و عوامل دیگر منجمله عملیات زراعی مثل آبیاری، مصرف کود و کنترل آفات وعلف‌های هرز قرار دارد (McGrath et al., 2006). جذب عناصر بستگی به نوع و فعالیت ریشه دارد (Marschner and R¨omheld, 1996) .

گیاهان قادرند بوسیله مکانیسم‌های متعددی، سمیت فلزات سنگین را کاهش و تحرک عناصر را افزایش دهند (Sterckeman et al., 2005). کشت مخلوط یکی از تکنیک‌های زراعی است و یکی از اهداف آن بهبود روابط متقابل در خاک است که ممکن است باعث افزایش قابلیت استفاده عناصر و افزایش عملکرد گردد، برای مثال نشان داده شده است که کشت مخلوط Thlaspi caerulescens باعث افزایش جذب کادمیم در جو گردید (Gove et al. 2002).

هدف از این مطالعه بررسی میزان رشد و جذب عناصر مختلف، همچنین توانائی حذف سرب از خاک توسط گیاهان در سیستم تک کشتی و مخلوط بود.

مواد و روشها

جهت انجام این پژوهش، خاک آلوده به سرب از مناطق اطراف چاههای نفت اهواز برداشت شد. هر کدام از این خاکها با میزان ۱۰ درصد حجمی کود حیوانی در دستگاه میکسر مخلوط گردید. سپس تعداد ۱۵ گلدان با ظرفیت ۱۰ کیلوگرم خاک و ابعاد ۳۰ سانتی‌متر طول، ۲۰ سانتی‌مترعرض و ۱۵ سانتی‌متر عمق تهیه و با این خاک‌ها پر شد. در شروع آزمایش کودهای نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب به میزان ۲۴۰، ۱۲۰ و ۱۵۰ میلی‌گرم به ازائ هر کیلوگرم خاک با استفاده از کودهای خالص مرک به هر گلدان اضافه گردید. تیمارهای شامل: ۱- شاهد(کاشت خرما)، ۲- کاشت ذرت، ۳- کاشت یونجه، ۴-کاشت آفتابگردان، ۵- کاشت خرما با ذرت، ۶- کاشت خرما با یونجه، ۷- کاشت خرما با آفتابگردان در سه تکرار اجرا شد. ابتدا نهالهای کشت بافت خرما و

۱-phytoremediation

سپس ۴ بذر از هر گیاه زراعی در تیمارهای مورد نظر کاشت شد. این مطالعه در گلخانه انجام شد. درجه حرارت روز و شب به ترتیب ۳۰ و ۲۸ درجه سانتی‌گراد تنظیم شد. آبیاری گلدان‌ها در ظرفیت زراعی و با آب مقطر انجام شد. پس از رشد گیاهان طی یک فصل رشد، گیاهان به طور کامل از خاک برداشت و نمونه‌ای از خاک هر گلدان تهیه و غلظت مس، منگنز، و سرب در آنها تعیین گردید. وزن کل گیاه اندازه‌گیری و ریشه از اندام هوائی جدا و وزن آن‌ها اندازه‌گیری شد و وزن خشک و سپس غلظت سرب در آنها اندازه‌گیری شد. شاخص جذب (حاصلضرب ماده خشک تولیدی در غلظت عنصر در اندام هوائی) محاسبه، سپس تجزیه و تحلیل داده‌ها توسط نرم افزار SPSS 16 و مقایسه میانگین‌ها از طریق آزمون دانکن انجام شد.

نتایج و بحث

الف)عملکرد

۱- گیاهان زراعی

اثر تیمارهای مختلف روی وزن تازه گیاهان زراعی نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین تیمارهای مختلف وجود دارد بطوری که ذرت کاشت شده با خرما (تیمار ۴) با ۱۲۱/۱۰ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد و در یک گروه قرار گرفت و یونجه کاشت شده با خرما (تیمار ۵) با ۱۸/۸۱ گرم در پائین‌ترین سطح قرار گرفت (جدول ۱).

اثر تیمارهای مختلف روی وزن خشک گیاهان زراعی نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین تیمارهای مختلف وجود دارد بطوری که ذرت کاشت شده با خرما (تیمار ۵) و ذرت (تیمار ۲) به ترتیب با۲۶/۸۰ و ۲۵/۵۱ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد و در یک گروه قرار گرفتند و آفتابگردان (تیمار ۴) وآفتابگردان کاشت شده با خرما (تیمار ۷) به ترتیب با ۱۹/۱۶ و ۱۸/۳۷ در گروه بعدی قرار گرفتند و یونجه (تیمار ۳) و یونجه کاشت شده با خرما (تیمار ۶) به ترتیب با ۶/۷۳ و ۶/۵۶ گرم در پائین‌ترین سطح قرار گرفتند. لازم به ذکر است همه گیاهان زراعی کشت تکی یا همراه با خرما در گروه‌های مشابه قرار داشتند(جدول ۱).

جدول ۱- میانگین وزن تازه و خشک گیاهان زراعی بر حسب گرم

تیمار	*ذرت*	*یونجه*	*آفتابگردان*	*خرما با ذرت*	*خرما با یونجه*	*خرما با آفتابگردان*
وزن تازه	۱۰۵/۷۸	۱۸/۸۱	۱۰۱/۳۱	۱۲۱/۱۰	۱۹/۳۹	۹۲/۰۷
وزن خشک	۲۵/۵۱	۶/۷۳	۱۹/۱۶	۲۶/۸۰	۶/۵۶	۱۸/۳۷

۲- نخل خرما

اثر تیمارهای مختلف روی وزن تازه نخل خرما نشان داد خرما کاشت شده با یونجه (تیمار ۶) با ۱۵۷/۳۶ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد و در یک گروه قرار گرفت اگر چه با تیمارهای خرما کاشت شده با ذرت(تیمار ۵) یا آفتابگردان(تیمار ۷) تفاوت معنی‌داری نداشت. خرما کاشت شده به تنهائی (تیمار ۱) با۶۲/۴۲ گرم در پائین‌ترین سطح قرار گرفت(جدول ۲).

اثر تیمارهای مختلف روی وزن تازه اندام هوائی نخل خرما نشان داد که خرما کاشت شده با یونجه (تیمار ۶) با۱۱۰/۴۹ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد و بطور معنی‌داری بالاتر از خرما کاشت شده به تنهائی (تیمار ۲) قرار گرفت اگر چه با تیمارهای خرما کاشت شده با ذرت(تیمار ۵) یا آفتابگردان(تیمار ۷) تفاوت معنی-داری نداشت (جدول ۲).

اثر تیمارهای مختلف روی وزن خشک اندام هوائی نخل خرما نشان داد که خرما کاشت شده با یونجه (تیمار ۶) با ۵۵/۶۷ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد. سایر تیمارها در یک گروه دیگر قرار گرفتند و تفاوت معنی‌داری با هم نداشتند (جدول ۲).

اثر تیمارهای مختلف روی وزن تازه و خشک ریشه نخل خرما نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین تیمارهای مختلف وجود ندارد (جدول ۳).

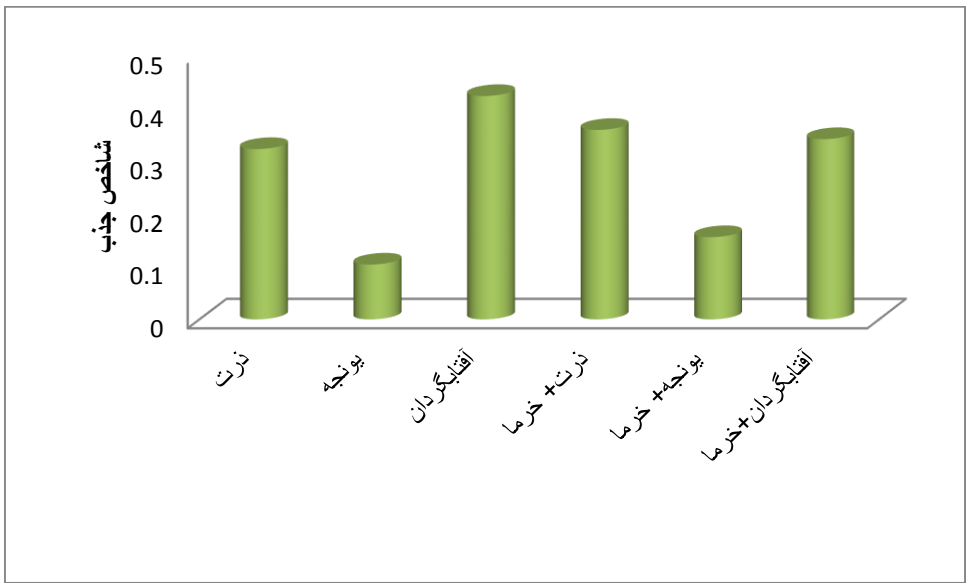
جدول ۳- میانگین وزن تازه و خشک نهال خرما، اندام هوائی و ریشه بر حسب گرم

تیمار	وزن تر نهال	وزن خشک نهال	وزن تازه اندام هوائی	وزن خشک اندام هوائی	وزن تازه ریشه	وزن خشک ریشه
خرما	۶۲/۴۱^{B}	۳۵/۶۷^{A}	۴۳/۴۲^{B}	۲۵/۹۱^{B}	۱۸/۹۹^{A}	۹/۷۵^{A}
خرما با ذرت	۱۰۸/۸۹^{AB}	۴۲/۱۱^{AB}	۷۰/۷۱^{AB}	۲۸/۱۳^{B}	۳۸/۴۵^{A}	۱۴/۰۷^{A}
خرما با یونجه	۱۵۷/۶ ۳^{A}	۷۰/۵۰^{AB}	۱۱۰/۴۹^{A}	۵۵/۶۷^{A}	۴۶/۸۷^{A}	۱۴/۸۳^{A}
خرما با آفتابگردان	۱۰۴/۴۳^{AB}	۴۳/۰۹^{AB}	۷۰/۳۲^{AB}	۳۱/۹۳^{B}	۳۴/۱۰^{A}	۱۲/۹۱^{A}

میانگین در هر ستون با حروف مشابه نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در سطح ۵٪ می‌باشد

ب) شاخص جذب سرب

اثر تیمارهای مختلف روی شاخص جذب سرب نشان داد که اختلاف معنی‌داری بین تیمارهای مختلف وجود دارد. در بین تیمارهای مختلف آفتابگردان کاشت شده به تنهائی(تیمار ۳) بالاترین شاخص جذب به میزان ۰/۴۲۲ را داشت. پائین‌ترین شاخص جذب به میزان ۰/۱۰۳ مربوط به یونجه به تنهائی(تیمار ۲) که با یونجه کاشت شده با خرما در یک گروه قرار داشت (شکل ۱).



شکل ۱- شاخص جذب سرب در تیمارهای مختلف

منابع

1. Gove, B., Hutchinson, J.J., Young, S.D., Craigon, J., and McGrath, S.P. 2002. Uptake of metals by plants sharing a rhizosphere with the hyperaccumulator Thlaspi caerulescens. Int. J. Phytoremediation 4, 267–281.
2. Marschner, H., and R¨omheld, V. 1996. Root-induced changes in the availability of micronutrients in the rhizosphere. In: *Plant Roots—The Hidden Half*, 2nd ed., pp. 557–579 (Waisel, Y., Eshel, A.and Kafkafi, U., eds.), Marcel Dekker Inc., New York.
3. McGrath, S.P., Lombi, E., Gray, C.W., Caille, N., Dunham, S.J., and Zhao, F.J. 2006. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. *Environ. Pollut.* 141, 115–125.
4. Sterckeman, T., Duqu`ene, L., Perriguey, J., and Morel, J.L. 2005. Quantifying the effect of rhizosphere processes on the availability of soil cadmium and zinc. *Plant Soil* 276, 335–345.

بررسی اثرات کاشت گیاهان زراعی بر میزان رشد خرما در یک خاک آلوده

عبدالحمید محبی[1] و حجت دیالمی[2]

۱- استادیار پژوهشی موسسه تحقیقات خرما و میوه های گرمسیری

۲- مربی پژوهشی موسسه تحقیقات خرما و میوه های گرمسیری

مقدمه

امروزه آلودگی محیط زیست یکی از مشکلات اساسی به شمار می‌رود که جوامع بشری با آن روبرو هستند. یکی از روشهای نوین و کم هزینه برای پالایش خاک‌های آلوده، استفاده از گیاهان می‌باشد که به آن گیاه پالایی۱ میگویند که افزون بر هزینه کمتر، سازگار با طبیعت بوده و نیاز به تجهیزات و امکانات کمتری نسبت به سایر روشهای پالایش دارد. استان خوزستان علاوه بر وجود چاههای متعدد نفت، دارای صنایع متعددی است که باعث آلودگی خاک میشود . بنابر این با توجه به وجود منابع متعدد آلودگی خاک و با عنایت به اینکه نخلستانهای خوزستان در معرض این خطرات قرار دارند لزوم تحقیقاتی در این زمینه اجتناب ناپذیر است . غلظت کل فلزات استخراج شده از خاک تحت تأثیر عواملی از قبیل غلظت عنصر در خاک، بیوماس گیاهی، توانائی انباشت گیاه و... دارد. بیوماس گیاهی تحت تأثیر حاصلخیزی خاک و عوامل دیگر منجمله عملیات زراعی مثل آبیاری، مصرف کود و کنترل آفات وعلفهای هرز قرار دارد (McGrath et al., 2006). جذب عناصر بستگی به نوع و فعالیت ریشه دارد (Marschner and R¨omheld, 1996) .

گیاهان قادرند بوسیله مکانیسمهای متعددی، سمیت فلزات سنگین را کاهش و تحرک عناصر را افزایش دهند (Sterckeman et al., 2005). کشت مخلوط یکی از تکنیکهای زراعی است و یکی از اهداف آن بهبود روابط متقابل در خاک است که ممکن است باعث افزایش قابلیت استفاده عناصر و افزایش عملکرد گردد، برای مثال نشان داده شده است که کشت مخلوط Thlaspi caerulescens باعث افزایش جذب کادمیم در جو گردید (Gove et al. 2002).

هدف از این مطالعه بررسی میزان رشد و جذب عناصر مختلف، همچنین توانائی حذف سرب از خاک توسط گیاهان در سیستم تک کشتی و مخلوط بود.

مواد و روشها

جهت انجام این پژوهش، خاک آلوده به سرب از مناطق اطراف چاههای نفت اهواز برداشت شد. هر کدام از این خاکها با میزان ۱۰ درصد حجمی کود حیوانی در دستگاه میکسر مخلوط گردید. سپس تعداد ۱۵ گلدان با ظرفیت ۱۰ کیلوگرم خاک و ابعاد ۳۰ سانتیمتر طول، ۲۰ سانتیمترعرض و ۱۵ سانتیمتر عمق تهیه و با این خاک‌ها پر شد. در شروع آزمایش کودهای نیتروژن، فسفر و پتاسیم به ترتیب به میزان ۲۴۰، ۱۲۰ و ۱۵۰ میلیگرم به ازائ هر کیلوگرم خاک با استفاده از کودهای خالص مرک به هر گلدان اضافه گردید. تیمارها ی شامل : ۱-

[1]-phytoremediation

شاهد(کاشت خرما)، ۲- کاشت ذرت، ۳- کاشت یونجه، ۴-کاشت آفتابگردان، ۵- کاشت خرما با ذرت، ۶- کاشت خرما با یونجه، ۷- کاشت خرما با آفتابگردان در سه تکرار اجرا شد. ابتدا نهالهای کشت بافت خرما و سپس ۴ بذر از هر گیاه زراعی در تیمارهای مورد نظر کاشت شد. این مطالعه در گلخانه انجام شد. درجه حرارت روز و شب به ترتیب ۳۰ و ۲۸ درجه سانتیگراد تنظیم شد. آبیاری گلدانها در ظرفیت زراعی و با آب مقطر انجام شد. پس از رشد گیاهان طی یک فصل رشد، گیاهان به طور کامل از خاک برداشت و نمونهای از خاک هر گلدان تهیه و غلظت مس، منگنز، و سرب در آنها تعیین گردید. وزن کل گیاه اندازهگیری و ریشه از اندام هوائی جدا و وزن آنها اندازهگیری شد و وزن خشک و سپس غلظت سرب در آنها اندازهگیری شد. شاخص جذب (حاصلضرب ماده خشک تولیدی در غلظت عنصر در اندام هوائی) محاسبه، سپس تجزیه و تحلیل دادهها توسط نرم افزار SPSS 16 و مقایسه میانگینها از طریق آزمون دانکن انجام شد.

نتایج و بحث

الف)عملکرد

۱- گیاهان زراعی

اثر تیمارهای مختلف روی وزن تازه گیاهان زراعی نشان داد که اختلاف معنیداری بین تیمارهای مختلف وجود دارد بطوری که ذرت کاشت شده با خرما (تیمار ۴) با ۱۲۱/۱۰ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد و در یک گروه قرار گرفت و یونجه کاشت شده با خرما (تیمار ۵) با ۱۸/۸۱ گرم در پائینترین سطح قرار گرفت (جدول ۱).

اثر تیمارهای مختلف روی وزن خشک گیاهان زراعی نشان داد که اختلاف معنیداری بین تیمارهای مختلف وجود دارد بطوری که ذرت کاشت شده با خرما (تیمار ۵) و ذرت (تیمار ۲) به ترتیب با ۲۶/۸۰ و ۲۵/۵۱ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد و در یک گروه قرار گرفتند و آفتابگردان (تیمار ۴) وآفتابگردان کاشت شده با خرما (تیمار ۷) به ترتیب با ۱۹/۱۶ و ۱۸/۳۷ در گروه بعدی قرار گرفتند و یونجه (تیمار ۳) و یونجه کاشت شده با خرما (تیمار ۶) به ترتیب با ۶/۷۳ و ۶/۵۶ گرم در پائینترین سطح قرار گرفتند. لازم به ذکر است همه گیاهان زراعی کشت تکی یا همراه با خرما در گروههای مشابه قرار داشتند(جدول۱).

جدول ۱- میانگین وزن تازه و خشک گیاهان زراعی بر حسب گرم

تیمار	ذرت	یونجه	آفتابگردان	خرما با ذرت	خرما با یونجه	خرما با آفتابگردان
وزن تازه	۱۰۵/۷۸	۱۸/۸۱	۱۰۱/۳۱	۱۲۱/۱۰	۱۹/۳۹	۹۲/۰۷
وزن خشک	۲۵/۵۱	۶/۷۳	۱۹/۱۶	۲۶/۸۰	۶/۵۶	۱۸/۳۷

۲- نخل خرما

اثر تیمارهای مختلف روی وزن تازه نخل خرما نشان داد خرما کاشت شده با یونجه (تیمار ۶) با ۱۵۷/۳۶ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد و در یک گروه قرار گرفت اگر چه با تیمارهای خرما کاشت شده با ذرت(تیمار ۵) یا آفتابگردان(تیمار ۷) تفاوت معنیداری نداشت. خرما کاشت شده به تنهائی (تیمار ۱) با۶۲/۴۲ گرم در پائینترین سطح قرار گرفت(جدول ۲).

اثر تیمارهای مختلف روی وزن تازه اندام هوائی نخل خرما نشان داد که خرما کاشت شده با یونجه (تیمار ۶) با۱۱۰/۴۹ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد و بطور معنیداری بالاتر از خرما کاشت شده به تنهائی

(تیمار ۲) قرار گرفت اگر چه با تیمارهای خرما کاشت شده با ذرت(تیمار ۵) یا آفتابگردان(تیمار ۷) تفاوت معنی-داری نداشت (جدول ۲).

اثر تیمارهای مختلف روی وزن خشک اندام هوائی نخل خرما نشان داد که خرما کاشت شده با یونجه (تیمار ۶) با ۵۵/۶۷ گرم بیشترین وزن را به خود اختصاص داد. سایر تیمارها در یک گروه دیگر قرار گرفتند و تفاوت معنیداری با هم نداشتند (جدول ۲).

اثر تیمارهای مختلف روی وزن تازه و خشک ریشه نخل خرما نشان داد که اختلاف معنیداری بین تیمارهای مختلف وجود ندارد (جدول ۳).

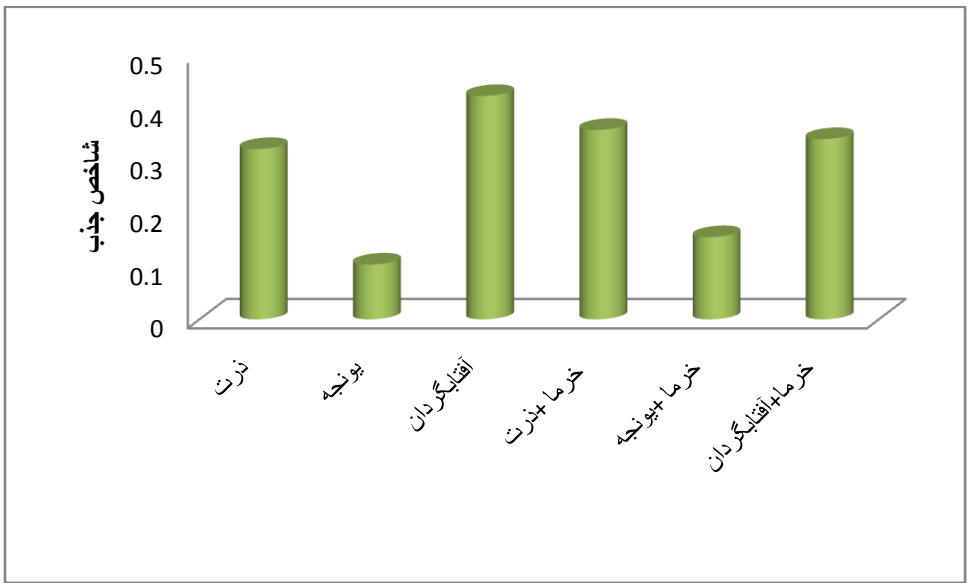
جدول ۳- میانگین وزن تازه و خشک نهال خرما، اندام هوائی و ریشه بر حسب گرم

تیمار	وزن تر نهال	وزن خشک نهال	وزن تازه اندام هوائی	وزن خشک اندام هوائی	وزن تازه ریشه	وزن خشک ریشه
خرما	۶۲/۴۳^{B}	۳۵/۶۷^{A}	۴۳/۴۲^{B}	۲۵/۹۱^{B}	۱۸/۹۹^{A}	۹/۷۵^{A}
خرما با ذرت	۱۰۸/۸۹^{AB}	۴۲/۱۱^{AB}	۷۰/۷۱^{AB}	۲۸/۱۳^{B}	۳۸/۴۵^{A}	۱۴/۰۷^{A}
خرما با یونجه	۱۵۷/۶ ۳^{A}	۷۰/۵۰^{AB}	۱۱۰/۴۹^{A}	۵۵/۶۷^{A}	۴۶/۸۷^{A}	۱۴/۸۳^{A}
خرما با آفتابگردان	۱۰۴/۴۳^{AB}	۴۳/۰۹^{AB}	۷۰/۳۳^{AB}	۳۱/۹۳^{B}	۳۴/۱۰^{A}	۱۲/۹۱^{A}

میانگین در هر ستون با حروف مشابه نشان دهنده عدم اختلاف معنیدار در سطح ۵٪ میباشد

ب) شاخص جذب سرب

اثر تیمارهای مختلف روی شاخص جذب سرب نشان داد که اختلاف معنیداری بین تیمارهای مختلف وجود دارد. در بین تیمارهای مختلف آفتابگردان کاشت شده به تنهائی(تیمار ۳) بالاترین شاخص جذب به میزان ۰/۴۲۲ را داشت. پائینترین شاخص جذب به میزان ۰/۱۰۳ مربوط به یونجه به تنهائی(تیمار ۲) که با یونجه کاشت شده با خرما در یک گروه قرار داشت (شکل ۱).



شکل ۱- شاخص جذب سرب در تیمارهای مختلف

منابع

1. Gove, B., Hutchinson, J.J., Young, S.D., Craigon, J., and McGrath, S.P. 2002. Uptake of metals by plants sharing a rhizosphere with the hyperaccumulator Thlaspi caerulescens. Int. J. Phytoremediation 4, 267–281.
2. Marschner, H., and R¨omheld, V. 1996. Root-induced changes in the availability of micronutrients in the rhizosphere. In: *Plant Roots—The Hidden Half*, 2nd ed., pp. 557–579 (Waisel, Y., Eshel, A.and Kafkafi, U., eds.), Marcel Dekker Inc., New York.
3. McGrath, S.P., Lombi, E., Gray, C.W., Caille, N., Dunham, S.J., and Zhao, F.J. 2006. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri*. *Environ. Pollut.* 141, 115–125.
4. Sterckeman, T., Duqu`ene, L., Perriguey, J., and Morel, J.L. 2005. Quantifying the effect of rhizosphere processes on the availability of soil cadmium and zinc. *Plant Soil* 276, 335–345.

اثر فرم و میزان پتاسیم بر عملکرد ارقام گندم دوروم در خاک‌های آلوده به فلز سنگین کادمیوم

ساره لرکی[1]، افراسیاب راهنما[2]، امیر آینه بند[2]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد زراعت دانشگاه شهید چمران.
۲-اعضای هیئت علمی گروه زراعت و اصلاح نباتات دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران.

مقدمه

فلزات سنگین از جمله مهم‌ترین آلاینده‌های زیست محیطی محسوب می‌شوند. عمر دراز مدت بیولوژیک این فلزات در خاک موجب تجمع آن‌ها در زنجیره غذایی شده و زمینه ساز بروز اثرات منفی بر سلامت انسان می‌شود (واگنر، ۱۹۹۳). در میان این فلزات سنگین، کادمیوم به عنوان یکی از مهم‌ترین فلزهای سنگین غیر ضروری و سمّی در طبیعت به شمار می‌رود. در مورد فیزیولوژی و بیولوژی فرآیندهای جذب و سازوکارهای گیاه در مقاومت به فلز سنگین کادمیوم برخلاف اهمیت آن‌ها در تنظیم تحمل به فلز سنگین در محیط طبیعی شناخت کمی وجود دارد. قابلیت دسترسی زیستی فلزات سنگین مختص گیاهان بوده و این امر ضرورت کاهش دسترسی زیستی به فلزات سنگین را در خاک‌ها اجتناب ناپذیر می‌سازد. کادمیوم به علت واکنش پذیری بالا با گروه‌های سولفهیدریل، سمّی است و با تحریک آنزیم تولیدکننده پراکسید هیدروژن باعث بروز تنش اکسیداتیو می‌شود (اسکوتزندوبل، ۲۰۰۲). گندم به دلیل دارا بودن ویژگی‌های ژنتیکی متفاوت، انعطاف پذیری فنوتیپ‌ها و ژنوتیپ‌ها و داشتن ارقام مختلف، تقریباً در تمام دنیا کشت می‌گردد (نورمحمدی، ۱۳۸۴). تحقیق بر روی نیازهای غذایی گندم نان در سطح گسترده‌ای در ایران و سایر کشورها انجام شده ولی متأسفانه گندم دوروم در این بررسی‌ها کمتر توجه محققان را به خود معطوف داشته است. گندم دوروم *(Triticum turgidum L. var. durum)* حاوی مقدار زیادی گلوتن با قدرت کششی کم و نشاسته اندک می‌باشد و برای تولید ماکارونی، اسپاگتی و رشته فرنگی مورد استفاده قرار می‌گیرد. فرض بر این است که کاربرد عناصر غذایی نظیر کودهای پتاسه قادر است دسترسی زیستی به کادمیوم را تحت تأثیر قرار دهد و منجر به القای تحمل به این فلز سنگین گردد. امروزه همچنین فناوری نانو به دلایل متعددی از قبیل کنترل دقیق آزاد سازی عناصر در نتیجه افزایش راندمان مصرف عناصر غذایی، کاهش مسمومیت‌های گیاهی به دلیل غلظت بالای موضعی نمک در خاک و بهبود خواص انبارداری و سهولت جابجایی و کاهش خطرات زیست محیطی در حال رشد است (رینولد و دیویس، ۲۰۰۱)، و انجام مطالعات در این زمینه یک ضرورت حیاتی است. کودهای نانوپتاس نیز نوع جدیدی از پتاس هستند که اخیراً در کشاورزی مورد توصیه قرار گرفته‌اند. بنابراین هدف از این آزمایش تأثیر نانو پتاس و پتاسیم معمولی از منبع سولفات پتاسیم بر کاهش اثرات سمیّت کادمیوم در گندم دوروم است.

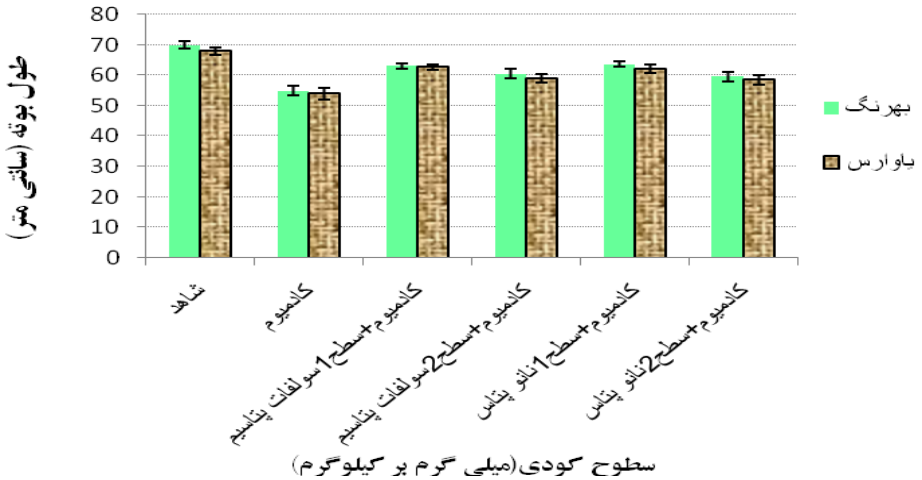
مواد و روشها

به منظور مطالعه‌ی اثر پتاس معمولی و نانو پتاس بر عملکرد دو رقم گندم دوروم در خاک آلوده به فلز سنگین کادمیوم، آزمایشی در دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز در پاییز ۱۳۹۱، به صورت فاکتوریل با طرح

پایه بلوک کامل تصادفی در۳ تکرار اجرا شد. برای این منظور، فاکتور اول در ۶ سطح، شامل شاهد، ۲۰میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم از منبع کلرید کادمیوم، ۲۰میلی‌گرم برکیلوگرم کادمیوم به اضافه ۳۰۰ و ۴۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم پتاسیم از منبع سولفات پتاسیم، ۲۰میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم به اضافه ۳۵ و ۴۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم نانو پتاس و فاکتور دوم شامل دو رقم گندم دوروم به نام بهرنگ و یاوارس در نظر گرفته شد. برای ایجاد آلودگی فلز سنگین در خاک، عنصر کادمیوم به صورت نمک مورد نظر در مقدار مشخصی آب مقطر حل شده و به طور یکنواخت و به صورت لایه لایه به خاک هر گلدان اسپری شد. پس از اعمال تیمار فلز سنگین در گلدا ن‌ها و رساندن رطوبت آن به حد ظرفیت زراعی به منظور حصول تعادل فلز سنگین با خاک، به مدت دو هفته در حالت انکوباسیون نگهداری گردید. عناصر غذایی مورد نیاز گیاه بر اساس نتایج آزمون خاک، قبل از کشت به گلدان‌های دارای قطر ۲۰ سانتی متر اضافه گردید تا شرایط مناسب برای رشد گیاه فراهم گردد. پس از آن تعداد ۱۵ بذر در هر گلدان کشت گردید که در مرحله چهار برگی تنک و در هر گلدان ۷ گیاهچه نگهداری شد. پس از رسیدگی فیزیولوژیک بوته‌ها برداشت و صفات مربوط به عملکرد اندازه‌گیری شد. تجزیه آماری داده-ها با استفاده از نرم افزار SAS و ترسیم نمودارها با استفاده از نرم افزار Excel انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج این بررسی بیانگر اختلاف معنی‌دار در بین تیمارهای کود پتاسیم در شاخص‌های اندازه گیری شده بود. برهم‌کنش این تیمارها بر ارتفاع بوته در سطح ۵ درصد معنی‌دار بود (شکل ۱). ارتفاع بوته از عوامل تأثیرگذار بر روی عملکرد دانه است، زیرا ساقه در طی رشد و بلافاصله بعد از طویل شدن، قسمت زیادی از مواد فتوسنتزی برگ‌ها را که ممکن است از راه های مختلف برای رشد پنجه‌ها یا سنبله به مصرف برسد در خود ذخیره می‌کند و و نیز به عنوان منبعی از کربوهیدرات‌ها و مواد نیتروژنه که در طی مرحله پرشدن دانه متحرک شده و به دانه حمل می‌شوند، عمل می‌نماید (راسموسن، ۱۹۸۷).



شکل ۱- اثر سطوح مختلف پتاسیم برطول بوته دو رقم گندم دوروم در حضور کادمیوم

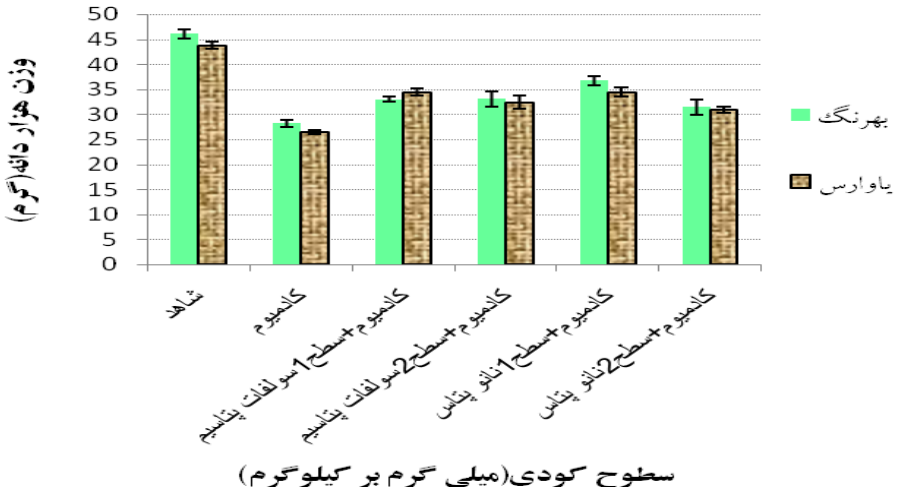
براساس جدول مقایسه میانگین (جدول ۱) بیشترین ارتفاع بوته (۷۰ سانتی‌متر) در شاهد و کمترین ارتفاع بوته (۵۴ سانتی‌متر) در تیمار کادمیوم مشاهده شد. انباشته شدن کادمیوم در محیط رشد ریشه سبب کاهش جذب و انتقال آب و مواد غذایی، مهار فعالیت آنزیم‌های ضروری، کاهش فتوسنتز، تنفس و تعرق، فقدان عناصر ضروری و نیز مهار رشد و مرگ گیاه می‌گردد (چنگ و همکاران، ۲۰۰۶ ؛ پاندی وهمکاران، ۲۰۰۲). در بین منابع کودی به کار رفته، استعمال ۳۵ میلی گرم بر کیلوگرم کود نانوپتاس بیشترین (۶۳/۶ سانتی‌متر) و کاربرد ۴۵ میلی گرم بر کیلوگرم نانو پتاس کمترین (۵۸/۶ سانتی‌متر) ارتفاع بوته را به همراه داشت.

جدول ۱- نتایج مقایسه میانگین صفات مورد بررسی تحت تأثیر منابع مختلف پتاسیم

ارقام	صفات	شاهد	کادمیوم (Cd)	Cd+سطح ۱ سولفات پتاسیم	Cd+سطح ۲ سولفات پتاسیم	Cd+سطح ۱ نانو پتاس	Cd+سطح ۲ نانو پتاس
بهرنگ	ارتفاع بوته(cm)	۷۰^{a}	۵۵^{d}	۶۳/۱^{b}	۶۰/۶^{c}	۶۳/۶^{b}	۵۹/۶^{c}
	وزن هزار دانه(gr)	۴۶/۱^{a}	۲۸/۲^{e}	۳۳^{c}	۳۳/۱^{c}	۳۶/۷^{b}	۳۱/۴^{d}
	عملکرد بوته(gr)	۰/۷۹^{a}	۰/۲۱^{d}	۰/۵۵^{b}	۰/۴۹^{c}	۰/۵۶^{b}	۰/۵۰^{c}
یاوارس	ارتفاع بوته(cm)	۶۸^{a}	۵۴^{d}	۶۲/۸^{b}	۵۹^{c}	۶۲/۲^{b}	۵۸/۶^{c}
	وزن هزار دانه(gr)	۴۳/۸^{a}	۲۶/۵^{d}	۳۴/۵^{b}	۳۲/۴^{c}	۳۴/۴^{b}	۳۳^{c}
	عملکرد بوته(gr)	۰/۸۱^{a}	۰/۲۴^{e}	۰/۵۷^{c}	۰/۵۳^{d}	۰/۶۳^{b}	۰/۵۵^{c}

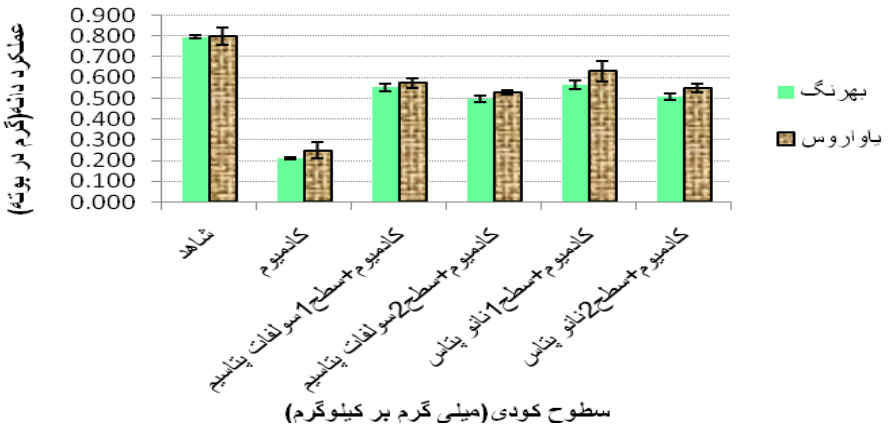
*میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون LSD از نظر آماری دارای اختلاف معنی داری نیستند ($p<۰/۰۵$).

بر این اساس می‌توان چنین عنوان کرد که با اعمال مدیریت صحیح در کاربرد نانو کودهای پتاسیم، با توجه به مکانیسم عمل و فراهمی تدریجی عناصر در آن‌ها مشاهده ارتفاع بلندتر منطقی به نظر می‌رسد. در دیگر متغیرهای ارزیابی شده کمترین میزان کاهش وزن هزار دانه پس از استعمال ۳۵ میلی گرم بر کیلوگرم کود نانوپتاس در رقم بهرنگ دیده شد (شکل ۲).



شکل ۲- اثر سطوح مختلف پتاسیم بر وزن هزار دانه دو رقم گندم دوروم در حضور کادمیوم

کود پتاسیم با افزایش متابولیسم مواد هیدروکربن و فتوسنتز و انتقال مواد در آوند آبکش باعث افزایش وزن هزار دانه گردید تا جایی‌که این اختلاف کاملاً معنی‌دار و مشهود بود. علاوه بر آن همان‌طور که انتظار می‌رفت نتایج تیمارهای اعمال شده بر عملکرد نیز حاکی از آن بود که کود پتاسیم حتی در مدت کوتاه دوره رشد گیاه توانسته است اثرات مثبتی بر عملکرد دانه داشته و تا حدی باعث بهبود آن شود. در مقایسه با سایر تیمارهای اعمال شده، مصرف ۳۵ میلی گرم بر کیلوگرم نانو پتاس بر میزان عملکرد دانه اثر بیشتری داشته است (شکل ۳). بر این اساس و با توجه به افزایش شدید ارتفاع بوته و وزن هزار دانه در تیمارهایی که از کود پتاسیم استفاده شده بود در مقایسه با تیمار بدون کود، می‌توان از آن به عنوان مدرکی دال بر اثبات اثرات مثبت و کارآمدی تیمارهای کودی در خاک‌های آلوده به کادمیوم سود جست. کاهش سمیّت کادمیوم در گیاه توسط پتاسیم توسط سو (۲۰۱۲) نیز گزارش شده است.



شکل ۳- اثر سطوح مختلف پتاسیم بر عملکرد دانه دو رقم گندم دوروم در حضور کادمیوم

منابع

نورمحمدی ق، سیادت ع، کاشانی ع، ۱۳۸۴. زراعت جلد (۱) غلات چاپ ششم دانشگاه شهید چمران اهواز

Wagner GJ, 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. Advances in Agronomy, 51:173-212.

Pandey N, and Sharma CP, 2002. Effect of heavy metals Co^{2+}, Ni^{2+} and Cd^{2+} on growth and metabolism of cabbage. Journal of Plant Science, 163: 753-758.

Cheng S, and Huang C, 2006. Influence of cadmium on growth of root vegetable and accumulation of cadmium in the edible root. International Journal of Applied Science and Engineering, 3: 243-252.

Reynolds CS, and Davies PS, 2001. Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. Biology Review, 76: 27–64.

Su C, Lina S, Tieheng S, Lei C, and Guanlin G, 2012. Interaction between cadmium, lead and potassium fertilizer (K_2SO_4) in a soil- plant system. Environmental Geochemistry and Health, 29(5):435-446.

Rasmusson DC, 1987. An evaluation of ideotype breeding. Crop Science, 27: 1140-1146.

Schützendübel A, and Polle A, 2002. Plant response to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. Journal of Experimental Botany, 53 (372): 1351–1365.

اثرات سولفات پتاسیم و نانو پتاس بر شاخصه‌های جوانه‌زنی دو رقم گندم دوروم (*Triticum turgidum L. var. durum*) در شرایط حضور کادمیوم

ساره لرکی[1]، افراسیاب راهنما[2]، امیر آینه بند[3]

۱-دانشجوی کارشناسی ارشد زراعت دانشگاه شهید چمران. ۲-استادیار گروه زراعت و اصلاح نباتات دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران. ۳-دانشیار گروه زراعت و اصلاح نباتات دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران

مقدمه

گندم دوروم از گروه گندم‌های تتراپلوئید است که به لحاظ استفاده در صنایع غذایی نظیر تولید ماکارونی از اهمیت خاصی برخوردار است. امروزه مصرف بی رویه کودهای شیمیایی به ویژه کودهای فسفاته در اراضی کشاورزی امری مرسوم گردیده است. کودهای فسفاته دارای اثرات سوء بیشماری هستند که مهمتر از همه می-توان به تجمع فلزات سنگین نظیر کادمیوم در خاک اشاره کرد. در واقع آلودگی مربوط به فلزات سنگین به‌عنوان یک مشکل در حال گسترش در اراضی کشاورزی مطرح است (هوترمن، ۱۹۹۹). کادمیوم، فلز سنگین غیر ضروری و سمّی است که از طریق زنجیره غذایی منتقل می‌شود و در نهایت در بدن انسان تجمع می‌یابد. جلوگیری از جذب فلزات سنگین توسط گیاه می‌تواند یک استراتژی مهم در به حداقل رساندن اثرات سوء بیولوژیکی این عناصر باشد. ریشه، اولین مکان دسترسی و جذب فلزات سنگین است که می‌تواند نقش مهمی در این زمینه ایفا نماید. تجمع فلزات در داخل گیاه بستگی به گونه گیاهی، دسترسی زیستی به فلز و فرایندهای فیزیولوژیکی درون گیاه دارد (چان و هال، ۲۰۰۴). عواملی نظیر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، محتوی مواد آلی خاک، کاربرد سایر کودها و pH دسترسی زیستی به فلز خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهند. به‌عبارتی، هرچه مهیا کردن عناصر غذایی برای گیاه به صورت متعادل‌تر باشد، کاهش اثرات تنش بر عملکرد مشهودتر خواهد بود. در این رابطه پتاسیم به نظر می‌رسد دسترسی زیستی به کادمیوم را تحت تأثیر قرار دهد. در زمینه تأثیر کاربرد پتاسیم در خاک‌های آلوده به کادمیوم بر میزان تجمع کادمیوم در گیاه بستگی به نوع و میزان کود مورد استفاده در خاک دارد (ژائو، ۲۰۰۳). کودهای نانوپتاس فرم جدیدی از پتاس هستند که اخیراً در کشاورزی مورد توصیه قرار گرفته‌اند. با این حال، به توجه به مقادیر پایین مصرف این نوع کودها، همچنان شناخت کمی در مورد حداکثر میزان نانو ذرات قابل جذب گیاهی و تأثیر آن‌ها بر میزان دسترسی زیستی و تجمع کادمیوم در داخل گیاه وجود دارد. فرایند جوانه زنی بذر، یکی از مراحل حیاتی در رشد گیاه بوده که در تعیین تولید و بهره وری هرچه بیشتر گیاه اهمیت دارد. لذا تأثیر کادمیوم در این مرحله رشدی گیاه در توان تولید گیاه در خاک‌های آلوده به این عنصر حائز اهمیت است. با این اوصاف، هدف از انجام این پژوهش تعیین سطح بحرانی کادمیوم بر جوانه‌زنی و نیز بررسی تأثیر فرم‌های مختلف پتاس و مقادیر متفاوت آن بر شاخصه‌های جوانه‌زنی گندم دوروم تحت شرایط وجود کادمیوم است.

مواد و روشها

به منظور مطالعه‌ی تأثیر نوع و مقادیر مختلف پتاسیم بر جوانه‌زنی بذر و رشد اولیه دو رقم گندم دوروم در شرایط

تنش فلز سنگین کادمیوم، دو سری آزمایش جداگانه به صورت فاکتوریل و در قالب طرح پایه کاملاً تصادفی با ۳ تکرار در آزمایشگاه دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز انجام گرفت. در هر دو آزمایش مجموعه پتری دیش‌ها و کاغذ واتمن در اتوکلاو در دمای ۱۲۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲ ساعت استریل شدند. بذرور هم اندازه و هم وزن به مدت ۲۰ ثانیه توسط الکل ۵۰ درصد و سپس توسط هیپوکلریدسدیم ۲۰ درصد به مدت ۱۰ دقیقه ضد عفونی شد. در آزمایش جهت تعیین سطح مناسب کادمیوم جهت ایجاد تفاوت با شاهد بذور بهرنگ و یاوارس در پتری دیش‌های حاوی غلظت‌های مختلف کادمیوم (۰، ۰/۵، ۱ ، ۱/۵ میلی‌مولار) بر روی کاغذ واتمن موجود در کف پتری‌دیش کشت شدند. آب خالص برای تیمار شاهد استفاده شده بود. به منظور جوانه زنی بذور پتری دیش‌ها به مدت معین در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد در داخل ژرمیناتور قرار داده شدند. با توجه به نتایج آزمایش اول سطح ۰/۵ میلی‌مولار کادمیوم باعث ایجاد تفاوت معنی‌دار با شاهد از نظر شاخصه-های جوانه‌زنی شده بود و برای آزمایش دوم انتخاب شد. در آزمایش دوم به منظور بررسی اثر متقابل پتاسیم و کادمیوم، سطوح مختلف پتاسیم (۰، ۰/۵، ۱ میلی‌مولار) از منبع سولفات پتاسیم (K_2SO_4) و نانو پتاس (۰/۰۴ و ۰/۰۸ گرم در هزار) بر روی بذوری که از قبل در آب مقطر جوانه‌دار شده بودند، در پتریدیش هایی حاوی غلظت ۰/۵ میلی‌مولار کادمیوم اضافه شدند. پس از گذشت ۸ روز از شروع آزمایش طول و وزن خشک ریشه‌چه و ساقه‌چه اندازه‌گیری شد. تجزیه آماری با استفاده از نرم افزار SAS و ترسیم نمودارها با استفاده از نرم افزار Excel انجام شد.

نتایج و بحث

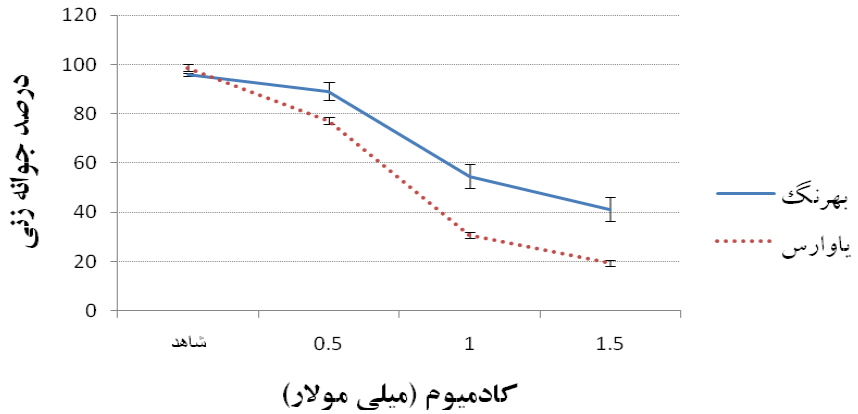
بر اساس نتایج مقایسات میانگین، کادمیوم سبب ایجاد تفاوت معنی‌دار در شاخصه‌های جوانه زنی گردید . با افزایش غلظت کادمیوم رشد طولی ساقه چه کاهش یافت در حالی که رشد طولی ریشه چه در غلظت ۱ میلی مولار بیشتر از ۱/۵ میلی مولار کاهش یافت (جدول ۱).

جدول ۱- مقایسه میانگین شاخصه‌های جوانه‌زنی دو رقم گندم دوروم تحت تأثیر چهار سطح کادمیوم

رقم	تیمارکادمیوم	طول سه ریشه بلندتر		وزن خشک ریشه‌چه		طول ساقه‌چه		وزن خشک ساقه چه	
	(میلی‌مولار)	میلی‌متر	٪ شاهد	گرم	٪ شاهد	میلی‌متر	٪ شاهد	گرم	٪شاهد
بهرنگ	صفر(شاهد)	۲۴۴^{a}	۱۰۰	۰/۷۴^{a}	۱۰۰	۸۸/۱^{a}	۱۰۰	۰/۷۹^{a}	۱۰۰
	۰/۵	۵۳^{b}	۲۱/۷	۰/۶۶^{b}	۸۹/۶	۶۱/۷^{b}	۶۹/۹	۰/۵۵^{d}	۷۰/۲
	۱	۱۱ ^{d}	۴/۵	۰/۱۲^{c}	۱۶/۲	۳۷/۷^{c}	۴۲/۷	۰/۷۳^{b}	۹۲/۱
	۱/۵	۱۵ ^{c}	۶/۱	۰/۱۸^{d}	۲۴/۲	۲۷/۲^{d}	۳۰/۸	۰/۶۹^{c}	۸۶/۷
یاوارس	صفر(شاهد)	۲۵۰^{a}	۱۰۰	۰/۷۴^{a}	۱۰۰	۸۳/۳^{a}	۱۰۰	۰/۷۸^{a}	۱۰۰
	۰/۵	۴۹^{b}	۱۹/۶	۰/ ۶۶^{b}	۸۸/۹	۵۳/۵^{b}	۶۴/۲	۰/۶۱^{d}	۷۸/۳
	۱	۱۳^{c}	۵/۲	۰/۱۵^{c}	۲۰/۶	۳۳/۳^{c}	۳۷/۶	۰/۷۲^{b}	۹۱/۴
	۱/۵	۱۶^{c}	۶/۴	۰/۲^{c}	۲۶/۹	۱۶^{d}	۱۹/۲	۰/۶۶^{c}	۸۴/۵

* میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون LSD از نظر آماری دارای اختلاف معنی داری نیستند ($p<۰/۰۵$).

کاهش رشد یکی از اثرات اولیه غلظت‌های سمّی کادمیوم بود، چراکه درصد کاهش‌های طول ریشه‌چه و طول ساقه‌چه نسبت به شاهد با افزایش غلظت کادمیوم در هر دو رقم (جدول ۱) حاکی از اثرات سمّی کادمیوم است و نتایج نیز بیانگر این است که کادمیوم از رشد ریشه چه بیشتر از ساقه چه ممانعت کرده است. وزن خشک ریشه چه و ساقه‌چه در تمام غلظت‌ها نسبت به شاهد به‌طور معنی‌داری کاهش یافت. کادمیوم باعث کاهش و توقف رشد ریشه و چوب پنبه‌ای شدن ساختمان آن و کاهش هدایت الکتریکی آب در ریشه می‌شود. غلظت‌های سمّی عناصر سنگین سبب کاهش جذب سایر عناصر غذایی می‌گردد (گوگرسنا، ۲۰۰۲) و در نتیجه سبب کاهش تولید زیست توده به دلیل اختلال در فرآیندهای فتوسنتز، تنفس و متابولیسم نیتروژن (بالستراس، ۲۰۰۱) می-گردد. با افزایش غلظت کادمیوم، درصد جوانه زنی در هر دو رقم نسبت به شاهد به صورت معنی‌داری کاهش یافت و این کاهش در رقم یاوارس بیشتر از بهرنگ بود (شکل ۱). نتایج مشابهی توسط جلیزکوا (۲۰۰۳) و شیم (۲۰۰۳) درباره بازدارندگی کادمیوم بر جوانه‌زنی سایر بذور به دست آمده است.



شکل ۱- درصد جوانه زنی دو رقم گندم دوروم تحت تأثیر چهار سطح کادمیوم

نتایج حاصل از مقایسه میانگین تأثیر فرم‌های مختلف پتاس و مقادیر متفاوت آن بر شاخصه‌های جوانه‌زنی تحت شرایط وجود ۰/۵میلی مولار کادمیوم تفاوت‌های معنی‌داری را نشان داد. کاربرد توأم پتاسیم و کادمیوم، وزن و طول ریشه‌چه و ساقه‌چه را نسبت به تیمار کادمیوم، افزایش داد و توانست اثرات منفی کادمیوم بر شاخص‌های جوانه‌زنی را به طور معنی‌داری کاهش دهد(جدول ۲). افزایش توان و پتانسیل جوانه زنی ذرت توسط پتاسیم توأم با کادمیوم نیز توسط چادای (۲۰۰۸) گزارش شده است. به طور کلی پتاسیم در فعال کردن آنزیم‌ها، متابولیسم کربوهیدرات‌ها، فتوسنتز، تنظیم فشار اسمزی، بزرگ شدن و تقسیم سلولی، باز و بسته شدن روزنه‌ها، انتقال مواد در آوند آبکش، موازنه آنیون‌ها و کاتیون‌ها، افزایش کارائی مصرف آب نقش مهمی بر عهده دارد. به طور کلی، با توجه به این نتایج به نظر می‌رسد بازداری جوانه‌زنی و رشد گیاهچه در حضور کادمیوم مرتبط با کاهش فعالیت آنزیم آمیلاز به عنوان آنزیم کلیدی در فرایند جوانه‌زنی باشد که در حضور کادمیوم فعالیت آن کاهش یافته است و در نتیجه تجزیه نشاسته ازطریق فعالیت پایین این آنزیم در بذور تحت تأثیر غلظت‌های مختلف کادمیوم در

مقایسه با شاهد کاهش یافته است و منطبق با نتایج سایر تحقیقات تیمارهای پتاسیم فعالیت آمیلاز را بهبود بخشیده‌اند (چاداری، ۲۰۰۹).

جدول۲- مقایسه میانگین شاخصه‌های جوانه‌زنی گندم دوروم تحت تأثیر تیمار کادمیوم و کاربرد توأم پتاسیم و کادمیوم

رقم	پارامتر جوانه زنی	شاهد	کادمیوم (۰/۵میلی مولار)	کادمیوم و سولفات پتاسیم (۰/۵ و۰/۵ میلی‌مولار)	کادمیوم و سولفات پتاسیم (۰/۵ و ۱ میلی‌مولار)	کادمیوم و نانو پتاس (۰/۵ میلی‌مولار و ۰/۰۴ گرم در هزار)	کادمیوم و نانو پتاس (۰/۵ میلی‌مولار و ۰/۰۸ گرم در هزار)
بهرنگ	طول ریشه چه	۲۱۷^{a}	۵۱^{f}	۷۹^{e}	۹۰^{c}	۸۵^{d}	۹۸^{b}
	وزن ریشه چه	۰/۱۱۶^{a}	۰/۰۰۴^{f}	۰/۰۲۳^{e}	۰/۰۳۱^{c}	۰/۰۲۸^{d}	۰/۰۳۴^{b}
	طول ساقه چه	۹۴/۲^{a}	۵۳^{f}	۵۹/۶^{e}	۷۱/۵^{c}	۶۶/۱^{d}	۷۴/۸^{b}
	وزن ساقه چه	۰/۱۷۹^{a}	۰/۱۲^{e}	۰/۱۴۵^{d}	۰/۱۵۸^{b}	۰/۱۵^{c}	۰/۱۵۹^{b}
یاوارس	طول ریشه چه	۲۰۰/۷^{a}	۴۶^{f}	۶۵/۴^{e}	۷۹^{c}	۶۸/۳^{d}	۸۸/۲^{b}
	وزن ریشه چه	۰/۱۱۲^{a}	۰/۰۰۳^{f}	۰/۰۱۶^{c}	۰/۰۲۶^{c}	۰/۰۱۵^{e}	۰/۰۳۰^{b}
	طول ساقه چه	۸۶/۱^{a}	۴۵^{f}	۵۴^{e}	۷۵/۵^{c}	۷۳/۳^{d}	۷۸/۷^{b}
	وزن ساقه چه	۰/۱۵۹^{a}	۰/۱۰۳^{e}	۰/۱۳۶^{d}	۰/۱۵۷^{c}	۰/۱۵۵^{c}	۰/۱۶۱^{b}

* میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون بر اساس آزمون LSD از نظر آماری دارای اختلاف معنی داری نیستند ($p<۰/۰۵$).

منابع

Balestrasse K, Gardey B, Gallego SM and Tomaro ML, 2001. Response of antioxidant defence system in soybean nodules and roots subjected to cadmium stress. Australian Journal of Plant Physiology, 28: 497-504.

Chan DY, and Hale BA, 2004. Differential accumulation of Cd in durum wheat cultivars:uptake and retranslocation as sources of variation. Journal of Experimental Botany, 55 (408): 2571–2579.

Gogorcena Y, Lucena J, and Abadia J, 2002. Effects of Cd and Pb in sugar beets plants grown in nutrient solution: Induced Fe deficiency and growth inhibition. Journal of Functional Plant Biology, 29: 1453-1464.

Hutterman A, Arduini I, and Godbold DL, 1999. Metal pollution and forest decline. In:Prasad MNV, Hage meyerj(eds.) Heavy metal stress in plants. Springer verlag, Berlin. pp. 253-272.

Shim IS, Momose Y, Yamamoto A, Kim D, and Wandusui K, 2003. Inhibition of catalase activity by oxidative stress and its relationship to salicylic acid accumulation in plants. Plant Growth Regulation, 39: 285-292 .

Chaudhary S, and Sharma YK, 2009. Interactive studies of potassium and copper with cadmium on seed germination and early seedling growth in maize (*Zea mays* L.). Journal of Environmental Biology, 30: 427-432.

Zhaoa ZQ, Zhua YG, Li HY, Smith SE, and Smith FA, 2003. Effects of forms and rates of potassium fertilizers on cadmium uptake by two cultivars of spring wheat (*Triticum aestivum*, L.). Environment International, 29: 973– 978.

پیش بینی قابلیت نگهداشت خاک برای DNAPLها

منصور چترنور[1] مهدی همایی[1] محمد محمودیان شوشتری[2]

1: به ترتیب: دانشجوی کارشناس ارشد فیزیک و حفاظت خاک - استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس

2: استاد گروه عمران دانشکده مهندسی دانشگاه شهید چمران اهواز

Email: Mansour.chatrenor@modares.ac.ir

مقدمه

هیدروکربن‌های نفتی یکی از اصلی ترین منابع تولید انرژی و تأثیر گذار در اقتصاد کشورهای صنعتی و در حال توسعه است (Hall et al., 2003). در کشورهای تولید کننده نفت، استخراج، حمل و نقل و فرآوری هیدروکربن‌های نفتی منجر به آلودگی در مناطق بزرگی از زمین شده است. آلاینده های فاز نامحلول در آب، را NAPL[1] یا فاز مایع غیر آبی نامیده می‌شود. NAPL خود بر اساس چگالی به دو دسته DNAPL[2] و LNAPL[3] تقسیم بندی می‌شود که اولی سنگین‌تر از آب است و در درون آب نفوذ می‌کند و دومی به علت چگالی کمتر، بر روی آب تشکیل یک لایه شناور را می‌دهد.

منحنی نگهداشت خاک (Soil Retention curve) بیانگر مقدار فاز مایع موجود در خاک به صورت تابعی از مکش ماتریک خاک است. بروکس و کوری (Brooks and Corey, 1964) مدلی را برای بررسی جریان نفت در خاک بدست آورد که به دلیل سادگی شکل آن در فیزیک خاک هم استفاده می‌شود. مدل ون‌گنوختن (Van Genuchten, 1980) از رایج ترین مدل های منحنی مشخصه رطوبتی است که به طور گسترده مورد استفاده پژوهشگران قرار گرفته است. در نهایت کوسوگی (1996) پیشنهادهایی برای اصلاح مدل های قبلی ارائه نمود و مدلی تحت عنوان مدل توزیع نرمال که دارای تابع خطای متمم است، ارائه داد.

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \begin{cases} \frac{1}{2} erfc\left(\frac{\ln\left(h/\alpha\right)}{\sqrt{2n}}\right) & h < 0 \\ 1 & h \geq 0 \end{cases}$$

در این رابطه erfc تابع خطای متمّم، α عکس نقطه ورود هوا به خاک(L^{-1})، θ_r وθ_s به ترتیب رطوبت‌باقیمانده و رطوبت اشباع است (L^3L^{-3}) و n انحراف استاندارد توزیع فشار کاپیلاری در منافذ تغییر یافته (پارامتری بدون بعد) است.

---

1. Nonaqueous Phase Liquids.
2. Dense Nonaqueous Phase Liquids
3. Nonaqueous Phase Liquid Lights

از پژوهش‌های انجام شده در مورد رفتار DNAPLها در خاک، پژوهش هفستی و همکاران (1997) است. این محققان بر اساس مفهوم لورت[1] و استفاده از منحنی نگهداشت دو فازی، منحنی نگهداشت سه فازی آب، PCE و هوا را بدست آوردند. دان و همکاران (1994) منحنی نگهداشت سیستم‌های هوا- TCE و آب– TCE را در دو محیط متخلخل شن و خاک لوم شنی‌رسی بدست آوردند. هدف از این پژوهش تعیین نگهداشت DNAPLهایی مانند تری کلرواتیلن در دو خاک Silty Clay و Sandy loam و مقایسه با نگهداشت آب، بر اساس مدل کوسوگی(1996) است.

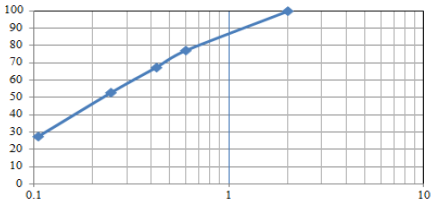
مواد و روش‌ها

برخی ویژگی‌های فیزیکی محیط‌های متخلخل مورد مطالعه در این پژوهش در جدول 1 ارایه شده است.

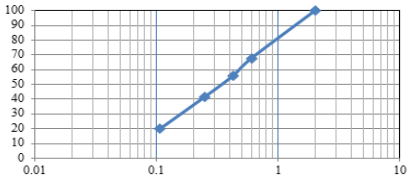
جدول 1- ویژگی‌های فیزیکی خاک‌های مورد استفاده در آزمایش

بافت	تخلخل حجمی (%)	ρ_b (g.cm^{-3})	ρ_p (g.cm^{-3})	σ_g	d_g (mm)
Silty clay	50	1/047	2/11	7/8	0/008
sandy loam	41	1/26	2/22	11/024	0/184

که در جدول 1 **σg** و **dg** به ترتیب انحراف معیار هندسی و میانگین هندسی قطر ذرات خاک هستند. همچنین از طریق آزمایش ستون‌های الک و هیدرومتر، توزیع اندازه ذرات خاک نیز رسم شد. شکل 1و2 توزیع اندازه ذرات خاک را نشان می‌دهد.



شکل ۱: منحنی توزیع اندازه ذرات برای خاکSilty Clay



شکل ۲- منحنی توزیع اندازه ذرات برای خاک Sandy Loam

تری‌کلرواتن که غالبا تری‌کلرواتیلن[2] نامیده می‌شود، یک ترکیب شیمیایی آلی فرار[3] با نام اختصاری (TCE) و فرمول شیمیایی (C_2CL_3H) است. این ترکیب به صورت مایعی روغنی و بی‌رنگ دیده می‌شود و برای مواد آلی انحلال ناپذیر در آب حلال مناسبی می‌باشد. موارد استفاده‌ی رایج از TCE، در چسب ها، پاک‌کننده‌ی رنگ و اغلب به عنوان یک حلال صنعتی شناخته می‌شود (Anonymous, 1997).

[1]. Leverett concept
[2]. Trichloroethylene
[2]. Volatile organic chemical

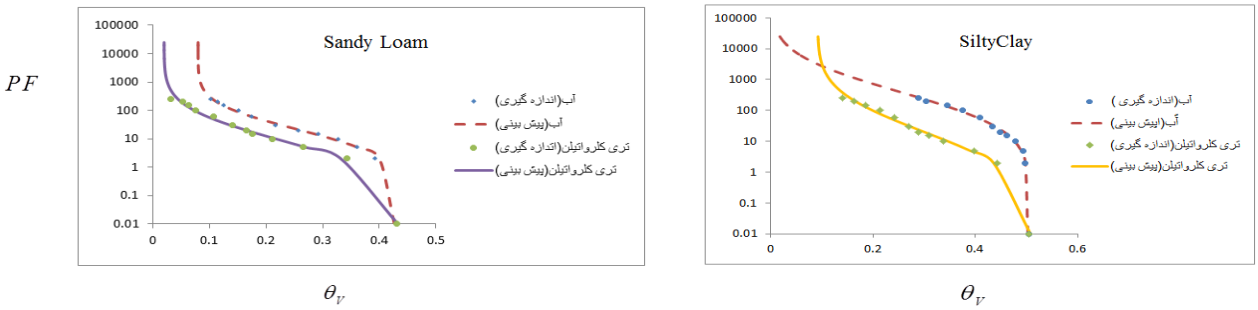
جدول2- ویژگی‌های فیزیکی سیالات بکار رفته در پژوهش

نام سیال	وزن مخصوص ($g.cm^{-3}$)	گرانروی دینامیکی (cp*)	کشش سطحی (dyne/cm)
تری‌کلرواتیلن (DNAPL)	1/465	0/58	26/4
آب	0/98	0/89	72/2

نمونه خاک پس از اشباع 24 ساعته در قیف دستگاه بوخنر ستون آویزان قرار داده شد. به‌منظور جلوگیری از تصعید سیال (بویژه TCE) درب قیف بوخنر با صفحات سلفونی پوشانده شد. با وارد کردن مکش‌های 10 ، 20 ، 30، 60، 100، 150، 200 و 250 به نمونه خاک منحنی نگهداشت برای سیالات تری‌کلرواتیلن و آب تعیین شد. سپس منحنی نگهداشت آب و تری‌کلرواتیلن توسط تابع هیدرولیکی کوسوگی(1996) پیش‌بینی شد.

نتایج و بحث

شکل 3 داده‌های مشاهده شده و منحنی‌های نگهداشت خاک برآورد شده‌ی بر مبنای مدل کوسوگی(1996) برای هر سیال آمده است.



شکل 1- داده‌های اندازه گیری شده و منحنی‌های نگهداشت برآورد شده خاک برای آب و تری‌کلرواتیلن

همانطور که در این شکل مشاهده می‌شود، در یک مقدار معین حجمی از فاز مایع ، مقدار مکش کمتری برای زهکشی تری‌کلرواتیلن نسبت به آب در هر دو خاک لازم است. برای توجیه این پدیده می‌بایستی عوامل موثر بر نگهداشت و پتانسیل ماتریک خاک به دقت مورد بررسی قرار گیرند. با توجه به معادله یانگ–لاپلاس[1] ($\psi_m = \frac{-2\sigma}{r}$) و با در نظر گرفتن رابطه مستقیم کشش سطحی و پتانسیل ماتریک خاک انتظار می‌رود با کاهش کشش سطحی سیال، مقدار نگهداشت خاک برای سیال مربوطه کاهش یابد. بنابراین با توجه به مقادیر کشش سطحی تری‌کلرواتیلن و آب (جدول 2) می‌توان نتیجه گرفت که در یک مقدار مشخص از فاز مایع، مقدار کمتری نیروی مکش برای خارج کردن تری-

[1]. Young-Laplace equation

کلرواتیلن نسبت به آب لازم است. به عبارت دیگر نگهداشت خاک برای تری‌کلرواتیلن در یک حجم مشخص مایع خاک در مقایسه با آب کمتر است. جدول 3 پارامترهای مدل‌های هیدرولیکی مدل کوسوگی را در سیستم‌های مختلف دو فازی آب–هوا و DNAPL–هوا برای هر دو خاک نشان می‌دهد.

جدول 3- پارامترهای مدل‌های منحنی نگهداشت خاک‌ها برای آب و تری‌کلرواتیلن

n	α	θ_r	θ_s		
	cm^{-1}	$cm^3.cm^{-3}$	$cm^3.cm^{-3}$	سیال	بافت خاک
1/679	/036 22	0/08	0/426	آب	Sandy Loam
2/351	/26 707	0/02	0/473	تری‌کلرواتیلن (DNAPL)	Sandy Loam
2/263	/36 403	0/001	0/502	آب	Silty Clay
2/469	/119 20	0/091	0/508	تری‌کلرواتیلن (DNAPL)	Silty Clay

بر مبنای جدول 3، مقدار پارامترهای نماینده پتانسیل ورود هوا (α) در منحنی نگهداشت خاک برای سیستم دو فازی تری‌کلرواتیلن–هوا نسبت به آب–هوا افزایش داشته است. با توجه به این‌که پارامترهای نماینده پتانسیل ورود هوا با عکس پتانسیل نقطه ورود هوا مرتبط هستند، این افزایش نمادی از کاهش مقدار مکش ورود هوا است. این بدان معنا است که مقدار نیروی کمتری برای خارج کردن تری‌کلرواتیلن نسبت به آب لازم است. همچنین، پارامتر n بیانگر توزیع خلل و فرج در خاک و یا به عبارتی شیب منحنی نگهداشت است. این پارامتردر سیستم دو فازی تری‌کلرواتیلن –هوا نسبت به آب–هوا بیشتر است. با توجه به نگهداشت کم خاک‌ها برای این آلاینده هیدروکربنی، این آلاینده در مناطق پست یا با سطح سفره آب زیرزمینی بالا با عبور از بخش غیر اشباع می‌تواند درون آب نفوذ و بخش‌های وسیعی از آب‌های زیر زمینی را آلوده کند. بنابراین با توجه به سمیت زیاد تری‌کلرواتیلن لازم است در نگهداری و مدیریت آن توجه ویژه به عمل آید.

منابع

Anonymous. 1997. "Toxicological Profile for Trichloroethylene (TCE)". U.S. Centers for Disease Control Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).

Brooks, R.H. and Corey, A.T. 1964. Hydraulic properties of porous media. *Hydrology Papers, Colorado State University*.

Campbell GS. 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. Soil Sci. 117: 311-314.

Dane, J., Oostrom, M. and Missildine, B. 1994. *Determination of capillary pressure-saturation curves involving TCE, water, and air for a sand and a sandy clay loam*, Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.

Hall, C., Tharakan, P., Hallock, J., Cleveland, C. and Jefferson, M. (2003). Hydrocarbons and the evolution of human culture. Nature, **426**: 318-322 .

Hofstee, C., Dane, J. and Hill, W. 1997. Three-fluid retention in porous media involving water, PCE and air. *Journal of contaminant hydrology*, **25**: 235-247.

Kosugi, K. 1996. Lognormal distribution model for unsaturated soil hydraulic properties. *Water Resources Research*, **32**: 2697-2703.

van Genuchten, M.T. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, **44**: 892-898.

بررسی پارامتریک ویژگی‌های هیدرولیکی خاک در حضور پرکلرواتیلن

منصور چترنور[1] مهدی همایی[1] محمد محمودیان شوشتری[2]

1: به ترتیب: دانشجوی کارشناس ارشد فیزیک و حفاظت خاک - استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس

2: استاد گروه عمران دانشکده مهندسی دانشگاه شهید چمران اهواز

Email: Mansour.chatrenor@modares.ac.ir

مقدمه

مواد هیدروکربنی موجب آلودگی منابع آب و خاک و وارد شدن خسارات جبران ناپذیری به محیط زیست و بویژه آب‌های زیر زمینی می‌شوند. ارزیابی کمی ویژگی‌های هیدرولیکی خاک‌های آلوده به مشتقات نفتی برای حفاظت بهینه از منابع آب و خاک ضروری است. آلاینده‌های هیدروکربنی به دو گروه سیالات با چگالی کمتر از آب LNAPLs[1] و با چگالی بیشتر از آب DNAPLs[2] تقسیم می‌شوند (Weiner, 2000). تحرک و نگهداشت مواد هیدروکربنی در محیط متخلخل به ویژگی‌های فیزیکی آلاینده همچون قابلیت خیس کنندگی[3] سیال، گرانروی سینماتیکی، جرم ویژه و کشش سطحی و ویژگی‌های فیزیکی محیط از قبیل توزیع تخلخل و شیب هیدرولیکی وابسته است (Mercer and Waddell, 1993). با فرض اینکه محیط متخلخل و سیالات تراکم ناپذیر باشند و با صرف نظر از وجود منبع و مصرف[4]، حرکت سیالات در محیط‌های متخلخل از ترکیب معادلات اندازه حرکت و پیوستگی قابل توصیف است:

$$\xi(\frac{\partial S_i}{\partial t}) = \nabla.\{(K_{ri}k_i(\nabla h_i + \nabla z)\} \quad [1]$$

$$\nabla = (\frac{\partial}{\partial x})i + (\frac{\partial}{\partial y})j + (\frac{\partial}{\partial z})k \quad [2]$$

که در آن‌ها ξ تخلخل خاک، S_i درصد حجمی سیال، K_i هدایت هیدرولیکی محیط برای سیال، K_{ri} نفوذپذیری نسبی محیط برای سیال، z پتانسیل ثقلی، h_i پتانسیل ماتریک محیط برای سیال و i، j و k به ترتیب بردارهای واحد در جهت‌های کارتزینی x، y و z می‌باشند.

رابطه فشار مویینگی-حجم سیال (S_i-h_i) از پیش نیازهای حل معادله حرکت سیالات در محیط متخلخل (معادله 1) هستند. منحنی نگهداشت خاک[5] بیانگر رابطه بین پتانسیل ماتریک (یا فشار مویینگی) و مقدار حجمی فاز مایع محیط است. منحنی نگهداشت محیط‌های متخلخل تابع ویژگی‌های خاک و مایع خاک هستند. بنابراین با تغییر ویژگی‌های فیزیکی مایع خاک منحنی نگهداشت نیز تغییر می‌کند (Payne *et al.*, 2008). تاکنون تلاش-های بسیاری برای مدل‌سازی منحنی نگهداشت خاک صورت گرفته است (Leij *et al.*, 1997). ون‌گنوختن (van Genuchten, 1980) مدلی برای برآورد منحنی نگهداشت خاک ارایه داده است که برای دامنه‌ی وسیعی از محیط‌های متخلخل کارآیی مطلوبی ارایه نموده است:

---

1. Light Non-Aqueous phase Liquids
2. Dense Non-Aqueous phase Liquids
3. Wettability
4. Source and sink
5. Soil retention curve

$$S_e = (\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}) = (1+(\alpha h)^n)^{-m},\ m = 1 - \frac{1}{n} \quad [3]$$

که در آن S_e اشباع موثر، θ_s مقدار حجمی فاز مایع خاک در حالت اشباع خاک و θ_r رطوبت باقیمانده[6]، m و n پارامترهای شیب منحنی نگهداشت خاک و α با عکس پتانسیل ماتریک نقطه ورود هوا به خاک متناسب است.

همچنین پژوهش‌گران زیادی به مدل سازی منحنی نگهداشت خاک در سیستم‌های دو فازی NAPL–هوا و NAPL–آب و سه فازی NAPL–آب–هوا پرداخته‌اند. فرند و همکاران (Ferrand *et al.*, 1990) با پژوهش درسیستم دو فازی پرکلرواتیلن–هوا و سه فازی پرکلرواتیلن–آب–هوا، رابطه نزدیکی بین منحنی نگهداشت سیالات در سیستم‌های دو فازی و سه فازی مشاهده کردند. وراکون و همکاران (Weerakone *et al.*, 2011) مدلی برای برآورد منحنی نگهداشت DNAPLها در ماسه سنگ‌های اشباع از آب ارایه کردند. نتایج مطالعه آن‌ها نشان داد که مدل پیشنهادی نتایجی شبیه به پیش‌بینی‌های مدل بروکس–کوری (Brooks and Corey, 1964) ارایه می‌نماید. هدف از این پژوهش بررسی توانایی نگهداشت دو نوع خاک sandy loam و silty clay برای پرکلرواتیلن (DNAPL) و آب و مقایسه‌ی آن‌ها با یکدیگر بود.

مواد و روشها

برخی ویژگی‌های فیزیکی محیط‌های متخلخل مورد مطالعه در این پژوهش در جدول 1 ارایه شده است.

جدول 1- ویژگی‌های فیزیکی خاک‌های مورد استفاده در آزمایش

بافت	تخلخل حجمی (%)	ρ_b (g.cm^{-3})	ρ_p (g.cm^{-3})	σ_g	d_g (mm)
Silty clay	50	1/047	2/11	7/8	0/008
sandy loam	41	1/26	2/22	11/024	0/184

که در جدول 1 σ_g و d_g به ترتیب انحراف معیار هندسی و میانگین هندسی قطر ذرات خاک‌ها هستند.

آلاینده به‌کار رفته در این پژوهش، پرکلرواتیلن بود. پرکلرواتیلن (Perchloroethylene) از دسته مواد هیدروکربنی DNAPL و با نام اختصاری (PCE) از گروه ترکیبات آلیفاتیک کلردار با فرمول شیمیایی (C_2Cl_4) می‌باشد. این ترکیب به صورت مایعی فرار و به شدت غیر پایدار و اغلب غیر قابل اشتعال می‌باشد. پرکلرواتیلن به عنوان حلال انواع چربی‌ها و تمیز کننده خشک[7]، به طور گسترده در خشک شویی‌ها و همچنین در صنایع فلزی و نساجی کاربرد دارد. ویژگی‌های فیزیکی این سیال در جدول 2 ارایه شده است.

جدول 2- ویژگی‌های فیزیکی سیالات به‌کار رفته در آزمایش

نام سیال	وزن مخصوص (g.cm^{-3})	گرانروی دینامیکی (cp*)	کشش سطحی (dyne/cm)
پرکلرواتیلن (DNAPL)	1/63	0/84	32/86
آب	0/98	0/89	72/2

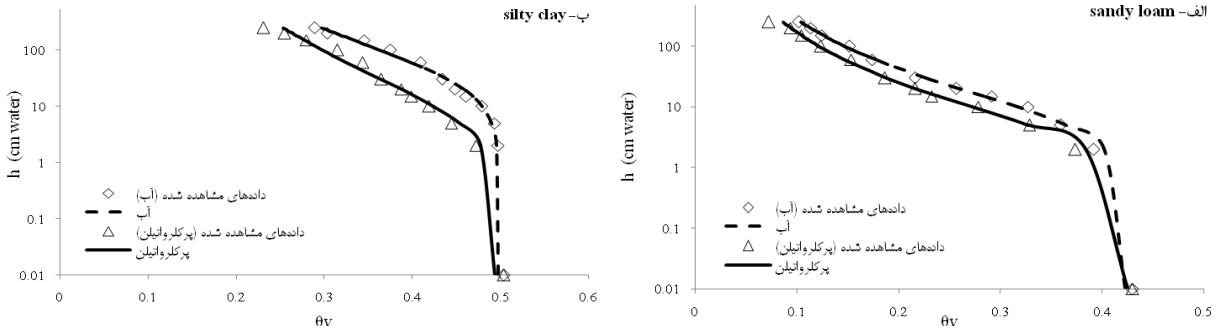
* سانتی پواز

[6]. Residual saturation
[7]. Dry cleaning

نمونه خاک پس از اشباع 24 ساعته در قیف دستگاه بوخنر ستون آویزان قرار داده شد. به‌منظور جلوگیری از تصعید سیال (بویژه PCE) درب قیف بوخنر با صفحات سلفونی پوشانده شد. لازم به ذکر است که سوراخی کوچک در صفحه سلفونی برای جلوگیری از کاهش فشار هوا در محفظه قیف تعبیه شد. با وارد کردن مکش‌های 10 ، 20 ، 30 ،60، 100، 150، 200 و 250 به نمونه خاک منحنی نگهداشت برای سیالات پرکلرواتیلن و آب تعیین شد. سپس منحنی نگهداشت آب و پرکلرواتیلن توسط تابع هیدرولیکی ون‌گنوختن پیش‌بینی شد.

نتایج و بحث

شکل 1 داده‌های مشاهده شده و منحنی‌های نگهداشت خاک برآورد شده‌ی بر مبنای مدل ون‌گنوختن برای آب و پرکلرواتیلن را نشان می‌دهد.



شکل 1- داده‌های اندازه گیری شده و منحنی‌های نگهداشت برآورد شده خاک برای آب و پرکلرواتیلن

همانطور که در این شکل مشاهده می‌شود، در یک مقدار فاز مایع حجمی، مقدار مکش کمتری برای زهکشی پرکلرواتیلن نسبت به آب در هر دو خاک لازم است. برای توجیه این پدیده می‌بایستی عوامل موثر بر نگهداشت و پتانسیل ماتریک خاک به دقت مورد بررسی قرار گیرند با توجه به معادله یانگ-لاپلاس[8] ($\psi_m = \frac{-2\sigma}{r}$) و با در نظر گرفتن رابطه مستقیم کشش سطحی و پتانسیل ماتریک خاک انتظار می‌رود با کاهش کشش سطحی سیال، مقدار نگهداشت خاک برای سیال مربوطه کاهش یابد. بنابراین با توجه به مقادیر کشش سطحی پرکلرواتیلن و آب (جدول 2) می‌توان نتیجه گرفت که در یک مقدار مشخص از فاز مایع، مقدار کمتری نیروی مکش برای خارج کردن پرکلرواتیلن نسبت به آب لازم است. به عبارت دیگر نگهداشت خاک برای پرکلرواتیلن در یک حجم مشخص مایع خاک در مقایسه با آب کمتر است. جدول 3 پارامترهای مدل‌های هیدرولیکی مدل ون‌گنوختن را در سیستم‌های مختلف دو فازی آب-هوا و DNAPL-هوا برای هر دو خاک نشان می‌دهد.

[8]. Young-Laplace equation

جدول 3- پارامترهای مدل‌های منحنی نگهداشت خاک‌ها برای آب و پرکلرواتیلن

n	m	α	θ_r	θ_s	سیال	بافت خاک
-		cm^{-1}	$cm^3.cm^{-3}$	$cm^3.cm^{-3}$		
1/14	0/12	0/154	0/001	0/41	آب	Sandy Loam
1/38	0/27	0/282	0/001	0/41	پرکلرواتیلن (DNAPL)	Sandy Loam
1/25	0/2	0/02	0/001	0/5	آب	Silty Clay
1/18	0/15	0/157	0/001	0/5	پرکلرواتیلن (DNAPL)	Silty Clay

بر مبنای جدول 3، مقدار پارامترهای نماینده پتانسیل ورود هوا (α) در منحنی نگهداشت خاک برای سیستم دو فازی پرکلرواتیلن–هوا نسبت به آب–هوا افزایش داشته است. با توجه به این‌که پارامترهای نماینده پتانسیل ورود هوا با عکس پتانسیل نقطه ورود هوا مرتبط هستند، این افزایش نمادی از کاهش مقدار مکش ورود هوا است. این بدان معنا است که مقدار نیروی کمتری برای خارج کردن پرکلرواتیلن نسبت به آب لازم است. همچنین، مقدار پارامترهای توزیع خلل و فرج یا شیب منحنی (m و n) در سیستم دو فازی پرکلرواتیلن –هوا نسبت به آب–هوا تغییر زیادی نکردند. با توجه به تصعید پذیری زیاد پرکلرواتیلن و نگهداشت کم خاک‌ها برای این آلاینده هیدروکربنی، این آلاینده در مناطق پست یا با سطح سفره آب زیرزمینی بالا با عبور از بخش غیر اشباع می‌تواند بخش‌های وسیعی از آب‌های زیر زمینی را آلوده کند. بنابراین با توجه به سمیت زیاد پرکلرواتیلن لازم است در نگهداری و مدیریت آن توجه ویژه به عمل آید.

منابع

Brooks RH and Corey AT, 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrology Papers, Colorado State University.

Ferrand LA, Milly P, Pinder GF and Turrin RP, 1990. A comparison of capillary pressure-saturation relations for drainage in two-and three-fluid porous media. Advances in Water Resources, 13(2): 54-63.

Lei FJ, Russell WB and Lesch SM, 1997. Closed form expressions for water retention and conductivity data. Ground Water, 35(5): 848-858.

Mercer J and Waddell D, 1993 .Contaminant transport in groundwater. In Maidmentm, D. R. (ed). Handbook of hydrology. McCraw-Hill, New York, N.Y.

van Genuchten MTh, 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J, 44(5): 892-898.

Weerakone W, Wong R and Mehrotra A, 2011. Measurement of Capillary Pressure Curve of DNAPL in a Water-Saturated Sandstone Fracture. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 138(5): 614-624.

Weiner ER, 2000. Applications of environmental chemistry: a practical guide for environmental professionals. CRC Press.

بررسی رفتار نگهداشت تری‌کلرواتیلن(TCE) در خاک

منصور چترنور[1] مهدی همایی[1] محمد محمودیان شوشتری[2]

1: به ترتیب: دانشجوی کارشناس ارشد فیزیک و حفاظت خاک - استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس

2: استاد گروه عمران دانشکده مهندسی دانشگاه شهید چمران اهواز

Email: Mansour.chatrenor@modares.ac.ir

مقدمه

آلودگی خاک به مواد نفتی از چالش‌های مهم عصر کنونی است. ورود آلاینده‌های هیدروکربنی به زیست بوم باعث تخریب شدید محیط زیست شده است. به طور کلی آلاینده‌هایی نفتی می‌توانند اثرات زیانبار شدیدی را به جامعه‌ی میکروبی، گیاهی و جانوری وارد کنند. موادآلاینده از روش‌های نشت از دیواره مخازن نفتی، صنایع چوب سازی، رنگ سازی و کارخانجات ساخت مواد شیمیایی مثل آفت کش‌ها و دیترجنت ها وارد آب و خاک می‌شوند (Newell C.J. *et al.*, 1995) عمدتا آلاینده‌های نامحلول در آب را فاز مایع غیرآبی[1] (NAPL) می‌نامند. این مواد، خود به دو گروه مایعات با چگالی کمتر از آب[2] (LNAPL) و مایعات با چگالی بیشتر از آب[3] (DNAPL) تقسیم می‌شوند(Weiner, 2000).

منحنی رطوبتی خاک نمایان‌گر تغییرات رطوبت در ازای تغییرات مکش ماتریک خاک می باشد. اولین منحنی رطوبتی توسط باکینگهام(1907)، برای شش خاک (که از نظر بافت از شنی تا رسی گسترده بودند) رسم شد. بروکس و کوری از پیش‌گامان مدل‌سازی منحنی نگهداشت بوده‌اند. این دو محقق در آزمایشات خود از مواد هیدروکربنی جهت رسم منحنی نگهداشت محیط‌های متخلخل استفاده کردند.

$$S_e = \begin{cases} (\alpha h)^{-\lambda} & (\alpha h) \geq 1 \\ 1 & (\alpha h) < 1 \end{cases} \quad [1]$$

در این رابطه، α عکس نقطه ورود هوا به خاک (L^{-1})، h پتانسیل ماتریک و λ شاخص توزیع اندازه منافذ خاک و S_e درجه اشباع موثراست و به صورت زیر بیان می‌شود

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}$$

که θ_r وθ_s به ترتیب رطوبت‌باقیمانده و رطوبت اشباع است.

لنهارد و پارکر (Lenhard and Parker, 1987) برای سیستم سه فازی هوا–آب–NAPL و سیستم دو فازی NAPL–هوا در یک خاک شنی، منحنی نگهداشت خاک شنی را برای هیدروکربنی به نام p-Cymene .بدست آوردند. دان و همکاران (1994) منحنی نگهداشت سیستم‌های هوا– TCE و آب– TCE را در دو محیط متخلخل شن و خاک لوم شنی‌رسی،

[1] . Nonaqueous Phase Liquids
[2] . Light Nonaqueous Phase Liquids
[3] . Dense Nonaqueous Phase Liquids

بدست آوردند. هوستی و همکاران (Hofstee *et al.*, 1997) به بررسی نگهداشت پرکلرواتیلن[۴] (PCE) در سیستم سه فـازی DNAPL–آب–هوا پرداختند. آن‌ها نتیجه گرفتند که به دلیل منفـی بـودن ضـریب پخـش شـدن PCE، تنهـا در دامنـه‌ی محدودی از منحنی نگهداشت، رفتار PCE از فرضیات لورت تبعیت می‌کند. هدف از این پژوهش تعیـین میـزان نگهداشـت خاکSilty Loam و شن خلیج فارس[۵] برای تری‌کلرواتیلن و پیش بینی رفتار این آلاینده در خاک است.

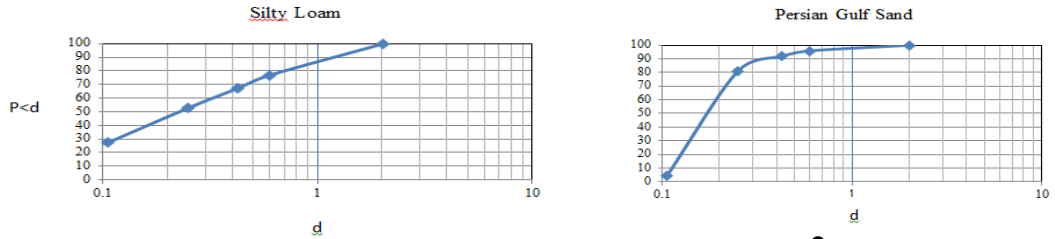
مواد و روش‌ها

برخی ویژگی‌های فیزیکی محیط‌های متخلخل مورد مطالعه در این پژوهش در جدول 1 ارایه شده است.

جدول 1- ویژگی‌های فیزیکی خاک‌های مورد استفاده در آزمایش

d_g (mm)	σ_g	ρ_p (g.cm^{-3})	ρ_b (g.cm^{-3})	تخلخل حجمی (%)	**بافت**
1/02	1	2/78	1/63	41	**Silty clay**
0/077	7/53	2/29	1/22	47	**sandy loam**

که در جدول 1 **σg** و **dg** به ترتیب انحراف معیار هندسی و میانگین هندسی قطر ذرات خاک هستند. همچنین از طریق آزمایش ستون‌های الک و هیدرومتر، توزیع اندازه ذرات خاک نیز رسم شد. شکل 1و2 توزیـع انـدازه ذرات خـاک را نشـان می‌دهد.



شکل 2- منحنی توزیع اندازه درات برای محیط‌های متخلخل

تری‌کلرواتن که غالبا تری‌کلرواتیلن[۶] نامیده می‌شود، یک ترکیب شیمیایی آلی فرار[۷] با نام اختصاری (TCE) و فرمول شیمیایی (C_2CL_3H) است. این ترکیب به صورت مایعی روغنی و بی‌رنگ دیده می‌شود و برای مواد آلی انحلال ناپذیر در آب حلال مناسبی می‌باشد. موارد استفاده‌ی رایج از TCE، در چسب ها، پاک‌کننده‌ی رنگ و اغلب به عنوان یک حلال صنعتی شناخته می‌شود (Anonymous, 1997).

4 . perchloroethylene
5. Persian Gulf Sand
6. Trichloroethylene
2. Volatile organic chemical

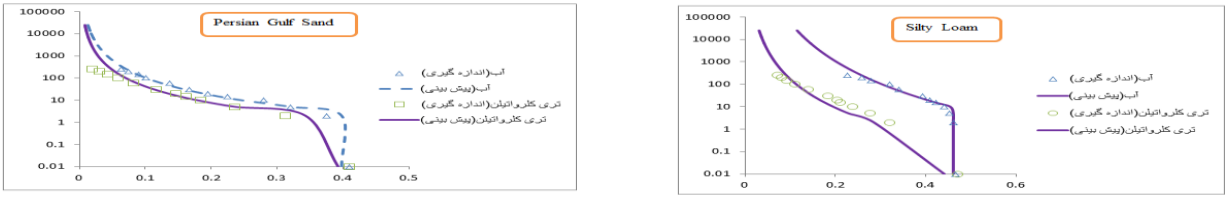
جدول2- ویژگی‌های فیزیکی سیالات بکار رفته در پژوهش

نام سیال	وزن مخصوص ($g.cm^{-3}$)	گرانروی دینامیکی (cp*)	کشش سطحی (dyne/cm)
تری‌کلرواتیلن (DNAPL)	1/465	0/58	26/4
آب	0/98	0/89	72/2

نمونه خاک پس از اشباع 24 ساعته در قیف دستگاه ستون آویزان قرار داده شد و روی قیف سلفون کشیده شد. با وارد کردن مکش‌های 10 ، 20 ، 30 ،60، 100، 150، 200 و 250 به نمونه خاک، منحنی نگهداشت برای سیالات تری‌کلرواتیلن و آب بدست آمد و توسط مدل بروکس- کوری(1964)، منحنی نگهداشت این سیالات تا مکش 25 بار پیش بینی شد.

نتایج و بحث

شکل 21 داده‌های مشاهده شده و منحنی‌های نگهداشت خاک برآورد شده‌ی بر مبنای مدل بروکس-کوری(1996) برای آب و تری‌کلرواتیلن آمده است.



شکل 2- داده‌های اندازه گیری شده و منحنی‌های نگهداشت برآورد شده خاک برای آب و تری‌کلرواتیلن

همانطور که در این شکل2 مشاهده می‌شود، مدل بروکس-کوری برای آلاینده (به خصوص در خاک Silty Loam) دقت کمتری نسبت به آب دارد. در یک مقدار معین حجمی از فاز مایع ، مقدار مکش کمتری برای زهکشی تری‌کلرواتیلن نسبت به آب در هر دو خاک لازم است. برای توجیه این پدیده می‌بایستی عوامل موثر بر نگهداشت و پتانسیل ماتریک خاک به دقت مورد بررسی قرار گیرند. با توجه به معادله یانگ-لاپلاس[8] ($\psi_m = \frac{-2\sigma}{r}$) و با در نظر گرفتن رابطه مستقیم کشش سطحی و پتانسیل ماتریک خاک انتظار می‌رود با کاهش کشش سطحی سیال، مقدار نگهداشت خاک برای سیال مربوطه کاهش یابد. بنابراین با توجه به مقادیر کشش سطحی تری‌کلرواتیلن و آب (جدول 2) می‌توان نتیجه گرفت که در یک مقدار مشخص از فاز مایع، مقدار کمتری نیروی مکش برای خارج کردن تری‌کلرواتیلن نسبت به آب لازم است. به عبارت دیگر نگهداشت خاک برای تری‌کلرواتیلن در یک حجم مشخص مایع خاک در مقایسه

[8]. Young-Laplace equation

با آب کمتر است. جدول 3 پارامترهای مدل‌های هیدرولیکی مدل بروکس–کوری را در سیستم‌های مختلف دو فازی آب–هوا و DNAPL–هوا برای هر دو خاک نشان می‌دهد.

λ	α	θ_r	θ_s		
	cm^{-1}	$cm^3.cm^{-3}$	$cm^3.cm^{-3}$	سیال	بافت خاک
0/387	2/85	0/001	0/397	آب	Persian Gulf Sand
0/408	1/435	0/001	0/392	تری‌کلرواتیلن (DNAPL)	Persian Gulf Sand
0/176	9/154	0/001	0/46	آب	Silty Loam
0/237	0/315	0/001	0/441	تری‌کلرواتیلن (DNAPL)	Silty Loam

بر مبنای جدول 3، مقدار پارامترهای نماینده پتانسیل ورود هوا (α) در منحنی نگهداشت خاک برای سیستم دو فازی تری‌کلرواتیلن–هوا نسبت به آب–هوا افزایش داشته است. با توجه به این‌که پارامترهای نماینده پتانسیل ورود هوا با عکس پتانسیل نقطه ورود هوا مرتبط هستند، این افزایش نمادی از کاهش مقدار مکش ورود هوا است. این بدان معنا است که مقدار نیروی کمتری برای خارج کردن تری‌کلرواتیلن نسبت به آب لازم است. همچنین پارامتر λ شاخصی برای بیان توزیع اندازه منافذ است که در آلاینده بیشتر از آب است. با توجه به نگهداشت کم خاک‌ها برای این آلاینده هیدروکربنی، این آلاینده در مناطق پست یا با سطح سفره آب زیرزمینی بالا با عبور از بخش غیر اشباع می‌تواند درون آب نفوذ و بخش‌های وسیعی از آب‌های زیر زمینی را آلوده کند. بنابراین با توجه به سمیت زیاد تری‌کلرواتیلن لازم است در نگهداری و مدیریت آن توجه ویژه به عمل آید.

منابع

Anonymous. 1997. "Toxicological Profile for Trichloroethylene (TCE)". U.S. Centers for Disease Control Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR).

Brooks RH and Corey AT, 1964. Hydraulic properties of porous media. Hydrology Papers, Colorado State University.

Buckingham, E. (1907). Studies on the movement of soil moisture,-US Dept. Agriculture Bur .Soils, Bull. **38**: 61.

Dane, J., Oostrom, M. and Missildine, B. 1994. *Determination of capillary pressure-saturation curves involving TCE, water, and air for a sand and a sandy clay loam,* Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency.

Hofstee, C., Dane, J. and Hill, W. 1997. Three-fluid retention in porous media involving water, PCE and air. *Journal of contaminant hydrology,* **25**: 235-247.

Lenhard, R., and Parker, J. (1987). A model for hysteretic constitutive relations governing multiphase flow: 2. Permeability-saturation relations. Water Resources Research. **23**: 2197-2206.

Newell C.J., Acree, S. D., Ross, R. R., and and Huling, S. G. (1995). Light nonaqueous phase liquids. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Office of Solid Waste and Emergency Response

Weiner, E.R. 2000. *Applications of environmental chemistry: a practical guide for environmental professionals,* CRC Press.

اثر متقابل کود سوپر فسفات تریپل در کاهش تحرک کادمیم خاک

مرتضی ایزدی[1]، نجفعلی کریمیان[2]، جعفر یثربی[2]، سید علی ابطحی[2]

۱- دانشجوی تحصیلات تکمیلی دانشگاه شیراز

۲- اعضای هیئت علمی دانشگاه شیراز

مقدمه

فلزات سنگین یا سمی، فلزاتی هستند پایدار که بدن نمی تواند آنها را تجزیه کند لذا در بافت زنده، جمع می شوند این فلزات شامل : جیوه، نیکل، سرب، ارسنیک، کادمیم، آلومینیوم، پلاتین و مس هستند.

آلودگی خاک به عناصر سنگین، مشکل زیست محیطی عمده در سراسر جهان به شمار می آید که به دنبال افزایش فعالیت های صنعتی و معدن کاوی از اواخر قرن ۱۹ تاکنون، میزان آلودگی با آنها گسترش یافته است (Rajkumar et al., 2008). غلظت بالای فلزات سنگین در خاک می تواند برای اکوسیستم و انسان خطرات طولانی مدت به همراه داشته باشد اگر چه فلزات سنگین در مقادیر متفاوت از مواد مادری خاک ها آزاد می شوند، آلودگی رو به تزاید محیط زیست به علت فعالیت های بشر ایجاد می شود. منابع اصلی این آلاینده ها شامل بهره برداری از معادن، کارخانه های ذوب فلزات، فعالیت های کشاورزی و صنعتی است. ازآنجایی که خاک عنصر کلیدی در کنترل سرنوشت فلزات سنگین در محیط زیست است ، فهم فرایند انتقال فلزات سنگین در خاک ها مهم است (Hinz and Selim, 1994). کادمیم در خاک های کشاورزی تحت شرایط عادی نیز نسبتا بی حرکت بوده اما می تواند تحت تاثیر عواملی از قبیل pH خاک، استفاده از کودهای فسفاته، لجن فاضلاب و جریان ترجیحی آب در خاک و ریشه گیاهان افزایش یابد.

عدم تحرک شیمیایی عناصر یکی از روش های مقرون به صرفه برای کاهش تحرک فلزات و فراهمی زیستی در خاک های آلوده می باشد. مواد اصلاحی افزوده شده به خاک از جنبش و حرکت آلاینده های فلزی خاک جلوگیری کرده و باعث کاهش آبشویی در سطح قابل قبول می گردد (; Manecki et al., 2006). یکی از این موارد که می تواند باعث عدم تحرک عناصر فلزی در خاک های الوده گردد عامل فسفات می باشد که از طریق ایجاد ترکیبات پایدار عناصر باعث کاهش تحرک در خاک می گردد (Wright et al., 2004).

در خاک آلوده به کادمیم استفاده از سطوح بالای فسفات ممکن است باعث کاهش دسترسی کادمیم خاک و اتصال کادمیم به فسفر شده و سبب جذب یا تشکیل مواد معدنی کم محلول فلز فسفات گردیده و رسوب نماید. افزایش جذب کادمیم می تواند تابعی از شکل گیری سطوح پیچیده ای از ترکیبات فسفر شده که بصورت جذب یون کادمیم توسط فسفر می گردد (Bolan and Duraisamy, 2003). اگرچه سطح بالای کاربرد فسفر ممکن است جذب کادمیم در خاک آلوده را کاهش دهد استفاده از سطوح پایین تر در دسترسی کادمیم خاک را افزایش می دهد. برخی از مطالعات نشان داده تجمع کادمیم در محصولات کشاورزی با استفاده از سطوح زراعی مصرف فسفر افزایش یافته است(Jiao et al., 2004).

در تحقیقات دیگر استفاده از سوپر فسفات به نسبت ۴۰۰ میلی گرم فسفر در یک کیلو گرم باعث افزایش کادمیم در دسترس تربچه گردیده در حالی که کاربرد کود با نسبت ۸۰۰ میلی گرم در کیلو گرم باعث کاهش در دسترسی کادمیم شده است(Hong et al., 2008). کود فسفر بطور غیر مستقیم ممکن است با کاهش pH محلول خاک جذب کادمیم را تحت تاثیر قرار دهد. pH خاک عامل اصلی موثر بر حلالیت کادمیم و تحرک در خاک می باشد(Rieuwerts et al., 2006). حلالیت و فعالیت یون با افزایش pH کاهش یافته و جذب سطحی کادمیم افزایش می یابد(Naidu et al., 1994).

تحقیق حاضر هدف های زیر را بررسی می کند.

۱- تاثیر میزان مصرف کود سوپر فسفات تریپل در تحرک کادمیم خاک

۲- تاثیر کود سوپر فسفات تریپل بر تحرک کادمیم خاک

مواد و روش ها

در ابتدا خاک کافی از افق سطحی (0-20cm) از شهرستان گراش استان فارس که دارای فسفر کمی باشد جمع‌آوری شد. پس از خشک کردن خاک در معرض هوا و گذراندن از الک ۲mm ویژگی فیزیکی و شیمیایی آن مانند بافت خاک به روش هیدرومتر، کربن آلی به روش واکی و بلاک، کربنات کلسیم معادل به روش خنثی کردن بااسید کلریدریک،نیتروژن کل به روش کلدال، فسفر به روش اولسن با استفاده از دستگاه رنگ سنجی، پتاسیم محلول و تبادلی در آمونیوم استات به روش شعله سنجی، عناصر کم مصرف به روش عصاره‌گیری DTPA و قرائت توسط دستگاه جذب اتمی، هم‌چنین قابلیت الکتریکی عصاره اشباع با هدایت سنج الکتریکی و pH در خمیر اشباع تعیین شد..

آزمایش در شرایط گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل در چارچوب طرح کاملاً تصادفی و با ۳ تکرار به اجرا در آمد. تیمارهای مورد استفاده شامل: ۵ سطح کودی ۰ ، ۲۰ ، ۵۰ ، ۱۰۰ ،و ۲۰۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک بصورت سوپر فسفات تریپل و ۳ سطح کادمیم ۵ ، ۱۰ و ۲۰ میلی گرم کادمیم بصورت سولفات کادمیم بود. عناصر غذایی ضروری مورد نیاز با توجه به نتایج آزمون خاک به خاک گلدانها افزوده شد. نیتروژن از منبع اوره که طی دو مرحله قبل از کشت و بقیه در هفته پنجم به خاک افزوده شد. با توجه به اینکه خاک از نظر مقدار آهن، منگنز، مس ، روی دارای کمبود بود لذا آهن از منبع سکسترین آهن، منگنز از منبع سولفات منگنز،و مس از منبع سولفات مس ،و روی نیز از منبع سولفات روی به نمونه ها افزوده شد.آهن، منگنز، و روی هر کدام معدل ۱۰ میلی گرم در کیلو گرم عنصر خالص و مس معادل ۵ میلی گرم در کیلو گرم عنصر خالص بکار

رفت. تعداد گلدان های مورد استفاده ۹۰ عدد بودندکه ۲ کیلوگرم خاک در درون هر گلدان ریخته شد. تعداد ۱۰ عدد بذر گندم (رقم چمران) در هر گلدان در عمق ۱تا۲ سانتی متر کاشته شدند. در حدود دو هفته پس از کشت شمار بوته‌ها به ۳ عدد کاهش داده شد. آبیاری گلدان‌ها در طول رشد به صورت منظم در طول دوره رشد آب مقطر کافی جهت رساندن رطوبت به حد ظرفیت مزرعه به آنها افزوده شد. پس از ۸ هفته گیاهان از محل طوقه (نزدیک سطح) قطع و پس از شستشو با آب مقطر در آون در دمای $۶۵^{\circ}C$ به مدت ۴۸ ساعت خشک و برای تجزیه اندام هوایی گیاه، ۱ گرم ماده خشک در دمای $۵۵۰^{\circ}C$ به خاکستر تبدیل و سپس به وسیله اسید کلریدریک دو نرمال عصاره گیری شد. و غلظت کادمیم و فسفر در عصاره ها تعیین شد. پس از برداشت گیاهان خاک گلدان ها خشک کرده و ریشه ها تا حد امکان از آن جدا گردید. پس از مخلوط کردن کامل، نمونه های لازم جهت اندازه گیری از هر گلدان برداشته شد و غلظت فسفر و کادمیم خاک هر گلدان به روش هایی که در پیش یاد شد اندازه گیری گردید.

نتایج و بحث

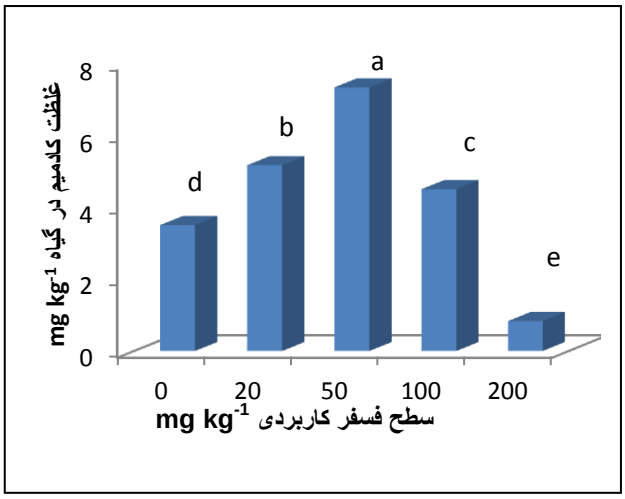
تاثیر کاربرد سوپر فسفات تریپل بر غلظت کادمیم گیاه

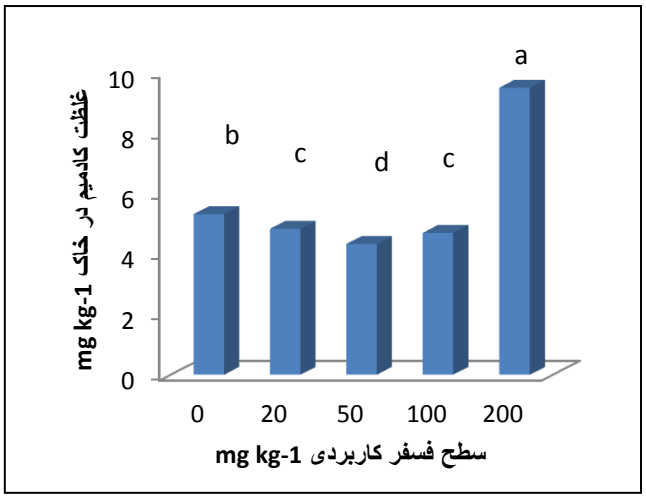
در مورد تاثیر کاربرد سوپر فسفات تریپل بر میزان غلظت کادمیم گیاه تفاوت های معنی داری در سطح ۵ درصد مشاهده شد. این تفاوت ها بین تیمار های مختلف فسفر مورد استفاده به نحوی بود که تیمار ۵۰ میلی گرم برکیلو گرم بیشترین غلظت کادمیم در گیاه به همراه داشت. (شکل۱)

تاثیر کاربرد سوپر فسفات تریپل بر غلظت کادمیم خاک

اثر کاربرد سوپر فسفات تریپل بر کادمیم خاک تفاوت معنی داری در سطح ۵ درصد مشاهده شد.(شکل۲)

همچنین با بررسی شکل۲ مشاهده می شود که کاربرد ۲۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم فسفر بصورت سوپر فسفات تریپل بیشترین غلظت کادمیم در خاک نسبت به تیمار شاهد را نشان می دهد.





شکل۱ تاثیر کود بر غلظت کادمیم گیاه $mg\ kg^{-1}$ شکل۲ تاثیر کود بر غلظت کادمیم خاک $mg\ kg^{-1}$

با توجه به نتایج بدست آمده از مصرف سوپر فسفات تریپل بر میزان کادمیم خاک و گیاه می توان به تاثیر فسفر بر کاهش کادمیم محلول در خاک و در نهایت کاهش غلظت کادمیم گیاه پی برد.

این تاثیر بصورتی است که افزودن ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم فسفر به صورت سوپر فسفات تریپل باعث افزایش میزان کادمیم محلول در خاک شده که این امر سبب بالا رفتن غلظت کادمیم گیاه شده این در حالی است که با افزودن ۱۰۰ تا ۲۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم فسفر بصورت سوپر فسفات تریپل کاهش کادمیم محلول در خاک راه همراه دارد.

منابع

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

2- Hinz, C., and H. M. Selim. 1994. Transport of Zn and Cd in soils: Experimental evidence and modeling approaches. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 1316-1327.

3- Hong. C. O. , D. K. Lee, and P. J. Kim. 2008. Feasibility of phosphate fertilizer to immobilize cadmium in a field. Chemosphere, 70: 2009-2015.

4- Jiao. Y. , C. A. Grant, and, L. D. Bailey. 2004. Effects of phosphorus and zinc fertilizer on cadmium uptake and distribution in flax and durum wheat. J. Sci. Fd. Agric., 84: 777-785.

5- Manecki. M., A. Bogucka,T. Bajda, and O. Borkiewicz. 2006. Decrease of Pb bioavailability in soils by addition of phosphate ions. Environ. Chem. Lett. 3: 178–181.

6- Naidu. R. , N. Bolan, R. S. Kookana, and K. Tiller. 1994. Ionic-strength and pH effects on the sorption of cadmium and the surface charge of soils. Eur. J. Soil Sci., 45: 419-429.

7- Rajkumar, M, Y. Ma, and H. Freitas, 2008 Characterization of metal-resistant plant promoting Bacillus weihenstephanensis isolated from serpentine soil in Poetugal. Basic Microbiology, 48: 500-508.

8- Rieuwerts. J. S. , M. R. Ashmore, M. E. Farago, and I. Thornton. 2006. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. Sci. Total Environ., 366: 864-875.

9- Wright. J. , K. R. Rice, B. Murphy, and J. Conca. 2004. PIMS using apatite IITM: how it works to remediate soil and water, in: R. E. Hinchee and B. Alleman (Eds.), Sustainable Range Management, Battelle Press, Columbus, OH.

اثر سطوح مختلف ماده هیومیک بر رشد و جذب سرب گیاه ذرت در یک خاک آهکی

راضیه کاظمی[1]، نجف علی کریمیان[2]، عبدالمجید رونقی[2] و جعفر یثربی[3]

۱- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

۲- استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

۳- استادیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مقدمه

آلودگی فلزات سنگین یکی از مهم ترین مشکلات زیست محیطی در سراسر جهان است(دومت و همکاران، ۲۰۰۸). توانایی فلزات سنگین برای انباشته شدن و ایجاد مسمومیت در سیستم های زیستی انسان، حیوان، ریز جانداران، و گیاهان گزارش شده است (دامور و همکاران، ۲۰۰۵). استفاده از گیاه پالایی[1]، به عنوان فناوری زیستی استخراج فلزات از خاک و انتقال آن به گیاه یکی از روش های حذف فلزات سنگین از خاک است (ویلتز و همکاران، ۱۹۹۸)، اما با توجه به توان جا به جایی کم سرب و رسوب پذیری بالای آن در محیط زیست (گاربیوس و آلکورتا، ۲۰۰۱)، جذب آن بوسیله گیاه مشکل است. بنابراین استفاده از کلات کننده های زیست تخریب پذیر مانند مواد هیومیک به منظور افزایش فلز (سرب) قابل دسترس در خاک و تجمع آن در گیاهان (ناسکیمنتو و همکاران، ۲۰۰۶) می تواند به فرایند گیاه پالایی و حذف فلزات سنگین از خاک کمک کند.لذا هدف از این تحقیق بررسی تاثیر سطوح مختلف یک نوع ماده هیومیک بر جذب سرب در گیاه ذرت است.

مواد و روشها

جهت انجام این پژوهش، مقدار مناسبی خاک از افق سطحی سری دانشکده با نام علمی Fine, mixed (calcareous), mesic, Typic Calcixerepts (ابطحی و همکاران، ۱۳۷۰)از منطقه باجگاه استان فارس تهیه شد و پس از خشک کردن در هوا و عبور از الک ۲ میلی متری برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن تعیین شد که بافت آن رس سیلتی و سرب قابل استخراج با دی تی پی ا آن ناچیز بود. آزمایش در شرایط گلخانه ای با استفاده از طرح آماری کاملا تصادفی در قالب آزمایش فاکتوریل ۳×۴ با ۳ تکرار اجرا شد. تیمارهای مورد استفاده عبارت بودند از سرب در سطوح ۱۰۰، ۲۰۰، و ۳۰۰ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک از محلول نیترات سرب و ماده هیومیک با نام تجاری "پارس هیومیک"* (۸۰٪ مواد هیومیک، ۴۰٪ آن فولویک) در سطوح معادل ۰، ۱۰۰، ۲۰۰، و ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار به صورت جامد در زمان کشت به خاک افزوده شد. عناصر غذایی مورد نیاز گیاه به صورت محلول و بر اساس نتایج حاصل از آزمون خاک به تمام گلدان ها به صورت یکنواخت افزوده شد. در هر گلدان ۶ عدد بذر ذرت (*Zea mays* L.) کاشته شد. بعد از جوانه زنی و استقرار گیاهان، تعداد آن ها در هر گلدان به ۳ بوته یکنواخت کاهش داده شد. در طول دوره رشد گلدان ها روزانه توزین و به وسیله آب مقطر تا ۸۰

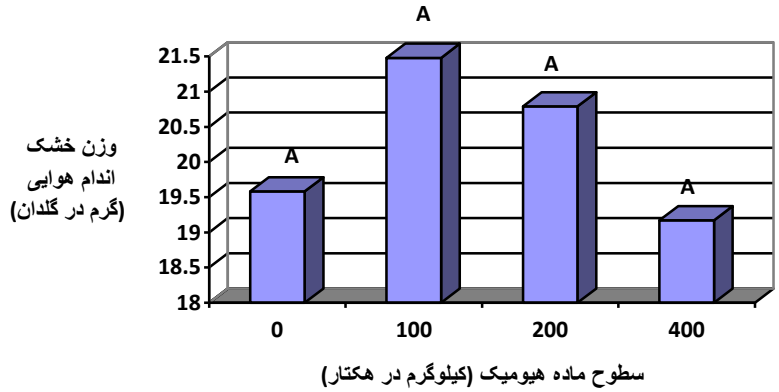
[1] .phytoremediation

* به کار بردن نام محصول تجاری در این تحقیق به معنی تأیید آن بوسیله دانشگاه شیراز نمی باشد.

درصد ظرفیت مزرعه آبیاری شدند پس از ۸ هفته گیاهان از محل طوقه قطع و پس از شستشو، در آون در دمای ۶۵ درجه سلسیوس خشک شدند. غلظت سرب شاخساره با استفاده از دستگاه جذب اتمی تعیین شد و پاسخ های گیاهی شامل وزن خشک اندام هوایی گیاه، غلظت و جذب کل سرب (حاصلضرب وزن خشک در غلظت) بوسیله آزمون های F و دانکن با استفاده از نرم افزار های آماری SPSS، و SAS تحلیل شد.

نتایج و بحث

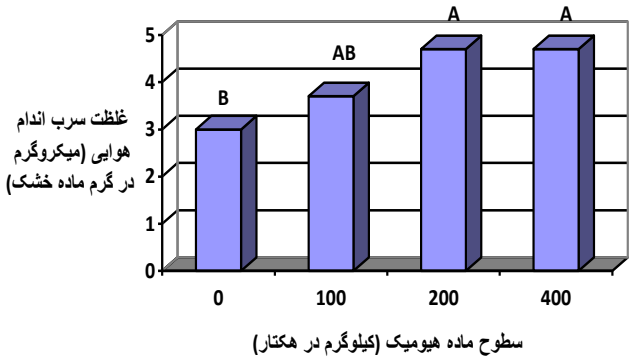
کاربرد ماده هیومیک تا سطح معادل ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار اثر معنی داری بر میزان وزن خشک گیاه نداشت (شکل ۱).[1]



شکل ۱- تاثیر سطوح مختلف ماده هیومیک بر وزن خشک اندام هوایی ذرت

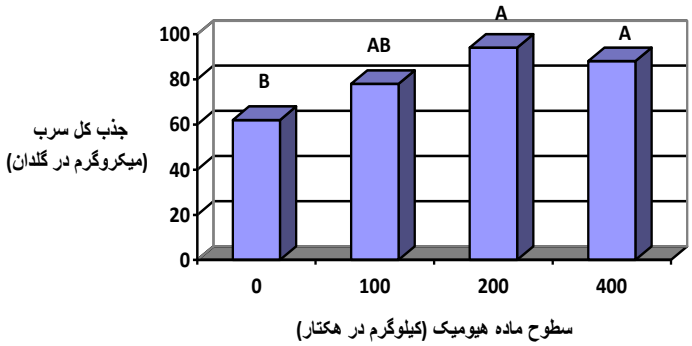
کاربرد ماده هیومیک، تاسطح معادل ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار، غلظت سرب اندام هوایی را ۵۶٪ نسبت به تیمار شاهد افزایش داد (شکل ۲)، اما کاربرد ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار اثر معنی داری را نسبت به سطح قبل ایجاد نکرد. خان و همکاران (۲۰۰۶) نیز بیان کردند که استفاده از مواد هیومیک در خاک ممکن است هم قابلیت در دسترس بودن و هم انتقال فلزات سنگین در زنجیره خاک و گیاه را افزایش دهد.

[1] سطوحی که دارای یک حرف مشترک بزرگ هستند بر اساس آزمون دانکن فاقد تفاوت آماری معنی داری در سطح احتمال ۵ درصد می باشد.)



شکل ۲- تاثیر سطوح مختلف ماده هیومیک بر غلظت سرب اندام هوایی ذرت

همچنین طبق شکل ۳ به طور کلی کاربرد ماده هیومیک سبب افزایش معنی دار میانگین جذب کل سرب نسبت به تیمار شاهد شده است. به طوری که کاربرد ماده هیومیک تا سطح معادل ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار، جذب سرب را ۵۲٪ نسبت به تیمار شاهد افزایش داده است. این در حالی است که کاربرد ماده هیومیک به میزان معادل ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار نسبت به سطح قبل ۷٪ کاهش را نشان می دهد، که البته این کاهش از لحاظ آماری معنی دار نبوده است.



شکل ۳- تاثیر سطوح مختلف ماده هیومیک بر جذب کل سرب اندام هوایی ذرت

این کاهش احتمالا به این دلیل بوده است که، کاربرد ماده هیومیک در سطح ۴۰۰ کیلوگرم در هکتار تاثیری بر افزایش غلظت سرب در گیاه نداشته است، علاوه بر آن، در این سطح وزن خشک نیز کاهش یافته است. به طور کلی، به دلیل عدم تاثیر معنی دار ماده هیومیک بر وزن خشک، جذب سرب روندی مشابه با غلظت دارد.

همچنین نتایج نشان داد که بین جذب کل سرب با سطوح ماده هیومیک و سطوح سرب رابطه زیر برقرار است:

$$PbUptake = - 7.766 + 0.387L + 0.062H \quad n=36 \quad R^2=0.51 \quad P < 0.01 \qquad [1]$$

که در آن PbUptake جذب کل سرب، میکروگرم در گلدان؛ L سطح کاربرد سرب، میلی گرم در کیلوگرم؛ و H سطح کاربرد ماده هیومیک، کیلوگرم در هکتار است.

منابع

ابطحی ع، کریمیان ن، و صلحی م، ۱۳۷۰. گزارش مطالعات خاکشناسی نیمه تفصیلی اراضی منطقه باجگاه- استان فارس. بخش خاکشناسی دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز. نشریه پژوهشی شماره ۱۰

D'amore JJ, Al-abed SR, Scheckel KG, and Ryan JA, 2005. Methods of speciation of metals in soils. J. Environ. Qual. 34 (5):1707-1745.

Doumett S, Lamperi L, Checchini L, Azzarello E, Mugnai S, Mancuso S, Petruzzelli G and Del Bubba M, 2008. Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. Chemosphere 72 (10): 1481-1490.

Garbisu C, and Alkorta I, 2001. Phytoextraction: acosteffective plant based technology for the removal of metals from the environment. Bioresour. Tech. 779:229-236.

Khan S, Cao Q, Chen BD and Zhu YG, 2006. Humic acids increase the phytoavailability of Cd and Pb to wheat plants cultivated in freshly spiked contaminated soil. J. Soil Sedim. 6(4):236-242.

Nascimento C W A, Amarasiriwardena D and Xing B, 2006. Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. Environ. Pollut**.** 140:114-123.

Wiltse CC, Rooney WL, Chon Z, Schwab AP and Banks MK, 1998. Greenhouse evaluation of agronomic and crude oil phytoremediation potential amoung alfalfa genotypes. J. Environ. Qual. 27: 167-173.

اثر کانی های جاذب بر جذب سرب، روی و کادمیم توسط گیاه آفتابگردان

نسترن اسماعیل پورفرد[۱]، جواد گیوی [۲]و سعداله هوشمند[۳]
[۱]دانشجوی دکتری علوم خاک دانشگاه شهرکرد، [۲]دانشیار علوم خاک دانشگاه شهرکرد و [۳]استادیار اصلاح نباتات دانشگاه شهرکرد

مقدمه

استخراج فلزات از معادن، می تواند به مقدار قابل توجهی سبب آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین شود. مقدار روی، سرب و کادمیم موجود در گیاه که برای انسان زیان آور می باشد به ترتیب بیش از ۲۰۰ ، ۵ و ۰/۱ و میزان این عناصر در گیاهان آلوده به ترتیب ۴۰۰-۱۰۰ ، ۳۰۰-۳۰ و ۳۰-۵ میلیگرم بر کیلوگرم می باشد (سائربک و هین، ۱۹۹۱). یکی از روش‌های کنترل آلودگی فلزات سنگین، استفاده از کانی های جاذب است که از مؤثر ترین مواد در جذب عناصر سنگین از خاک و آب‌های آلوده می باشند. زئولیت ها و بنتونیت ها به علت سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی بالا، هزینه کم و دسترسی فراوان، به عنوان مواد موثری در کاهش جذب فلزات سنگین، برای ایجاد یک پوشش گیاهی سالم تر در خاک های آلوده به فلزات، شناسایی شده اند (گارشیا سانچز و همکاران، ۱۹۹۹). طالقانی و همکاران (۱۳۸۸)، در بررسی پتانسیل نهشته های رسی حاوی کانی های گروه اسمکتایت و پالیگورسکایت در جلوگیری از ورود کادمیوم به داخل ذرت و کلزا نشان دادند که غلظت کادمیوم در اندام هوایی هر دو گیاه که در گلدانهای حاوی اسمکتایت و پالیگورسکایت کشت شده بودند در مقایسه با شاهد (کوارتز) کاهش یافت. لازم به ذکر است که پالیگورسکیت از نظر مشخصات ساختمانی شباهت زیادی به کانی سپیولیت که در این تحقیق بکار رفته است، دارد. بنا به نظر گلچین و همکاران (۱۳۸۵)، قدرت جذب، تولید بیوماس و سرعت رشد آفتابگردان به قدری بالاست که از آن به عنوان وسیله ای برای اصلاح خاکهای آلوده به فلزات سنگین استفاده می شود. وجود معدن سرب و روی گوشفیل در ۳ کیلومتری جنوب غربی سپاهان شهر اصفهان که باعث آلودگی خاک، آب، گیاه و غبار در اطراف این شهرک می گردد، نگرانی هائی را برای ساکنین شهرک بوجود آورده است. در این ارتباط، تحقیق حاضر به منظور مقایسه اثر کانی های جاذب بر کنترل و کاهش انتقال سرب، روی و کادمیم به بافت های گیاه (آفتاب گردان) انجام شد.

مواد و روش ها

آزمایش گلدانی در قالب طرح کاملا تصادفی در سه تکرار انجام شد. برای گلدان ها، یک نمونه از خاک فوق العاده آلوده سطحی، نزدیک معدن سرب و روی تپه سرخ در جنوب غربی شهرک سپاهان شهر اصفهان و نمونه ای دیگر از خاک غیر آلوده شمال شهرک مذکور جمع آوری گردید. غلظت کل و قابل جذب سرب ، روی و کادمیم کانی‌ها توسط روش اسپکتروسکوپی جذب اتمی (کارتر مارتین، ۱۹۹۳) و ظرفیت تبادل کاتیونی آن‌ها (CEC) به روش عصاره گیری با استات سدیم (باشور و سایق، ۲۰۰۷) اندازه گیری شد. بجز در تیمار های شاهد، کانی های مذکور با نسبت ۵٪ وزنی با خاک آلوده در هر گلدان ۶ کیلویی مخلوط گردیدند. پس از آماده سازی بستر گلدانها، بذور آفتابگردان در هر گلدان کشت و گلدانها با فواصل زمانی ۲ روز یکبار در هفته های اول آبیاری شدند. پس از ۷۰ روز، گیاهان بطور کامل از خاک برداشت، بخش هوایی و ریشه ها از هم تفکیک و در

آون خشک شدند. سپس مقادیر عناصر سرب، روی و کادمیم نمونه خشک ریشه و بخش هوایی با استفاده از روش سوزاندن و هضم در اسید کلریدریک و توسط دستگاه جذب اتمی تعیین گردید (چاپمن و پرات، ۱۹۶۱). نهایتا تجزیه واریانس اطلاعات حاصل و مقایسه میانگین‌ها به منظور بررسی وجود و یا عدم وجود اختلافات معنی دار به روش LSD در سطح ۵٪ توسط نرم افزار SAS انجام شد.

نتایج و بحث

جدول۱، مقادیر کل و قابل جذب عناصر سرب، روی و کادمیم و ظرفیت تبادل کاتیونی کانی ها را نشان می دهد.

جدول ۱: مقادیر کل و قابل جذب عناصر سرب، روی و کادمیم و ظرفیت تبادل کاتیونی کانی ها

کانی	نوع عنصر	کادمیم	سرب	روی	CEC
		(میلی گرم در کیلوگرم)			(سنتی مول بر کیلوگرم)
بنتونیت	کل	۰/۰۲۵	۵/۸	۱۹/۷	۴۲/۳
	قابل جذب	۰	۱/۳	۲/۷	
سپیولیت	کل	۰/۰۷۵	۸/۲	۲۵/۳	۱۳/۰
	قابل جذب	۰	۱/۷	۳/۲	
زئولیت	کل	۰	۶/۳	۱۷/۳	۴۷/۴
	قابل جذب	۰	۰/۷	۰/۶	

نتایج آزمون مقایسه میانگین (LSD) نشان داد که مقادیر عناصر روی و کادمیم جذب شده توسط گیاه آفتابگردان به ترتیب در خاک آلوده مخلوط با سپیولیت > خاک آلوده مخلوط با بنتونیت > خاک آلوده > خاک آلوده مخلوط با زئولیت > خاک غیر آلوده و مقدار جذب سرب توسط گیاه به ترتیب در خاک آلوده مخلوط با زئولیت > خاک آلوده مخلوط با سپیولیت > خاک آلوده > خاک آلوده مخلوط با بنتونیت > خاک غیر الوده بوده است (جدول ۲).

جدول ۲: مقایسه میانگین (LSD) مقادیر روی، سرب و کادمیم جذب شده توسط گیاه آفتابگردان برای تیمار های مختلف (در سطح ۵٪)

تیمار ها	روی	سرب	کادمیم
		(میلی گرم در کیلوگرم)	
خاک غیر آلوده	۲۹/۴۳^{c}	۱/۱۰^{c}	۰/۴۳^{c}
خاک آلوده	۷۴/۰۵^{ab}	۱۴/۳۲^{b}	۰/۹۰^{b}
خاک آلوده + بنتونیت	۷۴/۳۱^{ab}	۱۱/۲۷^{b}	۱/۰۶^{ab}
خاک آلوده + سپیولیت	۸۱/۲۲^{a}	۱۴/۵۶^{b}	۱/۲۷^{a}
خاک آلوده + زئولیت	۶۲/۰۵^{b}	۲۱/۴۱^{a}	۰/۸۵^{b}

در تیمار خاک آلوده مخلوط شده با سپیولیت، جذب روی و کادمیم توسط گیاه نسبت به جذب این عناصر در سایر تیمار ها بیشترین است. انتظار می رفت با توجه به جاذب بودن سپیولیت، وقتی این کانی به خاک آلوده اضافه می شود، جذب روی و کادمیم توسط آفتاب گردان نسبت به خاک آلوده که هنوز سپیولیت به آن اضافه نشده کمتر شود. این جذب نه تنها کاهش نیافته بلکه افزایش هم پیدا کرده است. ظرفیت تبادل کاتیونی و مقدار روی و کادمیم اندازه گیری شده در کانی سپیولیت در مقایسه با دو کانی دیگر به ترتیب کمترین و بیشترین بوده است. به این دلایل، بیشترین جذب روی و کادمیم توسط آفتاب گردان در تیمار خاک آلوده مخلوط شده با سپیولیت صورت گرفته است. علاوه بر ظرفیت تبادل کاتیونی سپیولیت که کمترین است، بار های منفی این کانی اغلب وابسته به pH بوده و در اثر ترشح اسید از ریشه گیاه، pH خاک بطور موضعی کاهش یافته و در نتیجه ظرفیت تبادل کاتیونی سپیولیت باز هم تقلیل می یابد. در نتیجه، جذب عناصر سنگین که به صورت کاتیون هستند روی سطوح این کانی کاهش و جذب آن‌ها توسط گیاه افزایش می یابد. بیشترین مقدار روی و کادمیم موجود در این کانی نیز بر جذب بیشتر این فلزات توسط گیاه تأثیر گذار بوده است. در تیمار خاک آلوده مخلوط شده با بنتونیت، جذب روی و کادمیم توسط گیاه نسبت به جذب این عناصر در تیمار خاک آلوده کمی بیشتر شده، ولی این افزایش اولاً معنی دار نیست و ثانیاً از افزایش در تیمار خاک آلوده مخلوط شده با سپیولیت کمتر است. علت این امر اینست که ظرفیت تبادل کاتیونی بنتونیت از ظرفیت تبادل کاتیونی سپیولیت بیشتر و مقدار روی و کادمیم اندازه گیری شده در آن از مقدار روی و کادمیم اندازه گیری شده در کانی سپیولیت کمتر است. در مورد روی، افزایش جذب در تیمار خاک آلوده مخلوط شده با سپیولیت ، نسبت به تیمار های خاک آلوده و خاک آلوده مخلوط با بنتونیت معنی دار نیست، ولی نسبت به دو تیمار دیگر معنی دار است. در مورد کادمیم، افزایش جذب در تیمار خاک آلوده مخلوط شده با سپیولیت، فقط نسبت به تیمار خاک آلوده مخلوط با بنتونیت معنی دار نیست، ولی نسبت به سایر تیمار ها معنی دار می باشد (جدول ۲). زئولیت موثرترین کانی جاذب برای جذب روی و کادمیم بوده و بنتونیت بیشترین مقدار سرب را جذب کرده است. به این دلایل، همانگونه که در جدول ۲ ملاحظه می شود، گیاه آفتابگردان در تیمار خاک آلوده مخلوط با زئولیت، کمترین مقدار روی و کادمیم و در تیمار خاک آلوده مخلوط با بنتونیت، کمترین مقدار سرب را جذب کرده است. در اکثر موارد، اثر کانی های جاذب بر جذب فلزات سنگین توسط گیاه معنی دار نبوده است (جدول ۲). این امر به علت نامحلول بودن تقریباً تمام ترکیبات سرب و روی و کادمیم موجود در خاک های مورد مطالعه می باشد. کانی های اصلی حاوی سرب، روی و آهن در معدن سرب و روی تپه سرخ منطقه مطالعاتی، به ترتیب گالن (PbS)، اسفالریت (ZnS) و پیریت (FeS_2) می باشند (www.ngdir.ir, 2012). سولفید کادمیم نیز به مقدار خیلی کمتر در معدن، همراه با سولفید روی وجود دارد که به عنوان منشأ کادمیم کم خاک های مورد مطالعه محسوب می شود. با توجه به اینکه، کانی های سولفید سرب (گالن) و سولفید روی، غیر محلول ترین نوع ترکیبات سرب و روی هستند و پس از اکسید شدن در خاک نیز به اکسیدهای نامحلول تبدیل می شوند، وجود مقدار زیاد این کانی ها و فرم اکسیدی آنها در خاک، تاثیر زیادی در افزایش فرم یونی و قابل جذب سرب و روی در خاک ندارد و در نتیجه میزان سرب و روی جذب شده توسط گیاه و در سطح کانی های جاذب پایین می باشد. سولفید کادمیم نیز نامحلول ترین ترکیب کادمیم می باشد و پس از اکسید شدن نیز به ترکیب نا محلول اکسید کادمیم تبدیل می شود (مسترسان و همکاران، ۱۹۸۳). اسیدهای آلی ضعیفی که از ریشه گیاه آفتاب گردان ترشح می شوند، به علت کم بودن و

ضعیف بودن، نمی توانند این ترکیبات نا محلول پایدار سرب، روی و کادمیم را به اندازه کافی حل و فلزات آن‌ها را در محیط ریشه آزاد و جذب آنها را توسط گیاه و کانی های جاذب افزایش دهند. این در حالیست که هم آفتابگردان یک گیاه جاذب بوده و هم کانی های استفاده شده جزو کانی های جاذب به شمار می روند. طبق نتایج آزمون مقایسه میانگین و تجزیه واریانس (جدول ۳)، بخش هوایی و ریشه گیاه آفتاب گردان در مقدار جذب عناصر روی، سرب و کادمیم اختلافات معنی داری نشان می دهند. این اختلافات برای عنصر روی در سطح ۵٪ و برای سرب و کادمیم حتی در سطح ۱٪ نیز معنی دار شده است. بخش هوایی گیاه (ساقه و برگ) عنصر روی را به علت تحرک زیاد عنصر، بیش از ریشه جذب کرده است. برعکس، تجمع عناصر سرب و کادمیم، به علت انتقال محدود این عناصر از ریشه ها به بخش های هوایی، در ریشه گیاه بیش از ساقه و برگ بوده است.

جدول ۳: مقایسه میانگین (LSD) مقادیر روی (در سطح ۵٪)، سرب و کادمیم (در سطح ۱٪) جذب شده در بخش های هوایی و ریشه گیاه آفتابگردان

اندام گیاهی	روی	سرب	کادمیم
	(میلی گرم در کیلوگرم)		
بخش هوایی	۷۰/۳۱[a]	۴/ ۷۶[a]	۰/۷۵[a]
ریشه	۵۸/۱۱[b]	۲۰/۳۰[b]	۱/۰۶[b]

منابع

۱ – طالقانی، ط. خادمی، ح و افیونی، م.، ۱۳۸۸. استفاده از نهشته های رسی حاوی اسمکتایت و پالیگورسکایت بعنوان بستر کشت ذرت و کانولا برای جلوگیری از ورود کادمیوم به داخل این گیاهان. صفحات ۴۰۸–۴۰۹. اولین کنگره ملی هیدروپونیک و تولیدات گلخانه ای. مرکز پژوهشی کشت بدون خاک، اصفهان.

۲ – گلچین، ا. آتش نما، ک. و تکاسی، م.، ۱۳۸۵. بررسی نحوه توزیع سرب در اندامهای مختلف آفتابگردان و کلزا بعنوان گیاهان تولیدکننده روغن. صفحات ۳۰۵ تا ۳۰۶. همایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار . پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج.

3- Bashour II and Sayegh AH, 2007. METHODS OF ANALYSIS FOR SOILS OF ARID AND SEMI-ARID REGIONS. American University of Beirut, Beirut, Lebanon.

4- Carter Martin R, 1993. Soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of Soil Science, Lewis Publisher.

5- Chapman HD and Pratt PF, 1961. Methods of analysis for soils, plants and water. University of California. Berkeley, Ca, USA.

6- Garcia-Sanchez A, Alastuey A and Querol X, 1999. Heavy metal adsorption by different minerals: application to the remediation of polluted soils. The Science of the Total Environment, 242: 179–188.

7- http://www.ngdir.ir, 2012.

8- Masterson WL Slowinski EJ and Stanitski CL, 1983. Chemical principles. Alternate Edition. Saunders college publishing, New York.

9- Sauerbeck DR, and Hein A, 1991. The nickel uptake from different soils and its prediction by chemical extractions. J. Water, Air and Soil Pollution. 57-58:861-871.

منشأ یابی سرب، روی و کادمیم خاک و غبار در جنوب غربی اصفهان

نسترن اسماعیل پورفرد[۱]، جواد گیوی [۲]و علیرضا داودیان[۳]
[۱]دانشجوی دکتری علوم خاک دانشگاه شهرکرد، [۲]دانشیار علوم خاک دانشگاه شهرکرد و[۳] دانشیار علوم زمین دانشگاه شهرکرد

مقدمه

یکی از منابع موثر در افزایش غلظت عناصر سنگین در محیط، فعالیتهای انسانی شامل استخراج از معادن، راه اندازی صنایع ذوب فلزات، استفاده از آفت کش ها و کودها و غیره می باشد (پینگ و همکاران، ۱۹۹۹). در اثر فعالیت های معدنکاری، بخش قابل توجهی از کانی‌ها و مواد پوشان سنگ به صورت گرد و غبار در هوا پراکنده می شود. این امر بسته به نوع ماده معدنی که ذاتاً سمی یا غیرسمی باشد می تواند آلودگی هایی را در هوا، آب، گیاه و خاک های اطراف ایجاد و اثرات منفی بر سلامتی انسان داشته باشد (صفاری، ۱۳۸۵). وجود معدن سرب و روی گوشفیل در ۳ کیلومتری جنوب غربی سپاهان شهر اصفهان که باعث آلودگی خاک، آب، گیاه و غبار در اطراف این شهرک می گردد، نگرانی هائی را برای ساکنین شهرک و شهرداری محل بوجود آورده است. به منظور بررسی میزان آلودگی در محیط مذکور، مقادیر سرب، روی و کادمیم در سنگ معدن ، خاک، آب، گیاه و غبار اطراف معدن مورد اشاره اندازه گیری و به تعیین رابطه ژئوشیمیایی بین مقادیر آلودگی سنگ و آلودگی خاک و غبار پرداخته شد.

مواد و روشها

منطقه مطالعاتی، قسمتی از اراضی جنوب شهر اصفهان شامل شهرک سپاهان شهر و حدفاصل شهرک تا معدن گوشفیل را شامل می شود. معدن گوشفیل یکی از معادن بزرگ سرب و روی ایران و در فاصله ۳ کیلومتری جنوب غربی سپاهان شهر واقع شده است. جهت نمونه برداری از خاک و مطالعه آن، پروفیل هایی با فاصله تقریبی۵۰۰ متر در امتداد سه ترانسکت موازی A ، B و C از شمال شهرک سپاهان شهر تا معدن گوشفیل حفر، مطالعه و از لایه های مختلف خاک آنها نمونه برداری انجام شد. از سنگ های معدن نیز نمونه برداری صورت گرفت. جهت جمع آوری ذرات غبار، تله هائی در سه ایستگاه با فواصل ۲ کیلومتری از یکدیگر و در جهت باد غالب، از معدن تا شهرک سپاهان شهر نصب و در دو بازه زمانی ۲ ماهه، نمونه برداری غبار جهت اندازه گیری عناصر سرب، روی و کادمیم آن انجام شد. نمونه غبار ۱ از اواسط آذر تا اواسط بهمن ۱۳۹۱ و نمونه غبار ۲ از اواسط بهمن ۹۱ تا اواسط فروردین ۱۳۹۲ جمع آوری گردیدند. غلظت‌های سرب، روی و کادمیم در نمونه های پودر سنگ، خاک و غبار، به روش هضم در اسید نیتریک و قرائت توسط دستگاه جذب اتمی (اسپوزیتو و همکاران، ۱۹۸۲) اندازه گیری شد. همچنین به منظور تعیین غلظت عناصر اصلی و کمیاب و به ویژه عناصر نادر خاکی و نیز تعیین ایزوتوپ های مختلف سرب، نمونه هایی به آزمایشگاه ACME شهر ونکوور کانادا ارسال و آنالیزها توسط دستگاه ICP-MS[۱] به روش هضم با اسیدهای HNO3، HClO4 و HF انجام گردید. با استفاده از

[1]Inductively Coupled Plasma -Mass Spectrometry

رابطه رگرسیونی و تعیین میزان همبستگی بین نسبت های مختلف ایزوتوپ های سرب در نمونه های سنگ معدن، خاک و غبار، رابطه ژئوشیمیایی بین سنگ معدن، خاک و غبار اطراف آن بدست آمد.
یکی دیگر از راههای شناسایی ارتباط ژنتیکی بین انواع سنگ‌ها و دیگر مواد موجود در سطح زمین، استفاده از نمودارهای عنکبوتی[2] است. اغلب این نمودارها مبتنی بر مطالعه عناصر نادر خاکی می باشند (فائر، ۱۹۸۶).

نتایج و بحث

۱- مقدار آلودگی در سطح خاک های مورد مطالعه

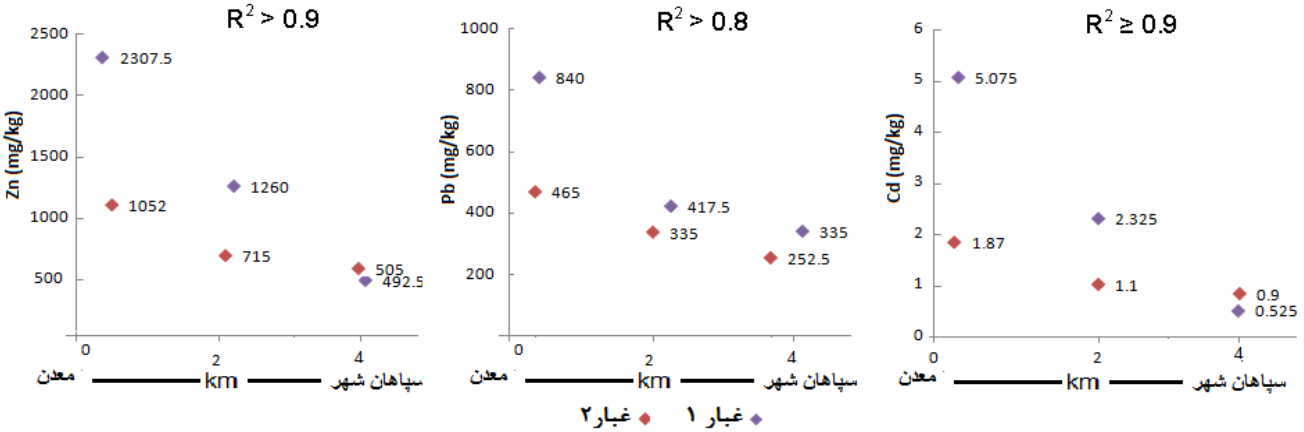
در لایه سطحی تمام خاک های واقع شده در شهرک سپاهان شهر، مقدار روی در محدوده ۸۸-۵۸، مقدار سرب در دامنه ۲۶/۳-۵/۵ و مقدار کادمیم حداکثر ۰/۵ میلی گرم بر کیلوگرم بود. بنا به نظر کاباتا و پندیاس (۲۰۰۰)، این محدوده ها، محدوده های غلظت طبیعی عناصر مذکور هستند و بنابراین می توان گفت که خطر آلودگی این عناصر در خاک سطحی شهرک سپاهان شهر وجود ندارد. در امتداد هر سه ترانسکت، در لایه سطحی پروفیل های خاک واقع شده در فاصله ۱ تا ۲ کیلومتری از معدن گوشفیل (با فواصل ۵۰۰ متر از یکدیگر) مقدار روی از حد طبیعی بیشتر بوده و این مقدار در پروفیل های مربوط به ترانسکت B بیش از دو ترانسکت دیگر بدست آمد. حتی در ۲ پروفیل از ترانسکت B، غلظت روی از حد بحرانی هم فرا تر رفت. در امتداد ترانسکت C، غلظت روی با وجودیکه از حد طبیعی بیشتر نشان داده شد، ولی کمتر از دو ترانسکت دیگر بود. بطور کلی، در امتداد این ترانسکت، غلظت روی تا حد بحرانی فاصله بیشتری دارد. در مورد سرب، در ترانسکت‌های A و B، در لایه سطحی پروفیل های خاک مطالعاتی (با فواصل ۵۰۰ متر از یکدیگر)، در فاصله ۱ تا ۲ کیلومتری از معدن، گرچه مقدار سرب از حدود طبیعی بیشتر و خاک به سرب آلوده است، اما غلظت این عنصر به حد بحرانی نرسیده و بیشترین غلظت سرب، ۱۵۹ میلی گرم بر کیلوگرم، مربوط به خاک سطحی پروفیل خاک A_6 در فاصله ۵۰۰ متری از معدن می باشد. غلظت کادمیم در امتداد هر سه ترانسکت، در لایه سطحی تمام پروفیل های مطالعاتی کمتر از ۱/۵ میلی گرم بر کیلوگرم بوده و در دامنه غلظت طبیعی قرار داشته و در تمام منطقه مطالعاتی (حتی در نزدیکی معدن)، کمتر از حد آلایندگی می باشد. بیشترین غلظت در خاک سطحی پروفیل B_8، برابر ۱/۳۵ میلی گرم بر کیلوگرم، در فاصله ۱ کیلومتری از معدن دیده شد.

۲- مقدار آلودگی در غبار منطقه

آنالیز نمونه های غبار تهیه شده از ایستگاه های نصب شده در منطقه مطالعاتی نشان داد، حداکثر غلظت عناصر روی، سرب و کادمیم در غبار رسوب یافته در نزدیک معدن گوشفیل بوده و با افزایش فاصله از معدن، این غلظت کاهش یافته و در داخل شهرک سپاهان شهر به مقدار حداقل می رسد. این کاهش غلظت عناصر در غبار، با افزایش فاصله از معدن، همبستگی بالایی داشته و ضریب تعیین (R^2) این همبستگی برای هر یک از عناصر روی و کادمیم بیش از ۰/۹ و برای عنصر سرب بیش از ۰/۸ بوده است (شکل ۱). نتایج مذکور بیانگر ورود عناصر آلاینده به هوا طی انفجارات انجام شده در معدن می باشد.
آلودگی های مورد اشاره در خاک و غبار یک منشأ مشترک دارند و آن سنگ معدن گوشفیل است. برای اثبات این موضوع مقدار عناصر روی، سرب و کادمیم به شرح زیر در سنگ معدن فوق اندازه گیری و از طریق آنالیز

[2] spider diagrams

ایزوتوپی سرب و عناصر اصلی و کمیاب، رابطه ژئوشیمیایی بین سنگ معدن و خاک و غبار مورد بررسی قرار گرفت.



شکل ۱: کاهش غلظت عناصر روی، سرب و کادمیم با افزایش فاصله از معدن گوشفیل در نمونه غبارهای تهیه شده در دو بازه زمانی مختلف

۳- مقدار آلودگی در سنگ معدن گوشفیل

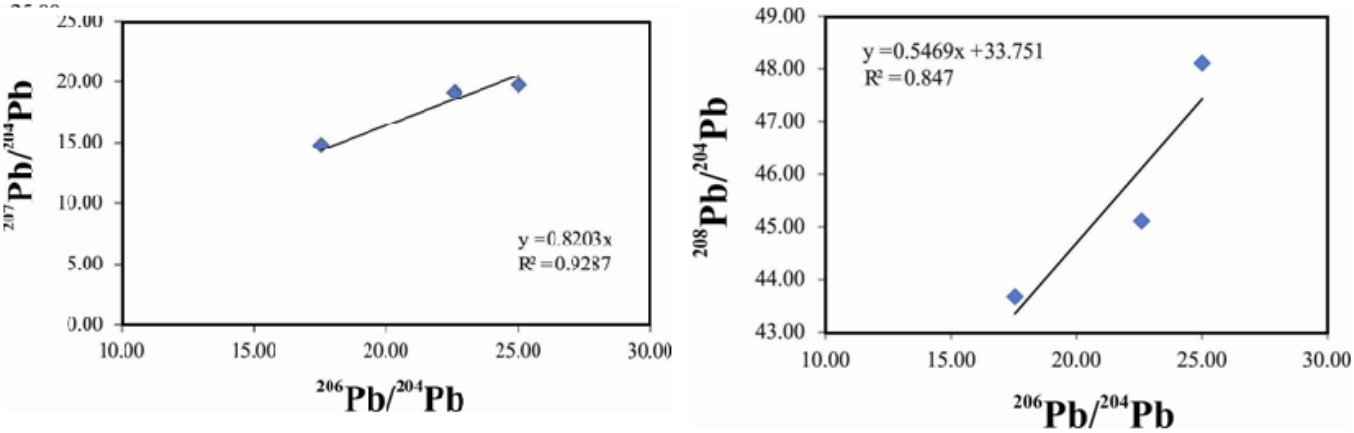
نتایج حاصل از اندازه گیری مقادیر فلزات روی، سرب و کادمیم در سنگ های مختلف نمونه برداری شده از معدن گوشفیل (جدول ۱)، نشان داد که مقدار کل عناصر سرب و روی در ماسه سنگ دولومیتی غنی از کانی اسفالریت (ZnS)، حداکثر و بیشتر از مقدار آن عناصر در دیگر نمونه ها می باشد. حداکثر مقدار کادمیم در سنگ شیل نمونه برداری شده از محل یک گسل در معدن دیده شد. در این سنگ، مقادیر روی و سرب نیز بسیار زیاد است. اما مقدار هر سه عنصر در شیل های سیاه رنگ و سبز رنگ کمتر از دیگر نمونه ها می باشد. در ماسه سنگ دولومیتی غنی از کانی گالن (PbS) نیز مقدار هر سه عنصر زیاد بوده و مقدار سرب آن بعد از سنگ غنی از اسفالریت، حداکثر می باشد (جدول ۱).

جدول ۱: غلظت فلزات روی، سرب و کادمیم در سنگ های مختلف معدن گوشفیل

	روی	سرب	کادمیم
	(میلی گرم بر کیلوگرم)		
ماسه سنگ دولومیتی حاوی اسفالریت و گالن شماره ۱	۶۵۶۷۷	۵۰۴۵	۶۰/۵
ماسه سنگ دولومیتی حاوی اسفالریت و گالن شماره ۲	۵۳۱۸۲	۱۶۱۰	۴۶/۴
شیل سیاه	۸۳۰	۳۶۰	۰/۴۲۵
شیل در محل گسل	۵۷۹۸۲	۱۴۴۲	۲۰۱/۲
شیل سبز	۹۴۵	۱۹۵	۰/۳۷

۴- آنالیز ایزوتوپی سرب و عناصر اصلی و کمیاب و بررسی رابطه ژئوشیمیایی بین سنگ معدن و خاک و غبار اطراف معدن

روابط رگرسیونی بین نسبت های ایزوتوپی $^{206}Pb/^{204}Pb$ و $^{207}Pb/^{204}Pb$ و همچنین بین $^{206}Pb/^{204}Pb$ و $^{208}Pb/^{204}Pb$ در نمونه های سنگ، خاک و غبار با ضریب همبستگی بالا ($R^2 > 0.8$) نشان داد که خاک و غبار اطراف معدن با سنگ معدن ارتباط ژنتیکی دارند (شکل ۲). به عبارت دیگر، خاک های دشت آبرفتی دامنه ای در پای کوه های غربی منطقه مطالعاتی در آبرفت هائی تشکیل شده اند که این آبرفت ها از کوه های غربی سرچشمه گرفته اند. در مورد غبار هم همینطور است. یعنی منشأ حداقل قسمتی از گرد و غبار موجود در منطقه مطالعاتی، گرد و غباری است که به هنگام انجام عملیات انفجار سنگ ها در معدن گوشفیل ایجاد می شود. این گرد و غبار توسط باد به طرف سپاهان شهر حمل می شود و باعث آلودگی محیط اطراف معدن می گردد.



شکل ۲: روابط رگرسیونی بین نسبت های ایزوتوپی سرب در سنگ معدن، خاک و غبار

برای تعیین رابطه ژئوشیمیایی بین آلودگی سنگ معدن و آلودگی خاک و غبار، علاوه بر نسبت‌های ایزوتوپی، از نمودار های چند عنصری (عنکبوتی) که براساس مقادیر نرمالیز شده عناصر اصلی و کمیاب در نمونه های سنگ معدن، خاک و غبار ترسیم گردید نیز استفاده شد. تغییرات مشابه و هماهنگ مقادیر عناصر در نمودارها نشان داد که بین سنگ معدن گوشفیل و خاک‌ها و غبار اطراف آن، ارتباط ژنتیکی وجود دارد.

منابع

۱ - صفاری، م.، ۱۳۸۵. بررسی تاثیرات استخراج مواد معدنی در آلودگی محیط زیست و بیماریهای معدنکاران. اولین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست. دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران, تهران.

2- Fauer G, 1986, Principles and Applications of Isotope Geology. 2nd ed., Wiley, New York.

3- Kabata-pendias A and Pendias HK, 2000. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed.. CRC Press, United States.

4- Ping SX, Shu T, Jun C, Gang LB, Ran SW and Ju ZW, 1999. Vertical distribution of trace element contents in soils of Tianjin area. China Environmental Science. 19(3): 226-229.

5- Sposito G, Lund LJ and Chang AC, 1982. Trace metal chemistry in arid zone field soils, amended by sewage sludge:I. fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. Soil Society of American Journal. 46: 260-264.

تاثیر سمیت فنانترن و متابولیت‌های حاصل از تجزیه‌زیستی آن توسط کنسرسیوم باکتریایی شوردوست بر جوانه‌زنی بذور جو و یونجه

ملک حسین شهریاری[۱]، احمد علی پوربابایی[۲]، غلامرضا ثواقبی[۳]، اسماعیل شهریاری[٤]، نادر امینی[٥]، علی اشرف سلطانی[٦]
۱-استادیار گروه باغبانی،دانشکده منابع طبیعی واحد برازجان،دانشگاه بوشهر
۲-استادیار گروه خاکشناسی واحد تهران
۳- استادیار گروه خاکشناسی واحد تهران
٤-دانشجوی کارشناسی ارشد،گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز
٥-دانشجوی کارشناسی ارشد،گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه ملایر
٦-استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه اردبیل

مقدمه

آلاینده‌ها می‌توانند بر عملکرد اکولوژیکی محیط زیست در تمام سطوح تغذیه‌ای تاثیرگذار باشند. در سطوح خاص، آن‌ها ممکن است باعث نابودی برخی ازجانداران محیط زیست از طریق ایجاد سمیت، تغییر یا آلودگی منابع غذایی آن‌ها، یا تأثیر بر تکثیر و باروری آن‌ها گردند. آلاینده‌ها ممکن است بر متابولیسم، رشد، توسعه و طول عمر جانداران تأثیرگذار باشند و در برخی موارد ممکن است باعث تغییر در ساختار ژنتیکی جانداران گردند(Edwards *et al*., 2002). فنانترن[۱] از جمله هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای[۲](PAHs) اصلی و سمی مورد توجه می‌باشد، از آن‌جایی که ساختار شیمیایی آن در هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای سرطان‌زا مانند بنزو (آ) پایرین[۳] وجود دارد به عنوان یکی از ترکیبات شاخص جهت تعیین آلودگی به کار می‌رود و در مطالعات مربوط به تجزیه‌زیستی در محیط زیست به عنوان مدلی از هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای مورد استفاده قرار گرفته است(Bouchez *et al*., 1995). تجزیه‌زیستی[۴] یکی از فرآیندهایی است که توسط ریزجانداران تجزیه‌کننده انجام می‌گیرد و طی آن ترکیبات تجزیه‌پذیر توسط ریزجانداران به ترکیبات ساده‌تر تجزیه می‌شوند. از آنجایی که استفاده از توانایی ریزجانداران برای تجزیه و یا سمیت‌زدایی ترکیبات آلی دارای محاسن بسیاری می‌باشد و به عنوان سیستمی کارا، اقتصادی، چندبعدی و تطبیق‌پذیر با اصول زیست محیطی مطرح می‌باشند، بنابراین استفاده از روش‌های زیستی برای پالایش محیطهای آلوده به هیدروکربن‌های نفتی به شکل روزافزونی مورد توجه قرار گرفته است. اگرچه بسیاری از فرآیندهای اصلاح زیستی در شرایط طبیعی قابل فهم می‌باشد اما اطلاعات مربوط به تجزیه زیستی توسط ریزجانداران شوردوست نادر و مشکلات زیادی هنوز لاینحل باقی مانده است. یکی از این موارد میزان کاهش سمیت ترکیبات حاصل از تجزیه زیستی آلاینده ها توسط باکتری‌های شوردوست می باشد. زمانی‌که یک آلاینده توسط ریزجانداران تجزیه می‌شود قبل از تجزیه نهایی، متابولیت‌های حدواسطی تولید می‌شود که ممکن است این ترکیبات، نسبت به آلاینده اولیه سمیت‌زایی متفاوتی داشته باشند. روش‌های استاندارد متعددی برای ارزیابی سمیت آلاینده ها وجود دارد و در بیشتر این روش‌ها از ریزجانداران شاخص و گیاهان مختلف برای بررسی سمیت هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای استفاده شده است. گونه‌های گیاهی به دلیل ویژگی‌های مورفولوژیکی و فیزیولوژیکی مختلف تاثیرپذیری

1. Phenanthrene
2. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
3. Benzo [a] Pyrene
4. Biodegradation

متفاوتی نسبت به آلاینده‌ها دارند. برخی از محققین بیان کردند که هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای قادرند با ایجاد سمیت، رشد گیاهان را محدود نمایند که این سمیت به صورت کاهش درصد جوانه‌زنی و زیست‌توده گیاهی در مطالعات متنوعی گزارش شده است(Joner *et al*.,2001; Liu *et al*.,2009). لیو و همکاران (۲۰۰۹)، ذکر کردند که فنانترن با غلظت یک میلی‌مولار، درصد جوانه‌زنی گیاه *آرابیدوپسیس تالیانا*[5] در محیط آگار– فنانترن را حدود ۵۰ درصد کاهش داد. مطالعات نشان می دهد که بیشتر بررسی‌های انجام شده بر روی سمیت خود آلاینده‌ها متمرکز بوده است و کمتر به سمیت متابولیت‌ها برای گیاهان توجه شده است. بنابراین این تحقیق با هدف بررسی و مقایسه تاثیر فنانترن در شرایط قبل و بعد از تجزیه‌زیستی آن توسط کنسرسیوم باکتری‌های تجزیه کننده فنانترن بر جوانه زنی بذور جو و یونجه انجام گردید.

مواد و روش‌ها

سمیت‌زایی فنانترن و متابولیت‌های باقی‌مانده در محیط کشت حاوی فنانترن که در طی مدت ده روز توسط کنسرسیوم باکتریایی شوردوست تجزیه‌کننده فنانترن (که از خاک شور و سدیمی آلوده به پسماند نفت خام جداسازی شده بود) تجزیه‌زیستی گردیده بود، مورد مطالعه قرار گرفت. برای این منظور توانایی جوانه‌زنی بذور جو و یونجه در محیط کشت آگار حاوی فنانترن و همچنین محیط آگار حاوی محیط کشتی مایع نمکی که به مدت ده روز توسط کنسرسیوم باکتری‌های شوردوست تجزیه‌کننده فنانترن مورد تجزیه قرار گرفته بود بررسی شد. از آنجایی که بررسی‌های اولیه نشان داده بود که کنسرسیوم باکتریایی شوردوست استفاده شده در این تحقیق در شوری‌های کم توانایی تجزیه فنانترن را نداشت. (لازم به ذکر است که در شوری کمتر از پنج درصد تجزیه زیستی فنانترن توسط کنسرسیوم باکتریایی شور دوست بشدت کاهش یافت) از طرف دیگر بدلیل اینکه امکان جوانه‌زنی بذور گیاهان در شوری بالا وجود ندارند، بنابراین تجزیه‌زیستی فنانترن توسط کنسرسیوم باکتری‌ها در محیط کشت دارای پنج درصد نمک حاوی غلظت $mg\ L^{-1}$ ۱۰۰۰ فنانترن در مدت ۱۰ روز انجام شد. سپس محیط کشت مذکور با آب مقطر استریل شده ۱۰ بار رقیق شد. به محیط کشت مذکور آگار با غلظت ۱/۵ درصد اضافه شد. برای تهیه نمونه فنانترن در شرایط بدو ن تجزیه‌زیستی، نیز محیط کشت دارای پنج درصد نمک حاوی غلظت $mg\ L^{-1}$ ۱۰۰۰ فنانترن تهیه شد و مانند مرحله قبل ۱۰ بار با آب مقطر رقیق شد. به محیط کشت رقیق شده، آگار با غلظت ۱/۵ درصد اضافه شد. از نمونه شاهد بدون فنانترن نیز استفاده شد. بذور یونجه و جو استریل سطحی گردیدند. سپس بذور مذکور بوسیله آب مقطر استریل شده، شستشو داده شدند و به پتری‌های حاوی محیط کشت – آگار (۱/۵درصد) انتقال داده و در دمای اتاق زیر نور نگهداری شدند. تعداد جوانه در هر پتری در مدت زمان ۱۰ روز شمارش شدند. آزمایش‌ها در سه تکرار انجام شد.

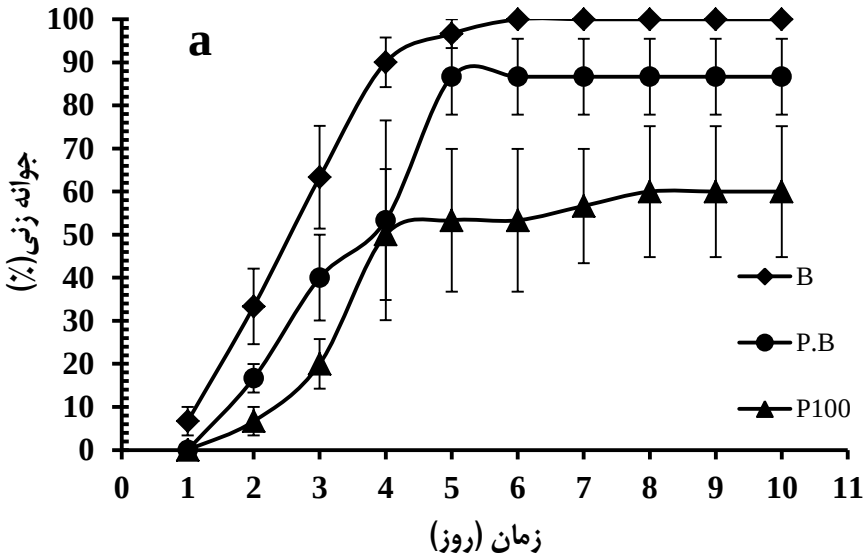
نتایج و بحث

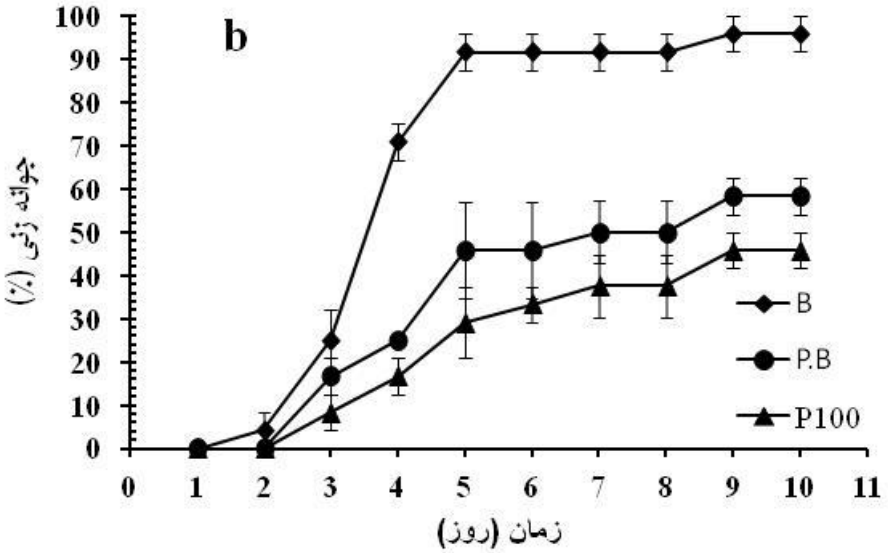
تاثیر فنانترن با غلظت اولیه $mg\ L^{-1}$ ۱۰۰ بدون تجزیه‌زیستی و پس از تجزیه‌زیستی (در طی مدت ۱۰ روز) در محیط حاوی آگار بر جوانه‌زنی بذور جو و یونجه انجام شد. نتایج نشان داد که فنانترن در غلظت $mg\ L^{-1}$ ۱۰۰

5. *Arabidopsis thaliana*

باعث کاهش درصد جوانه‌زنی بذور یونجه و جو گردید که این میزان کاهش در بذور یونجه بیشتر بود. به عبارت دیگر بذور یونجه حساسیت بیشتری نسبت به سمیت فنانترن در غلظت $mg\ L^{-1}$ ۱۰۰ از خود نشان دادند (شکل ۱). هنگامی‌که بذور جو در معرض محیط کشت حاوی فنانترن پس از اعمال تجزیه‌زیستی توسط کنسرسیوم باکتری‌ها قرار گرفتند، اگرچه نسبت به تیمار شاهد کاهش جوانه‌زنی را نشان دادند اما درصد جوانه‌زنی در حضور فنانترن پس از تجزیه‌زیستی بیشتر از درصد جوانه‌زنی در حضور فنانترن با غلظت اولیه $mg\ L^{-1}$ ۱۰۰ (بدون تجزیه‌زیستی) بود. جوانه‌زنی بذور یونجه در معرض فنانترن پس از تجزیه‌زیستی و قبل از تجزیه‌زیستی کاهش زیادی نسبت به تیمار شاهد نشان داد. به‌طوری که درصد جوانه‌زنی در روز دهم در تیمار بدون تجزیه‌زیستی و پس از تجزیه‌زیستی به ترتیب ۴۵ و ۵۸ درصد مشاهده شد.

نتایج متفاوتی از بررسی تاثیر هیدروکربن‌های نفتی بر رشد گیاهان گزارش شده است. که بیشتر گزارش‌ها بر کاهش رشد گیاهان در شرایط آلوده به هیدروکربن‌های نفتی دلالت دارد (Song *et al.*, 2005). اما گستره این تغییرات به دلیل تفاوت در نوع و غلظت ترکیبات آلاینده و همچنین بسته به گونه گیاهی متفاوت می‌باشد.





شکل ۱- درصد جوانه زنی بذور جو (a) و یونجه (b). علامت اختصاری B: تیمار شاهد بدون فنانترن، P.B: فنانترن پس از تجزیه زیستی و P100: محیط حاوی فنانترن با غلظت $mg\ L^{-1}$ ۱۰۰می باشد.خطوط خطا بیانگر خطای استاندارد در سه تکرار آزمایش می‌باشد

برخی از محققین بیان کردند که هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای قادرند با ایجاد سمیت، رشد گیاهان را محدود نمایند که این سمیت به صورت کاهش درصد جوانه‌زنی و زیست‌توده گیاهی در مطالعات زیادی گزارش شده است(Joner *et al*.,2001; Liu *et al*.,2009). لیو و همکاران (۲۰۰۹)، ذکر کردند که فنانترن با غلظت یک میلی‌مولار، درصد جوانه‌زنی گیاه *آرابیدوپسیس تالیانا* در محیط آگار- فنانترن را حدود ۵۰ درصد کاهش داد.

سونگ[6] و همکاران (۲۰۰۵)، تاثیر غلظت‌های مختلف فنانترن و پایرن بر جوانه‌زنی گندم، گوجه فرنگی، پیاز و کلم چینی بررسی کردند. بیشترین اثر بازدارندگی فنانترن بر جوانه‌زنی در پیاز و کمترین اثر در گندم مشاهده شد، کمترین غلظت فنانترن که اثر بازدارنده بر جوانه زنی پیاز نشان داد ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک گزارش گردید. بیک[7] و همکاران (۲۰۰۴)، بیان کردند که فنانترن در غلظت ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بر رشد ذرت تاثیر منفی نداشت در حالی‌که فنانترن با غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم اثر بازدارنگی بر رشد ذرت داشت. مشاهده کاهش درصد جوانه زنی بذور یونجه و جو نشاندهنده آن است که غلظت استفاده شده در این آزمایش توانسته است جوانه‌زنی هر دو گیاه را تحت تاثیر قرار دهد. به نظر می‌رسد غلظت فنانترن و متابولیت‌های موجود در محیط کشت پس از تجزیه‌زیستی توسط کنسرسیوم باکتری‌های شوردوست در مدت ۱۰ روز هنوز برای بذور جو و یونجه سمیت‌زا بوده است. اما سمیت آن برای بذور یونجه بیشتر بوده است.

منابع

1. Baek KH, Kim HS, Oh HM, Yoon BD, Kim J and Lee IS, 2004. Effects of crude oil, oil components, and bioremediation on plant growth, Journal of Environmental Sciences. 39(9): 2465–2472.

6 . Song
7. Baek

2. Bouchez M, Blanchet D and Vandecasteele JP, 1995. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by pure strains and by defined strain associations: Inhibition phenomena and cometabolism. Applied Microbiology and Biotechnology. 43: 156-164.
3. Edwards CA, 2002. Assessing the effects of environmental pollutants on soil organisms, communities, processes and ecosystems. European Journal of Soil Biology. 38: 225-231.
4. Joner EJ, Johansen A, and Loibner AP, 2001. Rhizosphere effect on microbial community structure and dissipation and toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in spiked soil. Environmental Sciences Technology. 35:2773-2777.
5. Liu H, Weisman D, Ye Y, Cui B, Huang Y and Wang Z, 2009. An oxidative stress response to polycyclic aromatic hydrocarbon exposure is rapid and complex in *Arabidopsis thaliana*. Plant Science. 176: 375–382.
6. Song Y F, Gong P, Zhou Q H and Sun TH, 2005. Phytotoxicity assessment of phenanthrene, pyrene and their mixtures by a soil-based seedling emergence test. Journal of Environmental Sciences; 17(4):580-583.

بررسی تغییرات آبگریزی سطح سلول جدایه شوردوستQ-SH1 و تغییرات کشش سطحی و شاخص امولسیون کنندگی محیط کشت مایع حاوی فنانترن در حضور این جدایه

ملک حسین شهریاری[۱]، احمد علی پوربابایی[۲]، غلامرضا ثواقبی[۳] ، نادره امینی[٤]، علی اشرف سلطانی[٥]،اسماعیل شهریاری[٦]
۱-استادیار گروه باغبانی،دانشکده منابع طبیعی واحد برازجان،دانشگاه بوشهر
۲-استادیار گروه خاکشناسی واحد تهران
۳- استادیار گروه خاکشناسی واحد تهران
٤-دانشجوی کارشناسی ارشد،گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه ملایر
٥-استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه اردبیل
٦-دانشجوی کارشناسی ارشد،گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای از جمله آلاینده‌های آلی آبگریزی هستند که در محیط زیست فراگیر می-باشند. آلاینده‌های هیدروکربنی بخصوص هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای[۱] (PAHs) از جمله آلاینده‌های اصلی موجود در محیط زیست هستند که به دلیل پایداری و در بسیاری موارد سرطان‌زا بودن برخی از آن‌ها، بسیار نگران‌کننده می‌باشند. فنانترن یکی از هیدروکربن‌های آروماتیک سه حلقه‌ای است که در اکثر مناطق آلوده به هیدروکربن‌های نفتی یافت می‌شود. از آنجا که فنانترن جزء هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای و از طرف دیگر توسط ریزجانداران خاک نسبتا تجزیه‌پذیر است، در اکثر مطالعات به عنوان مدل برای بررسی تجزیه‌زیستی مورد استفاده قرار گرفته است. تجزیه‌زیستی[۲] یکی از فرآیندهایی است که توسط ریزجانداران تجزیه‌کننده انجام می‌گیرد و طی آن ترکیبات تجزیه‌پذیر توسط ریزجانداران به ترکیبات ساده‌تر تجزیه می‌شوند. اما در شرایط شوری زیاد، ممکن است آبدوستی سطح سلول ریزجانداران شوردوست افزایش یابد که این امر اتصال و نزدیکی سول‌های ریزجاندار به هیدروکربن‌ها که معمولا آبگریز هستند را کاهش می‌دهد. اگرچه برخی از مطالعات گذشته نشان داده است که توانایی باکتری‌ها در محیط شور کاهش می‌یابد اما اخیرا محققین بیان کردند که باکتری‌هایی که در محیط‌های خیلی شور زندگی می‌کنند، ممکن است پتانسیل بیشتری از آنچه قبلا تصور می-شده است در تجزیه آلاینده‌ها داشته باشند(Nicholson and Fathepure, 2005). با وجود اینکه بسیاری از فرایندهای اصلاح زیستی در شرایط طبیعی قابل فهم می‌باشد اما اطلاعات مربوط به تجزیه‌زیستی هیدروکربن-های آروماتیک چندحلقه‌ای توسط ریزجانداران شوردوست نادر و مشکلات زیادی هنوز لاینحل باقی مانده است. یکی از مهمترین موارد مورد بحث مکانیزم جذب آلاینده‌های هیدروکربنی آبگریز توسط سلول‌های باکتریایی شوردوست تجزیه‌کننده این نوع آلاینده‌ها می‌باشد. بررسی‌های انجام شده نشان می‌دهد که سورفکتانت‌های زیستی[۳] نه تنها به تشکیل امولسیون کمک می‌کنند بلکه نقش مهمی در آبگریزی سطح سلول جهت بهبود کشش سطوح سلولی به سمت سوبسترا و تسهیل در زیست‌فراهمی آنها ایفا می‌نمایند، بنابراین آبگریزی سطح سلول فاکتور مهمی است که بر جذب و چسبندگی میکروب به سوبستراهای هیدروکربنی موثر می‌باشد. اما با

1. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
2. Biodegradation
3 . Biosurfactants

توجه به اینکه در محیط های شور ممکن است آبگریزی سطح سلول باکتری‌ها کاهش یابد، بنابراین این مطالعه با هدف بررسی تغییرات آبگریزی سطح سلول جدایه شوردوستQ-SH1 و تغییرات کشش سطحی و شاخص امولسیون کنندگی محیط کشت مایع حاوی فنانترن در حضور این جدایه انجام گردید تا به درک مکانیزم احتمالی جذب فنانترن توسط سلول‌های این جدایه کمک کند.

مواد و روش‌ها

از آزمون چسبندگی باکتریایی به هیدروکربن‌ها (BATH[4]) به منظور اندازه‌گیری آبگریزی سلول‌ها استفاده شد. برای انجام آزمایش، سلول‌های باکتریایی جدایه شوردوستQ-SH1 دارای توان تجزیه فنانترن در محیط نمکی حاوی فنانترن رشد داده شدند. در زمان‌های مختلف با سانتریفوژکردن محیط کشت در دور ۶۰۰۰g و دمای ۴ °C به مدت ۲۰ دقیقه، سلول‌های باکتریایی رسوب داده شد و عمل شستشوی آن‌ها دو بار متوالی با محلول نمکی صورت گرفت. سلول‌ها در محلول نمکی بافر(pH= ۷) حاوی ۱۶/۹ گرم K_2HPO_4، ۷/۳ گرم KH_2PO_4، ۱/۸ گرم اوره و ۰/۲ گرم $MgSO_4.7H_2O$ در لیتر، برای رسیدن به کدورت (OD[5]) ۰/۳ در طول موج ۶۰۰ نانومتر نگهداری شدند. سه میلی‌لیتر از محیط کشت و به همان حجم هیدرورکربن مربوطه (هگزان و بنزن) به لوله‌های آزمایش منتقل و پس از گذشت پنج دقیقه، بوسیله ورتکس در دور بالا به مدت ۶۰ ثانیه مخلوط گردیدند. پس از نگه‌داری لوله‌های آزمایش به مدت ۱۵ دقیقه در دمای اتاق و اندازه‌گیری کدورت آنها در طول موج ۶۰۰ نانومتر، درصد آبگریزی با استفاده از معادله زیر محاسبه گردید(Rosenberg *et al*.,1980).

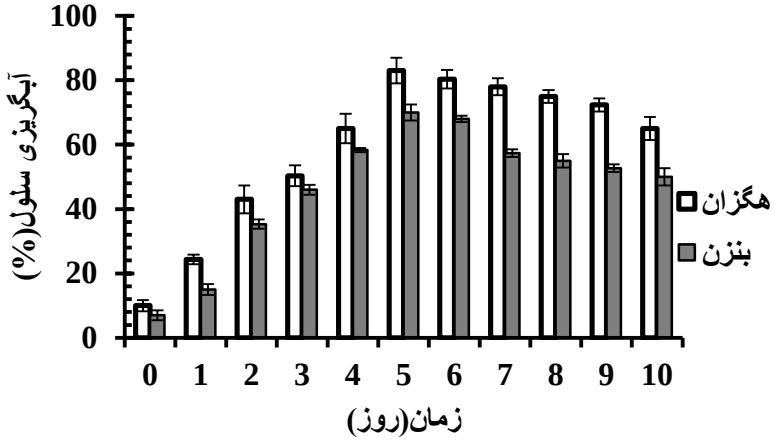
درصد سلول های انتقال یافته به فاز هیدروکربنی = (۱ − (کدورت فاز مایع در ۶۰۰ نانومتر / کدورت فاز مایع اولیه در ۶۰۰ نانومتر)) × ۱۰۰

به منظور اندازه‌گیری شاخص امولسیون کنندگی (E24)، از هیدروکربن‌های کروزن، بنزن، n–هگزان و تولوئن استفاده شد. برای انجام آزمایش، چهار میلی‌لیتر از محیط کشت فاقد سلول به لوله‌های آزمایش منتقل و شش میلی‌لیتر هیدروکربن مربوطه به لوله‌ها اضافه گردید. محتویات درون لوله‌ها به مدت دو دقیقه با ورتکس در دور بالا مخلوط و به مدت ۲۴ ساعت در دمای اتاق نگهداری شدند. شاخص امولسیون‌کنندگی از تقسیم ارتفاع لایه امولسیون (بر حسب میلی‌متر) به ارتفاع کل ستون مایع (بر حسب میلی‌متر) برحسب درصد اندازه‌گیری شد. کشش سطحی محیط کشت بدون سلول در زمان‌های مختلف پس از تلقیح باکتری به محیط حاوی فنانترن توسط دستگاه تنسیومتر مدل KRUSS در زمان‌های مختلف اندازه‌گیری گردید (Rosenberg *et al*.,1980). تمام آزمایش ها با سه تکرار انجام و از میانگین داده‌ها و خطای استاندار جهت تفسیر نتایج استفاده گردید.

نتایج و بحث

4 . Bacterial Adhesion To Hydrocarbons
5. Optical Density

بررسی تغییرات آبگریزی سلول‌های جدایه Q-SH1 در طی زمان نشان داد که این جدایه دارای خاصیت آبگریزی زیاد در محیط کشت حاوی فنانترن می‌باشد، به‌طوری که ۸۳ درصد سلول باکتری به فاز هیدروکربن (هگزان) انتقال یافت و میزان آن در طول زمان آزمایش متغیر بود. بیشترین خاصیت آبگریزی سطح سلول در روز پنجم آزمایش و کمترین آن در روز اول آزمایش مشاهده گردید (شکل ۱). آبگریزی زیاد سطح سلول فرایند غالب در تجزیه فنانترن و رشد باکتری *Rhodococcus fascians* می‌باشد (Gesheva *et al.*,2010). سورفکتانت‌های زیستی می‌توانند نقش مهمی در تغییر خاصیت آبگریزی سلول ایفا کنند. در نتیجه باعث افزایش تمایل سلول‌های میکروب به سمت سوبسترای آبگریز می‌شوند و نهایتا زیست‌فراهمی سوبستراها را افزایش می‌دهند که این افزایش زیست‌فراهمی می تواند باعث افزایش تجزیه‌زیستی فنانترن گردد.

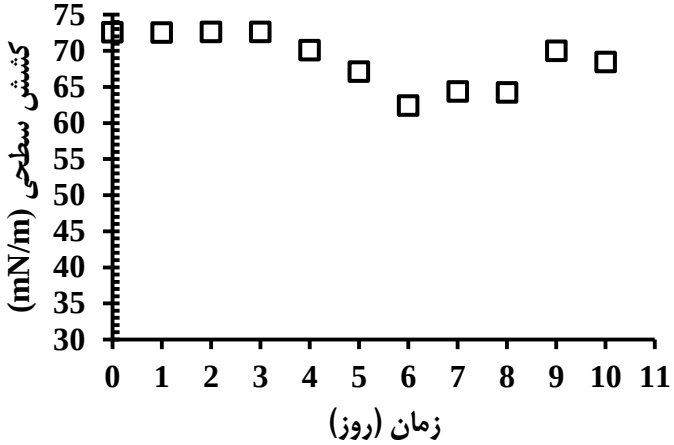


شکل ۱- تغییرات درصد آبگریزی سلول جدایه Q-SH1 در محیط کشت تغییریافته مک گینتی (۲۰۱۰) حاوی فنانترن در طی زمان. خطوط خطا بیانگر خطای استاندارد در سه تکرار آزمایش می‌باشد

برخلاف نظر مک گینتی (۲۰۱۰)، که آب‌دوستی سطوح سلول ریزسازواره‌های شوردوست را مانع تجزیه ترکیبات آبگریز می‌داند، نتایج این تحقیق نشان داد که باکتری‌های شوردوست جداسازی شده از مکان‌های آلوده به ترکیبات آبگریز مانند پسماند نفت خام می‌تواند دارای سطح سلولی دارای آبگریزی زیاد باشند و همین آبگریزی زیاد سطح سلول باکتری‌ها، تماس مستقیم سلول‌ها با آلاینده‌های هیدروکربنی را تسهیل نموده و می‌تواند به عنوان فرآیند غالب در تجزیه فنانترن مطرح باشد.

اندازه‌گیری کشش سطحی محیط کشت حاوی فنانترن در طی دوره تجزیه‌زیستی توسط جدایه Q-SH1 پس از رسوب و جداسازی سلول‌ها نشان داد که بیشترین کشش سطحی در روز اول آزمایش به میزان ۷۲/۵ mN m^{-1} و کمترین آن ۶۲/۴ mN m^{-1} بود (شکل ۲). برخی از محققین پیشین کاهش قابل توجهی از کشش سطحی در نتیجه فعالیت برخی از باکتری‌های تجزیه کننده هیدروکربن‌ها گزارش دادند که حاصل تولید سورفکتانت‌ها توسط باکتری‌ها می‌باشد. یاکیمو و همکاران (۲۰۰۵) نیز کاهش کشش سطحی محیط کشت به کمتر از ۳۵ mN m^{-1} را در درصدهای مختلف نمک توسط سویه متحمل به شوری *Bacillus licheniformis* BAS50 گزارش کردند. قوجاوند و همکاران (۲۰۰۸)، کاهش کشش سطحی به ۲۶/۷ mN m^{-1} در محیط کشت توسط سویه تحمل کننده شوری*Bacillus subtilis* گزارش کردند. دستغیب و همکاران (۲۰۱۱)، گزارش کردند که

سویه تحمل کننده شوری *Alcanivorax* sp. با وجود توانایی زیاد در تجزیه هیدروکربن‌ها توانایی چندانی در کاهش کشش سطحی نداشت و کاهش کشش سطحی محیط کشت کمتر از $mN\ m^{-1}$ ۴ بود.



شکل ۲- تغییرات کشش سطحی در محیط کشت تغییریافته مک گینتی (۲۰۱۰) حاوی فنانترن پس از جداسازی سلول در زمان‌های مختلف

نتایج شاخص امولسیون کنندگی (E24) نشان داد که باکتری‌ها در محیط کشت تغییر یافته مک گینتی (۲۰۱۰)، حاوی فنانترن در طی دوره آزمایش، توانایی تولید سورفکتانت‌های امولسیون کننده را نداشت، که این نتایج همخوانی خوبی با نتایج مربوط به کاهش ناچیز کشش سطحی داشت. همانطور که ذکر شد با توجه به آبگریزی زیاد سطح سلول‌های جدایه Q-SH1 ، تماس مستقیم سلول با آلاینده هیدروکربنی می‌تواند به عنوان فرآیند غالب در تجزیه فنانترن در محیط دارای این ترکیب مطرح باشد.

منابع

1. Dastgheib SM, Amoozegar MA, Khajeh K and Ventosa A, 2011. A halotolerant *Alcanivorax* sp. strain with potential application in saline soil remediation. Applied Microbiology and Biotechnology. 90:305–312.
2. Gesheva V, Stackebrandt E and Vasileva-Tonkova E, 2010. Biosurfactant Production by Halotolerant *Rhodococcus fascians.* Current Microbiology. 61:112–117.
3. Ghojavand H, Vahabzadeh F, Mehranian M, Radmehr M, Shahraki KhA, Zolfagharian F, Emadi MA and Roayaei E, 2008. Isolation of thermotolerant, halotolerant, facultative biosurfactant-producing bacteria. Applied Microbiology and Biotechnology. 80:1073–1085
4. McGenity T J, 2010. Halophilic hydrocarbon degraders. In: Timmis KN (ed) Handbook of hydrocarbon and lipid microbiology. Springer, Berlin..DOI:10.1007/978-3-540-77587-4-123.
5. Nicholson CA and Fathepure BZ, 2005. Aerobic biodegradation of benzene and toluene under hypersaline conditions at the Great Salt Plains, Oklahoma. FEMS Microbiology Letters.245, 257–262.
6. Rosenberg M, Gutnick D and Rosenberg E,1980. Adherence of bacteria to hydrocarbons: a simple method for measuring cell surface hydrophobicity. FEMS Microbiology Letter. 1980. 9: 29-33.

7. Yakimov MM, Timmis KN, Wray V and Fredrickson HL, 1995. Characterization of a New Lipopeptide Surfactant Produced by Thermotolerant and Halotolerant Subsurface *Bacillus licheniformis* BAS50. Applied And Environmental Microbiology, 1706–1713.

تأثیر کادمیم روی صفات رویشی دو رقم تربچه (سرخان و چری‌بل) (*Raphanus sativus* L.)

کلثوم دالوند گماری[1] و سیدعبدالله افتخاری[2]

۱.دانشجوی کارشناسی ارشد علوم باغبانی، دانشگاه شهید چمران اهواز۲. استادیار گروه باغبانی، دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

این تحقیق با هدف بررسی اثر محدود کننده کادمیم روی برخی خصوصیات رویشی دو رقم تربچه در سال ۱۳۹۱ به صورت طرح کرت خرد شده بر پایه بلوک‌های کامل تصادفی در دو تیمار و سه تکرار در مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز به اجرا درآمد. تیمار ها شامل کلرید کادمیم در سه سطح (۰، ۳۰ ، ۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) و دو رقم تربچه (سرخان ، چری‌بل) می باشد. حضور فلزات سنگین از جمله کادمیم در زیست بوم‌های کشاورزی از نظر تأثیر بر رشد وعملکرد گیاهان و سلامتی انسان بسار حائز اهمیت است (مورنو و همکاران، ۲۰۰۰) . نتایج پژوهش‌ها نشان می دهد که حداقل ۲۰ میلیون هکتار از اراضی در شمال و جنوب آفریقا ، آمریکای جنوبی ، خاورمیانه ، جنوب اروپا ، جنوب غربی آمریکا ، مکزیک و بخش مهمی از آسیای مرکزی و شرقی که عمدتا به کشت سبزی و صیفی اختصاص دارند با فاضلاب خام شهری و صنعتی آبیاری می شوند. استفاده از این منابع در مناطق مختلف آلودگی خاک و تجمع فلزات سنگین را در محصولات زراعی به همراه داشته است (یارقلی و همکاران، ۱۳۸۸). تأثیر نامطلوب کادمیم بر وزن خشک و تر ، ارتفاع ، طول ریشه ، سطح برگ و دیگر شاخص‌های گیاه در بیشتر تحقیقات گزارش شده است .اختلاف در درجه ظهور فیتوتوکسی به غلظت های مختلف کادمیم به کار برده در بستر ریشه، مدت تیمار و ویژگیهای گونه وکولتیوار تحت تیمار دارد (حسن و همکاران، ۲۰۰۶) . شواهد واضحی وجود دارد که گونه های مختلف گیاهان در توانایی جذب ، تحمل و تجمع فلزات سنگین تفاوت بسیاری وجود دارد که مرتبط با ویژگی های خاک ، خصوصیات گیاه و دیگر عوامل زیست محیطی می باشند (ناظمی و خسروی، ۱۳۹۰). تاجی وگلچین(۱۳۸۹) نتیجه گرفتند با افزایش سطوح آلودگی در خاک غلظت عناصر سنگین در اندام های هوایی و ریشه گیاه ذرت افزایش ولی وزن خشک اندام‌های هوایی و ریشه کاهش یافت. نتایج تحقیقات تنش‌های کادمیم در گیاه تربچه نشان می‌دهد که میزان ۱۰۰و ۱۵۰ میلی گرم در کیلو گرم کادمیم در خاک به طور معنی داری طول، وزن تر و خشک شاخه و سیستم ریشه را در تربچه کاهش می‌دهد (فاروک و همکاران، ۲۰۱۱). با توجه به مسئله گسترش آلودگی خاک ها به کادمیم و اثرات محدودکننده کادمیم روی رشد گیاهان انتخاب ارقامی که در شرایط آلودگی قادر به تولید عملکرد بالاتری باشند و کمترین میزان کادمیم را جذب کنند از اهمیت خاصی برخودار است با توجه به ضرورت این مسئله این پژوهش صورت گرفته است .

مواد و روش ها

این تحقیق به صورت طرح کرت خرد شده بر پایه بلوک های کامل تصادفی با تیمار کلرید کادمیم در سه سطح (۰ ، ۳۰، ۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) و دو رقم تربچه (سرخان و چری بل) با سه تکرار در مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز به اجرا درامد. در این طرح از لایسیمتر هایی به ارتفاع ۳۰ سانتی متر و قطر ۳۸ سانتی متر به عنوان ظروف کاشت استفاده شد. لایسیمتر ها طوری در مزرعه قرار داده شدند که ساختمان خاک دست نخورده باقی بماند. با نمونه برداری از لایه های بالایی و پایینی خاک درون لایسیمتر و محاسبه حجم لایسیمتر ، وزن خاک درون لایسیمتر ها محاسبه شد و تیمار کادمیم بر اساس وزن خاک درون لایسیمتر در غلظت های ذکر شده به صورت محلول در آب به طور یکنواخت درون لایسیمتر اعمال شد. پس از دادن کودهای پایه دو رقم تربچه به صورت تصادفی کشت شدند زمانیکه گیاهان به بلوغ تجاری رسیدند برداشت شدند و فاکتور های وزن تر ریشه و برگ ، وزن خشک ریشه و برگ، طول ریشه و سطح برگ در دو رقم اندازه گیری شدند. تجزیه داده ها با نرم افزار SAS و رسم نمودارها با Excel انجام گرفت.

نتایج وبحث

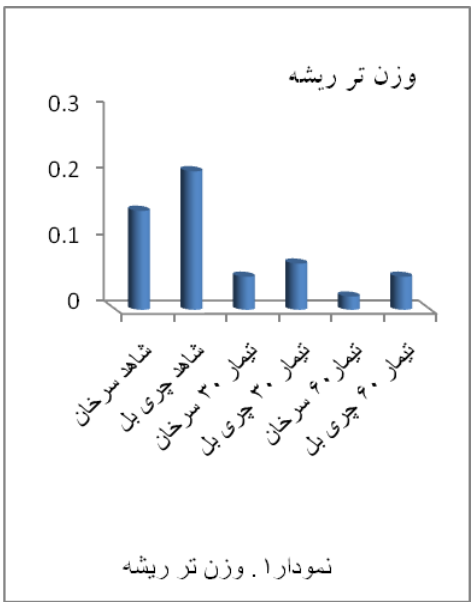
نتایج حاصل از تجزیه داده ها نشان می دهد که تیمار کادمیم باعث کاهش معنی دار وزن تر و خشک ریشه، وزن تر وخشک برگ، طول ریشه و سطح برگ نسبت به شاهد شد. بیشترین وزن تر ریشه مربوط به تیمار شاهد رقم چری‌بل (۰.۲۱ گرم) و کمترین وزن تر ریشه مربوط به تیمار ۶۰ رقم سرخان (۰.۰۲ گرم) می باشد (نمودار ۱). بیشترین وزن خشک ریشه مربوط به تیمار شاهد رقم چری بل (۰.۰۲۶ گرم) و کمترین وزن خشک ریشه مربوط به تیمار ۶۰ رقم سرخان(۰.۰۰۸گرم) می باشد(نمودار ۲). بیشترین وزن تر برگ مربوط به تیمار شاهد چری‌بل (۵.۱ گرم) و کمترین وزن تر برگ مربوط تیمار ۶۰ سرخان (۱.۲ گرم) می باشد(نمودار ۳). بیشترین وزن خشک برگ مربوط به تیمار شاهد چری‌بل (۰.۶گرم) و کمترین وزن خشک برگ مربوط تیمار ۶۰ سرخان (۰.۱۳ گرم) می باشد(نمودار۴). بیشترین طول ریشه مربوط به تیمار شاهد رقم چری‌بل (۷.۵ cm) و کمترین طول ریشه مربوط به تیمار ۶۰ رقم سرخان (۲.۹ cm)می باشد. بیشترین سطح برگ مربوط به شاهد چری بل($۴۶۴۹.۳mm^2$) و کمترین سطح برگ مربوط به تیمار ۶۰ رقم سرخان ($۱۲۵۰.۲mm^2$) می باشد. ریشه اولین جایی است که تحت تأثیر فلزات سنگین در خاک قرار می‌گیرد . کاهش رشد ریشه ها موجب عدم گسترش سیستم ریشه ای شده و با کاهش سطوح جذب کننده و تغییر در ساختار غشای سلولی ، جذب و در نتیجه محتوی آب گیاه کاهش می یابد و این امر بر فرایند هایی نظیر تعرق ، فتوسنتز و تنفس اثر گذاشته و در نهایت موجب کاهش رشد گیاه خواهد بود(علیپور درواری و همکاران، ۱۳۸۸). رقم چری‌بل در شرایط تنش کادمیم نسبت به رقم سرخان رشد بهتری داشته و کشت آن در خاک های آلوده عملکرد بالاتری دارد و اگر میزان جذب کادمیم در اندام های خوراکی کمتر از حد مجاز باشد کشت آن در خاک های آلوده توصیه می شود .

جدول ۱. نتایج تجزیه واریانس مربوط به اثر کادمیم بر صفات رویشی

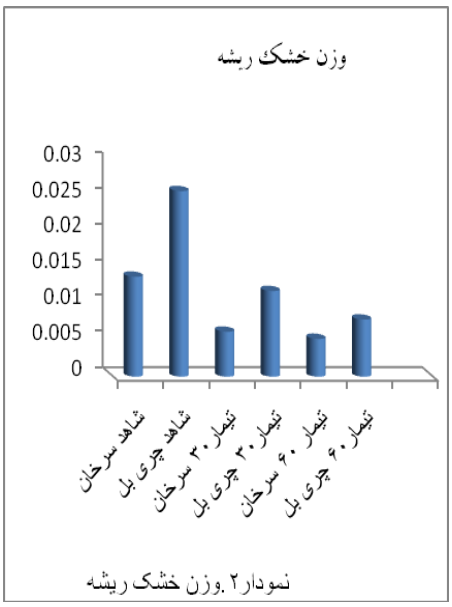
(MS) میانگین مربعات

منابع تغییر	درجه آزادی	وزن تر ریشه	وزن خشک ریشه	وزن تر برگ	وزن خشک برگ	طول ریشه	سطح برگ
بلوک	۲	۰.۰۰۰ ۱۱۶۶	۰.۰۰۰۰۰ ۵	۰.۰۰۵۵	۰.۰۰۳۵	۰.۰۱۷	۱۰۴۱۰.۸
تیمارکادمیم	۲	۰.۰۳۴**	۰.۰۰۰۳۲**	۱۰.۳۹**	۰.۱۹۳**	۱۷.۰۹**	۲۱۸۲۹۸۳۹.۷**
بلوک*کادمیم (خطا)	۴	۰.۰۰۰ ۴۳	۰.۰۰۰۰۰ ۵۵	۰.۰۰۵۷	۰.۰۰۱۶	۰.۰۵۵	۱۱۱۱۷.۴۳
رقم	۱	۰.۰۰۷۲**	۰.۰۰۰۲۲**	۵.۷۲**	۰.۰۴۳**	۶.۴۸**	۶۲۳۱۷۲۰.۸۶**
کادمیم *رقم	۲	۰.۰۰۸۱ n.s	۰.۰۰۰۰۳۵*	۲.۶۹**	۰.۰۳۸**	۰.۹**	۲۵۲۴۹.۷۱*
ضریب تغییرات		۱۷.۷	۲۱.۹	۳.۴	۱۳.۲۴	۴.۰۸	۲.۶۷

****، * و ns به ترتیب، تفاوت معنی دار در سطوح ۱ %و ۵ %و عدم وجود تفاوت معنی دار بر اساس آزمون دانکن**



نمودار۱ . وزن تر ریشه



نمودار۲ .وزن خشک ریشه



نمودار۳. وزن تر برگ



نمودار۴. وزن خشک برگ

منابع

۱- تاجی، ه و گلچین، ا. ۱۳۸۹. بررسی سطوح مختلف کادمیم و گوگرد بر عملکرد و غلظت کادمیم و برخی عناصر کم مصرف در برگ و ریشه ذرت (*zea mays L.*) در شرایط گلخانه ای ، علوم و فنون کشت‌های گلخانه‌ای ، شماره چهارم.

۲- علیپور درواری، ح.، زارع مایوان، ح.، شریفی، م. ۱۳۸۸. بررسی میزان فعالیت پراکسیدازی تربچه خوراکی و ارتباط آن با میزان فلزات سنگین خاک، مجله علوم دانشگاه تهران، جلد سی و پنچم، شماره ۱(۴۳-۳۷) .

۳- ناظمی، س.، خسروی، ا. ۱۳۹۰. بررسی وضعیت فلزات سنگین در خاک ، آب و گیاه اراضی سبزی‌کاری ، فصلنامه دانش و تندرستی، دوره ۵، شماره ۴.

۴- یارقلی، ب.، عظیمی، ع.ا.، باغوند، ا. عباسی، ف.، لیاقت، ع.ا.، اسداله فردی، غ. ۱۳۸۸. بررسی جذب و تجمع کادمیم در اندام های مختلف محصولات غده ای در خاکهای آلوده. مجله آب و فاضلاب، دوره۲۰، شماره۷۲، صص.۷۰-۶۰.

5-Farouk, S., Mosa, A.A., Taha , A.A., Ibrahim, H.M., El-Gahmery, A.M. 2011. Protective Effect of Humic acid and Chitosan on Radish (*Raphanus sativus* L. Var. sativus) plant subjected to Cadmium stress. Journal of stress physiology & Biochemistry.7No.2 . 99-116 ISSN 1997-0838.

6-Hassan, M. J., Z. Zhu, B. Ahmad and Q. Mahmood. 2006. Influence of cadmium toxicity on rice genotypes as affected by zinc, sulfur and nitrogen fertilizers. Caspin J. Env. Sci. 4(1): 1-8.

7-.Moreno–Caselles, J., R. Moral, A. Perez–Espinosa and M. D. Perez–Murcia. 2000. Cadmium accumulation and distribution in cucumber plant. Plant Nutr. 23(2): 243-250.

بررسی امکان استفاده از ویژگی‌های خاک در کنترل و مدیریت آلاینده‌های نفتی

پری اسدی الاسوند[1]، احمد حیدری[2]
[1]دانشجوی کارشناسی ارشد و [2]دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

مقدمه

آلودگی خاک و آب‌های زیرزمینی به آلاینده‌های نفتی و سموم یک مشکل شایع زیست محیطی است. گسترش جهانی بهره‌برداری از منابع نفتی در صنایع مختلف، حمل و نقل، مصارف خانگی تقریبا در کلیه جوامع اعم از کشورهای تولید کننده و مصرف کننده یا پیشرفته و در حال توسعه امری اجتناب‌ناپذیر است. همگام با توسعه بهره‌برداری از منابع نفتی، آلودگی‌های ناشی از آن (اعم از مواد زائد فرایندهای پالایش، مواد زائد مصرفی، نشت از مخازن و منابع ذخائر، تصادفات) هم گسترش یافته و موجبات ایجاد آلودگی و تخریب محیط زیست را فراهم می‌آورد و مهم‌ترین نگرانی در مورد این ترکیبات مربوط به اثرات مضر آنها بر سلامتی انسان و هم‌چنین اکولوژی خاک در طی تمام مراحل پالایش، حمل و نقل و بهره‌برداری می‌باشد (Minai, 2006). مقابله با مسائل زیست‌محیطی حاصل از این آلودگی‌ها نیاز به شناخت کافی و تا حد امکان دقیق محیط‌های مربوطه (خاک، آب، هوا) و استفاده از ویژگی‌های آنها در کنترل و تثبیت، مدیریت (اعمال روش‌های اصلاحی مناسب) و رفع آلودگی-ها دارد. در این مقاله سعی بر این است که با استفاده از خصوصیات ذاتی خاک، راهی برای کنترل و مدیریت آلاینده‌های نفتی بیان گردد.

مواد و روش‌ها

30 نمونه خاک از محل دفع مواد زائد نفتی واقع در اطراف پالایشگاه تهران تهیه گردید و پس از گذراندن از الک 2 میلیمتری آزمایش‌های لازم انجام شد. بافت خاک به روشهای هیدرومتری (Gee and Bauder, 1986) و پوشش با کلرید باریم (Hesse, 1976)، مواد آلی به روش والکلی و بلاک (1934)، گچ به روش استون، آهن غیربلورین قابل استخراج با اگزالات آمونیوم به روش (McKeague and Day, 1966) اندازه‌گیری گردید. برای انجام آنالیزهای کانی‌شناسی، نمونه‌های رس خالص‌سازی شده، پس از حذف املاح محلول، کربناتها، مواد آلی، اکسیدهای آهن و اشباع با منیزیم و پتاسیم و اسید کلریدریک تهیه شدند و دیفراکتوگرام‌های مربوط به لام‌های تهیه شده توسط دستگاه X-Ray زیمنس D5000 تهیه و تجزیه و تحلیل آنها به کمک نرم‌افزار Spectrom Viewer و FitYK انجام گردید (Decarreau, 1990). جهت انجام مطالعات میکرومورفولوژی، نمونه‌های دست نخورده را با رزین تلقیح نموده و پس از خشک شدن توسط دستگاه برش اسلایدهای لازم تهیه و به ضخامت 20-30 میکرون رسانده شدند و با میکروسکوپ پلاریزان آنالیز گردیدند (Pansu et al, 2001).

نتایج و بحث

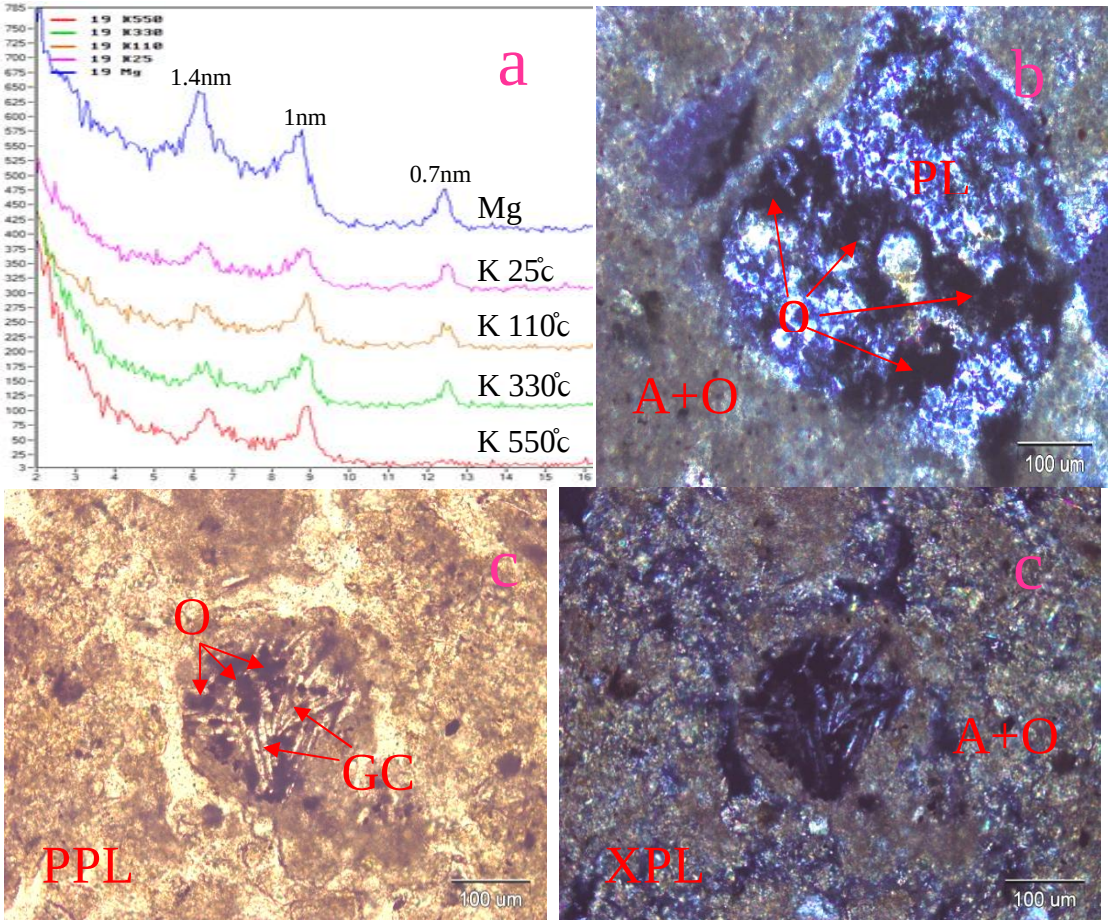
همانگونه که در جدول 1 مشاهده می شود مقدار رس در نمونه‌های مطالعه شده بسیار قابل توجه می‌باشد. درصد بالای رس می‌تواند در جذب و نگهداری ترکیبات نفتی حائز اهمیت باشد. رس نسبت به سیلت و شن دارای سطح ویژه بالاتری است که باعث جذب کاتیون‌های آلی و ترکیبات نفتی بر روی سطوح کانی‌ها می‌گردد و به تبع آن بافت رسی قابلیت جذب و نگهداری بالاتری نسبت به بافت شنی و سیلتی دارد.

جدول 1- برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده در 2 پروفیل آلوده و یک پروفیل شاهد

شماره پروفیل	عمق(cm)	افق مشخصه	گچ	آهن اگزالاتی	رس	مواد آلی (نفت)
			درصد			
پروفیل 1 (آلوده)	0-18	**Ap**	1.03	0.206	40.4	10.65
	18-30	**Ac**	1.12	0.224	50.4	6.17
	30-70	**Cy1**	1.52	0.304	40.4	5.42
	70-120	**Cy2**	1.46	0.292	30.4	2.76
پروفیل2 (آلوده)	0-10	**Ap**	2.62	0.524	30.4	9.60
	10-28	**AC**	2.82	0.564	45.4	7.45
	28-43	**C1**	0.39	0.078	40.4	8.00
	43-70	**C2**	0.16	0.032	40.4	8.82
پروفیل 3 (شاهد)	0-20	**Ap**	2.48	0.496	21	0.50
	20-40	**By**	2.30	0.460	38	0.17
	40-67	**2Bky**	1.47	0.294	28.72	0.08
	67-120	**2Bk**	0.22	0.044	42.16	0.08

براساس نتایج حاصل از کانی‌شناسی رس، در پروفیل‌های نفتی، اسمکتیت که یک کانی با انبساط‌پذیری بالا می‌باشد غالب است که با جذب نفت در فضای بین لایه‌ای خود منبسط شده و در تیمار Mg پیک‌هایی را در ناحیه بیش از 1/4 nm ایجاد کرده است (شکل1-a). میزان جذب آلاینده‌ها بر روی رس‌ها به مقدار و نوع رس‌ها و مواد آلاینده (Sheng at el, 2001) و اثرات متقابل بین رس و مواد آلاینده (Benoit, 2000) بستگی دارد. توانایی متفاوت رس در نگهداری ترکیبات آلی می‌تواند با ارزیابی و مقایسه فاصله بین لایه‌ای در ساختار دو نوع رس توسط دستگاه X-Ray مورد ارزیابی قرار گیرد (Viani, 2002). فیلوسیلیکات‌های دارای ساختار لایه‌ای از قبیل مونتموریلونیت قادر به نگهداری ترکیبات آلی نه تنها روی سطوح بلکه در فضای بین لایه‌ای خود هستند. این امر باعث افزایش فضای بین لایه‌ای در کانی‌های رس می‌شود. در بعد [001] فضای بین لایه‌ای در مونت موریلونیت از 1/1nm به 1/2 تا 1/3nm در حضور مواد آلی متفاوت افزایش می‌یابد و این به معنی جانشینی مواد آلی در بین لایه‌ها و ایجاد انبساط در فضای بین لایه‌ای کانی‌ها می‌باشد (Viani et al., 2002). این افزایش فضای بین لایه‌ای عاملی است که سبب می‌شود مونتموریلونیت بستری مناسب برای جذب آلاینده-ها باشد (Gowda et al, 2007). گچ کانی دیگری است که در خاک‌های مورد مطالعه به مقدار فراوان وجود دارد که به علت وجود مواد نفتی، Ca^{2+} و SO_4^{2-} موجود در آن از هم جدا شده و موجب ایجاد واکنش ترکیبات نفتی با کلسیم و اتصال مواد نفتی به بلورهای گچ می‌شود (شکل1-b و 1-c) (Boyd et al, 2009). آهن اندازه‌گیری شده در روش اگزالات آمونیوم، در خاک‌های نفتی بیشتر از خاک‌های غیرنفتی به دست آمد (جدول1). دلیل آن

را می‌توان به تشکیل پیوند مواد آلی با آهن و ایجاد کمپلکس‌هایی که مانع از تبلور آهن در خاک‌های آلوده می‌شود نسبت داد که منجر به افزایش آهن آمورف می‌شود. وجود آهن و آلومینیوم در خاک به خصوص در حالت آمورف باعث افزایش سطح ویژه در خاک و جذب بیشتر آلاینده‌های آلی می‌گردد. سطح ویژه بالا در خاک بخاطر وجود ذرات کوچک و ریز در خاک، مقدار بالای آهن، آلومینیوم و محتوای رس می‌باشد که مقدار زیادی از آلاینده‌های آلی با سطح ویژه کم را در درون خود ذخیره می‌کنند (Filimonova et al., 2006).



شکل 1- a) دیفراکتوگرام جذب نفت در کانی‌های رسی در پروفیل شماره 2، عمق 0-10 cm b) جذب نفت (O) توسط کانی پلاژیوکلاز (PL) و خاکدانه‌ها (A) c) جذب نفت در کانی گچ (GC) در حالت PPL و XPL، در پروفیل شماره 2، 40-50 cm

نتیجه‌گیری

با توجه به منابع نفتی فراوان در ایران و استفاده گسترده از آنها، آلودگی‌های نفتی فراوان در اقصی نقاط کشور در خاک و آب ایجاد شده است. با توجه به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و مینرالوژیکی اندازه‌گیری شده در خاکهای مورد نظر و سطح ویژه بالا در اجزای سازنده خاک، بیانگر توانایی بالای خاک در جذب ملکول‌های

نفتی می‌باشد و می‌توان از پتانسیل رس‌های انبساط‌پذیر و کانی‌ها و سایر ویژگی‌های خاک جهت پاکسازی مناطق آلوده به نفت استفاده کرد.

منابع

1. Benoit, P., Barriuso, E., Bergheaud, V., Etievant, V., 2000. Binding capacities of different soil size fractions in the formation of herbicide-bound residues. Agronomie 20, 505–512.
2. Boyd, S.A, Johnston, C.T, Laird, D.A, Teppen, B.J, Li, H (2009) A comprehensive analysis of organic contaminant adsorption by clays. In: Programs and Abstracts, Clay Mineral Society, 46th Annual Meeting, Billings MT, p 73.
3. Decarreau A (1990) Les poudres : techniques expérimentales et interprétation des diagrammes – Facteurs déterminant le mode d'empilement. In Structure, propriétés et applications. Société Française de Minéralogie et cristallographie, Groupe Français des Argiles, 209–236.
4. Filimonova, S.V., Knicker, H., Kögel-Knabner, I., 2006. Soil micro- and mesopores studied by N2 adsorption and 129Xe NMR of adsorbed xenon. Geoderma 130, 218–228.
5. Gee GW and Bauder JW (1986) Particle-size analysis. In Methods of Soil Analysis. Part 1 Physical and Mineralogical Methods., Klute A. Ed. Chap. 15. American Society of Agronomy. Soil Sci. Soc. Am., 383–411.
6. Gowda, B.T., Svoboda, I., Fuess, H., 2007. 2,4,6-Trichloroaniline. Acta Crystallogr., E63, O3347–U4714.
7. Hesse, P.R. Particle size distribution in gypsic soils. Plant and Soil 44, 1976, 241-247.
8. Mckeague and day 1966, acid ammonium oxalate method (in the dark) IN: Soil Sampling and Methods of Analysis, Second Edition, Chapter 26, Extractable Al, Fe, Mn, and Si,.F. Courchesne and M.C. Turmel University of Montreal.Montreal, Quebec, Canada.
9. Minai-Tehrani, D., Herfatmanesh, A., Azari-Dehkordi, F and Minooi, S. Effect of salinity on biodegradation of aliphatic fractions of crude oil in soil. Pak.J.Biol.Sci 9: 1531-1535. 2006.
10. Pansu M, Gautheyrou J and Loyer JY. 2001. Soil Analysis – Sampling, Instrumentation and Quality Control, Balkema publishers, Lisse,Abington, Exton, Tokyo, 512 p.
11. Sheng, G., Johnston, C.T., Teppen, B.J., Boyd, S.A., 2001. Potential contributions of smectite clays and organic matter to pesticide retention in soils. J. Agric. Food Chem. 49, 2899–2907.
12. Viani, A., Gualtieri, A., Artioli, G., 2002. The nature of disorder in montmorillonite by simulation of X-ray powder patterns. Am. Mineral. 87, 966–975.
13. Walkley, A and Black, IA., 1934. An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter, and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method. Soil Sci.: 34: 29-38.

بررسی گیاه پالایی خاکهای آلوده به عناصر سنگین و آلاینده‌های نفتی در اراضی کشاورزی فارس

غلامرضا معاف پوریان[1]، محمد سعید تدین[1]، رسول میرخانی[2]

۱- عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی فارس

۲- عضو موسسه تحقیقات آب و خاک

مقدمه

امروزه آلودگی محیط زیست یکی از مشکلات اساسی به شمار می‌رود که جوامع بشری با آن روبرو هستند. یکی از روشهای نوین در پالایش خاک از عناصر سنگین استفاده از گیاهان در زدودن آلودگیها از خاک می‌باشد(گلیک، ۲۰۰۳). در پالایش‌سبز نیازی به تجهیزاتی پرهزینه و نیروهای متخصص نیست و اجرای آن نسبتاً ساده ولی زمان‌بر می‌باشد. آلودگی نفتی یک پیامد اجتناب ناپذیر از افزایش سریع جمعیت است که بر پایه تکنولوژی نفت قرار دارد و استفاده از منابع نفتی بدون وقفه در مقیاس وسیع به طور عمده و یا تصادفی در حال افزایش است (دبیری، ۱۳۷۹). وجود این آلاینده ها در محیط زیست علاوه بر تأثیر گسترده بر اکوسیستم منطقه، با گذشت زمان و ورود به چرخه غذایی به جوامع انسانی راه می یابد و به این ترتیب سلامت انسان ها را نیز تهدید می کند(سروگی، ۲۰۰۷). گیاهان یکی از مهمترین راه‌های ورود این مواد به زنجیره غذایی انسان می-باشند. سطح برگ بسیاری از گیاهان بوسیله واکس‌ها پوشیده شده است که نقش مهمی را در تجمع مواد شیمیایی آب‌گریز دارد (نیو و همکاران، ۲۰۰۳ و دنیکولا و همکاران، ۲۰۰۵). امینی پور و جلالی(۱۳۸۰) با بررسی تصاویر ماهواره ای گزارش کردند که در اثر بارش آلاینده های مربوط به سوختن مواد نفتی ناشی از جنگ خلیج فارس، پوشش گیاهان مرتعی در سطح وسیع (به طور معنی داری) در منطقه شمال بوشهر کاهش یافت. غلظت کربن آلی در آب رودخانه های منطقه، خصوصاً کارون پس از آلودگی هوا توسط سوختن چاه های نفت کویت، از میزان متوسط اولیه ۶ میلی گرم در لیتر به حدود ۸/۴ میلی گرم در لیتر رسید. غلظت برخی فلزات سنگین نظیر نیکل، روی، سرب در آب رودخانه کارون و نظیر بدن ماهی های خلیج فارس پس از واقعه مذکور افزایش یافت (گزارش تحقیقات علوم پزشکی اهواز، ۱۳۸۲). تحقیقات نشان داده است که بیشترین غلظت فلزات سنگین در نفت خام (و نیز دوده حاصله) مربوط به نیکل (در حدود ۷/۷ میلی گرم در لیتر) و وانادیم (۲۸ میلی گرم در لیتر) می باشند. به منظور بررسی اثر پالایندگی گیاهان مختلف در اراضی کشاورزی و مرتعی شامل محصول عمده زراعی(برنج)، سبزی و صیفی(هندوانه) و دو گیاه مرتعی غالب (سکاله و چاودار) آزمایش حاضر به مورد اجرا گذاشته شد.

مواد و روشها

این مطالعه بمنظور بررسی امکان استفاده از گیاهان برای پالایش خاکهای آلوده به عناصر سنگین و آلاینده های نفتی در اراضی کشاورزی استان فارس در قالب طرح آماری بلوک های کامل تصادفی با تیمار نوع گیاه برنج، هندوانه، سکاله و چاودار در سه تکرار اجرا شد. ارقام محصولات زراعی(در مورد برنج، توده کامفیروزی)، سبزی و صیفی(در مورد هندوانه، چارلستون) یعنی ارقام غالب منطقه مورد کشت قرار گرفت و توصیه کودی نیز بر اساس

توصیه موسسه تحقیقات خاک و آب انجام شد. برای انجام این آزمایش از اراضی کشاورزی مناطق مورد مطالعه بعد از ارسال۶ نمونه خاک به موسسه تحقیقات خاک و آب و انجام تجزیه های لازم؛ یک منطقه آلوده به عناصر سنگین و آلاینده های نفتی انتخاب گردید. قبل از انجام کشت، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی، غلظت عناصر سنگین(سرب، کادمیم، نیکل و وانادیم) و آلاینده های نفتی خاک و پس از برداشت نیز غلظت عناصر سنگین(سرب، کادمیم، نیکل و وانادیم) و آلاینده های نفتی در خاک و گیاه(ساقه و برگ و دانه محصولات زراعی، اندام رویشی گیاهان مرتعی و اندام رویشی و میوه محصولات سبزی و صیفی) اندازه گیری و داده‌های بدست آمده از آزمایش با استفاده از نرم‌افزار آماری Mstatc و Excel تجزیه و تحلیل شد.

نتایج و بحث

در تابستان سال ۱۳۸۸نسبت به جمع آوری نمونه های خاک در استان فارس اقدام شد و پس از آماده سازی نمونه ها به موسسه تحقیقات خاک و آب ارسال شد. در سال ۸۹ نسبت به کشت برنج، هندوانه، سکاله و چاودار در مزرعه منتخب اقدام شد و پس از انجام مراقبت های زراعی لازم و برداشت نمونه گیاه ، بذر و خاک به موسسه تحقیقات خاک و آب جهت تجزیه آزمایشگاهی ارسال شد. با توجه به غلظت فوق العاده ناچیز ترکیبات Naphtalen، Pyrene، Anthracene، Phenanthrene، Dibenz[a,h]anthracene، Benzo[k]fluoranthene، Benzo[a]pyren امکان اندازه گیری غلظت آنها میسر نشد اما غلظت سایر ترکیبات مورد اندازه گیری قرار گرفتند. همانگونه که از جدول تجزیه واریانس۱ و ۲ مشخص است بین تکرارهای آزمایش هیچگونه اختلاف معنی دار آماری مشاهده نشد. همچنین در مورد آلاینده Benzo[g,h,i]perylene در عمق۳۰ تا ۶۰ سانتیمتری و در مورد آلاینده هایChrycene، Benz[a]anthracene، Fluoranthene، Fluorene، Acenaphthene، Benzo[b]fluoranthene در هر دو عمق صفرتا ۳۰ و۳۰ تا ۶۰ سانتیمتری اختلاف معنی دار آماری وجود نداشت. درخصوص کادمیم قابل جذب نیز در هر دو عمق ولی در مورد نیکل قابل جذب در عمق ۶۰-۳۰ سانتیمتری اختلاف آماری معنی دار بین محصولات مورد بررسی دیده نشد. به هر حال بین عناصر سنگین نیکل در عمق ۳۰-۰ سانتیمتر و سرب قابل جذب در هر دو عمق صفرتا ۳۰ و۳۰ تا۶۰ سانتیمتری و همچنین در مورد آلاینده Benzo[g,h,i]perylene در عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتری و Benzo[b]Fluoranthene در عمق ۶۰-۳۰ اختلاف معنی دار آماری در سطح ۵٪ وجود داشت(جدول ۲).

همانگونه که از نمودار ۱ مشخص می گردد میزان آلاینده Benzo[b]Fluoranthene در عمق ۶۰-۳۰ سانتیمتر خاک مزرعه تحت کاشت گیاه برنج حداکثر بوده و در مورد سکاله در حداقل میزان خود بوده است که نشان دهنده تأثیر بیشتر گیاه سکاله در رفع آلودگی خاک از آلاینده Benzo[b]Fluoranthene در عمق ۶۰-۳۰ سانتیمتر می باشد. اگرچه بین گیاه سکاله با هندوانه و چاودار اختلاف معنی دار آماری مشاهده نشد.

جدول ۱- تجزیه واریانس آلاینده های نفتی و عناصر سنگین در نمونه خاک مزرعه مورد بررسی

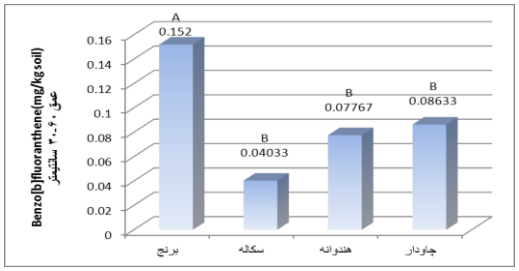
		مربعات میانگین											
منابع تغییر	درجه آزادی	Acenaphthene (0-30)	Acenaphthene (30-60)	Fluorene (0-30)	Fluorene (30-60)	Fluoranthene (0-30)	Fluoranthene (30-60)	Benz[a] anthracene (0-30)	Benz[a] anthracene (30-60)	Chrysene (0-30)	Chrysene (30-60)	Benzo[b] fluoranthene (0-30)
تکرار	۲	۰/۰۰۸ ns	۰/۰۰۵ ns	۰/۰۰۴ ns	۰/۰۱۲ ns	۰/۴۶ ns	۰/۴۰۱ ns	۰/۰۰۱ ns	۰ ns	۰ ns	۰ ns	۰ ns
محصول	۳	۰/۰۰۷ ns	۰/۰۰۸ ns	۰ ns	۰/۰۱۵ ns	۰/۵۰۸ ns	۰/۳۱۴ ns	۰/۰۰۱ ns	۰ ns	۰ ns	۰ ns	۰/۰۰۴ ns
خطا	۶	۰/۰۱۲	۰/۰۰۳	۰/۰۰۶	۰/۰۱۲	۰/۳۲۶	۰/۳۴۵	۰	۰	۰	۰	۰/۰۰۲
کل	۱۱											

ns ,* به ترتیب فاقد اختلاف معنی دار و معنی دار در سطح ۵٪

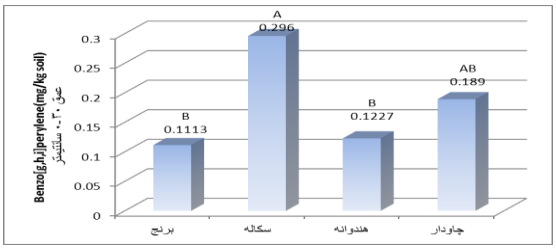
جدول۲ - تجزیه واریانس آلاینده های نفتی و عناصر سنگین در نمونه خاک مزرعه مورد بررسی

		مربعات میانگین								
منابع تغییر	درجه آزادی	Benzo[b] fluoranthene (30-60)	Benzo[g,h,i] Perylene (0-30)	Benzo[g,h,i] Perylene (30-60)	قابل کادمیم جذب (Cd.ava) (0-30)	قابل کادمیم جذب (Cd.ava) (30-60)	قابل سرب جذب (Pb.ava) (0-30)	قابل سرب جذب (Pb.ava) (30-60)	قابل نیکل جذب (Ni.ava) (0-30)	جذب قابل نیکل (Ni.ava) (30-60)
تکرار	۲	۰/۰۰۳ ns	۰/۰۰۷ ns	۰ ns	۳/۸۴۳ ns	۶/۰۱۱ ns	۳۸۰۲/۰۸۳ ns	۴۹۲۷۵ ns	۳۰۳۳/۳۳۳ ns	۱۲۲۰۰۸/۳۳۳ ns
محصول	۳	۰/۰۰۶*	۰/۰۲۲*	۰	۱۶/۵۵۴ ns	۱۹/۱۳۳ ns	۲۲۳۷۴۶/۵۲۸*	۳۵۰۹۰۰*	۳۹۸۴۰۸/۳۳۳*	۳۸۰۶۳۳/۳۳۳ ns
خطا	۶	۰/۰۰۱	۰/۰۰۵	۰	۳۲/۵۲۱	۱۲/۵۸۵	۲۳۸۶۳/۱۹۴	۴۰۶۰۸/۳۳۳	۷۳۶۶/۶۶۷	۱۳۰۶۴۱/۶۶۷
کل	۱۱									

ns , * به ترتیب فاقد اختلاف معنی دار و معنی دار در سطح ۵٪

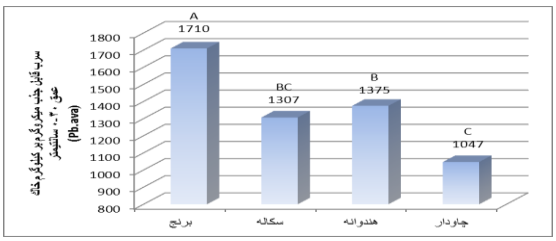


نمودار ۱- میزان آلاینده Benzo[b]Fluoranthene در عمق ۶۰-۳۰ سانتیمترخاک



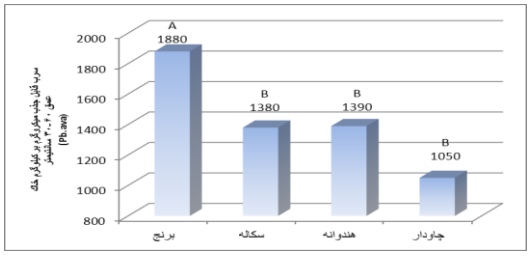
نمودار ۲- میزان آلاینده Benzo[g,h,i]perylene در عمق صفر تا ۳۰ سانتیمترخاک

بر خلاف آلاینده Benzo[b]Fluoranthene در مورد آلاینده Benzo[g,h,i]perylene در عمق صفر تا ۳۰ سانتیمترخاک میزان گیاه پالایی گیاه برنج بهتر از سکاله بود(نمودار ۲)، هرچند بین چاودار و سکاله از نظر میزان غلظت آلاینده در خاک اختلاف معنی دار آماری مشاهده نشد.

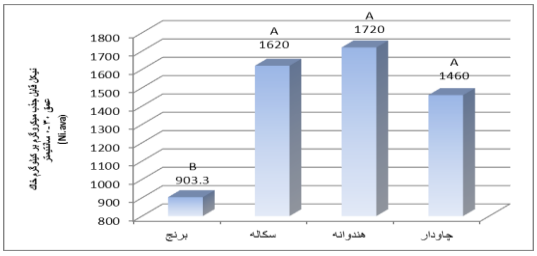


نمودار ۳- میزان عنصر سنگین سرب قابل جذب در عمق صفرتا ۳۰ سانتیمتری خاک

از نظر میزان سرب قابل جذب در هر دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتیمتری خاک، گیاه برنج حداقل جذب و گیاه پالایی را به خود اختصاص داد(نمودارهای ۳ و ۴)، چاودار در هر دو عمق دارای بیشترین میزان جذب فلز سنگین سرب بود اما اختلاف معنی دار آماری با گیاه سکاله در عمق ۳۰-۰ سانتیمتری نشان نداد. در عمق ۶۰-۳۰ سانتیمتری هندوانه سکاله و چاودار از نظر میزان جذب سرب در یک گروه آماری قرار گرفتند.



نمودار ۴- میزان عنصر سنگین سرب قابل جذب در عمق ۳۰ تا ۶۰ سانتیمتری خاک



نمودار ۵- میزان عنصر سنگین سرب قابل جذب در عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتری خاک

از نظر جذب نیکل گیاه برنج دارای حداکثر جذب در عمق ۳۰-۰ سانتیمتری خاک بوده(نمودار ۵) ، اگرچه در عمق ۶۰-۳۰ سانتیمتری خاک بین گیاهان مورد بررسی اختلاف معنی دار آماری مشاهده نگردید(جدول ۲). با توجه به مورفولوژی ریشه برنج این امر که داشتن ریشه های سطحی و افشان در خانواده غلات می تواند دلیل جذب بیشتر نیکل توسط گیاه برنج در عمق ۳۰-۰ سانتیمتری خاک بوده را توجیه نماید. به هرحال بین سه گیاه سکاله، چاودار و هندوانه در مورد جذب نیکل اختلاف معنی دار مشاهده نشد. در مورد عناصر سنگین کادمیوم بیشترین غلظت را گیاه برنج به خود اختصاص داد که این امر با توجه به تجمع مقدار زیادی از غلظت کادمیوم جذبی در دانه نسبت به اندام رویشی از نظر سلامت تغذیه انسان حائز اهمیت است.

منابع

۱. امینی پور، ب. جلالی و ن.۱۳۸۰. بررسی تاثیر آلودگی ناشی از سوختن مواد نفتی بر رشد گیاهان مرتعی استان‌های جنوبی کشور، با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای. مجله پژوهش و سازندگی شماره ۵۳، صفحه ۵۲-۵۷.

۲. دبیری، م. ۱۳۷۹. آلودگی محیط زیست(هوا، آب، خاک، صوت). انتشارات اتحاد.

۳. وزارت بهدشت، درمان و آموزش پزشکی. ۱۳۸۲. گزارش بررسی اثرات جنگ خلیج فارس(حمله عراق به کویت) در بروز سرطان در استانهای جنوب و جنوب‌غربی ایران.ستاد پیگیری و ارزیابی خسارات ناشی از اشغال کویت توسط عراق.۲۴ صفحه.

4. De Nicola F, Maisto G, Prati MV, Alfani A, 2005. Temporal variations in PAH concentrations in *Quercus ilex* L. (holm oak) leaves in an urban area. Chemosphere 61: 432-440.
5. Glick BR, 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. Biotechnology Advances. 21:383–393.
6. Niu J, Chen J, Martens D, Quan X, Yang F, Kettrup A, Schramm KW, 2003. Photolysis of polycyclic aromatic hydrocarbons adsorbed on spruce *Picea abies(L.) Karst* needles under sunlight irradiation. Environ Pollute, 123:39-45.

7. Srogi K, 2007. Monitoring of environmental exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons: a review, Environ Chem Lett 5:169-195.

بررسی میزان کاهش آلودگی نفتی از خاک توسط لجن فاضلاب طی یک دوره‌ی شش ماهه

محمد علی حاج عباسی[1]، ابوذر اسدالهی[2]
۱- استاد دانشگاه صنعتی اصفهان
۲- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه صنعتی اصفهان aboozarasadolahi@yahoo.com

مقدمه

آلوده شدن خاک به هیدروکربن‌های نفتی یک تهدید برای محیط محسوب می‌شود (ابرت و همکاران ۲۰۰۳). چرا که ممکن است این آلودگی‌ها وارد چرخه آب و مواد غذایی شود (بسالت‌پور وهمکاران ۲۰۱۰). قسمت عمده‌ی این آلودگی‌ها از طریق استخراج، نشت از لوله‌های انتقال و مخازن ذخیره سازی، زباله‌های نفتی و پالایشگاه‌ها وارد خاک می‌شود (سلیمانی و همکاران ۲۰۰۹). با توجه به‌اینکه‌ایران یکی از مهمترین تولید کننده‌های نفت است و بیشتر پالایشگاه‌ها مانند، پالایشگاه اصفهان در مناطق شهری و کشاورزی قرار دارند. لذا آلودگی نفتی یک چالش جدی برای این مناطق می‌باشد (زند و همکاران ۲۰۱۰).

از طرف دیگر خاک‌های آلوده معمولاً فقیر از مواد آلی و فعالیت کم میکروبی هستند (زانگ و همکاران ۲۰۰۶).کاربرد مواد آلی مانند لجن فاضلاب می‌تواند تخریب آلاینده‌های آلی را تسهیل می‌کند. لجن فاضلاب مکملی برای مواد ریز مغذی و یک تلقیحگر میکروبی موثر و ارزان و همچنین یک منبع غنی از نیتروژن و کربن برای میکروارگانیسم‌ها است (بسالت‌پور وهمکارن ۲۰۰۸).

مواد و روش‌ها

خاک مورد آزمایش از یک سایت آلوده به نفت از اطراف پالایشگاه اصفهان جمع آوری شد . که‌این خاک توسط تراوشات چندین ساله‌ی این مجموعه آلوده شده است. میزان اولیه کل هیدروکربن‌های نفتی تقریباً ۳۷۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم بود. نمونه‌های خاک از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری جمع آوری و با هم مخلوط شدند. و برای اندازه گیری برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک از الک ۲میلیمتری عبور داده شد.

لجن فاضلاب از تصفیه خانه شاهین شهر در شمال اصفهان تهیه گردید. لجن فاضلاب هوا خشک شده توسط یک پتک چوبی کوبیده شد و مقداری از آن جهت آنالیز مورد استفاده قرار گرفت. آزمایش در قالب طرح کامل تصادفی، به صورت فاکتوریل اجرا شد. سه سطح مختلف لجن به خاک اضافه شد (۰، ۲ و ۵٪ وزنی لجن که به ترتیب S0، S1 و S2 نامیده شدند). به منظور بررسی اثر بلند مدت لجن فاضلاب بر روی حذف هیدروکربن‌ها از گلدان‌ها در زمان‌ها صفر، دو ، چهار و شش ماه نمونه برداشت شد (که به ترتیب با T0، T2، T4 و T6 مشخص شده‌اند).

نتایج و بحث

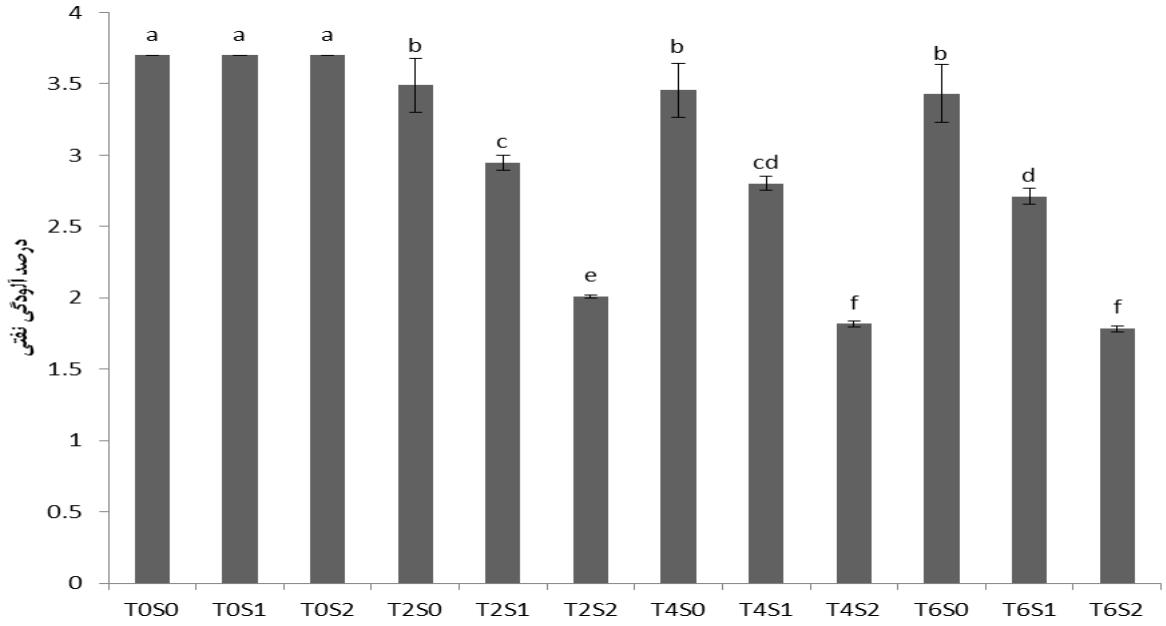
همانطور که نتایج جدول تجزیه واریانس نشان می‌دهد تیمار زمان، تیمار لجن فاضلاب و بر هم کنش بین آن‌ها معنا دار می‌باشد. اختلاف بین تمامی‌تیمارهای لجن فاضلاب نیز معنادار بوده است(جدول ۱). کاربرد لجن فاضلاب در تیمارها به

طور کاملاً مشخص باعث کاهش آلودگی نفتی شده است. همانطور که از شکل ۱ پیداست تمامی‌تیمارهایی که لجن دارند (۲ و ۵٪) نسب به خاک بدون لجن در کاهش آلودگی موفق تر عمل کرده‌اند. در تیمار بدون لجن به علت کمبود مواد معدنی مغذی رشد باکتری‌های تجزیه کننده‌ی هیدروکربن و درنتیجه تجزیه نفت را محدود می‌سازد.

جدول ۱: تجزیه واریانس کاهش هیدروکربن‌ها نفتی در سطوح مختلف زمان و لجن فاضلاب

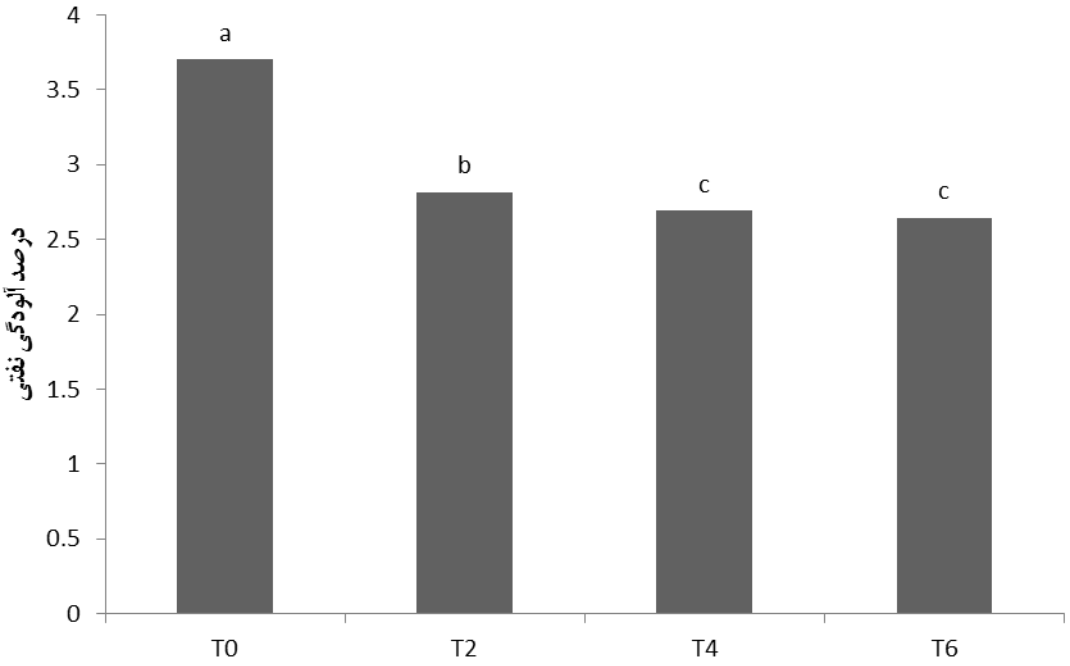
منبع تغییرات	درجه‌ی آزادی(df)	میانگین مربعات
سطوح لجن	۲	۴/۳۰**
زمان	۳	۲/۲۲**
زمان*سطوح لجن	۶	۰/۴۸۴**
خطا	۲۲	۰/۰۰۶$^{N.S}$

در تمیار های لجن‌دار مشاهده می‌شود (شکل ۱) که بعد از گذشت زمان سرعت تجزیه کاهش یافته به طوری که در ماه ششم اختلاف معنا داری از لحاظ تجزیه‌ی هیدروکربن‌ها با ماه چهارم وجود ندارد. نکته قابل ذکر اینکه اگر رطوبت خاک‌های مورد مطالعه در حد بهینه نگه داشته شود تجزیه اتفاق می‌افتد اما سرعت این تجزیه پایین است در صورت اضافه کردن لجن فاضلاب نیز در ماهای اول سرعت تجزیه بالا است اما بعد از گذشت زمان دوباره سرعت تجزیه کاهش یافته و مقدار آن ثابت می‌شود..



شکل ۱: درصد آلودگی نفتی در تیمارهای زمان و سطوح مختلف لجن

برای مثال درصد کاهش آلودگی در تیمارهای T2S2، T4S2 و T6S2 به ترتیب ۴۵/۶، ۵۰/۷۸ و ۵۱/۷۸٪ نسبت به تیمار T0S2 بوده است. همانطور که پیداست که از شکل ۲ پیداست میزان تجزیه در ماه دوم نسبت به سایر زمان‌ها بسیار بیشتر کاهش یافته است برای مثال تجزیه در ماه دوم نسبت به اول ۲۳/۹۰، ماه چهارم به دوم ۴/۴و ماه ششم به چهارم ۱/۸٪ بوده است. البته بیشترین مقدار تجزیه در تیمار T6S2 اتفاق افتاده است. میزان کاهش آلودگی برای سطح دو برای تیمارهای T2S1، T4S1 و T6S1 به ترتیب ۲۰/۳۷، ۲۴/۲۶ و ۲۶/۷۵٪ نسبت به تیمار T0S1 است. همان طور که در این تمیار نیز مشاهده می‌شود بیشترین درصدکاهش در تیمار آخر است ولی بیشترین سرعت تجزیه در ماه دوم اتفاق افتاده و اما برای سطح بدون لجن میزان کاهش آلودگی در تیمارهای T2S0، T4S0 و T6S0 به ترتیب ۵/۶۸، ۶/۶۲ و ۷/۲۵ است همانطور که مشخص است تجزیه در این تیمار بسیار کم و با سرعت بسیار کمتری اتفاق می‌افتد. میزان تجزیه اتفاق افتاده نیز بخاط شرایط بوده که در محیط آزمایشگاه وجود داشته، مانند رطوبت کافی که در منطقه مورد مطالعه آب مورد نیاز برای باکتری‌ها در دست رس نبوده است.



شکل ۲: میزان آلودگی نفتی در تیمار های مختلف زمانی

نمکونگا و همکاران (۲۰۰۳) مشاهده نمودند که بیشترین مقدار تجزیه هیدروکربن‌های نفتی پس از اضافه کردن لجن فاضلاب تخریب سریع نفت در پانزده روز اول پس از افزودن لجن رخ می‌دهد. وانگ و همکاران (۲۰۱۱) مشاهده کردند که حداکثر نرخ خالص تخریب هیدروکربن‌های نفتی ۱۵۰ روز پس از اضافه کردن کمپوست به خاک اتفاق می‌افتد.

منابع

[1] Eberts S Harvey G Jones S Beckman S, 2003. Multiple-Process Assessment for a Chlorinated-Solvent Plume. Phytoremediation: transformation and control of contaminants 589-633.
[2] Besalatpour A Hajabbasi M Khoshgoftarmanesh A, 2010. Reclamation of a Petroleum-Contaminated Calcareous Soil Using Phytostimulation. Soil and Sediment Contamination 19:547-59.
[3] Soleimani M Hajabbasi M Afyuni M Charkhabi A Shariatmadari H, 2009. Bioaccumulation of nickel and lead by Bermuda grass (Cynodon dactylon) and tall fescue (Festuca arundinacea) from two contaminated soils. Caspian J Env Sci 7:59-70.
[4] Zand AD Bidhendi GN Mehrdadi N, 2010. Phytoremediation of total petroleum hydrocarbons (TPHs) using plant species in Iran. Turk J Agric for 34:429-38.
[5] Zhang Q Zhou Q Ren L Zhu Y Sun S, 2006. Ecological effects of crude oil residues on the functional diversity of soil microorganisms in three weed rhizospheres. Journal of Environmental Sciences 18:1101-6.
[6] Besalatpour A Khoshgoftarmanesh A Hajabbasi M Afyuni M, 2008. Germination and growth of selected plants in a petroleum contaminated calcareous soil. Soil & Sediment Contamination17:665-76.
[7] Namkoong W Hwang E Park J Choi J, 2002. Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting. Environmental Pollution 119:23-31.
[8] Wang Z Xu Y Zhao J Li F Gao D Xing B, 2011. Remediation of petroleum contaminated soils through composting and rhizosphere degradation. Journal of hazardous materials 190:677-85.

تأثیر لجن فاضلاب بر تنفس میکروبی یک خاک آلوده به نفت

محمد علی حاج عباسی[۱]، ابوذر اسدالهی[۲]، مژگان سپهری[۳]

۱- استاد دانشگاه صنعتی اصفهان

۲- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه صنعتی اصفهان aboozarasadolahi@yahoo.com

۳- استادیار دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

آلوده شدن خاک به هیدروکربن‌های نفتی یک تهدید برای محیط محسوب می‌شود (ابرت و همکاران ۲۰۰۳). چرا که ممکن است این آلودگی‌ها وارد چرخه آب و مواد غذایی شود (بسالت‌پور وهمکاران ۲۰۱۰). برای امکان اصلاح خاک های آلوده به نفت نیاز است میکروارگانیسم زنده مانده، و دارای نرخ رشد بالا باشند و همچنین آلاینده های آلی را به متابولیت بی ضرر، مانند دی اکسید کربن و آب تبدیل کنند. موفقیت در گیاه پالای خاک های آلوده به هیدرو کربن های نفتی ارتباط مستقیم با فعالیت میکروبی دارد (دیابی ۲۰۰۸).

از طرف دیگر خاک‌های آلوده معمولاً فقیر از مواد آلی و فعالیت کم میکروبی هستند (زانگ و همکاران ۲۰۰۶).کاربرد مواد آلی مانند لجن فاضلاب می‌تواند تخریب آلاینده‌های آلی را تسهیل می‌کند. لجن فاضلاب مکملی برای مواد ریز مغذی و یک تلقیحگر میکروبی موثر و ارزان و همچنین یک منبع غنی از نیتروژن و کربن برای میکروارگانیسم‌ها است (بسالت‌پور وهمکارن ۲۰۰۸).

مواد و روش‌ها

خاک مورد آزمایش از یک سایت آلوده به نفت از اطراف پالایشگاه اصفهان جمع آوری شد . که‌این خاک توسط تراوشات چندین ساله‌ی این مجموعه آلوده شده است. میزان اولیه کل هیدروکربن‌های نفتی تقریباً ۳۷۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم بود. نمونه‌های خاک از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری جمع آوری و با هم مخلوط شدند. و برای اندازه گیری برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک از الک ۲میلیمتری عبور داده شد.

لجن فاضلاب از تصفیه خانه شاهین شهر در شمال اصفهان تهیه گردید. لجن فاضلاب هوا خشک شده توسط یک پتک چوبی کوبیده شد و مقداری از آن جهت آنالیز مورد استفاده قرار گرفت. آزمایش در قالب طرح کامل تصادفی، به صورت فاکتوریل اجرا شد. سه سطح مختلف لجن به خاک اضافه شد (۰، ۲ و ۵٪ وزنی لجن که به ترتیب S0، S1 و S2 نامیده شدند). همچنین برای بررسی تأثیر لجن فاضلاب بر تنفس میکروبی از سطوح مختلف لجن نمونه برای تنفس میکروبی برداشته شد.تنفس میکروبی در روزهای ۳، ۱۰، ۱۷، ۲۴، ۳۱، ۳۸، ۴۵، ۵۵، ۶۵ و ۷۵ اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

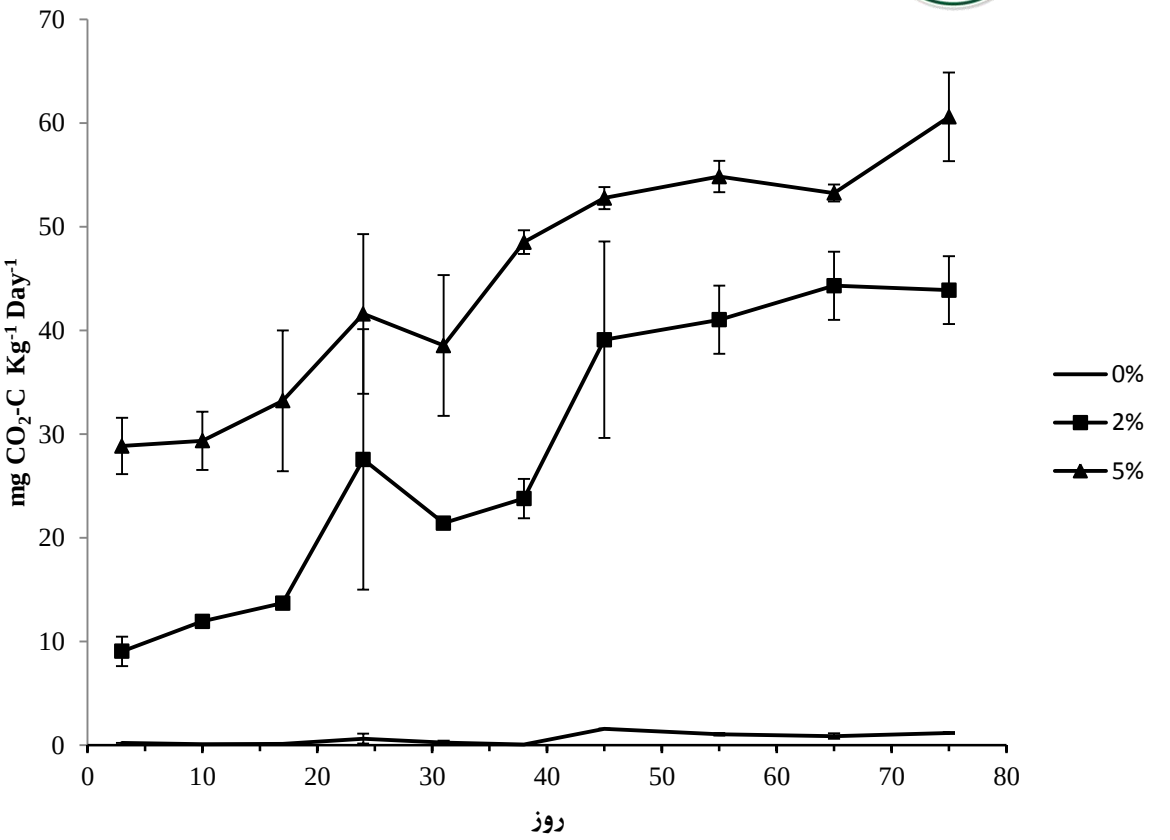
همان طور که در جدول تجزیه واریانس است (جدول ۱) نشان داده شده است لجن فاضلاب اثر معنی داری رو تنفس داشته است ($P<0.01$). نمونه‌های لجن دار (S1 و S2) در مقایسه با خاک بدون لجن (S0) اثر بیشتر بر روی تنفس

داشته(شکل ۱) این واقعیت ممکن است به مقدار بیشتری مواد آلی موجود در خاک مربوط می‌شود. افزایش در میزان ماده آلی خاک و مواد مغذی، می‌تواند فعالیت‌ها، و چرخه‌ی زیست توده میکروبی را بیشتر تحریک کند و در نتیجه منجر به افزایش در تنفس می‌شود. با توجه به نمودار نرخ تنفس به طور قابل توجهی در طول زمان افزایش یافته است.

جدول ۱: جدول تجزیه واریانس تنفس میکروبی

منبع تغییرات	درجه‌ی آزادی(df)	میانگین مربعات
سطوح لجن	۲	۱۴۴۹۲/۴۸**
زمان	۹	۶۴۰/۲۵**
زمان*سطوح لجن	۱۸	۱۵۷/۵۱**
خطا	۵۸	۱۵/۷۶n.s

همانطور که در شکل مشاهده می‌شود نرخ تنفس تا روز ۱۷ تقریباً ثابت است، از روز هفده تا ۴۵ به صورت ناگهانی افزایش پیدا کرده، و از روز ۴۵ به بعد شیب نمودار تقریبا ثابت می‌شود برای تیمار S0 تقریبا در تمام طول دوره آزمایش میزان تنفس ثابت و مقدار آن بسیار پایین تر از تیمار های لجن دارد است. از نمودار پیداست که سطح تنفس در تیمار S2 بالاتر از S1 است که احتمالا به خاطر درصد بیشتر لجن می‌باشد. به نظر می‌رسد که لجن فاضلاب با در اختیار قرار دادن مواد غذایی در اختیار میکروارگانیسم‌ها بستر مناسبی را برای رشد آن‌ها فراهم آورده و در نتیجه‌ی آن باعث افزایش تنفس میکروبی شده است(شکل ۱).



شکل ۱ نمودار تفس میکروبی در سطوح مختلف لجن

نتایج ما با بسیاری از نویسندگان هم خوانی دارد برای مثال فرناندز و همکاران (۲۰۰۵) مشاهده کردند که میزان تفس و جمعیت میکروبی خاکی که به آن لجن اضافه شده بیشتر از شاهد است. نگ ناوا و همکاران (۱۹۸۹)، در ارضـیابی میـزان CO2 در یافتند که میزان آن در خاک لجن دار بیش از خاک بدون لجن است.

منابع

[1] Eberts S Harvey G Jones S Beckman S, 2003. Multiple-Process Assessment for a Chlorinated-Solvent Plume. Phytoremediation: transformation and control of contaminants 589-633.
[2] Besalatpour A Hajabbasi M Khoshgoftarmanesh A, 2010. Reclamation of a Petroleum-Contaminated Calcareous Soil Using Phytostimulation. Soil and Sediment Contamination 19:547-59.
[3] Diab EA, 2008 Phytoremediation of oil contaminated desert soil using the rhizosphere effects. Global Journal of Environmental Research 2:66-73.
[4] Zhang Q Zhou Q Ren L Zhu Y Sun S, 2006. Ecological effects of crude oil residues on the functional diversity of soil microorganisms in three weed rhizospheres. Journal of Environmental Sciences 18:1101-6.

[5] Besalatpour A Khoshgoftarmanesh A Hajabbasi M Afyuni M, 2008. Germination and growth of selected plants in a petroleum contaminated calcareous soil. Soil & Sediment Contamination17:665-76.

[6] Fernandes SAP Bettiol W Cerri CC, 2005.Effect of sewage sludge on microbial biomass, basal respiration, metabolic quotient and soil enzymatic activity. Applied Soil Ecology 30:65-77.
[7] Naganawa T Kyuma K Yamamoto H Yamamoto Y Yokoi H Tatsuyama K, 1989. Measurement of soil respiration in the field: influence of temperature, moisture level, and application of sewage sludge compost and agro-chemicals. Soil Science and Plant Nutrition 35:509-16.

بررسی اثر لجن فاضلاب و قارچ اندوفیت Piriformospora indica بر رشد گیاه ذرت در یک خاک آلوده به هیدروکربن‌های نفتی

محمد علی حاج عباسی[۱]، ابوذر اسدالهی[۲]، مژگان سپهری[۳]
۱- استاد دانشگاه صنعتی اصفهان
۲- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه صنعتی اصفهان aboozarasadolahi@yahoo.com
۳- استادیار دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

آلوده شدن خاک به هیدروکربن‌های نفتی یک تهدید برای محیط محسوب می‌شود (ابرت و همکاران ۲۰۰۳). چرا که ممکن است این آلودگی‌ها وارد چرخه آب و مواد غذایی شود (بسالت‌پور وهمکاران ۲۰۱۰). مشخص شده که کشت گیاه نقش مهمی برای زیست پالایی مواد آلی شیمیایی دارد.. طبق مطالعات کانیگهیم و همکاران(۱۹۹۶) استفاده از گیاهان به منظور حذف آلودگی از محیط به صورت بی ضرر گیاه پالایی است. لذا این، یک روش امید بخش، ارزان و مفید برای محیط زیست و احیای خاک های آلوده به نفت است. گیاه به وسیله ی فعل و انفعالات ریشه باعث تحریک تخریب میکروبی هیدروکربن های خاک می شود (برتین و همکاران ۲۰۰۳). برای امکان گیاه پالایی گیاهان باید قادر به رشد کافی باشند لذا در مطالعه حاضر اثرات مقادیر مختلف لجن فاضلاب به سایت های آلوده نفتی در ذرت (Zea mays L) وتأثیر آن بررشد این گیاه مورد مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

خاک مورد آزمایش از یک سایت آلوده به نفت از اطراف پالایشگاه اصفهان جمع آوری شد . کهاین خاک توسط تراوشات چندین ساله‌ی این مجموعه آلوده شده است. میزان اولیه کل هیدروکربن‌های نفتی تقریباً ۳۷۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم بود. نمونه‌های خاک از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری جمع آوری و با هم مخلوط شدند. و برای اندازه گیری برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک از الک ۲میلیمتری عبور داده شد.

لجن فاضلاب از تصفیه خانه شاهین شهر در شمال اصفهان تهیه گردید. لجن فاضلاب هوا خشک شده توسط یک پتک چوبی کوبیده شد و مقداری از آن جهت آنالیز مورد استفاده قرار گرفت. آزمایش در قالب طرح کامل تصادفی، به صورت فاکتوریل اجرا شد. سه سطح مختلف لجن به خاک اضافه شد (۰، ۲ و ۵٪ وزنی لجن که به ترتیب S0، S1 و S2 نامیده شدند). و تحت شرایط کنترل شده گلخانه‌ای گیاه ذر ت در گلدانه‌ها (با P.indica، P2 گیاه بدون P.indica، P1)کشت شد و به مدت دو ماه نگهداری شدند. جوانه‌های ذرت در گلدان‌های ۳ کیلوگرمی‌در عمق ۱ تا ۲ سانتی متری در سه تکرار کشت شدند. رطوبت گلدان‌ها نزدیک ۷۰٪ ظرفیت مزرعه در طول دوره آزمایش به وسیله اضافه کردن آب به

گلدان‌ها حفظ شد. در پایان آزمایش ذرت‌ها برداشت و سپس ریشه و اندام هوایی از هم جدا، پس از چندین مرتبه شستوشو نمونه‌ها خشک شدند و مورد بررسی قرار گرفتند.

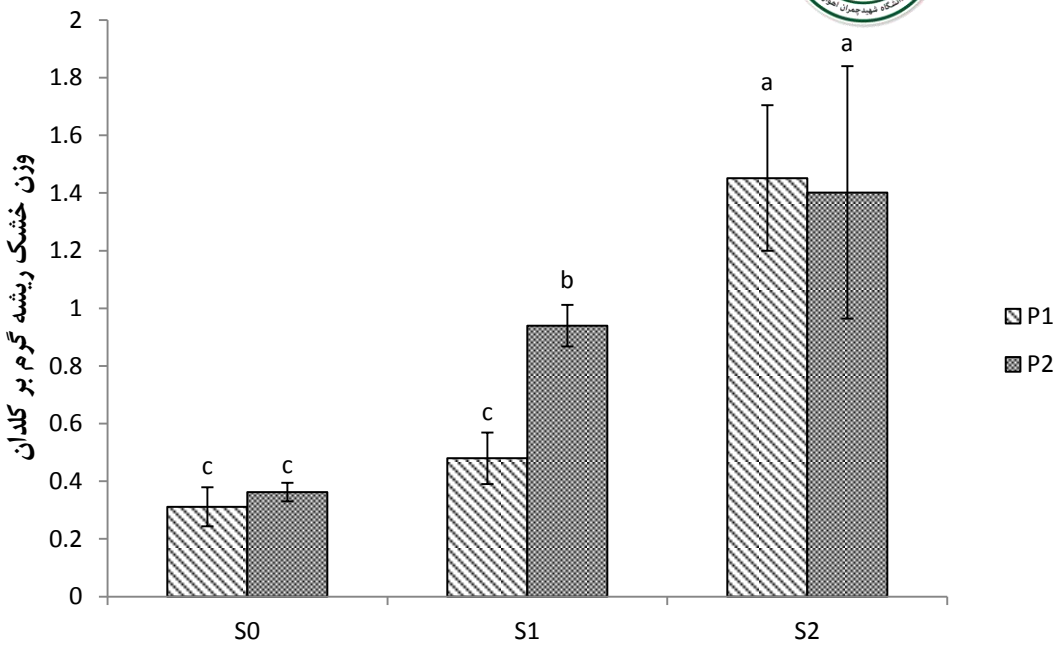
نتایج و بحث

میزان عملکرد ماده‌ی خشک در ریشه واندام هوایی رابطه‌ی تنگاتنگی با گیاه پالایی دارد. نتایج تجزیه واریانس نشان می‌دهد که بین سطوح مختلف لجن اختلاف معنادار در میزان عملکرد ماده خشک چه در ریشه و چه در اندام هوایی وجود دارد(جدول ۱) ولی بین گیاه با و بدون P.indica اختلاف معنا دار در عملکرد وجود ندارد هرچند که اختلاف بین تیمار ها معنا دار نبوده است اما به جز در سطح لجن ۵٪ در سایر موارد عملکرد گیاه با P.indica بهتر بوده است (شکل ۱). تأثیر لجن فاضلاب بر روی وزن خشک ریشه وا ندام هوایی در شکل نشان داده شده است.

جدول ۱: جدول تجزیه واریانس وزن خشک ریشه

منبع تغییرات	(df)درجه‌ی آزادی	میانگین مربعات
سطوح لجن	۲	۱/۶۴**
گیاه	۱	۰/۲۵N.S
گیاه* سطوح لجن	۲	۰/۳۶*
خطا	۱۰	۰/۰۷N.S

در شکل ۱ مشاهد می‌شود باافزایش میزان درصد لجن وزن خشک ریشه و اندام هوایی افزایش یافته است. نتایج نشانگر این است که ذرت در خاک آلوده به نفت لجن دار رشد بهتری در مقایسه با خاک بدون لجن دارد. با توجه به جدول میزان افزایش عملکرد در گیاه با P.indica در مقایسه با، بدون P.indica در S0 و S1 به ترتیب ۱/۶ و ۱/۹ برابر شده است. ولی در سطح S2 میزان عملکر بدون P.indica بیشتر و ۱/۰۲ برابر بوده است همانطور که مشاهده می‌شود اختلاف افزایش عملکرد در سطح ۵٪ لجن نسبت به سایر سطوح، خیلی محسوس نمی‌باشد.



شکل۱: وزن خشک ریشه در سطوح مختلف لجن

مواد آلی به علت اثرات سازنده ای که بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی، زیستی و حاصلخیزی خاک دارد می‌توانند سبب بهبود رشد گیاهان شود که در این مطالعه همانطور که پیداست تیمار های که درای مواد آلی هستند موفق تر از بدون لجن عمل نموده‌اند نتایج سرین برگ و همکارن (۲۰۰۷) نشان دارد که P.indica باعث بهبود رشد ذرت در شرایط استرس در مقایسه با ذرت بدون این قارچ بوده می‌شود. زمانی و همکاران (۲۰۱۱) گزارش داد که استفاده از مواد زائد آلی، باعث افزایش شاخص سطح برگ، طول بوته، وزن ۱۰۰۰ دانه و عملکرد ماده خشک ذرت می‌شود.

منابع

[1] Eberts S Harvey G Jones S Beckman S, 2003. Multiple-Process Assessment for a Chlorinated-Solvent Plume. Phytoremediation: transformation and control of contaminants 589-633.

[2] Besalatpour A Hajabbasi M Khoshgoftarmanesh A, 2010. Reclamation of a Petroleum-Contaminated Calcareous Soil Using Phytostimulation. Soil and Sediment Contamination 19:547-59.

[3] Cunningham S, Ow D, 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology*. 110:715

[4] Bertin C Yang X Weston L, 2003. The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. Plant and Soil 256:67-83

[5] Sirrenberg A Göbel C Grond S Czempinski N Ratzinger A Karlovsky P Santos P Feussner I Pawlowski K, 2007. Piriformospora indica affects plant growth by auxin production. Physiologia Plantarum 131:581-589

[6] Zamani M Afyuni M Khoshgoftarmanesh A Eshghizadeh H, 2011. Effect of Polyacryl Sewage Sludge, Municipal Compost And Cow Manure on Soil Properties and Maize Yield. JWSS-Isfahan University of Technology 14:153-66

تأثیر کشت گیاه ذرت و لجن فاضلاب در کاهش آلودگی نفتی خاک

محمد علی حاج عباسی[1]، ابوذر اسدالهی[2]
۱- استاد دانشگاه صنعتی اصفهان
۲- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه صنعتی اصفهان aboozarasadolahi@yahoo.com

مقدمه

آلوده شدن خاک به هیدروکربن‌های نفتی یک تهدید برای محیط محسوب می‌شود (ابرت و همکاران ۲۰۰۳). چرا که ممکن است این آلودگی‌ها وارد چرخه آب و مواد غذایی شود (بسالت‌پور وهمکاران ۲۰۱۰). مشخص شده که کشت گیاه نقش مهمی برای زیست پالایی مواد آلی شیمیایی دارد.. طبق مطالعات کانیگهیم و همکاران(۱۹۹۶) استفاده از گیاهان به منظور حذف آلودگی از محیط به صورت بی ضرر گیاه پالایی است. لذا این، یک روش امید بخش، ارزان و مفید برای محیط زیست و احیای خاک های آلوده به نفت است. گیاه به وسیله ی فعل و انفعالات ریشه باعث تحریک تخریب میکروبی هیدروکربن های خاک می شود (برتین و همکاران ۲۰۰۳). برای امکان گیاه پالایی گیاهان باید قادر به رشد کافی باشند لذا در مطالعه حاضر اثرات مقادیر مختلف لجن فاضلاب به سایت های آلوده نفتی در ذرت (Zea mays L) وتأثیر آن بر حذف هیدروکربن های نفتی از خاک آلوده مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

خاک مورد آزمایش از یک سایت آلوده به نفت از اطراف پالایشگاه اصفهان جمع آوری شد . کهاین خاک توسط تراوشات چندین ساله‌ی این مجموعه آلوده شده است. میزان اولیه کل هیدروکربن‌های نفتی تقریباً ۳۷۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم بود. نمونه‌های خاک از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری جمع آوری و با هم مخلوط شدند. و برای اندازه گیری برخی –خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک از الک ۲میلیمتری عبور داده شد.

لجن فاضلاب از تصفیه خانه شاهین شهر در شمال اصفهان تهیه گردید. لجن فاضلاب هوا خشک شده توسط یک پتک چوبی کوبیده شد و مقداری از آن جهت آنالیز مورد استفاده قرار گرفت. آزمایش در قالب طرح کامل تصادفی، به صورت فاکتوریل اجرا شد. سه سطح مختلف لجن به خاک اضافه شد (۰، ۲ و ۵٪ وزنی لجن که به ترتیب S0، S1 و S2 نامیده شدند). و تحت شرایط کنترل شده گلخانه‌ای گیاه ذر ت در گلدانه‌ها (باگیاه،P1 بدون گیاه ، P0)کشت شد و به مدت دو ماه نگهداری شدند. جوانه‌های ذرت در گلدان‌های ۳ کیلوگرمی‌در عمق ۱ تا ۲ سانتی متری در سه تکرار کشت شدند. رطوبت گلدان‌ها نزدیک ۷۰٪ ظرفیت مزرعه در طول دوره آزمایش به وسیله اضافه کردن آب به گلدان‌ها حفظ شد. در پایان آزمایش برای اندازه گیری میزان هیدروکربن‌های نفتی نمونه خاک‌ها از عمق ۸ سانتی متری گلدآن‌ها برداشت شد.

نتایج و بحث

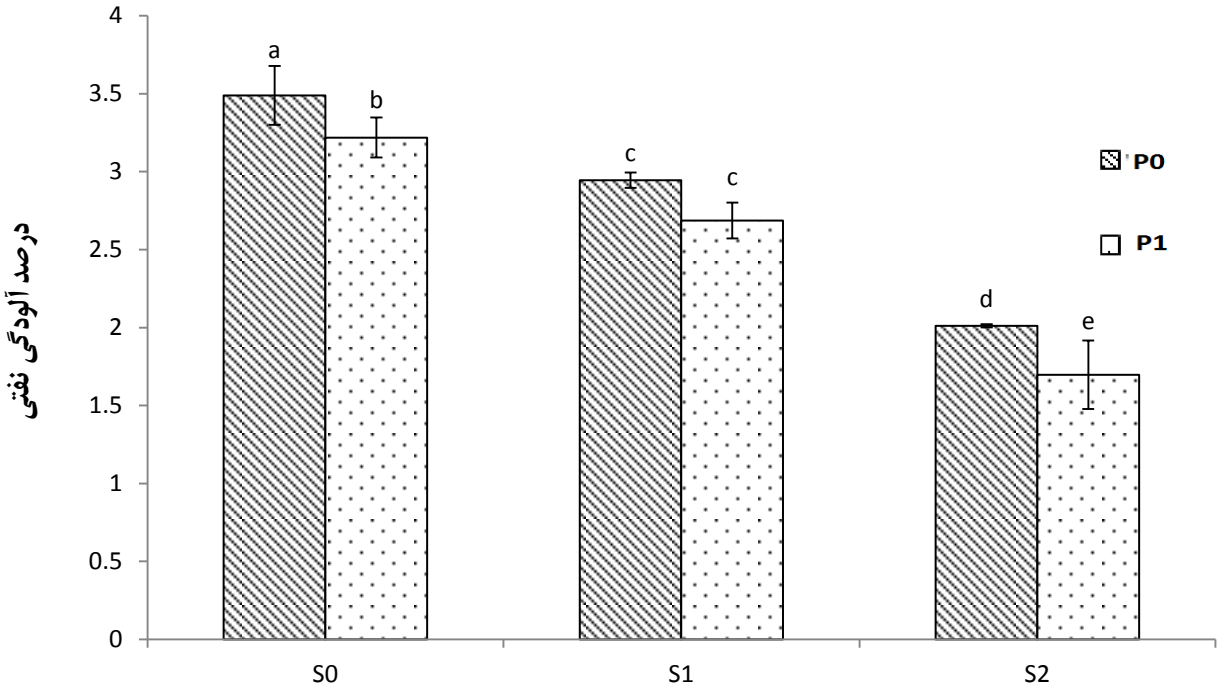
نتایج تجزیه واریانس نشان داد که داشتن گیاه و لجن فاضلاب در خاک به طور معنـی داری ($P < 0.01$) روی حـذف هیدروکربن های نفتی از خاک تاثیر می گذارد (جدول ۱).

جدول ۱: تجزیه واریانس حذف آلودگی نفتی

منبع تغییرات	(df)درجه‌ی آزادی	میانگین مربعات
سطوح لجن	۲	۳/۴۶**
گیاه	۱	۰/۳۵**
گیاه* سطوح لجن	۲	۰/۰۰۶.N.S
خطا	۱۰	۰/۰۰۱۲N.S

همان طور که از شکل پیداست بین سه سطح لجن اختلاف معنا در کاهش TPH[1] خاک وجود دارد. حضور ذرت نیـز به طور قابل توجهی در تمامی سطوح لجن باعث کاهش میزان هیدروکربن های نفتی خاک شده است. با این حال در تیمار S1 کاشت گیاه اثرات قابل توجهی در حذف TPH نداشته است(شکل ۱). همانطور مه می توان از شـکل ۱ مشـاهده کـرد کاشت گیاه در ۲٪ لجن باعث افزایش ۹/۶٪ حذف TPH خاک در مقایسه با بدون گیاه در همـین سـطح شـده اسـت.دلیل اینکه چرا کاشت گیاه باعث افزایش حذف هیدروکربن های نفتی شده شاید این باشد که سیستم ریشه ذرت با ارائه شـرایط بهتر برای استقرار میکروبی و همچنین ایجاد یک سطح بسیار گسترده تر برای تخریب، موجب این اتفاق شده اسـت. لجـن فاضلاب نیز با در اختیار قرار دادن مواد غذایی می تواند باعث تحریک تخریب TPH شود.

[1] **total petroleum hydrocarbons**



شکل ۱: مقایسه بین سطوح مختلف لجن و گیاه در کاهش آلودگی نفتی

هاسن و همکاران نشان دادند که تعامل بین ریزوسفر ذرت با لجن فاضلاب بیشتر از سایر کودهای آلی است، در این رابطه، نامه گونگ و همکاران (۲۰۰۲) نشان داده است که تخریب سریع نفت در پانزده روز اول پس از افزودن لجن رخ داده می دهد. وانگ و همکاران (۲۰۱۱) مشاهده کردند که حداکثر نرخ خالص تخریب هیدروکربن‌های نفتی ۱۵۰ روز پس از اضافه کردن کمپوست به خاک اتفاق می‌افتد.

منابع

[1] Eberts S Harvey G Jones S Beckman S, 2003. Multiple-Process Assessment for a Chlorinated-Solvent Plume. Phytoremediation: transformation and control of contaminants 589-633.

[2] Besalatpour A Hajabbasi M Khoshgoftarmanesh A, 2010. Reclamation of a Petroleum-Contaminated Calcareous Soil Using Phytostimulation. Soil and Sediment Contamination 19:547-59.

[3] Cunningham S, Ow D, 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology*. 110:715

[4] Bertin C Yang X Weston L, 2003. The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. Plant and Soil 256:67-83

[5] Hassen A Jedidi N Cherif M M'Hiri A Boudabous A Van Cleemput O, 1998. Mineralization of nitrogen in a clayey loamy soil amended with organic wastes enriched with Zn, Cu and Cd. Bioresource Technology 64:39-45.

[6] Namkoong W Hwang E Park J Choi J, 2002 Bioremediation of diesel-contaminated soil with composting. Environmental pollution 119:23-31.
[7] Wang Z Xu Y Zhao J Li F Gao D Xing B, 2011. Remediation of petroleum contaminated soils through composting and rhizosphere degradation. Journal of Hazardous Materials 190:677-85.

بررسی پراکنش فلزات سنگین(سرب و روی) در اراضی استان زنجان

مهدی طاهری[۱]، محمد عباسی[۲]، محمد تکاسی[۲]، اسماعیل سهرابی[۲]، تورج خوش زمان[۲]

۱-استادیار وهیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان زنجان

۲-محقق مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان زنجان

مقدمه

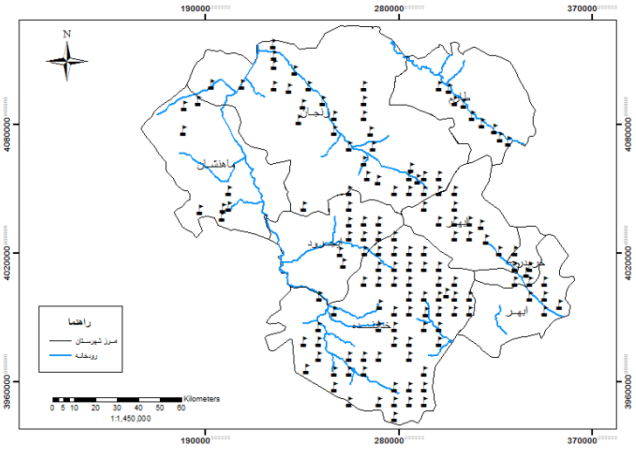
فلزات سنگین از جمله آلاینده های پایدار در خاک بوده و چون توسط موجودات خاک تجزیه نمی گردند، از خاک به گیاه، محصولات کشاورزی و در نتیجه فرآورده های دامی منتقل شده و وارد چرخه غذایی انسان می گردند. بعضی از فلزات سنگین مثل کادمیوم، سرب، کروم و جیوه بسیار سمی بوده و باعث آسیب جدی به سیستم مغز و اعصاب، کلیه، سیستم تولید مثل و گردش خون می شوند. واژه فلز سنگین برای تعدادی از فلز ها و یون های آنها به کار می رود که دارای چگالی بیش از ۵ گرم بر سانتی متر مکعب هستند و در گروه عناصر واسطه جدول تناوبی قرار دارند. برخی از آنها در کشاورزی عناصر کم مصرف نامیده می شوند، مثل روی، مس، مولیبدن، کبالت و نیکل. این نامگذاری بیانگر این است که اولا به مقدار کم در خاک یافت شده و ثانیا مقدار کمی از آن برای رشد گیاه ضروری است. خاک یکی از منابع بالقوه جذب آلودگی های صنعتی است بخصوص اینکه در کنار منابع آلاینده نیز قرار گرفته باشد. معادن بهره برداری و استخراج فلزات به عنوان یکی از منابع آلاینده نقطه ای خاکها مورد توجه هستند. عموما این گونه مراکز در مجاورت اراضی کشاورزی و یا اماکن مسکونی قرار دارند و خطرات زیادی به لحاظ سلامتی انسان ایجاد می کنند. یکی از مناطق مهم آلوده به فلزات سنگین در دنیا، خاکهای اطراف زمین‌های کشاورزی است که در آن برای تقویت خاک کود یا لجن فاضلاب استفاده می‌شود. الودگی به فلزات سنگین یک مشکل عمده زیست محیطی محسوب می‌شود که بر سلامت انسان، موجودات زنده، تولیدات کشاورزی و زیست بوم اثر دارد. منشاء آلودگی عناصر سنگین شامل منابع طبیعی و غیر طبیعی است. مواد مادری یکی از منابع ورود عناصر سنگین به خاک به شمار می‌روند (اونکو و زماک، ۱۹۹۷). وجود عناصر سنگین در مقادیر و غلظتهای مختلف در این ترکیبات اغلب سبب تغییر در تعادل و فرمهای عناصر موجود در خاک می‌گردد. تجمع عناصر سنگین در خاک، بویژه در زمینهای کشاورزی، امری تدریجی بوده و غلظت عناصر سنگین می‌تواند به سطحی برسد که امنیت غذایی بشر را تهدید نماید. سالانه هزاران تن از این عناصر که ناشی از فعالیتهای شهری، صنعتی و کشاورزی است، وارد خاک می‌شود (گاسکو و همکاران، ۲۰۰۵).

گلچین و همکاران(۱۳۸۴) در بررسی منابع آلاینده خاکها و محصولات زراعی و باغی استان زنجان به فلزات سنگین گزارش نمودند نتایج بدست آمده از تجزیه نمونه های خاک و گیاه حاکی از آن است که مقدار کادمیوم در بعضی نمونه ها چند برابر حد مجاز است که این امر حاکی از آلودگی شدید خاک و گیاهان منطقه به این فلز خطرناک می باشد. مقدار سرب قابل جذب گیاه در بسیاری از نمونه های خاک برداشت شده اگر چه کمتر از مقدار کل آن در خاک بود ولی مقدار کل آن در بسیاری از نمونه ها بیشتر از حد مجاز است و این امر نشان می دهد که در این مناطق غلظت فلزات سنگین رو به افزایش است. ازه و چوکوو (۲۰۱۱) در جنوب شرقی نیجریه در اطراف معدن ایشیاگو مطالعه ای انجام دادند. هدف از این مطالعه تمرکز بر روی عناصر Co، Cd، Cu، Zn، Pb و Ni بود. آنها با در نظرگرفتن حدود آلایندگی عناصر نتیجه گرفتند عناصر سرب، روی، کادمیم و کبالت به حد سمیت رسیده اند. مطالعه آنها نشان داد ارتباط کاملی بین مناطق آلوده به فلزات سنگین و سابقه فعالیت بهره

برداری از معادن وجود دارد. با توجه به وجود اراضی کشاورزی در منطقه آلودگی خاکها محرز شده و منشا آلودگی خاک های کشاورزی به فلزات سنگین رگه های معدنی، محل انبار ضایعات، رسوبات رودخانه محلی و در مواردی برون زدگی های معدنی تشخیص داده شد. بهره برداری از معادن سرب – روی به عنوان مسوول متحرک شدن این عناصر در خاک ها معرفی شد. هدف از این تحقیق تعیین پراکنش و شناسایی نقاط تجمع فلزات سنگین در اراضی استان زنجان می باشد.

مواد و روشها

استان زنجان در قسمت مرکزی و شمال غربی ایران واقع شده است. مساحت کل استان حدود ۲۲۱۶۴ کیلومتر مربع بوده که ۱/۳۴ درصد از مساحت کل ایران را شامل می شود. این استان به لحاظ شرایط خاص زمین شناسی و وجود سازند های مختلف، دارای معادن غنی نظیر سرب و روی انگوران دندی می باشد. حدود ۲۷۰۰۰۰ تن بصورت اسمی از این معادن استخراج می شود و به کارخانجات موجود در سطح استان ارسال می شود. برای ارزیابی وضعیت آلودگی در خاکهای استان به فلزات سنگین در ۲۴۰پایگاه در سطح استان از عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتر نمونه خاک برداشت گردید. شکل (۱) نقاط نمونه برداری خاک در سطح استان زنجان را نشان می دهد. غلظت فلزات سنگین (سرب و روی) پس از استخراج به روش عصاره‌گیری با DTPA ، به وسیله دستگاه اتمی تعیین گردید (گی و بایدر، ۱۹۸۶).

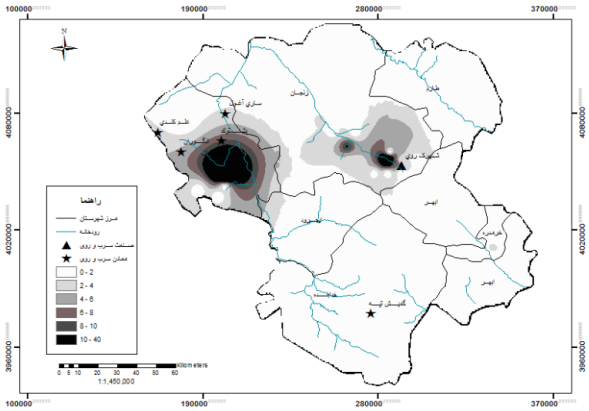


شکل ۱- نقاط نمونه برداری خاک در سطح استان زنجان

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که در ۸۰ درصد ار اراضی استان میزان روی قابل جذب کمتر از ppm ۲می باشد. در حالی که در حدود ۲ درصد از اراضی استان دارای روی قابل جذب بیش از ppm ۱۰در خاک دارند. شکل (۲) پراکنش میزان روی قابل دسترس در اراضی استان زنجان را نشان می دهد. با توجه به این شکل نشان می دهد که میزان روی قابل جذب در کلیه نمونه های خاک تهیه شده در اطراف معادن و مناطق صنعتی روی بیش از مقدار کفایت است و نشان دهنده آن است که آلودگی خاک توسط بشر اتفاق افتاده است ولی میزان آلودگی در مناطق مختلف متفاوت می باشد. با توجه به نقشه می توان پراکنش آلودگی در این مناطق را مشاهده نمود. شکل (۳) میزان و درصد روی قابل جذب در اراضی استان زنجان را نشان می دهد. آلودگی به سرب در بعضی از

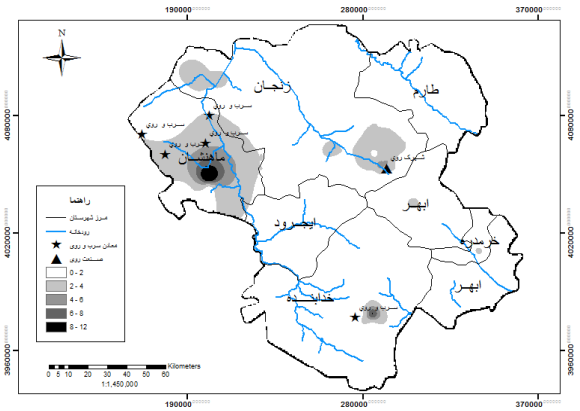
مناطق استان وجود دارد و با نزدیکی به محل معادن سرب و روی و کارخانجات تبدیلی صنایع سرب و روی افزایش یافته و میزان آن به ۱۲ ppm رسیده است. هر چند فقط قسمت محدودی از اراضی که شامل ۰/۳ درصد از کل مساحت استان را شامل می شود. بطوریکه حداکثر غلظت سرب و روی معمولاً در زمینهای مجاور کارخانجات دیده می شود. از جمله مناطق بسیار آلوده به فلزات سنگین می توان به اراضی مرکز و جنوب شهرستان ماهنشان و شهرک صنعتی روی شهر زنجان اشاره نمود. در حدود ۸۷/۷ درصد از اراضی استان میزان سرب قابل دسترس کمتر از ۲ppm را دارا می باشند. شکل (۴) پراکنش میزان سرب قابل دسترس و شکل (۵) میزان و درصد سرب قابل جذب در اراضی استان زنجان را نشان می دهد.



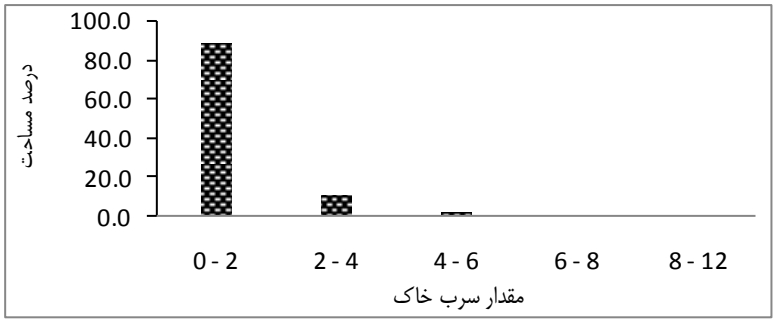
شکل ۲- پراکنش میزان روی قابل دسترس در اراضی استان زنجان



شکل ۳- میزان و درصد روی قابل جذب در اراضی استان زنجان



شکل ۴- پراکنش میزان سرب قابل دسترس در اراضی استان زنجان



شکل ۵- میزان و درصد سرب قابل جذب در اراضی استان زنجان

بطور کلی مقدار سرب قابل جذب گیاه در بسیاری از نمونه های خاک برداشت شده در اطراف معدن و مناطق صنعتی سرب و روی اگر چه کمتر از مقدار کل آن در خاک بود ولی مقدار کل آن در بسیاری از نمونه ها بیشتر از حد مجاز است و این امر نشان می دهد که این فلز اگر چه نمی تواند به مقدار زیاد توسط گیاهان جذب شود ولی گرد و غبار حاصل از اینگونه زمین ها وبلعیدن خاک همراه علوفه توسط احشام و یا وارد شدن به آب های سطحی و زیر زمینی می تواند خطر بالقوه ای برای آلودگی به این فلز سنگین باشد. این نتایج با نتایج ازه و چوکوو (۲۰۱۱) مطابق داشت آنها نشان داد ارتباط کاملی بین مناطق آلوده به فلزات سنگین و سابقه فعالیت بهره برداری از معادن وجود دارد. با توجه به وجود اراضی کشاورزی در منطقه آلودگی خاکها محرز شده و منشا آلودگی خاک های کشاورزی به فلزات سنگین رگه های معدنی، محل انبار ضایعات، رسوبات رودخانه محلی و در مواردی برون زدگی های معدنی تشخیص داده شد. بهره برداری از معادن سرب – روی به عنوان مسوول متحرک شدن این عناصر در خاک ها معرفی شد.

منابع

- گلچین، ا. اسماعیلی، م. و تکاسی م.، ۱۳۸۴ . گزارش طرح بررسی منابع آلاینده خاکها و محصولات زراعی و باغی استان زنجان به فلزات سنگین. سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان زنجان.

- Evanko C R and Zombak D A, 1997. "Remediation of metals-contaminated soils and groundwater". Technology Evaluation Report, Gwarac.
- Ezeh H N and Chukwu E, 2011. Small scale mining and heavy metals pollution of agricultural soils: The case of Ishiagu Mining District, Southe Eastern Nigeria. Journal of Gelogy and Mining Research. Vol. 3(4). Pp. 87 – 104.
- Ghosh M and Singh S P, 2005."A rerlew on phytoremid ration of heavy metals and utilization of its products ". Applied Ecology and Enreronmendal Research,3(1).178.

اثر مواد هیومیکی بر توانایی گیاه پالایی ذرت برای جذب کادمیم در یک خاک آهکی

زهرا زیبایی[۱]، نجف علی کریمیان[۲]، عبدالمجید رونقی[۲] و مهدی زارعی[۳]

۱- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

۲- استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

۳- استادیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مقدمه

در دهه های گذشته در کشور ما تاکید بر تولید بیشتر جهت خودکفایی، فشار بر منابع آب و خاک را در پی داشته که نتیجه آن افزایش تولید به قیمت فراموشی محیط زیست بوده است. خاک نیز از این رهگذر بی نصیب نبوده و سطوح وسیعی از آن آلوده شده است. از میان مهمترین عوامل آلاینده خاک، فلزات سنگین به دلیل ویژگی های آلایندگی شان در خاک به شدت مورد توجه قرار گرفته اند (یالکین و همکاران، ۲۰۰۷). کادمیم که از مهمترین فلزات سنگین در ارتباط با آلودگی زنجیره غذایی است، عنصری نرم به رنگ سفید مایل به آبی، سمی، غیرضروری و غیر مفید می باشد. به علت سمیت بالا، حلالیت زیاد در آب و تحرک فراوان در خاک، مقابله با آن به ویژه در غلظت های زیاد در خاک به دلیل اختلالاتی که از نظر سلامتی انسان و پایداری اکوسیستم ممکن است در پی داشته باشد، مدیریت ویژه ای را طلب می کند. روش های متعدد فیزیکی، شیمیایی، و زیستی جهت مقابله با آلودگی‌های خاک پیشنهاد و توسعه داده شده است که می توان آن ها را به دو صورت درجا و یا خارج از محل به کار گرفت (ووآنا و اکی ایمن، ۲۰۱۰). در گیاه پالایی، که به آن پالایش سبز، پالایش گیاهی، و پالایش زراعی نیز می گویند، از گیاهان و ریز جانداران همراه با آنها، اسید های تحریک کننده گیاهان، و روش های زراعی جهت حذف یا کاهش زیان های فلزات سنگین خاک بهره برده می شود. نظر به اینکه توانایی انباشتگری کادمیم گیاه ذرت می تواند با کاربرد مواد هیومیکی تقویت شود، به نقش این مواد در مطالعه حاضر پرداخته شده است. اصطلاح مواد هیومیکی به گروهی از مواد آلی با وزن مولکولی به نسبت بالا که از تجزیه بقایای گیاهی و حیوانی به طور طبیعی ایجاد می شوند، اطلاق می گردد که محتوی گروه های اسیدی نظیر کربوکسیل و گروه های فنولیک هستند و بنابراین مولکول های بزرگ آلی را عرضه می کنند که می توانند در انتقال، زیست فراهمی، و حلالیت فلزات سنگین نقش مهمی ایفا کنند (توپ کوقلو، ۲۰۱۳).

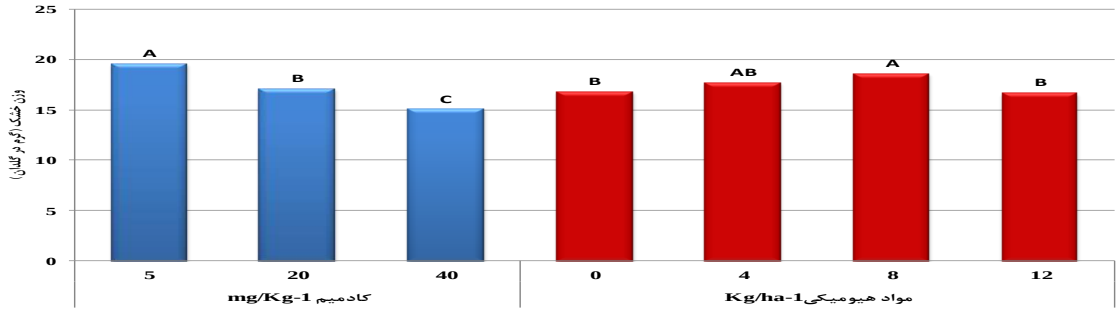
مواد و روشها

جهت انجام پژوهش، مقدار مناسبی خاک از افق سطحی سری دانشکده (Typic Calcixerepts ، mesic و Fine mixed (calcareous) در ایستگاه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز واقع در منطقه باجگاه استان فارس تهیه شد و پس از هوا خشک کردن و عبور از الک دو میلیمتری، بافت خاک و کادمیم قابل استخراج با دی تی پی ا تعیین شد. قبل از کشت بر اساس آزمون خاک به نمونه های ۲/۵ کیلوگرمی خاک، سطوح کادمیم از منبع سولفات کادمیم همزمان با عناصر غذایی به صورت محلول به

خاک افزوده شد و مواد هیومیکی از دو منبع تجاری هیومستر فود* و پارس هیومیک، طی دو مرحله یکی در زمان کشت و دیگری به صورت سرک بر اساس تیمار ها (۰، ۴، ۸، و ۱۲ کیلوگرم در هکتار) به گلدان ها افزوده شدند. سپس ۶ بذر ذرت (*Zea mays L.*) از رقم Hido در گلدان ها کشت شد و بعد از استقرار گیاه به ۳ بوته کاهش داده شد. هشت هفته پس از کاشت گیاهان از محل طوقه قطع و با آب مقطر شستشو داده شدند و پس از خشک و آسیاب و خاکستر کردن کردن در ۵ میلی لیتر اسید کلریدریک ۲ مولار حل و پس از شستشو با آب مقطر داغ و صاف کردن از طریق کاغذ صافی، حجم نهایی محلول با استفاده از آب مقطر به ۲۵ میلی متر رسانده و غلظت کادمیم با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به اثر مواد هیومیکی و کادمیم بر وزن ماده خشک شاخساره ذرت در شکل ۱ نشان داده شده است. اثر اصلی کاربرد مواد هیومیکی و کادمیم در سطح کمتر از ۱درصد به لحاظ آماری معنی دار می باشند. اثر مواد هیومیکی به شکل غیر خطی می باشد، بدین معنی که با افزایش سطح بکارگیری مواد هیومیکی تا ۸ کیلوگرم در هکتار، بر وزن ماده خشک افزوده شد اما از این سطح به بعد، افزایش سطح مصرفی مواد هیومیکی موجب کاهش عملکرد شد. افزایش سطح کادمیم کاربردی از ۵ میلی گرم به ۲۰ و ۴۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک، کاهش وزن خشک شاخساره ذرت را به ترتیب به میزان ۱۲/۷ و ۲۰/۷ درصد در پی داشت که هر دو با یکدیگر و با تیمار کادمیم در سطح ۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک تفاوت معنی دار داشتند. کاهش رشد شاخساره گیاهان درنتیجه سمیت کادمیم می تواند به دلیل از دست رفتن آماس سلولی و کاهش طویل شدن سلول ها باشد.



شکل ۱- اثر اصلی مواد هیومیکی و کادمیم بر وزن خشک شاخساره ذرت

برای دستیابی به درک بهتر از رابطه دقیق میان میزان کاربرد مواد هیومیکی و آلودگی خاک به کادمیم یا عملکرد ماده خشک ذرت اقدام به تحلیل رگرسیون گردید. نتیجه حاصله به شرح زیر است:

$$DM= 19.242+ 0.643\ HM- 0.043\ HM^2- 0.198Cd+ 0.003Cd^2- 0.005HMCd-0.2$$

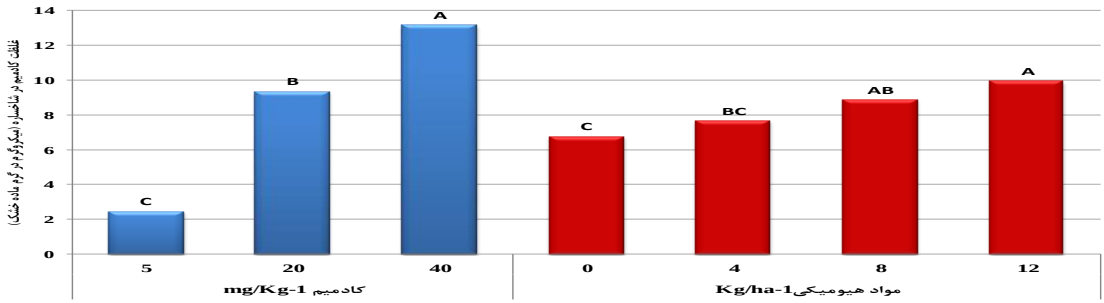
$$R^2=0.615,\ n=72,\ P<0.001 \qquad [۱]$$

*. به کار بردن نام های محصولات و شرکت های تجاری در این مقاله به معنی تائید آنها بوسیله دانشگاه شیراز نمی باشد.

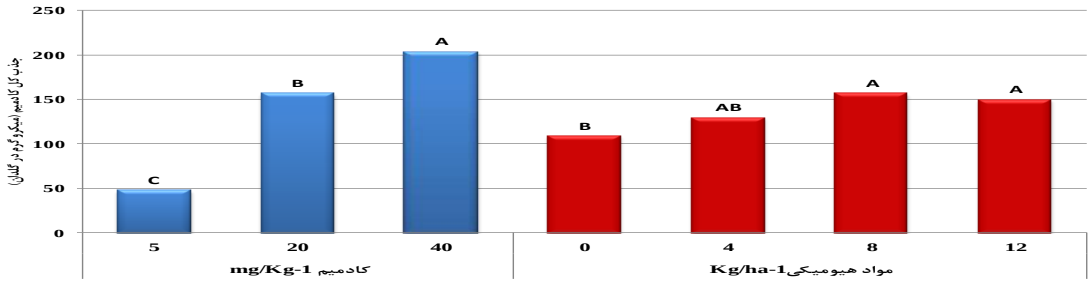
در این رابطه DM وزن خشک شاخساره ذرت گرم در گلدان؛ HM سطح کاربرد مواد هیومیکی کیلوگرم در هکتار؛ Cd سطح کاربرد کادمیم، میلی گرم کادمیم در کیلوگرم خاک؛ و h نیز متغیر مجازی است که اثر نوع ماده هیومیکی مصرفی یعنی جامد و مایع بودن آنرا نشان می دهد. برای تعیین میزانی از مصرف مواد هیومیکی که عملکرد ذرت را حداکثر می کند، کافی است که از رابطه [۱] نسبت به HM مشتق گرفته و آن را برابر با صفر قرار داد و می توان مقدار مواد هیومیکی (HM) که وزن خشک ذرت (DM) را در سطوح مختلف کادمیم کاربردی (Cd) حداکثر می کند، بدست آورد. به عنوان مثال اگر سطح کادمیم کاربردی صفر در نظر گرفته شود، مقدار بهینه محاسبه شده مصرف مواد هیومیکی (HM) برابر با ۷/۴۸ کیلوگرم در هکتار می شود در حالی که اگر Cdبرابر با ۵ میلی گرم کادمیم در کیلوگرم خاک در نظر گرفته شود، مقدار بهینه محاسبه شده HMبرابر با ۷/۱۹ کیلوگرم در هکتار خواهد شد. می توان چنین نتیجه گرفت که غلظت کادمیم کاربردی (Cd)، میزان بهینه مصرف مواد هیومیکی را کاهش می دهد. به عبارت دیگر در سطوح بالای کادمیم کاربردی، مواد هیومیکی در سطوح پایین، عملکرد ذرت را به حداکثر خود می رساند و از آن به بعد روند نزولی پیدا می کند.

مطالعات زیادی نیز اثرات مفید مواد هیومیکی را بر رشد گیاهان نشان داده اند از جمله می توان به مطالعه سیلک و همکاران (۲۰۱۱) اشاره کرد.

نتایج مربوط به اثر کاربرد مواد هیومیکی و کادمیم کاربردی بر غلظت کادمیم در گیاه ذرت در شکل ۲ و بر مقدار کادمیم جذب شده بوسیله گیاه ذرت در جدول ۳ نشان داده شده است. با افزایش سطح کادمیم کاربردی بر غلظت و جذب کادمیم گیاه افزوده می شود، که این افزایش در تمام سطوح کادمیم کاربردی معنی دار می باشد. این نتیجه با یافته گزارش شده توسط مانی و همکاران (۲۰۰۷) مطابقت دارد. آنان بیان کردند با افزایش سطح کاربرد کادمیم، غلظت و جذب کل کادمیم گیاه آفتابگردان افزایش یافت و بیشترین انباشت کادمیم زمانی بدست آمد که خاک دارای بالاترین غلظت کادمیم بود.



شکل۲- اثر اصلی مواد هیومیکی و کادمیم بر غلظت کادمیم در شاخساره



شکل۳- اثر اصلی مواد هیومیکی و کادمیم بر جذب کل کادمیم در شاخساره

با افزایش کاربرد مواد هیومیکی، غلظت و جذب کادمیم در گیاه ذرت نیز افزایش یافته است. بیشینه میزان جذب کادمیم در ذرت در تیماری انجام می شود که مصرف مواد هیومیکی برابر با ۸ کیلوگرم در هکتار و سطح کادمیم کاربردی در حداکثر خود یعنی ۴۰ میلی گرم در کیلوگرم می باشد. کمینه میزان جذب نیز در تیماری مشاهده شد که دارای کمترین سطح کادمیم کاربردی بود و مواد هیومیکی نیز در آن بکار نمی رفت. در سطح ۲۰ و ۴۰ میلی گرم کادمیم در تمامی موارد با افزایش میزان مواد هیومیکی، مقدار کادمیم جذب شده توسط گیاه افزایش یافته است. یافته های تحقیق حاضر با یافته های گزارش شده توسط توپ کوقلو (۲۰۱۳) هماهنگ است. نتایج ایشان نشان داد که بکارگیری اسید هیومیک، غلظت کادمیم را در بافت های شاخساره توتون افزایش داد.

منابع

Yalcin, MG, Battaloglu R and Ilhan S, 2007. Heavy metal sources in Sultan Marsh and its neighborhood, Kayseri, Turkey. Environ. Geol. 53: 399-415.

Wuana, RA, and Okieimen FE, 2010. Phytoremediation potential of Maize (*Zea mays L.*) A Review. Afr. J. Gen. Agric. 6: 275-287.

Topcuoglu, B, 2013. Effect of humic acids on the phytoextraction efficiency of sludge applied soil. Int. J. Chem. Environ. Biol. Sci. 1(1): 2320-4087.

Celik, H, Vahap KA, Bulent AB, and Turan MA, 2011. Effect of foliar-applied humic acid to dry weight and mineral nutrient uptake of maize under calcareous soil conditions. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 41(1): 29-38.

Mani, D, Sharma B, and Kumar C, 2007. Phytoaccumulation interaction, toxicity and remediation of cadmium from *Helianthus annuus L.* (sunflower). Bull. Environ. Contam. Toxicol. 79: 71-79.

بررسی شاخص های کیفی پساب صنعتی ایستگاه تقویت فشار گاز آسماری شهرستان اهواز جهت آبیاری فضای سبز

مریم چهره نمای ناصری[1]، علی غلامی[2]،ابراهیم پناهپور[3]

۱.دانشجوی کارشناسی ارشدخاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات خوزستان

۲.استادیارگروه خاکشناسی دانشگاه آزاداسلامی واحدعلوم تحقیقات خوزستان

۳. استادیارگروه خاکشناسی دانشگاه آزاداسلامی واحدعلوم تحقیقات خوزستان

مقدمه

کشور ایران با قرارگرفتن درمنطقه خشک زمین بحران کم آبی را در سال‌های اخیر بصورت جدی تجربه کرده است. افزایش مصرف آب به دلیل گسترش جوامع سبب کاهش منابع آب گردیده و در نتیجه استفاده از فاضلاب و پساب نیز به همین میزان افزایش یافته است. هم اکنون در بسیاری از نقاط جهان از پساب جهت مصارف مختلف استفاده می‌شود. پساب که زمانی به عنوان یک منبع آلودگی تلقی می‌گردید، هم اکنون در جهان به عنوان یک منبع جدید تامین آب مطرح می‌باشد. محدودیت منابع آب، نوسانات اقلیمی، توزیع نامتوازن آب در سطح کشور، افزایش روز افزون جمعیت، آلودگی آبهای سطحی وزیرزمینی ودر نتیجه رسیدن کشور به مرحله تنش آبی، باعث گردیده که مدیران و برنامه ریزان آب به دنبال استفاده از منابع غیر متعارف آب برای دستیابی به توسعه پایدار باشند. دستورانی(۱۳۸۷)استفاده از پساب صنعتی و بیمارستانی جهت آبیاری مقایسه نمودندکه در نهایت تشخیص دادند ،فاضلاب بیمارستانی مناسب تر از فاضلاب صنعتی برای استفاده در کشاورزی است.

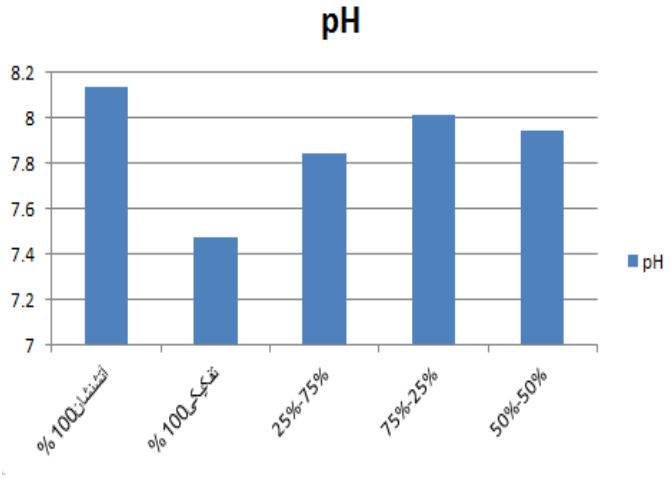
شکراله زاده و همکاران (۱۳۸۸)در مقاله حاضر نتایج بررسی و آنالیز پساب تصفیه شده (به روش بیولوژیک) یک واحد پتروشیمی درجنوب کشور با هدف استفاده مجدد از آن برای مقاصد آبیاری کشاورزی و فضای سبز ارائه شده است. با توجه به خشک بودن مناطق جنوبی کشور، گران بودن هزینه‌های تهیه آب صنعتی مورد نیاز و لزوم بازیابی آب، و با اندازهگیری مشخصات مهم پساب، امکان استفاده مجدد از آن برای موارد مصرف آبیاری پیشنهاد شده است. تحقیق حاضر در این راستا و به منظوراستفاده از آب تفکیکی حوضچه‌های آب و روغن ایستگاه‌های تقویت فشار گاز جهت آبیاری فضای سبز به عنوان یک منبع آبی جایگزین می‌باشد. هدف اصلی این طرح بررسی مناسب بودن آب تفکیکی جهت فضای سبز در اطراف تأسیسات فرآورشی است و ارائه راهکار مناسب جهت بهبود کیفیت آن در حد استاندارد می‌باشد. شایان ذکراست با توجه به الزامات زیست محیطی و با هدف اجتناب از هدایت این آب به بیرون از تأسیسات و همچنین استفاده بهینه از این آب درصورتیکه بتوان درختچه‌هایی یافت که در اطراف تأسیسات کاشته شوند ونسبت به‌این آب مقاوم باشند حرکت مثبتی در جهت رفع معضل آب‌های آلوده‌این تأسیسات و استفاده بهینه از منابع تولیدی می‌شود.

مواد و روشها

ایستگاه‌های تقویت فشار گاز آسماری اهواز: این بخش دارای ۵ ایستگاه تقویت فشار گاز می‌باشد که گازهای همراه مراحل دوم ، سوم و چهارم واحد های بهره برداری همجوار رادریافت نموده و پس از تراکم و یکسان سازی فشارها،در یک تفکیک‌گر سه فازی گاز ،مایعات گازی و آب را جدا می نمایند.گاز و مایعات گازی توسط خطوط لوله جداگانه به کارخانه‌های گاز و گاز مایع شماره ۷۰۰و ۸۰۰ ارسال گردیده و آب تولیدی به واحد بهره برداری همجوار هدایت می‌شود.پس از مطالعه وضعیت حوضچه‌های آب و روغن ایستگاه‌های تقویت فشار گاز

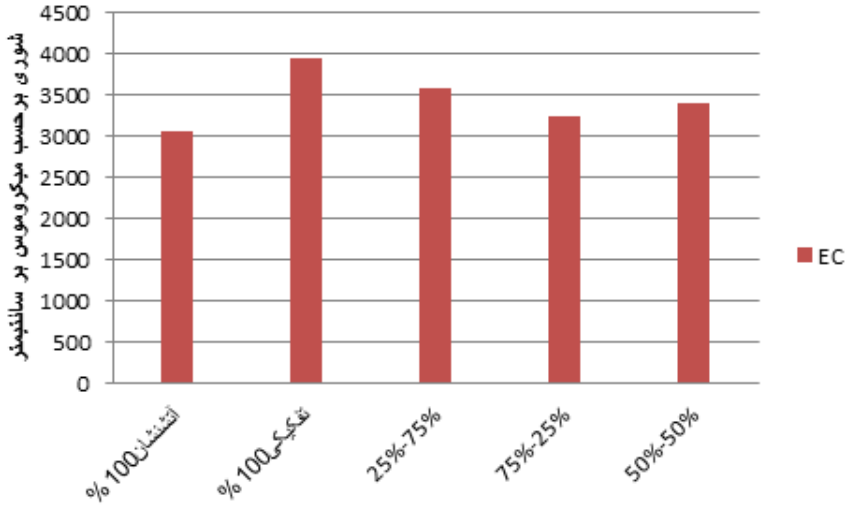
اقدام به نمونه‌گیری از آب شد و جهت آنالیز پارامترهای کیفیت آب به آزمایشگاه انتقال داده شد.آب حوضچه‌های تفکیکی به صورت کامل مورد آنالیز قرار گرفت و آنالیز هایی که روی آب حوضچه‌ها انجام شد شامل pH,EC,TDS,TSS می‌باشد. ابعاد حوضچه‌ها حدودا پنج در ده متر با عمق حدود شش متر است و در ۵ایستگاه تقویت فشار گاز آسماری شرکت کارون وجود دارد. (۵ حوضچه) سیال آب شرب است که جهت شست وشوی محوطه‌ایستگاه و ماشین آلات استفاده می‌شود آلوده به روغن است. عمده آلودگی آب روغن روی آب می‌باشد و با توجه به‌اینکه آب از رودخانه کارون تامین می‌شود و ارتباطی با سازند ندارد شوری در حد ناچیز است.با توجه به کیفیت آب حوضچه‌ها باید حداقل در چهار سطح متفاوت آب مورد ارزیابی قرار گیرد: مخلوط ۲۵٪ آب حوضچه و۷۵٪ آب چاه (شرب)، مخلوط۵۰٪ آب حوضچه و۵۰٪ آب چاه، مخلوط ۷۵٪ آب حوضچه و۲۵٪ آب چاه، استفاده ۱۰۰٪ از آب حوضچه، شاهد یا کنترل: استفاده ۱۰۰٪ از آب چاه.

نتایج و بحث



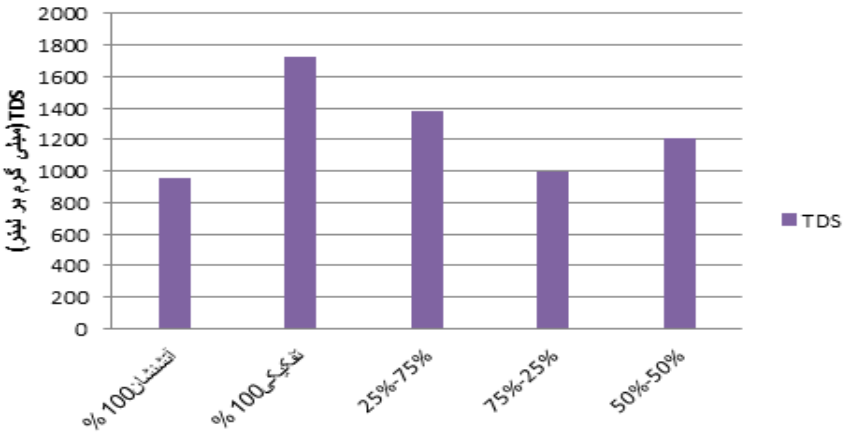
شکل ۱- نمودارمقایسه میزان واکنش خاک نسبت های مختلف آب تفکیکی درمنطقه آسماری

در شکل(۱) مشاهده می‌شود که تمامی نمونه‌ها میزان pH بیشتر از ۷ می‌باشد و با توجه به نمونه‌های تفکیکی(۲۵٪–۷۵٪، ۵۰٪–۵۰٪، ۷۵٪–۲۵٪) نمونه‌ای که ۲۵٪ آب حوضچه و ۷۵٪ آب آبیاری منطقه بوده از بقیه نمونه‌های تفکیکی میزان pH کمتری دارد. ولی در کل تمامی نمونه‌ها برای آبیاری از نظر میزان pH بلامانع می‌باشد.



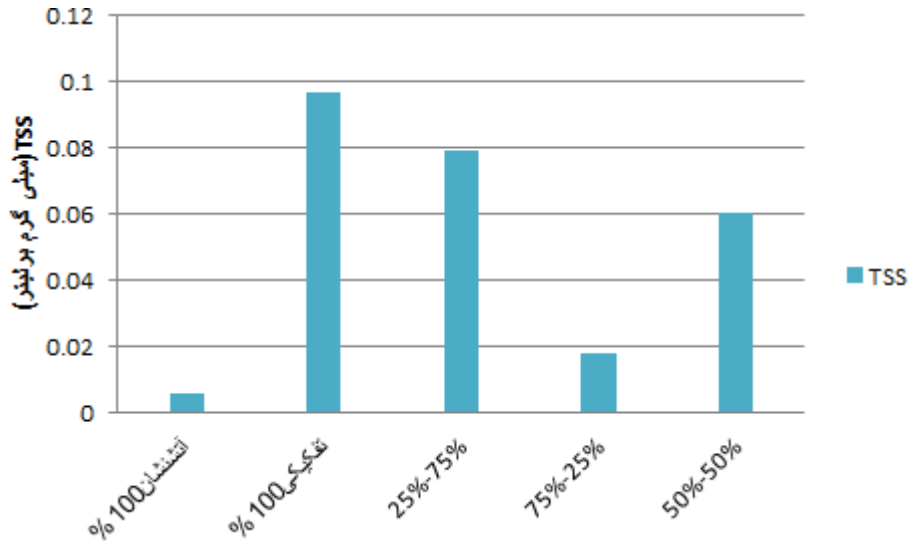
شکل۲-نمودار میزان EC نسبت‌های مختلف آب تفکیکی منطقه آسماری.

همانطور که در شکل (۲) مشاهده می‌شود تمامی نمونه‌ها میزان EC بیشتر از ۳۰۰۰ میکروموس بر سانتیمتر می‌باشد و با توجه به نمونه‌های تفکیکی(۲۵٪-۷۵٪، ۵۰٪-۵۰٪، ۷۵٪-۲۵٪) نمونه‌ای که ۷۵٪ آب آبیاری و ۲۵٪ آب حوضچه منطقه بوده از بقیه نمونه‌های تفکیکی میزان EC کمتری دارد. ولی در کل تمامی نمونه‌های آب برای آبیاری دارای محدودیت می باشند و با توجه به جدول ویلکاکس در کلاس C4 قرار گرفته و از لحاظ آبیاری دارای مشکل می باشند.



شکل۳-نمودار میزان TDSنسبت‌های مختلف آب تفکیکی منطقه آسماری.

همانطور که در شکل (۳) مشاهده می‌شود تمامی نمونه‌ها میزان TDS بیشتر از ۸۰۰ میلی گرم بر لیتر می‌باشد و با توجه به نمونه‌های تفکیکی(۲۵٪-۷۵٪، ۵۰٪-۵۰٪، ۷۵٪-۲۵٪) نمونه‌ای که ۷۵٪ آب آبیاری و ۲۵٪ آب حوضچه منطقه بوده از بقیه نمونه‌های تفکیکی میزان TDS کمتری دارد. ولی در کل تمامی نمونه‌های آب برای آبیاری دارای محدودیت می باشند و در کلاس C4 قرار گرفته و از لحاظ آبیاری دارای مشکل می باشند.



شکل٤-نمودار میزان TSS نسبت های مختلف آب تفکیکی منطقه آسماری.

همانطور که در شکل (۴) مشاهده می‌شود تمامی نمونه‌ها میزان TSS بیشتر از ۰,۰۰۵۵ می‌باشد و با توجه به نمونه‌های تفکیکی(۲۵٪-۷۵٪، ۵۰٪-۵۰٪، ۷۵٪-۲۵٪) نمونه‌ای که ۷۵٪ آب آبیاری و ۲۵٪ آب حوضچه منطقه بوده از بقیه نمونه‌های تفکیکی میزان TSS کمتری دارد. ولی در کل تمامی نمونه‌های آب چون از ۴۰ میلی گرم بر لیتر کمتر هستند برای آبیاری محدودیتی ندارند .

امکان بروز اثرات سوء بهداشتی و زیست محیطی قابل توجهی نیز وجود دارد . برنامه پایش زیست محیطی شامل بررسی کارایی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب در بهبود کیفی پساب، کمیت پساب تولیدی، بررسی کیفی پساب و آب‌های برگشتی مصرفی و تطبیق آن با استاندارد مورد نظر، خط انتقال آب تا محل مصرف، کمیت و کیفیت محصولات تولیدی و سایر فعالیت‌های موجود طرح جهت دستیابی به اهداف پروژه می‌باشد . به طورکلی اهداف پایش طرح به شرح ذیل می‌باشد.

ارزیابی اجزای پروژه برای دستیابی به عملکردی مطلوب

اصلاح اجزا و بخش‌های مختلف سامانه برای کاهش اثرات سوء احتمالی بهداشتی و زیست محیطی

کنترل اثر بخشی برنامه‌ها و اقدامات پیشنهادی برای حذف و یا تقلیل اثرات و پیامد های بهداشتی و زیست محیطی

تغییر اجزای سامانه در جهت افزایش راندمان و عملکرد و استفاده پایدار از این منابع

به طور کلی در یک طرح جامع و مهندسی استفاده مجدد از پساب، با فرض تصفیه فاضلاب تا حد دستیابی به معیارهای کیفی توصیه شده برنامه پایش عملیات، بیش‌تر بر مراحل تصفیه متمرکز می‌شود، ولی با توجه به اشکالات احتمالی در مراحل تصفیه یا کاستی‌های احتمالی در مدیریت، بررسی و مراقبت منظم و مداوم از مراحل تصفیه و اجزای طرح شامل خاک، محصولات کشت شده، منابع آب سطحی و زیرزمینی و سلامت کارگران شاغل ضروری به نظر می‌رسد.

منابع

ثابت رفتار،ع.م .ج.شانه ساز(۱۳۸۰). استفاده مجدد از پساب در ایران

جعفری، م. ۱۳۸۱. خاک های شور در منابع طبیعی، انتشارات دانشگاه تهران.

Petygrove, S. and T.Asano. 1990. Irrigation with reclaimed municipal wastewater – a guidance.

production. FAO. Irrigation and Drainage Paper No. 48.

Rhoades, J.D., Kandiah, A., and A.M.Mashali.1992. The Use of saline waters for crop Resources Research Foundation.

Riad, Mamdouh, 2001. Wastewater irrigation for forest plantation. Advisory panel project on.

Roberto M., 2004,"Industrial Water Quality Requirements Reclaimed Water", AWWA.

بررسی رفتار جذب کادمیوم توسط بقایای هرس سیب- تاثیرpH و قدرت یونی

امیر توسن[1]، ابراهیم سپهر[2]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه ارومیه
۲- عضو هیات علمی گروه علوم خاک, دانشکده کشاورزی, دانشگاه ارومیه

۱- مقدمه

آلودگی محیط زیست به فلزات سنگین در نتیجه ی توسعه سریع صنایع و تکنولوژی و سمیت حاصل از این مواد و تجمع زیستی آنها در زنجیره غذایی تبدیل به یک تهدید جدی برای محیط زیست و سلامتی انسان شده است. کادمیوم یکی از خطرناک ترین عناصر از نقطه نظر خطر بالقوه برای سلامتی انسان است(Alvarez-Ayuso وGarcia-Sanchez، ۲۰۰۷) و از راه های مختلفی از قبیل مصرف آب آلوده، مواد غذایی گیاهی وتنفس گرد وغبار وارد بدن شده و چون بدن انسان توانایی دفع فلزات را ندارد در نتیجه در اندام های مختلف بدن تجمع پیدا کرده و موجب آسیب های جدی به بدن میشوند بنابراین حذف یون های فلزی سنگین از آب و فاضلاب ها برای حفظ سلامت جامعه بسیار مهم می باشد(Zuane، ۱۹۹۰). برخی مطالعات با هدف توسعه ی مواد جدید و به خصوص ارزان و جاذب هایی پایدار برای حذف فلزات سنگین از فاضلاب ها انجام شده است. بقایای محصولات کشاورزی مواد جاذب کم هزینه ای برای حذف فلزات از آب و فاضلاب می باشند و در دفع آلاینده ها نیز مشکلی ایجاد نمی کنند، موادکشاورزی بویژه آن هایی که حاوی سلولز می باشند ظرفیت بالایی برای حذف فلزات سنگین و سمی را دارند (Kumar ، ۲۰۰۶) و در جذب این فلزات توسط جاذب های مختلف علاوه بر نوع جاذب و نوع فلز، شرایط محیطی مانند pH و قدرت یونی نیز دخیل هستند، بدین منظور در این پژوهش اثرات pH و قدرت یونی بر روی جذب کادمیوم توسط بقایای هرس سیب مورد بررسی قرار گرفت و داده های جذب با مدل های لانگ موير، فروندلیچ و تمکین برازش داده شدند.

۲- مواد و روشها

این آزمایش بصورت بچ در غلظتهای مختلف کادمیوم($mg\ L^{-1}$ ۲۰۰-۰) در دو قدرت یونی (۰/۰۳ و ۰/۱) مولار نیترات پتاسیم و در دو سطح pH (۸ و۴) بر روی ۰/۵g از بقایای هرس سیب با اندازه قطر (۰/۵ تا ۱ میلی متر) انجام گرفت، تامیزان جذب کادمیوم بر روی این جاذب تعیین گردد، در ابتدای آزمایش ۲۵ میلی لیتر از محلول های کادمیوم ($mg\ L^{-1}$ ۲۰۰-۰) تهیه و پس از تنظیم pH محلول واضافه نمودن جاذب، نمونه ها به مدت ۲۴ ساعت شیک شدند تا سوسپانسیون به تعادل برسد. در ادامه نمونه ها از صافی عبور داده شدند و مقدارکادمیوم باقیمانده در محلول توسط دستگاه جذب اتمی (AA- 6300 Shimadzu) اندازه گیری شد.

سپس نتایج بر روی معادلات لانگمویر، فروندلیچ و تمکین برازش داده شدند:

معادله ی لانگمویر (۱) $q_e = (K_L C_e q_{max}) / (1 + K_L C_e)$

(۲) معادله فروندلیچ $q_e = K_F C_e^{1/n}$

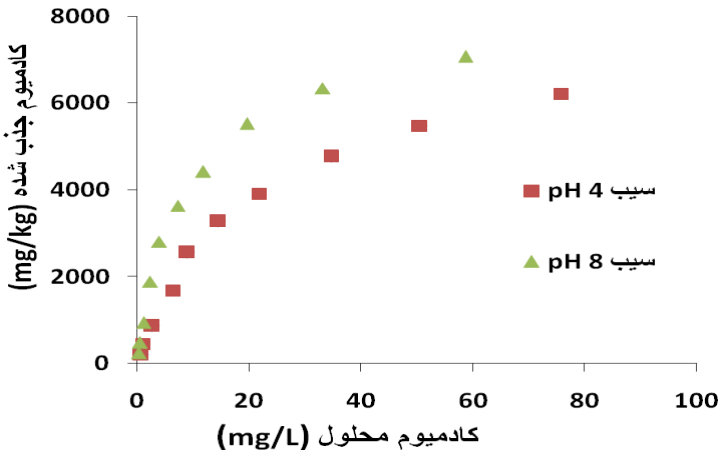
(۳) معادله تمکین $q_e = A + K_T \ln C_e$

C_e غلظت تعادلی جذب شونده ($mg\ L^{-1}$)؛ q_e وزن جذب شونده در واحد وزن جذب کننده ($mg\ kg^{-1}$)؛ K_L ضریب لانگمویر و نشانگر قدرت اتصال جذب شونده به ماده جاذب و q_{max} حداکثر جذب تک لایه ای($mg\ kg^{-1}$). K_F و n ضرایب معادله فروندلیچ که به ترتیب نمایانگر ظرفیت و شدت جذب می باشند، K_T و A ضرایب معادله تمکین که به ترتیب شیب و عرض از مبدا معادله می باشند.

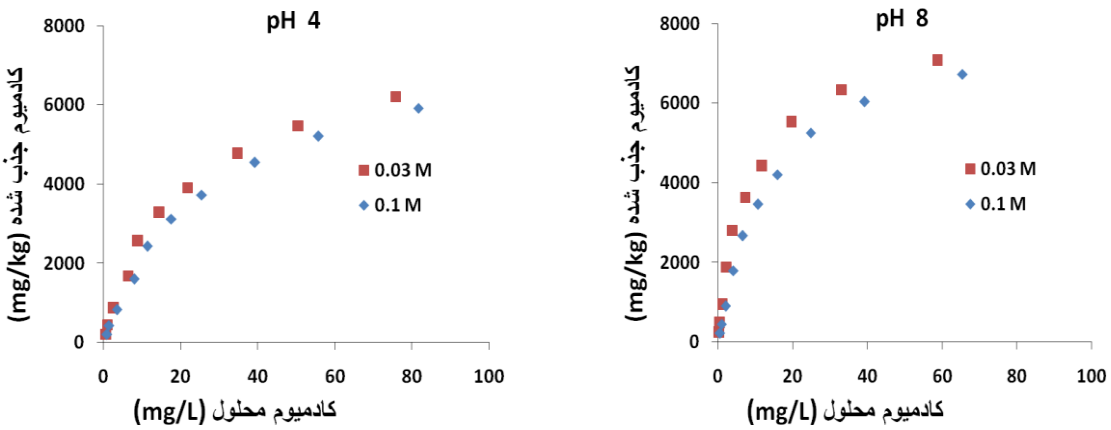
۳- نتایج و بحث

۳-۱-اثر pH و قدرت یونی روی جذب کادمیوم

مقدار جذب کادمیوم توسط بقایای هرس سیب در سطوح مختلف کادمیوم و pH در شکل ۱آورده شده است. نتایج نشان داد که جذب کادمیوم توسط این جاذب به شدت تابعpH محلول است و با افزایشpH از ۴ به ۸ میزان جذب کادمیوم به طور معنی داری افزایش پیدا کرد، با افزایش pH گروهای هیدروکسیل روی سطح جاذب دپروتونه شده و در نتیجه بار روی سطح جاذب منفی می شود که این امر سبب افزایش جذب کادمیوم می گردد.(Norton وهمکاران، ۲۰۰۴). نتایج حاصل از بررسی اثر قدرت یونی روی مقدار کادمیوم جذب شده توسط بقایای هرس سیب در شکل ۲ آورده شده است که نشان می دهد قدرت یونی به اندازه pH در جذب کادمیوم موثر نیست و بطور غیر مستقیم نشان دهنده جذب کادمیوم به صورت کمپلکس درون کره ای می باشد.(Sanchez و همکاران، ۱۹۹۹)



شکل ۱- اثر pH بر مقدار جذب کادمیوم توسط بقایای هرس سیب



شکل ۲- تاثیر قدرت یونی بر میزان جذب کادمیوم در دو سطحpH (۴ و ۸)

جدول ۱ : ثابت های ایزوترمی، ایزوترم لانگ موير، فروندليچ و تمکين(بقایای هرس سیب)

معادلات جذب	پارامترهای معادلات	Is= ۰/۰۳ M		Is = ۰/۱ M	
		$pH_۴$	$pH_۸$	$pH_۴$	$pH_۸$
لانگ موير	q_{max}	۷۰۰۰± ۱۹۸	۸۱۰۱± ۱۷۸	۶۹۰۰±۱۸۰	۷۷۰۰±۱۲۱
	K_L	۰/۰۶ ±۰/۰۰۳	۰/۱۲ ±۰/۰۰۸	۰/۰۵ ±۰/۰۰۱	۰/۰۸ ±۰/۰۰۲
	R^2	۰/۹۹	۰/۹۹	۰/۹۹	۰/۹۹
فروندليچ	1/n	۰/۵۰±۰/۰۳۸	۰/۴۲ ±۰/۰۴	۰/۵۳ ±۰/۰۳۹	۰/۴۷ ±۰/۰۴
	K_F	۷۷۵ ±۱۱۰	۱۴۲۴ ±۱۹۴	۶۱۲ ± ۹۲	۱۰۲۵ ± ۱۵۸
	R^2	۰/۹۷	۰/۹۴	۰/۹۷	۰/۹۶
تمکين	A	۶۴۹ ± ۲۹۹	۱۵۵۱ ±۲۰۳	۴۱۱ ±۲۴۰	۹۸۳ ± ۳۰۶
	K_T	۱۰۹۱ ±۱۱۴	۱۲۳۲ ± ۸۹	۱۰۴۴ ± ۱۲۴	۱۱۹۹ ±۱۲۶
	R^2	۰/۹۱	۰/۹۵	۰/۸۸	۰/۹۰

۳-۲- همدمای جذب کادمیوم

بر اساس مدل های ایزوترمی، داده های بدست آمده از آزمایش با مدل های لانگ موير، فروندليچ و تمکين برازش خوبی داشتند که مدل لانگ موير(R^2 =۰/۹۹) نسبت به مدل فروندليچ و تمکين برازش بهتری

را با داده های ازمایشی نشان داد. مقایسه حداکثر جذب تک لایه ای یون های کادمیوم (q_{max}) در pH های مختلف و در دو قدرت یونی (۰/۱ و۰/۰۳ مولار) نشان دادکه با افزایش pH محلول، q_{max} افزایش یافت که از ۷۰۰۰ به ۸۱۰۱ میلی گرم برکیلوگرم در قدرت یونی ۳ ۰/۰ مولار و از ۶۹۰۰ به۷۷۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم در قدرت یونی ۰/۱مولار رسید، مقادیر K_L (انرژی جذب) نیز با افزایشpH، افزایش پیدا کرد که مقادیر این پارامتر در pH های ۴ و۸ در قدرت یونی۳ ۰/ ۰ به ترتیب ۰/۰۶و ۱۲/ ۰گرم در لیتر و در قدرت یونی۰/۱ به ترتیب ۰/۰۵ و ۰/۰۸گرم در لیتر بدست آمد(جدول۱). در نهایت می توان نتیجه گیری کرد که بقایای هرس سیب کارایی بالایی در جذب و حذف کادمیوم از محلولهای آبی را دارد و pH در مقایسه با قدرت یونی نقش مهم تری در جذب کادمیوم توسط این جاذب را دارد.

منابع

Alvarez-Ayuso E., Garcia-Sanchez A. 2007. Removal of cadmium from aqueous solution by palygorokite. Journal of Hazardous Material.147: 594-600.

Benjamin, M. M and Leckie, j. o. 1981. Multiple-site adsorption of Cd, Cu, Zn and Pb on amorphous iron oxyhydroxide. Journal of Colloid Interface Science.79: 209-221

Bhattacharya A K, Mandal S N, Das S K. 2006. Adsorption of Zn(II) from aqueous solution by using different adsorbents. Chemical Engineering Journal, 123: 43–51.

Brinza L., Dring M.J., Gavrilescu M. 2005. Biosorption of Cu^{2+} ions from aqueous solution by Enteromorpha sp, Environmental Engineering and Management Journal. 4: 41-51.

Krishnan KA, Anirudhan TS. 2003. Removal of cadmium(II) from aqueous solutions by steam-activated sulphurised carbon prepared from sugar-cane bagasse pith: Kinetics and equilibrium studies. Water South African. 29: 147-156.

Tan G., Xiao D. 2008. Adsorption of cadmium ion from aqueous solution by ground wheat stems, Journal of Hazardous Materials, 10: 10-16.

رهاسازی فلزات سنگین به روش‌های پیمانه‌ای و ستونی از چند خاک آلوده با استفاده از *EDTA*

صابر حیدری[۱]، شاهین اوستان[۲]، محمدرضا نیشابوری[۳]، عادل ریحانی‌تبار[٤]
۱ - دانشجوی دکتری گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی ، دانشگاه تبریز
۲ - دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی ، دانشگاه تبریز
۳ - استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی ، دانشگاه تبریز
٤ - استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی ، دانشگاه تبریز

مقدمه

پی‌آمدهای انباشتگی فلزات سنگین در محیط زیست نگران‌کننده است. یکی از روشهای آلودگی‌زدایی خاک، استفاده از عصاره‌گیرها می‌باشد. *EDTA* از جمله این عصاره‌گیرها می‌باشد. مقایسه کارایی *EDTA* با سایر کی‌لیت کننده‌ها، اسیدها و الکترولیت‌ها اغلب حاکی از برتری یا حداقل برابری بوده است (تندی و همکاران ۲۰۰۴). رهاسازی پیمانه‌ای یک روش آسان وسریع در انجام اینگونه تحقیقات است و رهاسازی ستونی از نظر اجرایی با مشکلات بسیاری همراه بوده ولی به شرایط مزرعه نزدیکتر می‌باشد (هاوزر و همکاران، ۲۰۰۵). سان و همکاران (۲۰۰۱) گزارش کردند که در آزمایش‌های رهاسازی *Zn*، *Pb*، *Cd* و *Cu* با *EDTA* به روش پیمانه‌ای[۱]، بر خلاف روش ستونی[۲]، کارایی رهاسازی هر چهار فلز یکسان بود. چونکه در روش ستونی غلظت کمی از *EDTA* در حجم زیاد و به تدریج با خاک آلوده تماس پیدا می‌کند و لذا رهاسازی فلزات سنگین از همان ترتیب پایداری کمپلکس‌های *EDTA* با این فلزات پیروی می‌کند، ولی در روش پیمانه‌ای که *EDTA* در غلظت بیشتر و حجم کمتر به یکباره با خاک آلوده تماس می‌یابد، همه فلزات سنگین با کارایی یکسانی رهاسازی می‌شوند. لذا، روش ستونی علیرغم دشواریهای اجرا به شرایط واقعی نزدیکتر است. بیشتر مطالعات رهاسازی فلزات سنگین از خاک به دلیل سادگی اجرا، با روش رهاسازی پیمانه‌ای انجام یافته است و روش رهاسازی ستونی به دلیل مشکلات اجرایی کمتر مورد توجه قرار گرفته است. لذا به نظر می‌رسد بتوان با برقراری ارتباط مناسبی بین این دو روش، با صرف وقت و هزینه کمتر به نتایج قابل قبولی دست یافت.

مواد و روش‌ها

سه نمونه خاک با مقادیر مختلف فلزات سنگین از عمق صفر تا ۲۰ سانتیمتری خاک باغات اطراف کارخانه تولید شمش سرب و روی شهر زنجان تهیه گردید. نمونه خاک‌ها پس از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلیمتری برای انجام آزمایش‌ها نگهداری شدند. مقدار کل فلزات سنگین (*Zn* ، *Pb* و *Cd*) در خاک‌ها نیز با استفاده از روش هضم توسط اسید نیتریک ۴ مولار (اسپوزیتو و همکاران ۱۹۸۲) تعیین شد. مقدار میلی‌مول *EDTA* افزوده شده در دو روش پیمانه‌ای و ستونی یکسان و برابر ۱۰۰ میلی‌مول بر کیلوگرم خاک خشک بود. در روش عصاره‌گیری پیمانه‌ای تک مرحله‌ای فلزات سنگین، مقدار ۲ گرم خاک در لوله‌های سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد و به آنها ۲۰ میلی‌لیتر

---

۱ -*Batch method*

۲- *Column method*

محلول ۰/۰۱ مولار *EDTA* و ۰/۰۱ مولار نیترات کلسیم افزوده شد. لوله‌ها به طور متناوب برای مدت زمان‌های ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰، ۴۰، ۵۰ دقیقه و ۱، ۲، ۳، ۶، ۱۲ و ۲۴ ساعت در ۱۲۰ رفت و برگشت در دقیقه تکان داده شدند و به مدت پنج دقیقه در ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شدند. غلظت فلزات سنگین رهاسازی شده با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شده و مقادیر درصد رهاسازی فلزات در مقابل زمان ترسیم گردید. (تندی و همکاران ۲۰۰۴). به منظور انجام آزمایشات ستونی، ستون‌ها استوانه‌هایی از جنس *PVC* ۵۰۰ میلی‌لیتری مدرج به قطر داخلی ۵/۵ و طول ۳۰ سانتی‌متر تهیه گردیدند. هر یک از ستون‌ها با ۵۷۰ گرم خاک هوا خشک عبور کرده از الک ۲ میلی‌متری پر شدند، به طوری که جرم مخصوص ظاهری در سرتاسر ستون یکنواخت باشد. سپس ستون‌های خاک از پایین با محلول ۰/۰۱ مولار نیترات کلسیم اشباع شدند. جرم مخصوص ظاهری خاک ستون‌ها، پس از نشست کامل خاک محاسبه گردید(مقادیر ۱/۲۶ ، ۱/۲ و ۱/۳۷ $g.cm^{-3}$ به ترتیب برای خاکهای ۱، ۲ و ۳). سرعت عبور جریان از ستون خاک نیز با تنظیم ارتفاع خروجی در وسط ستون در K_S ۰/۵ تنظیم شد. هدایت هیدرولیکی اشباع ستون‌های خاک پس از اشباع کامل و تثبیت خاک‌ها در ستون از طریق جریان ماندگار و به روش بار ثابت اندازه گیری گردید(کلوت و دریکسن ۱۹۸۶) که برای خاکهای ۱، ۲ و ۳ به ترتیب مقادیر ۰/۰۴ ، ۰/۰۲۵ و ۰/۰۲۲ میلی‌متر بر ثانیه تعیین شد. در آزمایشات ستونی جریان ماندگار با محلولNa_2H_2EDTA با بار آبی ۲ سانتیمتر برقرار گردید. غلظت و حجم عبوری محلول *EDTA* به نحوی انتخاب گردید که ۵۷ میلی مول *EDTA* (معادل ۱۰۰ میلی مول *EDTA* بر کیلوگرم خاک خشک) از ستون‌ها عبور نماید. با توجه به اندازه‌گیری مقدار کل *Zn*، *Pb* و*Cd* در سه نمونه خاک، این میزان برای رهاسازی کل این فلزها کافی است. پس از به تعادل رسیدن خاک با محلول زمینه، هر ستون خاک با ۵۷۰۰ میلی‌لیتر محلول ۰/۰۱ مولار *EDTA* و ۰/۰۱ مولار نیترات کلسیم با شدت جریان K_S ۰/۵ شستشو گردید (آزمایشات مقدماتی نشان داد که عدم حضور محلول زمینه نیترات کلسیم باعث کاهش شدید هدایت هیدرولیکی ستون های خاک می شود). در زمان‌های معین از محلول خروجی نمونه‌برداری و برای اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین با دستگاه جذب اتمی در یخچال نگهداری شدند (سان و همکاران ۲۰۰۱). مقادیر درصد رهاسازی فلزات در مقابل زمان ترسیم گردید.

نتایج و بحث

ویژگی‌های عمومی سه نمونه خاک در جدول ۱ ارائه شده است. خاک‌های مورد مطالعه در این تحقیق نسبتاً ریز بافت و آهکی می‌باشند. بعلاوه صرف نظر از خاک شور شماره ۳، مقدار مواد آلی دو خاک دیگر قابل ملاحظه است.

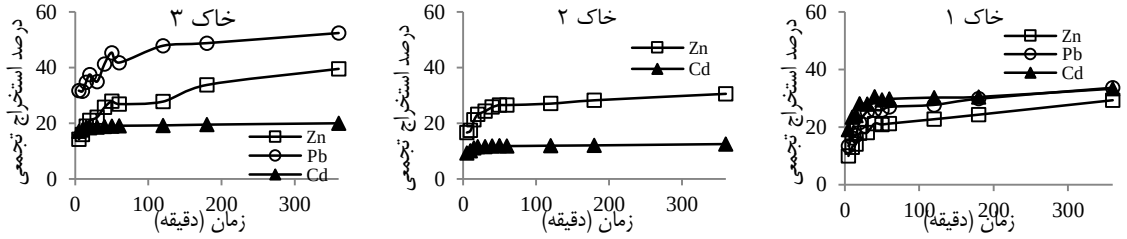
جدول ۱- برخی از ویژگیهای عمومی خاکها

شماره خاک	*pH* عصاره اشباع	*EC* عصاره اشباع *dS m⁻¹*	بافت	درصد رس	*OC* (%)	*CCE* (%)	*CEC* $cmol_c kg^{-1}$	غلظت کل فلزات سنگین *(mg Kg⁻¹)*		
								Zn	*Pb*	*Cd*
۱	۸	۲/۱	*SCL*	۳۰	۲	۱۱/۱	۲۲	۳۴۲۰	۳۷۱	۱۹۱
۲	۸	۰/۹	*CL*	۳۴	۱/۷	۱۴	۲۴	۶۰۰	۸۳	۱۰۳
۳	۷/۶	۵	*SCL*	۲۳	۰/۳	۱۰/۹	۱۵	۴۸۵۹	۱۰۸۰	۱۲۸

مجموع میزان فلزات سنگین اندازه‌گیری شده خاک‌های ۱ ، ۲ و ۳ به ترتیب ۵۵/۸، ۱۰/۵ و ۸۰/۶ میلی‌مول بر کیلوگرم خاک بود. به‌طوری که ملاحظه می‌شود مقدار کل *Zn*، *Pb* و *Cd* در این خاک‌ها بسیار بیشتر از میانگین مقدار کل این فلزات (به ترتیب ۵۰، ۲۵ و ۰/۵ میلی گرم بر کیلوگرم) در خاک‌ها بود.

تغییرات زمانی رهاسازی فلزات سنگین با *EDTA* در روش پیمانه‌ای

ترسیم مقادیر درصد رهاسازی فلزات *Zn*، *Pb* و *Cd* با محلول ۰/۰۱ مولار*EDTA* در مقابل زمان در سه خاک در شکل ۱ ارائه شده است. از زمان ۶ ساعت به بعد مقادیر رهاسازی فلزات بسیار ناچیز شد. لذا، منحنی های رهاسازی تجمعی تا ۶ ساعت نشان داده شدند. مقادیر *Pb* رهاسازی شده از خاک شماره ۲ در حد تعیین مقدار دستگاه جذب اتمی نبود. شکل ۱ نشان می‌دهد که فرایند رهاسازی در دو مرحله انجام گرفته است. مرحله اول تقریباً ۳۰ دقیقه اول رهاسازی است و مرحله دوم بعد از آن آغاز می‌شود نسبت مقدار فلز رهاسازی شده در ۳۰ دقیقه به مقدار آن در ۳۶۰ دقیقه نشان می‌دهد که به‌طور متوسط ۹۶ درصد از *Cd* عصاره‌گیری شده حتی در زمانهای کوتاهتر از۳۰ دقیقه رهاسازی شد. این رقم در مورد *Zn* و*Pb* به‌طور متوسط ۷۶ درصد بود و مدت زمان رهاسازی نیز در مواردی بیشتر از ۳۰ دقیقه به طول انجامید. نتایج نشان داد که هرچه مقدار کل فلزات *Zn* و *Pb* خاک بیشتر بود درصد کمتری از آن در۳۰ دقیقه اول رهاسازی گردید. در نتیجه می‌توان اینگونه نتیجه گرفت که با افزایش مقدار کل فلزات *Zn* و*Pb* خاک بخش لبایل آن کاهش می‌یابد. یو و همکاران (۱۹۹۴) نیز نشان دادند که در طی ۲۴ ساعت عصاره‌گیری با *EDTA*، بیش از۷۰ درصد فلزات سنگین قابل رهاسازی خاک در ۳۰ دقیقه اول رهاسازی شدند. مرحله اول موجب رهاسازی فلزات سنگین از بخش‌های قابل تبادل و جذب سطحی شده می‌گردد (جین و همکاران ۲۰۰۷). آبشویی به روش پیمانه ای مقدار کل فلزات سنگین خاکهای ۱، ۲ و ۳ را به ترتیب از ۵۵/۸ به ۳۷/۸، از ۱۰/۵ به ۶/۱ و از ۸۰/۶ به ۴۴/۷ میلی مول بر کیلوگرم خاک کاهش داد. بدین ترتیب در خاکهای ۱، ۲ و ۳ به ترتیب ۳۴، ۲۸ و ۴۲ درصد کل سه فلز سنگین *Zn*، *Cd* و *Pb* رها سازی شدند. همچنین، نسبت مولی کل سه فلز رهاسازی شده به *EDTA* افزوده شده در این خاک‌ها به ترتیب ۰/۱۸، ۰/۰۴ و۰/۳۶ بود.

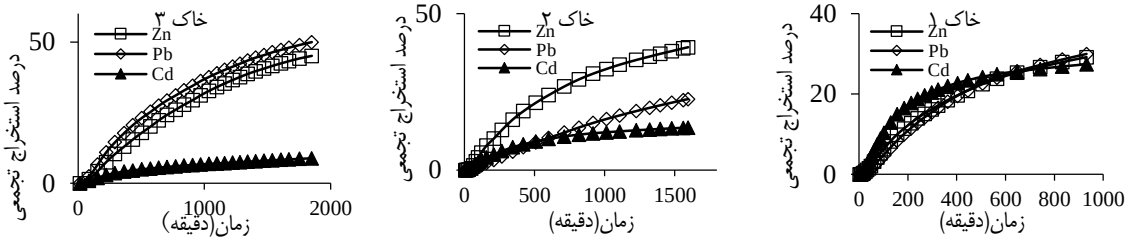


شکل ۱- ترسیم مقادیر درصد رهاسازی فلزات *Zn*، *Pb* و *Cd* با محلول ۰/۰۱ مولار *EDTA* در مقابل زمان در سه خاک

تغییرات زمانی رهاسازی فلزات سنگین با *EDTA* در روش ستونی

ترسیم مقادیر درصد استخراج تجمعی *Zn*، *Cd* و *Pb* در مقابل زمان طی روش رهاسازی ستونی برای سه نمونه خاک در شکل۲ نشان داده شده است. آبشویی به روش ستونی مقدار کل فلزات سنگین خاکهای ۱، ۲ و ۳ را به ترتیب

از ۵۵/۸ به ۳۹/۵، از ۱۰/۵ به۶/۷ و از ۸۰/۶ به ۴۴/۵ میلی مول بر کیلوگرم خاک کاهش داد. بدین ترتیب در خاکهای ۱، ۲ و ۳ به ترتیب ۲۹ ، ۲۵ و ۳۴ درصد کل سه فلز سنگین *Zn*، *Cd* و *Pb* رها سازی شده است. همچنین، نسبت مولی کل سه فلز رهاسازی شده به *EDTA* افزوده شده در این خاک‌ها به ترتیب ۰/۱۶۳ ، ۰/۰۳۸ و ۰/۳۶ می باشد. به طوری که ملاحظه می‌شود در هر دو روش علیرغم اینکه مقدار*EDTA* افزوده شده به خاک‌ها بیشتر از مجموع مقدار سه فلز *Zn*، *Cd* و *Pb* بود ولی هنوز مقدار زیادی از این فلزات در خاک باقی مانده است. درصد رهاسازی فلزات سنگین به روشهای پیمانه‌ای و ستونی در جدول ۲ ارائه شده است. به طوری که ملاحظه می شود تفاوت زیادی بین مقادیر درصد رهاسازی برای دو روش مشاهده نمی شود.



شکل ۲- ترسیم مقادیردرصد رهاسازی *Zn*، *Cd* و *Pb* با محلول ۰/۰۱ مولار *EDTA* به روش ستونی در مقابل زمان در سه خاک

جدول ۲- مقایسه درصد استخراج فلزات سنگین با *EDTA* در روش‌های پیمانه‌ای و ستونی

شماره خاک	۱			۲			۳			میانگین
فلز	*Zn*	*Pb*	*Cd*	*Zn*	*Pb*	*Cd*	*Zn*	*Pb*	*Cd*	
پیمانه‌ای	۳۲	۳۸	۳۳	۴۱	۰	۱۵	۴۴	۶۱	۲۱	۳۱/۶
ستونی	۲۹	۳۰	۲۷	۳۹	۲۳	۱۴	۴۵	۵۰	۹	۲۹/۶

برخی محققان کارایی بیشتر روش پیمانه‌ای در مقایسه با روش ستونی را گزارش کرده‌اند (چایاراکسا و اسریویری یانوفاپ، ۲۰۰۳) در روش پیمانه‌ای احتمالاً به دلیل شکسته شدن خاکدانه‌ها، *EDTA* این امکان را پیدا می‌کند که فلزات سنگین به سختی پیوند شده غیر فراهم را نیز رهاسازی نماید. در حالی‌که در روش ستونی چنین امکانی وجود ندارد. به علاوه تکان دادن محلول در روش پیمانه‌ای، با جلوگیری یا کاهش ضخامت لایه جداری[۱] اطراف رس‌ها اجازه رهاسازی فلزات سنگین از ذرات بسیار ریز را می‌دهد. به عبارت دیگر متوسط فاصله برای انتشار یونها را کاهش می‌دهد. همچنین در روش ستونی بخصوص اگر خاک در ستون فشرده شده باشد محلول رهاسازی‌کننده شانس کمتری برای تماس با ذرات در برگیرنده فلزات سنگین خواهد داشت و نیز انتقال یونها از سطح ذرات به مجاری جریان[۲] را با سازوکار انتشار محدودتر می‌کند (چایاراکسا و اسریویری یانوفاپ، ۲۰۰۳). به نظر می رسد که یکی از علل عدم مشاهده تفاوت قابل ملاحظه بین روشهای پیمانه ای (سیستم بسته) و ستونی (سیستم باز) در این مطالعه نسبت مولی

۱- *Boundary layer*

۲ - *Pass flow*

بزرگ *EDTA* افزوده شده به کل فلزات سنگین خاکهای آلوده باشد. هرچند که حتی این نسبت بزرگ نیز قادر به رهاسازی بخش اعظم فلزات سنگین خاکها نبود. لذا، انجام این آزمایشات در نسبتهای کوچکتر قابل توصیه خواهد بود.

منابع

Chaiyaraksa, C., and Sriwiriyanuphap, N., 2003. Column washing of cadmium from soil and sludge by a mixture of Na2S2O5 and Na2EDTA. Thammasat Int. J. Sci. Tech. 8: 1-10.

Hauser, L., Tandy, S., Schulin, R., and Nowack, B., 2005. Column extraction of heavy metals from soils using the biodegradable chelating agent EDDS. Environ. Sci. Tech. 39: 6819-6824.

Jean L, Bordas F and Bollinger JC, 2007. Chromium and nickel mobilization from a contaminated soil using chelants. Environmental Pollution 147: 729-736.

Klute, A., Dirksen, C., 1986. Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. In: Klute, A. (Ed.), Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and Mineralogical Methods, 2nd ed. Agron.Monogr. 9. ASA, Madison, WI, pp. 687–734.

Sposito G, Lund LJ and Chang AC, 1982. Trace metal chemistry in arid-zone fields soil amended with sewage sludge. 1. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. Soil Science Society of America Journal 46: 260–264.

Sun B., Zhao F.J., Lombi E. and McGrath S.P. 2001. Leaching of heavy metals from contaminated soils using EDTA. Environmental Pollution, 113:111-120.

Tandy S, Bossart K, Mueller R, Ritschel J, Hauser L, Schulin R and Nowack B, 2004. Extraction of heavy metals from soils using biodegradable chelating agents. Environmental Science and Technology, 38: 937–944.

Yu J and Klarup D, 1994. Extraction kinetics of copper, zinc, iron and manganese from contaminated sediment using disodium ethylendiamintetraacetic acid. Water, Air and Soil Pollution 75: 205–235.

بررسی اثرات برهمکنش بین عناصر کادمیوم و مس در ذرت علوفه ای رقم ۷۰٤ (*Zea Mayz*)در یک خاک آلوده

کیوان ولی زاده راد[۱]، بابک متشرع زاده[۲]

۱و۲به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه علوم و مهندسی خاک دانشگاه تهران

مقدمه

آلودگی خاک‌های کشاورزی به فلزات سنگین در نتیجه‌ی فعالیت‌های صنعتی، کوددهی و آبیاری با آب فاضلاب از چالش-های مهم در حال گسترش است (Wong *et al*,. ۲۰۰۲, Kabata & Pendias, ۱۹۹۵) که اثرات زیان آوری بر انسان و زیست بوم می‌گذارد. فلزات سنگین در خاک اثرات متقابل مختلفی بر روی همدیگر دارند و بر میزان جذب و تعادل عناصر در گیاه و خاک تاثیر می گذارند. فلزات سنگین در خاک می‌توانند متعاقبا وارد زنجیره غذایی انسان شوند و سلامتی انسان را به خطر بیندازند. افزایش مقادیر فلزات سنگین در بدن انسان می‌تواند به علت مصرف محصولات گیاهی رشد کرده در مناطق آلوده به فلزات، استنشاق ذرات خاک و مصرف آب‌های آلوده به این فلزات باشد اگر چه همه‌ی این راه ها در افزایش مقادیر فلزات بدن انسان مؤثر است اما در این میان راه خاک– گیاه– انسان مهمترین راه است (Allexander *et al*., ۲۰۰۶). Cd یک عنصر سمی برای انسان، حیوان و گیاه است که به طور عمده از فرایندهای صنعتی و کودهای فسفاته وارد محیط شده و سپس وارد زنجیره غذایی می‌شود (Wanger, ۱۹۹۳). Cu یک عنصر ضروری برای گیاهان است اما در غلظت‌های بالا می‌تواند یک عنصر سمی باشد (Hattab *et al*,. ۲۰۰۰). به دلیل تحرک زیاد Cd و Cu از خاک به گیاه این عناصر می‌توانند به طور زیادی در بافت‌های گیاهی تجمع یابند، بنابراین انتقال آنها به زنجیره غذایی یک تهدید جدی است. Cd در فتوسنتز و فعالیت‌های تنفسی، جذب عناصر غذایی، فعالیت‌های آنزیمی، وظایف ممبران و تعادل هورمون‌ها دخالت می‌کند (Chien and Kao, ۲۰۰۰). بر همکنش بین Cd و عناصر غذایی دیگر در خاک‌های آلوده به فلزات مختلف مانند بر همکنش بین Cu، Zn، Fe، Ni و Cd مشاهده شده است (Bingham *et al*,. ۱۹۸۰, Mclanghlin *et al*,. ۱۹۹۹). حد سمیت این فلز در خاک (از لحاظ رشد گیاه) برای کادمیوم ۸–۳ و برای مس ۱۲۵–۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است (Kabata & Pendias, ۱۹۸۵). ذرت بعد از گندم و برنج سومین محصول زراعی دنیا از نظر سطح زیر کشت و دومین محصول بعد از گندم از نظر میزان تولید است. این تحقیق با هدف بررسی اثرات برهمکنش کادمیوم و مس در یک خاک آلوده به این فلزات سنگین اجرا گردید.

مواد و روش‌ها

گیاه مورد مطالعه در این آزمایش ذرت علوفه‌ای رقم ۷۰۴(*Zea Mayz*) می باشد که بذر آن از مؤسسه‌ی تحقیقات اصلاح بذر و نهال کرج تهیه شد. نمونه برداری از خاک به صورت تصادفی از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متری از مزرعه پردیس کشاورزی و منابع طبیعی تهران تهیه گردید. خاک پس از انتقال به آزمایشگاه و هوا خشک کردن جهت آزمایش ها و اندازه‌گیری

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی از الک ۲ میلی متری و برای کشت گلخانه‌ای از الک ۴ میلی‌متری عبور داده و آماده شدند. ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک به روشهای استاندارد اندازه گیری گردید (علی احیایی و بهبهانی زاده، ۱۳۷۲).

جدول ۱- برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده قبل از ایجاد آلودگی

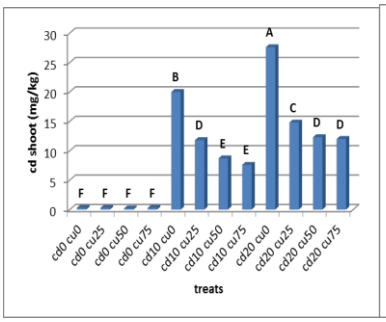
خصوصیت	مقدار
کلاس بافت خاک	لوم رسی
شن(٪)	۳۳/۲
سیلت (٪)	۳۷
رس(٪)	۲۹/۸
CEC (Cmolc/kg)	۱۰/۱
pH	۸
EC (dS/m)	۵
نیتروژن کل(٪)	۰/۱۰۷
فسفرقابل جذب (mg/kg)	۱۵/۸۸
پتاسیم قابل جذب(mg/kg)	۱۸۷/۳۷
Fe (mg/kg)	۷/۴۴
Zn (mg/kg)	۱/۸
Pb (mg/kg)	۲/۳۵۴
Cd (mg/kg)	۱
Mn (mg/kg)	۲۳
Cu (mg/kg)	۳/۹
رطوبت ظرفیت مزرعه‌ای٪	۲۰/۷۳
کربن آلی (٪)	۰/۹۷۴
کلسیم (meq/l)	۳۵
منیزیم (meq/l)	۱۵/۶
CO_3^{2-} (meq/l)	۲
HCO_3^{1-} (meq/l)	۵/۶
Na محلول (meq/l)	۵/۹۸۵
Cl محلول (meq/l)	۵/۲

در این مطالعه از گلدان‌های پلاستیکی ۳ کیلوگرمی به ارتفاع ۱۷ و قطر دهانه ۱۸/۵ سانتی‌متری استفاده شد. سطح آلودگی با توجه به حدود غلظت مجاز و سمیت Cd و Cu در خاک (در محدوده تحمل رشد گیاه و سطوحی که سبب کاهش رشد گردد) انتخاب شدند بدین ترتیب غلظت تیمارهای Cd (شاهد، ۱۰، ۲۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) و Cu (شاهد، ۲۵، ۵۰، ۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم) از نمک‌های کلرید کادمیوم و سولفات مس استفاده شد مس (Pandey et al., ۲۰۰۷; Naiyanan *et al.*, ۲۰۰۶). خاک با غلظت‌های مورد نظر فلز به‌طور یکنواخت و به روش پاشش (اسپری) بر روی لایه لایه خاک، آلوده شد و به منظور حصول اطمینان از تعادل فلز با خاک یک ماه در این حالت نگهداری گردید (انکوباسیون). تیمارهای مورد استفاده از دو منبع فلز آلاینده‌ی کادمیوم و مس به همراه شاهد در سه تکرار به صورت فاکتوریل در قالب طرح آزمایشی کاملا تصادفی اجرا شد. بعد از جوانه زنی بذرها، گیاهان سالم‌تر و قوی‌تر (به تعداد ۲ گیاه در هر گلدان) حفظ و بقیه تنک شدند. برای دوری از تنش رطوبتی، گلدان‌ها هر روز توزین و با فواصل کوتاه (بسته به دوره رشد گیاه) تا رسیدن ۸۰ درصد رطوبت ظرفیت زراعی آبیاری شدند. شرایط گلخانه‌ای از نظر دما بر اساس نیاز گیاه ذرت تنظیم و درجه حرارت بین ۳۰-۲۰ درجه سلسیوس متغیر بود. گیاهان بعد از ۶ هفته برداشت شدند. نمونه‌های گیاهی بخش هوایی پس از برداشت وزن شدند و نمونه‌های ریشه ابتدا در آب شهری به ملایمت خیسانده و سپس چند بار با آب مقطر شسته شدند و پس از این که با دستمال کاغذی خشک شدند وزن تر آنها اندازه‌گیری شد. نمونه‌ها در ۷۰ درجه سلیسوس به مدت ۴۸ ساعت خشک شدند سپس وزن خشک آنها اندازه‌گیری شد بعد از آن آسیاب شدند، نمونه‌های آسیاب شده تا زمان عصاره‌گیری در ظروف

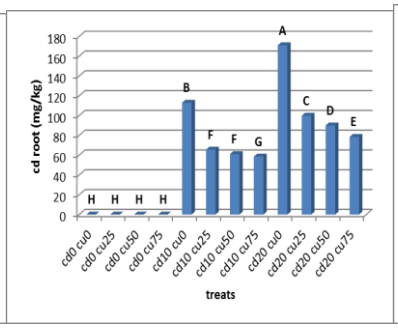
پلاستیکی نگهداری شدند. ارزیابی مقدار عناصر سنگین (کادمیوم و مس)نمونه‌های گیاهی توسط هضم به روش سوزاندن خشک (Dry Ashing) و ترکیب با HCl انجام شد (امامی، ۱۳۷۵) و نهایتا غلظت عناصر سنگین کادمیوم و مس و نیز روی در نمونه‌های بخش هوایی و ریشه گیاهان پس از عصاره‌گیری با دستگاه جذب اتمی مدل Shimadzu-AA۶۴۰۰ و پتاسیم گیاهی نیز در عصاره های گیاهی تهیه شده توسط دستگاه فلیم فتومتر قرائت شد. نتایج حاصل از اندازه‌گیری با استفاده از نرم افزار آماری SAS مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت، مقایسه میانگین‌ها نیز با آزمون LSD در سطح یک درصد انجام شد.

نتایج و بحث

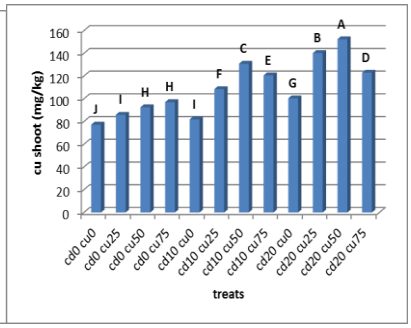
غلظت کادمیوم شاخساره: بیشترین غلظت Cd شاخساره در تیمار Cd۲۰ Cu۰ مشاهده شد که با افزایش Cd خاک، Cd گیاه نیز افزایش یافت. حضور Cu در خاک غلظت Cd شاخساره را کاهش داد و این کاهش با افزایش مقدار Cu خاک افزایش یافت(شکل۱).



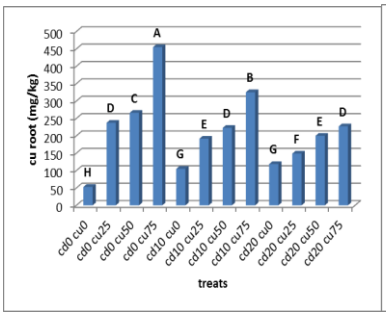
شکل۱- غلظت کادمیوم شاخساره



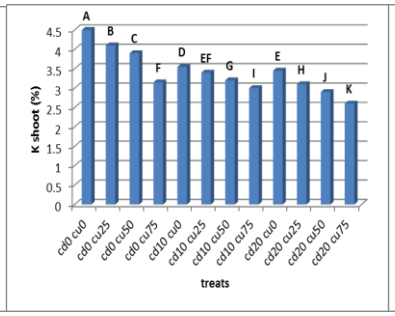
شکل۲- غلظت کادمیوم ریشه



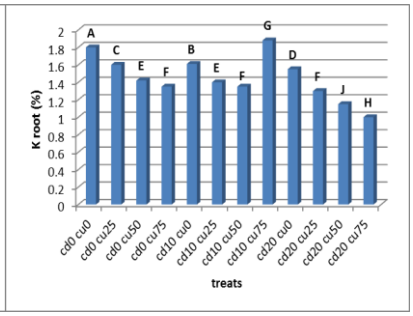
شکل۳- غلظت مس شاخساره



شکل۴- غلظت مس ریشه



شکل۵- غلظت پتاسیم شاخساره



شکل۶- غلظت پتاسیم ریشه

مطالعه Yujingو همکاران (۲۰۰۸) در تأیید نتایج حاصل از این تحقیق است، در این پژوهش افزایش Cu به محلول، غلظت Cd بخش‌هوایی ژنوتیپ برنج سیاه را کاهش داد. اما در مطالعه Yizong و همکاران (۲۰۰۹) در گیاهان برنج، اضافه شدن Cu به تیمار Cd به طور آشکار تجمع Cd گیاه را افزایش داد. در تحقیق حاضر، غلظت کادمیوم در ریشه‌ها خیلی بیشتر از شاخساره بود. مطالعه‌ی مطالعه Yujingو همکاران (۲۰۰۸) در تأیید نتایج حاصل از این تحقیق است. Jarvis و

همکاران (۱۹۷۶) و همکاران گزارش کردند که مقدار Cd ریشه‌ها ۹۷-۳۴ ٪ از کل Cd گیاه است(شکل۲). با افزایش Cd خاک غلظت Cd ریشه‌ها افزایش یافت و بیشترین غلظت Cd در ریشه‌ها در تیمار Cd۲۰ Cu۰ بود. حضور Cu در خاک غلظت Cd ریشه را کاهش داد و این کاهش با افزایش مقدار Cu خاک افزایش یافت.

غلظت مس شاخساره و ریشه: با افزایش Cu خاک، غلظت Cu شاخساره ها افزایش یافت و بیشترین غلظت Cu در تیمار Cd۲۰ CU۵۰ بود. با افزایش Cd شاخساره ها افزایش یافت اما در این میان Cu تیمارCu۷۵ Cd۱۰ کمتر از تیمار Cd۱۰ Cu۵۰ بود و Cu تیمار Cd۲۰ Cu۷۵ کمتر از تیمار Cd۲۰ Cu۵۰ بود. به نظر می‌رسد که در غلظت های بالای Cu، (بالاتر از ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم)، Cd سبب کاهش غلظت Cu شاخساره می‌شود(شکل۳). اما در مطالعه Yizong و همکاران (۲۰۰۹) در برنج اضافه شدن Cd به خاک، غلظت Cu ریشه و بخش هوایی گیاهان را کاهش داد ولی این کاهش با درجه ی کمتری معنی‌دار بود و در مطالعه Yujingو همکاران (۲۰۰۸) در برنج افزایش Cd به محلول اثر معنی‌داری در جذب Cu ژنوتیپ‌ها نداشت. با افزایش غلظت Cu خاک غلظت Cu ریشه‌ها افزایش یافت. حضور Cd در خاک غلظت Cu ریشه‌ها را کاهش داد و این کاهش با افزایش Cd خاک افزایش یافت(شکل۴). مطالعه Yizong و همکاران (۲۰۰۹) در گیاه برنج در تأیید نتایج حاصل از این تحقیق است.

پتاسیم شاخساره و ریشه: بیشترین مقدار پتاسیم شاخساره در تیمار Cd۰ Cu۰ بود با افزایش غلظت کادمیوم و افزایش غلظت مس محیط کشت، مقدار پتاسیم شاخصاره کاهش یافت و این کاهش زمانی که هر دو فلز در محیط کشت حضور داشتند، نسبت به زمانی که هر دو به تنهایی در محیط کشت وجود داشتند، بیشتر بود و نیز با افزایش غلظت فلزات محیط کشت، بیشتر کاهش یافت(شکل های۵ و ۶).

نتیجه گیری کلی: در مجموع کادمیوم و مس دارای برهمکنش منفی با همدیگر بودند به طوریکه با افزایش میزان Cu جذب Cd کاهش یافت و به طبع آن میزان کادمیوم در اندام هوایی نیز کاسته شد. همچنین میزان پتاسیم ریشه و اندام هوایی نیز با افزایش میزان کادمیوم کاهش یافت و به نظر می رسد که این کاهش با افزایش میزان Cu تشدید می شود. اطلاع از اثرات برهمکنش فلزات، در مدیریت و کنترل آنها می تواند موثر باشد.

فهرست برخی منابع:

- Alexander. P. D., Alloway. B. J. and dourado. A. M. (۲۰۰۶). Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. J. Environmental pollution, ۱۴۴, ۷۳۶-۷۴۵.

- Ali. N. A., Pilar Bernal. M. and Ater. M. (۲۰۰۴). Tolerance and bioaccumulation of cadmium by *Phragmites australis* grown in the presence of elevated concentration of cadmium, copper and zinc. J. Aquatic botany, ۸۰, ۱۶۳-۱۷۶

- Deng. H., Ye. Z. H. and Wong. M. H. (۲۰۰۴). Accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn by ۱۲ wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in china. J. Enviromental pollution, ۱۳۲, ۲۹-۴۰.

شاخص‌های آلودگی مس در خاکهای اطراف معدن مس مزرعه

امیر خمسه[۱]، شاهین اوستان[۲]، فرزین شهبازی[۳]، نصرت‌اله نجفی[٤]، ناصر دواتگر[٥]
۱- دانش آموخته، دانشگاه تبریز
۲- دانشیار، دانشگاه تبریز
۳- دانشیار، دانشگاه تبریز
٤- استادیار، دانشگاه تبریز
٥- هیئت علمی تحقیقات برنج

مقدمه

مواد باطله معادن از جمله آلاینده‌های محیط زیست بوده و به دلیل غلظت بالای آلاینده‌ها باید در محل‌های مناسبی انباشت شوند. با توجه به نزدیکی این انباشت‌ها به زمین‌های کشاورزی احتمال انتقال این مواد از طرق مختلف به این زمین‌ها و آلودگی آنها وجود دارد. برای بررسی درجه آلودگی خاک معیارهایی وجود دارد که می‌توان بر اساس آنها به وجود یا عدم وجود آلودگی خاک پی برد. از جمله این معیارها می‌توان به شاخص غنی‌شدگی[۱] و شاخص زمین‌انباشتگی[۲] و شاخص آلودگی[۳] اشاره کرد. معدن مس مزرعه در ۲۵ کیلومتری شمال شهرستان اهر و ۶ کیلومتری روستای مزرعه واقع می‌باشد. مس تغلیظ شده این معدن بصورت کنسانتره مس سولفیدی به ظرفیت ۲۵۰ تن در روز به کارخانه ذوب مس سرچشمه منتقل می‌شود. طی این فرآیند روزانه ۲۰۰ تن مواد باطله به محل انباشت هدایت می‌گردد. این مواد حاوی فلزات سنگین خطرناکی مانند آرسنیک و مس می‌باشند. در اردیبهشت سال ۱۳۸۹ بر اثر بارندگی شدید سد مواد باطله معدن ریزش کرد و محتویات سد به اطراف جاری شد و باعث آلودگی زمین‌های اطراف گردید. در این تحقیق سعی بر آن است که بر اساس شاخص‌های ذکر شده درجه آلودگی خاک‌ها مورد بررسی قرار گیرد.

مواد و روش‌ها:

از تعداد ۳۰ نقطه نمونه برداری در منطقه پایین دست سد مواد باطله معدن مس مزرعه (اهر–آذربایجان شرقی)، ۱۵ نقطه (به صورت یک در میان) انتخاب و خاک اعماق ۱۰–۰ و ۶۰–۳۰ سانتی‌متری جهت تعیین شاخص‌های آلودگی مس (شاخص غنی‌شدگی، شاخص زمین انباشتگی و شاخص آلودگی) به آزمایشگاه منتقل گردید. به علاوه، مقادیر این شاخص‌ها در ۶ نقطه شاهد (نزدیکترین نقاطی که تحت تاثیر ریزش محتویات سد قرار نگرفته بودند) در همان دو عمق تعیین شدند. برای این منظور غلظت کل مس و آهن در نمونه‌های خاک به روش Aqua-Regia اندازه‌گیری شد (چن و ما، ۲۰۰۱). برای این کار ۰/۵ گرم خاک آون خشک داخل یک بشر ۵۰ میلی‌لیتری ریخته سپس ۹ میلی‌لیتر اسید کلریدریک غلیظ و ۳ میلی‌لیتر اسید نیتریک غلیظ اضافه و نمونه‌ها در داخل حمام شنی با دمای ۱۱۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۳ ساعت قرار داده شدند. سپس ۲۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۲ درصد اضافه شده و بعد از عبور از کاغذ صافی با آب مقطر به حجم ۱۰۰ میلی‌لیتر رسانده شد. در نهایت غلظت مس و آهن توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری گردید. بر اساس روابط ارائه شده شاخص‌ها محاسبه شدند. همچنین ویژگیهای عمومی خاکها به روشهای استاندارد مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند.

[1]-Enrichment factor
[2]-Geoaccumulation index
[3]-Pollution index

۱- شاخص غنی‌شدگی (EF)

برای محاسبه این شاخص از رابطه زیر استفاده شد (آهایامادجی و همکاران، ۲۰۱۱): [۱]

$$EF = \frac{(\frac{X}{Fe})_{sample}}{(\frac{X}{Fe})_{background}}$$

که در این معادله: X: غلظت عنصر مورد نظر (مس در تحقیق حاضر)، Fe: غلظت آهن (به عنوان عنصر مرجع)، sample: خاک مورد نظر، background: پوسته قاره‌ای. عنصر مرجع می‌تواند Al، Fe، Si، Ti و غیره باشد. گرچه احتمال آلودگی خاک‌ها به آهن نیز وجود دارد ولی با توجه به ضریب تغییرات کمتر غلظت کل آهن در مقایسه با غلظت کل مس، در این تحقیق از آهن به عنوان عنصر مرجع استفاده گردید (آهایامادجی و همکاران، ۲۰۱۱). بر اساس این شاخص، خاک‌ها از نظر درجه آلودگی به پنج گروه طبقه‌بندی می‌شوند (جدول ۱) (فگبوت و النپیکو، ۲۰۱۰).

۲-شاخص زمین انباشتگی (I_{geo})

برای محاسبه این شاخص از رابطه زیر استفاده شد (مولر، ۱۹۶۹): [۲]

$$I_{geo} = \log\left\{\left(\frac{C_n}{1.5B_n}\right)\right\}$$

که در این معادله: C_n غلظت عنصر n در خاک مورد نظر، B_n غلظت زمینه عنصر n (پوسته قاره‌ای) و ضریب ۱/۵ نیز برای به حداقل رساندن تغییرات غلظت زمینه عناصر لحاظ شده است. بر اساس این شاخص، خاک‌ها از نظر درجه آلودگی به شش گروه طبقه‌بندی می‌شوند (جدول ۲) (مولر، ۱۹۶۹).

۳- شاخص آلودگی (PI)

برای محاسبه این شاخص از رابطه زیر استفاده شد (فگبوت و النپیکو، ۲۰۱۰): [۳]

$$PI = \frac{(C_m)_{sample}}{(C_m)_{background}}$$

که در این معادله: $C_{m\ sample}$: غلظت عنصر m در خاک مورد نظر، $C_{m\ background}$: غلظت عنصر m در پوسته قاره‌ای. فاکتور آلودگی نسبت غلظت یک عنصر به غلظت همان عنصر در نمونه شاهد است. خاک‌ها از نظر درجه آلودگی به چهار گروه طبقه بندی می‌شوند (جدول ۳) (فگبوت و النپیکو، ۲۰۱۰).

جدول ۱- مقادیر شاخص غنی‌شدگی

درجه آلودگی خاک	شاخص غنی‌شدگی
غیر آلوده	کمتر از ۲
آلودگی متوسط	۲-۵
آلودگی زیاد	۵-۲۰
آلودگی خیلی زیاد	۲۰-۴۰
شدیداً آلوده	بزرگتر از ۴۰

جدول ۲- مقادیر شاخص زمین‌انباشتگی

درجه آلودگی خاک	شاخص زمین انباشتگی
غیر آلوده	کمتر از صفر
غیر آلوده تا کمی آلوده	۰-۱
کمی آلوده	۱-۲
خیلی آلوده تا خیلی آلوده	۲-۳
خیلی آلوده	۳-۴
شدیداً آلوده تا خیلی آلوده	۴-۵
شدیداً آلوده	بزرگتر از ۵

جدول ۳ - مقادیر شاخص آلودگی

خاک آلودگی درجه	شاخص آلودگی
آلودگی کم	کمتر از ۱
آلودگی در حد متوسط	۱-۳
آلودگی بالا	۳-۶
آلودگی خیلی بالا	بزرگتر از ۶

نتایج و بحث

غلظت کل مس در ۱۵ نقطه نمونه برداری در عمق ۱۰-۰ سانتیمتری دارای حداقل، حداکثر و میانگین به ترتیب ۷۲/۶، ۲۵۷/۹ و ۱۱۱/۵ میلی گرم بر کیلوگرم بود. همچنین غلظت کل مس نمونه ها در عمق ۶۰-۳۰

سانتیمتری دارای حداقل، حداکثر و میانگین به ترتیب ۵۹/۱ ، ۱۳۱/۱ و ۸۴/۵ میلی گرم بر کیلوگرم بود. بر اساس میانگین جهانی (کاباتاپندیاس و پندیاس، ۱۹۹۴) حد آستانه غلظت مس در خاک ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است. با در نظر گرفتن این موضوع غلظت کل مس در کلیه نقاط و اعماق بالاتر از این حد آستانه می‌باشد. بعلاوه، غلظت کل مس در ۶ نقطه شاهد مورد نمونه برداری در عمق ۱۰-۰ سانتیمتری دارای حداقل، حداکثر و میانگین به ترتیب ۳۵/۵، ۶۷/۲ و ۴۹/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بود. همچنین غلظت کل مس نمونه های شاهد در عمق ۶۰-۳۰ سانتیمتری دارای حداقل، حداکثر و میانگین به ترتیب ۳۵/۷، ۵۷/۱، ۴۶/۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بود. با توجه به نتایج به دست آمده غلظت کل مس در نمونه خاک‌های شاهد در هر سه عمق نزدیک به حد آستانه ($50 mg\ kg^{-1}$) بود. به طوری که ملاحظه می‌شود ضریب تغییرات غلظت کل مس در نمونه‌های آلوده به طور قابل ملاحظه‌ای بیشتر از نمونه خاک‌های شاهد است که این امر از ویژگی‌های مناطق آلوده می‌باشد. مقادیر شاخص های آلودگی خاک اعماق ۱۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتیمتری در جدول های ۴ و ۵ ارائه شده است.

جدول ٤- شاخص‌های آلودگی در ۱۵ خاک آلوده (عمق ٦٠-٣٠ سانتی‌متری)

شماره خاک	فاکتور غنی‌شدگی	فاکتور زمین‌انباشتگی	شاخص آلودگی
۴	۷/۰۶	۱/۸۱	۵/۲۴
۶	۳/۴۵	۱/۰۹	۳/۲۰
۸	۳/۵۱	۰/۶۶	۲/۳۶
۱۰	۴/۰۶	۰/۹۹	۲/۹۸
۱۲	۳/۶۲	۰/۸۵	۲/۷۰
۱۴	۴/۶۵	۰/۹۲	۲/۸۴
۱۶	۴/۷۳	۱/۰۴	۳/۰۸
۱۸	۳/۶۰	۰/۸۶	۲/۷۳
۲۰	۵/۰۶	۱/۳۰	۳/۷۰
۲۲	۵/۰۳	۱/۳۰	۳/۶۹
۲۴	۴/۲۷	۱/۱۷	۳/۳۸
۲۶	۵/۲۸	۱/۴۱	۳/۹۹
۲۸	۴/۳۳	۱/۱۴	۳/۳۰
۳۰	۴/۷۳	۱/۱۵	۳/۳۲
۳۲	۴/۶۹	۱/۳۳	۳/۷۷

جدول ٥- شاخص‌های آلودگی در ۱۵ خاک آلوده (عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری)

شماره خاک	فاکتور غنی‌شدگی	فاکتور زمین‌انباشتگی	شاخص آلودگی
۴	۱۵/۷۱	۲/۷۸	۱۰/۳۲
۶	۵/۴۳	۱/۴۴	۴/۰۷
۸	۴/۶۳	۱/۲۲	۳/۴۹
۱۰	۳/۹۴	۰/۹۵	۲/۹۰
۱۲	۶/۶۲	۱/۶۷	۴/۷۷
۱۴	۷/۸۹	۲/۰۵	۶/۲۰
۱۶	۶/۱۰	۱/۴۵	۴/۱۱
۱۸	۳/۹۹	۰/۹۷	۲/۹۴
۲۰	۳/۹۰	۰/۹۶	۲/۹۲
۲۲	۵/۵۳	۱/۴۱	۴/۰۰
۲۴	۴/۵۱	۱/۱۱	۳/۲۴
۲۶	۵/۸۷	۱/۴۵	۴/۰۹
۲۸	۵/۲۲	۱/۶۲	۴/۶۰
۳۰	۶/۱۹	۱/۵۷	۴/۴۴
۳۲	۶/۳۶	۱/۶۹	۴/۸۳

برای عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری مقایسه مقادیر فاکتور غنی‌شدگی خاک‌ها با جدول ۱ نشان‌دهنده آلودگی بالا در همه نقاط به جز نقاط ۸، ۱۰، ۱۸، ۲۰ و ۲۴ است که در آنها آلودگی در حد متوسط است. مقایسه مقادیر شاخص زمین‌انباشتگی خاک‌ها با جدول ۲ نشان دهنده کمی آلوده بودن همه نقاط به جز نقاط ۱۰، ۱۸و ۲۰ که در آنها آلودگی در حد غیر آلوده تا کمی آلوده و نقاط ۴ و ۱۴ که در آنها آلودگی در حد کمی آلوده تا خیلی آلوده است. همچنین مقایسه مقادیر شاخص آلودگی با جدول ۳ نشان دهنده آلودگی بالا در همه نقاط به جز نقاط۱۰، ۱۸و

۲۰ که در آنها آلودگی در حد متوسط و نقاط ۴ و ۱۴ که آلودگی در آنها در حد خیلی زیاد است. طبق نتایج به دست آمده برای عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری بیشترین آلودگی در نقاط نزدیک سد مواد باطله بود که با نتایج ماموﻻوا و همکاران (۲۰۱۱)، حابس و ناگم (۲۰۰۶) و آهایامادجی و همکاران (۲۰۱۱) مطابقت دارد که گزارش کردند بیشترین آلودگی نزدیک منبع آلاینده است. برای عمق ۶۰-۳۰ سانتی‌متری مقایسه مقادیر فاکتور غنی‌شدگی خاک‌ها با جدول ۱ نشان‌دهنده آلودگی متوسط همه نقاط به جز نقاط ۴، ۲۰، ۲۲ و ۲۶ که در آنها آلودگی زیاد است. مقایسه مقادیر شاخص زمین‌انباشتگی خاکها با جدول ۲ نشان دهنده کمی آلودگی همه نقاط به جز نقاط ۸، ۱۰، ۱۲، ۱۴و ۱۸ که در آنها آلودگی در حد غیر آلوده تا کمی آلوده است. همچنین مقایسه مقادیر شاخص آلودگی خاکها با جدول ۳ نشان دهنده آلودگی بالا در همه نقاط به جز نقاط ۸، ۱۰، ۱۲، ۱۴و ۱۸ که در آنها آلودگی در حد متوسط است. نتایج بدست آمده از شاخص‌های آلودگی برای عمق ۶۰-۳۰ سانتی‌متری خاک‌ها نیز حاکی از بیشترین آلودگی در نقاط نزدیک سد مواد باطله بود.

جدول ٦- شاخص‌های آلودگی در خاک‌های شاهد

شماره خاک	فاکتور غنی‌شدگی	فاکتور زمین‌انباشتگی	شاخص آلودگی
۵ عمق ۱۰-۰ (سانتی‌متری)	۴/۷۸	۰/۴۷	۲/۰۸
۹ عمق ۱۰-۰ (سانتی‌متری)	۴/۱۸	۰/۲۰	۱/۷۲
۱۳ عمق ۱۰-۰ (سانتی‌متری)	۵/۰۱	۰/۶۵	۲/۳۵
۲۱ عمق ۱۰-۰ (سانتی‌متری)	۴/۰۱	۰/۱۶	۱/۶۸
۲۸ عمق ۱۰-۰ (سانتی‌متری)	۶/۷۸	۰/۸۴	۲/۶۹
۳۲ عمق ۱۰-۰ (سانتی‌متری)	۳/۵۲	-۰/۰۸	۱/۴۲
۵ عمق ۶۰-۳۰ (سانتی‌متری)	۴/۲۵	۰/۳۲	۱/۸۸
۹ عمق ۶۰-۳۰ (سانتی‌متری)	۴/۳۲	۰/۲۰	۱/۷۲
۱۳ عمق ۶۰-۳۰ (سانتی‌متری)	۴/۴۶	۰/۲۹	۱/۸۴
۲۱ عمق ۶۰-۳۰ (سانتی‌متری)	۴/۷۸	۰/۳۳	۱/۸۹
۲۸ عمق ۶۰-۳۰ (سانتی‌متری)	۶/۲۰	۰/۶۱	۲/۲۹
۳۲ عمق ۶۰-۳۰ (سانتی‌متری)	۳/۴۱	۰/۰۰	۱/۵۰

برای نقاط شاهد (جدول ۶)، مقایسه مقادیر فاکتور غنی‌شدگی خاکها با جدول ۱ نشان دهنده آلودگی در حد متوسط همه نقاط به جز نقاط ۱۳ و ۲۸ در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری و نقطه ۲۸ در عمق ۶۰-۳۰ سانتی‌متری که در آنها آلودگی زیاد است. مقایسه مقادیر شاخص زمین انباشتگی خاکها با جدول ۲ نشان دهنده غیرآلوده تا کمی آلوده بودن همه نقاط به جز نقطه ۳۰ در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری که غیرآلوده است. همچنین مقایسه شاخص آلودگی خاکها با جدول ۳ نشان دهنده آلودگی متوسط همه نقاط شاهد است. این امر حاکی از آن است که قبل از ریزش سد مواد باطله نیز خاکهای نزدیک به معدن آلوده شده‌اند. مقایسه میانگین‌ها نشان داد که بین عمق‌های ۱۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری در مورد شاخص‌های غنی‌شدگی و آلودگی در سطح ۵ درصد و در مورد شاخص زمین‌انباشتگی در سطح ۱ درصد تفاوت معنی‌داری وجود دارد. می‌توان نتیجه گرفت که میزان آلودگی در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری بیشتر از عمق ۶۰-۳۰ سانتی‌متری می‌باشد که این به دلیل زمان کم برای نشت رسوبات سد مواد باطله از سطح به عمق خاک بوده است (هوانگ‌یو و همکاران، ۲۰۰۵). نتایج به دست آمده نشان می‌دهد که استفاده از شاخص‌های مختلف آلودگی خاک می‌تواند نتایج متفاوتی را به دنبال داشته باشد.

منابع

1. Ahiamadjie, H., Adukpo, O. K., Tandoh, J. B., Gyampo, O., Nyarku, M., Mumuni, I. I., Agyemang, O., Ackah, M., Otoo, F. and Dampare, S. B. 2011. determination of the elemental contents in soils around diamond cement factory, Aflao. Environmental and Earth Sciences, 3: 46-50.

2. Chen, M., Ma, L. Q. and Harris, W. G. 1999. Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils. J. Enviroment Quality. 28: 1173-1181.

3. Fagbote, E. O. and Olanipekun, E. O. 2010. Evaluation of the Status of Heavy Metal Pollution of Soil and Plant (Chromolaena odorata) of Agbabu Bitumen Deposit Area, Nigeria American-Eurasian J. Scientific Research, 5: 241-248.

4. Habes, G. and Nigem, Y. 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. Chemosphere, 65: 2114-2121.

5. Hongyu, Li., Anne, P. and Bohan, Li. 2005. Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). Science of the Total Environment, 339: 153-166.

6. Kabata- Pendias, A. A. and H. Pendias. 1994. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, 9: 83-93.

7. Mmolawa, K. B., Likuku, A. S. and Gaboutloeloe, G. K. 2011. Assessment of heavy metal pollution in soils along major roadside areas in Botswana. African J. Environmental Science and Technology, 5: 186-196.

8. Muller, G., 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the RhineRiver. Geochemistry, 2: 109-118.

جزء بندی مس در رسوبات و خاک‌های آلوده اطراف معدن مس مزرعه

امیر خمسه[1]، شاهین اوستان[2]، فرزین شهبازی[3]، نصرت‌اله نجفی[4]، ناصر دواتگر[5]
۱،۲،۳ و ۴- به ترتیب دانش‌آموخته ، دانشیار ، دانشیار و استادیار دانشگاه تبریز
۵- هیئت علمی تحقیقات برنج

مقدمه

غلظت کل فلزات سنگین خاک می‌تواند نشانگر گسترش آلودگی باشد اما اطلاعاتی را درباره تحرک و زیست‌فراهمی این فلزات در اختیار قرار نمی دهد. جزءبندی[1] یک فلز سنگین در خاک‌های آلوده با استفاده از عصاره‌گیری دنباله‌ای[2] اطلاعات جامعی را در مورد چگونگی نگهداری و آزادسازی، منشأ، زیست‌فراهمی و میزان تحرک این فلزات در اختیار قرار می‌دهد (شومن، ۱۹۸۵). معدن مس مزرعه در ۲۵ کیلومتری شمال شهرستان اهر و ۶ کیلومتری روستای مزرعه واقع می‌باشد. مس تغلیظ شده این معدن بصورت کنسانتره مس سولفیدی به ظرفیت ۲۵۰ تن در روز به کارخانه ذوب مس سرچشمه منتقل می‌شود. طی این فرآیند روزانه ۲۰۰ تن مواد باطله به محل انباشت هدایت می‌گردد. این مواد حاوی فلزات سنگین خطرناکی مانند آرسنیک و مس می‌باشند. در اردیبهشت سال ۱۳۸۹ بر اثر بارندگی شدید سد مواد باطله معدن ریزش کرد و محتویات سد به اطراف جاری شد. این امر باعث آلودگی زمین‌های زراعی و باغات پایین دست معدن گردید. هدف از این تحقیق جزءبندی مس در رسوب سطحی و خاک مناطق آلوده پایین دست معدن بود.

مواد و روش‌ها

از ۳۰ نقطه نمونه برداری شده در پایین دست سد مواد باطله معدن مس مزرعه (اهر–آذربایجان شرقی) ۱۰ نمونه رسوب سطحی (پوشاننده سطح خاک‌ها) و ۱۰ نمونه خاک (۱۰–۰ سانتیمتری) با توجه به همبستگی غلظت کل مس و کربن آلی خاک‌ها انتخاب و پس از هوا خشک شدن و عبور از غربال ۲ میلی‌متری، جزءبندی مس به روش اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲) به شرح ذیل تعیین گردید:

در این روش برای جداسازی مس تبادلی از ۰/۵ مولار نیترات پتاسیم، مس جذب شده از آب مقطر، مس آلی از سود ۰/۵ مولار، مس کربناتی از ۰/۰۵ مولار Na_2-EDTA و مس باقیمانده از ۴ مولار اسید نیتریک استفاده شد. در نهایت غلظت مس در عصاره‌های جمع‌آوری شده با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. نهایتاً از مجموع درصد جزءهای تبادلی و کربناتی و بر اساس جدول ۱ کد ارزیابی خطر(RAC)[3] برای رسوبات سطحی و خاکها ارائه شد. همچنین ویژگی‌های عمومی خاکها به روش‌های استاندارد اندازه گیری شد.

جدول ۱ -کد ارزیابی خطر (RAC) (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۱)

کلاس	خطر	مجموع درصد جزءهای تبادلی و کربناتی فلز سنگین
۱	بدون خطر (NR)	<۱
۲	خطر کم (LR)	۱–۱۰
۳	خطر متوسط (MR)	۱۱–۳۰
۴	خطر بالا (HR)	۳۱–۵۰
۵	خطر خیلی بالا (VHR)	>۵۰

[1]-Fractionation
[2]-Sequential extraction
3-Risk assessment code

نتایج و بحث

مقادیر حداقل، حداکثر و میانگین ویژگی‌های عمومی خاک‌ها در جدول ۲ ارائه شده است.

جدول ۲- توصیف آماری برخی ویژگی‌های خاک‌ها

عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری	میانگین	حداقل	حداکثر
کربنات کلسیم معادل(٪)	۵	۰/۲	۱۳/۸
pH	۸/۱	۷/۸	۸/۳
قابلیت هدایت الکتریکی (dSm^{-1})	۱	۰/۷	۱/۶
کربن آلی(٪)	۱/۶	۰/۱	۲/۸
ظرفیت‌تبادل‌کاتیونی ($cmol_c\ kg^{-1}$)	۲۵/۵	۱۸/۸	۲۹/۳
شن (٪)	۵۳/۶	۳۹	۶۷
سیلت(٪)	۳۲/۸	۲۲/۲	۴۸/۱
رس(٪)	۱۳/۵	۶	۲۱/۹

مقادیر مطلق جزءهای شیمیایی مس در رسوبات سطحی و خاکها به ترتیب در جدول های ۳ و ۴ ارائه شده است. ترتیب فراوانی جزءهای شیمیایی مس در رسوبات سطحی و خاکها به صورت زیر بود:

رسوبات سطحی: تبادلی > جذب شده > آلی> کربناتی > باقیمانده

خاکها: جذب شده > تبادلی> آلی> کربناتی > باقیمانده

به طوری که ملاحظه می شود تفاوت فراوانی جزءهای شیمیایی مس فقط در جزءهای تبادلی و جذب شده می‌باشد. درصد مس جزء تبادلی در رسوبات مورد مطالعه بین ۰/۸۵-۰/۳۳ درصد و میانگین آن برابر ۰/۵۶ درصد بود. درصد مس جزء جذب‌شده در رسوبات مورد مطالعه بین ۳/۳۱-۱/۸۲ درصد و میانگین آن برابر ۲/۴۶ درصد بود. درصد مس جزء آلی در رسوبات مورد مطالعه بین ۱۶/۴۸-۹/۲۲ درصد و میانگین آن برابر ۱۳/۰۴ درصد بود. درصد مس جزء کربناتی در رسوبات مورد مطالعه بین ۳۸/۴۸-۲۱/۸۵ درصد و میانگین آن برابر ۳۱/۱۷ درصد بود. درصد مس جزء جذب شده در رسوبات مورد مطالعه بین ۶۶/۶۱-۴۴/۱۲ درصد و میانگین آن برابر ۵۲/۹۴ درصد بود.

جدول ۳ - مقادیر مطلق جزءهای شیمیایی مس در رسوبات ($mg\ kg^{-1}$)

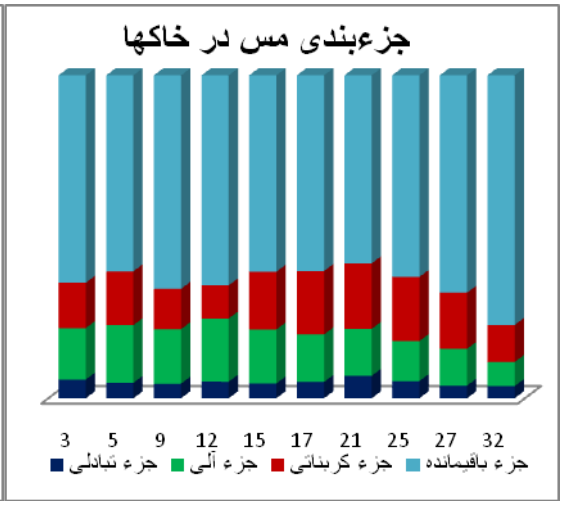
	تبادلی	جذب شده	آلی	کربناتی	باقیمانده	کل
حداکثر	۶/۹۶	۳۴/۶۳	۱۵۸/۸۰	۳۹۸/۱۶	۱۱۰۰	۱۶۵۱/۴۰
حداقل	۵/۱۸	۲۲/۴۰	۱۱۱/۶۲	۱۸۶/۵۰	۳۵۲/۳۶	۶۷۷/۲۱
میانگین	۵/۹۳	۲۶/۷۳	۱۴۱/۱۷	۳۴۲/۷۲	۶۱۵/۶۲	۱۱۳۰/۵۰

درصد مس جزء تبادلی در خاک‌های مورد مطالعه بین ۶/۹۴-۳/۷۸ درصد و میانگین آن برابر ۴/۹۸ درصد بود. درصد مس جزء آلی در خاک‌های مورد مطالعه بین ۱۹/۵۵-۷/۴۴ درصد و میانگین آن برابر ۱۴/۷۴ درصد بود. درصد مس جزء کربناتی در خاک‌های مورد مطالعه بین ۲۰/۲۹-۱۰/۲۸ درصد و میانگین آن برابر ۱۶ درصد بود. درصد مس جزء تبادلی در خاک‌های مورد مطالعه بین۷۷/۳۲- ۵۸/۲۲ درصد و میانگین آن برابر ۶۴/۲۸ درصد بود. درصد مس جزء باقیمانده در خاک‌های مورد مطالعه بین۶/۹۴-۳/۷۸ درصد و میانگین آن برابر ۴/۹۸ درصد

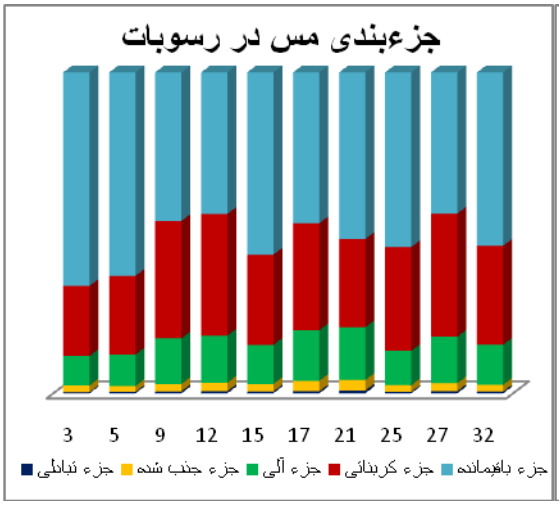
بود. به طوری که ملاحظه می شود مقادیر جزء تبادلی مس در رسوبات سطحی و خاکها تقریباً برابر است. با این وجود، مقادیر جزء های جذب شده، آلی، کربناتی و باقیمانده در رسوبات سطحی خیلی بیشتر از خاکها بود. به طور کلی غلظت کل مس در رسوبات سطحی حدود ۱۰ برابر خاکها بود. با توجه به حد آستانه آلودگی مس خاکها (۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک) رسوبات سطحی به شدت آلوده به مس بوده و غلظت کل مس خاکها نیز بیشتر از این حد بود (کاباتاپندیاس و پندیاس، ۱۹۹۴).

جدول ۴ – مقادیر مطلق جزءهای شیمیایی مس در خاکها ($mg\ kg^{-1}$)

	تبادلی	جذب شده	آلی	کربناتی	باقیمانده	کل
حداکثر	۵/۰۳	۰	۱۹/۱۷	۱۸/۳۵	۸۱/۴۴	۱۰۶/۸۸
حداقل	۳/۹۹	۰	۷/۸۴	۱۰/۰۸	۳۶/۷۳	۶۳/۰۹
میانگین	۴/۵۴	۰	۱۳/۷۶	۱۴/۶۷	۶۰/۴۱	۹۳/۳۹



شکل ۱–فراوانی جزءهای مختلف مس در خاک‌ها



شکل ۲ – فراوانی جزءهای مختلف مس در رسوبات

جدول‌های ۳ و ۴ و شکل‌های ۱ و ۲ نشان می‌دهند که مس در جزء باقی‌مانده خاک‌ها بیش از ۵۰ درصد و در جزء تبادلی کمتر از ۵ درصد بود. این امر از لحاظ تغذیه گیاه و تحرک مس در خاک مهم است. چرا که به دلیل فراهمی و تحرک کم مس موجود در این جزء، امکان سمیت گیاهی آن و آلودگی زنجیره غذایی کمتر است. مس معمولاً در خاکهای آلوده در جزء باقیمانده بیشترین و در جزء تبادلی کمترین مقدار را دارا می باشد (سالیریان، ۲۰۱۰). جلالی و خانلری (۲۰۰۷) نیز فراوانی جزءهای آلی و باقیمانده مس را بیشتر از سایر جزءها گزارش کردند. وانگ و همکاران (۲۰۰۲) دریافتند که در خاک‌های کشاورزی اطراف رودخانه پرل چین فلزات سرب، روی، مس و نیکل عمدتاً در جزء باقی‌مانده قرار داشتند. بعد از جزء باقیمانده در مورد فلزات مس و نیکل جزء آلی و در مورد فلزات سرب و روی جزء کربناتی بیشترین مقدار را داشت. در مورد همه فلزات جزء تبادلی و محلول کمترین مقدار را داشتند. درصد مجموع جزءهای تبادلی و کربناتی فلز مس در رسوبات سطحی بین ۲۲/۱۷ و ۳۹/۱۱ درصد با میانگین ۳۱/۷۲ درصد بود. طبق جدول ۱ که کد ارزیابی خطر (RAC) را برای فلزات سنگین ارائه می‌دهد (هوانگ و همکاران، ۲۰۱۱) هفت رسوب سطحی در کلاس ۴ یعنی خطر بالا (HR) و سه

رسوب سطحی در کلاس ۳ یعنی خطر متوسط (MR) قرار می‌گیرند. درصد مجموع جزءهای تبادلی و کربناتی فلز مس در خاک‌های مورد مطالعه بین ۱۵/۲۵ و ۲۷/۲۳ درصد با میانگین ۲۰/۹۸ درصد بود. طبق جدول ۱ خاکها در کلاس ۳ یعنی خطر متوسط (MR) قرار می‌گیرند. نتایج نشان داد که غلظت کل مس تعیین شده در جزءبندی نمونه خاک‌ها بین ۱/۶ و ۲۷/۶ درصد و بطور میانگین ۱۲/۹ درصد کمتر از مقادیر به طور مستقیم اندازه‌گیری شده بود. این نتیجه با یافته‌های مک‌لارن و کالکاس (۲۰۰۱) که این دامنه را بین ۱۰ و ۱۵ درصد گزارش کرده بودند، مطابقت داشت. مطابق با جدول ۵ جزء تبادلی مس(Cu-ex) تحت تأثیر درصد رس خاک(clay) و جزء آلی مس (Cu-om) تحت تأثیر pH خاکها قرار داشت. همبستگی مثبت جزء تبادلی مس با درصد رس خاکها نشان می‌دهد که مس تبادلی بیشتر توسط ذرات با اندازه رس نگهداری می‌شود. همچنین همبستگی منفی جزء آلی مس با pH خاکها حاکی از تشکیل کمپلکس‌های آلی–فلز است که حلالیت و تحرک مس را افزایش می دهد. اثرات مواد آلی بر تعیین شکل‌های فلزات سنگین در خاک وابسته به pH است. برای مثال در pH بالا تشکیل کمپلکس‌های آلی–فلز می‌تواند حلالیت فلز را افزایش دهد (گرسون و آلووی، ۱۹۸۴).

جدول ۵- روابط رگرسیونی بین برخی از جزءهای شیمیایی مس و ویژگی‌های خاکها

معادله	R^2	SE
Cu-ex = ۰/۰۴۶ Caly+۳/۹۱۷	۰/۴۴۵ (P=۰/۰۳۵)	۰/۲۹
Cu-om = −۱۸/۵۹۴ pH+۱۶۵/۰۴۳	۰/۵۱۱ (P=۰/۰۲)	۳/۰۷

منابع

1. Gregson, S. K., Alloway, B. J. 1984. Gel permeation chromatography studies on the speciation of lead in solutions of heavily polluted soils. Soil Science, 35: 55-61.
2. Huang, H., Yuan, X., Zeng, G., Zhu, H., Li, H., Liu, Z., Jiang, H., Leng, L. and Bi, W. 2011. Quantatitive evalution of heavy metals pollution hazards in liquefaction residues of sewage sludge. Bioresource Technology, 102: 10346-10351.
3. Kabata- Pendias, A. A. and H. Pendias. 1994. Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, 9: 83-93.
4. Jalali, M. and Khanlari, Z. V. 2007. Effect of aging process on the fractionation of heavy metals in some calcareous soils of Iran. Geoderma, 143: 26-40.
5. McLaren, R. G. and Clucas, L. M. 2001. Fractionation of copper, nickel, and zinc in metal-spiked sewage sludge. Enviromental Quality, 30:1968–1975.
6. Salirian, R. C., Burton, E. D., Sullivan, L. A. and Bush, R. T. 2010. Effect of sample pretreatment on the fractionation of Fe, Cr, Ni, Cu, Mn, and Zn in acid sulfate soil materials. Geoderma, 159: 156-164.
7. Shuman, L. M. 1985. Fractionation method for soil microelements. Soil Science, 140: 11-22.
8. Sposito, G., Lund, L. J. and Chang, A. C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. Soil Science, 46: 260-264.
9. Wong, S. C., Li, X. D., Zhang, G., Qi, S. H. and Min, Y. S. 2002. Heavy metals in agricultural soils of the pearl river delta, south China. Environmental pollution, 119: 33-44.

بررسی تاثیر دیاتومیت خام، کلسینه شده و منگنزدار بر توزیع سرب در خاک آلوده

فائقه ظفرواحدیان[1،*]، امیر فتوت[2]، امیر لکزیان[3]

۱ و*- دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی علوم خاک، نویسنده مسوول؛

۲- عضو هیئت علمی دانشگاه فردوسی مشهد،استاد راهنما؛ ۳- عضو هیئت علمی دانشگاه فردوسی مشهد، استاد مشاور.

مقدمه

آلودگی خاک با عنصر سرب یکی از مهم‌ترین آلودگی‌های زیست محیطی در بسیاری از کشورها است. به دلیل هزینه زیاد روش‌های سنتی مثل خاک برداری، تعویض خاک و دفن ضایعات و زمان‌بر بودن بعضی روش‌ها مثل گیاه پالایی، تکنیک‌های ارزان‌تری برای حفظ محیط زیست مانند غیر فعال سازی شیمیایی فلزات در خاک با استفاده از افزودنی‌های مختلف معدنی ترویج یافته است (کامپین و همکاران، ۲۰۰۸). کاربرد برخی اصلاح کننده‌ها و افزودنی‌های معدنی که از اهمیت ویژه‌ای برخوردارند از قبیل اکسیدهای آهن و کربن فعال، در کشورهای در حال توسعه چندان اقتصادی نیست (پندی و همکاران، ۱۹۸۵). به همین دلیل استفاده از جایگزین‌های مناسب‌تر از نظر قیمت، برای کاهش و حذف یون‌های فلزی سنگین لزوم پژوهش‌های بیشتری را ایجاد نموده است (کرایشه و همکاران، ۲۰۰۴).

در برخی منابع دیاتومیت به عنوان یک جاذب موثر و ارزان در حذف فلزات سنگین از فاضلاب‌ها گزارش شده است (آلدگز و همکاران، ۲۰۰۱). دیاتومیت نوعی خاک رسوبی سیلیسی است که جزء اصلی آن را کالبدهای فسیل شده باقی‌مانده از دیاتوم‌های تک سلولی تشکیل می‌دهند و در اصل شامل سیلیکای آمورف هستند. خاک دیاتومیت خصوصیات فیزیکی منحصر به فردی دارد که باعث می‌شود دیاتومیت یک واسطه فیلتراسیون برای مواد شیمیایی و نیز یک ماده جاذب برای آلاینده‌های آلی و تعدادی از فلزات سنگین در محیط‌های آبی باشد (گا و همکاران، ۲۰۰۵). علی رغم اینکه در سال‌های اخیر روی کاربرد دیاتومیت در تصفیه آب و فاضلاب مطالعات وسیعی صورت گرفته است، اما تحقیقات چندانی مبنی بر استفاده از دیاتومیت در اصلاح خاک‌های آلوده وجود ندارد. روش‌های متفاوتی برای اصلاح دیاتومیت به منظور افزایش خصوصیات جذب انجام گرفته است (تیسای و همکاران، ۲۰۰۶؛ الگوتی و همکاران، ۲۰۰۹). منگنز اکسید به عنوان یک ربایندهٔ خوب یون‌های فلزات سنگین عمل می‌کند و به عنوان یک مخزن برای فلزات سنگین مطرح شده است (الدگز و همکاران، ۲۰۰۱). از طرفی کلسینه کردن (گرمادهی) دیاتومیت باعث متراکم شدن ساختمان دیاتومیت می‌شود (ادیز و همکاران، ۲۰۱۰). دمای بالا باعث انهدام دیواره‌های منافذ میکرو مجاور می‌شود، کاهش منافذ میکرو، افزایش متناظر منافذ ماکرو را در پی دارد (آیوالیوتی و همکاران، ۲۰۱۰). با توجه به خصوصیات دیاتومیت، کاربرد آن در اصلاح اراضی آلوده به سرب روشی نوین و کم هزینه به نظر می‌رسد. هدف از این پژوهش بررسی کاربرد دیاتومیت در حذف سرب از خاک‌های آلوده و همچنین مقایسه فرم اصلاح شده دیاتومیت و بررسی تأثیر آن بر پتانسیل دیاتومیت در تثبیت سرب در خاک می‌باشد.

مواد و روش

آزمایش‌ها به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۳ تکرار در شرایط آزمایشگاهی طراحی و اجرا شد. تیمارها شامل دیاتومیت خام (R-D)، کلسینه شده (C-D) و منگنزدار (Mn-D) با ۲ سطح غلظت ۱٪ و

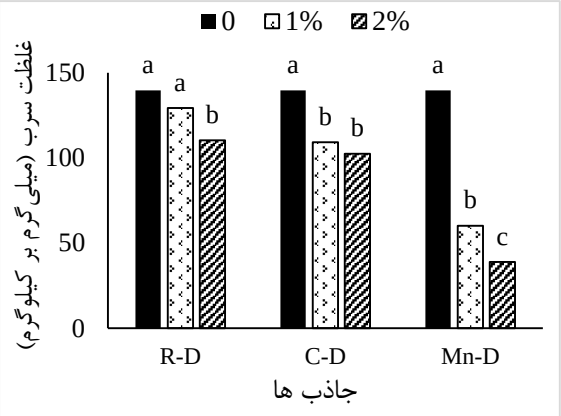
۲٪ بودند که پس از آلوده کردن خاک با نمک نیترات سرب به غلظت ۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر و نگه‌داری آن در شرایط رطوبت ظرفیت زراعی به مدت ۲۰ روز، به خاک اعمال شدند. خصوصیات خاک در جدول ۱ ارائه شده است. برای کلسینه کردن دیاتومیت، دیاتومیت خام به مدت ۲ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه در کوره قرار گرفت (آیوالیوتی و همکاران، ۲۰۱۰). به منظور تهیه دیاتومیت منگنزدار از نمک کلرید منگنز و روش الدگز و همکارانش استفاده شد (الدگز و همکاران، ۲۰۰۱). سرب موجود در فرکشن های تبادلی، کربناتی و آلی به روش عصاره گیری پی در پی استخراج شد (تسیر و همکاران، ۱۹۷۹) و عصاره‌های حاصل به مدت ۲ دقیقه با ۱۰ هزار دور سانتریفوژ شدند. در نهایت غلظت سرب نمونه‌ها، توسط دستگاه جذب اتمی قرائت شد. pH نمونه‌ها نیز ۲۴ ساعت پس از اعمال تیمارها در نسبت ۱ به ۲/۵ خاک به آب اندازه گیری شد. تجزیه و تحلیل داده‌ها با نرم افزار SPSS 21 صورت گرفت و اختلاف بین میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن در سطح معنی داری ۰/۰۵ مورد بررسی قرار گرفت.

جدول ۱- خصوصیات فیزیکو شیمیایی خاک مورد استفاده

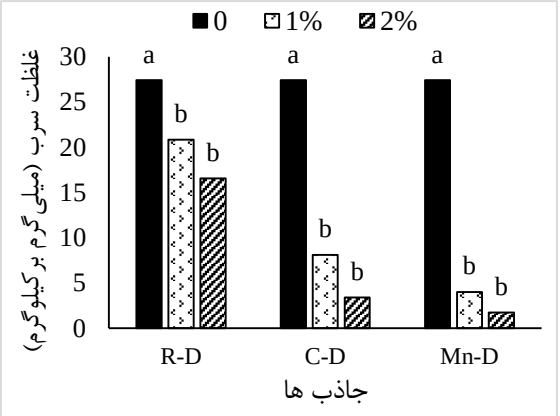
	Clay	Silt	Sand	pH	EC (dS/m)	SP (%)	P	K	OC(%)	$CaCO_3$ (%)	Fe	Zn	Mn	Cu	Pb
	(%)						(mg/lit)				(mg/lit)				
Soil	۱۶	۳۲	۵۲	۷/۶۲	۱/۳۷	۲۲/۴	۴/۷	۱۱۲/۷	۰/۱۴	۷/۶۳	۲/۲۷	۰/۹۸	۶/۸۱	۳	۵۳۰/۳

نتایج و بحث

در این پژوهش کارایی دیاتومیت و همچنین مقایسه بین انواع دیاتومیت در جذب سرب در خاک آلوده مورد بررسی قرار گرفت. با شناسایی فرکشن های مختلف فلزات در خاک، قدرت نگهداری عناصر سنگین ارزیابی شده، لذا توان حرکت و زیست فراهمی آنان تعیین می‌گردد (ریورتز و همکاران، ۲۰۰۶). در این مطالعه، غلظت سرب در فرکشن باقی‌مانده، به دلیل اینکه زیست فراهمی سرب باقی‌مانده نسبت به سایر فرکشن‌ها ضعیف‌تر است و گیاه نمی‌تواند آن را جذب کند (ارنست، ۱۹۹۶)، در نظر گرفته نشد. دیاتومیت خام (R-D) کاهش معنی‌داری در میزان غلظت سرب فرکشن تبادلی ایجاد کرد که با افزایش غلظت دیاتومیت خام به ۲٪ میزان کاهش غلظت سرب، افزایش داشت (شکل ۱).



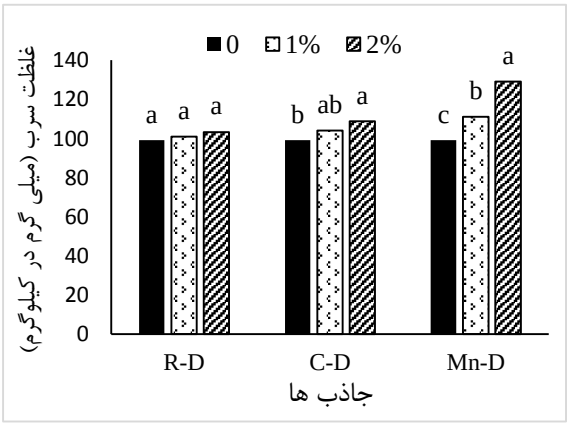
شکل ۱- تأثیر انواع دیاتومیت بر غلظت سرب در فرکشن تبادلی



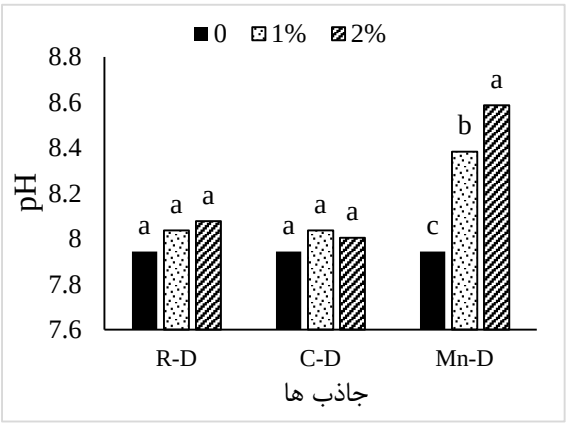
شکل ۲- تأثیر انواع دیاتومیت بر غلظت سرب در فرکشن کربناتی

با کاربرد دیاتومیت کلسینه شده (C-D)، در هر دو غلظت ۱٪ و ۲٪ مقدار سرب نسبت به شاهد کاهش یافت اما افزایش غلظت C-D تا سطح ۱٪ معنی‌دار بود (P<۰/۰۵). در مطالعه‌ای افزایش جذب کروم توسط C-D نشان داده شد (گارا و همکاران، ۲۰۰۸) و با افزایش مقدار دیاتومیت، جذب افزایش داشت اما بین مقادیر ۱ تا ۲٪ C-D، اختلاف معنی داری مشاهده نشد. اما با این وجود، در مطالعه حاضر کاربرد سطح ۱ ٪ C-D نسبت به R-D کارایی بیشتری داشت و حدود ۲۱/۴٪ نسبت به تیمار شاهد کاهش نشان داد. در این رابطه نتایج مطالعه (آیوالیوتی و همکاران، ۲۰۱۰) نشان داد که اصلاح گرمایی دیاتومیت در دمای ۵۵۰ درجه، ظرفیت جذب آلاینده‌های آلی محلول در آب را توسط دیاتومیت افزایش داده بود. با توجه به شکل ۱ هر دو غلظت به‌کاربرده از دیاتومیت منگنزدار (Mn-D)، باعث کاهش معنی‌دار در غلظت سرب فرکشن تبادلی شده بود. کاربرد Mn-D با غلظت ۱٪ و ۲٪ به ترتیب حدود ۵۶٪ و ۷۲٪ کاهش غلظت سرب را در فرکشن تبادلی موجب شد که با نتایج مطالعه (شی و همکاران، ۲۰۰۹a) تا حدودی مطابقت داشت. آن ها با افزایش میزان زئولیت به ۲۰ گرم بر کیلوگرم، کاهش معنی‌دار سرب را در فرکشن تبادلی نسبت به تیمار شاهد مشاهده کردند.

فرکشن کربناتی، کم‌ترین سهم مقدار سرب را در خود نگه داشته است (شکل ۲). با توجه به این شکل کاربرد هر سه نوع جاذب باعث کاهش معنی‌دار در غلظت سرب این فرکشن شده بود. اما تفاوت معنی‌داری بین سطوح به‌کاربرده شده از هیچ‌کدام از جاذب‌ها مشاهده نشد. در فرکشن کربناتی نیز، C-D نسبت به R-D کاهش بیشتری را نشان داد. کاربرد Mn-D به میزان ۲٪، حدود ۹۳٪ غلظت سرب را کاهش داد. الدگز و همکاران (۲۰۰۱) R-D و Mn-D را به عنوان جاذب‌های موثر سرب در محلول معرفی کردند و در این مطالعه دلیل افزایش زیاد کارایی جذب Mn-D را، بارهای منفی روی سطوح اصلاح‌شده مطرح کردند. در فرکشن‌های تبادلی و کربناتی، کاربرد جاذب‌ها، کاهش غلظت سرب در این فرکشن‌ها را نشان داد، درحالی‌که در فرکشن آلی روند این‌چنین نبود (شکل ۳). افزایش غلظت سرب به میزان ۸٪ که پس از کاربرد C-D در فرکشن آلی مشاهده شد، باعث ایجاد اختلاف معنی‌داری بین مقادیر استفاده‌شده از این تیمار شد. افزایش غلظت سرب در فرکشن آلی در پژوهش دیگری هم پس از کاربرد زئولیت مشاهده شد (شی و همکاران، ۲۰۰۹a). اما غلظت ۲٪ Mn-D حدود ۲۳٪ غلظت سرب را در فرکشن آلی افزایش داد که نسبت به R-D و C-D، افزایش قابل‌توجهی بود.



شکل ۳- تأثیر انواع دیاتومیت بر غلظت سرب در فرکشن آلی



شکل ۴- تأثیر انواع دیاتومیت بر pH خاک

علی رغم اینکه لی و همکارانش (۲۰۰۹) از زئولیت استفاده کردند اما در مورد سرب قابل دسترس نتایج مشابهی داشتند و گزارش کردند که پس از اعمال ماده اصلاحی زئولیت، سرب به طور قابل توجهی به فرم غیر قابل دسترس تبدیل شد و مهم‌ترین دلیل کاهش غلظت سرب قابل دسترس را افزایش pH خاک عنوان کردند.در این پژوهش تفاوت معنی داری بین pH سطوح مختلف تیمارها مشاهده نشد (شکل ۴) و تنها Mn-D اختلاف معنی داری در pH خاک نشان داد. با این حال، کاهش pH، جذب سطحی را به دلیل رقابت بین پروتون‌ها و کاتیون‌های فلزات سنگین برای محل‌های جذب روی کلوئیدهای خاک، کاهش می‌دهد (فینزگار و همکاران، ۲۰۰۷). عامل اصلی تعیین‌کننده فرم‌های مختلف فلزات سنگین در خاک pH است. به طوری که بیشترین همبستگی، بین تغییرات غلظت سرب در فرکشن تبادلی و pH خاک مشاهده شد (R^2=۰/۹۲).

نتایج ارائه‌شده در این مطالعه، نشان داد که کاربرد جاذب‌ها در خاک آلوده به سرب، خصوصیات جذب خاک را بهبود بخشیده و شرایط لازم را برای کاهش سمیت فلز سنگین سرب از خاک آلوده، ایجاد نموده است. در این پژوهش مشاهده شد که مقادیر کم به‌کاربرده شده از جاذب‌ها نیز،می‌توانند در تغییر گونه‌بندی فلز سنگین سرب و توزیع آن در فرکشن‌های مختلف خاک و به عبارتی تحرک و فعالیت آن در خاک‌های آلوده موثر باشند. به طور کلی نتایج مطالعه حاضر نشان می‌دهد دیاتومیت توانایی جذب فلز سنگین سرب را در محیط خاک دارد و این توانایی با افزایش غلظت آن، بیشتر می‌شود.

منابع و مراجع

Aivalioti, M., Vamvasakis, I., Gidarakos, E., 2010. BTEX and MTBE adsorption onto raw and thermally modified diatomite. Journal of hazardous materials 178,136-143.

Al-Degs, Y., Khraisheh, M.A.M.,and Tutunji, M.F. 2001. Sorption of lead ions on diatomite and manganese oxides modified diatomite. Water ResearchJournal 35: 3724-3728.

Al-Ghouti, M.A., Khraisheh, M.A.M., Ahmad, M.N.M.,and Allen, S. 2009. Adsorption behaviour of methylene blue onto Jordanian diatomite: A kinetic study. Journal of Hazardous Materials 165:589-598.

Ediz, N., Bentli, İ., Tatar, İ., 2010. Improvement in filtration characteristics of diatomite by calcination. International Journal of Mineral Processing 94, 129-134.

Finžgar, N., Tlustoš, P., Leštan, D., 2007. Relationship of soil properties to fractionation, bioavailability and mobility of lead and zinc in soil. plant, soil and environment 53, 225-238.

Gao, B., Jiang, P., An, F., Zhao, S.,and Ge, Z. 2005. Studies on the surface modification of diatomite with polyethyleneimine and trapping effect of the modified diatomite for phenol, Applied Surface Science 250: 273–279.

Gürü, M., Venedik, D., Murathan, A., 2008. Removal of trivalent chromium from water using low-cost natural diatomite. Journal of hazardous materials 160, 318-323.

Khraisheh, M.A.M., Al-degs, Y.S.,and McMinn, W.A.M. 2004. Remediation of wastewater containing heavy metals using raw and modified diatomite. Chemical Engineering Journal 99: 177-184.

Kumpiene, J. Lagerkvist, A.,and Maurice, C. 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments-a review,Waste ManageJournal 28: 215–225.

Li, E., Zeng, X.,and Fan, Y. 2009. Removal of chromium ion (III) from aqueous solution by manganese oxide and microemulsion modified diatomite. DesalinationJournal 238: 158-165.

Liu, W., Yang, Y.S.,and Li, P.J. 2009. Risk assessment of cadmium-contaminated soil on plant DNA damage using RAPD and physiological indices.Journal of Hazardous Materials. 161: 878–883.

Rieuwerts, J.S., Ashmore, M.R., Farago, M.E., Thornton, I., 2006. The influence of soil characteristics on the extractability of Cd, Pb and Zn in upland and moorland soils. Science of The Total Environment 366, 864-875.

Shi, W.-y., Shao, H.-b., Li, H., Shao, M.-a., Du, S., 2009a. Co-remediation of the lead-polluted garden soil by exogenous natural zeolite and humic acids. Journal of hazardous materials 167, 136-140.

Tsai, W.T., Lai, Ch.W.,and Hsien, K.J. 2006. Characterization and adsorption properties of diatomaceous earth modified by hydrofluoric acid etching. Journal of Colloid and Interface Science 297: 749–754.

مقایسه آلودگی نیکلی خاک با میزان نیکل جذب شده در گیاه قدومه در شرایط شوری

۱-پرستو ملزومی* ۲- محمدرضا دلالیان۳-الناز صباغ تازه

۱-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک و آب دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز

۲- عضو هیأت علمی گروه علوم خاک و آب دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز

۳- عضو هیأت علمی گروه علوم خاک و آب دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز

*نویسنده مسئول: پست الکترونیکی: parastoomalzoomi@yahoo.com

مقدمه

آلودگی خاک ها و محیط‌های آبی با فلزات سنگین یک مشکل جدی و در حال گسترش است. نیکل از طریق مواد غذایی، آب آشامیدنی، استنشاق و جذب پوستی می تواند به بدن راه یابد و غلظت های بالای آن سبب مشکلات تنفسی و کاهش سیستم ایمنی جانداران شود (Smialowicz *et al*., 1988; Smialowicz., 1984). گیاهان بیش اندوز توانایی جذب و انباشت مقادیر زیادی از عناصر سنگین را دارند بدون اینکه آثار سمی آشکار برای آنها ایجاد نماید. گونه گیاهی *Alyssum murale* به عنوان یک گونه بیش‌اندوز نیکل شناخته شده است (McGrath *et al*., 2000; Brooks, 1998; Reeves *et al*., 2001). فناوری استفاده از گیاهان در پالودن زیست بوم، پالایش سبز نام گرفته است (Cunningham and Berti., 1993; Kumer *et al*., 1995; Raskin and Ensly., 2000). خاک شور به خاکی گفته می شود که غلظت املاح در آن به قدری باشد که عملکرد را کاهش دهد، مشروط بر آنکه سایر عوامل مانعی برای رشد محصول ایجاد نکنند (همایی، ۱۳۸۱). گیاهان مقاوم به شوری در طبیعت به طرق مختلفی نسبت به این مشکل سازگاری یافته اند که شامل دامنه ای از تغییرات ریخت شناسی، آناتومیکی یا فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی است (Zhu, 2001; Sakamoto and Murata., 2002). یانگ و همکاران (۱۹۹۶) میزان نفوذ نیکل به ریشه و انتقال آن از ریشه به اندام هوایی و انباشت نیکل را در چهار گونه گیاهی شامل شبدر سفید، ذرت، کلم و علف چاودار را بررسی کردند. موهلینگ و لاوچلی (۲۰۰۳) تحت آزمایشی نشان دادند که جذب کادمیم در شوری های بالا به وسیله برگ افزایش یافت. سلیمی و همکاران (۱۳۹۰) پژوهشی در زمینه تأثیر شوری بر گیاه پالایی کادمیم از خاک آلوده انجام دادند که نتیجه این پژوهش نشان داد که با افزایش EC، جذب کادمیم به وسیله گیاه افزایش می یابد که این نتیجه در ساقه غالب تر از ریشه و برگ است. هدف از این پژوهش مقایسه آلودگی نیکلی خاک با میزان نیکل جذب شده در گیاه قدومه در شرایط شور بود.

مواد و روشها:

در این پژوهش برای پالایش سبز نیکل از خاک آلوده از گیاه قدومه (*Alyssum murale*) استفاده شد. آزمایشات در خاکی با بافت لوم شنی غیرآلوده به نیکل و یا هر عنصر سمی دیگری (برای دوری از تنش‌های ناخواسته در تیمارها) و غیرشور از محل ایستگاه تحقیقات دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی تبریز (واقع در ۱۰ کیلومتری شرق تبریز) برای انجام آزمایش‌ها انتخاب گردید. برای اعمال تیمارهای شوری با سه سطح کمتر از یک، ۴ و ۸ دسیزیمنس بر متر، از یک خاک غیرشور استفاده شد. برای اعمال تیمارهای شوری، با استفاده از نمک کلریدسدیم (Nacl) و کلریدکلسیم ($Cacl_2$) با نسبت

اکی‌والان یکسان، آب با شوری‌های ۴ و ۸ دسیزیمنس بر متر تهیه شد. سپس خاک گلدانها تا رسیدن به شوری موردنظر، چندین بار با آب‌شور تهیه شده اشباع شد. سطح آلودگی‌ها با توجه به حدود غلظت مجاز نیکل در خاک که ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک می‌باشد (Cariny,1995) ۰، ۵۰، ۲۵۰، ۵۰۰، ۷۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در نظرگرفته شد. سپس این غلظت‌ها برای نمک سولفات نیکل و ۷/۵ کیلوگرم خاک محاسبه شد و خاکها آلوده شد. پس از طی مدت دو هفته، خاک آلوده شده به ۱۳۵ گلدان منتقل شد. متناسب با مراحل رشد، از گیاه در سه بازه زمانی نمونه‌برداری (۴۰ ، ۷۰ و ۱۰۰روز پس از کشت گیاه) انجام شد. پس از اندازه‌گیری وزن تر ریشه و اندام هوایی، در دمای ۶۵ درجه سانتیگراد به مدت ۴۸ ساعت خشک و مجدداً برای بدست آوردن وزن خشک توزین و در نهایت آسیاب گردید . در این پژوهش غلظت نیکل کل در گیاه از روش اکسیداسیون تر و در خاک از روش هضم اسیدی(اسیدنیتریک ۴ مولار، اسیدکلریدریک و آب‌اکسیژنه) اندازه-گیری و با دستگاه جذب‌اتمی بدست آمد (Gupta, 2000).

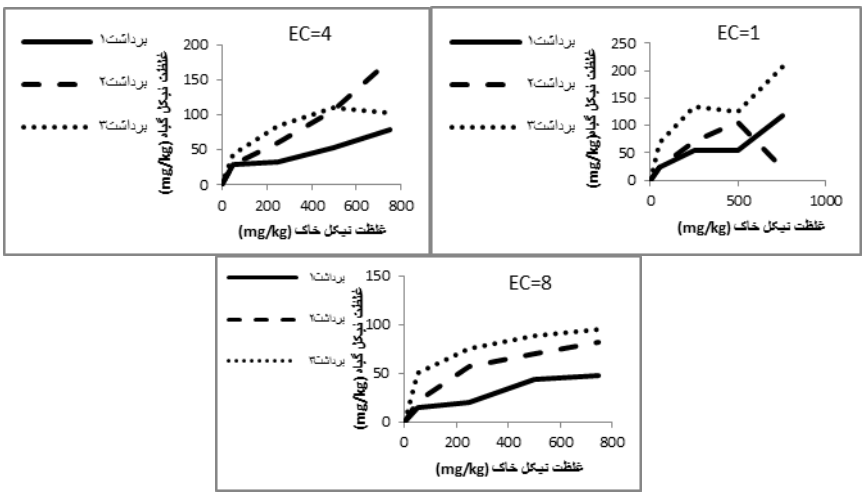
بحث و نتیجه‌گیری

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده در خاک مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- نتایج تجزیه های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

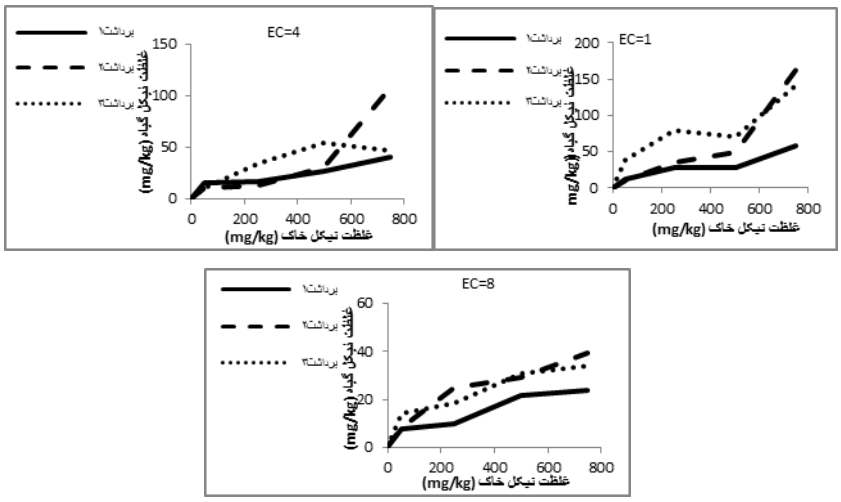
بافت خاک	Silt (٪)	Sand (٪)	Clay (٪)	pH	ρ_b ($gr.cm^{-3}$)	ΘFC ($cm^3.cm^{-3}$)	OM (%)	EC_e (ds m-1)
لوم شنی	۱۵/۵	۷۴	۹/۴۲	۷/۳	۱/۴	۰/۱۴۵	۲/۸	۱

شکل۱ غلظت نیکل کل ماده‌خشک گیاه در مقابل غلظت فلز در خاک را در سه برداشت در سطوح شوری مختلف نشان می-دهد. شکل۲ غلظت نیکل اندام‌هوایی خشک گیاه در مقابل غلظت فلز در خاک را در سه برداشت در سطوح شوری مختلف نشان می‌دهد.



شکل۱- غلظت نیکل درکل ماده خشک گیاه در مقابل غلظت نیکل خاک در زمان‌های مختلف

برداشت در سطوح شوری EC=1 ، EC=4 و EC=8 (برداشت ۱ تا ۳: به ترتیب ۴۰، ۷۰ و ۱۰۰ روز پس از جوانه‌زنی)



شکل ۲- غلظت نیکل در اندام هوایی خشک گیاه در مقابل غلظت نیکل خاک در زمان‌های مختلف

برداشت در سطح شوری EC=1، EC=4 و EC=8 (برداشت ۱ تا ۳: به ترتیب ۴۰، ۷۰ و ۱۰۰ روز پس از جوانه‌زنی)

نتایج شکل ۱ و ۲ روند نسبتاً خطی بین غلظت نیکل در خاک و گیاه در سطوح شوری مختلف را نشان می‌دهد. حداکثر غلظت نیکل در کل اندام گیاه قدومه در EC=1 برابر ۲۰۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در بازه سوم است. حداکثر غلظت نیکل گیاه قدومه در EC=4 برابر ۱۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم در بازه دوم است. حداکثر غلظت نیکل گیاه قدومه در EC=8 برابر ۹۵ میلی‌گرم در کیلوگرم در بازه سوم است. بر طبق شکل ۲ حداکثر غلظت نیکل در اندام هوایی گیاه قدومه در EC=1 برابر ۱۶۲ میلی‌گرم در کیلوگرم در بازه دوم است. حداکثر غلظت نیکل گیاه قدومه در EC=4 برابر ۱۰۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در بازه دوم است. حداکثر غلظت نیکل گیاه قدومه در EC=8 برابر ۳۵ میلی‌گرم در کیلوگرم در بازه دوم است. شکل ۱ و ۲ بیانگر آن است که گیاه قدومه در جذب نیکل از خاک در شرایط شوری نیز توانا است اما با توجه به بیش‌اندوز بودن گیاه قدومه و متحمل بودن در غلظت‌های بالا، با افزایش سطوح شوری از میزان جذب به وسیله گیاه کاسته شد. گیاه قدومه (*Alyssum murale*) در انتقال نیکل از ریشه به ساقه نیز تواناست برای اثبات این موضوع تحقیقاتی در سال ۲۰۱۲ بر روی اثرات غلظت نیکل بر روی خواص فیزیولوژیکی گیاه *A.murale* در خاک مخلوط شده با لجن فاضلاب کشاورزی نشان داد که نیکل در شاخه بیشتر از ریشه تجمع می‌یابد. *A.murale* قادر است تا غلظت‌های بالای12730mg/kg نیکل را در برگ‌ها ذخیره کند(sellami *et al.*, 2012).

منابع

۱) سلیمی، م.، امین م. م.، ابراهیمی، ا.، قاضی فرد، ا.، نجفی، پ.، امینی، ح.، رزمجو، پ.، دستجردی، م. و. ۱۳۹۰. **تأثیر شوری بر گیاه-پالایی کادمیوم از خاک‌های آلوده**. مجله تحقیقات نظام سلامت، سال هفتم، شماره ۶، ویژه نامه بهداشت سلامت ۱۳۹۰.

۲) همائی، م. ۱۳۸۱. **واکنش گیاهان به شوری.** انتشارات کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. تهران. ۹۷ صفحه.

3)Brooks, R.R., 1998, Geobotany and hyperaccumulators, In: R.R. Brooks (ed), plants that hyperaccumulate heavy metals, PP. 1-4. CAB Inernational, U.S.A.

4) Cariny, T., 1995. The Re-use of contaminated land, john eiley and sons Ltd, pub, USA.

5) Cunningham S. D. and W. R. Berti. 1993. Remediation of contaminated soils with green plants: An overview. *In Vitro* Cell Development Biology. 29: 207 – 212.

6) Gupta, P.K., 2000, Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis. Agrobios, New Delhi, India.

7) Homaee, M., C. Direksen and R. A. Feddes. 2002 a. Simulation of root water uptake.I. Non – uniform transient salinity stress. Agric. Water Mangt. 57: 89 – 109.

8) Kumar P. B. A. N., Dushenkov V., Motto H. and Raskin I. 1995. Phytoextraction: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soils. Environmental Science and Technol. 29: 1232-1238.

9) McGrath S.P., S.J. Dunham & R.L Correll, 2000, "Potential for Phytoextraction of Zinc and Cadmium from Soils Using Hyperaccumulator Plants in Phytoremediation of Contaminated Siol and Water", Terry N. & Banuelos G, Ed., CRC Press LLC, 109-128.

10) Muhling, K. H. and Lauchli, A. 2003 Interaction of NaCl and Cd stress on compartmentation pattern of cation, antioxidant enzymes and proteins in leaves of two wheat genotypes differing in salt tolerance. Plant soil 253, 219 – 231.

11) Raskin, I., and Ensly, B. D. 2000. Phytoremediation of Toxic Metal: using Plants to clean up the environmental, john wiley & sons, Inc., New York.

12) Reeves, R. D., Kruckeberg, A. R., Adiguzel, N. and Kramer, U. 2001. Studies on the flora of serpentin and other metalliferous areas of Western Turkey. South African Journal of Science 97, 513-517.

13) Sakamoto, A. and N. Murata. 2002. The role of glycine betaine in the protection of plants from stress: clues from transgenic plants. Plant, Cell Environ. 25: 163-171.

14) Smialowicz, R. J., Rogers, R. R., Riddle, M. M., and Scott, G. A.1984. Immunologic effects of nickel: I. Suppression of cellular and hum oral immunity, Environ, Res. 33: 413-427.

15)Smialowicz, R. J. Rogers, R. R. and Rowe, D. G. 1988. The effects of nickel on immune function in the rat, Toxicology, 44: 271 – 281.

16) Yang, X., Baligar, V.C., Martens, D.C., Clark, R.B., 1996, Plant tolerance to nickel toxicity: I. Influx, transport, and accumulation of nickel in four species, Journal of Plant Nutrition, 19(1), 73-85.

17) Zhu, J. K**.** 2001. Plant salt tolerance. Trends in Plant Sci. 6: 66-71.

پاکسازی هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs) بوسیله گیاه فستوکا تلقیح شده با باکتری *باسیلوس لیچنیفورمیس*ATHE9 و *باسیلوس مجاونسیس*ATHE13 از ریزوسفر

سمیه اسکندری: دکتری خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)
پست الکترونیک: Eskandary.s@gmail.com
مهران هودجی: دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)
آرزو طهمورث پور: استادیار گروه علوم پایه پزشکی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)
آتوسا عبدالهی: استادیار گروه شیمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان (خوراسگان)

مقدمه

هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای (PAHs)[1] ترکیبات معطری هستند که دو یا تعداد بیشتری حلقه بنزنی دارند. آنها معمولاً درطی تخریب دمایی مولکول‌های آلی و ترکیبات مشابه آنها تولید می‌شوند (*Lyons*، 1996). منبع معمول این ترکیبات در محیط می‌تواند فعالیت‌های انسانی، آتش‌سوزی جنگل-ها و مراتع، نشت نفت، آتشفشان و صنایع باشد (*Bauman*، 1991). این ترکیبات (PAHs) به عنوان ترکیبات آلاینده سمی، جهش‌زا و سرطانزا شناخته شده‌اند (*Han*، 2004). روشهای زیادی برای حذف PAHها وجود دارد که معمولاً گران، کم اثر، پرهزینه و زمان‌بر هستند. از بین تمامی روش‌های مطالعه شده، گیاه پالایی فرآیندی است که کمترین مقدار انرژی و ماده شیمیایی را لازم دارد و سبب تغییر شکل آلاینده از فرم خطرناک به فرم کم‌خطر یا بی‌خطر می‌شود (*Silicano*، 1998). در حقیقت گیاه‌پالایی تکنولوژی است که براساس وقایع طبیعی که در خاک اتفاق می‌افتد عمل می‌کند. این وقایع شامل روابط همزیستی بین گیاهان، میکروارگانیسم‌ها و محیط است که سالهاست انجام می‌شود و ممکن است میلیونها سال ادامه پیدا کند (*Banks*، 2000).

در تحقیقی که توسط لیو[2] و همکاران در سال 2013 برروی اثر گیاه یولاف در تجزیه فنانترن در خاک انجام گردید مشخص شد که رشد این گیاه در خاک آلوده به این ترکیب سبب تحریک تجزیه فنانترن در خاک کشت شده می‌گردد. اگرچه عوامل غیرزنده مانند pH، رطوبت، اکسیژن و عناصرغذایی دردسترس می‌توانند تجزیه PAHها را تحت تأثیر قرار دهند اما مشخصاً فرآیندهای میکروبی سهم بیشتری را در تجزیه این ترکیبات دارند (*Haritash*، 2009).

[1] Polycyclic Aromatic Hydrocarbons
[2] Liu et al.

با توجه به خطرات حضور PAHها در محیط و لزوم حذف آنها، در این تحقیق اقدام به پالایش این ترکیبات از خاک آلوده با استفاده از روش گیاه پالایی گردید. دراین روش از گیاه فستوکا ارانديا‌سه[1] تلقیح شده با دو باکتری بومی جداسازی شده از گونه‌های *باسیلوس لیچنیفورمیس*[2] و *باسیلوس مجاونسیس*[3] استفاده شد و تأثیر تلقیح باکتری در حذف هیدروکربن‌ها از ریزوسفر این گیاه بررسی گردید.

مواد و روشها

نمونه‌برداری: در این تحقیق از خاک آلوده اطراف مخازن نفت و بنزین پالایشگاه اصفهان استفاده شد.

اندازه‌گیری برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک: پس از انتقال نمونه خاک، اقدام به اندازه‌گیری اسیدیته، هدایت الکتریکی و ماده آلی خاک گردید (*Hogg*، 1984؛ *Rhoades*، 1986).

غنی سازی، جداسازی، خالص سازی و شناسایی باکتری‌های تجزیه-کننده PAHs: این مراحل براساس روش اسکندری و همکاران در سال 2013 انجام گردید و در نهایت دو باکتری *باسیلوس لیچنیفورمیس* و *باسیلوس مجاونسیس* برای تلقیح در دو مرحله کاشت بذر و جوانه دو برگی انتخاب شدند (*Eskandary*، 2013؛ *Helmi*، 2007).

عصاره‌گیری از خاک برای بررسی غلظت PAHها: در این مطالعه به بررسی 10 هیدروکربن آروماتیک چند حلقه‌ای شامل: نفتالن، اسنفتن، اسنفتیلن، فنانترن، کریسن، آنتراسن، بنزو[a]آنتراسن، بنزو[a]پیرن، دی‌بنزو[ah] آنتراسن و بنزو[ghi]پریلن پرداخته شد. به منظور بررسی غلظت PAHها، 5 گرم نمونه خاک با 5 گرم سولفات سدیم فعال شده و مخلوط 150 میلی‌لیتر از استون و دی‌کلرومتان به نسبت حجمی 1:1 بوسیله سوکسله عصاره‌گیری شدند. در زمان تزریق نمونه‌های خاک بدستگاه GC-FID مدل Agilent 7890 A استاندارد داخلی ام-ترفنیل[4] با غلظت مشخص به تمام نمونه‌ها اضافه شد (*Rodrigo*، 2009).

آنالیزهای آماری: کلیه داده‌های این تحقیق بوسیله نرم افزار آماری SAS و بصورت طرح بلوک فاکتوریل کاملاً تصادفی بررسی شدند. تیمارها به صورت، گیاه فستوکا تلقیح شده با باکتری *باسیلوس لیچنیفورمیس ATHE9* (F1)، فستوکا تلقیح شده با باکتری *باسیلوس مجاونسیس ATHE13* (F8)، فستوکا تلقیح شده با هردو باکتری (F1,8) و فستوکا بدون تلقیح (Fo) در سه تکرار طراحی شدند.

---

[1] *Festuca arundinacea*
[2] *B. licheniformis*
[3] *B. mojavensis*
[4] m-Terphenyl

نتایج و بحث

برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک اندازه‌گیری شد که نتایج آن در جدول شماره 1 ارائه گردیده است.

جدول 1: خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک قبل از زمین‌پالایی

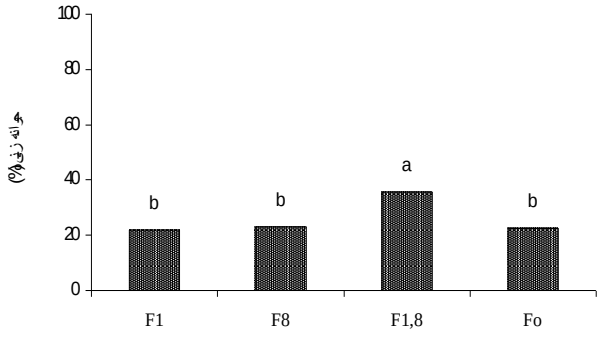
خصوصیت	pH	(dS.m-1) EC	(meq.100g-1) CEC	ماده آلی (%)	رس (%)
مقدار	3±0/04 7/	3/4±0/25	7±1	4/6	16/6

اندازه‌گیری غلظت هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای در خاک مورد استفاده برای کشت گیاه: قبل از انتقال خاک به گلدانها و اعمال تیمارها غلظت 10 هیدروکربن موردنظر در خاک اندازه‌گیری شد که نتایج در جدول شماره 2 گزارش شده است.

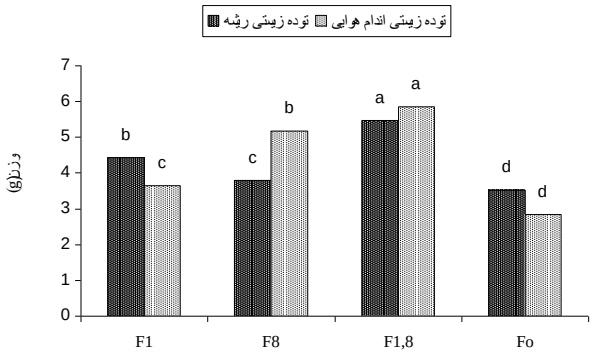
جدول 2: غلظت 10 هیدروکربن آروماتیک چند حلقه‌ای در خاک مورد آزمایش

هیدروکربن	مقدار ($mg.kg^{-1}$)	هیدروکربن	مقدار ($mg.kg^{-1}$)
نفتالن	32±5	اسنفتیلن	44±5
اسنفتن	37±4	آنتراسن	7±2
بنزو a آنتراسن	31±4	فنانترن	10±2
بنزو a پیرن	6±2	کریسن	64±7
بنزو ghi پریلن	7±0/5	دی بنزو ah آنتراسن	8±2

چنانچه نتایج این جدول نشان می‌دهد غلظت هر هیدروکربن در خاک بسیار بیشتر از حد استاندارد آن در خاک در دامنه 50 تا 1100 میکروگرم در کیلوگرم خاک است (*Peijnenburg*، 2004). این نتایج لزوم پاکسازی این خاک از هیدروکربن‌ها را تأیید می‌نماید.

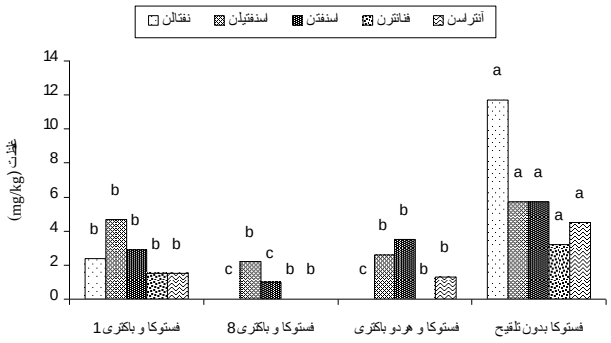


شکل 1: درصد جوانه زنی در تیمارها

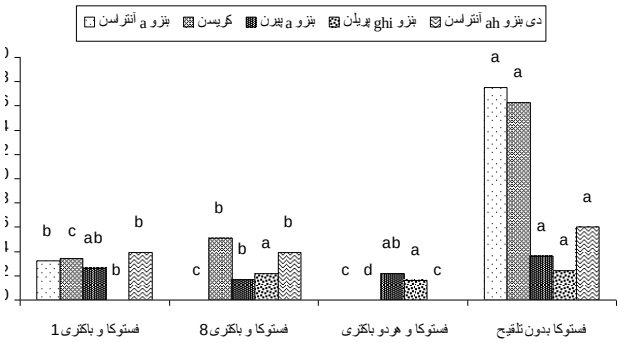


شکل 2: توده زیستی ریشه و اندام هوایی در تیمارها

اندازه‌گیری غلظت هیدروکربن‌ها درخاک ریزوسفری: تأثیر اعمال هر تیمار درکاهش غلظت هیدروکربن‌ها درریزوسفر نسبت به خاک آلوده درشکل‌های3 و 4 نشان داده شده است.



شکل 3: غلظت هیدروکربن‌های 2 و 3 حلقه‌ای در ریزوسفر تیمارها



شکل 4: مقایسه غلظت هیدروکربن‌های 4، 5 و 6 حلقه‌ای در ریزوسفر تیمارها

بررسی برخی خصوصیات فیزولوژیکی گیاه: نتایج مربوط به درصد جوانه زنی بذرها، بیومس ریشه و اندام هوایی گیاه در شکل-های 1 و 2 نشان داده شده‌اند. شکل 1 نشان می دهد که در تیمار تلقیح شده با هر دو باکتری درصد جوانه زنی نسبت به سایر تیمارها بیشتر و اختلاف معنی داری در سطح 5 درصد دارد که این مسئله بهبود شرایط بذر را در حضور هردو باکتری برای تحمل شرایط آلودگی نشان می دهد. آنوخیا و همکاران نیز در سال 2006 چنین نتایجی را ارائه نمودند. توده زیستی ریشه و اندام هوایی گیاه در تیمار تلقیح شده با هردو باکتری بیشترین مقدار را داشته و نسبت به سایر تیمارها دارای اختلاف معنی‌داری در سطح 5 درصد است (شکل2). سایر تحقیقات نتایج مشابهی را ارائه کردند (بسالتپور و همکاران، 2008).

چنانچه در شکل‌های 3 و 4 مشاهده می‌شود تجزیه هیدروکربن‌های دارای 2 و 3 حلقه بنزنی نسبت به هیدروکربن‌های دارای حلقه-های بیشتر و سنگین‌تر در ریزوسفر بیشتر صورت گرفته است. چنین نتایجی را سلیمانی و همکاران نیز در سال 2010 گزارش نمودند (سلیمانی و همکاران، 2010). هیدروکربن های سنگین بدلیل حلالیت کمتر در فاز آبی و همچنین نگه داشته شدن با نیروی بیشتری بر روی سطوح کمتر در دسترس میکروارگانیسم‌ها قرار گرفته و در نتیجه تجزیه و حذف آنها نیز کمتر است (*Schnoor*، 2001). شکل شماره 3 نشان می‌دهد که تجزیه هیدروکربن-های 2 و 3 حلقه‌ای در تیمار فستوکا و باکتری 8 بسیار بیشتر

از سایر تیمارها است زیرا هر باکتری با توجه به سیستم آنزیمی خاص خود در تجزیه برخی هیدروکربنها اختصاصی عمل می-کند (لیز و همکاران 2004). همچنین این نتایج نشان می‌دهد در تیمار فستوکا بدون تلقیح غلظت هیدروکربن‌ها بیشتر از سایر تیمارها بوده و اختلاف معنی‌داری در سطح 5 درصد دارد. شکل شماره 4 نشان می‌دهد که تیمار تلقیح شده با هردو باکتری دارای غلظت کمتری از هیدروکربن‌های 4، 5 و 6 حلقه‌ای است. هریتاش و کائوشیک نیز در سال 2009 چنین نتایجی را گزارش نمودند (هریتاش وکائوشیک، 2009).

با توجه به نتایج بدست آمده می‌توان بیان کرد مکانیسم پالایش گیاهی[1] توانایی زیادی در تجزیه و حذف هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای از محیط خاک دارد. چنین نتایجی را سو و زو در سال 2007 نیز ارائه کردند (*Su*، 2007).

منابع

Anokhina O, Volkova V, Puntus F, Filonov E, Kochetkov V, and M Boronin. 2006. Plant growth-promoting Pseudomonas bearing catabolic plasmids: Naphthalene degradation and effect on plants. Biochemistry, 41: 2417–2423.

Banks MK, Govindaraju RS, Schwab AP and P Kulakow. 2000. Field demonstration. In: Fiorenza S, Oubre CL, Ward CH. (Eds.), Phytoremediation of Hydrocarbon-Contaminated Soil. Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 3-88.

Bauman B. 1991. Research needs: Motor friel contaminated soils. In: Calebrese, E.J., Kostecki, P.T. (Eds.), Hydrocarbon Contaminated Soils. Lewis Publishers, Chelsea, MI, pp. 41-56.

Besalatpour A, Khoshgoftarmanesh AH, Hajabbasi MA, Afyuni M. 2008. Germination and growth of selected plants in a petroleum contaminated calcareous soil. Soil and Sediment Contamination, 17: 665-676.

Eskandary S, Hoodaji M, Tahmourespour A, Abdollahi A. 2013. Treatment of Gram-positive indigenous bacteria isolated from polycyclic aromatic hydrocarbons contaminated soil in media. World of Microbes, in Press, in Persian.

Haritash AK, Kaushik CP. 2009. Biodegradation aspects of polyaromatic hydrocarbons (PAHs). Journal of Hazardous Materials, 169(1-3): 1-15.

Hogg T and JL Heury. 1984. Comparision and extracts with the saturation extracts in estimating salinity in saskatchewan soils. Canadian Soil Science Journal, 64: 699-704.

Han MJ, Choi HT, Song HG. 2004. Degradation of phenanthrene by Trametes versicolor and its laccase. Journal of Microbiology, 42(2): 94-8.

Lyons WC. 2004. Standard Handbook of Petroleum and Natural Gas Engineering. Gulf Publishing Co. 2ed edition, Houston, TX. pp 1568.

Liu SL, Cao ZH, Liu HE. 2013. Effect of ryegrass (*Lolium multiflorum L.*) growth on degradation of phenanthrene and enzyme activity in soil. Plant Soil and Environment, 59(6): 247–253.

Peijnenburg. W . 2004. Fate of contaminants in Soil. Developments in Soil Science. Chapte 9 Pages 245–280.

Rodrigo S, Okeke C, Peralba M and O Camargo. 2009, Emproved enrichment and isolation of polycyclic aromatic hydrocerbos PAH–degrading microorgomisn in soil using Anthracene as a model PAH. Current Microbiology, 58:628-634.

Rhoades J D. 1982. Cation exchange capacity. In: Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties (Page, A.L., Miller, R.H. Keeney, D.R.) (Eds.) American Society of Agronomy, Inc. Soil Science Society of America. Inc. Madison, Wisconsin, 149 – 157.

Schnoor JL, Licht LA, McCutcheon SC, Wolfe NL and LH Carreira. 1995. Phytoremediation of organic contaminants. Environmental Science and Technology, 29: 318-323.

Siciliano SD and JJ Germida. 1998. Mechanisms of phytoremediation: Biochemical and ecological interactions between plants and bacteria. Environmental Reviews, 6: 65–79.

[1] Phytoremediation

Su YH and YG Zhu. 2007. Transport mechanisms for the uptake of organic compounds by rice (*Oryza sativa*) roots. Environmental Pollution, 148: 94-100.

مقایسه پالایش زیستی پساب صنعتی و شهری با گیاه *Potamogeton berchtoldii*

ساناز عباسی[۱]، مصطفی چرم[۲]، نعیمه عنایتی ضمیر[۳]، حسین معتمدی[۴]

۱.دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید چمران اهواز شماره تماس:۰۹۳۷۲۷۱۶۵۶۱ ایمیل: sanaz68.abbasi@gmail.com

۲.دانشیار گروه خاکشناسی، دانشگاه شهید چمران اهواز شماره تماس: ۰۹۱۶۱۱۳۰۷۷۴ ایمیل: mchorom@yahoo.com

۳.استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه شهید چمران اهواز شماره تماس: ۰۹۱۶۱۱۵۲۱۵۷ ایمیل: N.enayatizamir@acu.ir

۴.دانشیار گروه میکروبیولوژی، دانشگاه شهید چمران اهواز شماره تماس: ۰۹۱۳۳۰۶۱۴۳۳ ایمیل: hhmotamedi@yahoo.com

مقدمه

انتشار فلزات سنگین به محیط به وسیله‌ی فعالیت‌های صنعتی یکی از تهدیدهای جدی زیست محیطی است. فلزات سنگین موجود در پساب را می‌توان با روش‌های فیزیکی و شیمیایی با فناوری‌هایی مانند بارش، تبادل یونی، جذب سطحی، فرآیندهای الکتروشیمیایی و فرآیندهای غشایی می‌توان از پساب‌ها حذف کرد. (کورنیاوان و همکاران، ۲۰۰۶). این فناوری‌ها گران و انرژی بر هستند و باید به سمت جستجوی گزینه های ارزان تر هم در کشورهای در حال توسعه و هم توسعه یافته رفت (کیوایسی، ۲۰۰۱).گیاهان آبزی به واسطه رشد سریع و جذب مواد آلی و معدنی محلول در آب از طریق ریشه‌هایشان به آسانی می‌توانند برای حذف آلودگی‌های مختلف، نظیر فلزات سنگین موجود در فاضلاب‌های صنعتی و شهری مورد بهره برداری قرار گیرند (پرنیان، ۱۳۸۹). به دلیل اثر تجزیه‌ای گیاهان آبزی این گونه گیاهان در مطالعات آلودگی فلزات سنگین بسیار پر اهمیت می‌باشند. جذب یون‌های فلزی به وسیله گیاهان آبزی به طبیعت و میزان گیاهان آبزی، مراحل رشد آن‌ها، تصفیه مقدماتی، حجم آب خوراک، محتویات یون فلزی و حضور اجسام محلول دیگر بستگی دارد. گیاهان آبزی مورد استفاده در حذف فلزات سنگین به دو صورت شناور و ریشه دار می‌باشند. این گیاهان در اکثر نقاط جهان رشد کرده و در شرایط مناسب دارای سرعت رشد خوبی می‌باشند. گیاهان آبزی در فاضلاب‌ها نیز قادر به رشد بوده و آلودگی-های فساد پذیر را مستقیما به علف‌های غنی از پروتئین تبدیل و فاضلاب‌ها را برای آبیاری مناسب و مفید می-سازند. (فلاحی و همکاران، ۱۳۸۹)

در پژوهش‌های قبلی پالایش به وسیله گیاهان آبزی در محیط مصنوعی با حذف یک فلز سنگین بررسی شده بود. در این پژوهش پالایش پساب‌های شهری و صنعتی (غنی شده با کادمیوم و سرب) و اثر متقابل فلزات سنگین کادمیوم و سرب با استفاده از گیاه آبزی *Potamogeton berchtoldii* مورد مقایسه قرار می‌گیرد.

مواد و روش‌ها

نمونه برداری: گیاه *Potamogeton berchtoldi* از کانال‌های آبیاری مزرعه‌ی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران برداشت و به آزمایشگاه خاکشناسی این دانشگاه منتقل شد. نمونه‌های جلبکی و موجودات آبزی همراه آن از قبیل حلزون‌ها و حشرات از آن جدا شدند و با آب شهر شستشو و برای انجام آزمایش آماده شدند.

آزمایش: میزان ۱۰ گرم از گیاه *Potamogeton berchtoldii* با استفاده از آب دیونیزه شستشو و در ظرف‌هایی حاوی ۲۵۰ میلی لیتر پساب شهری و صنعتی که با غلظت‌های ۲۰ میلی گرم برلیتر کادمیوم و ۵۰ میلی گرم بر لیتر سرب غنی سازی شده بودند، اضافه شد. هر تیمار با ۳ تکرار انجام شد. گیاه به مدت ۷ روز در ظروف جهت پالایش قرار گرفت. هوادهی روزانه با استفاده از پمپ هوا صورت گرفت. دمای محیط ۲۵ درجه سانتی گراد بود. pH روزانه اندازه‌گیری شد.

به منظور تعیین وزن تازه گیاه، گیاه را از پساب خارج و با آب دیونیزه شستشو داده، چند ثانیه تکان داده شد و توزین شد. گیاه به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۵۵ درجه خشک و وزن خشک را توزین شد.

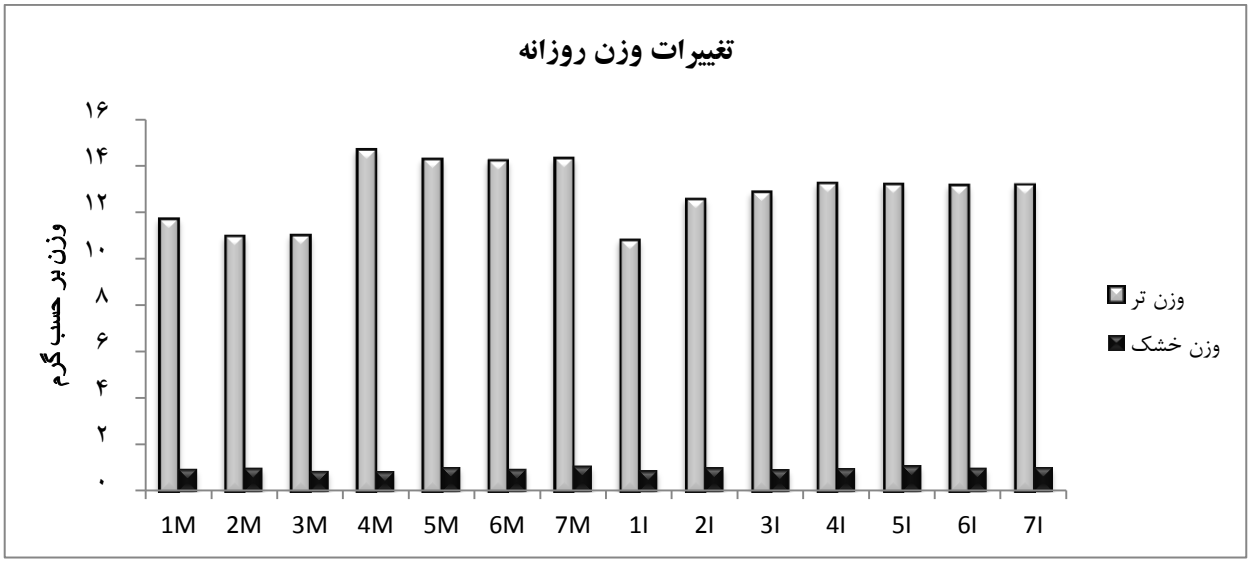
شاخص تولید زیست توده گیاهی (Pr) به روش زیر محاسبه گردید: $\{1\}$ $Pr = (FW2 - FW1)/\Delta t$

FW1 و FW2 وزن تر خالص گیاه (گرم) در زمان ۱ و ۲ (روز)، Δt اختلاف بین زمان ۱ و ۲ است. (مارین و ارلن، ۲۰۰۷).

نمونه‌های گیاهی پس از ۷ روز برداشته، با آب دیونیزه شستشو و در دمای ۵۵ درجه به مدت ۲۴ ساعت خشک شدند. همچنین نمونه‌هایی از گیاه به منظور تعیین میزان جذب روزانه فلزات سنگین برداشته و آنالیز شد. سپس به روش هضم تر عصاره گیری شدند. پس از آن نمونه‌ها برای تعیین میزان جذب فلزات سنگین کادمیوم و سرب توسط دستگاه جذب اتمی بررسی گردید. (ابولکاشم و همکاران، ۲۰۰۸) نمونه‌های پساب شهری و صنعتی نیز برداشته شد، چند قطره اسید نیتریک غلیظ به آن اضافه شد و توسط دستگاه جذب اتمی میزان فلزات سنگین کادمیوم و سرب بررسی شد. نمودارها در Excel رسم و آنالیزها و مقایسات در نرم افزار SPSS انجام شد.

نتایج و بحث

میزان pH در طول زمان پالایش از بین ۶/۸– ۸/۱ تغییر کرد. بیشترین pH در روز پنجم مشاهده شد. تغییر در وزن تر و خشک روزانه را در شکل (۱) مشاهده می‌کنید.

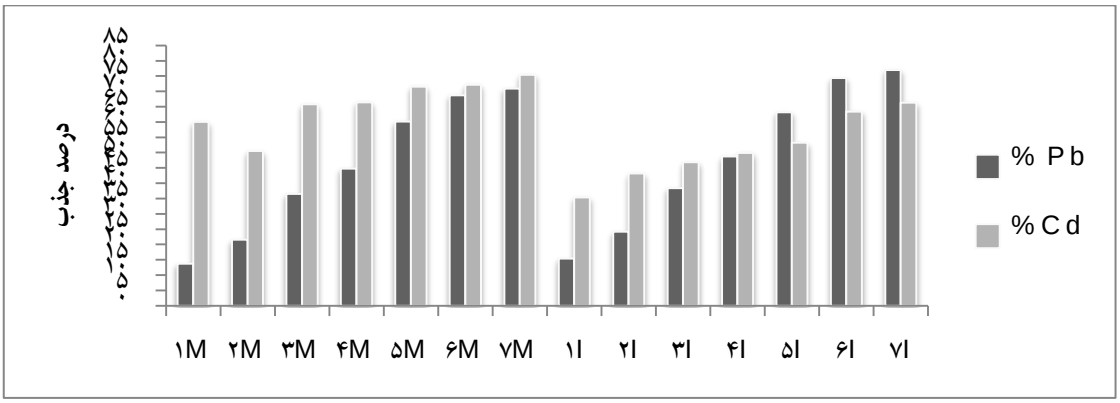


شکل ۱: تغییرات وزن روزانه بر حسب گرم. 1M تا 7M وزن خشک و تر روزانه گیاه در پساب شهری از روز اول تا روز ششم و 1I تا 7I وزن خشک و تر روزانه گیاه در پساب صنعتی از روز اول تا روز ششم است.

شکل (۱) نشان می‌دهد که گیاه *P. berchtoldii* در پساب شهری رشد بیشتری نسبت به پساب صنعتی داشته است. بیشترین وزن تر (۱۴/۷ گرم) روز چهارم در پساب شهری و بیشترین وزن خشک (۱/۰۹ گرم) در گیاه در روز پنجم در پساب صنعتی مشاهده شد.

تغییرات درصد جذب روزانه فلزات سنگین سرب و کادمیوم را در پساب‌های شهری و صنعتی در شکل (۲) می‌بینیم. مشاهده می‌شود که جذب سرب مربوط به پساب صنعتی در روز هفتم با ۷۷٪ جذب بود و بیشترین درصد کادمیوم مربوط به کادمیوم در روز هفتم با ۷۵/۴۵٪ جذب بود. با توجه اینکه غلظت اولیه سرب و کادمیوم

در پساب به ترتیب ۵۰ و۲۰ میلی گرم بر لیتر بود، بیشترین میزان جذب سرب و کادمیوم به ترتیب ۳۸/۵ و ۱۵/۰۹ میلی گرم بر لیتر بود.



شکل ۲: درصد جذب روزانه سر و کادمیوم. 1M تا 7M درصد جذب کادمیوم و سرب در پساب شهری طی روزهای اول تا هفتم و 1I تا 7I درصد جذب در روزهای اول تا هفتم را در پساب صنعتی نشان می‌دهد.

در شکل (۲) مشاهده می‌شود که با افزایش روزهای پالایش روند پالایش افزایش یافته و میزان جذب فلزات سنگین توسط گیاه افزوده شده است. درپایان این گیاه توانست ۷۱ ٪ سرب و ۷۵٪ کادمیوم را از پساب شهری و ۷۶/۵ ٪ سرب و ۶۶/۵ ٪ کادمیوم را از پساب صنعتی حذف نماید. شاخص تولید زیست توده میکروبی برای گیاه در پساب شهری و صنعتی به ترتیب ۰/۶۷ و ۱/۷۵ بود. میزان رشد باکتری در پساب صنعتی بیشتر از پساب شهری بود.

میزان جذب فلزات سنگین سرب توسط گیاه در پساب شهری و صنعتی به ترتیب ۳۳۷۹۱ و ۳۶۹۷۳ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک و برای کامیوم ۱۴۳۲۹ و ۱۲۸۰۶ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود.در حالی‌که در پژوهش‌های دیگر گیاهان آبزی بسیار کمتر از این مقدار فلزات سنگین را جذب نمودند. به گزارش تای هونگها و همکاران (۲۰۱۰) میزان سرب و کادمیوم جذب شده توسط گیاه *Eleocharis acicularis* به ترتیب ۱۱۲۰ و ۱۹۵ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود. چنگ و همکاران (۲۰۰۸) بیشترین غلظت سرب و کادمیوم را توسط *Potamogeton pectinatus* ۳۰۳۰ و ۲۰۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک و برای *P. malaianus* ۲۵۵۰ و ۱۷۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک گزارش کردند. میشرا و تیریپاتی (۲۰۰۸) گزارش کردند که میزان کادمیوم برای گیاهان آبزی *P. stratiotes L* ، *S. polyrhiza* و *E. crassipes* ۰/۳۹ ، ۰/۲۵ و ۰/۳۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود. در آخر لئو و همکاران(۲۰۰۷) میزان کادمیوم در گیاه آبزی *P. communis Trin* و *M. vaginalis* ۴/۹۸ و ۳۶/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک و برای سرب ۴/۸۹ و۱۴۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک گزارش کردند. گیاه *P.berchtoldii* دربین گیاهان خانواده‌ی خود مقدار جذب بسیار بیشتری را نشان داد. گیاه *P.berchtoldii* به راحتی قابل کشت است و با محیط‌های آلوده سازگاری خوبی دارد و می‌توان از آن برای گیاه پالایی محیط‌های آلوده استفاده نمود.تجمع فلزات سنگین سرب در پساب شهری و صنعتی به میزان ۳۳۷۹۱ و ۳۶۹۷۳ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک و برای کادمیوم در پساب شهری و صنعتی به ترتیب ۱۴۳۲۹ و ۱۲۸۰۶ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک بود. کارایی گیاه برای حذف سرب در پساب صنعتی بیشتر از پساب شهری بود و برای کادمیوم کارایی گیاه در پساب شهری بیشتر بود. درصد جذب سرب و کادمیوم در پساب شهری تفاوت معنی داری با پساب صنعتی داشت.

منابع

پرنیان، الف (۱۳۸۹). پالایش سبز عناصر سنگین (Ni و Cd) با استفاده از دو گیاه آبزی (کاملاً معلق و برگ معلق) از پساب صنایع فولاد و محیط مصنوعی. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه شهید چمران اهواز.

فلاحی،ف، آیتی،ب، گنجی دوست،ح. ۱۳۸۹. حذف نیترات توسط فرایند گیاه پالایی در مقیاس آزمایشگاهی.مجله آب و فاضلاب، شماره ۱ سال ۱۳۸۹ ، ص ۵۷-۶۵.

Abul Kashem, M. D., B. R. Singh, S. M. Imamul Huq and Sh. Kawai. 2008. Cadmium phytoextraction efficiency of arum (*Colocasia antiquorum*), radish (*Raphanus sativus* L.) and water spinach (*Ipomoea aquatica*) grown inhydroponics. Water Air Soil Pollut. 192: 273-279.

and their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. Sci. Total Environ. 392, 22–29.

Kivaisi, A., 2001. The potential of constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. Ecol. Eng. 16, 545–560.

Kurniawan, T.A., Chan, G.Y.S., Lo, W.-H., Babel, S., 2006. Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. Chem. Eng. J. 118, 83–98.

Liu, J., Dong, Y., Xu, H., Wang, D., Xu, J., 2007. Accumulation of Cd, Pb and Zn by wetland plant species in constructed wetland. J. Hazard. Mater. 147 (3), 947–953.

Marin, D.C.C.M. and Oron, G. 2007. Boron removal by the duckweed *Lemna gibba*: A potential method for the remediation of boron-polluted waters. Water Research. 41, 4579 –4584.

metals by the three aquatic macrophytes. Bioresour. Technol. 99, 7091–7097.

Mishra, V.K., Tripathi, B.D., 2008. Concurrent removal and accumulation of heavy

Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X., Shen, Z., 2008. Bioaccumulation of heavy metals bythe aquatic plants Potamogeton pectinatus L. and Potamogeton malaianus Miq.

Thi Hoang Ha, N, Sakakibara , M, Sano, S.2010. Accumulation of Indium and other heavy metals by Eleocharis acicularis: An option for phytoremediation and phytomining. Bioresource Technology 102 (2011) 2228–2234.

ارزیابی کادمیم ، سرب و آرسنیک در برخی از باغات زیتون مناطق صنعتی و حاشیه بزرگراه های اصفهان

اکبر گندمکار
هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی اصفهان

مقدمه

درخت زیتون بواسطه همیشه سبز بودن در اکثر مناطق صنعتی بعنوان فضای سبز کشت گردیده است. از اینرو احتمال آلودگی میوه زیتون به عناصر سنگین بالا می باشد. جذب عناصری نظیر کادمیم و آرسنیک توسط درخت زیتون معمولا در خاک های آلوده به این عناصر صورت می گیرد. منشا این عناصر می تواند ناشی از مواد مادری خاک نظیر خاک های شمال ایران که تحت تاثیر کمربند آرسنیک بوده و بنا بر نتایج حاصل از طرح زمین شناسی- پزشکی سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی با تاکید بر اینکه کمربند سرطان مری و دستگاه گوارش در ایران شامل استان های اردبیل،گیلان ، مازندران و گلستان می باشد و علاوه بر این، ایران بر روی کمربند آرسنیک نیز قرار دارد. معمولا در مواد مادری شیل بیشترین مقدار آرسنیک(۱۵ میلی گرم در کیلوگرم) گزارش شده است(پلنت و ریسول ۲۰۰۶). نتایج این تحقیقات نشان داد که ارتباطی میان شیوع سرطان مری با ریسک فاکتورهایی مربوط به کانی شناسی محیطی و نوع کانی های تشکیل دهنده و شرایط و سیستم تبلوری کانی ها وجود دارد به گونه ای که این کانی ها می توانند اثرات مخربی بر دستگاه گوارش و کبد داشته باشند. اضافه نمودن پسماندهای صنعتی، لجن فاضلاب، کودها و سموم شیمیایی نیز می توانند باعث تجمع عناصر سنگین در خاک و جذب آنها توسط گیاه شده و بدنبال آن این عناصر وارد زنجیره های غذایی جانوران و انسان گردند.

فعالیت معدن باما(پیربکران اصفهان) باعث افزایش غلظت سرب و روی اندام هوایی و ریشه یونجه در اطراف معدن شده ولی نقش موثری در افزایش فلز،کادمیم، نیکل و مس نداشته است.تا فاصله هزارمتری معدن سرب، روی وکادمیم در اندام هوایی و ریشه گیاه یونجه در این فاصله تحت تاثیر فعالیت معدن افزایش یافته و در آستانه سمیت قرار دارند. تا فاصله ۳۰۰۰ متری از معدن متری نیز اگر چه مقدار سرب، روی وکادمیم خیلی کمتر از غلظت آن در فاصله ۱۰۰۰ متری است ولی نسبت به نمونه های یونجه ای که در فاصله دور از معدن برداشت گردیده اند دارای غلظت بالاتری می باشد(شریفی۱۳۹۰). غلظت سرب موجود در نمونه آب محل حفاری در مرکز معدن باما ۶ میلی گرم بر لیتر بوده که این مقدار بسیار فراتر از حد مجاز آن در آب آبیاری است. مقدار روی آن۴۲میلی گرم بر لیتر و بالاتر از حد مجاز در آب آبیاری می باشد. مقدار کادمیم ۰/۰۶میلی گرم بر لیتر بوده که فراتر از حد مجاز در آبهای طبیعی و در محدوده مجاز آب آبیاری قرار گرفته است. نیکل ۰/۰۲ میلی گرم بر لیتر بوده که بالاتر از حد مجاز در آبهای طبیعی و آب آبیاری می باشد. نتایج نشان دهنده آن است که عملیات حفاری در معدن باعث آلودگی آب چاه آن منطقه به فلزهای سنگین گردیده وامکان نشت این آلودگی به آب سایر چاه های اطراف آن وجود دارد(شریفی۱۳۹۰).

در جنوب تهران استفاده از فاضلاب شهری (طی ۷ سال) در آبیاری باغات زیتون ، باعث افزایش معنی‌دار غلظت عناصر سنگین سرب و روی در خاک و برگ درخت زیتون شده است اما سبب افزایش غلظت این عناصر در میوه‌های زیتون نشده. کاربرد طولانی مدت فاضلاب شهری ممکن است باعث افزایش عناصر سنگین در خاک و بافت‌های گیاهی شود(آقا براتی و همکاران ۱۳۸۷). هدف پژوهش حاضر بررسی وضعیت آلودگی آب ، خاک، برگ و میوه درختان زیتون به برخی از عناصر سنگین درمهمترین مناطق صنعتی و حاشیه بزرگراه های پرتردد اصفهان بود.

مواد و روشها

جهت بررسی وجود یا عدم وجود آلودگی به عناصر سنگین از درختان زیتون دارای میوه معدن سرب و روی باما(پیربکران) ، معدن آهک ، ذوب آهن ، پالایشگاه اصفهان، مناطق صنعتی کاشان و حاشیه بزرگراه های پرتردد اصفهان انتخاب و از خاک ، آب آبیاری ، برگ و میوه آنها نمونه برداری صورت گرفت. مختصات جغرافیایی محل های نمونه برداری توسط دستگاه GPS ثبت گردید. نمونه های برگ و میوه از درختان سالم با سن و واریته یکسان تهیه شدند. میزان عناصر در برگ و میوه بر اساس وزن خشک آنها گزارش شده است. میزان قابل جذب عناصر سنگین خاک با استفاده از عصاره گیر DTPA استخراج گردیدند. جهت تعیین میزان آرسنیک ، سرب و کادمیم با دقت بالا(میکرو گرم در کیلوگرم) از دستگاه جذب اتمی با کوره گرافیکی دانشگاه صنعتی اصفهان استفاده گردید. دیگر تجزیه های آزمایشگاهی بنا بر روش های استاندارد موسسه تحقیقات خاک و آب کشور انجام گرفت. محاسبات و تجزیه و تحلیل های آماری در نرم افزارهایExcel, SPSS انجام گرفت. میزان عناصر سنگین میوه بر اساس وزن خشک آن گزارش گردیده است.

نتایج و بحث

شرکت روی و سرب(باما)

درتمامی نمونه ها مقدار سرب قابل جذب خاک بیش از حد مجاز بود. غلظت روی در خاک، برگ و میوه زیتون نیز بالابدست آمد. با توجه به مواد مادری معدن امری طبیعی میباشد. عنصر کادمیم قابل جذب خاک کمتر از حد مجاز است. میزان آرسنیک قابل جذب خاک کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمیک بود(ND). با توجه به آلودگی خاک ، آب و هوای معدن باما به عناصر سنگین، از کاشت درختانی نظیر زیتون که میوه آنها مصرف خوراکی دارند در اطراف معدن اکیدا بایستی خودداری شود. جهت فضای سبز این مناطق از درختانی نظیر کاج، سرو و ... که در تغذیه انسان و دام بکار نمی رود، استفاده گردد.

جدول ۱- تجزیه میوه درختان زیتون معدن باما

As	Cd	Pb	محل نمونه برداری
	$mg\ kg^{-1}$		
ND	۰/۰۸	ND	۱
ND	۰/۱	ND	۲
ND	۰/۰۹	ND	۳

شرکت آهک

میزان سرب و کادمیم خاک ، برگ و میوه درختان زیتون معدن آهک در حد سمیت نمی باشد. در نمونه های خاک ، آب ، برگ و میوه زیتون هم آرسنیکی دیده نشد. در این منطقه نیز غلظت روی در خاک، برگ و میوه زیتون بالا می باشد، که می تواند ناشی از غنی بودن مواد مادری خاک از عناصر سنگین و تشکیلات زمین شناسی منطقه باشد.

فولاد شهر

کادمیم و سرب قابل جذب خاک باغ زیتون سازمان آب فولاد شهر کمتر از حد بحرانی بدست آمد. آرسنیک قابل جذب نیز قابل اندازه گیری قسمت در میلیارد (ppb) نبود. غلظت کادمیم و سرب برگ نیز کمتر از حد بحرانی بدست آمد. نسبت آرسنیک برگ نیز کمتر از حد تشخیص دستگاه(قسمت در میلیارد) بدست آمد. در نمونه های میوه زیتون باغ سازمان آب فولاد شهر نسبت آرسنیک و سرب نیز کمتر از حد تشخیص دستگاه(قسمت در میلیارد) بدست آمد و مقدار کامیم نیز کمتر از حد بحرانی اندازه گیری شد. این امر حاکی از عدم آلودگی میوه به عناصر سنگین تا این زمان است.

میدان میوه اصفهان

مقادیر کادمیم و سرب قابل جذب خاک زیر کشت زیتون میدان میوه و تره بار اصفهان کمتر از حد سمیت بدست آمد. اگر چه میزان سرب قابل جذب خاک نسبت به مناطق دیگر تا اندازه ای بالاتر است، که می تواند ناشی از تردد فراوان کامیون ها و تریلرها باشد. در برگ و میوه درختان زیتون میدان میوه و تره بار اصفهان میزان سرب و آرسنیک در حد تشخیص دستگاه اتمیک نبود. اگر چه مقدار کادمیم کمتر از حد سمیت است ولی وجود این عنصر در برگ و میوه دلیل موبالیتی(تحرک) زیاد این عنصر در آب ، خاک و گیاه و مخاتراتی که در آینده می تواند بوجود آورد باشد.

با وجود اینکه مقدار سرب قابل جذب خاک بسیار بیشتر از کادمیم است اما ردپایی از این عنصر در برگ و میوه بدست نیامد، بنابر گزارشات دیگر پژوهشگران دلیل این امر تحرک پایین سرب در خاک و گیاه خصوصا در خاک های آهکی و رسی ایران با ظرفیت بالای تبادل کاتیونی و تثبیت عناصر فلزی توسط بارهای منفی کلوییدهای خاک است.

حاشیه بزرگراه های اصفهان

در خاک حاشیه بزرگراه های منتخب اصفهان آلودگی به عنصر آرسنیک وجود نداشت. میزان کادمیم و سرب قابل جذب خاک نیز کمتر از حد بحرانی بود. عدم آلودگی خاک حاشیه به سرب و کادمیم می تواند ناشی از جوان و تازه تاسیس بودن آنها نسبت داد. رحمانی در مطالعات خود تجمع و آلودگی خاک و گیاهان حاشیه جاده های قدیمی اصفهان را گزارش نمود. در برگ و میوه زیتون درختان حاشیه بزرگراه های منتخب اصفهان آلودگی به آرسنیک مشاهده نگردید. در میوه هم اثری از سرب دیده نشد. اگرچه میزان سرب و کادمیم برگ کمتر از حد بحرانی است ولی وجود آنها می تواند نشان دهنده پتانسیل این محل ها جهت آلودگی باشد. بیشترین نسبت کادمیم در نمونه های برگ و میوه اتوبان جنوب امیریه دیده شد(حدود دو برابر مناطق دیگر)، بیشترین تردد ماشین آلات سنگین نیز در این منطق وجود دارد.

پالایشگاه اصفهان

در خاک درختان زیتون بلوار جنوب پالایشگاه اصفهان آرسنیک مشاهده نگردید. مقدار سرب و کادمیم قابل جذب خاک هم کمتر از حد بحرانی بود. در برگ و میوه درختان زیتون بلوار جنوب پالایشگاه اصفهان آرسنیک دیده نشد. میزان کادمیم و سرب برگ هم کمتر از حد سمیت است. مانند دیگر مناطق در اینجا هم مابین عناصر سنگین تنها کادمیم در گوشت میوه ردیابی گردید، که می تواند بدلیل پویایی این عنصر و پتانسیل بالای آن جهت آلوده سازی محصولات غذایی باشد از اینرو توجه به عنصر کادمیم بایستی بصورت خاص و ویژه باشد.

کاشان

در نمونه های میوه باغ زیتون شرکت نرمینه بافت و دانشگاه علوم پزشکی کاشان نسبت کادمیم ، آرسنیک و سرب کمتر از حد تشخیص دستگاه(قسمت در میلیارد) بدست آمدند و سمیت و آلودگی عناصر سنگین در میوه مشاهده نشد. در شهر کاشان نسبت به اصفهان در میوه زیتون هیچگونه آلودگی به عناصر سنگین منجمله کادمیم مشاهده نگردید، مطلب اخیر می تواند حاکی از آلودگی کمتر منابع آب، خاک و کاشان نسبت به اصفهان به دلیل صنایع و دیگر منابع آلوده ساز بسیار کمتر باشد.

منابع

آقابراتی، ا.، مارالیان، ح.، اسماعیلی، ع.، و حسینی م.،۱۳۸۷. تجمع فلزات سنگین سرب و روی در برگ و میوهٔ درختان زیتون و خاک آبیاری شده با فاضلاب شهری، مجلهٔ محیط شناسی،سال سی و چهارم،شمارهٔ ۴۷ پاییز ۸۷،صفحه های ۵۴-۵۱.

شریفی، ح. و گلچین ا.،۱۳۹۰. تاثیر معدن سرب و روی باما(اصفهان) بر آلودگی خاک و گیاهان اطراف آن به فلزهای‌سنگین ، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه زنجان، ایران.

Arai S. 2002. Global view on functional foods: Asian perspectives. Brit J Nutr, 88: S139-S143.

Codex Alimentarius Commission, Contaminants. 1994. Joint FAO/WHO Food Standards Program, Codex Alimenturius, XVII.

Gerhardt KE., Xiao-Dong H, Gilck BR, and Greenberg BM ,2009. Phytoremediation and Rhizoremediation of organic soil contaminants:potential and challenges. Plant Sci 176:20–30.

Kadrivelu K, Thamaraiselvi K, and Namasivayam C, 2001. Removel of heavy metal from industrial wastewaters by adsorption onto activated carbon prepared from an agricultural solid waste. Bioresour Technol 76:63–65.

Salt DE, Smith RD, and Raskin I, 1998. Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology, 49: 643-668.

اثر آلودگی نفتی بر نفوذ غیراشباع و آب‌گریزی خاک در بختیاردشت اصفهان

مهدیه کرمانپور[1]، محمد رضا مصدقی[2]

۱-دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه صنعتی اصفهان

۲- دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

آلودگی به ترکیبات نفتی پدیده‌ای رو به رشد در سرتاسر جهان است که ناشی از تکنولوژی نفت بوده و در نتیجه‌ی عدم رعایت اصول و استانداردهای زیست‌محیطی از جانب پالایشگاه‌ها و صنایع وابسته می‌باشد. نشت نفت از مخازن پالایشگاه‌ها، سکوهای نفتی، پوسیده‌بودن لوله‌ها و تجهیزات انتقال نفت و دفع غیراصولی ضایعات پالایشگاه‌ها از جمله مهم‌ترین مواردی است که در نتیجه‌ی آن محیط زیست آلوده به ترکیبات نفتی می‌شود. هم‌چنین در حین عملیات حفاری نفت و گاز مقادیر زیادی نفت وارد محیط زیست می‌شود [هویدی۱۳۹۰]. یکی از نتایج حضور هیدروکربن‌های نفتی در خاک، آب‌گریزی است [Roy & McGill 2001]. آب‌گریزی به مفهوم کاهش آب‌پذیری و نگهداشت آب خاک است که در نتیجه‌ی حضور پوشش‌های آب‌گریز روی سطوح ذرات، خاکدانه‌ها و دیواره‌ی منافذ خاک بوجود می‌آید. آب‌گریزی خاک پدیده‌ای کلیدی و مؤثر بر بسیاری از ویژگی‌های فیزیکی و هیدرولیکی خاک محسوب می‌شود [ذوالفقاری و حاج‌عباسی ۱۳۸۷]. پوشش-های آب‌گریز با افزایش زاویه تماس آب–خاک سبب کاهش یا مانع جذب آب به درون خاک می‌شوند [Roy & McGill 2001]. روی و مک‌گیل (۲۰۰۰) گزارش کردند نفت خام عامل مهمّی در ایجاد آب‌گریزی است و از طریق فازهای بخار و مایع خاک را تحت تأثیر قرار می‌دهد. در واقع بخش قابل تبخیر (فرّار) نفت خام با تبخیر و سپس تصعید در خاک بصورت پوشش آب‌گریز روی سطوح خاکدانه‌ها قرار گرفته و رطوبت‌پذیری خاک را کاهش می‌دهد. هم‌چنین بخش سیال نفت نیز با جاری‌شدن بر روی سطوح خاک آب‌گریزی را شدّت می‌بخشد [McGill & Roy 2000]. پالایشگاه نفت اصفهان واقع در بختیاردشت و در شمال غربی اصفهان قرار دارد. در سال‌های اخیر علایمی از وجود لکه‌های نفتی روی سطح خاک گزارش شده است. این لکه‌ها در برخی قسمت‌ها با شدت و وسعت بیش‌تری وجود دارد و به مرور زمان پوشش گیاهی (فضای سبز) منطقه را نیز تحت تأثیر قرار داد و بسیاری از درختان حساس‌تر خشک شدند. شواهد نشان می‌دهند طی سال‌های طولانی ضایعات پالایشگاه سبب آلودگی این منطقه شده است. احتمال می‌رود یکی از دلایل نابودی فضای سبز پیرامون پالایشگاه آلودگی نفتی باشد که با تغییر در ویژگی‌های هیدرولیکی خاک و ایجاد آب‌گریزی این مسأله را شدت بخشیده است. هدف این پژوهش ارزیابی اثر آلودگی نفتی بر نفوذ غیراشباع و آب‌گریزی خاک در بختیاردشت اصفهان بود.

مواد و روش‌ها

آزمایش‌های صحرایی

قطعه زمینی آلوده به ضایعات نفتی به مساحت ۱۰۰ هکتار واقع در بختیاردشت اصفهان انتخاب شد. این قطعه زمین بین طول‌های جغرافیایی ۵۱ درجه و ۳۱ دقیقه و ۵۵/۳۸ ثانیه تا ۵۱ درجه و ۳۲ دقیقه و۳۱/۵۰

شرقی و عرض‌های جغرافیایی ۳۲ درجه و ۴۷ دقیقه و ۳۲/۶۲ ثانیه تا ۳۲ درجه و ۴۸ دقیقه و ۲۵/۵۸ ثانیه شمالی قرار دارد. در این پژوهش سه قطعه به‌طوری انتخاب شد که از لحاظ بافت خاک و آلودگی نماینده‌ی کل منطقه باشد. سپس در هر قطعه سه مکان آلوده به نفت و سه مکان غیرآلوده (مکان‌های شاهد) در مجاورت مکان‌های آلوده انتخاب و آزمایش نفوذ غیراشباع در آن‌ها انجام شد. آزمایش آب‌گریزی خاک به روش WDPT (زمان نفوذ قطره آب به درون خاک) در ۹ نقطه (تکرار) آلوده به ترکیبات نفتی در هر مکان انجام شد [Buzko and Bens 2006]. آزمایش نفوذ غیراشباع توسط دستگاه نفوذسنج مکشی و در مکش‌های متوالی ۱۵، ۱۰، ۵ و ۲ سانتی‌متر تا حصول شرایط جریان ماندگار انجام شد [Hyun et al 2008]. از هر مکان نیز تا عمق ۳۰ سانتی-متری نمونه خاک جهت انجام آزمایش‌های آزمایشگاهی برداشت شده و به آزمایشگاه منتقل شد. نمونه‌های خاک برداشت‌شده از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شده و بافت خاک به روش پیپت اندازه‌گیری شد [Gee and Baunder 1986]. کل پلی‌هیدروکربن‌های نفتی خاک (TPHs) به روش سوکسله و توسط دو عصاره‌گیر اِن-هگزان و دی‌کلرومتان استخراج و اندازه‌گیری شد [Moreira Icaro et al 2013].

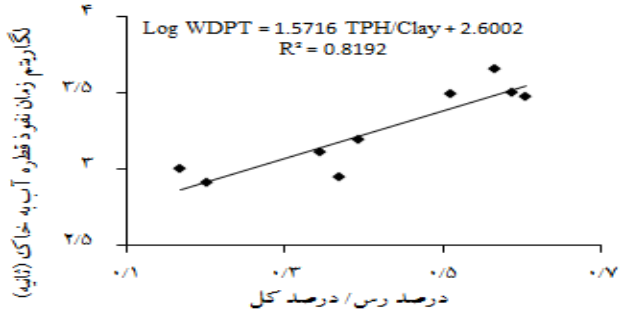
تجزیه و تحلیل داده‌های نفوذ غیراشباع آب به خاک

برای پردازش داده‌های نفوذ غیراشباع از روش تحلیلی وودینگ (۱۹۶۸) استفاده شد. در روش تحلیلی با استفاده از معادلات وودینگ (۱۹۶۸) و گاردنر (۱۹۵۸) ویژگی‌های هیدرولیکی خاک شامل هدایت هیدرولیکی اشباع (K_s)، هدایت هیدرولیکی در مکش‌های مختلف ($K(h)$) و طول درشت مویینگی (λ_c) با بهینه‌سازی به روش چند-مکشی به کمک Excel Solver محاسبه شد [Hussen & Warrick 1995].

رگرسیون خطی (هم‌بستگی) بین آب‌گریزی و آلودگی نفتی خاک (TPHs) مورد بررسی قرار گرفت. به دلیل یکسان‌نبودن بافت خاک‌های مورد آزمایش و تأثیری که میزان رس بر شدت آب‌گریزی خاک دارد [Karnok & Tucker 2002]، با تقسیم TPH بر میزان رس، آلودگی نفتی (آب‌گریزی) مستقل از بافت خاک بیان شد. تجزیه آماری اثر بافت خاک و آلودگی نفتی بر ویژگی‌های هیدرولیکی خاک توسط طرح گروه‌بندی دوطرفه‌ی نامتعادل و به کمک نرم‌افزار Minitab16 انجام شد. در این طرح سه گروه آلودگی نفتی کم برای خاک‌های با TPHs ۱۰ تا ۳۰ میلی‌گرم در کیلوگرم، متوسط برای خاک‌های با TPHs ۳۰ تا ۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و زیاد برای خاک‌های با TPHs بیش از ۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم در نظر گرفته شد. هم‌چنین مقایسه میانگین به روش توکی برای پارامترهای نفوذ و هیدرولیکی خاک و در سطح آماری ۵ درصد انجام شد.

نتایج و بحث

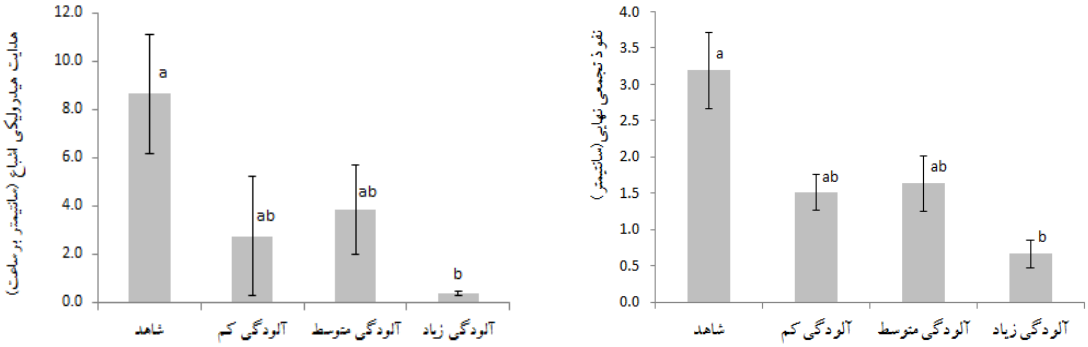
میزان کل پلی‌هیدروکربن‌ها (TPHs) در خاک‌های مورد آزمایش در دامنه‌ی ۲۴/۲ تا ۹۴/۴ با میانگین ۵۵/۰ میلی‌گرم در کیلوگرم می‌باشد. در شکل ۱ رابطه قوی و معنی‌دار بین log WDPT و غلظت کل پلی-هیدروکربن‌های نفتی مستقل از بافت خاک (درصد) ارائه شده است. می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش آلاینده-ها و پلی‌هیدروکربن‌های نفتی، آب‌گریزی خاک نیز افزایش می‌یابد (شکل ۱).



شکل ۱: رابطه بین آب‌گریزی و غلظت کل پلی‌هیدروکربن‌های نفتی در خاک‌های مورد بررسی

با افزایش میزان آلودگی نفتی، هیدروکربن‌ها به صورت پوششی روی سطح ذرات خاک و خاکدانه‌ها را می‌پوشانند و به دلیل غیرقطبی‌بودن این ترکیبات و با افزایش زاویه تماس آب–خاک به ایجاد آب‌گریزی خاک می‌انجامد. روی و مک‌گیل (۲۰۰۱) بیان کردند آلاینده‌های نفتی در خاک به صورت پوشش‌های هیدروکربن‌دار روی سطوح خاکدانه‌ها قرار گرفته و سبب آب‌گریزی خاک می‌شوند. هم‌چنین آب‌گریزی ناشی از ترکیبات نفتی به دلیل پایداری این ترکیبات در خاک در بلندمدت باقی می‌ماند [Roy & McGill 2001].

تجزیه واریانس اثر آلودگی نفتی بر پارامترهای نفوذ و هدایت هیدرولیکی اشباع نشان داد که اثر آلودگی نفتی بر نفوذ تجمعی در سطح ۵ درصد و بر هدایت هیدرولیکی اشباع در سطح ۱ درصد معنی‌دار شد. ولی اثر بافت خاک بر ویژگی‌های مورد بررسی معنی‌دار نشد. بنابراین کاهش نفوذپذیری و هدایت هیدرولیکی خاک در مکان‌های آلوده نسبت به مکان‌های شاهد تنها به دلیل آلودگی نفتی می‌باشد.



الف ب

شکل۲: مقایسه میانگینی الف) نفوذ تجمعی نهایی و ب) هدایت هیدرولیکی اشبا ع خاک در سطوح مختلف آلودگی نفتی

شکل ۲–الف نشان می‌دهد آلودگی نفتی سبب کاهش نفوذ تجمعی در خاک شده است. در واقع علاوه بر این‌که میانگین نفوذ تجمعی در خاک‌های آلوده با میانگین نفوذ تجمعی در خاک بدون آلودگی متفاوت است، در سطوح مختلف آلودگی نیز بین میانگین‌های نفوذ تجمعی نهایی در سطح ۵ درصد تفاوت معنی‌دار وجود دارد. در شکل ۲–ب نیز بین میانگین‌های هدایت هیدرولیکی اشباع خاک در سطوح مختلف آلودگی تفاوت معنی‌دار وجود دارد. در واقع آلودگی نفتی با افزایش آب‌گریزی خاک سبب کاهش نفوذپذیری نیم‌رخ خاک می‌شود. در پی کاهش نفوذپذیری خاک و کاهش حجم آب ورودی به خاک، مقادیر هدایت هیدرولیکی (K_s و $K(h)$) برآوردشده به روش وودینگ نیز کاهش یافت. در واقع با افزایش شدت آلودگی نفتی در خاک، نفوذ و هدایت هیدرولیکی خاک به‌شدت کاهش می‌یابد. با توجه به شکل ۲ می‌توان گفت به طور میانگین تا مقادیر TPHs حدود ۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم (آلودگی متوسط) اثر آلودگی نفتی بر پارامترهای نفوذ و ویژگی‌های هیدرولیکی خاک شدید نبوده و آلودگی‌های بیش‌تر پیامدهای چشم‌گیری بر پارامترهای نفوذ و ویژگی‌های هیدرولیکی خاک دارند.

جارویس و همکاران (۲۰۰۸) نیز بیان کردند حضور ترکیبات آب‌گریز سبب بسته‌شدن برخی منافذ متوسط خاک شده و علاوه بر کاهش نفوذ آب در خاک منجر به ایجاد الگوهای نامنظم و ناپایدار جریان آب در خاک می‌شود [Jarvis & Stagnitti 2008]. کاهش نفوذپذیری و هدایت هیدرولیکی خاک سبب می‌شود نیم‌رخ خاک در وضعیت هیدرولیکی نامناسبی قرار گیرد. از طرفی آب‌گریزی خاک نیز این مسأله را شدت می‌بخشد.

روی هم رفته می‌توان نتیجه‌گیری کرد که یکی از دلایل تخریب پوشش گیاهی فضای سبز در بختیاردشت اصفهان به ویژه در مکان‌های با آلودگی نفتی زیاد (مقادیر TPHs بیش از ۶۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) اثر ضایعات نفتی بر ویژگی‌های هیدرولیکی و آب‌گریزی خاک است.

منابع

[۱] ذوالفقاری، ع. و حاج عباسی م.ع.، ۱۳۸۷. تأثیر تغییر کاربری اراضی بر خصوصیات فیزیکی و آب‌گریزی خاک در مراتع فریدون شهر و جنگلهای لردگان. مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)، جلد ۲۲، شماره ۲، صفحه‌های ۲۵۱-۲۶۲.

[۲] هویدی ح، ۱۳۹۰. شناخت، پیشگیری و کنترل آلودگیهای محیط زیست. خانیران تهران.

[3] Buczko U and Bens O, 2006. Assessing Soil Hydrophobicity and Its Variability through the Soil Profile Using Two Different Methods. Soil Sci. Soc. Am. J. 70: 718–727.

[4] Gee GW and Bauder JW, 1986. Particle size analysis. PP. 383–411. *In:* Klute, A., *Method of Soil Analysis, Part 1. Physical and Mineralogical Methods. Agronomy Handbook No 9*, ASA/SSSA, Madison, WI.

[5] Hussen AA and Warrick AW, 1995. Tension infiltrometers for the measurement of vadose zone hydraulic properties. PP. 189–201. *In:* Wilson L.G.; Everett Lorne G.; Cullen Stephen, *Handbook of Vadose Zone Characterization and Monitoring*, Lewis Publishers.

[6] Hyun S, Ahn M, Zimmerman A, Kim M and Kim J, 2008. Implication of hydraulic properties of bioremediated diesel-contaminated soil. Chemosphere. 71: 1646–1653.

[7] Karnok K and Tucker K, 2002. Water-repellent soils part 1: Where are we now?, Golf Course Management Magazine.

[8] Jarvis N, Etana A and Stagnitti F, 2008. Water repellency, near saturated infiltration and preferential solute transport in a macroporous clay soil. Geoderma 143: 223–230.

[9] McGill W.B and Roy JL, 2000. Reply to: Preston, C.M.(2000): Comment on: ″Application of ^{13}C CPMAS NMR techniques in petroleum residues as water-repellent substances in weathered nonwettable oil- contaminated soils″ by Roy et al. (1999) and recent related studies. Can. J. Soil Sci. 80: 231–234.

[10] Moreira Icaro TA, Oliveira Olivia MC, Triguis, Jorge A., Queiroz, Antonio F.S., Ferreira, Sergio L.C., Martins, Cintia M.S., Silva, Ana C.M., Falcão, Brunno A., 2013. Phytoremediation in mangrove sediments impacted by persistent total petroleum hydrocarbons (TPH's) using *Avicennia schaueriana*. j.mar pollut bull. 67: 130–136.

[11] Ramírez-Flores Juan C, Woche Susanne K, Bachmann J, Goebel Marc-O, Hallett PD, 2008. Comparing capillary rise contact angles of soil aggregates and homogenized soil. Geoderma 146: 336–343.

[12] Roy JL and McGill WB, 2001. Observations on the chemistry of organic materials in water-repellent soils. J. Intern. Turfgrass Soc. 9: 428–436.

نقش سطوح آلودگی روی بر فعالیت آنزیم دی هیدروژناز در خاک تحت کشت

سپیده باقری*[1]، حسین میر سید حسینی[2]

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد شیمی و حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه دانشگاه تهران
sep.bagheri@ut.ac.ir/ 09118851603

۲. هیئت علمی گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران mirseyed@ut.ac.ir

مقدمه

فلزات سنگین پایداری زیادی در خاک دارند و می توانند در گیاهان و محصولات زراعی تجمع یابند. با توجه به ماندگاری بالای آنها در زنجیره غذایی، اثرات نامطلوبی بر اکوسیستم آبی، خاک و سلامت بشر دارند (کمارک و همکاران، ۲۰۱۳؛ برمدز و همکاران، ۲۰۱۲). روی (Zn) نیز از جمله فلزات سنگین می باشد، که تحرک بالایی در مقابل دیگر فلزات سنگین دارا می باشد. روی در نتیجه فعالیت‌های انسانی مثل استخراج معادن، تصفیه، تولید فولاد و سوختن زغال سنگ و غیره هم تولید می‌شود. آزاد سازی روی از خاک مهمترین منبع آن در محیط زیست می باشد. گرچه این عنصر بر سطوح تبادلی باقی می ماند، اما آبشویی آن به منابع آب زیرزمینی گزارش شده است (مسچر و همکاران، ۲۰۰۳). برخی از شاخص های میکروبی مانند بیومس، تنفس میکروبی و فعالیت های آنزیمی اهمیت ویژه ای در چرخه بیوژئوشیمیایی عناصر غذایی و مواد آلی خاک دارند(اسپارلینگ، ۱۹۹۷؛ تراسا و همکاران، ۲۰۰۰؛ یائو و همکاران، ۲۰۰۳). ترکیب جوامع میکروبی تعیین کننده سنتز آنزیمی و بنابراین هر تغییری در فاکتور های محیطی مانند آلودگی خاک بر سطوح فعالیت های آنزیمی موثر است (کاندلر و همکاران، ۱۹۹۶). فعالیت ریشه‌ها و فرآیندهای ریزوسفری مرتبط می‌تواند به‌طور معنی‌داری بر حلالیت شیمیایی و زیست‌فراهمی عناصر غذایی و آلاینده‌ها در ریزوسفر اثر گذاشته و بنابراین یک نقش کنترلی مهمی را بر سرنوشت عناصر شیمیایی در اکوسیستم‌های خاک و در نهایت آبهای زیر زمینی بر عهده داشته باشند (ونزل، ۲۰۰۹). برخی از گونه های گیاهی تحمل بالایی به مقدار زیادی روی در خاک دارند. سورگوم دارای خصوصیات زراعی بسیار خوب از جمله رشد سریع بوده و در مدت زمانی کوتاهی در حدود ۵۰ روز (البته بسته به شرایط آب و هوایی) محصول قابل توجهی تولید می کند (اجتا و آکستل، ۱۹۹۰).

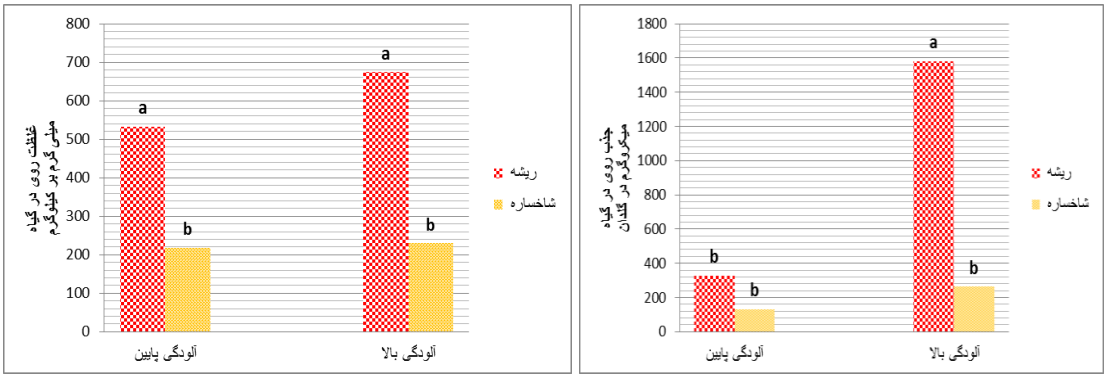
مواد و روشها

خاک مورد استفاده در این آزمایش از عمق ۰ – ۲۰ سانتیمتری در مجاورت کارخانه پارس روی واقع در جاده ی بیجار– زنجان نمونه برداری شد. مشخصات جغرافیایی محل نمونه برداری توسط دستگاه GPS اندازه گیری شد. ارتفاع از سطح دریا ۱۶۷۰m و طول جغرافیایی ″۱۸/۸ ′۴۰ °۳۶ شمالی و عرض جغرافیایی ″۳ ′۲۱ °۴۸ شرقی. بعد از گذاراندن از غربال۴ میلیمتری، به گلدانهای پلاستیکی(۸ کیلوگرم) قرار گرفت. نمک سولفات روی در آب مقطر لازم برای رسیدن به رطوبت ۸۰ درصد FC حل و به خاک ها اسپری شد. سطوح روی ۲۵۰،۵۰۰میلی گرم بر کیلو گرم(با درصد خلوص مشخص) بودند. بذر های سورگوم پس از ضد عفونی و جوانه دار شدن،

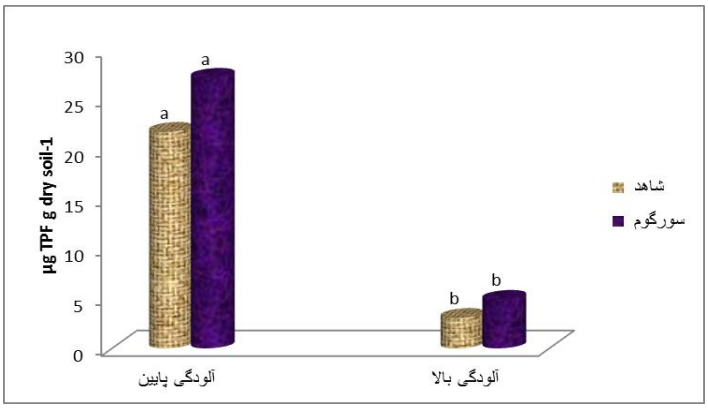
۱۰عدد از بذر های یکنواخت و یکسان گیاه سورگوم را انتخاب کرده و در عمق ۱/۵سانتیمتری داخل خاک جعبه های کشت قرار گرفتند. بعد از جوانه‌زنی و رشد اولیه، سه جوانه که از لحاظ شرایط ظاهری وضعیت بهتری داشتند، نگه داشته و بقیه جوانه‌ها در مرحله دو برگی تنک شدند، تا شرایط برای تمام گلدان‌ها یکسان گردید و در هر جعبه کشت تعداد گیاهان به سه عدد رسید. پس از دوره رشد گیاه به مدت ۷ هفته، برداشت صورت گرفت. تحلیل نتایج با نرم افزار SAS 9.2 و رسم نمودارها با نرم افزار Excel 2010 انجام شد. آنزیم (DHas) به روش (اهلینگر، ۱۹۹۶) اندازه گیری شد. ۲،۳،۵- تری فنیل تترازولیوم کلرید (TTC) به عنوان گیرنده الکترون عمل می کند و کاهش آن باعث تولید تری فنیل فرمازان (TPF) می شود. جذب تراکم رنگ را با اسپکتروفتومتر در ۵۴۶ نانومتر اندازه گیری نمودیم. ارزیابی مقدار روی نمونه های گیاهی توسط هضم به روش سوزاندن خشک[1] و ترکیب با HCl ۱ نرمال انجام شد (والینگ و همکاران، ۱۹۸۹). غلظت روی در عصاره های به دست آمده با دستگاه جذب اتمی مدلSchimadzo AA-670 قرائت گردید.

نتیجه و بحث

نتایج حاصل از آزمایش به صورت نمودار های زیر ارائه گردید. میزان جذب و غلظت در آلودگی بالا افزایش بیشتری داشته است.



نمودار(۱)- تغییرات غلظت و میزان جذب روی در سورگوم در دو سطح آلودگی



[1] Dry ashing

نمودار(۲)- تغییرات آنزیم دی هیدروزناز در سطوح آلودگی

جدول(۱)- جدول تجزیه واریانس آنزیم دی هیدروژناز

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	احتمال F	Pr>F
آلودگی	۱	۱۶۸۰	۱۹۳***	۰/۰۰۰۱>
گیاه	۱	۵۲	۶/۰۵*	۰/۰۳۰۱
آلودگی* گیاه	۱	۱۳	۱/۵^{ns}	۰/۲۴۳۸
خطا	۱۲			

دی هیدروژناز یکی از مهمترین آنزیم های اکسیدوردکتاز که به عنوان شاخصی از وضعیت محیطی خاک است. این آنزیم ها در درون سلول های زنده میکروبی، فرآیندهای اکسایش و کاهش را انجام می دهند(سالازار و همکاران، ۲۰۱۱). در نمودار ۲ با افزایش آلودگی فعالیت دی هیدروژناز کاهش یافته است. آنزیم دی هیدروژناز تحت آلودگی های معدنی حاصل از سرب، جیوه و روی کاهش می یابد(شن و همکاران، ۲۰۰۵). باتوجه به نمودار ۱ مقدار جذب و غلظت روی در سورگوم در آلودگی بالا افزایش یافته است. افزایش جذب بیشتر روی باعث کاهش ترشحات دی هیدروژناز می گردد. برهمکنش منفی بین دی هیدروژناز و آلودگی ناشی از روی و سرب در خاک مشاهده گردید(کو و همکاران، ۲۰۱۱). در نتیجه موجب افزایش فراهمی روی در ریزوسفر خاک می باشند. نقش کاهش دی هیدروژناز به طور ساختاری مربوط به جلوگیری از اتصال سوبسترا به پیوند با آنزیم هاست. سوبسترا و بازدارنده ها با فعالیت یکسانی در تشکیل کمپلکس سوبسترا- آنزیم و بازدارنده- آنزیم رقابت می کنند(طباطبایی، ۱۹۹۴). ترکیبات ترشح شده از ریشه به عنوان یک منبع کربن برای رشد میکروبی به کار می روند و شامل مولکولهای شیمیایی هستند که می تواند مواد شیمیایی میکروبی خاک را در ریزوسفر افزایش دهد. گیاهان به طور فعال شرایط ریزوسفر را با رهاسازی ترکیباتی از ریشه هایشان تغییر می دهند. در میان ترشحات شناخته شده ریشه اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم، نقش قابل توجهی در تحریک رشد میکروبی، سمیت زدایی فلزات سمی، متحرک سازی عناصر غذایی کم محلول و تشدید هوازدگی کانی ها دارند(آبرگر، ۲۰۰۹).

منابع

1. Bermudez, G.M.A ., Jasan, R., Plá, R.R., Pignata, M.L., (2012). Heavy metals and trace elements in atmospheric fall-out: their relationship with topsoil and wheat element composition. Journal of Hazardous Materials 213-214, 447- 456.

2. Chen CL, Liao M, Huang CY. 2005. Effect of combined pollution by heavy metals on soil enzymatic activities in areas polluted by tailings from Pb-Zn-Ag mine. J Environ Sci (China).;17(4):637-40.

3. Ejeta, G. and Axtell, J. (1990). Development of hard endosperm high lysine sorghums. In: Proceedings of an International Conference on Sorghum Nutritional Quality. Ejeta, G.. Mertz, E.T., Rooney, L.W., Schaffert, R. and Yohe. J. (Eds.), pp.126-142. Purdue University, West Lafayette, IN, USA.

4. Kandeler, E., C. Kampichler and O. Horak. 1996. Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. Biology and Fertility of Soils.306-299:23.
5. Komárek, M., Vanek , A ., Ettler, V.(2013). Chemical stabilization of metals and arsenic in contaminated soils using oxides. Environmental Pollution 172, 9-22.
6. McGeer, J.C., K.V. Brix, J.M. Skeaff, D.K. DeForest, S.I. Brigham, W.J. Adams and A Green. 2003. Inverse relationship between bioconcentration factor and exposure concentration for metals: implications for hazard assessment of metals in the aquatic environment. Environmental Toxicology and Chemistry 22:1017-1037.
7. Oburgur, E., Kirk J.D,. Wenzel, W.W,. Puschenreiter M., Jones. D.L. 2009. Interactive effects of organic acids in the rhizosphere. Soil Biology & biochemistry. 37: 2046-2054.
8. Öhlinger R (1996) Dehydrogenase activity with the substrate TTC. In: Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E, Margasin R (eds) Methods in soil biology. Berlin : Springer, pp 241-243.
9. Qu J, Ren G,Chen B, Fan J, E Y.2011. Effects of lead and zinc mining contamination on bacterial community diversity and enzyme activities of vicinal cropland. Environmental Monitoring and Assessment [182(1-4):597-606].
10. Salazar, S.; Sanchez, L.; Alvarez, J.; Valverde, A.; Galindo, P. ; Igual, J.; Peix, A. & Santa-Regina, I. (2011). Correlation Among Soil En zyme Activities Under Different Forest System Management Practices. Ecological Engineering, 37, pp. 1123-1131.
11. Sparling, G.P. 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. p. 97-119 .In: Biological Indicators of Soil Health. C.E.Pankhurst, B.M. Doube and V.V.S.R. Gupta (eds).(.CAB International, Wallingford, UK.
12. Tabatabai,M.A. 1994. Soil enzymes. p. 801–834. In R.W. Weaver et al. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. Microbiological and biochemical properties. SSSA Book Ser. 5. SSSA, Madison, WI.
13. Trasar-Cepeda, C., M.C. Leir ós, S. Seoane and F. Gil-Sotres. 2000. Limitations of soil enzymes as indicators of soil pollution. Soil Biology and Biochemistry 32:1867-1875.
14. Waling I, Van vark W., Houba VJG. And Der lee JJ: Soil and plant analysis.A series of sillabi. 1989. Part 7. Plant analysis procedures. Wageningen Agricultural University.
15. Wenzel WW., Brandstetter A., Wutte H., Lombi E., Prohaska T., Stingeder G.et al. 2002. Arsenic in field-collected soil solutions and extracts of contaminated soils and its implication to soil standards. J. Plant Nutr. Soil Sci.: 165: 221–228.
16. Yao, H., J. Xu and C. Huang. 2003. Substrate utilization pattern, biomass and activity of microbial communities in a sequence of heavy metal-polluted paddy soils. Geoderma. 115: 139-148.

ارزیابی فعالیت آنزیم دی هیدروژناز تحت شرایط کشت و غیر کشت در دو خاک آلوده و غیر آلوده به فلزات سنگین

سپیده باقری*[1]، حسین میر سید حسینی[2]

۱. دانشجوی کارشناسی ارشد شیمی و حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه دانشگاه تهران
sep.bagheri@ut.ac.ir/ 09118851603

۲. هیئت علمی گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران mirseyed@ut.ac.ir

مقدمه

فلزات سنگین همیشه وجود دارند و از محیط زیست حذف نمی شوند، بنابراین وقتی به دلیل فعالیت های انسانی فراهمی آنها بالا می رود مشکل به وجود می آید(تمرتن، ۱۹۸۴). افزایش غلظت فلزات سنگین تاثیر نامطلوب بر جمعیت زیستی خاک می گذارد. فعالیت های آنزیمی اغلب به عنوان اولین و حساس ترین شاخص زیست محیطی خاک در شرایط طبیعی و اکوسیستم های کشاورزی مد نظر می باشند(بادین و همکاران، ۲۰۰۱). زیرا آنزیم ها نسبت به غلظت عناصر سمی در خاک حساس، علاوه بر آن روش های اندازه گیری آنها سریع، ساده و ارزان می باشند(نورود و همکاران،۲۰۰۳). هدف این مطالعه زیست سنجی میکروبی خاک های آلوده با فلزات سنگین بر اساس فعالیت آنزیم دی هیدروژناز(DHase) و نقش گیاه در تغییر میزان این ترشحات می باشد.

مواد و روشها

باتوجه به سابقه قبلی آلودگی، دو نمونه خاک هر کدام به صورت مرکب در لایه ی سطحی خاک از عمق ۰ تا ۲۰ سانتی متر برداشت شد. نمونه ی اول در فاصله ی نزدیک تر و نمونه ی دوم در فاصله ای دورتراز شرکت صنعتی روی قرار داشتند. خصوصیات ابتدایی دو خاک به روش های زیر اندازه گیری شد. بافت خاک (بایوکاس، ۱۹۶۲)، کربن آلی (نلسن و سامر، ۱۹۸۲)، تعیین روی و سرب قابل استخلاف با اسید نیتریک ۴ نرمال (شانگ و همکاران، ۱۹۸۴)، CEC (سامر و میلر، ۱۹۹۶).

جدول (۱)- خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاکها

خاک	Pb (HNO_3)(mg/Kg)	Mn (HNO_3)(mg/Kg)	بافت*	CEC (meq/100g)	ماده آلی٪
غیرآلوده	۱۵/۸	۲۵/۸	SCL	۱۱/۵	۰/۸۲
آلوده	۲۲۰	۳۲۷/۵	SCL	۱۲/۲	۱/۴۷

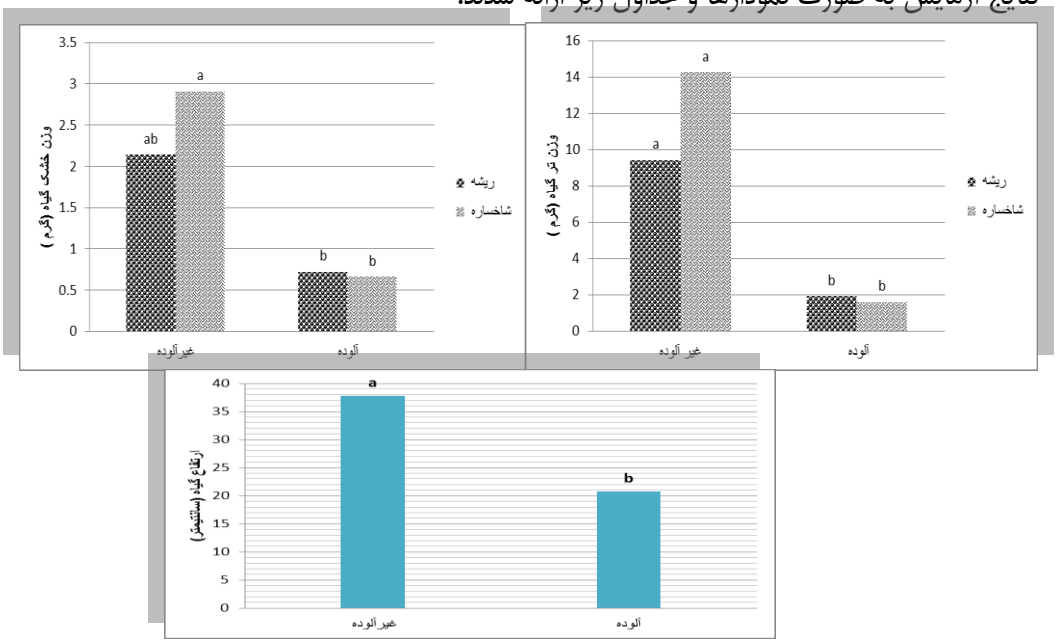
*بافت؛ S= سیلتی CL= رسی L= لومی

طرح مورد نظر در یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با دو تیمار (کشت شده و کشت نشده) و دو خاک(آلوده و غیر آلوده) در ۲ تکرار و ۲ مشاهده می باشد. میانگین ترکیبات تیماری بر اساس آزمون t

(LSD) مقایسه گردید. بذر های سورگوم *sorghum bicolor* (L.) moench از موسسه نهال و بذر کرج تهیه شد. پس از ضد عفونی و جوانه دار شدن، ۱۰عدد از بذر های یکنواخت و یکسان گیاه را انتخاب و در عمق ۱/۵سانتیمتر کاشته شدند. پس از دوره رویشی۵۰ روزه گیاه، برداشت صورت گرفت. خاک مجاور ریشه ای برداشته شد و پس از گذراندن آن از الک ۲ میلیمتری، ۵ گرم از آن برای اندازه گیری فعالیت آنزیم دی هیدروژناز مورد استفاده قرار گرفت. آنزیم (DHas) به روش (اهلینگر، ۱۹۹۶) اندازه گیری شد. ۲،۳،۵- تری فنیل تترازولیوم کلرید(TTC) به عنوان گیرنده الکترون عمل می کند و کاهش آن باعث تولید تری فنیل فرمازان (TPF) می شود. جذب تراکم رنگ را با اسپکتروفتومتر در ۵۴۶ نانومتر اندازه گیری نمودیم.

نتایج و بحث

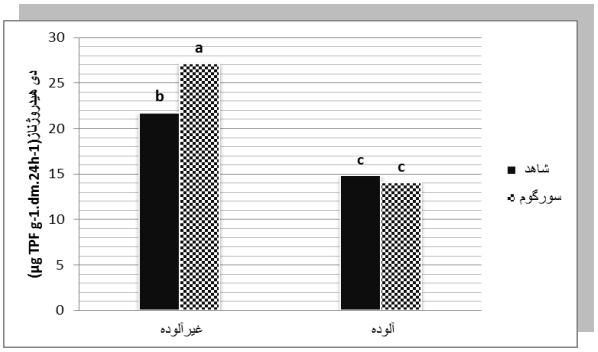
نتایج آزمایش به صورت نمودارها و جداول زیر ارائه شدند.



نمودار(۱)- برخی شاخص های گیاهی اندازه گیری شده

جدول (۲)- جدول تجزیه واریانس آنزیم دی هیدروژناز در خاک

منابع تغییرات	Df	میانگین مربعات	احتمال F	Pr>F
خاک	۱	۳۹۸/۷۱۱	۵۶/۳۹**	<۰/۰۰۰۱
گیاه	۱	۳۸/۴۳	۵/۴۳*	۰/۰۳۸۱
گیاه×خاک	۱	۲۱/۴۵	۳/۰۳ns	۰/۱۰۷۲
خطا	۱۲	۷/۰۷		



نمودار(۲)- تغییرات آنزیم دی هیدروژناز در دو خاک (آلوده و غیرآلوده)، تحت کشت و غیر کشت

دی هیدروژناز یک آنزیم خارج سلولی اکسیدورداکتاز میکروبی و فعالیت آن وابسته به متابولیسم موجودات زنده در محیط خاک می باشد. فعالیت این آنزیم حساسیت قابل ملاحضه ای به آلودگی فلزات سنگین دارند و به عنوان شاخص زیستی برای اندازه گیری درجه حساسیت خاک به آلودگی فلزات سنگین در نظر گرفته می شود. سرا ویلتینگ و همکاران(۱۹۹۵) مشاهده کردند افزایش فلزات سنگین موجب کاهش فعالیت میکروبی خاک می گردد. این کاهش با اثر منفی بر آنزیم دی هیدروژناز هم در شرایط کشت سورگوم و غیر کشت در خاک مشاهده نمودیم (نمودار۲). در هر دو حالت میزان ترشح آنزیم کاهش معنی داری داشته است(جدول۱). در خاک آلوده فعالیت دی هیدروژناز در شرایط کشت و غیر کشت تفاوت معنی داری نداشته است. این موضوع ناشی از شرایط نامناسب از لحاظ کشت در خاک است. فعالیت آنزیم دی هیدروژناز تحت آلودگی معدنی حاصل از سرب، جیوه و روی کاهش می یابد(شن و همکاران، ۲۰۰۵). آکمل و جینمینگ(۲۰۰۸) در آزمایشی تحت آلودگی سرب در خاک مورد بررسی قرار دادند، دریافتند کاهش دی هیدروژناز ناشی از پیوند سرب با گروه های عاملی آنزیم می باشد. این امر موجب کاهش فعالیت میکروبی و در نتیجه کاهش جمعیت میکروارگانیزم های خاک می گردد. نتایج آزمایش حاضر با نتایج شاپرون و سائو(۲۰۰۸) مطابقت دارد. ایشان مشاهده کردند که افزایش کادمیوم اثر آنتاگونیسمی با میزان ترشح آنزیم دی هیدروژناز در خاک دارد. تو و همکاران(۱۹۸۹) مشاهده کردند که کادمیوم عامل بازدارنده جهت ترشح پروتون از ریشه گیاه می باشد. پمپ پروتون انرژی لازم جهت جذب و تحرک یون در غشای پلاسما فراهم می کند. در سورگوم کشت شده در خاک مجاور به کارخانه صنعتی میزان کاهش معنی دار وزن تر، خشک و ارتفاع گیاه مشاهده شد. افزایش غلظت عناصر سنگین در گیاه موجب کاهش زیست توده گیاه می گردد، که در نمودار ۱ کاملا قابل مشاهده است (کن و گیلی هام، ۲۰۱۰). افزایش حضور فلزات سنگین در ریزوسفر بر آناتومی ریشه اثر گذار است و مانع رشد طولی و کاهش وزن آن می گردد(الکساندر و همکاران، ۲۰۱۱).

منابع

1. Akmal. M.and Jianming, 2008. Dehydrogenase, urease and phosphatase activities as affected by Pb contamination in the Soil. Soil & Environ. 27(2): 139-142.
2. Alexander Lux, Michal Martink , Marek Vaculik, kand Philip J. White,2011.Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. Journal of Experimental Botany, Vol. 62, No. 1, pp. 21–37.

3. Badine NNY, Chotte JL, Pate E, Masse D, Rouland C,2001. Use of soil enzyme activities to monitor soil quality in natural and improved fallows in semi-arid tropical regions. Appl Soil Ecol 18:229–238.

4. Bouyoucos, C.J., 1962. Hydrometer method improved for making particle-size analysis of soil. J. Agron. 54, 464-465.

5. Chang AC., Warneke JE., Page AL. And LunLJ,1984.Accumulationof heavy metals in sewage sludge- treated soils. Environ. Qual. J. 13: 87-91.

6. Chaperon S, Sauvé S, 2008. Toxicity interactions of cadmium, copper, and lead on soil urease and dehydrogenase activity in relation to chemical speciation. Ecotoxicol Environ Saf. 70(1):1-9.

7. Chen CL, Liao M, Huang CY, 2005. Effect of combined pollution by heavy metals on soil enzymatic activities in areas polluted by tailings from Pb-Zn-Ag mine. J Environ Sci (China).;17(4):637-40.

8. Conn S. Gilliham M,2010. Comparative physiology of elemental. Distribution in plants. Annals of Botany 105, 1081-1102.

9. Lindsay WL. And Norvel WA,1978 Development of a DTPA soil tests for zinc, iron, manganese and copper. Am. J. Soil Sci. Soc: 42: 421- 428.

10. Loeppert, R.H. and D.L. Suarez,1996. Carbonate and Jypsum. In D.L. Sparks (ed.) Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. SSSA. Book series no. 5. Madison. WI. USA.

11. Nelson, D.W., and L.E. Sommers,1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. p. 539-580.In A.L. Page (ed.) Methods of soil analysis, Part 2. 2nd ed. Chemical and microbiological properties. Agronomy monograph no.9. SSSA and ASA, Madison, WI. USA.

12. Norwood, W .P., Borgmann, U., Dixon, D.G., Wallace, A., 2003. Effect of metal mixtures on aquatic biota: a review of observations andmethods. Human and Ecological Risk Assessment 9, 795–811.

13. Öhlinger R ,1996. Dehydrogenase activity with the substrate TTC. In: Schinner F, Öhlinger R, Kandeler E, Margasin R (eds) Methods in soil biology. Berlin : Springer, pp 241-243.

14. Serra-Wittling, C., S. Houot and E. Barriuso,1995. Soil enzyme response to addition of municipal solid-waste compost. Biology and Fertility of Soils 20: 226-236.

15. Summer ME And Miller WP,1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. (Ed. Dl. Sparks): pp. 1201-1229. Soil Sci. Soc. Am. Madison. WI.

16. Temmerman LO., Hoenig M. And Scokart PO,1984.Determination ofnormal levels and upper limit values of trace elementsin soils. Z Pflanzen Bodenkd. 147: 687-694.

17. Tu S.I., Nungesser E., Brauer D,1989. Characterization of the effects of divalent cations on the coupled activities of the H+-ATPase in tonoplast vesicles. Plant Physiol., 10: 1636–1643.

بررسی عملکرد گیاه قدومه درغلظت‌های مختلف آلودگی خاک به نیکل در سطوح مختلف شوری در سه بازه زمانی

۱-پرستو ملزومی* ۲-محمدرضا دلالیان ۳-الناز صباغ تازه

۱-کارشناسی ارشد گروه علوم خاک و آب دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز

۲-عضو هیأت علمی گروه خاک و آب دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز

۳- عضو هیأت علمی گروه خاک و آب دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز

*نویسنده مسئول: پست الکترونیکی:parastoomalzoomi@yahoo.com

مقدمه

تخریب و آلودگی محیطزیست، ثمره‌ی جوامع صنعتی و یکی از رهآوردهای صنعتی شدن اجتماعات بشری است (دبیری، ۱۳۷۵). خاک و آب منابعی گرانبها و حساس در محیطزیست هستند که در برابر مدیریتهای ناصحیح آسیب پذیرند (McGrath and zhao, 2003). متداول‌ترین فلزات سنگین در مناطق آلوده کادمیم، سرب، کروم، مس، جیوه، نیکل و روی هستند (Henry, 2000; Basic *et al*., 2006). گیاهانی که در خاک‌های سرشار از فلزات رشد می‌کنند، به دلیل توانایی بالایشان در نگهداری و ذخیره فلزات به عنوان ابزاری برای حذف عناصر سنگین از خاک‌های مورد استفاده قرار می‌گیرند. (Glick, 2003). فناوری استفاده از گیاهان در پالودن زیست بوم، پالایش سبز نام گرفته است (Kumer *et al*., 1995; Raskin and Ensly., 2000). گیاه پالایی کم هزینه و با محیط زیست سازگاز است (Liphadzi and Kirkham., 2006) و از سوی دیگر، کاربر گیاه پالایی باعث احیای مکان، حفاظت از فعالیت های بیولوژیکی، ساختار فیزیکی و خصوصیات شیمیایی خاک می شود (Clement *et al*., 2006; Mora *et al*., 2005). گیاه‌پالایی یک تکنیک باصرفه اقتصادی است که برای کشورهای در حال توسعه مانند ایران مفید است و تجارت با ارزشی به حساب می‌آید (عابدی‌کوپایی، ۱۳۸۵). خاک‌های بسیار شور در بسیاری از نقاط نیمه خشک تا خشک جهان وجود دارند، جایی که این نوع آب و هوا مانع رشد و محصول‌دهی گیاهان زراعی می‌شود. به دلیل قرار گرفتن ایران در منطقه آب و هوایی خشک و نیمه خشک، نزدیک به ۵۰ درصد سطح زیر کشت محصولات کشاورزی، به درجات مختلف با مشکل شوری و قلیایی بودن مواجه می‌باشد (میبدی و قره‌یاضی، ۱۳۸۱). مطالعات چندی در مورد گیاهان انباشت‌کننده فلزات سنگین توسط محققین انجام شده است. تاپرو و همکاران (۲۰۰۹) اثر متقابل نیکل و منگنز را در تجمع و تمرکز در برگ‌های بیش‌اندوزهای نیکل در گونه قدومه (*A.murale* و *A.corsicum*) بررسی کردند که نتایج نشان داد استخراج نیکل به‌وسیله قدومه با افزایش منگنز در دسترس گیاه کاهش می‌یابد و پیشنهاد کردند که بیش‌اندوزی نیکل به وسیله گونه‌های قدومه احتمال دارد که با یک سیستم انتقال منگنز افزایش پیدا کند. سلیمی و همکاران (۱۳۹۰) پژوهشی در زمینه تأثیر شوری بر گیاه پالایی کادمیم از خاک آلوده انجام دادند که نتیجه این پژوهش نشان داد که با افزایش EC، جذب کادمیم به وسیله گیاه افزایش می یابد که این نتیجه در ساقه غالب تر از ریشه و برگ است. هدف از این پژوهش، پالایش خاک‌های آلوده به نیکل و بررسی عملکرد گیاه قدومه درغلظت‌های مختلف آلودگی خاک به نیکل در سطوح مختلف شوری در سه بازه زمانی بود.

مواد و روش‌ها:

در این پژوهش برای پالایش سبز نیکل از خاک آلوده از گیاه قدومه (*Alyssum murale*) استفاده شد. آزمایشات در خاکی با بافت لوم شنی غیرآلوده به نیکل و یا هر عنصر سمی دیگری (برای دوری از تنش‌های ناخواسته در تیمارها) و غیرشور از محل ایستگاه تحقیقات دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی تبریز (واقع در ۱۰ کیلومتری شرق تبریز) برای انجام آزمایش‌ها انتخاب گردید. برای اعمال تیمارهای شوری با سه سطح کمتر از یک، ۴ و ۸ دسیزیمنس بر متر، از یک خاک غیرشور استفاده شد. برای اعمال تیمارهای شوری، با استفاده از نمک کلریدسدیم (Nacl) و کلریدکلسیم ($Cacl_2$) با نسبت اکی‌والان یکسان، آب با شوری‌های ۴ و ۸ دسیزیمنس بر متر تهیه شد. سپس خاک گلدانها تا رسیدن به شوری موردنظر، چندین بار با آب‌شور تهیه شده اشباع شد. سطح آلودگی‌ها با توجه به حدود غلظت مجاز نیکل در خاک که ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک می‌باشد (Cariny,1995) ۰، ۵۰، ۲۵۰، ۵۰۰، ۷۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در نظرگرفته شد. سپس این غلظت‌ها برای نمک سولفات نیکل و ۷/۵ کیلوگرم خاک محاسبه شد و خاک‌ها آلوده شد. پس از طی مدت دو هفته، خاک آلوده شده به ۱۳۵ گلدان منتقل شد. متناسب با مراحل رشد، از گیاه در سه بازه زمانی نمونه‌برداری (۴۰ ، ۷۰ و ۱۰۰روز پس از کشت گیاه) انجام شد. پس از اندازه‌گیری وزن تر ریشه و اندام هوایی، در دمای ۶۵ درجه سانتیگراد به مدت ۴۸ ساعت خشک و مجدداً برای بدست آوردن وزن خشک توزین و در نهایت آسیاب گردید. در این پژوهش غلظت نیکل کل در گیاه از روش اکسیداسیون تر و در خاک از روش هضم اسیدی (اسیدنیتریک ۴ مولار، اسیدکلریدریک و آب‌اکسیژنه) اندازه‌گیری و با دستگاه جذب‌اتمی بدست آمد (Gupta, 2000).

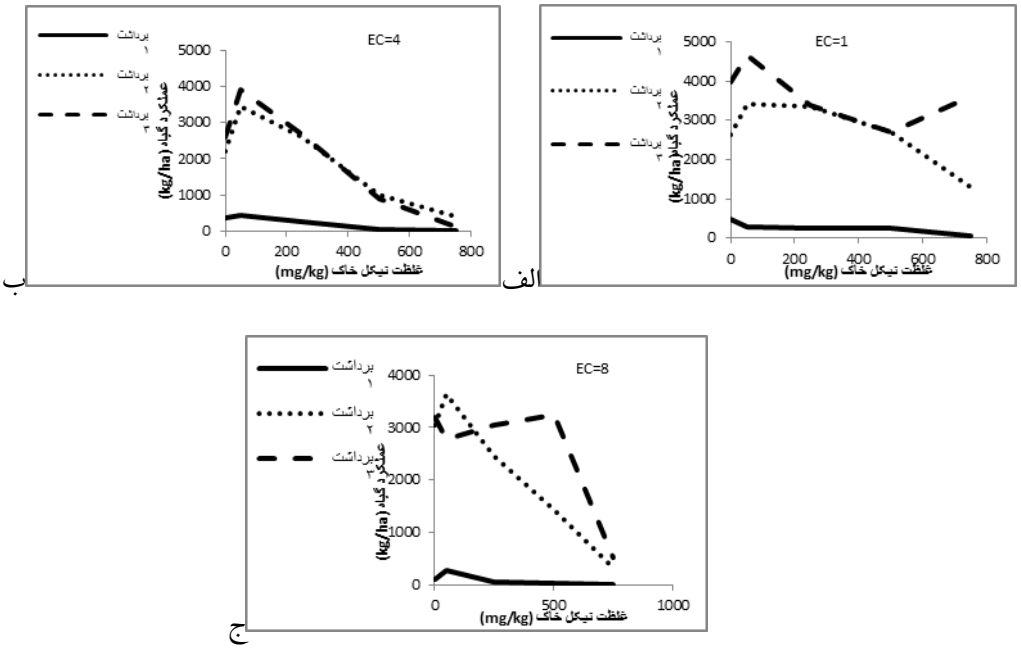
بحث و نتیجه‌گیری:

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده در خاک مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. درصد ماده آلی خاک (OM)، واکنش گل اشباع (pH)، هدایت هیدرولیکی در عصاره‌ی خاک اشباع (EC_e)، رطوبت حجمی خاک در نقطه ظرفیت زراعی (θ_{FC})، جرم مخصوص ظاهری (ρ_b)، بافت خاک و میزان رس (Clay)، سیلت (Silt) و شن (Sand) می باشد.

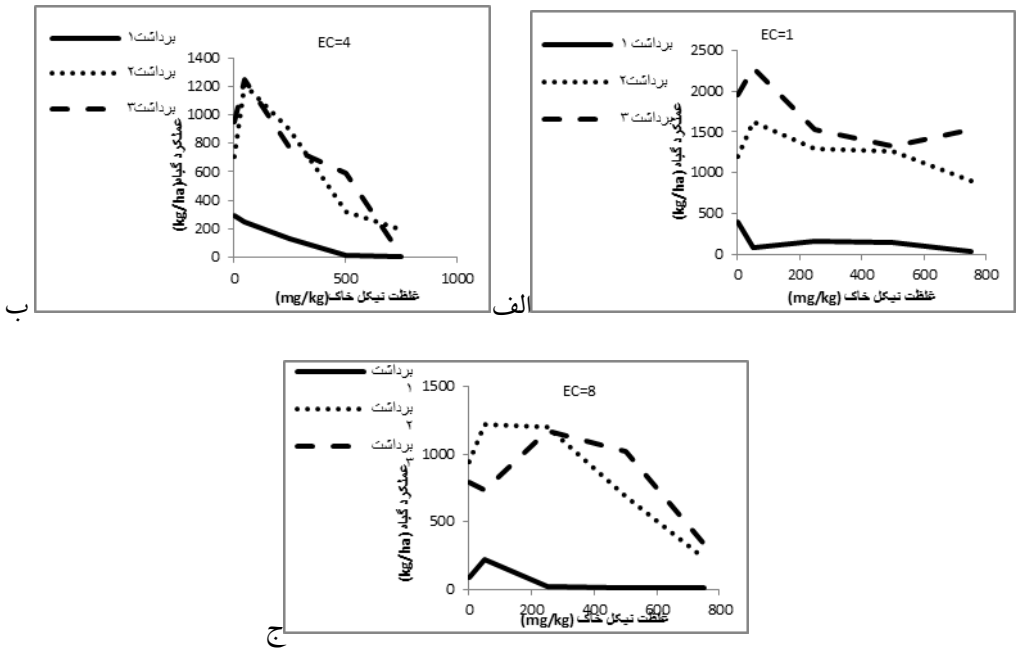
جدول ۱- نتایج تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

کلاس بافت خاک	Silt (%)	Sand (%)	Clay (%)	pH	ρ_b ($gr.cm^{-3}$)	θ_{FC} ($cm^3.cm^{-3}$)	OM (%)	EC_e (ds m-1)
لوم شنی	۱۵/۵	۷۴	۹/۴۲	۷/۳	۱/۴	۰/۱۴۵	۲/۸	۱

شکل۱-الف، ب و ج عملکرد کل گیاه قدومه را به ازای غلظت‌های مختلف نیکل در خاک در سه برداشت در سه سطح شوری نشان می‌دهد. شکل ۲ عملکرد اندام هوایی گیاه قدومه را به ازای غلظت‌های مختلف نیکل در خاک در سه برداشت در سه سطح شوری نشان می‌دهد.



شکل۱- عملکرد کل بوته آزمایشی در مقابل غلظت نیکل خاک در زمان‌های مختلف برداشت در EC=4, EC=8 EC=1 (برداشت ۱تا۳: به ترتیب ۴۰ ، ۷۰و ۱۰۰ روز پس از جوانه‌زنی)



شکل۲- عملکرد اندام هوایی گیاه آزمایشی در مقابل غلظت نیکل خاک در زمان‌های مختلف برداشت در EC=4, EC=8 EC=1 (برداشت ۱تا۳: به ترتیب ۴۰، ۷۰ و ۱۰۰ روز پس از جوانه‌زنی)

نتایج شکل‌های ۱ نشان می‌دهد که با افزایش غلظت نیکل در خاک عملکرد گیاه قدومه سیر نزولی پیدا می‌کند. در EC=1 تحمل کل گیاه قدومه به نیکل بیشتر از دو سطح شوری دیگر است. نتایج شکل ۲ نشان می‌دهد که با افزایش غلظت نیکل در خاک عملکرد اندام هوایی گیاه قدومه سیر نزولی پیدا می‌کند. در EC=1 تحمل کل گیاه قدومه به نیکل بیشتر از دو سطح شوری دیگر است. براساس نتایج به دست آمده، گیاه قدومه در خاک آلوه به نیکل در EC=1، EC=4 و EC=8 تا غلظت ۷۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم رشد کرده ولی عملکرد آن روند کاهشی داشته است. این بیانگر آن است که با وجود اینکه گیاه قدومه در تحمل نیکل توانایی بالایی دارد اما در سطوح شوری بالاتر میزان جذب آن کاهش یافت. بطوریکه در سطوح شوری بالاتر و با افزایش غلظت نیکل بعد از ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم عملکرد کاهش یافت که این نتیجه در مشاهدات گلخانه ای نیز مشاهده شد. در EC=1 با توجه به نتایج شکل‌های ۱ و ۲ و مشاهدات گلخانه‌ای گیاه قدومه تحمل بالایی در جذب نیکل از خاک داشت به این جهت که از زمان شروع جوانه‌زنی تا مرحله رویشی تأخیری نسبت به گلدان‌های شاهد نداشت و با توجه به غلظت فلز در اندام گیاهی می‌توان دریافت که گیاه از نظر تحمل نیکل تواناست و در برداشت سوم توانایی گیاه در انتقال نیکل از ریشه به بخش هوایی گیاه وجود داشت.

منابع

۱) دبیری، مینو. ۱۳۷۵. **آلودگی محیط زیست (هوا، آب، خاک، صوت).** انتشارات دانشگاه شهید بهشتی تهران، ۳۹۹ص.

۲) سلیمی، م.، امین م. م.، ابراهیمی، ا.، قاضی فرد، ا.، نجفی، پ.، امینی، ح.، رزمجو، پ.، دستجردی، م. و. ۱۳۹۰. **تأثیر شوری بر گیاه‌پالایی کادمیوم از خاک‌های آلوده.** مجله تحقیقات نظام سلامت، سال هفتم، شماره ۶، ویژه نامه بهداشت سلامت ۱۳۹۰.

۳) عابدی کوپایی، ج.، ۱۳۸۵. **ارزیابی کارایی روش گیاه‌پالایشی به منظور رفع آلودگی از خاک‌های آلوده به نفت خام**، اولین همایش و نمایشگاه تخصصی محیط زیست، دانشگاه تهران، ص ۱-۲.

۴) میرمحمدی میبدی، س. و ب. قره‌یاضی. ۱۳۸۱. **جنبه‌های فیزیولوژیک و بهنژادی تنش شوری گیاهان.** انتشارات دانشگاه صنعتی اصفهان.

5) Basic N., Salamin N., Keller C., Galland N. and Besnard G., 2006. Cadmium hyperaccumulation and genetic differentiation of *Thlaspi caerulescens* populations. Biochemical Systematics and Ecology 34:667-677.

6) Cariny, T., 1995. The Re-use of contaminated land, john eiley and sons Ltd, pub, USA.

7) Clemente R., Almela C., Bernal M. P. A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste. Environ Pollut 2006; 143(3): 397-406.

8) Glick, B. R. 2003. Phytoremediation: Synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnology Advances*, 21: 383-393.

9) Gupta, P.K., 2000, Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis. Agrobios, New Delhi, India.

10) Henry, J. R. 2000. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. U. S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation office. Washington, D. C. P. 55.

11) Kumar P. B. A. N., Dushenkov V., Motto H. and Raskin I. 1995. Phytoextraction: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soils. Environmental Science and Technol. 29: 1232-1238.

12) Liphadzi M. S., Kirkham M. B. Availability and plant uptake of heavy metals in EDTA-assisted phytoremediation of soil and composted biosolids. South African Journal of Botany 2006; 72(3): 391-7.

13) McGrath S. P. and Zhao F. J., 2003. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. Current Opinion in Biotechnology 14: 1-6.

14) Mora A., Ortegacalvo J., Cabrera F., Madejon E. Changes in enzyme activities and microbial biomass after ?insitu? remediation of a heavy metal-contaminated soil. Applied Soil Ecology 2005; 28(2): 125-37.

15) Raskin, I., and Ensly, B. D. 2000. Phytoremediation of Toxic Metal: using Plants to clean up the environmental, john wiley & sons, Inc., New York.

16) Tapperro, R. V., Erbe, E.F., Chaney, R. L., 2009, Interaction of nickel and manganese in accumulation and localization in leaves of the Ni hyperaccumulators, Plant Soil, 314: 35 – 48.

بررسی عملکرد گیاه قدومه درغلظت‌های مختلف آلودگی خاک به نیکل در سطوح مختلف شوری در سه بازه زمانی

1-پرستو ملزومی* 2-محمدرضا دلالیان 3-الناز صباغ تازه

1-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک و آب دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز

2-عضو هیأت علمی گروه خاک و آب دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز

3- عضو هیأت علمی گروه خاک و آب دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز

*نویسنده مسئول: پست الکترونیکی:parastoomalzoomi@yahoo.com

مقدمه

تخریب و آلودگی محیطزیست، ثمره‌ی جوامع صنعتی و یکی از رهآوردهای صنعتی شدن اجتماعات بشری است (دبیری، 1375). خاک و آب منابعی گرانبها و حساس در محیطزیست هستند که در برابر مدیریتهای ناصحیح آسیب پذیرند (McGrath and zhao, 2003). متداول‌ترین فلزات سنگین در مناطق آلوده کادمیم، سرب، کروم، مس، جیوه، نیکل و روی هستند (Henry, 2000; Basic *et al*., 2006). گیاهانی که در خاک‌های سرشار از فلزات رشد می‌کنند، به دلیل توانایی بالایشان در نگهداری و ذخیره فلزات به عنوان ابزاری برای حذف عناصر سنگین از خاک‌های مورد استفاده قرار می‌گیرند. (Glick, 2003). فناوری استفاده از گیاهان در پالودن زیست بوم، پالایش سبز نام گرفته است (Kumer *et al*., 1995; Raskin and Ensly., 2000). گیاه پالایی کم هزینه و با محیط زیست سازگاز است (Liphadzi and Kirkham., 2006) و از سوی دیگر، کاربر گیاه پالایی باعث احیای مکان، حفاظت از فعالیت های بیولوژیکی، ساختار فیزیکی و خصوصیات شیمیایی خاک می شود (Clement *et al*., 2006; Mora *et al*., 2005). گیاه‌پالایی یک تکنیک باصرفه اقتصادی است که برای کشورهای در حال توسعه مانند ایران مفید است و تجارت با ارزشی به حساب می‌آید (عابدی‌کوپایی، 1385). خاک‌های بسیار شور در بسیاری از نقاط نیمه خشک تا خشک جهان وجود دارند، جایی که این نوع آب و هوا مانع رشد و محصول‌دهی گیاهان زراعی می‌شود. به دلیل قرار گرفتن ایران در منطقه آب و هوایی خشک و نیمه خشک، نزدیک به 50 درصد سطح زیر کشت محصولات کشاورزی، به درجات مختلف با مشکل شوری و قلیایی بودن مواجه می‌باشد (میبدی و قره‌یاضی، 1381). مطالعات چندی در مورد گیاهان انباشت کننده فلزات سنگین توسط محققین انجام شده است. تاپرو و همکاران (2009) اثر متقابل نیکل و منگنز را در تجمع و تمرکز در برگ‌های بیش‌اندوزهای نیکل در گونه قدومه (*A.murale* و *A.corsicum*) بررسی کردند که نتایج نشان داد استخراج نیکل به‌وسیله قدومه با افزایش منگنز در دسترس گیاه کاهش می‌یابد و پیشنهاد کردند که بیش‌اندوزی نیکل به وسیله گونه‌های قدومه احتمال دارد که با یک سیستم انتقال منگنز افزایش پیدا کند. سلیمی و همکاران (1390) پژوهشی در زمینه تأثیر شوری بر گیاه پالایی کادمیم از خاک آلوده انجام دادند که نتیجه این پژوهش نشان داد که با افزایش EC، جذب کادمیم به وسیله گیاه افزایش می یابد که این نتیجه در ساقه غالب تر از ریشه و برگ است. هدف از این پژوهش، پالایش خاک‌های آلوده

به نیکل و بررسی عملکرد گیاه قدومه درغلظت‌های مختلف آلودگی خاک به نیکل در سطوح مختلف شوری در سه بازه زمانی بود.

مواد و روش‌ها:

در این پژوهش برای پالایش سبز نیکل از خاک آلوده از گیاه قدومه (*Alyssum murale*) استفاده شد. آزمایشات در خاکی با بافت لوم شنی غیرآلوده به نیکل و یا هر عنصر سمی دیگری (برای دوری از تنش‌های ناخواسته در تیمارها) و غیرشور از محل ایستگاه تحقیقات دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی تبریز (واقع در 10 کیلومتری شرق تبریز) برای انجام آزمایش‌ها انتخاب گردید. برای اعمال تیمارهای شوری با سه سطح کمتر از یک، 4 و 8 دسیزیمنس بر متر، از یک خاک غیرشور استفاده شد. برای اعمال تیمارهای شوری، با استفاده از نمک کلریدسدیم (Nacl) و کلریدکلسیم ($Cacl_2$) با نسبت اکی‌والان یکسان، آب با شوری‌های 4 و 8 دسیزیمنس بر متر تهیه شد. سپس خاک گلدانها تا رسیدن به شوری موردنظر، چندین بار با آب‌شور تهیه شده اشباع شد. سطح آلودگی‌ها با توجه به حدود غلظت مجاز نیکل در خاک که 50 میلی‌گرم در کیلوگرم خاک می‌باشد (Cariny,1995) 0، 50، 250، 500، 750 میلی‌گرم در کیلوگرم خاک در نظرگرفته شد. سپس این غلظت‌ها برای نمک سولفات نیکل و 7/5 کیلوگرم خاک محاسبه شد و خاک‌ها آلوده شد. پس از طی مدت دو هفته، خاک آلوده شده به 135 گلدان منتقل شد. متناسب با مراحل رشد، از گیاه در سه بازه زمانی نمونه‌برداری (40 ، 70 و 100روز پس از کشت گیاه) انجام شد. پس از اندازه‌گیری وزن تر ریشه و اندام هوایی، در دمای ۶۵ درجه سانتیگراد به مدت ۴۸ ساعت خشک و مجدداً برای بدست آوردن وزن خشک توزین و در نهایت آسیاب گردید. در این پژوهش غلظت نیکل کل در گیاه از روش اکسیداسیون تر و در خاک از روش هضم اسیدی (اسیدنیتریک 4 مولار، اسیدکلریدریک و آب‌اکسیژنه) اندازه‌گیری و با دستگاه جذب‌اتمی بدست آمد (Gupta, 2000).

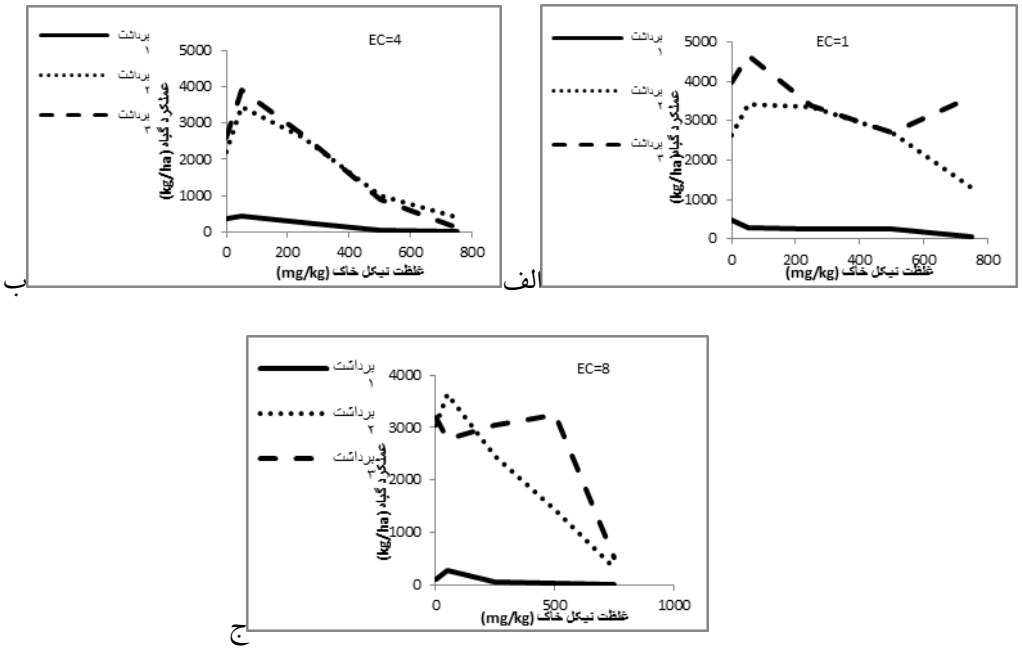
بحث و نتیجه‌گیری:

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی اندازه‌گیری شده در خاک مورد مطالعه در جدول 1 نشان داده شده است. درصد ماده آلی خاک (OM)، واکنش گل اشباع (pH)، هدایت هیدرولیکی در عصاره‌ی خاک اشباع (EC_e)، رطوبت حجمی خاک در نقطه ظرفیت زراعی (θ_{FC})، جرم مخصوص ظاهری (ρ_b)، بافت خاک و میزان رس (Clay)، سیلت (Silt) و شن (Sand) می باشد.

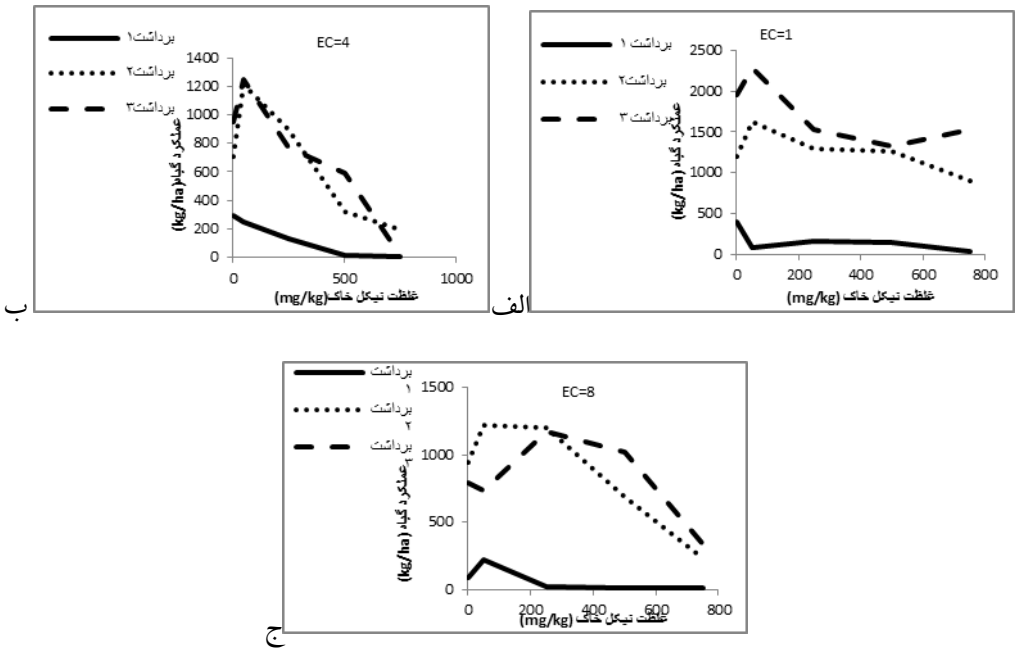
جدول 1- نتایج تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

EC_e (ds m-1)	OM (%)	θ_{FC} ($cm^3.cm^{-3}$)	ρ_b ($gr.cm^{-3}$)	pH	Clay (%)	Sand (%)	Silt (%)	کلاس بافت خاک
1	2/8	0/145	1/4	7/3	9/42	74	15/5	لوم شنی

شکل1-الف، ب و ج عملکرد کل گیاه قدومه را به ازای غلظت‌های مختلف نیکل در خاک در سه برداشت در سه سطح شوری نشان می‌دهد. شکل 2 عملکرد اندام هوایی گیاه قدومه را به ازای غلظت‌های مختلف نیکل در خاک در سه برداشت در سه سطح شوری نشان می‌دهد.



شکل1- عملکرد کل بوته آزمایشی در مقابل غلظت نیکل خاک در زمان‌های مختلف برداشت در EC=4, EC=8 EC=1 (برداشت 1تا3: به ترتیب 40 ، 70و 100 روز پس از جوانه‌زنی)



شکل2- عملکرد اندام هوایی گیاه آزمایشی در مقابل غلظت نیکل خاک در زمان‌های مختلف برداشت در EC=4, EC=8, EC=1 (برداشت 1تا3: به ترتیب 40، 70 و 100 روز پس از جوانه‌زنی)

نتایج شکل‌های 1 نشان می‌دهد که با افزایش غلظت نیکل در خاک عملکرد گیاه قدومه سیر نزولی پیدا می‌کند. در EC=1 تحمل کل گیاه قدومه به نیکل بیشتر از دو سطح شوری دیگر است. نتایج شکل 2 نشان می‌دهد که با افزایش غلظت نیکل در

خاک عملکرد اندام هوایی گیاه قدومه سیر نزولی پیدا می‌کند. در EC=1 تحمل کل گیاه قدومه به نیکل بیشتر از دو سطح شوری دیگر است. براساس نتایج به دست آمده، گیاه قدومه در خاک آلوه به نیکل در EC=1، EC=4 و EC=8 تا غلظت 750 میلی‌گرم در کیلوگرم رشد کرده ولی عملکرد آن روند کاهشی داشته است. این بیانگر آن است که با وجود اینکه گیاه قدومه در تحمل نیکل توانایی بالایی دارد اما در سطوح شوری بالاتر میزان جذب آن کاهش یافت. بطوریکه در سطوح شوری بالاتر و با افزایش غلظت نیکل بعد از 50 میلی‌گرم بر کیلوگرم عملکرد کاهش یافت که این نتیجه در مشاهدات گلخانه ای نیز مشاهده شد. در EC=1 با توجه به نتایج شکل‌های 1 و 2 و مشاهدات گلخانه‌ای گیاه قدومه تحمل بالایی در جذب نیکل از خاک داشت به این جهت که از زمان شروع جوانه‌زنی تا مرحله رویشی تأخیری نسبت به گلدان‌های شاهد نداشت و با توجه به غلظت فلز در اندام گیاهی می‌توان دریافت که گیاه از نظر تحمل نیکل تواناست و در برداشت سوم توانایی گیاه در انتقال نیکل از ریشه به بخش هوایی گیاه وجود داشت.

منابع

1) دبیری، مینو. 1375. **آلودگی محیط زیست (هوا، آب، خاک، صوت).** انتشارات دانشگاه شهید بهشتی تهران، 399ص.

2) سلیمی، م.، امین م. م.، ابراهیمی، ا.، قاضی فرد، ا.، نجفی، پ.، امینی، ح.، رزمجو، پ.، دستجردی، م. و. 1390. **تأثیر شوری بر گیاه-پالایی کادمیوم از خاک‌های آلوده.** مجله تحقیقات نظام سلامت، سال هفتم، شماره 6، ویژه نامه بهداشت سلامت 1390.

3) عابدی کوپایی، ج.، 1385. **ارزیابی کارایی روش گیاه‌پالایشی به منظور رفع آلودگی از خاک‌های آلوده به نفت خام**، اولین همایش و نمایشگاه تخصصی محیط زیست، دانشگاه تهران، ص 1-2.

4) میرمحمدی میبدی، س. و ب. قره‌یاضی. ۱۳۸۱. **جنبه‌های فیزیولوژیک و بهنژادی تنش شوری گیاهان.** انتشارات دانشگاه صنعتی اصفهان.

5) Basic N., Salamin N., Keller C., Galland N. and Besnard G., 2006. Cadmium hyperaccumulation and genetic differentiation of *Thlaspi caerulescens* populations. Biochemical Systematics and Ecology 34:667-677.

6) Cariny, T., 1995. The Re-use of contaminated land, john eiley and sons Ltd, pub, USA.

7) Clemente R., Almela C., Bernal M. P. A remediation strategy based on active phytoremediation followed by natural attenuation in a soil contaminated by pyrite waste. Environ Pollut 2006; 143(3): 397-406.

8) Glick, B. R. 2003. Phytoremediation: Synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnology Advances*, 21: 383-393.

9) Gupta, P.K., 2000, Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis. Agrobios, New Delhi, India.

10) Henry, J. R. 2000. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. U. S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation office. Washington, D. C. P. 55.

11) Kumar P. B. A. N., Dushenkov V., Motto H. and Raskin I. 1995. Phytoextraction: The Use of Plants to Remove Heavy Metals from Soils. Environmental Science and Technol. 29: 1232-1238.

12) Liphadzi M. S., Kirkham M. B. Availability and plant uptake of heavy metals in EDTA-assisted phytoremediation of soil and composted biosolids. South African Journal of Botany 2006; 72(3): 391-7.

13) McGrath S. P. and Zhao F. J., 2003. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. Current Opinion in Biotechnology 14: 1-6.

14) Mora A., Ortegacalvo J., Cabrera F., Madejon E. Changes in enzyme activities and microbial biomass after ?insitu? remediation of a heavy metal-contaminated soil. Applied Soil Ecology 2005; 28(2): 125-37.

15) Raskin, I., and Ensly, B. D. 2000. Phytoremediation of Toxic Metal: using Plants to clean up the environmental, john wiley & sons, Inc., New York.

16) Tapperro, R. V., Erbe, E.F., Chaney, R. L., 2009, Interaction of nickel and manganese in accumulation and localization in leaves of the Ni hyperaccumulators, Plant Soil, 314: 35 – 48.

تجزیه و تحلیل تغییرات مکانی کادمیوم قابل جذب در خاک‌های اردبیل به روش زمین-آمار

[1]لیلا امینی خناوندی، [2]منوچهر فربودی و [3]ناصر نظری

[1]دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد میانه؛ amini1060@yahoo.com

[2]عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد میانه؛ farboodi1962@gmail.com

[3]عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد میانه؛ nas.nazari@gmail.com

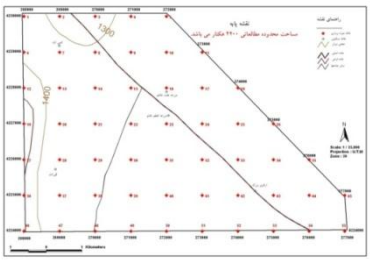
مقدمه

افزایش فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی توأم با تولید آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین یکی از مشکلات جدی و در حال گسترش پیشروی انسان عصر حاضر است. در میان آلاینده‌های کشاورزی، صنعتی و معدنی، فلزات سنگین به علت عدم تجزیه‌ی بیولوژیکی و اثرات فیزیولوژیکی آن‌ها بر موجودات زنده در غلظت‌های کم حایز اهمیت است. غلظت معمول کادمیوم بین 2 تا 200 و غلظت بحرانی آن 3 تا 8 میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (دیانی و همکاران، 1388). یکی از مشکلات اصلی در ارزیابی وضعیت آلودگی یک منطقه، پویا و متغیر بودن میزان آلودگی و عدم امکان نمونه‌برداری در تمامی نقاط می‌باشد، بدین منظور استفاده از راهکار مناسب جهت تعمیم نتایج حاصل از نقاط اندازه‌گیری شده به سایر نقاط توصیه می‌گردد (عبداللهی و همکاران، 1391)، لذا از زمین‌آمار جهت بررسی تغییرپذیری متغیرها و میان‌یابی استفاده می‌شود (گوارتز، 1997). دیانی و همکاران (1387)، توزیع مکانی فلزات سنگین سرب، روی و کادمیوم را در خاک‌های سپاهان شهر اصفهان و سان و همکاران (2010)، پراکنش مکانی فلزات کادمیوم، مس، سرب و روی را در شهر شنیانگ چین بررسی کردند. از آن‌جایی که در استان اردبیل اطلاعاتی راجع به پراکنش فلزات سنگین وجود ندارد و این استان از لحاظ فعالیت های کشاورزی، حایز اهمیت می‌باشد لذا مطالعه‌ی حاضر به منظور بررسی پراکنش مکانی کادمیوم در خاک‌های سطحی بخشی از استان اردبیل انجام شد.

مواد و روشها

الف) منطقه‌ی مطالعاتی: منطقه‌ی کاری بخشی از دشت اردبیل بوده و در جنوب‌شرقی شهر اردبیل واقع شده است. محدوده‌ی ارتفاعی منطقه 1300 تا 1400 متر بوده و دارای مساحت 4200 هکتار و به شکل ذوزنقه می‌باشد. طول شرقی منطقه $48^{\circ}21^{'}04$ تا $48^{\circ}27^{'}13$ و عرض شمالی منطقه نیز $38^{\circ}8^{'}03$ تا $38^{\circ}11^{'}17$ می‌باشد.

ب) نمونه‌برداری و آنالیز: نمونه‌برداری براساس شبکه‌بندی منظم با فواصل 1000 متر و به عمق 20-0 سانتی‌متر صورت گرفت. غلظت کادمیوم قابل جذب در 55 نمونه جمع‌آوری شده به روش لیندسی و نورول با استفاده از عصاره‌گیر DTPA به وسیله دستگاه جذب اتمی مدل Perkin Elmer 2380 تعیین شد (احیایی و بهبهانی، 1372). شکل 1 الگوی نمونه‌برداری در منطقه‌ی مطالعاتی را نشان می‌دهد.



شکل 1- الگوی نمونه‌برداری در منطقه‌ی مطالعاتی

ج) تجزیه و تحلیل زمین‌آماری: مرسوم‌ترین روش برای بررسی پیوستگی مکانی داده‌ها، ترسیم واریوگرام با معادله زیر می‌باشد (محمدی، 1385):

$$Y(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i + h) - Z(x_i)]^2 \qquad [1]$$

که در این معادله: N(h)؛ تعداد زوج نقاطی است که به فاصله (h) از هم قرار دارند، $Z(x_i)$؛ مقدار مشاهده‌های متغیر x در موقعیت i و $Z(x_i+h)$؛ مقدار مشاهده‌های متغیر x در فاصله h از x_i و $Y(h)$؛ مقدار نیم‌تغییرنما برای جفت نقاطی است که به فاصله h از هم قرار دارند. در مطالعه‌ی حاضر بهترین مدل ریاضی برازش شده به واریوگرام کادمیوم مدل نمایی[1] بود.

د) میان‌یابی و پهنه‌بندی: در این تحقیق از روش فاصله‌ی معکوس[2] با معادله‌ی زیر اقدام به میان‌یابی و پهنه بندی کادمیوم در منطقه گردید:

$$Z^*(x_i) = \sum_{i=1}^{n} \lambda_i Z(x_i) \qquad [2]$$

که در این معادله: $Z^*(x_i)$؛ مقدار متغیر مکانی برآورد شده، $Z(x_i)$؛ مقدار متغیر مکانی مشاهده شده در نقطه x_i و λ_i؛ وزنی است که به نمونه‌ی x_i نسبت داده می‌شود و بیان‌گر اهمیت نقطه‌ی iام در برآورد است.

نرم افزارهای مورد استفاده در این پژوهش SPSS16، GS^+9 و Surfer8 می‌باشد.

نتایج و بحث

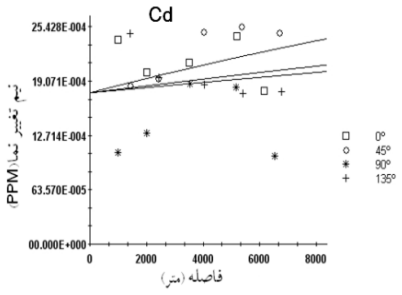
[1]. Expotential Model
[2]. Inverse Distance Weigthed

میانگین غلظت کادمیوم قابل جذب در منطقه مطالعاتی 0/05 میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد که در مقایسه با مقادیر بحرانی ذکر شده مشاهده گردید، غلظت کادمیوم بسیار پایین‌تر از حد بحرانی در خاک بوده و منطقه عاری از آلودگی به فلز سنگین کادمیوم می‌باشد. با انجام آزمون کولموگروف – اسمیرنوف[3] مشخص شد که داده‌ها توزیع نرمال داشتند. با ترسیم واریوگرام کادمیوم در جهات مختلف، ناهمسانگردی هندسی[4] مشاهده شد، لذا از مدل ناهمسانگرد در تخمین کادمیوم استفاده گردید. پس از ترسیم واریوگرام و با در نظر گرفتن ضریب تبیین (R^2) بالا و مجموع مربعات باقی مانده (RSS) کم، بهترین مدل ریاضی که در این تحقیق مدل نمایی بود به واریوگرام کادمیوم برازش شد. جدول 1 پارامترهای واریوگرام و شکل 2 نیز واریوگرام تجربی و مدل تئوریک برازش شده به کادمیوم را نشان می‌دهد.

جدول 1- آنالیز واریوگرام پارامتر کادمیوم در منطقه‌ی مورد مطالعه

پارامتر	مدل انتخابی	اثر قطعه ای(c_0)	آستانه (Sill)	دامنه‌ی تأثیر(A)	نسبت واریانس (S)	اثرقطعه‌ای نسبی(درصد)	کلاس وابستگی مکانی	R^2	RSS
کادمیوم	نمایی	1/77E-003	4/32E-003	A_1=81/39 A_2=29/36	0/59	41	متوسط	0/41	3/63E-06

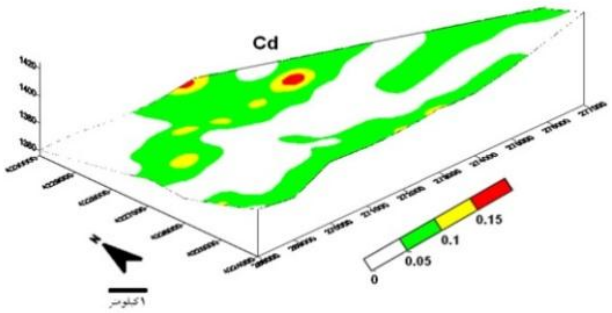
اثر قطعه‌ای نسبی ($c_0/sill$) شدت و درجه‌ی وابستگی مکانی متغیر ناحیه‌ای را نشان می‌دهد که در این‌جا 41 درصد به دست آمد (بین 25 و 75 درصد)، در نتیجه متغیر کلاس وابستگی مکانی متوسط از خود نشان داده و این مبین مناسب بودن الگوی نمونه‌برداری، فواصل نمونه‌برداری و دقت خوب تجزیه‌های آزمایشگاهی می‌باشد (دیانی و همکاران، 1388)، و از آن‌جایی که دامنه‌ی تأثیر بزرگتر از فاصله‌ی نمونه‌برداری است می‌توان اظهار کرد که فاصله‌ی نمونه‌برداری توانسته تغییرات مکانی کادمیوم را به خوبی نشان دهد.



شکل 2- واریوگرام تجربی و مدل تئوریک برازش شده به کادمیوم

[3] . Kolmogrov - Smirnov
[4] .Geometric Anistropy

در نهایت با روش فاصله‌ی معکوس نقشه‌ی پراکنش کادمیوم در منطقه‌ی مطالعاتی به صورت سه‌بعدی تهیه گردید، شکل 3 نقشه‌ی پراکنش کادمیوم را در منطقه مطالعاتی نشان می‌دهد.



شکل3- نقشه‌ی پراکنش کادمیوم در منطقه‌ی مورد مطالعه

با بررسی این نقشه مشاهده شد که دو پهنه‌ی غالب با مقادیر 0 تا 0/05 و 0/05تا 0/1 میلی‌گرم برکیلوگرم در منطقه وجود دارد و دو پهنه با مساحت بسیار اندک در شمال و شمال‌شرق منطقه به دلیل مصرف کودهای فسفاته دیده شد ولی در تمامی منطقه‌ی مطالعاتی کادمیوم زیر حد استاندارد بود.

منابع

1. احیایی، م. و بهبهانی، ع. ا.، 1372. شرح روش‌های تجزیه‌ی شیمیایی خاک. نشریه‌ی سازمان تحقیقات آموزش و ترویج کشاورزی، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، جلد اول، شماره‌ی 893.
2. دیانی، م.، محمدی، ج. و نادری، م.، 1388. تجزیه و تحلیل زمین‌آماری غلظت سرب، روی و کادمیوم در خاک‌های حومه‌ی سپاهان‌شهر واقع در جنوب اصفهان. نشریه‌ی آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)، جلد بیست و سه، شماره‌ی چهار، صفحات 76-67.
3. عبداللهی، س.، دلاور، م.ا. و شکاری، پ.، 1391. پهنه‌بندی توزیع مکانی سرب، روی و کادمیوم و ارزیابی آلودگی خاک‌های منطقه‌ی انگوران، استان زنجان. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)، جلد بیست و شش، شماره‌ی شش، صفحات 1420- 1410.
4. محمدی، ج.، 1385. پدومتری (آمار مکانی)، انتشارات پلک، جلد دوم، چاپ اول، 454 صفحه.
5. Goovaerts P, 1997. Geostatistics for natural resources evalution. Oxford University Press, New York.
6. Sun Y, Zhou Q, Xie X and Liu R, 2010. Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. Journal of Hazardous Materials. 174: 455-462.

تاثیر تلقیح قارچ اندوفایت بر گیاه‌پالایی هیدروکربن‌های نفتی در خاک آلوده تیمارشده با بنتونیت

سلیمان مدرسی[۱]، محمد علی حاج عباسی[۲]، مهران شیروانی[۳] و مژگان سپهری[۳]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان
۲- استاد علوم خاک،دانشگاه صنعتی اصفهان
۳- استادیار علوم خاک،دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

در سال‌های اخیر، موضوع آلودگی خاک به بحث زیست‌محیطی غالب بسیاری از کشورها تبدیل شده است. عناصر کمیاب و فلزات سنگین از جمله آلاینده‌های معدنی و حلال‌ها، رنگ‌ها، آفت‌کش‌ها، دی‌اکسین‌ها و هیدروکربن‌های نفتی در گروه آلاینده‌های آلی قرار می‌گیرند (ویلومسن، ۱۹۹۸). ورود آلاینده‌های نفتی به محیط زیست به دلیل پایداری و اثرات سمیتی زیاد از اهمیت چشمگیری برخوردار است. مواد نفتی می‌توانند به طور اتفاقی یا عمدی وارد محیط زیست شده و مشکلات آلودگی جدی به‌وجود آورند (آکپور و همکاران، ۲۰۰۷). آلودگی ناشی از هیدروکربن‌های نفتی به طرق مختلف از جمله استفاده از گیاهان آلوده شده به این ترکیبات یا حیوانات تغذیه‌کننده از این گیاهان و همچنین نوشیدن آب آلوده به هیدروکربن‌های نفتی، تماس با خاک آلوده به ترکیبات نفتی، اشتغال در محل‌های استخراج یا پالایش نفت یا قرارگیری محل سکونت در نزدیکی این مکان‌ها، استفاده از مشتقات نفتی در محل کار و همچنین تنفس هوای آلوده در محل سوخت‌گیری بر سلامت انسان تاثیر دارند (آژانس مواد سمی و بیماری، ۱۹۹۰).

روش‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مانند آلودگی‌زدایی حرارتی، شستشوی خاک، شیشه‌ای کردن، پوشش‌های نفوذ ناپذیر، فتولیز، ترسیب، زیست پالایی و گیاه‌پالایی به‌منظور حذف، کاهش و یا تثبیت آلاینده‌های نفتی و جلوگیری از انتقال آن‌ها به آب‌های سطحی و زیرزمینی پیشنهاد شده است. توجه پژوهشگران به استفاده از میکروارگانیسم‌ها و گیاهان به منظور تجزیه و تخریب آلاینده‌های نفتی بیش از دیگر روش‌ها معطوف شده است. از آنجائی که رشد گیاه در غلظت‌های زیاد آلودگی میسر نیست، به‌منظور کسب موفقیت در گیاه‌پالایی آلاینده‌های نفتی از خاک و دستیابی به بیشترین کاهش غظت این ترکیبات در خاک، می‌توان قبل از استفاده از تکنیک گیاه‌پالایی، با استفاده از روش‌هایی مقرون به‌صرفه مانند تثبیت هیدروکربن‌های نفتی در خاک و همچنین استفاده از میکروارگانیسم‌های همزیست گیاهان، شرایط مناسبی جهت رشد گیاه و افزایش گیاه‌پالایی فراهم کرد. در این مطالعه، ابتدا غلظت هیدروکربن‌های نفتی با استفاده از بنتونیت طبیعی به‌عنوان ترکیب جذب کننده هیدروکربن‌ها کاهش یافت و سپس به منظور بررسی نقش قارچ اندوفایت بر عملکرد گیاهان و تجزیه آلاینده‌ها، کشت ذرت تلقیح شده با قارچ *Priformospora indica* انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

خاک آلوده به هیدروکربن‌های نفتی از منطقه بختیاردشت واقع در موقعیت جغرافیایی ″۰/۸ ′۴۸ ″۳۲ شمالی و ″۱۲/۱ ′۳۲ ″۵۱ شرقی نمونه‌برداری شد. به منظور تثبیت آلاینده‌های نفتی و کاهش غلظت آن‌ها در فاز قابل دسترس خاک، بنتونیت طبیعی به مقدار ۴۰ گرم بر کیلوگرم به خاک آلوده اضافه و به مدت ۵۰ روز انکوباسیون شد.

در پایان دوره انکوباسیون، بذور جوانه‌دار شده ذرت با قارچ *P.indica* تلقیح شدند. بذور تلقیح‌شده و تلقیح نشده در خاک شاهد و خاک تیمارشده با بنتونیت طبیعی کشت گردیدند. بعد از گذشت ۵۰ روز از کشت گیاه، گیاهان برداشت و عملکرد آن‌ها اندازه‌گیری گردید. به‌منظور بررسی تغییرات غلظت آلاینده‌ها نیز نمونه‌برداری خاک از منطقه ریزوسفر انجام گرفت. برای اندازه‌گیری غلظت هیدروکربن‌های نفتی، به ۱۰ گرم خاک، ۱۵ میلی‌لیتر حلال نرمال بوتانول اضافه و به مدت ۱۲ ساعت شیک شد و پس از سانتریفیوژ، محلول روئی جمع‌آوری گردید. این مرحله ۵ بار تکرار و عصاره جمع‌آوری شده در آون خشک شد. مقدار هیدروکربن‌های نفتی قابل دسترس به روش وزنی تعیین و بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش گردید.

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها نیز با استفاده از نرم‌افزار SAS بر اساس طرح فاکتوریل کاملاً تصادفی و رسم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار EXCELL انجام گرفت.

نتایج و بحث

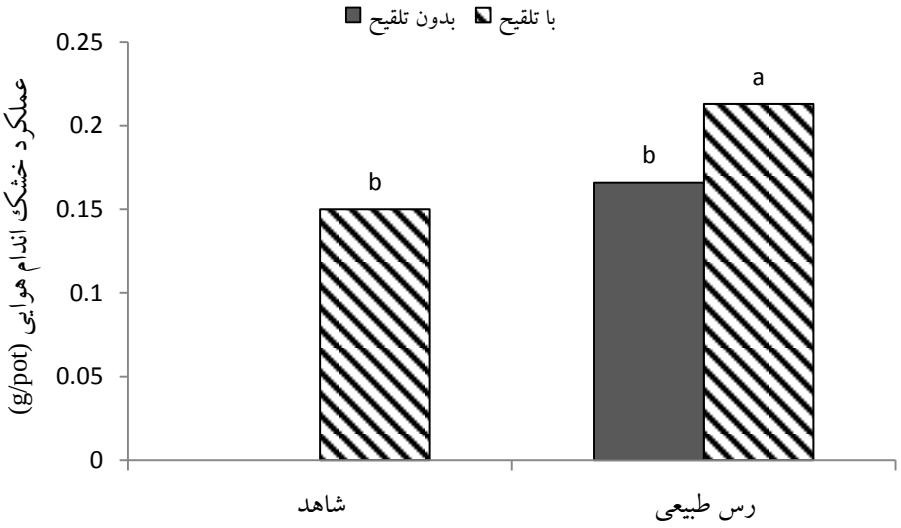
برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه قبل از اعمال تیمارهای مختلف در جدول ۱ نشان داده شده است. بافت خاک لوم شنی، pH خاک ۷/۶ و هدایت الکتریکی آن برابر با ۲/۲ دسی زیمنس بر متر و در حد نرمال بود. مقدار هیدروکربن‌های کل خاک (عصاره‌گیری شده با نرمال هگزان و دی کلرومتان) نیز ۷/۴ درصد تعیین گردید.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شمیایی خاک مورد مطالعه

شن (٪)	رس (٪)	سیلت (٪)	ECe (dS/m)	pH	فسفر قابل جذب (ppm)	نیتروژن (٪)	پتاسیم قابل جذب (ppm)	TPH (٪)
۷۳	۱۶	۱۱	۲/۲	۷/۶	۲/۵۲	۰/۰۱	۴۴۰	۷/۴

شکل ۱ عملکرد گیاهان تلقیح شده و تلقیح نشده را در خاک شاهد و خاک تیمارشده با بنتونیت طبیعی را نشان می‌دهد. تلقیح با قارچ *P.indica* عملکرد گیاهان در خاک شاهد و خاک تیمارشده با بنتونیت را به‌طور معنی‌داری افزایش داد. بیشترین عملکرد گیاهان مربوط به گیاهان تلقیح شده کشت شده در خاک با تیمار بنتونیت بود. احتمالاً افزودن جاذب باعث کاهش غلظت آلاینده‌های موجود در فاز محلول خاک نسبت به شاهد

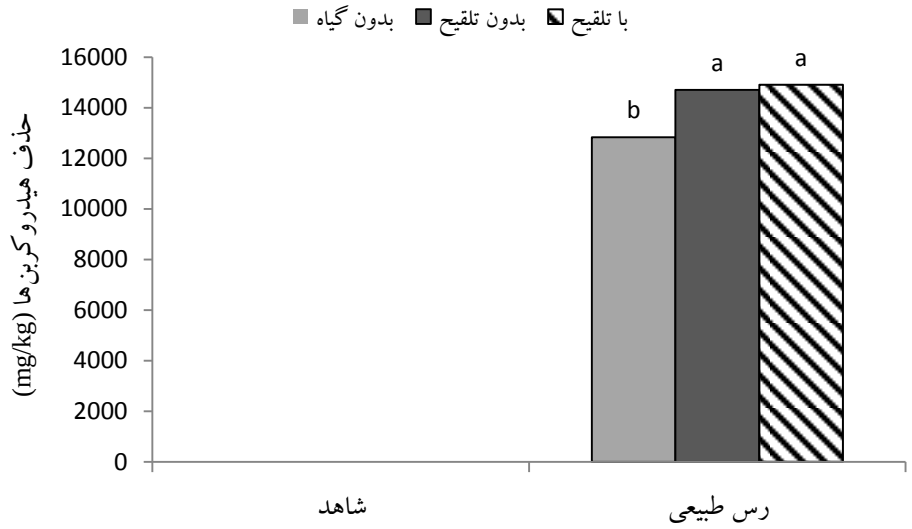
شده است و با کاهش سمیت، شرایط مناسب‌تری برای رشد گیاه فراهم شده است. سلیمانی و همکاران (۲۰۱۰) از گیاهان تال‌فسکیو و فسکیوی مرتعی با و بدون قارچ اندوفایت جهت گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی استفاده کردند. نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که عملکرد گیاهان با قارچ مورد استفاده به طور معنی‌داری بیشتر از گیاهان بدون اندوفایت بود.



شکل ۱- اثر متقابل جاذب و تلقیح بر عملکرد گیاه

شکل ۲، تاثیر حضور گیاه و تلقیح قارچ را بر حذف هیدروکربن‌های نفتی در خاک تیمارشده با بنتونیت طبیعی و خاک شاهد نشان می‌دهد. حضور گیاه باعث افزایش معنی‌دار حذف هیدروکربن‌های نفتی در مقایسه با عدم حضور گیاه و خاک شاهد شد. تلقیح گیاه با قارچ *P.indica* تاثیری بر مزان حذف آلاینده‌های نفتی نسبت به حالت بدون تلقیح نداشت. عدم تاثیر تلقیح بر حذف آلاینده‌ها، احتمالاً ناشی از مقدار زیاد آلودگی بوده است. بر اساس کلنیزاسیون (تست رنگ آمیزی) انجام‌شده در اوایل، اواسط و اواخر دوره کشت گیاه، به‌نظر می‌رسد که در ابتدای کشت گیاه، به‌دلیل زیاد بودن جمعیت قارچ‌های تلقیح شده با ریشه، عملکرد گیاهان افزایش یافته است. به تدریج و با گذشت زمان، احتمالاً به دلیل زیاد بودن غلظت آلاینده‌ها و ایجاد سمیت و تنش شدید، جمعیت قارچ‌ها کاهش یافته است و متعاقب آن رشد گیاه نیز تحت تاثیر قرار گرفت. رابینسون و همکاران (۲۰۰۳) حضور گیاه تال‌فسکیو را درتجزیه و تخریب ترکیبات نفتی مؤثر دانسته و بیان کردند که غلظت ترکیباتی از قبیل کریزن و پایرن با کشت گیاه مورد نظر در خاک آلوده نسبت به خاک شاهد دوبرابر کاهش پیدا کرد. این

محققین علت افزایش در تجزیه و تخریب آلاینده در حضور گیاه را ناشی از افزایش فعالیت میکروبی در ریزوسفر گیاه تال‌فسکیو گزارش کردند.



شکل ۲- اثر متقابل جاذب و تلقیح بر حذف هیدروکربن‌های نفتی

منابع

[1] Agency for Toxic Substances and Disease, 1990. Registry Public Health Statment. Creosote.

[2] Akpor OB MNB Momba and J Okonkwo, 2007. Phosphorus and nitrate removal by selected wastewater protozoa isolates. Pakistan Journal of Biological Science 10: 4008-4014.

[3] Robinson SL JT Novak MA Woddowson S.B. Crosswell and GJ Fettorolf, 2003. Field and labratory evaluation of the impact of Tall fescue on polyaromatic hydrocarbon degradation in an aged creosote-contaminated surface soil. Environmental Engineering 129: 232-240.

[4] Soleimani M M Afyuni MA Hajabbasi F Nourbakhsh MR Sabzalian and JH Christensen, 2010. Phytoremediation of an aged petroleum contaminated soil using endophyte infected and non-infected grasses. Chemosphere 81: 1084-1090.

[5] Willumsen PA 1998. Surfactant enhanced biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon, PhD Thesis, Dep. Environ. Science and Engineering, Technical University. Denmark.

استفاده بی رویه از کودهای شیمیایی و ناپایداریهای محیط زیست

علیرضا مرجوی و پریسا مشایخی
عضو هیات علمی و کارشناس ارشد موسسه تحقیقات خاک و آب کشور
شاغل در مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان

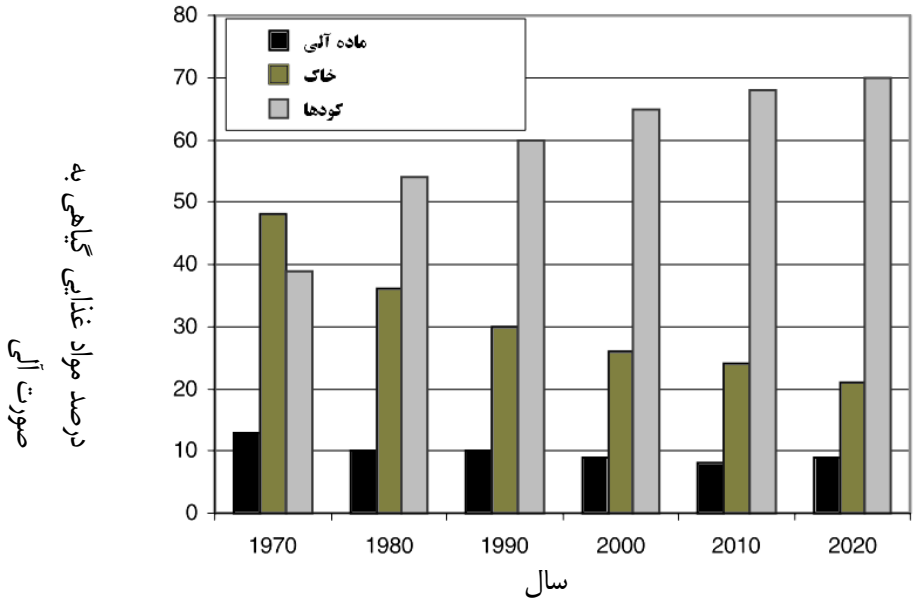
مقدمه

از دست روی مواد غذایی خاک در سال ۱۹۹۰ توسط سازمان UNEP/ ISRIC به عنوان عامل اصلی تخریب اراضی جهانی شناسایی گردیده است. در قاره آفریقا حدود ۴۵ میلیون هکتار از اراضی موجود تحت تاثیرکشت متراکم و افزودن مقدار ناکافی یا نامتعادل کودهای کشاورزی می‌باشند، علاوه بر آن از بین رفتن پوشش گیاهی زمین در اثر عوامل طبیعی و یا جنگل‌زدایی خاکهای شنی توسط بشر در نواحی حاره (در جاهایی که بیشتر مواد غذایی خاک در اندامهای گیاهی ذخیره می‌گردد) حدود ۷۱ میلیون هکتار از اراضی شمال آمریکا را تحت تأثیر قرار می‌دهد. کاهش و از بین رفتن مواد غذایی خاک همچنین می‌تواند در اثر فرسایش خاک در مناطقی که روان آب اضافی در اثر بارندگی ایجاد شده، موجب از دست روی عناصر غذایی خاک به صورت محلول و یا انتقال به همراه رسوبات گردد و یا توسط فرسایش بادی که به عنوان مثال در مورد ۴۲ میلیون هکتار از اراضی جنوب و جنوب شرقی آسیا وجود دارد، حادث گردد. تحقیقات در نواحی معین و مخصوص نشان می دهد که مقادیر زیادی کود جهت بازگرداندن ذخایر از دست رفته مواد غذایی در خاکهایی که مدتهای طولانی تحت تأثیر کشت و کار بوده‌اند مورد نیاز می‌باشد (UNDP/UNEA/FAO) (۱۹۹۴). از طرف دیگر خاکهایی که ظرفیت بافری آنها در اثر استفاده بیش از حد، کاهش یافته است نمی توانند توسط دریافت مقادیر زیادی کود اصلاح گردند. مصرف سالانه کود در جهان از حدود ۴۶ میلیون تن در سال‌های ۱۹۶۰ تا حدود ۱۳۰ میلیون تن در سالهای ۱۹۹۰ افزایش یافته است (براون و همکاران، ۱۹۹۷) و تا سال ۲۰۳۰ دو برابر خواهد گردید و این در صورتی است که تولید سالانه غلات در حد کنونی ثابت باقی بماند(گیلند،۱۹۹۳). مطالعات نشان می‌دهند که به طور معمول بیش از ۵۰٪ کودهای افزوده شده توسط محصول جذب نمی‌گردند (بوکمن و همکاران، ۱۹۹۰) و این امر به عوامل محیطی بستگی دارد. بین سالهای ۱۹۶۰ و ۱۹۹۸ استفاده جهانی از ازت از ۱۲ به ۸۱ میلیون تن افزوده شد و در عرض ۳۸ سال هفت برابر شد . نسبت بین N, P2O5, K2O از ۰/۷۳ : ۱:۰/۹۵ در سال ۱۹۶۰ به ۰/۲۷ : ۰/۳۸ : ۱ در سال ۱۹۹۸ تغییر نموده است. هدف مهم و مشخص در مورد کودهای شیمیایی راندمان استفاده از آنهاست. کارآمدترین روشها در پی تحقیق کشف شده و یافته ها توسط بخشهای ترویجی به زارعین منتقل می‌شوند. کود دهی کارا و با راندمان بالا مترادف است با از دست روی حداقل مواد غذایی وجلوگیری از برگشت آن به محیط زیست، بدون کاهش در مقدار محصول. عناصر پر مصرف مخصوصاً ازت اغلب توسط گیاه جذب نشده و معمولاً به درون محیط زیست برگشت داده می‌شوند. گاهی کود دهی به صورت مصرف کود زیادتر از حد نیاز (آلودگی) در برخی نواحی می باشد و گاهی به صورت کود دهی کمتر از حد نیاز (از دست روی محصول و یا کیفیت آن) در مناطق دیگر است. واقعیت آن است که کود دهی صحیح بایستی همراه با دیگر عملیات مناسب زراعی صورت پذیرد. اگر نیاز است که کود دهی موثر واقع شود بایستی متوازن باشد. در عمل میزان مصرف ازت در جهان بیش از فسفات و پتاس است و از سال ۱۹۶۰ قابل مقایسه با دیگر عناصر غذایی نمی‌باشد.

ثابت نگهداشتن حاصلخیز خاک:

داده های بوکمن و همکاران نشان می‌دهد که در سال ۱۹۷۰ در سطح جهانی ۴۸٪ از مواد غذایی استفاده شده توسط محصولات مختلف از خاک و۱۳٪ از کودهای حیوانی و ۳۹٪ از کودهای شیمیایی تأمین شده است. در سال ۱۹۹۰ این درصدها به ترتیب به مقادیر۳۰ ،۱۰ و ۶۰٪ تغییر نموده اند. پیش بینی می‌شود در سال ۲۰۲۰ این مقادیر بترتیب برابر ۲۱، ۹ و ۷۰ درصد خواهند شد (شکل ۱).

استفاده از کودهای معدنی تنها در ۵۰ سال اخیر جهانی گشته است. استفاده از کود ازته از ۳/۶ میلیون تن در سال ۱۹۵۰ به ۸۵ میلیون تن در سال ۱۹۹۰ افزایش یافته است. این افزایش در مصرف کود نیتروژن و دیگر کودها یکی ازعوامل اصلی در افزودن مقدار تولید دانه غلات درجهان از۱/۱۳ تن در هکتار درسال ۱۹۵۰ به ۲/۷۶ تن در هکتار در سال ۱۹۹۰ بوده است. (براون، ۱۹۹۶). برای ثابت نگهداشتن مقدار محصول در واحد سطح تا سال ۲۰۳۰ مصرف مقدار دو برابر کود ازته پیش بینی می‌گردد (گیلند، ۱۹۹۳).



شکل ۱- مواد غذایی آلی گیاهی طی سنوات مختلف(بوکمن و همکاران، ۱۹۹۰)

کودها و اثرات زیست محیطی آنها:

آلودگی نیترات:

بیماری کبودی نوزادان (Blue Baby Syndrome) حاصل از نیترات در دریاچه های اروپا و آمریکای شمالی بدون شک منشاء کشاورزی دارد(UNEP/UNIDO/IFA(۱۹۹۶). و یا آنکه در اثر مصرف کودهای معدنی و حیوانی می باشد. نشانه های اوتروفیکاسیون به صورت واضح در بسیاری از دریاچه ها و دریاهای شمال اروپا و نیز در نواحی ساحلی ایالات متحده آمریکا دیده می شود.(بوکمن و همکاران،۱۹۹۰). مقادیر بسیار کم عناصر غذایی (۱۵ قسمت در بیلیون فسفر و ۰/۳ قسمت در میلیون نیتروژن) جهت ایجاد تجمع جلبکها در منابع آب تازه کافی می باشد (بیسواس و بیسواس، ۱۹۷۵). ارتباط اصلی میان استفاده از کودهای معدنی و اوترو

فیکاسیون منابع آب طبیعی و محیطهای دریایی در اثرشستشو، هرز آب و یا فرسایش مواد غذایی از مزارع کشاورزی به داخل منابع آب می باشد.

گازهای گلخانه‌ایی:

کودها علت عمده ایجاد گازهای گلخانه‌ای هستند که در این رابطه حدود ۹۰٪ از اکسید ازت را تولید می‌نمایند (WRI/ UNEP/ UNDP/ WB) (۱۹۹۶) همچنین حدود ۲ درصد افزایش سالانه CO2 به اتمسفر که حدود ۸/۵ بیلیون تن می‌باشد ، از کودهای کشاورزی حاصل میگردد. همچنین انتشار گاز آمونیاک از خاک به داخل اتمسفر که حدود ۴/۵ میلیون تن می باشد نیز در اثر همین مسئله است. گازهایی که در بر گیرنده چرخه‌های اتمسفری نیتروژن می باشند، شامل اکسید نیترو (N2O)، آمونیاک (NH3) و اکسید نیتریک (NO) هستند. گازهای N2O, NO, NO2 به مقدار زیاد در اثر فرآیندهای بیولوژیک و شیمیایی (نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون) به داخل اتمسفر انتشار می یابند. انتشار اکسیدهای نیتروژن در اتمسفر در ۲۰ سال اخیر دو برابر گشته است و مقدار آنها به ۱۰۰ میلیون تن رسیده است (UNEP/ UNIDO/ IFA) (۱۹۹۶). بیشتر گازهای اتمسفری NO, NO2 از طریق رسوبات اسیدی به خاک و منابع آب باز می‌گردند. اکسید نیتریک (NO) ودی اکسید نیتروژن (NO2) ، هیچگونه جذبی در ناحیه مادون قرمز طیف نور نداشته و زمان باقی ماندن آنها در اتمسفر تنها چند روز می باشد. آنها همچنین ممکن است در برخی واکنشهای اتمسفری شرکت نمایند و بر غلظت دیگر گازهایی که موجب اثر گرمایی گلخانه‌ای می باشند، اثر می‌گذارند. هر دو این گازها تخریب لایه ازن را تسریع نموده و در اکسیداسیون CH4 وCO شرکت می نمایند. بنابراین گازهای اصلی مسئول اثر گلخانه ای شامل CO2 را آزاد می نمایند. گرچه گاز نیترو اکسید نیترو N2O درمقادیرکمتری وجود دارد اما حدود ۲۷۰ مرتبه فعالتر ازگاز CO2 به عنوان یک گاز گلخانه‌ای می‌باشد.

نشریه آجندا جلد ۲۱ ، فصل ۱۴ (UNCED) (۱۹۹۲) به صورت واضح مشخص می نماید که پایداری در کشاورزی بدون در نظر گرفتن مسائل اکولوژیکی امکان پذیر نمی‌باشد. نشریه گزارش سالیانه CGIAR (۱۹۹۷) در قسمت ناشرین خود بیان می‌کند که بالا بردن راندمان تولید محصول توسط بهبود مدیریت گیاه و کود، بهترین راه حفاظت از منابع طبیعی مانند زمین و انرژی فسیلی می‌باشد که در تولید مواد غذایی مورد نیاز جمعیت روز افزون جهان نقش به سزایی دارند. امروزه چرخه‌های مواد غذایی نسبت به سالهای گذشته از نظر جغرافیایی گسترده تر شده است. درگذشته این چرخه‌ها درون مزرعه‌ای و محلی‌تر بوده است. در حال حاضر با انتقال محصولات برداشته شده به مناطق دیگر مقادیر زیادی عناصر غذایی از مزرعه به مسافت های دورتری انتقال می‌یابد.

راهکارهای پیشنهادی جهت استفاده صحیح از کود و جلوگیری از تخریب محیط زیست:

– سازمان ترویج کشاورزی نقش مهم و ارتباط حیاتی بین تحقیقات و کشاورزان ایفا می‌نماید. آموزش کافی نیاز اصلی و اساسی جهت ترویج موفق می باشد وهمچنین نیاز به تجربه سالهای متمادی جهت ترویج موثر وجود دارد.

– همچنین بایستی ساختار دولتی ملی که در داخل دولت وجود دارد و متخصصین حرفه ای– موضوعی با مسئولیتهای مشخص در زمینه های مرتبط با کود شامل ترویج و فعالیتهای همراه آن وجود داشته باشد.

– یک ارتباط موثر بین تحقیق و ترویج ضروری می باشد.
– توصیه های نتیجه شده از تحقیق بایستی به کشاورزان منتقل و تأکید شود. اقتصاد استفاده از کود و ریسک استفاده از آن بایستی به طور جدی مورد توجه قرار گیرد.
– همچنین بازگشت اطلاعات از سوی ترویج به بخش تحقیق ضروری می‌باشد.

نتیجه گیری :

پایداری در کشاورزی و زیانهای زیست محیطی بایستی به طور پیوسته در نظر گرفته شوند. استفاده از کود متوازن و موثر می‌تواند کلیدی جهت تولید پایدار باشد. یک خاک با حاصلخیزی خوب می‌تواند موجب ایجاد پوشش گیاهی خوب گردد که به نوبه خود، موجب حفاظت خاک از فرسایش، جذب بیشتر CO_2 از اتمسفر و آزاد سازی بیشتر O_2 می‌گردد. کم شدن شستشوی عناصر و کاهش تصعید کودهای معدنی و آلی و اجتناب از کود دهی نامتوازن ، استراتژیهای مهم در کشاورزی مدرن می‌باشند. مصرف نمودن مجدد بقایای آلی به همراه استفاده قانونمند از کودهای معدنی به آسانی موجب کاهش صدمات زیست محیطی حاصل از کشاورزی متراکم می‌گردد.
توصیه های FAO به توسعه و بهبود سیستم غذایی گیاه که به صورت اکولوژیکی، جهانی و زیست محیطی پویا می‌باشد بایستی تشویق گردد.

فهرست منابع:

1. Biswas M. R., and A. K. Biswas .1975. Environmental impacts of increasing the world’s food production. Agriculture and Environment 2: 291–309.
2. Bockman O. C., O. Kaarstad, O. H. Lie, and I. Richards .1990. Agriculture and Fertilizers. Agricultural Group, Norsk Hydro a.s, Oslo, Norway.
3. Brown Lester R. 1996. Tough Choices. Facing the Challenge of Food Scarcity. The World Environmental Alert Series. W. W. Norton and Company, New York
4. Brown L. R., M. Renner and C. Flavin .1997. Vital Signs. The Environmental Trends that are Shaping our Future. Worldwatch Institute, Washington, DC, USA
5. Gilland B. 1993. Cereal, nitrogen and population: an assessment of the global trends. Endeavour 17: 84–87
6. UNCED .1992. Earth Summit 1992. The UN Conference on Environment and Development, Rio de Janeiro, 3–14 June 1992, United Nations, New York
7. UNDP/UNEP/FAO .1994. Land degradation in South Asia: its severity, causes and effects upon the people. World Soil Resources Reports No. 78. FAO, Rome
8. UNEP .1989. Environmental Data Report 1989/90. Oxford, UK, Alden Press
9. UNEP/ISRIC .1990. World Map of the Status of Human-induced Soil Degradation,UNEP, Nairobi
10. UNEP/UNIDO/IFA .1996. Mineral Fertilizer Production and the Environment. A Guide to Reducing the Environmental Impact of Fertilizer Production. UNEP Technical Report No. 26
11. WRI/UNEP/UNDP/WB .1996. World Resources: A Guide to the Global Environment, 1996-97, Oxford University Press, UK

توزیع منطقه ایی عنصر آهن در سیستم اطلاعات جغرافیایی (مطالعه موردی قزوین)

لیلا داودی معمار[1]، مهرزاد مستشاری محصص[2]، علیرضا فلاح[3]

۱- کارشناس ارشد آب و خاک مدیر کمیته محیط زیست نظام مهندسی

۲- عضو هیِت علمی مرکز تحقیقات خاک و اباستان قزوین

۳- عضو هییت علمی مرکز تحقیقات خاک و آب کرج و عضو کمیته انجمن علوم خاک ایران

مقدمه

به دلیل کم توجهی به نقش عناصر غذایی در افزایش کمی و کیفی محصولات کشاورزی، اطلاعات کمی در مورد پراکنش جغرافیایی کمبود یا بیش بود کلیه عناصر غذایی از جمله عناصر کم مصرف در دست است. ولی آنچه مسلم است کمبود آهن یکی از معضلات مهم تغذیه‌ای در سطح جهان است که رشد گیاهی را به خصوص در خاک‌های آهکی مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان محدود ساخته است .در مطالعه جامع فائو که توسط سیلانپا در سال ۱۹۸۲ در بیش از ۳۰ کشور جهان انجام شده است، معلوم گردید که بیش از ۳۰ درصد خاک های این کشورها به نوعی به کمبود یک یا چند عنصر کم مصرف از جمله آهن مبتلا هستند. (رنگل و گراهام، ۱۹۹۵، چاک ماک و همکاران، ۱۹۹۶).

مواد و روش ها

این تحقیق در شهرستان های استان قزوین در حوزه مرکزی ایران انجام پذیرفته است. به منظور بررسی و امکان سنجی تهیه نقشه پراکنش عناصر غذائی در محدوده مورد بررسی، با استفاده از نقشه های توپوگرافی ۱:۲۵۰۰۰ و امکانات سیستم اطلاعات جغرافیایی، کاربری اراضی مشخص شدو با استفاده از نقشه کاربری اراضی و هدف گذاری طرح، نقاط پایش مشخص گردید. و با توجه به اهداف تحقیق اراضی کشاورزی شهرستانهای قزوین با مساحتی بالغ بر ۴۰۰۰۰هکتار مورد بررسی قرار گرفت. پس از تعیین نقاط پایش و نمونه برداری از خاک سطحی در یک شبکه نامنظم (با توجه به پراکندگی اراضی و تنوع بهره برداران و محدودیت های اجرائی، شبکه نامنظم جهت نمونه گیری انتخاب شده است) تعداد ۱۵۰ نمونه خاک اخذ و پس از آماده سازی نمونه ها در آزمایشگاه عنصر آهن به روش DTPA اندازه گیری دقیق گردید.آنالیز نمونه ها بر مبنای خصوصیات فیزیکی و شیمیایی شامل : مقادیر Sp، EC، TNV، pH،OC ،بافت و Feمی باشد. در گام بعد به منظور تحلیل زمین آماری داده های موجود، اطلاعات در قالب لایه های GIS به مدل تحلیل مکانی معرفی شده و مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

نتایج

بررسی تغییرات مکانی عنصر آهن در نقاط نمونه برداری نشده و نتیجه برازش تغییرات تجربی آهن ، به عنوان پارامتر مورد تحقیق قرار گرفت . شعاع تاثیر این نیم تغییر ات معادل برای عنصر آهن ۶۰ کیلو متر تعیین ، شده است که خلاصه نتایج مربوط به عنصر آهن در مدل های برازش شده در جداول شماره ۱ ارئه شده است . ضریب بررسی برای مدل برازش شده برابر ۱ میباشد.

جدول شماره ۱-پارامتر های تغییرات عنصر آهن با مدل برازش گوسی ،دایره ایی،خطی

متغیر	واحد متغیر	مدل	دامنه (متر)	اثر قطعه ایی	حد آستانه	درصد وابستگی مکانی *	کلاس وابستگی مکانی
آهن	میلی گرم بر کیلو گرم	گوسی	۶۰۵۳۵	۰.۶۲	۱۷.۴	۰.۰۳۵	ضعیف
آهن	میلی گرم بر کیلو گرم	دایره ای	۱۰۵۹۰۰	۰.۱۳	۱۵.۵۰	۰.۰۰۸	ضعیف
آهن	میلی گرم بر کیلو گرم	خطی	۷۵۵۰۰	۰.۱۵	۱۵.۵۰	۰.۰۰۹	ضعیف

.*نسبت واریانس اثر قطعه ایی به واریانس حد استانه (C0/Sill)

به منظور تشریح پیوستگی مکانی متغیرها واریوگرام تجربی آن برای عنصر آهن به کمک نرم افزار GS+و Arc Gis بررسی و مورد تحلیل قرار گرفت .واریو گرام پیوستگی مکانی هر دو نقطه ای که از لحاظ مختصات جغرافیایی، فاصله کمتری نسبت به یکدیگر دارند، مقادیر نزدیک تری را از متغیر مورد بررسی، نشان داد.براساس این تحقیق مدل کرجینگ بهترین مدل برای متغیر های آهن می باشد که از خطا و انحراف بیشتری برخوردار است که با توجه به انحراف کمتر به عنوان مدل مناسب تر برآورد میگردد.نتایج حاصل از بررسی نقشه های حاصلخیزی عنصر آهن نشان داد که۹۵ درصد اراضی دارای مقادیر آهن کمتر از ۵ میلی گرم بر کیلوگرم و ۴ درصد اراضی دارای مقادیر آهن ۱۰-۵ میلی گرم بر کیلوگرم هستند.بر این اساس حد بحرانی آهن در اراضی تحت کشت گندم (۵ میلی گرم بر کیلوگرم)برآورد گردیدکه ۹۵ درصد اراضی نیازمند استفاده از کودهای حاوی آهن هستند.

نتیجه گیری و بحث

تحقیق حاضر در راستایی درک تغییرات مکانی عنصر آهن در راستایی تحقق برنامه ریزی و مدیریت کود دهی و تعیین کاربری اراضی صورت پذیرفت که نتایج آن به شرح زیر مورد بررسی قرار گرفت. در تحقیقی که توسط جلالی و همکاران در سال ۱۳۸۷ با عنوان پراکنش مکانی عنصر روی و تعیین حد بحرانی آن برای سویا در شرق استان مازندران انجام

پذیرفت همبستگی مکانی متغیر روی و بهترین مدل برازش داده شده (مدل گوسی) بوسیله واریوگرام مشخص و دامنه موثر برای این متغیر۴۰ کیلومتر بدست آمد.و البته به منظور تعیین نقشه پراکنش این متغیر، روش های درون یابی کریجینگ، عکس فاصله وزنی و اسپلاین مورد استفاده قرار گرفت . در تحقیقات دیگری که توسط عباس هانی در سال ۱۳۸۷ جهت بررسی تغییرات مکانی پراکنش عناصر سنگین کادمیم، مس، سرب، منگنز، روی و آهن در زمینهای زراعی شهر ساوه انجام گرفت مدل های سمی واریوگرام تجربی مناسب برای عناصر فوق به کمک نرم افزار ArcGIS بر مبنای مدل کرکینگ ترسیم گردید و نقشه های آلودگی عناصر فوق تهیه گردیدزیرا کریکینگ دقت بهتری ارائه می کند.ضمن آنکه تحقیقات نشان داد عناصر کادمیم و مس به مقدار زیادی توسط عوامل آنتروپوژنیک و عناصر منگنز و آهن توسط عوامل لیتوژنیک و آنتروپوژنیک کنترل می گردند. درجمع بندی نتایج این تحقیق پس از بررسی و مطالعه نقشه های تهیه شده نشان داد که ۹۵ درصد اراضی دارای مقادیر آهن کمتر از ۵ میلی گرم بر کیلوگرم و ۴ درصد اراضی دارای مقادیر آهن ۱۰-۵ میلی گرم بر کیلوگرم هستند.بر اساس حد بحرانی آهن در اراضی تحت کشت گندم (۵ میلی گرم بر کیلوگرم) ۹۵ درصد اراضی نیازمند استفاده از کودهای حاوی آهن هستند. در این تحقیق دامنه وابستگی برای آهن ۶۰ کیلومتر برآورد میگردد. تغییر نمای تجربی متغیر های اندازه گیری شده با استفاده از مدل کروی خطی و نمایی و گوسی مورد تحلیل و بررسی قرار گرفتند که مدل گوسی مناسب ترین روش برای عنصر آهن می باشد.

منابع

۱-شمسایی.ا.(۱۳۷۷).کاربرد مدلهای ریاضی-کامپیوتری. انتشارات دانشگاه امیر کبیر.

۲ -امینی م. ،افیونی م.خادمی ح.(۲۰۰۵) .نفشه پراکنش کادمیوم وتاثیر آن در سلامتی انسان در مرکز ایران. مجله محیط زیست ، جلد ۳۴۷ ،ص. ۶۷-۶۶

۳-.بقایی ا. ، خادمی ح.و محمدی ج.(۱۳۸۵). تجزیه و تحلیل زمین آماری تغییرات مکانی سرب و نیکل قابل جذب در اطراف دو قطب صنعتی منطقه اصفهان.مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، جلد چهارم، شماره دوم.

۴- جلالی. ق ، ملکوتی. محمدجعفر ، طهرانی .م ، دهکردی و ،(۱۳۸۷). بررسی پراکنش مکانی عنصر روی و تعیین حد بحرانی آن برای سویا در شرق استان مازندران.بانک اطلاعات نشریات کشور.

۵- سکوتی اسکوئی .ر، مهدیان.م،(۱۳۸۹). کاربرد زمین آمار و سیستم اطلاعات جغرافیایی در مدیریت توزیع منطقه ای کود، مطالعه موردی دشت ارومیه. اولین کنگره چالشهای کود در ایران.

۶-هانی .ع. (۱۳۸۷) . تعیین پراکنش عناصر سنگین کادمیم، مس، سرب، منگنز، روی و آهن در زمینهای زراعی شهر ساوه بکمک زمین آمار و GIS چهارمین همایش زمین شناسی مهندسی و محیط زیست ایران.

۷- *Golden Software Inc., Surface Mapping System, Surfer 7.02, Colorado, 2000. Gonzalez, A., Taboada, M. T., Vieira, S. R., Geostatistical analysis of heavy metals in a one–hectare plot under natural vegetation in a serpentine area. Soil Science. J. 81: 469-479, 2001.*

۷-Hartkamp,D.A.,K.D.Beurs.,Stein.,J.W.White(1999).Interpolation technique for climate variable. CIMMYT Natural Resources Group.

۸-Hutchinson,M.F.(1992).Splina and LAPPNT. Center for Resource and Environmental Studies,Australian National University, Conbera,Australia.

شاخص منطقه‌ای مورن ابزاری جهت تعیین هات‌اسپات‌های عنصر سرب در کاربری‌های متفاوت دشت مشهد

حسین کریمی[1] - امیر فتوت[2] – امیر لکزیان[3] - غلامحسین حق‌نیا[3] – مائده شیرانی[4]
۱-دانشجوی دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، ۲-دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، ۳-استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد، ٤-دانشجوی سابق کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد

مقدمه

عنصر سرب بعنوان یکی از فلزات سنگین بگونه‌ایست که سمیت آن باعث مشکلاتی همچون اختلال در سیستم عصبی، متابولیسم ویتامین D، کاهش هورمون‌های جنسی و اختلال در رفتارهای مرتبط با آن و ایجاد مشکل در سیستم ایمنی بدن می‌گردد (میلک، ۱۹۹۴). مارک و همکاران (۲۰۱۱) طی پژوهش‌های خود در استرالیا و آمریکا نشان دادند که ارتباط معنی‌داری بین غلظت سرب در خاک و خون انسان بویژه کودکان وجود دارد و این انباشتگی به سن و ملیت آن‌ها نیز می‌تواند مرتبط باشد. منابع عمده رهاسازی عنصر سرب در محیط زیست را می‌توان دود حاصل از مصرف سوخت‌های فسیلی و سرب موجود در رنگ‌های ساختمانی نام برد (میلک و رگان، ۱۹۹۸). این در حالی است که سیونگ و همکارن (۲۰۱۱) سوخت هواپیماها و صنایع فلزی را نیز بعنوان منابع آلاینده سرب بر شمرده‌اند.

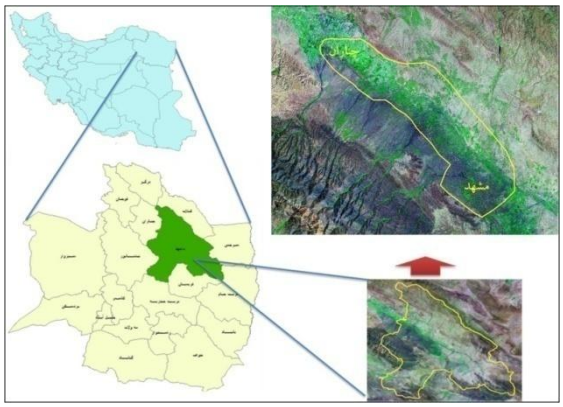
به منظور تهیه نقشه‌های آلودگی از روش‌های متداول میان‌یابی[1] استفاده می‌شود که بنا بر نظر بسیاری از پژوهشگران همچون جورنل و همکاران (۲۰۰۰)، این روش‌ها بدلیل دارا بودن اثر تعدیلی[2] موجب برآورد کمتر در نقاط دارای آلودگی زیاد و تخمین بیشتر در نواحی فاقد آلودگی می‌گردند. شاخص جامع مورن[3] همبستگی مکانی[4] نمونه‌ها را نشان داده (ژنگ و همکاران، ۲۰۰۹) و به بررسی درجه تشابه یا عدم تشابه نقاط یا محدوده‌ها با نقاط یا محدوده‌های واقع در همسایگی آنها می‌پردازد (انسولین، ۱۹۹۵ و ژنگ و همکاران، ۲۰۰۸). شاخص منطقه‌ای مورن یکی از روش‌های رایج شاخص منطقه‌ای همبستگی مکانی[5] (LISA) می‌باشد بطوریکه این شاخص موقعیت اختصاصی نقاط نسبت به همسایگی آنها را مورد بررسی قرار داده و از این طریق قادر به تعیین نواحی هات‌اسپات[6] می‌باشد (ایزورو و همکاران، ۲۰۱۰). این شاخص علاوه بر استفاده در برنامه‌ریزی‌های زیست محیطی، در تعیین هات‌اسپات‌های بیماری و مرگ و میر نیز مورد استفاده پژوهشگران قرار گرفته است. در این پژوهش به همبستگی مکانی عنصر سرب با استفاده از شاخص منطقه‌ای مورن پرداخته می‌شود. با استفاده از شاخص مذکور نقشه پهنه‌بندی نقاط هات‌اسپات در دشت مشهد تهیه و علل ایجاد این نقاط مورد تجزیه و تحلیل قرار می‌گیرد.

مواد و روشها

محدوده مورد پژوهش در شمال شرق ایران واقع شده و از نظر مختصات جغرافیایی در موقعیت طول ″۲۸ ′۱۶ °۵۴ تا ″۵۷ ′۵۴ °۵۴ شرقی و عرض ″۵۱ ′۱۳ °۳۶ تا ″۲۳ ′۴۱ °۳۶ شمالی قرار دارد (شکل ۱). از نظر کاربری، خاک‌های

1 - Interpolation
2 - Smoothing Effect
3 - Moran’s Index
4 - Spatial Autocorrelation
5 -Local Indicator of Spatial Association
6 - Hotspot

منطقه جزء نواحی شهری، روستایی، صنعتی و کشاورزی محسوب می‌شوند و رژیم رطوبتی و حرارتی خاکهای این ناحیه اریدیک و مزیک گزارش شده‌اند.



شکل ۱: موقعیت محدوده مطالعاتی در استان و کشور

نمونه‌برداری سطحی خاک (۲۶۱ نمونه) بر اساس شبکه‌بندی نامنظم (۲۰-۰ سانتیمتر) جمع‌آوری گردید بطوریکه میانگین فاصله نقاط نمونه برداری ۳ کیلومتر در نظر گرفته شده است. نمونه‌ها به آزمایشگاه منتقل و مقدار کل سرب بوسیله تیزاب سلطانی عصاره‌گیری (مک‌گراث، ۱۹۸۵) و غلظت این عنصر توسط دستگاه اتمیک اندازه‌گیری گردید. به منظور تعیین هات‌اسپات‌های آلودگی سرب از شاخص منطقه‌ای مورن و به منظور تعیین دامنه تاثیر نمونه‌ها از روش کریجینگ معمولی استفاده شده است. جهت تعیین پارامترهای آماری توصیفی از نرم‌افزار SPSS، تولید نقشه و اعمال الگوریتم‌های شاخص منطقه‌ای مورن از نرم‌افزار ArcGIS(9.3) و برنامه الحاقی Geostatistical Analyst استفاده گردیده است.

نتایج و بحث

با استفاده از الگوریتم شاخص منطقه‌ای مورن نقاط هات‌اسپات و کول‌اسپات[۷] مشخص می‌شوند (رابطه ۱). این نواحی به عنوان خوشه‌های مکانی معرفی گردیده و به صورت غلظت‌های زیاد-زیاد و یا کم-کم نشان داده می‌شوند. نقاط زیاد-زیاد بعنوان نقاط هات‌اسپات و کم-کم بعنوان نقاط کول‌اسپات در نظر گرفته می‌شوند. مقادیر منفی شاخص منطقه‌ای مورن بیان کننده عدم تشابه مکانی بین نقاط همسایه می‌باشد و می‌تواند بصورت غلظت زیاد-کم (نقاط هات‌اسپات منفرد[۸]) و کم-زیاد ظاهر شود.

$$I_{Local} = \frac{X_i - \overline{X}}{\sigma^2} \sum_{j=1}^{n} \left[W_{ij} \left(X_j - \overline{X} \right) \right] \qquad [۱]$$

در این معادله L_{Local} شاخص منطقه‌ای مورن، X_i مقدار سرب در موقعیت i ، $\overline{X}$ میانگین مقدار سرب درتمامی نمونه‌ها و n تعداد نمونه‌ها می‌باشد. X_j مقدار سرب در تمامی نقاط نمونه برداری شده واقع در مرز همسایگی بجز نقطه i ، σ^2 واریانس متغیر سرب و W_{ij} وزنی است که بین فاصله i و j تعریف می‌شود. مقدار W_{ij} بصورت یک شعاع اثر (در این پژوهش با استفاده از روش میانیابی کریجینگ معمولی ۳۰۰۰ متر تعیین گردیده است) در نظر گرفته می‌شود بطوریکه نمونه‌های موجود در این شعاع دارای وزن مشابه و خارج از آن دارای وزن صفر می‌باشند (ژنگ و همکاران، ۲۰۰۸).

جدول ۱ نشان دهنده تعداد ۱۵ نقطه هات‌اسپات می‌باشد. این نقاط دارای شاخص منطقه‌ای مثبت، نمره z زیاد و مقدار p کم بوده و در ناحیه جنوب شرقی حوضه مطالعاتی واقع شده‌اند(شکل ۲). زیاد بودن نمره z بیانگر رد فرضیه صفر و خوشه‌ای بودن مقادیر سرب در این نواحی و مقدار p سطح اطمینان بیش از ۹۹ درصد را نشان می‌دهد (جدول ۱). عمده این نقاط در مرکز و بافت قدیمی شهر واقع شده‌اند که فعالیت‌های شهری، سرب مورد استفاده در سوخت‌های فسیلی و تهیه رنگهای ساختمانی و صنعتی می‌تواند از منابع رهاسازی این عنصر به

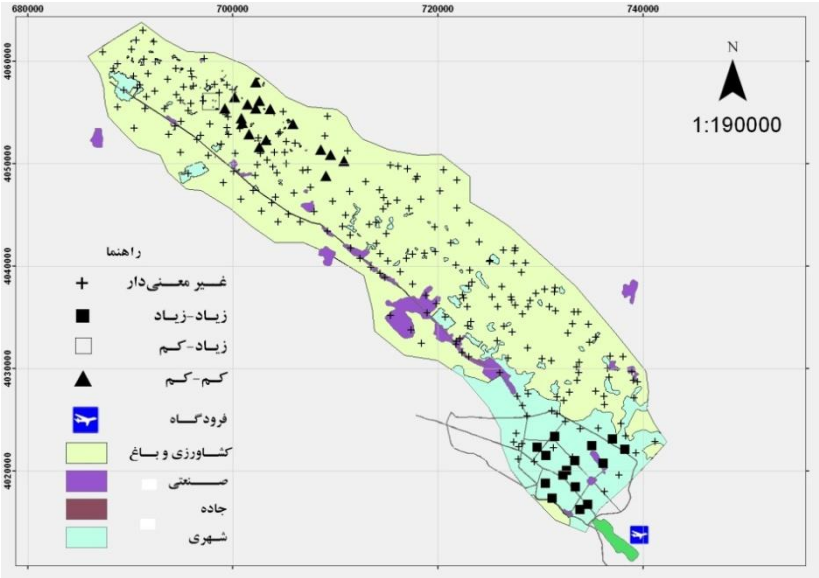
7 - Coolspot
8 - Individual Hotspot

طبیعت معرفی گردند. لازم به ذکر است قدمت شهر مشهد در انباشته شدن سرب بی‌تأثیر نمی‌باشد. ژنگ و همکاران (۲۰۰۸) و پینگو و همکاران (۲۰۰۹) نتایج مشابهی در خصوص کاربری شهری و تجمع سرب گزارش نموده‌اند.

یکی دیگر از دلایل انباشتگی این عنصر در ناحیه جنوب شرقی حوضه مطالعاتی نسبت به سایر نواحی می‌تواند جهت وزش باد غالب منطقه باشد. بر اساس گلباد سالانه تهیه شده از ایستگاه مشهد دردوره آماری ۱۳۸۹-۱۳۶۸ مشخص می‌شود که جهت باد غالب در دشت مشهد به سمت جنوب شرقی می‌باشد. بنابراین می‌توان گفت که بایستی به نقش باد در انتقال این ذرات معلق به این ناحیه توجه بیشتری نمود. زوتا و همکاران (۲۰۰۹) و سیونگ و همکارن (۲۰۱۱) نیز به نقش باد در انتقال ذرات معلق سرب اشاره کرده‌اند.

جدول ۱: میانگین پارامترهای شاخص منطقه‌ای مورن

	غیر معنی‌دار	زیاد – زیاد	کم – کم	زیاد – کم	کم – زیاد
تعداد	۲۲۸	۱۵	۱۷	۱	–
میانگین شاخص منطقه‌ای مورن	۰/۰۰۰۷	۰/۰۱۱	۰/۰۰۵	-۰/۰۲۰	–
میانگین نمره z	۰/۳۲	۷/۱۴	۲/۶۹	-۹/۱۹	–
میانگین مقدار p	۰/۷۰۶	۰/۰۰۲۷	۰/۰۱۸	۰/۰۰	–



شکل ۲: نقشه توزیع مکانی نقاط هات‌اسپات و کاربری زمین

از دلایل دیگر تجمع این عنصر در جنوب شرقی دشت، می‌تواند نزدیکی این منطقه به فرودگاه مشهد باشد. شکل ۲ نشان می‌دهد نقاط حساس در فاصله ۱/۵ تا ۹ کیلومتری غرب فرودگاه واقع شده‌اند که این ناحیه می‌تواند بعنوان منطقه تقرب[9] فرودگاه تلقی گردد. بررسی‌های سیونگ و همکارن (۲۰۱۱) نیز در آمریکا نشان می‌دهد که پس از حذف سرب از سوخت اتوموبیل‌ها، سوخت هواپیماها را می‌توان بعنوان یکی از منابع اصلی آزاد کننده این عنصر به طبیعت بشمار آورد بطوریکه در سال ۲۰۰۸ سهم سرب آزاد شده به هوا از طریق سوخت هواپیماها ۵۰ درصد نسبت به سایر منابع بوده است.

9 - Landing

در نقشه توزیع مکانی نقاط هات‌اسپات و کول‌اسپات ، ۱۷ نمونه بعنوان نقاط کول‌اسپات معرفی شده‌اند. مثبت بودن شاخص منطقه‌ای مورن بیانگر خوشه‌ای بودن این نمونه‌ها، نمره z نشان دهنده رد فرضیه صفر و غیرمعنی‌دار بودن و مقدار p مشخص می‌کند که سطح اطمینان برای به حساب آوردن نمونه‌ها بعنوان الگوی خوشه‌ای بیش از ۹۵ درصد می‌باشد (جدول ۱). فاصله ۳۵ کیلومتری از شهر مشهد، کاربری عمده کشاورزی و قرار گرفتن جهت مخالف باد منطقه، موجب شده تا مواد آلاینده در این ناحیه تجمع نیافته بطوریکه این منطقه جزء نقاط کول‌اسپات بشمار آید. علاوه بر این، در این نقشه یک نمونه بعنوان نقطه هات‌اسپات انفرادی نشان داده شده است. بازدیدهای میدانی و بررسی نقشه کاربری زمین نشان می‌دهد این ناحیه توسط ۴ واحد صنعتی احاطه شده که شاید بتوان آن را دلیل این موضوع دانست. لازم به یادآوری است که بررسی‌هایی با مقیاس دقیقتر جهت آگاهی از علت لحاظ شدن این نمونه بعنوان نقطه هات‌اسپات انفرادی ضروری می‌باشد.

منابع

Anselin L., 1995. Local indicators of spatial association-LISA. Geogr Anal 27, 93–115.

Journel A., Kyriakidis P., Mao S., 2000. Correcting the smoothing effect of estimators: a spectral postprocessor. Math. Geol. 32, 787–813.

Mark A.S., Laidlaw, Mark P. T., 2011. Potential for childhood lead poisoning in the inner cities of Australia due to exposure to lead in soil dust. Environmental Pollution 159, 1-9

McGrath S.P., Cunliffe C.I.I., 1985. A simplified method for the extraction of the metals Fe, Zn, Cu, Ni, Pb, Cr, Co and Mn from soils and sewage sludge. J.Sci. Food Agrric 36, 794-798.

Mielke H. W., 1994. Lead in New Orleans soils: new images of an urban environment. Environmental Geochemistry and Health 16, 12–128.

Mielke H.W., Reagan P.L., 1998. Soil is an important pathway of human lead exposure. Environmental Health Perspectives 106, 217-229.

Pingguo Y., Renzhao M., Hongbo S., Yunfeng G., 2009. The spatial variability of heavy metal distribution in the suburban farmland of Taihang Piedmont Plain, China. C. R. Biologies 332, 558–566.

Seung-Hyun Ch., Jennifer R., Jonathan T., Jeff P., Robert V., Kevin C., Joann R., 2011.

A literature review of concentrations and size distributions of ambient airborne Pb-containing particulate matter. Atmospheric Environment 45, 5005-5015

Zang Ch., Luo L., Xu W.L., Ledwith V., 2008. Use of local Moran's I and GIS to identify pollution hotspots of Pb in urban soils of Galway, Ireland. Science of the Total Environment 398 (1-3), 212-221

Zang Ch., Ya T., Lin L., Weilin X., 2009. Outlier identification and visualization for Pb

concentrations in urban soils and its implications for identification of potential contaminated land. Environmental Pollution 157, 3083–3090

Zota A.R., Willi, R., Jim R., Norris G.A., Shine J.P., Duvall R.M., Schaider L.A., Spengler J.D., 2009. Impact of mine waste on airborne respirable particulates in Northeastern Oklahoma, United States. Journal of the Air & Waste Management Association 59, 1347-1357.

جداسازی و حذف کروم (VI) از فاضلاب صنعتی به روش جذب سطحی با استفاده از باگاس نیشکر

کریم پویایی فر[1]، سید مصطفی طباطبایی قمشه[2]

۱- کارشناسی ارشد مهندسی شیمی گرایش محیط زیست، گروه مهندسی شیمی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد ماهشهر

۲- گروه مهندسی شیمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد ماهشهر

مقدمه

آلودگی های محیط زیستی بعلت توسعه فرایندهای صنعتی گوناگون از جمله معضلات قرن حاضر می باشد. حضورفلزات سنگین از قبیل کروم، مس، سرب و کادمیم در فاضلاب های صنعتی همواره محیط زیست را تهدید نموده است [۱]. این فلزات براحتی توسط فرایندهای بیولوژیکی تجزیه نمی شوند و حتی در غلظت های پایین نیز در موجودات زنده انباشته شده منجر به مرگ می شوند [۲] .کروم از جمله فلزات سنگین بوده که درفاضلاب بسیاری از صنایع خصوصا چرم وآب فلزکاری وتا حدودی نفت و گاز و پتروشیمی دیده شده اند. این فلز در محیط های آبی بصورت دو یا شش ظرفیتی وجود دارد که نوع شش ظرفینی آن به مراتب آلاینده تر، سمی تر و خورنده تر می باشد. [۳]. روش‌های متعددی جهت حذف فلزات سنگین از پساب‌ها، وجود دارد که از جمله آنها می توان به استفاده از سیستم های تبادل یونی (Ion exchanger)، احیاء و ترسیب و استخراج باحلال، اشاره نمود. و از آنجائیکه این روش‌ها از نظر اقتصادی پیچیده و پر هزینه می‌باشند، لذا ازجمله روش‌های موثر در حذف این ترکیبات بخصوص کروم، استفاده از روش جذب سطحی است [۴]. بعلت هزینه بالای استفاده از کربن فعال‌محققین همواره در جستجوی جایگزین مناسبی برای این ماده بوده اند. باگاس نیشکر از ضایعات صنایع قند بوده که‌شامل مقادیر متنابهی سلولز، پنتوزان و لیگنین می باشد. [۵]. انواع مواد کم هزینه مانند خاکستر ،زغال چوب ، زغال سنگ،باگاس نیشکر،کنف یا الیاف نارگیل ، کربن حاصل از شلوتک برنج و غیر... بوده اند. که در اینجا باگاس نیشکر مد نظر این مقاله است [۶].در این مقاله ضمن اشاره و مقایسه روش های مختلف حذف یا کاهش کروم به معرفی استفاده از باگاس نیشکر بعنوان یک جاذب موثر کروم پرداخته و تاثیر پارامترهای مختلف در این پژوهش از جمله، اثرات فاکتور هایpH، زمان تماس ماده جاذب، غلظت اولیه فلز ونیز دوز ماده جاذب در فرایند جذب مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج حاصل نشانگر ظرفیت مناسب جذب با این ماده می باشد.

دستگاه ها و وسایل مورد نیاز

شامل: دستگاه pH متر مدل InoLab (WTW) ساخت کشور آلمان- ترازوی دیجیتال مدل A&D ساخت ژاپن با دقت (۰/۰۰۰۱)- همزن مغناطیسی JENWAY 1000 جهت همزدن نمونه ها- دستگاه آون (Venticell MMM)- دستگاه اسپکتروفتومتر مدل (HACH DR/ 2010) ساخت کشور آلمان با سل های شیشه ای ۱۰ میلی متری جهت خواندن جذب کمپلس رنگی کروم در غلظت های مختلف.

مواد مورد استفاده

مواد مورد استفاده شامل اسید کلریدریک،اسیدسولفوریک، دی کرمات پتاسیم،استون غلیظ، بود.همچنین تمامی مواد شیمیایی محصول کارخانه مرک آلمان با درجه خلوص تجزیه ای بالا می باشد. آب مقطر مورداستفاده نیز، دو بار تقطیربوده است.

جاذب

جهت انجام آزمایش ابتدا باگاس نیشکر،درسالن مربوط به فرایند استخراج شربت از روی نوار نقاله نهایی،جمع آوری نموده وبعد از عملیات آماده سازی آنرا با سایز ۰/۳۵۵میلی متر بعنوان جاذب مورد استفاده قرار گرفت.

آزمایش ها تجربی:

آزمایش های جذب در دمای ۱ ±۲۵ $^{\circ}C$ انجام شد، pH محلول ها توسط pH متر مدل WTW ساخت کشورآلمان و با استفاده از محلول ۰/۱ نرمال اسید کلریدریک تنظیم گردید. در هر مرحله مقدار دقیق و مشخصی از جاذب به نمونه ها اضافه شده و با استفاده از همزن دستگاه جارتست مدل (آکولاتیک) با سرعت ۲۴۰ دور در دقیقه در مدت زمان مشخص مخلوط گردیددر پایان هر مرحله از آزمایش مقدار درصد خروج کروم با توجه به معادله شماره یک محاسبه شد.

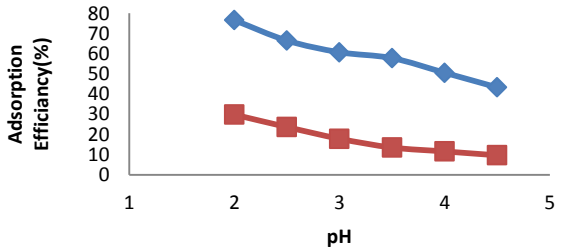
$$\%\,\mathrm{Re}\,moval = \frac{C_I - C_e}{C_I} \times 100 \qquad [۱]$$

C_I :غلظت اولیه یون کروم شش ظرفیتی(قبل ازقرارگرفتن درمجاورت جاذب)

C_e :غلظت تعادلی یون کروم شش ظرفیتی(پس ازقرارگرفتن درمجاورت جاذب)

بررسی اثر pH

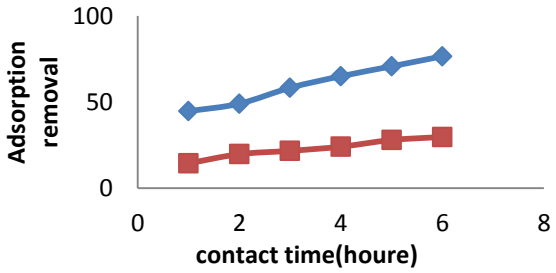
اثر pH بر میزان جذب در pH های مختلف بررسی شد،یعنی برای غلظت های (۲۰ و۶۰میلی گرم در لیتر) از کروم بطور جداگانه درpH های۲، ۲/۵، ۳، ۳/۵ ،۴ و۴/۵ میزان جذب اندازه گیری شد که در این حالت از آزمایش، pH متغیر وسایر پارامترها ثابت در نظرگرفته شدند.



نمودار (۱) : اثر pH بر درصد حذف کروم برای غلظت ۲۰ ppm(◆) و غلظت ۶۰ ppm (■)

۴ -۲- بررسی اثر زمان تماس:

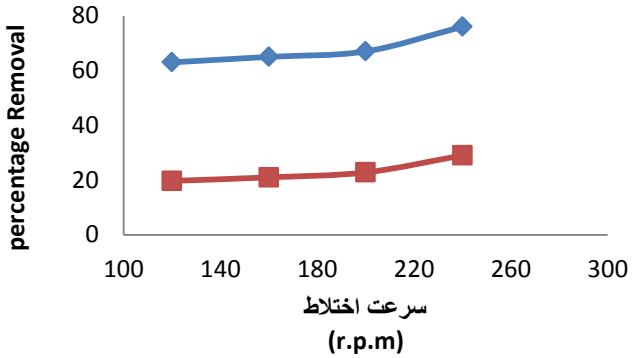
در این مرحله زمان اختلاط متغیر و سایر پارامترها ثابت در نظر گرفته شدند. میزان جذب کروم با غلظت های (۲۰ و۶۰میلی گرم در لیتر) در زمان های۱ ،۲ ،۳ ،۴ ،۵ و۶ ساعت با شرایط ثابت، دوز جاذب ۶ گرم در لیتر، دور همزن۲۴۰ دور در دقیقه،pH برابر با ۲، بررسی شد و زمان اختلاط بهینه مشخص گردید.



نمودار(۲) : اثر زمان تماس جاذب بر درصد حذف کروم برای غلظت *ppm* ۲۰(◆) و غلظت *ppm* ۶۰(■)

۴-۳ - بررسی اثر سرعت اختلاط بر میزان جذب کروم

در این مرحله پس از تنظیم pH در محدوده بهینه و استفاده از جاذب آماده شده با دوز ۶ گرم در لیترو با در نظر گرفتن زمان تماس شش ساعت،میزان جذب کروم برای غلظت های ۲۰ و ۶۰ میلی گرم در لیتر در محدوده سرعت های (۲۰-۲۴۰rpm ۱) اندازه گیری شد که سرعت ۲۴۰ rpm بعنوان سرعت بهینه تعیین گردید.

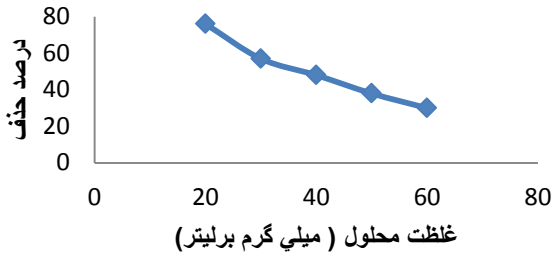


نمودار(۳) : اثر سرعت همزن بر درصد حذف کروم برای غلظت *ppm* ۲۰(◆) و غلظت *ppm* ۶۰(■)

۴-۴- بررسی اثر غلظت اولیه کروم:

به منظور تعیین اثر غلظت های مختلف کروم بر میزان جذب،این مرحله از آزمایش ها در پـــــنج غلظت مختلف کروم بررسی شد. محلول ها با غلظت مختلف۲۰ ،۳۰، ۴۰ ،۵۰ و۶۰ میلی‌گرم بر لیتر کرومبه ترتیب از طریق افزودن مقادیر(۲

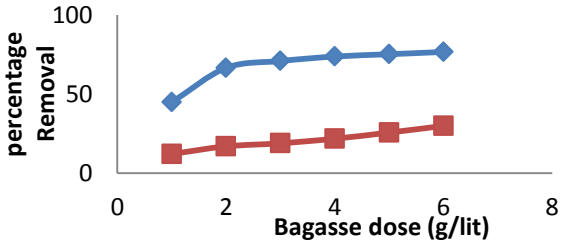
و۳و۴ و۵ و۶) میلی لیتر از محلول اولیه کروم ساخته شده (۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر) به بالن های‌حجمی ۱۰۰ میلی لیتری اضافه شد و با استفاده از آب مقطر دوبار تقطیرساخته شده به حجـم رسـانده و آزمایش ها درpH برابـر بـا ۲ وسرعت اختلاط ۲۴۰ دور در دقیقه و زمان اختلاط شش ساعت ومقدار جاذب ۶ گرم انجام گرفت.



نمودار(۴) اثر غلظت اولیه بر میزان درصد حذف

۴-۵- بررسی اثر دوز جاذب

در این مرحله دوز جاذب متغیر و سایر پارامترها ثابت در نظر گرفته شدند. میزان جذب کروم در دوزهای (۱،۲،۳،۴،۵،۶) گرم در لیتراز باگاس با شرایط ثابت،یعنی زمان اختلاط ۴ ساعت،دور همزن۲۴۰ دور در دقیقه،pH برابر با ۲،برای کروم با غلظت (۲۰ و۶۰ میلی گرم در لیتر)در نظر گرفته شد و مقدار دوز بهینه مشخص گردید.



نمودار(۵) : اثر مقدار وزن جاذب بر درصد حذف کروم برای غلظت *ppm* ۲۰(◆) و غلظت *ppm* ۶۰(■)

بحث نتیجه گیری

امروزه آلودگی رو به افزایش فاضلابهای شهری و صنعتی با یونهای فلزی سمی،یک مسئله نگران کننده زیست محیطی می باشد. در راستای تحقیقات بر روی روشهای نوین، ساده و ارزان قیمت تصفیه فاضلاب توجه محققـین به استفاده از باگـاس نیشـکر که از مواد لیگنو سلولزی فراوان و ارزان قیمت می‌باشد، صورت گرفته است. در این کار تحقیقاتی، فلز سنگین و سمی کروم به روش جذب سطحی بر روی باگاس نیشکر جذب گردید. هزینه عملیات جذب سطحی به قیمت و فراوانی جاذب آن بستگی دارد. بدیهی است هرچه روش ارزانتر باشد، کاربرد آن در صنایع، اقتصادی تر و به صرفه تر خواهد بود. در این تحقیق از جاذب ارزان قیمت و در دسترس باگاس نیشکر استفاده شد. باگاس، نشـکر دارای پتانسـل

بسیار زیادی جهت حذف کروم Cr(VI) از پساب ها را دارد. درصد حذف کروم Cr(VI) بستگی به میزان دوز جاذب، pH، زمان تماس و غلظت اوّلیه یون کروم Cr(VI) دارد. در مدت زمان تماس ۶ ساعت و غلظت اوّلیه ۲۰ میلی گرم بر لیتردرصد حذف کروم به ۷۰ ٪ رسیده، امّا وقتی غلظت کروم به ۶۰ میلی گرم بر لیتر برسد راندمان درصد حذف به ۲۸/۹ ٪ رسیده است.

منابع :

1.Sharma, D. C., Forster, C. F., (1995) "Column studies into the adsorption of chromium (VI) using sphagnum moss peat,, Bioresour. Technol., Vol. 52, 261 – 267

2. . Brown P. A. and Allen S. J., (2000) "Metal removal from wastewater using peat", Water Research, Vol. 34, No. 16, 3907 – 3916.

3. Ajmal M., Roa R. A. K. and Siddiqui B.A., (1996) "Studies on removal and recovery of Cr (VI) from electroplating waste" Water Research Vol. 30, No. 6, 1478 - 1482.

4.Grover, M. and Narayanswamy, M.S., (1982) "Removal of hexavalent chromium by adsorption on fly ash", Institution of Engineers Indian J. Environ. Engg., Vol. 63, 36 – 39

5. Selvi, K., Pattabhi S. and Kardivelu K., (2001) "Removal of Cr (VI) from aqueous solution by adsorption onto activated caron ., Bioresour.Technol., Vol. 80, 87 – 89

6. Chand S.J Agarwal V.K and Kumar P., (1994) "Removal of hexavalent chromium from wastewater by adsorption", Ind .J. Environ. Health, Vol. 36, No. 3, 151-158.

گیاه پالایی ترکیبات نفتی با استفاده از گیاه مرزه

معصومه خان احمدی، ناصر کریمی، صفورا مرآتی فشی
safura_merati@yahoo.com

مقدمه

در کشورهای نفت‌خیز، نفت خام به عنوان یک عامل مهم آلودگی خاک در این‌گونه مناطق است. نشت نفت از خطوط لوله‌های انتقال، پالایشگاه‌ها و تانکرهای ذخیره نفت به داخل خاک اثرات مخربی بر اکوسیستم ها و محیطزیست به جای می‌گذارد. خاک آلوده به ترکیبات نفتی می‌تواند از طریق تأثیر بر روی گیاهان و میکروارگانیسم های داخل خاک، صدمات جبران‌ناپذیری بر محیطزیست وارد سازد (مینایی و همکاران ۲۰۰۶). روش‌های فیزیکی و شیمیایی متعددی برای مقابله با آلودگی نفتی در خاک وجود دارد که بسیاری از آن‌ها به دلیل هزینه بالا و اثرات جانبی مضر کمتر مورد استفاده قرار می‌گیرند. زیست پالایی یک فن آوری حذف آلودگی است که در آن سیستم زیستی برای تخریب یا تغییر شکل مواد شیمیایی زیان‌بار استفاده می‌شود. این تکنیک نسبت به سایر روش‌های حذف آلودگی نفتی چندین مزیت دارد که از جمله می‌توان به این موارد اشاره نمود: تبدیل مواد سمی به محصولات نهایی غیررسمی و بی‌خطر، هزینه پایین، کاهش اثرات جانبی روی سلامت انسان و محیطزیست، تأثیر طولانی مدت همراه با روش‌های غیر مخرب و بالأخره توانایی حذف آلودگی به صورت درجا و بدون اینکه لازم باشد اختلالی در اکوسیستم ایجاد شود (ای. پی. آ ۲۰۰۴).

برخی از گونه‌های گیاهی مثل *alfalfa, flatpea, sericea lespedeza, deertongue, reedcanarygrass, switchgrass, tall fescue* می‌توانند به میزان قابل‌توجهی غلظت PCB را در مقایسه با خاک بدون گیاه کاهش دهند. مطالعات آزمایشگاهی و گلخانه‌ای افزایش حذف PAH را در مقایسه با نمونه کنترل بدون گیاه اثبات کرد (بولدین و همکاران ۲۰۰۶). این مطالعه باهدف بررسی توانایی گیاه مرزه در گیاه پالایی ترکیبات نفتی صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

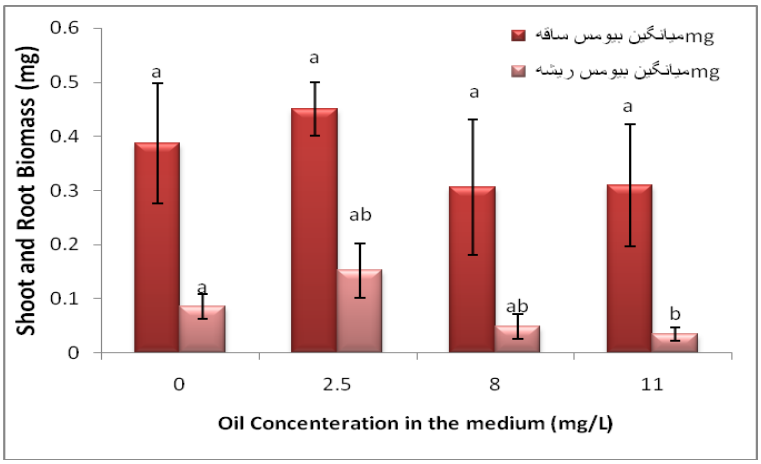
خاک انتخاب‌شده کوبیده شد تا قطر ذرات به ۳ میلی‌متر کاهش یافت. سپس جهت آلوده سازی آن به نفت سبک غلظت‌های مختلف مورد آزمایش از نفت سبک (۲/۵، ۸، ۱۱ میلی‌گرم بر لیتر) در استون حل و آماده گردید. به این منظور خاک آماده‌شده به قسمت‌های مساوی تقسیم و به صورت لایه‌های نازکی پهن گردیدند. غلظت‌های مختلف نفت و به صورت اسپری به خاک اضافه گردید. تیمارها در ۳ تکرار اعمال شدند، آبیاری ۲ تا ۳ بار در هفته صورت گرفت .در پایان مطالعه (۴۵ روز بعد از کشت گیاهان)، ضمن برداشت، به طور کامل ریشه و ساقه آن‌ها با آب مقطر شستشو داده شد. در مرحله بعد ریشه و ساقه گیاهان کشت داده‌شده در هر تکرار هر یک از تیمارها به طور جداگانه در پاکت و دمای ۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت در آون قرار داده شد تا آب بافت‌های خود را از دست داده و به طور کامل خشک شوند. زیست توده ریشه و ساقه گیاهان هر یک از تیمارها ثبت‌شده و جهت آنالیز آماده شدند .

برای استخراج آلکان ها از نمونه گیاهی مقدار معین از نمونه وزن شده و در داخل لوله آزمایش ریخته شد. سپس مقدار ۳ تا ۴ میلی‌لیتر از دی کلرو متان به آن اضافه گردید نمونه به مدت ۲۰ دقیقه تحت امواج التراسونیک در دمای ۳۰ در حمام التراسونیک قرار گرفت سپس حلال از نمونه جدا و با استفاده از سانتریفوژ در دور ۶۰۰۰ دور

بر دقیقه سانتریفوژ گردید. قبل از تزریق نمونه به دستگاه GC نمونه‌ها با استفاده از صافی نمونه حقیقی ۰.۲۲ میکرومتر صاف گردید. (۷۵). نمونه‌برداری از خاک تیمارهای مختلف با استفاده از اسپاتول استریل شده پس از پایان کار صورت گرفت. نمونه‌برداری در ناحیه ریشه صورت گرفت پس از جداسازی بقایای ریشه از خاک ناحیه ریشه و خشک و الک کردن آن مقدار ده گرم جهت آنالیز به آزمایشگاه منتقل گردید و در عصاره گیر سوکسله با ۲۵۰ میلی‌لیتر از مخلوط هگزان و دکلرومتان (۵۰:۵۰) مورد استخراج قرار گرفت. سپس ۱ میکرو لیتر از عصاره به دست آمده به وسیله دستگاه گاز کروماتوگراف Agilent 6890N، مجهز به دتکتور یونیزاسیون شعله‌ای، مورد اندازه‌گیری و تعیین میزان قرار گرفت.

نتایج و بحث

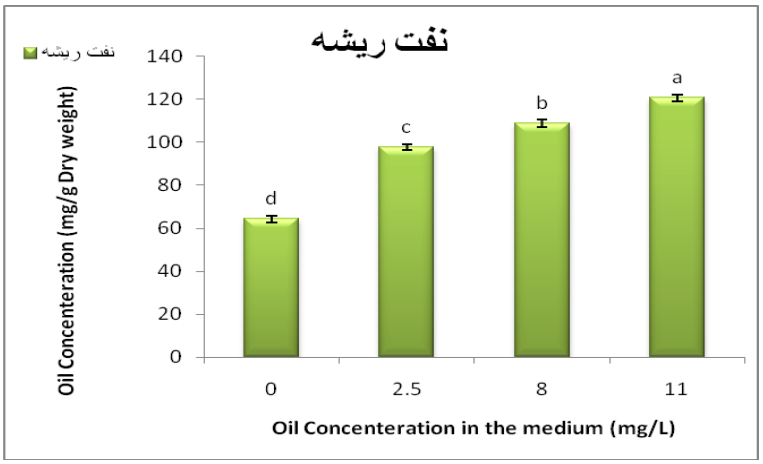
با افزایش غلظت آلاینده در محلول غذایی میزان وزن خشک ریشه کاهش یافته است. از سوی دیگر بررسی نتایج آنالیز واریانس وزن خشک بخش هوایی گیاه مرزه در سطح ۰/۰۵ معنی‌دار نمی‌باشد (شکل ۱)



شکل ۱- اثر غلظت‌های مختلف آلاینده نفت سبک بر طول ریشه و بخش هوایی حروف متفاوت در هر ستون بیانگر معنی‌دار بودن اثر تیمارها با استفاده از آزمون Duncan می‌باشد.

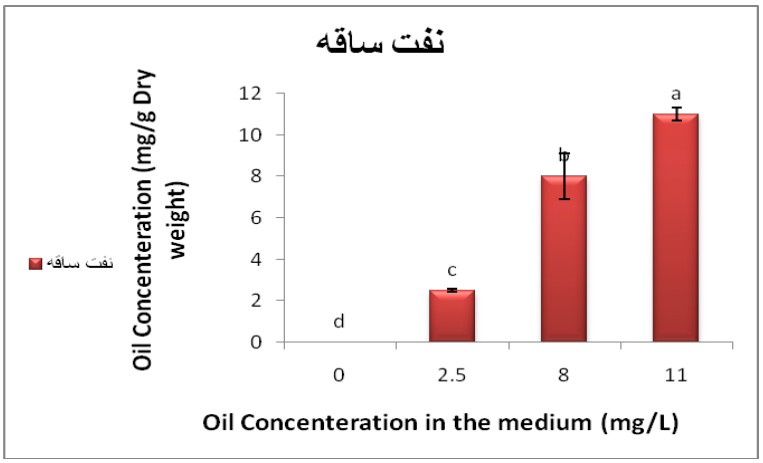
نفت سبک تجمع یافته در تیمارهای اعمال‌شده بین حد اقل ۳۱/۶۴ میلی‌گرم در گرم وزن خشک در غلظت ۵/۲ میلی‌گرم بر لیتر نفت سبک و حداکثر ۶/۱۲۰ میلی‌گرم بر گرم وزن خشک در غلظت ۱۱ میلی‌گرم بر لیتر نفت سبک متغیر بوده است. تیمار ۱۱ میلی‌گرم بر لیتر باعث افزایش معنی‌دار میزان نفت سبک در ریشه می‌شود (شکل ۲).

به نظر می‌رسد که مسمومیت ناشی از وجود ترکیبات نفتی به ویژه ترکیبات سبک‌تر از یک سو و اثرات این آلاینده‌ها بر قابلیت جذب آب و عناصر غذایی از سوی دیگر، مانع از رشد مناسب و بنابراین تفاوت عملکرد نهایی ریشه و اندام هوایی در گیاه مورد مطالعه گردیده است. پالمروس و همکاران (۲۰۰۲) نیز در مطالعات خود به کاهش ۴۳ و ۶۴ درصدی عملکرد ماده خشک به ترتیب برای گیاهان علفی و بقوله ای اشاره نمود.



شکل ۲- اثر غلظت‌های مختلف نفت سبک بر میزان نفت سبک تجمع یافته در ریشه گیاه مرزه. حروف متفاوت در هر ستون بیانگر معنی‌دار بودن با استفاده از آزمون Duncan می‌باشد.

با افزایش غلظت نفت سبک به طور معنی‌داری میزان سم تجمع یافته در بخش‌های هوایی افزایش یافته است، به طوری که بیش‌ترین میزان تجمع نفت سبک مربوط به تیمار ۱۱ میلی‌گرم در لیتر است که با سایر تیمارها اختلاف معنی‌داری دارد. میزان نفت سبک تجمع یافته در تیمارهای اعمال‌شده، بین حداقل ۴۵۲ میلی‌گرم در هر گرم وزن خشک در غلظت ۲/۵ میلی‌گرم در لیتر نفت سبک و حداکثر ۱۱۶۲/۱۴ میلی‌گرم در هر گرم وزن خشک در غلظت ۱۱ میلی‌گرم در لیتر متغیر بوده است (شکل ۳).



شکل ۳-اثر غلظت‌های مختلف نفت سبک بر میزان نفت سبک تجمع یافته در بخش‌های هوایی حروف متفاوت در هر ستون بیانگر معنی‌دار بودن اثر تیمارها با استفاده از آزمون Duncan می‌باشد.

منابع

۱- -پارسه، ا. علوی، س. احمدی مقدم، م۱۳۹۰. بررسی کارایی روش گیاه پالایی هیدروکربن های نفتی آلوده به نفت خام در مقیاس گلخانه ای برای حذف نفت خام. کارشناسی ارشد در رشته مهندسی بهداشت محیط دانشکده بهداشت و گلخانه مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان خوزستان

2- Bouldin J.L., Farris, J., et all. 2006.Hydroponic uptake of atrazine and Lambda-cyhalothin in juncus effuses and Ludwigia peploides. Chemosphere. Pp. 1049-1057.

3- EPA, U.S., 2000.Introduction to phytoremediation. EPA/600/R-99/107, Washington, DC,

4- Minai Tehrani, D. Herfatmanesh, A. Azari-Dehkordi, Fand Minooi, S. 2006.Effect of salinityon biodegradation of aliphatic fractions of crude oil in soil. Pak. J. Biol. Sci. 9: 1531-1535.

5- Palmroth, M.R.T., Pichtel, J., and Puhakka, J.A. 2002. Phytoremediation of subarctic soil contaminated with diesel fuel. J. Bioresource technol. 84: 221- 28.

توانایی پالایش سم کلودینافوپ (تاپیک) با استفاده از گیاه کنگر فرنگی در دو pH مختلف

معصومه خان احمدی، ناصر کریمی، صفورا مرآتی فشی
safura_merati@yahoo.com

مقدمه

یکی از مهم‌ترین بحث‌هایی که در دانش امروز مورد توجه قرار می‌گرفته است بحث سلامتی انسان و محیطزیست است که همواره در تمام دنیا جزو اولویت‌ها قرار می‌گیرد. آلودگی خاک به مواد شیمیایی آلی و معدنی یکی از مهم‌ترین راه‌هایی است که این سلامتی را مورد خطر جدی قرار می‌دهد. آفت‌کش‌ها جزء آن دسته از مواد شیمیایی هستند که برای حفاظت محصولات و کنترل آفت‌ها به‌کاربرده می‌شوند و به عنوان یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های محیطی در قرن اخیر شناخته‌شده‌اند. گرچه ارائه ارقام دقیق با توجه به تولید و استفاده آن‌ها در هر کشور مشکل است، میلیون‌ها تن آفت کش به طور سالانه در سرتاسر جهان تولید می‌شوند (گوردون و همکاران،۲۰۰۴) در این تحقیق سم پرمصرف کلودینافوپ پروپارژیل (تاپیک)انتخاب شده است. گزارش‌ها نشان می‌دهد که این سم در طی ده سال گذشته در ایران جز پر مصرف‌ترین سموم بوده است (فدایی،۱۳۸۹). فناوری حذف آلودگی به فلزات سنگین توسط گیاه (گیاه پالایی) که یک راه حل کم هزینه در رفع آلودگی است در واقع استفاده از گیاهان سبز برای برداشت مواد آلاینده از آب و خاک نظیر فلزات سنگین، ترکیبات آلی (هیدروکربن‌های نفتی و کودها و سموم شیمیایی) و مواد رادیو اکتیو است. مطالعاتی نیز در خصوص گونه‌های مختلف ماکروفیتی درگیر در حذف سموم ضد آفت صورت گرفته است. *Typha latifolia*، *Iris pseudacrous*، *Phragmites australis* تعدادی از این‌گونه‌ها بوده‌اند (جانسون و همکاران،۱۹۹۵). به منظور بررسی تأثیر توان پالایش گیاهان بومی در جذب سموم شیمیایی، گیاهان دارویی منطقه با قابلیت‌های اولیه در این زمینه نظیر بافت گوشتی و تولید زیست توده بالا و همچنین توان رشد آن‌ها در مناطق آلوده در منطقه، اثرات مثبت آن‌ها به عنوان گیاهان مقاوم و در برخی موارد انباشت گر در جذب فلزات سنگین (نقره، سرب، کادمیم، آرسنیک، جیوه) و همچنین عدم سابقه بررسی در این خصوص گیاه کنگر فرنگی (Cynara scolymus) در پالایش سم ضد آفت کلودینافوپ انتخاب گردید.

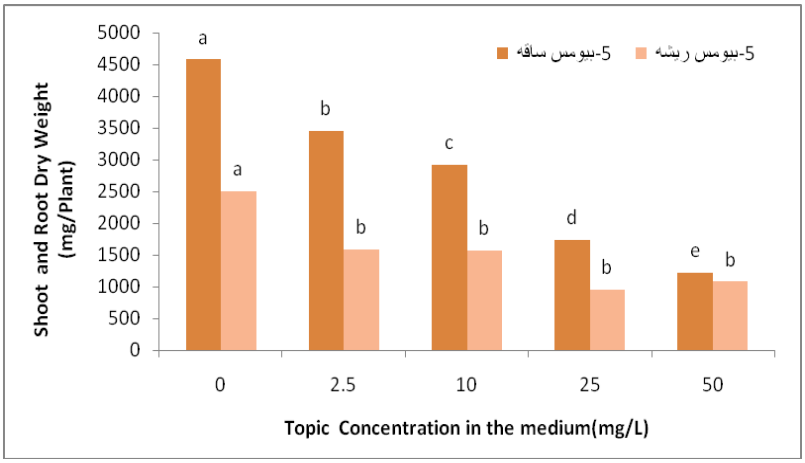
مواد و روش‌ها

آزمایش در یک طرح بلوکی کاملاً تصادفی فاکتوریل در یک محیط نیمه کنترل شده گلخانه با نور طبیعی که با نور مصنوعی لامپ‌های فلورسنت تکمیل می‌شد انجام گرفت. برای انجام بررسی‌ها گلخانه دانشکده علوم دانشگاه رازی جهت انجام این مرحله انتخاب گردید طول دوره روشنایی ۱۶ ساعت با شدت نور حدود ۱۶۰ میکرو مول فوتون بر مترمربع بر ثانیه بود در نظر گرفته شد. متوسط دمای روز- شب به ترتیب ۲۵-۱۹ درجه سانتی‌گراد بود. هر یک از تیمارها در ۳ تکرار انجام شد. میانگین مورد استفاده برای هر تیمار شامل میانگین ۳ تکرار بود. بذر گیاه کنگر فرنگی از شرکت پاکان بذر اصفهان تهیه گردید. قبل از کاشت بذور در گلدان‌ها، قوه نامیه و توان جوانه زنی بذرهای مورد نظر بررسی شد. به این منظور غلظت‌های مختلف ۰، ۲.۵، ۵، ۱۰، ۲۵و ۵۰ (میلی‌گرم بر لیتر) از تاپیک (در سه تکرار) آماده گردید

بذرهای گیاه کنگر فرنگی پس از شستشو با آب مقطر، جهت جوانه زنی در گلدان‌های پلاستیکی حاوی ماسه شستشو داده‌شده، کشت داده شدند. تا مرحله جوانه زنی هر روز بذرها به وسیله آب مقطر آبیاری شدند. پس از رسیدن دانه رست ها به مرحله دو برگی به محیط رشد آن‌ها محلول غذایی هوگلند اضافه شد .
بعد از سپری شدن دوره تیمار (دو ماه) گیاهان با غلظت‌های مختلف سموم با شرایط ذکرشده، اندام هوایی و ریشه هر دو گیاه جدا شدند و سپس با آب مقطر شستشو داده شدند. عمل خشک شدن نمونه‌ها در داخل آون ۸۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۳ روز انجام گرفت و وزن خشک اندام‌ها با استفاده از ترازو با ۰/۰۰۱ گرم به دست آمد و جهت آنالیز سموم مورد آزمایش آماده شدند .مقدار معین از نمونه وزن شده و در داخل لوله آزمایش ریخته شد سپس مقدار ۴ تا ۵ میلی‌لیتر از استون با درجه خلوص HPLC به آن اضافه گردید. نمونه به مدت ۲۰ دقیقه تحت امواج التراسونیک در دمای ۶۰ در حمام التراسونیک قرار گرفت. سپس حلال از نمونه جدا و با استفاده از سانتریفوژ در دور ۶۰۰۰ دور بر دقیقه سانتریفوژ گردید. قبل از تزریق نمونه به دستگاه HPLC نمونه‌ها با استفاده از صافی نمونه حقیقی ۰/۲۲ میکرومتر صاف گردید.

نتایج و بحث

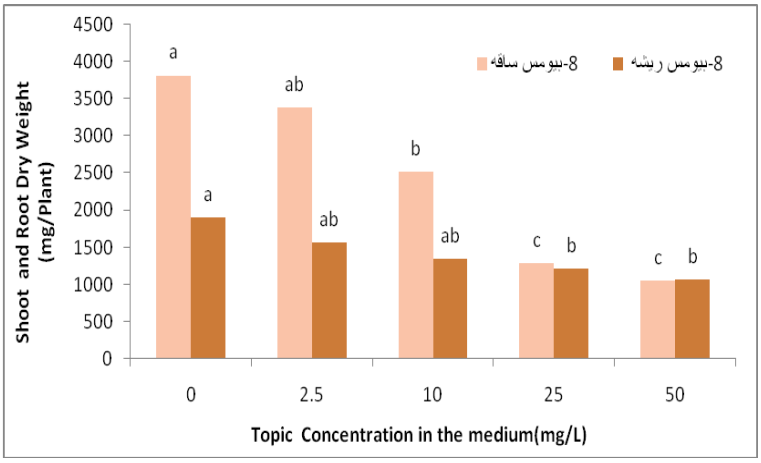
نتایج آنالیز واریانس بر وزن خشک ریشه گیاه کنگرفرنگی تحت اثر غلظت‌های مختلف تاپیک در pH= 5 در سطح ۰/۰۱ معنی‌دار می باشد که بیانگر کاهش در تمام تیمارها نسبت به شاهد می‌باشد؛ و نشان‌دهنده این است که حتی غلظت‌های پایین تاپیک موجب کاهش وزن خشک ریشه می‌شود. تیمارهای ۲/۵ تا ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر تاپیک از نظر اثر بر وزن خشک ریشه اختلاف معنی‌دار باهم ندارند ولی همه این تیمارها با شاهد اختلاف معنی‌داری دارند (شکل ۱).



شکل ۱-اثر غلظت‌های مختلف تاپیک (۰ تا ۵۰ میلی‌گرم در لیتر) بر وزن خشک ریشه و بخش هوایی PH=5حروف غیرمشابه در هر ستون بیانگر معنی‌دار بودن اثر تیمارها با استفاده از آزمون Duncan می‌باشد.

نتایج آنالیز واریانس اثر تاپیک بر وزن خشک بخش هوایی در pH= 8 در سطح ۰/۰۰۱ معنی‌دار می‌باشد و کاهش وزن خشک بخش هوایی با افزایش غلظت تاپیک به صورت تدریجی است کاهش وزن خشک بخش

هوایی در تیمارهای غلظت بالای تاپیک نسبت به تیمار شاهد کاهش وزن خشک محسوس تر است و بیش‌ترین میزان کاهش در تیمار ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است که نسبت به تیمار شاهد به میزان ۲۷/۶ درصد کاهش یافته است (شکل ۲)



شکل ۲- اثر غلظت‌های مختلف تاپیک (۰ تا ۵۰ میلی‌گرم در لیتر) بر وزن خشک ریشه و بخش هوایی در PH=8حروف غیرمشابه در هر ستون بیانگر معنی‌دار بودن اثر تیمارها با استفاده از آزمون Duncan می‌باشد

با بررسی مقایسه دوتایی بین دو (pH 5,8) از نظر وزن خشک بخش هوایی تحت اثر غلظت‌های مختلف تاپیک اختلاف معنی‌داری در سطح ۵ درصد وجود ندارد؛ به عبارت دیگر تحت اثر غلظت‌های مختلف تاپیک کاهش وزن خشک بخش هوایی در گیاه کنگر فرنگی در دو pH تفاوت محسوسی ندارد میزان تأثیر pH یکسان بوده نتایج کلی به دست آمده نشان می‌دهد که کاهش وزن خشک بخش هوایی در گیاه کنگره در pH5 و pH8 به طور تدریجی می‌باشد به طوری که بیش‌ترین میزان کاهشی مربوط به تیمار mg.L-150 تاپیک می‌باشد که با تیمار کنترل اختلاف معنی‌داری را نشان می‌دهد. ولی در مورد وزن خشک ریشه در گیاه کنگر در pH5 و pH8 کاهش محسوسی در میزان وزن خشک بعد از اعمال تیمارهای مختلف مشاهده نشده و تیمارهای مختلف اختلاف معنی‌داری باهم ندارند. در مقایسه بین دو pH در مورد وزن خشک ریشه و بخش هوایی اختلاف معنی‌داری وجود ندارد و تأثیر دو pH برای هر دو مورد یکسان بوده است

اختلال در رشد گیاه می تواند به دلایل متعددی از جمله کاهش آب سلول)، اختلال در تعادل آبی گیاه به دلیل کاهش اندازه و تعداد آوندهای چوبی (شی- رونگ،۲۰۰۲) ، کاهش جذب عناصر غذایی ضروری مانند (K، Ca، Mg، 155) Feوایجاد می شود(جوجوریسینا ۲۰۰۲).

جدول۱- مقایسه میانگین بین دو pH گیاه کنگر فرنگی از نظر تجمع تاپیک در ریشه

درجه آزادی	t	میانگین تجمع تاپیک در ریشه	pH
۱۴	6/405***	۱/۴۴	pH 5
		۰/۰۰۳	pH 8

نتایج به دست آمده از بررسی میزان سم تاپیک تجمع یافته در ریشه و اندام‌های هوایی در گیاه کنگر فرنگی و نشان می‌دهد با افزایش غلظت تاپیک میزان سم تجمع یافته توسط در گیاه افزایش یافته است. در گیاه کنگر فرنگی در مقایسه بین دو pH، در بخش ریشه‌ای در pH 5 و در بخش هوایی pH 8 بیشتر است. نتایج حاصل از میزان جذب سم تاپیک و انتقال آن‌ها از ریشه به ساقه توسط گیاهان کنگر فرنگی نشان‌دهنده آن است که بالاترین میزان جذب سم در هر دو pH در غلظت ۲/۵ میلی‌گرم در لیتر و بالاترین میزان انتقال در pH 5 در تیمار ۲۵ میلی‌گرم در لیتر و در pH8 در تیمار ۵۰ میلی‌گرم در لیتر تاپیک است

جدول۲- مقایسه میانگین بین دو pH گیاه کنگر فرنگی از نظر تجمع تاپیک دربخش هوایی

درجه آزادی	t	میانگین تجمع تاپیک در اندام هوایی	pH
۱۴	7/381***	۱/۲۳۶	pH 5
		۰/۰۰۲	pH 8

منابع

۱- فدایی ز، ۱۳۸۹. مطالعه اقتصادی سموم پرمصرف کشور. جهاد دانشگاهی.

2- Courdouan, A, Marcacci, S, Gupta, S, Schwitzguébel, JP. 2004 Lindane and technical HCH residues in Indian soils and sediments – A critical appraisal. Journal of Soils and Sediments 4: 192-196.

3- Gogorcena, Y, Lucena, J.J. and J. Abadia. 2002. Effects of Cd and Pb in sugar beets plants grown in nutrient solution: Induced Fe deficiency and growth inhibition. Funct. Plant Biol. 29:1453-1464.

4- Johnson , W. G, Lavy, T. L, Gbur,. E. E, Sorption, mobility, and degradation of triclopyr and 2,4-D and four soils. Weed Sci. 43(1995A:678-684).

5- Shi-rong, T. and X. Lei. 2002. Accumulation of chromium by Commelina communis L. grown in solution with different concentrations of Cr and L-histidine. Journal of Zhejiang University Science 3(2):232-236.

بررسی نقش کلات EDTA در افزایش جذب سرب توسط کلزا

رسول میرخانی[۱]، سعید سعادت[۱]، یوسف‌رضا باقری[۲] و علی اکبر عزیزی زهان[۲]
۱- اعضای هیأت علمی موسسه تحقیقات خاک و آب
۲- کارشناس ارشد موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه:

فلزات سنگین به ویژه سرب بدلیل پیامدهای وخیم در آلودگی محیط زیست اهمیتی ویژه دارد. افزون بر آن، این آلاینده از منابع و مصارف گوناگون به آب، خاک، گیاه و نهایتاً به زنجیره غذایی انسان و حیوانات راه می‌یابد و اثر مخرب خود را برجای می‌گذارد. سرب فلز سمی است که به پیوندهای عصبی آسیب رسانده (بخصوص در کودکان) و موجب بیماری‌های خونی و مغزی می‌شود. سرب در حیوانات و انسان به طور عمده همراه با کلسیم و استرانسیوم در استخوان‌ها تجمع حاصل کرده و در بلوغ طبیعی در مغز استخوان دخالت می‌کند. همچنین از سنتز هموگلوبین و گلوبین در سلول‌ها جلوگیری می‌کند. افزایش سرب از مصونیت بدن می‌کاهد و در فعالیت بسیاری از آنزیم‌ها دخالت و موجب ناراحتی های گوارشی، پوسیدگی دندان و یا بیماری التهاب مغز می‌شود. از منابع عمده تولید سرب در اتمسفر می‌توان به دود حاصل از صنایع، گاز خروجی از اگزوز اتومبیل‌ها و بعضی از مواد شیمیایی مثل حشره‌کش‌ها اشاره کرد. ضمناً سرب توسط کودهای شیمیایی و سوپر فسفات‌ها نیز به خاک افزوده می‌گردد. یکی از روشهای نوین پالایش خاک از عناصر سنگین استفاده از گیاهان در زدودن آلودگیها از خاک می‌باشد فنّاوری استفاده از گیاهان در پالایش محیط زیست، پالایش‌سبز (Phytoremediation) نام گرفته است برای اجرای گیاهپالایی عناصر سنگین دو روش کلی وجود دارد که به نام‌های فیتورمدیشن طبیعی و فیتواکستراکشن شیمیایی معروف هستند.

مروری بر منابع

در زمینه پالایش خاکهای آلوده به فلزات سنگین با استفاده از گیاهان پژوهشهای زیادی انجام یافته است. Mun و همکاران (۲۰۰۸) طی پژوهشی نشان داند که در پاکسازی مقدار مشخصی سرب، ریشه ها بیشتر از ۸۵ درصد از کل سرب موجود در گیاه را در خود اندوزش کردند که نشان دهنده مناسب بودن آن برای پالایش گیاهی مکانهای آلوده شده با سرب می باشد. Ruley و همکاران (۲۰۰۶) نیز مشاهد شد که رشد گیاه Sesbania drummonii در حضور سرب و کلات ها (EDTA، HEDTA، DTPA، NTA و سیتریک اسید) به طور معنی داری بالاتر از رشد گروه شاهد (حضور سرب به تنهایی) بود. Cui و همکاران (۲۰۰۴) نشان دادند که کاربرد توأم EDTA و گوگرد عنصری به طور قابل توجهی حلالیت سرب را افزایش داد. Lai و Chen (۲۰۰۵) گزارش دادند که کاربرد $^{-1}$ ETDA ۵ moml kg به طور قابل توجهی غلظت سرب را در محلول خاکهای آلوده شده افزایش داد. انتشار سرب خاک با افزایش در غلظت EDTA افزایش می‌یابد. بنابراین سطح بالایی از سرب موجود در محلول خاک به علت استفاده از EDTA ممکن است منجر به آلودگی آب‌های زیر زمینی شود. عوارض جانبی EDTA تنها مربوط به افزایش حلالیت نیست بلکه به کم بودن توانایی زیستی آنها نیز مربوط است. بنابراین

EDTA برای مدت زمان طولانی پس از پاکسازی در خاک باقی می‌ماند(Meers و همکاران، ۲۰۰۵). Hung-q و همکاران (۲۰۰۷) اعلام کردند تحرک سرب خاک و غلظت سرب در گیاهان هر دو با استفاده از EDTA ا افزایش می یابد. Cho و همکاران (۲۰۰۹) با ارزیابی پالایش سبز بر روی پیاز سبز و سرخس نشان دادند که EDTA به مقدار قابل توجهی غلظت سرب را در ساقه پیاز سبز افزایش داد.

مـواد و روشهـــا:

این تحقیق بصورت گلدانی(۱۰ کیلوگرمی) بصورت فاکتوریل در قالب طرح پایه کاملا تصادفی در ۳ تکرار انجام شد. فاکتورها شامل: فاکتور روش گیاه‌پالایی(۱- روش‌های Phytoremediation طبیعی و ۲- Phytoextraction شیمیایی: تیمار استفاده از EDTA از منبع نمک سدیم که به عنوان اصلاح کننده شیمیایی به گلدانهای در مرحله نزدیک گلدهی آنها افزوده شد). فاکتور عنصر سرب در سه سطح آلودگی(۰ ، ۱۵۰ و ۵۰۰ میلیگرم بر کیلوگرم خاک). در این تحقیق قبل از کشت، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی، غلظت سرب در خاک اندازه‌گیری شد(جدول ۱). سپس خاک را از الک ۵ میلیمتری عبور داده و تیمارهای آلودگی(با استفاده از نمک نیترات سرب) اعمال گردید. برای اطمینان از روند آلودگی انجام شده و ایجاد شرایط آلودگی طبیعی‌تر، پس از گذشت دو ماه و چند بار فرآیند خشک و تر شدن، مقادیر سرب قابل جذب خاکهای آلوده شده اندازه‌گیری شد (جدول۲).

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک پیش از آلوده کردن

محل نمونه برداری	عمق	فسفر قابل استفاده	پتاسیم قابل استفاده	نیتروژن کل	کادمیم قابل استفاده	سرب قابل استفاده
	cm	mg/kg		%	µg/kg	
ایستگاه کرج	۰-۳۰	۳	۱۴۰	۰/۰۵	۱۱	۷۸
	شن	سیلت	رس	بافت خاک	هدایت الکتریکی اشباع dS/m	pH
	%					
	۵۳	۳۲	۱۵	Silty Loam	۰/۵۶	۷/۵

جدول۲ - میانگین مقادیر سرب و کادمیم قابل جذب خاک های آلوده شده

مقدار اضافه شده به خاک	سرب (mg/kg)	
	۱۵۰	۵۰۰
مقدار اندازه گیری شده در خاک(قابل استفاده)	۱۰۶	۳۲۵

مقدار کود مورد نیاز نیز بر اساس توصیه کودی به گلدان‌ها اضافه شد. سپس کشت کلزا (رقم اکاپی) انجام شد. به منظور اعمال تیمار گیاه‌پالایی شیمیایی، در زمان نزدیک به گلدهی، EDTA از منبع نمک سدیم به مقدار ۲/۷ میلی مول بر کیلوگرم خاک به عنوان اصلاح کننده شیمیایی افزوده شد. پس از برداشت، غلظت سرب در خاک و

گیاه (کاه و کلش و دانه) اندازه‌گیری و داده‌های بدست آمده از آزمایش با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS تجزیه و تحلیل شد.

نتایج

بر اساس نتایج تجزیه واریانس(جدول ۳) اثر روش‌های گیاهپالایی، سرب و اثر متقابل آنها بر غلظت سرب محلول در خاک و سرب دانه و کاه و کلش در سطح یک درصد معنی‌دار بود.

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس تأثیر روش گیاه‌پالایی و سرب اضافه شده به خاک بر سرب خاک و گیاه

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات		
		سرب خاک	سرب کاه و کلش	سرب دانه
روش گیاهپالایی	۱	۳۰۳,۴۰۷**	۲۰۹۲۶۶,۴۴۸**	۱۹,۹۴۲**
سرب	۲	۲۱۹۳۴۳,۰۱۸**	۸۶۱۹۸,۵۰۷**	۱۴,۸۶۲**
روش گیاهپالایی× سرب	۲	۳۹۷۳,۰۱۸**	۷۹۲۸۵,۳۲۵**	۱۶,۱۵۵**
خطا	۳۶	۴۰,۵۹۳	۱۵,۵۱۲	۰,۰۴۶
CV		۳,۸۵۵	۵,۸۳۳	۲۹,۴۸۹

بر اساس نتایج جدول ۴ بین روش‌های گیاه پالایی اختلاف معنی‌داری وجود دارد و بیشترین غلظت سرب محلول در خاک، دانه و کاه و کلش مربوط به روش گیاه پالایی شیمیایی است. این امر نشان می‌دهد که روش گیاه پالایی شیمیایی توانسته است نسبت به روش گیاهپالایی طبیعی غلظت سرب را در محلول خاک افزایش داده و باعث افزایش جذب سرب بیشتری توسط گیاه شود.

جدول ۴- میانگین سرب دانه و کاه و کلش در روش‌های مختلف گیاه‌پالایی

روش گیاهپالایی	میانگین سرب دانه	میانگین سرب کاه و کلش	میانگین سرب محلول خاک
روش طبیعی(R)	۰,۱۱۹ B	۵,۲۶۸ B	۱۶۲,۸۸۹ B
روش شیمیایی(E)	۱,۳۳۵ A	۱۲۹,۷۷۲ A	۱۶۷,۶۳۰ A

نتایج جدول ۵ نشان می‌دهد که با افزایش مقدار سرب اضافه شده به خاک میزان سرب محلول خاک، دانه و کاه و کلش بطور معنی‌داری افزایش یافته است بطوری که بیشترین مقدار سرب محلول خاک، دانه و کاه و کلش مربوط به تیمار ۵۰۰ mg/kg اضافه شده به خاک در روش گیاهپالایی شیمیایی می‌باشد. این به دلیل آن است که EDTA موجود در روش گیاه پالایی شیمیایی قادر بوده که حلالیت سرب محلول خاک را افزایش دهد، در نتیجه منجر به افزایش جذب سرب بیشتری در گیاه شده است.

در مطالعه‌ای که Shen و همکاران در سال ۲۰۰۲ انجام دادند نیز چنین اثری مشاهده شد. آنها EDTA را یکی از کارآمد ترین عوامل کلاته معرفی کردند که به طور قابل توجهی غلظت سرب را در محلول خاک افزایش

داد. Lai و Chen (۲۰۰۵) و Cui و همکاران (۲۰۰۴) نیز گزارش دادند که کاربرد EDTA به طور قابل توجهی غلظت سرب را در محلول خاکهای آلوده شده افزایش داد. Hong –qi و همکاران در سال ۲۰۰۷ نیز در پژوهشی نشان دادند تحرک سرب خاک و غلظت سرب در گیاهان، هر دو با استفاده از EDTA افزایش یافتند. Cho و همکاران (۲۰۰۹) نیز در مطالعه‌ای مشاهده کردند که EDTA به مقدار قابل توجهی غلظت سرب را در ساقه پیاز افزایش داد. Lio و همکاران در سال ۲۰۰۷ نیز گزارش دادند که جابه جایی سرب از ریشه به شاخساره ها می توانند به طور چشمگیری با کاربرد ترکیبات EDTA افزایش یابد.

جدول ۵- اثر متقابل روش‌های گیاه پالایی سرب اضافه شده به خاک بر سرب دانه و کاه و کلش

روش گیاه پالایی	سرب اضافه شده به خاک(mg/kg)	میانگین سرب کاه وکلش (mg/kg)	میانگین سرب دانه (mg/kg)	میانگین سرب محلول خاک (mg/kg)
E	۰	^{C}۷/۳۶۶	^{B}۰/۲۸۹	^{E}۶۲/۷۷۸
E	۱۵۰	^{B}۱۰۶/۴۶۷	^{B}۰/۲۴۴	^{D}۱۵۰/۶۶۷
E	۵۰۰	^{A}۲۷۵/۴۸۳	^{A}۳/۴۷۱	^{A}۲۸۹/۴۴۴
R	۰	^{D}۲/۶۹۹	^{B}۰/۲۸۵	^{F}۴۷/۱۱۱
R	۱۵۰	^{CD}۴/۷۹۸	^{BC}۰/۰۰۰	^{C}۱۷۹/۵۵۶
R	۵۰۰	^{C}۸/۳۰۷	^{C}۰/۰۷۲	^{B}۲۶۲/۰۰۰

فهرست منابـــــــع:

Cho, Y., Bolick, G. A and Butcher, D. J. 2009. Phytoremediation of lead with green onions (Allium fistulosum) and uptake of arsenic compounds by moonlight ferns(Pteris cretica cv Majii). Microchemical journal, 91: 6-8.

Cui, Y., Wang, Q., Dong, Y., Li, H., Christie, P., 2004. Enhanced uptake of soil Pb and Zn by Indian mustard and winter wheat following combined soil application of elemental sulphur and EDTA. Plant Soil 261, 181–188.

Hong-qi, WANG., Si-jin, LU., hua, LI and Zhi-hua,YAO. 2007. EDTA-enhanced phytoremediation of lead contaminated soil by Bidens maximowicziana. Journal of Environmental sciences, 19: 1496-1499.

Lai, H.Y., Chen, Z.S., 2005. The EDTA effect on phytoextraction of single and combined metals-contaminated soils using rainbow pink(Dianthuschinensis).chemosphere 60:1062-1071.

Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M.J., Samson, D., Tack, F.M.G., 2005b. Comparison of EDTA and EDDS as potential soil amendments for enhanced phytoextraction of heavy metals. Chemosphere 58, 1011–1022

Mun, HO. W., Hoe, ANG. L and Koo, LEE. D. 2008. Assessment of pb uptake ,translocation and immobilization in kenaf (Hibscus cannabinus L.) for phytoremediation of sand tailings. Journal of Environmental sciences, 20: 1341-1347.

Ruley, A. T,. Sharma, N .C,. Sahi, S. V., Singh, S. R and Sajwan, K. S .2006. Effects of lead chelators on growth, phytosynthetic activity and pb uptake in Sesbania drummondii grown in soil. Environmental pollution, 144: 11-18.

Shen, Z.G., Li, X.D., Wang, C.C., Chen, H.M., Chua, H., 2002. Lead phytoextraction from contaminated soil with high biomass plant species. J. Environ. Qual. 31, 1893–1900.

بررسی نقش کلات EDTA در افزایش جذب کادمیم توسط کلزا

رسول میرخانی[۱]، سعید سعادت[۱]، حامد رضایی[۱] و کبری ثقفی[۲]
۱- اعضای هیأت علمی موسسه تحقیقات خاک و آب
۲- کارشناس ارشد موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه:

فلزات سنگین به ویژه سرب و کادمیم بدلیل پیامدهای وخیم در آلودگی محیط زیست اهمیتی ویژه دارند. افزون بر آن، این آلاینده‌ها از منابع و مصارف گوناگون به آب، خاک، گیاه و نهایتاً به زنجیره غذایی انسان و حیوانات راه می‌یابند و سلامت انسانها و حیوانات را به گونه‌ای جدّی تهدید می‌کنند و اثر مخرب خود را برجای می‌گذارند. کادمیم نسبتاً به آسانی بوسیله دستگاه گوارش و یا ریه انسان جذب می‌شود ولی دفع کادمیم بسیار کند است. نیمه عمر بیولوژیکی آن در بدن انسان ۳۰-۱۰ سال است. تقریباً نیمی از کادمیم جذب شده در کبد و کلیه‌ها انباشته می‌شود (Lin و Schorr، ۱۹۹۷). روشهایی مختلف برای پالایش خاکهای آلوده وجود دارد که عمدتا بسیار گران و پرهزینه بوده یکی از روشهای نوین در پالایش خاک از عناصر سنگین استفاده از گیاهان در زدودن آلودگیها از خاک می‌باشد که افزون بر هزینه کمتر، سازگار با طبیعت بوده و نیاز به تجهیزات و امکانات کمتری نسبت به سایر روشهای پالایش دارد. برای اجرای گیاهپالایی عناصر سنگین دو روش کلی وجود داردکه به نام‌های فیتورمدیشن طبیعی و فیتواکستراکشن شیمیایی معروف هستند.

مروری بر منابع

در زمینه پالایش خاکهای آلوده به فلزات سنگین با استفاده از گیاهان پژوهشهای زیادی انجام یافته است. Marchiol و همکاران (۲۰۰۴) طی مطالعه‌ای گلدانی نشان دادند که هر دو گونه کلزا و تربچه نسبتاً مقاوم به فلزات سنگین هستند و تربچه نسبت به کلزا دارای مقاومت بیشتری است. این گونه‌ها پتانسیل پالایش سبز نسبتاً پایینی را نشان داد. Chen و همکاران (۲۰۰۳) طی آزمایشی نشان دادند که اضافه کردن اسید سیتریک جذب سرب و کادمیم را کاهش داده و این چنین اثری برای کادمیم بیشتر از سرب بود. کاهش جذب سرب و کادمیم عمدتاً به دلیل کاهش pH در حضور اسید سیتریک بود. بسیاری از مطالعات نشان داده‌اند که پس از استفاده از کلاتها جذب فلزات سنگین افزایش می‌یابد (Wengerو همکاران، ۲۰۰۵). Wu و همکاران (۲۰۰۴) طی یک مطالعه آزمایشگاهی اثرات مقادیر مختلف EDTA (۰ ، ۳ ، ۶ ، ۱۲ $mmolkg^{-1}$) را در آبشویی فلزات سنگین مختلف (کادمیم، مس، سرب و روی) بررسی و نشان دادند که آبشویی این فلزات با افزایش غلظت EDTA افزایش یافته است

مـواد و روشهـــا:

این تحقیق بصورت گلدانی(۱۰ کیلوگرمی) بصورت فاکتوریل در قالب طرح پایه کاملا تصادفی در ۳ تکرار انجام شد. فاکتورها شامل: فاکتور روش گیاه‌پالایی(۱- روش‌های Phytoremediation طبیعی و ۲- Phytoextraction شیمیایی: تیمار استفاده از EDTA از منبع نمک سدیم که به عنوان اصلاح کننده شیمیایی به گلدانهای در مرحله نزدیک گلدهی آنها افزوده شد). فاکتور عنصر کادمیم در سه سطح آلودگی(۰ ، ۳ و ۱۰ میلیگرم بر کیلوگرم خاک). در این تحقیق قبل از کشت، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی، غلظت کادمیم در خاک اندازه‌گیری شد(جدول ۱). سپس خاک را از الک ۵ میلیمتری عبور داده و تیمارهای آلودگی(در سه سطح ۰ ، ۳ و ۱۰ با استفاده از نمک سولفات کادمیم) اعمال گردید. برای اطمینان از روند آلودگی انجام شده و ایجاد شرایط آلودگی طبیعی‌تر، پس از گذشت دو ماه و چند بار فرآیند خشک و تر شدن، مقادیر کادمیم قابل جذب خاکهای آلوده شده اندازه‌گیری شد (جدول۲).

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک پیش از آلوده کردن

محل نمونه برداری	عمق	فسفر قابل استفاده	پتاسیم قابل استفاده	نیتروژن کل	کادمیم قابل استفاده	سرب قابل استفاده
	cm	mg/kg		%	µg/kg	
ایستگاه کرج	۰-۳۰	۳	۱۴۰	۰/۰۵	۱۱	۷۸
	شن	سیلت	رس	بافت خاک	هدایت الکتریکی اشباع dS/m	pH
	%					
	۵۳	۳۲	۱۵	Silty Loam	۰/۵۶	۷/۵

جدول۲ - میانگین مقادیر سرب و کادمیم قابل جذب خاک های آلوده شده

مقدار اضافه شده به خاک	کادمیم(mg/kg)	
	۳	۱۰
مقدار اندازه گیری شده در خاک(قابل استفاده)	۱/۳	۴/۲

مقدار کود مورد نیاز نیز بر اساس توصیه کودی به گلدان‌ها اضافه شد. سپس کشت کلزا (رقم اکاپی) انجام شد. به منظور اعمال تیمار گیاه‌پالایی شیمیایی، در زمان نزدیک به گلدهی، EDTA از منبع نمک سدیم به مقدار ۲/۷ میلی مول بر کیلوگرم خاک به عنوان اصلاح کننده شیمیایی افزوده شد. پس از برداشت، غلظت کادمیم در خاک و گیاه (کاه و کلش و دانه) اندازه‌گیری و داده‌های بدست آمده از آزمایش با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS تجزیه و تحلیل شد.

نتایج

بر اساس نتایج تجزیه واریانس(جدول ۳) اثر روش‌های گیاهپالایی، کادمیم و اثر متقابل آنها بر غلظت کادمیم محلول در خاک و کادمیم کاه و کلش در سطح یک درصد معنی‌دار بود. ولی اثر روش‌های گیاهپالایی، کادمیم بر غلظت کادمیم دانه به ترتیب در سطح پنج درصد و یک درصد معنی‌دار بود و اثر متقابل آنها نیز بر غلظت کادمیم دانه معنی‌دار نبود.

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس تأثیر روش گیاه‌پالایی و کادمیم اضافه شده به خاک بر کادمیم خاک و گیاه

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات		
		کادمیم خاک	کادمیم کاه و کلش	کادمیم دانه
روش گیاهپالایی	۱	۹,۵۹۳**	۲۲,۱۱۲**	۰,۰۵۲*
کادمیم	۲	۱۳۳,۳۴۸**	۲۱۰۴,۵۸۶**	۳,۶۷۵**
روش گیاهپالایی× کادمیم	۲	۳,۳۴۵**	۶۸,۶۲۰**	۰,۰۲۰ns
خطا	۳۶	۰,۰۱۱	۰,۳۳۱	۰,۰۰۸
CV		۴,۳۲۱	۵,۲۵۴	۲۱,۶۳۰

بر اساس نتایج جدول ۴ بین روش‌های گیاه پالایی اختلاف معنی‌داری وجود دارد و بیشترین غلظت کادمیم محلول در خاک و کاه و کلش مربوط به روش گیاه پالایی شیمیایی است. این امر نشان می‌دهد که روش گیاه پالایی شیمیایی توانسته است نسبت به روش گیاهپالایی طبیعی غلظت کادمیم را در محلول خاک افزایش داده و باعث افزایش جذب کادمیم بیشتری در کاه و کلش شود. Doumett و همکاران (۲۰۰۸) نیز مشاهده کردند که فراهمی زیستی کادمیم در خاک در آزمایشهای پاکسازی شده با EDTA، بسیار بالاتر از گروه شاهد بود. chen و Cutright (۲۰۰۲) نیز متوجه شدند که EDTA غلظت کادمیم شاخساره را در آفتابگردان افزایش داد.

همچنین نتایج نشان داد غلظت کادمیم دانه در روش گیاه پالایی طبیعی افزایش معنی‌داری نسبت به گیاهپالایی شیمیایی داشته است. این امر نشان می دهد که ممکن است که EDTA موجود در خاک در روش گیاهپالایی شیمیایی حلایت کادمیم خاک را افزایش داده باشد ولی این افزایش جذب تنها در کاه و کلش گیاه اندوزش شده باشد و در دانه گیاه، به میزان کمتری اندوزش شده باشد.

جدول ۴- میانگین کادمیم دانه و کاه و کلش در روش‌های مختلف گیاه‌پالایی

روش گیاهپالایی	میانگین کادمیم دانه	میانگین کادمیم کاه و کلش	میانگین کادمیم محلول خاک
روش طبیعی(R)	۰,۴۳۵ A	۱۰,۳۱۰ B	۱,۹۹۲ B
روش شیمیایی(E)	۰,۳۷۳ B	۱۱,۵۹۰ A	۲,۸۳۵ A

نتایج جدول ۵ نشان می‌دهد که با افزایش مقدار کادمیم اضافه شده به خاک میزان کادمیم محلول خاک، دانه و کاه و کلش بطور معنی‌داری افزایش یافته و کادمیم محلول خاک در روش گیاه‌پالایی شیمیایی بیشتر از روش گیاه‌پالایی طبیعی بوده بطوری که بیشترین مقدار کادمیم محلول خاک مربوط به تیمار ۱۰ mg/kg اضافه شده به خاک در روش گیاهپالایی شیمیایی می‌باشد. Doumett و همکاران در سال ۲۰۰۸ نیز به چنین نتیجه‌ای رسیدند. همچنین نتایج (جدول ۵) نشان می‌دهد که مقدار کادمیم کاه و کلش در روش گیاه پالایی شیمیایی در مقادیر ۳ mg/kg بیشتر از روش گیاه‌پالایی طبیعی بوده ولی در مقادیر ۱۰ mg/kg اضافه شده به خاک روش گیاه‌پالایی طبیعی افزایش بیشتری را داشته است. و نیز در روش گیاه‌پالایی طبیعی در مقادیر ۱۰ mg/kg ، میزان کادمیم دانه افزایش معنی‌داری نسبت به روش گیاه پالایی شیمیایی داشته ولی در مقادیر ۰ و ۳ mg/kg اختلاف معنی‌داری بین دو روش مشاهده نشد.

جدول ۵- اثر متقابل روش‌های گیاه پالایی وکادمیم اضافه شده به خاک بر کادمیم دانه و کاه و کلش

روش گیاه پالایی	کادمیم اضافه شده به خاک(mg/kg)	میانگین کادمیم کاه وکلش (mg/kg)	میانگین کادمیم دانه (mg/kg)	میانگین کادمیم محلول خاک (mg/kg)
E	۰	۰/۶۳۱^{E}	۰/۰۰۷^{D}	۰/۱۱۷^{E}
E	۳	۱۲/۹۷۷^{C}	۰/۲۸۱^{C}	۲/۰۹۵^{C}
E	۱۰	۲۱/۱۶۳^{B}	۰/۸۳۰^{B}	۶/۲۹۱^{A}
R	۰	۰/۴۷۱^{E}	۰/۰^{D}	۰/۰۴۷^{E}
R	۳	۷/۳۵۴^{D}	۰/۳۴۷^{C}	۱/۴۱۱^{D}
R	۱۰	۲۳/۱۰۶^{A}	۰/۹۵۷^{A}	۴/۵۱۸^{B}

نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد که روش شیمیایی قادر بوده که حلالیت کادمیم را در محلول خاک افزایش دهد، در نتیجه منجر به افزایش جذب کادمیم در گیاه شده است.

در خصوص مقدار مجاز کادمیم برای گیاه، با توجه به نتایج بدست آمده میزان کادمیم دانه کلزا کمتر از یک میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده که مشکلی از نظر سمیت برای گیاه نشان نمی‌دهد ولی آلودگی کادمیم در کاه و کلش کلزا (در تیمارهای آلوده) در حدود سمیت مشاهده شد (۲۳/۱ mg/kg– ۷/۳۵).

با وجود افزایش جذب کادمیم در کاه و کلش کلزا در روش شیمیایی، استفاده از گیاه کلزا برای گیاهپالایی در کوتاه مدت چندان قابل توصیه نمی‌باشند.

فهرست منابـــــــع:

Chen, H., Cutright, T.J., 2002. The interactive effects of chelator, fertilizer, and rhizobacteria for enhancing phytoremediation of heavy metal contaminated soil. Journal of Soils and Sediments 2, 203–210.

Chen, Y. X., Lin, Q., Luo, Y. M., He, Y. F., Zhen, S. J., Yu, Y. L., Tiam, G. M and Wong, M. H. 2003.The role of citric acid on the phytoremediation of heavy metal contaminated soil. Chemosphere, 50: 807-811.

Doumett, S., Lamperi. L., checchini, L., Azzarello.E., Mugnai, S., Mancuso, S., Petruzzelli, G and Bubba, M. D. 2008. Heavy metal distribution between contaminated soil and paulownia tomentosa,in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. Chemosphere, 72: 1481-1490.

Lin, J. and M. Schorr. 1997. A challenge for the phosphate industry: Cd removal. Phosphorus and Potassium. No. 208:27-31.

Marchiol, L., Assolari, S., Sacco, P and Zerbi, G .2004. Phytoextraction of heavy metals by canola (Brassica napus) and radish (Raphanus sativus) grown on multicontaminated soil. Environmental pollution, 132: 21-27.

Meers, E., Ruttens, A., Hopgood, M., Lesage, E., Tack, F.M.G., 2005c. Potential of Brassica rapa, Cannabis sativa, Helianthus annuus and Zea mays for phytoextraction of heavy metals from calcareous dredged sediment derived soils. Chemosphere 61, 561–572.

Wenger, K., Tandy, S., Nowack, B., 2005. Effects of chelating agents on trace metal speciation and uptake. In: Nowack, B., VanBriesen, J. (Eds.), Biogeochemistry of Chelating Agents, ACS Symposium Series, vol. 910, pp. 204–224.

Wu, L.H., Luo, Y.M., Xing, X.R., Christie, P., 2004. EDTA-enhance

اثر کادمیم و کمپوست زباله شهری بر شاخص‌های رشد اسفناج

سمیه شاهنظری[1]، نجفعلی کریمیان[2]، ساناز زارع[3]، و رضوان رضایی‌نژاد[4]
۱، ۳، و ۴ دانش‌آموخته و ۱- استاد بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه:

فلزات سنگین عاملی عمده در ایجاد آلودگی سطوح وسیعی از خاک در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه می‌باشند. حضور فلزات سنگینی مثل کادمیم در منابع خاک و آب، مشکلات جدی برای تمامی موجودات ایجاد می کند. در واقع این فلزات سموم تجمعی محسوب می‌شوند (الن و همکاران، ۱۹۹۰). تجمع فلزات سنگین در چرخه غذایی به خصوص برای سلامتی انسان بسیار خطرناک می‌باشد که ممکن است از طریق تنفس گرد و غبار، خوردن مستقیم خاک و مصرف گیاهان رشد یافته بر خاک‌های آلوده فلزی وارد بدن شوند (کمبرا و همکاران، ۱۹۹۹). در بسیاری از کشورها، جذب فلزات سنگین به وسیله بشر از طریق غذا گزارش شده است به همین خاطر مردم و نهادهای حکومتی به ویژه در کشورهای توسعه‌یافته توجه زیادی را به این مسئله معطوف داشته‌اند (اسلام و همکاران، ۲۰۰۷). کادمیم از مهم‌ترین فلزات سنگین در ارتباط با آلودگی زنجیره غذایی محسوب می‌شود که عنصری سمی، غیر ضروری و غیر مفید می‌باشد، این عنصر هم‌چنین به علت سمیت بالا، حلالیت زیاد در آب و تحرک زیاد در خاک به عنوان آلاینده‌ای بسیار مهم شناخته شده است (پینتو و همکاران، ۲۰۰۴). با وجود اینکه کادمیم عنصری غیر ضروری برای گیاهان می‌باشد هنگامی که در محیط رشد گیاه در سطوح بالا حضور داشته باشد به آسانی به وسیله ریشه جذب می‌شود (اُزترک و همکاران، ۲۰۰۳). گیاهان قادرند مقادیر نسبتاً بالایی از کادمیم را بدون کاهش عملکرد یا ایجاد سمیت جذب نمایند. از این طریق کادمیم وارد چرخه غذایی می‌شود (لی و همکاران، ۲۰۰۶). علت توجه خاص به کادمیم، تجمع آن در گیاه در غلظت‌های بالا می‌باشد که برای خود گیاه غیر سمی بوده اما برای مصرف‌کننده‌ی انسانی و حیوانی ایجاد سمیت می‌کند (پرینس و همکاران، ۲۰۰۲). این عنصر با عناصر پرمصرف نظیر فسفر، کلسیم و منیزیم و عناصر کم‌مصرف مثل آهن، منگنز، مس و روی جهت انتقال از طریق پروتئین‌های ناقل موجود در غشا رقابت می‌کنند (شارما و آگراوال، ۲۰۰۶) در نتیجه تحقیق حاضر با هدف بررسی اثر کادمیم وکمپوست زباله شهری بر عملکرد و برخی شاخص‌های رشد اسفناج در یک خاک آهکی اجرا شد.

مـواد و روش‌ها

جهت انجام این تحقیق، به مقدار کافی خاک سری چیتگر[1] از منطقه سروستان استان فارس، از عمق صفر تا سی سانتی‌متری برداشت شد. این خاک دارای ۴۵ درصد آهک و بافت لومی است. کمپوست زباله شهری مورد استفاده از کارخانه کمپوست‌سازی اصفهان تهیه شد. برخی از ویژگی‌های اندازه‌گیری شده خاک و کمپوست در جدول ۱نشان داده شده است. آزمایش در شرایط گلخانه‌ای به صورت طرح کاملاً تصادفی با چهار سطح کادمیم (۰، ۵، ۱۵ و۳۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) از منبع نیترات کادمیم، سه سطح کمپوست زباله شهری (۰، ۱ و ۲ درصد وزنی)، دو سطح آهن (۰و ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) به صورت سکسترین آهن، و در سه تکرار بر روی گیاه اسفناج[2] رقم *Viroflay* انجام شد. در این تحقیق با توجه به سطح آزمون خاک، کودهای مورد نیاز به طور یکنواخت به تمام گلدان‌ها افزوده شدند. نیتروژن به صورت اوره -با در نظر گرفتن مقدار نیتروژن تیمارهای

[1] Fine loamy, carbonatic, thermic, Typic Calcixerepts
[2] *Spinacia oleracea*

نیترات کادمیم- در دو نوبت افزوده شد. هشت هفته بعد از زمان کاشت، شاخساره گیاهان برداشت شد و از هر گلدان تعداد سه برگ به طوری که نماینده کل برگ‌های گیاهان یک گلدان باشند انتخاب و سطح برگ توسط دستگاه leaf area meter اندازه‌گیری شد. در نهایت جهت به دست آوردن وزن خشک نمونه‌های گیاهی در آون در دمای ۶۵ درجه سلسیوس، تا رسیدن به وزن ثابت، خشک شدند. داده‌های حاصل با نرم افزارهای EXCEL، SPSS وMSTATC با استفاده از آزمون دانکن در سطح ۵ درصد معنی‌داری مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفتند.

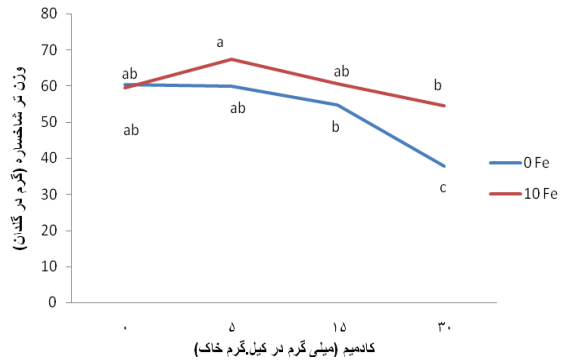
جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و کمپوست

ویژگی	pH	EC	C:N	P	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb
واحد		ds/m		mg/kg						
خاک*	۷/۸	۰/۶	۱۱	۳/۸۱	۶/۴۹	۴/۳۰	۰/۷۱	۱/۵۰	۰/۰۷	ناچیز
کمپوست**	۷/۳	۶/۱	۱۲/۵	۳۶۰۰	۱۱۳۷	۱۷۱	۷۱۶	۱۶/۲	۵/۶	۱۰۷

*محتوای عناصر قابل استفاده برای گیاه **محتوای کل عناصر بر حسب وزن خشک

نتایج و بحث:

نتایج تجزیه واریانس داده‌های حاصل از آزمایش نشان داد که وزن تر شاخساره یا عملکرد تر از آهن، کادمیم و برهم‌کنش این دو (شکل ۱) اثر پذیرفته است. اثر اصلی تیمار آهن باعث افزایش معنی‌دار ۱۳/۸ درصدی در عملکرد تر شده است. آلودگی خاک به کادمیم در سطح کم باعث افزایش عملکرد تر شده است که با افزایش میزان آلودگی اثر منفی کادمیم بروز نموده است به طوری که در بالاترین سطح کادمیم، عملکرد تر تقریبا ۲۲ درصد نسبت به تیمار بدون کادمیم، کاهش معنی‌دار مشاهده شده است. در بررسی برهم‌کنش آهن و کادمیم مشخص است کاربرد آهن باعث کاهش اثر منفی کادمیم بر رشد و در نتیجه بر عملکرد تر شده است به طوری که در بالاترین سطح کادمیم کاربرد آهن باعث افزایش معنی‌دار عملکرد از ۳۷/۸ به ۵۴/۴ گرم در گلدان شده است که نشان‌دهنده این است که آهن باعث کاهش اثر سمی کادمیم شده است. آنچه قابل ذکر است این‌که نتایج اثر تیمارها بر عملکرد خشک نیز مشابه عملکرد تر بوده است (شکل ۲).

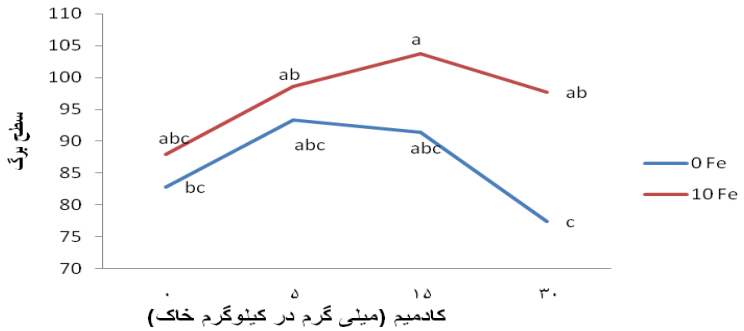


شکل ۱- برهم‌کنش آهن و کادمیم بر وزن تر شاخساره



شکل ۲- برهم‌کنش آهن و کادمیم بر وزن خشک شاخساره

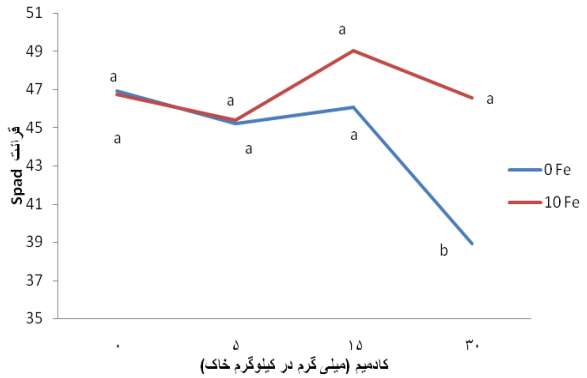
نتایج اثر آهن، کمپوست و کادمیم بر سطح برگ در جدول ۲ نشان داده شده است. کاربرد آهن به طور معنی‌داری سطح برگ را از ۸۶/۲ به ۹۷/۰ افزایش داده است که بیانگر اثر مثبت آهن بر رشد گیاه و به طور مستقیم اثر آهن بر فعالیت فتوسنتزی است که منجر به افزایش رشد و سطح فتوسنتزکننده شده است. همان طور که در شکل ۳ مشاهده می‌شود میانگین سطح برگ در خاک‌های آلوده به کادمیم نسبت به تیمار شاهد بیشتر شده است که حاصل برهم‌کنش آهن با کادمیم است به طوری که با افزایش سطح کادمیم، میزان اثر آهن بیشتر شده است (به ترتیب ۵/۷، ۱۳/۴ و ۲۶/۲ درصد در تیمار ۵، ۱۵ و ۳۰ میلی‌گرم کادمیم در کیلوگرم خاک) که بیانگر نقش خنثی‌کننده آهن بر آثار مخرب کادمیم بر گیاه است. البته نبایستی این حقیقت را از نظر دور داشت که در سطوح کم، کادمیم باعث افزایش عملکرد می‌شود و با افزایش سطح کادمیم اثر سمی آن بروز می‌کند و منجر به کاهش سطح برگ می‌شود همان طور که در تحقیق حاضر نیز کمترین سطح برگ در بالاترین سطح کادمیم و در عدم حضور آهن به دست آمده است.



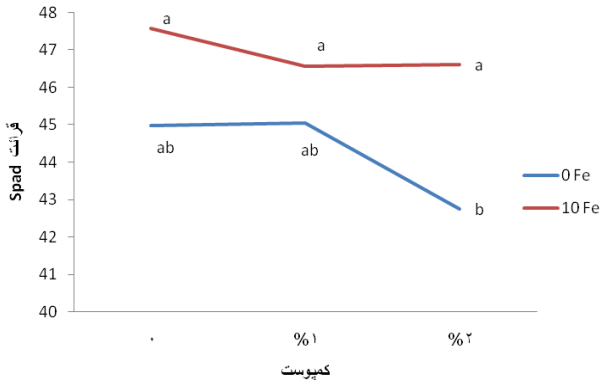
شکل ۳- برهم‌کنش آهن و کادمیم بر سطح برگ

قرائت با دستگاه Spad، در واقع میزان رنگ سبز سطح برگ را اندازه می‌گیرد. نتایج تجزیه آماری نشان داد که این شاخص تحت تاثیر آهن، کادمیم و برهم‌کنش این دو عامل قرار گرفته است (شکل ۴). با کاربرد آهن، قرائت یا به عبارت دیگر میزان سبزی برگ به طور معنی‌داری افزایش یافته است. نکته قابل توجه این‌که در سطح بالای کمپوست حضور آهن باعث افزایش معنی‌دار در قرائت Spad شده است (شکل ۵). این اثر مثبت و معنی‌دار آهن مصرفی در بالاترین سطح کادمیم نیز مشاهده شده است.

تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که تعداد برگ به طور معنی‌داری تحت تاثیر آهن و کادمیم قرار گرفته است. همان طور که از شکل ۶ مشخص است با کاربرد آهن، تعداد برگ به طور معنی‌داری افزایش یافت در حالی که در تیمار کادمیم و با افزایش سطح آن، طی روند منظمی، تعداد برگ به طور معنی‌داری کاهش یافته است. در بررسی برهم‌کنش آهن با کادمیم مشاهده می‌شود که بیشترین اثر آهن بر کاهش اثر کادمیم بر تعداد برگ (به میزان ۲۳ درصد باعث افزایش تعداد برگ شده است) در بیشترین سطح کادمیم بوده است در تیمار ۵ میلی‌گرم کادمیم نیز اثر آهن بر کاهش اثر منفی کادمیم از نظر آماری معنی‌دار بوده است.



شکل ۴- برهم‌کنش آهن و کادمیم بر قرائت Spad



شکل ۴- برهم‌کنش آهن و کمپوست بر قرائت Spad



شکل ۶- برهم‌کنش آهن و کادمیم بر تعداد برگ در بوته

منابع

Cambra, K, Martinez T, Urzelai A and Alonso E, 1999. Risk analysis of a farm area near a lead- and cadmium- contaminated industrial site. J. Soil Contam., 8(5):527-540.

Ellen G, Van Loon JW and Tolsma K, 1990. Heavy metals in vegetables grown in the Netherlands and in domestic and imported fruits. Z. Lebensm. Unters. Forsch., 190(1):34-39.

Islam EU, Yang X, He Z and Mahmood Q, 2007. Assessing potential dietary toxicity of heavy metals in selected vegetables and food crops. J. Zhejiang University Sci. B. 8(1):1-13.

Li S, Liu R, Wang M, Wang X, Shan H and Wang H, 2006. Phytoavailability of cadmium to cherry–red radish in soils applied composted chicken or pig manure. Geoderma, 136:260-271.

Ozturk L, Eker S and Ozkutlu F, 2003. Effect of cadmium on growth and concentrations of cadmium, ascorbic acid and sulphydryl groups in durum wheat cultivars. Turk. J. Agric. For. 27:161-168.

Pinto AP, Mota AM, de Varennes A and Pinto FC, 2004. Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants. Sci. Total Environ. 326:239–247.

Prince WSPM, Senthil Kumar P, Doberschutz KD and Subburam V, 2002. Cadmium toxicity in mulberry plants with special reference to the nutritional quality of leaves. J. Plant Nutr. 25:689–700.

بررسی کارآیی سه گیاه شورپسند در پالایش‌سبز خاک‌های آلوده به کادمیم

رقیه حمزه نژاد تقلیدآباد، حبیب خداوردی لو، سالار رضاپور، شهرام منافی، آرزو تقی پور

۱- دانشجوی دکتری دانشگاه ارومیه

۲- عضو هیئت علمی دانشگاه ارومیه

۳- دانش آموخته کارشناسی ارشد داشگاه آزاد اسلامی واحد تهران

مقدمه

فلزات سنگین از جمله کادمیم و سرب به دلیل توزیع گسترده ناشی از فعالیت‌های بشر مانند کان‌کنی، تولید انرژی و فعالیت‌های کشاورزی نگرانی جدی به شمار می‌روند. کادمیم عملکرد بیولوژیکی حیاتی ندارند و حتی در غلظت‌های کم برای موجودات زنده بسیار سمی هستند (Ghallab و Usman، ۲۰۰۷).

به منظور پاکسازی خاک‌های آلوده به این مواد، روش‌های بسیاری مورد استفاده قرار گرفته است. اما در این میان رهیافت‌های زیست محیطی و همگام با طبیعت، توسعه و کاربرد زیادی در سطح تجاری یافته‌اند. پالایش-سبز از جمله‌ی این رهیافت‌های اکولوژیک است (Khodaverdiloo و Homaee، ۲۰۰۸).

پالایش‌سبز روشی نوین است که از گیاهان برای زدودن آلودگی‌ها از خاک بهره می‌برد. پالایش‌سبزخاک‌های آلوده به فلزات سنگین، از طریق کشت گیاهانی که توانایی بالایی در انباشت یون‌های مورد نظر در شاخساره-های خود دارند، امکان‌پذیر است (Salt و همکاران، ۱۹۹۸).

هدف از این مطالعه بررسی کارایی سه گیاه آتریپلکس [*Atriplex verucifera*]، سالیکورنیا [*Salicornia europaea*]، سلمه‌تره [*Chenopodium album*] در پالایش‌سبز خاک‌های آلوده به کادمیم در دو خاک با ویژگی‌های متفاوت بود.

مواد و روش‌ها

دو نمونه خاک سطحی (۳۰-۰ سانتیمتری) از استان آذربایجان‌غربی نمونه‌برداری شد. توزیع اندازه ذرات خاک با روش هیدرومتری (Gee و Bauder، ۱۹۸۶)، کربنات کلسیم معادل با روش تیتراسیون (Nelson و Sommers ، ۱۹۸۲)، pH خاک در عصاره اشباع توسط pH متر (McLean، ۱۹۸۲)، ظرفیت تبادلی کاتیونی (CEC) با روش باور (Rhoados، ۱۹۸۲)، کربن آلی با روش والکی و بلک (Nelson و Sommers، ۱۹۸۲) و درصد سدیم قابل تبادل (ESP) با روش استات آمونیم یک نرمال در pH=7 (Lavkulich، ۱۹۸۱) تعیین گردید. در این مطالعه از گیاهان آتریپلکس [*Atriplex verucifera*]، سالیکورنیا [*Salicornia europaea*]، سلمه‌تره [*Chenopodium album*] که مقاوم به شرایط سدیمی و شوری می‌باشند، استفاده شد. خاک‌ها با افزودن مقادیر مناسب نمک نیترات کادمیم $Cd(NO_3)_2.H_2O$ به غلظت‌های ۱۰، ۳۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیم در کیلوگرم خاک آلوده شدند. سپس خاک‌ها در سه تکرار در گلدان‌های ۵ کیلویی ریخته شد. بذر سالیکورنیا، آتریپلکس و سلمه‌تره در گلدان-های مورد نظر کشت گردید. غلظت کادمیم در گیاه با روش اکسیداسیونِ تر و غلظت کل کادمیم در خاک به روش اکسیداسیون با اسید نیتریک ۴ مولار و اندازه‌گیری با دستگاه جذب اتمی بدست آمد (Brooks، ۱۹۹۹).

شاخص عملکرد نسبی به شکل زیر محاسبه شد:

$$RY= Y_c/Y_o \times 100 \quad [۱]$$

که Y_c عملکرد ماده خشک گیاه در سطح آلودگی c و Y_o عملکرد ماده خشک گیاه در تیمار شاهد در هر خاک است.

برای ارزیابی توانایی گیاهان در پالایش سطوح مختلف آلودگی کادمیمی و تأثیر شوری و سدیم خاک بر این توانایی، در هر سطح آلودگی خاک به کادمیم ضریب تغلیظ زیستی تعیین شد:

$$BCF = \text{(غلظت فلز در گیاه)} / \text{(غلظت فلز در خاک)} \quad [۲]$$

که BCF ضریب تغلیظ زیستی می‌باشد. هرچه این ضریب بیشتر از یک باشد، به معنای تجمع بیشتر آلودگی خاک توسط گیاه است.

داده‌های حاصل با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS مورد تجزیه قرار گرفت و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون SNK در سطح احتمال پنج درصد صورت گرفت.

نتایج و بحث

جدول (۱) رده‌بندی خاک‌ها و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد. با توجه به جدول (۱) این دو خاک از نظر درصد سدیم تبادلی و شوری کاملاً با هم متفاوتند. به طوریکه خاک $S_۱$، خاکی شور- سدیمی است، در حالیکه خاک $S_۲$ غیر شور و غیر سدیمی می‌باشد. همچنین مواد آلی، CEC و pHدر خاک $S_۲$ بیشتر از خاک $S_۱$ است، حال آنکه خاک $S_۱$ کربنات کلسیم معادل بیشتری دارد.

جدول۱- رده‌بندی و برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

شماره خاک	رده‌بندی‌خاک	EC(dSm^{-1})	CEC($cmol_c kg^{-1}$)	OM(%)	CCE(%)	Clay(%)	Sand(%)	Silt(%)	pH	ESP(%)
$S_۱$	Typic haplaquepts	۱۸,۱	۲۰,۸	۱,۸۶	۳۷/۰	۳۲,۵	۳۷,۶	۲۹,۹	۷,۶	۴۲/۹
$S_۲$	Typic endoaquepts	۲,۵	۲۲,۱	۲,۶۹	۳۰,۵	۲۷,۴	۳۲,۳	۴۰,۳	۸,۱	۳/۰

EC: هدایت‌الکتریکی؛ CEC: ظرفیت‌تبادل‌کاتیونی؛ OM: موادآلی؛ CCE: کربنات‌کلسیم‌معادل و ESP: درصدسدیم‌قابل‌تبادل.

جدول (۲) تاثیر همزمان کادمیم و شوری و سدیمی خاک بر شاخص ادغام‌یافته عملکرد نسبی گیاهان مورد مطالعه در این پژوهش را نشان می‌دهد. تولید ماده خشک آتریپلکس در خاک شور- سدیمی با سطوح غلظت صفر تا ۱۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک ۲/۳ تا ۶ برابر بیشتر از ماده خشک تولیدی در خاک غیر شور- سدیمی در همان غلظت‌ها بود. هر چند عملکرد نسبی آتریپلکس به ۰/۱۵ درصد در غلظت ۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت. همچنین تولید ماده خشک سالیکورنیا در تیمار شاهد خاک $S_۱$ (بدون آلودگی کادمیمی)، ۳/۴ برابر بیشتر از تیمار شاهد در خاک $S_۲$ بود. دلیل این امر را می‌توان به شورپسند بودن این گیاه و بردباری بالای سالیکورنیا به شوری نسبت داد. در حالیکه در آلودگی‌های کادمیمی بالاتر از ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم تفاوت معنی‌داری ($p<۰/۰۵$) در تولید ماده خشک سالیکورنیا در تیمارهای مشابه در بین دو خاک مشاهده نشد. در سطوح آلودگی صفر و ۱۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک، ماده خشک سلمه‌تره در

خاک S_2، ۶ برابر بیشتر از خاک S_1 بود. برای سلمه‌تره در غلظت ۳۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک، رشد ضعیف بود و گیاه چند روز پس از جوانه‌زنی در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در هر دو خاک از بین رفت. به طور کلی بردباری سالیکورنیا و آتریپلکس به کادمیم در خاک S_1 بیشتر از سلمه‌تره بود. در این پژوهش سالیکورنیا، نسبت به سایر گیاهان مورد مطالعه، به عنوان بردبارترین گیاه نسبت به شوری شناخته شد.

جدول ۲- شاخص ادغام‌یافته عملکرد نسبی $^{\$}(Y_c/Y_o)$ گیاهان آتریپلکس، سالیکورنیا و سلمه‌تره در سطوح مختلف آلودگی کادمیمی در دو خاک شور- سدیمی (S_1) و خاک غیرشور- سدیمی (S_2)

کادمیم افزوده شده به خاک ($mg\ kg^{-1}$)	عملکرد نسبی گیاهان (%) $^{\$}$					
	آتریپلکس		سالیکورنیا		سلمه‌تره	
	خاک S_1	خاک S_2	خاک S_1	خاک S_2	خاک S_1	خاک S_2
۰	۲/۲۶	۱	۳/۳۶	۱	۰/۱۶	۱
۱۰	۰/۸۹	۰/۱۵	۰/۶۰	۰/۵۴	۰/۰۵	۰/۲۳
۳۰	۰/۱۵	۰/۱۵	۰/۵۷	۰/۴۳	۰/۰۴	۰/۰۱
۱۰۰	n.g. #	n.g.	۰/۳۲	۰/۳۸	n.g.	n.g.

$^{\$}$: نسبت درصد عملکرد ماده خشک گیاه در هر تیمار (Y_c) به ماده خشک تیمار شاهد در خاک S_2 (Y_o).

#عدم رشد گیاه بدلیل سمیت کادمیم.

جدول (۳) مقادیر میانگین ضریب تغلیظزیستی (BCF) را برای گیاهان آتریپلکس، سالیکورنیا و سلمه‌تره در سطوح مختلف آلودگی کادمیمی در دو خاک S_1 و S_2 نشان می‌دهد. برای آتریپلکس، مقادیر BCF در غلظت-های ۱۰ و ۳۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک، به ترتیب ۰/۰۴ و ۰/۶۰ برای خاک S_1 و ۳/۴۴ و ۱/۴۷ برای خاک S_2 بود. برای همه غلظت‌های کادمیم، مقادیر BCF در آتریپلکس در خاک S_1 تقریباً یکسان بود در حالیکه در خاک S_2 از ۰/۳ تا ۰/۷ متغیّر بود. برای سلمه تره، مقادیر BCF در غلظت‌های ۱۰ و ۳۰ میلی‌گرم کادمیم بر کیلوگرم خاک، به ترتیب ۱/۶۴ و ۱/۰۴ برای خاک S_1 و ۰/۷۷ و ۱/۸۹ برای خاک S_2 بود. آتریپلکس تمایل بیشتری برای اندوزش کادمیم در خاک شور- سدیمی نشان داد. با توجه به نتایج جدول (۳) اختلاف معنی‌داری بین سه گیاه در در هر دو خاک وجود داشت به طوری که سلمه‌تره بیشترین و آتریپلکس کمترین مقدار BCF را در خاک S_1 و آتریپلکس بیشترین و سالیکورنیا کمترین مقدار BCF را در خاک S_2 داشتند. در حالیکه آتریپلکس با مقادیر BCF ۳/۵-۱/۵ و سلمه‌تره با مقادیر BCF ۲-۰/۸ در شرایط غیرشور- سدیمی و سالیکورنیا با BCF حدود یک در خاک شور- سدیمی می‌توانست به عنوان بیش‌اندوز کادمیم باشد. بر پایه مطالعات Ghallab و Usman (۲۰۰۷) تحرّک کادمیم در خاک‌های متاثر از نمک با افزایش شوری افزایش می‌یابد که دلیل این امر تشکیل کمپلکس کادمیم با کلر و افزایش تحرّک‌پذیری و حلالیت کادمیم می‌باشد. در مورد آتریپلکس و سلمه‌تره مقادیر BCF (۱/۵ تا ۳/۵ و ۰/۸ تا ۲) در خاک غیرشور- سدیمی با افزایش شوری افزایش یافت که دلیل این امر تشکیل کمپلکس کادمیم با کلر و افزایش تحرّک‌پذیری کادمیم می‌باشد. همچنین در گیاه سالیکورنیا مقادیر BCF در خاک شور- سدیمی با افزایش غلظت کادمیم تغییر محسوسی نداشت (۳) که بیانگر توانایی سالیکورنیا در اندوزش کادمیم است. آتریپلکس پتانسیل چشمگیری برای اندوزش

کادمیم در خاک غیرشور- سدیمی نشان داد. این نتایج نشان داد که این گیاهان می‌توانند برای پالایش خاک-های آلوده به کادمیم استفاده شوند.

جدول ۳- مقادیر میانگین ± انحراف معیار ضریب تغلیظ‌زیستی(BCF) کادمیم خاک توسط گیاهان آتریپلکس، سالیکورنیا و سلمه‌تره در دو خاک شور- سدیمی (S_1) و خاک غیرشور- سدیمی (S_2)

کادمیم افزوده شده به خاک ($mg\ kg^{-1}$)	$^{\$}$ (-)BCF					
	آتریپلکس		سالیکورنیا		سلمه‌تره	
	خاک S_1	خاک S_2	خاک S_1	خاک S_2	خاک S_1	خاک S_2
۱۰	۰/۰۴ ± ۰/۰۱ [a]	۳/۴۴ ± ۱/۰۷ [a]	۰/۸۸ ± ۰/۱۲ [a]	۰/۶۹ ± ۰/۰۱ [a]	۱/۶۴ ± ۰/۰۴ [a]	۰/ ۷۷ ± ۰/۰۲ [a]
۳۰	۰/۶۰ ± ۰/۰۴ [a]	۱/۴۷ ± ۰/۱۹ [b]	۰/۹۶ ± ۰/۲۶ [a]	۰/۲۷ ± ۰/۰۷ [b]	۱/۰۴ ± ۰/۰۱ [a]	۱/۸۹ ± ۰/۰۶ [b]
۱۰۰	n.g. [#]	n.g.	۱/۰۱ ± ۰/۰۴ [a]	۰/۵۳ ± ۰/۰۱ [c]	n.g.	n.g.

$: نسبت کادمیم کل در ماده خشک گیاه (C_p) در هر تیمار (Y_c) به غلظت کل کادمیم در خاک (C_s)

#:عدم رشد گیاه بدلیل سمیت کادمیم.

*در هر ستون، اعداد با حروف متفاوت تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال پنج درصد دارند.

منابع

Alkorta I and Garbisu C, 2001. Phytoremediation of organic contaminants. Bioresource Technology 79: 273–276.

Brooks RR, 1999. Phytochemistry of hyperaccumulators. In: Plants that hyperaccumulate heavy metals. University Press, Cambridge Pp: 261-289.

Gee GW and Bauder JW, 1986. Particle-size analysis. In: Klute A (ed.) Methods of soil analysis, part 1. SSSA Pp: 383-411.

Ghallab A and Usman ARA, 2007. Effect of Sodium Chloride-induced Salinity on Phyto-availability and Speciation of Cd in Soil Solution. Water Air Soil Pollution 185: 43–51.

Khodaverdiloo H and Homaee M, 2008. Modeling of cadmium and lead phytoextraction from contaminated soils. Polish Journal of Soil Science 41: 149-162.

Lavkulich LM, 1981. Methods Manual, Pedology Laboratory. Department of Soil Science, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia, Canada.

McLean EO, 1982. Methods of soil analysis. Part2. Chemical and microbiological properties. Madison, Wisconsin USA Pp: 199-224.

Nelson RE, and Sommers, L. E. 1982. Total carbon. Organic carbon and organic matter, Methods of soil analysis. Part2. ASA and SSSA, Madison, WI. Pp: 539-579.

Rhoados JD, 1982. Cation exchange capacity. Methods of soil analysis. Part2. ASA and SSSA, Madison, WI. Pp: 149-158.

بررسی نقش کلات‌کنندگی هومیک اسید در خروج سرب از یک خاک آلوده تحت تاثیر جریان الکتریکی

مهدی باهمت[1]، محسن فرحبخش[2]، مهران کیانی راد[3]

[1] دانشجوی دکتری، گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران

[2] استادیار گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران

[3] استادیار پژوهشی سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی ایران، تهران

آدرس الکترونیکی مکاتبه کننده (مهدی باهمت): MBahemmat@ut.ac.ir

مقدمه

امروزه آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین یک مشکل زیست محیطی جدی در جهان به شمار می‌آید. سرب یکی از فراوان‌ترین عناصر در بین فلزات سنگین با میانگین مقدار ۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (Bradl, 2005). این فلز می‌تواند از دامنه‌ی وسیعی از فعالیت‌های انسانی شامل معدن‌کاری، سوخت اتومبیل‌ها و محل تجمع زباله‌های صنعتی ناشی شود. زمین‌های کشاورزی نزدیک به این منابع آلودگی به طور جدی در خطر آلوده شدن به این گونه فلزات می‌باشند (Reddy and Cameselle, 2009).

در طی دهه‌های گذشته، روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مختلفی برای اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین بخصوص سرب، آلودگی‌های آلی و رادیواکتیو و همچنین مخلوطی از آنها بکار برده شده است (Reddy and Cameselle, 2009). در سال‌های اخیر، پژوهش‌های آزمایشگاهی و میدانی نشان داده است که روش اصلاح الکتروسینتیک کارایی مناسبی برای اصلاح خاک‌های آلوده دارد. در این روش یک میدان الکتریکی جریان مستقیم (DC) در محیط آلوده (خاک) اعمال می‌شود و آلاینده‌ها توسط سه مکانیسم اصلی مهاجرت یونی، الکترواسمز و الکتروفورز در محیط آلوده به سمت الکترودها حرکت می‌کنند. یکی دیگر از فرآیندهای مهمی که طی اصلاح الکتروسینتیکی در خاک اتفاق می‌افتد الکترولیز آب است که باعث تولید گاز اکسیژن و یون هیدروژن (H^+) در اثر اکسایش در آند و تولید گاز هیدروژن و یون هیدروکسیل (OH^-) در اثر کاهش در کاتد می‌شود. در نتیجه pH خاک‌های نزدیک به آند کاهش و pH خاک‌های نزدیک به کاتد افزایش می‌یابد. طی فرآیند مهاجرت یونی، آنیون‌ها به سمت آند و کاتیون‌ها به سمت کاتد مهاجرت می‌کنند. یکی از عوامل عمده کاهش کارایی در این روش رسوب کاتیون‌های فلزی است که توسط فرآیند مهاجرت یونی به سمت کاتد حرکت می‌کنند که این رسوب ناشی از pH بالا (گاها بیش از ۱۱) در نزدیکی الکترود کاتد است (Probstein and Hicks, 1993). روش‌های مختلفی برای افزایش کارایی روش اصلاحی الکتروسینتیک پیشنهاد شده است که می‌توان به کاربرد اسید برای کنترل pH در کاتولیت و کاربرد عوامل کمپلکس کننده مختلف (مانند EDTA) اشاره کرد که در تحقیقات متعددی نتایج مثبت آن نشان داده شده است اما استفاده از عوامل کلات کننده مصنوعی می‌تواند اثرات ثانویه منفی در خاک ایجاد کند (Giannis et al., 2007).

مواد هومیکی در طبیعت به وفور یافت می‌شوند و اندازه کلوئیدی آن و واکنش‌پذیری شیمیایی زیاد، آن‌ها را برای کنترل تحرک و زیست فراهمی عناصر کم مصرف، فلزات و آلاینده‌ها مهم می‌سازد. هومیک اسید بخشی از مواد هومیکی است که بجز در pHهای کمتر از ۲ در سایر pHها محلول است. هومیک اسید در تشکیل کمپلکس پایدار با فلزات سنگین (Benedetti et al., 1996) و تاثیر بر توزیع بین فازی آلاینده‌ها اهمیت بسزایی دارد.

مطالعات خیلی کمی تاثیر مواد هومیکی در ارتقای روش اصلاحی الکتروسینتیک را بررسی کرده‌اند که آن هم در خاک‌های آلوده شده بصورت مصنوعی بوده است. تحقیقات مختلف خروج سرب از خاک در اثر فرآیند الکتروسینتیک را نشان داده است (Amrate et al., 2005; Madani Hossini et al., 2011). کیم و همکاران (۲۰۰۲) با استفاده از اسید سیتریک و EDTA بیش از ۹۰ درصد سرب را از خاک خارج کردند ولی تا جایی که ما می‌دانیم، تاکنون اثر هومیک اسید در فرایند الکتروسینتیک برای خروج سرب از خاک آلوده گزارش نشده است. در این پژوهش از اسید نیتریک ۰/۱ نرمال برای کنترل pH کاتولیت و هومیک اسید به عنوان عامل کمپلکس کننده سرب، به منظور ارتقای کارایی روش اصلاحی الکتروسینتیک استفاده شده است.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری خاک (۳۰-۰ سانتیمتر) از اطراف معدن سرب روی لکان انجام شد. در آزمایشگاه نمونه‌ها مخلوط و کاملا همگن شده و از خاک عبور داده شده از الک ۲ mm برای آزمایش الکتروسینتیک استفاده شد. سپس برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک اندازه‌گیری شد (Sparks, 1996) که در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- خصوصیات خاک مورد استفاده در این پژوهش

ویژگی خاک	واحد	مقدار
شن	٪	۵۶
سیلت	٪	۲۲
رس	٪	۲۲
pH	-	۸/۲
قابلیت هدایت الکتریکی	dS/m	۱/۵
کربن آلی	٪	۰/۸
رطوبت اشباع	٪	۳۸
مقدار کربنات	٪	۱۲
غلظت سرب	mg/kg	۲۵۰۰

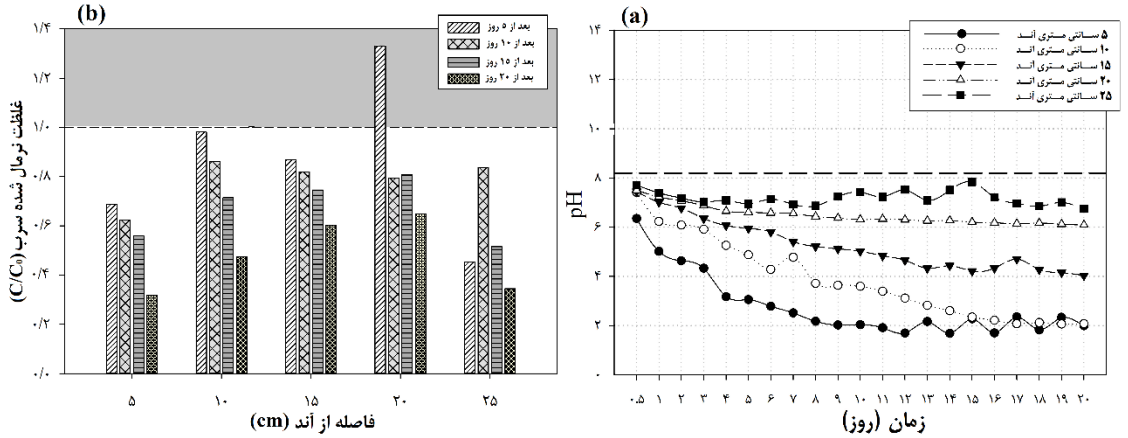
آزمایش الکتروسینتیک در یک سلول پلکسی‌گلس به ابعاد ۱۰×۲۰×۳۰ سانتی‌متری انجام گرفت. دو محفظه الکترود به حجم ۱۰۰۰ میلی‌لیتر نیز در انتهای ستون خاک قرار داشت. الکترودها از جنس گرافیت و به ابعاد ۱×۵×۱۰ سانتیمتر بود. پنج کیلوگرم خاک به مدت ۴۸ ساعت توسط محلول هومیک اسید با غلظت ۱۵ گرم در لیتر (۱/۹ لیتر) در حالت اشباع به تعادل رسید و سپس به سلول الکتروسینتیک منتقل شد. هومیک اسید مورد استفاده در این تحقیق به روش انجمن بین‌المللی مواد هومیکی (IHSS) از پیت استخراج شد (Janos, 2003). سپس ولتاژ ۶۰ ولت به مدت ۲۰ روز اعمال گردید. کاتولیت از اسید نیتریک ۰/۱ نرمال و آنولیت از آب مقطر به حجم یک لیتر پر شد. مقدار pH بصورت مستقیم و با فرو کردن الکترود pHمتر (Metrohm 744) در فواصل ۵ سانتیمتری آند قرائت شد. بعد از نمونه‌برداری از سلول الکتروسینتیک در فواصل زمانی ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ روز در ۵

نقطه با فواصل ۵ سانتیمتری از آند غلظت سرب قابل استخراج با اسید نیتریک ۴ نرمال توسط دستگاه جذب اتمی (Shimudzu, Japan) اندازه گیری شد (Richards et al., 1998).

نتایج و بحث

تاثیر فرآیند الکتروسینتیک بر pH خاک

حرکت جبهه اسیدی به سمت کاتد سبب واجذب فلزات سنگین از سطح رس و انحلال ترکیبات هیدروکسید فلزات سنگین می‌شود. برعکس، جبهه بازی در منطقه کاتد می‌تواند فلزات سنگین را با تشکیل هیدروکسیدهای آنها غیرمتحرک کند (Virkutyte, et al., 2002). همانطور که در شکل ۲ نشان داده شده است استفاده از اسید نیتریک توانسته است که pH را در کمتر از ۸ کنترل کند. در نزدیکی آند pH کاهش می‌یابد بطوریکه بعد از ۲۰ روز اعمال جریان الکتریکی pH در ۵ سانتی‌متری آند به کمتر از ۲ می‌رسد. بیک و همکاران (۲۰۰۹) نیز از اسید نیتریک ۰/۱ نرمال برای کنترل pH در کاتولیت استفاده کردند و نتایج مشابهی بدست آوردند و بیان کردند که کنترل pH سبب افزایش خروج فلزات سنگین می‌شود. زیرا در شرایط قلیایی، سرب در خاک بصورت هیدرواکسید سرب ($Pb(OH)_2$) و کربنات‌های سرب ($PbCO_3$) رسوب کرده و اسید می‌تواند از تشکیل آن‌ها جلوگیری کرده و سرب موجود در محلول خاک را افزایش داده و کارایی روش اصلاحی افزایش می‌یابد.



شکل ۲- تغییرات روزانه pH خاک در فواصل مختلف از آند در الکتروسینتیک ارتقا یافته (a)، توزیع غلظت سرب در ستون خاک در زمان‌های ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ روز پس از اجرای الکتروسینتیک (b)

خروج سرب بر اثر فرآیند اصلاح الکتروسینتیکی در فواصل زمانی معین

با ورود جبهه اسیدی از آنولیت به درون خاک، pH خاک بتدریج کاهش می‌یابد (شکل ۲). این کاهش pH سبب واجذب فلزات از سطح خاک و به صورت محلول در آمدن آن‌ها می‌گردد. شکل ۳ توزیع غلظت سرب در ستون خاک در زمان‌های ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ روز پس از اجرای الکتروسینتیک ارتقا یافته را نشان می‌دهد. یون‌های مثبت سرب به سمت کاتد گرایش دارند و این سبب کاهش غلظت سرب در نزدیکی آند می‌شود. با گذشت زمان غلظت سرب در خاک کاهش یافته که بیشترین کاهش در نزدیکی آند مشاهده شد. همچنین در نزدیکی کاتد تجمع سرب در اوایل دوره اصلاح مشاهده شد که بدلیل برخورد سرب حرکت کرده از سمت آند به کاتد با جبهه

بازی نزدیک به کاتد است. گروه‌های عامل غالب در هومیک اسید، کربوکسیل، هیدروکسیل فنولی و هیدروکسیل الکلی است (Giannis et al., 2007). هومیک اسید یون‌های سرب آزاد شده از سطح خاک را کمپلکس کرده و حلالیت و تحرک آن را افزایش می‌دهد. مقدار ثابت‌های پایداری تحت تاثیر pH می‌باشد. با افزایش pH ثابت پایداری بین مواد هومیکی و فلزات سنگین نیز بیشتر خواهد شد (Schnitzer and Skinner, 1965). با توجه به اینکه کمپلکس‌های مواد هومیکی و سرب دارای بار منفی است و در نتیجه آن باید به سمت آند حرکت کند اما تحقیقات نشان داده است که حرکت این گونه کمپلکس‌ها بیش از اینکه تحت تاثیر جریان مهاجرت الکتریکی باشد، تحت تاثیر جریان الکترواسمز است (Ghabbour and Davies, 2001). هومیک اسید همراه با سایر فرآیندهای الکتروشیمیایی سبب واجذب فلزات از خاک شده و با تشکیل کمپلکس‌های محلول، سبب افزایش تحرک آن‌ها می‌شود. درصد خروج سرب از خاک در زمان‌های ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ روز پس از اجرای الکتروسینتیک به ترتیب ۱۳/۶، ۲۱/۳، ۳۳/۱ و ۵۲/۲ می‌باشد. با توجه به نتایج این پژوهش، کاربرد هومیک اسید به عنوان عامل کلات‌کننده در اصلاح خاک طبیعی آلوده به سرب می‌تواند نقش مهمی را ایفا کند.

منابع

Amrate S and Akretche DE, 2005. Modeling EDTA enhanced electrokinetic remediation of lead contaminated soils. Chemosphere 60: 1376-1383.

Baek K, Kim DH, Park SW, Ryu BG, Bajargal T and Yang JS, 2009. Electrolyte conditioning enhanced electrokinetic remediation of arsenic-contaminated mine tailing. Journal of Hazardous Materials 161: 457-462.

Benedetti MF, Van Riemsdijk WH, Koopal LK, Kinniburgh DG, Gooddy DC and Milne CJ, 1996. Metal ion binding by natural organic matter: from the model to the field. Geochimica et Cosmochimica Acta 60(14): 2503-2513.

Bradl HB, (ed.), 2005. Heavy metals in the environment. Elsevier, Netherlands.

Ghabbour EA and Davies G, 2001. Humic substances structures, models and functions. The Royal Society of Chemistry, Boston, USA.

Giannis A, Gidarakos E and Skouta A, 2007. Application of sodium dodecyl sulfate and humic acid as surfactants on electrokinetic remediation of cadmium-contaminated soil. Desalination 211: 249-260.

Janos P, 2003. Separation methods in the chemistry of humic substances. Journal of Chromatography A 983:1-18.

Kim SO, Kim KW and Stüben D, 2002. Evaluation of electrokinetic removal of heavy metals from tailing soils. Journal of Environmental Engineering 128 (8): 705-715.

Madani Hosseini M, Farahbakhsh M and Savaghebi Gh, 2011. Chelate agents enhanced electrokinetic remediation for removal of lead and zinc from a calcareous soil. International Conference on Environment Science and Engineering (ICESE). Bali Island, Indonesia.

Probstein RF and Hicks RE, 1993. Removal of contaminants from soils by electric fields. Science 260: 498-503.

Reddy KR and Cameselle C (eds.), 2009. Electrochemical remediation technologies for polluted soils, sediments and groundwater. John Wiley & Sons, New York, USA.

Richards BK, Steenhuis TS, Peverly JH and McBride MB, 1998. Metal mobility at an old, heavily loaded sludge application site. Environmental Pollution 99: 365-377.

Schnitzer M and Skinner SI, 1965. Organo-metallic interactions in soils: 4: Carboxyl and hydroxyl groups in organic matter and metal retention. Soil Science 99 (4): 278-284.

Sparks DL, 1996. Methods of soil analysis: Part 3. Chemical methods and processes, Soil Science Society of America, Book Series 5, SSSA, Madison, WI.

Virkutyte J, Sillanpaa M and Latostenmaa P, 2002. Electrokinetic soil remediation-Critical overview. Science of the Total Environment 289: 97-121.

نقش لجن فاضلاب بر تجمع فلزات سنگین سرب و کادمیم در خاک و گیاه ذرت

مریم فتحی[1] و مصطفی چرم[2]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه شهید چمران اهواز
۲- دانشیار گروه علوم خاک دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

لجن فاضلاب مواد جامدی است که در روش‌های مختلف تصفیه به منظور حذف آلاینده‌های معلق و محلول از فاضلاب در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و احداث واحدهای تصفیه‌خانه‌های جدید، به یکی از بحرانی‌ترین موضوعات زیست محیطی تبدیل شده است (هاشمی مجد، ۲۰۱۰). لجن فاضلاب دارای ماده آلی فراوان و عناصر ضروری گیاه مانند نیتروژن و فسفر است. استفاده از لجن فاضلاب در زمین علاوه بر داشتن برتری‌های اقتصادی، گزینه مناسبی نیز برای رفع مشکل مدیریت لجن فاضلاب است. محدودیت اصلی مصرف لجن فاضلاب وجود غلظت‌های بالای فلزات سنگین مانند سرب و کادمیم می‌باشد (سعادت و همکاران ۱۳۹۱). هدف از این پژوهش، بررسی اثر لجن فاضلاب بر میزان فلزات سنگین سرب و کادمیم در خاک و اندام هوایی و ریشه گیاه ذرت می‌باشد

در پژوهش‌های قبلی میزان سرب و کادمیم ریشه و ساقه به صورت مجزا مورد بررسی قرار نگرفته بود و یا تنها به بررسی یکی از عناصر پرداخته بودند، همچنین مقدار سرب و کادمیم محلول خاک بعد از کشت و جذب توسط گیاه اندازه‌گیری نشده بود.

مواد و روشها

در این تحقیق، خاک از مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز نمونه‌برداری گردید و پس از هوا خشک شدن از الک ۲ میلی‌متری گذرانده شد و برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن اندازه‌گیری گردید(جدول ۱).

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی اولیه خاک مورد مطالعه

پارامتر	pH	ECe dSm^{-1}	ماده آلی ٪	ازت ٪	بافت	فسفر قابل جذب mg kg-1	Pb mg kg-1	Cd mg kg-1
خاک	۷/۶۷	۱/۶۲	۰/۴۴	۰/۱۲۳	سیلتی لوم	۸/۷	۳/۳۵	۰/۵۹

نمونه لجن فاضلاب نیز از تصفیه‌خانه غرب اهواز جمع‌آوری گردید و برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن اندازه‌گیری شد(جدول ۲).

جدول ۲- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی لجن فاضلاب مورد مطالعه

پارامتر	pH*	EC* dSm^{-1}	ماده آلی ٪	ازت ٪	رطوبت وزنی٪	فسفر کل $mgkg^{-1}$	pb $mgkg^{-1}$	cd $mgkg^{-1}$
لجن	۷/۷۵	۸/۲	۲۰/۵	۱/۳۰	۳۰/۲۱	۸۶۵۰	۱۹۹/۲	۱۰/۷

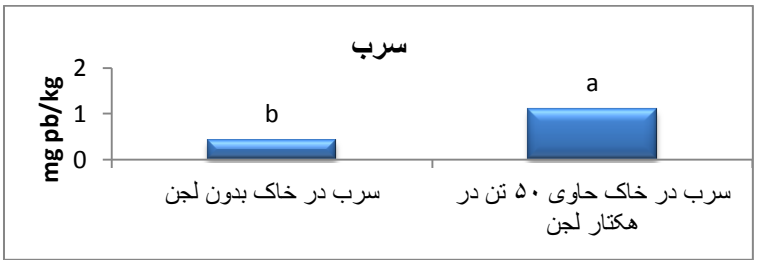
*: در عصاره یک به ۲ لجن فاضلاب اندازه‌گیری شد.

خاک با دو سطح صفر و ۵۰ تن در هکتار لجن فاضلاب مخلوط گردید. بدین ترتیب که پس از کوبیدن و عبور دادن لجن فاضلاب از الک ۲ میلی‌متری، به منظور یکنواختی محیط عمل، از ۶ هفته قبل لجن فاضلاب به خاک‌ها افزوده گردید و در مجموع به وزن ۵ کیلوگرم در گلدان‌های ۶ کیلوگرمی قرار گرفتند و گلدان‌ها در شرایط مناسب رطوبتی برای تجزیه اولیه فاضلاب و افزایش تأثیر آن در خاک قرار داده شد، سپس بذر ذرت رقم سینگل کراس ۷۰۴ به تعداد ۳ بذر در هر گلدان کاشته شد و بعد از استقرار بوته‌ها به یک بوته تنک گردید. در طول ۷۸ روز پس از جوانه‌زنی رطوبت خاک در حد ۷۰ درصد رطوبت مزرعه‌ای از طریق توزین کردن گلدان‌ها در گلخانه نگهداری شد. کود NPK نیز به میزان لازم در اختیار گیاه قرار گرفت. پس از گذشت ۷۸ روز از جوانه-زنی بذور، گیاهان برداشت شدند وغلظت سرب و کادمیم محلول خاک به روش عصاره‌گیری با DTPA (وایلد و همکاران، ۱۹۷۹)، غلظت سرب و کادمیم کل موجود در ریشه و اندام هوایی گیاه به روش هضم تر (گوپتا ،۲۰۰۰) توسط دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شدند.

نتایج این پژوهش در قالب طرح بلوک‌های کاملا تصادفی مورد ارزیابی قرار گرفت. نمودارها در Excell رسم و تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها شامل تجزیه واریانس (ANOVA) و مقایسه میانگین به روش دانکن با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۷ انجام شد.

نتایج و بحث

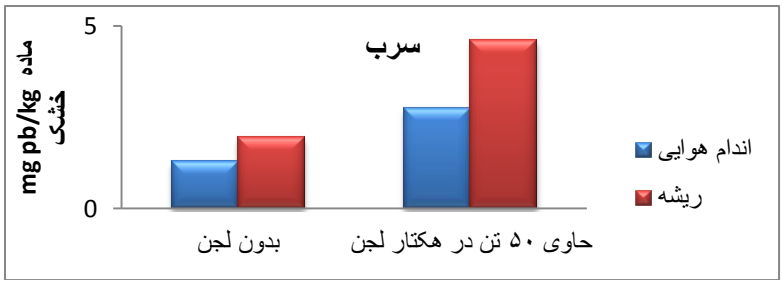
سرب: اثر لجن فاضلاب بر میزان سرب در خاک در شکل ۱ نشان داده شده است. همانگونه که مشاهده می‌شود مقدار سرب خاک با افزودن لجن فاضلاب به خاک به از ۰/۴۲ به ۱/۰۹ میلی گرم بر کیلوگرم خاک افزایش یافته است. کرمی و همکاران (۱۳۸۶)، به نتیجه رسیدند که کاربرد لجن فاضلاب غلظت کل و قابل جذب سرب و کادمیم در خاک را افزایش می‌دهد. رحیمی آلاشتی و همکاران (۱۳۸۹)، به این نتیجه رسیدند که کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب سبب افزایس غلظت سرب و کادمیم کل و قابل جذب خاک، سرب و کادمیم ریشه و اندام هوایی کاهو و تربچه می‌شود.



شکل ۱- اثر لجن فاضلاب بر میزان سرب در خاک

اثر لجن فاضلاب بر میزان تجمع سرب در ریشه و اندام هوایی گیاه ذرت در شکل ۲ نشان داده شده است. همانگونه که مشاهده می‌شود غلظت سرب در خاک حاوی ۵۰ تن بر هکتار لجن فاضلاب از ۱/۹۵ به ۴/۶۱ در ریشه و از ۱/۲۸ به ۲/۷۵ در اندام هوایی افزایش یافته است، غلظت سرب در ریشه بیشتر از اندام هوایی می‌باشد

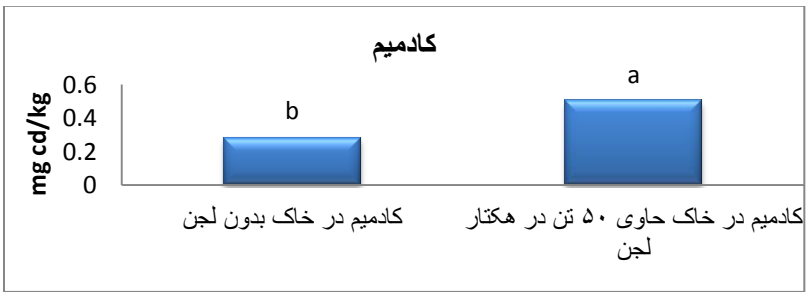
که نشان می‌دهد گیاه ذرت مقدار بیشتری از سرب جذب شده را در ریشه ذخیره می‌کند و اجازه ورورد آنرا از ریشه به اندام هوایی نمی‌دهد، که این نوعی سازگاری گیاه ذرت در حضور فلزات سنگین می‌باشد.



شکل ۲- اثر لجن فاضلاب بر میزان سرب ریشه و اندام هوایی گیاه ذرت

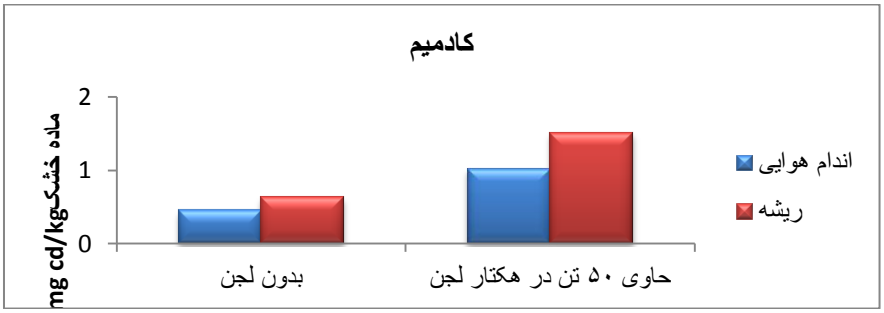
عموئی و همکاران(۲۰۱۱)، نشان دادند که میانگین میزان سرب در اندام‌های زیرزمینی گیاه ذرت در کلیه تیمارهای مورد پژوهش بیشتر از اندام هوایی این گیاه است. کلمنته و همکاران(۲۰۰۵)، نشان دادند که میزان جذب فلز سرب توسط گیاهان به عوامل گوناگونی نظیر نوع و گونه گیاه و میزان غلظت و نوع فلزات سنگین در خاک بستگی دارد. هانگ (۱۹۹۷) و کومار (۱۹۹۷)، بر این باورند که بعضی از گیاهان نظیر ذرت در جذب و تجمع فلزات سنگین، به ویژه فلز سرب از خاک، با مکانیسم‌های خاص و بسیار پیچیده‌ای مانع از ورود و انتقال سرب به طرف اندام‌های هوایی گیاه می‌شوند.

کادمیم: اثر لجن فاضلاب بر میزان کادمیم در خاک در شکل ۳ نشان داده شده است. همانگونه که مشاهده می‌شود مقدار کادمیم خاک با افزودن لجن فاضلاب به خاک به از ۰/۲۸ به ۰/۵ میلی گرم بر کیلوگرم خاک افزایش یافته است.اکثر محققین از جمله: کرمی و همکاران(۱۳۸۶)، رحیمی آلاشتی و همکاران (۱۳۸۹)، مندزو و همکاران (۲۰۰۶) نظری مشابه دارند.



شکل ۳- اثر لجن فاضلاب بر میزان کادمیم در خاک

اثر لجن فاضلاب بر میزان تجمع کادمیم در ریشه و اندام هوایی گیاه ذرت در شکل ۴ نشان داده شده است. همانگونه که مشاهده می‌شود غلظت کادمیم در حضور ۵۰ تن بر هکتار لجن فاضلاب از ۰/۶۳ به ۱/۵۱ در ریشه و از ۰/۴۵ به ۱/۰۲ در اندام هوایی افزایش یافته است، غلظت کادمیم در ریشه بیشتر از اندام هوایی می‌باشد که نشان می‌دهد گیاه ذرت مقدار بیشتری از کادمیم جذب شده را در ریشه ذخیره می‌کند و اجازه ورورد آنرا از ریشه به اندام هوایی نمی‌دهد، که این نوعی سازگاری گیاه ذرت در حضور فلزات سنگین می‌باشد.



شکل ۲- اثر لجن فاضلاب بر میزان کادمیم ریشه و اندام هوایی گیاه ذرت

عموئی و همکاران(۲۰۱۱)، دریافتند که میانگین غلظت کادمیم در اندام‌های زیرزمینی ذرت و دیگر گیاهان در کلیه تیمارها و شاهد از اندام هوایی آن‌ها بیشتر می‌باشد

با توجه به نتایج ارائه شده در این تحقیق و تحقیقات سایرین، مشاهده می‌شود که با افزودن لجن فاضلاب به خاک، غلظت فلزات سنگین سرب و کادمیم خاک، ریشه و اندام هوایی گیاه ذرت افزایش پیدا می‌کند و لجن فاضلاب باید با دقت و توجه بیشتری از جنبه آلودگی و زیست محیطی مورد استفاده قرار گیرد، همچنین ذرت به عنوان یک گیاه که بیومس بالایی تولید میکند و قابلیت زیادی برای جذب فلزات سنگین دارد، میتواند به عنوان یک گیاه پالاینده سرب و کادمیم در خاک‌های آلوده جهت گیاه‌پالایی کشت شود.

منابع

رحیمی آلاشتی، س.، بهمنیار، م و قاجارسپانلو، م. ۱۳۸۹. نقش لجن فاضلاب بر میزان pH، O.C و EC خاک و تجمع سرب و کادمیم در خاک و گیاه کاهو و تربچه. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک. جلد هجدهم. شماره سوم.

عموئی، ع.، محوی، الف و ندافی، ک. ۱۳۹۰. تأثیر مواد افزودنی شیمیایی خاک بر میزان جذب و تجمع سرب و کادمیم در گیاهان بومی شمال ایران. مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران. دوره بیست و یکم. شماره ۸۶. ۱۲۴-۱۱۶.

کرمی، م.، رضایی‌نژاد، ی.، افیونی، م و شریعتمداری، ح. ۱۳۸۶. اثرات تجمعی و باقی‌مانده لجن فاضلاب شهری بر غلظت عناصر سرب و کادمیم در خاک و گیاه گندم. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. سال یازدهم. شماره الف.

Clemente, R., Walker, D. J and Pilar, M. Uptake of heavy metals and as by Brassica juncea grown in a contaminated soil in Aznalcoller (Denmark) The effect of soil amendments. Environ Pollut. 2005. 138(3): 13-20.

Dunish EPA.Plants can remediate contaminated soil. Available at: WWW.DunishEPA. Accessed May 10, 2010.

Hung, J. W., Cunningham, S. D and Chen, W. R. Phytoremodiation of lead contaminated soils. E.S.T. 1997. 31: 800-805.

Kumar P. B. A, et al. Phytoextaction: The use of plants to remove heavy metals from soils. E. S. T. 1997. 50: 1232-1238.

تاثیر اصلاح رس سپیولیت بر جذب و واجذب علف‌کش 2,4-D

سمیه بختیاری[۱]، مهران شیروانی[۲]و حسین شریعتمداری[۳]
۱- استادیار گروه عمران، دانشگاه صنعتی سیرجان
۲- استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان
۳- استاد گروه خاکشناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

استفاده از مواد شیمیایی در کشاورزی به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عوامل موثر جهت حفظ گیاهان شناخته شده است. آفت‌کش‌ها یک نمونه از این مواد شیمیایی هستند که علی‌رغم اثرات مثبت، استفاده از آن‌ها اثرات زیست محیطی مضری نیز به‌همراه دارد (ریتوو و تراپ، ۲۰۰۱). به‌طور کلی در زمان مصرف و حتی بعد از کاربرد آفت-کش، مقداری از آن وارد خاک، آب‌های سطحی و زیرزمینی خواهد شد. وجود آفت‌کش‌ها در طبیعت بر اکوسیستم‌های طبیعی و سلامت انسان صدمات جبران‌ناپذیری را وارد می‌سازد و سلامت انسان از طریق مصرف آب آشامیدنی و غذا و کیفیت اکوسیستم به‌وسیله کاهش تنوع زیستی جمعیت موجودات زنده تحت تاثیر قرار می‌گیرد. حدود ۶۰ درصد آفت‌کش‌های مصرفی در جهان مربوط به علف‌کش‌ها بوده و مصرف این ترکیبات یکی از مهمترین دغدغه‌های سازمان بهداشت جهانی است. افزایش جمعیت و به‌دنبال آن افزایش مصرف مواد غذایی، به‌ویژه محصولات کشاورزی، کشاورزان را بر آن داشته است که میزان محصولات خود را افزایش دهند. افزایش کشت محصولات متعاقباً افزایش کاربرد سموم علف‌کش را به همراه داشته و به دلیل بی‌توجهی کشاورزان در مصرف سموم، این ترکیبات وارد آب رودخانه‌ها و آب‌های زیرزمینی می‌شوند (بی نام). مقادیر مختلفی از آفت-کش‌ها در منابع آب‌های زیرزمینی و سطحی سراسر جهان مشاهده شده است. در تحقیقاتی در ایران مشخص شده است که مقادیر زیادی از سموم کشاورزی در آب رودخانه‌های کارون، دز و بابلرود که در مجاورت زمین-های کشاورزی قرار دارند، موجود است که از حد مجاز خیلی بیشتر است (بی نام). علف‌کش 2,4-Dichlorophenoxyaceticacid(2,4-D)، اولین بار به عنوان یک ترکیب تنظیم‌کننده رشد گیاهی در سال ۱۹۴۳ شناسایی شد و سه سال بعد، این ترکیب، به عنوان یک علف کش در کانادا ثبت گردید (استفان، ۲۰۰۳). این ماده شیمیایی به دلیل جرم مولکولی نسبتاً کم (۲۲۱/۰۴ گرم بر مول)، وجود بار منفی در pH های معمول خاک به دلیل pKa کوچک (۲/۷۳) و حلالیت نسبتاً زیاد (۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر)، می‌تواند به‌سرعت تحت تأثیر آبشویی قرار گیرد و وارد آب‌های زیرزمینی شده و آن‌ها را آلوده نماید (رمضانی، ۲۰۰۷). از ترکیبات مختلفی جهت جذب و حذف ترکیبات سمی از آب‌های آلوده می‌توان استفاده نمود. مهمترین جامدات معدنی موثر در جذب علف کش‌ها در خاک، کانی‌های رسی می‌باشند. این کانی‌ها نقش مهمی در جذب علف‌کش‌ها به‌خصوص علف‌کش‌های کاتیونی ایفا می‌کنند (ناهار، ۲۰۰۵). کانی‌های رسی نوع ۱:۱، مثل کائولینایت به‌دلیل سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی کم، ظرفیت جذب کمتری نسبت به کاتیون‌های ۲:۱ مثل اسمکتیت‌ها دارند. همچنین گروه‌های هیدروکسیل لبه‌ای، فعال‌ترین گروه‌های عامل در کانی‌های رسی هستند که می‌توانند با برخی علف-کش‌ها پیوند برقرار کنند. جذب علف‌کش‌ها همچنین در فضای بین لایه‌ای کانی‌های رسی می‌تواند اتفاق بیفتد. علی‌رغم ظرفیت زیاد جذب، این کانی‌ها در جذب ترکیبات آلی آبگریز و علف‌کش‌های آنیونی کارایی کمی دارند

(رودریگرز و همکاران، ۲۰۰۷). جهت جذب یک مولکول آلی نیاز به تغییر ویژگی‌های رس طبیعی با استفاده از اصلاح کننده‌های آلی مانند کاتیون‌های کواترنری آمونیومی است. در واقع این ترکیبات، رس‌های طبیعی را به رس‌های واکنش پذیر نسبت به مولکول‌های آلی تبدیل می‌کنند (رودریگرز و همکاران، ۲۰۰۷). بنابراین هدف از این مطالعه، بررسی قابلیت جذب علف‌کش 2,4-D توسط رس طبیعی و اصلاح شده سپیولیت بود.

مواد و روش‌ها

از سپیولیت تهیه شده از معدنی در یزد به‌عنوان جاذب علف‌کش استفاده گردید. همچنین به‌منظور تاثیر اصلاح سطح رس بر جذب علف‌کش 2,4-D، اصلاح این رس با استفاده از سورفاکتانت ستیل پیریدینیوم برمید به اندازه دو برابر ظرفیت تبادل کاتیونی سپیولیت (۲/۵Cmol/kg) به‌عنوان یک کاتیون کواترنری آمونیومی انجام گرفت. همدماهای جذب علف‌کش 2,4-D توسط رس‌های طبیعی و اصلاح شده با استفاده از تکنیک پیمانه‌ای تعیین شد. در این روش، ۰/۲ گرم از نمونه‌های رس با ۳۰ میلی لیتر محلول ۰/۰۱ مولار NaCl حاوی 2,4-D با غلظت‌های اولیه ۱/۲–۰/۱ میلی مولار در دمای ۲۵°c در مدت زمان ۲۴ ساعت شیک شدند. جهت ممانعت از تجزیه میکروبی 2,4-D در طول انجام این آزمایش از سدیم آزید استفاده گردید. بعد از تعادل، محلول‌ها سانتریفیوژ شده و بعد از صاف کردن محلول رویی، مقدار 2,4-D جذب شده از تفاوت بین غلظت‌های اولیه نهایی موجود در محلول محاسبه گردید. در این آزمایش از یک شاهد (تیمار بدون علف‌کش) نیز استفاده شد. برای هر سطح غلظت 2,4-D، یک نمونه شاهد بدون جاذب نیز در نظر گرفته شد. هر آزمایش در سه تکرار صورت گرفت. غلظت علف‌کش در محلول با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر UV-visible در طول موج ۲۸۲ نانومتر تعیین گردید (لی و همکاران، ۲۰۰۹). مطالعات مربوط به واجذب علف‌کش از رس‌ها، بلافاصله پس از آزمایشات مربوط به جذب در بالاترین غلظت اولیه مورد استفاده 2,4-D در آزمایشات جذب انجام شد. پس از صاف کردن محلول رویی،۲۰ میلی لیتر از آن محلول، جهت آزمایش جذب به‌وسیله پیپت خارج شد و به جای آن ۲۰ میلی لیتر محلول ۰/۰۱ مولار NaCl اضافه گردید. بعد از شیک کردن، نمونه‌ها در مدت زمان لازم سانتریفیوژ شده و مجدداً ۲۰ میلی‌لیتر از محلول جهت اندازه‌گیری غلظت علف‌کش خارج شد و این چرخه ۷ مرتبه تکرار شد. غلظت علف‌کش در محلول‌ها با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر UV-visible در طول موج ۲۸۲ نانومتر تعیین گردید. برای هر جاذب، غلظت‌های تعادلی 2,4-D در برابر مقدار باقیمانده در فاز جامد رسم و همدماهای واجذب و درصد علف‌کش آزاد شده تعیین شد (لی و همکاران، ۲۰۰۹). مقدار واجذب بر اساس حداکثر تفاوت در مقدار علف‌کش موجود در فاز جامد در تعادل با غلظت معینی از 2,4-D محلول در هنگام به تعادل رسیدن سیستم محاسبه گردید. جهت بررسی همدمای جذب از معادلات لانگمویر و فروندلیچ استفاده گردید.

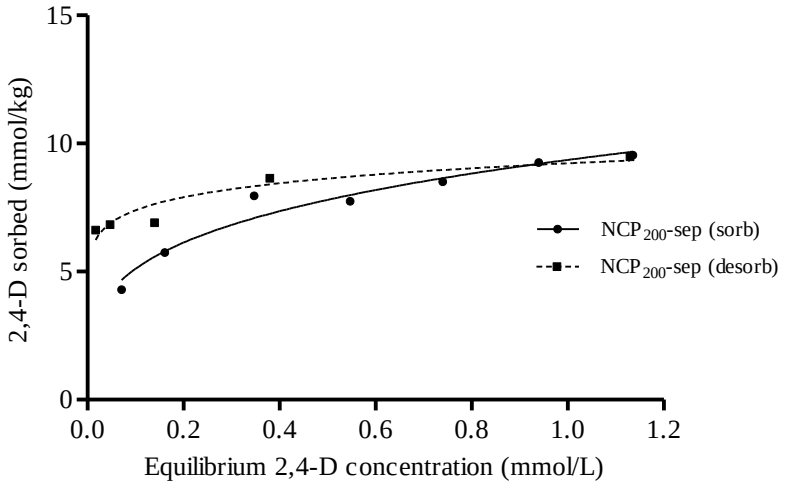
نتایج و بحث

جذب 2,4-D به‌وسیله سپیولیت طبیعی بسیار ناچیز بود. اما اصلاح سطح رس، جذب را افزایش داد. زی و همکاران نیز در مطالعه جذب 2,4-D توسط رس پالیگورسکیت طبیعی به نتایج مشابهی دست یافتند و جذب علف‌کش را بسیار کم گزارش نمودند در حالی‌که با اصلاح سطح رس، جذب افزایش یافت.

مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ به‌خوبی توانستند داده‌های جذب 2,4-D را برازش دهند (جدول ۱). شکل همدمای جذب بر اساس طبقه‌بندی گیلز و همکاران از نوع L بود (شکل ۱) که نشان‌دهنده قابلیت جذب بسیار بالای علف‌کش توسط رس اصلاح شده بود. نیروی الکترواستاتیک بین آنیون‌های 2,4-D و گروه‌های مثبت سورفاکتانت در حالتی که رس بیشتر از ظرفیت تبادل کاتیونی تحت تاثیر سورفاکتانت قرار گرفته است و همچنین برهم‌کنش‌های آبگریز بین دم آبگریز سورفاکتانت و قسمت غیر قطبی مولکول علف‌کش می‌توانند به‌عنوان مکانیسم‌های اصلی جذب علف‌کش توسط رس اصلاح شده پیشنهاد شوند.

جدول ۱- داده‌های جذب علف‌کش 2,4-D توسط سپیولیت اصلاح شده با NCP

نوع جاذب	NCP_{200}-Sep
لانگمویر	
Q_{max}(mmol/kg)	۱۰/۰۴±۰/۳۶
K_L(L/mmol)	۹/۲۷±۱/۵
R^2	۰/۸۶**
فروندلیچ	
K_F	۹/۳۶±۰/۲
n	۰/۲۶±۰/۰۲
R^2	۰/۸۶**



شکل ۱- همدماهای جذب – واجذب علف‌کش 2,4-D توسط سپیولیت‌های اصلاح شده با NCP

در مورد نمونه سپیولیت اصلاح شده به اندازه دو برابر ظرفیت تبادل کاتیونی (NCP_{200}-sep)، جذب تقریباً برگشت ناپذیر بود. همان‌طور که در جدول ۲ نشان داده شده است در این نمونه، n مربوط به داده‌های واجذب کمتر از n حاصل از برازش داده‌های جذب با مدل فروندلیچ است. همچنین شاخص پسماند η مربوط به این

جاذب نیز کمتر از واحد بود. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت اصلاح سطح رس و تبدیل آن از حالت آبدوست به آبگریز می‌تواند نقش چشمگیری در حذف آلاینده‌های آلی غیر قطبی و آبگریز داشته باشد.

جدول ۲- ثابت‌ها و ضرایب حاصل از برازش مدل فروندلیچ در همدماهای جذب-واجذب علف‌کش 2,4-D توسط جاذب‌های مختلف

نوع جاذب	جذب				واجذب			
	K_F	n	R^2	SE	K_F	n	R^2	SE
NCP_{200}-sep	۹/۳۶	۰/۲۶	۰/۸۶**	۰/۷۳	۹/۲۲	۰/۰۹	۰/۸۸**	۰/۵

منابع

Giles CH, Smith D and Huitson A, 1974. A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. I. Theoretical. Journal of Colloid Interface Science 47: 755-765.

http://weedines.blogfa.com.

Li J, Li Y and Lu J, 2009. Adsorption of herbicides 2,4-D and acetochlor on inorganic-organic bentonites. Applied Clay Science 46: 314-318.

Nahar, N. 2005. Fate of 2,4-D as affected by soil properties and landscape position, Master of Science, Department of Soil Science, Manitoba.

Ramezani M, 2007. Environmental fate of imidazolinone herbicides and their enantiomers in soil and water, Doctorate of philosophy, school of agriculture, food &wine, university of Adelaide.

Rodriguez-Cruz MS, M. Sanchez-Martin J, Andrades MS. and Sanchez-Camazano M, 2007. Modification of clay barriers with a cationic surfactant to improve the retention of pesticides in soils. Journal of Hazardous Materials 139: 363-372.

Rytwo G and Tropp D, 2001. Improved efficiency of a divalent herbicide in the presence of clay, by addition of monovalent organocations. Applied Clay Science 18: 327-333.

Stephens KD, 2003. The spatial variability of soil properties and 2,4-D sorption and desorption in two calcareous prairie landscapes, master of science, department of soil science, manigton.

Xi Y, Mallavarapu M and Naidu R, 2010. Adsorption of the herbicide 2,4-D on organo-palygorskite. Applied Clay Science 255-261.

مقایسه شکل‌های شیمیایی کادمیم عصاره گیری شده به روش دنباله‌ای در خاک‌های آلوده و غیر آلوده پیرامون شهرک تخصصی روی زنجان

سید مصطفی موسوی[۱]، جعفر یثربی[۲]، رضا قاسمی فسایی[۳]، نجفعلی کریمیان[۴]، عبدالمجید رونقی[۵]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه شیراز، ۲- استادیار دانشگاه شیراز، ۳- دانشیار دانشگاه شیراز، ۴- استاد دانشگاه شیراز ، ۵- استاد دانشگاه شیراز

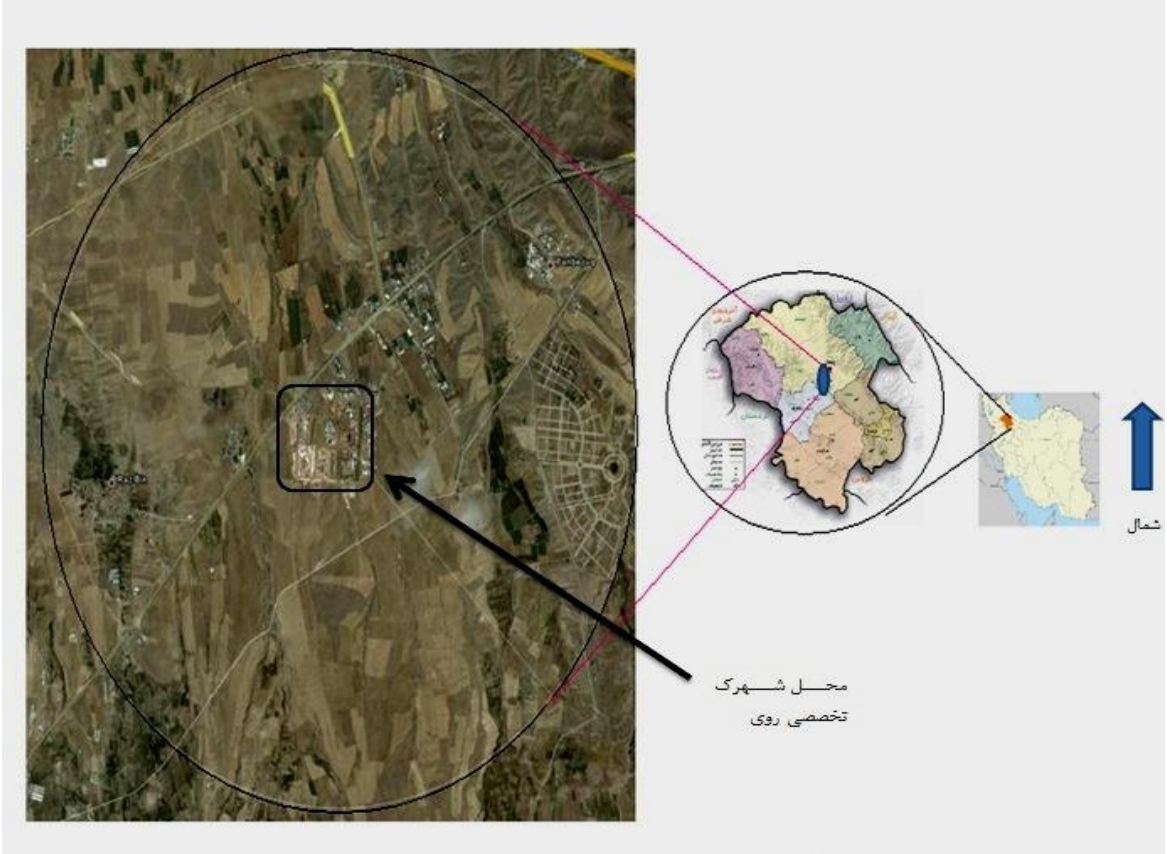
مقدمه

فعالیت‌های روزافزون انسان بروی کره زمین سبب شده است که کارکرد بخش خاک که خود جزئی پوسته زمین است در مواردی دچار اختلال شود (بای بوردی ۱۳۷۹). خاک یکی از اجزاء مهم محیطزیست در مناطق روستایی و شهری است و مدیریت اراضی کلید اصلی برای دست‌یابی به کیفیت خاک در این مناطق به حساب می‌آید (گلچین و شفیعی، ۱۳۸۵ الف). فلزات سنگین جزو ترکیب طبیعی پوسته‌ی زمین هستند و در تمامی اکوسیستم‌ها با غلظت‌های متفاوت وجود دارند؛ اما فعالیت انسان چرخه بیوشیمیایی و تعادل برخی فلزات سنگین را تغییر می‌دهد. فلزات سنگین خارج‌شده از منابع پویا (خودروها) و ایستا (کارخانه‌ها و صنایع، وسایل گرمایشی خانگی، نیروگاه‌ها و معادن) قادرند از طریق اتمسفر به آب، هوا، خاک، گیاه و بدن موجودات زنده وارد شوند؛ بنابراین در سلامت محیطزیست و انسان موثرند. استخراج معادن و فعالیت‌های مرتبط با آن، ضایعات صنعتی حاصل از ساخت وسایل مختلف، استفاده از مواد مصنوعی از قبیل حشره‌کش‌ها، علف‌کش‌ها، زباله‌های خانگی و کاربرد لجن فاضلاب‌های صنعتی و خانگی می‌تواند باعث آلودگی خاک‌های کشاورزی و خاک مناطق شهری به فلزات سنگین شود (گلچین و شفیعی، ب۱۳۸۵). در سال‌های اخیر کاربردهایی از روش‌های عصاره گیری دنباله‌ای در تحقیقات مزرعه‌ای ارائه شده است (فیلیپ و مارک، ۱۹۹۵). عصاره گیری دنباله‌ای عناصر سنگین می‌تواند به پی بردن قابلیت جذب زیستی عناصر سمی توسط گیاه کمک کند (خدیوی و همکاران، ۱۳۸۶). امروزه به طور کلی مشخص شده است که رفتار ویژه عناصر کمیاب در محیط بیش‌تر از آنکه به وسیله مقدار کل آن تعیین شود به وسیله شکل‌های شیمیایی آن‌ها تعیین می‌شود (فیلیپ و مارک، ۱۹۹۵). از این رو برای مشخص کردن وضعیت کادمیم در خاک‌های پیرامون شهرک روی زنجان، شکل‌های شیمیایی کادمیم در خاک‌های آلوده و غیر آلوده مقایسه شد.

مواد و روشها

ویژگی‌های منطقه‌ی مورد مطالعه: نمونه‌های مورد مطالعه از پیرامون کارخانه‌های شهرک تخصصی روی زنجان در ۶ کیلومتری شهر زنجان برداشته شد. شعاع و مساحت منطقه‌ی نمونه‌برداری توسط نرم‌افزار Google Earth تعیین شد که شعاع منطقه‌ی نمونه‌برداری تقریباً برابر ۷/۲ کیلومتر بود و همچنین مساحت منطقه‌ی نمونه‌برداری تقریباً برابر ۲۴۲۰ هکتار بود. محل نمونه‌برداری‌ها در شکل ۱ مشخص هست. شهرک تخصصی روی در زمینه استخراج و ذوب روی فعالیت می‌کند و واقع در ۶ کیلومتری شهر زنجان می‌باشد. خاک‌های پیرامون این شهرک

آلوده به ضایعات دفعی شهرک است.
نمونه‌برداری خاک: نمونه‌برداری از خاک سطحی (عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری) و در نقاط پیرامون کارخانه‌های شهرک صنعتی تخصصی روی انجام شد.



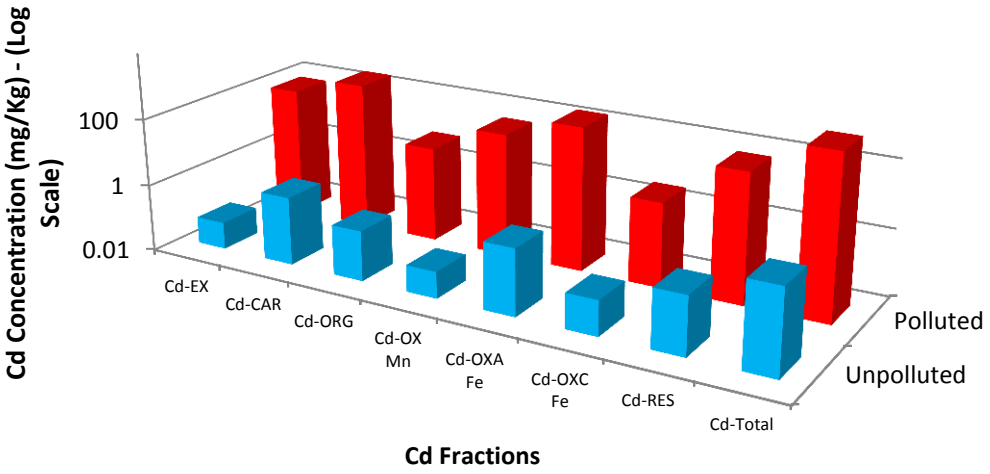
شکل ۱- تصویر هوایی منطقه نمونه‌برداری شده و موقعیت محل نسبت به استان زنجان

تجزیه خاک: کادمیم ۶۰ نمونه خاکی که تهیه شد، پس از عبور از الک ۲ میلی به وسیله عصاره گیرهای DTPA عصاره گیری و با دستگاه جذب اتمی شیمادزو مدل AA-670G قرائت شد؛ و در نهایت شکل‌های شیمیایی کادمیم در ۸ نمونه‌های گزینش‌شده (۴ نمونه آلوده و ۴ نمونه غیر آلوده) با استفاده از روش عصاره گیری سینگ و همکاران (۱۹۸۸) اندازه‌گیری شد. روش عصاره گیری سینگ و همکاران (۱۹۸۸) تلفیقی از روش‌های پیشنهادی تسیر و همکاران، شومن و چائو و ژئو است که برای تعیین شکل‌های شیمیایی عناصر در خاک استفاده می‌شود. این روش عناصر را به شکل‌های محلول، تبادلی، کربناتی، آلی، اکسیدهای منگنز، اکسیدهای آهن بی‌شکل، اکسیدهای آهن بلورین، تتمه جدا می‌کند.

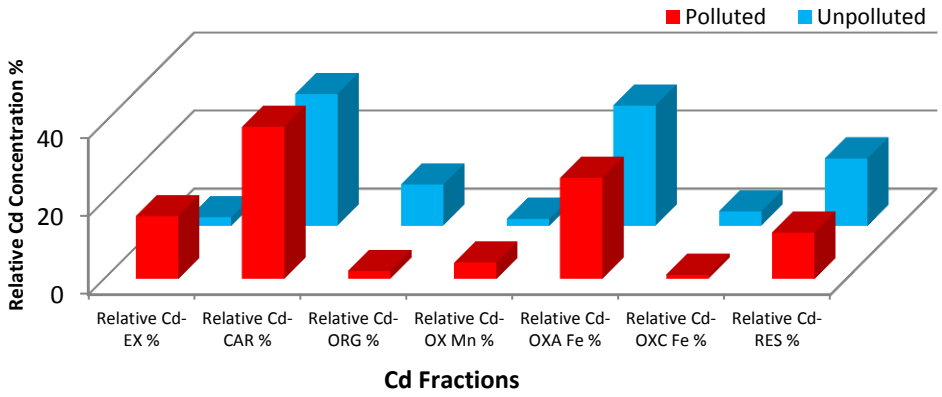
نتایج و بحث

نتایج مربوط به غلظت شکل‌های شیمیایی کادمیم در شکل ۲ نشان داده شده است. به طوری که در شکل نشان

داده شده است، خاک‌های آلوده دارای مقادیر بالاتری کادمیم در تمامی شکل‌های مختلف را نسبت به خاک‌های غیر آلوده دارند. همچنین کادمیم کل خاک‌های آلوده نیز بسیار بالاست و متوسط کادمیم کل خاک‌های آلوده بالغ بر ۶۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم است. با توجه به اینکه کادمیم از جمله عناصری است که می‌تواند هم از راه دهان و هم از پوست وارد بدن انسان شود (آژانس محیط‌زیست انگلستان ۲۰۰۹)، مقدار کادمیم کل بالای این خاک‌ها می‌تواند برای ساکنان روستاهای اطراف خطرآفرین باشد. نکته قابل‌توجه در خاک‌های آلوده، وجود مقادیر بالا کادمیم در شکل‌های کربناته و تبادلی که فراهمی زیستی بالایی برای گیاهان دارند است (لنا و گید ۱۹۹۷). در این خاک‌ها مجموع شکل‌های کربناته و تبادلی تقریباً برابر ۳۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است و از آنجایی که کادمیم برای گیاهان و انسان مضر است، جذب کادمیم توسط گیاهان در اطراف کارخانه و ورود آن به زنجیره غذایی می‌تواند خطرناک باشد.



شکل ۲- غلظت شکل‌های مختلف کادمیم در خاک‌های آلوده و غیر آلوده



شکل ۳- مقدار نسبی شکل‌های مختلف کادمیم در خاک‌های آلوده و غیر آلوده (درصد)

نتایج مربوط به مقدار نسبی شکل‌های شیمیایی کادمیم در شکل ۳ نشان داده شده است. به طوری که در شکل ۳ نشان داده شده خاک‌های آلوده دارای مقادیر نسبی کادمیم بالاتری در شکل تبادلی نسبت به خاک‌های غیر آلوده دارند. و به طور متوسط نزدیک به ۱۵ درصد از کادمیم کل این خاک‌ها به شکل تبادلی است و به دلیل اینکه این شکل فراهمی زیستی بالایی دارد می‌تواند برای گیاهان بسیار خطرناک باشد. مقدار نسبی شکل کربناته در تمام خاک‌ها بالا بوده و به طور متوسط بالغ بر ۳۵ درصد از کادمیم کل را شامل می‌شود و به نظر می‌رسد مقدار بالای کادمیم به شکل کربناته به دلیل آهکی بودن خاک‌های مورد باشد.

توزیع نسبی شکل‌های مختلف کادمیم به شکل زیر است:

خاک‌های آلوده: کربناته>متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل>تبادلی>تتمه>متصل به اکسیدهای منگنز>متصل به ماده آلی>متصل به اکسیدها آهن بلورین

خاک‌های غیر آلوده: کربناته> متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل>تتمه> متصل به ماده آلی > متصل به اکسیدها آهن بلورین >تبادلی> متصل به اکسیدهای منگنز

منابع

بای بوردی م، ۱۳۷۹. فیزیک خاک .چاپ ششم، انتشارات دانشگاه تهران.

خدیوی بروجنی، ا. نوربخش ف. افیونی م. و شریعتمداری ح.، ۱۳۸۶. شکل‌های مختلف سرب، نیکل و کادمیم در یک خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال یازدهم، شماره‌ی اول (الف). صفحه‌های ۴۱ تا ۵۳.

گلچین، ا. و . شفیعی س.، ۱۳۸۵ الف. بررسی تأثیر کارخانه سرب و روی زنجان بر آلودگی خاک تا شعاع ۱۰ کیلومتری کارخانه. همایش خاک، محیطزیست و توسعه پایدار. کرج. پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

گلچین، ا. و . شفیعی س.، ۱۳۸۵ ب. بررسی تأثیر کارخانجات سرب و روی زنجان بر آلودگی محصولات زرعی و باغی به فلزات سنگین. همایش خاک، محیطزیست و توسعه پایدار. کرج. پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

محمودی ز. و خادمی ح.، ۱۳۹۰. غلظت برخی فلزات سنگین در گرد و غبار شهر اصفهان و شهرهای مجاور. دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران. دانشگاه تبریز.

Flip MT, and Mark GV, 1995. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. International Journal of Environment Analytical Chemistry. 59: 225-238.

Lena QM, and Gade NR, 1997. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. Environment Quality. 26: 259-264.

Martin I, Morgan H, and Waterfall E, 2009. Soil Guideline Values for cadmium in soil. 2009. Environment Agency.

Singh JP, Karwasra SPS, and Singh M, 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soil of India. Soil Science. 146:359-366.

مطالعهٔ آلودگی غلظت سرب در رسوبات رودخانه دز استان خوزستان

سیده فاطمه حسینی موسوی، علی غلامی، عباس هانی

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم تحقیقات اهواز

۲- استادیار علوم تحقیقات اهواز

۳- استادیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد ساوه

مقدمه

در واژه نامهٔ شیمیایی به فلزاتی با جرم مخصوص بیشتر از ۵ گرم بر سانتیمتر مکعب فلز سنگین گویند، ولی از نظر بیولوژیکی این واژه به عناصری که دارای خاصیت سمی هستند اطلاق می گردد (عرفان منش و افیونی، ۱۳۸۵). یکی از مهم ترین ویژگی های فلزات سنگین این است که تجزیه زیستی نمی شوند لذا پایدار بوده و برای ارگانیسم ها، سمی هستند (هاری کومار و همکاران، ۲۰۰۹). امروزه فلز سرب از میان کلیهٔ فلزات سنگین، بیشترین میزان انتشار را در طبیعت به خود اختصاص داده است (اسماعیلی ساری، ۱۳۸۱). میزان انتشار سرب بویژه پس از انقلاب صنعتی و استفاده از سوخت های فسیلی که عمده ترین راه مصنوعی ورود سرب به محیط زیست است و نیز استفاده از بنزین سربدار افزایش یافت ، بطوریکه امروزه حتی در یخچال های قطبی نیز اثراتی از آلودگی سربی مشهود است. مقدار عادی سرب در خاک کمتر از ppm50 و به طور متوسط حدود ppm15 برآورد گردیده، این میزان برای گیاهان ppm5 در نظر گرفته شده است که بخش اعظم سرب جذب شده از خاک در ریشه انباشت می گردد (دبیری، ۱۳۸۲). درطی مطالعه‌ای کرباسی و همکاران(۱۳۷۴) غلظت و منشاء فلزات سنگین کروم، سرب، روی، منگنز و آهن را در رسوبات سطحی بستر دماغهٔ رودخانهٔ سیاهرود استان مازندران را مورد سنجش قرار دادند. منابع آلایندهٔ رودخانهٔ سیاهرود در این مطالعه نیز فاضلاب های انسانی، صنعتی و زهکش کشاورزی و دفع مواد زائد شهری تعیین گردید. کرباسی و همکارانش (۱۳۸۴) نیز به بررسی آلودگی فلزات سنگین (منگنز، آهن، نیکل، مس، روی، سرب و کبالت) در رسوبات رودخانهٔ شفارود پرداختند. نتایج بدست آمده نشان داد که، در این رودخانه به علت تأثیر مواد آهکی موجود در بستر میزان غلظت فلزات سنگین در رسوبات کمتر از حد استاندارد جهانی آن می باشد. درتحقیقی دیگر، دیگومانولین و همکاران (۲۰۰۴) به بررسی فلزات سنگین (مس، نیکل و کروم) در آبراههٔ رودخانهٔ کارون پرداختند. نتایج نشان داد که آلودگی در امتداد رودخانهٔ کارون و به سمت پایین مصب در خلیج فارس افزایش می یابد که علت این امر وجود واحدهای صنعتی از قبیل لوله سازی، فولاد سازی، رنگسازی، کشاورزی، کاغذسازی، حوضهٔ پرورش ماهی، کشتارگاه ها و صنایع آبکاری است که پساب خود را به این رودخانه رها می سازند.

دز رودخانه ای است که از رشته کوه زاگرس میانی در جنوب استان لرستان سرچشمه می‌گیرد و در اقتصاد شمال خوزستان نقشی بسیار مهم دارد. رودخانه دز یکی از شریانهای مهم سیستم رودخانه کارون بزرگ در استان خوزستان است که علاوه بر ایفای نقش مهم در وضعیت کیفی و هیدرولیکی این سیستم، منبع تامین آب بسیاری از کارخانجات صنعتی و طرحهای بزرگ کشاورزی منطقه است. کاهش آبدهی رودخانه بر اثر برداشتهای روزافزون آب از یک سو و تخلیه پسابهای شهری، صنعتی و به خصوص کشاورزی به رودخانه از سوی دیگر، وضعیت کیفی آب رودخانه را تهدید می کند. از این رو، این آزمایش جهت بررسی غلظت فلز سنگین سرب، در آب رودخانه دز انجام شده است.

موادوروشها

رودخانه دز در شمال استان خوزستان پس از گذشتن از شهر دزفول در شرق شوشتر به رود کارون می پیوندد. جهت اجرای این آزمایش، نمونه برداری از نمونه های رسوب سطحی با استفاده از نمونه بردار گراب با ابعاد ۱۵× ۱۵ سانتیمتر ی مدل اکمن که عمدتاً برای نمونه برداری از رسوبات سطحی، تعیین فلزات سنگین رسوبات و دانه بندی رسوب در رودخانه ها بکار می رود، استفاده شد. لازم به ذکر است جهت نمونه برداری از رسوبات رودخانه دز، از هر یک از ایستگاه های ۸ گانه سه نمونه با حداقل سه تکرار برداشت شد. فاصلهٔ تکرارها در هر ایستگاه بسته به وسعت منطقهٔ مورد نظر با فاصلهٔ ۵ تا حداکثر ۲۰ متری از هم انتخاب شدند در نمونه برداری از رسوبات سعی بر آن بود که فاصلهٔ نمونه های برداشت شده برای پارامترهای مورد بررسی برای تکرارهای هر ایستگاه از همدیگر حداقل میزان باشد تا نمونه برداشت شده حتی الامکان شاخصی از میزان آلودگی فلزات سنگین در آن تکرار باشند.

جهت تعیین غلظت فلز سرب، در هر یک از ایستگاه های نمونه برداری با روش هضم کلی در چهار دانه بندی (۰/۰۶۳، ۰/۲۵، ۱ و ۲ میلی متر) مورد بررسی قرار گرفته و غلظت سرب توسط دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

بر اساس نتایج حاصل از جدول ۱ در مورد فلز سرب اختلاف میانگین بین ذرات ۰/۲۵و ۱ در سطح ۱ درصد و در ذرات ۲ میلی متر در سطح ۵ درصد بین ایستگاه ها معنی دار شده است. برای ذرات ۰/۲۵ میلی متری تنها میانگین ایستگاه ۱ با سایر ایستگاه ها معنی دار شده است و بین سایر ایستگاه ها اختلاف معنی دار وجود ندارد.

جدول۱: تجزیه واریانس سرب در ایستگاه های مختلف رودخانه دز

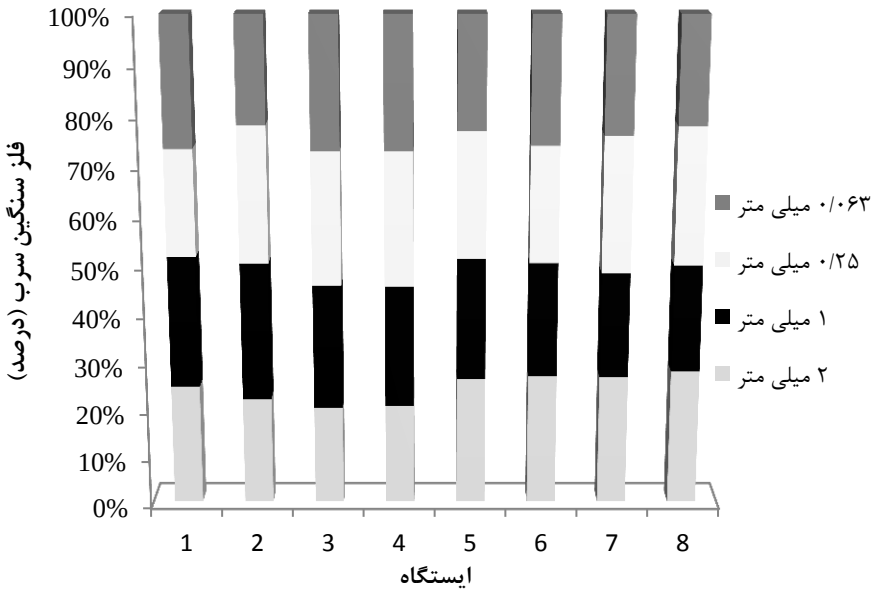
منبع تغییرات	میانگین مربعات صفات مورد بررسی				
	درجه آزادی	۰/۰۶۳ میلی متر	۰/۲۵ میلی متر	۱ میلی متر	۲ میلی متر
ایستگاه	۷	۱۱۱/۱۲ ns	۶۱/۱۵**	۴۶/۲۸**	۱۱۹/۴۵*
اشتباه	۱۷	۱۸/۸	۹/۷۸	۶/۷۳	۳۸/۶۱
ضریب تغییرات (٪)	–	۱۰/۹۳	۸/۹۱	۷/۴۱	۱۷/۱۲۰

**: معنی داری در سطح ۹۹٪ ،*: معنی داری در سطح ۹۵٪، NS: عدم معنی داری

بر اساس یافته های جدول ۲ مشاهده می گردد که پایین‌ترین میزان غلظت فلز سرب در دانه بندی ۰/۰۶۳ مربوط به ایستگاه ۸ (۳۰/۸۸ میکروگرم بر گرم) و بالاترین مقدار آن در ایستگاه ۶ (۴۱/۲۲ میکروگرم بر گرم) بود. برای ذرات ۰/۲۵ میلیمتر بالاترین غلظت در ایستگاه ۵ (۴۳/۳۸ میکروگرم بر گرم) و کمترین غلظت در ایستگاه ۱ (۲۷/۵۵ میکروگرم بر گرم) مشاهده شد. در رسوبات ۱ میلیمتری حد بیشینهٔ غلظت از میان ایستگاه ها مربوط به ایستگاه ۵ (۴۲/۲۲ میکروگرم بر گرم) و حد کمینهٔ آن مربوط به ایستگاه ۸ (۳۱/۰۵ میکروگرم بر گرم) بود. حداکثر غلظت سرب در ذرات ۲ میلی متری در ایستگاه ۵ (۴۴/۳۸ میکروگرم بر گرم) و حداقل آن در ایستگاه ۳ (۲۸/۶۳ میکروگرم بر گرم) مشاهده شد.

نمودار ۱ نیز نشان می دهد بیشترین درصد فلز سرب در ایستگاه های شمارهٔ ۵ (۲۶/۲۸ درصد) و مربوط به ذرات ۲ میلیمتری می باشد، در حالی که کمترین میزان درصد آن در ایستگاه شمارهٔ ۸ (۲۲/۰۵ درصد) و مربوط به ذرات ۰/۰۶۳ می باشد. مقایسهٔ غلظت متوسط سرب در دانه بندی های مختلف نیز نشان می دهد که غلظت سرب در ریزدانه های ۰/۲۵ میلی متری از سایر دانه بندی ها بیشتر بوده است:

۰/۲۵ mm (۳۹/۳۲ $\mu g/g$) > ۱mm (۳۷/۴۴ $\mu g/g$) > ۲ mm (۳۷/۲۶ $\mu g/g$) >۰/۰۶۳ mm (۳۶/۶۶ $\mu g/g$)



نمودار ۱: تعیین درصد سرب در ریزدانه های مختلف در ایستگاه های مورد بررسی

جدول ۲: میانگین غلظت سرب با ۴ دانه بندی مختلف در رسوبات سطحی رودخانه دز

	۰/۰۶۳ میلیمتر		۰/۲۵ میلیمتر		۱ میلیمتر		۲ میلیمتر	
ایستگاه	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار	میانگین	انحراف معیار
۱	۳۳/۳	±۵/۰۶	۲۷/۵۵	±۳/۵۶	۳۴/۰۵	±۱/۷۵	۳۰/۸۸	±۲/۱۴
۲	۳۲/۲۲	±۳/۵۶	۴۱/۳	±۰/۶۲	۴۲/۱۳	±۳/۸۷	۳۲/۴۷	±۲/۱۶
۳	۳۸/۴۷	±۳/۱۴	۳۹/۰۵	±۱/۹۰	۳۶/۶۳	±۱/۵۰	۲۸/۶۳	±۵/۲۵
۴	۳۷/۳	±۳/۳۱	۳۸/۰۵	±۴/۵۰	۳۴/۶۱	±۴/۶۹	۲۸/۴۷	±۳/۱۹
۵	۳۸/۷۲	±۵/۳۳	۴۳/۳۸	±۱/۴۶	۴۲/۲۲	±۲/۱۲	۴۴/۳۸	±۲/۷۸
۶	۴۱/۲۲	±۱/۴۵	۳۷/۸	±۴/۵۰	۳۷/۳۸	±۱/۴۴	۴۲/۸۸	±۴/۴۲
۷	۳۵/۷۲	±۸/۰۰	۴۱/۶۳	±۴/۰۲	۳۲/۳۱	±۴/۷۱	۳۹/۸	±۱/۱۲
۸	۳۰/۸۸	±۴/۰۶	۳۹/۳۸	±۱/۲۵	۳۱/۰۵	±۳/۱۲	۳۹/۱۳	±۴/۶۲

بر اساس مشاهدات فوق می توان بیان داشت که که در مورد فلز سرب بیشترین غلظت از میان ریز دانه های مورد بررسی مربوط به ریزدانهٔ ۰/۲۵ میلی متری بود و کمترین غلظت فلز سرب نیز مربوط به ریزدانهٔ ۰/۰۶۳ میلی متری بود؛ پس از ریزدانهٔ ۰/۲۵ میلی متری بیشترین غلظت فلز سرب در ریزدانهٔ۱ میلی متری مشاهده گردید.

غلظت کمتر فلز سرب در ایستگاه ۱ نسبت به سایر ایستگاه ها را می توان به جریان های شدید عمقی و سطحی آب در این ایستگاه نسبت داد که مانع از ته نشست فلزات و انباشت آن ها در رسوبات می گردد. برای ذرات ۱ میلی متری نیز حداکثر غلظت فلز سرب در ایستگاه های ۲ و ۵ بود این امر به علت مجاورت ایستگاه ۵ به کارخانهٔ سیمان و کاهش سرعت جریان هایی رودخانه‌ای در این ایستگاه می باشد، حداقل غلظت فلز سرب نیز برای ایستگاه های ۷ و ۸ بدست آمد که علت این امر نیز بدلیل دور شدن از منابع آلاینده می باشد که به علت توان خودپالایی طبیعی بوم سازگان و نیز ته نشست فلزات در بخش های فرادست از حجم آلاینده های فلزی در ایستگاه های مذکور کاسته می شود. در ذرات ۲ میلی متری نیز حد بیشینهٔ غلظت فلز سرب در ایستگاه ۶ و کمترین میزان غلظت فلز سرب در ایستگاه های ۳ و ۴ مشاهده شد؛ ایستگاه های مذکور با یکدیگر و با سایر ایستگاه ها اختلاف معنی دار داشتند. همانگونه که آشکار است بر اساس افزایش غلظت فلز سرب در رسوبات با ریزدانه های ۱ و ۲ میلی متری در ایستگاه ۶ می توان به نقش کارخانهٔ سیمان در آلوده ساختن این بوم سازگان به فلز سرب پی برد.

منابع

۱. اسماعیلی ساری، ع.، ۱۳۸۱. آلاینده ها و بهداشت و استاندارد در محیط زیست. چاپ اول. انتشارات نقش مهر. صفحه ۷۶۷.

۲. دبیری، م.، ۱۳۸۲. آلودگی محیط زیست هوا، آب، خاک ، صوت. چاپ سوم. انتشارات اتحاد. ۳۹۹ص.

۳. عرفان منش، م.، افیونی، م.، ۱۳۸۵. آلودگی محیط زیست آب، خاک و هوا. چاپ اول. انتشارات ارکان. صفحه ۳۱۸.

۴. کرباسی، ع.، بیاتی، آ.، نبی بنی هندی، غ.، ۱۳۸۴. بررسی شدت آلودگی عناصر سنگین در رسوبات رودخانهٔ شفارود. مجلهٔ محیط شناسی. ۳۹: ۴۸ – ۴۱.

۵. کرباسی، ع. عبدلی، م. ع.، مومنی، ن.، ۱۳۷۴. غلظت و منشاء Zn، Pb، Cd، Cu، Cr، Mn، Fe در رسوبات سطحی بستر دماغهٔ رودخانهٔ سیاهرود (استان مازندران). فصل نامهٔ علمی محیط زیست. جلد ۷(۲): ۳۵– ۳۹.

6. Diagomanolin, V., Farhang, M., Ghazi-Khansari, M., Jafarzadeh N., 2004. Heavy metals (Ni, Cr, Cu) in the Karoon waterway river, Iran. *ToxicolLett*. 151: 63–68.
7. Harikumar. P. S., U. P. Nasir., M. P. MujeebuRahman. 2009. Distribution of heavy metals in the core sediments of a tropical wetland system. Springer. *Environ. Sci. Tech*. 6(2): 225-232.

مطالعه‌ای بر نقش اصلاح‌کنندگی جامدهای زیستی در حذف فلزات سنگین از خاک-های آلوده

سید مجید موسوی[۱]، زهرا احمدآبادی[۲]، مینا شهابی[۳] و جمال شیخی[۱]

۱-دانشجوی دکتری مهندسی علوم خاک دانشگاه تهران، ۲- کارشناس ارشد مهندسی علوم خاک دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری ۳- مربی گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

مقدمه

خاک پس از آب و هوا بعنوان سومین جزء محیط زیست در معرض آلودگی قرار دارد و بعنوان صبورترین جزء طبیعت، دیرتر از سایر اجزاء اختلالات ناشی از آلودگی را بروز می‌دهد ولی تقابل بین اجزاء محیط زیست و نهشتن مداوم آلاینده ها در دل خاک، آنرا دچار مشکل می‌سازد. هر گونه تغییر در ویژگی‌های اجزای متشکله‌ی خاک، بطوری‌که استفاده‌ی پیشین از آن را ناممکن سازد و بطور مستقیم یا غیر مستقیم منابع و حیات موجودات زنده‌ی آن را به مخاطره اندازد آلودگی خاک نامیده می‌شود (غفاریان مقرب، ۱۳۸۳). خاک دارای نقش کلیدی در چرخه‌ی تولید و بازیافت است لذا آلودگی خاک موجب اختلال در روند تولید و بازیافت مواد در طبیعت می‌گردد. تجزیه یا تثبیت ماده‌ی آلی بوسیله‌ی اعمال بیولوژیک از بدو پیدایش حیات در روی کره‌ی زمین تا کنون ادامه داشته است (اشراقی، ۱۳۵۵) امروزه دیگر بر ما پوشیده نیست که افزودن پسماندای آلی به خاک، درصد مواد آلی، غلظت عناصر تغذیه ای پرمصرف و کم مصرف و فعالیت میکروارگانیسم‌ها را افزایش می‌دهد. کود کمپوست بطور طبیعی حاوی مقدار قابل ملاحظه‌ای از عناصر غذایی و عناصر سنگین است که به علت وجود مواد آلی زیاد باعث افزایش حلالیت و قابلیت جذب این عناصر در خاک می‌شوند. مقدار و ترکیب مواد زائد قابل کمپوست شدن با تغییر فصل و شرایط جغرافیایی بطور گسترده‌ای فرق می‌کند. حدود حداقل و حداکثر عناصر مختلف کمپوست زباله شهری در جدول۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- حد مجاز تعدادی از عناصر کم نیاز و عناصر سنگین در خاک‌های زراعی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) (گندمکار و میرزاشاهی، ۱۳۸۵).

نام عنصر	آهن	منگنز	روی	مس	بر	سرب	کادمیم	جیوه	نیکل	کروم
کم	۲/۵	۱	۰/۵	۰/۲	۱	۱۰	۰/۱	۰/۱	۰/۵	۵
زیاد	۴/۵	۲	۱	۰/۸	۳	۱۵	۳	۵	۵۰	۱۰۰

برای اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات معمولاً افزودن مواد آلی به خاک پیشنهاد می‌شود، مواد آلی دارای شمار زیادی مکان‌های جذب اختصاصی و غیر اختصاصی برای فلزات هستند (شامن، ۱۹۹۹) در حقیقت برخی از محققین نشان داده‌اند که کاربرد اسیدهای آلی قابلیت استفاده‌ی زیستی فلزات سنگین را در خاک‌های آلوده کاهش می‌دهد (گائو و همکاران، ۲۰۰۳). در مطالعه‌ای دیگر توسط کیاکوسکا و مسیجسکا (۲۰۰۶) نیز مشخص شد که قابلیت جذب فلزات سنگین بوسیله‌ی خاک با افزودن مواد آلی به خاک افزایش یافته و شاخص‌های تجمع بیولوژیکی برای سرب و کادمیم با افزودن مواد آلی کاهش یافت. پیرزینسکی و اسکاب (۱۹۹۳) و اسکرر و

همکاران (۱۹۹۷) بیان کردند که نقش مواد آلی در کاهش پویایی فلزات سنگین شاید به خاطر جذب این فلزات به سطح آن‌ها باشد که در نتیجه‌ی آن جذب این فلزات بوسیله‌ی گیاه کاهش می‌یابد. ورمی‌کمپوست در واقع کمپوست حاصل از عملیات تجزیه کرم‌های خاکی بر روی پسماندا و بقایا می‌باشد. برتری ورمی‌کمپوست نسبت به کمپوست‌های معمولی این است که دارای آنزیم‌ها و هورمون‌های رشد می‌باشند (ریگی، ۱۳۸۲). یاسن (۲۰۰۷) نشان داد که با کاربرد پسماندای آلی به خاک، بطور معنی‌داری غلظت سرب، کادمیم و روی در گیاه اسفناج در مقایسه با شاهد هم برای خاک آلوده و هم برای خاک غیر آلوده کاهش یافت. در همین زمینه گش و همکاران (۲۰۰۷) نیز نشان دادند که با کاربرد خاکستر هم به صورت مجزا و هم به صورت مخلوط با پسماندهای آلی، لجن کارخانه کاغذ سازی، لجن فاضلاب، کودهای حیوانی و نیز کودهای شیمیایی، در سیستم های متفاوت کشت برنج و بادام زمینی، رشد و عملکرد گیاه به دلیل بهبود قابلیت استفاده‌ی عناصر غذایی ضروری و نیز بهبود خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک افزایش می‌یابد. در آزمایش دیگری آجلیداس و لوندرا (۱۹۹۹) بیان کردند که خصوصیات شیمیایی خاک‌ها مستقیماً با کاربرد کمپوست تحت تأثیر قرار می‌گیرند. همواره استفاده از ضایعات شهری مشکلات عدیده‌ای را به همراه داشته است. از جمله اشکالاتی که کمپوست می‌تواند به مرور زمان ایجاد نماید تجمع عناصر سنگین است. منشاء عناصر سنگین در کمپوست می‌تواند ناشی از ضایعات مختلف نظیر باطری‌های بزرگ و کوچک، شیشه، سفال، چینی، کاغذ، پارچه و کائوچو به دلیل داشتن عناصری چون جیوه، روی، مس، کروم، نیکل، کادمیم، سرب، باریوم و کروم باشد (مقرب، ۱۳۸۲). در این حال نتایج مطالعات دیگری نیز نشان داده که به دلیل محتوای کربن آلی بالای این جامد زیستی و ایجاد مکان‌های تشکیل کمپلکس با فلزات سنگین در صورت استفاده صحیح در خاک‌های آلوده به میزان قابل توجهی قابلیت استفاده زیستی این عناصر و در نتیجه ورود آن‌ها به زنجیره غذایی انسان و دام کاهش می‌یابد (واکا پائولین و همکاران، ۲۰۰۵؛ یاسن، ۲۰۰۷؛ جانگ و وو، ۲۰۰۷). استفاده از فاضلاب برای آبیاری در کشاورزی به علت خاصیت کودی آن از یک صد سال پیش تاکنون در کشورهای اروپایی متداول گشت. طبق گفته‌ی راس (۱۹۹۶) یکی از نگرانی‌های عمده در کاربرد جامدهای زیستی حضور عناصر بالقوه سمی در آن‌ها می‌باشد. این وضعیت عموماً زمانی اتفاق می‌افتد که از لجن فاضلاب‌های صنعتی استفاده گردد و یا مقادیر زیادی از کودهای آلی مانند کمپوست زباله به خاک اضافه شود. رفتار مواد آلی محلول در خاک و اثر آن روی خصوصیات شیمیایی آلوده کننده‌های خاک همواره توجه ویژه‌ای از جانب محققین را به خود جلب کرده که این بیشتر به خاطر نقش پایه‌ای است که این مواد در تثبیت و انتقال آلوده کننده‌های خاک بازی می‌کند (کایسر و زیچ، ۱۹۹۷؛ نایدو و هارتر، ۱۹۹۸). اجزای آبدوست و آبگریز مواد آلی خاک می‌توانند بوسیله‌ی کانی‌های خاک و سطوح جذب کننده-ی دیگر جذب شده اما هنوز درباره‌ی اثر مواد آلی محلول که در نتیجه‌ی افزودن لجن فاضلاب به خاک اضافه می‌شود، در جذب فلزات به خاک اطلاعات کمی وجود دارد (واکاپائولین همکاران، ۲۰۰۶). مهم‌ترین خصوصیت سود بخش کمپوست میزان مواد آلی آن است که طبق استانداردهای موجود مقدار مواد آلی کمپوست نباید از ۵۰ درصد آن کمتر باشد. کمپوست افزوده شده به خاک‌های آلوده می‌تواند قابلیت استفاده‌ی گیاهی کادمیم را کاهش دهد (جانگ و وو، ۲۰۰۷). غلظت کادمیم در دانه‌ی برنج به نسبت افزایش کادمیم خاک افزایش می‌یابد. با این وجود کاربرد کمپوست، غلظت کادمیم را در گیاهان کاهش داده که این اثرات در سطوح بالاتر افزایش کادمیم به خاک مشخص‌تر است. کاربرد جامدهای زیستی مختلف به خاک باعث افزایش کربن آلی محلول خاک می-شود که این کربن آلی بعنوان جایگاهی برای جذب کادمیم و نتیجتاً کاهش جذب کادمیم بوسیله‌ی گیاه می

شود. آلودگی به فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی بواسطه‌ی استفاده از پسماندهای حیوانی و لجن فاضلاب و آبیاری با آب فاضلاب صنعتی و ته نشست آلوده کننده‌های هوا در خاک افزایش یافته است (مک نیکول و بکت، ۱۹۸۵؛ جینداسا و همکاران، ۱۹۹۷). استفاده از لجن فاضلاب بعنوان کود آلی در بسیاری از کشورها رایج می‌باشد با این وجود اگر کیفیت آن کنترل نشده باشد آلودگی‌های بسیاری را می‌تواند در خاک ایجاد کند که مهم‌ترین آن‌ها وارد کردن مقدار زیادی عناصر کم مقدار مانند سرب، کادمیم، روی، مس و نیکل در خاک می-باشد که پایداری و سمیت این عناصر در غلظت‌های بالا عامل اصلی نگرانی می‌باشد (کلر و همکاران، ۲۰۰۱؛ النجر و همکاران، ۲۰۰۵). با بررسی اثر لجن فاضلاب و کمپوست روی جذب و توزیع مس و کادمیوم در خاک نشان داده شد که هم کاربرد لجن فاضلاب و هم کمپوست ظرفیت جذب مس خاک را افزایش داده و جذب کادمیوم تنها تحت شرایط رقابتی با فلز مس کاهش می‌یابد. همچنین، نشان دادند که کاربرد لجن فاضلاب و کمپوست قابلیت استفاده کادمیوم را در خاک افزایش نمی دهد (واکاپائولین و همکاران،۲۰۰۶). ماتوس و آرودا (۲۰۰۲)، از ورمی‌کمپوست به عنوان جذب کننده‌ی یون‌های سرب، کادمیم، مس و روی منتشر شده در نتیجه‌ی فعالیت‌های آزمایشگاهی یاد می‌کنند و دامنه‌ی اسیدیته حدود ۲/۵ تا ۵ را بعنوان دامنه‌ی اسیدیته بهینه‌ی جذب فلزات بوسیله‌ی ورمی‌کمپوست معرفی می‌کنند. هنوز برخی مسائل شناخته نشده در مورد سرنوشت نهایی این عناصر در خاکی که به آن کودهای آلی افزوده شده وجود دارد، برای مثال این فلزات می‌توانند آزاد شده و برای ارگانیسم‌ها قابل استفاده شوند و در عین حال مواد آلی می‌توانند آنها را تثبیت کنند (سمارنات، ۲۰۰۳).

مواد و روشها

این مطالعه به صورت مطالعه‌ی کتابخانه ای و جستجو در مقالات معتبر منتشر شده در مجلات داخلی و خارجی، پایانامه های دانشجویی و نیز نتایج پژوهش خود نویسندگان انجام گرفت.

نتایج و بحث

حفظ باروری خاک و آلوده نکردن آن یک امر ضروری جهت تولید درازمدّت محصولات کشاورزی می‌باشد، از این رو استفاده از کودهای آلی می‌تواند خاک را بارور و حاصلخیز نگه دارد و منجر به بهبود شرایط فیزیکی، شیمیای و بیولوژیکی خاک و در نهایت افزایش رشد و باروری گیاه شود. استفاده از جامدهای زیستی مختلف به عنوان کود بایستی بتواند علاوه بر افزایش تولید، کیفیت محصولات کشاورزی را ارتقاء داده، ضمن آلوده نکردن محیط زیست مخصوصاً آب‌های زیر زمینی، تجمع مواد آلاینده نظیر نیترات در اندام‌های مصرفی محصولات زراعی را به حداقل مقدار ممکن تنزل دهد و علاوه بر افزایش راندمان کودی، سلامتی انسان و دام نیز تأمین شود. بطورکلی، استفاده از جامدهای زیستی به عنوان کودآلی در کشاورزی نقشی دوگانه می‌توانند ایفا کنند که بسته به ایفای نقش در هر مورد می‌توانند مورد مطالعه‌ی دقیق قرار گیرند، یکی از نظر ورود فلزات سنگین به خاک که در صورتی‌که در جریان تولید و نیز بکارگیری آن‌ها دقت نشود می‌توانند خطرناک باشند و دوم در کاهش قابلیت استفاده زیستی فلزات سنگین برای گیاهان تحت کشت بالأخص در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین از طریق تشکیل کمپلکس که موضوع این تحقیق بود که در این مورد این مواد باعث کاهش سمیت فلزات سنگین برای گیاهان می‌شوند. بنابراین، استفاده علمی و اصولی از این جامدهای زیستی می‌تواند علاوه بر

بهبود وضعیت خاک از نظر کربن آلی و عناصر تغذیه‌ای، در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با برقراری کمپلکس‌های پایدار با این عناصر سمی قابلیت استفاده این عناصر را برای گیاهان کاهش دهد.

منابع

اشراقی، ا.، ۱۳۵۵. تهیه و مصرف کود کمپوست در کشاورزی. موسسه تحقیقات خاک وآب، شماره ۱۴.

ریگی، م.، ۱۳۸۲. ارزیابی گلخانه ای تاثیر سه نوع ورمیکمپوست و نیتروژن بر رشد و ترکیب شیمیایی ذرت و برنج. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز.

غفاریان مقرب، ه.، ۱۳۸۳. پالایش زیستی خاکهای آلوده به سرب. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس.

گندمکار، ا. و میرزاشاهی ک.، ۱۳۸۵. استفاده از کمپوست مواد آلی در کشاورزی پایدار. *نشریه علوم کشاورزی و صنعت.*، شماره ۵۱. صفحه های ۲۴ تا ۲۶.

Al-Najar H, Schulz R, Breuer J and Roemheld V, 2005. Effect of cropping systems on the mobility and uptake of Cd and Zn. Envir. Chem. Letters 3: 13-17.

Gao Y, He J, Ling W, Hu H, and Liu F, 2003. Effects of organic acids on copper and cadmium desorption from contaminated soils. Environment International 29: 613-618.

Ghosh BC, Choudhuri D and Tripathi S, 2007. Coal ash in crop production system: effect on heavy metal distribution,plant accumulation, microbial activity and crop response. Pp. 360. Proceedings of the 9th World Congress of Soil Science. China.

Jindasa KBPN, Milham PJ, and Hawkkins CA, 1997. Survey of cadmium levels in vegetables and soils of greater Sudney. Australia. J. Environ. Qual. 26: 924-933.

Jung KW, and Wu WJ, 2007. Effect of Soil Amendment with Compost on Cadmium uptake in Rice Seedlings. Pp. 75. Proceedings of the 9th World Congress of Soil Science. China.

Kaiser K, and ZechW, 1997. Competitive sorption of dissolved organic fractions to soil and related mineral phases. Soil Science Society of America journal 61: 64-69.

Keller A, Abbaspour KC, and Schulin R, 2001. Assessment of uncertainty and risk in modeling regional heavy-metal accumulation in agricultural soils. J. Environ. 105: 137-143.

Kwiatkowska j, and Maciejewska A, 2006. The Effect of organic Materials on the Uptake of heavy metals by Maize(zea mays) in Heavy Metals Polluted Soil. Pp. 163-44. Proceedings of the 18th World Congress of Soil Science. Philadelphia. America.

MacNicol RD, and Becket PHT, 1985. Critical tissue concentrations of potentially toxic elements. Plant soil 85: 107-109.

Matos GD, and Arruda MAZ, 2002. Vermicompost as natural adsorbent for removing metal ions from labaoratory effluents. Process Biochemistry 39: 81-88.

Naidu A, and Harter RD, 1998. Effect of different organic ligands on cadmium sorption by and exteractability from soil. Soil Science Society of America Jurnal 62: 644-658.

Pierzenski GM, and Schwab A.P, 1993. Bioavailability of Zinc, Cadmium and lead in metal contaminated alluvial soil". J of Environmental Quality 22: 249-254.

Vaca-Paulin R, Esteller-Alberich MV, Lugo-de la Fuente J, and Zavaleta- Mancera HA, 2006. Effect of sewage sludge or compost on the sorption and distribution of copper and cadmium in soil. Waste management 26: 71-81.

Ross SM, 1996. Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils". In: Ross, S.M. (Ed), Toxic metals In Soil-Plant Systems. Wiley. UK, pp.63-152.

Scherar HW, Knauff U, and Werner W, 1997. Influence of compost application to soils with different heavy metals concentrations on the bio transfer of heavy metals in to plants. Agiebiological Research 50(3): 205-213.

SEMARNAT, 2003. Norma Ofical Mexicana. Lodos y biosolidos. Secretaria del medio ambiente y Recursos Naturales. NOM 04SEMARNAT. Diario Oficial, Mexico.

Shuman LM, 1998. Effect of organic matter on the distribution of Manganese, Copper, Iron and Zince in soil fractions. Soil science 146: 192-198.

Shuman LM, 1999. Effect of organic waste amendments on zinc adsorption by two soils. Soil Science 164: 197-205.

تجزیه و تحلیل آلودگی خاک پارک لاله به سرب با استفاده از تکنیک های زمین آمار

الناز جاویز ۱، احمد جلالیان۲،محمود کلباسی۳

۱-دانشجوی کارشناسی ارشد، رشته خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان(اصفهان)

۲-عضو هیئت علمی، دکتری، رشته خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان (اصفهان)

۳- عضو هیئت علمی، دکتری، رشته خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان (اصفهان)

مقدمه

آلاینده ها از جمله عوامل مختل کننده محیط زیست به شمار رفته و از میان آنها فلزات سنگین بـه دلیـل غیـر قابل تجزیه بودن و اثرات فیزیولوژیکی بر موجودات زنده در غلظت های کم حائز اهمیت شناخته شده اند (وهاب زاده ۱۳۷۲). از جمله این عناصر می توان به سرب اشاره کرد که به خاطر توانـایی بـالقوه در آسـیب رسـانی بـه سلامت انسانها و حیوانات در چند دهه اخیر از نظر مسائل زیست محیطی بسیار مورد توجه قرارگرفته اند و سعی شده از ورود آنها به چرخه محیط زیست تا حد امکان جلوگیری شود . غلظـت سـرب در خاکهـا بـین ۱ تـا ۲۰۰ میلیگرم برکیلوگرم و به طور متوسط ۱۵ میلیگرم برکیلوگرم می باشد. ورود عنصر سرب بیش از حـد مجـاز در چرخه غذایی از لحاظ سلامتی بسیار خطر ساز خواهند بود. به عنوان مثال سرب بعد ازانتقال در خون به نقـاط مختلف بدن منتقل شده و در اندام هایی مانند کلیه، کبد، طحال، سیستم های عصبی، مغـز اسـتخوان و غـدد فوق کلیوی جمع می شود و بالا رفتن غلظت آن ایجاد سمیت شدیدی مـی کنـد کـه در اثـر عـدم درمـان و جلوگیری از آلودگی بیشتر به مرگ منتهی می شود (سامانی مجد ۱۳۷۸).

از این رو بررسی آلودگی خاک عرصه های فضای سبز به سرب به دلیل کاربری تفرجگاهی پارک ها و تردد بیشتر انسانها و همچنین وجود درختان به عنوان موجودات زنده بسیار ضروری به نظر می رسد. به ویژه که به دلیل عدم وجود مطالعات جامع در این خصوص فرضیه های متعددی در خصوص آلودگی درختان تاثیر عناصر سنگین به ویژه سرب بر درختان مطرح می باشد.

از سوی دیگر، یکی از مشکلات اصلی در ارزیابی وضعیت آلودگی منطقه عدم امکان نمونه برداری از تمـامی نقاط می باشد. بدین منظور استفاده از راهکار مناسب جهت تعمیم نتایج حاصل از نقاط اندازه گیـری شـده بـه سایر نقاط توصیه می گردد .یکی از راهکارهای تجزیه و تحلیل های مکانی داده های ژئوشـیمیایی محیطـی، استفاده از روش های میانیابی برای مطالعه الگوی توزیع مکانی این داده ها و تهیه نقشه های مـورد نظـر مـی باشد(محمدی، جهانگرد، ۱۳۸۵).

محدوده مورد مطالعه:

محدوده مورد مطالعه پارک لاله با مختصات با طول جغرافیائی ۵۶۵۹۲۲ و عرض جغرافیائی ۳۶۱۷۴۵۸ با ارتفاع متوسط ۱۵۶۳ متر از سطح دریاهای آزاد می باشد که به عنوان یکی از اصلی ترین عرصه های فضای سبز شهری در منطقه ده شهر اصفهان قرار دارد.

کاربری قبلی این پارک کوره آجر پزی بوده که به دلیل عدم جمع آوری کامل بقایای کوره مذکور وجود نخاله های ساختمانی در بستر خاک در پروفیل های حفر شده مشهود بوده است. گونه غالب این پارک چنار بوده که در حدود ۴۹ درصد گونه درختی پارک را شامل می شود که دچار زردبرگی آهن شدید می باشد .

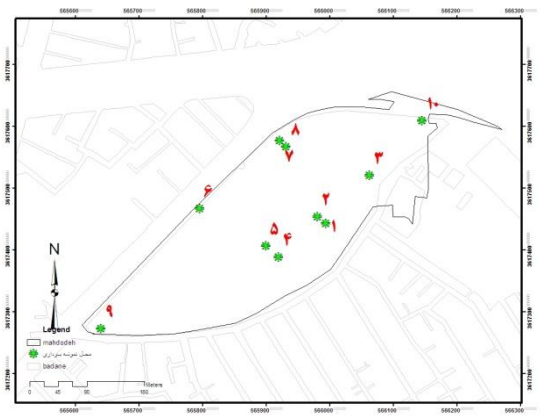
با توجه به مشکلات عدیده فضای سبز این پارک و انجام مطالعات کامل خاکشناسی (شیمیائی و فیزیکی) در این محدوده و عدم ارتباط نتایج با خزان زودرس درختان چنار در این تحقیق با بررسی فرضیه ارتباط شدت آلودگی سرب با زرد برگی درختان با استفاده از تکنیک های زمین آمار پرداخته شده است.

منابع ورود عناصر سنگین به خاک

به طور کلی عناصر سنگین تحت تاثیر منابع طبیعی و منابع غیر طبیعی خاک قرار می گیرد، منشاء آلودگی در منابع غیر طبیعی به سه دسته منابع شهری، کشاورزی و منابع صنعتی تقسیم می گردد که با توجه به محدوده مورد مطالعه منشاء آلودگی شهری و کشاورزی در این تحقیق حائز اهمیت می باشد. به طور اجمالی احتمال وجود منابع آلاینده سرب در پارک لاله را می توان ناشی از تردد وسایط نقلیه و مصرف کودهای شیمیایی و آفت کش ها نسبت داد.

مواد و روش ها

طی بازدیدهای به عمل آمده از محدوده مورد مطالعه و پرسش از کارشناسان مطلع در مورد خزان زودرس درختان چنار و خشک شدن آنها و همچنین تحلیل میزان ترافیک و کارکرد معابر اصلی پیرامون پارک، مکان نمونه برداری با روش Free survey مشخص شد، سپس از محل های تعین شده نمونه های از عمق 0 تا 10 سانتیمتری برداشت شد و مختصات هر محل برداری دستگاه سیستم موقعیت یاب جهانی ثبت شد(شکل شماره یک). سپس نمونه ها با اسید نیتریک۴ مولار تیمار و مقدار کل عناصر سرب به کمک دستگاه جذب آتمی اندازه گیری شد. نتایج استخراج شده با استفاده از آزمون کولوموگراف – اسمیرنوف از لحاظ نرمال



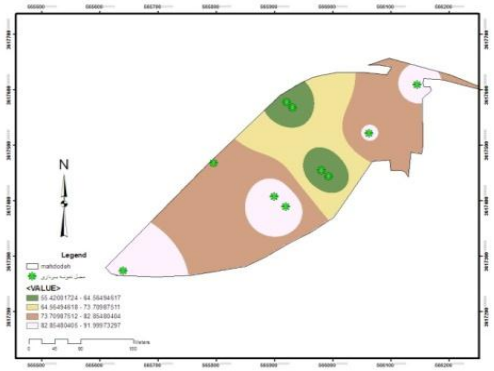
شکل شماره یک: جانمائی نمونه برداشتی در محدوده پارک لاله

بودن سنجش و در نهایت جهت بررسی تغییرات مکانی غلظت سرب از روش های کریجینگ ، کوکریجینگ (به همراه متغییر کمکی ارتفاع) استفاده شد.

نتایج و بحث

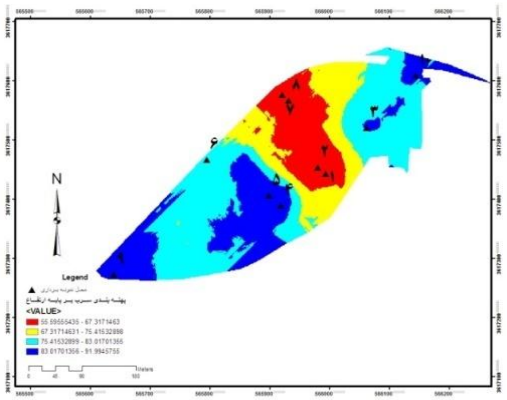
بر اساس نتایج استخراج شده کمترین و بیشترین غلظت سرب کل در محدوده پارک لاله به ترتیب۵۵/۴ و ۹۱/۹ پی پی ام با میانگین ۷۲/۴۱ پی پی ام می باشد. همانگونه که مشهود است میزان غلظت سرب در محل حفر تمامی پروفیل ها کمتر از حد بحرانی(۲۰۰ پی پی ام) برای گیاهان و انسان می باشد (آژانس حفاظت محیط زیست ایالات متحده آمریکا).

نتایج تحقیق بیانگر وجود ارتباط معکوس نسبی میان فاصله جاده ها و غلظت سرب می باشد به صورتی که در محدوده های از پارک که از چند جهت توسط معابر احاطه شده است میزان غلظت سرب بیشتر می باشد لیکن این روند در تمامی نمونه ها مشاهده نشد، لذا با توجه به عدم وجود رابطه خطی میان غلظت سرب و فاصله از خیابان های پیرامون پارک، و وجود توپوگرافی معنی دار در سطح پارک با استفاده از روش کوکریجینگ پارامتر ارتفاع به عنوان متغییر کمکی در پهنه بندی غلظت سرب در معادله لحاظ گردید(شکل شماره ۳).



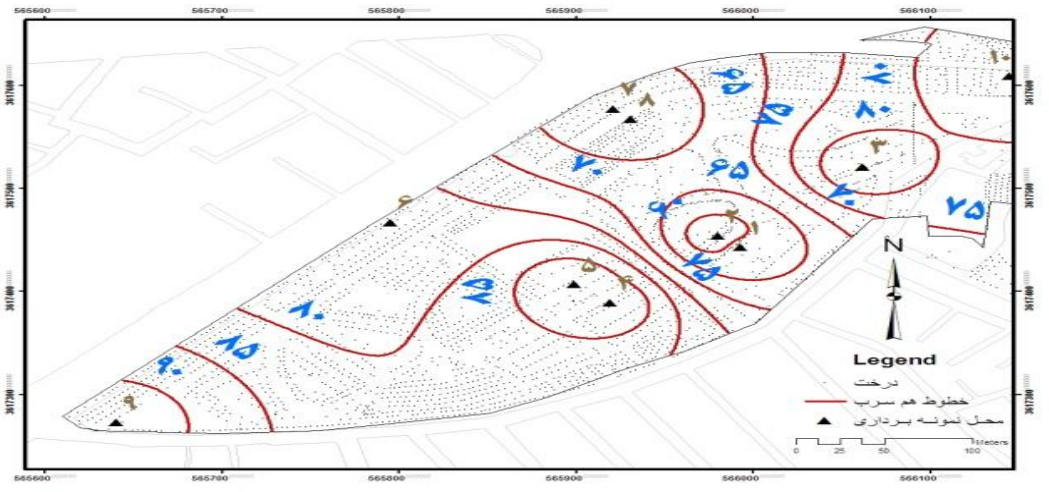
شکل شماره دو: نقشه پهنه بندی غلظت سرب

با توجه به نتایج به دست آمده انطباق مناسب تری میان غلظت سرب و فاصله از خیابان های اصلی و پارکینگ ها سطح پارک مشاهده شد که این امر بیانگر تاثیر ویژه پارامتر ارتفاع، علاوه بر فاصله از خیابان های اصلی پیرامون پارک می باشد(شکل شماره ۳).



شکل شماره سه: پهنه بندی سرب به کمک پارامتر ارتفاع

پس از استحصال نتایج جهت بررسی وضعیت زرد برگی درختان چنار با غلظت سرب در خاک نقشه هم غلظت سرب ترسیم شد(شکل شماره ۴). که با انطباق نتایج با وضعیت درختان ارتباط معنا داری در این خصوص مشاهده نشد.این امر فرضیه ارتباط شدت آلودگی سرب با زرد برگی درختان را مخدوش می نماید.



شکل شماره چهار:نقشه هم غلظت سرب

منابع

دبیری م. ۱۳۷۹ ."آلودگی محیط زیست؛ هوا، آب، خاک " تهران، نشر اتحاد.

صاحبقدم لطفی ع. ۱۳۶۷. "متابولیسم سرب و مسمومیت های ناشی از آن". انتشارات دانشگاه تربیت مدرس، تهران.

محمدی ج. ۱۳۸۵. "آمار مکانی(ژئواستاتیستیک) " انتشارات پلک، چاپ اول.

وهاب زاده ع. ۱۳۷۲. "مبانی محیط زیست" چاپ اول، جهاد دانشگاهی مشهد.

United States Environmental Protection Agency(USEPA). 1998. Solid Waste(SW) Methods(Method SW-1311).

تاثیر ورمی‌کمپوست و دو گونه زئولیت (فیروزکوه و سمنان) بر شکل‌های نیکل در دو نوع خاک آهکی

سمانه فلاحتی[1]، ابراهیم ادهمی[2] و حمیدرضا اولیایی[3]

[1]دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، دانشگاه یاسوج. [2و3] استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه یاسوج.

مقدمه

نیکل عنصری ضروری برای گیاهان عالی است، نیکل در گیاه متحرک بوده و خطر تجمع بیش از حد آن در گیاه وجود دارد و باعث کاهش ارزش فرآورده‌های گیاهی می‌شود. سمیت نیکل بستگی به غلظت نیکل در محلول خاک و گونه گیاهی دارد (ملکوتی و طهرانی، ۱۳۸۴). تثبیت شیمیایی خاک‌های آلوده یا تبدیل فلزات سنگین به شکل‌های کم تحرک که قابلیت دسترسی آن‌ها برای گیاهان و سایر موجودات زنده کم است توسط تثبیت کننده‌هایی مانند زئولیت، رسوبات مواد قلیایی، مواد آلی (لجن فاضلاب و کمپوست) و فسفات نیز بدلیل هزینه کم و سرعت نسبتا زیاد نسبت به روش‌های دیگر ارجحیت دارد (شرامتی و وارما، ۲۰۱۱). زئولیت‌ها مواد متخللی هستند که با ساختمان کریستالی خود مانند غربال مولکولی عمل کرده و به دلیل داشتن کانال‌های باز در شبکه خود، اجازه عبور بعضی از یون‌ها را داده و مسیر عبور بعضی از یون‌های دیگر را مسدود می‌کنند (مامپتون، ۱۹۹۹). ترکیبات آلی محلول موجود در کودهای آلی و دیگر اصلاح کننده های آلی که برای اصلاح خاک های آلوده فلزات سنگین استفاده می شوند به دلیل بار منفی خالص خود در pH طبیعی خاک موجب افزایش تحرک فلزهای سنگین می‌شوند (دونیوانت و همکاران، ۱۹۹۲). مطالعه حاضر به منظور بررسی تاثیر زئولیت و ورمیکمپوست بر تغییرات شکل‌های مختلف نیکل در دو خاک آهکی با بافت متفاوت انجام شد.

مواد و روش ها

آزمایش حاضر بر روی دو خاک آهکی با بافت رس و لوم شنی از افق سطحی (۰-۳۰ سانتی‌متری) انجام شد. مقدار کافی از خاک‌های مورد مطالعه جمع آوری و پس از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی‌متری به آزمایشگاه منتقل شد. بافت خاک، کربنات کلسیم معادل، ظرفیت تبادل کاتیونی، ماده آلی، pH وEC به روش‌های معمول آزمایشگاهی (جدول ۱) و شکل‌های مختلف نیکل اندازه‌گیری شد (جدول ۲).

جدول ۱- برخی خواص فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک مورد آزمایش

بافت	رس	سیلت	شن	pH	CEC ($cmol^+/kg$)	EC(dS/m)	O.M(%)	CCE(%)
رسی	۴۸/۴	۲۸	۲۳/۶	۷/۹۱	۲۴/۲۳	۰/۲۱۱	۰/۶۸۱	۳۳/۱
لوم شنی	۱۶/۴	۱۰	۷۳/۶	۷/۶۵	۶/۶۹	۰/۸۷۶	غ. ق. ا.	۷۶/۸

غ. ق. ا.، غیر قابل اندازه‌گیری.

جدول۲- شکل‌های مختلف نیکل در خاک‌های بدون تیمار

خاک	میانگین نیکل(میلی گرم بر کیلوگرم)					
	نیکل محلول	نیکل تبادلی	نیکل کربناتی	نیکل اکسیدی	نیکل آلی	نیکل باقیمانده
رس	غ.ق.ا	۰/۵۵	۱/۷۰	۱۱/۵	۵/۶۵	۵۰/۹
لوم شنی	۰/۴۵	۰/۵۵	۲/۲۵	۲/۳۵	۱/۴	۱۳/۲

غ. ق. ا، غیر قابل اندازه‌گیری.

ابتدا ورمی‌کمپوست در دمای ۱۰۵ درجه به مدت ۲۴ ساعت خشک کرده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده و سپس در تعلیق ۱:۱۰ با آب مقطر پس از گذشت ۲۴ ساعت زمان میزان (۴/۳۵ µs/cm) EC و (۷/۳۴) pH به ترتیب با دستگاه EC متر و pH سنج اندازه‌گیری شد. میزان ۱ گرم از نمونه خشک شده را در کوره با دمای ۵۵۰ درجه به مدت ۴ ساعت خاکستر کرده و سپس از طریق توزین کاهش وزن در اثر احتراق (LOI=٪۳۶) اندازه‌گیری شد. نمونه‌های زئولیت از دو معدن فیروزکوه و سمنان از نوع کلینوپتیلولیت به صورت پودری با اندازه ۲۰۰ مش (۰/۰۷۴ میلی متر) تهیه گردید. pH زئولیت در تعلیق ۱:۱۰ با آب مقطر اندازه‌گیری شد(جدول ۳).

جدول ۳- درصد مواد تشکیل دهنده زئولیت سمنان و فیروزکوه

نمونه	Sio_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	TiO_2	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	L.O.I	pH
	%										
سمنان	۷۰/۶۵	۱۱/۲۹	۰/۷۳	۰/۱۸۸	۴/۰۲	۰/۷۵	۰/۸۶	۰/۸۳	۰/۰۰۵	۹/۹۷	۸/۲۴
فیروزکوه	۶۸/۲۵	۱۶/۱۳	۰/۶۹	۰/۴۹۶	۰/۶۳	۰/۰۶	۰/۲۳	۱۲/۶۰	۰/۰۶۱	۰/۶۹	۹/۶۹

آزمایش به صورت فاکتوریل ۳*۲*۲ با بافت خاک در دو سطح (بافت رس و لوم شنی)، زئولیت در سه سطح (صفر، ۴٪ وزنی زئولیت معدن فیروزکوه، ۴٪ وزنی زئولیت معدن سمنان) و ورمی‌کمپوست در دو سطح (صفر و ۲٪) با سه تکرار در قالب طرح کامل تصادفی انجام شد. نمونه‌های مورد مطالعه با سطوح ۵۰ یا ۱۰۰ میلی‌گرم نیکل در کیلوگرم خاک آلوده شدند. نمونه‌های خاک با مقدار زئولیت و ورمی‌کمپوست لازم تیمار شده و به خوبی مخلوط شدند. سطوح نیکل به صورت محلول نمک کلرید نیکل به تیمارها افزوده شد و پس از رسیدن رطوبت به حد مناسب نمونه‌ها به خوبی مخلوط شدند. نمونه‌ها در دمای آزمایشگاه و رطوبت ۲۰٪ وزنی برای بافت رس و ۱۵٪ وزنی برای بافت لوم شنی خوابانده شدند. در زمان‌های ۲۰ و ۶۰ روز از نمونه‌های مرطوب در حدود ۲ گرم برداشته شد و شکل‌های مختلف نیکل به روش عصاره‌گیری متوالی (کاشم و همکاران، ۲۰۰۷) عصاره‌گیری شد. همزمان رطوبت وزنی نمونه ها با خشک نمودن حدود ۵ گرم از خاک مرطوب در دمای ۱۰۵ درجه بمدت ۲۴ ساعت تعیین گردید. تمام اندازه-گیری‌ها بر اساس وزن خاک خشک تصحیح گردید. به صورت خلاصه این روش شامل عصاره‌گیری متوالی با عصاره‌گیرهای آب مقطر(نیکل محلول،F1)، استات آمونیوم ۱ مولار با pH ۷ (نیکل تبادلی، F2)، استات آمونیوم ۱ مولار با pH ۵ (نیکل کربناتی، F3)، هیدروکسی آمین هیدروکلرید ۰/۰۴ مولار در ۲۵٪ حجمی استیک اسید با pH۳ (نیکل اکسیدی، F4)، آب اکسیژنه ۳۰٪ با pH ۲ و استات آمونیوم ۳/۲ مولار در ۲۰ ٪ حجمی اسید نیتریک (نیکل آلی، F5)، اسیدنیتریک ۷ مولار (نیکل باقیمانده، F6) بود. مقدار نیکل در شکل‌های مختلف در خاک‌های تیمار نشده با نیکل نیز اندازه‌گیری شد. مقدار تبدیل نیکل افزوده شده به خاک به شکل‌های مختلف از تفاضل مقدار نیکل هر شکل در نمونه‌های تیمار شده با نیکل از مقدار زمینه آن شکل در خاک اولیه حاصل شد. نتایج توسط نرم افزار آماری

MSTAT-C و مقایسه میانگین داده‌ها به روش آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح یک درصد مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

نتایج و بحث

مقدار نیکل در شکل‌های محلول، تبادلی و کربناتی و آلی در هر دو خاک تیمار نشده ناچیز است، و شکل‌های باقیمانده و اکسیدی در هر دو بافت رس و لوم شنی مخصوصا بافت رس بیشتر از سایر شکل‌ها بود. ما و همکاران(۱۹۹۷) در بررسی ۹ خاک آلوده به فلزات سنگین مشاهده نمودند که نیکل غالبا در شکل باقیمانده (۹۴-۵۴٪ از نیکل کل) در خاک موجود است. مقایسه میانگین نشان داد که مقدار نیکل در شکل‌های محلول، تبادلی و آلی در بافت لوم شنی و محلول و تبادلی و کربناتی در بافت رسی ناچیز و بیشترین مقدار نیکل بازیابی شده در هر دو بافت مخصوصا رسی در شکل باقیمانده و اکسیدی است. مقدار نیکل بازیابی شده در شکل محلول و تبادلی در خاک لوم شنی بیشتر از رسی مشاهده شد، درخاک شن بعد از نیکل باقیمانده و اکسیدی بیشترین مقدار نیکل در حالت کربناتی، در حالیکه در رس بیشترین مقدار درشکل نیکل آلی وجود دارد این با وجود ماده آلی در رس و وجود آهک بیشتر در خاک شن سازگاری دارد. (جدول ۴). رجایی و همکاران (۲۰۰۸) گزارش کردند که مقدار نیکل در شکل‌های کربناتی، آلی، اکسیدهای منگنز، اکسیدهای آهن آمورف، اکسیدهای آهن کریستالی و باقیمانده در خاک لوم رسی بیشتر از لوم شنی است، در مقابل فقط شکل‌های محلول و تبادلی در خاک لوم شنی بیشتر از لوم رسی است.

جدول ٤- تاثیر بافت خاک بر میزان بازیابی نیکل در شکل‌های مختلف

زمان	لوم شنی						رس					
	۵۰mg.kg^{-1} Ni											
۲۰ روز	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F1	F2	F3	F4	F5	F6
	غ.ق.ا	۲/۷۹	۶/۶۳	۱۳/۰	۲/۵۴	۲۰/۰	۰/۳۰۷	۱/۲۰	۴/۱۳	۱۹/۰	۶/۴۶	۳۶/۶
۶۰ روز	۰/۱۰۰	۱/۸۶	۵/۶۸	۱۲/۸	۲/۹۲	۱۶/۳	۰/۸۱۴	۰/۶۳۸	۳/۴۹	۱۹/۴	۸/۷۵	۳۴/۱

زمان	لوم شنی						رس					
	۱۰۰mg.kg^{-1} Ni											
۲۰ روز	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F1	F2	F3	F4	F5	F6
	غ.ق.ا	۶/۰۷	۹/۰۷	۲۰/۹	۳/۷۱	۱۹/۹	۰/۲۵۷	۲/۷۱	۸/۰۴	۲۷/۴	۸/۴۷	۳۳/۷
۶۰روز	۰/۲۷۸	۴/۱۱	۱۱/۹	۲۰/۶	۴/۰۲	۱۹/۶	۰/۶۶۷	۱/۶۹	۴/۵۶	۲۶/۷	۱۲/۲	۳۸/۱

غ. ق. ا، غیر قابل اندازه‌گیری.

نتایج نشان داد که افزودن زئولیت به خاک باعث افزایش نیکل بازیابی شده در شکل تبادلی در شروع انکوباسیون (۲۰ روز) و در ادامه (۶۰ روز) این شکل از نیکل را کاهش داد. حضور زئولیت سبب افزایش بازیابی نیکل افزوده شده در شکل کربناتی گردید. این به دلیل pH بالا و خاصیت قلیایی زئولیت می‌باشد. همچنین وجود زئولیت نیکل بازیابی شده در شکل‌های اکسیدی، آلی و باقیمانده را کاهش داد (جدول ۵). اسپرین اسکای و همکاران (۲۰۰۷) مشاهده کردند که افزایش ۹/۰۹ درصد کلینوپتیلولیت به لجن فاضلاب شکل‌های متحرک کادمیوم، کروم، مس و نیکل را به ترتیب ۸۷، ۶۴، ۳۵ و ۲۴٪ کاهش می‌دهد.

جدول ۵- اثر تیمارهای زئولیت بر بازیابی نیکل افزوده شده به خاک در شکل‌های مختلف

زمان		شاهد						فیروزکوه						سمنان					
					۵۰ mg.kg^{-1} Ni						۵۰ mg.kg^{-1} Ni						
		F1	F2	F3	F4	F5	F6	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F1	F2	F3	F4	F5	F6
۲۰ روز		غ.ق.ا	۱/۹۶	۴/۳۱	۱۶/۰	۴/۹۶	۲۹/۶	۰/۴۲۱	۱/۹۹	۶/۱۰	۴/۳۰	۱۵/۹	۲۶/۲	غ.ق.ا	۲/۰۳	۵/۷۳	۱۶/۱	۴/۲۵	۲۹/۱
۶۰ روز		۰/۱۷۸	۱/۲۹	۴/۱۶	۱۵/۸	۶/۳۵	۲۸/۱	۰/۸۶۸	۱/۱۸	۴/۲۲	۵/۹۱	۱۶/۴	۲۴/۱	۰/۳۲۵	۱/۲۷	۵/۳۹	۱۶/۰	۵/۲۵	۲۳/۳

		شاهد						فیروزکوه						سمنان					
					۱۰۰ mg.kg^{-1} Ni						۱۰۰ mg.kg^{-1} Ni						
		F1	F2	F3	F4	F5	F6	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F1	F2	F3	F4	F5	F6
۲۰ روز		۰/۰۱۱	۴/۳۵	۸/۴۳	۲۴/۶	۶/۲۳	۲۹/۰	۰/۱۷۹	۴/۳۸	۸/۳۹	۲۳/۹	۵/۶۹	۲۷/۴	غ.ق.ا	۴/۴۳	۸/۸۵	۲۳/۹	۶/۳۵	۲۴/۱
۶۰ روز		۰/۲۸۶	۲/۸۸	۸/۹۶	۲۴/۲	۸/۱۳	۲۹/۵	۰/۸۹۵	۲/۸۳	۷/۷۸	۲۳/۱	۷/۶۵	۲۶/۹	۰/۲۳۷	۳/۰۰	۷/۹۹	۲۳/۸	۸/۵۴	۳۰/۲

غ. ق. ا، غیر قابل اندازه‌گیری.

نتایج نشان داد که حضور ورمی‌کمپوست در شروع انکوباسیون (۲۰ روز) سبب کاهش نیکل بازیابی شده در شکل محلول و در ادامه (۶۰ روز) باعث افزایش نیکل بازیابی شده در شکل محلول شد. افزایش ورمیکمپوست نیکل بازیابی شده در شکل تبادلی را کاهش و بازیابی نیکل افزوده به خاک در شکل کربناتی را افزایش داد. افزودن ورمیکمپوست به خاک کاهش نیکل بازیابی شده در شکل اکسیدی را به همراه داشت. ورمیکمپوست باعث افزایش بازیابی نیکل افزوده شده در شکل آلی و کاهش نیکل بازیابی شده در شکل باقیمانده گردید (جدول ۶). ورمی-کمپوست با دارا بودن سطح جذب بالا، توانایی جذب و تشکیل کمپلکس آلی با نیکل را دارد. زینتی و همکاران (۲۰۰۴) گزارش کردند که کاربرد انواع مختلف کمپوست توزیع شکل‌های شیمیایی نیکل را تغییر می‌دهند. این تغییر باعث کاهش مقدار نسبی نیکل باقیمانده و افزایش میزان نسبی شکل‌های اکسیدی و آلی می‌شود.

جدول ٦- اثر ورمیکمپوست بر بازیابی نیکل افزوده شده به خاک در شکل‌های مختلف

زمان		ورمیکمپوست						شاهد					
							۵۰ mg.kg^{-1} Ni						
		F1	F2	F3	F4	F5	F6	F1	F2	F3	F4	F5	F6
۲۰ روز		۰/۱۰۸	۱/۸۶	۵/۵۹	۱۵/۸	۵/۲۷	۲۶/۸	۰/۱۴۸	۲/۱۳	۵/۱۷	۱۶/۲	۳/۷۳	۲۹/۷
۶۰ روز		۰/۵۵۷	۱/۱۹	۴/۷۸	۱۵/۷	۶/۷۸	۲۴/۱	۰/۳۵۷	۱/۳۱	۴/۳۹	۱۶/۵	۴/۹۰	۲۶/۳

زمان		ورمیکمپوست						شاهد					
							۱۰۰ mg.kg^{-1} Ni						
		F1	F2	F3	F4	F5	F6	F1	F2	F3	F4	F5	F6
۲۰ روز		۰/۰۱۹	۴/۱۹	۸/۷۸	۲۲/۹	۶/۷۵	۲۶/۰	۰/۰۸۳	۴/۵۹	۸/۳۴	۲۵/۳	۵/۴۳	۲۷/۶
۶۰ روز		۰/۵۴۶	۲/۸۲	۸/۳۹	۲۲/۸	۹/۰۲	۲۹/۳	۰/۴۰۰	۲/۹۸	۸/۱۰	۲۴/۶	۷/۱۹	۲۸/۴

منابع:

ملکوتی، م. ج و طهرانی م. م.، ۱۳۸۴. نقش ریز مغذی‌ها در افزایش عملکرد و بهبود کیفیت محصولات کشاورزی ((عناصر خرد با تاثیر کلان)). تهران : دانشگاه تربیت مدرس، دفتر نشر آثار علمی.

Dunnivant FM, Jardine PM, Taylor DL and JF McCarthy, 1992. Transport of naturally occurring dissolved organic carbon in laboratory columns containing aquifer material. Soil Sci Soc Am J. 56: 437-444.

Kashem MA, Singh BR, Kondo T, Imamul Huq SM and Kawai S, 2007. Comparison of extractability of Cd, Cu, Pb and Zn with sequential extraction in contaminated and non-contaminated soils. Int J Environ Sci Tech. 4 (2): 169-176.

Ma LQ, Angela L and Rao GN, 1997. Effect of incubation and phosphate rock on lead extractability and speciation in contaminated soils. J Environ Qual. 26: 801-807.
Mumpton F, 1999. La roca magica: Uses of natural zeolite in agriculture and industry. Proc Nati Acad Sci 96: 3463-3470.
Rajaie M, Karimian N and Yasrebi J, 2008. Nickel transformation in two calcareous soil textural classes as affected by applied nickel sulfate. Geoderma. 144: 344-351.
Sherameti I and Varma A, 2011. Detoxification of heavy metals (Soil Biology). Springer.
Sprynskyy M, Kosobucki P, Kowalkowski T and Buszewski B, 2007. Influence of clinoptilolite rock on chemical speciation of selected heavy metals in sewage sludge. Journal of Hazardous Materials. 149 : 310–316.
Zinati GM, Li YC, Bryan HH, Mylavarapu RS and Cadallo M, 2004. Distribution and fractionation of phosphorus, cadmium, nickel, and lead in calcareous soils amended with composts. J Environ Sci Health, Part B Pestic, Food Contam, Agric Wastes 39(1): 209-223.

منشأیابی فلزات سنگین در خاک به‌کمک زمین‌آمار

یاسر صفری*[1]، محمد امیر دلاور[2]
۱- دانشجوی دکتری علوم خاک دانشگاه زنجان
۲ - استادیار گروه علوم خاک دانشگاه زنجان
* آدرس پست الکترونیکی مکاتبه‌کننده: yaser.safari94@yahoo.com

مقدمه

امروزه آلودگی محیط زیست با به مخاطره انداختن سلامت جهانی به یکی از معضلات مهم پیش روی جامعه‌ی بشری تبدیل شده است (Ali et al., 2013). آلودگی‌های زیست‌محیطی از مهم‌ترین عوامل مؤثر در تخریب و تنزل کیفیت بیوسفر و اجزای آن محسوب می‌شوند و در این میان فلزات سنگین از نقطه‌نظرهای بیولوژیکی، اکولوژیکی و سلامتی بشر حائز اهمیت ویژه‌ای هستند (Doelsch et al., 2006). بر خلاف آلاینده‌های آلی، این آلاینده‌ها توسط ریزجاندارن قابل تجزیه نبوده و اغلب برای مدت‌های طولانی بدن تغییر در محیط باقی می‌مانند (Fu and Wang, 2011). تحرک و پویایی اندک فلزات سنگین در خاک و تمایل آنها به تجمع در بدن گیاهان و ریزجانداران خاک موجب تشدید خطر این آلاینده‌ها برای حیات انسان و دیگر موجودات شده است. در مجموع، فلزات سنگین موجود در خاک‌های مختلف از منابع طبیعی (شامل هوادیدگی سنگ بستر و فرآیندهای خاک‌سازی) و انسانی (شامل صنایع ذوب و فرآوری فلزات، معدن‌کاوی، مصرف سوخت‌های فسیلی و عملیات مختلف کشاورزی) نشأت می‌گیرند (Kabata-Pendias, 2010). نکته‌ی بسیار مهم آن‌است که رفتار عمومی فلزات سنگین در خاک و در نتیجه، زیست‌فراهمی آنها برای گیاهان تابعی از منشأ این عناصر فلزی می‌باشد. پژوهش‌های مربوطه گویای آن‌است که صرف‌نظر از نوع فعالیت‌های بشری، عناصر ناشی از فعالیت‌های انسانی نسبت به عناصر با منشأ طبیعی از قابلیت زیست‌فراهمی بالاتری در خاک برخوردارند (Kabata-Pendias and Pendias, 1999). بنابر این، آگاهی از منشأ فلزات سنگین می‌تواند اطلاعات سودمندی راجع به رفتار این عناصر کمیاب در خاک‌ها در راستای جلوگیری از ورود آنها به حلقه‌های انتهایی زنجیره‌ی غذایی انسان در دسترس قرار دهد. از این‌رو، بسیاری از پژوهش‌های اخیر به منشأیابی فلزات سنگین موجود در خاک‌ها، به‌منظور تفکیک میزان اثرات فعالیت‌های انسانی در مقایسه با روند طبیعی ورود فلزات سنگین به خاک پرداخته‌اند. در این ارتباط، آمار چندمتغیره رایج‌ترین تکنیک مورد استفاده‌ی پژوهش‌گران علوم محیطی بوده است؛ حال آن‌که با توجه به قابلیت‌های فراوان زمین‌آمار، به‌نظر می‌رسد این تکنیک راهکاری سودمند برای تفکیک اثرات انسانی از منابع طبیعی آلاینده‌ی محیط زیست باشد (Mostert et al., 2010). از این‌رو، هدف از مطالعه‌ی حاضر ارزیابی توانایی تکنیک زمین‌آمار برای تشخیص منابع احتمالی ورود برخی فلزات سنگین به خاک سطحی بخشی از اراضی استان زنجان است.

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی مطالعاتی در ۶ کیلومتری جنوب زنجان و در اطراف شهرک صنعتی روی واقع شده است. این شهرک در سال ۱۳۷۵ تأسیس شده و دارای ۴۲ واحد بهره‌برداری روی است. در این شهرک سالانه با مصرف بیش از یک میلیون تن سنگ خام روی، ۰/۱۹ میلیون تن فلز روی تولید می‌شود. در محدوده این شهرک بیش از ۲/۵

میلیون تن پسماند حاوی فلزات سنگین انباشته شده است و فعالیت‌های صنعتی انجام‌گرفته در آن، احتمال تجمع فلزات سنگین، از جمله روی، سرب و نیکل را فراهم نموده است. مساحت محدوده‌ی مورد مطالعه، بالغ بر ۴۰۰۰ هکتار می‌باشد و در بین طول‌های جغرافیایی ´۲۴ °۴۸ تا ´۲۸ °۴۸ شرقی و عرض‌های جغرافیایی ´۳۶ °۳۶ تا ´۳۹ °۳۶ شمالی قرار گرفته است. متوسط بارندگی و دمای سالیانه‌ی منطقه، به‌ترتیب، ۳۱۳/۱ میلی‌متر و ۱۱/۰ درجه‌ی سلسیوس، و ارتفاع متوسط آن از سطح دریا، ۱۶۶۰ متر می‌باشد. کاربری عمده‌ی اراضی موجود در این ناحیه، شامل مناطق صنعتی، کشاورزی، مسکونی، اراضی مرتعی و بایر است. برای انجام این مطالعه، ابتدا تعداد ۱۸۴ نمونه‌ی خاک سطحی (۲۰-۰ سانتی‌متر) در قالب یک الگوی نمونه‌برداری شبکه‌ای منظم به فاصله‌ی ۵۰۰ متر برداشت گردید. پس از هواخشک نمودن نمونه‌های برداشت‌شده و جداسازی ذرات درشت آن‌ها توسط الک، عصاره‌گیری با استفاده از اسید نیتریک ۵ نرمال انجام گرفت و در نهایت غلظت کل عناصر روی، سرب و نیکل نمونه‌ها به‌کمک دستگاه جذب اتمی تعیین شد. برای ارزیابی ساختار مکانی هر یک از عناصر آلاینده، ابتدا توصیف آماری داده‌ها در محیط نرم‌افزاری اس‌پی‌اس‌اس صورت پذیرفت و سپس با استفاده از نرم‌افزار وریووین، تابع سمی‌واریوگرام (که نشان‌دهنده‌ی ارتباط بین فاصله‌ی نمونه‌ها از یک‌دیگر و مقدار سمی‌واریانس داده‌ها می‌باشد)، برای تمامی متغیرها ترسیم گردید. در نهایت، نقشه‌های کریجینگ معمولی فلزات سنگین مورد بررسی با استفاده از نرم‌افزار سورفر تهیه شد.

نتایج و بحث

توصیف آماری داده‌ها به‌عنوان اولین قدم در راستای سامان‌دهی داده‌ها و اطلاع از وضعیت توزیع آن‌ها ضروری است. جدول ۱ مهم‌ترین ویژگی‌های آماری عناصر سنگین مورد بررسی در این پژوهش را نشان می‌دهد.

جدول ۱- خلاصه آماری غلظت کل فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در خاک

متغیر	میانگین	حداقل	حداکثر	انحراف معیار	ضریب تغییرات (درصد)
روی	۲۹۴/۲	۱/۸	۵۴۰۰	۸۷۵/۴	۲۹۷/۶
سرب	۱۵۲/۸	۰/۷	۳۴۴۰	۵۴۲/۱	۳۵۴/۸
نیکل	۲/۸	۰/۵	۱۱/۷	۲/۳	۷۵/۳

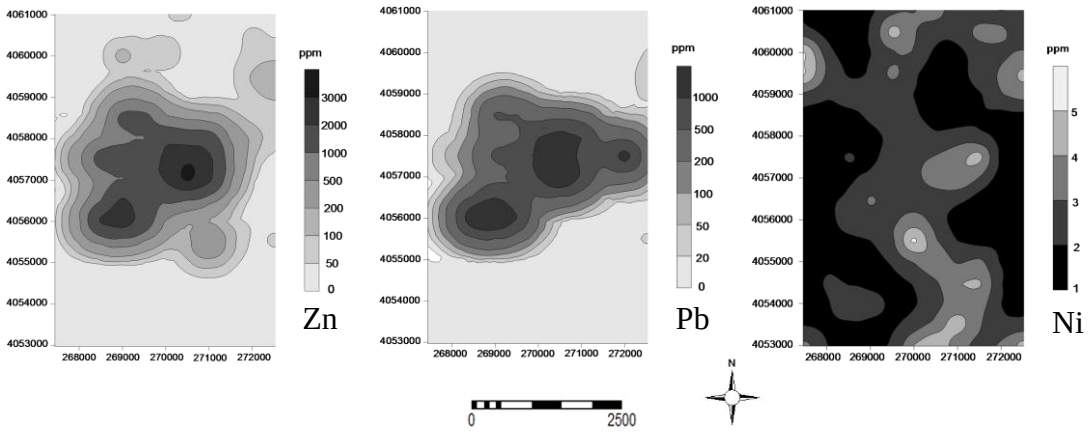
مقایسه‌ی مقادیر میانگین غلظت کل فلزات سنگین مورد بررسی در این مطالعه با مقادیر میانگین جهانی قابل قبول این عناصر (Kabata-Pendias, 2010) گویای آن‌است که خاک‌های منطقه به روی و سرب آلوده هستند؛ در حالی‌که غلظت کل نیکل در خاک کمتر از حد مجاز جهانی آن است. چنین گزارش شده است که ضریب تغییرات فلزات سنگین ناشی از منابع طبیعی نسبتاً کوچک است؛ در حالی‌که چنان‌چه فلزات سنگین از فعالیت‌های انسانی ناشی شده باشند، ضریب تغییرات آنها مقادیر بسیار بزرگی خواهد داشت (Han et al., 2006). بر این اساس، بالا بودن نسبی این ویژگی برای فلزات روی و سرب (جدول ۱)، شاید دلالتی بر آن باشد که غلظت کل این عناصر در خاک‌های منطقه توسط فعالیت‌های انسانی کنترل می‌شود. بالعکس، با توجه به پایین

بودن نسبی ضریب تغییرات نیکل در خاک (جدول ۱)، به‌نظر می‌رسد عوامل طبیعی کنترل‌کننده‌ی توزیع این عنصر در اراضی منطقه هستند. اطلاعات مربوط به تجزیه و تحلیل ساختار مکانی فلزات سنگین مورد مطالعه در جدول ۲ ارایه شده است.

جدول۲- پارامترهای درون‌یابی کریجینک همراه با کلاس هم‌بستگی و شاخص خطای تخمین

متغیر	مدل	دامنه	حد آستانه	اثر قطعه‌ای	اثر قطعه‌ای نسبی	کلاس هم‌بستگی مکانی	RMSE%
روی	کروی	۲۸۵۰	۳۸۵/۲	۱۰۸/۳	۲۸/۱	متوسط	۳۸/۵۱
سرب	کروی	۲۵۲۰	۱۹۷/۴	۵۸/۸	۲۹/۸	متوسط	۳۵/۲۳
نیکل	کروی	۴۴۰۰	۱۳۵/۷	۳۷/۳	۲۷/۵	متوسط	۳۸/۱۳

نتایج ارزیابی ساختار مکانی فلزات سنگین در نمونه‌های خاک سطحی گویای آن‌است که الگوی تغییرپذیری هر سه عنصر مورد مطالعه از مدل کروی پیروی نموده و دارای کلاس هم‌بستگی مکانی متوسط می‌باشند (جدول ۲). از سویی، تفاوت مشهودی در مقدار عددی دامنه‌ی تأثیر عناصر روی و سرب با عنصر نیکل دیده می‌شود. ساختار مکانی فلزات سنگین در خاک، تابع فعالیت‌های انسانی کوتاه‌دامنه و اثرات بلنددامنه‌ی ساختار زمین‌شناسی زیرین است (Luo et al., 2007). بنا بر این، می‌توان اظهار داشت که بالا بودن نسبی دامنه‌ی تأثیر عنصر نیکل دال بر آن‌است که توزیع این عنصر در خاک سطحی تحت کنترل ساختار زمین‌شناسی است؛ در حالی‌که مقادیر نسبتاً کوچک و مشابه دامنه‌ی تأثیر عناصر روی و سرب نشان‌دهنده‌ی اثرپذیری مقادیر آنها از فعالیت‌های انسانی است. در پژوهش انجام‌گرفته توسط چن و همکاران (۲۰۰۹) نیز، دامنه‌ی تأثیر فلزات نیکل، منگنز و کبالت نسبتاً بزرگ و دلیلی بر کنترل شدن توزیع آنها توسط ساختار زمین‌شناسی گزارش شد؛ حال‌آن‌که با توجه به کوچک بودن نسبی دامنه‌ی تأثیر فلزات روی، کادمیوم و جیوه، چنین بیان شد که فعالیت‌های بشری مسوول کنترل تغییرات این عناصر در خاک هستند. شکل ۱ نقشه‌های پهنه‌بندی غلظت کل عناصر مورد بررسی با استفاده از تخمین‌گر کریجینگ معمولی را نشان می‌دهد.



شکل ۱- نقشه‌های پهنه‌بندی غلظت کل فلزات سنگین در خاک

بررسی نقشه‌های پهنه‌بندی فلزات آلاینده حکایت از آن دارد که غلظت کل فلزات روی و سرب دارای الگوی تغییرپذیری نظام‌مند می‌باشد؛ به‌گونه‌ای که بیشترین غلظت آنها در قسمت‌های مرکزی منطقه، یعنی اراضی مجاور شهرک صنعتی روی دیده می‌شود و با افزایش فاصله از این منبع صنعتی آلودگی، غلظت آنها نیزکمتر می‌شود. این در حالی‌است که روند خاصی در الگوی تغییرات مکانی غلظت کل عنصر نیکل دیده نمی‌شود (شکل ۱). از این‌رو می‌توان گفت با توجه به تصادفی بودن الگوی تغییرات این متغیر، فعالیت‌های صنعتی انجام‌گرفته در شهرک روی اثر چندانی بر افزایش غلظت نیکل خاک نداشته‌اند. به بیان دیگر، در مقایسه با عوامل انسانی، نقش عوامل طبیعی و ساختار زمین‌شناسی منطقه در کنترل توزیع نیکل در خاک بیشتر است. در تطابق با این یافته‌ها، نعیمی مرندی و همکاران (۱۳۹۲) در بررسی تغییرات عمقی سرب و نیکل در خاک‌های صنعتی منطقه‌ی ذوب‌آهن اصفهان، با پهنه‌بندی غلضت عناصر سنگین به‌کمک زمین‌آمار چنین بیان کردند که غلظت سرب عمدتاً توسط فعالیت‌های شهری و صنعتی کنترل می‌شود؛ اما غلظت نیکل در خاک تابع مواد مادری و فرآیندهای خاک‌سازی است. ایشان نظام‌مند بودن و تصادفی بودن الگوی تغییرپذیری مکانی، به‌ترتیب برای عناصر سرب و نیکل را شاهدی برای تأیید صحت تفاسیر ارایه شده بیان نمودند. به هر حال، تعیین دقیق سهم عوامل طبیعی و انسانی در توزیع آلاینده‌ها در منطقه مستلزم انجام پژوهش‌های بیشتری است.

منابع

۱. نعیمی مرندی، س.، ایوبی، ش. و خادمی، ح.، ۱۳۹۲. بررسی تغییرات عمقی و سطحی سرب و نیکل درخاک‌های منطقه صنعتی ذوب‌آهن اصفهان. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). جلد ۲۷، شماره ۲، صفحه‌های ۳۹۴ تا ۴۰۵.

1. Ali H, Khan E and Sajad MA, 2013. Phytoremediation of heavy metals-Concepts and applications. Chemosphere 91:869-881.
2. Chen T, Liu X, Li X, Zhao K, Zhang J, Xu J, Shi J and Dahlgren RA, 2009. Heavy metal sources identification and sampling uncertainty analysis in a field-scale vegetable soil of Hangzhou, China. Environmental Pollution 157: 1003–1010.
3. Doelsch E, Macary HS and Kerchove VV, 2006. Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (La Re´union). Journal of Geochemical Exploration 88: 194–197.
4. Fu F and Wang Q, 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. Journal of Environmental Management 92: 407-418.
5. Han YM, Du PX, Cao JJ and Posmentier ES, 2006. Multivariate analysis of heavy metal contamination in urban dusts of Xi’an, Central China. Science of the Total Environment 355 (1-3): 176–186.
6. Kabata-Pendias A, 2010. Trace elements in soils and plants. CRC press, Boka Raton.
7. Kabata-Pendias, A and Pendias H, 1999. Biogeochemistry of Trace Elements. Wyd. Nauk PWN, Warsaw.
8. Luo W, Wang T, Lu Y, Giesy JP, Shi Y, Zheng Y, Xing Y and Wu G, 2007. Landscape ecology of the Guanting reservoir, Beijing, China: multivariate and geostatistical analyses of metals in soils. Environmental Pollution 146: 567–576.
9. Mostert MMR, Ayoko GA and Kokot S, 2010. Application of chemometrics to analysis of soil pollutants. Trends in Analytical Chemistry 29 (5): 430-445.

رفتار ستونی خاک-نانو رس مونتموریلونایت در اثر عبور نفت سفید در شرایط ضربه

شکوفه فضل‌علی[1*]، سهیلا ابراهیمی[2]، مهدی ذاکری‌نیا[3]، سید علیرضا موحدی نائینی[4]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد فیزیک و حفاظت خاک، دانشگاه علوم کشلورزی و منابع طبیعی گرگان
۲- استادیار و عضو هیئت علمی گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
۳- استادیار و عضو هیئت علمی گروه آبیاری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
۴-دانشیار و عضو هیئت علمی گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان
Sh.fazlali@gmail.com*

مقدمه

استحصال، بهره برداری، پالایش، ذخیره و انتقال فرآورده‌های منابع نفتی به خصوص در کشور نفت خیز ایران با مشکلات متعدد زیست محیطی روبروست. نشت آلایندگی هیدروکربنی در طول ذخیره سازی مخازن، پرکردن نفت‌کش‌ها و تصادف کانتینرهای در حال ترابری یک رویداد متداول محسوب می‌شود. بدینسان، افزایش روزافزون نگرانی در مورد آلودگی‌ها، تمهیدات زیست محیطی و صنعتی خاص را می‌طلبد و نیازمند جستجو و یافتن تکنیک‌های جدید حذف یا کاهش آن‌هاست (اینام، ۲۰۰۵).

در سال ۱۹۸۸، نشت بنزین از یک پایانه نفتی در ایندیانای آمریکا گزارش شد که این پایانه با گنجایش ۵۰-۱۰۰ هزار بشکه بر روی یک سفره آب زیرزمینی با رسوبات ماسه و شن ریز که تامین کننده آب شهری بود، بنا شده بود (ابراهیمی، ۱۳۸۸). در همین سال، آژانس حفاظت محیط زیست تخمین زد که حدود ۳ تا ۵ میلیون مخزن زیرزمینی سوخت در ایالت متحده وجود دارد که هر ساله نشت از آن‌ها ۰/۰۱ افزایش می‌یابد (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۸). در کشور ایران، برای مثال در دی ماه ۱۳۸۸یک چاه نفت در منطقه مارون خوزستان نشت کرد و در اثر آن حدود۲۰ هزار بشکه نفت وارد منطقه شد و بیش از ۱۰۰ هزار هکتار زمین را آلوده کرد (راه‌پیما سروستانی، ۱۳۸۹). به خصوص بنزین و نفت خام که در اماکن عمومی تخلیه می‌شوند، تاثیر بسیاری بر جنبه-های گوناگون زندگی، سلامت و محیط زیست دارند (ارشادی و همکاران، ۱۳۸۹).

نانو تکنولوژی یک فناوری نوظهور است که در زمینه‌های مختلف علوم و صنایع، بسیار مورد توجه قرار گرفته است. به نظر می‌رسد، نانو مواد موثر مختلف، آلودگی‌های زیست محیطی متعدد را با روش‌های پایدارتر و سرعت بیشتری برطرف کند. واژه نانوذره برای ذره با ابعاد کمتر از ۱۰۰نانومتر استفاده می‌شود. اندازه کوچک و نسبت سطح به حجم بالا از مشخصاتی است که می‌تواند برای پاکسازی منطقه از ضایعات خطرناک و کاهش آلودگی مفید باشد (کوک، ۲۰۰۹). نانوذرات رس، مواد معدنی مهمی هستند که به واسطه خصوصیات جذب سطحی فوق العاده، به طور گسترده در کاربردهای محیطی استفاده می‌شوند (لی و همکاران، ۲۰۰۳). از آنجایی که این ذرات زیست تخریب پذیر بوده و از منابع طبیعی ایجاد می‌شوند، ادعا می‌شود که اثر سوء ناچیز بر محیط زیست و سلامتی بشر خواهند داشت (شرفی ماسوله و همکاران، ۲۰۱۰).

خاک رس یک پالایشگر طبیعی و توانا در کاهش بسیاری از آلاینده‌هاست. کانی‌های رسی از مهم‌ترین اجزای معدنی خاک هستند که با داشتن CEC بالا و با توجه به قدرت جذب قابل توجه، به طور گسترده‌ای در برنامه-های کاربردی محیط زیست مورد توجه قرار می‌گیرند (لی و همکاران، ۲۰۰۳). نانو رس‌ها موادی با ماهیت رس-های طبیعی هستند که از سیلیکات‌های آلومینیوم ساخته شده و دارای ساختاری با صفحات کوچک و نامنظم در

حدود یک نانومتر و قطر چند صد نانومتری می‌باشند. ساختار کریستالی آن‌ها سبب حفظ رطوبت، افزایش استحکام و ثبات ابعادی در ذره می‌شود (کنعانی زاده و همکاران، ۲۰۱۱).

در این راستا، هدف از انجام این پژوهش، مقدار TPH[1] باقیمانده در ستون‌های حاوی خاک‌های با درصدهای مختلف نانورس، در اثر عبور آلاینده نفت سفید با غلظت های مختلف در شرایط ضربه مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش منطقه اطراف رودخانه زیارت واقع در استان گلستان برای برداشت خاک سبک بافت انتخاب و نمونه‌ها جمع آوری شد. پس از همگن سازی خاک‌های مذکور، نمونه‌ها هوا خشک و از الک ۲ میلیمتری گذرانده شدند و برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مانند بافت خاک به روش هیدرومتری (کارتر، ۱۹۹۳)، وزن مخصوص ظاهری به روش سیلندر (براشر و همکاران، ۱۹۶۶) و وزن مخصوص حقیقی به روش پیکنومتر، اسیدیته عصاره اشباع توسط دستگاه پی اچ متر، هدایت الکتریکی عصاره اشباع توسط دستگاه هدایت سنج (پیج و همکاران، ۱۹۸۷) و درصد تخلخل خاک با استفاده از جرم مخصوص ظاهری و حقیقی خاک اندازه گیری شد. آلاینده‌ی هیدروکربنی در این پژوهش، نفت سفید انتخاب شد که به دلیل فراوانی و پرمصرف بودن این آلاینده در کشور ایران بود. نفت سفید یا کروزن[2]، برشی از نفت خام است که حدود نقطه جوش آن ۱۸۰ تا ۲۷۵ درجه سلسیوس می باشد. قسمت اعظم نفت سفید شامل هیدروکربورهایی است که مولکول آن‌ها دارای ۱۱تا ۱۵ اتم کربن است. این مطالعه بصورت پایلوت و در محیط آزمایشگاه صورت گرفت. برای مطالعه انتقال آلاینده‌ها در محیط متخلخل خاک، سیلندرهایی شامل ستون های پی وی سی با طول ۳۰ سانتیمتر و قطر ۱۰ سانتیمتر، با ۵ سانتی متر فیلتر کننده خروج زه آب به صورت شن و ماسه و توری مشبک نازک تعبیه شد. نانو پودر رس مونتمویلونایت از شرکت نانو مواد ثانی واقع در مشهد خریداری شد. پودر نانورس به صورت همگن با خاک الک شده مخلوط شد. تیمارهای نانورس به کار برده شده با درصدهای ۰،۲،۴،۶ درصد وزنی در سه تکرار بود. به منظور همگن‌سازی محیط متخلخل خاک، با توجه به مقدار محاسبه شده وزن مخصوص ظاهری خاک، سیلندرهای مذکور را به ارتفاع‌هایی مشخص تقسیم و با در نظر گرفتن ارتفاع و جرم مخصوص ظاهری بدست آمده، وزن مشخصی از مخلوط خاک و نانورس را درون سیلندر ریخته و با ضربه‌هایی آرام با پتک چوبی کوچک، خاک به وزن مخصوص معین مورد نظر رسانده شد. در این پژوهش ۴۸ سیلندر برای بررسی اثر متقابل آلاینده نفت سفید و نانورس در نظر گرفته شد و سپس تیمارهای آلودگی با ۴ نسبت آلاینده و آب:۱۰۰-۰، ۷۰-۳۰، ۵۰-۵۰، ۳۰-۷۰ در سه بخش با فاصله ۲۴ ساعت با شرایط ضربه و هر بار به میزان یک حجم منفذی، با توجه به تخلخل کل محاسبه شده، از بالا به ستون خاک اضافه شد و به هر بخش افزوده شده ۲۴ ساعت زمان داده تا با خاک واکنش دهد و زهآب خروجی از انتهای ستون جمع آوری شد. مقدار کل آلاینده هیدروکربنی خاک طبق روش استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (EPA., 2000) محاسبه شد.

[1] Total Petroleum Hydrocarbon
[2] kerosene

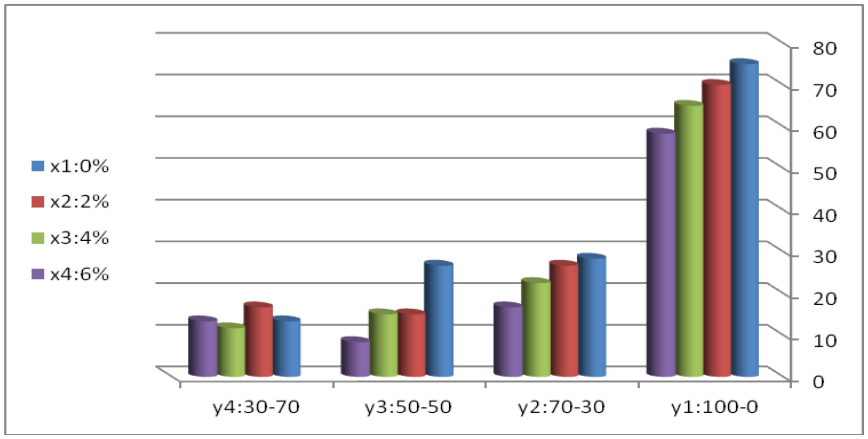
نتایج و بحث

نتایج اندازه‌گیری خصوصیات خاک مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود، خاک مورد نظر دارای بافت لوم شنی (با چیزی حدود ۷۰ درصد شن) بود. با توجه به وزن مخصوص ظاهری و حقیقی به صورت خاک سبک بافت و از نظر اسیدیته در محدوده خنثی بود. تخلخل خاک ۵۲ درصد بوده، همچنین هدایت الکتریکی خاک نشان داد که این خاک شوری کمی داشته و در محدوده خاک‌های شور نبود.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

بافت	لوم شنی
رس (درصد)	۸
سیلت (درصد)	۲۰
شن (درصد)	۷۲
جرم مخصوص ظاهری (gr/cm^3)	۱/۲۸
جرم مخصوص حقیقی (gr/cm^3)	۲/٦٤
تخلخل (درصد)	۵۲
pH	٦/۷۲
هدایت الکتریکی(dS/m)	۱/۱۷

نتایج مطالعات تغییر TPH خاک - نانورس در اثر عبور آلاینده نفت سفید در شکل شماره ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱- TPH خاک حاوی تیمارهای نانورس پس از اعمال ضربه‌ای تیمارهای آلاینده

در شکل بالا، در محور افقی، تیمارهای متفاوت نفت سفید و در محور عمودی، درصدهای متفاوت تیمار نانورس بکار برده شده نشان داده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود، در غلظت‌های یکسان آلاینده اضافه شده ستون-های خاک با درصد نانو رس بالاتر میزان آلودگی کمتری را نشان دادند. در واقع بین میزان کاهش آلودگی با افزایش درصد نانورس همبستگی مثبت مشاهده شد. در مقایسه با تیمارهای شاهد که فاقد نانورس بودند، تیمار های با ۴درصد نانورس که بیشترین مقدار افزوده شده بود،کمترین مقدار هیدروکربن نفتی در خاک را نشان داد. از

سویی با افزایش نسبت نفت سفید به آب، رفتار یکنواخت‌تری با افزایش میزان نانورس، در کاهش TPH کل خاک به چشم می‌خورد.

منابع

۱- ابراهیمی، س. ۱۳۸۸. بررسی مکانی- زمانی رفتار برخی آلاینده‌های هیدروکربوری و حلال‌های شیمیایی در محیط متخلخل خاک. رساله دکتری دانشگاه تربیت مدرس، دانشکده مهندسی کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، ۱۵۰ صفحه.

۲- ابراهیمی، س.، لادن، ش.، ملکوتی، م. ج. ۱۳۸۸. امکان سنجی پایش انواع آلاینده‌های نفتی در خاک و ارائه الگوریتم بر اساس نوع آلاینده. یازدهمین کنگره علوم خاک ایران، گرگان، ۲۱-۲۳ تیرماه ۱۳۸۸.

۳- ارشادی ل. عبادی ت. ربانی ا و ارشادی و. ۱۳۸۹. استفاده از واکنشگر فنتون و نانو ذرات آهن برای حذف آلودگی نفتی(TPH) از خاک پالایشگاه تهران. اولین همایش ملی انرژی و محیط زیست. دانشگاه شهید باهنر کرمان.

۴- راه پیما سروستانی ن. ۱۳۸۹. فناوری زیست پالایی برای حذف آلودگی های نفتی در خاک و آب. ماهنامه نفت پارس. سال هفتم. شماره ۸۲ . صفحه۱۲-۱۵.

5- Brasher, B. R., Franzmeier, D. P., Valassis, V., and Davidson, S. E. 1966. Use of saran resin to coat natural soil clods for bulk-density water retention measurements. Soil science, 26:101:108.

6- Carter, M. R. 1993. Soil sampling and methods of analysis, CSSS, Canadian society of soil science, Lewis publishers, Boca raton, FA.30:215-225.

7- Inam, D. Organoclay Preparation for Anionic Contaminant Removal from Water. 2005. Thesis submitted to the graduate school of natural and applied sciences of Middle East Technical University, 120p.

8- Kananizadeh, N., Komshniat, A., Ebadi, T., Mousavi Rizi, E. 2011. Behavior of nano clay as an additive in order to reduce Kahrizak Landfill clay permeability. 2nd International Conference on Environmental Science and Technology, IACSIT Press Singapore. Vol.6:55-59.

9- Lee, S.Y., Kim, S. J., Chung S. Y., Jeong, C. H. 2003. Sorption of hydrophobic organic compounds onto organoclays. Journal of Chemosphere (Oxford). 55. 781-785.

10- M.Cook, s. 2009. Assessing the Use and Application of Zero-Valent Iron Nanoparticle Technology for Remediation at Contaminated Site. For U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Office of Superfund Remediation and Technology Innovation Washington, DC. 28:1-7.

11- Page, M. C., Sparks, D. L., Noll, M. R., and Hendricks, G. J. 1987. Kinetics and mechanisms of potassium release from sandy middle Atlantic coastal plain soils. Soil science society. American journal. 51: 1460-1465.

12- Sharafi Masooleh, M., Bazgir, s., Tamijzifar, M., Nemati, A., 2010. Adsorption of petroleum hydrocarbons on organo-clay. Journal of Applied Chemical Researchers, Vol.4, No.14.

13- U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 2000. Profile of The Oil and Gas Extraction Industry ,Washington: EPA (EPA Docket, A-93-02, V-B-7).

تاثیر معدن باما برآلودگی خاکهای اطراف آن به فلزهای سنگین

حسین شریفی[1] ، احمد گلچین[2] ، محمود صلحی[3]، مجتبی فتحی[4] امیر کدخدایی[5]

۱- کارشناس ارشد مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان ۲- استاد گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان

۳- و۴-عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان ۵-دانشجوی دکتری دانشگاه آزاد اهواز

مقدمه

در چند دهه اخیر فلزهای سنگین به عنوان آلوده کننده محیط زیست مطرح هستند و باعث اختلال در روند عادی چرخه حیات می شوند. معمولا غلظت این فلزها درسطح خاک کم است، مگراین که جزء مواد مادری بوده و یا دراثر ته نشست های رسوبی و یا رسوبات یخچالی در محیط قرار گرفته باشند (آتیا و دوبویس ۱۹۹۴). درغیر این صورت دراثر فعالیتهای بشر از جمله بهره برداری از معادن و استخراج فلزها به محیط زیست وارد می شوند. آلودگی خاک به این عناصر موجب ورود آنها به زنجیره غذایی و ایجاد سمیت از طریق جذب به وسیله گیاه می گردد (برتی و جاکوبس ۱۹۹۶). و در صورت متحرک بودن فلز از پروفیل خاک شسته شده و باعث آلودگی آبهای زیرزمینی می شود (کیم و همکاران ۱۹۹۷). معدن باما به عنوان سومین معدن بزرگ سرب و روی کشور در۲۰ کیلومتری جنوب غربی شهرستان اصفهان واقع شده است. در حال حاضر بهربرداری از این معدن و وجود عرصه های زراعی و گلخانه ای در مجاورت آن از یک سو و گسترش منطقه مسکونی در نزدیکی آن (فاصله ۵ کیلومتری) از سوی دیگر باعث افزایش نگرانی مردم از آلودگی منابع زیست محیطی مثل خاک و آب شده است به همین دلیل هدف این تحقیق بررسی اثر فعالیت معدن باما بر آلودگی منابع خاک اطراف آن می باشد.

مواد وروشها

در ابتدا با استفاده از داده های نزدیکترین ایستگاه هواشناسی جهت باد غالب منطقه مشخص و سپس به کمک نرم افزار google earth موقعیت معدن مکان یابی و سه جهت برای نمونه برداری مشخص گردیدند. جهت اول در سمت غربی معدن و خلاف جهت باد غالب به طرف زمینهای زراعی وگلخانه ای، جهت دوم نیز در همان سمت ولی همسوی جهت باد غالب و جهت سوم در سمت شرقی معدن، به طرف منطقه مسکونی و در جهت باد غالب انتخاب گردید، در ضمن در این سمت امکان نمونه برداری خلاف جهت باد غالب به عنوان جهت چهارم به علت برخورد با ناحیه کوهستانی وجود نداشت. بر روی این سه جهت نقاطی به فواصل ۵۰۰ متری تا شعاع ۵ کیلومتری تعیین و پس از استخراج مختصات جغرافیایی آنها، توسط سیستم مکان یاب GPS نقاط مشخص گردیده و از دو عمق صفر تا۲۰ و۲۰ تا ۴۰ سانتیمتری خاک نمونه برداری در سه تکرار انجام شد. نمونه ها به آزمایشگاه منتقل و پس از گذراندن

آنها از الک دو میلیمتری، میزان pH گل اشباع، درصد آهک، بافت، درصد کربن آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی بر اساس روشهای آزمایشگاهی معمول در موسسه خاک و آب تعیین گردید (علی احیائی و بهبهانی زاده، ۱۳۷۲). مقدار کل فلزهای سرب، روی، کادمیم، نیکل و مس به روش هضم توسط اسید نیتریک و اسید کلریدریک (کارتر ۱۹۹۳) و قرائت با دستگاه اتمیک اندازه گیری شد. تجزیه واریانس داده های مربوط به فلزهای سنگین توسط نرم افزار SAS

در قالب یک آزمایش فاکتوریل با سه فاکتور عمق خاک در دو سطح، فاصله از معدن با ده سطح (فواصل ۵۰۰ متری) وجهت نمونه برداری در سه سطح بر پایه طرح کاملا" تصادفی انجام و سپس مقایسه میانگین ها به روش آزمون LSD صورت گرفت.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از تجزیه فیزیکی وشیمیایی نمونه های خاک نشان داد که بافت غالب منطقه لوم شنی و لوم رسی و همه خاک ها آهکی بوده و pH آنها بین 7/5 تا 8/2 متغیر است. کربن آلی نمونه ها بین ۰/۱۵ تا ۱/۱ درصد و ظرفیت تبادل کاتیونی آنها نیز بین ۵/۸ تا ۱۳/۶ میلی اکی والان در صد گرم خاک اندازه گیری شد.

اثر فاکتور عمق نمونه برداری بر مقادیر فلزهای سرب، روی و کادمیم کل در سطح یک درصد معنی دار شد و همان طور که در جدول مقایسه میانگین داده ها ملاحظه می گردد (جدول۱) بیشترین مقدار آنها مربوط به لایه سطحی (۰-۲۰ سانتیمتری) می باشد، ولی در مورد نیکل و مس نمونه ها اختلاف معنی داری بین لایه های خاک دیده نمی شود که بیانگر آن است که فعالیت معدن منشاء آلودگی منابع خاک اطراف آن به فلزهای سرب، روی و کادمیم بوده ولی موجب آلودگی به فلزهای نیکل و مس نشده است. درضمن اختلاف کم بین غلظت در لایه سطحی و عمقی احتمالا" به دلیل اختلاط خاک این دو لایه بر اثر عملیات کشاورزی در بعضی از نقاط باشد.

جدول ۱ - اثر عمق نمونه برداری برغلظت کل فلزهای سنگین خاک

عمق نمونه برداری (cm)	سرب کل	روی کل	کادمیم کل ($mg\ kg^{-1}$)	نیکل کل	مس کل
0-20	105/55[a]	549/32[a]	5/80[a]	67/18[a]	19/19[a]
20-40	90/15[b]	323/58[b]	5/39[b]	66/87[a]	19/1 [a]

بین میانگینها با حروف مشترک از لحاظ آماری اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد مشاهده نمی شود.

اثر فاکتور فاصله از معدن بر غلظت کل تمام فلزهای مورد مطالعه درسطح یک درصد معنی دار بود. با توجه به جدول مقایسه میانگین داده ها (جدول ۲) مشاهده می شود که بیشترین مقادیر سرب، روی و کادمیم کل با اختلاف

چشمگیری از بقیه فواصل متعلق به اولین فاصله (۵۰۰ متری) می باشد. در دومین فاصله (۱۰۰۰ متری) از معدن مقدار سرب در آستانه آلودگی و مقدار روی و کادمیم در حد سمیت می باشد. از نتایج بدست آمده و مقایسه اعداد با مقادیر استاندارد (شیلا ، ۱۹۹۶)، می توان نتیجه گیری نمود که فعالیت معدن باعث افزایش فلزهای سنگین سرب، روی و کادمیم خاکهای اطراف آن شده است به گونه ای که این افزایش تا شعاع ۵۰۰ متری شدید بوده و غلظت آنها در حد سمیت و آلودگی قرار دارد. این تاثیر تا شعاع ۱۰۰۰ متری از معدن دیده می شود، با آنکه غلظت آنها در این

فاصله نسبت به فاصله قبلی کاهش یافته است ولی غلظت سرب خاک در آستانه آلودگی و غلظت روی خاک در حد سمیت قرار گرفته است و با اختلافی که بین غلظت آنها با غلظت سرب و روی خاک در فواصل بعدی دیده می شود می توان آنرا متاثر از فعالیت معدن دانست، در مورد غلظت کادمیم خاک در این شعاع که در محدوده سمیت قرار دارد نمی توان علت آن را فعالیت معدن دانست زیرا غلظت آن با فواصل بعدی اختلاف چشمگیری ندارد. از فا صله ۱۵۰۰ متری تا شعاع پنج کیلومتری از معدن غلظت سرب خاک بالاتر از حد متوسط و غلظت روی و کادمیم خاک در حد سمیت می باشد که آنها نیز متاثر از فعالیت معدن نبوده و می توان منشا" آن را مواد مادری خاک دانست. باتوجه به مقایسه میانگینها کمترین مقدار نیکل و مس کل درفواصل اول و دوم، بیشترین مقدار نیکل کل مربوط به فاصله هفتم (۳۵۰۰ متری) و برای مس در فواصل چهارم و پنجم(۲۰۰۰–۲۵۰۰ متری)دیده می شود و می توان نتیجه گرفت فعالیت معدن تاثیری در افزایش غلظت این دو فلز نداشته است. در هیچ کدام از فواصل نمونه برداری تا شعاع پنج کیلومتری از معدن غلظت نیکل و مس خاک در محدوده آلودگی نبود.

جدول ۲ - اثر فاصله نمونه برداری از معدن برغلظت کل فلزهای سنگین خاک

فاصله از معدن (m)	سرب کل	روی کل	کادمیم کل ($mg\ kg^{-1}$)	نیکل کل	مس کل
500	588/98^{a}	2647/50^{a}	10/15^{a}	54/93^{e}	15/07^{e}
1000	64/97^{b}	787/67^{b}	5/45^{b}	67/44^{bcd}	17/94^{d}
1500	44/98^{c}	144/81^{c}	5/04^{c}	70/34^{ab}	20/65^{ab}
2000	40/28^{c}	141/63^{c}	4/99^{c}	65/36^{cd}	18/22^{cd}
2500	41/98^{c}	137/09^{c}	5/20^{bc}	66/79^{bcd}	21/10^{a}
3000	46/61^{c}	106/47^{cd}	5/18^{bc}	65/04^{d}	20/25^{ab}
3500	42/46^{c}	116/47^{cd}	5/19^{bc}	73/58^{a}	19/94^{abc}
4000	40/28^{c}	112/96^{cd}	5/11^{bc}	69/12^{bc}	18/97^{bcd}
4500	36/75^{c}	89/36^{cd}	5/04^{c}	68/49^{bcd}	18/95^{bcd}
5000	30/64^{c}	80/57^{cd}	4/59^{d}	69/13^{bc}	20/34^{ab}

تاثیر جهت نمونه برداری در سطح یک درصد معنی دار شد و همان گونه که در جدول ۳ آمده است بیشترین مقدار سرب و روی کل در جهت اول و با اختلاف زیادی از دوجهت دیگر دیده می شود، دلیل وجود این اختلاف چشمگیر نزدیکی این جهت به محل خرد کردن سنگهای معدنی و آسیاب آنها و نیز حمل و نقل بیشتر این مواد در این قسمت است که باعث شده ذرات فلزهای سرب و روی به خاکهای اطراف منتقل شوند. به علت آنکه این جهت که بیشترین

آلودگی را دارد در جهت خلاف باد غالب منطقه است می توان نتیجه گرفت که باد غالب منطقه تاثیر مستقیمی بر انتشار آلودگی نداشته و آن هم به دلیل برخورد آن به رشته کوه بالای معدن و منحرف شدن آن می باشد. بین کادمیم و مس کل جهت اول و دوم اختلافی وجود ندارد ولی با جهت سوم اندکی اختلاف مشاهده می شود، بین نیکل کل سه جهت نیز اختلاف کمی وجود دارد و بیانگر آن است که عمل آسیاب سنگهای معدنی باعث انتشار ذرات فلزهای کادمیم، نیکل و مس بر خاکهای اطراف خود نگردیده است.

جدول ۳ - اثر جهت نمونه برداری برغلظت کل فلزهای سنگین خاک

جهت نمونه برداری	سرب کل	روی کل	کادمیم کل	نیکل کل	مس کل
			($mg\ kg^{-1}$)		
جهت اول	193/42[a]	1019/73[a]	6/14[a]	73/75[a]	21/55[a]
جهت دوم	54/44[b]	147/89[b]	5/98[a]	66/66[b]	20/91[a]
جهت سوم	45/69[b]	141/74[b]	4/65[b]	60/66[c]	14/79[b]

جهت اول: سمت غربی معدن و خلاف جهت باد غالب به طرف زمینهای زراعی وگلخانه ای
جهت دوم: سمت غربی معدن و درجهت باد غالب به طرف زمینهای زراعی وگلخانه ای
جهت سوم: سمت شرقی معدن ، به طرف منطقه مسکونی و در جهت باد غالب

منابع

Atteia O, and Dubois JP, 1994. Geostatistical analysis of soil contamination in the Swiss . Environmental Pollution, Vol 86, Issue 3, pp 315-327.
Berti WR, and Jacob LW, 1996. Chemistry and phytotoxicity of soil trace element from repeated sewage sludge applications. J. Environ. Qual. 25:1025-1032.
Carter MR, 1993. Soil sampling and Method of analysis. Canadian Society of Soil Science, Lewis publishers.
Kim IS, Choi, YS, and Jang, A, 1997. Remediation of polluted soil and sediment. Perspectives and failures. In:Proceedings of First International Conference on Contaminated Restoration, Ljublijan, Slovenia. pp:83-90.
Sheila M T, 1996. Toxic metals in soil-plant system. Jone Wily & Sons. Newyork.469p.

ارزیابی کمی روند نفوذ آلاینده های آلی کم محلول به خاک به عنوان تابعی از شرایط متغیر فیزیکی آلاینده

الهه جعفری هفشجانی[1]، دکتر مهدی همایی[2]، دکتر محمد بای بردی[3]
۱- کارشناس ارشد خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس e_jafari_4486@yahoo.com
۲- عضو هیئت علمی دانشگاه تربیت مدرس
۳- هئیت علمی سابق دانشگاه تهران

مقدمه

آلودگی زیست بوم، بویژه خاک از چالش های مهم عصر کنونی است. طبق تعریف، هر گونه تغییر در ویژگی های اجزا متشکّله خاک، به طوری که استفاده از آن را ناممکن سازد، آلودگی خاک[1] نامیده می شود (Mirsal, 2004). فعالیت های بشری موجب ایجاد آلودگی‌های فراوانی در سطح کره‌ی زمین شده است (Jafari et al, 2010). این مشکل و عواقب آن در دهه ی۱۹۸۰مورد توجه قرار گرفت و از آن زمان تا کنون توجه به آن روز به روز گسترش یافته است. زیرا خاک آلوده افزون بر اینکه آلاینده‌ها را از طریق چرخه غذایی وارد بدن انسان و دام می کند، خود نیزمی تواند به عنوان منبع آلودگی آب های زیر زمینی و آب آشامیدنی باشد (Hilpert et al, 2000 ; Khamechiyan et al, 2006). همچنین، خاکهای آلوده گسترش استفاده از اراضی را محدود می‌سازند.

برخی از آلاینده ها از جمله آلاینده‌های آلی کم محلول در آب (NAPL[2])، هوازده شده و می توانند سالها در خاک باقی بمانند (روانبخش، ۱۳۷۲). چگالی آلاینده‌های مایع آلی کم محلول در آب، تاثیر زیادی بر رفتار آنها در خاک می گذارند. به همین دلیل، این آلاینده‌ها را بر اساس چگالی خود به دو دسته آلاینده های مایع آلی نامحلول سنگین تر از آب (DNAPL[3]) و آلایند های مایع آلی نامحلول سبک تر از آب (LNAPL[4]) طبقه بندی‌می‌کنند (Johnston *et al*, 2002; Lee *et al*, 2001). مقاومت زیاد این ترکیبات در برابر فرآیندهای تجزیه (شیمیایی – بیولوژیک)، خاصیت آب گریزی و سرطان زا بودن این ترکیبات از مهمترین ویژگی های آنها می باشد (Wipfler *et al*, 2004; Schwartz *et al*, 2010). انباشته شدن NAPL ها در طبیعت، به ویژه در خاک، به سبب سمیّت آنها نگران کننده است. سمیّت آنها به سبب خصوصیاتی نظیر سرطان زا بودن (carcinogenicity)، جهش زایی(mutagenity) و تجمع در اندام ها (bioaccumulation) می باشد. منشاء اصلی هیدروکربن های نفتی در طبیعت عبارتند از: زائدات ناشی از تولید نفت خام، زائدات ناشی از نفت خام، روغن‌های مصرف شده‌ی زائد، سوختن ناقص سوخت های فسیلی و محصولات جانبی فعالیت های صنعتی و تجاری (Lee et al, 2001; Mercer et al, 1990; Wipfler et al, 2004).

مطالعات نشان می‌دهند که حضور ترکیبات NAPL در خاک ها منجر به ایجاد سیستم های چند ترکیبه (Multi-Component) می‌گردد؛ که بررسی رفتار آنها بسیار پیچیده و به روابط بین هدایت هیدرولیکی (Conductivity hydraulic)، درجه ی اشباع خاک (Saturation) و فشار کاپیلاری(Capillary pressure) بستگی دارد (Ashtiani *et al*, 2002., Baker, 1988). به همین منظور واتسون و همکاران (۲۰۰۲) با بکارگیری نفوذپذیری‌سیال‌چند فازی به جای نفوذپذیری سیال تک فازی توانستند رفتار این سیالات را در خاک توصیف کنند. در این مطالعه فرض شد که جریان فازها از یکدیگر مجزا است. نفوذ NAPLها به خاک تهدیدی جدی برای محیط زیست می‌باشند. NAPLها اگر

1- Soil pollution
2 - Non-aqueous Phase Liquids
3- Density non-aqueous Phase Liquids
4- Light Non-aqueous Phase Liquids

چه غیر قابل اختلاط با آب هستند اما دیده شده که این ترکیبات قابل حل در آب، هم می باشند. از اینرو فهم مکانیزم هایی که رفتار و توزیع NAPLها را نشان می دهد، تلاشی موثر در جهت اصلاح این آلودگی ها می باشد. هدف از این پژوهش، بررسی اثر ویژگی‌های فیزیکی آلاینده های آلی کم محلول، در نفوذ آنها به خاک است.

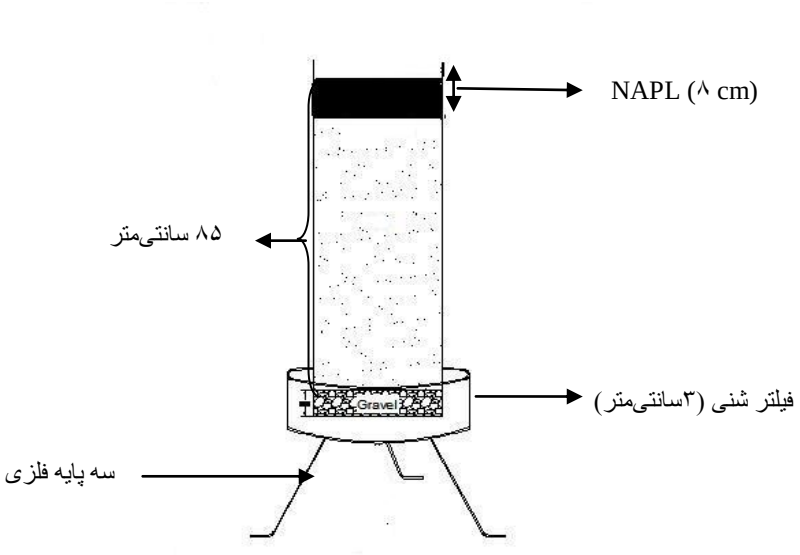
مواد و روش‌ها

آلاینده‌های مایع آلی کم محلول در آب (NAPL)

آلاینده‌های مایع آلی نامحلول مورد استفاده در این پژوهش نفت خام، نفت‌سفید، بنزین و گازوئیل می‌باشد. ویسکوزیته و وزن مخصوص ترکیبات توسط دستگاه SVM 3000 تعیین شد. ویژگی های فیزیکی و شیمیایی ترکیبات در جدول(۱) نشان داده شده است.

NAPL	وزن مولکولی	نقطه‌ی جوش (C°)	رنگ	ویسکوزیته دینامیکی (μ)(P)	ویسکوزیته سینماتیکی (ŋ) (cm^2/s)	وزن مخصوص (gr/cm^3)
نفت‌خام	C_4-C_{400}	≥۴۰	قهوه‌ای-تیره	۰/۰۲۴۲۴۴	۰/۰۲۷۳۵۷	۰/۸۸۶۲
بنزین	C_4-C_{10}	۴۰-۱۵۰	زرد کهربایی	۰/۰۰۰۳۰۴۲۳	۰/۰۰۴۱۱۱۹	۰/۴۷۱۱
نفت‌سفید	C_{12}-C_{16}	۲۰۰-۲۵۰	بی‌رنگ	۰/۰۰۱۲۲۷۱	۰/۰۱۵۵۱۲	۰/۷۹۱۱
گازوئیل	C_{16}-C_{25}	۲۳۰-۱۷۵	صورتی‌روشن	۰/۰۰۴۳۴۶۸	۰ /۰۵۲	۰/۸۳۵۸

سیلندرها: سیلندرهای استوانه‌ای شفاف (پلکسی‌گلاس) به طول ۸۵ سانتی‌متر و قطر خارجی ۹/۵ سانتی‌متر که توسط مترهای کاغذی با دقت ۰۰۱/ ۰متر مدرج شده تهیه گردید. انتهای سیلندرها توسط صفحه‌های متخلخل، مسدود شد. از فیلتر شنی با قطر ذرات ۵ میلی‌متر در انتهای سیلندرها استفاده شد تا از خروج خاک به همراه سیال جلوگیری شود. در فاصله‌ی ۱۵ سانتی‌متری ابتدای سیلندرها سوراخ‌هایی به قطر ۱۲ میلی‌متر به منظور تخلیه سیال اضافی از بارثابت سوار شده بروی ستون خاک، ایجاد گردید و ترکیبات خروجی به وسیله‌ی شیلنگ جمع‌آوری شد (شکل ۱).

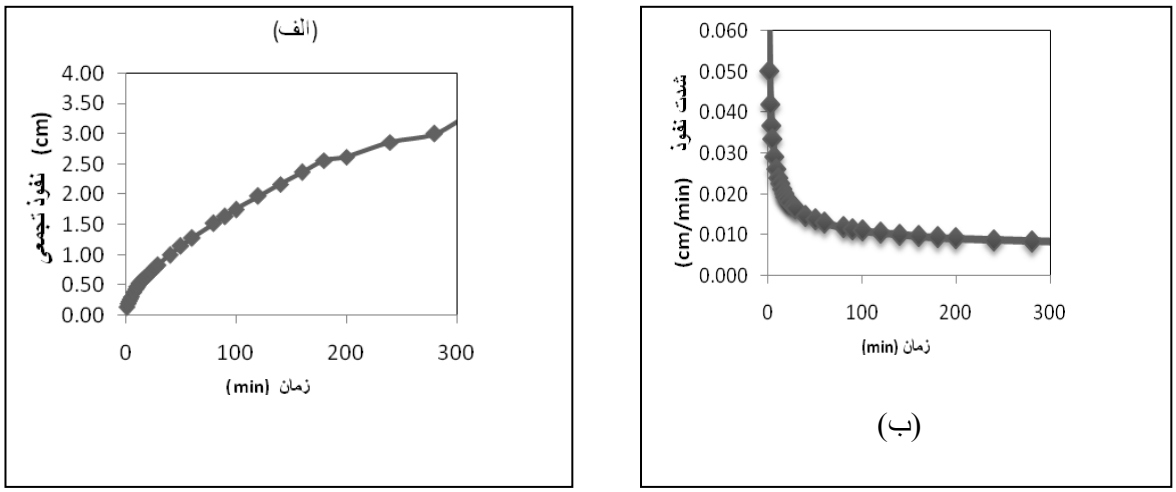


شکل۱. شماتیک نفوذ NAPLها به خاک تحت بار افتان ۸ سانتی‌متری.

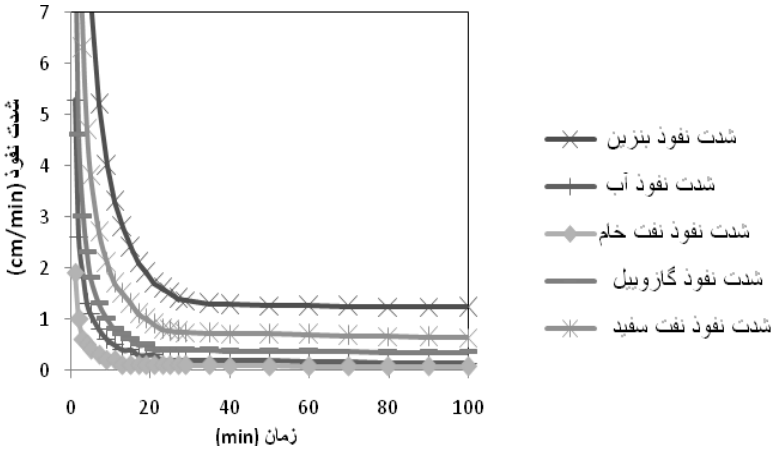
سیلندرها تا ارتفاع ۷۰ سانتیمتری از خاک پر شد. بار افتان ۸ سانتی‌متری از نفت‌خام روی هر سیلندر اعمال شده و در زمان‌های مشخص طول جبهه رطوبتی، نفوذ تجمعی و شدت نفوذ ترکیب تعیین گردید.

نتیجه‌گیری

شکل (۲) نشان می‌دهد چنانچه (LNAPL) برروی سطح خاک قرار گیرند، بی‌درنگ نفوذ می‌کنند. با گذشت زمان، نفوذ تجمعی افزایش و شدت نفوذ NAPLها کاهش می‌یابد و در نهایت به مقدار ثابتی می‌رسد. در زمان‌های آغازین، نفوذ NAPLها تحت تاثیر نیروی ثقل و پتانسیل ماتریک است. با توجه به اینکه خاک هوا خشک است، لذا در ابتدا خاک تمایل بیشتری برای جذب این ترکیبات از خود نشان می‌دهد. به بیان دیگر پتانسیل ماتریک در زمان های آغازین نفوذ، بیشتر و به دنبال آن شدت نفوذ افزایش خواهد یافت. با گذشت زمان مقدار پتانسیل ماتریک خاک کاهش می‌یابد و مقدار نیروی لازم به منظور غلبه بر مقاومت های حاصل از خصوصیات NAPLها (گرانروی، کشش سطحی، دانسیته و...) و جذب‌سطحی این ترکیبات بروی ذرات‌خاک (که منجربه‌کاهش اندازه خلل‌وفرج خاک می‌شوند) افزایش می یابد. بنابراین نیروی بیشتری برای نفوذ این ترکیبات به اعماق پایین تر نیاز است که منجر به کاهش شدت نفوذ این ترکیبات به خاک می‌شود. یافته‌های دیگر پژوهشگران، (Khamechiyan and et al, 2006 ; Zhu, 2001 ; Yungiang and Ming on, 2009) در این زمینه نتیجه‌ی به دست آمده را تایید می‌کند. مقایسه‌ی شدت نفوذ ترکیبات مختلف با آب نشان داد که بیشترین شدت نفوذ به ترتیب به بنزین (gasoline) و نفت سفید (kerosene) و کمترین شدت نفوذ به ترتیب به نفت‌خام و آب تعلق دارد. به نظر می‌رسد که گرانروی پایین بنزین و نفت‌سفید در مقایسه با آب و نفت‌خام دلیلی منطقی برای دستیابی به این نتیجه باشد. اندازه گیری ویژگی‌های فیزیکی خاک از قبیل چگالی، گرانروی دینامیکی و سینماتیکی نشان داد (جدول ۱) که ترکیبات NAPL مورد استفاده به دلیل چگالی کمتر از آب درصورت تماس یافتن با آب به‌حالت شناور درآمده به بیانی دیگر این ترکیبات همگی LNAPL می باشند. انتظار بر این بود که با وجود کمتر بودن چگالی نفت‌خام نسبت به آب، شدت نفوذ آن از آب بیشتر باشد. لیکن، گرانروی بیشتر نفت‌خام در مقایسه با آب سبب می‌گردد شدت نفوذ نفت‌خام از آب کمتر باشد. بنابراین، در مجموع می‌توان نتیجه گرفت که به هنگام نفوذ یک سیال (NAPL) به خاک، برآیندی از چگالی و گرانروی سیال تعیین کننده‌ی شدت نفوذ سیال به خاک است (شکل ۳).



شکل ۲. منحنی نفوذ تجمعی (الف) و شدت نفوذ NAPLها (ب).



شکل ۳. مقایسه شدت نفوذ NAPLها با آب

منابع

1- Ashtiani A, Hassanizadeh SM and Oostrom M. 2001. Effective parameters for two-phase flow in a porous medium white periodic heterogeneities. Contaminant Hydrology. 49: 87-109.

2- Baker LE. 1988. Three-phase relative permeability correlation. Society of petroleum Engineers (SPE) Enhanced Oil Recovery Symposium. 17369-MS.

3- Hilpert M, McBride j and Miller C. 2000. Investigation of the residual funicular nonwetting-phase- saturation relation. Advanc in water resources.24: 154-177.

4- Jafari E, Homaee M and Bybordi M, 2010. Quantifying Infiltration of Crude oil Components in soil porous media. Pp: 143-147. 1 ST international conference and exploratory workshop on soil architecture and physico - chemical function CERAR. Denmark, Arhus Factualy.

5- Johnston CD, Raynen JL and Bregel D. 2002. Effectiveness of in situ air sparging for removing NAPL gasoline from a sandy near perth, western Australia. Journal of Contaminant Hydrology. 59: 87-111.

6- Kechavarzi C, Soga K and Illangasekare TH.2005. Two-dimensional laboratory simulation of LNAPL infiltration and redistribution in the vadoze zone. Contaminant Hydrology. 76: 211-233.

7- Khamechiyan M, Charkhabi AH and Tajic M. 2006. Effects of crude oil contamination on geotechnical properties of clayey and sandy soils. Engineering Geology. 89:220-229.

8- Lee PK., Ong SK, Golchin J and Nelson G.L. 2001. Use of solvent to enhance PAH biodegradation if coal tar-contaminated soils. PERGAMON. 35:3941-3949.

9- Liang- Cheng CH, Hsin-Yu Sh. 2009. Effect of connectivity and wettability on the relative permeability of NAPLs. Environ Geol. 56: 1437-1447.

10- Mercer J.W and Cohen R.M. 1990. A review of immiscible fluids in the subsurface: properties, model, characterization, and remediation. Hydrol. 6: 107-163.

11- Mirsal, I.A. 2004. Soil pollution. Springer – Verlag Berlin Heidelberg New YORK.

بررسی تغییرات سالانه آلاینده های آب زهکش های اراضی کشاورزی شبکه آبیاری دز

علیرضا پاک نژاد[1]، سعید سلیم پور[2] ، سید حسین محمودی نژاد[3]، رضا نهاوندی نژاد[3]

1و2- عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی صفی آباد دزفول صندوق پستی 333

3 - محقق مرکز تحقیقات کشاورزی صفی آباد دزفول صندوق پستی 333

4 – کارشناس ارشد رشته عمران آب

مقدمه

شبکه یکصد هزار هکتاری آبیاری رود خانه دز تقریباً بیش از 95 درصد آب رود خانه دز را در بخش کشاورزی مصرف نموده و حدوداً 50 درصد آنرا از طریق زهکش ها به رود خانه بر می گردند. سایب(1994) گزارش کرد، استفاده از آب فاضلاب باعث تجمع عناصر سنگین و افزایش غلظت تا 3 تا 6 برابر بیشتر از مقادیراولیه در خاک های تحت آبیاری بارانی با آب معمولی می رسد. ترابیان و بغوری (1373) گزارش کردند مقادیر کل و قابل جذب فلزات سنگین کادمیم ، روی، ،مس ، سرب،کروم و نیکل در سال های تحقیق (1372-1370) در محصولات کشاورزی رو به افزایش بوده است. چرم (1380) گزارش کرد غلظت عناصر آلاینده در رسوبات رودخانه کارون حتی تا 65 بار و بیشتر رسیده است. کلباسی و موسوی (1379) گزارش کردند که زهکش های تخلیه شونده به زاینده رود بر روی کیفیت آب رودخانه مؤثر است. آیرز و وستکات (1985) و رودز و همکاران (1999) تجربیات موفق کاربرد آبهای شور در کشورهای مختلفی را گزارش کرده اند. کیانی و همایی(1384) گزارش گردند، کاربرد آب شور زهکش های گرگان به نحو کاملا مناسبی امکان پذیر است. لذا به منظور تعیین آلاینده های موجود در آب زهکش های شبکه آبیاری دز و بررسی امکان استفاده از آنها این تحقیق انجام گردید.

مواد و روشها

در این آزمایش، برای مدت 2 سال به صورت هر پانزده روز یکبار از ده نقطه شبکه آبیاری دز نمونه برداری آب انجام و آزمایشات اندازه گیری کل املاح محلول TDS ، میزان pH ، هدایت الکتریکی EC به کمک دستگاه مربوطه، میزان کلرور Cl و TH به روش تیتراسیون، سدیم به روش فلیم فتومتری انجام گرفت. ازت نیتراته NO_3^-/N به روش دی سولفونیک با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج 420 ، ازت آمونیاکی NH_4^+/N به روش احیا با استفاده از MgO به روش تیتراسیون با اسید سولفوریک، فسفات PO_4^{---} به روش آمونیم مولیبدات و آنتیمون تارتارات در حضور اسید اسکوربیک در طول موج 470 نونا متر انجام گرفت. برای اندازه گیری عناصر سنگینFe، Cd وNi برروی نمونه های اسیدی شده ابتدا عناصر مذکور را با آمونیم پیرولیدین دی تیروکاربامات APDC بصورت کلات در آورده و سپس با متیل ایزو بوتیل کتون MIBK عمل استخراج انجام شد و با استفاده از دستگاه اتمیک ابزروبشن 3110 پرکین المر میزان عناصر تعیین گردید.

نتایج و بحث

میانگین سالانه و دامنه تغییرات کلیه پارامترهای تحقیق در جدول یک آورده شده است . بررسی کلیه پارامترها به شرح زیر می باشد :

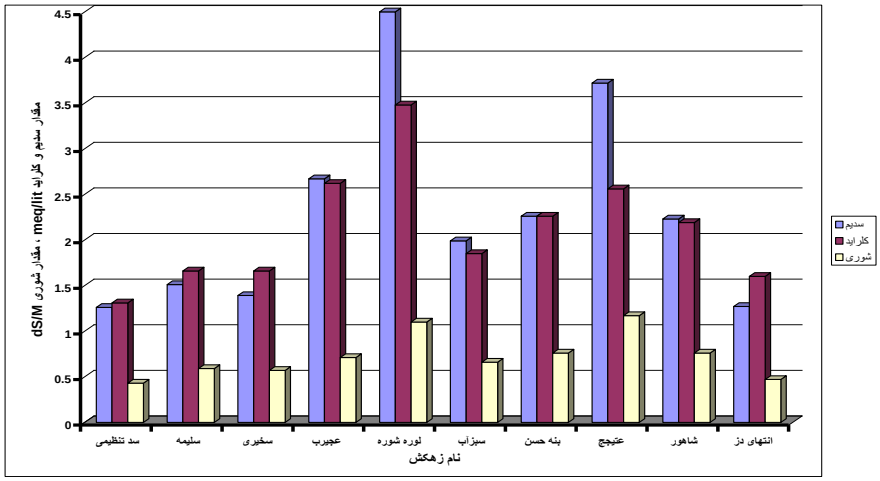
بررسی نتایج EC وpH: همانگونه که در جدول شماره 1 نشان داده شده است ، تغییرات میانگین ماهیانه pH زهکش ها به غلظت بالای آنیون بی کربنات و نقش بافری آن زیاد نمی باشد. میانگین کل زهکش ها 7/58 می باشد در مورد پارامتر EC بیشترین تغییرات نسبت به شوری میانگین آب ابتدای رودخانه (433 میکرو موز بر سانتی متر)در زهکش های عتیج با 3/2 برابر شوری ابتدای مسیر و زهکش لوره شوره با 2/7 برابر شوری ابتدای مسیر ثبت گردید. بررسی ها نشان می دهد این تغییرات علاوه بر تاثیر نهاده های کشاورزی، به املاح موجود در خاک، نوع عملیات کشاورزی و زمان عملیات بستگی دارد. آب ابتدای شبکه آبیاری دز از نظر شوری به کلاس C2 تعلق دارد و عوامل فوق باعث می شود که آب زهکش های عتیج ، لوره شوره ،شاهور و بنه حسن به کلاس C3 انتقال یابد. ولی به طور کلیه آب تمام زهکش ها از نظر شوری برای استفاده مجدد هیچ گونه منعی برای هیچکدام از محصولات منطقه ندارد .

جدول1- میانگین سالانه و دامنه تغییرات پارامترهای طرح

پارامتر / محل نمونه برداری	pH	EC	Ca+Mg	Na	Cl	HCO3	N(NO3+NH4)	PO4	Fe	Cd
		dS/m	meq/lit	meq/lit	meq/lit	meq/lit	mgr/lit	mg/lit	mg/lit	mg/lit
سد تنظیمی	7/47	0/43	3/45	1/26	1/31	3/22	6/6	0/05	0/04	NO D.
	7/20-7/72	0/38 -0/54	3/10-4/10	0/60-1/85	0/90-2/00	2/75-3/50	2/20-17/70	0/0-0/20		
سلیمه	7/57	0/59	4/48	1/51	1/66	4/10	14/84	0/29	0/12	0/014
	7/20-7/92	0/56-0/62	3/65-5/10	1/22-2/07	1/25-2/25	3/25-4/50	5/70-44/80	0/0-0/80		
سخیری	7/61	0/57	4/70	1/39	1/66	3/98	18/60	0/16	0/14	0/012
	7/40-8/06	0/54-0/60	3/80-5/40	1/22-2/07	1/25-2/25	3/00-4/75	8/20-48/00	0/0-0/50		
عجیروب	7/61	0/71	4/93	2/67	2/52	4/47	25/40	0/09	0/10	0/020
	7/38-8/20	0/66-0/74	3/70-5/80	2/28-3/37	2/25-3/00	4/00-5/00	9/80-69/90	0/0-0/20		
لوره شوره	7/71	1/10	7/24	4/50	3/48	4/43	24/00	0/42	0/04	0/015
	7/32-8/08	0/97-1/20	5/25-9/30	3/94-6/42	3/00-4/50	2/00-5/50	14/50-71/40	0/04-1/05		
سبزآب	7/60	0/66	5/54	1/99	1/85	4/51	21/80	0/22	0/22	0/025
	7/10-8/16	0/55-0/79	4/60-6/75	1/22-2/71	1/25-2/75	3/50-6/60	9/40-75/00	0/0-0/46		
بنه حسن	7/63	0/76	5/37	2/26	2/26	4/34	14/40	0/34	0/08	0/018
	7/20-8/32	0/58-1/10	4/30-6/35	1/64-3/59	1/50-3/25	3/50-5/25	6/20-45/00	0/02-1/00		
عتیج	7/89	1/17	9/80	3/72	2/56	4/94	9/90	0/29	0/2906	0/031
	7/20-8/32	0/89-1/40	-15/80 8/00	1/43-5/59	2/10-3/75	4/00-6/75	3/70-20/50	0/0-1/10		
شاهور	7/69	0/76	5/39	2/23	2/09	4/26	13/30	0/41	0/11	0/030
	7/30-8/38	0/68-0/80	3/95-6/15	1/22-3/15	1/50-2/50	3/50-6/10	6/30-35/60	0/04-1/70		
انتهای دز	7/67	0/47	4/09	1/27	1/60	3/72	11/20	0/18	0/05	NO D.
	7/32-8/00	0/44-0/58	3/50-4/90	0/81-1/84	1/00-2/25	3/25-4/75	2/50-24/40	0/0-1/00		

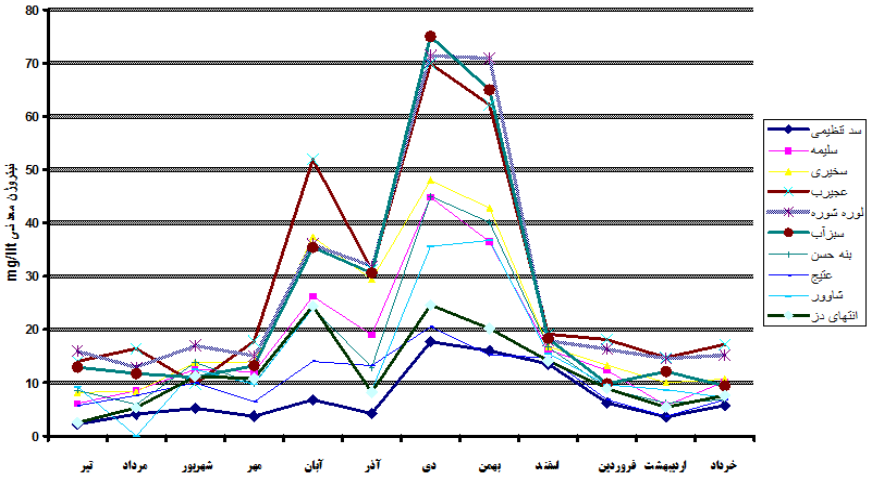
بررسی کاتیون ها : نتایج حاکی از یک همبستگی مثبت و بالا بین مقادیر کلیه کاتیون ها و شوری آب زهکش ها می باشد . به عنوان مثال برای سدیم R^2=0/608 بدست آمد. بیشترین مقادیر سدیم در زهکش های لوره شوره و عتیج ثبت گردید . محاسبه و بررسی مقادیرSAR نشان می دهد به دلیل آهکی بودن اراضی منطقه و حجم بالای دبی آب زهکش ها ،کلاس آب زهکش های مورد نظر طرح همواره در همان کلاس ابتدا و انتهای آب شبکه یعنی S1 باقی مانده است. بنابراین حتی در سیستم ها آبیاری تحت فشار قابل استفاده می باشند.

بررسی نتایج آنیون ها: نتایج نشان می دهد که تغییرات ماهیانه یون بی کربنات زیاد نمی باشدو عملاً کلاس آب تغییر نمی کند این تغییرات در انتهای شبکه نسبت به ابتدای شبکه پانزده درصد می باشدو به شستشوی املاح اراضی آهکی منطقه بر می گردد. در مورد یون کلرور ، نتایج حاکی از یک همبستگی مثبت و بالا بین این یون و شوری آب زهکش ها R^2=0/882 می باشد .



شکل 1- مقایسه میزان شوری و مقدار یون های سدیم و کلرور در زهکش ها

بررسی آلاینده های نیتروژن معدنی و فسفات : روند تغییرات نیتروژن معدنی با شوری یکسان نمی باشد . این مسئله دقیقا نشان می دهد که آلاینده نیترات، اکثرا از منبع نهاده های کشاورزی ناشی می شود. وجود فقط یک ماکزیمم در نمودار تغییرات آن نسبت به زمان را می توان با سطح زیر کشت گندم نسبت به ذرت و سرعت حرکت نیتروژن و آبشویی کمتر آن در ماه های گرم سال توضیح داد. بیشترین تغییرات نیتروژن در زهکش سبزآب (چهارده برابر متوسط نیتروژن رودخانه) در اراضی کشت های سبزی و صیفی می باشد. لذا ضروری است در توصیه کودی دقت شود تا آلودگی نیتراته در گیاهان بالا نرود.

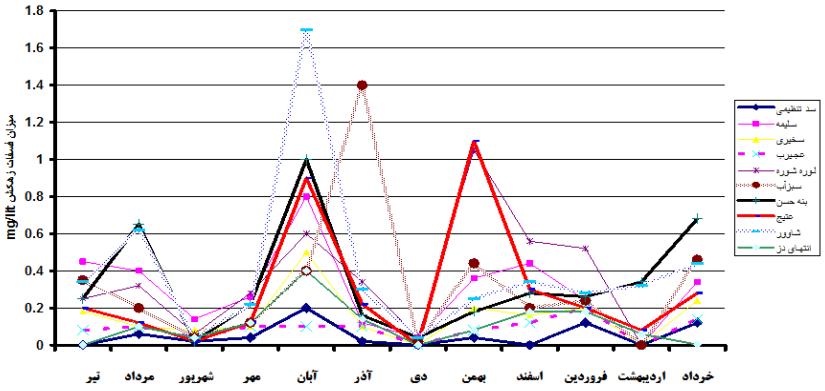


شکل 1- تغییرات نیتروژن معدنی زهکش ها در ماه های مختلف سال

مقادیر نسبی فسفر نسبت به نیتروژن کمتر می باشد . این امر مسلما به تفاوت تحرک آنها بر می گردد.تغییرات فسفر برخلاف نیتروژن از نظام خاصی پیروی نمی کند. بیشترین مقادیر فسفر در زهکش هایی دیده می شود که کاملا تائید

کننده تاثیر بافت خاک بر روی میزان فسفر می باشد. بررسی مقادیر فسفر در زهکش ها حاکی از افزایش 30 برابـری در بعضی از مواقع سال و افزایش 4 برابری در انتها ی شبکه می گردد که واقعا هشدار دهنده می باشد.

بررسی آلاینده های عناصر سنگین :بررسی نتایج نشان می دهد که مقدار آهن درابتدای شبکه بـا 0/04 میلـی گرم در لیتر و انتهای شبکه با 0/05 میلی گرم در لیتر تفاوت معنی داری ندارد بیشترین مقادیر آهن در زهکش هایی دیده می شود که اراضی زیر کشت آنها عمدتا به کشت سبزی جات برگی اختصاص می یابـد. کشـاورزان این مناطق با یک باور غلط کود آهن را مترداف با کود تقویتی می دانند. بررسـی عنصـر کـادمیم نشـانگر عـدم همبستگی این آلاینده با مقادیر آهن و همبستگی آن با کود فسفره مصرفی می باشـد.میزان کـادمیم زه آب هـا دربعضی نمونه ها بیشتر از حد مجاز می باشد. لذا برای استفاده مجدد از آنها بررسی بیشترلازم می باشد. از نظـر آلاینده نیکل نگرانی خاصی مشاهده نمی شود



شکل 3- تغییرات میزان فسفات زهکش ها در ماه های مختلف سال

منابع

1- ترابیان ع و بغوری ا .1373. بررسی آلودگی های ناشی از کاربرد پساب های شهری و صنعتی در اراضی کشاورزی جنوب تهران.

2- چرم م . 1380 . عناصر آلا یندە در رسوبات رودخانه کارون . مجموعه مقالات هفتمین کنگره علوم خاک . شهرکرد .

3- کلباسی م. و موسوی س ف. 1379.تغییرات کیفیت زەآب زهکش های مهم تخلیه شونده به زاینده رود و اثر آنها بر رودخانه در یک دوره یکساله.مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ، دانشگاه صنعتی اصفهان. جلد چهارم ، شمارۀ سوم.

4- کیانی ع و همایی م. 1384.کاربرد آب شور برای تولید گندم تحت رژیم های مختلف آبیاری از آب شور. نهمین کنگره علوم خاک .تهران.

5- کیفیت آب برای کشاورزی ،تالیف آر.اس.آیرز، ترجمه شاپور حاج رسولیها ،مرکـز نشـر دانشـگاهی تهران . ایران ..1382

6-Ayers,R.S. and D.Westcot. 1985. Water qualityfor agiculture. FAO Irrigation Drainage. Paper No. 29.

7-Rhoades,j.d., A.Kandidah, and A.M.Mashali. 1999. The use of saline waters for crop production.

8-Siebe,-C,(1994). Accumlation and disposal of heavy metals on irrigated soil with waste waters in the irrigation district 03,Tula,Hidalgo,Mexico,REW INT. –CONTAN-.1994.VOL:10,NO.1,pp15-21

اثر تلقیح باکتری، قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی به تنهایی یا تلفیقی بر استخراج گیاهی سرب توسط آفتابگردان

مینا صالحی هفشجانی[۱]، عبدالرزاق دانش شهرکی[۲]، فایز رئیسی[۲] و محسن مبینی دهکردی[۳]

۱-دانشجوی کارشناسی ارشد اگرواکولوژی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد

۲-به ترتیب استادیار و استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد

۳-استادیار دانشکده علوم دانشگاه شهرکرد

مقدمه

افزایش کاربرد فلزات سنگین در صنعت و ورود ناخواسته‌ی آن‌ها به خاک‌های کشاورزی از یک طرف و برخورداری آن‌ها از تجمع زیستی و سمیت بالا، این فلزات را به یکی از اصلی‌ترین عوامل تنش‌زای غیر زیستی برای موجودات زنده تبدیل کرده است (لین و همکاران، ۲۰۰۵). امروزه آلودگی خاک‌های زراعی به فلزات سنگین سمی به یک معضل جهانی برای پایداری اکوسیستم‌های کشاورزی تبدیل شده است. از این رو،به منظور حفظ پایداری سیستم‌های زراعی و امنیت غذایی، پالایش خاک‌های آلوده به این گونه فلزات نیازمند توجه فوری است(صغیرخان و همکاران، ۲۰۰۹).فناوری گیاه‌پالایی یک شیوه زیست پالایی برای جذب و انتقال آلاینده‌ها از خاک به گیاه، بدون تخریب ساختمان خاک و تغییر در باروری آن است. در این روش از گیاهان بیش‌اندوز برایجذب فلز توسط گیاه، و برداشت زیست‌توده و خارج نمودن از منطقه‌ی آلوده اقدام میشود (لومبی و همکاران، ۲۰۰۱). از آنجا که پاک‌سازی محیط به وسیله‌ی گیاهان تجمع دهنده‌ی فلزات به تولید زیست‌توده‌ی گیاهی زیاد و حذف مقدار کافی زیست‌توده‌ی آلوده نیاز دارد، تلاش‌های مختلفی برای افزایش کارایی گیاه‌پالایی انجام شده است. یکی از این فعالیت‌ها توجه به پتانسیل ریشه و موجودات زنده پیرامون آن است (کیرخام، ۲۰۰۶).باکتری-های محرک رشد (*PGPR*)گیاه از موجودات زنده‌ی خاک محسوب می‌شوند که با اعمال ساز و کارهایی میتوانند جذب فلز توسط گیاه و یا رشد آن را افزایش دهند. لذا همیاری گیاه و باکتری می‌تواند کارایی استفاده از فناوری گیاه‌پالایی را بهبود بخشد (یان و همکاران، ۲۰۰۷). قارچ‌های مایکوریزا آربوسکولار نیز نقش اکولوژیک قابل-توجهی در تثبیت فلزات سنگین توسط گیاه در خاک‌های آلوده به این فلزات ایفا می‌کنند. برخی گزارش‌ها حاکی از افزایش جذب فلزات سنگین توسط گیاهان مایکوریزیاست که در این صورت از جهت استخراج فلزات از خاک دارای اهمیت بوده و برای اصلاح خاک‌های آلوده مفید است (خان، ۲۰۰۶).یکی دیگر از مهم‌ترین اجزای زنده‌ی خاک کرم‌های‌خاکی می‌باشند که معمولا فعالیت آنها باعث افزایش قابلیت تحرک و دسترسی عناصر غذایی می-شود (لوکاری و همکاران، ۲۰۰۶). به طور کلی کرم‌های‌خاکی با تغییر فلزات سنگین، قابلیت دسترسی و تحرک آنها را به طور نسبی افزایش می‌دهند (سیزمور و همکاران، ۲۰۱۱).به طور مثال،رویز و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کردند که کرم‌خاکی *Eiseniafoetida* توانستند کادمیم محلول و تبادلی را افزایش دهند و سبب افزایش تحرک و قابلیت دسترسی آن گردد.با توجه به نتایج تحقیقات قبلی، مطالعه‌ی حاضر به منظور بررسی و مقایسه‌ی اثر تلقیح تنهایی و یا تلفیقی باکتری، قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی بر گیاه‌پالایی سرب توسط آفتابگردان به اجرا درآمد.

مواد و روشها

این آزمایش در قالب طرح کاملا تصادفیبا ۸ تیمار و ۴ تکرار در گلخانه انجام شد. تیمارها شامل شاهد (*C*)، تلقیح باباکتری *Corynebacterium sp.* (*B*)، تلقیح با قارچ مایکوریزا *Glomusmosseae* (*F*)، تلقیح باکرم‌خاکی *Eiseniafoetida* (*E*)، تلقیح باکتری و کرم‌خاکی (*B+E*)، باکتری و قارچ مایکوریزا (*B+F*)، قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی (*F+E*) و تلقیح همزمان باکتری، قارچ مایکوریزا و کرم خاکی (*B+F+E*) بود.خاک مورد آزمایش از معدن سرب و روی باما (ایرانکوه) واقع در ۲۰ کیلومتری جنوب غربی شهر اصفهان تهیه گردید. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی این خاک در جدول ۱ ارائه گردیده است.

جدول ۱- برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مورد استفاده

نیتروژن کل (٪)	کربن آلی (٪)	فسفر قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	پتاسیم قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	سرب قابل جذب ($mg\ kg^{-1}$)	سرب کل ($mg\ kg^{-1}$)	رس (٪)	سیلت (٪)	شن (٪)	EC ($dS\ m^{-1}$)	pH	بافت خاک
۰/۰۶	۰/۵۸	۹/۳۵	۲۵۰	۴۱	۳۷۹	۱۹	۳۶	۴۵	۰/۲۹	۷/۶۲	لومی

باکتری محرک رشد مورد استفاده در این آزمون نیز از ناحیه‌ی ریزوسفر گیاهان بومی معدن سرب و روی باما استخراج و استفاده گردید. جهت اعمال تیمارهای تلقیح با باکتری، بذور استریل آفتابگردان (رقم رکورد) به مدت ۱ ساعت در سوسپانسیون باکتری که میزان جذب آن در طول موج ۶۰۰ نانومتر برای دستیابی به تراکم مایه‌ی تلقیح^{۸}۱۰× ۵ واحد تشکیل کلونی (*CFU*) بر میلی‌لیتر، روی عدد ۰/۵ تنظیم شده بود، معلق شدند(بورد و همکاران، ۱۹۹۸). به علاوه، بر سطح خاک هر گلدان نیز به وسیله‌ی سرنگ‌های استریل، مقدار ۱۰ میلی‌لیتر از سوسپانسیون باکتریایی با جمعیت ^{۸}۱۰× ۵ واحد تشکیل‌دهنده‌ی کلونی (*CFU*) بر میلی‌لیتر اسپری شد. به منظور اعمال تیمارهای قارچ مایکوریزا، حدود ۷ – ۵ سانتی‌متر از قسمت بالایی خاک هرگلدان برداشته و مقدار ۵۰ گرم زادمایه به صورت یک لایه‌ی نازکیکنواخت در سطح خاک پخش شد و مقدار خاک برداشت شده روی زادمایه برگردانده شد (چن و همکاران، ۲۰۰۳). کرم‌های‌خاکی یک هفته بعد از کشت به خاک گلدان‌ها اضافه شدند. برای تخلیه‌ی دستگاه گوارش کرم‌ها ۲۴ ساعت در سینی استریل به حالت نیمه شناور نگه داری شدند تامحتوای روده‌ها و دستگاه گوارش آنها تخلیه شود. در این آزمایش تراکم ۵۰۰ عدد کرم در هر متر مربع استفاده شد. پس از آماده‌سازی بذور، ۹ عدد بذر در گلدان‌هایی به ابعاد ۳۳۰ × ۳۳۰ × ۲۸۰ محتوی ۵ کیلوگرم خاک کشت و پس از سبز شدن تعداد گیاهچه‌های هرگلدان به ۳ عدد کاهش و به مدت ۸۰ روز در شرایط گلخانه رشد کرده و آبیاری آنها بر اساس نیاز آبی صورت گرفت. پس از برداشت بوته‌های آفتابگردان، بخش‌های هوایی و ریشه‌ها تفکیک شده و به خوبی، ابتدا چندین مرتبه با آب معمولی و سپس چندین بار به وسیله‌ی آب مقطر شسته شدند و سپس به مدت ۷۲ ساعت در دمای ۶۰ درجه‌ی سانتی‌گراد درون آون خشک گردیدند. به منظور تعیین غلظت سرب اندام هوایی و ریشه‌ی گیاهان از روش هضم تر با مخلوطی از اسیدهای HCl،HNO_3 و $HClO_4$ (با نسبت حجمی ۲:۱:۳) استفاده شد (لین و همکاران، ۲۰۰۹). غلظت سرب عصاره‌ها به وسیله‌ی دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی (*AAS*) تعیین گردید. در نهایت به‌منظور ارزیابی پتانسیل گیاه آفتابگردان در استخراج سرب از خاک، فاکتور انتقال (رابطه‌ی [۱]) و فاکتور تجمع زیستی (رابطه‌ی [۲]) محاسبه شد.

$$TF = \frac{C_{aerial}}{C_{root}} \qquad [۱]$$

C_{aerial}: غلظت سرب ($mg\ kg^{-1}$) اندام هوایی گیاه، C_{root}: غلظت سرب ($mg\ kg^{-1}$) در ریشه‌های گیاه

$$\text{فاکتور تجمع زیستی} = \frac{\text{غلظت سرب در ریشه گیاه}}{\text{غلظت سرب قابل جذب خاک}} \quad [۲]$$

تجزیه و تحلیل داده‌های حاصل از این آزمایش با استفاده از نرم‌افزار *SAS* صورت پذیرفت. مقایسه‌ی میانگین‌ها به روش *LSD* در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد. برای ترسیم نمودارها از نرم‌افزار *Excel* استفاده گردید.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد فاکتور تجمع زیستی (*BF*)،به عنوان معیاری از توانایی تثبیت گیاهی، در تیمارهای تلقیحی نسبت به شاهد تفاوت معنی‌داری داشت. تیمار تلقیح با باکتری، قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی (*B+F+E*) با مقدار میانگین ۳/۱۳ و افزایش ۱۸۰ درصدی نسبت به تیمار شاهد از بیشترین فاکتور تجمع زیستی برخوردار بود. پس از آن تیمارهای باکتری و کرم‌خاکی (*B+E*)،باکتری و قارچ مایکوریزا (*B+F*)، باکتری (*B*)، قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی (*F+E*)، کرم‌خاکی (*E*)و قارچ مایکوریزا (*F*) به ترتیب با مقدار میانگین ۲/۹۹، ۲/۹۶، ۲/۷۶، ۲/۲۱، ۱/۷ و ۱/۶۹ به ترتیب باعث افزایش ۱۶۷، ۱۶۵، ۱۴۷، ۹۸، ۵۲ و ۵۱ درصدی فاکتور تجمع نسبت به شاهد شدند.فاکتور انتقال (*TF*) سرب به طور کلی در تیمارهای تلقیحینسبت به تیمار شاهد به طور معنی‌داری افزایش یافت. با این حال فاکتور انتقال محاسبه شده کمتر از مقدار ایده‌ال برای استخراج گیاهی سرب بود. در بین تیمارها، تلقیح همزمان باکتری، قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی (*B+F+E*) با مقدار میانگین ۰/۷۲ باعث افزایش حدود ۱۰۶ درصدی فاکتور انتقال نسبت به تیمار شاهد شد که به مقدار مطلوب جهت گونه‌های بیش اندوز نزدیکتر بود. پس از این تیمار، تلقیح باکتری و قارچ مایکوریزا (*B+F*)، باکتری و کرم‌خاکی (*B+E*)، باکتری (*B*) و قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی (*F+E*) به ترتیب با مقدار میانگین ۰/۷، ۰/۶۹، ۰/۶۲ و ۰/۴۴ سبب افزایش حدود ۱۰۰، ۹۸، ۷۸ و ۲۶ درصدی فاکتور انتقال نسبت به تیمار شاهد بدون تلقیح شدند.مقدار کل سرب برداشت شده (*TLH*) نیز به دلیل تولید زیست توده و میزان سرب بیشتر در اندام هوایی و ریشهدر تیمارهای تلقیح شده نسبت به تیمار شاهد به طور معنی‌داری افزایش یافت(جدول ۳).

جدول ۳- تأثیر تیمارها بر غلظت سرب اندام هوایی و ریشه بوته‌های آفتابگردان

تیمار	غلظت سرب (میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک)		BF^b	TF^a	TLH^c ($\mu g\ plant^{-1}$)
	ریشه	اندام هوایی			
شاهد سرب‌دار تلقیح نشده (*C*)	۴۶/۴۹*f*	۱۶/۵۸*f*	۱/۱۲*f*	۰/۳۵*d*	۱۱۹/۲۶*f*
تلقیح باکتری (*B*)	۱۱۳/۶۱*c*	۷۱/۷*c*	۲/۷۶*c*	۰/۶۲*b*	۷۷۸/۳۳*c*
تلقیح قارچ مایکوریزا (*F*)	۶۹/۶۶*e*	۲۶/۷۴*e*	۱/۶۹*e*	۰/۳۸*d*	۲۷۶/۴۹*e*
تلقیح کرم‌خاکی (*E*)	۷۰/۱۸*e*	۲۶/۰۷*e*	۱/۷*e*	۰/۳۶*d*	۲۵۴/۳۸*e*
تلقیح باکتری و کرم‌خاکی (*B + E*)	۱۲۲/۸۹*b*	۸۶/۱۷*b*	۲/۹۹*b*	۰/۶۹*a*	۹۴۳/۱۵*b*
تلقیح باکتری و قارچ مایکوریزا (*B + F*)	۱۲۱/۸۴*b*	۸۶/۲۸*b*	۲/۹۶*b*	۰/۷*a*	۹۷۳/۴۵*b*
تلقیح قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی (*F + E*)	۹۱/۰۸*d*	۴۱/۰۶*d*	۲/۲۱*d*	۰/۴۴*c*	۳۹۵/۸۹*d*
تلقیح باکتری، قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی (*B + F +E*)	۱۲۸/۵۳*a*	۹۴*a*	۳/۱۳*a*	۰/۷۲*a*	۱۲۳۹*a*

[a] فاکتور انتقال، [b] فاکتور تجمع زیستی و [c] کل سرب برداشت شده توسط اندام هوایی

در مجموع تلقیح همزمان باکتری، قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکیو بعد از آن تلقیح باکتری+ کرم‌خاکیو باکتری +قارچ مایکوریزا به ترتیب توانستند جذب سرب را از خاک به ریشه‌ها و انتقال آن را به اندام هوایی افزایش دهند. حضور ریزوباکتری ارتقا دهنده‌ی رشد گیاه در این تیمارها نشان دهنده‌ی اثرات بسیار محسوس و برجسته-تر آن در خاک است چرا که تیمارهای محتوی این ریزوباکتری نسبت به تیمارهای شاهد و حتی تلقیح قارچ و کرم خاکی به تنهایی تفاوت معنی‌داری در شاخص‌های گیاه‌پالایی نشان دادند. اثرات تنهایی قارچ و کرم خاکی بر جذب سرب توسط گیاه یکسان و مشابه بود. به نظر می‌رسد این ریزوباکتری علاوه بر خصوصیاتی مانندکاهش *pH* ناحیه‌ی ریزوسفر و افزایش انحلال پذیری و جذب سرب و تولید بیوماس بالاتر توانسته است با ایجاد اثرات متقابل مثبت با قارچ مایکوریزا و کرم‌خاکی، از توانمندی این موجودات برای بهبود شرایط خاک استفاده و به تبع آن جذب سربرا توسط گیاه افزایش دهد.

منابع

Burd GI, Dixon DG and Glick BR, 1998.A plant growth-promoting bacterium that decreases nickel toxicity in seedlings. Journal of Applied and Environmental Microbiology 64: 3663–3668.

Chen BD, Li XL, Tao HQ, Christie P and Wong MH, 2003. The role of arbuscularmycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc. Chemosphere 50: 839-846.

Khan AG, 2006. Mycorrhizae remediation: an enhanced from of phytoremediation. Journal of Zhejiang University 7: 503-514.

Kirkham MB, 2006. Cadmium in plants on polluted soils.Effects of soil factors, hyperaccumulation and amendments.Geoderma 137: 19-32.

Lin C, Liu J, Liu L, Zhu T, Sheng L and Wang D, 2009. Soil amendment application frequency contributes to phytoextraction of lead by sunflower at different nutrient levels. Environmental and Experimental Botany 65: 410-416.

Lin CH, Chen LM and Liu ZH, 2005.Rpid effect of copper on lignin biosynthesis in soybean roots. Plant Science 168: 855-861.

Lombi E, Zhao FJ, Dunham SJ and McGrath SP, 2001.Phytoremediation of heavy metal-contaminated Soils. Journal of Environment Quality 30: 1919-1926.

Lukkari T, Teno S, Vaeisaenen A and Haimi J, 2006.Effects of earthworms on decomposition and metal availability in contaminated soil. Soil Biology and Biochemistry 38: 359-370.

Ruiz E, Rodriguez L and Alonso-Azcarate J, 2009. Effects of earthworms on metal uptake of heavy metal from polluted mine soils by different crop plants. Chemosphere 75: 1035-1041.

Saghir Khan M, Zaidi A, Ahmad Wani P and Oves A, 2009. Role of plant growth promoting rhizobacteria in the remediation of metal contaminated soils. Environmental chemistry 7: 1-19.

Sizmur T, Palumbo B, Watts MJ and Hodson ME, 2011.Impact of the earthworm Lumbricsterresttris on As, Cu, Pb and Zn mobility and speciation in contaminated soils. Environmental Pollution 159: 742-748.

Yan-de J, Zhen-li H and Xiao Y, 2007. Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. Journal of Zhejiang University 8: 197-207.

اثرقارچ میکوریزی در گیاه پالایی خاک های آلوده به عنصر سنگین سرب توسط گیاه ذرت علوفه ای

حمید محرمی[1]، محمد رضا ممیزی[2]
۱- دانشجوی رشته اگرواکولوژی دانشگاه آزاد اسلامی واحد ورامین (پیشوا)
۲- عضوهیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد ورامین(پیشوا)

مقدمه

بحران کمبود آب یکی از چالشهایی است که امروزه جهان با آن مواجه است .محدودیت منابع آب، کشاورزان را مجبور به استفاده ازآبهای غیر متعارف مانندفاضلابهای شهری معطوف کرده است. فاضلابهای شهری علاوه بر جبران میزانی از این کمبود آب ،حاوی فلزات سنگین آلوده می باشند. کاربرد دراز مدت فاضلاب ها و پس آبهای صنعتی و شهری موجب انباشتگی بیش از حد عناصرسنگین در خاک میگردد. فلزات سنگین به صورت شیمیایی فابل تجزیه نمی باشند و معمولا به طور فیزیکی جا به جا می شوند و یا به صورت آلی در می آیند(Gaur and Adholeya, 2004). در طی دهه های گذشته روش های فیزیکوشیمیایی و بیولوژیک گوناگونی متناسب با شرایط خاصی توسعه یافته اند به طور کلی به ۲ دسته تقسیم می شوند ۱- تکنیک خارج از محل ۲- تکنیک در محل . در روش اول خاک آلوده توسط ماشین آلات خاصی به بیرون از مزرعه هدایت میشود و لی درتکنیک در محل، بدون نیاز به حفر و جابه جایی ، خاک های آلوده را احیای می کند ۰ کاربرد گیاهان با توانایی جذب فلزات سنگین یک روش جایگزین، کم هزینه برای تهی کردن خاک از فلزات سنگین می باشد کاربرد گیاهان برای اصلاح و پالایش خاک ها و آب های آلوده با آلاینده های معدنی و آلی، گیاه پالایی نامیده می شود که به صورت یک شیوه جدید برای اصلاح خاک های آلوده به روش در محل مطرح می باشد. (Khan etal.,2000) یکی از موضوعات بحث برانگیز در این زمینه به انتخاب گونه های پالایشگر مربوط است. میزان دفع فلز بستگی به زیست توده گیاه برداشت شده و انباشت فلز در زیست توده درو شده آن دارد. ذرت علوفه ای می توانند عناصر سنگین را از خاک جذب نماید. بنابراین می توان از آن در اصلاح خاکهای آلوده به عناصر سنگین استفاده نمود. کارایی گیاهان استفاده شده در روش گیاه پالایی در صورت همزیستی آنها با قارچ میکوریزا می تواند تشدید شود۰یکی از مهم ترین آثار قارچ های میکوریزی افزایش زیست توده و عملکرد گیاهان زراعی است. این افزایش عملکرد ممکن است بدلیل افزایش سطح ریشه ها از طریق نفوذ میسیلیوم قارچ در خاک و بالطبع دسترسی گیاه زراعی به حجم بیشتری از خاک باشد (Al-karaki and Hammad, 2001). میکوریزا می تواند توسط ترکیبات ترشح شده منجر به تثبیت عناصر سنگین در خاک و فرا تر از آن جذب عناصر سنگین در دیواره های سلولی قارچ و تجمع در داخل سلول گیاهی گردد (Gaur and Adholeya, 2004).سرب یکی از خطرناکترین عنصر برای سلامت انسانها و محیط زیست می باشد. تحقیقات نشان داده است که سرب کمترین توان جابجایی را پس از جذب در کاهو را دارد میزان افزایش سرب در برگ بیشتر نسبت به ساقه بود سرب پس از جذب در کاهو توان جا به جایی کمی در گیاه دارد (Kabata-Pendias 2004).لذا با افزایش

جمعیت شهر تهران ،تولید فاضلابهای شهری افزایش و موجب هدایت قسمت اعظمی از آن به مزارع شهر ری و دشت ورامین شده است حال در این تحقیق سعی گردید که اثرقارچ میکوریزی در گیاه پالایی خاک های آلوده به عنصر سنگین سرب توسط گیاه ذرت علوفه ای در مورد بررسی قرار گیرد .

مواد و روشها

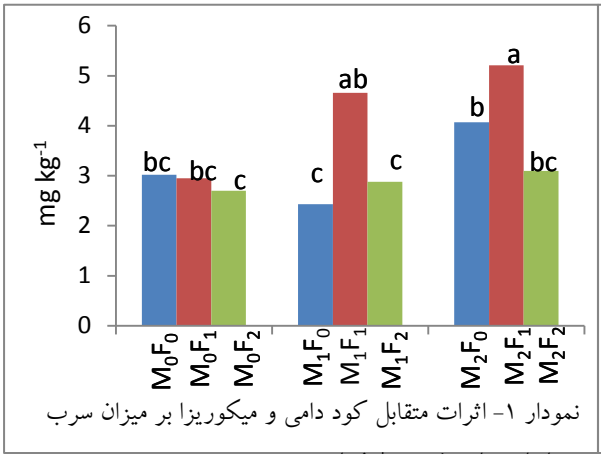
این تحقیق در مزرعه ای در جنوب شرقی استان تهران واقع در فخر آباد ورامین در تابستان1391 بصورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی در ۳ تکرار اجرا گردید فاکتور میکوریزا(M) در ۳ سطح شامل بدون استفاده از کود میکوریزا(M0) ، استفاده از کود میکوریزا به میزان ۶۰ کیلو گرم در هکتار(M1) و میکوریزا به میزان ۱۲۰ کیلو گرم در هکتار(M2) و فاکتور کود دامی(F) در ۳ سطح شامل بدون استفاده از کود دامی(F0) ، استفاده از کود دامی ۲۵تن در هکتار (F1) و استفاده از کود دامی ۵۰تن در هکتار(F2) در نظرگرفته شد . در این طرح از ذرت KSC704 و کود زیستی میکوریز آربوسکولار گونه گلوموس موسه ای استفاده گردید که این کود زیستی دارای ۱۲۰اسپور و طول ریشه قارچی ۶ متر در هر گرم می باشد. عملیات کاشت شامل عملیات های خاکورزی و آماده سازی زمین و کوددهی براساس آزمون خاک انجام شد. میزان کل و قابل جذب سرب براساس آزمون خاک به ترتیب ۳۴ و ۲.۹۸ میلی گرم در کیلوگرم و میزان هدایت الکتریکی و pH خاک به ترتیب $5.02\ dS\ m^{-1}$ و ۷.۵۷ اندازه گیری شد. اندازه کرت های آزمایشی ۵×۳ مترمربع در نظر گرفته شد. تعداد دو بذر ذرت به فاصله ۱۲ سانتیمتر در ردیف کاشته شد. فاصله هر دو ردیف مجاور ۷۵ سانتیمتر بود. پس از سبز شدن مزرعه، بوته ها تنک شدند که در نهایت در هر کپه فقط یک بوته باقی ماند، ودر صورت لزوم عملیات واکاری انجام گردید. دور آبیاری هر6 روز یک بار انجام شد.

در مرحله خمیری میزان عنصر سرب در ریشه ، اندام هوایی ، عملکرد خشک و مقدار جذب کل (با فرمول جذب کل سرب = میزان سرب در اندام هوایی* عملکرد ماده خشک) قبل و پس از برداشت محصول اندازه گیری و محاسبه گردید. داده های بدست آمده توسط برنامه نرم افزاری MSTAT – C مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفته و میانگین های هر صفت با استفاده از آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح ۱ و ۵ درصد مقایسه گردید.

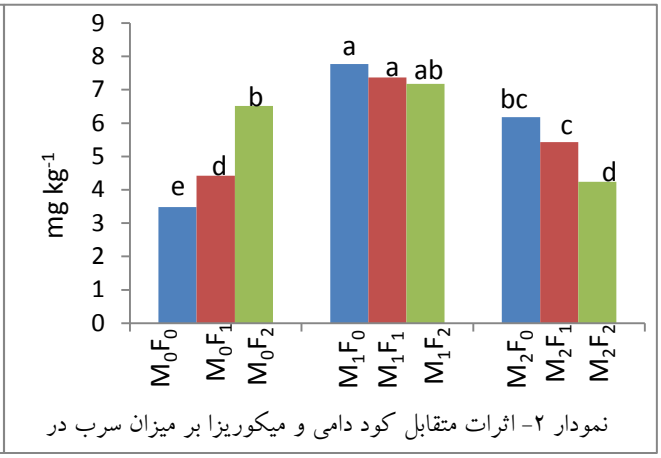
نتیجه و بحث

تجزیه آماری داده های بدست آمده، تفاوت معنی داری در سطح ۵ و ۱ درصد بین اثرات ساده و متقابل تیمارها بر صفات اندازه گیری شده، وجود دارد. بالاترین میزان سرب در اندام هوایی از تیمار مصرف میکوریزا ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار و مصرف ۲۵ تن در هکتار کود دامی(M2F1) با $5/21\ mg\ kg^{-1}$ بدست آمد و کم ترین میزان تجمع سرب در اندام هوایی را تیمار (M1F0) مصرف ۶۰ کیلوگرم در هکتارمیکوریزا و عدم مصرف کود دامی با $2/43\ mg\ kg^{-1}$ بخود تخصیص

داد(نمودار ۱). بر اساس دادهای تجزیه شده ،اثرات ساده کود دامی تاثیر معنی داری بر میزان سرب در ریشه نداشت. بیش ترین میزان تجمع سرب در ریشه از تیمار مصرف ۶۰ کیلو گرم میکوریزا و عدم مصرف کود دامی با $mg\ kg^{-1}$ ۷/۷۷ بدست آمد ۰ کم ترین میزان تجمع سرب نیز از تیمار (M0F0) $mg\ kg^{-1}$ با ۳/۴۸ بدست آمد .(نمودار۲)



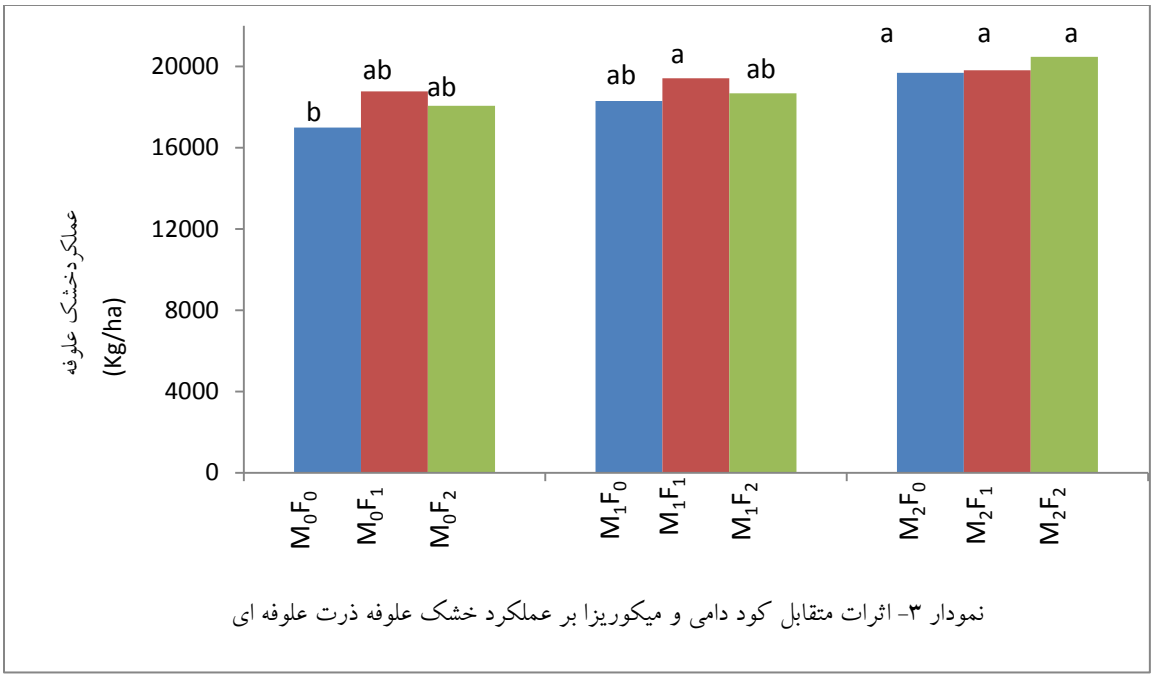
نمودار ۱- اثرات متقابل کود دامی و میکوریزا بر میزان سرب



نمودار ۲- اثرات متقابل کود دامی و میکوریزا بر میزان سرب در

بر اساس نتایج حاصل از این تحقیق مشخص شده که کلونیزه شدن گیاه به وسیله قارچ میکوریزا می تواند جذب و تجمع فلزات سنگین در اندام هوایی گیاه (استخراج گیاهی) را افزایش دهد(Weissenhorn etal.,1995). بهمین خاطر است که افزایش سرب در اندام هوایی با وجود مصرف۶۰ کیلوگرم در هکتار و مصرف ۲۵ تن در هکتارکود دامی مشهود است البته لازم بذکر است که کود دامی میزان جذب سرب را کاهش می دهد(بقایی و همکاران،۱۳۸۶) ؛ بنظر می رسد در تیمارهایی که کود دامی۵۰ تن در هکتار مصرف شده میزان انتقال سرب به اندام هوایی کاهش یافته هر چند این کاهش در ریشه مشاهده نشده است. بالاترین میزان عملکرد خشک علوفه از تیمار مصرف ۱۲۰ کیلوگرم در هکتار میکوریزا و ۵۰ تن در هکتار کود دامی (M2F2) با ۲۰۴۷۹/۷ کیلوگرم در هکتار بدست آمد که با تیمارهای (M2F1) و (M2F0), (M1F1) اختلاف معنی داری نداشته و هر سه در کلاس آماری a جای گرفتند اما تیمار (M0F0) با ۱۶۹۹۴/۲ کیلوگرم در هکتار کمترین میزان علوفه خشک را بدست آورد که کاهشی معادل ۱۷ درصدی نشان داد(نمودار ۳)

بالاترین میزان جذب کل سرب را تیمار ۱۲۰ کیلوگرم مایکوریزا با ۸۲ گرم در هکتار بدست آورد و کم ترین میزان از تیمار عدم مصرف مایکوریزا با ۵۲ گرم در هکتار حاصل شد. مصرف۲۵ تن در هکتار کود دامی نیز باعث بیش ترین میزان جذب کل سرب با ۸۲ گرم در هکتار گردید . اثرات متقابل مایکوریزا و کود دامی نشان داد که میزان جذب کل از ۴۴ گرم در هکتار از تیمار مصرف ۶۰ کیلوگرم مایکوریزا و عدم مصرف کود دامی به ۱۰۰ گرم در هکتار در تیمار مصرف ۱۲۰کیلوگرم در هکتار و ۲۵ تن در هکتار کود دامی رسید که بیانگر تاثیر میکوریزا و کود دامی در میزان جذب و انتقال سرب می باشد .



نمودار ۳- اثرات متقابل کود دامی و میکوریزا بر عملکرد خشک علوفه ذرت علوفه ای

بنابراین نتیجه گیری نهایی تایید می نماید افزاش کود زیستی میکوریزی و کود دامی موجب افزایش عملکرد تر و خشک محصول می گردد.قابل توجه است که با افزایش کود دامی از ۲۵تن در هکتار به ۵۰تن در هکتار موجب کاهش جذب عنصر سرب در گیاه گردید که خود مسبب کاهش جذب کل سرب شد . لذا بهترین تیمار برای کارایی بیشتر گیاه پالایی و بیشترین عملکرد ماده خشک تیمار ۱۲۰ گیلو گرم میکوریزا در هکتار و کود دامی ۲۵ تن در هکتار توصیه میگردد.

منابع

- بهمنیار،م.۱۳۸۶. تاثیرات مصرف فاضلاب در آبیاری گیاهان زراعی بر میزان برخی ازعناصر سنگین خاک وگیاهان .مجله محیط شناسی سال سی وسوم ش ۴۴ ص ۲۶-۱۹.
- Al-karaki,G. N,and.R,Hammad.2001 .Mycorrhizal inffluence onfruit yeild and mineral content of tomato grown under salt stress.Journal PlantNutrition.24:1311-1323.
- Gaur. A., A. Adholeya. 2004. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils.Current Sci 83:528-534.
- Kabata-Pendias, A. 2004. Soil-Plant transfer of trace elements-an environmental issue. Geoderma 122:143-149.
- Khan, A.G., C. Knek, T.M.Chaudhry.2000.Role of plants, mycorrhizae and phytochelation in heavy metal contaminated land remedian. Chemosphere41 (1-2):197-207.
- Weissenhorn, I., C. Leyval, G. Belgy and J. Berthelin. 1995. Arbuscular mycorrhizal contribution to heavy metal uptake by maize (Zea mays L.) in pot culture with contaminated soil. Mycorrhiza 5:245–252.

مطالعه تغییرات برخی از خصوصیات خاک های زراعی تحت تاثیرآبیاری با پساب تصفیه خانه شهر اراک

محمدعلی خودشناس[1]، جواد قدبیک لو[1]، مسعود دادیور[1]
۱- اعضای هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان مرکزی

مقدمه

استفاده از فاضلاب های تصفیه شده شهری و خانگی در امر آبیاری و تولید محصولات کشاورزی به عنوان منبعی جایگزین در شرایط کم آبی از دیر باز در بسیاری از کشورهای جهان رواج داشته است.
با اجرای عملیات آبیاری توسط فاضلاب تصفیه شده در اراضی کشاورزی، مواد و ترکیبات متنوعی به خاک منتقل می گردد. فاضلاب خانگی به طور معمول از ۹۹/۹ درصد آب و ۰/۱ درصد مخلوطی از سایر مواد آلی، معدنی و گازها تشکیل می شود. حدود نیمی از مواد موجود در فاضلاب آلی و مابقی، معدنی می باشند. عمده مواد آلی موجود در پساب از نوع ناپایدار بوده و دارای منشا انسانی، حیوانی یا گیاهی می باشند که در صورت آبیاری یا فاضلاب به خاک افزوده میگردند.
علیزاده و همکاران(۲۰۰۱) در مدت دو سال آبیاری محصول ذرت با پساب تصفیه شده شهر مشهد ملاحظه نمودند که pH خاک در مقایسه با زمان پیش از اجرای تحقیق کاهش یافته که در نتیجه غلظت بالای مواد آلی در فاضلاب بود.
سیستم تصفیه فاضلاب شهر اراک به روش برکه ای لاگون بوده که فرایند تصفیه در آن شامل آشغالگیری، حوض های بی هوازی، حوض های اختیاری و واحد ضد عفونی (کلر زنی) می باشد (آقارضی، ۱۳۸۸). پساب خروجی بصورت محدودی در کشاورزی مورداستفاده قرار می گیرد و قسمت اعظم خروجی آن در محیط رها شده و به دریاچه کویر میقان می ریزد.
در این تحقیق ، تغییرات بعضی خصوصیات خاک در مزارع تحت آبیاری با پساب تصفیه خانه اراک مطالعه گردید.

مواد و روشها

این بررسی در اراضی کشاورزی مجاور خط انتقال پساب به کویر میقان در محدوده طول جغرافیایی ″۲۲/۹۰ ′۴۹ °۴۹ تا ″۹/۱۹ ′۵۰ °۴۹ و عرض جغرافیایی ″۲/۴۹ ′۶ °۳۴ تا ″۲۲/۵۴ ′۷ °۳۴ صورت گرفت که در سالهای گذشته برای آبیاری از پساب تصفیه خانه استفاده می کردند.
در فواصل زمانی مختلف از خروجی تصفیه خانه اراک نمونه برداری و روی آنها تجزیه های شیمیایی انجام شد(جدول ۳).
از حدود ۱۸۰ هکتار از اراضی مجاور خط انتقال پساب ، ۲۲ نمونه خاک بصورت مرکب از عمق ۰ تا ۳۰ سانتیمتر برداشت گردید. همچنین جهت مقایسه نتایج ، از قسمتی ، که با آب معمولی آبیاری می شد به عنوان شاهد نمونه برداری شد(جدول۲). نمونه های خاک از لحاظ خصوصیات شیمیایی و فیزیکی تجزیه و نتایج بدست آمده با روشهای آمار توصیفی تحلیل گردید .

نتایج و بحث

نتایج جدول ۱ نشان داد که مزرعه آبیاری شده با پساب از نظر مقدار کربن آلی در دامنه ۰/۷۲ تا ۱/۸۱ با میانگین ۱/۲۲ درصد واقع شده است. همچنین نتایج توزیع فراوانی نشان داد که ۷۵ درصد نمونه ها بیش از ۰/۸۷ ، ۵۰ درصد بیش از ۱/۰۶ و ۲۵ بیشتر از ۱/۲۸ درصد کربن آلی دارند. بنابر این مزارع مورد مطالعه از نظر کربن آلی نسبت به مزرعه شاهد که مقدار کربن آلی آن ۰/۷۳ درصد می باشد در وضعیت بهتری قرار گرفته است. مقدار ماده آلی خاک بوسیله تعادل بین افزایش مواد گیاهی و جانوری و کاهش بوسیله تجزیه کنترل می شود. افزایش و کاهش ماده آلی تحت تاثیر روش های مدیریت مزرعه قرار دارند. شخم ، مصرف نیتروژن ، زیر کشت بودن خاک به مدت طولانی و سوزاندن بقایا ی گیاهی از مهمترین دلایل کاهش ماده آلی خاک می باشند. در مقابل مقدار آب در دسترس برای رشد گیاه یکی از مهمترین عوامل کنترل کننده تولید ماده گیاهی و نهایتا ماده آلی خاک است. بنابراین استفاده از پساب در خاکهای نواحی کم آب و فقیر از لحاظ ماده آلی می تواند مفید باشد.

کربنات کلسیم معادل که بر قابلیت استفاده عناصرتوسط گیاه تاثیر زیادی دارد، مقدار آن در مزرعه مورد مطالعه از ۱۹/۵ تا ۳۳/۵ با میانگین ۲۷/۷ درصد اندازه گیری گردید. ۲۵ درصد نمونه ها از ۱۹/۵ تا ۲۵/۴ ، ۵۰ درصد از ۱۹/۵تا ۲۸/۰ و ۷۵ درصد نمونه ها از ۱۹/۵تا ۲۹/۶ درصد کربنات کلسیم معادل دارند. همچنین توزیع فراوانی نشان دادکه کربنات کلسیم معادل با مقدار ۳۰- ۲۵ درصد بیشترین فراوانی را به خود اختصاص داد. مقایسه کربنات کلسیم معادل با مزرعه شاهد تفاوتی را نشان نمی دهد، بنابراین آبیاری با پساب تاثیری بر میزان کربنات کلسیم معادل نداشته است. این پارامتر جزء خصوصیات با تغییر پذیری کم در خاک محسوب می گردد.

جدول۱- آمار توصیفی پارامترهای اندازه گیری شده در خاک

متغییر	دامنه	کمترین	بیشترین	میانگین	انحراف استاندارد	CV
کربن آلی	۱/۰۹	۰/۷۲	۱/۸۱	۱/۲۲	۰/۳	۲۴/۶
درصد مواد خنثی شونده	۱۴/۰	۱۹/۵	۳۳/۵	۲۷/۷	۳/۰۳	۱۰/۹
پتاسیم	۶۲۷	۱۶۴	۷۹۱	۲۹۲	۱۳۱/۴۷	۴۵
فسفر	۶۵/۳	۱۳/۱	۷۸/۴	۲۹	۱۸/۱۲	۶۲/۴
نیتروژن	۰/۱۱	۰/۰۷	۰/۱۸	۰/۱۲	۰/۰۳	۲۵

شکل ۳- بعضی از خصوصیات خاک در مزارع آبیاری شده و آبیاری نشده با پساب

	ضریب هدایت الکتریکی	اسیدیته	نیتروژن کل	پتاسیم قابل استفاده	فسفر قابل استفاده	مواد خنثی شونده	کربن آلی
	دسی زیمنس بر متر		درصد				
شاهد	۲	۷/۹	۰/۰۷	۱۹۵	۱۲	۲۸	۰/۷۳
آبیاری با پساب	۱/۱۷	۸/۱	۰/۱۲	۲۹۲	۲۹	۲۷/۷	۱/۲۲

بررسی عنصر پتاسیم نشان داد که کمترین مقدار قابل جذب در خاک ۱۶۴ و بیشترین ۷۹۱ و میانگین آن ۲۹۲ میلی گرم در کیلو گرم خاک می باشد. در ۲۵ درصد نمونه ها میزان پتاسیم ، از ۱۶۴ تا ۲۲۸ ، در ۵۰ درصد از ۱۶۴ تا ۲۵۶ و در ۷۵ درصد نمونه ها ، از ۱۶۴ تا ۳۴۲میلی گرم درکیلو گرم خاک موجود می باشد. که نشان می دهد مزرعه مورد مطالعه کمبودی از نظر پتاسیم ندارد اما مقدار عنصر مذکور بالا تر از مزرعه شاهد (با میانگین ۱۹۵میلی گرم بر کیلو گرم) میباشد بنابراین آبیاری با پساب توانسته است میانگین غلظت پتاسیم را ۵۰ درصد افزایش دهد. با توجه به اهمیت این عنصر پرمصرف و ضروری برای تولیدات گیاهی ، آبیاری با پساب که بطور میانگین حاوی ۱۴/۹ میلی گرم یون پتاسیم بر لیتر می باشد می تواند علاوه بر بهبود جنبه حاصلخیزی خاک ، در مصرف کود پتاسیم نیز در صرفه جویی بعمل آورد.

مطالعه میزان فسفر ، در مزرعه آبیاری شده با پساب نشان داد که کمترین مقدار به ترتیب ۱۳/۱ و بیشترین مقدار ۷۸/۴ و میانگین آن ۲۹ میلی گرم در کیلو گرم خاک می باشد. در ۲۵ درصد نمونه ها میزان فسفر، به ترتیب از ۱۳/۱ تا ۱۵/۵ ، در ۵۰ درصد از ۱۳/۱تا ۲۳/۵ و در ۷۵ درصد نمونه ها از ۱۳/۱ تا ۳۹/۳ میلی گرم درکیلو گرم خاک می باشد. بنابراین مزرعه از لحاظ مقدار عنصر مذکور بالا تر از مزرعه شاهد (با میانگین ۱۲میلی گرم بر کیلو گرم) میباشد بنابراین آبیاری با پساب که بطور میانگین حاوی ۹/۵ میلی اکی والان گرم یون فسفات بر لیتر می باشد، توانسته است میانگین غلظت فسفر را ۱۴۰ درصد افزایش دهد. با توجه به قیمت بالای تهیه کود فسفر استفاده از پساب کمک موثری به اقتصاد کشاورزی مزرعه محسوب می شود.

همچنین میانگین نیتروژن کل خاک(۰/۱۲ درصد) نیز نسبت به مزرعه شاهد(۰/۰۷ درصد) در حدود ۷۰ درصد افزایش نشان می دهد . بنابراین با افزایش ماده آلی و نیتروژن ، می توان گفت که شاخص حاصلخیزی در مزرعه مورد مطالعه بهبود یافته است.

جدول ۲ – میانگین نتایج تجزیه برخی خصوصیات شیمیایی پساب مورد استفاده در سال ۱۳۹۱

دسی زیمنس بر متر	PH	میلی اکیوالان برلیتر								میلی گرم بر لیتر	SAR
EC		HCO_3^-	CO_3^{--}	Cl^-	PO_4^{---}	SO_4^{--}	Na^+	K^+	$Ca^{++}+Mg^{++}$	NO_3^-	
۱/۳	۷/۵	۸/۳	۰	۴/۷	۰/۳	۱/۳	۷/۴	۰/۳۸	۶/۸	۱۱/۲	۴/۰

منابع

۱- آقارضی ، ح . ۱۳۸۸. آستفاده از پساب تصفیه شده در فضای سبز و کشاورزی. دهمین سمینار سراسری آبیاری و کاهش تبخیر. دانشگاه شهید باهنر کرمان.

۲- بی نام. نظام نامه پایش کیفی پساب خروجی از تصفیه خانه های فاضلاب شهری به منظور استفاده مجدد در مصارف کشاورزی. وزارت نیرو ، شرکت مدیریت منابع آب ایران.

۳- حاج رسولیها، ش.۱۳۸۲. کیفیت آب برای کشاورزی(ترجمه) مرکز نشر دانشگاهی.

۴- علیزاده،ا. ۱۳۷۶. استفاده از فاضلاب تصفیه شده در آبیاری چغندر قند. وزارت نیرو ، شرکت مهندسی آب و فاضلاب کشور . گزارش نهایی طرح پژوهشی.

مطالعه تاثیرآبیاری با پساب تصفیه خانه شهر اراک بر بعضی از عناصر غذایی کم مصرف در خاک های زراعی

جواد قدبیک لو[1]، محمدعلی خودشناس[1]، مسعود دادیور[1]
۱- اعضای هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان مرکزی

مقدمه

کم آبی از بزرگترین معضلات کشاورزی در مناطق خشک و نیمه خشک می باشد. فاضلاب های تصفیه شده شهری و خانگی به عنوان منبعی جایگزین در شرایط کم آبی کمک بزرگی به تولید ات کشاورزی محسوب می شود . با افزایش جمعیت و توسعه شهرها و فعالیت ها ، می بایست منابع آب جدید به آنها اختصاص یابد که پس از مصرف، بخش عمده آن قابل بازیافت خواهد بود و می تواند به چرخه تولید کشاورزی بازگردانده شود. اراضی کشاورزی مجاور تصفیه خانه اراک در چند سال اخیر بر اثر استفاده از این آب امکان گسترش کشت یافته است .

با اجرای عملیات آبیاری توسط فاضلاب تصفیه شده در اراضی کشاورزی، مواد و ترکیبات متنوعی به خاک منتقل می گردد که از جمله آن ها می توان به عناصر غذایی ریز مغذی اشاره نمود.

نتایج تحقیقات در فرانسه و در مناطقی که از قدمتی بیش از یکصد سال در آبیاری با فاضلاب برخوردار بودند نشان داد که بیشترین غلظت فلزات در خاکهای تحت آبیاری با فاضلاب در لایه سطحی خاک (صفر تا ۳۰ سانتیمتر) مشاهده گردید(ودری ۲۰۰۱).

خاک به عنوان یک صافی یا فیلتر عمل می نماید که قادر است بخش اعظم مواد آلی قابل تجزیه که به صورت محلول و معلق در فاضلاب و پساب وجود دارد را، از آن جدا سازد.

شرایط استفاده از پساب ها و آب های برگشتی با توجه به اقلیم و شرایط جغرافیایی متفاوت از هم خواهند بود . نقطه انجماد پایین تر پساب، کاربرد بیشترآن را در طول سال میسر می سازد .

فاضلاب خانگی به طور معمول از ۹۹/۹ درصد آب و ۰/۱ درصد مخلوطی از سایر مواد آلی، معدنی و گازها تشکیل می شود. حدود نیمی از مواد خارجی موجود در فاضلاب مواد آلی و مابقی، مواد معدنی و دیگر مواد است. عمده مواد آلی موجود در پساب از نوع ناپایدار بوده و دارای منشا انسانی، حیوانی یا گیاهی می باشند که در صورت آبیاری یا فاضلاب به خاک افزوده میگردند. همچنین برخی از پساب ها که برای آبیاری مصرف می شوند، حاوی یونهایی چون بر، کلر ، سدیم و عناصر کمیاب در غلظتی بیش از حد نیاز گیاه می باشند. این حالت باعث کاهش رشد و از بین رفتن محصول می گردد (پتیگرو ۱۹۹۰).

پیش بینی می گردد که در سال ۱۴۰۰ بیش از ۱۰ میلیارد مترمکعب آب در سال، در بخش شرب شهری و روستایی و صنعت، مصرف شود. با فرض ضریب باز یافت ۶۰ تا ۷۰ درصد این مصارف حدود ۶ تا ۷ میلیارد مترمکعب آب در سال قابل بازیافت بوده و می تواند به طور مستقیم ظرفیت تامین آب کشور برای مصارف کشاورزی و صنعت را افزایش دهد. در این تحقیق ، تاثیر پساب برعناصر غذایی کم مصرف خاک مزارع تحت آبیاری مطالعه گردید.

مواد و روشها

این بررسی در اراضی کشاورزی مجاور خط انتقال پساب به کویر میقان در محدوده طول جغرافیایی ″۲۲/۹۰ ′ ۴۹ ° ۴۹ تا ″۹/۱۹ ′ ۵۰ ° ۴۹ و عرض جغرافیایی ″۲/۴۹ ′ ۶ ° ۳۴ تا ″۲۲/۵۴ ′ ۷ ° ۳۴ صورت گرفت که در سالهای گذشته برای آبیاری از پساب تصفیه خانه شهر اراک استفاده می کردند.

در فواصل زمانی مختلف از خروجی تصفیه خانه اراک نمونه برداری و روی آنها تجزیه های شیمیایی انجام شد(جدول ۳).

از حدود ۱۸۰ هکتار از اراضی مجاور خط انتقال پساب ، ۲۲ نمونه خاک بصورت مرکب از عمق ۰ تا ۳۰ سانتیمتر برداشت گردید. همچنین جهت مقایسه نتایج ، از قسمتی ، که با آب معمولی آبیاری می شد به عنوان شاهد نمونه برداری گردید(جدول۲). نمونه های خاک از لحاظ خصوصیات شیمیایی و فیزیکی تجزیه و نتایج بدست آمده با روشهای آمار توصیفی تحلیل گردید .

نتایج و بحث

غلظت عناصر روی ،آهن ، مس و روی در پساب از مقدار قابل تشخیص با دستگاه جذب اتمی کمتر بود. با این حال در اثر استفاده از پساب تغییراتی در غلظت این عناصر در خاک بوجود آمد که در جداول ۱ و ۲ بررسی گردیده است.

جدول۱- آمار توصیفی پارامترهای اندازه گیری شده در خاک

عنصر	دامنه	کمترین	بیشترین	میانگین	انحراف استاندارد	CV
روی	۳/۴	۰/۵۶	۳/۹۶	۱/۴۱	۰/۸۱	۵۷/۴
مس	۲/۲	۰/۶۲	۲/۸۲	۱/۱	۰/۴۴	۴۰
آهن	۸/۴	۲/۶	۱۰/۹	۴/۶۸	۱/۹۱	۴۰/۸
منگنز	۱۴/۷	۴/۰	۱۸/۷	۷/۱۸	۳/۳۰	۴۵/۹

جدول ۲- غلظت عناصر کم مصرف خاک در مزارع آبیاری شده و آبیاری نشده با پساب

	اسیدیته	روی	مس	آهن	منگنز
		میلی گرم بر کیلوگرم			
شاهد	۷/۹	۱/۶	۱/۳	۳/۱	۴/۷
آبیاری با پساب	۸/۱	۱/۴۱	۱/۱	۴/۶۸	۷/۱۸

میانگین غلظت روی در خاک مزرعه آبیاری شده با پساب ، ۱/۴۱ میلیگرم بر کیلوگرم می باشد که در مقایسه با خاک مزرعه شاهد (۱/۶ میلیگرم بر کیلوگرم)، از مقدار کمتری برخوردار است. حداکثر و حداقل میزان روی در مزرعه آبیاری شده با پساب ۳/۹۶ و۰/۵۶ میلیگرم بر کیلوگرم می باشد.

به لحاظ توزیع فراوانی ، ۷۵ درصد نمونه ها حاوی روی بیش از۰/۸۸ ، ۵۰ درصد بیش از ۱/۲۰ و ۲۵ درصد بیش از ۱/۷۳میلیگرم بر کیلوگرم خاک است. براین اساس می توان گفت که حدود ۲۵ درصد مزرعه با کمبود روی قابل استفاده مواجه است و نیاز به کود دهی می باشد.

میانگین غلظت مس در خاک مزرعه آبیاری شده با پساب ، ۱/۱۰ میلیگرم بر کیلوگرم می باشد که در مقایسه با خاک مزرعه شاهد مس روند کاهش ۱۵درصدی داشته است.

۷۵ درصد نمونه ها حاوی مس بیش از ۰/۸۲ ، ۵۰ درصد بیش از ۱/۰۳و ۲۵ درصد بیش از ۱/۲۳ میلی گرم در کیلوگرم دارند. چون در قسمتهایی از مزرعه کمبود مس دیده می شود بایستی نسبت به رفع کمبود آن اقدام لازم صورت گیرد.

میانگین غلظت آهن در خاک مزرعه آبیاری شده با پساب ، ۴/۶۸ میلیگرم بر کیلوگرم می باشد که در مقایسه با خاک مزرعه شاهد(۳/۱ میلیگرم بر کیلوگرم) ، روند افزایشی ۵۰ درصدی داشته است.

مطالعه وضعیت آهن قابل استفاده نشان داد که ، ۷۵ درصد نمونه ها بیش از ۳/۱ ، ۵۰ درصد بیش از ۴/۳ و ۲۵ درصد بیش از ۵/۷ میلیگرم بر کیلوگرم آهن دارا می باشند. با توجه به کمبود آهن قابل استفاده درخاک مزرعه با توجه به حدود بحرانی در منطقه (۴/۵ میلیگرم بر کیلوگرم) ، آبیاری با پساب سبب افزایش آهن گردیده که به لحاظ حاصلخیزی مثبت می باشد. اما به لحاظ ارتقا وضعیت حاصلخیزی مزرعه ، بر اساس نیاز گیاهان کشت شده ، کود دهی در مزرعه لازم می باشد .

میانگین غلظت منگنز در خاک مزرعه آبیاری شده با پساب ، ۷/۱۸ میلیگرم بر کیلوگرم می باشد که در مقایسه با خاک مزرعه شاهد ، منگنز قابل استفاده افزایشی حدود ۵۰ درصد داشته است .

همچنین ۷۵ درصد نمونه ها بیش از ۵/۰ ، ۵۰ درصد بیش از ۶/۴ و ۲۵ درصد بیش از ۸/۰ میلی گرم در کیلو گرم خاک منگنز دارا می باشد.

نتایج تجزیه پساب مشخص نمود که مقادیر بی کربنات (۹/۲-۷/۶)، کلر(۵/۱- ۴/۱) و سدیم (۸/۱-۶/۷) برحسب میلی اکی والان در لیتر بیش از مقادیر استاندارد آبهای کشاورزی است. همچنین بر اساس EC و SAR در طبقه بندی کیفی ، پساب در کلاس C_3S_1 قرار می گیرد ،که نشان دهنده محدودیت بیشتر از لحاظ شوری می باشد گرچه وضعیت آهن و منگنز خاک را بهبود بخشیده است .

.

منابع

۱- آقارضی ، ح . ۱۳۸۸. آستفاده از پساب تصفیه شده در فضای سبز و کشاورزی. دهمین سمینار سراسری آبیاری و کاهش تبخیر. دانشگاه شهید باهنر کرمان.

۲- حاج رسولیها، ش.۱۳۸۲. کیفیت آب برای کشاورزی(ترجمه) مرکز نشر دانشگاهی.

۳- بی نام. نظام نامه پایش کیفی پساب خروجی از تصفیه خانه های فاضلاب شهری به منظور استفاده مجدد در مصارف کشاورزی. وزارت نیرو ، شرکت مدیریت منابع آب ایران.

19- Vedry,B. & et al..2001. From sewage water treatment to wastewater reuse. one century of paris sewage farms history. Wat. Sci. Tech. vol: 43, No:10, 101-107.

اثر زئولیت و بنتونیت خام بر تحرک و قابلیت دسترسی زیستی فسفر در یک خاک آهکی

سجاد شاهمرادی[1] مجید افیونی[2] محمد علی حاج‌عباسی[2] امیرحسین خوشگفتارمنش[2] مهران شیروانی[3]
۱-کارشناس ارشد خاکشناسی ۲-استاد گروه خاکشناسی۳- استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

علم شیمی خاک از گذشته تا به حال بر واکنشهای شیمیایی درون خاک و از آن طریق بر تغذیه گیاه متمرکز بوده است و اخیرا به مسائل زیست محیطی نیز اهمیت خاصی داده است(*Hamidpour et al.,2010; Sparks.,2003*). امروزه با افزایش شدت آلودگیهای زیست محیطی، بشر به استفاده از تکنیک‌های حذف آلاینده‌ها روی آورده است(*Martin., 2004*). یکی از این تکنیکها استفاده از مواد جاذب مانند زئولیت و بنتونیت‌ها جهت کاهش تحرک آلاینده‌هایی مانند سرب و کادمیم است که نتایج رضایت بخشی در این مورد حاصل شده است (*Martin.,2004*). فقیهیان (۱۹۹۹) میزان جذب فلزات سنگین و رادیواکتیو به وسیله زئولیت طبیعی مورد بررسی قرار داد و به این نتیجه رسید که کادمیم و سرب روی زئولیت به طور موفقیت آمیزی جذب شدند. تا به حال مطالعاتی در مورد اثرات جانبی زئولیت و بنتونیت بر تحرک عناصر غذایی در خاک صورت نگرفته است. لذا هدف این پژوهش بررسی اثر زئولیت و بنتونیت خام بر تحرک فسفر در خاکهای تحت تیمار زئولیت و بنتونیت طبیعی است.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش نمونه خاک از منطقه ابراهیم آباد شهرستان بیجار در استان کردستان انتخاب گردید و نمونه برداری از عمق ۰ الی ۳۰ سانتی‌متری و از چندین نقطه متفاوت انجام شد. پس از نمونه برداری خاکها جهت آنالیزهای فیزیکوشیمیایی از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد. خصوصیات خاک به روش استاندارد تعیین شد(*Westerman.,1990*). پ–هاش و هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع، ماده آلی با روش والکی و بلک، ظرفیت تبادل کاتیونی با روش استات آمونیوم و بافت با روش پیپت اندازه گیری شد(جدول۲). رس زئولیت از معدن فیروزکوه و رس بنتونیت از معدن انارک اصفهان تهیه و پس از آسیاب شدن، از الک ۰/۱ میلی‌متر عبور داده شد و خصوصیات آنها با روش استاندارد تعیین شد (*Westerman.,1990*). پ–هاش و هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع، ظرفیت تبادل کاتیونی با روش استات آمونیوم و فسفر قابل جذب در رس‌های بنتونیت و زئولیت به روش السن اندازه‌گیری شد(جدول۳).

رسهای زئولیت و بنتونیت پودر شده به صورت تیمار در قالب طرح کاملا تصادفی در سه تکرار و در درصد وزنی-های مختلف به خاک اضافه شدند. نمونه خاک‌ها به مدت ۲ ماه در شرایط ۸۰ درصد رطوبت ظرفیت زراعی درآزمایشگاه در داخل ظروف پلی‌اتیلن نگه‌داری شدند(جدول۱). بعد از گذشت این دوره میزان فسفر محلول و فسفر قابل جذب در خاکهای تیمار شده به ترتیب با آب مقطر(نسبت ۱ به ۱۰ خاک به آب) و بیکربنات سدیم نیم نرمال استخراج و با دستگاه اسپکتروفوتومتر مدل (*Uv-visible 6505*) اندازه‌گیری شد(*Olsen., 1990*). پ–

هاش و هدایت الکتریکی خاکهای تیمار شده در عصاره ۲ به ۱ آب به خاک اندازه‌گیری شد. پردازش داده‌ها با نسخه ۹ نرم افزارآماری *SAS* و مقایسه میانگین‌ها با آزمون *LSD* (*P<0/05*)انجام شد.

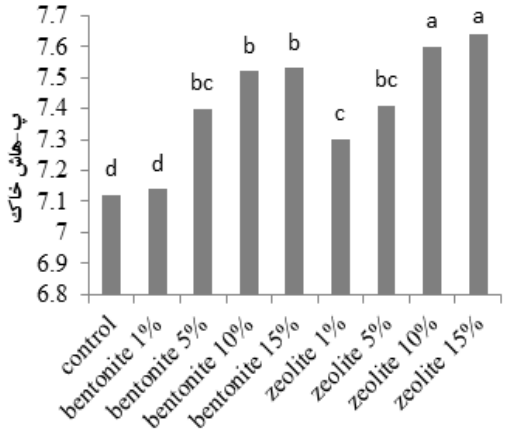
جدول ۱- نمایش کلی تیمارها

تیمار	شاهد	بنتونیت خام				زئولیت خام			
سطح تیمار	۱	۱	۲	۳	۴	۱	۲	۳	۴
میزان کاربرد تیمار (درصد وزنی)	–	۱	۵	۱۰	۱۵	۱	۵	۱۰	۱۵

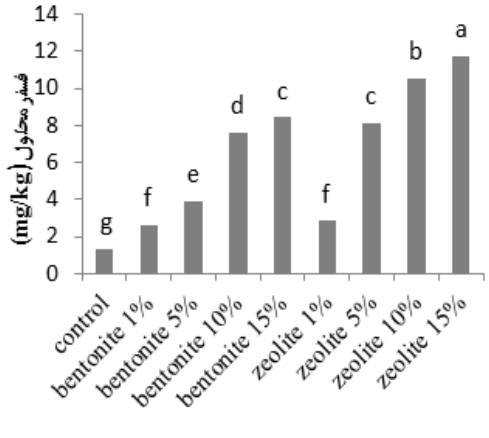
نتایج وبحث

افزودن رسهای زئولیت و بنتونیت طبیعی به خاک، سبب افزایش معنی‌دار فسفر محلول و پ–هاش خاک و همچنین کاهش معنی‌دار میزان فسفر قابل جذب شد (شکل۲). علت تغییرات فوق این است که با افزایش پ–هاش محلول خاک، مکان‌های تبادل آنیونی وابسته به پ–هاش کاهش یافته و سبب آزاد سازی فسفر از مکان-های تبادلی و ورود آن به فاز محلول شد. بوهن (۲۰۰۱) بیان کرد که با افزایش پ–هاش محلول خاک ، بارهای خالص منفی خاک افزایش می‌یابد و در نتیجه دفع آنیونی فزایش می‌یابد.

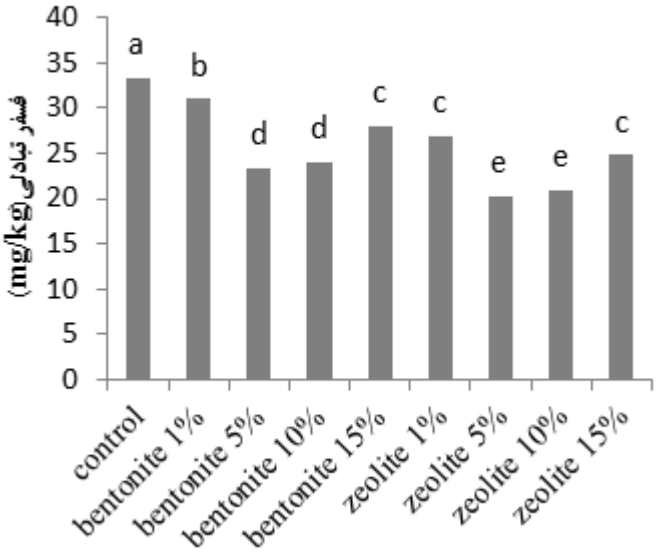
به طور کلی با افزایش میزان رس‌ها در تیمارهای مختلف، آزاد شدن فسفات از فاز تبادلی و ورود آن به فاز محلول بیشتر شد. استفاده از اصلاح کننده‌هایی نظیر زئولیت و بنتونیت در خاک از طرفی سبب کاهش تحرک عناصر سنگین مانند کادمیم و سرب می‌شود اما از طرف دیگر نیز سبب افزایش میزان فسفر محلول در خاک می‌شود. بنابراین باید در نظر داشت که استفاده از اصلاح کننده‌هایی نظیر زئولیت و بنتونیت خام در اراضی کشاورزی سبب افزایش آبشویی فسفر و کاهش راندمان مصرف کودهای فسفاته می‌شود.



شکل۱- تاثیر زئولیت و بنتونیت بر پ-هاش خاک



شکل۲- تاثیر زئولیت و بنتونیت بر فسفر محلول



شکل۳- تاثیر زئولیت و بنتونیت بر فسفر تبادلی

جدول۲- نتایج حاصل از تجزیه فیزیکوشیمیایی خاک مورد مطالعه

Clay %	*Silt %*	*Sand %*	*CEC (meq/100gr)*	*OM %*	*EC (dS/m)*	*pH*	منطقه
۲۴/۸	۵۱/۸۴	۲۳/۳۶	۱۴/۲	۱/۰۷	۰/۳۵	۷/۱۳	ابراهیم آباد- بیجار-کردستان

جدول ۳- برخی از ویژگی‌های اصلاح کننده‌های معدنی مورد استفاده

اصلاح کننده معدنی مورد استفاده	*pH*	*EC (dS/m)*	*CEC (meq/100gr)*	*P Labile (mg/kg)*
زئولیت خام- معدن فیروزکوه	۸/۳۲	۰/۵۹	۹۴	۰/۰۲
بنتونیت خام-معدن انارک اصفهان	۷/۹	۱۰/۸۹	۷۶	۱

منابع

Bohn HL, Mcneal BL, and Oconner GA. 2001. Soil chemistry. John Wiley and Sons, New York.

Faghihian, H., M. Ghannadi Marageh ang H. Kazemian. 1999. The use of clinoptilolite and its sodium form for removal of radioactive cesium, and strontium from nuclear wastewater and Pb^{2+},Ni^{2+}, Cd^{2+}, Ba^{2+} from municipal wastewater. Appl. Radiat. Isotopes 50: 655-660.

Hamidpour, M., M Afyuni., M Kalbasi., 2010. Sorption and Desorption of Cadmium and Lead on Zeolite and Bentonite, PHD thesis for soil science, Isfahan University of Technology.

Martin T A. and Ruby M V. 2004. Review of in situ remediation technologies for lead, zinc, and cadmium in soil. remediation J. 3: 35-53.

Olsen S R. and Sommers L E. 1990. "Phosphorous", P. 403-431. In page, A. L. etal. Methods of soil analysis. Part 2, 2nd ed., Argon. Monogr., ASA, Madison, WI.

Sparks D L. 2003. Environmental Soil Chemistry. Academic press San Diego, California.

Westerman, L., RE. 1990. Soil testing and Plant analysis, SSSA, Medison, Wisconsim, USA.

تاثیر جاذب های معدنی بر کاهش تحرک آرسنیک محلول در خاک

سجاد شاهمرادی[۱] مجید افیونی[۲] محمد علی حاج‌عباسی[۲] امیرحسین خوشگفتارمنش[۲] مهران شیروانی[۳]
۱-کارشناس ارشد خاکشناسی۲- استاد گروه خاکشناسی۳- استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

آرسنیک شبه فلزی است که از زمان‌های قدیم مورد توجه بوده و از لحاظ زیست محیطی یک عنصر سمی به حساب می‌آید[*Tseng.,1977*]. عامل اصلی آلودگی آرسنیک در محیط زیست، وجود پدیده‌های طبیعی و فعالیت‌های انسانی است [*Fayiga., 2006*]. در قاره آسیا مسمومیت آرسنیک در حال تبدیل شدن به یک اپیدمی اضطراری است و بیش از صد میلیون نفر در مواجه با منابع آب و خاک با غلظت‌های بالای آرسنیک هستند[*Mukherjee.,2006*]. در ایران نیز مشکلات بهداشتی ناشی از آرسنیک در سال ۱۹۸۶ در بیجار مشاهده گردید. اما هیچ گاه در سطح جهانی گزارش نشد[*Mosaferi.,2003*]. برای مهار تحرک آرسنیک در خاک میتوان از روش تثبیت استفاده کرد. از اصلاح کننده‌های مختلفی که در تثبیت آرسنیک در خاک استفاده می‌شود، میتوان به رس‌های اصلاح شده اشاره کرد. ساکار و همکاران (۲۰۱۱) نشان دادند که کاربرد بنتونیت اصلاح شده با هگزا دسیل تری متیل آمونیوم در خاک‌های آلوده به آرسنیک سبب کاهش معنی‌دار دسترسی زیستی و تحرک آرسنیک شد. با توجه به پژوهش‌های انجام شده در مورد روش‌های تثبیت و حذف آرسنیک، هنوز مطالعاتی در مورد تاثیر زئولیت و بنتونیت اصلاح شده با آهن بر تثبیت آرسنیک در خاک انجام نشده است و از طرف دیگر منطقه ابراهیم آباد شهرستان بیجار از توابع استان کردستان یکی از شناخته‌ترین مناطق آلوده به آرسنیک در ایران است که در اثر این آلودگی ساکنان منطقه دچار بیماری‌های مزمن مانند آرسنیکوزیس، سرطان پوست و مثانه شدند[کوهیان افضل,.۱۳۸۳]. بنابراین ضروری به نظر می‌رسید تاثیر رسهای زئولیت و بنتونیت اصلاح شده با آهن بر تثبیت آرسنیک در خاک‌های منطقه ابراهیم آباد بررسی شود. لذا این پژوهش در شرایط آزمایشگاهی طراحی و اجرا شد و هدف آن کاهش تحرک آرسنیک در فاز محلول خاک بود.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش نمونه خاک از منطقه ابراهیم آباد شهرستان بیجار در استان کردستان انتخاب گردید و نمونه-برداری از عمق ۰ الی ۳۰ سانتی‌متری متفاوت انجام شد. پس از نمونه برداری خاکها جهت آنالیزهای فیزیکوشیمیایی از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد و خصوصیات خاک به روش استاندارد تعیین شد(*Westerman.,1990*). پ–هاش و هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع، ماده آلی با روش والکی و بلک، ظرفیت تبادل کاتیونی با روش استات آمونیوم، بافت با روش پیپت و غلظت آرسنیک با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد(جدول۲). رس زئولیت از معدن فیروزکوه و رس بنتونیت از معدن انارک اصفهان تهیه و پس از آسیاب شدن، از الک ۰/۱ میلی‌متر عبور داده شد و ۵۰ درصد ظرفیت تبادل کاتیونی رسهای مذکور با آهن سه ظرفیتی اشباع شد(*Miranda.,2007*). پ–هاش و هدایت الکتریکی در عصاره ۲ به ۱ (آب به خاک) زئولیت و بنتونیت اصلاح شده با روش استاندارد(*Westerman.,1990*) تعیین شد (جدول۳). تیمارهای زئولیت و بنتونیت اصلاح شده با آهن در قالب طرح کاملا تصادفی در سه تکرار و در درصد وزنی‌های مختلف(جدول۱) به خاک اضافه

شدند و نمونه خاک‌ها به مدت ۲ ماه در شرایط ۸۰ درصد رطوبت ظرفیت زراعی در آزمایشگاه و در داخل ظروف پلی‌اتیلن نگه‌داری شدند. بعد از گذشت این دوره میزان آرسنیک محلول در خاکهای تیمار شده با آب مقطر(نسبت ۱ به ۱۰ خاک به آب) استخراج و با دستگاه جذب اتمی مجهز به کوره گرافیتی اندازه‌گیری شد (*Sparks.,1996*). پ–هاش و هدایت الکتریکی خاکهای تیمار شده در عصاره ۲ به ۱ آب به خاک نیز اندازه-گیری شد. پردازش داده‌ها با نسخه ۹ نرم افزارآماری *SAS* و مقایسه میانگین‌ها با آزمون *LSD* ($P<۰/۰۵$)انجام شد.

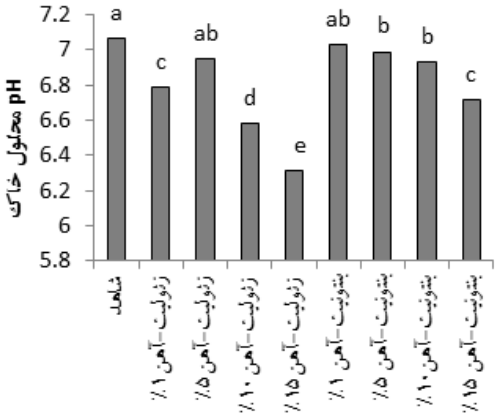
جدول ۱- نمایش کلی تیمارها

تیمار	شاهد	بنتونیت–آهن				زئولیت–آهن			
سطح تیمار	۱	۱	۲	۳	۴	۱	۲	۳	۴
میزان کاربرد تیمار (درصد وزنی)	–	۱	۵	۱۰	۱۵	۱	۵	۱۰	۱۵

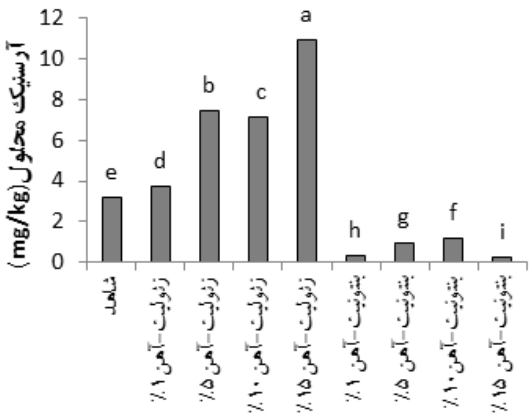
نتایج و بحث

آرسنیک محلول در تیمار شاهد برابر ۳/۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بود. با اعمال تیمار سطوح ۲، ۳ و۴ زئولیت اصلاح شده با آهن به خاک، آرسنیک محلول نسبت به شاهد به ترتیب ۱۳۴، ۱۲۴ و۲۴۶ درصد افزایش یافت(شکل۲). افزودن زئولیت اصلاح شده با آهن به خاک سبب کاهش *pH* محلول خاک (شکل۱) نیز شد. کاهش *pH* خاک سبب افزایش حلالیت آرسنات کلسیم و منیزیم در خاک شده و آرسنات وارد فاز محلول می-شود [*Robins.,1981*]. از طرف دیگر به علت اندازه بزرگ اکسی‌آنیون‌های آرسنیک و ساختار حفره‌ای شکل و غیر قابل انبساط زئولیت، اکسی‌آنیون‌های آرسنیک به راحتی نمی‌توانند وارد حفره‌های زئولیت شده و با آهن پیوند تشکیل دهند. بنابراین آرسنیک آزاد شده از انحلال آرسنات کلسیم و منیزیم بیشتر از آرسنیک تثبیت شده بر روی زئولیت اصلاح شده بود. با اعمال تیمار سطوح ۱، ۲، ۳ و۴ بنتونیت اصلاح شده با آهن به خاک، میزان آرسنیک محلول نسبت به تیمار شاهد به ترتیب ۸۸، ۶۹، ۶۱ و ۹۱ درصد کاهش یافت(شکل۲). افزودن بنتونیت اصلاح شده با آهن به خاک، سبب کاهش *pH* محلول خاک شد(شکل۱). با کاهش *pH* خاک حلالیت آرسنات کلسیم و منیزیم افزایش یافته و آرسنات وارد فاز محلول شد. اما از طرف دیگر به علت ساختار ورقه‌ای و قابل انبساط بنتونیت و افزایش فضای بین لایه‌ای آن، اکسی‌آنیون‌های آرسنیک به راحتی وارد بین لایه‌های بنتونیت شده و با آهن پیوند تشکیل دادند. به نظر می‌رسد که آرسنات تثبیت شده توسط بنتونیت اصلاح شده بیشتر از آرسنیک آزاد شده از آرسنات کلسیم و منیزیم بوده است. آرسنات با مکانیسم‌های جذب الکترواستاتیک(تک دندانه‌ای و دو دندانه‌ای) و تبادل لیگاندی(تک‌دندانه‌ای و دودندانه‌ای) بر روی هیدروکسیدهای آهن بین لایه-های بنتونیت غیر متحرک شد. هنگامی که فسفر جذب شده روی سطوح هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم تنها با یک هیدروکسیل پیوند داشته باشد، این پیوند تک دندانه‌ای و برگشت پذیر است ولی اگر با دو هیدروکسیل پیوند داشته باشد، پیوند دارای دو حالت دودندانه‌ای یا دوهسته‌ای بوده که برگشت‌ناپذیر است[*Sample.,1980*]. همچنین تبادل لیگاندی یک نوع جذب اختصاصی بوده و برگشت‌ناپذیر است[*Sparks.,2003*]. به نظر می‌رسد

با توجه به خصوصیات مشابه فسفات و آرسنات، رفتار آرسنیک در جذب بر روی هیدروکسیدهای آهن نیز مانند فسفر باشد.



شکل۱- تاثیر جاذب های معدنی بر پ-هاش



شکل۲- تاثیر جاذب های معدنی بر آرسنیک محلول

جدول۲- نتایج حاصل از تجزیه فیزیکوشیمیایی خاک مورد مطالعه

منطقه	*pH*	*EC (dS/m)*	*OM %*	*As (mg/kg)*	*CEC (meq/100gr)*	*Sand %*	*Silt %*	*Clay %*
ابراهیم آباد- بیجار-کردستان	/۱۳ ۷	۰/۳۵	۱/۰۷	۲۵۶	۱۴/۲	۲۳/۳۶	۵۱/۸۴	۲۴/۸

جدول ۳- برخی از ویژگی‌های اصلاح کننده‌های معدنی مورد استفاده

جاذب معدنی مورد استفاده	*pH*	*EC (dS/m)*	آهن بار گزاری شده روی سطوح ذرات رس(*% CEC*)
زئولیت - آهن	۳/۳	۰/۸	۵۰
بنتونیت - آهن	۲/۷	۲	۵۰

منابع مورد استفاده

کوهیان افضل، م.، ۱۳۸۳. جذب آرسنیک توسط پنج نوع سبزیجات در دو خاک آلوده طبیعی و یک خاک تیمار شده با این عنصر، پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

Fayiga, A. O. & L. Q. Ma (2006) Using phosphate rock to immobilize metals in soil and increase arsenic uptake by hyperaccumulator Pteris vittata. Science of the Total Environment, 359, 17-25.

Macedo-Miranda, M. & M. Olguín (2007) Arsenic sorption by modified clinoptilolite–heulandite rich tuffs. Journal of Inclusion Phenomena and Macrocyclic Chemistry, 59, 131-142.

Mosaferi, M., M. Yunesion, A. Mesdaghinia, A. Naidu, S. Nasseri, A. Mahvi, M. Ahmed, M. Ali & Z. Adeel. 2003. Arsenic occurrence in drinking water of IR of Iran: the case of Kurdistan Province. In Fate of arsenic in the environment. Dhaka: BUET-UNU International Symposium, International Training Network Centre, Bangladesh University of Engineering and Technology, United Nations University, Tokyo, 1-6.

Mukherjee, A., M. K. Sengupta, M. A. Hossain, S. Ahamed, B. Das, B. Nayak, D. Lodh, M. M. Rahman & D. Chakraborti (2006) Arsenic contamination in groundwater: a global perspective with emphasis on the Asian scenario. Journal of Health, Population and Nutrition, 24: 142-163.

Robins, R. (1981) The solubility of metal arsenates. Metallurgical Transactions B, 12: 103-109.

Sample, E., R. Soper & G. Racz (1980) Reactions of phosphate fertilizers in soils. The role of phosphorus in agriculture, 263-310.

Sarkar, B., R. Naidu, M. M. Rahman, M. Megharaj & Y. Xi (2012a) Organoclays reduce arsenic bioavailability and bioaccessibility in contaminated soils. Journal of Soils and Sediments, 12, 704-712.

Sparks, D. L. 2003. Environmental soil chemistry. Access Online via Elsevier.

Sparks, D. L., A. Page, P. Helmke, R. Loeppert, P. Soltanpour, M. Tabatabai, C. Johnston & M. Sumner. 1996. Methods of soil analysis. Part 3-Chemical methods. Soil Science Society of America Inc.

Tseng, W.-P. (1977) Effects and dose-response relationships of skin cancer and blackfoot disease with arsenic. Environmental health perspectives, 19, 109.

Westerman, R. L. 1990. Soil testing and plant analysis. Soil Science Society of America, Inc.

بهسازی خاک‌های آلوده به کادمیم با استفاده از روش استخراج گیاهی

فرانک محمدی‌پور [۱]، مهدی همایی [۲] و صفورا اسدی کپورچال [۳]
۱-دانش‌آموخته کارشناسی ارشد علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم و تحقیقات تهران۲- استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس ۳- استادیار گروه علوم خاک، دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان

مقدمه

هر گونه تغییر در ویژگی اجزای تشکیل‌دهنده خاک، به طوری که استفاده از خاک ناممکن شود، آلودگی خاک نامیده می‌شود. آلاینده‌های خاک از نظر ترکیب به دو گروه آلی و معدنی تقسیم می‌شوند. فلزات سنگین در گروه آلاینده‌های معدنی قرار گرفته و در یک مقیاس وسیع، از منابع طبیعی و انسان‌ساخت وارد محیط زیست می‌شوند. میزان ورود فلزات سنگین به محیط زیست بسیار فراتر از میزانی است که به وسیله فرآیندهای طبیعی برداشت می‌شوند، بنابراین تجمع فلزات سنگین در محیط زیست قابل ملاحظه است. از میان فلزات سنگین، کادمیم یکی از مهمترین آلاینده‌های فلزی محیط زیست بوده که در نتیجه عملیات مختلف زراعی (کودپاشی- سم پاشی)، استخراج معدن، فعالیت‌های صنعتی و یا گازهای خروجی از اگزوز اتومبیل به محیط راه می‌یابد.کودهای فسفری دارای مقادیر زیادی کادمیم هستندکه باعث تجمع زیاد این فلز سنگین آلاینده در خاک خواهند شد *(Asadi et al, 2011)*. استفاده از رسوب فاضلاب یا آب با کیفیت بد برای آبیاری نیز ممکن است به تجمع کادمیم در خاک کمک کند *(Lefèvre et al., 2009)*

جلوگیری از آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین موضوعی بسیار مهم است، زیرا پالایش خاک‌های آلوده خیلی هزینه‌بر و دشوار است. بی‌گمان پیشگیری بهترین روش برای حفاظت محیط از آلودگی به فلزات سنگین است. روش‌های فیزیکی و شیمیایی مختلفی برای پالایش خاک‌های آلوده به فلزات وجود دارد که موجب اثرات مخرب فیزیکی و بیولوژیکی بر خاک و حاصلخیزی آن می‌شوند. افزون بر آن این روش‌ها به دلیل عملیات خاک‌برداری و خاک‌ریزی، هزینه زیادی در بر خواهند داشت و کاربرد آنها در سطوح وسیع، محدود است *(Bio-WISE, 2000)*. پالایش گیاهی روشی نوین برای بهسازی خاک‌های آلوده است. در این روش از گیاهان برای حذف فلزات سنگین از خاک‌های آلوده استفاده می‌شود. همچنین گیاه پالایی، ضمن حفظ ساختمان فیزیکی و ویژگی‌های بیولوژیک خاک روشی آسان و دوستدار زیست بوم است.

موفقیت پالایش گیاهی به شناسایی گونه‌های گیاهی مناسب با تولید زیست توده فراوان، ریشه‌های عمیق، رشد سریع و توانایی پایداری در برابر فلزات سنگین و ذخیره فلزات در بخش‌های هوایی بستگی دارد *(Zhao et al., 2009)*. تاکنون، ۴۰۰ رده گیاهان خاکزی متعلق به ۴۵ خانواده بیش‌اندوز فلزات سنگین مختلف شناخته شده‌اند *(Baker and Brooks, 1989)*. به کارگیری گیاهان برای استخراج فلزات سنگین از خاک توسط بیکر و همکاران و راسکین و همکاران در سال ۱۹۹۴ انجام شد. اولین گیاهان شناخته شده مربوط به خانواده چلیپائیان و بقولات بوده‌اند.

متأسفانه گیاهان بیش‌اندوز غالبا دارای رشد و زیست‌توده کم بوده و این سبب طولانی شدن زمان پالایش می‌شود. برای حل این مشکل، دانشمندان افزون‌بر به کار بردن روش‌هایی برای افزایش قابلیت جذب عناصر، در

جستجوی روش انتقال ژن‌های تمایل به جذب مقادیر زیاد فلزات به گیاهانی با سرعت رشد زیاد و عملکرد بالا هستند تا پالایش گیاهی با موفقیت بیشتری انجام شود *(Pilon-Smits et al., 2002)*.
شاهی (ترتیزک)، با نام علمی *Lepidium sativum*، گیاهی است یکساله از خانواده چلیپاییان *(Brassicacea)* با ارتفاع ۲۰ تا ۳۰ سانتی‌متر که در نواحی مختلف ایران نیز رشد می‌کند. با توجه به رشد سریع شاهی و تعداد زیاد بوته در واحد سطح، هدف از این پژوهش تعیین توانایی بیش‌اندوزی گیاه شاهی و مقدار کادمیم برداشت شده توسط آن و بررسی عملکرد شاهی در غلظت‌های مختلف کادمیم بود.

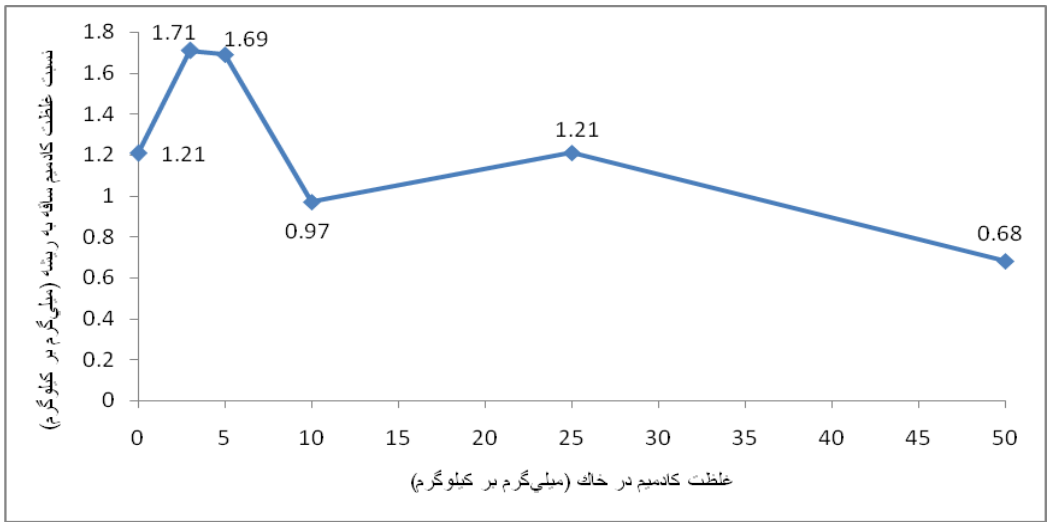
مواد و روشها

این پژوهش به صورت کشت گلخانه‌ای و در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با ۶ تیمار و ۴ تکرار طراحی گردید. گیاه مورد استفاده در این پژوهش شاهی بوده و اثر مقدار کادمیم موجود در خاک بر میزان جذب آن در ۶ سطح شاهد، ۳، ۵، ۱۰، ۲۵ و ۵۰ میلی‌گرم در هر کیلوگرم خاک بررسی گردید. در این پژوهش گلدان‌هایی با ارتفاع ۳۰ و قطر ۲۲ سانتی‌متر انتخاب شده و برای آلوده‌سازی جرم مشخصی از خاک ابتدا مقدار لازم نمک حاوی کلرور کادمیم محاسبه و به نمونه های خاک اضافه گردید. در هر گلدان ۸ کیلوگرم خاک ریخته و با کوبیدن، خاک را متراکم کرده بطوری‌که جرم ویژه ظاهری آن ۱/۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب در هر گلدان گردید. سپس به‌منظور ایجاد تعادل بین آلاینده و خاک، گلدان‌ها را به مدت ده هفته (۴۵ روز) در شرایط رطوبت ظرفیت زراعی قرار داده و پس از گذشت این مدت، بذرهای شاهی درگلدان‌ها کاشته شد. تراکم کشت برای هر گلدان ده بوته در نظر گرفته شد. برای این منظور پس از استقرار جوانه ها، عمل تنک کردن تا حد تراکم مطلوب انجام گرفت. به‌منظور کاهش مقدار تبخیر از سطح خاک، رویه خاک با سنگریزه پوشانده شده و برای جلوگیری از هر گونه تنش رطوبتی، گیاهان با آب غیر شور و غیر آلوده تا رسیدن به رطوبت ظرفیت زراعی، آبیاری شدند. پس از طی دوره‌ی رشد، اقدام به برداشت و خشک کردن نمونه‌ها در دمای ۸۵ درجه سانتی‌گراد در آون و به مدت ۴۸ ساعت گردید. غلظت کادمیم گیاه با روش اکسیداسیون تر اندازه‌گیری شد *(Gupta, 2000)*. اندازه‌گیری غلظت کادمیم در نمونه‌های خاک و گیاه با دستگاه‌های جذب اتمی انجام شد. در نهایت به منظور تعیین مقدار کادمیم برداشت شده، بررسی عملکرد گیاه شاهی در واحد سطح و وزن خشک آن در غلظت‌های مختلف، داده‌ها تجزیه شدند. برای تجزیه و تحلیل داده‌ها از نرم‌افزار آماری *SPSS* استفاده شد و مقایسه میانگین‌ها توسط آزمون‌های چند دامنه ای دانکن صورت پذیرفت.

نتایج و بحث

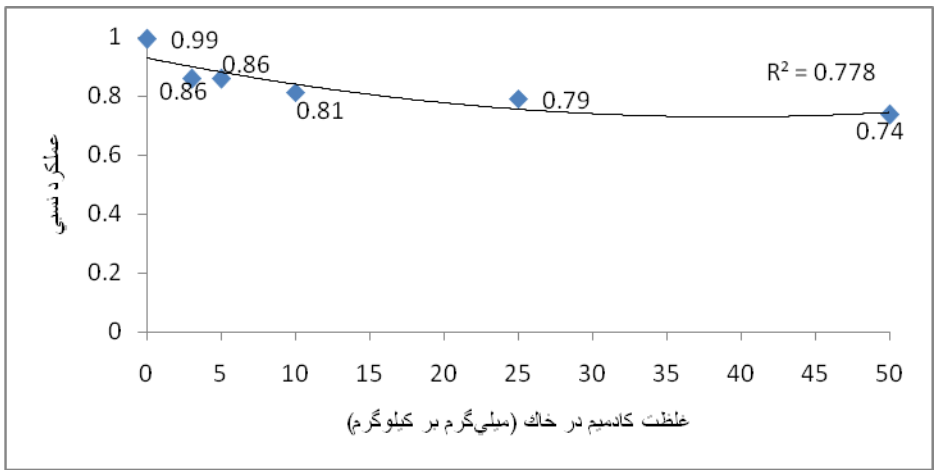
نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که با افزایش غلظت کادمیم در خاک، کادمیم جذب شده توسط گیاه هم افزایش یافته است. شکل ۱ نسبت بین کادمیم موجود در اندام هوایی به ریشه را با توجه به مقادیر مختلف کادمیم در خاک نشان می‌دهد. با افزایش غلظت کادمیم موجود در خاک از صفر تا ۳، نسبت کادمیم اندام هوایی به ریشه افزایش یافته است و در غلظت ۳ میلی‌گرم کادمیم در کیلوگرم خاک بالاترین نسبت عددی بین اندام هوایی و ریشه وجود دارد که نشان دهنده آن است که بیشترین انتقال کادمیم از ریشه به اندام هوایی در این

غلظت صورت گرفته و در این غلظت، ریشه شاهی نسبت به اندام هوایی، تمایل کمتری به ذخیره کادمیم نشان می‌دهد و مقدار بیشتری را به اندام هوایی انتقال می‌دهد. کمترین نسبت بین کادمیم اندام هوایی و ریشه در غلظت ۵۰ است که نشان دهنده آن است که در این غلظت، ریشه شاهی کمترین توانایی را در انتقال کادمیم دارد و تمایل بیشتری به ذخیره کادمیم دارد.



شکل ۱- نسبت کادمیم در اندام هوایی به ریشه به ازای مختلف کادمیم در خاک

همبستگی عملکرد نسبی داده‌ها با توجه به افزایش غلظت کادمیم در خاک در شکل ۲ نشان داده شده است. با افزایش غلظت کادمیم، عملکرد نسبی از ۱ به ۰/۷۴ کاهش یافته است. اگرچه با افزایش غلظت کادمیم در خاک مقدار جذب و برداشت آن نیز به وسیله گیاه افزایش یافته است لیکن، باعث کاهش عملکرد نسبی و کاهش وزن خشک گیاه گردید.



شکل ۲- عملکرد نسبی داده‌ها نسبت به غلظت کادمیم در خاک

با توجه به اینکه هدف از پالایش فلزات سنگین، حذف کامل آن‌ها از خاک نمی‌باشد، پالایش گیاهی روش مناسبی برای آلودگی‌زدایی خاک‌های آلوده فلزات سنگین است. البته در شرایطی که شدت آلودگی فراتر از تحمل گیاه است نمی‌توان از این روش استفاده کرد. در این پژوهش با افزایش غلظت کادمیم در خاک، مقدار جذب و انتقال آن به اندام هوایی گیاه افزایش یافت. بطوریکه از غلظت صفر تا ۳، نسبت کادمیم اندام هوایی به ریشه افزایش یافته است و در غلظت ۳ بالاترین نسبت عددی بین اندام هوایی و ریشه وجود داشت.

اگر چه با افزایش غلظت کادمیم در خاک، تجمع کادمیم در گیاه افزایش یافته و عملکرد گیاه در واحد سطح کاهش می‌یابد لیکن، تا غلظت۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک گیاه شاهی توانایی جذب و اندوزش کادمیم را داشته می‌توان از گیاه شاهی برای پالایش خاک‌های آلوده به کادمیم تا غلظت فوق استفاده کرد و از آنجا که در مجموع، ریشه شاهی تمایل بیشتری به جذب کادمیم، نسبت به اندام هوایی شاهی از خود نشان داد، این بخش از شاهی بیش‌اندوز بیشتری برای کادمیم محسوب می‌شود.

منابع

Asadi Kapourchal S, eisazadeh S and Homaee M, 2011. Phytoremediation of cadmium polluted soils resulting from use of phosphorus fertilizers. European Biotechnology Thematic Network Association congress. Istanbul, Turkey: S37.

Baker AJM and Brooks RR, 1989. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: A review of their distribution, ecology, and phytochemistry. Biorecovery 1:81–126.

Baker AJM, McGrath SP, Sidoli CMD and Reeves RD, 1994. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. Resource. Conservation and Recycling 11(1-4): 41-49.

BIO-WISE, 2000. Contaminated land remediation: A review of Biological Technology. London.

Gupta PK, 2000. Soil, plant, water and fertilizer analysis. Agrobios, New Dehli, India.

Lefèvre I, Marchal G, Meerts P, Corréal E and Lutts S, 2009. Chloride salinity reduces cadmium accumulation by the Mediterranean halophyte species Atriplex halimus L. Environmental and Experimental Botany. 65 (1): 142-152.

Pilon-Smith E and Pilon M, 2002. Phytoremediation of metals using transgenic plants. Critical Reviews in Plant Sciences 21(5): 439-456.

Raskin I, Kumar PBAN, Salt S and Dushenkov DE, 1994. Bioconcentration of heavy metals by plants. Current Opinion Biotechnology, 5(3):285-290.

Zhao SJ, Zhang ZCh, Gao X, Toshun G and Qiu BSh, 2009. Plant regeneration of the mining ecotype Sedum alfredii and cadmium hyperaccumulation in regenerated plants. Plant Cell, Tissue and Organ Culture, 99(1): 9-16.

مقایسه اندازه گیری نیترات توسط دو روش اسپکتروفتومتری فرا بنفش وکلرومتری

شیما بهادری[1]،اکبر فرقانی[2]، علیرضا علی اکبر[3]،عاطفه صبوری[4]

1-دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه گیلان

2-استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه گیلان

3-استادیار گروه شیمی دانشگاه گیلان

4-استادیار گروه زراعت و اصلاح نباتات دانشگاه گیلان

مقدمه

آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات یکی از مهم‌ترین مشکلات زیست محیطی در برخی از نواحی دنیا است. منابع آلوده‌کننده‌ی آب‌های زیرزمینی و سطحی به نیترات شامل منابع طبیعی و انسان‌ساخت است. منابع انسان ساخت شامل ورود فاضلاب‌های خام انسانی، صنعتی و کشاورزی است [Della Rocca and Belgiorno, 2007]. در بخش کشاورزی سالانه حدود 98 میلیون تن از انواع کودهای نیتروژنه در جهان به‌دلیل ارزان بودن، سهولت تهیه و بالا بردن کارایی محصول به خاک اضافه می‌شود که بخشی از آن از طریق آب‌های خروجی از مزارع و نفوذ عمقی به منابع سطحی و زیرزمینی وارد می‌شود. یون نیترات محلول در آب و غیر سمی است، اما احیای آن به نیتریت می‌تواند خطرات بهداشتی جدی برای انسان‌ها ایجاد نماید [Heffer, 2008]. از جمله مهم-ترین عوارض زیادی نیترات در انسان می‌توان به سندرم کودک آبی (متهموگلوبینمیا) و سرطان معده اشاره کرد .به‌منظور کنترل عوارض ناشی از مصرف نیترات و نیتریت، سازمان بهداشت جهانی(WHO) حداکثر مجاز غلظت نیترات بر حسب ازت در آب آشامیدنی را 10 میلی‌گرم بر لیتر اعلام کرده است [Naseri et al., 2006]. روش های مختلفی جهت اندازه گیری نیترات وجود دارد، هدف ما از این پژوهش مقایسه اندازه گیری نیترات توسط دو روش اسپکترومتری فرابنفش وکلرومتری وارائه‌ی مناسب ترین روش اندازه گیری می باشد.

مواد و روشها

دراین تحقیق به منظور مقایسه‌ی روش های کلرومتری[Jenkins and Medsken, 1964] و اسپکتروفتومتری فرابنفش[Greenberg and Eaton, 2005] در تعیین نیترات آب، نمونه هایی با غلظت مشخص توسط محلول نیترات پتاسیم ساخته وهمچنین نمونه هایی از آب چاه های خانگی شهر رشت برداشته شد. برای هر اندازه گیری سه تکرار بکار برده شد. جهت اندازه گیری نیترات توسط روش رنگ سنجی ابتدا pH نمونه ها با اسید استیک یا هیدروکسید سدیم برروی 7 تنظیم گردید. یک سری محلول استاندارد NO_3-N در محدوده0/25 تا 2 میلی گرم بر لیتر به کمک محلول استاندارد نیترات پتاسیم تهیه شد. 10میلی لیترازمعرف، استاندارد ها و نمونه ها در لوله های آزمایش جداگانه ریخته شد. 2میلی لیتر محلول کلرید سدیم 30٪ به معرف، استاندارد ها و نمونه ها اضافه شد. 10 میلی لیتر محلول اسید سولفوریک به هرکدام از لوله ها اضافه نموده و به وسیله چرخش با دست به خوبی هم زده شد. سپس به لوله ها اجازه دادیم تا در حمام آب سرد به تعادل دمایی رسیده و

خنک شوند. 0/5 میلی لیتر معرف بروسین- اسیدسولفانیلیک به هرکدام از لوله ها اضافه نموده وبا دقت بوسیله-ی چرخش مخلوط گردید. سپس لوله ها در بن ماری در دمای 100 درجه‌ی سانتی گراد به مدت 25 دقیقه قرار داده شد. با گذشت زمان رنگ زرد در لوله ها پدیدار گردید. بعد از گذشت مدت زمان مورد نظر قفسه‌ی سیمی حاوی لوله ها، به منظور رسیدن به تعادل دمایی در حمام آب سرد (25-20درجه‌ی سانتی گراد) قرار گرفت. سپس جذب استاندارد ها و نمونه ها دربرابر شاهد در طول موج 410 نانومتر بوسیله دستگاه اسپکتروفتومتر قرائت شد. منحنی استاندارد به وسیله‌ی رسم جذب استانداردها در برابر NO_3-N mg/L بدست آمد. مقدار غلظت NO_3-N mg/L از روی منحنی تنظیم به‌دست آمده برای نمونه ها تعیین شد.جهت اندازه گیری نیترات توسط روش اسپکتروفتومتر فرابنفش به 50 میلی لیتر نمونه‌ی تازه 1 میلی‌لیتر محلول اسید کلریدریک یک نرمال اضافه وبه طور کامل مخلوط گردید. استانداردهای منحنی، در محدوده‌ی 0 تا 7 میلی گرم بر لیتر NO_3-N در بالن‌های 50 میلی‌لیتر تهیه شد. با استانداردهای نیترات نیز همانند نمونه‌ها رفتار شد. از طول موج 220 نانومتر به منظور قرائت نیترات و طول موج 275 نانومتر جهت تعیین تعیین مزاحمت ناشی از مواد آلی حل شده استفاده شد. برای استانداردها و نمونه‌ها 2 برابر جذب قرائت شده در طول موج 275 نانومتر از قرائت در طول موج 220 نانومتر کم شد تا جذب NO_3-N به‌دست آید.یک منحنی استاندارد توسط رسم جذب NO_3-N در مقابل غلظت NO_3-N استانداردها ایجاد گردید. با استفاده از جذب نمونه‌ی تصحیح شده غلظت NO_3-N به‌طور مستقیم از منحنی استاندارد به‌دست آمد. برای محاسبات آماری و رسم نمودار ها از نرم افزارهای Excel و SPSS استفاده گردید.

نتایج و بحث

نتایج ونمودار قرائت استانداردها در طول موج 410 نانومتر در جدول وشکل 1 نشان داده شده است.

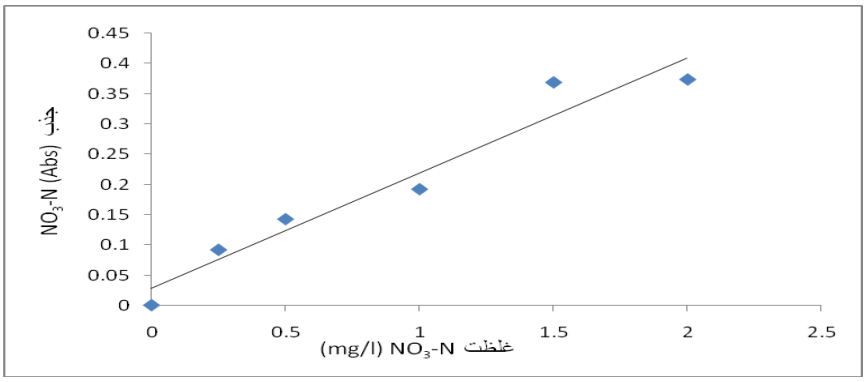
جدول1- نتایج استانداردهای قرائت شده توسط روش کلرومتری

استاندارد	غلظت NO_3-N(mg/l)	میزان جذب(Abs) در طول موج 410نانومتر
1	0	0
2	0/25	0/0918
3	0/5	0/1427
4	1	0/1924
5	1/5	0/3696
6	2	0/3744

ضریب همبستگی (R^2) استانداردهای فوق برابر 0/943 به دست آمد.همچنین رابطه بین جذب (Abs) وغلظتNO_3-N به صورت تعیین گردید:

$$y=0.190x+0.028 \quad [1]$$

که در این معادله y میزان جذب(NO_3-N (Abs)در طول موج410 نانومتر و x غلظت (NO_3-N (mg/l می‌باشد.

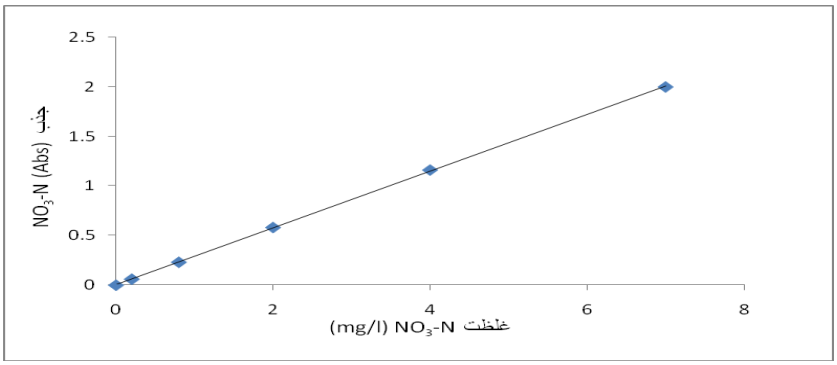


شکل 1- نمودار غلظت و جذب استانداردهای اندازه گیری شده توسط روش رنگ سنجی

نتایج ونمودار قرائت استانداردها در طول موج 220 نانومتر در جدول وشکل 2 نشان داده شده است.

جدول2- نتایج استانداردهای قرائت شده توسط روش اسپکتروفتومتری فرابنفش

استاندارد	غلظت NO_3-N(mg/l)	میزان جذب قرائت شده
1	0	0
2	0/2	0/0612
3	0/8	0/2316
4	2	0/5827
5	4	1/1626
6	7	2/0012



شکل 2- نمودار غلظت و جذب استانداردهای اندازه گیری شده توسط روش اسپکتروفتومتر فرابنفش

ضریب همبستگی (R^2) استانداردهای فوق برابر 0/999به دست آمد. همچنین معادله‌ی خطی بین جذب (Abs) وغلظتNO_3-N به صورت تعیین گردید:

$$y=0.286x +0.005 \quad [2]$$

که در این معادله y میزان جذب NO_3-N (Abs) در طول موج 220 نانومتر و x غلظت NO_3-N (mg/l) می-باشد.

جدول3-نتایج آزمون مقایسه میانگین جفت شده در سطح معنی داری 5٪ توسط نرم افزارSPSS

نمونه	میانگین غلظت نیترات نمونه در در روش کلرومتری	میانگین غلظت نیترات نمونه در روش اسپکتروفتومتری فرا بنفش	انحراف استاندارد	p-value محاسبه شده
1	4/42	4/47	1/00530	0/943
2	7/77	7/38	0/42572	0/248
3	1/35	1/47	0/07095	0/104
4	7/57	7/80	0/15567	0/119
5	6/03	6/12	0/31000	0/665
6	4/29	4/06	0/13503	0/101
7	2/32	2/52	0/15503	0/163
8	4/86	4/44	1/70330	0/709
9	2/86	2/57	0/24028	0/178

با توجه به تجزیه و تحلیل نمونه ها توسط نرم افزار SPSS اختلاف معنی داری بین نتایج اندازه گیری غلظت نیترات توسط دو روش فوق مشاهده نشد. روش اسپکتروفتومتری فرابنفش دارای ضریب همبستگی بالاتری بین استانداردها ($R^2 = 0.99$)، عوامل مداخله گر کمتردر آزمایش و همچنین دقت و سرعت بیشتری نسبت به روش کلرومتری می باشد. همچنین در روش کلرومتری از سولفات بروسین استفاده شده که یک ماده سمی و مضربرای محیط زیست می باشد. با توجه به دلایل گفته شده در بالا استفاده از روش اسپکترومتری بر روش کلرومتری در نمونه هایی که مواد آلی پایینی دارند توصیه می شود.

منابع

Jenkins D and Medsken L, 1964. A Brucine Method for the Determination of Nitrate in Ocean, Estuarine, and Fresh Waters. Anal Chem. 36: 610.

Naseri H, Raghimi M and Yakhkeshi ME, 2006. Investigation of the Effective Factors Variation of NitrateConcentration in the Groundwater of Ghareso Watershed Basin Golestan Province. Agric sci Natur 13(1): 1-9.

Della Rocca C., Belgiorno V and Meric S, 2007. Overview of in-situ applicable nitrate removal processes. Disalination 204(1-3): 46-62.

Heffer P, 2008. Assessment of fertilizer use by crop at the global level international fertilizer industry association. Bioresource Technology 33: 111–125.

Greenberg A and Eaton A, 2005. Standard Methods for Examination of Water and Waste Water. American Public Health Association.

تأثیر پسماندهای شهر ارومیه بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای اطراف

ندا مرادی، ساناز اشرفی، حمیدرضا ممتاز، میرحسن رسولی صدقیانی، حبیب خداوردیلو[1]
۱- به ترتیب دانشجوی دکتری علوم خاک گرایش شیمی و حاصلخیزی خاک، دانشجوی کارشناسی ارشد کرایش بیولوژی و بیوتکنولوژی خاک، استادیار، دانشیار و استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

مقدمه

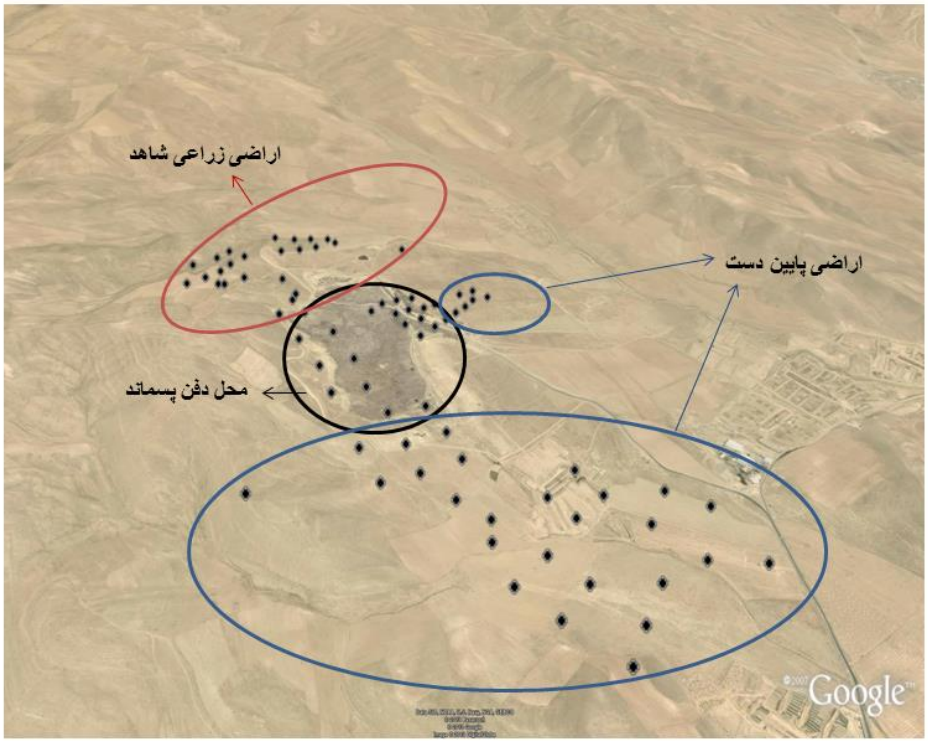
درجهان امروزی بدلیل رشد روز افزون جمعیت و گسترش شهرها، زباله ها یک آلاینده زیست محیطی شناخته شده‌اند و تبعات منفی زیست محیطی فراوانی به دنبال داشته است. چند دهه ای است که با رخدادهای بزرگ فرآیند صنعتی ، زباله ها نیز به همراه آلودگی های روزافزون خاک، آب و هوا ، زنجیرهٔ زیست محیطی و زیستگاه انسان را به سختی با تهدید ناخواسته ای مواجه کرده است که دفع انبوه زباله‌های تولید شده در محیط های شهری یکی از این موارد است. رایجترین روش برای دفع زباله، دفن آن در مدفن‌های مهندسی- بهداشتی میباشد. بنابراین انتخاب یک محل برای دفع زباله که اثرات زیست محیطی را به حداقل رساند، امری ضروری می‌باشد (دلبری و همکاران، ۱۳۸۸).

در سال های اخیردر ایران نیز افزایش روزافزون تولید مواد زاید جامد شهری موجب شده، حفاظت محیط زیست از آلودگی خاک ناشی از دفن بی‌رویه زباله و شیرابه آن اهمیت فراوانی را به خود اختصاص دهد. انسان و بسیاری از موجودات به شیوه های مختلف تولید کننده زباله هستند و کنترل آنها نوعی تضمین سلامت و بقای محیط زیست به شمار می‌رود. اگرچه خاک مهم ترین و گسترده ترین صافی فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب ها، بازیافت کننده ضایعات و نیز دریافت کننده بسیاری از مواد می‌باشد ولی ظرفیت آن محدود بوده و ممکن است بسیاری از مواد سمی و آلاینده هایی که به خاک افزوده می‌شوند از نظر تجمعی افزایش یافته و در نهایت به تهدیدی جدی برای محیط زیست تبدیل شوند. شیرابه و گازهای تولید شده در اثر تجزیه زباله‌های دارای ترکیبات آلی، از جمله عمده ترین مشکل محل دفن مواد زاید جامد شهری می‌باشند. علاوه بر این پسماندهای شهری حاوی مقادیر زیادی عناصر ماکرو و میکرو هستند که می‌تواند در رشد گیاه مفید باشد زیرا این عناصر نقش حیاتی در افزایش بازده محصولات کشاورزی دارند (*Astaraei* و *Bond*، ۲۰۰۸). *Kamarudzaman* و همکاران (۲۰۱۱)، گزارش کردند که مکانهای دفع زباله بطور عمده حاوی فلزات سنگین، مواد آلی و مواد معدنی مثل آمونیوم، سولفات و فلزات کاتیونی هستند که محیط زیست و خاک را تحت تاثیر قرار می‌دهند. در پژوهش حاضرتلاش شده است تاثیر زباله های جامد شهری بر روی برخی از خواص فیزیکی و شیمیایی خاک در محل دفن زباله در شهر ارومیه بررسی گردد.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه محل دفع پسماند شهرستان ارومیه می باشد که″ ۳۳,۳۳ ′ ۵۸ °۴۴ تا ″۳۶ ′ ۵۹ °۴۴ طـول جغرافیـایی شرقی و″ ۸,۷۸ ′ ۴۲ °۳۷ تا″ ۵۴,۹۱ ′ ۴۲ °۳۷ عرض جغرافیایی شمالی را پوشش داده و متوسط ارتفاع منطقه از سطح آزاد

دریا حدود ۱۳۵۰ متر می باشد. تعداد ۴۵ نمونه خاک سطحی (۵۰-۰ سانتیمتری) با الگوی شبکه ای و به فواصل ۵۰-۱۰۰ متری به ترتیب از اراضی شاهد به سمت اراضی تحت تاثیر شیرابه و اراضی زراعی پایین دست آن برداشته شد (شکل ۱). آزمایش در قالب طرح کامل تصادفی با ۳ تیمار (محل دفع زباله، اراضی زراعی شاهد و اراضی زراعی پایین دست) در ۱۵ تکرار اجرا گردید.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی زباله‌گاه منطقه مطالعاتی شهرستان ارومیه و الگوی نمونه‌برداری

نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه و هوا خشک شدن، به منظور انجام مراحل آزمایشگاهی از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند و برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نظیر بافت به روش هیدرومتری، *pH* و *EC* خاک در عصاره اشباع خاک، کربن آلی به روش والکی و بلک،کربنات کلسیم معادل *(CCE)* به روش خنثی سازی با اسید کلریدریک، نیتروژن کل به روش کجلدال، پتاسیم قابل جذب با جایگزینی پتاسیم تبادلی بوسیله استات آمونیوم یک مولار و مقدار کل عناصر آهن، سرب، کادمیم و منگنز در خاک به روش اکسیداسیون تر (*Gupta*، ۲۰۰۰) عصاره‌گیری و با دستگاه جذب اتمی اسپکترومتری (*Shimadzu 6300 AA*) اندازه گیری شدند. تجزیه و تحلیل‌های آماری خصوصیات شیمیایی و فیزیکی اندازه-گیری شده شامل تجزیه واریانس و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از نرم افزارهای *MSTATC* و *Costate* انجام گرفت. ترسیم نمودارها با استفاده از نرم افزار *Excle* صورت گرفت.

نتایج وبحث

تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد (جدول نشان داده نشده است)، که از میان خصوصیات شیمیایی و فیزیکی اندازه گیری شده در تیمارهای مختلف، مقادیر *PH*، *EC*، درصد مواد آلی، میزان سرب، آهن و سدیم در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار بودند. مقادیر مقایسه میانگین خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاکهای تحت تاثیر تیمارهای اراضی زراعی شاهد، اراضی زراعی پایین دست و محل دفع پسماند در جدول ۱ نشان داده شد.

جدول ۱- مقایسه میانگین اثر دفع پسماند بر ویژگیهای شیمیایی و فیزیکی خاکهای مورد مطالعه

خصوصیت	واحد اندازه‌گیری	محل دفع پسماند	اراضی زراعی شاهد	اراضی پایین دست
pH	-	۷/۲۸ *b*	۷/۴۶*ab*	۷/۶۵*a*
EC	*ds m*$^{-1}$	۴/۸۵ *a*	۰/۶۲ *b*	۰/۹۳ *b*
کربنات کلسیم	٪	۱۳/۲۷ *a*	۸/۹۷ *a*	۱۱/۳۳*a*
ماده آلی *(OM)*	٪	۱/۹۴ *a*	۰/۶۰ *b*	۰/۶۸ *b*
نیتروژن کل	٪	۰/۱۲ *a*	۰/۵۵ *a*	۰/۵۱ *a*
C/N	-	۱۱/۵۷ *a*	۱۰/۲۸ *a*	۷/۴۰ *a*
سدیم *(Na)*	٪	۰/۵۱ *a*	۰/۱۹ *b*	۰/۳۳ *b*
رس	٪	۲۶/۱۵ *a*	۲۷/۷۶ *a*	۲۴/۲۱ *a*
سرب *(Pb)*	*ppm*	۲/۷۲ *a*	۱/۹۱ *b*	۱/۸۰ *b*
آهن *(Fe)*	*ppm*	۳ *a*	۲/۰۳ *b*	۱/۹۳ *b*
کادمیم *(Cd)*	*ppm*	۱/۹۲*a*	۱/۹۷ *a*	۲/۱۸ *a*
منگنز *(Mn)*	*ppm*	۱/۱۰*a*	۱/۰۳ *a*	۱/۰۳*a*

میانگین‌های با حروف غیر مشابه در هرردیف از نظر آماری در سطح احتمال ۰/۰۵ اختلاف معنی‌دار دارند.

نتایج نشان داد که *pH* در خاکهای زباله گاه در مقایسه با اراضی پایین دست کاهش معنی دار داشت. این کاهش ممکن است در اثر تجزیه پسماندهای آلی و تولید اسیدهای آلی در محل دفع پسماند باشد یا احتمالا می تواند به علت حضور اسیدهای معدنی و آلی نظیر اسید لاکتیک، اسید استیک، اسیدهای آمینه و غیره باشد (*Khoshgoftar Manesh* و *Kalbasi*، ۲۰۰۱). بطور کلی، تجزیه مواد آلی شیرابه در خاک ترکیباتی از اسیدهای آلی ضعیف و دی اکسید کربن تولید می کند که می تواند *pH* خاک را تعدیل نماید. با توجه به جدول ۱، مشخص گردید که میزان هدایت الکتریکی خاک زباله گاه بطور معنی دار بیشتر از اراضی شاهد و پایین دست بودند که بدلیل وجود املاح محلول بالا در شیرابه‌های حاصل از زباله‌ها می-

باشد. افزایش نمکهای محلول در خاک سبب بروز تاثیرات منفی بر رشد گیاه و تخریب ساختمان خاک و کاهش فعالیت-های میکروبی در خاک می‌شود (*Moldes* و همکاران، ۲۰۰۷).

همچنین میزان کربن آلی خاک در محل دفن زباله، اراضی زراعی و اراضی پایین دست به ترتیب ۱/۱۳، ۰/۳۵ و ۰/۴۰ درصد بود که نشان دهنده افزایش معنی دار ماده آلی در خاک زباله گاه در مقایسه با دو تیمار دیگر بود که این نتیجه بدلیل وجود پسماندهای آلی و فعالیت و بیوماس میکروبی در خاک دور از انتظار نبود. غلظت سرب و آهن قابل جذب خاک در محل دفع زباله و تحت تاثیر شیرابه زباله در مقایسه با اراضی شاهد و پایین دست افزایش معنی‌دار نشان داد. ولی تاثیری بر غلظت عناصر کادمیم و منگنز نداشت. همچنین در میزان پتاسیم، رس، نیتروژن کل، کربنات کلسیم و نسبت *C/N* در خاکهای سه منطقه مورد مطالعه اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد.

بطور کلی پسماندها سبب افزایش میزان شوری و افزایش ماده آلی خاک شده و از سوی دیگر میتواند تا حدودی غلظت عناصر غذایی مورد نیاز گیاه و عناصر آلاینده را در خاک افزایش دهند. همچنین نتایج این تحقیق نشان داد که اراضی پایین دست تفاوت معنی دار با اراضی زراعی شاهد نداشتند که حاکی از این مطلب است که در زباله‌گاه مورد مطالعه تمهیدات لازم برای مهار حرکت شیرابه‌ها بطرف اراضی پایین دست صورت گرفته است.

منابع

دلبری، م.، خیاط خلقی، م. و مهدیان م. ح.، ۱۳۸۳. ارزیابی روشهای زمین آمار در برآورد هدایت هیدرولیکی خاک در مناطق شیب آب و پشت آب پایین دشت سیستان. مجله علوم کشاورزی ایران، جلد سی و پنجم ، صفحه‌های ۱ تا ۱۲.

Astaraei and Bond SA, 2008. Effect of Municipal Solid Waste Leachate on Plant Growth and Micro Elements' Uptake of Green Chilli. Environmental Sciences 5: 95-106 (in Persian).

Gupta PK, 2000. Soil, Plant, Water and Fertilizer Analysis. Agrobios. New Delhi, India

Kamarudzaman AN, Aziz RA and Jalil MFA, 2011. Removal of Heavy Metals from Landfill Leachate Using Horizontal and Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Planted with Limnocharisflava. International Journal of Civil & Environmental Engineering 11: 85-91.

Khoshgoftar Manesh A and Kalbasi M, 2001. Residual effect of municipal solid waste leachate on soil properties, growth and yield of wheat. Agricultural Science and technology and Environmental Resources 6: 141-148.

Moldes AY, Cendon M and Barral T, 2007. Evaluation of municipal solid waste compost as a plant growing media component, by applying mixture design. Bioressource Technology 98: 3069-3075.

بررسی میزان جذب عناصر سنگین در دو گونه از کرم‌های خاکی اپی جییک و ورمی‌کمپوست آنها

مجتبی یحیی آبادی[1] و منصور مفاخر[2]
۱-دانشجو و عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی اصفهان ۲-دانش آموخته کارشناسی ارشد شیمی دانشگاه اصفهان

مقدمه

برای کاستن از اثرات جانبی کودهای شیمیایی، امروزه تمایل به استفاده از کودهای آلی مانند ورمی‌کمپوست، افزایش یافته است. ورمی کمپوست، تکنولوژی استفاده از انواع خاصی از کرمهای خاکی است و توان رشد و تکثیر سریع و پتانسیل قابل توجه آنها در مصرف انواع مواد آلی زائد، باعث میشود مواد آلی که غالباً مزاحم و آلوده کننده محیط میباشند را به یک کود آلی بسیار مناسب تبدیل کنند. در تولید ورمی‌کمپوست، از گونه‌های مختلفی از کرمهای گروه اکولوژیکی اپی جییک استفاده میشود (یحیی‌آبادی ۱۳۹۱). دو گونه معروف از این گروه، شامل گونه *Isenia fetida* و گونه *Lumbricus rubellus* میباشند. عدم تحرک و جابجایی زیاد کرمها باعث شده که از این نوع موجودات برای بررسی میزان آلاینده های مختلف در خاکها استفاده شود (*Suthar* و همکاران ۲۰۰۸). قابلیت جذب مقادیر زیاد عناصر سنگین توسط کرمهای خاکی و تجمع این عناصر در بافت کرمهای خاکی موجب شده تا بتوان ارتباط مشخصی بین میزان این عناصر در خاکها و در کرمهای خاکی به منظور پایش آلودگی خاک، ارایه داد. مقدار و شدت جذب این عناصر، به شرایط خاک مانند *pH* ، مقدار مواد آلی و سایر مشخصات شیمیایی و بیولوژیکی خاک بستگی دارد. یکی از مهم‌ترین نشانگرهای بیولوژیک در عرصه خاک‌های کشاورزی، کرم‌های خاکی هستند. وجود این موجودات در خاک، کیفیت بالای بیولوژیک در خاک را تضمین می‌کند. نتایج تحقیقات بسیاری نشان میدهند که برخی از مدیریت‌های کشاورزی موجب ایجاد استرس در محیط خاک می‌شوند این عوامل استرس زا موجب کاهش جمعیت و تنوع گونه‌ای در کرم‌های خاکی شده و بسیاری از خصوصیات بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی خاک را تحت تأثیر قرار داده و در نهایت پایداری خاک را کاهش می‌دهند (*Yahyaabadi and Asadi* ۲۰۱۰). آلودگی خاکها به عناصر سنگین، عمدتاً به دلیل ورود مواد آلاینده صنعتی، نفتی و یا کودهای شیمیایی و آلی می باشد. کرمهای خاکی توان زیادی در جذب عناصر سنگین از خاکها و یا بسترهایی مانند لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری دارند. این فرایند در هنگام تولید ورمی‌کمپوست از این مواد به انجام میرسد. تجمع طولانی مدت عناصر سنگین در خاک و ورود آنها به محیط و جذب توسط گیاهان و گردش در چرخه مواد غذایی ، از نگرانی های عمده محسوب میشوند. کرمهای خاکی توان زیادی در جذب عناصر سنگین از بسترهایی مانند لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری دارند. این فرایند در هنگام تولید ورمی کمپوست از این مواد به انجام میرسد. آزمایش مورد نظر با هدف تعیین کارایی دو نوع از کرمهای خاکی در جذب عناصر سرب، کادمیوم، مس و روی، از کمپوست زباله و تبدیل بستر فوق به ورمی‌کمپوست و مقایسه آنها به اجرا درآمد.

مواد و روشها

برای انجام آزمایش، از ظروف ۲۰ لیتری برای فرآیند تولید ورمی‌کمپوست، از کمپوست زباله شهری استفاده شد. شناسایی کرمهای خاکی مورد استفاده در این آزمایش با استفاده از خصوصیات مورفولوژیک و بیولوژیک آنها و همچنین بکارگیری کلید طبقه‌بندی (*Edwards and Bohlen* ۱۹۹۶) انجام پذیرفت. در هر ظرف مقدار سه کیلو گرم کمپوست زباله (تولید شده در کارخانه بازیافت زباله اصفهان) با رطوبت ۳۵ درصد ریخته و بطور جداگانه به هر ظرف به تعداد ۱۰۰۰ عدد کرم بالغ (دارای کمربند جنسی) از گونه *I. fetida* و گونه *L. rubellus* ، اضافه شد. تیمارهای آزمایش در سه تکرار انجام شد و سیستم به مدت ۹۰ روز در شرایط دمایی مناسب (۲۵-۲۰ درجه سانتیگراد) و رطوبت ۶۰-۵۰ درصد نگهداری شد. قبل از اعمال تیمارها، اقدام به اندازه گیری غلظت عناصر سرب، کادمیوم، مس و روی در کمپوست زباله و بافت کرمهای خاکی شد. در روزهای ۴۵ و ۹۰ (پایان آزمایش) نیز اقدام به اندازه گیری غلظت عناصر فوق در ورمی کمپوست و بافت کرمها شد. نمونه ها ابتدا توزین و سپس آماده سازی شد و توسط دستگاه جذب اتمیک خوانده شد. مقایسه میانگین نتایج با استفاده از برنامه آماری *spss* حاصل شد.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از تجزیه کمپوست زباله، ورمی کمپوست و بافت کرم ها و اندازه‌گیری غلظت عناصر مورد نظر در جدول ۱ آمده است. اعداد حاصله نشان میدهند که غلظت کل عناصر به ویژه سرب و کادمیوم با توجه به ملاحظات زیست محیطی آنها بالاست. به نظر میرسد این امر به خاطر وجود انواع زباله‌های خانگی با منشأ صنعتی و آلوده‌کننده باشد. نتایج ورمی‌کمپوست حاصل از کرمها، در دو زمان ۴۵ و ۹۰ روز نشان داد که با گذشت زمان از میزان عناصر فوق در ورمی‌کمپوست حاصله، کاسته شده است.

جدول۱- میزان غلظت عناصر سنگین در نمونه‌های مورد نظر پس از گذشت ٤٥ و ۹۰ روز (میلی گرم بر کیلوگرم)

	Pb *Mg/kg*	*Cd* *Mg/kg*	*Cu* *Mg/kg*	*Zn* *Mg/kg*
کمپوست زباله	۴۹ *b*	۱۲ *b*	۲۴۰ *b*	۱۶۷ *b*
ورمیکمپوست (*I.fetida* روز ۴۵)	۳۸ *c*	۱۰ *bc*	۱۷۰ *d*	۱۴۹ *c*
ورمیکمپوست (*I.fetida* روز ۹۰)	۳۱ *cd*	۷ *d*	۱۶۸ *d*	۱۱۲ *e*
ورمیکمپوست (*L.rubellus* روز ۴۵)	۳۰ *d*	۹ *bc*	۱۶۰ *d*	۱۵۰ *bc*
ورمیکمپوست (*L.rubellus* روز ۹۰)	۲۹ *d*	۶ *d*	۱۲۸ *e*	۱۳۰ *d*
بافت کرم (*I.fetida* روز صفر)	۲۶ *d*	۱۰ *b*	۱۲۲ *f*	۱۴۴ *c*
بافت کرم (*I.fetida* روز ۹۰)	۵۲ *b*	۱۴ *c*	۱۸۹ *c*	۱۷۲ *b*
بافت کرم (*L.rubellus* روز صفر)	۲۲ *e*	۷ *d*	۱۸۰ *c*	۱۳۹ *d*
بافت کرم (*L.rubellus* روز ۹۰)	۶۳ *a*	۱۷ *a*	۲۶۸ *a*	۲۲۰ *a*

--در هر ستون اعدادی که حداقل دارای یک حرف مشترک هستند در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری با یکدیگر ندارند

مقدار کاهش سرب در ورمی‌کمپوست حاصل از کرم گونه *L. rubellus* ، بیشتر بوده است. اما میزان کاهش غلظت کادمیوم ورمی‌کمپوست پس از ۹۰ روز در هر دو تیمار کرم، اختلاف معنی‌داری نداشته است.
غلظت مس نیز در ورمی‌کمپوست حاصل از گونه *L. rubellus* کمتر از ورمی‌کمپوست حاصل از گونه *I. fetida* بوده است. با این حال غلظت عنصر روی در ورمی‌کمپوست *L. rubellus*، بیش از ورمی‌کمپوست حاصل از گونه *I. fetida* بوده و با یکدیگر اختلاف معنی داری دارند. همچنین نتایج نشان داد که تجمع عناصر در بافت کرمها نیز با گذشت زمان افزایش داشته است. در این میان کرمهای *L. rubellus* نسبت به کرمهای آیزنیا فتیدا، مقدار بیشتری از سرب را جذب کرده‌اند. کرمها از طریق اتصال فلزات توسط نوعی متالوپروتیین به نام متالوتیونین، اقدام به انباشتن فلزات در بافتهای خود میکنند. نتایج مشابهی نیز از جذب عناصر سنگین از خاکهای آلوده توسط کرمهای گونه *I. fetida* به دست آمده است (*Spurgeon and Hopkin* ۱۹۹۹).

منابع

یحیی‌آبادی م، ۱۳۹۱. کرم‌ها زباله‌هایم را می‌خورند (ترجمه). انتشارات نصوح

Edwards ,C.A. and J. P. Bohlen. 1996. Biology and Ecology of earthworms 3th ed. Chapman and Hall, London.

Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P., 1999. Comparisons of metal accumulation and excretion kinetics in earthworms (Eisenia fetida) exposed to contaminated field and laboratory soils. Applied Soil Ecology 11, 227–243.

Suthar S, Singh S, Dhawan S. (2008) Earthworm as bioindicators of metals (Zn, Fe, Mn, Cu, Pb and Cd) in soils: Is metal bioaccumulation affected by their ecological categories, Ecol Eng 32:99–107.

Yahyaabadi, M. and Asadi, A., Earthworm population response to tillage and residue management in central Iran. 19th World Congress of Soil Science, Brisbane, Australia. 2010

تأثیر افزودنی‌های مختلف بر مقدار کل کادمیوم، روی و آهن جذب شده توسط چند گونه گیاهی

نسرین کریمخانی[1]، احمد گلچین[2]
۱- دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاهآزاد اسلامیواحد علوم و تحقیقات خوزستان
۲- استاد گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان

مقدمه

آلودگی به فلزات سنگین به‌صورت یک معضل در سطح جهان مطرح می‌باشد. برخی از فعالیت‌هایصنعتی و عملیات کشاورزی باعث افزایش مقدار این عناصر در محیط زیست و افزایش نگرانی در مورد سلامت بشر شده است (ککمک و همکاران، ۲۰۰۰). وقتی سطح آلودگی وسیع باشد اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با روش‌های سنتی بسیار پرهزینه و گاهی اوقات غیرقابل انجام خواهد بود (گلچین و همکاران، ۱۳۸۴). گیاه‌پالایی استفاده از گیاهان سبز برای حذف آلودگی از محیط یا تبدیل آنها به اشکال غیرمضر می‌باشد (کوچیان، ۲۰۰۰). از آنجایی‌که شهرستان زنجان درصد بالایی از جمعیت و صنایع مختلف استان را در خود جای داده است، اثرات انسان بر محیط در این شهرستان محسوس‌تر بوده و آلودگی آب، خاک و هوا در این ناحیه گسترده‌تر می‌باشد. تحقیق حاضر به‌منظور بررسی تأثیر افزودنی‌های مختلف بر جذب عناصر توسط برخی از گونه‌های گیاهی زنجان به‌منظور تسهیل در گیاه پالایی صورت گرفت.

مواد و روشها

خاک مورد آزمایش از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متر زمین‌های زراعی اطراف شرکت روی سازان واقع در کیلومتر ۱۲ جاده دندی در استان زنجان با موقعیت جغرافیایی $36^0 37' 44'' N / 48^0 21' 33'' E$تهیه شد، که آلوده به سرب و کادمیوم بوده و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی این خاک در جدول ۱ نشان داده شده است.گیاهان بکار رفته در آزمایششامل ذرت، جو، چاودار، یولاف، یال اسبی و خردل بودند و افزودنی‌های آلی و معدنی، شامل کلرور سدیم (۲/۱۴ گرم در کیلوگرم خاک)، اسید سیتریک (۶/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)، اسید سولفوریک (۲/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)، ماده آلی (یونجه به میزان ۳۰ گرم در کیلوگرم خاک) و *EDTA*(۱/۵ گرم در کیلوگرم خاک)برای تشدید جذب عناصر در خاک مصرف گردید.گیاهان در گلدان‌های حاوی ۲ کیلوگرم خاک کاشته شده و سپس افزودنی‌های مختلف آلی و معدنی به آنها اضافه شد. پس از طی مرحله رشد گیاهان و تولید بیوماس کافی گیاهان برداشت و غلظت عناصر مختلف (آهن، کادمیوم وروی) در آنها اندازه‌گیری شد و مقدار کل عناصر جذب شده توسط این گیاهان نیز محاسبه گردید. آزمایش به‌صورت فاکتوریل و در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی به صورت گلدانی انجام و داده‌های بدست آمده با نرم‌افزار *MSTATC* مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند و مقایسه میانگین‌ها به روش آزمون چند دامنه‌ای دانکن صورت گرفت.

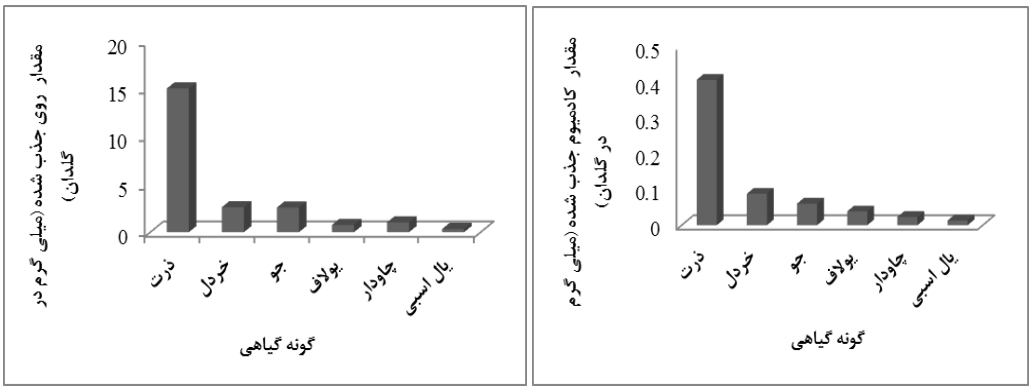
جدول۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه خاک مورد استفاده در آزمایش

بافت خاک	*pH*	*EC*	$CaCO_3$	*O.C*	*Mn*	*K*	*Cu*	*Fe*	*Pb*	*Ni*	*Cd*	*Zn*	*P*	*FC*	*Sp*
		µS/cm	%	%	میلی گرم در کیلوگرم خاک									%	%
Sandy clay loam	۸	۷۱۵	۲۳	۱/۱۴	۰/۹	۱۵۰۰	۰/۵	۰/۱۸	۶۳	۱	۶	۵۰۰	۱۵	۲۵	۴۵

نتایج و بحث

تأثیر افزودنی‌های مختلف بر مقدار کادمیوم جذب شده توسط گیاهان مورد مطالعه

بررسی اثر نوع گیاه نشان داد که ذرت با مقدار ۰/۴۰۶ میلی‌گرم کادمیوم جذب شده در گلدان بیشترین مقدار جذب کادمیوم را دارا بود (شکل ۱). در گیاهان ذرت، یولاف و چاودار افزودنی‌های اسید سیتریک، اسید سولفوریک و *EDTA* و در گیاه جو و یال اسبی افزودنی‌های کلرور سدیم و اسیدسولفوریک و در گیاه خردل افزودنی اسیدسولفوریک در مقایسه با تیمار شاهد جذب کادمیوم را افزایش ولی سایر افزودنی‌ها جذب آن را کاهش دادند (جدول ۲). کاربرد کلرور سدیم در خاک با تشکیل زوج یون کلراید کادمیوم که حلالیت زیادی دارد جذب کادمیوم را افزایش می‌دهد. این رفتار کادمیوم را می‌توان با قاعده اسید–باز لوئیس نرم–سخت توضیح داد. کادمیوم یک اسید لوئیس نرم است و تمایل دارد با بازهای لوئیس نرم نظیر گروه‌های کلراید و هیدروکسیل واکنش داده و کمپلکس تشکیل دهد. با افزودن اسید سیتریک به خاک تحرک و جذب فلزات افزایش می‌یابد. افزایش تحرک فلزات به خاطر تشکیل کمپلکس‌های محلول سیترات–فلز است و تنها به‌خاطر کاهش *pH* خاک نیست (هانگ و همکاران، ۱۹۹۸).



شکل ۱ و ۲ – به ترتیب مقایسه گونه‌های گیاهی از لحاظ مقدار کادمیوم و روی جذب شده

جدول ۲- اثر افزودنی‌های مختلف و نوع گیاه بر مقدار کادمیوم جذب شده (میلی‌گرم در گلدان)

افزودنی‌ها	گیاهان					
	خردل	یال اسبی	جو	یولاف	چاودار	ذرت
EDTA	–	۰/۰۱۱۹۷*d*	۰/۰۴۷*c*	۰/۰۴۹۶*a*	۰/۰۳۰۶۷*a*	۰/۰۶۸۱*c*
کلرور سدیم	۰/۰۲۰۳*d*	۰/۰۱۴۳*b*	۰/۰۶۸۳*a*	۰/۰۴۵۶*b*	–	۱/۲۲۳*b*
اسید سولفوریک	۰/۱۷*a*	۰/۰۱۵۴۷*a*	۰/۰۶۸۱*a*	۰/۰۳۹۷۷*c*	۰/۰۳۱۳*a*	۲/۳۷۷*a*
اسید سیتریک	۰/۱۲۹۷*c*	–	۰/۰۵۰۳*c*	۰/۰۴۴۳*b*	۰/۰۳۰۶۰*a*	۰/۵۷۱*d*
ماده آلی	–	۰/۰۰۸۷*e*	۰/۰۶۷۹*a*	۰/۰۱۴۸۷*e*	۰/۰۱۵۳*c*	۰/۴۱۹*e*
شاهد	۰/۱۴۷۳*b*	۰/۰۱۲۸*c*	۰/۰۶۱*b*	۰/۰۳۷۸۷*d*	۰/۰۲۵۱*b*	۰/۳۷۲*f*
LSD	۰/۰۰۸	۰/۰۰۰۸	۰/۰۰۵۸	۰/۰۰۱۶	۰/۰۰۰۲۵	۰/۲۹

حروف غیر مشترک در هر ستون اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها را نشان می‌دهد.

تأثیر افزودنی‌های مختلف بر مقدار روی جذب شده توسط گیاهان مورد مطالعه

نتایج نشان داد که ذرت با مقدار ۱۵/۰۹ میلی‌گرم روی جذب شده در گلدان بیشترین مقدار جذب روی را دارا بود. گیاهان خردل، جو، چاودار، یولاف، یال اسبیبه‌ترتیب با مقادیر ۲/۶۲۶، ۲/۵۹۱، ۰/۷۶۵۲ و ۰/۳۳۵۶ میلی‌گرم روی جذب شده در گلدان بعد از ذرت قرار گرفتند (شکل ۲). نتایج نشان داد که در گیاهان یولاف، یال اسبیو چاودار افزودنی‌های اسیدسیتریک، اسیدسولفوریک و *EDTA* در مقایسه با شاهد جذب روی را افزایش دادند. سایر افزودنی‌ها جذب روی را کاهش دادند. در گیاهان جو و خردل افزودنی‌های مورد استفاده جذب روی را کاهش دادند (جدول ۳). احتمالا ماده آلی با تشدید جذب سایر عناصر رقیب با روی، جذب روی را کاهش داده است. اسیدسولفوریک هم می‌تواند با آهک خاک واکنش داده و یون کلسیم آزاد کند که در جذب با روی رقابت می‌کند و بنابراین جذب روی کاهش یافته است.

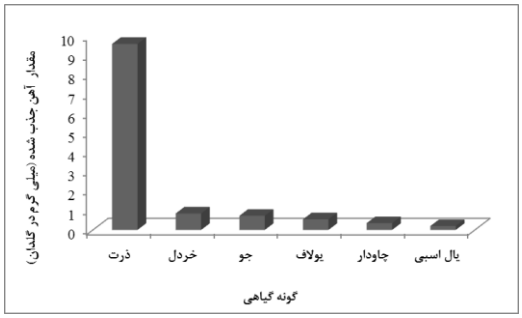
جدول ۳- اثر افزودنی‌های مختلف و نوع گیاه بر مقدار روی جذب شده (میلی‌گرم در گلدان)

	گیاهان					
افزودنی‌ها	خردل	یال اسبی	جو	یولاف	چاودار	ذرت
EDTA	–	۰/۴۰۸۲*a*	۲/۷۱۸*c*	۱/۳۹*a*	۱/۵۵۷*a*	۲۸/۴۵*a*
کلرور سدیم	۰/۲۷۷۶*d*	۰/۱۸۳*e*	۱/۸۰۳*e*	۰/۵۱۶۹*d*	–	۲۵/۹۵*b*
اسید سولفوریک	۴/۸*b*	۰/۳۶۰۷*b*	۲/۶۲۱*d*	۰/۸۷۶۹*b*	۱/۳۱۱*c*	۱۳/۶۱*f*
اسید سیتریک	۱/۳۰۱*c*	–	۲/۸۰۴*b*	۰/۷۷۴*c*	۱/۴۴۳*b*	۱۴/۷۶*e*
ماده آلی	–	۰/۲۰۶۳*d*	۲/۷۱۸*c*	۰/۲۸۰۹*e*	۰/۵۴۱۸*e*	۱۶/۵۸*c*
شاهد	۵/۴۰۸*a*	۰/۲۸۵۶*c*	۲/۹۰۶*a*	۰/۷۵۲۲*c*	۱/۱۶۵*d*	۱۵/۲۱*d*
LSD	۰/۱۰۱	۰/۰۰۳۱	۰/۰۵۱	۰/۰۳۷	۰/۰۳۳	۰/۱۶۷

حروف غیر مشترک در هر ستون اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها را نشان می‌دهد.

بررسی تأثیر افزودنی‌های مختلف بر مقدار آهن جذب شده توسط گیاهان مورد مطالعه

نتایج نشان داد که ذرت با مقدار ۹/۵۸ میلی‌گرم آهن جذب شده در گلدان بیشترین مقدار جذب آهن را دارا بود. گیاهان خردل، جو، یولاف، چاودار و یال اسبی به‌ترتیب با مقادیر ۰/۸۴۷۴، ۰/۷۲۷۲، ۰/۵۴۸۵، ۰/۳۴۸۹ و ۰/۲۰۰۲ میلی‌گرم آهن جذب شده در گلدان بعد از ذرت قرار گرفتند (شکل ۳). نتایج نشان داد که در گیاهان چاودار و خردل افزودنی اسیدسولفوریک، در گیاه یولاف افزودنی اسیدسیتریک، در گیاه جو افزودنی‌های اسیدسولفوریک و در گیاه ذرت تمام افزودنی‌ها بجز *EDTA*در مقایسه با شاهد جذب آهن را افزایش دادند (جدول ۴). احتمالا با کاربرد *EDTA* حلالیت فلزاتدیگر افزایش یافته که در جذب با آهن رقابت می‌کنند و بنابراین جذب آهن کاهش یافته است. تاندی و همکاران (۲۰۰۵)، اظهار داشتند که کلات کننده‌ها جذب سرب را افزایش می‌دهند اما جذب مس، روی و عناصر ضروری را کاهش می‌دهند.



شکل ۳- مقایسه گونه‌های گیاهیاز لحاظ مقدار آهن جذب شده

جدول ٤- اثر افزودنی‌های مختلف و نوع گیاه بر مقدار آهن جذب شده (میلی‌گرم در گلدان)

افزودنی‌ها	گیاهان					
	خردل	یال اسبی	جو	یولاف	چاودار	ذرت
EDTA	–	۰/۰۶۹۴۳*e*	۰/۵۵۲۴*d*	۰/۵۰۳۵*d*	۰/۳۰۸۱*d*	۸/۹۶*d*
کلرور سدیم	۰/۱۸۸۲*d*	۰/۲۲۷۸*b*	۰/۷۳۴۴*b*	۰/۴۴۱۲*e*	–	۱۳/۵۴*a*
اسید سولفوریک	۱/۴۰۱*a*	۰/۱۸۶۱*c*	۱/۲۲۴*a*	۰/۶۴۵۱*c*	۰/۵۸۰۸*a*	۱۰/۴۶*c*
اسید سیتریک	۰/۸۳۰۷*c*	–	۰/۶۵۶۵*c*	۰/۷۴۵۲*a*	۰/۳۴۸۷*c*	۱۰/۹۷*b*
ماده آلی	–	۰/۱۵۶۲*d*	۰/۵۴۱۷*e*	۰/۲۶۳۳*f*	۰/۱۹۳۹*e*	۱۰/۶۳*c*
شاهد	۱/۰۸۳*b*	۰/۲۷۸۶*a*	۰/۶۵۴۳*c*	۰/۶۹۲۹*b*	۰/۵۴۳۲*b*	۸/۹۵*d*
LSD	۰/۰۰۹۷	۰/۰۰۲	۰/۰۰۰۹	۰/۰۱۲	۰/۰۱۰۴	۰/۲۴۷

حروف غیر مشترک در هر ستون اختلاف معنی‌دار بین میانگین‌ها را نشان می‌دهد.

منابع

گلچین، ا.، اسماعیلی، م. و تکاسی، م.، ۱۳۸۴. منابع آلاینده خاک‌ها و محصولات زراعی و باغی استان زنجان به فلزات سنگین. سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان زنجان. ۱۱۹ صفحه.

Backstrom M, Karlsson S, Backman L, Folkeson L and Lind B, 2004. Mobilization of heavy metals by deicing salts in a roadside environment. Water Research 36: 720-732.

CakmakI,Weich RM, Hart J, Norvell WA, Oztrik L and Kochian LV, 2000. Uptake and translocation of leaf-applied cadmium in diploid, tetraploid and hexaploidswheats. J. Exp. Botany 51: 221-226.

Huang JW, Blaylock MJ, Kapulnik Y and Ensley BD, 1998.Phytoremediation of uranium hyper-accumulation in plants. Environ. Sci. Technology. 32: 2004-2008.

Kochian LV, 2000.Phytoremediation; using plants to clean up soils.Agricultural Research.Available from http:// WWW. nps.ars.usda.gov/programs/CPPVS.htm.

Tandy S, Schulin R and Nowack B, 2005. Uptake of metals during chelant-assisted phytoextraction related to the solubilized metal concentration. Environ. Sci. Technology. 38: 937-944.

تاثیر همزیستی با قارچ میکوریزا بر جذب سرب و کادمیوم در گیاه دارویی بادرشبی (*Dracocephalum moldavica L.*) تحت تنش فلزات سنگین

لیلا تبریزی[1] و سیاوش محمدی[1]

۱-گروه مهندسی علوم باغبانی و فضای سبز، دانشکده علوم و مهندسی کشاورزی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، کرج، ایران.

*نویسنده مسئول: *Mohammadi.s@ut.ac.ir*

مقدمه

آلودگی خاک توسط فلزات سنگین، مشکل زیست محیطی عمده در سراسر جهان محسوب می‌شود و خاک‌های آلوده به فلزات سنگین ممکن است سلامت بشر و زیست بوم را به خطر اندازد. پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین موضوع بحث برانگیزی است زیرا فلزات سنگین قابل تجزیه نیستند و خطر آنها به واسطه مقاومت تقریبا نامحدود آنها در محیط زیست می‌باشد (کمالپور، ۱۳۹۱). آلودگی زیست محیطی توسط فلزات سنگین به دنبال افزایش فعالیت‌های صنعتی و معدن‌کاوی در اواخر قرن ۱۹ و اوایل قرن ۲۰ گسترده‌تر شده‌است. علاوه بر این، این، آلاینده‌ها از منابع متعدد انسانی شامل پس مانده‌ها و فاضلاب‌های صنعتی، رواناب شهری، کاربرد لجن فاضلاب در کشاورزی، مصرف بی رویه سموم و کودهای شیمیایی در کشاورزی، زباله‌های خانگی و غیره حاصل می‌شود. فلزاتی مانند کادمیوم، سرب، روی و نیکل فلزات سنگین مهمی هستند که به ویژه در مناطق شهری و جاده‌ها وجود دارند (زایدی و همکاران، ۲۰۰۵). فلزات سنگین در محیط تجزیه نمی‌شوند، بنابراین نیاز به خارج کردن آنها از محیط می‌باشد. از طرفی هزینه‌های بسیار گزاف روش‌های فیزیکی و شیمیایی، سبب تلاش در جهت دستیابی به روش‌های ارزان‌تری شده‌است. بدین ترتیب از منابع زیستی موجود در محیط زیست، جهت پاکسازی نقاط آلوده به انواع آلاینده‌ها کمک گرفته شده، به‌طوری که در این راه، روش‌های مناسبی ابداع شده که در دو دهه گذشته موفقیت‌های قابل توجهی کسب نموده و ارزش تجاری پیدا کرده‌اند. همزیستی قارچ‌های میکوریزا تقریبا در ۸۰ ٪ از گیاهان آوندی صورت می‌گیرد (اسمیت و همکاران، ۲۰۱۰). از آنجا که میکوریزا گسترده‌ترین و شایع‌ترین همزیستی گیاهی است، از نظر اکولوژیکی اهمیت بالایی دارد و غالباً تولید گیاهی را بهبود می‌بخشد (فدرمن، ۲۰۱۰). فایده اصلی میکوریزا برای گیاهان میزبان، گسترش منطقه نفوذ ریشه است. شبکه داخلی مرتبط از هیف‌های خارجی به عنوان اتصال اضافی و سطح جاذب در خاک عمل می‌کنند (شارما و آدولی، ۲۰۰۴). کارایی افزایش یافته ریشه‌های میکوریزی در مقابل ریشه‌های غیرمیکوریزی به واسطه جذب فعال و انتقال عناصر خصوصاً عناصر معدنی غیرمتحرک مثل فسفر، روی و مس ایجاد می‌شود (فیری و همکاران، ۲۰۰۳؛ جمال و همکاران، ۲۰۰۲). قارچ‌های میکوریزا موجوداتی هستند که ارتباط مستقیمی بین خاک و ریشه ایجاد می‌کنند و بنابراین در میزان دسترسی فلزات سنگین و سمیت آنها در گیاهان بسیار حائز اهمیت هستند. اجتماعات میکوریزا آربوسکولار، اجزای مکمل و عملکردی ریشه‌ی گیاهان می‌باشند و به‌طور گسترده به‌عنوان افزاینده‌های رشد گیاهان در مناطق آلوده به فلزات سنگین می‌باشند و نقش مهمی در تحمل سمیت و انباشتگی فلزات سنگین ایفا می‌کنند. بادرشبی (*Dracocephalum moldavica L.*) گیاهی علفی، یکساله و متعلق تیره‌ی *Lamiaceae* یکی از گیاهان دارویی مهم می‌باشد. مواد موثره‌ی اندام هوایی آن آرامبخش و اشتهاآور بوده و دارای خاصیت ضد باکتریایی می‌باشد. همچنین در صنایع آرایشی و بهداشتی مورد

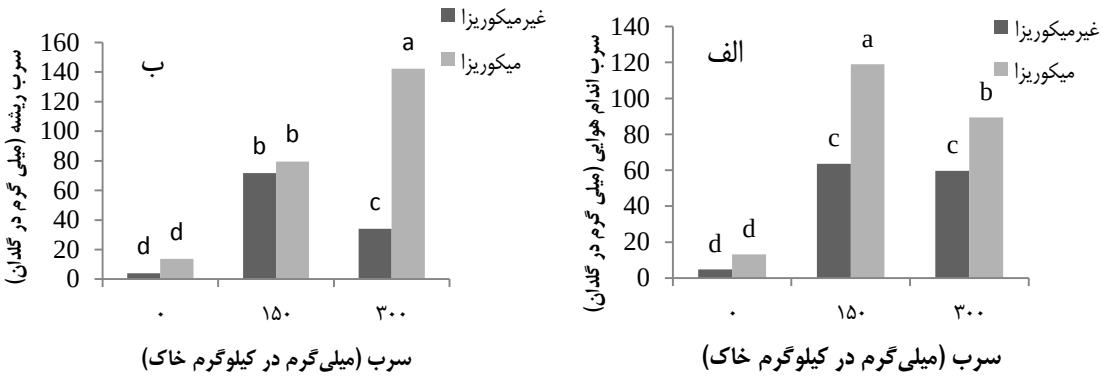
استفاده قرار می‌گیرد (امید بیگی، ۱۳۸۶). هدف از این تحقیق، بررسی تاثیر قارچ میکوریزا بر میزان جذب فلزات سنگین سرب و کادمیوم در اندام‌هوایی و ریشه بادرشبی رشد یافته در خاک آلوده به این فلزات می‌باشد.

مواد و روشها

این آزمایش در سال ۱۳۹۱ در گلخانه‌ی پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با دو فاکتور و چهار تکرار اجرا گردید. فاکتور اول قارچ میکوریزا در دو سطح تلقیح و عدم تلقیح میکوریزا و فاکتور دوم فلزات سنگین در پنج سطح بدون فلز، سرب ۱۵۰ ، سرب ۳۰۰ ،کادمیوم ۴۰ و کادمیوم ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بودند. نمک‌های مورد استفاده فلزات سنگین سرب و کادمیوم به ترتیب نیترات‌سرب و نیترات‌کادمیوم (*Merc*) بودند. دوره‌ی گرماگذاری (*Incubation*) به منظور به تعادل رسیدن و قابل جذب شدن فلزات سنگین، به مدت ۱۰۰ روز در نظر گرفته شد. قارچ میکوریزا شامل دو گونه *Glomus mosseae* و *G. intraradices* با نسبت‌های مساوی بودند که به میزان ۳۰ گرم برای هر گلدان ۱/۵ کیلوگرمی (قطر دهانه و ارتفاع ۱۷ سانتیمتر) در چاله کاشت نشا مورد استفاده قرار گرفت. گیاهان با آب مقطر آبیاری، و در مرحله گلدهی برداشت شدند. عصاره اندام‌هوایی و ریشه گیاه بادرشبی با استفاده از روش هضم تر تهیه گردید و میزان سرب و کادمیوم در عصاره‌های گیاهی توسط دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد (رایان و همکاران، ۲۰۰۱). تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم افزار آماری *SAS* و *EXCEL* و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام گردید.

نتایج و بحث

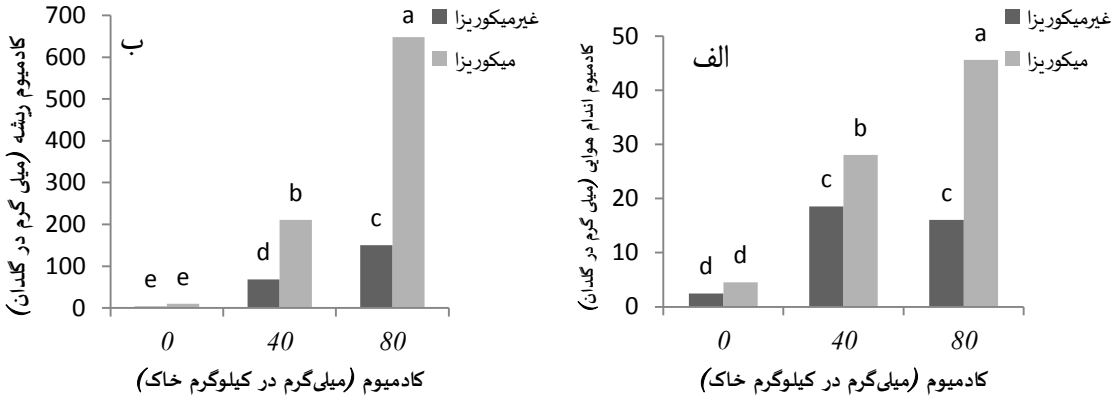
نتایج تجزیه واریانس نشان داد که تاثیر میکوریزا، فلزات سنگین ($P\leq$۰/۰۱) و اثرات متقابل بین آنها ($P\leq$۰/۰۵) بر میزان سرب اندام‌هوایی بادرشبی معنی‌دار شد (داده‌ها نشان داده نشده است). بیشترین میزان سرب اندام‌هوایی بادرشبی در گیاهان میکوریزی آلوده به سرب ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک حاصل شد که به طور معنی‌داری بیشتر از سایر تیمارها بود. میزان سرب اندام‌هوایی در گیاهان غیرمیکوریزی آلوده به سرب ۱۵۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک، اختلاف معنی‌داری نداشتند اما به طور معنی‌داری کمتر از میزان سرب اندام‌هوایی در گیاهان میکوریزی آلوده به سرب ۱۵۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود. میزان سرب اندام‌هوایی در گیاهان میکوریزی آلوده به سرب ۱۵۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک به میزان ۸۶/۸۱ و ۵۰/۲۵ درصد به ترتیب نسبت به گیاهان غیرمیکوریزی آلوده به سرب ۱۵۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک افزایش پیدا کرد (شکل ۱- الف).



شکل ۱- میزان سرب اندام‌هوایی (الف) و ریشه (ب) بادرشبی تحت تاثیر میکوریزا و غلظت سرب در خاک

میزان سرب ریشه بادرشبی به طور معنی‌داری تحت تاثیر میکوریزا، فلزات سنگین و اثرات متقابل بین آنها قرار گرفت ($P\leq$۰/۰۱). بیشترین میزان سرب ریشه در گیاهان میکوریزی آلوده به سرب ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک حاصل شد که نسبت به گیاهان غیرمیکوریزی آلوده به سرب ۱۵۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک، ۳۱۸/۲۴ درصد افزایش یافت. میزان سرب ریشه در گیاهان میکوریزی آلوده به سرب ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک، نسبت به گیاهان غیرمیکوریزی آلوده به سرب ۱۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک افزایش یافت اما اختلاف بین آنها معنی‌دار نبود (شکل ۱- ب).

تاثیر میکوریزا، فلزات سنگین و اثرات متقابل بین آنها بر میزان کادمیوم اندام‌هوایی بادرشبی معنی‌دار شد ($P\leq$۰/۰۱). بیشترین میزان کادمیوم اندام‌هوایی بادرشبی در گیاهان میکوریزی آلوده به کادمیوم ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک حاصل شد که به طور معنی‌داری بیشتر از سایر تیمارها بود. همچنین میزان کادمیوم اندام‌هوایی در گیاهان غیرمیکوریزی آلوده به کادمیوم ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک اختلاف معنی‌داری نداشتند ولی به طور معنی‌داری کمتر از گیاهان میکوریزی آلوده به کادمیوم ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بودند. کادمیوم اندام‌هوایی در گیاهان میکوریزی آلوده به کادمیوم ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک به میزان ۵۱/۸۹ و ۱۸۵/۰ درصد به ترتیب نسبت به گیاهان غیرمیکوریزی آلوده به کادمیوم ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک افزایش پیدا کرد (شکل ۲- الف).



شکل ۲- میزان کادمیوم اندام‌هوایی (الف) و ریشه (ب) بادرشبی تحت تاثیر میکوریزا و غلظت کادمیوم در خاک

میزان کادمیوم ریشه بادرشبی به طور معنی‌داری تحت تاثیر میکوریزا، فلزات سنگین و اثرات متقابل بین آنها قرار گرفت ($P\leq$۰/۰۱). بیشترین میزان کادمیوم ریشه در گیاهان میکوریزی آلوده به کادمیوم ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک حاصل شد که به طور معنی‌داری بیشتر از سایر تیمارها بود. همچنین میزان کادمیوم ریشه در گیاهان میکوریزی آلوده به کادمیوم ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک به طور معنی‌داری بیشتر از گیاهان غیرمیکوریزی آلوده به کادمیوم ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود. کادمیوم ریشه در گیاهان میکوریزی آلوده به کادمیوم ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک به میزان ۲۰۸/۸۰ و ۳۳۰/۷۰ درصد به ترتیب نسبت به گیاهان غیرمیکوریزی آلوده به کادمیوم ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک افزایش پیدا کرد (شکل ۲- ب).

نتایج نشان داد که با افزایش غلظت سرب و کادمیوم در خاک، مقدار جذب آنها نیز در اندام‌هوایی و ریشه بادرشبی افزایش یافت. بر اساس نتایج بدست آمده مقدار جذب عناصر سنگین به‌خصوص کادمیوم، در ریشه بیشتر از اندام‌هوایی بود (شکل ۲). شانکر و همکاران (۲۰۰۷) بیان کردند که ریشه‌ها معمولا فلز بسیار بیشتری نسبت به اندام‌هوایی تجمع می‌دهند که ممکن است به دلیل رسوب فلزات در واکوئل‌ها و سلول‌های ریشه باشد که به عنوان یک مکانیسم سمیت‌زدایی در نظر گرفته می‌شود. بر اساس نتایج به دست آمده در این تحقیق، تلقیح گیاه بادرشبی با قارچ میکوریزا باعث افزایش جذب فلزات سنگین سرب و کادمیوم در گیاه گردید (شکل ۱ و شکل ۲). میکوریزا علاوه بر ممانعت از بروز مسمومیت در گیاهان، در سمیت‌زدایی خاک‌های آلوده نیز از طریق جذب و تجمع بالای فلزات سنگین در گیاه نقش مهمی ایفا می‌کند (مارکز و همکاران، ۲۰۰۷). توانایی قارچ‌های میکوریزا در تولید مواد کلات کننده فلزات سنگین مانند متالوتیونین‌ها و همچنین تولید گلومالین، منجر به افزایش قابلیت دسترسی عناصر از جمله کادمیوم برای گیاه شده و به این ترتیب جذب و تجمع کامیوم توسط ریشه افزایش می‌یابد (خان و همکاران، ۲۰۰۵). نتایج حاصل از این پژوهش مبنی بر تاثیر مثبت قارچ میکوریزا در افزایش جذب سرب و کادمیوم و بهبود رشد گیاه همراه با افزایش سرب و کادمیوم در خاک آلوده با نتایج مطالعات دیگر نیز همخوانی دارد (متشرع زاده، ۲۰۰۸؛ سیتریو و همکاران، ۲۰۰۵؛ کمالپور، ۱۳۹۱). طبق نتایج حاصل از این آزمایش، گیاه بادرشبی توانست کادمیوم قابل ملاحظه‌ای را در ریشه و اندام‌هوایی خود جذب و ذخیره کند همچنین قارچ میکوریزا توانست میزان جذب سرب و کادمیوم را در

اندام‌هوایی و ریشه و بادرشبی افزایش دهد که می‌تواند در پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین به ویژه کادمیوم از طریق تثبیت گیاهی، مورد توجه قرار گیرد.

منابع

۱. امید بیگی، ر. ۱۳۸۶. تولید و فرآوری گیاهان دارویی. جلد دوم. انتشارات به نشر. ۴۳۸ صفحه.

۲. کمالپور، س. ۱۳۹۱. بررسی تاثیر عوامل زیستی بر کارایی گیاه‌پالایی اکالیپتوس در خاک آلوده به سرب و کادمیوم. پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی علوم خاک. پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

۳. متشرع زاده، ب. ۱۳۸۷. بررسی امکان افزایش کارایی گیاه پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین توسط عوامل زیستی. رساله دکتری گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

4. *Khan, A.G., 2005. Role of soil microbes in the rhizosphere of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation Journal of Trace Elements in Medicine and Biology.18:355-364.*
5. *Marquez. A.P.G.C., Oliveira, R.S., Samardjievu, K.A., Pissarra, J., Rangel, A.O.S.S. and Castro, P.M.L., 2007. Solanum nigrum grown in contaminated soils. Effects of AMF on zinc accumulation and histolocalistion. Environmental Pollution. 145:691-699.*
6. *Sharma, P. and Dubey, R., 2005. Lead toxicity in plant. Plant physiology. 17:32-52.*
7. *Smith, S.E. and Read, D.J., 1997. Mycorrhizal symbiosis (^{2nd}ed.). San Diego, CA: Academic.*

اثرات کادمیوم، سرب و نیکل بر رشد و مقدار عناصر تغذیه ایی در جو (*Hordeum vulgar*) و کلزا(*Brassica napus*)

رویا کریمی[۱]، سینا صلحی[۲]، محمود صلحی[۳]، مصطفی چرم[۴]

۱- فارغ التحصیل کارشناسی ارشد گروه خاک شناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز

۲- دانشجوی دکترای گروه ژئومورفولوژی دانشکده جغرافیا و علوم برنامه ریزی، دانشگاه اصفهان

۳- عضو هیات علمی موسسه تحقیقات خاک و آب بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان

۴- دانشیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

خاک های آلوده به فلزات سنگین یک مشکل زیست محیطی مهم هستند که می توانند عملکرد گیاه و سلامت تولیدات گیاهی به عنوان منبع تغذیه ای انسان و دام را به طور جدی تحت تأثیر قرار دهند (Tanhan etal.,2007). در خاک های آلوده به فلزات سنگین طول ریشه، سطح برگ، بایومس ریشه و اندام هوایی و عملکرد گیاهان کاهش می یابد. استرس اکسیداتیو نخستین اثرات سمیت روی، مس و کادمیوم می باشد (Nyquist and Greger, 2007). حضور فلزات سنگین در محیط رشد یونجه سبب کاهش کلسیم، منیزیم و فسفر جذب شده در گیاه شدند(Den et al.,2004) . جذب متناسب عناصر تغذیه ای می تواند اثرات حاصل از سمیت فلزات را کاهش دهد. نتایج تحقیقات Mleszek و همکارانش در سال ۲۰۱۲ نشان داد حضور مقادیر بیشتر یون کلسیم در محلول (Ca/Mg 20:1) رشد Salix viminalis (نوعی بید) را در مقایسه با دیگر نسبت های Ca/Mg تا حد سه برابر افزایش داد. هدف از انجام این تحقیق مطالعه و بررسی اثرات کادمیوم، سرب و نیکل بر بایومس و مقدار عناصر نیتروژن، فسفر، پتاسیم، کلسیم، منیزیم و سدیم در جو و کلزا بود.

مواد و روشها

به منظو ر دستیابی به هدف مورد نظر، این تحقیق در قالب طرح کامل تصادفی با دو تیمار گیاه (جو و کلزا)، سه تیمار فلز سنگین کادمیم (۰،۵۰،۱۰۰)، سرب (۰،۵۰۰،۱۰۰۰) و نیکل ppm(۰،۲۵۰،۵۰۰)در سه سطح و سه تکرار، در شرایط گلخانه ای اجرا شد. خاک مورد آزمایش به صورت مصنوعی آلوده گردید. به منظور اعمال تیمارهای عناصر سنگین مقادیر مشخصی از نمک های محلول (کلرور یا نیتراته) هر یک از عناصر سرب، کادمیوم و نیکل را در آب مقطر حل نموده و بر روی میزان معینی خاک الک شده (۵ کیلوگرم به ازای هر گلدان)، اسپری گرید. بعد از آماده سازی نمونه های خاک و طی دوره انکوباسیون (سه هفته) اساس نتایج آزمون خاک و نیاز غذایی هر گیاه عناصر N,P,K به صورت کودهای شیمیایی به خاک گلدان ها اضافه، ۶ بذر از هر گیاه در گلدان مربوطه کاشته شد. پس از جوانه زنی، تعداد بوته ها به ۳ عدد تقلیل یافت. آبیاری بر اساس مصرف ۸۰ درصد رطوبت ظرفیت زراعی صورت گرفت. با گذشت ۷۰ روز از زمان جوانه زنی، عملیات برداشت انجام شد. ریشه و اندام هوایی (ساقه و برگ) ابتدا تفکیک و پس از شستشو در آون در دمای ۷۵ درجه سانتیگراد خشک و آسیاب شدند. غلظت عناصر سنگین بعد از هضم در مخلوط سه اسید توسط دستگاه جذب اتمی اندازه گیری گردید

(Lindsay Norvell, 1978) . مقادیر عناصر غذایی نیز مطابق با روش های متداول آنالیز بافت گیاهی اندازه گیری شد(Meers etal., 2007) . تجزیه واریانس داده ها با نرم افزار SAS 9.1 و با استفاده از ANOVA انجام شد. مقایسه میانگین با آزمون LSD و در سطح احتما پنج درصد مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

در جدول (۱) خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه ارائه شده است.

جدول۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

EC_e	pH	OC	T.N.V	$CaSO_4$	SP	N	P	K
dsm^{-1}		%					$mgkg^{-1}$	
۲.۷	7.5	0.57	0.98	0.41	35.6	0.02	3	6.02

Na	Ca	Mg	CEC	Sand	Silt	Clay
$meql^{-1}$			$cmol^{+}kg^{-1}$		%	
46	25	10.2	10.4	51.1	27.5	21.4

O.C-Organic Carbon
T.N.V-Total Neutralizing Value
CEC-Cation Exchange Capacity

درصد عناصر غذایی و بایومس خشک ریشه و اندام هوایی گیاهان در جدول ۵-۲ به طور خلاصه ذکر شده است. در گیاه جو اعمال تیمارهای نیکل و افزایش سطح آلودگی باعث شد تا گیاه در تیمار Ni500 قادر به رشد نباشد. بیشترین مقدار وزن خشک (ریشه+ اندام هوایی) مربوط به تیمار کنترل بود. نتایج تحقیق نشان داد، بایومس گیاهان در مقایسه با تیمار کنترل با افزایش سطح آلودگی فلزات کاهش یافت.بیشترین مقدار نیتروژن در تیمارهای Ni500 و Pb1000 ریشه و اندام هوایی در کلزا مشاهده شد. با حضور Cd، Pb و Ni در خاک غلظت سدیم فقط در اندام هوایی کلزا افزایش یافت (جدول ۲).

جدول۲- میانگین درصد عناصر غذایی و وزن خشک(گرم) در اندام هوایی کلزا

Treatments	N*	P	K	Ca	Mg	Na	DB (g)
	%						
Cd 50	3.6^{b}	0.3^{a}	1.5^{a}	3.0^{b}	1.9^{ab}	1.3^{a}	4.8^{b}
Cd 100	4.2^{b}	0.2^{a}	1.3^{a}	3.0^{b}	2.0^{ab}	0.9^{ab}	4.4^{b}
Pb 500	3.3^{b}	0.3^{a}	1.4^{a}	2.5^{b}	1.6^{b}	0.7^{b}	4.8^{b}
Pb 1000	5.7^{a}	0.3^{a}	1.0^{a}	2.6^{b}	3.4^{a}	1.1^{a}	3.1^{bc}
Ni 250	4.3^{b}	0.3^{a}	0.7^{b}	4.1^{a}	2.2^{ab}	1.5^{a}	2.2^{c}
Ni 500	5.2^{a}	0.2^{a}	0.7^{b}	4.3^{a}	2.9^{a}	1.2^{a}	1.7^{c}
Control	3.8^{b}	0.3^{a}	1.4^{a}	2.6^{b}	1.3^{b}	0.6^{b}	6.9^{a}

*میانگین های دارای حداقل یک حرف مشترک در هر ستون در سطح ٪۵ و با استفاده از آزمون LSD تفاوت معنی دار ندارند.

جذب فسفر در گیاهان تیماره شده با Cd، Pb و Ni در مقایسه با تیمار کنترل به جزء ریشه جو؛ تفاوت معنی داری نداشت. غلظت کلسیم در ریشه کلزا در کلیه تیمارها در مقایسه با تیمار شاهد بیشترین مقدار بود (جدول ۳).

جدول۳- میانگین درصد عناصر غذایی و وزن خشک(گرم)در ریشه کلزا

Treatments	N*	P	K	Ca	Mg	Na	DB (g)
	%						
Cd 50	2.6^{b}	0.21^{a}	0.7^{b}	1.7^{b}	2.2^{a}	1.2^{a}	0.42^{a}
Cd 100	2.4^{b}	0.20^{a}	0.7^{b}	2.3^{a}	1.9^{ab}	1.3^{a}	0.40^{b}
Pb 500	2.3^{b}	0.20^{a}	0.9^{ab}	2.1^{a}	1.5^{b}	1.1^{a}	0.50^{a}
Pb 1000	3.3^{a}	0.40^{a}	0.6^{b}	1.5^{b}	1.3^{b}	1.7^{a}	0.30^{b}
Ni 250	3.5^{a}	0.30^{a}	0.6^{b}	1.7^{b}	1.0^{b}	1.2^{a}	0.34^{b}
Ni 500	3.6^{a}	0.30^{a}	0.6^{b}	2.2^{a}	1.8^{ab}	1.3^{a}	0.32^{b}
Control	2.0^{b}	0.21^{a}	1.3^{a}	0.9^{c}	1.6^{b}	1.2^{a}	0.50^{a}

*میانگین های دارای حداقل یک حرف مشترک در هر ستون در سطح ۵٪ و با استفاده از آزمون LSD تفاوت معنی دار ندارند.

در گیاه جو مقدار نیتروژن اندام هوایی در غیاب فلزات سنگین تقریباً دو برابر زمانی بود که این عناصر در محیط رشد حضور داشتند. بیشترین مقدار پتاسیم در اندام هوایی جو در تیمار کنترل مشاهده شد (Ghanaya etal.,2007) (جدول ۴).

جدول۴- میانگین درصد عناصر غذایی و وزن خشک(گرم) دراندام هوایی جو

Treatments	N*	P	K	Ca	Mg	Na	DB (g)
	%						
Cd 50	3.4^{b}	0.21^{a}	1.5^{d}	0.8^{b}	0.6^{a}	1.45^{a}	5.0^{b}
Cd 100	3.8^{b}	0.20^{a}	1.3^{d}	0.9^{b}	0.6^{a}	1.70^{a}	3.8^{b}
Pb 500	4.1^{b}	0.22^{a}	5.6^{b}	1.3^{b}	0.8^{a}	1.40^{a}	5.3^{b}
Pb 1000	4.3^{b}	0.20^{a}	1.4^{d}	1.2^{b}	0.6^{a}	1.20^{a}	1.4^{c}
Ni 250	3.8^{b}	0.20^{a}	2.7^{c}	2.0^{a}	0.6^{a}	1.60^{a}	2.0^{c}
Ni 500	-	-	-	-	-	-	-
Control	5.6^{a}	0.30^{a}	6.4^{a}	1.2^{b}	0.8^{a}	1.33^{a}	10.1^{a}

* میانگین های دارای حداقل یک حرف مشترک در هر ستون در سطح ۵٪ و با استفاده از آزمون LSD تفاوت معنی دار ندارند.

منیزیم جذب شده در ریشه جو بیشتر از مقدار آن در اندام هوایی بود (جدول ۵).

جدول۵- میانگین درصد عناصر غذایی و وزن خشک(گرم) در ریشه جو

Treatments	N*	P	K	Ca	Mg	Na	DB (g)
	%						
Cd 50	2.6[a]	0.25[a]	0.6[a]	1.2[b]	1.1[ab]	1.0[a]	0.2[c]
Cd 100	2.4[a]	0.22[a]	0.3[b]	1.9[b]	1.4[ab]	1.1[a]	0.2[c]
Pb 500	3.0[a]	0.20[a]	0.7[a]	1.0[b]	1.4[ab]	1.0[a]	0.3[c]
Pb 1000	2.6[a]	0.11[ab]	0.7[a]	2.5[a]	1.4[ab]	1.0[a]	0.2[c]
Ni 250	2.6[a]	0.25[a]	0.7[a]	1.6[b]	2.0[a]	1.3[a]	0.5[b]
Ni 500	-	-	-	-	-	-	-
Control	3.1[a]	0.065[b]	0.7[a]	0.9[b]	1.0[b]	1.0[a]	0.9[a]

* میانگین های دارای حداقل یک حرف مشترک در هر ستون در سطح ۵٪ و با استفاده از آزمون LSD تفاوت معنی دار ندارند.

نتایج تحقیق نشان داد کلزا قادر است با افزایش مقدار عناصر غذایی در اندام های گیاهی اثرات سمیت ناشی از افزایش سطح آلودگی فلزات سنگین را متعادل سازد (Jidere etal.,2012).

منابع

1. Den H,Ye ZH, Wong MH, 2004. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 Wetland plant species thriving in metal - contaminated sites in china. Environmental Pollution132 : 29-40.

2. Ghanaya T,Slama I, Messedi D, Grignon C,Abdelly C, 2007. Effects of on , and N uptake in two halophytes Sesuviumportulacastrum and Mesembryanthemumcrystallinum : Consequences on growth. Chemosphere 67 : 72-79.

3.Jidere CM, Akamigbo FO, UgwuanyiJO ,2012.Phytoremediation potentials of cowpea (Vigniaunguiculata) and maize (Aea mays) for hydrocarbon degradiation in organic and inorganic manure-amended tropical paleustults.International Journal Phytoremediation 14 (4): 362-373.

4.Lindsay WL, Orvell WA, 1978.Development of DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Science Society American Journal 42:421-428.

5.Meers E, Vandecasteele B, RuttensA, VangronsveldJ,Tack FMG,2007.Potential of five willow species (Salix spp.) for phytoextraction of heavy metals. Environmental and Experimental Botany 60: 57-68.

6. Mleczek M, Kozlowska M, Kaczmarek Z, Chad Zinikolau T, Golinski P,2012. Influence of Ca/Mg ratio on phytoextraction properties of Salix viminalis L. The effectiveness of Cd, Cu, Pb and Zn bioaccumulation and plant growth. International Journal of Phytoremediation. 14(1): 75-88.

7. Nyquist J,Greger M, 2007. Uptake of Zn, Cu, and Cd in metal loaded Elodea canadensis. Environmental and Experimental Botany 60: 219-226.

8. Tanhan P,Kruatrachue M, Pokethitiyook P,Chaiyarat R, 2007. Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by siam weed [Chromoaenaodorata]. Chemosphere. 68: 323-329.

لزوم پایش عناصر در خاک های مزارع تحقیقاتی به منظور کاهش اثرات باقیمانده تیمارها

معصومه فرامرزی طهرابند[۱]، علی خانمیرزایی فرد[۲]، شکوفه رضایی عمروآبادی[۲]

۱- دانشجوی کارشناسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج، گروه خاکشناسی، کرج، ایران

۲- استادیار، دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج، گروه خاکشناسی، کرج، ایران

faramarzitahraband@gmail.com

مقدمه

هر ساله تحقیقات زیادی در اراضی مراکز آموزشی و تحقیقاتی کشور در قالب طرح ها و پایان نامه های دانشجویی انجام میگیرد. در زمینه علوم خاک مطالعات عمدتا پیرامون اثرات متقابل خاک و گیاه نسبت به ورود عناصر غذایی، آلاینده های خاک و مواد اصلاحی انجام میگیرد. استفاده مداوم از این خاک ها و اجرای طرح ها و تیمارهای مختلف آزمایشی باعث افزایش سطوح این مواد در برخی نقاط از مزرعه شده که در صورت بی اطلاعی از این موضوع اثرات باقیمانده آنها باعث تغییر در نتایج آزمایشات بعدی خواهد شد. بنابراین ایجاد یک طرح و شناسه گذاری در این اراضی از اهمیت ویژه ای برخوردار خواهد بود. تهیه نقشه پراکنش سطوح این مواد نیز به منظور مدیریت بهتر طرح های تحقیقاتی رویکردیست که میتواند ضریب خطا های ناشی از تیمارهای گذشته را به حداقل برساند. یکی از روشهای بررسی وضعیت یک متغییر در سطح منطقه، تعیین پراکنش متغییر در سطح منطقه و تهیه نقشه های هم تراز بوسیله روشهای پیشرفته آماری میباشد. یک متغیر ناحیه ای، عبارت از هر خصوصیت محیطی است که مقادیر آن در فضای یک، دو و یا سه بعدی توزیع یافته اند. از نقطه نظر ریاضی، یک متغیر ناحیه ای میتواند تابع تصادفی مانند $Z(x)$ باشد که برای هر نقطه ای مانند x، دارای مقدار عددی مشخصی است. تابع واریوگرام تجربی، ابزار کلیدی در نظریه متتغیرهای ناحیه ای است. واریوگرام تجربی، عبارت از متوسط مجذور اختلاف بین دو مشاهده $(Z(x), Z(x+h))$ در دو موقعیت مکانی واقع در فضای نمونه برداری است که توسط آرایه ی h از هم جدا شده اند:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(N)} (Z(x_i) - Z(x_i + h))^2$$

N(h) : عبارت از جفت نمونه های جدا شده توسط h است.

واریوگرام، در حقیقت، سنجش گر میانگین عدم شباهت داده ها در دو موقعیت مکانی x و x+h به عنوان تابعی از فاصله بین آنها (h) است. هدف اصلی از واریوگرام این است که بتوان تغییرپذیری متغیر را نسبت به فاصله مکانی یا زمانی شناخت. برای این کار لازم است مجموع مربع تفاضل زوجی نقاطی که به فاصله معلوم h از یکدیگر هستند، محاسبه و در مقابل h رسم گردد(ایساک و سریواستاوا، ۱۹۸۹). در تحقیق الگوی

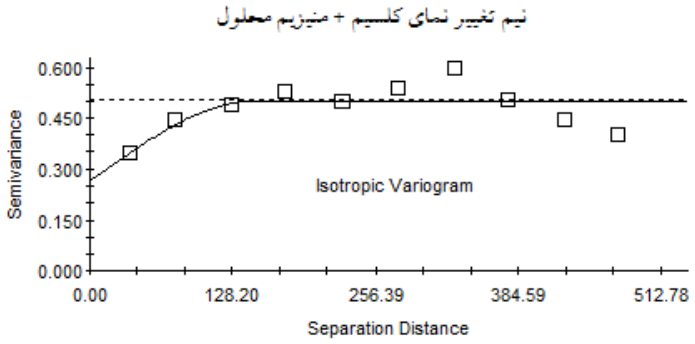
پراکنش فسفر قابل استفاده گیاه در مزرعه تحقیقاتی ۲۰ هکتاری دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج ترسیم و مورد بحث قرار گرفته است.

مواد و روشها

از سطح مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج اقدام به نمونه برداری از خاک سطحی (صفر تا ۲۵ سانتیمتری) از ۸۰ نقطه با فواصل ۵۰ متری گردید. نمونه های خاک بعد از ارسال به آزمایشگاه هوا خشک، کوبیده و از الک ۲ میلیمتری عبور داده شد. میزان فسفر قابل عصاره گیری با بیکربنات سدیم ۰/۵ مولار (اولسن و همکاران، ۱۹۵۴) استخراج و با روش رنگ سنجی اندازه گیری شد. میزان کاتیونهای کلسیم و منیزیم عصاره اشباع نیز با روش تیتراسیون با EDTA اندازه گیری شد. داده های بدست آمده توسط نرم افزارهای Excel، GS+ و نیز ArC GIS 9.2 پردازش و نقشه پراکنش این عناصر ترسیم گردید.

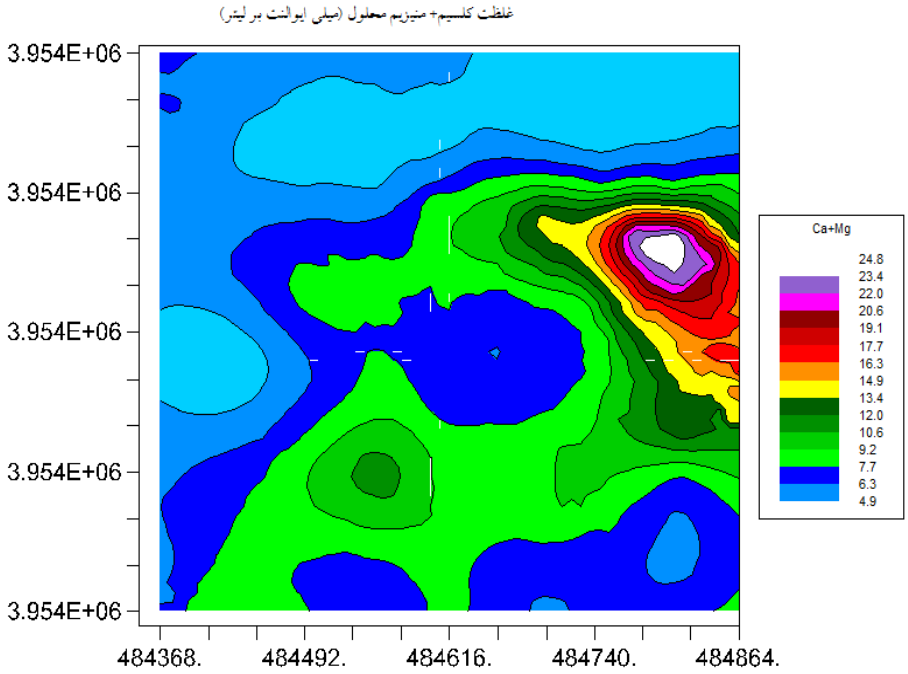
نتایج و بحث

نیم تغییرنمای تجربی کلسیم و منیزیم محلول در شکل ۱ نشان داده شده است. مدل برازش داده شده به روند تغییرات از نوع کروی با ضریب تعیین ۰/۴۶ و خطای ۰/۰۲ میباشد. شعاع تأثیر مدل ۱۵۰ متر براورد شده است. نقشه پراکنش کلسیم و منیزیم نشان میدهد که (شکل ۲) میزان غلظت این عناصر در محدوده شرقی اراضی بسیار بالا بوده که البته این موضوع در مقادیر بالاتر قابلیت هدایت الکتریکی آن ناحیه بخوبی منعکس گردیده است (اطلاعات آورده نشده). این تغییرات میتواند بدلیل استفاده کمتر از این نواحی در طرح ها و عدم کاربرد آب آبیاری جهت شستشوی نمک های اضافی خاک سطحی باشد و در مطالعات مربوط به تنش های محیطی از جمله شوری و کم آبیاری بایستی مد نظر قرار گیرد.



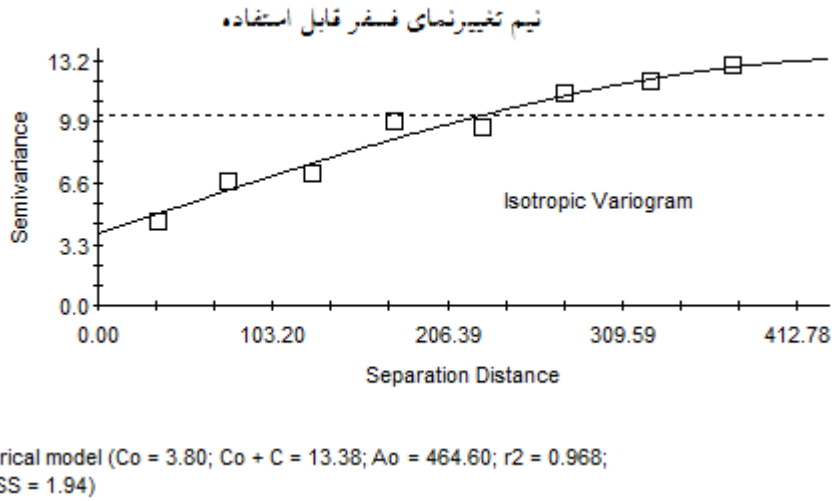
Spherical model (Co = 0.2608; Co + C = 0.5017; Ao = 150.00; r2 = 0.460; RSS = 0.0259)

شکل ۱- نیم تغییر نمای تجربی مقادیر کلسیم و منیزیم محلول

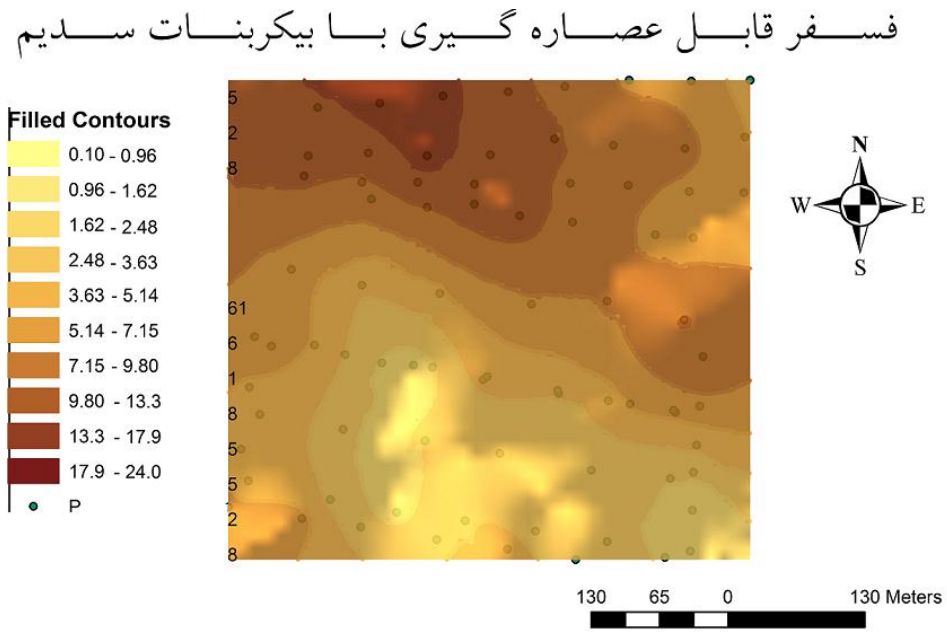


شکل ۲- نقشه پراکنش کلسیم + منیزیم محلول (میلی اکیوالنت بر لیتر)

نیم تغییر نمای تجربی (واریوگرام) برازش داده شده به مقادیر فسفر قابل استفاده نشان میدهد که تغییرات فسفر از مدل کروی تبعیت کرده و از ساختار مکانی خوبی برخوردار است بطوریکه نسبت اثر قطعه ای به آستانه در حدود ۰/۲۵ میباشد. ضریب تعیین مدل ۰/۹۷ و دارای خطای ۱/۹۴ میباشد. نقشه پراکنش فسفر نشان میدهد که محدوده شمالی مزرعه دارای مقادیر بالاتر فسفر نسبت به دیگر نواحی باشد. به عکس نواحی جنوبی مزرعه دارای حداقل مقادیر فسفر قابل استفاده است. چنانچه در مطالعات مربوط به عناصر غذایی ریزمغذی و یا عناصر سنگینی که فسفر نقش تثبیت کننده شناخته شده ای با آنها دارد این موضوع در نظر گرفته نشود، خطای آزمایشی تأثیر بسزایی در نتایج ارائه شده خواهد داشت. بنابراین لزوم پایش پارامترهای موثر در آزمایشات مزرعه ای در حداقل یک بار در سال به منظور اطلاع از پیشینه اراضی ضروی به نظر میرسد.



شکل ۳- نیم تغییر نمای تجربی مقادیر فسفر قابل استفاده



شکل ۴- نقشه پراکنش فسفرقابل استفاده(میلیگرم بر کیلوگرم)

منابع

Isaaks EH, Srivastava RM, 1989. An Introduction to Applied Geostatistics, Oxford University Press, 561 pages.

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

حذف آلاینده‌های هیدروکربنی خاک توسط باکتری *Pseudomonas putida*

فرناز مهرزاد [۱]، ابراهیم فتائی[۲]، سمیه ناجی راد[۲] و علی اکبر ایمانی[۲]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد آلودگی‌های محیط زیست
۲- استادیاران دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل

مقدمه

هیدروکربنهای نفتی از عمده‌ترین آلاینده‌های اکوسیستم‌های آبی و خاکی در سراسر دنیا محسوب می‌شود. هیدروکربن‌های آروماتیک چند حلقه‌ای PAHs[۱] از دو یا چند حلقه بنزنی تشکیل شده است و جزء آلاینده‌های گسترده زیست محیطی‌اند که به دنبال فرآیند احتراق ناقص سوخت‌های فسیلی، دود سیگار، دود خروجی از اگزوز موتورهای دیزلی، آلودگیهای نفتی و فرآیندهای صنعتی به وجود می‌آیند. کاربرد روش‌های معمول حرارتی، شیمیایی- فیزیکی و ... جهت پاکسازی این نوع آلاینده‌ها خصوصاً در خاک که یک محیط جامد معدنی متخلخل است، به دلایلی نظیر؛ پایین بودن حلالیت، غیر قطبی بودن و آبگریز بودن، همواره با مشکلاتی مواجه بوده است (Yaghmaei, 2001). زیست پالایی آلاینده‌های آلی "کنترل،کاهش یا حذف آلودگی از محیط زیست با استفاده از فعالیت‌های بیولوژیکی محیط"، یک روش مفید و مؤثر در جهت اصلاح خاک‌های آلوده به مواد نفتی محسوب می‌شود (Espinoza and Dendooven, 2004). بنابراین استفاده از روشهای بیولوژیکی برای پاکسازی آلاینده‌های هیدروکربنی خاک به دلیل؛ سادگی اجرا، مقرون به صرفه بودن و حذف کامل آلودگی، بسیار مناسب می‌باشد. در این پژوهش باکتری نفت خوار *سودوموناس پوتیدا* انتخاب گردید و تأثیر آن در کاهش و حذف بیولوژیک آلاینده هیدروکربنی نفت گاز (گازوئیل) مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

۱- آماده‌سازی و اندازه‌گیری برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در آزمایش؛ بدین منظور خاکی با بافت لومی شنی از اطراف منطقه اردبیل نمونه‌برداری و در دمای آزمایشگاه، هواخشک، کوبیده و از الک ۲ میلی‌لیتر عبور داده شد. سپس، یکسری آزمایشات و اندازه‌گیری‌ها، جهت تعیین برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک انجام پذیرفت. این آزمایشها شامل؛ تعیین pH، EC، درصد کربن آلی خاک (روش والکی بلک)، رطوبت ظرفیت زراعی، درصد نیتروژن کجلدال، درصد فسفر قابل جذب (روش اولسن) و میزان گچ خاک می‌باشد. تمامی این آزمایشات بر اساس روشهای استاندارد انجام پذیرفت (Page et al, 1982).

۲- آلوده‌سازی خاک و تلقیح سوسپانسیون باکتری نفت خوار به واحدهای آزمایشی: این تحقیق با دو سطح باکتریایی (واحدهای آزمایشی تلقیح شده با باکتری *سودوموناس پوتیدا* واحدهای آزمایشی بدون تلقیح باکتری *سودوموناس پوتیدا* یا همان شاهد) با سه تکرار (مجموعاً ۶ واحد آزمایشی) در قالب طرح کاملاً تصادفی (CRD)

[1] - Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

اجرا شد. شش ظرف پلاستیکی در ابعاد یکسان انتخاب و سپس در هر ظرف،۶۰۰ گرم خاک ریخته شد و سپس خاکها به وسیله نفت گاز (۴٪ وزنی) آلوده گردید. جرم حجمی نفت گاز، ۰/۸۹ گرم بر سانتیمتر مکعب است، لذا چهار درصد وزنی آلاینده نفت گاز برای ۶۰۰ گرم بسترهای آزمایشی، معادل ۲۶/۹ گرم یا ۲۷ میلی‌لیتر می‌باشد. جهت تلقیح باکتری *سودوموناس پوتیدا* در تیمارهای تلقیح شده با باکتری، ۱۰ میلی‌لیتر از باکتریهای خالص شده در فاز لگاریتمی[2] که بر محیط کشت "نوترین براث[3]" رشد کرده بودند با جمعیت $۱/۴\times۱۰^{۸}$ Bacterial number/ ml استفاده شد. نمونه‌ها به مدت ۴۰ روز در محدوده دمایی ۲۹-۲۷ درجه سانتی‌گراد نگهداری گردیدند و روزانه فاکتورهای محیطی دما و رطوبت نمونه‌ها کنترل شد. در این مدت به منظور ایجاد شرایط محیطی مناسب برای فعالیت ریز جانداران تجزیه کننده نفت گاز، رطوبت نمونه‌ها در حد ظرفیت مزرعه (F.C٪۸-۷٪) نگه داری شد و همچنین به منظور رفع کمبود اکسیژن و ایجاد شرایط هوازی، خاکها هر روز به صورت دستی به هم زده می‌شدند.

۳- اندازه‌گیری میزان مصرف نفت گاز توسط گونه باکتریایی *سودوموناس پوتیدا*: پس از طی مدت زمان ۴۰ روز، ۵ گرم از بسترهای واحدهای آزمایشی توزین و میزان نفت گازباقیمانده در واحدهای آزمایشی اندازه‌گیری گردید. در این تحقیق، از "هگزان نرمال" به عنوان حلال استخراج کننده هیدروکربن، استفاده گردید. به ازاء هر ۵ گرم بستر، ۲۵ میلی لیتر هگزان نرمال به آن اضافه و به مدت ۲ ساعت با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه شیک و سپس به لوله‌های سانتریفیوژ ریخته شدند. نمونه‌ها درون دستگاه سانتریفیوژ، به مدت ۱۵ دقیقه و با سرعت ۳۵۰۰ دور در دقیقه (rpm)، قرار داده شد. پس از گذشت مدت زمان مذکور، میزان نفت گازباقیمانده در نمونه‌ها، به روش "EPA 413.1" اندازه‌گیری گردید (USEPA, 2001؛ Eaton and Franson, 2005). داده‌های حاصله توسط نرم افزار SPSS تجزیه و تحلیل آماری شدند و مقایسه میانگین تیمارها به روش آزمون دانکن در سطح احتمال ۰/۰۱ انجام پذیرفت.

نتایج و بحث

برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک نمونه برداری شده در جدول (۱) ارائه شده است. پس از اندازه‌گیری میزان "نفت گاز" باقیمانده در واحدهای آزمایشی، می‌توان "راندمان زیست پالایی *سودوموناس پوتیدا*" را در هر واحد آزمایشی به دست آورد. از آنجا که در این روش، ۵ گرم از بستر واحدهای آزمایشی توزین شده و میزان نفت گاز باقیمانده در آن اندازه گیری می‌شود، لذا آلودگی اولیه (۴٪ وزنی) برای ۵ گرم بستر، برابر با ۰/۲ گرم است. در تیمارهای بدون تلقیح با باکتری *سودوموناس پوتیدا* نیز بعد از گذشت مدت زمان ۴۰ روز، مقداری از آلودگی نفت گاز اولیه کاهش یافته است، که احتمالاً به دلیل تجزیه خودبخودی نفت گاز طی این مدت است، که جهت برآورد میزان نهایی راندمان پالایش زیستی می‌بایستی این مقدار از سایر تیمارها کسر شود. نتایج مربوط به میزان نفت گاز باقیمانده در واحدهای آزمایشی در شکل (۱) آورده شده است.

---

[2] - Logaritmic Phase
[3] - Nutrient Broth

جدول ۱: نتایج آزمایشات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد نظر

مشخصات خاک	
pH	۷/۷۵
Ec (میلی موس بر سانتی متر)	۲/۲۵
کربن آلی (درصد)	۱/۷۹
نیتروژن (کجلدال)(درصد)	۰/۱۸۹
فسفر(اولسن) (میلی گرم بر کیلوگرم خاک)	۲۴/۴
گچ خاک(٪)	۰
رطوبت ظرفیت زراعی(درصد وزنی)	۱۶/۶
شن(٪)	۵۰
رس (٪)	۱۸
سیلت (٪)	۳۲
بافت خاک	لومی شنی



شکل ۱: میزان نفت گاز باقیمانده در کلیه واحدهای آزمایشی پس از ٤٠ روز

نتایج جدول تجزیه واریانس نفت گازباقیمانده بین تیمارهای تلقیح شده با گونه باکتریایی *سودوموناس پوتیدا* و تیمارهای بدون تلقیح با باکتری (شاهد) اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۰/۰۱ مشاهده می‌شود. میانگین میزان نفت گاز باقیمانده بعد از گذشت ۴۰ روز در تیمارهای حاوی گونه باکتری *سودوموناس پوتیدا*؛ ۰/۰۴۳گرم می‌باشد و در تیمارهای بدون تلقیح با باکتری (شاهد) ۰/۱۹۵ گرم می‌باشد. میانگین نفت گاز باقیمانده در تیمارهای مذکور در شکل (۲) نشان داده شده است. در واقع تیمارهای حاوی باکتری *سودوموناس پوتیدا* ۷۷ ٪ درصد از آلودگی نفت گاز را پالایش داده‌اند. نتایج بدست آمده حاکی از توانایی باکتریهای گونه *سودوموناس*

پوتیدا در مصرف و تجزیه هیدروکربن‌های نفتی به عنوان منبع غذا و انرژی می‌باشد که با نتایج kim and Hao در سال ۱۹۹۹، Lee and Gibson در سال ۱۹۹۶، Shields و همکاران در سال ۱۹۹۱ هماهنگی دارد.

نتایج مطلوب از آزمایش‌ها نشان می‌دهد که طی عملیات زیست پالایی می‌توان درصد قابل توجهی از آلاینده‌های هیدروکربنی را از محیط حذف کرد بدون آنکه کمترین آثار تخریبی بر محیط زیست بر جای گذاشت. مسلماً بومی سازی این فناوری، صرفه جویی اقتصادی قابل ملاحظه‌ای در اجرای پروژه‌های پاکسازی میدانی به همراه خواهد داشت و گامی سازنده در ارتقای محیط زیست کشور خواهد داشت.

منابع

Eaton AD and Franson MAH, 2005. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater: American Public Health Association.

Espinoza YR and Dendooven L, 2004. Dynamic of carbon, nitrogen and hydrocarbons in diesel-contaminated soil amended with biosolids and maize. Chemosphere, 54:379-386.

Kim MH and Hao OJ, 1999. Co-metabolic degradation of chlorophenols by Acinetobacter species. Water Res 33: 562-574.

Lee K and Gibson DT, 1996. Toluene and ethylbenzene oxidation by purified naphthalene dioxygenase from Pseudomonas sp. Strain NCIB 9816-4. Appl Environ Microbiol 62: 3101-3106.

Page AL, Miller RH and Keeney DR, 1982. Method of soil analysis (part 2: chemical & microbiological properties). American society of Agronomy, Inc. Soil science society of America, Inc.

Scullion J, 2006. Remediating polluted soils. Naturwissenschaften;93(2):51-65.

Shields MS, Montgomery SO, Cuskey SM, Chapman PJ and Priichard PH, 1991. Mutants of Pseudomonas cepacia G4 defective in catabolism of aromatic compounds and trichloroethylene. Appl Environ Microbiol 57: 1935-1941.

Yaghmaei S, 2001. Bioremediation of polluted soils with Phenanthrene and Anthracene. Proceedings of the 6th National Congress on Chemistry Engineering. Tehran, Iran (in Persian).

بررسی راندمان زیست پالایی آلاینده نفت گاز توسط باکتری *Alcaligenes faecalis*

فرناز مهرزاد*[۱]، ابراهیم فتائی[۲]، سمیه ناجی راد[۳] و علی اکبر ایمانی[٤]

۱- دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل، دانش آموخته کارشناسی ارشد آلودگی های محیط زیست، اردبیل، ایران

۲- دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل، استادیار گروه مهندسی محیط زیست، اردبیل، ایران

۳- دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل، استادیار گروه کشاورزی، اردبیل، ایران

٤- دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل، استادیار گروه زراعت و اصلاح نباتات، اردبیل، ایران

مقدمه

خاک اساس هستی است، از این رو حفاظت از خاک به عنوان یکی ازچالش‌های مهم در پیشروی کارشناسان محیط زیست در اقصی نقاط دنیا محسوب می‌شود. رشد روز افزون جمعیت بشری و از طرفی؛ فعالیت‌های صنعتی و عدم رعایت الزامات زیست محیطی در چند دهه‌ی اخیر، سبب شده است تا مقادیر هنگفتی از آلاینده‌های هیدروکربنی به واسطه‌ی عواملی نظیر، دفع و دورریز نامناسب فاضلاب و ضایعات مراکز صنعتی، پخش آلاینده‌ها توسط نیروگاهها، نشت آلاینده از مخازن نفتی زیرزمینی و ایستگاههای سوخت گیری، تصادفات تانکرها و نفتکش‌ها و غیره وارد خاک و محیط زیست انسان شوند (Moslemi et al,2005). در حال حاضر نیاز مبرمی به جلوگیری از گسترش این آلودگی‌ها و اصلاح خاک‌های آلوده به مواد نفتی وجود دارد. روش‌های مختلفی برای پاکسازی مناطق آلوده به نفت ارائه شده که شامل روش‌های فیزیکی مانند؛ سوزاندن، افزایش تهویه، جذب دمایی و ....، روش‌های شیمیایی شامل؛ رسوب دادن، استخراج از طریق حلال‌ها، اکسایش و احیا می‌باشند. این روشها از نظر عمومی غالباً غیر قابل قبول می‌باشند و می‌تواند گاهاً باعث آلودگی بیشتر مناطق اطراف تحت عملیات گردد. (Vidali, 2001). این در حالی است که، روشهای اغلب نوظهور "زیست پالایی" به منظور پالایش برخی آلودگی‌ها از جمله آلودگی‌های نفتی به دلایل "هزینه‌ی کم" و "پایین بودن تجهیزات مورد نیاز" و "قابل استفاده بودن در مساحت‌های زیاد" و "عدم تأثیر سوء به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی خاک" در سراسر دنیا بسیار مورد توجه قرار گرفته است. زیست پالایی روشی است که از توانایی ارگانیسم‌های زنده جهت افزایش میزان و سرعت تخریب آلاینده‌ها استفاده می‌کند و ابزاری مهم جهت کاهش آلودگی‌های محیط زیست می‌باشد (ناجی راد،۱۳۸۴). زیست پالایی یک روش انتخابی مناسب برای حذف کلی آلودگی‌های هیدروکربنی در محیط زیست می‌باشد. در این پژوهش باکتری نفت خوار *آلکالیجنس فاکالیس* انتخاب گردید و تأثیر آن در کاهش آلودگی هیدروکربنی نفتی خاک (در این تحقیق؛ نفت گاز) بررسی شد.

مواد و روشها

۱- آماده سازی خاک مورد استفاده در آزمایش و اندازه گیری برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آن؛ خاک مورد نظر از اطراف منطقه اردبیل نمونه‌برداری و در دمای آزمایشگاه، هواخشک، کوبیده و از الک ۲ میلی‌لیتر عبور داده شد. سپس، یکسری آزمایشات و اندازه‌گیری‌ها جهت تعیین برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد نظر انجام گرفت. این آزمایشها شامل؛ تعیین pH، EC ، درصد کربن آلی خاک (روش والکی بلک)،

رطوبت ظرفیت زراعی، درصد نیتروژن کجلدال، درصد فسفر قابل جذب (روش اولسن) و میزان گچ خاک بود. تمامی این آزمایشات بر اساس روشهای استاندارد انجام پذیرفت (Page et al, 1982).

۲- اندازه گیری میزان مصرف گازوئیل توسط گونه باکتریایی *آلکالیجنس فاکالیس*: شش ظرف پلاستیکی در ابعاد یکسان انتخاب و ۶۰۰ گرم خاک به درون هر ظرف ریخته شد. سپس بوسیله نفت گاز به میزان ۴٪ وزنی آلوده گردید (جرم حجمی نفت گاز معادل ۰/۸۹ گرم بر سانتیمتر مکعب است، لذا چهار درصد وزنی آلودگی نفتی برای ۶۰۰ گرم خاک، معادل ۲۶/۹ گرم گازوئیل می‌باشد که به صورت اسپری کردن به خاک اضافه گردید). این آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی (CRD) اجرا شد. به عبارتی دیگر؛ دو سطح باکتریایی (واحدهای آزمایشی تلقیح شده با باکتری *آلکالیجنس فاکالیس* و واحدهای آزمایشی بدون تلقیح باکتری *آلکالیجنس فاکالیس* یا همان شاهد)، در سه تکرار، یعنی مجموعاً شش واحد آزمایشی راه اندازی گردید. جهت تلقیح باکتری *آلکالیجنس فاکالیس* در تیمارهای تلقیح شده با باکتری، ۱۰ میلی‌لیتر از باکتریهای خالص که بر محیط کشت "نوترین براث[1]" رشد کرده بودند (باکتریهای فعال، ۲۴ ساعت پس از رشد بر روی محیط کشت مذکور و در فاز لگاریتمی[2]) با جمعیت $۱/۴\times۱۰^{۸}$ Bacterial number/ml بر خاکهای آلوده به نفت گاز تلقیح گشتند. نمونه‌ها به مدت ۴۰ روز در دمای رنج ۲۹-۲۷ درجه سانتی‌گراد نگهداری گردید و روزانه فاکتورهای محیطی دما و رطوبت (۸٪-۷٪ F.C) نمونه‌ها کنترل شد. همچنین به منظور هوادهی اکسیژن و ایجاد شرایط هوازی برای باکتریهای نفت خوار، روزانه بسترهای آزمایشی به صورت دستی به هم زده می‌شدند. پس از طی مدت زمان ۴۰ روز، پنج گرم از بسترهای واحدهای آزمایشی توزین و ۲۵ میلی لیتر هگزان نرمال (حلال استخراج کننده) به آن اضافه گردید. نمونه‌ها به مدت ۲ ساعت با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه شیک شدند و سپس درون دستگاه سانتریفیوژ، به مدت ۱۵ دقیقه و با سرعت ۳۵۰۰ دور در دقیقه (rpm)، قرار داده شدند. نهایتاً میزان نفت گاز باقیمانده در نمونه-ها، به روش "EPA 413.1" اندازه‌گیری گردید (USEPA, 2001؛ Eaton and Franson, 2005). داده‌های حاصله توسط نرم افزار SPSS تجزیه و تحلیل آماری شدند و مقایسه میانگین تیمارها به روش آزمون دانکن در سطح احتمال ۰/۰۱ انجام پذیرفت.

نتایج و بحث

برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک نمونه برداری شده جهت استفاده در عملیات زیست پالایی، اندازه‌گیری شد که نتایج حاصل از آن در جدول ۱ ارائه شده است.

پس از اندازه‌گیری میزان "نفت گاز" باقیمانده در واحدهای آزمایشی، می‌توان "راندمان زیست پالایی آلکالیجنس فاکالیس" را در هر واحد آزمایشی به دست آورد. از آنجا که در این روش، ۵ گرم از بستر واحدهای آزمایشی توزین شده و میزان گازوئیل باقیمانده در آن اندازه‌گیری می‌شود، لذا آلودگی اولیه (۴٪ وزنی) برای ۵ گرم بستر، برابر با ۰/۲ گرم است. انتظار داریم که تلقیح باکتری نفت خوار *آلکالیجنس فاکالیس* سبب شود، میزان گازوئیل باقیمانده از ۰/۲ گرم کمتر شده باشد و نیز در تیمارهای شاهد (بدون تلقیح باکتری)، میزان آن برابر ۰/۲ گرم یا نزدیک به این مقدار باشد. قابل ذکر است که در تیمارهای بدون تلقیح با باکتری *آلکالیجنس*

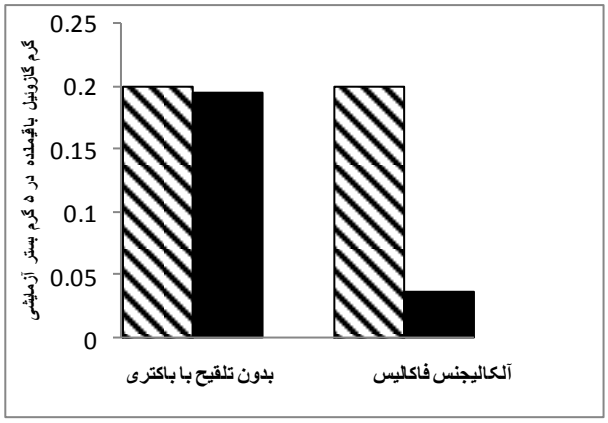
[1] - Nutrient Broth
[2] - Logaritmic Phase

فاکالیس نیز بعد از گذشت مدت زمان ۴۰ روز، مقداری از نفت گاز اولیه کاهش یافته است، که احتمالاً به دلیل تجزیه خودبخودی نفت گاز در طی این مدت است، که جهت برآورد میزان نهایی راندمان پالایش زیستی این مقدار از سایر تیمارها کسر شد. مشابه این نتایج، در تحقیقات Naji Rad و همکاران در سال ۲۰۱۰ اعلام گشته است.

جدول۱- نتایج آزمایشات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد نظر

مشخصات خاک	
pH	۷/۷۵
Ec (میلی موس بر سانتی متر)	۲/۲۵
کربن آلی (درصد)	۱/۷۹
نیتروژن (کلدال)(درصد)	۰/۱۸۹
فسفر(اولسن) (میلی گرم بر کیلوگرم خاک)	۲۴/۴
گچ خاک(٪)	۰
رطوبت ظرفیت زراعی(درصد وزنی)	۱۶/۶
شن(٪)	۵۰
رس (٪)	۱۸
سیلت (٪)	۳۲
بافت خاک	لومی شنی

نتایج جدول تجزیه واریانس نفت گاز باقیمانده بین تیمارهای تلقیح شده با باکتری *آلکالیجنس فاکالیس* و تیمارهای بدون تلقیح با باکتری (شاهد) اختلاف معنی‌داری در سطح احتمال ۰/۰۱ نشان می‌دهد. میانگین میزان نفت گاز باقیمانده بعد از گذشت ۴۰ روز در تیمارهای تلقیح شده با باکتری *آلکالیجنس فاکالیس* ۰/۰۳۷گرم می‌باشد و در تیمارهای بدون تلقیح با باکتری (شاهد) ۰/۱۹۵ گرم می‌باشد. این مقدار کاهش نفت گاز توسط باکتری *آلکالیجنس فاکالیس* نشاندهنده توانایی آن در مصرف و تجزیه آلاینده هیدروکربنی می‌باشد. میانگین نفت گاز باقیمانده در تیمارهای مذکور در شکل (۲) نشان داده شده است.



شکل ۲: میانگین نفت گاز باقیمانده در تیمارهای مختلف آزمایش

در واقع تیمارهای حاوی باکتری *آلکالیجنس فاکالیس*، ۸۱ ٪ درصد از آلودگی نفت گاز را پالایش داده‌اند که با توجه به زمان عملکرد مقدار بسیار مطلوبی به نظر می‌رسد. در همین راستا در مطالعه‌ای که Hill و همکاران در سال ۲۰۰۲؛ انجام دادند اعلام داشتند که باکتری گونه *آلکالیجنس فاکالیس* از توانایی بالایی برای تجزیه زیستی هیدروکربن های نفتی با غلظت‌های بالاو در مدت زمان کم بر خوردار می‌باشد. مشابه نتایج به دست آمده، در تحقیقات Baxi و همکاران نیز در سال۲۰۰۲، بدست آمده است. نتایج مطلوب از آزمایش‌ها نشان می‌دهد که طی عملیات زیست پالایی می‌توان درصد قابل توجهی از آلایندهای هیدروکربنی را از محیط حذف کرد بدون آنکه کمترین اثر تخریبی بر محیط زیست بر جای گذاشت. در حال حاضر در کشور نیاز به روشهای پاکسازی کارا و اقتصادی و سازگار با محیط زیست به منظور رفع آلودگی از خاک‌های آغشته به نفت، به شدت لازم است.

منابع

ناجی راد، س.،۱۳۸۴. حذف بیولوژیک هیدروکربن های نفتی از خاک. پایان نامهٔ کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشگاه تهران.

Baxi, NN and Shah AK, 2002. ε-Caprolactam-degradation by Alcaligenes faecalis for bioremediation of wastewater of a nylon-6 production plant.Biotechnology letters, 24(14), 1177-1180.

Eaton AD and Franson MAH, 2005. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater: American Public Health Association.

Hill GA, Milne BJ and Nawrocki PA, 1996. Cometabolic degradation of chlorophenol by Alcaligenes eutrophus. Applied microbiology and biotechnology, 46(2), 163-168.

Moslemi MR, Vosoughi MA and Jafarzadeh MT, 2005. The effect of environmental factors on biological remediation of petroleum hydrocarbon contamimatod soil. J. of water and wastewater, 55, 15-23.

Naji Rad S, Alikhani H.A, Savaghebi Gh.R, Sabbagh Tazeh E and Ghavidel A, 2010. Bioremediation of oil contaminated soils by bacteria indigenous to oil-rich areas and the impact of environmental parameters. Pp. 249-254. Proceedings of the international soil science

congress on “management of natural resources to sustain soil health and quality”. Ondokuz Mayıs University, Samsun, TURKEY.
Page, A. L., R. H. Miller., and D. R. Keeney, 1982. Method of soil analysis (part 2: chemical & microbiological properties). American society of Agronomy, Inc. Soil science society of America, Inc.
Vidali, M. 2001. Bioremediation. An overview. Pure and Applied Chemistry,73(7), 1163-1172.

آلودگی‌های منابع آب و خاک حوضه کارون بزرگ در استان خوزستان

نادر حسینی زارع[1] ، علی غلامی[2]، ابراهیم پناه پور[3]، علیرضا جعفرنژادی[4]

۱- دانشجوی دکترای واحد علوم و تحقیقات خوزستان
۴،۳،۲ - استادیار واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

همگام با اجرای طرحهای کشاورزی وصنعت و بالارفتن جمعیت دراستان خوزستان، از یکطرف فشار بر منابع تولید بالا گرفته واز طرف دیگر تاثیر پساب مصرف کنندگان و از جمله زه آبهای کشاورزی برکیفیت منابع آب و خاک استان وبالاخص منابع تولید حوضه رودخانه کارون بزرگ (کارون +دز) در دهه‌های اخیر موجب تعارض بی سابقه ای بین بخش های مختلف بهره برداران که در امر توسعه فعال می باشند گردیده است(حسینی زارع،۱۳۸۱) . ادامه روند توسعه فعلی آنچه مسلم است باعث تشدید معضلات ومشکلات و رقابت بیشتر بین بهره برداران بخش های مختلف از منابع تولید در آینده خواهد شد(حسینی زارع،۱۳۷۷). بنابراین شناسایی و معرفی اهم آلودگی های منابع تولید در حوضه کارون بزرگ و تعیین سهم ونقش بهره برداران بخش کشاورزی در مقایسه با سایر مصرف کنندگان (نظیر شرب و صنعت) و وظایف آنها در مقابل این مشکل از جمله دلایل اصلی انتخاب موضوع این تحقیق بوده است.

مواد و روشها

انجام مطالعات میدانی و آزمایشگاهی از روند تغییرات کیفی منابع آب مورد استفاده کشاورزی (رودخانه کارون) در ایستگاههای شاخص مسیر رودخانه طی سالهای ۱۳۷۹ لغایت ۱۳۹۱ از جمله روش و متدولوژی مورد بررسی بوده است . همچنین سوابق و منابع اطلاعاتی موجود بررسی و پس از بازدیدهای میدانی و منطقه ای بمنظور تعیین موقعیت زهآبهای شبکه های آبیاری و زهکشی ورودی به رودخانه و سایر منابع آلاینده صنعتی و شهری اصول کار بر پایه شناسایی منابع آلاینده مذکور و اندازه گیری پارامترهای کمی وکیفی بوده است. انجام عملیات صحرایی اندازه گیری دبی و جریان کلیه آلاینده‌های کشاورزی، صنعتی و شهری و همزمان نمونه برداری بمنظور انجام آزمایشات و اندازه گیری شاخص های معین و مورد نیاز محاسبات بار آلودگی آلی (برمبنای BOD و COD) و معدنی (TDS) ورودی به منابع تولید از ویژگی های بارز این تحقیق در مرحله جمع آوری آمار و اطلاعات می باشد . تجزیه و تحلیل و مقایسه اطلاعات حاصله از بار آلودگی ورودی به منابع مذکور توسط بخش های مختلف (کشاورزی ، صنعتی وشهری) بکمک نرم افزارهای SPSS و EXCEL و سپس تعیین سهم هرکدام از منابع آلاینده درتعیین آلودگی انجام گردید.

نتایج و بحث

۱- در مطالعات حاضر حجم کل زهآبهای کشاورزی ، صنعتی و شهری برابر با ۲۵۲۹/۲ میلیون مترمکعب درسال اندازه گیری و برآورد گردیده است که از آن ۲۱۱۲/۹ میلیون مترمکعب متعلق به زهآبهای شبکه های آبیاری و زهکشی می باشد. پیش بینی می شود که با بهره برداری طرحهای توسعه شبکه های آبیاری و زهکشی در دست اجرا و مطالعه حجم کل زهآبهای کشاورزی و دیگر پسابها در افق ۱۴۰۰ به ۳۵۰۰ میلیون متر مکعب در سال در حوضه کارون و دز افزایش یابد(حسینی زارع و همکاران، ۱۳۸۵). این زه آبها از طرفی خود جزو بیلان کمی رودخانه بوده و از طرف دیگر با توجه به بافت زمین شناسی و وضعیت شوری منابع خاک و اراضی کشاورزی باعث شستشو املاح و افزایش شوری منابع تولید می شود که نهایتا خود به ضررتوسعه پایدارکشاورزی می باشد . با اتکا به آمار و اطلاعات میدانی و تحلیلی بعمل آمده طی این پژوهش امیدواریم توانسته باشیم ابعاد مشکلات پیش رو را روشن ساخته و ابزاری برای اندیشیدن به راه کارهای ممکن حل معضلات و اعمال مدیریت کنترل ، دفع و یا استفاده مجدد آن بخش از زه آبهای شور شبکه های آبیاری و زهکشی و همچنین تصفیه پسآبهای صنعتی و شهری در راستای حفاظت از منابع تولید در سطح استان فراهم گردد.

جدول ۱ - بار آلودگی وارده ناشی از منابع آلاینده کشاورزی ، صنعتی و شهری به رودخانه های کارون و دز

محدوده	منابع الاینده	دبی متر مکعب در ثانیه	حجم سالانه میلیون متر مکعب	درصد	BOD5 تن در روز	درصد	COD تن در روز	درصد	TDS تن در روز	درصد
کارون بزرگ (دشت خوزستان)	کشاورزی	۶۷	۲۱۱۲/۹	۸۳/۵۴	۴۱/۵۸	۱۸/۹۳	۲۰۱/۵۶	۲۳/۵۲	۸۵۴۱/۲	۷۸/۱۸
	صنعتی	۷/۲۵	۲۲۸/۶۳	۹/۰۴	۱۰۴/۶۳	۴۷/۶۴	۵۳۵/۹۲	۶۲/۵۳	۱۲۰۹/۵	۱۱/۰۷
	شهری	۵/۹۵	۱۸۷/۶۴	۷/۴۲	۷۳/۴۱	۳۳/۴۳	۱۱۹/۵۴	۱۳/۹۵	۱۱۷۴/۶	۱۰/۷۵
	جمع کل	۸۰/۲	۲۵۲۹/۲	۱۰۰	۲۱۹/۶۲	۱۰۰	۸۵۷/۰۲	۱۰۰	۱۰۹۲۵	۱۰۰

۲-دردههای اخیر عوامل متعدد و متنوعی کمیت وکیفیت منابع تولید استان خوزستان را بطورعام و منابع آب و خاک حوضه رودخانه های کارون و دز را بطورخاص به چالش کشانده که اجرای طرحهای توسعه کشاورزی (افزایش مصارف و برداشتها) ، افزایش حجم زهآبهای کشاورزی و دیگر منابع آلاینده صنعتی و فاضلابهای شهری، رقابت شدید و روز افزون بین بهره برداران بخش های مختلف مصرف (وابستگی بیش از ۹۰ درصد آب شرب به منابع آبهای سطحی)، پدیده خشکسالی ، مشکل جزر و مدی در منتهی الیه رودخانه ها و کاهش محصول نخیلات منطقه در اثر شورشدن منابع تولید آب و خاک، کاهش قابلیت های منابع آب سطحی در مقابل آلودگی ها و انجام قدرت خود پالایی طبیعی و انتقال آلودگیها به خاک، انتقال آب از سر شاخه ها و در نتیجه کاهش کمیت و تغلیظ آلایندهها و انتقال آنها از طریق آب آبیاری به خاک و افزایش جمعیت را از آن جمله می توان برشمرد. لذا در این رابطه توجه به حفظ کیفیت منابع تولید و پیشگیری از آلودگی آنها بمنظور توسعه پایدار امری ضروری و اجتناب ناپذیر بوده و لازم است دراولویت اول وکانون توجه و توسعه فعالیت های کشاورزی، صنعتی و توسعه شهری درسطح حوضههای آبریز استان و بالاخص کارون و دز باشد .

جدول۲ - روند تغییرات فصلی کیفیت منابع آب کشاورزی (رودخانه کارون)

درایستگاههای منتخب (طول آمار ۹۱-۷۹)

		هدایت الکتریکی (میکروموس بر سانتی متر)						دبی (متر مکعب در ثانیه)	
فصل	شاخص آماری	کارون شوشتر	کارون اهواز	کارون دارخوین	آبادان بهمنشیر	آبادان اروند	کارون خرمشهر	گتوند	اهواز
بهار	حداکثر	۳۶۶۰	۳۱۵۰	۴۳۰۰	۵۰۰۰	۵۰۰۰	۴۶۸۰	۲۵۷۰	۳۴۲۴
	حداقل	۵۶۰	۶۶۱	۶۹۰	۶۲۵	۷۴۰	۶۰۰	۵۳	۹۱
	متوسط	۱۱۰۰	۱۸۵۰	۲۵۰۰	۲۶۷۰	۳۴۰۰	۲۸۰۰	۴۶۰	۷۲۳
	تعداد	۵۰۹	۵۲۳	۴۰۱	۱۴۵۰	۱۴۴۹	۱۴۵۶	۴۲۴	۵۲۷
تابستان	حداکثر	۲۲۲۵	۳۱۸۰	۴۳۰۰	۳۰۰۰۰	۴۹۶۰	۴۳۰۰	۶۹۸	۶۳۴
	حداقل	۵۹۰	۱۱۶۰	۱۱۰۰	۱۲۶۰	۱۱۶۵	۱۰۷۳	۵۴	۹۳
	متوسط	۱۱۵۰	۲۳۵۰	۲۸۰۰	۳۵۹۴	۳۵۸۰	۲۹۰۰	۲۴۶	۳۲۲
	تعداد	۵۲۵	۵۳۶	۴۴۱	۱۵۴۰	۱۴۲۲	۱۳۸۹	۴۳۹	۵۳۶
پاییز	حداکثر	۳۵۱۰	۴۰۹۵	۲۹۵۰	۲۵۵۰۰	۵۳۶۰	۶۴۳۰	۲۷۱۷	۳۲۸۳
	حداقل	۷۷۰	۱۰۷۴	۱۰۸۴	۱۰۷۰	۱۱۸۳	۹۴۵	۶۲	۱۳۶
	متوسط	۱۴۳۵	۲۲۰۰	۲۹۵۰	۳۲۰۰	۳۴۰۰	۲۸۴۰	۲۴۸	۳۹۹
	تعداد	۴۶۴	۴۷۰	۳۷۷	۱۳۸۹	۱۲۲۱	۱۲۲۳	۴۵۰	۴۷۰
زمستان	حداکثر	۳۹۱۰	۳۳۶۰	۲۸۸۰	۵۷۷۰	۶۶۰۳	۵۱۵۰	۲۸۳۳	۳۷۲۲
	حداقل	۷۵۰	۸۴۰	۸۳۰	۹۳۰	۹۴۷	۹۴۰	۴۶	۱۱۹
	متوسط	۱۴۸۵	۱۹۰۰	۲۶۵۰	۳۳۰۰	۳۵۰۰	۲۷۰۰	۴۸۶	۷۳۱
	تعداد	۴۳۳	۴۴۵	۳۵۳	۱۳۲۷	۱۲۶۹	۱۲۶۹	۴۴۰	۴۴۷

منابع

۱- حسینی زارع، نادر.، ۱۳۸۱. بررسی تاثیر گسترش اراضی فاریاب و طرح های توسعه در خوزستان بر کیفیت رودخانه های کارون و دز، پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان

۲- حسینی زارع، ن.، ۱۳۷۷. بررسی کیفیت و آلودگی منابع آب (رودخانه های کارون ودز). مجموعه مقالات چهارمین سمینار مهندسی رودخانه. دانشگاه شهید چمران، اهواز

۳- امور آزمایشگاههای منابع آب وخاک ورسوب، سازمان آب وبرق خوزستان. بانک اطلاعاتی دیتاایز(DATAEASE)

۴- حسینی زارع، ن. وسعادتی ن.، ۱۳۸۵. بررسی وضعیت کمی وکیفی زه آبهای کشاورزی واثرات آنها برکیفیت منابع آب استان خوزستان. مجموعه مقالات همایش ملی مدیریت شبکه های آبیاری وزهکشی. دانشگاه شهید چمران، اهواز

توزیع مکانی فاکتور آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های حومه‌ی شهرک صنعتی روی زنجان

بهزاد بهمنی قوجه بیگلو[1]، محمد امیر دلاور[2]، یاسر صفری*[3]
۱- دانش‌آموخته کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه زنجان
۲ - استادیار گروه علوم خاک دانشگاه زنجان
۳- دانشجوی دکتری علوم خاک دانشگاه زنجان

* آدرس پست الکترونیکی مکاتبه‌کننده: yaser.safari94@yahoo.com

مقدمه

حفاظت از صحت عملکرد زراعی و اکولوژیکی خاک، به‌عنوان مهم‌ترین منبع تولید محصولات کشاورزی و یکی از ارکان اساسی حفظ و استمرار بقای بشر یک وظیفه عمومی برای تمامی افراد به‌شمار می‌رود (Kabata-Pendias, 2010). همگام با رشد روزافزون صنعت و تکنولوژی، ورود آلاینده‌های زیست‌محیطی و در صدر آنها فلزات سنگین به خاک‌ها، موجبات نگرانی رو به رشد جامعه‌ی جهانی پیرامون خطرات احتمالی آلودگی خاک شده است (نعیمی مرندی و همکاران، ۱۳۹۲). مقاومت بالای فلزات سنگین در برابر تجزیه‌ی زیستی، تحرک و پویایی اندک آنها در خاک و تمایل این عناصر برای جذب توسط گیاهان از جمله خصوصیاتی است که سبب شده است تا فلزات سنگین در زمره‌ی خطرناک‌ترین آلاینده‌های خاک قرار گیرند (Fu and Wang, 2011). در مجموع، فلزات سنگین موجود در خاک‌های مختلف از منابع طبیعی (شامل هوادیدگی سنگ بستر و فرآیندهای خاک‌سازی) و انسانی (شامل صنایع ذوب و فرآوری فلزات، معدن‌کاوی، مصرف سوخت‌های فسیلی و عملیات مختلف کشاورزی) نشأت می‌گیرند. حال آن‌که به‌طور معمول عناصر فلزی ناشی از فعالیت‌های بشری در خاک، رفتاری متفاوت از عناصری دارند که در نتیجه‌ی هوادیدگی سنگ بستر به خاک اضافه شده‌اند (Kabata-Pendias, 2010). بنا بر این، در راستای درک بهتر رفتار آلاینده‌های فلزی در خاک به‌منظور طراحی برنامه‌های کنترل آلودگی محیط زیست، شناخت منشأ افزایش فلزات سنگین به خاک‌های مناطق مختلف می‌تواند اطلاعات سودمندی در اختیار متخصصان قرار دهد. در این ارتباط، بررسی نسبت فلزات سنگین ناشی از فعالیت‌های بشری به میزان فلزات مشتق شده از عوامل طبیعی، در قالب شاخص غنی‌شدگی و فاکتور آلودگی از رایج‌ترین راهکارهای مورد استفاده‌ی پژوهش‌گران محسوب می‌شود (Franco-uria et al., 2009). نظر به تعدّد عوامل مؤثر بر میزان آلاینده‌های فلزی و تغییرپذیری مکانی ویژگی‌های مختلف خاک، بی‌شک غلظت فلزات سنگین در خاک در بعد مکان تغییرات قابل ملاحظه‌ای دارد. این در حالی‌است که داشتن اطلاعات صحیح از الگوی تغییرات مکانی غلظت فلزات سنگین در خاک، پیش‌شرط طراحی برنامه‌های کنترل آلودگی است (Yang et al., 2009). در نتیجه به‌نظر می‌رسد با ترسیم روند تغییرپذیری مکانی میزان غنی‌شدگی هر یک از فلزات آلاینده، بتوان اطلاعات سودمندی در راستای تفکیک مناطقی از زمین که با درجات مختلفی از افزایش آلاینده‌ها به خاک از سوی بشر مواجه هستند، حاصل نمود. پژوهش حاضر می‌کوشد تا به این مهم دست یابد.

مواد و روش‌ها

منطقه‌ی مطالعاتی در ۶ کیلومتری جنوب زنجان و در اطراف شهرک صنعتی روی واقع شده است. این شهرک در سال ۱۳۷۵ تأسیس شده و دارای ۴۲ واحد بهره‌برداری روی است. در این شهرک سالانه با مصرف بیش از

یک میلیون تن سنگ خام روی، ۰/۱۹ میلیون تن فلز روی تولید می‌شود. در محدوده این شهرک بیش از ۲/۵ میلیون تن پسماند حاوی فلزات سنگین انباشته شده است و فعالیت‌های صنعتی انجام‌گرفته در آن، احتمال تجمع فلزات سنگین، از جمله روی، سرب و نیکل را فراهم نموده است.

مساحت محدوده‌ی مورد مطالعه، بالغ بر ۲۰۰۰ هکتار می‌باشد و در بین طول‌های جغرافیایی ´۲۴ °۴۸ تا ´۲۸ °۴۸ شرقی و عرض‌های جغرافیایی ´۳۶ °۳۶ تا ´۳۹ °۳۶ شمالی قرار گرفته است. متوسط بارندگی و دمای سالیانه‌ی منطقه، به‌ترتیب، ۳۱۳/۱ میلی‌متر و ۱۱/۰ درجه‌ی سلسیوس، و ارتفاع متوسط آن از سطح دریا، ۱۶۶۰ متر می‌باشد. کاربری عمده‌ی اراضی موجود در این ناحیه، شامل مناطق صنعتی، کشاورزی، مسکونی، اراضی مرتعی و بایر است. بر اساس نقشه‌ی زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ زنجان، تراس‌های آبرفتی قدیمی واحد زمین‌شناسی اصلی منطقه بوده و خاک‌های مورد مطالعه عمدتاً بر روی نهشته‌های آبرفتی کواترنری تکامل یافته‌اند. برای انجام این مطالعه، ابتدا تعداد ۱۸۴ نمونه‌ی خاک سطحی (۱۰-۰ سانتی‌متر) در قالب یک الگوی نمونه‌برداری شبکه‌ای منظم به فاصله‌ی ۵۰۰ متر برداشت گردید. پس از هواخشک نمودن نمونه‌های برداشت‌شده و جداسازی ذرات درشت آن‌ها توسط الک، عصاره‌گیری با استفاده از اسید نیتریک ۵ نرمال انجام گرفت و در نهایت غلظت کل عناصر روی، سرب و نیکل نمونه‌ها به‌کمک دستگاه جذب اتمی تعیین شد. پس از انجام توصیف آماری داده‌ها در محیط نرم‌افزاری اس‌پی‌اس‌اس، فاکتور آلودگی فلزات آلاینده با استفاده از معادله‌ی ذیل محاسبه گردید (Hankson, 1980):

$$CF_{metal} = \frac{C_{metal}}{C_{backgrouand}} \qquad [۱]$$

که در این معادله CF_{metal} فاکتور آلودگی هر فلز دلخواه، C_{metal} و $C_{backgrour}$ به‌ترتیب، غلظت فلز در خاک سطحی و در زمینه‌ی خاک می‌باشند. در این پژوهش، کمترین غلظت اندازه‌گیری شده برای هر عنصر فلزی به‌عنوان غلظت زمینه‌ی آن عنصر در خاک مد نظر قرار گرفت. برای ارزیابی ساختار مکانی فاکتور آلودگی عناصر آلاینده، ابتدا با استفاده از نرم‌افزار وریووین، تابع سمی‌واریوگرام (که نشان‌دهنده‌ی ارتباط بین فاصله‌ی نمونه‌ها از یک‌دیگر و مقدار سمی‌واریانس داده‌ها می‌باشد)، برای تمامی متغیرها ترسیم گردید. در نهایت، نقشه‌های کریجینگ معمولی فاکتور آلودگی فلزات سنگین مورد بررسی با استفاده از نرم‌افزار سورفر تهیه شد.

نتایج و بحث

جدول ۱ مهم‌ترین ویژگی‌های آماری عناصر سنگین مورد بررسی در این پژوهش را نشان می‌دهد.

جدول ۱- خلاصه آماری غلظت کل فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در خاک

متغیر	میانگین	حداقل	حداکثر	انحراف معیار	ضریب تغییرات (درصد)
روی	۲۹۴/۲	۱/۸	۵۴۰۰	۸۷۵/۴	۲۹۷/۶
سرب	۱۵۲/۸	۰/۷	۳۴۴۰	۵۴۲/۱	۳۵۴/۸
نیکل	۲/۸	۰/۵	۱۱/۷	۲/۳	۷۵/۳

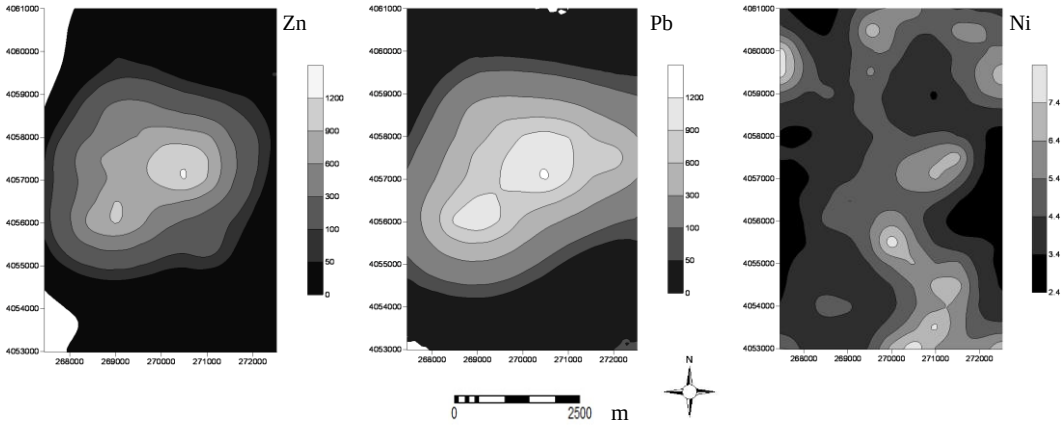
مقایسه‌ی مقادیر میانگین غلظت کل فلزات سنگین مورد بررسی در این مطالعه با مقادیر میانگین جهانی قابل قبول این عناصر (Kabata-Pendias, 2010) گویای آن‌است که خاک‌های منطقه به روی و سرب آلوده هستند؛ در حالی‌که غلظت کل نیکل در خاک کمتر از حد مجاز جهانی آن است. بر اساس بالا بودن نسبی ضریب تغییرات فلزات روی و سرب و پایین بودن نسبی این ویژگی برای عنصر نیکل (جدول ۱)، می‌توان گفت به‌ترتیب، عوامل انسانی و طبیعی مسوول کنترل توزیع این عناصر در خاک هستند. با بررسی فاکتور آلودگی این عناصر فلزی، درک بهتری از سهم عوامل انسانی و طبیعی در کنترل توزیع آنها حاصل می‌شود. اطلاعات مربوط به فاکتور آلودگی فلزات سنگین مورد مطالعه همراه با ویژگی‌های مربوط به تحلیل ساختار مکانی آنها در جدول ۲ ارایه شده است.

جدول۲- توصیف آماری فاکتور آلودگی فلزات سنگین در خاک و پارامترهای درون‌یابی کریجینگ

متغیر	میانگین	حداقل	حداکثر	انحراف معیار	مدل	دامنه	کلاس هم‌بستگی مکانی
روی	۱۶۳/۴۳	۱	۳۰۰۰/۰	۴۸۶/۴	کروی	۳۵۰۰	متوسط
سرب	۲۱۸/۲۸	۱	۴۹۱۴/۳	۷۷۴/۵	کروی	۳۲۵۰	متوسط
نیکل	۴/۵۰	۱	۲۳/۴	۴/۲۷	کروی	۴۶۰۰	متوسط

نتایج موجود در جدول ۲ بیان‌گرآن‌است که مقادیر میانگین فاکتور آلودگی برای عناصر سرب و روی به‌طور قابل ملاحظه‌ای بالا می‌باشد. هر چه مقدار عددی این شاخص برای عنصر خاصی بالاتر باشد، بیان‌گر آن‌است که سهم عوامل غیر طبیعی نسبت به عامل ماده‌ی مادری، در پراکنش آن عنصر در خاک سطحی بیشتر است (Rodriguez Martin et al., 2006). بنابر این می‌توان گفت مقادیر نسبتاً بالای میانگین فاکتور آلودگی در این مطالعه حاکی از آن است که توزیع عناصر سرب و روی در منطقه‌ی مطالعاتی تابع عوامل انسانی و به‌طور مشخص فعالیت‌های صنعتی مربوط به فرآوری فلز روی می‌باشد. حال آن‌که در مقایسه با این دو عنصر، میانگین فاکتور آلودگی عنصر نیکل مقدار نسبتاً اندکی دارد (جدول ۲). در نتیجه، به‌نظر می‌رسد که توزیع این عنصر در خاک‌های اراضی مطالعاتی کمتر تحت تأثیر فعالیت‌های صنعتی شهرک روی قرار گرفته است؛ بلکه هوادیدگی سنگ بستر و فرآیندهای خاک‌سازی موجب انتقال مقادیری از این عنصر از اعماق به سطح خاک شده‌اند.

نتایج ارزیابی ساختار مکانی فاکتور آلودگی فلزات سنگین مورد بررسی گویای آن‌است که الگوی تغییرپذیری این متغیر، برای هر سه عنصر از مدل کروی پیروی نموده و دارای کلاس هم‌بستگی مکانی متوسط می‌باشد (جدول ۲). از سویی، تفاوت مشهودی در مقدار عددی دامنه‌ی تأثیر عناصر روی و سرب با عنصر نیکل دیده می‌شود. شکل ۱ نقشه‌های پهنه‌بندی فاکتور آلودگی عناصر مورد بررسی با استفاده از تخمین‌گر کریجینگ معمولی را نشان می‌دهد.



شکل ۱- نقشه‌های پهنه‌بندی فاکتور آلودگی فلزات سنگین در خاک

بررسی نقشه‌های پهنه‌بندی فاکتو آلودگی فلزات آلاینده حکایت از آن دارد که تغییرات مکانی این شاخص برای فلزات روی و سرب دارای الگوی تغییرپذیری نظام‌مند می‌باشد؛ به‌گونه‌ای که بیشترین مقادیر این شاخص در قسمت‌های مرکزی منطقه، یعنی خاک‌های مجاور شهرک صنعتی روی دیده می‌شود و با افزایش فاصله از این منبع صنعتی آلودگی، مقادیر فاکتور آلودگی نیزکمتر می‌شود (شکل ۱ الف و ب). به‌نظر می‌رسد خروج ذرات و ترکیبات هوابرد حاوی عناصر سنگین از دودکش کارخانجات و کارگاه‌های صنعتی موجود در شهرک روی سبب تجمع فلزات سنگین روی و سرب در خاک‌های اطراف شده است. این در حالی‌است که روند خاصی در الگوی تغییرات مکانی این فاکتور برای عنصر نیکل دیده نمی‌شود (شکل ۱ ج). از این‌رو می‌توان گفت مواد مادری عامل اصلی افزایش فلز نیکل به خاک است و فعالیت‌های صنعتی انجام‌گرفته در شهرک روی اثر چندانی بر توزیع غلظت نیکل خاک نداشته‌اند.

منابع

نعیمی مرندی، س.، ایوبی، ش. و خادمی، ح.، ۱۳۹۲. بررسی تغییرات عمقی و سطحی سرب و نیکل درخاک‌های منطقه صنعتی ذوب‌آهن اصفهان. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). جلد ۲۷، شماره ۲، صفحه‌های ۳۹۴ تا ۴۰۵.

Franco-Uria A, Lopez-Mateo C, Roca E and Fernandez-Marcos ML, 2009. Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain. Journal of Hazardous Materials 165: 1008–1015.

Fu F and Wang Q, 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. Journal of Environmental Management 92: 407-418.

Hakanson L, 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control, a sedimentological approach. Water Research 14(8): 975–1001.

Kabata-Pendias A, 2010. Trace elements in soils and plants. CRC press, Boka Raton.

Rodriguez Martin JA, Lopez Arias M, GrauCorbi JM, 2006. Heavy metals contents in agricultural topsoils in the Ebro basin (Spain). Application of the multivariate geoestatistical methods to study spatial variations. Environmental Pollution 144: 1001-1012.

Yang P, Mao R, Shao H and Gao Y, 2009. The spatial variability of heavy metal distribution in the suburban farmland of Taihang Piedmont Plain, China. Comptes Rendus Biologies 332: 558-566.

تاثیر قارچ‌های میکوریز آربوسکولار بر پالایش خاک آلوده به روی توسط گیاه وتیور

محبوبه بهرامی نیا[1]، مهدی زارعی[2]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز
۲- استادیار بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه

روی در مقادیر کم به عنوان یک عنصر کم مصرف حیاتی برای گیاهان محسوب می‌شود. البته غلظت‌های بالای روی (بیشتراز ۳۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به دلیل ایجاد بی نظمی‌های عملکردی و ساختاری برای گیاهان سمی است (زنک و همکاران، ۲۰۱۱) و می‌تواند علائم مختلف مسمومیت گیاهی از جمله بی‌رنگی، کاهش زیست توده، جلوگیری از رشد طولی ریشه و بالاخره مرگ گیاه را به دنبال داشته‌باشد. عنصر روی به طور طبیعی در هوا، آب و خاک وجود دارد اما به دلیل فعالیت‌های مختلف بشر مخصوصا" استخراج معدن، تصفیه سنگ‌های معدنی، استفاده افراطی ازکودهای شیمیایی کشاورزی و پساب شهری و صنعتی به طور مصنوعی افزایش می‌یابد (تانگ و همکاران، ۲۰۰۹). گیاه پالایی به عنوان یکی از روش‌های نوین پالایش محیط‌های آلوده با وجود مزایای بسیار، محدودیت‌هایی نیز دارد که از مهمترین آن‌ها محدودیت رشد گیاه در محیط با سمیت آلاینده بالاست. لذا در سال‌های اخیر استفاده از گیاهانی که دارای رابطه همزیستی با باکتری‌ها و قارچ‌ها می‌باشند، به عنوان یک راهکار طبیعی برای افزایش کارایی این روش مطرح شده است (سلیمانی و همکاران، ۱۳۹۰). قارچ‌ها با تولید متابولیت‌های مختلف و با مکانیسم‌های کلات‌کنندگی و برقراری پیوند با فلزات سنگین در درون و بیرون سلول‌های ریشه و با کاهش انتقال این عناصر به اندام‌های هوایی گیاهان و یا از طریق بهبود رشد و افزایش زیست توده گیاهان، نقش مهمی در پالایش خاک‌های آلوده ایفا می‌کنند (زارعی، ۱۳۸۷). گیاه وتیور از خانواده گندمیان است. این گیاه دارای ویژگی‌های مورفولوژیک و فیزیولوژیک مطلوبی جهت حفاظت از محیط زیست بویژه کاهش آلودگی آب و خاک نیز می باشد. این گیاه دارای قابلیت‌های قابل توجهی نظیر مقاومت به سطوح بالای شوری، مقاومت به شرایط اسیدی، قلیایی و سدیم بالا، مقاومت به دامنه وسیعی از فلزات سنگین و سموم شیمیایی می‌باشد (شوشتریان و تهرانی فر، ۱۳۹۰). تحقیقات اولیه در استفاده از وتیور برای گیاه پالایی فلزات سنگین از خاک‌های آلوده نشان داد که وتیور می‌تواند در محیط خاک حاوی غلظت‌های بالا در طیف وسیعی از فلزات سنگین زنده بماند و می‌تواند این عناصر را در ریشه‌ها و ساقه‌ها تجمع دهد (ترانگ، ۱۹۹۹). هدف از این پژوهش بررسی تاثیر قارچ های میکوریز آربوسکولار بر میزان جذب و پالایش روی توسط گیاه وتیور می‌باشد.

مواد و روشها

آزمون گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا" تصادفی با فاکتورهای روی از منبع سولفات روی $ZnSO4.7H2O$ در ۴ سطح (۱۰، ۱۵۰، ۳۰۰ و ۶۰۰ میلی گرم روی در کیلوگرم) و قارچ شامل ۳ سطح (شاهد، *گلوموس اینترارادیسز* و *گلوموس ورسیفرم*) در یک خاک غیر استریل و در سه تکرار انجام شد. تکثیر گونه‌های

قارچ میکوریز آربوسکولار با استفاده از روش‌های کشت تله گلدانی انجام شد. چهار ماه پس از کاشت، گیاهان از محل طوقه قطع شدند. نمونه‌ها جهت انجام تجزیه شیمیایی آسیاب گردید و پس از خاکستر کردن نمونه‌ها به روش خشک سوزانی، میزان روی گیاه با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد. کارایی استخراج روی از نسبت مقدار روی جذب شده در اندام هوایی به وزن خشک ریشه و کارایی جذب گیاهی روی نیز از نسبت کل روی جذب شده توسط ریشه و ساقه به وزن خشک ریشه و کارایی انتقال گیاهی از نسبت جذب روی در اندام هوایی به جذب روی در ریشه محاسبه شد. نتایج و داده‌ها با استفاده از نرم افزار آماری *SAS* مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. برای رسم نمودارها از نرم افزار *Excel* استفاده گردید.

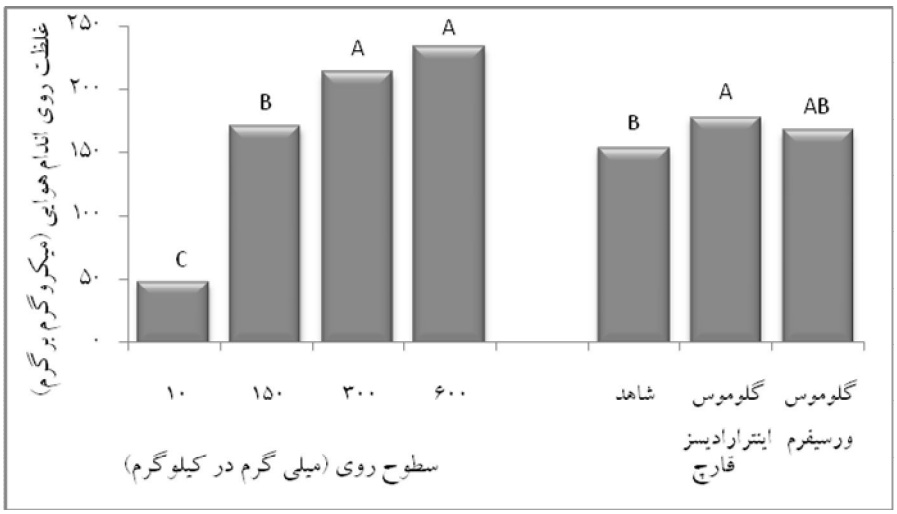
نتایج و بحث

مقایسه میانگین‌ها (نمودار۱ و ۲) نشان داد با افزایش سطوح روی در خاک میانگین غلظت روی در اندام هوایی و ریشه وتیور به طور معنی‌داری افزایش یافت. مایه زنی با قارچ‌های میکوریز آربوسکولار میانگین غلظت روی اندام هوایی و ریشه وتیور را در مقایسه با تیمار شاهد (مایه زنی نشده) افزایش داد که این افزایش در قارچ گلوموس اینترارادیسز در مقایسه با تیمار شاهد معنی‌دار بود. مایه زنی با قارچ *گلوموس اینترارادیسز* میانگین غلظت روی اندام هوایی و ریشه را به ترتیب ۱۵/۸۶ و ۱۱/۲۶ درصد در مقایسه با تیمار شاهد افزایش داد. نتایج نشان داد اثر فاکتورهای اصلی بر کارایی استخراج، جذب و انتقال گیاهی معنی‌دار است، اثر متقابل روی و قارچ میکوریز بر کارایی جذب گیاهی معنی‌دار نبود. با توجه به جدول ۱، با افزایش سطوح روی کارایی استخراج و جذب گیاهی افزایش یافت، اما کارایی انتقال گیاهی کاهش یافت. مایه زنی با قارچ‌های میکوریز آربوسکولار میانگین کارایی استخراج، جذب و انتقال گیاهی را در مقایسه با تیمار شاهد افزایش داد. بین گونه‌های قارچی از نظر تاثیر بر کارایی استخراج، جذب و انتقال گیاهی تفاوت معنی‌داری وجود نداشت. با مقایسه غلظت روی در اندام هوایی و ریشه گیاه وتیور می‌توان گفت تجمع روی در ریشه‌های وتیور بیشتر از اندام هوایی می‌باشد. با توجه به تجمع بیشتر روی در ریشه و همچنین بر اساس کارایی انتقال گیاهی می‌توان گفت وتیور از طریق فرایند تثبیت گیاهی در پالایش روی از خاک‌های آلوده نقش داشته است. نتایج نشان داد قارچ‌های میکوریز آربوسکولار موجب افزایش قابلیت وتیور در استخراج، جذب و انتقال گیاهی می‌شوند.

جدول ۱- مقایسه میانگین اثر اصلی و اثر متقابل سطوح روی و قارچ میکوریز آربوسکولار بر کارایی استخراج (میکروگرم بر گرم)، جذب (میکروگرم بر گرم) و انتقال گیاهی عنصر روی در گیاه وتیور.

		سطوح روی (میلی گرم در کیلوگرم)				
	تیمار	۱۰	۱۵۰	۳۰۰	۶۰۰	میانگین
کارایی استخراج	G_0	۷۶/۷۰f*	۲۲۰/۴۹e	۳۱۶/۲۲cd	۲۲۲/۱۸e	**۲۰۸/۹۰B**
	G_1	۹۵/۹۰f	۳۴۸/۵۰bc	۳۹۹/۸۸abc	۴۲۰/۹۸ab	**۳۱۶/۳۲A**
	G_2	۷۶/۹۷f	۲۴۲/۴۲de	۳۹۰/۲۶abc	۴۵۰/۰۱a	**۲۸۹/۹۲A**
	میانگین	**۸۳/۱۹C**	**۲۷۰/۴۷B**	**۳۶۸/۷۹A**	**۳۶۴/۳۹A**	
کارایی جذب گیاهی	G_0	۱۲۶/۷۲d	۵۲۱/۴۹c	۷۱۰/۰۵b	۷۵۴/۶۸b	**۵۲۸/۲۴B**
	G_1	۱۷۳/۲۸d	۶۶۶/۳۳bc	۸۲۵/۳۸b	۹۹۲/۸۲a	**۶۶۴/۴۵A**
	G_2	۱۲۸/۰۲d	۵۴۶/۸۳c	۷۹۲/۷۶b	۱۰۵۷/۳۵a	**۶۳۱/۲۴A**
	میانگین	**۱۴۲/۶۷D**	**۵۷۸/۲۲C**	**۷۷۶/۰۷B**	**۹۳۴/۹۵A**	
کارایی انتقال گیاهی	G_0	۱/۵۰a	۰/۷۱d	۰/۷۹d	۰/۴۲e	**۰/۸۵B**
	G_1	۱/۲۴b	۱/۰۹bc	۰/۸۳d	۰/۷۳d	**۰/۹۷A**
	G_2	۱/۵۱a	۰/۸۰d	۰/۹۵cd	۰/۷۳d	**۱A**
	میانگین	**۱/۴۲A**	**۰/۸۷B**	**۰/۸۶B**	**۰/۶۳C**	

* اعدادی که دارای یک حرف مشترک کوچک (در ردیف یا ستون) یا حرف بزرگ (در ردیف یا ستون) هستند از لحاظ آماری با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی داری ندارند. G_0: بدون قارچ، G_1: *گلوموس اینترارادیسز*، G_2: *گلوموس ورسیفرم*.



نمودار ۱- اثر فاکتورهای اصلی بر غلظت روی اندام هوایی



نمودار۲- اثر فاکتورهای اصلی بر غلظت روی ریشه

منابع

زارعی، م.، ۱۳۸۷. بررسی تنوع قارچ های میکوریزی آریسکولار در خاکهای آلوده به فلزات سنگین و کارایی آنها در گیاه پالایی. رساله دکتری خاکشناسی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

سلیمانی، م. حاج عباسی م ع. و افیونی م.، ۱۳۹۰. افزایش کارایی گیاه پالایی برخی آلاینده‌های آلی و معدنی در خاک با استفاده از قارچهای اندوفایت. اولین همایش ملی گیاه پالایی، کرمان بهمن ۹۰.

شوشتریان، س. و تهرانی فر ع.، ۱۳۹۰. آشنایی با گیاه وتیور و ویژگی های منحصر به فرد آن (ترجمه). انتشارات علم کشاورزی ایران.

Tang YT, Qiu RL, Zeng XW, and Ying RR, 2009. Lead, Zinc, Cadmium hyperaccumulation and growth stimulation in Arabis Paniculata Franch. Environmental and Experimental Botany 66: 126-1343.

Truong P, 1999. Vetiver Grass Technology for Mine Rehabilitation. Pacific Rim Vetiver Network Technical Bulletin., 2.

Zeng XW, Qiu RL, Tang YT, 2011. Effects of Zn on plant tolerance and non-protein thiol accumulation in Zn hyperaccumulator Arabis paniculata Franch. Environmental and Experimental Botany 70: 227-232.

تاثیر قارچ‌های میکوریز آربوسکولار بر پالایش خاک آلوده به سرب توسط گیاه وتیور

محبوبه بهرامی نیا[1]، مهدی زارعی[2]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز
۲- استادیار بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه

سرب یکی از گسترده‌ترین آلاینده‌های فلزی در خاک است. سطوح بالای سرب در خاک، اغلب در نتیجه فعالیت‌های انسانی مانند صنعت، معدن، کشاورزی و همچنین دفع لجن فاضلاب شهری می‌باشد. اگر چه غلظت کل سرب در بسیاری از خاک‌های آلوده ممکن است بالا باشد، بخش قابل تحرک و زیستی سرب معمولا" بسیار پایین است (چن و همکاران، ۲۰۰۴). گیاهان برای کاهش سمیت سرب از مکانیسم‌های مختلفی بهره می‌گیرند که مهمترین آن‌ها شامل تولید عوامل و پروتئین‌های پیوند شونده با فلزات سنگین، ورود فلزات سنگین به سلول‌ها به وسیله انتخاب و انتقال یون فلز و دفع یا ذخیره فلز سنگین در واکوئل است (هو و همکاران، ۲۰۰۱). روش‌های مختلفی به منظور پاکسازی محیط از این آلودگی‌ها بکار می‌رود. گیاه پالایی که در دهه‌های اخیر توجه زیادی را به خود جلب کرده است نسبت به روش‌های رایج مهندسی از قبیل شستشو با اسید و حفاری کردن، هزینه‌ی کمتری در بر داشته و سازگار با محیط زیست نیز می‌باشد (سالت و همکاران، ۱۹۹۸). قارچ‌های میکوریز آربوسکولار ارتباط مستقیمی بین خاک و ریشه‌های گیاه برقرار می‌کنند، به این ترتیب کارآیی گیاه پالایی را از طریق تاثیر بر قابلیت دسترسی فلزات سنگین و افزایش تحمل گیاه تحت تاثیر قرار می‌دهند (گائر و آدهولیا، ۲۰۰۴). مکانیسم‌هایی که قارچ میکوریز آربوسکولار برای کاهش تنش فلزات سنگین برای گیاهان اعمال می‌کنند شامل کلاتی‌کردن و غیر پویایی نمودن فلزات سنگین در میسلیوم‌های خارجی، بهبود تغذیه معدنی بویژه فسفر، تغییر پ‌هاش ریزوسفر، تنظیم بیان ژن ناقل‌های فلزی می‌باشد (جونر و همکاران، ۲۰۰۰). وتیوریکی از گیاهان مورد استفاده در گیاه پالایی در برخی از کشورهای جهان است که از پتانسیل بسیار بالایی جهت جذب آلودگی‌ها برخوردار بوده و دارای ویژگی‌های مطلوب مورفولوژیکی، فیزیولوژیکی و اکولوژیکی جهت کشت و توسعه می‌باشد. وتیور ارتباط همزیستی قوی با طیف گسترده‌ای از میکروب‌های خاک در ریزوسفر (باکتری‌های تثبیت کننده نیتروژن، باکتری‌های حل کننده فسفر، قارچ‌های میکوریزی، قارچ‌های تجزیه کننده مواد سلولزی و باکتری‌های افزایش دهنده رشد گیاه) برای تامین عناصر غذایی، رشد و توسعه ایجاد می‌کند. بهبود رشد و توسعه در وتیور هنگامی که ریشه‌های آن توسط ریز جانداران مایه زنی شدند مشاهده شد. تنظیم کننده‌های رشد گیاهی باعث توسعه ریشه‌های جانبی و افزایش زیست توده کل گیاه می‌شوند (سیریپین، ۲۰۰۰). هدف از این پژوهش بررسی تاثیر قارچ‌های میکوریز آربوسکولار بر میزان جذب و پالایش سرب توسط گیاه وتیور می‌باشد.

مواد و روشها

آزمون گلخانه‌ای به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا" تصادفی با فاکتورهای سرب از منبع نیترات سرب در ۴ سطح (۵۰، ۲۰۰، ۴۰۰ و ۸۰۰ میلی گرم سرب در کیلوگرم) و قارچ شامل ۳ سطح (شاهد، *گلوموس اینترارادیسز و گلوموس ورسیفرم*) در یک خاک غیر استریل و در سه تکرار انجام شد. نمونه های پنج کیلوگرمی از خاک درون کیسه های پلاستیکی ریخته، پس از افزودن عناصر غذایی بر اساس آزمون خاک تیمارهای سرب نیز با سطح مربوط به آن افزوده و به گلدان های پنج کیلوگرمی انتقال داده شد، جهت اعمال تیمار قارچ‌میکوریز آربوسکولار، حدود پنج تا هفت سانتی متر از قسمت بالایی خاک هر گلدان برداشته شد و مقدار ۵۰ گرم زادمایه به صورت لایه نازک و یکنواختی در سطح خاک پخش گردید. در هر گلدان یک نهال وتیور کشت شد. چهار ماه پس از کاشت، گیاهان از محل طوقه قطع شدند. نمونه‌ها جهت انجام تجزیه شیمیایی آسیاب گردید و پس از خاکستر کردن نمونه ها به روش خشک سوزانی، میزان سرب گیاه با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد. فاکتور انتقال فلز سرب از نسبت غلظت فلز در اندام هوایی گیاه به غلظت فلز در ریشه به دست آمد. نتایج و داده‌ها با استفاده از نرم افزارآماری *SAS* مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. برای رسم نمودارها از نرم افزار *Excel* استفاده گردید.

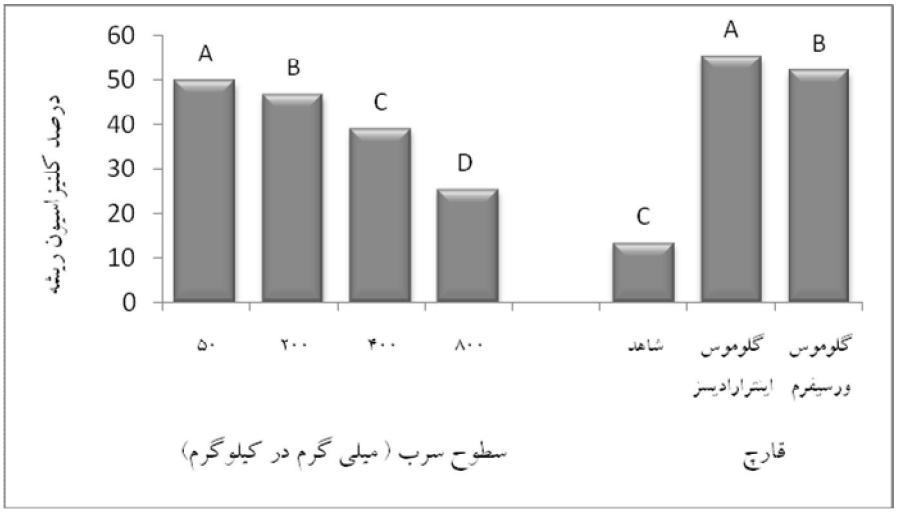
نتایج و بحث

نتایج نشان داد اثر سرب، قارچ میکوریز و اثرات متقابل آن‌ها بر درصد کلنیزاسیون ریشه معنی‌دار بود. در اثر مایه زنی گیاه وتیور با قارچ میکوریز درصد کلنیزاسیون ریشه در مقایسه با تیمار شاهد به طور معنی‌دار افزایش یافت. گونه‌های قارچ نیز با یکدیگر تفاوت معنی‌دار داشتند. مقایسه میانگین‌ها (نمودار ۱) نشان داد با افزایش سطوح سرب میانگین درصد کلنیزاسیون ریشه به طور معنی‌دار کاهش یافت. مقایسه میانگین‌ها (جدول۱) نشان داد با افزایش سطوح سرب، میانگین جذب سرب در اندام هوایی و ریشه افزایش یافت. میانگین مقدار سرب جذب شده در اندام هوایی و ریشه به طور معنی‌داری در تیمارهای میکوریزی نسبت به شاهد بالاتر بوده است، بین گونه-های قارچی نیز تفاوت معنی‌دار بود. با افزایش سطوح سرب فاکتور انتقال از ریشه به اندام هوایی کاهش یافت مایه زنی با قارچ در مقایسه با تیمار شاهد میزان فاکتور انتقال را افزایش داد (نمودار۲). نتایج نشان داد که میزان فاکتور انتقال در تمام سطوح سرب در قارچ *گلوموس ورسیفرم* بیشتر از قارچ *گلوموس اینترارادیسز* می‌باشد (جدول۱). یکی از دلایل کاهش کلنیزاسیون ریشه، به خاطر سمیت سرب می باشد، گونه‌های قارچی احتمالا" تحمل آلودگی بالای سرب را ندارند و با افزایش سطح سرب فعالیت آن‌ها کاهش می‌یابد. نتایج متناقضی در مورد تاثیر غلظت‌های بالای فلزات سنگین بر درصد کلنیزاسیون ریشه وجود دارد، که این کاهش و افزایش درصد کلنیزاسیون ممکن است در ارتباط با تفاوت در تحمل گیاهان با قارچ میکوریزی به فلزات سنگین و نیز شرایط ادافیکی خاص نظیر، غلظت فلز سنگین در خاک، نوع و گونه فلز و پ‌هاش خاک باشد (آدت و کارست، ۲۰۰۷). با توجه به اینکه میزان سرب جذب شده در ریشه گیاه وتیور و تجمع سرب در ریشه بیشتر از اندام هوایی می‌باشد، همچنین بر اساس فاکتور انتقال که در تمام تیمارها کمتر از ۱ می باشد می‌توان گفت گیاه وتیور برای فرایند تثبیت گیاهی سرب مناسب می‌باشد. همانطور که نتایج نشان می‌دهد توانایی قارچ *گلوموس ورسیفرم* در انتقال سرب از ریشه به اندام هوایی بیشتر از قارچ *گلوموس اینترارادیسز* می‌باشد.

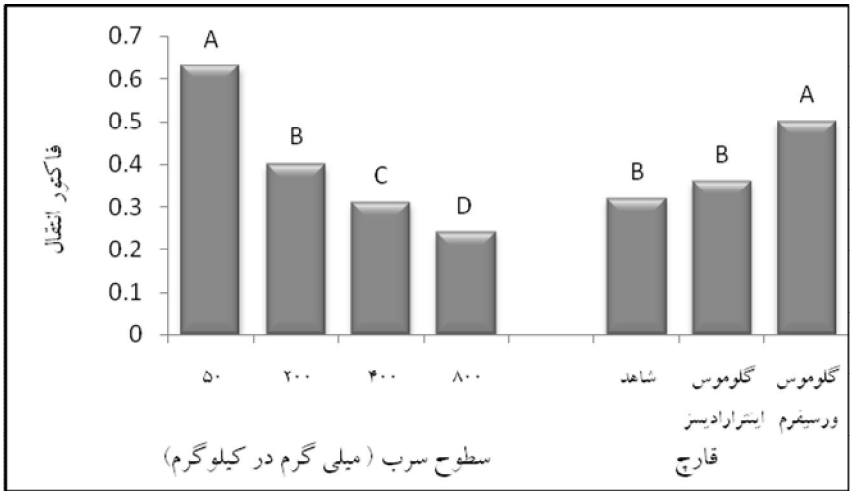
جدول ۱-مقایسه میانگین اثر اصلی و اثر متقابل سطوح سرب و قارچ میکوریز آربوسکولار برجذب کل سرب اندام هوایی و ریشه(میکروگرم در گلدان) وتیور.

		سطوح سرب (میلی گرم در کیلوگرم)				
	تیمار	**۵۰**	**۲۰۰**	**۴۰۰**	**۸۰۰**	**میانگین**
جذب کل سرب اندام هوایی	G_0	۲۶۶/۷۷e*	۳۹۵/۸۴cd	۳۶۳/۲۲de	۵۰۸/۹۸c	**۳۸۳/۷۱C**
	G_1	۴۷۸/۶۷cd	۷۰۵/۸۱b	۷۷۲/۸۵ab	۷۰۷/۶۱b	**۶۶۶/۲۴B**
	G_2	۶۷۱/۵۶b	۷۷۴/۴۳ab	۷۷۸/۱۹ab	۸۹۲/۸۴a	**۷۷۹/۲۶A**
	میانگین	**۴۲۷/۳۳C**	**۶۲۵/۳۶B**	**۶۳۸/۰۹AB**	**۷۰۳/۱۵A**	
جذب کل سرب ریشه	G_0	۳۰۳/۰۵h	۶۸۶/۸۶fg	۹۱۵/۱۶ef	۱۴۲۵/۹۶bc	**۸۳۲/۷۶C**
	G_1	۴۸۸/۱۰gh	۹۱۹/۲۶ef	۱۲۹۶/۲۷cd	۲۲۸۴/۷۹a	**۱۲۴۷/۱۱A**
	G_2	۴۹۴/۵۴gh	۱۰۹۰/۸۷de	۹۶۱/۳۶ef	۱۶۴۵/۲۸b	**۱۰۴۸/۰۲B**
	میانگین	**۴۲۸/۵۷D**	**۸۹۹C**	**۱۰۵۷/۶۰B**	**۱۷۸۵/۳۵A**	

* اعدادی که دارای یک حرف مشترک کوچک (در ردیف یا ستون) یاحرف بزرگ (در ردیف یا ستون) هستند از لحاظ آماری با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی‌داری ندارند. G_0: بدون قارچ، G_1:*گلوموساینترارادیسز*، G_2:*گلوموس ورسیفرم*.



نمودار ۱- اثر فاکتورهای اصلی بر درصد کلنیزاسیون ریشه گیاه وتیور



نمودار۲- اثر فاکتورهای اصلی بر فاکتور انتقال گیاه وتیور

منابع

Audet P, and Charest C, 2007. Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: Meta-analytical and conceptual perspectives. Environmental Pollution 147: 609-614.

Chen Y, Li X, and Shen Z, 2004. Leaching and uptake of heavy metals by ten different species of plants during an EDTA-assisted phytoextraction process. Journal of Chemosphere 57: 187-196.

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

Hu S, Lau KW, and Wu M, 2001. Cadmium sequestration in Chlamydomonas reinhardti.Plant Science 161: 987-996.

Joner EJ, Briones R, and Leyval C, 2000. Metal-binding capacity of arbuscular mycorrhizal mycelium. Plant and Soil 226: 227-234.

Salt DE, Smith RD,.andRaskinI, 1998. Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology 49: 643–668.

Siripin S, 2000. Microbiology associated with the Vetiver plant.proc. The Second International Conference on Vetiver. (ICV-2) (January 18–22), Thailand.

بررسی روابط بین شکل‌های شیمیایی روی و مقدار روی عصاره گیری شده با عصاره گیر DTPA

سید مصطفی موسوی[1]، جعفر یثربی[2]، رضا قاسمی فسایی[3]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه شیراز، ۲- استادیار دانشگاه شیراز، ۳-دانشیار دانشگاه شیراز

مقدمه

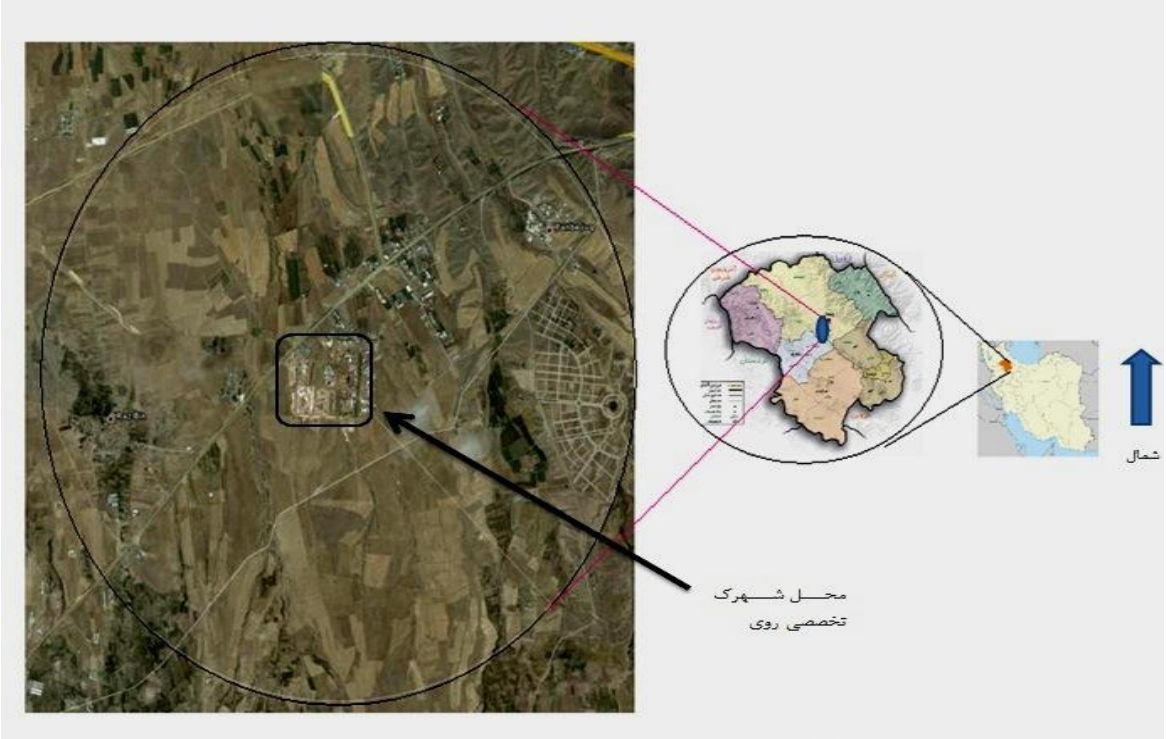
مواد آلاینده خاک به موادی گفته می‌شود که افزودن آن‌ها به خاک به طور مستقیم و غیرمستقیم، سبب تغییرات فیزیکی، شیمیایی و زیستی در خاک می‌شود. این مواد درجه حاصلخیزی خاک و عملکرد مطلوب خاک را کاهش می‌دهند (بهمنی و همکاران، ۱۳۹). اگر چه مقداری از فلزات سنگین از قبیل مس، روی، منگنز، آهن برای تغذیه گیاهان ضروری می‌باشند ولی تعدادی از فلزات سنگین هیچ نقش مهمی در فیزیولوژی گیاهان بازی نمی‌کنند و گیاهان کشت شده در محیط‌های آلوده می‌توانند غلظت زیادی از فلزات سنگین را در خود انباشته سازند که در نتیجه استفاده آن‌ها می‌تواند سلامتی انسان را به خطر اندازد. (گلچین و شفیعی، ۱۳۸۵). در گذشته به منظور مطالعه آلودگی خاک به فلزات سنگین فقط غلظت کل آن‌ها را در نظر می‌گرفتند و غلظت فلزات سنگین در خاک‌های طبیعی و آلوده را باهم مقایسه می‌کردند. امروزه به طور کلی مشخص شده است که رفتار ویژه عناصر کمیاب در محیط بیش‌تر از آنکه به وسیله مقدار کل آن تعیین شود به وسیله شکل‌های شیمیایی آن‌ها تعیین می‌شود. (فلیپ و مارک، ۱۹۹۵) اظهار کردند که سمیت فلزات سنگین به شکل‌های شیمیایی آن‌ها در خاک وابسته است، بنابراین تعیین شکل‌های مختلف این عناصر در خاک مهم بوده و پویایی و دسترسی زیستی آن‌ها را مشخص می‌کند. در سال‌های اخیر روش‌های عصاره گیری دنباله‌ای یکی از راه‌های تخمین شکل‌های شیمیایی عناصر است که به عنوان کامل‌ترین روش توصیفی رفتار کلی فلزات در خاک نام‌برده می‌شود و می‌تواند تخمین خوبی از تحرک بالقوه عناصر را در اختیار قرار دهد (صفاری و یثربی، ۱۳۹۰). کاشم و همکاران (۲۰۰۷) بیان کردند که عصاره گیر DTPA بخشی از فلزات را عصاره گیری می‌کند که به نظر می‌رسد برای گیاه در دسترس است. از این رو شکل‌های شیمیایی روی عصاره گیری شده به روش سینگ و همکاران با مقدار روی عصاره گیری شده به وسیله DTPA مقایسه و رابطه بین آن‌ها به دست آمد.

مواد و روشها

ویژگی‌های منطقه‌ی مورد مطالعه: به منظور انجام این پژوهش شعاع و مساحت منطقه‌ی نمونه‌برداری توسط نرم‌افزار گوگل ارث تعیین شد .شعاع منطقه‌ی نمونه‌برداری تقریباً برابر ۷/۲ کیلومتر و مساحت منطقه‌ی نمونه‌برداری تقریباً برابر ۲۴۲۰ هکتار بود. سپس نمونه‌برداری از پیرامون شهرک تخصصی روی زنجان صورت گرفت و مختصات نقاط به وسیله‌ی جی پی اس دستی ثبت شد. مختصات نقاط به نرم‌افزار گوگل ارث منتقل شد و محل نمونه‌ها مشخص گردید. محل نمونه‌برداری‌ها در شکل‌ها ۱ مشخص است.

نمونه‌برداری خاک: ۶۰ نمونه خاک از پیرامون شهرک تخصصی روی زنجان تهیه شد. نمونه‌برداری خاک از خاک سطحی (عمق ۰-۲۰ سانتی‌متری) و در نقاط پیرامون کارخانه‌ها شهرک صنعتی تخصصی روی انجام شد.

در نهایت از میان ۶۰ نمونه‌ی برداشته‌شده تعداد ۲۰ نمونه خاک بر اساس مقدار روی استخراج‌شده به وسیله DTPA، جهت و همچنین بر اساس فاصله از شهرک، انتخاب شد.



شکل ۱- تصویر هوایی منطقه نمونه‌برداری شده و موقعیت محل نسبت به استان زنجان

تجزیه خاک: نمونه‌های خاکی که تهیه شد، پس از خشک کردن و عبور از الک ۲ میلی‌متری و مقدار روی نمونه‌ها با عصاره گیرهای DTPA (لیندسی و نورول، ۱۹۷۸) عصاره گیری شد؛ و در نهایت شکل‌های شیمیایی عناصر کم مصرف و سنگین در نمونه‌های گزینش‌شده با استفاده از روش عصاره گیری سینگ و همکاران (۱۹۸۸) اندازه‌گیری شد. اساس روش عصاره گیری دنباله‌ای کاربرد پی در پی عصاره گیرهای انتخابی بر هر نمونه واحد خاک است. قدرت عصاره گیری از مرحله‌ای به مرحله دیگر افزایش‌یافته و در نهایت به عصاره گیرهای بسیار قوی و به شدت اسیدی می‌رسد که قادر به تخریب شبکه بلوری کانی‌ها می‌باشند، به عبارتی هر عصاره گیر به طور انتخابی شکل معدنی یا آلی خاصی از خاک را حل کرده و سبب رهاسازی فلزات و عناصر متصل به آن می‌شود (دلیر و همکاران، ۱۳۹۰).

آنالیز آماری: همبستگی و روابط رگرسیونی خطی ساده[1] موجود بین مقدار روی عصاره گیری شده با DTPA و شکل‌های شیمیایی مختلف روی به وسیله نرم‌افزار STATA محاسبه شد.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به همبستگی بین شکل‌های عصاره گیری شده روی در روش عصاره گیری دنباله‌ای سینگ با

1 Ordinary Least Square

مقدار روی عصاره گیری شده توسط عصاره گیر DTPA در جدول ۱ نشان داده شده است. همان طور که در جدول ۱ مشخص است تمام شکل‌های روی عصاره گیری شده با مقدار روی عصاره گیری شده با عصاره گیر DTPA همبستگی مثبت و معنی‌داری نشان دادند.

جدول ۱- ضرایب همبستگی بین شکل‌های عصاره گیری شده روی در روش عصاره گیری دنباله‌ای سینگ با مقدار روی عصاره گیری شده توسط عصاره گیر DTPA

	Zn-EX	Zn-Car	Zn-Om	Zn- OX Mn	Zn- OXA Fe	Zn-OXC Fe	Zn-Res	Zn-Total
DTPA	۰/۸۴۹**	۰/۷۷۸**	۰/۸۰۱**	۰/۸۱۴**	۰/۷۲۹**	۰/۸۷۷**	۰/۷۲۲**	۰/۷۶۰**

** معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد

آلوارز و همکاران (۲۰۰۶) بیان کردند که غلظت روی اندازه‌گیری شده با عصاره گیر DTPA در خاک‌های آهکی همبستگی خوبی با جذب گیاهی دارد و مقدار روی عصاره گیری شده با عصاره گیر DTPA به نظر می‌رسد وابسته به مقدار روی کل در خاک است. مک گراث (۱۹۹۶) گزارش کرد که نتایج به دست آمده از دو عصاره گیر DTPA و EDTA برای فلزات کادمیم، کروم، مس، نیکل، سرب و روی همبستگی بسیار قوی و معنی‌داری نشان دادند.

نتایج مربوط به روابط رگرسیون خطی بین شکل‌های عصاره گیری شده روی در روش عصاره گیری دنباله‌ای سینگ با مقدار روی عصاره گیری شده توسط عصاره گیر DTPA در جدول ۲ نشان داده شده است. روی عصاره گیری شده با عصاره گیر DTPA با شکل‌های مختلف روی دارای روابط رگرسیونی با ضرایب تبیین بالا ارائه کرد که به نظر می‌رسد به دلیل وجود رابطه‌ای بین آن‌ها است.

شکل ۲- ضرایب روابط رگرسیون خطی بین شکل‌های عصاره گیری شده روی در روش عصاره گیری دنباله‌ای سینگ با مقدار روی عصاره گیری شده توسط عصاره گیر DTPA

	Zn-EX	Zn-Car	Zn-Om	Zn- OX Mn	Zn- OXA Fe	Zn-OXC Fe	Zn-Res	Zn-Total
DTPA Coefficient	۱/۵۴۴	۱۳/۴۶۶	۲/۸۲۴	۲/۴۶۰	۴۶/۱۵۷	۰/۷۹۰	۱۵/۰۲۰	۸۲/۲۶۲
Intercept	-۱۰۹/۳۴۶	-۷۴۸/۷۸۳	-۲۰۱/۱۶۶	۱۰۵/۰۰۹	-۲۰۳۹/۸۷۲	۱۸/۵۲۴	-۵۸۵/۶۸۴	-۳۸۰۴/۳۹۹
R^2	۷۲/۱۶	۶۰/۵۸۱	۶۴/۱۶۳	۶۶/۲۹۱	۵۳/۲۵۵	۷۷/۰۶۵	۵۲/۲۰۴	۵۷/۷۹۴
Confidence Level	۱٪	۱٪	۱٪	۱٪	۱٪	۱٪	۱٪	۱٪

کاشم و همکاران (۲۰۰۷) بیان کردند که عصاره گیر DTPA بخشی از فلزات را عصاره گیری می‌کند که به نظر می‌رسد برای گیاه قابل دسترس است. آن‌ها بیان کردند DTPA کمپلکس های محلولی با فلزات تشکیل می‌دهد و فعالیت محلول را کاهش می‌دهد و در نهایت یون‌ها از روی سطح ذرات واجذب شده و به داخل محلول وارد می‌شوند. آن‌ها همچنین رابطه همبستگی قوی و مثبتی بین مقدار روی کل و شکل روی متحرک به دست آوردند. سپهوند و همکاران (۲۰۱۲) در مطالعه برخی خاک‌های آهکی ایران رابطه مثبت و معنی‌داری

بین روی عصاره گیری شده و روی کل عصاره گیری شده با دو روش عصاره گیری دنباله‌ای سینگ و BCR به دست آوردند. آن‌ها همچنین رابطه بسیار معنی‌دار و مثبتی بین روی عصاره گیری شده توسط عصاره گیر DTPA و شکل‌های مختلف روی عصاره گیری توسط روش BCR به دست آوردند. مک گارث (۱۹۹۶) آنالیز رگرسیونی برای مقدار روی عصاره گیری شده به وسیله عصاره گیرهای DTPA و EDTA و شکل‌های مختلف روی عصاره گیری شده به وسیله عصاره گیری دنباله‌ای تسیر و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک انجام داد و گزارش کرد که تنها مقدار روی عصاره گیری شده به وسیله عصاره گیرهای DTPA و EDTA با کربن آلی خاک و مقدار کل روی خاک رابطه رگرسیونی خوبی دارند.

منابع

بهمنی، ب. دلاور م ا. و عبدالهی س.، ۱۳۹۱. ارزیابی زمین آماری توزیع مکانی غلظت روی خاک سطحی در منطقه‌ی صنعتی شهرک روی، زنجان. ششمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیطزیست. تهران.

دلیر، ن. کریمیان ن. یثربی ج. رونقی ع. و آساد م ت.، ۱۳۹۰. اثر سطوح فسفر و کادمیم بر شکل‌های شیمیایی کادمیم در خاک پس از کشت یک نوبت اسفناج به روش عصاره گیری دنباله‌ای سینگ و همکاران. دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران. دانشگاه تبریز.

صفاری، م. و یثربی ج.، ۱۳۹۰. ارزیابی و مقایسه سه روش عصاره گیری دنباله‌ای در جداسازی شکل‌های شیمیایی روی در بعضی خاک‌های اسیدی و آهکی. دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران. دانشگاه تبریز.

گلچین، ا. و .شفیعی س.، ۱۳۸۵. بررسی تأثیر کارخانجات سرب و روی زنجان بر آلودگی محصولات زرعی و باغی به فلزات سنگین. همایش خاک، محیطزیست و توسعه پایدار. کرج. پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

Alvarez MJ, Lopez-Valdivia LM, Novillo J, Obrador A, and Rico MI. 2006. Comparison of EDTA and sequential extraction tests for phytoavailability prediction of manganese and zinc in agricultural alkaline soils. Geoderma.132: 450– 463

Flip MT, and Mark GV. 1995. Chemical speciation and fractionation in soil and sediment heavy metal analysis: a review. International Journal of Environment Analytical Chemistry. 59: 225-238.

Kashem MA, Singh BR, Kondo T, Imamul Huq SM, and Kawai S. 2007. Comparison of extractability of Cd, Cu, Pb and Zn with sequential extraction in contaminated and non-contaminated soils. Int. J. Environment Science Technology 4 (2): 169-176.

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

Sepahvand H, and Forghani A. 2012. Comparison of two sequential extraction procedures for the fractionation of zinc in agricultural calcareous soils. Chemical Speciation and Bioavailability. 24(1): 13-22

Singh JP, Karwasra SPS, and Singh M. 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soil of India. Soil Science. 146:359-366.

McGrath D, 1996. Application of single and sequential extraction procedures to polluted and unpolluted soils. The Science of the Total Environment. 178: 37-44

آلودگیهای نفتی منابع آب و خاک حوضه کرخه در استان خوزستان

نادر حسینی زارع[۱]، پری براتی گندمکار[۲] ، مریم احمدی[۳]، قدرت اله روشنفکر[٤]، سهیلا حسنیان[٥]، هوشنگ حسونی زاده[٦]

۱- مدیر امور آزمایشگاههای منابع آب و خاک و رسوب سازمان آب و برق خوزستان و دانشجوی دکترای واحد علوم و تحقیقات خوزستان

۲، ۳، ٤، روئسا و کارشناسان مسئول امور آزمایشگاههای منابع آب و خاک و رسوب سازمان آب و برق خوزستان

٦- معاون مطالعات پایه و طرحهای جامع منابع آب سازمان آب و برق خوزستان

مقدمه

آلودگی نفتی یکی از معمول ترین و شایع ترین نوع از آلودگیها ، هم در اکوسیستم آبی و هم در اکوسیستم خشکی می باشد . آلودگیهای نفتی در استان خوزستان که استان نفت خیز و محل استقرار تاسیسات و صنایع و خطوط عظیم انتقال نفت است از نظر شدت وقوع فراوان و منحصر بفرد در کشور می باشد و خود دارای اهمیت دوچندان است . ترکیدگی و نشت نفت از چاهها و همچنین خطوط لوله انتقال نفت در استان خوزستان پدیده ای آشناست که به دلایل مختلف نظیر رعایت نشدن اصول ایمنی و بخصوص فرسوده بودن و قدمت زیاد تاسیسات و خطوط انتقال نفت در این استان بطور مکرر در حال وقوع است که آلودگی منابع آب و خاک به مواد نفتی را در پی دارد . در دو دهه اخیر به برخی از چنین اتفاقات می توان بوضوح اشاره نمود بطوریکه حادثه نشت نفت در تالاب بین المللی شادگان ، نشت نفت خام در خطوط لوله انتقال نفت مارون به اصفهان ، نشت نفت ناشی از فرسودگی خطوط انتقال نفت مسیر اهواز – اندیمشک و آلودگی وسیع آبهای زیرزمینی منطقه ، حادثه اسفند ۸۷ ، شکستگی خطوط انتقال نفت دهلران و چشمه خوش در منطقه خوزستان و آلودگی شدید منابع آب و خاک حوضه رودخانه کرخه که خود موضوع مورد مطالعه این تحقیق می باشد، از جمله برخی اتفاقات و مشاهدات آلودگیهای نفتی در دو دهه اخیر در استان خوزستان بوده است . همچنین آلودگیهای وسیع منابع آب و خاک حوضه رودخانه های شاوور و جراحی در سالهای اخیر را هم میتوان به موارد فوق اضافه نمود . شایان ذکر است مسئله کاهش کمیت و کیفیت منابع آب و آلودگیهای آن و به تبع آن آلودگی خاک ، ضرورت ارائه این پژوهش و بالاخص توجه به جلوگیری از آلودگی منابع آب و خاک به مواد نفتی را آنهم در شرایط حساس کم آبی و خشکسالی های اخیر ضروری نموده است . لذا در این رابطه این مقاله با اهداف شناسایی میزان ترکیبات خطی و غیر خطی آلودگی های نفتی و بخصوص اشکال حلقوی آن که شامل PAHs (Poly aromatic hydrocarbons) می باشد و در راستای حفاظت از کیفیت منابع آب و خاک استان خوزستان تهیه و ارائه می گردد .

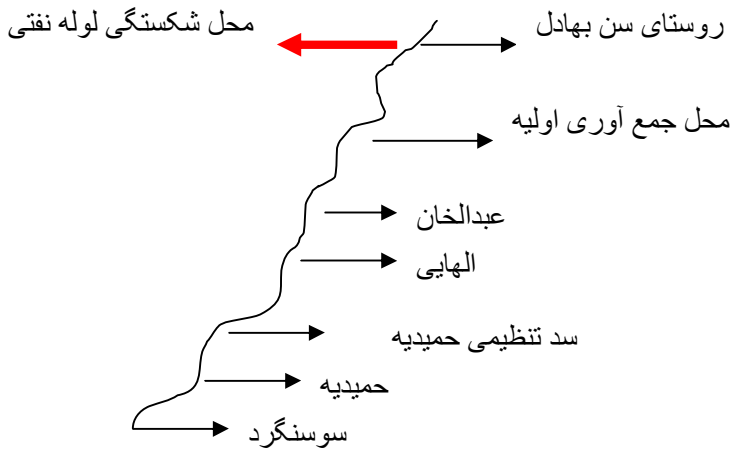
مواد و روشها

منابع آب و خاک حوضه رودخانه کرخه

رودخانه کرخه با آورد ۵۱۹۱ میلیون متر مکعب (با توجه به فراوانی پنجاه درصد) آب به دشت خوزستان سومین رودخانه بزرگ کشور و طولانی ترین رودخانه ایران می باشد . . طول این رودخانه حدود ۹۰۰ کیلومتر بوده و از سلسله جبال زاگرس واقع در غرب و شمال کشور سرچشمه می گیرد و در طی مسیر و با بهم پیوستن رودخانه های کوچک و بزرگ به آن در محلی بنام جلوگیر وارد دشت خوزستان می شود . و نهایتا در مرز ایران و عراق به تالاب هورالعظیم منتهی می گردد . این رودخانه در طی مسیر خود اراضی بسیار و همچنین شهر و روستاهای زیادی را مشروب می نماید بطوریکه بالغ بر ۳۴۵۰۰۰ هکتار شبکه های آبیاری و زهکشی را در نهایت قرار است که در حوضه آبخور خود آبیاری نماید . علاوه بر آن منبع تامین آب شرب بسیاری از شهرها و روستاهای مسیر خود نظیر حمیدیه ، سوسنگرد ، هویزه ، بستان ، رفیع و ... می باشد و هم اکنون با اجرای طرح غدیر جمعیت عظیمی از استان از جمله آب شرب شهرستانهای آبادان ، خرمشهر ، شادگان و حتی اهواز را تامین می نماید .

نمونه برداری

جهت اندازه گیری و اطلاع از نوع ترکیبات نفتی نمونه هایی مطابق دستورالعمل استاندارد متد (آخرین چاپ ۲۰۰۵) تهیه و به آزمایشگاه انتقال داده شد . این نمونه ها در ایستگاههای مسیر رودخانه و بخصوص در محل آبگیرهایی که جهت کشاورزی و شرب برداشت می شود جمع آوری گردید تا بتوان هم به غلظت و هم به نوع ترکیبات نفتی که از طریق منابع آب کشاورزی به منابع خاک وارد می شود اطلاع کامل حاصل نمود .



شکل ۱- موقعیت شکستگی خطوط انتقال نفت و محل های نمونه برداری از رودخانه کرخه

ترکیبات نفتی مورد سنجش

ترکیبات نفتی مورد اندازه گیری تحت عنوان کل هیدروکربنهای نفتی (TPHs) و پلی آروماتیک هیدروکربن ها Poly aromatic hydrocarbons (PAHs) شناسایی و اندازه گیری گردیده است . این ترکیبات

عموما شامل مواد سمی و خطرناک از جمله بنزن ، تولوئن ، نفتالن ، آنتراسن و مشتقات آنها می باشند .همچنین در این تحقیق نسبت به اندازه گیری تری هالومتانها شامل کلروفرم ، دی کلرو برومو متان ، دی برومو کلرومتان و برومو کلرو متان و بروموفرم در منابع آب کشاورزی و انتقال آنها به منابع خاک اقدام گردید . لازم به توضیح است نمونه ها پس از استخراج مواد نفتی توسط حلالهای آلی و تزریق به دستگاه کروماتوگراف گازی و مایع با عملکرد بالا (HPLC) مورد شناسایی و آنالیز واقع گردید .

نتایج و بحث

متوسط نتایج حاصل از سه بار نمونه برداری در اسفند ۸۷ و در ایستگاههای مورد نظر تهیه و در جدول ۱ ارائه گردیده است . توضیح اینکه در این جدول هم نوع هیدروکربنهای نفتی اعم از خطی و غیر خطی و هم میزان آنها برحسب میلی گرم در لیتر گنجانده شده است . نتایج حاکی از آلودگی شدید به آلودگی های نفتی بخصوص در ایستگاه منابع طبیعی می باشد.

جدول ۱- نتایج آنالیز مواد نفتی منابع آبی و اراضی کشاورزی حوضه کرخه در اسفند ۸۷ در ایستگاههای مطالعاتی (حسب میلی گرم در لیتر)

ردیف	هیدروکربور	کرخه ایستگاه منابع طبیعی	کرخه عبدالخان	کرخه حمیدیه
۱	C10	57.6	0	0
۲	C11	38.04	0	0
۳	C12	39.08	0	0
٤	C13	34.6	0.00328	0.0084
٥	C14	31.16	0.0121	0
٦	C15	0	0.035133333	
۷	C16	0	0.049966667	0.004833333
۸	C17	47.2	0.049333333	
۹	C18	304.4	0.048	0.004366667
۱۰	C19	890.8	0.042	0
۱۱	C20	1445.6	0.044666667	0
۱۲	C21	1710.4	0.036666667	0.0051
۱۳	C22	1508	0.028	0.0066
۱٤	C23	1208	0.024266667	0.008033333
۱٥	C24	941.6	0.023333333	0.008033333
۱٦	C25	687.2	0.0211	0.006766667
۱۷	C26	470.8	0.0197	0.0055
۱۸	C27	291.6	0.013866667	0.004266667

ادامه جدول ۱- نتایج آنالیز مواد نفتی منابع آبی و اراضی کشاورزی حوضه کرخه در اسفند ۸۷ در ایستگاههای مطالعاتی (حسب میلی گرم در لیتر)

ردیف	هیدروکربور	کرخه ایستگاه منابع طبیعی	کرخه عبدالخان	کرخه حمیدیه
۱۹	C28	220.8	0.015666667	0
۲۰	C29	160	0.012666667	0
۲۱	C30	98.4	0.011333333	0
۲۲	C31	0	0.009	0
۲۳	C32	56	0.005733333	0
۲٤	C33	0	0.007666667	0
۲٥	C34	0	0.0051	0
۲٦	C35	0	0.011833333	0
۲۷	مجموع هیدروکربنهای خطی	10241.28	0.530413333	0.0619
۲۸	پلی آروماتیک هیدروکربنهای نفتی			
۲۹	Acenaphthalene	0	0.0042	0
۳۰	Florene	0	0.0055	0
۳۱	Phenantherene	0	0.004933333	0
۳۲	Anthracene	99.2	0.0159	0
۳۳	Benzoanthracene	69.6	0	0
۳٤	Chrysene	94.4	0	0
۳٥	مجموع پلی آروماتیک هیدروکربن های نفتی	263.2	0.030533333	0

منابع

۱- حسینی زارع و همکاران، ۱۳۸۸ . بررسی آلودگی نفتی رودخانه کرخه

2- Regional organization for the protection of the marine Environment Kuwait-1999 "Manual of Oceanographic Observations and Pollutant Analyses Methods(MOOPAM)"

3- APHA,AWWA,WEF;1998 "Standard Methods for the Examination of water and wastewater" 20th Editio

میزان تحمل غلظت های مختلف آنتراسن خاک توسط کرم خاکی *Eisenia fetida*

اکبر قویدل[۱]، سمیه ناجی راد[۲]، حسینعلی علیخانی[۳]، باقر یخچالی[٤]، احمدعلی پوربابایی[۳]، رحمت جوادی آذر[٥]

۱- استادیار دانشگاه محقق اردبیلی ۲- استادیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل ۳- به ترتیب دانشیار و استادیار دانشگاه تهران ٤- دانشیار پژوهشگاه ملی مهندسی ژنتیک و زیست فنآوری ٥- فارغ التحصیل کارشناسی ارشد دانشگاه تربیت مدرس

مقدمه

آلودگی خاک به انواع ترکیبات سمی و آلاینده، باعث عدم امکان استفاده از زمین‌های کشاورزی و کاهش تولید مواد غذایی می‌شود که خود مشکلی بزرگ برای کشورهایی است که دارای محدودیت در منابع خاک هستند. کشور ما از لحاظ وسعت جز کشورهای وسیع دنیاست، با این وجود، مساحت زمین‌های قابل کشت محدود می‌باشد. به دلیل استفاده همگانی از نفت و مشتقات آن، می‌توان اظهار داشت که فراگیرترین و شایع‌ترین آلاینده‌های آلی خاک، مواد نفتی می‌باشند (Kelley et al. 1993). اجزاء آروماتیک نفت، بویژه ترکیبات PAH، عموماً به عنوان اصلی‌ترین و تعیین‌کننده‌ترین عامل در سمیت نفت محسوب می‌شوند (Allan et al. 2007, Khan 2006). آنتراسن یکی از ترکیبات PAH است و معمولاً در طی احتراق سوخت‌های فسیلی، تشکیل می‌شود. آنتراسن در تولید رنگ‌های مصنوعی، حشره‌کش‌ها و مواد پوشش‌دهنده استفاده می‌شود (Wu et al. 2010). از آنجا که ساختار آنتراسن، در PAHهای سرطان زا مثل بنزو آلفا پیرن، بنزو آلفا آنتراسن و دی بنزوآنتراسن حضور دارد؛ لذا این ترکیب معمولاً به عنوان مدل، در مطالعات هیدروکربن‌های آروماتیک، مورد استفاده قرار می‌گیرد (Bonnet et al. 2005). کرم‌های خاکی توانایی تحریک جامعه میکروبی و نیز بهبود شرایط فیزیکی خاک را دارند که در نهایت موجب افزایش تجزیه زیستی ترکیبات آلاینده آلی می‌شود (Eijsackers et al., 2001). به منظور مطالعه افزایش قابلیت تجزیه زیستی آنتراسن توسط کرم خاکی، ابتدا باید اطلاعاتی در مورد میزان سمیت آن برای کرم خاکی حاصل شود. لذا هدف از این تحقیق بررسی میزان تحمل کرم خاکی *Eisenia fetida* در غلظت‌های مختلف آنتراسن و تعیین LD50[1] آنتراسن برای این کرم خاکی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

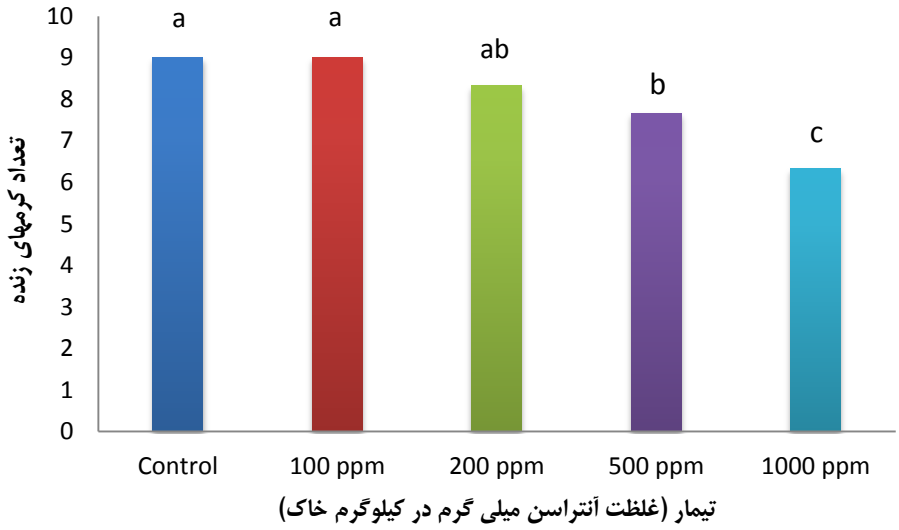
آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی با پنج تیمار و سه تکرار انجام شد. تیمارهای آزمایش عبارت بودند از غلظت‌های: صفر (شاهد)، ۱۰۰، ۲۰۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم آنتراسن در هر کیلوگرم خاک. روش ایجاد غلظت‌های مختلف آنتراسن در تحقیقات پیشین (Joner, *et al.*, 2001) ذکر شده است. کرم‌های خاکی *Eisenia fetida* بالغ و یکسان از ایستگاه ورمی کمپوست گروه مهندسی علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران انتخاب شدند. خاک مورد استفاده دارای بافت لوم بود و آزمایش در گلدان‌های یک کیلوگرمی و

[1] Lethal Dose

با افزودن ۱۰ عدد کرم خاکی به هر کدام از گلدان‌ها انجام شد. این آزمایش در شرایط گلخانه و به مدت ۹۰ روز انجام گرفت. در طول این مدت دمای گلخانه در دمای ۵± ۲۵درجه سانتی‌گراد و رطوبت گلدان‌ها با آبیاری روزانه، در حد ۰/۹-۰/۶ ظرفیت مزرعه حفظ گردید. در پایان این مدت، گلدان‌ها تخلیه شده و کرم‌های خاکی به دقت از خاک جدا شده و با استفاده از آب مقطر شسته و با کاغذ صافی خشک شدند. تعداد کرم‌های خاکی زنده در هر یک از واحدهای آزمایشی شمارش و وزن کرم‌های خاکی تعیین گردید. مقایسه میانگین تیمارها با استفاده از آزمون دانکن انجام پذیرفت ($P>0.01$).

نتایج و بحث

نتایج این تحقیق نشان داد که تعداد کرم‌های خاکی در تیمارهای مختلف آزمایش از لحاظ آماری تفاوت معنی‌داری در سطح احتمال ۰/۰۱ دارند. با افزایش غلظت آنتراسن، تعداد کرم‌های خاکی زنده کاهش می‌یابد. چنانچه کمترین تعداد کرم‌های زنده در غلظت ۱۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم مشاهده شد (شکل ۱).



شکل ۱- تعداد کرم‌های *Eisenia fetida* زنده در غلظت‌های مختلف آنتراسن

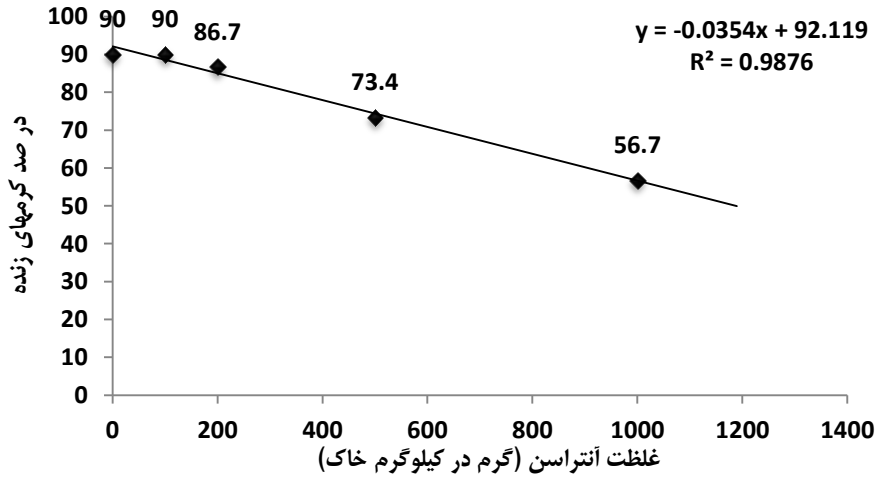
نتایج مقایسه میانگین تیمارها نشان می‌دهد که با آنکه افزایش غلظت آنتراسن از صفر تا ۲۰۰ ppm، سبب کاهش معنی‌دار جمعیت کرم‌های خاکی *Eisenia fetida* شده است، ولی روند کلی کاهش جمعیت با افزایش غلظت قابل مشاهده می‌باشد. اما حضور آنتراسن با غلظت ۵۰۰ ppm، موجب کاهش معنی‌دار مقدار *Eisenia fetida* نسبت به شاهد شده و جمعیت متوسط را به کمتر از هشت عدد کرم در این تیمار رسانیده است. به همین ترتیب، جمعیت کرم‌ها در تیمار ۱۰۰۰ ppm نیز کاهش معنی‌داری نسبت به شاهد نشان می‌دهد که این کاهش حتی تفاوت معنی‌داری با تیمار ۵۰۰ ppm نیز دارد که حاکی از تشدید تأثیرات سمی آنتراسن در غلظت‌های بالا می‌باشد. نتایج این تحقیق نشان داد که آنتراسن برای کرم‌های خاکی *Eisenia fetida* سمی است و در

غلظت‌های بالاتر از ppm ۲۰۰، باعث مرگ آن‌ها می‌شود. Eijsackers و همکاران نیز در سال (۲۰۰۱) تحقیق مشابهی انجام دادند و اثر فنانترن و فلورانتن را بر کرم *Eisenia fetida* بررسی کردند که نتایج این تحقیق با نتایج آنان مطابقت دارد. همچنین Contreras-Ramos و همکاران نیز در سال (۲۰۰۶)، تأثیر آنتراسن، فنانترن و بنزوآلفا پیرن را بر *Eisenia fetida* بررسی کردند و نتایج مشابهی گرفتند.

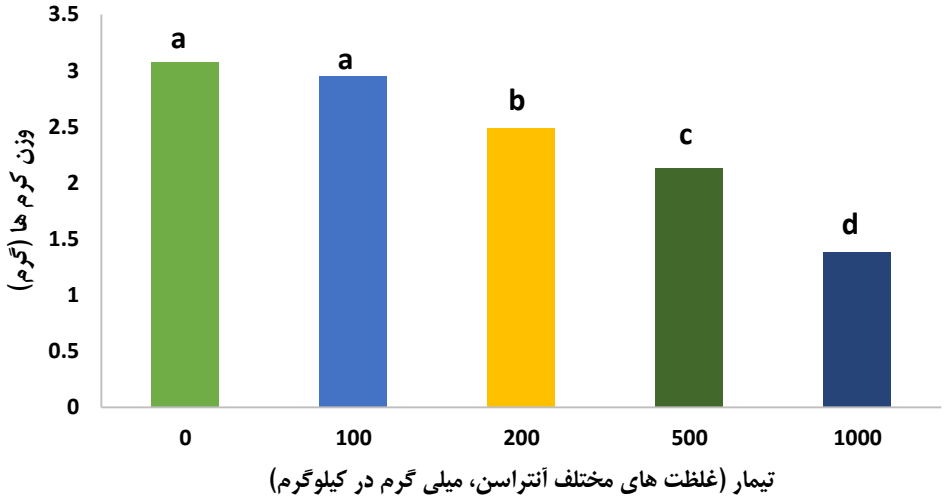
LD50 آنتراسن برای *Eisenia fetida* از روی برازش رگرسیونی درصد کرم‌های زنده در غلظت‌های مختلف و برون‌یابی، تعیین گردید (شکل ۱). در این روش داده‌های غلظت‌های صفر، ۱۰۰، ۲۰۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ (ppm) در مقابل میانگین درصد کرم‌های زنده در این تیمارها، برازش شدند و معادله خط رگرسیون به دست آمد ($R^2 = 0.98$).

$$Y = -0.0354\,x + 92.119$$

از روی معادله خط و به روش برون‌یابی، با قرار دادن مقدار عدد ۵۰ برای درصد کرم‌های زنده، غلظت معادل LD50 محاسبه گردید. بر طبق این روش، مقدار LD50 آنتراسن برای کرم خاکی *Eisenia fetida* برابر با ppm۱۱۸۹/۶ بود. به عبارت دیگر، اگر مقدار ppm۱۱۸۹/۶ آنتراسن در خاک وجود داشته باشد، ۵۰٪ کرم‌های آن خاک می‌میرند.



شکل ۱- نمودار تعیین LD50 کرم خاکی در غلظت‌های مختلف آنتراسن



شکل ۲- تفاوت وزن کرم خاکی *Eisenia fetida* در غلظت‌های مختلف آنتراسن

بنابراین باید به این نکته توجه داشت که استفاده از کرم‌های خاکی *Eisenia fetida* در حذف آنتراسن، باید در غلظت‌هایی به مراتب پایین‌تر از LD50 آن مد نظر قرار گیرد. زیرا در صورت به‌کارگیری غلظت‌های بالاتر، عملاً در بهترین شرایط، حداکثر می‌توان از ۵۰ ٪ پتانسیل کرم‌ها استفاده کرد.

همچنین نتایج مقایسه میانگین نشان می دهد که، وزن کرم‌ها نیز در تیمارهای مختلف با همدیگر تفاوت معنی‌داری دارند. با افزایش غلظت آنتراسن، وزن کرم‌ها به طور معنی‌داری کاهش پیدا کرده است (شکل ۲). کاهش وزن کرم‌ها نشان دهنده بروز اثرات سمی و اختلال در متابولیسم آنهاست. این نتایج مشابه نتایج Contreras-Ramos و همکاران در سال ۲۰۰۶ است. با توجه به اینکه کرم‌های خاکی به طور مداوم خاک را از دستگاه گوارش خود عبور می‌دهند، در صورت وجود هر نوع آلودگی در خاک، این موجودات به سرعت دچار آلودگی می‌شوند؛ به همین دلیل از کرم‌های خاکی به عنوان شاخص زیستی کیفیت خاک استفاده می‌شود (Ma et al. 1995).

بر پایه نتایج حاصل از این تحقیق می‌توان اظهار داشت که کرم خاکی *Eisenia fetida* در غلظت‌های کمتر از ۱۰۰۰ ppm قابلیت کاربرد برای کمک به تجزیه زیستی و یا زیست پالایی هیدروکربن‌های آروماتیک را خواهد داشت. با توجه به اثرات سمی شدیدی که در غلظت‌های بیشتر بروز می‌کند، هم کارآیی کرم‌های خاکی پایین می‌آید و هم صرفه اقتصادی این عملیات قابل توجیه نخواهد بود.

منابع

Allan IJ, Semple KT, Hare R, and Reid BJ, 2007. Cyclodextrin enhanced biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons and phenols in contaminated soil slurries. Environmental Science and Technology 41(15): 5498-5504.

Bonnet JL, Guiraud P, Dusser M, Kadri M, Laffosse J, Steiman R, and Bohatier J, 2005. Assessment of anthracene toxicity toward environmental eukaryotic microorganisms: Tetrahymena pyriformis and selected micromycetes. Ecotoxicology and Environmental Safety 60(1): 87-100.

Contreras-Ramos SM, Alvarez-Bernal D, and Dendooven L, 2006. *Eisenia fetida* increased removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from soil. Environmental Pollution 141(3): 396-401.

Eijsackers H, Van Gestel, CAM, De Jonge, S, Muijs B, and Slijkerman D, 2001. Polycyclic aromatic hydrocarbon-polluted dredged peat sediments and earthworms: A mutual interference. Ecotoxicology 10(1): 35-50.

Joner EJ, Johansen AP, Loibner MAD, Cruz OHJ, Szolar JM, Portal and Leyval C, 2001. Rhizosphere Effects on Microbial Community Structure and Dissipation and Toxicity of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Spiked Soil. Environmental Science and Technology 35(13): 2773-77.

Kelley I, Freeman JP, Evans FE, and Cerniglia CE, 1993. Identification of metabolites from the degradation of fluoranthene by *Mycobacterium* sp. strain PYR-1. Applied and Environmental Microbiology 59(3): 800-806.

Khan A, 2006. Mycorrhizoremediation—An enhanced form of phytoremediation. Journal of Zhejiang University - Science B 7(7): 503-514.

Ma WC, Immerzeel J, and Bodt J, 1995. Earthworm and food interactions on bioaccumulation and disappearance in soil of polycyclic aromatic hydrocarbons: Studies on phenanthrene and fluoranthene. Ecotoxicology and Environmental Safety 32(3): 226-232.

Wu YR, Luo ZH, and Vrijmoed LLP, 2010. Biodegradation of anthracene and benz[a]anthracene by two *Fusarium solani* strains isolated from mangrove sediments. Bioresource Technology 101(24): 9666-9672.

تاثیر سمیت آنتراسن بر گیاه چمن (*Lolium perenne*)

اکبر قویدل[۱]، سمیه ناجی راد[۲]، حسینعلی علیخانی[۳]، باقر یخچالی[٤]، احمدعلی پوربابایی[۳]، رحمت جوادی آذر[٥]

۱- استادیار دانشگاه محقق اردبیلی

۲- استادیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل

۳- به ترتیب دانشیار و استادیار دانشگاه تهران

٤- دانشیار پژوهشگاه ملی مهندسی ژنتیک و زیست فنآوری

٥- فارغ التحصیل کارشناسی ارشد دانشگاه تربیت مدرس

مقدمه

آلودگی خاک موجب هدر رفت منابع محدود خاک شده و خطر ورود آلودگی به زنجیره غذایی انسان را به همراه دارد. گیاه پالایی یکی از روش‌های نوین و دوستدار طبیعت است که کارآیی آن در حذف یا کاهش مقدار آلودگی بسیاری از ترکیبات اثبات شده است. از بین آلاینده‌های مختلف خاک، به دلیل استفاده همگانی از نفت و مشتقات آن، می‌توان اظهار داشت که فراگیرترین و شایع‌ترین آلاینده‌های آلی خاک، مواد نفتی می‌باشند (Kelley et al., 1993). اجزاء آروماتیک نفت، بویژه ترکیبات PAH، عموماً به عنوان اصلی‌ترین و تعیین‌کننده‌ترین عامل در سمیت نفت محسوب می‌شوند (Allan et al., 2007; Khan, 2006). آنتراسن یکی از ترکیبات PAH است و در ساختار PAHهای سرطان زا مثل بنزو آلفا پیرن، بنزو آلفا آنتراسن و دی بنزوآنتراسن حضور دارد؛ لذا این ترکیب معمولاً در مطالعات هیدروکربن‌های آروماتیک، به عنوان مدل مورد استفاده قرار می‌گیرد (Verma and Pillai, 1991; Bonnet et al., 2005). توانایی برخی از گیاهان در حذف ترکیبات آروماتیک حلقوی در بسیاری از تحقیقات نشان داده شده است (Binet et al., 2000). در همین راستا و به منظور مطالعه توان گیاه پالایی آنتراسن توسط گیاه چمن باید ابتدا توانایی تحمل این گیاه و اثر سمیت آنتراسن روی گیاه تعیین شود. بنابراین هدف از این تحقیق، بررسی تأثیر سطوح مختلف آنتراسن بر فاکتورهای عملکرد گیاه چمن می‌باشد.

مواد و روش‌ها

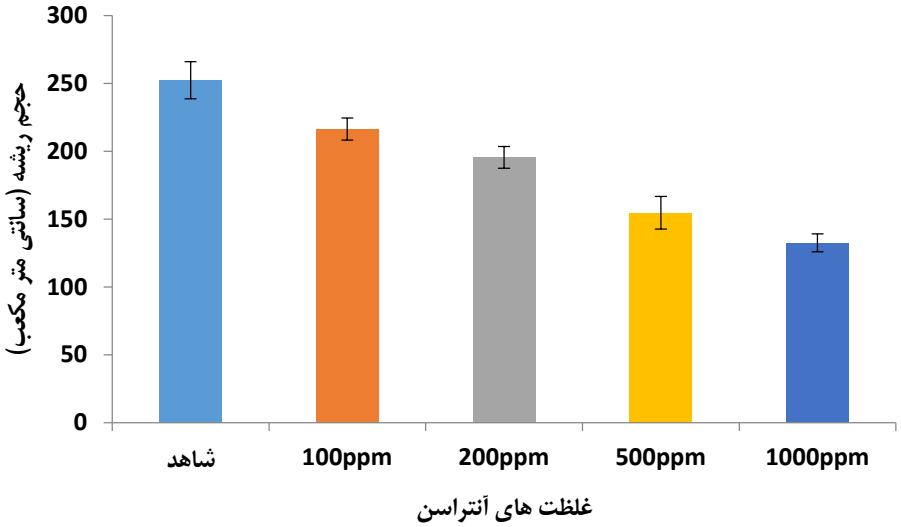
آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی با پنج تیمار و سه تکرار انجام شد. تیمارهای آزمایش عبارت بودند از غلظت‌های صفر (شاهد)، ۱۰۰، ۲۰۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم آنتراسن در هر کیلوگرم خاک. روش ایجاد غلظت‌های مختلف آنتراسن در تحقیقات پیشین (Joner, *et al.*, 2001) ذکر شده است. بذرهای گیاه *Lolium perenne* توسط محلول هیپوکلریت سدیم یک درصد، ضدعفونی سطحی شده سپس بذرهای ضدعفونی شده، سه بار با آب مقطر استریل شستشو داده شدند. خاک مورد استفاده دارای بافت لوم بود و آزمایش در گلدان‌های یک کیلوگرمی و با کاشت دو عدد بذر گیاه چمن در هر گلدان انجام شد. این آزمایش در شرایط گلخانه و به مدت ۹۰ روز انجام گرفت. در طول این مدت، دمای گلخانه در محدوده ۵± ۲۵ درجه سانتی گراد و رطوبت گلدان‌ها با آبیاری روزانه، در حد ۰/۹-۰/۶ ظرفیت مزرعه حفظ گردید. طول دوره روشنایی ۱۸ ساعت در طول

شبانه‌روز بود. در پایان مدت آزمایش، خاک گلدان‌ها خارج شده و ریشه گیاهان به آرامی از خاک اطراف جدا شدند. سپس ریشه‌ها با استفاده از آب مقطر شسته شده و حجم ریشه با فرو بردن ریشه در داخل استوانه شیشه‌ای یک لیتری حاوی۵۰۰ سی سی آب مقطر و از روی افزایش حجم مایع اندازه‌گیری شد (Ghavidel, 2012). سپس ریشه‌ها با استفاده از کاغذ صافی خشک شده و وزن تر گیاه اندازه‌گیری گردید. پس از آن گیاهان در داخل آون در دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد قرار گرفتند، پس از خشک شدن گیاه، وزن خشک گیاه نیز در تیمارها اندازه‌گیری شد. در نهایت داده‌ها با

استفاده از نرم‌افزار SAS ویرایش ۹.۱ مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفتند و مقایسه میانگین تیمارها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن انجام گردید ($P>0.01$).

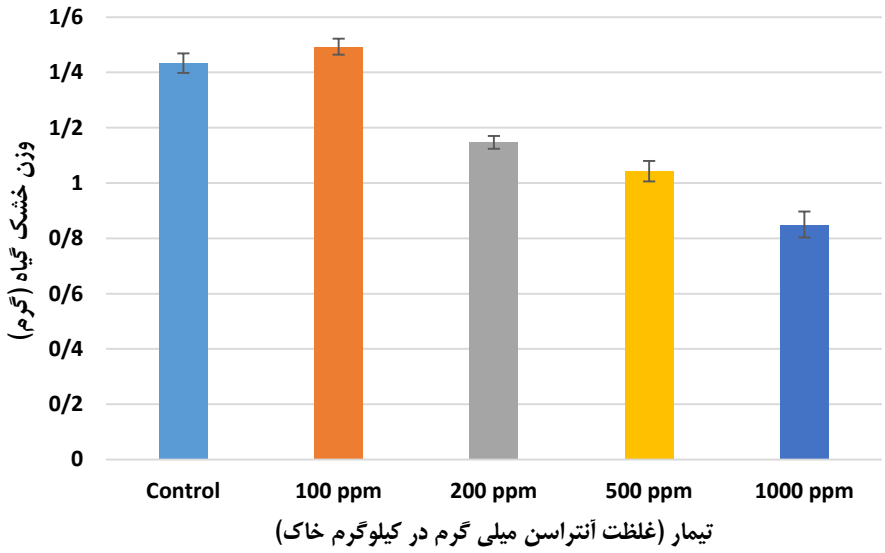
نتایج و بحث

نتایج نشان می‌دهد که به طور کلی، افرایش غلظت آنتراسن، سبب کاهش معنی‌دار حجم ریشه گیاه چمن شده است و تفاوت معنی‌داری بین غلظت‌های ۱۰۰، ۲۰۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم آنتراسن و شاهد و نیز بین این غلظت‌ها با همدیگر از لحاظ حجم ریشه وجود دارد (شکل ۱). حجم ریشه به طور همزمان بیانگر فاکتورهایی مثل طول ریشه، تعداد ریشه‌ها و نیز قطر ریشه‌ها می‌باشد؛ لذا می‌توان گفت که کاهش در حجم ریشه ناشی از کاهش در یکی یا همه این فاکتورها در اثر سمیت آنتراسن است. نتایج مقایسه میانگین تأثیر هر کدام از غلظت‌های آنتراسن بر روی وزن خشک گیاه چمن (شکل۲) نشان می‌دهد که، با افزایش غلظت آنتراسن به ppm ۱۰۰، وزن خشک گیاه اندکی افزایش یافته است که البته این افزایش نسبت به تیمار شاهد معنی‌دار نیست ولی تفاوت معنی‌داری با تیمار ppm ۲۰۰ دارد. افزایش غلظت آنتراسن به ppm ۲۰۰، سبب کاهش معنی‌داری در وزن خشک گیاه نسبت به شاهد می‌شود. همچنین کاهش وزن خشک در غلظت ppm ۲۰۰ آنتراسن، نسبت به تیمار ppm ۱۰۰ نیز معنی‌دار می‌باشد که نشان از تأثیر سوء این مقدار از آنتراسن بر روی وزن خشک گیاه دارد. تیمار غلظت ppm ۵۰۰ آنتراسن نیز باعث کاهش وزن خشک گیاه نسبت به شاهد شده است، ولی تفاوت معنی‌داری بین غلظت‌های ppm ۵۰۰ و ppm ۲۰۰ مشاهده نمی‌شود. در نهایت کمترین وزن خشک گیاه در تیمار ppm ۱۰۰۰ آنتراسن مشاهده می‌شود که تفاوت معنی‌داری با شاهد و حتی تیمار ppm ۵۰۰ نشان می‌دهد. چنانچه در شکل نیز مشخص است، وزن خشک گیاه در تیمار ppm ۱۰۰۰ تقریباً نصف وزن خشک گیاه در تیمار شاهد می‌باشد که این موضوع بیانگر تأثیر سوء و شدید غلظت بالای آنتراسن (۱۰۰۰ppm) بر روی وزن خشک گیاه است. افزایش غلظت آنتراسن در خاک به تدریج باعث تأثیر سوء بر شاخص‌های رشد و عملکرد گیاه چمن می‌شود که این نتایج با تحقیقات Binet و همکاران در سال (۲۰۰۰) و Kim و همکاران در سال (۲۰۰۴) هماهنگی دارد.

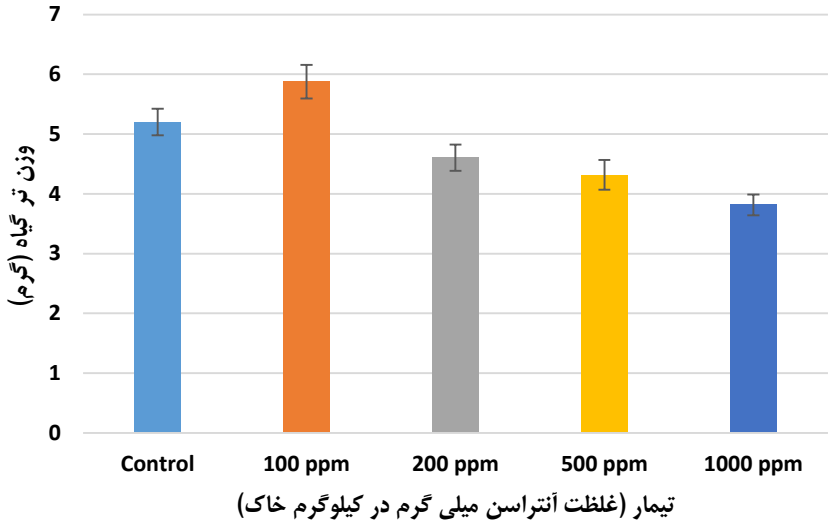


شکل ۱- مقایسه میانگین تأثیر غلظت‌های مختلف آنتراسن بر حجم ریشه گیاه چمن

مقایسه میانگین تیمارها نشان می‌دهد که افزایش غلظت آنتراسن از تیمار شاهد به تیمار ppm ۱۰۰، سبب افزایش معنی‌داری در وزن‌تر گیاه شده است (شکل ۳). این موضوع در مورد وزن خشک گیاه نیز مشاهده می-شود، با این
تفاوت که در مورد وزن خشک گیاه، این افزایش نسبت به شاهد معنی‌دار نمی‌باشد. روند کاهش وزن‌تر گیاه از تیمار ppm ۱۰۰ تقریباً به ۱۰۰۰ppm به صورت خطی مشاهده می‌شود و افزایش غلظت به ppm ۲۰۰ باعث کاهش معنی‌داری در وزن‌تر گیاه شده است. همچنین افزایش غلظت آنتراسن تا ppm ۵۰۰ و نیز ppm ۱۰۰۰، باعث کاهش معنی‌دار در وزن‌تر گیاه نسبت به شاهد شده است. از طرفی افزایش غلظت از ppm ۵۰۰ به ppm ۱۰۰۰ نیز سبب کاهش معنی‌داری در وزن‌تر گیاه شده است. این موضوع بیان کننده بروز شدید اثرات سمی آنتراسن در غلظت های بالا می باشد. این نتایج با نتایج Cheung و همکاران در سال ۲۰۰۸ مشابهت دارد.



شکل۲- مقایسه میانگین وزن خشک گیاه در غلظت های مختلف آنتراسن



شکل ۳- مقایسه میانگین وزن‌تر گیاه در غلظت های مختلف آنتراسن

با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق، می‌توان اظهار داشت که اگرچه گیاه چمن توانایی تحمل غلظت ۱۰۰۰ میلی‌گرم آنتراسن در کیلوگرم خاک را دارد و در این غلظت رشد می‌کند، ولی با افت شدید رشد و توسعه مواجه می‌شود که در نهایت منجر به کاهش توانایی آن در گیاه پالایی خواهد شد. به منظور به‌کارگیری گیاه چمن در مطالعات گیاه پالایی آنتراسن- و به تبع سایر ترکیبات آروماتیک حلقوی- باید غلظت آنتراسن در محدوده بین ۵۰۰ تا ۱۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک باشد؛ تا گیاه با محدودیت کمی مواجه باشد و بتواند هم به رشد و نمو خود ادامه دهد و هم در گیاه پالایی و حذف آلاینده توانمند باشد.

منابع

Allan IJ, Semple KT, Hare R and Reid BJ, 2007. Cyclodextrin enhanced biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons and phenols in contaminated soil slurries. Environmental Science and Technology 41(15), 5498-5504.

Binet P, Portal JM and Leyval C, 2000. Dissipation of 3-6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. Soil Biology and Biochemistry 32(14), 2011-2017.

Bonnet JL, Guiraud P, Dusser M, Kadri M, Laffosse J, Steiman R and Bohatier J, 2005. Assessment of anthracene toxicity toward environmental eukaryotic microorganisms: Tetrahymena pyriformis and selected micromycetes. Ecotoxicology and Environmental Safety 60(1), 87-100.

Cheung KC, Zhang JY, Deng HH, Ou YK, Leung HM, Wu SC and Wong MH, 2008. Interaction of higher plant (jute), electrofused bacteria and mycorrhiza on anthracene biodegradation. Bioresource Technology 99(7), 2148-2155.

Ghavidel, A., 2012. The Role of Culturable and Unculturable Bacteria Accompanied with Ryegrass and Eisenia fetida in Biodegradation of Anthracene. Ph.D thesis in Soil Science, University of Tehran.

Kelley I, Freeman JP, Evans FE and Cerniglia CE, 1993. Identification of metabolites from the degradation of fluoranthene by Mycobacterium sp. strain PYR-1. Applied and Environmental Microbiology 59(3), 800-806.

Khan A, 2006. Mycorrhizoremediation—An enhanced form of phytoremediation. Journal of Zhejiang University - Science B 7(7), 503-514.

Kim SJ, Jones RC, Cha CJ, Kweon O, Edmondson RD and Cerniglia CE, 2004. Identification of proteins induced by polycyclic aromatic hydrocarbon in Mycobacterium vanbaalenii PYR-1 using two-dimensional polyacrylamide gel electrophoresis and de novo sequencing methods. Proteomics 4(12), 3899-3908.

Verma A and Pillai MKK, 1991. Bioavailability of soil-bound residues of DDT and HCH to earthworms. Curr. Sci. 61(12), 840-843.

تاثیر دما بر راندمان زیست پالایی نفت توسط باکتریهای *Pseudomonas putida*

سمیه ناجی راد[1]، اکبر قویدل[2]، حسینعلی علیخانی[3]، سیدسعید غیاثی[4]، الناز صباغ تازه[5]، رحمت جوادی آذر[6]

1-استادیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل، 2-استادیار دانشگاه محقق اردبیلی،3-دانشیار دانشگاه تهران، 4-دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه تهران، 5-مربی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز، 6- دانش آموخته کارشناسی ارشد دانشگاه تربیت مدرس

مقدمه: کشور ایران یکی از مناطق مهم نفت خیز جهان می باشد. در مناطقی از ایران که استخراج نفت انجام می شود، همواره خطر آلودگی خاک به نفت خام و مشتقات آن وجود دارد. مواد نفتی در خاکهای آلوده، آب و رسوبات، خطر قابل توجهی برای محیط زیست و سلامت انسان ایجاد می‌کنند؛ ترکیبات هیدروکربنی گروه بزرگ و متنوعی از مولکولهای آلی دارای طیف گسترده ای از خواص متفاوت از نظر وزن مولکولی، ساختار، حلالیت آبی، درجه فرار بودن، ضریب جذب، و غیره می‌باشند (Giordano et al., 2005). از مهمترین آلاینده-های متداول محیط زیست، می توان به؛ نفت خام، گازوئیل، حلالها (حلالهای کلردار و BTEX[1]) و PAHs[2] اشاره کرد (Parker and Pitt, 1987). لذا تحقیقات بر روی روشهای مختلف رفع آلودگی های هیدروکربنی، از جمله چالش های اساسی پیش روی کارشناسان محیط زیست در اقصی نقاط دنیا می باشد (MIrsal Ibrahim, 2004). روشهای بیولوژیکی حذف آلاینده –در مقایسه با روشهای فیزیکی و شیمیایی– به علت توانایی آنها در حذف کامل آلاینده های آلی و سمی و تبدیل آنها به ترکیبات معدنی غیر سمی، بی ضرر و سازگار با محیط زیست، بسیار مورد توجه قرار دارند. "پالایش زیستی" روشی است که بر مبنای تخریب زیستی ذاتی ریزموجودات، همراه با کاهش محدودیت های زیست محیطی برای میکروارگانیزم های تجزیه کننده، بنا نهاده شده است (Yang et al., 2009). اصطلاح "پالایش زیستی"، بیان کننده مراحل تجزیه آلاینده ها در محیط زیست به وسیله روشهای بیولوژیکی است، که بر مبنای پتانسیل متابولیکی میکروارگانیزم ها استوار است، پالایش زیستی می تواند برای محدوده متفاوتی از ترکیبات آلی به کار گرفته شود (Scragg, 2005). از آنجا که"دما" یکی از مهمترین عوامل موثر بر رشد میکروبی و بالطبع موثر بر راندمان تجزیه زیستی نفت خام می باشد (Yang et al., 2009). لذا هدف از این تحقیق بررسی شرایط دمایی مختلف بر راندمان زیست پالایی نفت خام توسط باکتریهای *سودوموناس پوتیدا* می باشد.

مواد و روشها:

۱– آماده سازی و اندازه گیری برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در آزمایش؛

بدین منظور، خاکی با بافت لوم، از منطقه شهریار–تهران نمونه‌برداری و در دمای آزمایشگاه، هواخشک، کوبیده و از الک ۲ میلی لیتر عبور داده شد. سپس، یکسری آزمایشات و اندازه‌گیری‌ها جهت تعیین برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد نظر انجام گرفت. این آزمایشها شامل؛ تعیین pH، EC، ، درصد کربن آلی خاک

[1] - Benzene, Toluene, Ethyl Benzene, Xylene
[2]- Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

(روش والکی بلک)، رطوبت ظرفیت زراعی، درصد نیتروژن کلدال، درصد فسفر قابل جذب (روش اولسن)، میزان گچ و آهک خاک می باشد. تمامی این آزمایشات بر اساس روشهای استاندارد انجام پذیرفت (Page, 1983).

۲- اندازه گیری میزان حذف بیولوژیک نفت خام در خاک، بوسیله گونه باکتریایی *سودوموناس پیوتیدا*:

۱۸ ظرف پلاستیکی در ابعاد یکسان انتخاب گردید و ۵۰۰ گرم خاک توزین و درون هر ظرف ریخته شد. سپس بوسیله نفت خام (به میزان ۴ ٪ وزنی) آلوده گردید. نهایتا در ۹ واحد آزمایشی، اقدام به تلقیح باکتری *سودوموناس پوتیدا* گردید. جهت تلقیح باکتری مذکور، ۱۰ میلی لیتر از باکتریهای خالص شده که بر محیط کشت "نوترین براث[1]" رشد کرده بودند (باکتریهای فعال، ۲۴ ساعت پس از رشد بر روی محیط کشت مذکور و در فاز لگاریتمی[2]) با جمعیت ۳×۱۰^{۹} Bacterial number/ ml بر بستر های آماده شده تلقیح گشتند. سپس رطوبت بسترها به ۵۵٪ درصد ظرفیت نگهداری آب (WHC) رسانده شد و در تمام مدت زمان آزمایش، در همین رطوبت حفظ گردید. این آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی (CRD) با دو سطح باکتریایی (واحدهای آزمایشی تلقیح شده با باکتری *سودوموناس پوتیدا* (B1) و واحدهای آزمایشی بدون تلقیح باکتری *سودوموناس پوتیدا* یا همان شاهد (B0))، سه سطح دمایی (T1، T2 و T3 به ترتیب؛ تیمار ۲۵، ۳۰ و ۳۵ درجه سانتیگراد) در سه تکرار، یعنی مجموعا ۱۸ واحد آزمایشی اجرا گردید. جهت بررسی تاثیر دما بر قابلیت پالایش زیستی نفت خام، تیمارهای آزمایشی شماره گذاری شده و به درون انکوباتوری با دمای ثابت مورد نظر (۲۵، ۳۰ و ۳۵ درجه سانتیگراد) انتقال داده شدند. تیمارهای آزمایشی به مدت ۵۰ روز درون انکوباتور قرار گرفتند و روزانه فاکتور رطوبت در آنها کنترل گردید. پس از طی مدت زمان ۵۰ روز، ۱۰ گرم از بسترهای واحدهای آزمایشی توزین و میزان نفت خام باقیمانده در آنها اندازه‌گیری شد. به ازاء هر۱۰ گرم بستر، ۵۰ میلی لیتر هگزان نرمال (حلال ستخراج کننده نفت خام) به آن اضافه و به مدت ۲ ساعت با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه شیک و سپس به لوله های مخصوص سانتریفیوژ ریخته شدند. نمونه ها درون دستگاه سانتریفیوژ، به مدت ۱۰ دقیقه و با سرعت ۵۰۰۰ در دقیقه (rpm)، قرار داده شد. پس از گذشت مدت زمان مذکور، میزان نفت خام باقیمانده در نمونه ها، به روش "EPA 413.1" اندازه‌گیری گردید (USEPA, 2001؛ Eaton and Franson, 2005). داده های حاصله توسط نرم افزار SAS تحلیل آماری شدند و مقایسه میانگین تیمارها به روش آزمون توکی (HSD) در سطح احتمال ۰/۰۱ انجام پذیرفت ($P>0.01$).

نتایج و بحث: جهت کنترل کلیه عوامل محیطی موثر بر راندمان فرایند پالایش زیستی در تحقیق، برخی ویژگی ها و خصوصیات مهم خاک مورد نظر به دست آمده است که در جدول ۱ ارائه شده است. پس از اندازه گیری میزان "نفت خام" باقیمانده در واحدهای آزمایشی ، میتوان "راندمان زیست پالایی *سودوموناس پوتیدا*" را در هر واحد آزمایشی به دست آورد. . از آنجا که در این روش، ۱۰ گرم از بستر واحدهای آزمایشی توزین شده و میزان نفت خام باقیمانده در آن اندازه گیری می شود، لذا آلودگی نفتی اولیه برای ۱۰ گرم بستر، برابر با ۰/۴ گرم است. قابل ذکر است که در تیمارهای بدون تلقیح با باکتری *سودوموناس پوتیدا* نیز بعد از گذشت مدت زمان ۵۰

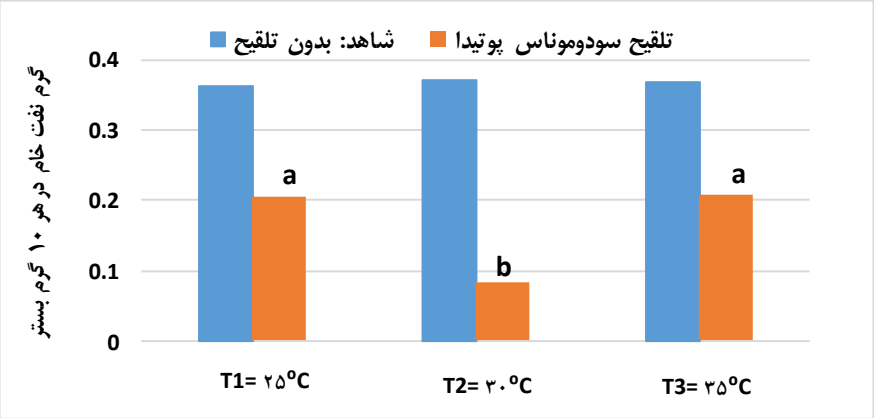
[1] - Nutrient Broth
[2] - Logaritmic Phase

روز، مقداری از نفت خام اولیه کاهش یافته است، که احتمالا به دلیل تجزیه خودبخودی نفت در طی این مدت است، که جهت برآورد میزان نهایی راندمان پالایش زیستی، این مقدار از سایر تیمارها کسر شد.

جدول ۱- برخی مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در تحقیق

مشخصات خاک	اندازه گیری
pH	۸/۲
Ec (دسی زیمنس بر متر)	۱/۲۲
کربن آلی (درصد)	۰/۸۲
نیتروژن (کلدال)(درصد)	۰/۱۱۵
فسفر(اولسن) (میلی گرم بر کیلوگرم خاک)	۴۰/۴۶
پتاسیم (میلی گرم بر کیلوگرم خاک)	۲۲۱
رطوبت ظرفیت زراعی (درصد وزنی)	۳۵
گچ خاک (درصد)	۰
آهک خک (درصد)	۷/۳

نتایج تجزیه واریانس میزان نفت خام باقیمانده در داده های آزمایش نشان می دهد که بین تیمارهای مختلف آزمایش (سطوح باکتری و سطوح مختلف دمایی) و نیز اثر متقابل آنها تفاوت معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۱ وجود. مقایسه میانگین سطوح مختلف دمایی (شکل ۱) نشان می دهد که، بین دمای T2 با دماهای T1 و T3 اختلاف معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۱ وجود دارد ولی بین دمای T1 و T3 اختلاف معنی داری وجود ندارد.



شکل ۱- مقایسه میزان نفت خام باقیمانده در تیمارهای تلقیح شده با باکتری *سودوموناس پوتیدا* تحت شرایط مختلف دمایی نسبت به شاهد

به عبارت دیگر، حداکثر راندمان پالایش زیستی نفت خام توسط باکتریهای *سودوموناس پوتیدا* در محدوده دمایی ۳۰ درجه سانتیگراد و در حدود ۷۹/۸۹ درصد می باشد. راندمان تجزیه زیستی نفت خام تحت شرایط دمایی ۲۵ و

۳۵ درجه سانتیگراد به ترتیب؛ معادل ۴۳/۲ و ۴۳ درصد می باشد. دمای ۲۵ درجه سانتیگراد از یک طرف، اپتیمم رشد این باکتری می باشد ولی از طرف دیگر، قابلیت دسترسی زیستی نفت خام را کاهش می دهد. دمای ۳۵ درجه سانتیگراد دقیقا حالت عکس دارد، یعنی قابلیت دسترسی زیستی نفت خام را افزایش داده ولی از طرفی نیز از دمای اپتیمم رشد باکتری *سودوموناس پوتیدا* فاصله دارد. لذا بهبود شرایط تجزیه زیستی و کاهش بیشتر نفت خام در تیمارهای دمایی ۳۰ درجه سانتیگراد، احتمالا به برآورد میانگین این اثرات در این شرایط دمایی باز می گردد. مشابه نتایج بدست آمده در تحقیق، در مطالعات پیشین Onwurah و Nwuke در سال ۲۰۰۴، Loh و Cao در سال ۲۰۰۸ و نیز Obayori و همکاران در سال ۲۰۰۹ مشاهده می شود. باکتریهای نفت خوار *سودوموناس پوتیدا* نقش موثری در کاهش آلاینده های هیدروکربنی محیط زیست دارند و با کنترل شرایط محیطی ازجمله؛ دما، می توان راندمان پالایش زیستی آنها را افزایش داد.

منابع:

1-Eaton AD and Franson MAH, 2005. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater: American Public Health Association.

2-Giordano A, Stante L, Pirozzi F, Cesaro R, Bortone G, 2005. Sequencing batch reactor performance treating PAH contaminated lagoon sediments, J. Hazard. Mater. B119. 159–166.

3-Loh K, C, and Cao B, 2008. Paradigm in biodegradation using Pseudomonas putida . A review of proteomics studies.Enzyme and Microbial Technology, 43(1), 1-12.

4-Mirsal Ibrahim A, 2004. Soil pollution: origin, monitoring and remediation, 1st Ed., Springer, Germany.

5-Obayori OS, Adebusoye SA, Adewale AO, Oyetibo GO, Oluyemi OO, Amokun RA, and Ilori MO, 2009. Differential degradation of crude oil (Bonny Light) by four Pseudomonas strains.Journal of Environmental Sciences,21(2), 243-248.

6-Onwurah IN, and Nwuke C, 2004. Enhanced bioremediation of crude oil-contaminated soil by a Pseudomonas species and mutually associated adapted Azotobacter vinelandii.Journal of Chemical Technology and Biotechnology,79(5), 491-498.

7- Page AL, 1983. Method of soil analysis (part 2: chemical & microbiological properties). American society of Agronomy, Inc. Soil science society of America, Inc.

8-Parker HD, and Pitt GD, 1987. Pollution control instrumentation for oil and effluents. Publisher- Graham & Trotman. (Page: 7-9).

9-Scragg A, 2005. Bioremediation, Environ. Biotechnol. 173–229.

10-USEPA. 2001. Guideline for the bioremediation of marine shorelines and fresh water wetland. Office of research and development, US Environmental Protection Agency.

11-Yang, SZ, Jin HJ, Wei Z, He RX, Ji YJ, Li, XM, and Yu SP, 2009. Bioremediation of oil spills in cold environments: A review. Pedosphere. 19(3): 371–381.

پالایش زیستی نفت خام توسط باکتریهای *Pseudomonas putida* تحت شرایط مختلف رطوبتی

سمیه ناجی راد[۱]، اکبر قویدل[۲]، حسینعلی علیخانی[۳]، سیدسعید غیاثی[۴]، الناز صباغ تازه[۵]، رحمت جوادی آذر[۶]

[۱] استادیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل، [۲] استادیار دانشگاه محقق اردبیلی، [۳] دانشیار دانشگاه تهران، [۴] دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه تهران، [۵] مربی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تبریز، [۶] دانش آموخته کارشناسی ارشد دانشگاه تربیت مدرس

مقدمه: تامین اهداف اساسی توسعه پایدار محیط زیست یک کشور، در گرو فراهم سازی کلیه عوامل مرتبط با حفظ سلامت خاک و آب آن کشور می باشد. افزایش روزافزون آلودگیهای نفتی در محیط زیست –در حین حفاری و یا نقل و انتقال آنها–، نه تنها تاثیرات سوئی بر اکولوژی، که بر سلامت انسانها نیز دارد. لذا تحقیقات بر روی روشهای مختلف رفع آلودگی های هیدروکربنی، از جمله چالش های اساسی پیش روی کارشناسان محیط زیست در اقصی نقاط دنیا می باشد (MIrsal Ibrahim, 2004). انتخاب بهترین روش جهت رفع آلودگیهای محیط زیست، روشی است که به طور اعم دارای ویژگیهای زیر باشد؛ ۱– صرفه اقتصادی داشته باشد ۲– صرفه زمانی داشته باشد ۳– کمترین آثار تخریب محیط زیست را به همراه داشته باشد. با توجه به ویژگیهای ذکر شده، فناوری زیست پالایی یکی از روشهای مهم و اساسی در این زمینه می باشد. "پالایش زیستی" روشی است که بر مبنای تخریب زیستی ذاتی ریزموجودات، همراه با کاهش محدودیت های زیست محیطی برای میکروارگانیزم های تجزیه کننده، بنا نهاده شده است (Yang et al., 2009). به عبارتی دیگر، پالایش زیستی عبارت از مراحلی است که تلاش می کند تخریب میکروبی در محیط را افزایش دهد و موفقیت این روش، بستگی به توانایی ما در بهینه سازی شرایط فیزیکی، شیمیایی و زیستی در محوطه آلوده تحت عملیات دارد (Zhu et al., 2004). میزان کارایی عملیات زیست پالایی تا حدود زیادی منوط به کنترل و بهینه سازی شرایط محیطی از جمله "رطوبت" می باشد (Yuan et al., 2000). لذا بررسی و کنترل کلیه این عوامل محیطی (در این تحقیق؛ رطوبت) گامی مهم در راستای نیل به هدف پاکسازی آلاینده های نفتی محیط است. به علت نرخ تولید و مصرف بالای نفت خام در ایران و بسیاری از کشورهای دیگر، این برش نفتی به عنوان آلاینده اصلی و از طرفی نیز، باکتری جنس "*سودوموناس*"، گونه "*پوتیدا*"، به عنوان باکتری نفت خوار انتخاب گردید. هدف از این تحقیق بررسی قابلیت و راندمان پالایش زیستی خاک آلوده به نفت خام توسط باکتری های گونه *سودوموناس پوتیدا* در شرایط مختلف رطوبتی می باشد.

مواد و روشها:

۱– آماده سازی و اندازه گیری برخی پارامترهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در آزمایش؛

بدین منظور، خاکی با بافت لوم، از منطقه شهریار–تهران نمونه‌برداری و در دمای آزمایشگاه، هواخشک، کوبیده و از الک ۲ میلی لیتر عبور داده شد. سپس، یکسری آزمایشات و اندازه‌گیری‌ها جهت تعیین برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد نظر انجام گرفت. این آزمایشها شامل؛ تعیین pH، EC، ، درصد کربن آلی خاک (روش والکی بلک)، رطوبت ظرفیت زراعی، درصد نیتروژن کلدال، درصد فسفر قابل جذب (روش اولسن)، میزان

گچ خاک و آهک خاک می باشد. تمامی این آزمایشات بر اساس روشهای استاندارد انجام پذیرفت (Page, 1983).

۲- اندازه گیری میزان حذف بیولوژیک نفت خام در خاک، بوسیله گونه باکتریایی *سودوموناس پیوتیدا*:

این تحقیق با دو سطح باکتریایی (واحدهای آزمایشی تلقیح شده با باکتری *سودوموناس پوتیدا* (B1) و واحدهای آزمایشی بدون تلقیح باکتری *سودوموناس پوتیدا* یا همان شاهد (B0)) ، سه سطح رطوبتی (M1، M2 و M3 به ترتیب؛ تیمار رطوبتی F.C ۳۰٪، تیمار رطوبتی F.C ۵۵٪ و تیمار رطوبتی F.C ۸۰٪) در سه تکرار (مجموعا ۱۸ واحد آزمایشی) به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی (CRD) اجرا شد. ۱۸ ظرف پلاستیکی در ابعاد یکسان انتخاب و ۵۰۰ گرم خاک به درون آنها توزین گردید. سپس بوسیله نفت خام به میزان ۴٪ وزنی آلوده گردید (جرم حجمی نفت خام معادل ۰/۸۶۲ گرم بر سانتیمتر مکعب است، لذا چهار درصد وزنی آلودگی نفتی برای ۵۰۰ گرم خاک، معادل ۲۳/۲ گرم نفت خام می باشد که به صورت اسپری کردن به خاک اضافه گردید). جهت تلقیح باکتری *سودوموناس پوتیدا* در تیمارهای تلقیح شده با باکتری، ۱۰ میلی لیتر از باکتریهای خالص شده که بر محیط کشت "نوترین براث[1]" رشد کرده بودند (باکتریهای فعال، ۲۴ ساعت پس از رشد بر روی محیط کشت مذکور و در فاز لگاریتمی[2]) با جمعیت ۳×۱۰^{۹} Bacterial number/ ml بر بستر های آماده شده تلقیح گشتند. تیمارهای آزمایشی شماره گذاری شده و درون انکوباتوری با دمای ثابت ۳۰ درجه سانتیگراد قرار داده شدند. تیمارهای آزمایشی به مدت ۵۰ روز درون انکوباتور قرار گرفتند و روزانه فاکتور رطوبت در آنها کنترل گردید. جهت حفظ فاکتورهای رطوبتی (F.C ۳۰٪، F.C ۵۵٪ و F.C ۸۰٪)، واحدهای آزمایشی روزانه با ترازوی حساس توزین شده و کمبود رطوبت آنها با اضافه کردن آب مورد نیاز باکتریها توسط روش "اسپری کردن" تامین گردید. پس از طی مدت زمان ۵۰ روز، ۱۰ گرم از بسترهای واحدهای آزمایشی توزین و میزان نفت خام باقیمانده در واحدهای آزمایشی اندازه‌گیری شد. به ازاء هر۱۰ گرم بستر، ۵۰ میلی لیتر "هگزان نرمال" (حلال استخراج کننده هیدروکربن نفتی) به آن اضافه و به مدت ۲ ساعت با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه شیک و سپس به لوله های مخصوص سانتریفیوژ ریخته شدند. نمونه ها درون دستگاه سانتریفیوژ، به مدت ۱۰ دقیقه و با سرعت ۵۰۰۰ دور در دقیقه (rpm)، قرار داده شد. پس از گذشت مدت زمان مذکور، میزان نفت خام باقیمانده در نمونه ها، به روش "EPA 413.1" اندازه‌گیری گردید (USEPA, 2001؛ Eaton and Franson, 2005). داده های حاصله توسط نرم افزار SAS تحلیل آماری شدند و مقایسه میانگین تیمارها به روش آزمون توکی (HSD) در سطح احتمال ۰/۰۱ انجام پذیرفت ($P>0.01$).

نتایج و بحث: جهت کنترل کلیه عوامل محیطی موثر بر راندمان فرایند پالایش زیستی در تحقیق، برخی ویژگی ها و خصوصیات مهم خاک مورد نظر به دست آمده است که در جدول ۱ ارائه شده است. در این روش، ۱۰ گرم از بستر واحدهای آزمایشی توزین شده و میزان نفت خام باقیمانده در آن اندازه گیری میشود، لذا آلودگی نفتی اولیه برای ۱۰ گرم بستر، برابر با ۰/۴ گرم است. کاهش جزئی در غلظت اولیه نفت خام در واحدهای

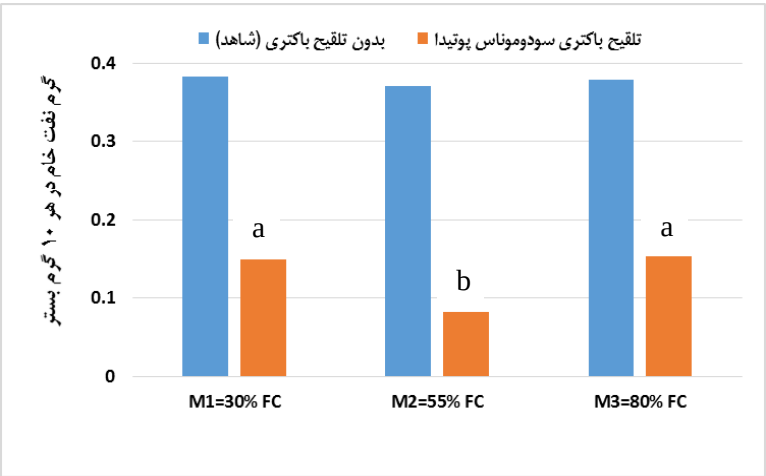
[1] - Nutrient Broth
[2] - Logaritmic Phase

آزمایشی بدون باکتری، نشاندهنده آن است که، عوامل غیر بیولوژیکی تاثیر چندانی در حذف آلاینده ندارد و این مقدار کاهش اندک نیز، می تواند ناشی از تخریب خودبخودی نفت خام باشد.

جدول ۱- برخی مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده در تحقیق

مشخصات خاک	اندازه گیری
pH	۸/۲
Ec (دسی زیمنس بر متر)	۱/۲۲
کربن آلی (درصد)	۰/۸۲
نیتروژن (کلدال)(درصد)	۰/۱۱۵
فسفر(اولسن) (میلی گرم بر کیلوگرم خاک)	۴۰/۴۶
پتاسیم (میلی گرم بر کیلوگرم خاک)	۲۲۱
رطوبت ظرفیت زراعی (درصد وزنی)	۳۵
گچ خاک (درصد)	۰
آهک خک (درصد)	۷/۳

نتایج تجزیه واریانس میزان نفت خام باقیمانده در داده های آزمایش نشان می دهد که بین تیمارهای مختلف آزمایش (سطوح باکتری و سطوح مختلف رطوبتی) و نیز اثر متقابل آنها تفاوت معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۱ وجود دارد. مقایسه میانگین سطوح مختلف رطوبتی با آزمون توکی (شکل ۱) نشان می دهد که، بین رطوبت M2 (رطوبت ۵۵٪ FC) با رطوبت های M1 (رطوبت ۳۰٪ FC) و M3 (رطوبت ۸۰٪ FC) اختلاف معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۱ وجود دارد ولی بین رطوبت های M1 و M3 اختلاف معنی داری وجود ندارد. به عبارت دیگر، بیشترین میزان پالایش زیستی نفت خام توسط باکتریهای *سودوموناس پوتیدا*، در محدوده رطوبتی ۵۵٪FC رخ داده است. یعنی شرایط بهینه و مطلوبتری نسبت به سطوح رطوبتی ۳۰٪FC و ۸۰٪FC داشته است.



شکل ۱- مقایسه میزان نفت خام باقیمانده در تیمارهای تلقیح شده با باکتری *سودوموناس پوتیدا* تحت شرایط مختلف رطوبتی نسبت به شاهد

جهت حفظ بالاترین راندمان زیست پالایی، می باید نسبت بین رطوبت و تهویه بسترهای آزمایشی تحت عملیات میکروبی، در حد متعادل حفظ گردد تا در حین حداکثر رشد و فعالیت باکتری، حداکثر تجزیه هوازی نفت خام نیز فراهم شود. مشابه نتایج به دست آمده در این تحقیق، در تحقیقات Yuan و همکاران در سال ۲۰۰۰، Atagana و همکاران در سال ۲۰۰۳ نیز دیده می شود. درصد پالایش نفت خام تحت شرایط رطوبتی ۳۰٪FC، ۵۵٪FC و ۸۰٪FC به ترتیب معادل؛ ۶۱/۰۴، ۷۷/۸۹ و ۵۹/۶۸ درصد می باشد. باکتریهای نفت خوار "*سودوموناس پوتیدا*" در حذف زیستی آلاینده های نفتی بسیار کارآمد می باشند (Onwurah and Nwuke, 2004; Loh and Cao, 2008; Obayori et al., 2009) و با کنترل شرایط محیطی می‌توان تاثیر آنها را در تجزیه زیستی آلودگی افزایش داد.

منابع:

Atagana, H. I., Haynes, R. J., & Wallis, F. M. 2003. Optimization of soil physical and chemical conditions for the bioremediation of creosote-contaminated soil. Biodegradation, 14(4), 297-307.

Eaton AD and Franson MAH, 2005. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater: American Public Health Association.

Loh, K. C., & Cao, B. (2008). Paradigm in biodegradation using Pseudomonas putida . A review of proteomics studies. Enzyme and Microbial Technology, 43(1), 1-12.

Mirsal Ibrahim, A. (2004). Soil pollution: origin, monitoring and remediation, 1st Ed., Springer, Germany.

Obayori, O. S., Adebusoye, S. A., Adewale, A. O., Oyetibo, G. O., Oluyemi, O. O., Amokun, R. A., & Ilori, M. O. (2009). Differential degradation of crude oil (Bonny Light) by four Pseudomonas strains. Journal of Environmental Sciences, 21(2), 243-248.

Onwurah, I. N., & Nwuke, C. (2004). Enhanced bioremediation of crude oil-contaminated soil by a Pseudomonas species and mutually associated adapted Azotobacter vinelandii. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 79(5), 491-498.

Page AL, 1983. Method of soil analysis (part 2: chemical & microbiological properties). American society of Agronomy, Inc. Soil science society of America, Inc.

USEPA. 2001. Guideline for the bioremediation of marine shorelines and fresh water wetland. Office of research and development, US Environmental Protection Agency.

Yang, SZ, Jin HJ, Wei Z, He RX, Ji YJ, Li, XM, and Yu SP, 2009. Bioremediation of oil spills in cold environments: A review. Pedosphere. 19(3): 371–381.

Yuan, S.Y., Wei, S.H., Chang, B.V., 2000. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by a mixed culture. Chemosphere 41, 1463–1468.

Zhu, X., A. D., Venosa, M. T., Suidan, and K., Lee. 2004. Guidelines for the bioremediation of oil –contaminated salt marsh. EPA/600/R-04/074.

پالایش فلز سنگین سرب به وسیله گیاه سوپرجاذب پیازچه کوهی *(Allium schoenoprasum L.)*

خدیجه حسن زاده[۱]، سمیه ناجی راد[۲]، ابراهیم فتایی[۳] و علی اکبر ایمانی[۴]
به ترتیب؛ ۱- دانشجوی کارشناسی ارشد* و ۲- استادیاران دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل

مقدمه

امروزه یکی از مسایل مهم زیست محیطی، آلوده شدن خاک ها به فلزات سنگین می باشد که متاسفانه به دلیل ورود انواع پسماندهای صنعتی و ضایعات کارخانه های مختلف، میزان ورود این فلزات به خاک رو به افزایش است (سپهری و همکاران، ۱۳۸۵). سرب یک فلز پر مصرف و یک سم پایدار است که علیرغم شناختی که نسبت به سمیت این عنصر وجود دارد هنوز هم درگستره وسیعی از صنایع مصرف می‌شود بطوریکه پس از آهن پرمصرفترین فلز می باشد (ثنائی، ۱۳۷۱). مقدار عادی سرب در خاک کمتر از ppm ۵۰ و به طور متوسط ۱۵ گزارش شده در حالیکه این مقدار در خاک های آلوده به سرب، به بیش از ۱۰۰ می رسد (Hutzinger, 1980). گیاه پالایی یا "پالایش سبز" یک تکنولوژی نوپا برای پالایش خاک های آلوده، آب های زیرزمینی و فاضلاب می باشد که هم مقرون به صرفه بوده و هم به تجهیزات کم نیاز دارد و به عنوان استفاده مهندسی از گیاهان سبز – اعم از علف ها و گونه های چوبی- برای از بین بردن یا بی ضرر کردن آلاینده های محیطی از قبیل فلزات سنگین، عناصر کمیاب، ترکیبات آلی و ترکیبات رادیواکتیو در خاک یا آب به کار برده می شود (Hamadouche et al,2012). در این پژوهش میزان توانایی گیاه پیازچه کوهی در جذب فلز سنگین سرب که از آلاینده های شایع خاک است، مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش ها

جهت شروع کار، خاکی با بافت لومی شنی تهیه شده به گلخانه دانشگاه منتقل گردید، کوبیده و هوا خشک گردیده و از الک چهار میلی متری رد شد. جهت آگاهی از یک سری ویژگی های مهم خاک مورد نظر نیز، یک کیلو از نمونه خاک از الک دومیلی متری رد شده و به آزمایشگاه منتقل گردید. این آزمایش که به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی اجرا شد، در سه سطح غلظت آلودگی فلز سنگین سرب (۰= pb، ۲۵۰= pb، ۵۰۰= pb)، در سه تکرار و در مجموع، ۹ واحد آزمایشی راه اندازی گردید. لذا ۹ گلدان پلاستیکی ۴ کیلوگرمی و با ارتفاع ۲۰ سانتی متر تهیه شده و با خاک مورد نظر پر شد. در ادامه، مقدار جرم های لازم از نمک نیترات سرب برای هر غلظت، محاسبه شده، با ترازوی حساس توزین گردیده و سپس خاک گلدان ها بر مبنای تیمارهای مختلف غلظت آلاینده سرب (۰، ۲۵۰، ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک)، آلوده شده و خوب مخلوط شدند تا خاک یکنواختی بدست آید. نمونه های تیمار شده تا حد رطوبت ظرفیت مزرعه آبیاری و به منظور کلاته شدن بیشتر این عناصر با کلوئیدهای خاک و فراهم شدن آلودگی با عناصر، گلدان های تیمار شده به مدت ۱۰ روز در این وضعیت ثابت نگه داشته شد. جهت کاشت بذور ابتدا تعداد بیشتری از بذرهای گیاه پیازچه کوهی در هر یک از گلدان ها کشت شده و پس از اطمینان از جوانه زنی، بذرها به تعداد چهار عدد در هرگلدان تنک گردیدند. نمونه ها به مدت ۴۵ روز در محیط گلخانه و در محدوده دمایی ۲۸ تا ۳۲ درجه سانتی گراد نگه داری شده و هر روز به میزان ۷۰ درصد ظرفیت زراعی، آبیاری شدند. همچنین با هرس هرروزه، از رشد هر گونه علف هرز در گلدان ها و ایجاد خطا در آزمایشات جلوگیری به عمل آمد. پس از طی مدت زمان ۴۵ روز، نمونه ها برداشت شد. خاک اطراف ریشه ها به آرامی با دست تمیز شده و با آب مقطر شسته شد. ریشه و اندام هوایی نمونه ها از هم جدا گردیده و به مدت ۴۸ ساعت و با دمای ۷۵ درجه سانتیگراد، در دستگاه آون قرار داده شدند. در ادامه نمونه ها پودر گردیده، یک گرم از هر نمونه توزین شده، در بوته های چینی کوچک ریخته شده و به مدت دو ساعت و

دمای ۵۵۰ درجه سانتیگراد، در داخل کوره قرار داده شدند تا خاکستر شوند. عصاره گیری از نمونه ها با اسیدکلریدریک دو نرمال انجام شده و غلظت سرب موجود در نمونه ها با دستگاه جذب اتم (ASS) مدل Perkin Elmer قرائت گردید (Jones, 2001).

نتایج و بحث

چنانچه در بخش قبل اشاره گردید، برخی آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی بر خاک مورد آزمایش انجام گردید که نتایج حاصل از آن در جدول ۴-۱ ارائه شده است:

جدول ۱: مشخصات خاک مورد آزمایش

EC (ds/m)	pH	F.C (%)	T.N (%)	P.P.M (%)	O.C (%)	Texture	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
۲/۲۵	۷/۷۵	۰/۲۶	۰/۱۸۶	۲٤/٤	۱/۷۹	Sandy loam	۵۰	۳۲	۱۸

نتایج مقایسه میانگین (جدول ۲ و ۳) بین غلظت های مختلف فلز سرب و تجمع آن در اندام هوایی و ریشه گیاه پیازچه کوهی نشان می دهد تغییرات مربوط به میزان سرب در ریشه و اندام هوایی این گیاه، تحت تاثیر غلظت های مختلف سرب اضافه شده به خاک گلدان ها بوده و رابطه مستقیم و معنی داری بین غلظت های به کار رفته و جذب شده در گیاه وجود دارد. بر این اساس، با افزایش غلظت فلز در خاک، غلظت آن چه در اندام های هوایی و چه در ریشه گیاه، افزایش می یابد.

جدول ۲: مقایسه میانگین میزان سرب در اندام هوایی گیاه پیازچه کوهی در سه سطح غلظت

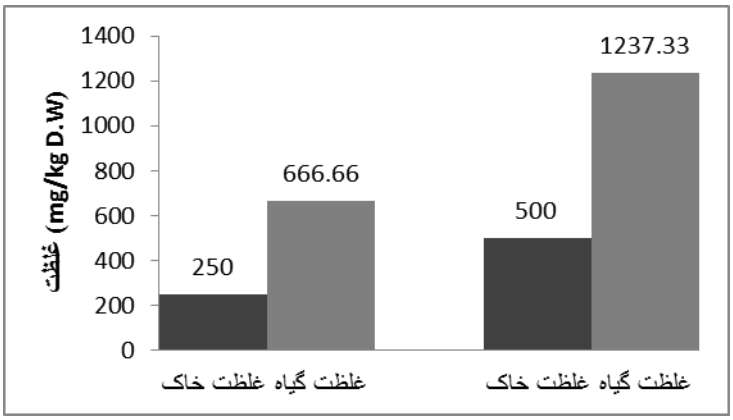
سطوح غلظت ($mg\ kg^{-1}$)	غلظت سرب در اندام هوایی گیاه (mg/ kg D.W)
(۰) C_1	۰^{c}
(۲۵۰) C_2	۴۳/۳۳^{b}
(۵۰۰) C_3	۱۰۹/۳۳^{a}

جدول ۳: مقایسه میانگین میزان سرب در ریشه گیاه پیازچه کوهی در سه سطح غلظت

سطوح غلظت ($mg\ kg^{-1}$)	غلظت سرب در ریشه گیاه (mg/ kg D.W)
(۰) C_1	۰c

(۲۵۰) C_2	۶۲۳/۳۳[b]
(۵۰۰) C_3	۱۱۲۸[a]

شکل ۱ نیز نشان می دهد با افزایش غلظت فلز در خاک، میزان آن در گیاه افزایش یافته است. به گونه ای که میانگین میزان گیاه تجمعی این گیاه در دو غلظت ۲۵۰ و ۵۰۰، به ترتیب برابر ۶۶۶/۶۶ و ۱۲۳۷/۳۳ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه می باشد. بنابراین می توان نتیجه گرفت که گیاه پیازچه کوهی می تواند یک گیاه سوپرانباشتگر برای فلز سرب معرفی گردد. نتایج تحقیقات پیشین نیز گواهی بر صحت نتایج این تحقیق می باشد. jain و همکاران در سال ۲۰۰۱، Mozafar و همکاران در سال ۲۰۰۲، Zhang و همکاران در سال ۲۰۰۵، Soudek و همکاران در سال ۲۰۰۶ و Makhmudova و همکاران در سال ۲۰۱۱، همگی در پژوهش های خود، به این نتیجه رسیده اند که گیاهان خانواده Allium، گیاهانی سوپرجاذب برای فلزات سنگین می باشند.



شکل ۱: میزان گیاه تجمعی پیازچه کوهی *(Allium schoenoprasum L.)* در سطوح مختلف غلظت فلز بعد از ٤٥ روز

نتیجه دیگر این پژوهش تجمع بیشتر فلز سنگین سرب در ریشه نسبت به اندام هوایی می باشد. که این تنیجه نیز با تحقیقات پیشین همخوانی دارد. نعمت شاهی و همکاران (۱۳۹۰)، پژوهشی روی میزان انباشتگی فلزات سنگین در گیاه پیاز خوراکی *(Allium cepa cv. Hybrid)* انجام دادند و نتیجه گرفتند که میزان فلزات سنگین در ریشه و بخش هوایی، با افزایش غلظت این عنصر در محیط کشت، افزایش می یابد و تجمع آن در ریشه به مراتب بیشتر از بخش هوایی می باشد.

منابع

- ثنائی غ ح. ۱۳۷۱. سم شناسی صنعتی. تهران: انتشارات دانشگاه تهران، جلد اول، چاپ سوم، ۲۱۳-۱۸۱.
- سپهری م، صالح راستین ن، اسدی رحمانی ه، علیخانی ح. ۱۳۸۵. اثرات آلودگی خاک به کادمیوم بر توان گره زایی و تثبیت نیتروژن سویه های بومی سینوریزوبیوم ملیلوتی (Sinorhizobium meliloti). مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۰(۱): ۱۶۲ – ۱۵۳.
- نعمت شاهی ن، لاهوتی م، گنجعلی ع، احسانی ت. ۱۳۹۰. بررسی میزان انباشتگی و توزیع کروم Cr^{3+} در گیاه پیاز خوراکی(Allium cepa cv. Hybrid). اولین همایش ملی گیاه پالایی، کرمان، ۲۷ بهمن.

- Hutzinger O. 1980. The hand book of environmental chemistry. Vol. 3part. A. PP: 59 – 107.
- Hamadouche N.A., Aoumeur H., Djediai S., Slimani M., Aoues A. 2012. Phytoremediation potential of Raphanussativusl for lead contaminated soil. Acta Biological Szegediensis, 56: 43-49.
- Jones J.B. 2001. Laboratory guide for conductng soil testsand plant analyses. CRC Press Boca Raton FL. Pp: 199- 201.
- Jiang W., Liu D., Hou W. 2001. Hyperaccumulation of cadmium by roots, bulbs and shoots of garlic *(Allium sativum L.)*. Bioresource Technology. 76: 9-13.
- Mozafar A., Ruh R., Klingel P., Gamper H., Egli S., Frossard E. 2002. Effect of heavy metal contaminated shooting range soils on mycorrhizal colonization of roots and metal uptake by leek. Environmental Monitoring and Assessment: 79, 177-191.
- Makhmudova M., Soudek P., Ljubenova L., Ostrozhenkova E., Vanek T., Schroder P., Eisenriech W., Bacher A., Golden-Goldhirsh A. 2006. Shoot and root profiles of metabolites, enzymes and anatomy of Allium schoenoprasum grown in heavy metal contaminated solution. ROOT TO SHOOT TRANSLOCATION OF POLLUTANTS AND NUTRIENTS, Santiago de Compostela, Spain, 22-24 June, PP: 38.
- Soudek P., Valenova S., Golden-Goldhirsh A., Vanek T. 2006. Heavy metal uptake and translocation in hydroponically cultivated Allium plant species. ROOT TO SHOOT TRANSLOCATION OF POLLUTANTS and NUTRIENTS, Santiago de Compostela, Spain, 22-24 June, pp: 65.

مدیریت زیست محیطی خاکهای آلوده به مواد نفتی در میادین نفتی اهواز

رضوان سروش نیا[*1]، فخرالسادات حسینی نسب[2]، هدا کریمی[1]

Sorooshnia.Rezvan@yahoo.com

[1]دانشجوی کارشناسی ارشد آلودگی های محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان، باشگاه پژوهشگران جوان، اهواز، ایران

[2]دانشجوی کارشناسی ارشد ارزیابی و آمایش سرزمین، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

در تمام دنیا، آغاز آلودگی های زیست محیطی به دوران استفاده از شیوه نوین در ارتباط با گسترش معادن و کارخانجات باز می گردد. در این دوران رشد جمعیت و متعاقب آن فزونی مصرف و نیازها، شتاب زدگی حیرت آور در مصرف منابع زمین و اختلاف پتانسیل بین تولید جوامع توسعه یافته و توسعه نیافته، مجموعاً بر روی تعادل در حوزه زندگی اجتماعی و بیولوژیک انسان تأثیرات جدی بر جای گذاشتند. این پیشرفت موجب شد که دست ساخت های بشری به میزان وسیع تولید شود و نتیجه این امر تولید ضایعات پسماندها، پساب ها، گازهای آلاینده و سایر عواملی است که بطور مستقیم یا غیر مستقیم اثرات مخرب بر زندگی انسان دارند. آلودگی خاک به مواد نفتی از جمله معضلات مهم زیست محیطی به شمار می آید. تجمع آلاینده های نفتی در محیط زیست، سبب بروز مشکلات بسیاری شده است، زیرا خاک آلوده به این ترکیبات برای اهداف کشاورزی، صنعتی یا مراکز تفریحی غیر قابل استفاده است و همچنین منبعی بالقوه برای آلوده ساختن آبهای سطحی و زیرزمینی به شمار می رود (kaminka,2001؛ pivetz ,2001).

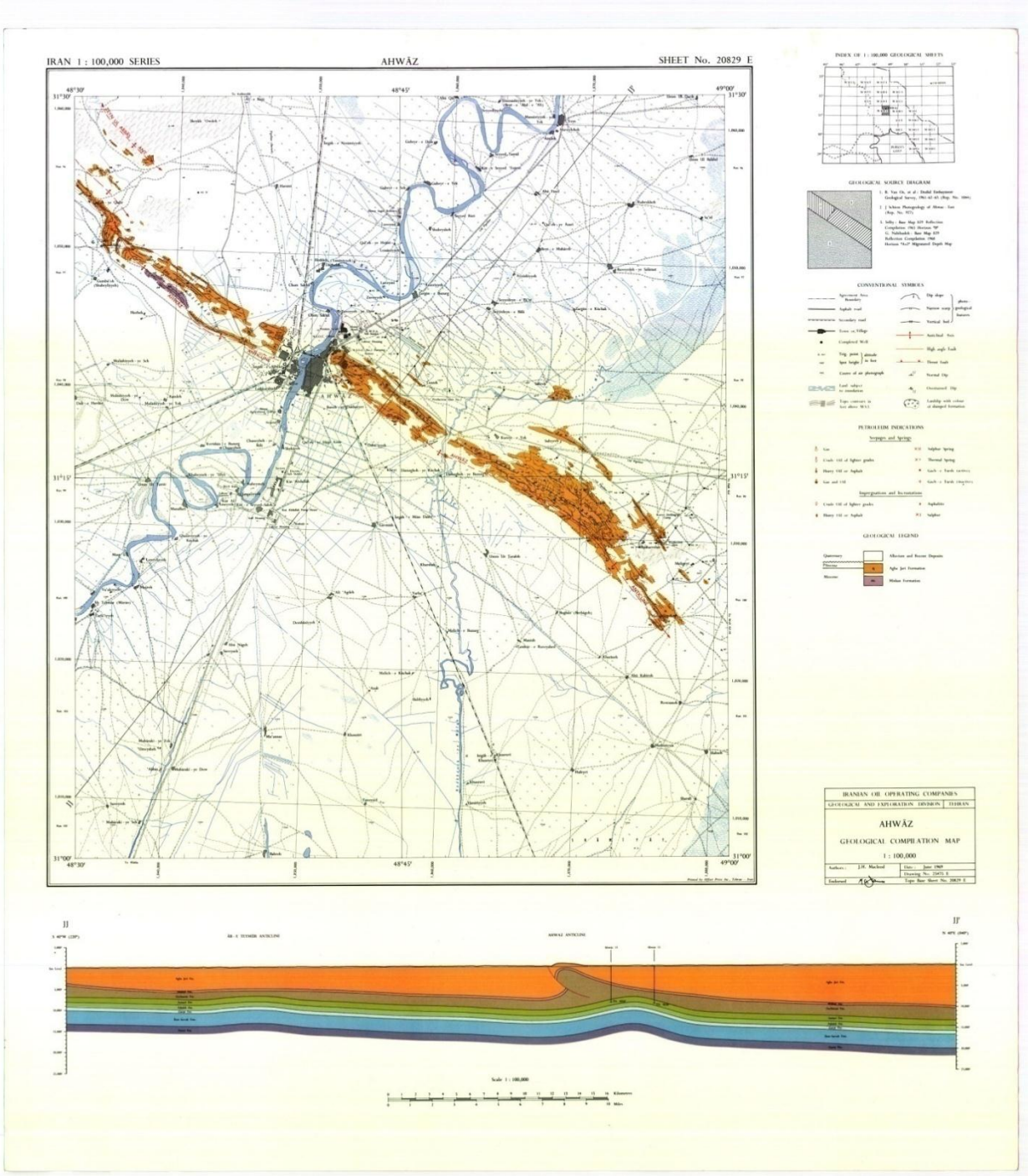
شرکت بهره برداری نفت و گاز کارون به عنوان بزرگ ترین شرکت تولیدی نفت تابعه شرکت ملی مناطق نفت خیز جنوب است. تولید این شرکت از میدان های نفتی اهواز با ۴۴۷ حلقه چاه، منصوری با ۷۸ حلقه چاه، آبتیمور با ۴۵ حلقه چاه، رامین با ۷ حلقه چاه، آزادگان با ۲۴ حلقه چاه و جفیر با ۵ حلقه چاه انجام می گیرد (روابط عمومی شرکت بهره برداری نفت و گاز کارون، ۱۳۹۲). مجموعه های صنعتی این شرکت دارای کارخانه های بهره برداری و نمکزدایی می باشند، جهت جمع آوری پساب های نفتی این کارخانه ها مکانهایی به صورت گودال در نظر گرفته شده است که عایق بندی نبوده و امکان نشت آلودگی به اعماق خاک وجود دارد. در این مقاله جهت بررسی آلودگی نفتی خاک منطقه، نمونه برداری از خاک اطراف این گودال ها صورت گرفت. هدف از انجام این پژوهش تعیین غلظت فلزات سنگین مس، کادمیوم، آهن، نیکل، منیزیم، منگنز، قلع و وانادیوم در خاک میادین نفتی است. انبیاء و همکاران در سال ۱۳۸۴ تحقیقی تحت عنوان بررسی اثرات زیست محیطی جیوه و آرسنیک ناشی از پسماندهای حفاری نفت پرداخته شده که بدین منظور نمونه هایی از پسماندهای حفاری لایه های آغاجاری، میشان و گچساران مورد آنالیز قرار گرفته است. نتایج این تحقیق نشان داده است که مطابق استاندارد سازمان محیط زیست تنها آلاینده های جیوه و آرسنیک بیش از حد مجاز بوده است (انبیا و همکاران، ۱۳۸۴). در سال ۲۰۰۵ تحقیقی با عنوان بررسی بازدارندگی سرب بر تصفیه زیستی خاکهای آلوده به نفت انجام شد. نتایج نشان داد که سطح میزان سرب در خاک آلوده به نفت سه برابر بیشتر از خاک غیر آلوده به نفت می باشد (S.Al-saleh et al, 2005).

مواد و روش ها

شرکت بهره برداری نفت و گاز کارون از شمال به شهرهای رامین و مسجدسلیمان، از شمال شرقی به شادگان، از جنوب غربی به سوسنگرد و از شرق به شرکت بهره برداری نفت و گاز مارون محصور گردیده است. جهت تعیین میزان آلودگی فلزات سنگین، نمونه برداری از اطراف حوضچه های پساب میادین نفتی به صورت سیستماتیک از عمق ۲۰ سانتی متری خاک صورت گرفت. در مجموع ۶۴ نمونه برداشت گردید.

پس از نمونه برداری، نمونه های خاک به آزمایشگاه منتقل شد تا آماده سازی آن ها برای هضم انجام شود. برای خشک کردن نمونه ها، آن ها را در ظروف پتری دیش به مدت ۴۸ ساعت در آون با دمای ۵۰ درجه سانتی گراد قرار داده شدند. پس از خشک شدن خاک ها، نمونه با استفاده از هاون عقیق پودر و ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون توسط الک ۲۳۰ جداسازی گردیدند (کرباسی، ۱۳۷۹).

برای هضم نمونه ها از روش هضم کامل استفاده گردید، به طوری که نیم گرم از هر نمونه بطور جداگانه وزن و در بشر پلی اتیلنی قرار داده شد و ۷ سی سی تیزاب سلطانی به آن اضافه گردید و سپس ۳ الی ۴ قطره اسیدکلریدریک یک نرمال به آن اضافه شد تا جوش و خروش آن کم شود. محلول به دست آمده داخل حمام شن در دمای ۱۲۵ درجه سانتیگراد قرار داده شد. این عمل را تا شفاف شدن محلول ادامه دادیم. سپس ۳ سی سی اسید پرکلریک به نمونه ها اضافه نمودیم و نمونه های محلول را با عبور از کاغذ صافی شماره ۴۵ فیلتر کرده و حجم آن را با آب مقطر به ۵۰ میلی لیتر رساندیم و در نهایت نیز برای قرائت غلظت عناصر مورد ارزیابی، نمونه ها به دستگاه پلاسمای جفت شونده القائی- اسپکتروسکپی نشری تزریق گردید (Cao et al, 1984).



نقشه ۱- میدان نفتی اهواز

نتایج و بحث

نتایج حاصل از سنجش آلودگی فلزات سنگین نشان داد که میانگین غلظت تمام فلزات مورد مطالعه در این پژوهش از میانگین استاندارد خاک ایران بیشتر است. ایستگاه هایی که فاصله کمتری تا حوضچه های نمونه برداری دارند، از آلودگی بیشتری برخوردارند. میزان آلودگی ایستگاه هایی که در جهت باد غالب قرار دارند، بیشتر است.

لذا جهت کاهش و یا حذف آلودگی های نفتی منطقه راهکارهایی مدیریتی برای کاهش میزان آلودگی و نیز جلوگیری از ورود آلودگی بیشتر به خاک های اطراف ارائه گردید. از جمله راهکارهای مدیریتی پیشنهاد شده عبارتند از:

۱- کشت گیاهان جاذب و فوق جاذب آلودگی فلزات سنگین سازگار با آب و هوای منطقه به منظور پالایش زیستی خاک

۲- استفاده از نانوفناوری برای حذف آلودگی های زیست محیطی ناشی از صنایع نفت

۳- احداث مشعل های گازسوز بلند برای جلوگیری از سوخت ناقص و انتشار آلاینده در سطح زمین

۴- دفن اصولی خاک های آغشته به مواد نفتی طبق معیارها و ضوابط زیست محیطی

۵- استفاده از عایق های مناسب در محل دفن خاک های آلوده

۶- استفاده از باکتری های نفت خوار به منظور تجزیه آلاینده های آلی

۷- تفکیک فاز های گازی، آبی و جامد در فرآیند استخراج نفت

۸- استقرار مشعل های حاوی گازهای آلاینده در خلاف جهت باد غالب به منظور کاهش انتشار آلاینده ها

۹- استفاده از روش تجزیه زیستی برای تصفیه کنده های حفاری

۱۰- شستشوی کنده های حفاری برای حذف ترکیبات معدنی و آلی مضر

۱۱- طراحی مشعل ها بر اساس رعایت استانداردهای خروجی آلاینده های اتمسفری سازمان حفاظت محیط زیست

۱۲- کنترل، بازبینی و بازرسی فنی در منطقه در کلیه بخش ها و ارائه نتایج به شورای پژوهشی و علمی مرکب از متخصصین صنعت و محیط زیست برای جلوگیری از بروز هرگونه آلودگی نفتی در منطقه

۱۳- بازرسی مستمر از حوضچه های آب مازاد، حوضچه آب و نفت، حوضچه شیر ایمنی و حوضچه سند درام برای جلوگیری از هر گونه نشت احتمالی و سر ریز شدن پساب و تخلیه به خاک های منطقه.

۱۴- بازرسی و کنترل مداوم مخزن آب مازاد و مخزن نفت آلوده به منظور جلوگیری از هرگونه نشت و بازرسی فنی دستگاه های جداکننده ثقلی به منظور جداسازی کامل مواد نفتی از پساب کارخانه.

منابع

- انبیاء ، م و همکاران، ۱۳۸۳، بررسی اثرات زیست محیطی جیوه و آرسنیک ناشی از (پسماندهای حفاری چاههای نفت) شرکت ملی مناطق نفتخیز جنوب، مجموعه مقالات اولین همایش ملی مهندسی ایمنی و مدیریت HSE، دانشگاه صنعتی شریف، اسفند ۱۳۸۴.
- روابط عمومی شرکت بهره برداری نفت و گاز کارون، ۱۳۹۲، اهواز، ناحیه صنعتی، ساختمان شماره ۲.
- کرباسی، ع. ۱۳۷۹ ، تفکیک شیمیایی عناصر سنگین در رسوبات بخش مرکزی خلیج فارس، اولین همایش زمین شناسی دریایی با نگرشی ویژه به دریای عمان، چابهار، دانشگاه سیستان و بلوچستان.
- Cao, H. F.; Chang, A. C. and Page, A. L. 1984. Heavy Metal Contents of Sludge-treated Soils as Determined by Three Extraction Procedures, J Environ Qual, 13(4):632-634.

- Kaminkar, B. Managing Petroleum Contaminated Soil: Departmen of Transportation Perspective, Journal of Environmental Eng. 2001, 1080-1088.

- Pivetz, B, 2001. Phytoremediation of contaminated soil and ground water at hazardous waste sites. Ground water issue. United States Environmental Protection Agency.

- S.Al-saleh , E , Obuekwe , C , 2005 , Inhibition of hydrocarbon bioremediation by lead in a curde oil-contaminated soil , International Biodeterioration & Biodegration , No56 , pp 1-7

منشایابی آلودگی فلزات سنگین در خاک مجموعه صنعتی اهواز ۲ و اهواز ۴

هدا کریمی[*۱]، رضوان سروش نیا[۱]، فخرالسادات حسینی نسب[۲]

Karimi.hoda66@yahoo.com

[۱]دانشجوی کارشناسی ارشد آلودگی های محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان، باشگاه پژوهشگران جوان، اهواز، ایران

[۲]دانشجوی کارشناسی ارشد ارزیابی و آمایش سرزمین، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

تخریب و آلودگی محیط زیست، ثمره ی جوامع صنعتی و یکی از ره آوردهای صنعتی شدن اجتماعات بشری است. به طورکلی هر نوع تغییر در ویژگی های اجزای تشکیل دهنده محیط به طوری که عملکرد طبیعی و تعادل زیستی آنها مختل گردد و به طور مستقیم یا غیرمستقیم منافع و حیات موجودات زنده را به مخاطره اندازد، آلودگی محیط زیست گفته می شود (شهبازی، ۱۳۹۰).

مهم ترین آلاینده های خاک شامل فلزات سنگین، بارش اسیدی و مواد آلی می باشند، از این بین، فلزات سنگین در سالیان اخیر به دلیل خصوصیات آلایندگیشان در خاک شدیداً مورد توجه قرار گرفته اند. تغییرات مکانی محتویات فلزات سنگین در خاک سطحی ممکن است تحت تأثیر مواد خاک مادری و منابع انسانی باشد به عبارت دیگر این فلزات به طور طبیعی در خاک وجود دارند اما در اثر فعالیت های انسانی هم، به خاک افزوده می شوند. در حقیقت فعالیت های انسانی ممکن است منجر به تجمع بیشتر فلزات سنگین در خاک شود (Yalcin et al, 2007).عموماً تجمع فلزات سنگین در خاک های سطحی بیشتر از خاک های عمقی می باشد که بیانگر آلودگی های اخیر در منطقه بوده و گویای تأثیر گذاری آلاینده های محیطی از قبیل فعالیت های صنعتی و شهری و مخصوصاً وسایل نقلیه موتوری بر خاکهای منطقه می باشد (Chen et al, 2005؛ Huang et al, 2007؛ Adamo et al, 2002). در این پژوهش به منظور بررسی منشأ آلودگی فلزات سنگین، خاک مجموعه های صنعتی اهواز ۲ و اهواز ۴ مورد آنالیز شیمیایی قرار گرفت. کرباسی و همکاران در سال ۸۹ به بررسی منشأ آلودگی فلزات سنگین در تالاب بامدژ پرداختند نتایج حاصل از آنالیز خوشه ای نشان داد که عناصر کلسیم و سرب تحت ضریب تشابه بالا به هم متصل شده اند. چون کلسیم شاخص مواد بیولوژیک است پس منشاء سرب بیولوژیک است. نیکل و آهن نیز تحت ضریب تشابه بالا بهم متصل اند که این امر نشان دهنده ی منشاء زمینی نیکل است (کرباسی و همکاران، ۱۳۸۹). طی تحقیقی آلودگی فلزات سنگین سرب، کادمیوم، مس، روی، منگنز و آهن در رسوبات ناکیوبو مورد بررسی قرار گرفت. نتایج حاصل از آنالیز خوشه ای نشان داد که عناصر آهن و منگنز تحت ضریب تشابه بالا به هم متصل شده اند که این امر نشان دهنده ی منشاء زمینی منگنز است (K.Sekabira et al, 2010).

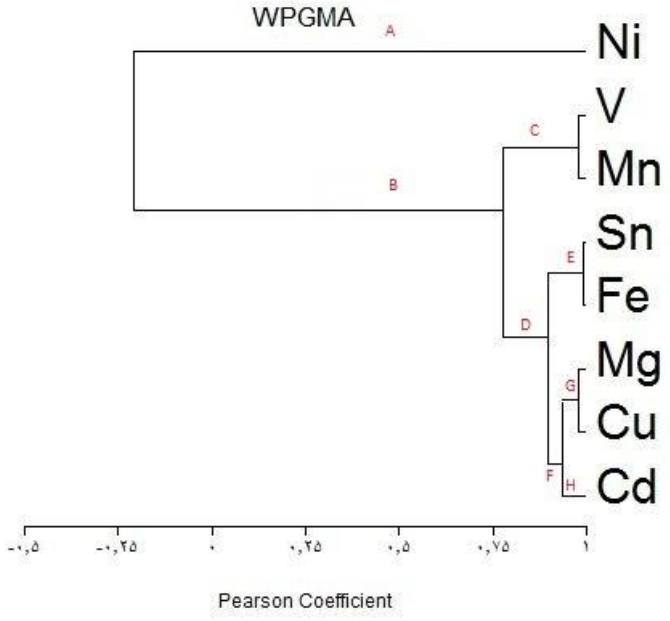
مواد و روش ها

مجموعه صنعتی اهواز ۲ در ۶ کیلومتری جاده اهواز–بندر امام و مجموعه صنعتی اهواز ۴ در ۱۸ کیلومتری این جاده واقع شده است. برای تعیین آلودگی فلزات سنگین از خاک مجموعه های صنعتی نمونه برداری صورت گرفت. حوضچه پساب واحد نمک زدایی در هر دو منطقه به عنوان منبع آلودگی انتخاب شد. نمونه برداری در ۴ جهت جغرافیایی و در هر جهت در دو فاصله ۳۰۰ و ۶۰۰ متری از منبع آلودگی از عمق ۱۰ تا ۳۰ سانتی متری از خاک به وسیله دستگاه اوگر انجام شد. سپس

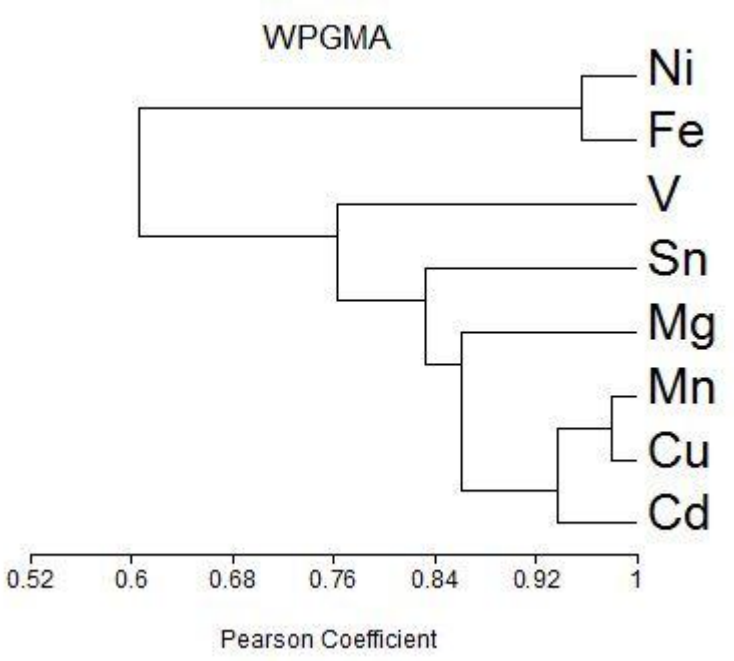
یک نمونه به عنوان نمونه شاهد از هر کدام از مجموعه های صنعتی در فاصله ۱۸۰۰ متری از منبع آلودگی برداشته شد. مختصات جغرافیایی ایستگاه های نمونه برداری به وسیله دستگاه موقعیت یاب تعیین شد.
پس از نمونه برداری، نمونه های خاک به آزمایشگاه منتقل شد تا آماده سازی آن ها برای هضم انجام شود. برای خشک کردن نمونه ها، آن ها را در ظروف پتری دیش به مدت ۴۸ ساعت در آون با دمای ۵۰ درجه سانتی گراد قرار داده شدند. پس از خشک شدن خاک ها، نمونه با استفاده از هاون عقیق پودر و ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون توسط الک ۲۳۰ جداسازی گردیدند (کرباسی، ۱۳۷۹).

برای هضم نمونه ها از روش هضم کامل استفاده گردید، به طوری که نیم گرم از هر نمونه بطور جداگانه وزن و در بشر پلی اتیلنی قرار داده شد و ۷ سی سی تیزاب سلطانی به آن اضافه گردید و سپس ۳ الی ۴ قطره اسیدکلریدریک یک نرمال به آن اضافه شد تا جوش و خروش آن کم شود. محلول به دست آمده داخل حمام شن در دمای ۱۲۵ درجه سانتیگراد قرار داده شد. این عمل را تا شفاف شدن محلول ادامه دادیم. سپس ۳ سی سی اسید پرکلریک به نمونه ها اضافه نمودیم و نمونه های محلول را با عبور از کاغذ صافی شماره ۴۵ فیلتر کرده و حجم آن را با آب مقطر به ۵۰ میلی لیتر رساندیم و در نهایت نیز برای قرائت غلظت عناصر مورد ارزیابی، نمونه ها به دستگاه پلاسمای جفت شونده القائی- اسپکتروسکپی نشری تزریق گردید (Cao et al, 1984).

به منظور پردازش آماری داده‌ها و برای بدست آوردن ارتباط بین داده های ژئوشیمیایی و منشاء یابی عناصر و روابط بین آنها از نرم افزار MVSP برای رسم نمودار خوشه ای استفاده گردید. نتایج حاصل از آنالیز خوشه ای در دو منطقه در شکل شماره ۱ و شماره ۲ آورده شده است.



شکل ۱-دندوگرام غلظت کل فلزات سنگین در مجموعه صنعتی اهواز ۲- سال ۱۳۹۲



شکل ۲- دندوگرام غلظت کل فلزات سنگین در مجموعه صنعتی اهواز ۴- سال ۱۳۹۲

نتایج و بحث

همانطور که در شکل شماره ۱ مشخص است عناصر آهن و قلع تحت ضریب تشابه بالا به هم متصل شده اند و از آنجایی که آهن شاخص آلودگی زمینی است می توان این چنین استنتاج کرد که قلع نیز منشأ زمینی دارد. وانادیم و منگنز نیز تحت ضریب تشابه بالا به هم متصل شده اند و از آنجایی که وانادیوم شاخص آلودگی نفتی است می توان این چنین استنتاج کرد که منگنز نیز منشأ نفتی دارد.

همانطور که در شکل شماره ۲ مشخص است عناصر آهن و نیکل تحت ضریب تشابه بالا به هم متصل شده اند و از آنجایی که آهن شاخص آلودگی زمینی است می توان این چنین استنتاج کرد که نیکل نیز منشأ زمینی دارد. وانادیم با عناصر قلع، منیزیم، منکنز، مس و کادمیوم نیز تحت ضریب تشابه بالا به هم متصل شده است و از آنجایی که وانادیوم شاخص آلودگی نفتی است می توان این چنین استنتاج کرد که عناصر مذکور نیز منشأ نفتی دارند.

منابع

- شهبازی، ع. سفیانیان، ع. میرغفاری، ن و عین قلایی، م. ۱۳۹۰. بررسی آلودگی فلزات سنگین خاک با استفاده از شاخص های فاکتور آلودگی، زمین انباشتگی و شاخص جامع فاکتور آلودگی، محیط زیست و توسعه، سال ۳، شماره۵ ، بهار و تابستان۱۳۹۱،صفحه ۳۸-۳۱.
- کرباسی، ع. و ولوی، ش.، ۱۳۸۹. تعیین آلودگی فلزات سنگین در رسوبات تالاب بامدژ با استفاده از شاخص ژئوشیمیایی مولر، محیط شناسی، سال سی و ششم، شمارۀ ۵۴ تابستان ۸۹ ، صفحۀ ۱-۱۰
- کرباسی، ع. ۱۳۷۹ ، تفکیک شیمیایی عناصر سنگین در رسوبات بخش مرکزی خلیج فارس، اولین همایش زمین شناسی دریایی با نگرشی ویژه به دریای عمان، چابهار، دانشگاه سیستان و بلوچستان.

- Adamo, P., Arienzo, M., Bianco, M.R., Terribile, F., Violante, P., 2002. Heavy metal contamination of the soil used for stocking raw materials in the former ILVA iron-steel industrial plant of Bagnoli (southern Italy). The Science of the Total Environment 295, 17-34.
- Cao, H. F.; Chang, A. C. and Page, A. L. 1984. Heavy Metal Contents of Sludge-treated Soils as Determined by Three Extraction Procedures, J Environ Qual, 13(4):632-634.
- Chen, T.B. Zheng, Y.M. Lei, m. Huang, Z.C. Wu, H.T. Chen, H. Fan K.K. Yu, K. Wu, X. and Tian, Q.Z. 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface of urban parks in Bejing, China, The science of the total Environment, No 60, pp. 542-551.
- Hung, S. S , Liao, Q .L; Hua ,M.:Wu , X. M., Bi ,K . S.; Yan , C. Y. , Chen; B and Zhang, X. Y.2007. Survey of heavy metal pollution and assessment of agricultural soil in Yangzhong district, Jiangsu province, China, The science of the total Environment. No 67, pp 2148-2155
- K. Sekabira, H. Oryem Origa, T. A. Basamba, G. Mutumba, E. Kakudidi. 2010, Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries, Int. J. Environ. Sci. Tech., 7 (3), 435-446, Summer 2010.
- Yalcin, M. G.; Battaloglu, R. and Ilhan, S. 2007. Heavy metal sources in Sultan Marsh and its neighborhood, Kayseri, Turkey. Environ Geol, 53:399-415.

مقایسه توانایی کانی‌های سپیولیت و زئولیت ایران در حذف سرب از محلول‌های آبی

فیروزه شریفی‌پور[1]، سعید حجتی[1]، احمد لندی[1]، آنجل فاز کانو[2]

[1] به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، استادیار و دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز
[2] پروفسور گروه اصلاح، مدیریت و استفاده پایدار خاک و آب، دانشکده علوم و فناوری زراعی، دانشگاه پلی‌تکنیک کارتاخنا، اسپانیا

مقدمه

پساب‌های صنعتی حاوی مقادیر قابل توجهی فلزات سنگین هستند که پس از ورود به خاک می‌توانند باعث آلودگی خاک و محیط زیست گردند (حجتی و همکاران، ۱۳۹۲). نتیجه مستقیم انبارش فلزات سنگین در خاک، تهدید اکولوژیک گیاهان و سایر جانداران در خاک های آلوده و در پی آن تهدید سلامت انسان از طریق ورود به زنجیره غذایی است. سرب از جمله خطرناک ترین فلزات سنگین است که حتی در غلظت های پایین نیز سمی محسوب می شود. بیماری های کلیه، اختلال در دستگاه گردش خون و سیتم عصبی انسان را منجر می شود (برکات، ۲۰۱۱). اخیرا استفاده از رس ها به عنوان جاذب برای حذف آلاینده ها، به دلیل فراوانی، سهولت دسترسی، مقرون به صرفه بودن و سازگاری با محیط زیست افزایش یافته است (کوبیلای و همکاران، ۲۰۰۷).

امروزه استفاده از کانیهای رسی مانند زئولیت و سپیولیت جهت حذف آلاینده‌های زیست محیطی افزایش یافته است. کارائی زیاد، فراوانی، سهولت دسترسی و قیمت ارزان از مهمترین دلایل استفاده از کانی‌های رسی جهت حذف فلزات سنگین از محیط‌های آلوده مانند پسابها و خاک می‌باشد. به عنوان مثال، انصاری مهابادی و همکاران (۲۰۰۷) نشان داد که با افزایش مقدار کاربرد کانی زئولیت میزان کادمیم در محلول خاک های مورد مطالعه به طور قابل توجهی کاهش می یابد. آسکی و همکاران (۲۰۰۸) نیز توانایی کانی سپیولیت و فلدسپار را در حذف کادمیوم بررسی و گزارش نمودند که شدت جذب کادمیوم توسط کانی سپیولیت بسیار بیشتر از فلدسپار است. لی و همکاران (۲۰۱۰)، فاکتور های موثر بر حذف عنصر روی، از آب ها را توسط زئولیت طبیعی بررسی کردند و مشاهده نمودند که افزایش pH از ۲ به ۴، جذب این عنصر را توسط کانی زئولیت از ۲۰ تا ۶۰ درصد به ۷۰ تا ۱۰۰ درصد ارتقاء داده است. علیرغم اطلاعات زیادی که در زمینه استفاده از کانی‌های رسی جهت حذف آلودگی فلزات سنگین در کشور وجود دارد تعداد مطالعاتی که به بررسی و مقایسه توانایی کانی‌های رسی مانند زئولیت و سپیولیت پرداخته باشد اندک است. از این رو، مطالعه حاضر با هدف مقایسه توانایی دو نمونه کانی‌های سپیولیت و زئولیت طبیعی ایران و تعیین شرایط بهینه (pH و مقدار کاربرد کانی) جهت حذف سرب از محلول‌های آلوده انجام شد.

مواد و روشها

کانی‌های سپیولیت و زئولیت مورد استفاده در این پژوهش به ترتیب از معادنی در فریمان و سیاه زاغ سمنان تهیه و بعد از هوا خشک و آسیاب نمودن با استفاده از الک ۵۳ و ۲۵ میکرون در اندازه ۲۵ تا ۵۳ میکرون در آمدند. در

مرحله بعد سطوح کانی‌های مورد مطالعه ابتدا با استفاده از محلول ۰/۵ مولار $CaCl_2$ تیمار شدند. به منظور بررسی تاثیر pH بر جذب عنصر سرب از محلول های آبی توسط سپیولیت و زئولیت، آزمایش‌ها در pHهای ۳، ۴ و ۵ با در نظر گرفتن سه تکرار انجام گرفت. بدین ترتیب که به وسیله اسید کلریدریک و سود (۰/۱ مولار) اسدیته محلول حاوی ۳۰۰ پی پی ام سرب بر روی pH مورد نظر تنظیم گردید. سپس سوسپانسیون هایی از کانی سپیولیت و زئولیت (۰/۱ گرم) و محلول سرب (۵۰ میلی‌لیتر) تهیه و در دمای ۴۰ درجه سانتیگراد و زمان ۴۸ ساعت بر روی دستگاه شیکر با شدت ۱۷۵ دور در دقیقه مخلوط شد. سپس با استفاده از دستگاه سانتریفیوژ و کاغذ صافی، محلول تصفیه شده سرب، در ظروف واحد جمع آوری و میزان سرب آن توسط دستگاه جذب اتمی GBC مدل Savant AA (ساخت کشور استرالیا) تعیین گردید.

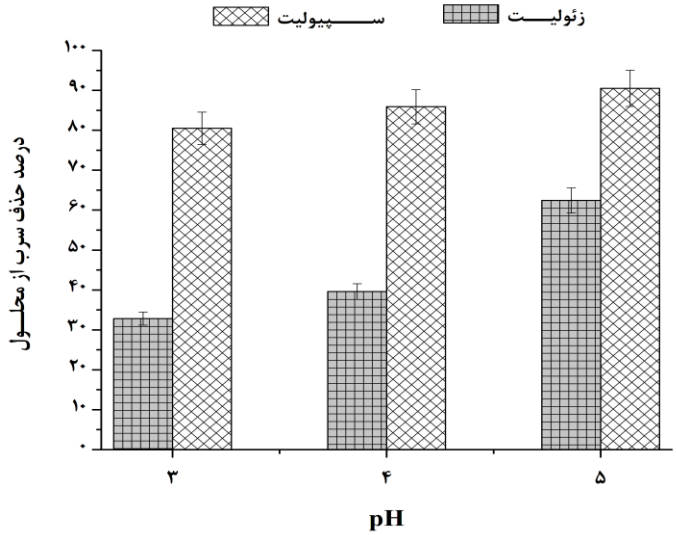
به منظور بررسی تاثیر مقدار جاذب در حذف سرب توسط کانی‌های سپیولیت و زئولیت، آزمایش های جذب با مقادیر ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸، ۱۶ و ۲۰ گرم در لیتر از هر دو کانی، در محلول زمینه حاوی ۳۰۰ پی پی ام سرب، در شرایطی کاملا مشابه آزمایش pH انجام و مقدار سرب موجود در محلول استخراج شده توسط دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. میزان جذب عنصر سرب از محلول مورد نظر توسط کانی سپیولیت (q_e) با استفاده از رابطه [۱] تعیین گردید:

$$Qe = \frac{[(C_0 - C_e)] \cdot V}{M} \qquad [۱]$$

که در این رابطه، C_e عبارت است از غلظت تعادلی فلزات سنگین بر حسب میلی گرم در لیتر، C_0 عبارتست از غلظت اولیه فلزات سنگین در محلول مورد مطالعه بر حسب میلی گرم در لیتر، V عبارت است از حجم عصاره بر حسب لیتر و M نیز عبارت است از مقدار کانی مورد استفاده بر حسب گرم.

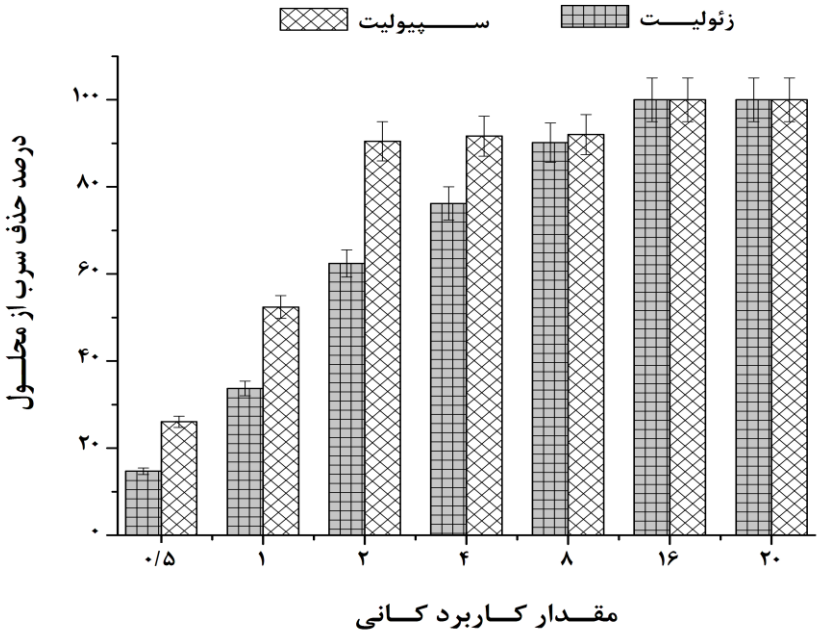
نتایج و بحث

شکل (۱) اثر pH های مورد مطالعه را بر پالایش سرب توسط سپیولیت و زئولیت نشان می‌دهد. همانطور که مشاهده می‌شود pH ۳ کمترین کارایی را در حذف سرب توسط هر دو کانی داشته است. همانطور که می‌دانیم کانی‌های رسی دارای بار الکتریکی عمدتا از نوع منفی هستند که بخشی از این بار الکتریکی تحت عنوان بار وابسته به pH بوده و با تغییر pH توزیع بار الکتریکی در این کانی‌ها تغییر می‌یابد (اسپارکس، ۱۹۹۵). به علاوه، با تغییر pH از یک سو فراوانی یون‌های $H3O^+$ و OH^- در محلول تغییر کرده و نوع گونه‌های محلول عناصر را تغییر می‌دهد و از سوی دیگر رقابت بین گونه‌های محلول را در جذب شدن توسط جاذب‌های مختلف تحت تاثیر قرار می‌دهد. بر این اساس به نظر می‌رسد که در pH ۳، از یک سو به علت وجود مقادیر بیشتری از یون‌های $H3O^+$ در محلول که با یون‌های Pb^{2+} در جذب شدن توسط کانی‌های سپیولیت و زئولیت رقابت می‌کنند؛ و از سوی دیگر ایجاد بارهای الکتریکی مثبت در سطح کانی (بار وابسته به pH)، از میزان جذب سرب توسط کانی-های سپیولیت و زئولیت کاسته شده است. مطالعات بسیار دیگری نیز افزایش راندمان جذب عناصر سنگین را با افزایش pH محلول گزارش نموده‌اند که از آن جمله می‌توان به مطالعه آلینور (۲۰۰۷) اشاره نمود. ایشان طی مطالعه‌ای تأثیر pH را بر میزان جذب سرب و مس از محلول‌های آبی توسط خاکستر فعال بررسی و نشان داد که میزان برداشت یون‌های فلزی با افزایش pH در محدوده‌ی ۱۲-۴ افزایش می‌یابد.



شکل ۱: اثر pH بر جذب سرب توسط کانی‌های سپیولیت و زئولیت

شکل (۲) تاثیر مقادیر مختلف کانی سپیولیت و زئولیت را بر جذب سرب از محلول نشان میدهد. بر این اساس، مشاهده می‌شود که میزان جذب سرب از محلول وابسته به مقدار کاربرد کانی متفاوت است و با افزایش مقدار کانی، جذب سرب از محلول افزایش یافته است. در واقع با افزایش مقدار سپیولیت و زئولیت در سوسپانسون، تعداد جایگاه فعال و قابل دسترس جهت جذب کاتیون‌های فلزی موجود در محلول افزایش یافته و به تبع آن، کارایی کانی در جذب سرب نیز افزایش میابد. حمید پور و همکاران (۲۰۰۹) نیز بعد از اضافه کردن جاذب های مورد بررسی به نتایج مشابهی دست یافتند. با مقایسه نتایج حاصل از جذب سرب در مقادیر مختلف کاربرد دو کانی سپیولیت و زئولیت مشاهده می‌شود که سپیولیت در تمام مقادیر مورد نظر سرب بیشتری نسبت به زئولیت جذب نموده است.



شکل ۲: اثر مقدار کاربرد کانی‌های سپیولیت و زئولیت (گرم در لیتر) بر جذب سرب از محلول‌های آبی

با مقایسه مقادیر جذب سرب توسط دو کانی سپیولیت و زئولیت، مشخص شد، سپیولیت نسبت به زئولیت، در هر سه pH مورد مطلعه و همه مقادیر مورد استفاده مقدار سرب بیشتری از محلول جذب کرده است. تمایل بیشتر کانی سپیولیت به جذب سرب را از یک سو به می‌توان به سطح ویژه بیشتر این کانی (۱۷۹/۹ متر مربع بر گرم سپیولیت در مقابل ۶۵/۸ متر مربع بر گرم زئولیت) و از سوی دیگر به وجود منافذ بیشتر در این کانی (۰/۳۷۸ سانتیمتر مکعب در گرم) نسبت به زئولیت (۰/۱۵۲ سانتیمتر مکعب در گرم) نسبت داد.

نتیجه گیری

جذب سرب بر سطوح هر دو کانی تحت تاثیر اسیدیته محلول و مقدار جاذب قرار گرفت. افزایش پی اچ موجب افزایش جذب سرب بر سطوح کانی های سپولیت و زئولیت گردید. همچنین افزایش مقدار هر دو کانی موجب افزایش جذب سرب از محلول گردید. نتایج آزمایشات نشان داد کانی سپیولیت در تمام مقدار های آزمایش شده نسبت به زئولیت سرب بیشتری جذب کرده است. این نتیجه در مورد pH نیز صادق است. به طوری که سپیولیت در مقایسه با زئولیت در هر سه pH آزمایش شده مقادیر بیشتری از سرب را بر سطوح خود جذب نموده است. بنابراین به نظر می‌رسد کانی سپیولیت از توانایی بیشتری در حذف سرب از محلول های آبی برخوردار است.

منابع

۱- حجتی، س.، لندی، الف. و ه. آل‌کثیری. ۱۳۹۰. ارزیابی توانایی کانی سپیولیت در کاهش آبشویی سرب و روی از ستون‌های خاک. مجله مهندسی زراعی، ۳۶ (۲): ۱۳-۲۲.

2- Alinorr, I.J. 2007. Adsorption of heavy metal ions from aqueous solution by fly ash. Fuel, 86: 853–857.

3- Ansari Mahabadi, A., Hajabbasi, M. A., Khademi, H., and Kazemian, H. 2007. Soil cadmium stabilizationusing an Iranian natural zeolite. Geoderma, 137: 388-393.

4-Asci, Y., Nurbas, M., and Acıkel, Y.S. 2008. A comparative study for the sorption of Cd(II) by K-feldspar and sepiolite as soil components, and the recovery of Cd(II) using rhamnolipid biosurfactant . Journal of Environmental Management, 88: 383–392.

5-Barakat, M. 2011. New trend in removing heavy metals from industrial waste waters. Arabian Journal of Chemistry, 4: 361-377.

6-Hamidipour, M., Kalbasi, M., Afuni, M., and Shariatmadari, H. 2009. Kinetic and isotherm studies of cadmium sorption onto bentonite and zeolite. International Agrophysics, 24: 253-259.

7-Kubilay, S., Gürkan, R., Savran, A., and Sahan, T. 2007. Removal of Cu (II), Zn(II) and Co(II) ions from aqueous solutions by adsorption onto natural bentonite. Adsorption, 13: 41–51

8-Lee, S.H., Young, H., Yun, S.T., and Lee, Y. 2010. Evaluation of factors affecting performance of a zeolitic rock barrier to remove zinc from water. Journal of Hazardous Materials, 175: 224–234.

9- Sparks, D. 1995. Environmental soil chemistry. Academic Press, New York, 352 p

توزیع مکانی غلظت کادمیم و آهن کل در خاک‌های سطحی بخشی از اراضی مرکزی استان زنجان

علی افشاری[۱]، حسین خادمی[۲]، شمس‌اله ایوبی[۳] و امین موسوی[۴]

[۱] فارغ‌التحصیل کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

[۲و۳] به ترتیب استاد و دانشیار گروه خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

[۴] فارغ‌التحصیل کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران

مقدمه

تغییرپذیری مکانی و گسترش جغرافیایی غلظت عناصر سنگین در حقیقت جنبه کلی شناسایی مکان‌های آلوده است که توسط شاخه‌ای از علم آمار به نام زمین‌آمار قابل بررسی می‌باشد. ارزیابی نواحی آلوده با فلزات سنگین به طور قابل ملاحظه‌ای در تصمیم‌گیری برای مدیریت در آینده مورد نیاز است. علم زمین آمار روش پیشرفته‌ای است که برای تعیین توزیع مکانی غلظت فلزات سنگین و ارزیابی آلودگی‌ها بکار می‌رود. این تکنیک به طور گسترده توسط دانشمندان علم محیط زیست، برای توصیف مکان‌های آلوده مورد استفاده قرار گرفته است [۱]. زمین آمار قادر به ارائه مجموعه وسیعی از تخمین‌گرهای آماری به منظور برآورد خصوصیت مورد نظر در مکانی که نمونه‌برداری نشده است، با استفاده از نقاط نمونه‌برداری شده می‌باشد [۲]. از آنجایی که شهرستان زنجان درصد بالایی از جمعیت و صنایع مختلف استان را در خود جای داده است، اثرات انسان بر محیط در این شهرستان محسوس‌تر بوده و احتمال آلودگی‌های خاک، آب و هوا به خاطر عوامل مذکور در این ناحیه بیشتر می‌باشد. موقعیت مطلوب جغرافیایی و داشتن راه‌های ارتباطی مناسب از جمله عوامل توسعه روزافزون صنایع در این شهرستان می‌باشد. لذا هدف از این مطالعه بررسی غلظت کل عناصر سنگین کادمیم و آهن در خاک‌های شهری، کشاورزی و مرتعی اطراف شهر زنجان و ارزیابی منابع آلودگی احتمالی این خاک‌ها است.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه با مساحتی بالغ بر ۲۰۰۰ کیلومتر مربع بخشی از اراضی مرکزی استان زنجان می‌باشد که بین مدارهای ۳۶ درجه و ۲۰ دقیقه تا ۳۶ درجه و ۴۱ دقیقه عرض شمالی و ۴۸ درجه و ۱۹ دقیقه تا ۴۸ درجه و ۵۳ دقیقه طول شرقی قرار گرفته است. نمونه‌برداری بر اساس شبکه‌بندی آشیانه‌ای، از عمق ۰ تا ۱۰ سانتی-متری در منطقه انجام شد. بدین ترتیب کل منطقه به شبکه‌هایی با ابعاد ۳×۳ کیلومتری تقسیم شد و در اراضی شهری برای بررسی ابعاد مختلف آلودگی توسط انسان شبکه‌های ایجاد شده به ابعاد ۱/۵×۱/۵ کیلومتری تقلیل یافته و نمونه‌برداری انجام شد. در کل تعداد ۲۴۱ نمونه خاک سطحی از کل منطقه برداشته شد. عصاره‌گیری غلظت کل عناصر سنگین با استفاده از اسید نیتریک ۵ نرمال [۶] انجام شد و غلظت آهن کل با دستگاه جذب اتمی پرکین – المر مدل Analyst 200 و غلظت کادمیم کل با دستگاه جذب اتمی مجهز به کوره گرافیتی مدل RAYLEIGH WF-1E اندازه‌گیری شد.

محاسبه و ترسیم تغییرنما برای متغیرهای نرمال توسط برنامه Variowin 2.2 صورت گرفت. با توجه به اینکه اعتبار تغییرنما با مقدار حداقل MEE[1] (میانگین خطای تخمین) و RMSE[2] (مجذور میانگین مربعات خطای تخمین) سنجیده می‌شود و از طرف دیگر مقدار این پارامترها به اندازه و مقدار داده‌های ورودی بستگی دارد، برای اطمینان از کیفیت مدل برازش داده شده، بین داده‌های واقعی[3] و پیش‌بینی شده[4] توسط مدل، همبستگی (R) گرفته شد [۴]. پس از تعیین بهترین مدل، نقشه‌های کریجینگ توسط نرم‌افزار ArcGIS 9.3 برای هر پارامتر ترسیم گردید. همچنین کلیه محاسبات آماری با استفاده از نرم‌افزار آماری SPSS 16.0 انجام پذیرفت.

نتایج و بحث

خلاصه‌ای از وضعیت آمار توصیفی کادمیم و آهن کل در جدول ۱ نشان داده شده است. میانگین غلظت کادمیم کل در خاک ۰/۹۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده و دامنه تغییرات آن ۳/۸۷ با حداقل ۰/۲۴ و حداکثر ۴/۱۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. در نمونه هایی که از مناطق شهری برداشته شده است مقدار کادمیم کل نسبتاً بالاست. استفاده از کودهای دامی در فضای سبز شهر و فرونشست جوی حاصل از فعالیت کارخانه سرب و روی از مهم-ترین عوامل افزایش غلظت کادمیم در این کاربری می‌تواند باشد. امینی (۱۳۸۳) مهم‌ترین عامل افزایش کادمیم را در منطقه اصفهان، استفاده از کودهای حیوانی و فسفره دانست که سهم ورود کادمیم از طریق کود حیوانی ۶ تا ۶۵ درصد گزارش کرد [۱]. همچنین در مناطق کشاورزی به خاطر استفاده از کودهای فسفره و هم‌چنین آب آلوده در تجمع کادمیم در این کاربری می‌تواند نقش داشته باشد [۵]. گلچین (۱۳۸۴) در بررسی خود در خاک-های اطراف شرکت ملی سرب و روی زنجان میزان کادمیم قابل جذب برای گیاه در لایه سطحی خاک (۰ تا ۱۵ سانتی‌متر) را در تمام نمونه‌ها بیشتر از ۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک گزارش کرد که حاکی از آلودگی شدید این خاک‌ها به فلز کادمیم بود. ایشان فاضلاب کارخانه را از مهم‌ترین منابع آلاینده خاک‌های اطراف دانست [۳]. شکل ۱ پراکنش مکانی کادمیم کل را در منطقه مورد بررسی نشان می‌دهد. با توجه به شکل، مقدار کادمیم در شهر سلطانیه (جنوب شرقی منطقه) بیشتر است و هم‌چنین، در قسمت جنوب تا غرب منطقه این افزایش غلظت دیده می‌شود. از طرف دیگر این آلودگی کادمیم از اطراف کارخانه سرب شروع شده و تقریباً تمام شمال غرب منطقه از غلظت بالای کادمیم برخوردار است.

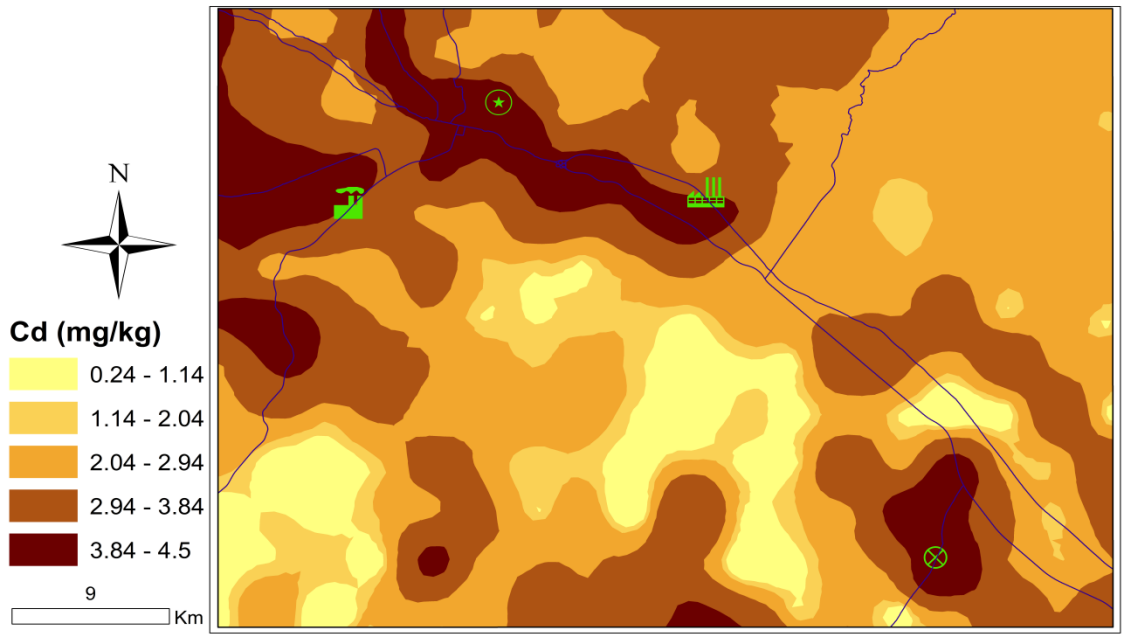
جدول (۱) خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت کل عناصر سنگین مورد بررسی (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در خاک‌های سطحی منطقه مطالعاتی

متغیر	میانگین	حداقل	حداکثر	چولگی	کشیدگی	دامنه	S.D	CV
کادمیم	۰/۹۷	۰/۲۴	۴/۱۱	۱/۸۳	۲/۸۷	۳/۸۷	۰/۸۱	۸۴
آهن	۱۶۷۴۵/۰	۸۴۳۷/۵	۲۷۵۰۰/۰	۰/۲	−۰/۱	۱۹۱۰۰/۰	۳۷۳۸/۹	۲۲

S.D: انحراف معیار، CV: ضریب تغییرات (٪)

[1] Mean Estimate Error
[2] Root Mean Square Error
[3] Predicted
[4] Measured

میانگین غلظت آهن در منطقه مطالعاتی ۱۶۷۴۵/۰ میلی‌گرم برکیلوگرم با دامنه تغییرات ۳۷۳۸/۹، حداقل ۸۴۳۷/۵ و حداکثر ۲۷۵۰۰/۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. وجود مواد مادری آذرین مانند آندزیت و رسوبی مانند شیل و ماسه‌سنگ از عوامل ماده مادری تأثیرگذار بر غلظت آهن در منطقه می تواند باشد. شکل ۲ نقشه پراکنش مکانی آهن را در منطقه مورد بررسی نشان می‌دهد. با توجه به شکل قسمت شمال شرقی و جنوب غربی غلظت بالاتری از آهن کل را نشان می‌دهند. این مناطق کاملاً با نقشه زمین‌شناسی منطقه مطابقت دارند و قسمت اعظم آن شامل انواع سنگ‌های آذرین و هم‌چنین سنگ رسوبی مانند شیل می‌باشد.



شکل (۱) پراکنش مکانی کادمیم کل (mg/kg) حاصل از کریجینگ معمولی در منطقه مورد مطالعه. مهمترین نقاط در منطقه مطالعاتی به ترتیب جاده‌های اصلی ( )، شهر زنجان ( )، شهر سلطانیه ( )، کارخانه سرب و روی ( ) و مجتمع‌های صنعتی ( )، روی نقشه نشان داده شده-اند.

نتایج کنترل اعتبار تغییرنما برای پارامترهای مورد بررسی به همراه مدل برازش داده شده به آن در جدول ۲ ارائه شده است. با توجه به جدول بر داده‌های تمامی عناصر مدل کروی برازش داده شد. دامنه تأثیر به ترتیب ۴۶۴۰ و ۳۸۴۰ متر مربوط به کادمیم و آهن می‌باشد. کادمیم وابستگی مکانی خیلی قوی و آهن وابستگی مکانی متوسط نشان دادند.



شکل (۲) پراکنش مکانی آهن کل (mg/kg) حاصل از کریجینگ معمولی در منطقه مورد مطالعه

جدول (۲) مشخصات مدل‌های تغییرنمای همه جهته برای عناصر سنگین مورد مطالعه

متغیر	الگوی تغییرنما	اثر قطعه‌ای	حد آستانه	دامنه تأثیر (m)	نسبت همبستگی (٪)	کلاس همبستگی	ME	RMSE	R
کادمیم	کروی	۰/۰۵	۰/۴۲۰۰	۴۶۴۰	۰	H	−۰/۰۰۱۹	۰/۵۷۲	۰/۳۱**
آهن	کروی	۰/۰۱۳۷۹	۰/۵۲۲	۳۸۴۰	۲۶/۴۳	M	۳۹/۵	۳۸۵۶	۰/۵۰**

H: کلاس همبستگی خیلی قوی، M: کلاس همبستگی متوسط، ** معنی‌داری در سطح ۰/۱ درصد.

منابع

[۱] امینی، م. ۱۳۸۳. مدل‌سازی روند تجمع عناصر سنگین در اکوسیستم‌های زراعی و ارزیابی عدم قطعیت آن در منطقه اصفهان. رساله دکترای خاک‌شناسی. دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان. ۱۳۴ صفحه.

[۲] حسنی‌پاک، ع. ا. ۱۳۶۹. زمین‌آمار (ژئواستاتیستیک). انتشارات دانشگاه تهران.

[۳] گلچین، ا. ۱۳۸۴. فعالیت‌های صنعتی و آلودگی خاک‌های کشاورزی به فلزات سنگین. سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان زنجان.

[4] Krasilnikov, P., Carre, F. and Montanarella, L. (eds.). 2008. Soil Geography and Geostatistics. Concepts and application. Loxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. Scientific and Technical Research.

[5] Miller, M. P., Singer, M. J. and Nilsen, D. R. 1988. Spatial variability of wheat yield and soil properties on complex hills. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 1133-1141.

[6] Sposito, G., Lund, L. J. and Chang, A. C. 1982. Trace metal chemistry in arid zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 260-264.

بررسی تاثیر آلودگی کادمیوم بر شاخص های فیزیولوژیک و صفات رویشی کاج جنگل (*Pinus sylvestris* L.)

سکینه مدیرروستا[1]، محمد معزاردلان[1]، ویلما بایرام زاده[2]

۱- به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد و استاد گروه خاک دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی کرج دانشگاه آزاد اسلامی واحدکرج

۲- استادیار گروه صنایع چوب دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی کرج دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج

مقدمه

خاکها به عنوان پالاینده های طبیعی محسوب می شوند. علاوه بر اینکه تامین کننده مواد غذایی هستند، خاصیت تصفیه کنندگی دارند. آلودگی خاک باعث از بین بردن پوشش گیاهی و رشد و نمو گیاهان و در نهایت منجر به فرسایش خاک و بیابانزایی می شود. استخراج زغال سنگ، تصفیه فاضلابهای شهری و صنعتی، آفت-کشها، مواد رنگی و باتری ها هر کدام به نحوی باعث آلودگی خاک به فلزات سنگین میشوند (عباسپور ۱۳۸۳). گیاهان مکانیسم هایی برای سمیت زدایی فلزات سنگین دارند و بسیاری از گیاهان در خاکهای آلوده به کادمیوم زنده می مانند و رشد می کنند (Cheng 2003). به منظور اصلاح و بهسازی خاکهای آلوده می توان از روشهای بیولوژیک استفاده نمود به نحوی که در این روش از گونه های گیاهی با توان بسیار بالای جذب و انباشت عناصر کمیاب استفاده می گردد (عرفانی منش و افیونی ۱۳۸۸). شریعت و همکاران (۱۳۸۹) نقش گیاهان در جذب کادمیوم در گونه های همیشه سبز اکالیپتوس انجام دادند. نتایج نشان داد که اکالیپتوس توان انباشته سازی عنصر آلاینده کادمیوم را دارد بدون آن که اختلال جدی در رشد آن به وجود آید. بنابراین می توان از آن جهت کاهش آلودگی های محیط زیست استفاده نمود. ثواقبی و همکاران (۱۳۸۱) اثرات مصرف توام کادمیوم و روی را بر گندم رقم مهدوی مورد بررسی قرار دادند و نتیجه گرفتند که کادمیوم به طور معنی داری عملکرد دانه، کاه و عملکرد کل را کاهش داد اما مصرف روی آنها را افزایش داده است. مصرف روی جذب کل کادمیوم را کاهش داد. Arduini و همکاران (۱۹۹۵) اثر مس را بر رشد و مورفولوژی ریشه *Pinus pinea* L. و *Pinus pinaster* Ait ارزیابی کردند. ۵ میکرومولار مس بطور کامل رشد ریشه را در هر دو گونه بازداشت. آنها نتیجه گرفتند که افزایش طول سلول از تقسیم سلولی به مس حساس تر است. با توجه به آلودگی خاک های ایران با کادمیوم، در سال های اخیر بررسی هایی در این زمینه صورت گرفته است. در این تحقیق هدف بررسی توانایی پالایش خاک آلوده به کادمیوم توسط کاج جنگل *Pinus sylvestris* L. در حضور پتاسیم می باشد.

مواد و روشها

ابتدا بذور کاج جنگل یا *Pinus sylvestris* L. را از مرکز تحقیقات منابع طبیعی آمل تهیه نمودیم. بذرها را با آب مقطر شستشو دادیم و از ویتاراکس به میزان ۲ در هزار برای ضدعفونی استفاده کردیم و آنها را در پتری-دیش با کاغذ صافی و آب مقطر گذاشتیم و دور آن پارافیلم گرفتیم و در یخچال به مدت ۲۱ روز قرار دادیم که بعد از آن بذرها آماده کشت در گلدان شدند. این آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک کامل تصادفی در ۵ تکرار و ۲ فاکتور مورد بررسی قرار گرفت. فاکتور اول: غلظت کلرید کادمیوم در چهار سطح (صفر، ۱۵، ۳۰

و ۶۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک) و فاکتور دوم: غلظت سولفات پتاسیم (صفر، ۵۰، ۱۰۰ و ۱۵۰ میلی گرم پتاسیم در کیلوگرم خاک) می باشد. گلدان هایی با گنجایش ۱۰۰۰ گرم را از خاک جنگل آمل که مورد تجزیه قرار گرفته بود پر کردیم. ۱۰ عدد بذر آماده کشت را در عمق یک سانتیمتری در گلدان کشت کردیم و برای ایجاد آلودگی در خاک گلدان در طی این مدت با استفاده از آبیاری با آبفشان این محلول ها در سطح خاک گلدان با توجه به نیاز آبی گیاه انجام گردید. گلدان ها در گلخانه تحت شرایط طبیعی روز و دمای بین ^{o}C ۳۰- ۲۰ نگه¬داری شدند. پس از گذشت ۱۲ هفته از کشت گیاهچه ها از خاک خارج و اندازه گیری صفات طول سوزن، طول ساقه، طول ریشه، وزن تر گیاه و وزن خشک گیاه انجام شد. تجزیه واریانس حاصل توسط نرم افزار SAS و مقایسه میانگین در سطح آماری ۵٪ با آزمون دانکن انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از تجزیه واریانس در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- جدول تجزیه واریانس اثر غلظت های مختلف کادمیوم و پتاسیم بر صفات مختلف کاج جنگل

منبع تغییرات	درجه آزادی	طول سوزن(mm)	طول ساقه(mm)	طول ریشه(mm)	وزن تر گیاه(mg)	وزن خشک گیاه(mg)
بلوک	۴	۷/۶۲ ns	۵/۰۷ ns	۴۶/۴۷ ns	۶۰۹۶۹/۱۱ ns	۳/۸ ns
Cd	۳	۵۱۳/۱۹ **	۲۹۷/۴۵ **	۲۵۷۰/۰۹ **	۸۸۵۰۴۷۲/۹۲ **	۲۳۶/۹ **
K	۳	۱۹/۷۵ ns	۳۹/۸۳ *	۹۰/۷۲ *	۲۴۹۵۲۶/۸۸ *	۱۲/۴۵ **
Cd*K	۹	۱۴/۴۹ ns	۱۲/۴۱ ns	۲۵/۸ ns	۲۴۱۹۵۰/۲۸ *	۶/۵۹ ns
خطا	۵۷	۱۲/۴۹	۱۰/۱۷	۲۹/۳۳	۱۱۴۲۳۱/۱۱	۲/۹۳
CV		۲۹/۴۳	۲۵/۴۴	۳۲/۵۴	۲۲/۱۷	۲۸/۰۴

اثر کادمیوم بر طول سوزن ها در سطح یک درصد معنی دار می باشد. اما تاثیر پتاسیم بر آن معنی دار نبود. همچنین برهمکنش کادمیوم و پتاسیم بر صفت طول سوزن معنی دار نشان نداد (جدول ۱). در بین سطوح تیمار کادمیوم سطح صفر بلندترین طول سوزن را ایجاد نموده است و کوتاهترین طول سوزن هم در ۶۰ میلی گرم کادمیوم دیده شد (جدول ۲). اما بین سطوح تیمار پتاسیم از لحاظ آماری تفاوتی وجود نداشت و همه سطوح تیماری مورد آزمایش در یک دسته قرار گرفتند (جدول ۳). Afanasieva و همکاران (۲۰۰۷) گزارش کردند که آلودگی فلزات سنگین سبب کاهش طول سوزن بین ۱۰ و ۵۰ درصد در کاجهای تیمار شده در خاکهای با آلودگی مناطق صنعتی شد. و طی سه سال موجب افزایش ریزش برگ تا ۶۰ درصد در تاج درخت شده است.

جدول ۲- مقایسه میانگین اثر تیمار غلظت های مختلف کادمیوم بر صفات مختلف کاج جنگل

تیمار کادمیوم	طول سوزن (mm)	طول ساقه (mm)	طول ریشه (mm)	وزن تر گیاه (mg)	وزن خشک گیاه (mg)
۰ mg	۳۶/۶ a	۲۳ a	۸۳/۰۵ a	۳۴۷۷/۶ a	۱۹/۶۳ a
۱۵ mg	۳۳/۶۳ b	۲۲/۴۲ a	۷۷/۷۴ b	۳۱۸۴/۴ b	۱۶/۵۳ b
۳۰ mg	۲۷/۹۵ c	۲۲/۳۲ a	۶۹/۷۹ c	۲۳۹۸/۸ c	۱۴/۲۸ c
۶۰ mg	۲۵/۲۱ d	۱۴/۷۴ b	۵۶/۲۶ d	۲۰۱۵/۴ d	۱۱/۳۳ d

جدول ۳- مقایسه میانگین اثر تیمار غلظت های مختلف پتاسیم بر صفات مختلف کاج جنگل

تیمار پتاسیم	طول سوزن (mm)	طول ساقه (mm)	طول ریشه (mm)	وزن تر گیاه (mg)	وزن خشک گیاه (mg)
۰ mg	۳۰/۸ a	۲۲/۴ a	۷۰/۶ b	۲۷۶۵ ab	۱۵/۹۸ a
۵۰ mg	۲۹/۶۸ a	۲۰/۴۲ ab	۷۵/۳۷ a	۲۹۶۳/۵ a	۱۶/۳۳ a
۱۰۰ mg	۳۱/۶۱ a	۲۰/۷۲ ab	۷۱/۲۸ b	۲۷۵۳/۳ ab	۱۵/۳۴ ab
۱۵۰ mg	۳۱/۶۰ a	۱۹/۰۵ b	۶۹/۳ b	۲۶۳۸/۱ b	۱۴/۳۶ b

کادمیوم بر صفت طول ساقه در سطح یک درصد معنی دار بود و اثر پتاسیم هم بر در سطح ۵ درصد معنی دار نشان داد. اثرمتقابل بین سطوح تیمار کادمیوم و سطوح تیمار پتاسیم معنی دار نبود (جدول ۱). بر اساس نتایج مقایسه میانگین سطوح تیماری Cd_0، Cd_{15} و Cd_{30} در یک دسته قرار گرفتند اما سطح تیماری ۶۰ میلی گرم کادمیوم طول ساقه کوتاهتری نسبت به سایر سطوح تیمار کادمیوم مورد استفاده ایجاد نمود (جدول ۲) در تیمارهای پتاسیم هم در سطح تیمار صفر یعنی شاهد در بلندترین ساقه را ایجاد نمود و سطح ۱۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک کوتاهترین طول ساقه گیاهچه کاج جنگل را موجب گردید (جدول ۳). Jentschke و همکاران (۱۹۹۹) هم در بررسی اثر سمیت کادمیوم بر نوئل گزارش کردند که استفاده از ۰/۵ میکرومولار و ۵ میکرومولار سولفات کادمیوم به ترتیب موجب ۲۲ و ۶۴ درصد کاهش در طول ساقه شده است. این کاهش طول ساقه در بررسی ما بر کاج جنگل هم دیده شد.

تیمار کادمیوم بر طول ریشه در سطح یک درصد معنی دار بود و تیمار پتاسیم نیز بر صفت طول ریشه در سطح ۵ درصد معنی دار شد. برهمکنش تیمار کادمیوم و تیمار پتاسیم بر این صفت در معنی دار نشان نداد. مقایسه میانگین بین سطوح تیمار کادمیوم نشان داد که سطح تیمار صفر میلی گرم بالاترین میانگین ریشه را در بین تیمارها تولید کرده و کمترین میانگین تولید شده هم در سطح تیمار ۶۰ میلی گرم می باشد. بین سطوح پتاسیم در صفت طول ریشه بالاترین میانگین تولید شده در سطح تیمار ۵۰ میلی گرم پتاسیم در کیلوگرم خاک بود و کمترین میانگین هم در سطوح دیگر تیماری تولید شد و سایرین با یکدیگر تفاوتی نشان ندادند. Gu و همکاران (۲۰۰۷) یادآوری کردند که اثر کادمیوم بر ریشه به غلظت آن بستگی دارد و کادمیوم در غلظتهای کمتر از ۱۰ میکرومولار از رشد ریشه تبریزی نسبت به شاهد جلوگیری نمی‌کند اما رشد ریشه در ۱۰۰ میکرومولار به طور معنی‌داری کاهش یافته است. در بررسی ما بر روی کاج جنگل هم در غلظت‌های بالاتر کاهش بیشتری در طول ریشه را مشاهده می‌کنیم.

تیمار کادمیوم بر روی صفت وزن تر گیاه در سطح احتمال یک درصد معنی دار شد. تیمار پتاسیم بر وزن تر گیاه اثر معنی داری در سطح ۵ درصد نشان داد. برهمکنش بین تیمارهای کادمیوم و تیمارهای پتاسیم در سطح احتمال ۵ درصد معنی دار بود (جدول ۱). بیشترین وزن تر گیاه در تیمار شاهد کادمیوم یعنی صفر بدست آمد و کمترین وزن تر گیاه هم در تیمار ۶۰ میلی گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک مشاهده شد (جدول ۲). بین تیمارهای پتاسیم هم بیشترین میانگین در ۵۰ میلی گرم پتاسیم و کمترین هم در ۱۵۰ میلی گرم پتاسیم در کیلوگرم خاک مشاهده شد (جدول ۳). برهمکنش بین کادمیوم و پتاسیم نشان داد که تیمار با کادمیوم صفر و پتاسیم صفر و

تیمار کادمیوم صفر و پتاسیم ۵۰ میلی گرم بالاترین وزن تر را در گیاهچه تولید کردند. Linger و همکاران (۲۰۰۵) در بررسی *Cannabis sativa* L. دریافتند که کادمیوم سبب کاهش وزن‌تر گیاهان شده است. بطوری که که وزن تر گیاهان ۵۹ بار نسبت به گیاهان شاهد کاهش نشان دهد.

تیمار کادمیوم روی وزن خشک در سطح یک درصد معنی دار بود و تیمار پتاسیم هم در سطح یک درصد معنی دار می باشد. اما برهمکنش بین تیمار کادمیوم و پتاسیم معنی دار نشان نداد (جدول ۱). بیشترین وزن خشک گیاه در تیمار صفر میلی گرم کادمیوم و کمترین هم در تیمار ۶۰ میلی گرم کادمیوم خاک مشاهده شد (جدول ۲). در بین تیمارهای پتاسیم هم کمترین وزن خشک گیاه در ۱۵۰ میلی گرم پتاسیم و بیشترین هم در صفر و ۵۰ میلی گرم پتاسیم می باشد (جدول ۳). نتایج حاصل از مطالعه دانشمندان نشان داده است که میزان پراکسیداسیون چربیها به علت افزایش مقدار پراکسید هیدروژن در سلول در حضور یون کادمیوم افزایش می یابد. این وضعیت باعث برهم خوردن تعادل آبی و تغذیه ای سلول شده که این یکی از مهمترین دلایل کاهش وزن گیاه می باشد (Sanita di Toppi and Gabbrielli 1999).

منابع

ثواقبی، غ.، معزاردلان، م.، و ملکوتی م. ج.، ۱۳۸۱. اثر مصرف توام کادمیوم و روی در خاک آهکی بر پاسخهای گیاه گندم. مجله علوم کشاورزی ایران. جلد سی و سوم. شماره ۲. صفحه های ۳۳۳ تا ۳۴۱.

شریعت، الف.، عصاره، م. ح.، و قمری زارع ع.، ۱۳۸۹. اثر کادمیم بر برخی پارامترهای فیزیولوژی در *Eucalyptus occidentalis*. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک. سال چهاردهم. شماره ۵۳. صفحه های ۱۴۵ تا ۱۵۳.

عباسپور م، ۱۳۸۳. مهندسی محیط زیست (دو جلدی). انتشارات دانشگاه آزاد اسلامی.

عرفانی منش م. و افیونی م.، ۱۳۸۸. آلودگی محیط زیست، آب، خاک و هوا. انتشارات ارکان اصفهان.

Afanasieva LV, Kashin VK, Mikhailova TA and Berezhnaya NS, 2007. Effect of the industry-related air pollution on the accumulation of heavy metals in the pine needles in the basin of the Selenga River. Chemistry for Sustainable Development 15: 25-31.

Arduini I, Godbold DL and Onnis A, 1995. Influence of copper on root growth and morphology of *Pinus pinea* L. and *Pinus pinaster* Ait. seedlings. Tree Physiology 15: 411-415.

Cheng Sh, 2003. Effects of heavy metals on plants and resistance mechanisms. Environ Sci and Pollut Res 10: 256-264.

Gu J, Qi L, Jiang W and Liu D, 2007. Cadmium accumulation and its effects on growth and gas exchange in four populus cultivars. Acta Biologica Cracoviensia Series Botanica 49: 7–14.

Jentschke G, Winter S and Godbold D, 1999. Ectomycorrhizas and cadmium toxicity in Norway spruce seedlings. Tree Physiology 19: 23-30.

Linger P, Ostwald A and Heansler J, 2005. *Cannabis sativa* L. growing on heavy metal contaminated soil: growth, cadmium uptake and photosynthesis. Biologia Plantarum 49: 567-576.

Sanita di Toppi L and Gabbrielli R, 1999. Response to cadmium in higher plants-review. Environ. and Experim. Bot. 41:105-130.

بررسی محاسن و معایب استفاده از لجن فاضلاب در کشاورزی و چگونگی حذف فلزات سنگین موجود در آن

ابراهیم پناهپور[1] ، مریم دهقانپور[2*]

۱- عضو هیئت علمی گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد واحد علوم و تحقیقات خوزستان
۲- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد واحد علوم و تحقیقات خوزستان
***(نویسنده مسئول) maryam.dehghanpoor.1364@gmail.com**

چکیده:

مصرف روزافزون مواد حاصلخیزکننده, اصلاح کننده, آفت‌کش‌ها, فاضلاب‌های شهری و پساب‌های صنعتی از عوامل اصلی افزایش غلظت فلزات سنگین در خاک می باشد. با توجه به افزایش مصرف فاضلاب‌ها جذب فلزات سنگین موجود در آنها توسط گیاه و ورودشان به زنجیره غذایی حیوان و انسان نیز حرکتشان به سمت آب‌های زیرزمینی, پیامدهای سوئی به دنبال خواهد داشت.همچنین وجود غلظت آهن قابل جذب گیاهی در سطوح بالای کاربرد لجن در خاک در جوار افزایش غلظت املاح محلول محتوی کاتیون و آنیون‌های مختلف به ویژه کلر از جمله عوامل مسمویت گیاه به حساب می آیند. البته یکی از مزایای استفاده از پساب شهری در کشاورزی افزایش عملکرد می‌باشد.از این‌رو هدف از انجام این پژوهش بررسی محاسن و معایب استفاده از لجن فاضلاب و چگونگی حذف فلزات سنگین می باشد.

مقدمه

کمبود آب و تقاضای فزاینده آن به خصوص در کشورهای خشک و نیمه خشک فشار زیادی را بر منابع آب به ویژه منابع زیرزمینی وارد کرده است به طوری که سبب افت شدید سطح آب زیرزمینی در این مناطق گردیده و این کشورها را با بحران آب روبرو کرده است. بنابراین این محدودیت توجه محققین را به استفاده اصولی از آب‌های غیر متعارف مانند آب‌های شور, پساب‌های شهری و صنعتی به خود معطوف نموده است. در کشور ما بنا به گزارش شایگان و افشاری(۱۳۸۳), از میزان ۳.۹ میلیارد متر مکعب فاضلاب شهری تنها ۹ در صد تصفیه و بقیه بدون تصفیه وارد چاه‌های جذبی, رودخانه‌ها و زمین‌های کشاورزی شده است.کاربرد لجن فاضلاب‌های شهری و صنعتی بعنوان کود در خاک‌های کشاورزی هم از لحاظ اقتصادی و زیست محیطی و هم از نظر بهبود فیزیکی, شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌ها در بسیاری از کشورها مورد توجه می باشد (Singh and Agrawal 2008, Tasatar and Haktanir 1999). در اراضی آبیاری شده با فاضلاب شهری، میزان غلظت کل املاح تا دو برابر افزایش یافته و تا عمق ۱۵ سانتیمتری میزان عناصر سنگین، افزایش عمده ای یافته و برخی عناصر نظیر کادمیوم تا ۲۳ برابر افزایش نشان داده است(John et al .,1972 ; ملا حسینی , ۱۳۸۰ و Golovaity and Savchenk, 2002). میزان انباشتگی عناصر در گیاه به نوع اقلیم، خاک، گونه گیاهی و مدیریت کشاورزی وابسته است(بهرمند و همکاران ،۱۳۸۱ ; واثقی و همکاران ،۱۳۸۰ و Chaney 1982). خاک دریافت کننده نهایی بسیاری از ترکیبات زاید و ناخواسته حاصل از فعالیت‌های بشر است. به همین دلیل بررسی مقادیر فلزات سنگین و امکان جذب آن‌ها توسط محصولات کشاورزی کشت شده بر روی خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب از اهمیت فراوانی برخوردار است(Davies 1980 و Davies 1982). همچنین بررسی امکان حرکت فلزات سنگین اضافه شده به خاک از طریق مصرف آب فاضلاب و آلوده کردن سفره‌های آب زیرزمینی از نظر

زیست محیطی اهمیت فراوان دارد. متداول‌ترین فلزات یافت شده درفاضلاب‌ها سرب، مس، روی، کادمیوم، کروم و نیکل هستند. چانگ و همکاران (۱۹۸۴) در تحقیقی که با افزودن لجن فاضلاب به خاک انجام دادند پس از در نظر گرفتن عوامل خطا(کامل نبودن عصاره گیری اسید نیتریک و تغییر جرم مخصوص ظاهری به دلیل اختلاط با لجن فاضلاب) و رفع آن‌ها، به این نتیجه رسیدند که حدود ۹ درصد از کادمیوم، ۴۰ درصد از کروم، ۲۴ درصد از مس و ۱۷ درصد از سرب موجود از لجن به لایه‌های پایین‌تر از عمق مورد مطالعه حرکت کرده است. آلودگی لجن فاضلاب به دلیل وجود فلزات سنگین سمی و مدیریت نامناسب، سلامتی بشر را به گونه‌ای خطرناک تحت تاثیر قرار میدهد و عواقب سوئی به همراه دارد از این رو روش‌های مختلفی برای کاهش مقدار یون‌های فلزی از فاضلا ب‌ها وجود دارد که از این میان، جذب یکی از فرایندهای کارامد در حذف فلزات سنگین از فاضلاب‌ها به حساب می‌آید. مواد طبیعی به دلیل هزینه کم و فراوانی زیاد ان‌ها ومحصولات جانبی کشاورزی به علت دارا بودن گروه‌های عاملی از قبیل هیدروکسیل، کربوکسیل و فنول و میل ترکیبی قوی با فلزات سنگین از بین جاذب‌های مختلف برای حذف این فلزات مناسب‌تر می‌باشد (سردشتی، ۱۳۸۲; عابدی کوپایی و موسوی،۱۳۸۲).

عناصر سنگین و حذف آن‌ها

در بررسی که بر روی تاثیر کاربرد فاضلاب شهری در میزان تجمع عناصر سنگین در خاک و گیاه تحت کشت فاضلاب شهری قسمتی از غرب ساری و قسمت مرکزی قائم‌شهر که برای آبیاری اراضی تحت کشت زراعی برنج مصرف شده بود نتایج نشان داد که با استفاده از فاضلاب شهری برای کمک به آبیاری اراضی میزان کادمیوم، نیکل، سرب و کروم در خاک افزایش یافت و با افزایش مقدار آهک و مواد آلی خاک میزان سرب کل تجمع یافته افزایش معنی داری نشان داد که خلاصه نتایج در جداول شماره ۱ و ۲ آورده شده است. (بهمنیار, ۱۳۸۶)

جدول شماره (۱): مقادیر کادمیم,سرب,نیکل و کروم (کل و قابل جذب) در خاک(بهمنیار, ۱۳۸۶)

عناصر	منطقه ۱				منطقه ۲			
	قابل جذب		کل		قابل جذب		کل	
	شاهد	تیمار	شاهد	تیمار	شاهد	تیمار	شاهد	تیمار
کادمیم	۰/۰۲	۰/۰۷	۰/۵۳	۱/۰۵	۰/۰۶	۰/۱۱	۰/۵۱	۰/۷۴
سرب	۲/۱۶	۲/۴۵	۴۲/۵	۴۵/۴	۲/۵۲	۳/۳۱	۳۸/۹	۴۴/۱
نیکل	۰/۶۴	۱/۱۵	۴۵/۴	۴۹/۵	۰/۶۶	۱/۰۶	۳۹/۱	۴۵/۵
کروم	۰/۰۷	۰/۱۷	۵۳/۶	۶۶/۷	۰/۱۰	۰/۱۶	۴۷/۸	۹۸/۱

جدول شماره(۲): همبستگی بین مقدار آهک و مواد آلی با عناصر سنگین(بهمنیار, ۱۳۸۶)

	کادمیوم	سرب	نیکل	کروم
مقدار آهک	-۰/۳۷۷	+۰/۷۶۱	-۰/۲۳۰	-۰/۰۴۴
مواد آلی	-۰/۳۶۸	+۰/۷۷۵	-۰/۱۷۶	-۰/۱۲۲

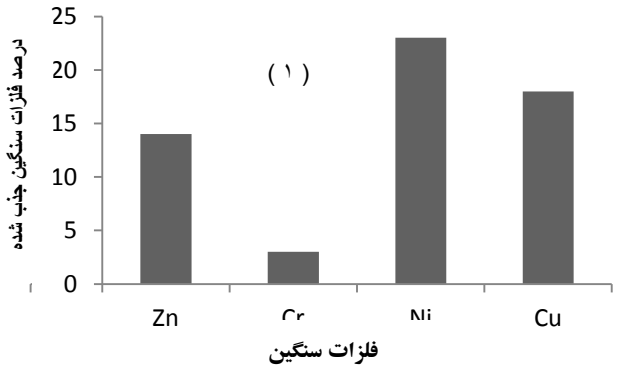
در پژوهشی که به منظور استخراج سه فلز کادمیوم، کروم و کبالت در یک خاک آهکی با استفاده از اسید نیتریک تا عمق ۱۰۰ سانتیمتری در لایه هایی به ضخامت ۲۰ سانتیمتری در منطقه شرق اصفهان انجام شد نتایج نشان داد که حرکت کبالت، کروم و کادمیوم به سمت لایه‌های زیرین خاک به ترتیب برابر با ۴۵/۸۵، ۳۸/۲۳، ۱۴/۴۲ درصد از مقدار افزوده شده به خاک می‌باشد

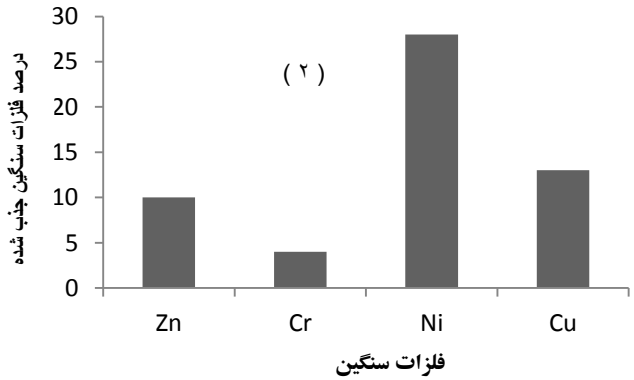
که این مقدار فلزات از طریق درز و شکاف‌های حاصل از انبساط و انقباض خاک به عمق‌های پایین‌تر انتقال یافته است که خلاصه نتایج در جدول شماره ۳ قابل مشاهده می‌باشد (پناهپور و همکاران ۱۳۸۷)

جدول شماره (۳): میانگین غلظت فلزات سنگین قابل استخراج با HNO_3 میلی گرم بر کیلوگرم(پناهپور و همکاران ۱۳۸۷)

تیمار	S_0E_0			S_0E_1			S_0E_2			S_1E_0			S_1E_1			S_1E_2		
فلز / عمق (سانتی متر)	Cd	Cr	Co	Cd	Cr	Co	Cd	Cr	Co	Cd	Cr	Co	Cd	Cr	Co	Cd	Cr	Co
۰-۲۰	۲/۵۱	۱۴/۸	۱۱/۶	۲/۷۳	۱۴/۹	۱۶/۲	۲/۹۲	۱۵/۲	۱۶/۱	۲/۵۲	۱۴/۹	۱۲/۱	۲/۷۳	۱۵/۰	۱۵/۵	۲/۹۳	۱۵/۲	۱۴/۳
۲۰-۴۰	۲/۹۲	۲۰/۳	۱۲/۵	۳/۰۸	۱۹/۹	۱۴/۳	۳/۱۶	۱۹/۵	۱۳/۶	۲/۹۳	۲۰/۳	۱۶/۸	۳/۰۶	۱۹/۸	۱۳/۴	۳/۱۸	۱۹/۳	۱۳/۴
۴۰-۶۰	۳/۱۹	۲۶/۹	۱۷/۰	۳/۲۵	۲۷/۶	۱۶/۱	۳/۳۱	۲۸/۶	۱۲/۸	۳/۱۹	۲۷/۱	۱۵/۹	۳/۲۱	۲۷/۵	۱۲/۷	۳/۳۴	۲۷/۹	۱۶/۳
۶۰-۸۰	۳/۴۶	۳۰/۱	۱۶/۱	۳/۵۸	۲۹/۸	۱۳/۵	۳/۶۹	۲۹/۲	۱۶/۲	۴/۴۷	۲۹/۹	۱۳/۰	۳/۵۹	۳۰/۳	۱۶/۵	۳/۷۱	۳۰/۷	۱۲/۷
۸۰-۱۰۰	۳/۶۴	۲۴/۷	۱۷/۴	۳/۶۹	۲۴/۹	۱۵/۴	۳/۷۵	۲۵/۳	۱۷/۱	۳/۶۴	۲۴/۸	۱۷/۱	۳/۷۰	۲۵/۰	۱۷/۳	۳/۷۸	۲۵/۱	۱۹/۱

طی پژوهشی که به منظور بررسی کارایی شن در خاک‌های آهکی و غیر آهکی در حذف یا کاهش فلز سنگین کروم از فاضلاب صنعتی در شرایط گلخانه‌ای انجام شدنتایج نشان داد که شن مورد استفاده در این آزمایش توانایی جذب مناسبی را برای فلزات سنگین موجود در فاضلاب از خود نشان می‌دهد در واقع می‌توان گفت که کاربرد شن برای حذف فلز سنگین کروم موجود در فاضلاب موثر بوده است که نتایج بدست آمده را مطابق نمودارهای ۱ و ۲ به دست آمده است(محمدی و همکاران (۱۳۸۸).





در صد جذب فلزات سنگین توسط شن قرار گرفته در زیر خاک آهکی (۱) و خاک غیر آهکی (۲).(محمدی و همکاران ۱۳۸۸)

نتیجه گیری

۱) کاربرد فاضلاب شهری در آب آبیاری موجب افزایش مقادیر کادمیوم , نیکل, سرب و کروم در خاک شده و میزان تجمع کروم بیشتر از سایر عناصر بود.

۲) وجود آهک و مواد آلی در خاک باعث افزایش سرب در خاک می شود.

۳) میزان سه فلز کادمیم, کروم و کبالت که بوسیله $NH\ O_3$ در یک خاک آهکی استخراج شده اند از طریق درز و شکاف های حاصل از انبساط و انقباض به عمق های پایین خاک انتقال یافته اند.

۴) کاربرد شن برای حذف فلزات سنگین (کروم) موجود در فاضلاب موثرمی باشد.

منابع

۱- بهره مند ,م.ر.,م.افیونی,م.ع.حاج عباسی و ی.رضایی نژاد.۱۳۸۱.اثر لجن فاضلاب بر برخی ویژگی های فیزیکی خاک. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۶(۴):۱-۱۰.

۲_ بهمنیار, م.ع.(۱۳۸۶)."تاثیر مصرف فاضلاب در آبیاری گیاهان زراعی بر میزان برخی از عناصر سنگین خاک و گیاهان." م. محیط شناسی سال سی و سوم ,۴۴, ۱۹-۲۶.

۳_ پناهپور,ا. ,افیونی ,م., همایی, م., هودجی , م .(۱۳۸۷)." حرکت کادمیم , کروم و کبالت در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب و نمک این فلزات و جذب آن توسط سبزیجات در منطقه شرق اصفهان." م .آب و فاضلاب , ۶۷, ۹-۱۷.

۴_ سردشتی , ع.(۱۳۸۲). "حذف کروم از پسابهای صنعتی." م. آب و فاضلاب, ۴۵, ۱۸-۲۶.

۵_ شایگان , ج. و ع . افشاری . ۱۳۸۳ . بررسی وضعیت فاضلابهای شهری و صنعتی در ایران .مجله آب و فاضلاب .۴۹ ،ص ۵۸ _۶۹ .

۶_- عابدی کوپایی , ج., و موسوی , س.ف. (۱۳۸۲)." جذب سرب از پساب صنعتی توسط خاکستر پوسته شلتوک." م. آب و فاضلاب , ۴۸, ۱۷-۲۴.

۷_ محمدی ,م., فتوت , ا ., حق نیا ,غ , ح.(۱۳۸۸)."بررسی امکان جذب فلزات سنگین فاضلاب صنعتی توسط شن , خاک و ماده آلی ." م. آب و فاضلاب ,۴, ۷۱-۸۱

۸_ ملا حسینی, ح.۱۳۸۰,بررسی شدت آلودگی خاکها و گیاهان تحت آبیاری با فاضلاب به عناصر سنگین . هفتمین کنگره علوم خاک ایران, ۷-۴ شهریور –شهرکرد.

۹_ واثقی ,س.,ح.شریعتمداری,م.افیونی و م.مبلی.۱۳۸۰. اثر لجن فاضلاب بر غلظت فلزات سنگین در گیاهان کاهو و اسفناج در خاکهای با اسیدیته متفاوت. مجله علوم و فنون باغبانی ایران ۲(۳و۴):۱۲۵-۱۴۲.

10- Chang,A.C., Warneke,J.E.,Page,A.L., and Lund, L.J.A.(1984).”Accumulation of heavy metals in sewag sludge treated soils.”J.Environ. Qual.,13(1), 87-91.

11-Chaney,R.L.1982.Fate of toxic substances in sludge applied to cropland.Acta Agrophysica 10(1):89-102.

12- Davies,B.E.(1980).Applied trace elements,2nd Ed.,J.Willey, Chichester, London.

13- Davies,B.E.(1992). Trace metals in the environment: Retrospect and prospect, In: Biogeochemistry of trace elements,12th Ed., D.C.Adriano, ed., Lewis Publishers,Boca Raton,1-17.

14- Golovatiy,S.,Savchenk,S.2002.Heavy metals as contaminants of agricultural lands of Belarus.17th World Congress Soil Sci.Bangkok,Thailand.August 14-21.

15-John,M.K.1972.Cadmium adsorption maxima of soil as measured by the Longmuir isotherm.Canadian Journal of Soil Science.52:343-349.

16- Singh R.P. and Agrawal M 2008. Potential benefits and risks of land application of sewage sludge.Waste Management , Vol.28(2):347-358.

17- Tasatar B.,and Haktanir K. 1999. Effect of Industrial sewage sludge applied to soil. ISD Ana Sayfasi,Soil Science Department, University of Ankara.

پایش کیفیت خاکهای کشاورزی: انتخاب پایگاه‌های مطالعاتی

سعید سعادت[۱]، حامد رضایی[۱]، رسول میرخانی[۱]، یوسف رضا باقری[۲] و زهرا محمد اسماعیل[۲]

۱- عضو هیات علمی موسسه تحقیقات خاک و آب

۲- کارشناس موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه

خاک به عنوان یک پیکر زنده و جزئی از محیط پویای طبیعی، همواره در حال تغییر و تکوین می‌باشد. حفاظت و استفاده بهینه از منابع خاک از اصول توسعه پایدار در هر کشور می‌باشد. بسیاری از برنامه-های کلان کشوری بر مبنای ویژگیهای پایا یا ذاتی خاک طراحی شده است و در سطح مزرعه نیز افزون بر ویژگیهای پایا، ویژگیهای پویا نیز در آن تاثیر خواهد داشت. از آنجائی که واقع شدن این تغییرات اجتناب ناپذیر بوده و این تغییرات روی عملکرد محصولات نیز اثر می گذارد، لذا بررسی روند تغییرات کیفیت خاک که شامل تغییر ویژگیهای فیزیکی، شیمیائی و بیولوژیکی در مکان و زمان می باشد، موجب شناخت مسیر تحولات و تغییرات در محیط خاک شده و امکان پیشگیری از تخریب بیشتر اراضی و جلوگیری از کاهش احتمالی عملکرد و ارتقاء کیفی و کمی فرایندهای مدیریتی را باعث می شود. این موضوع حاکی از در راه بودن بحرانی در زمینه امنیت غذایی کشور بوده و لزوم انجام اقداماتی مؤثر برای تولید غذا پا به پای رشد جمعیت را یادآوری می‌کند. در بسیاری از کشورهای دنیا پایش منابع پایه از گذشته‌های دور مورد توجه قرار گرفته است. از جمله آنها می‌توان به مطالعات در کشورهای فنلاند از سال ۱۹۲۱، انگلیس ۱۹۶۹، هلند ۱۹۹۳، دانمارک ۱۹۹۳، فرانسه ۱۹۹۲، آلمان ۱۹۸۶ و ... اشاره نمود. بیشتر مطالعات پایش در دنیا در دهه ۸۰ و ۹۰ میلادی آغاز شده است و برخی نیز در حال برنامه‌ریزی برای انجام کار در قالب شبکه‌های بین‌المللی می‌باشند(Doran et al., 1996 و Sun et al., 2003). آژانس محیط زیست اروپا[1] (EEA) نیز در حال تدوین، و هماهنگ سازی برنامه پایش خاک در کشورهای عضو اتحادیه می باشد. یکی از مسائل مهم در این هماهنگ سازی انتخاب پایگاههای مطالعاتی می باشد. بر اساس نظر Armstrang Brown و همکاران(۱۹۹۸) انتخاب پایگاه را می توان به چند شیوه انجام داد ۱) شبکه منظم که مزیت اصلی آن سادگی و سهولت کار است اما تعداد گره های شبکه بایستی زیاد باشد تا بتوان تغییرات را رصد نمود. ۲) رویکرد زمین آماری که تلاش برای پایش تغییرات در هر زمین نما[2] می باشد. در این روش هزینه اولیه کار بسیار بالا می باشد.۳) رویکرد قضاوت کارشناسی که از ترکیب دو رویکرد قبلی استفاده می نماید.۴) استفاده از هم مکانی[3] با سایر شبکه های پایش همانند پایگاههای کیفیت هوا. البته استفاده از نمونه برداری آشیانه ای[4] با مفهوم چند پایگاه در یک زمین نما هم از جمله شیوه های قابل استفاده است.

در زلاندنو، انتخاب پایگاهها جهت انجام پایش کیفیت خاک بر اساس اولویتهای تعیین شده توسط گروه کارشناسان در هر منطقه بود. بدین صورت که اعضای گروه بر اساس کاربری و نوع خاک در هر منطقه و با توجه به احتمال خطر کاهش کیفیت خاک و نداشتن اطلاعات انتخاب گردیدند (Sparling and Schipper, 1998).

1 European Environment Agency
2 Landscap
3 Co-location
4 Nested sampling

Winder(۲۰۰۳) در بررسی جامعی که بر روی سوابق مطالعات و بیش از ۵۲ برنامه پایش در دنیا در راستای انجام برنامه پایش کیفیت خاک در آلبرتای کانادا انجام شد، اعلام نمود که روش شبکه منظم در برنامه پایش کشورهایی همانند کانادا، امریکا، اطریش، دانمارک، انگلیس و ولز، لیتوانی، لهستان و رومانی انجام گرفته است. روشهای دیگر انتخاب پایگاه بر اساس سطح حوضه آبخیز، سطح کاربری اراضی، نوع مدیریت خاک در منطقه و یا کل کشور بوده است.

با توجه به اهمیت و نقش کلیدی انتخاب پایگاههای مطالعاتی در انجام پایش کیفیت خاکهای کشاورزی این پروژه به اجرا در آمده است. پایش کیفیت خاک با مسائلی همچون انتخاب پایگاه‌های مطالعاتی، تواتر اندازه-گیریها، زمان اندازه‌گیریها، روش اندازه‌گیری ویژگیها در عرصه و آزمایشگاه، روش ثبت و نگهداری داده‌ها، روش تجزیه و تحلیل داده‌ها، حفظ نمونه‌های خاک و ... مواجه می‌باشد. متأسفانه در خصوص پایش کیفیت اراضی کشاورزی در ایران اطلاعات کافی وجود نداشته و در این خصوص فعالیت خاصی صورت نگرفته است. این در حالی است که هر روزه آمار و اطلاعاتی پراکنده مربوط به تبدیل و تغییر کاربری اراضی، فرسایش، کاهش کیفیت حاصلخیزی خاک و آلودگی آن ارائه می‌گردد. مطالعه حاضر براساس بررسی و جمع‌بندی تجارب و استانداردهای داخلی و بین‌المللی تهیه و تدوین گردیده است و سعی بر آن است تا با روشهای قابل اعتماد و مطمئن بر مبنای مراجع علمی، تغییرات کیفیت خاک در مدیریتهای مختلف زراعی و باغی مطالعه شود.

مواد و روشها

اراضی کشاورزی کشور حدود ۱۸ میلیون هکتار با کاربریهای مختلف زراعی، باغی و آیش به صورت دیم و آبی می‌باشند. به همین منظور حدود ۳۰۰۰ پایگاه (سایت) مطالعاتی در کل اراضی کشاورزی کشور (به ازاء حداقل هر ۶۰۰۰ هکتار یک سایت مطالعاتی) انتخاب گردید. تعداد این پایگاه‌ها در هر منطقه متناسب با سطح اراضی زراعی، باغی و آیش در شرایط آبی و دیم بود. همچنین نقاط و مکان‌های خاص نظیر اراضی آلوده، شور، مانداب و ... که دارای سطح قابل توجهی در منطقه بودند نیز افزون بر نقاط پیش‌بینی شده، در نظر گرفته شدند. برای انتخاب این پایگاه‌های نمونه‌برداری، از اطلاعات جانبی دیگر نظیر نوع کاربری اراضی، نقشه خاک‌های ایران، اقلیم، اطلاعات زمین‌شناسی و غیره نیز استفاده گردید. برای تعیین نقاط نمونه‌برداری، با استفاده از اطلاعات موجود نظیر نقشه رقومی استان‌ها، نقشه رقومی کاربری اراضی و نیز نقشه خاک‌های کشور در یک شبکه ۷ کیلومتر در ۷ کیلومتر، تعداد نقاط در هر استان مشخص شد. سپس با توجه به سطح زیرکشت استان‌ها (شامل زراعی، باغی و آیش) به تفکیک دیم و آبی، تعداد نقاط مورد نیاز برای محدوده مشخص و مختصات جغرافیایی آن با دستگاه GPS ثبت شد. افزون بر این نقاط، مناطق مشکوک به آلودگی که مساحت آنها بیش از ۱۰۰۰ هکتار بود و نیز خاک‌های مسئله‌دار (نظیر خاک‌های شور، سدیمی، مانداب و ...) که سطح آنها بیش از ۳۰۰۰ هکتار بود نیز به عنوان یک پایگاه در نظر گرفته شد. انتخاب هر پایگاه بایستی به گونه‌ای بود که حتی الامکان قطعه‌ای ۳-۱ هکتاری با مدیریت واحد را شامل شده و تغییرات شدید همانند تغییر کاربری، تسطیح اراضی و ... در طول مطالعه در آن انجام نگیرد. پس از انتخاب پایگاه‌های مطالعاتی، نمونه‌برداری از آنها انجام گرفت و ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آنها اندازه‌گیری و پرسشنامه مشخصات پایگاه نیز برای هر پایگاه تکمیل شد. به منظور ایجاد بانک اطلاعاتی برای پایگاه‌های موجود، کُدگذاری پایگاه‌ها شامل چهار بخش نام

استان، کاربری (شامل زراعی، باغی و آیش)، وضعیت کشت(شامل آبی و دیم) و شماره پایگاه انجام گردید (این شماره ۴ رقمی می‌باشد).

نتایج و بحث

به لحاظ اهمیت محل و موقعیت پایگاه های مطالعاتی در استان، محل اولیه پایگاه‌ها با استفاده از نقشه رقومی استان، نقشه رقومی کاربری اراضی و نیز ایجاد شبکه های ۷×۷ کیلومتر برای هراستان تعیین شد. از آنجا که تعداد پایگاه‌های مشخص شده در این نقشه‌های اولیه بیشتر از تعداد پایگاه‌های مورد نیاز بود(به طور میانگین به ازاء هر ۶۰۰۰ هکتار یک پایگاه مطالعاتی در نظر گرفته شد) برای نهایی کردن و انتخاب بهترین محل برای پایگاه مطالعاتی، مجریان طرح در هر استان با در نظر گرفتن وضعیت اراضی کشاورزی استان، موقعیت و تعداد پایگاه‌های مورد نیاز برای پایش کیفیت اراضی را متناسب با وسعت و سطح زیر کشت اراضی، نوع محصول غالب، وضعیت فعالیت اراضی، وجود مجتمع-های کشت و صنعت، تعاونی‌های تولید و یا سایر مراکز تولید کشاورزی که از اهمیت خاصی برخوردارند، مورد بازبینی و بررسی قرار داده و در برخی نقاط به بازدید میدانی از این محل‌ها پرداختند. سپس با استفاده از اطلاعات موجود نظیر نقشه‌های توپوگرافی استان، نقشه خاکهای ایران و دیگر اطلاعات موجود و قابل استفاده در این رابطه، مجددا پایگاه های موجود بررسی و نسبت به حذف، یا جابجا کردن آنها برای تامین محل مناسبتر و یا گاها اضافه کردن پایگاه‌های مطالعاتی جدید به این محل‌ها اقدام شد. سپس مجریان به منظور تطبیق این نقاط با شرایط لازم برای پایگاه‌ها، با انجام بازدیدهای میدانی کلیه نقاط را بازدید و در صورتی که نقطه در نظر گرفته شده، واجد شرایط لازم برای پایگاه نبود، نسبت به جابجایی آن و ثبت مشخصات محل جدید اقدام و نقشه نهایی محل و تعداد پایگاه‌ها تهیه شد. در جدول ۱ تعداد پایگاه‌های نهایی شده برای انجام مطالعات پایش به تفکیک استان آمده است:

جدول ۱-تعداد پایگاه های نهایی شده طرح پایش به تفکیک استانها

ردیف	استان	تعداد پایگاه	ردیف	استان	تعداد پایگاه
۱	اردبیل	۱۳۳	۱۶	فارس	۱۸۰
۲	اصفهان	۱۲۱	۱۷	قزوین	۸۵
۳	ایلام	۵۹	۱۸	قم	۲۳
۴	آذربایجان شرقی	۲۱۰	۱۹	کردستان	۱۷۰
۵	آذربایجان غربی	۱۳۶	۲۰	کرمان	۱۲۲
۶	سیستان و بلوچستان	۶۲	۲۱	کرمانشاه	۱۶۵
۷	بوشهر	۵۳	۲۲	کهگیلویه و بویر احمد	۴۳
۸	تهران	۸۰	۲۳	گلستان	۱۲۳
۹	چهارمحال و بختیاری	۵۰	۲۴	گیلان	۶۰
۱۰	خراسان جنوبی	۵۰	۲۵	لرستان	۱۳۶
۱۱	خراسان رضوی	۳۳۰	۲۶	مازندران	۸۰
۱۲	خراسان شمالی	۸۵	۲۷	مرکزی	۱۰۴

۱۳	خوزستان	۲۱۰	۲۸	هرمزگان	۳۰
۱۴	زنجان	۱۲۰	۲۹	همدان	۱۶۹
۱۵	سمنان	۳۵	۳۰	یزد	۳۳

منابع

Armstrong Brown S., Loveland P., Holman I., Arrouays D. , Eckelmann W., and H. Vogel. 1998. A Proposal for a European soil monitoring network: content, coverage and users. Proceeding of 16th world Congress of soil science. France.

Doran, J.W., Sarrantonio, M., Liebig, M., 1996. Soil health and sustainability. In: Sparks, D.L. (Ed.), Advances in Agronomy, Vol. 56. Academic Press, San Diego, pp. 1–54.

Sparling G. and L. A. Schipper. 1998. Soil Quality Monitoring in New Zealand: Concepts, Approach and Interpretation. Technical Report LCR 9798/060. Landcare Research, Hamilton, New Zealand.

Sun B., Zhou S., and Q. Zhao. 2003.Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China. Geoderma 115:85– 99.

Winder J. 2003. Soil Quality Monitoring Programs: A Literature Review. Alberta Agriculture, Food and Rural Development Conservation and Development Branch , Edmonton, Alberta.

پایش کیفیت خاکهای کشاورزی: بررسی وضعیت فسفر قابل استفاده خاکها در اراضی کشاورزی کشور

حامد رضایی[1]، سعید سعادت[1]، رسول میرخانی[2]، یوسف رضا باقری[3]

۱- عضو هیات علمی موسسه تحقیقات خاک وآب

۲- عضو هیات علمی موسسه تحقیقات خاک وآب و نویسنده مسئول

۳- کارشناس ارشد موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه

کلیه ویژگیهای پدولوژیکی، حاصلخیزی و مدیریتی خاک ها در زمان، مکان، و با عمق، تغییر می کنند. به اعتقاد Tugel و همکاران (2005) یکی از بحرانی ترین نیازهای کنونی در مدیریت منابع طبیعی، دسترسی به اطلاعات در مورد پویایی سرشت خاک و یا به بیان ساده تغییرات خاک می باشد. از آنجائی که واقع شدن این تغییرات اجتناب ناپذیر بوده و این تغییرات روی عملکرد محصولات نیز اثر می گذارد، لذا بررسی روند تغییرات کیفیت خاک که شامل تغییر ویژگیهای فیزیکی، شیمیائی و بیولوژیکی در مکان و زمان می‌باشند، موجب شناخت مسیر تحولات و تغییرات در محیط خاک شده و امکان پیشگیری از تخریب بیشتر اراضی و جلوگیری از کاهش احتمالی عملکرد و ارتقاء کیفی و کمی فرایندهای مدیریتی را باعث می شود. برای تامین این خواسته، دستیابی به اطلاعات راجع به چگونگی تغییرات خاک ضروری است. بسیاری از برنامه‌های کلان کشوری بر مبنای ویژگیهای پایا یا ذاتی خاک طراحی شده است، لیکن در سطح مزرعه افزون بر ویژگیهای پایا، ویژگیهای پویا نیز در آن تاثیر خواهد داشت. ناهمگونی و تغییرات ویژگیهای خاک بایستی پایش شده تا درک بهتر از اثرات عواملی همانند مدیریت کشاورزی منجر به عملیات کارآمدتر گردد(Sun et al., 2009). یکی از وظایف اصلی خاک در بخش کیفیت شیمیایی خاک، تامین عناصر غذایی ضروری برای رشد گیاه می‌باشد (Heil and Sposito, 1997). تاکنون شاخصها و پارامترهای بسیار متنوعی برای بررسی کیفیت شیمیایی خاکها ارائه شده است. به عنوان مثال Karlen و همکاران (۲۰۰۱) برای ویژگیهای شیمیایی، واکنش خاک، کربن آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، عناصر قابل استخراج، غلظت عناصر کم مصرف، و...را ارائه نمودند. در بررسی که بر روی بودجه عناصر غذایی نیتروژن، فسفر، و پتاسیم برای خاکهای کشاورزی بیش از ۳۸ کشور افریقایی بین سالهای ۱۹۸۳ لغایت ۲۰۰۰ انجام گرفت در تمامی کشورها میزان ورودی عناصر کمتر از میزان خروجی بود (Hartemink, 2006) به عبارت دیگر تخلیه عناصر غذایی اتفاق افتاده بود. متأسفانه در خصوص پایش کیفیت اراضی کشاورزی اطلاعات کافی وجود نداشته و در این خصوص فعالیت خاصی صورت نگرفته است. مطالعه حاضر براساس بررسی و جمع‌بندی تجارب و استانداردهای داخلی و بین‌المللی تهیه و تدوین گردیده است و سعی بر آن است تا با روشهای قابل اعتماد و مطمئن بر مبنای مراجع علمی، تغییرات ویژگی‌های خاک و از جمله آن مقدار فسفر قابل استفاده در مدیریتهای مختلف زراعی و باغی مطالعه شود.

مواد و روشها

اراضی کشاورزی کشور حدود ۱۸ میلیون هکتار با کاربریهای مختلف زراعی، باغی و آیش به صورت دیم و آبی می‌باشند. به همین منظور حدود ۳۰۰۰ پایگاه (سایت) مطالعاتی در کل اراضی کشاورزی کشور (به ازاء حداقل هر ۶۰۰۰ هکتار یک سایت مطالعاتی) انتخاب گردید. تعداد این پایگاه‌ها در هر منطقه متناسب با سطح اراضی

زراعی، باغی و آیش در شرایط آبی و دیم بود. همچنین نقاط و مکان‌های خاص نظیر اراضی آلوده، شور، مانداب و ... که دارای سطح قابل توجهی در منطقه بودند نیز افزون بر نقاط پیش‌بینی شده، در نظر گرفته شدند. انتخاب هر پایگاه به گونه‌ای بود که حتی الامکان قطعه‌ای ۳-۱ هکتاری با مدیریت واحد را شامل شده و تغییرات شدید همانند تغییر کاربری، تسطیح اراضی و ... در طول مطالعه در آن انجام نگیرد. برای انتخاب این پایگاه‌های نمونه‌برداری، از اطلاعات جانبی دیگر نظیر نوع کاربری اراضی، نقشه خاک‌های کشور ، اقلیم، اطلاعات زمین-شناسی و غیره نیز استفاده و در یک شبکه ۷ کیلومتر در ۷ کیلومتر، تعداد نقاط در هر استان مشخص شد. سپس با توجه به سطح زیرکشت استان‌ها (شامل زراعی، باغی و آیش) به تفکیک دیم و آبی، تعداد نقاط مورد نیاز برای محدوده مشخص و مختصات جغرافیایی آن ثبت شد(طول و عرض جغرافیایی محل پایگاه با دستگاه GPS تعیین گردید). پس از انتخاب پایگاه‌های نمونه‌برداری، نمونه‌برداری خاک در هر پایگاه انجام شد. بدین منظور دایره‌ای به شعاع ۲۵ متر (قطر ۵۰ متر) بر روی زمین رسم (که مرکز آن مختصات جغرافیایی پایگاه می‌باشد) و آن را به حداقل ۵ قطعه مساوی تقسیم و از مرکز هر یک از این قطعات یک زیر نمونه (sub sample) یک کیلوگرمی از دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتیمتر گرفته شد. سپس زیرنمونه‌های هم‌عمق را به خوبی با هم مخلوط و یک نمونه ۳ کیلوگرمی به آزمایشگاه ارسال گردید.

نتایج و بحث

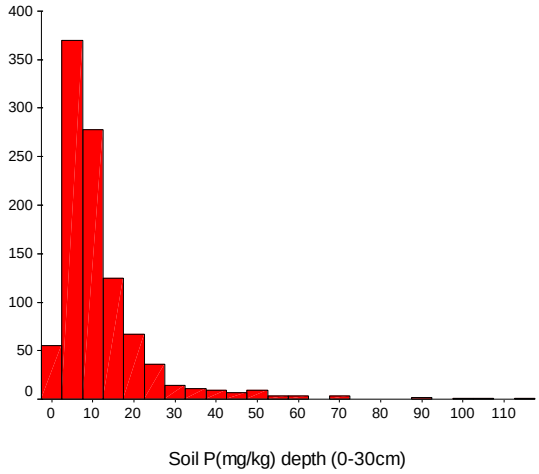
مقدار فسفر قابل استفاده خاک در کاربریهای مختلف زراعی، باغی و آیش در جدول شماره ۱ آمده است. همانگونه که مشاهده می‌شود مقادیر فسفر در کاربریهای مختلف درارای مقادیر متفاوتی می‌باشد. میانگین فسفر قابل استفاده در اراضی زراعی کمتر از اراضی باغی بوده ولی مقدار فسفر قابل استفاده در این دو کاربری به مراتب بیشتر از آیش بوده است. همچنین مقدار میانگین فسفر در این کاربریها بیشتر از مقادیر میانه است. نکته دیگر این که با توجه به میانگین فسفر قابل استفاده در اراضی زراعی (۱۱/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم) به نظر می-رسد که مقدار فسفر در این اراضی کمتر از حد نیاز گیاه است. از طرف دیگر مقادیر حداکثر فسفر در هر سه کاربری نشان می‌دهد که میزان فسفر در برخی نقاط بسیار بیشتر از حد نیاز وجود دارد. لذا می‌بایست به مدیریت کودهای فسفره در این اراضی بیشتر توجه نمود.

جدول۱- میزان فسفر قابل استفاده خاک در کاربریهای مختلف

کاربری	میانگین	حداکثر	انحراف معیار	میانه
	(میلی گرم در کیلوگرم)			

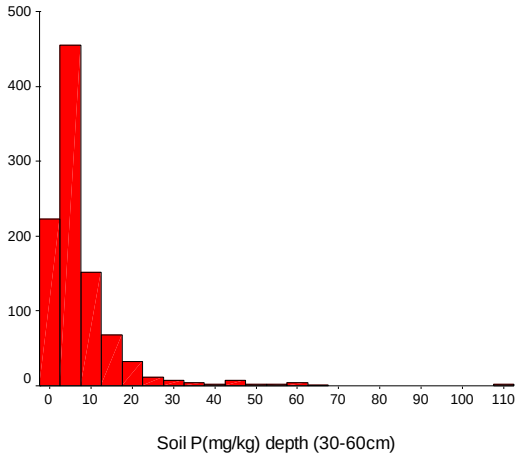
زراعی	۱۱/۴۰	۲۰۹	۱۳	۷/۳۶
باغی	۱۶/۳۶	۴۵۵	۳۱/۶۴	۷/۴۶
آیش	۸/۳۶	۶۱	۷/۴۲	۶/۳۰

فسفر قابل استفاده در عمق ۶۰-۳۰ : همانگونه که در نمودار ۱ مشاهده می‌شود خاک‌های سطحی دارای میانگین فسفر قابل استفاده حدود ۱۲ میلی گرم در کیلوگرم خاک(توسط عصاره‌گیر اولسن) می‌باشد. داده‌های به دست آمده نشان می‌دهد که برخی از خاک‌ها دارای فسفر بالاتر و بخش قابل توجهی نیز کمتر از ۱۵-۱۰ میلی گرم در کیلوگرم فسفر می‌باشند. به عبارت دیگر این امر حاکی از عدم تعادل فسفر در بسیاری از اراضی است که مدیریت صحیح این عنصر را می‌طلبد.



نمودار ۱- فراوانی میزان فسفر قابل استفاده در نمونه‌های خاک (عمق ۳۰-۰ سانتیمتر)- (n=۹۹۰)

فسفر قابل استفاده در عمق ۶۰-۳۰ : میانگین فسفر قابل استفاده خاک در این عمق نسبت به عمق سطحی کمتر می‌باشد (۷/۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک) که به دلیل عدم تحرک فسفر در خاک و استفاده از کودهای شیمیایی در لایه سطحی خاک می‌باشد (نمودار ۲).



نمودار ۲- فراوانی میزان فسفر قابل استفاده در نمونه‌های خاک (عمق ۶۰-۳۰ سانتیمتر)- (n=۹۹۰)

منابع

Hartemink, A. E. 2006. Assessing soil fertility decline in the tropics using soil chemical data. In: Sparks, D. A. Advances in Agronomy, Volume 89, 179-225.

Heil D.and Sposito, G. 1997. Chemical attributes and processes affecting soil quality. Pp 59-81.Gregorich E.G. and M.R. Carter(eds.).Soil quality for crop production and ecosystem health. Elsevier. New York.

Karlen, D. L. Andrews S. S. and Doran, J. W. 2001. Soil quality : current concept and application . Advances in Agronomy, 74:1-40.

Sun, B. Zhou, S. and Zhao, Q. 2009. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China, Geoderma 115: 85– 99.

Tugel, A. J., Herrick, J. E. Brown, J. B. Mausbach, M. J. Puckett, W. and Hipple, K. 2005. Soil change, soil survey, and natural resources decision making: A blueprint for action. Soil Sci. Soc. Am. J. 69:738–747.

پایش کیفیت خاکهای کشاورزی: بررسی وضعیت پتاسیم قابل استفاده خاکها در اراضی کشاورزی کشور

سعید سعادت[1]، حامد رضایی[1]، رسول میرخانی[2]، یوسف رضا باقری[3]

۱- عضو هیأت علمی موسسه تحقیقات خاک و آب

۲- عضو هیأت علمی موسسه تحقیقات خاک و آب و نویسنده مسئول

۳- کارشناس ارشد موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه

ارزیابی شرایط و سلامتی منابع خاک برای حفظ پایداری کشاورزی و تمدن ضروری است. با این حال نیاز به یک چارچوب برای ارزیابی استانداردهای کیفیت و سلامت خاک به منظور شناسایی مشکلات مناطق تولید، تخمین واقعی تولید پایدار غذا، کنترل تغییرات در کیفیت محیط ناشی از مدیریت‌های کشاورزی و کمک به مراکز دولتی در ارزیابی سیستم‌های کشاورزی و سایر کاربری‌های زمین وجود دارد. شناسایی شاخص‌های مناسب برای ارزیابی سلامتی خاک، هنگامی پیچیده‌تر می‌شود که آنها بایستی هم برای ابعاد چند گانه وظایف خاک (حاصلخیزی و پیچیدگی عوامل فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی)، و هم برای تغییرات مکانی و زمانی آنها پاسخگو باشند. ارزیابی کمی کیفیت و سلامت خاک نیاز به در نظر گرفتن بسیاری از وظایف خاک و تغییرات مکانی و زمانی آنها خواهد داشت. به اعتقاد Tugel و همکاران (2005) یکی از بحرانی ترین نیازهای کنونی در مدیریت منابع طبیعی، دسترسی به اطلاعات در مورد پویایی سرشت خاک و یا به بیان ساده تغییرات خاک می باشد. واقع شدن این تغییرات اجتناب ناپذیر بوده و لذا بررسی روند تغییرات کیفیت خاک که شامل تغییر ویژگیهای فیزیکی، شیمیائی و بیولوژیکی در مکان و زمان می‌باشند، امکان پیشگیری از تخریب بیشتر اراضی و جلوگیری از کاهش احتمالی عملکرد و ارتقاء کیفی و کمی فرایندهای مدیریتی را باعث می شود. بسیاری از برنامه‌های کلان کشوری بر مبنای ویژگیهای پایا یا ذاتی خاک طراحی شده است، لیکن در سطح مزرعه افزون بر ویژگیهای پایا، ویژگیهای پویا نیز در آن تاثیر خواهد داشت. ناهمگونی و تغییرات ویژگیهای خاک بایستی پایش شده تا درک بهتر از اثرات عواملی همانند مدیریت کشاورزی منجر به عملیات کارآمدتر گردد (Sun et al., 2009). یکی از وظایف اصلی خاک در بخش کیفیت شیمیایی خاک، تامین عناصر غذایی ضروری برای رشد گیاه می‌باشد (Heil and Sposito, 1997). تاکنون شاخصها و پارامترهای بسیار متنوعی برای بررسی کیفیت شیمیایی خاکها ارائه شده است. به عنوان مثال Karlen و همکاران (۲۰۰۱) برای ویژگیهای شیمیایی، واکنش خاک، کربن آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، عناصر قابل استخراج، غلظت عناصر کم مصرف، و...را ارائه نمودند. در بررسی که بر روی بودجه عناصر غذایی نیتروژن، فسفر، و پتاسیم برای خاکهای کشاورزی بیش از ۳۸ کشور افریقایی بین سالهای ۱۹۸۳ لغایت ۲۰۰۰ انجام گرفت در تمامی کشورها میزان ورودی عناصر کمتر از میزان خروجی بود (Hartemink, 2006) به عبارت دیگر تخلیه عناصر غذایی اتفاق افتاده بود. در صورت کاهش حاصلخیزی خاک، ویژگیهای فیزیکی خاک همانند نفوذپذیری، ظرفیت نگهداری آب، و... نیز تخریب می گردد (Gachimbi et al., 2000). متأسفانه در خصوص پایش کیفیت اراضی کشاورزی کشور اطلاعات کافی وجود نداشته و در این خصوص فعالیت خاصی صورت نگرفته است. مطالعه حاضر براساس بررسی و جمع‌بندی تجارب

و استانداردهای داخلی و بین‌المللی تهیه و تدوین گردیده است و سعی بر آن است تا با روشهای قابل اعتماد و مطمئن بر مبنای مراجع علمی، تغییرات ویژگی‌های خاک و از جمله آن مقدار پتاسیم قابل استفاده در مدیریتهای مختلف زراعی و باغی مطالعه شود.

مواد و روشها

اراضی کشاورزی کشور حدود ۱۸ میلیون هکتار با کاربریهای مختلف زراعی، باغی و آیش به صورت دیم و آبی می‌باشند. به همین منظور حدود ۳۰۰۰ پایگاه (سایت) مطالعاتی در کل اراضی کشاورزی کشور (به ازاء حداقل هر ۶۰۰۰ هکتار یک سایت مطالعاتی) انتخاب گردید. تعداد این پایگاه‌ها در هر منطقه متناسب با سطح اراضی زراعی، باغی و آیش در شرایط آبی و دیم بود. همچنین نقاط و مکان‌های خاص نظیر اراضی آلوده، شور، ماناب و ... که دارای سطح قابل توجهی در منطقه بودند نیز افزون بر نقاط پیش‌بینی شده، در نظر گرفته شدند. انتخاب هر پایگاه به گونه‌ای بود که حتی الامکان قطعه‌ای ۳-۱ هکتاری با مدیریت واحد را شامل شده و تغییرات شدید همانند تغییر کاربری، تسطیح اراضی و ... در طول مطالعه در آن انجام نگیرد. برای انتخاب این پایگاه‌های نمونه‌برداری، از اطلاعات جانبی دیگر نظیر نوع کاربری اراضی، نقشه خاک‌های کشور ، اقلیم، اطلاعات زمین-شناسی و غیره نیز استفاده و در یک شبکه ۷ کیلومتر در ۷ کیلومتر، تعداد نقاط در هر استان مشخص شد. سپس با توجه به سطح زیرکشت استان‌ها (شامل زراعی، باغی و آیش) به تفکیک دیم و آبی، تعداد نقاط مورد نیاز برای محدوده مشخص و مختصات جغرافیایی آن ثبت شد(طول و عرض جغرافیایی محل پایگاه با دستگاه GPS تعیین گردید). پس از انتخاب پایگاه‌های نمونه‌برداری، نمونه‌برداری خاک در هر پایگاه انجام شد. بدین منظور دایره‌ای به شعاع ۲۵ متر (قطر ۵۰ متر) بر روی زمین رسم (که مرکز آن مختصات جغرافیایی پایگاه می‌باشد) و آن را به حداقل ۵ قطعه مساوی تقسیم و از مرکز هر یک از این قطعات یک زیر نمونه (sub sample) یک کیلوگرمی از دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتیمتر گرفته شد. سپس زیرنمونه‌های هم‌عمق را به خوبی با هم مخلوط و یک نمونه ۳ کیلوگرمی به آزمایشگاه برای تجزیه ارسال گردید.

نتایج و بحث

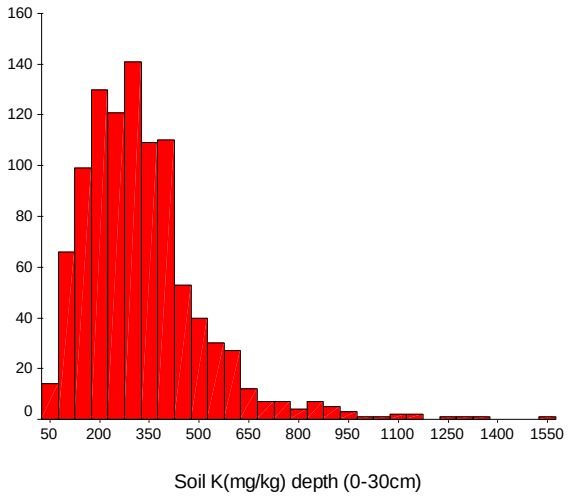
مقدار پتاسیم قابل استفاده خاک در کاربریهای مختلف زراعی، باغی و آیش در جدول شماره ۱ آمده است. همانگونه که مشاهده می‌شود مقادیر پتاسیم در کاربریهای مختلف دارای مقادیر متفاوتی می‌باشد. میانگین پتاسیم قابل استفاده در اراضی زراعی بیشتر از اراضی باغی بوده ولی مقدار فسفر قابل استفاده در این دو کاربری کمتر از آیش بوده است. همچنین مقدار میانگین پتاسیم در این کاربریها بیشتر از مقادیر میانه است. چنانچه عدد ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم را به عنوان میزان مناسب بپذیریم، مقادیر میانگین پتاسیم در هر سه کاربری بالاتر از این مقدار است، ولی با توجه به بررسی‌های بیشتر، مقدار آن دارای پراکنش نامناسب است.

جدول ۱- میزان پتاسیم قابل استفاده خاک در کاربریهای مختلف

کاربری	میانگین	میانه	انحراف معیار

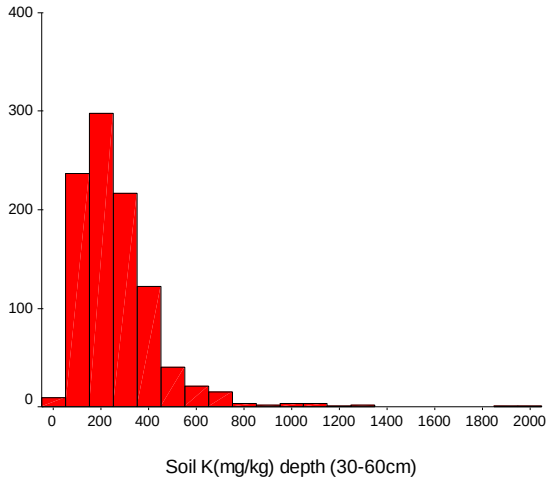
	میلی‌گرم در کیلو گرم		
زراعی	۲۸۸/۲	۲۵۹/۵	۱۸۳/۶
باغی	۲۴۵/۷	۲۰۶/۹	۱۸۰/۱
آیش	۲۹۲/۲	۲۷۰	۱۴۸/۹

میزان پتاسیم قابل استفاده در خاک سطحی: نتایج تجزیه پتاسیم قابل استخراج توسط عصاره‌گیر استات آمونیوم در شکل ۱ آمده است. میانگین پتاسیم قابل استفاده خاک در عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری، ۳۲۶ میلی گرم در کیلوگرم می‌باشد. چنانچه عدد ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم را به عنوان میزان مناسب بپذیریم با دقت در توزیع فراوانی میزان پتاسیم در نمونه‌ها متوجه می‌شویم بخش قابل توجهی از نمونه‌ها دچار کمبود پتاسیم می‌باشند. در صورتی که در بلند مدت توازن ورود و برداشت پتاسیم صورت نپذیرد تخلیه اتفاق افتاده و پایداری تولید و کیفیت خاک دچار خدشه می‌گردد.



شکل ۱- فراوانی میزان پتاسیم قابل استفاده در نمونه‌های خاک (عمق ۳۰-۰ سانتیمتر)- (n=۹۹۰)

میزان پتاسیم قابل استفاده در خاک عمق ۶۰-۳۰: شکل ۲ نشان می‌دهد که میانگین پتاسیم قابل استفاده در این عمق ۲۶۴ میلی گرم در کیلوگرم در نمونه‌های مورد بررسی بود. میانگین پتاسیم خاک در این عمق دارای پتاسیم کمتری نسبت به عمق سطحی خاک بود.



شکل ۲- فراوانی میزان پتاسیم قابل استفاده در نمونه‌های خاک (عمق ۶۰-۳۰ سانتیمتر)- (n=۹۹۰)

منابع

Gachimbi, L. N., Jager, A., Keulen, H., Thuranira, E. G., and Nandaw, S. M.. 2002. Participatory diagnosis of soil nutrient depletion in semi-arid areas of Kenya. Managing Africa's Soils, No26. Russell Press, UK.

Hartemink, A. E. 2006. Assessing soil fertility decline in the tropics using soil chemical data. In: Sparks, D. A. Advances in Agronomy, Volume 89, 179-225.

Heil D.and Sposito, G. 1997. Chemical attributes and processes affecting soil quality. Pp 59-81.Gregorich E.G. and M.R. Carter(eds.).Soil quality for crop production and ecosystem health. Elsevier. New York.

Karlen, D. L. Andrews S. S. and Doran, J. W. 2001. Soil quality : current concept and application . Advances in Agronomy, 74:1-40.

Sun, B. Zhou, S. and Zhao, Q. 2009. Evaluation of spatial and temporal changes of soil quality based on geostatistical analysis in the hill region of subtropical China, Geoderma 115: 85– 99.

Tugel, A. J., Herrick, J. E. Brown, J. B. Mausbach, M. J. Puckett, W. and Hipple, K. 2005. Soil change, soil survey, and natural resources decision making: A blueprint for action. Soil Sci. Soc. Am. J. 69:738–747.

تثبیت همزمان فلزات سنگین در خاک‌های آلوده با کاربرد دی کلسیم فسفات

امین فلامکی[1]، حسین توللی[2] و مهناز اسکندری[3]*
[1]استادیار گروه مهندسی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران
[2]استاد گروه شیمی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران
[3]مسئول مکاتبات: باشگاه پژوهشگران جوان، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران
mahnazskandari@yahoo.com

مقدمه

در دهه‌های اخیر، آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین به دلیل آگاهی از سمیت این فلزات برای انسان‌ها و سایر جانداران، یکی از مهم‌ترین چالش‌های زیست‌محیطی به شمار می‌رود. روش‌هایی که در حال حاضر برای اصلاح خاک‌ها استفاده می‌شوند، پرهزینه و در برخی موارد مانند گودبرداری به منظور اصلاح خاک و برگرداندن آن به جای اولیه، مخرب هستند. برخلاف این روش‌ها، روش‌های شیمیایی اصلاح خاک‌ها از نظر اقتصادی مقرون به صرفه‌تر بوده و پاسخی طولانی مدت برای آلودگی‌زدایی خاک‌ها محسوب می‌شوند. همچنین در این روش‌ها نهایتاً موادی با حلالیت اندک برجای می‌ماند (Mignardi et al., 2013).

یکی از روش‌های درجای آلودگی‌زدایی که هزینه آن بسیار مقرون به صرفه است، تثبیت‌سازی فلزات سنگین با کاربرد مواد اصلاحی مانند ترکیبات مختلف فسفات است (Abbaspour and Golchin, 2011). به عنوان نمونه Wu و همکاران (۲۰۱۳)، از فسفات‌های پتاسیم و کلسیم برای تثبیت فلزات Pb، Zn، Cu، Cd و As استفاده کردند. سمیت نسبی این عناصر به روش TCLP اندازه‌گیری شد. نتایج حاکی از آن بود که مواد فسفاتی به کار رفته توانسته‌اند با موفقیت از مقدار انحلال این فلزات، تبادل و سمیت آن‌ها در خاک بکاهند. Mignardi و همکاران (۲۰۱۳) نیز در پژوهشی از هیدروکسی آپاتیت سنتزشده و سنگ فسفات طبیعی برای تثبیت دو فلز نیکل و کبالت در خاک باقی‌مانده از ضایعات معدن‌کاوی استفاده کردند. این پژوهش‌گران نشان دادند که مواد به کار برده شده قادر به تثبیت این دو فلز سنگین بوده‌اند. همچنین کانی‌شناسی خاک نیز در کارایی مواد اصلاحی موثر است.

از میان فلزات سنگین سه فلز سرب Pb، کادمیوم Cd و مس Cu از آلاینده‌های پخش‌شده در سطح گسترده در محیط‌زیست به شمار می‌روند، چراکه در صنایع متعدد از آنها استفاده می‌شود. به عنوان مثال کادمیوم از آلاینده-های مهم زیست‌محیطی است که در صنایع مختلف مانند باطری‌سازی، رنگ‌سازی، پوشش و آلیاژکاری به کار می‌رود (فلامکی و اسکندری، ۱۳۹۱). هدف از این پژوهش بررسی کارایی دی کلسیم فسفات در تثبیت‌سازی سه فلز Pb، Cd و Cu در خاک‌های آلوده و سبک بافت منطقه صنعتی شمال غرب شهر شیراز بود.

مواد و روشها

به دلیل فعالیت‌های صنعتی در منطقه شمال غرب شهر شیراز، احتمال آلودگی خاک‌های این منطقه به فلزات سنگین زیاد است. خاک مورد نیاز این پژوهش نیز از همین منطقه در قسمتی عاری از آلاینده‌ها جمع‌آوری شد. نمونه‌های خاک پس از هوا خشک شدن از الک ۲mm عبور داده شدند. واکنش خاک نمونه نزدیک به هشت و بافت آن Sandy Loam بود. بررسی کانی‌شناسی این خاک نشان داد که مقدار فلزات سنگین سرب، کادمیوم و مس در آن ناچیز است. برای آلوده‌سازی خاک‌ها از نمک‌های نیترات سرب، نیترات کادمیوم و نیترات مس استفاده شد. خاک‌ها به مقدار ۵۰۰ mg/Kg به فلزات مذکور آلوده شدند. بدین ترتیب که ۲۵ cc محلول حاوی ۰/۵ گرم از هر یک از فلزات تهیه شده و سپس به طور مجزا هر یک به یک کیلوگرم نمونه خاک اضافه و به خوبی مخلوط شدند. سپس خاک‌های آلوده شده با یکدیگر ترکیب شدند و مجموعاً سه کیلوگرم خاک آلوده به هر سه فلز بدست آمد. این خاک در کیسه در بسته به مدت سه ماه نگهداری شد تا با آلاینده به تعادل شیمیایی برسد. برای افزودن تثبیت‌کننده نیز به مقدار ۱ و ۲ گرم دی‌کلسیم‌فسفات در آب دیونیزه حل شده و به یک کیلوگرم خاک اضافه شد تا مخلوط خاک–تثبیت‌کننده به میزان ۰/۱ و ۰/۲ درصد وزنی خاک بدست آید. پس از انجام این مخلوط‌سازی نیز خاک برای حفظ تعادل به مدت دو هفته در کیسه‌های در بسته نگاهداری شد.

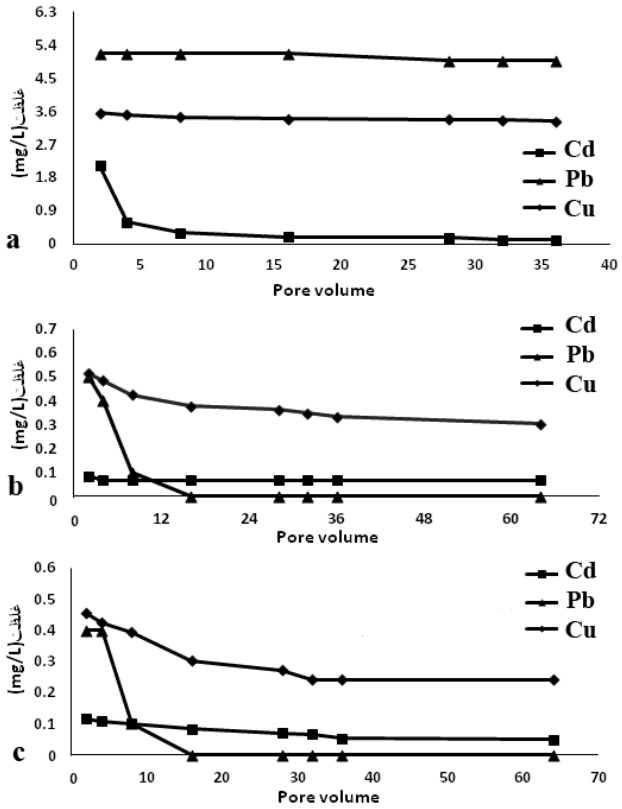
برای انجام آزمایش از روش استاندارد آزمایش ستون خاک برای شستشوی مواد جامد (standard test method for leaching solid material in a column apparatus) که با نام D ۹۵-۴۸۷۴ به طور کامل شرح داده شده است (ASTM, 2001)، استفاده شد. در این روش حرکت آب از ستون حاوی خاک آلوده و تثبیت‌کننده به روش جریان رو به بالا[1] انجام می‌شود. جنس ستون خاک پلکسی‌گلاس[2] انتخاب شد تا هیچ‌گونه برهم‌کنشی با ستون خاک و تثبیت‌کننده نداشته باشد. ارتفاع ستون خاک cm ۱۵، قطر دهانه داخلی ۵۳/۶ mm و ضخامت آن ۲ mm بود. آب از پایین این ستون با یک هد ثابت پس از عبور از صافی تفلونی و سپس کاغذ صافی از ستون خاک گذشته و با عبور مجدد از کاغذ صافی و صافی تفلونی از بالای ستون خارج و به سمت یک بشر جمع‌آوری هدایت می‌شد. ستون‌ها به گونه‌ای از خاک پر شدند که وزن مخصوص ۱/۵ g/cm^3 بدست آید. در مجموع سه آزمایش هر یک با سه تکرار انجام شد. در آزمایش اول ستون از خاک همراه با آلاینده‌ها، در آزمایش دوم خاک آلوده همراه با ۰/۱درصد وزنی تثبیت‌کننده و در آزمایش سوم خاک آلوده به همراه ۰/۲ درصد وزنی تثبیت‌کننده پر شدند. پس از عبور آب به اندازه ۲، ۴، ۶، ۸ تا حداکثر ۱۲۰ برابر حجم منافذ خاک (P.V)[3] از ستون، محلول جمع‌آوری شده در بشر با دستگاه جذب اتمی آنالیز شد تا مقادیر هر یک از فلزات سنگین بدست آید.

نتایج و بحث

[1] Up flow
[2] Plexiglass
[3] Pore Volume

آنالیز شیمیایی آب عبور کرده از خاک بدون کاربرد آلاینده‌ها، نشان داد که نمونه خاک به کار برده شده فاقد فلزات سنگین سرب، کادمیوم و مس است. پس از آلوده‌سازی خاک به این فلزات، نتایج آنالیز محلول عبور کرده از ستون‌های خاک با حجم‌های مختلف در شکل ۱a نشان داده شده است. این شکل نشان می‌دهد که با عبور آب با حجم‌های مختلف P.V خاک، غلظت آلاینده‌های Cu و Pb تقریباً ثابت و به ترتیب به میزان ۳/۶ و ۵/۴ میلی‌گرم در لیتر از ستون خاک خارج می‌شوند. لیکن با گذشت زمان از مقدار غلظت خروجی فلز Cd کاسته شده تا اینکه پس از عبور آب به میزان تقریباً ۳۶ برابر حجم منافذ خاک، مقدار این فلز در محلول خروجی به صفر نزدیک می‌شود. بنابراین خاک مورد استفاده بدون نیاز به تثبیت‌کننده فسفاتی نیز قادر به جذب کادمیوم و ایجاد تأخیر در خروج آن است. پس از افزودن دی‌کلسیم‌فسفات به اندازه ۰/۱درصد وزنی به خاک خشک، غلظت آلاینده‌های خروجی به صورت نمودار شکل ۱b بود. این شکل نشان می‌دهدکه کاربرد تثبیت‌کننده به مقدار ۰/۱درصد وزنی باعث تثبیت تمام آلاینده‌ها بویژه فلز سرب شده است. غلظت این فلز در محلول خروجی از ۵ mg/L (در تیمار شاهد) به ۰/۵ mg/L رسیده و پس از عبور تقریباً ۱۶ P.V. آب، مقدار این فلز در محلول خروجی به صفر نزدیک می‌شود. بنابراین با افزودن ۰/۱ درصد وزنی دی‌کلسیم‌فسفات واکنش میان کاتیون سرب و ماده تثبیت‌کننده باعث ایجاد کمپلکس‌های پایدار شده و مانع حرکت این فلز با جریان آب خواهد شد. تثبیت‌سازی مس نیز در حضور همین مقدار ماده تثبیت‌کننده موفق بوده و غلظت این فلز در محلول خروجی از ۳/۶ mg/L به ۰/۴ mg/L رسیده است.

با افزایش مقدار تثبیت‌کننده به ۰/۲درصد وزنی خاک خشک، تثبیت فلزات سنگین سرب و مس به همین ترتیب ادامه یافت که نتایج آن در شکل ۱c نشان داده شده است. بنابراین نتایج این پژوهش نشان داد که با افزودن مقدار اندکی دی‌کلسیم‌فسفات به خاک‌های آلوده به فلزات سنگین Pb، Cu و Cd می‌توان از حرکت و انتقال آنها در خاک‌های سبک کاست. بدین ترتیب از آلودگی ثانویه آب‌های زیرزمینی به این فلزات نیز با کاربرد روشی ساده و کم هزینه جلوگیری می‌شود.



شکل ۱- غلظت فلزات در محلول خروجی به ازای مقادیر متفاوت P.V.

منابع

فلامکی، ا. و اسکندری، م.، ۱۳۹۱. تخمین ضریب توزیع خاک-آب فلزات سنگین با کاربرد شبکه‌های عصبی مصنوعی. حفاظت منابع آب و خاک، ۲(۱): ۲۵-۳۶.

Abbaspour A and Golchin A, 2011. Immobilization of heavy metals in a contaminated soil in Iran using di-ammonium phosphate, vermicompost and zeolite. Environmental Earth Science 63: 935–943.

ASTM D 4874, 2001. Standard Test Method for Leaching Solid Waste in a Column Apparatus. West Conshohocken, PA.

Mignardi S, Corami A and Ferrini V, 2013. Immobilization of Co and Ni in Mining-Impacted Soils Using Phosphate Amendments. Water Air Soil Pollution DOI 10.1007/s11270-013-1447-y.

Wu WH, Xie ZM, Xu JM, Wang F, Shi JC, Zhou RB and Jin ZF, 2013. Immobilization of trace metals by phosphates in contaminated soil near lead/zinc mine tailings evaluated by sequential extraction and TCLP. Journal of Soils and Sediments 13: 1386–1395.

بررسی توانایی دی کلسیم فسفات در تثبیت فلزات سنگین Cd، Pb و Cu در خاک‌های آلوده

امین فلامکی[1]، حسین توللی[2] و مهناز اسکندری[3]*
[1]استادیار گروه مهندسی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران
[2]استاد گروه شیمی، دانشگاه پیام نور، تهران، ایران
[3]مسئول مکاتبات: باشگاه پژوهشگران جوان، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران
mahnazskandari@yahoo.com

مقدمه

فعالیت‌های صنعتی گسترده در سراسر دنیا هر روزه مقادیر بسیار زیادی زایدات صنعتی و معدنی تولید می‌کنند. در حال حاضر یک راهکار ساده و ارزان برای رهایی از این زایدات، دفع آن‌ها در خاک است. لیکن به دنبال آن آلودگی خاک و در پی آن آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی در اطراف معادن و محل‌های دفع زایدات به چشم می‌خورد. با روشن شدن این مسأله، پایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین به یکی از چالش‌های مهم زیست-محیطی تبدیل شده است. یافتن راهکارهای ساده و ارزان برای حل این مشکل، بویژه در کشورهای در حال توسعه از اهمیت بسیار برخوردار است، چراکه در این مناطق دسترسی به فن‌آوری‌های نوین آلودگی‌زدایی یا میسر نیست و یا بسیار پرهزینه است. تثبیت آلاینده‌ها به کمک مواد نسبتاً ارزان و در دسترس، راهکاری موثر برای جلوگیری از انتشار آلاینده‌ها به محیط‌های اطراف است که در کشورهای کم درآمد به راحتی قابل اجراست.

یکی از موادی که تاکنون باموفقیت برای تثبیت فلزات سنگین در خاک و آب به کار رفته است، کانی‌های مختلف فسفاتی است. در این میان می‌توان به پژوهش Abbaspour و Golchin (۲۰۱۱)، با کاربرد دی آمونیوم فسفات برای تثبیت‌سازی Cd، Cu و Pb در خاک‌های آلوده اطراف یک معدن روی، پژوهش Tang و همکاران (۲۰۱۳)، با کاربرد منوکلسیم فسفات در تثبیت‌سازی فلزات سنگین مانند Pb، Cr، Cd و Cu در لجن حاصل از کارخانه دباغی و پژوهش Mignardi و همکاران (۲۰۱۳) با کاربرد هیدروکسی آپاتیت سنتزشده و سنگ فسفات طبیعی برای تثبیت دو فلز نیکل و کبالت در خاک باقی‌مانده از ضایعات معدن‌کاوی، اشاره کرد.

پژوهش‌های انجام شده بسیار سودمند هستند لیکن تثبیت فلزات سنگین در خاک‌های سبک بافت و جلوگیری از انتقال آن‌ها به سفره‌های آب زیرزمینی مورد بررسی کافی قرار نگرفته است. هدف از پژوهش حاضر بررسی قابلیت دی کلسیم فسفات (DCP) در تثبیت‌سازی سه فلز پرانتشار در محیطزیست یعنی Pb، Cd و Cu در خاک‌های آلوده و سبک بافت مناطق صنعتی بود.

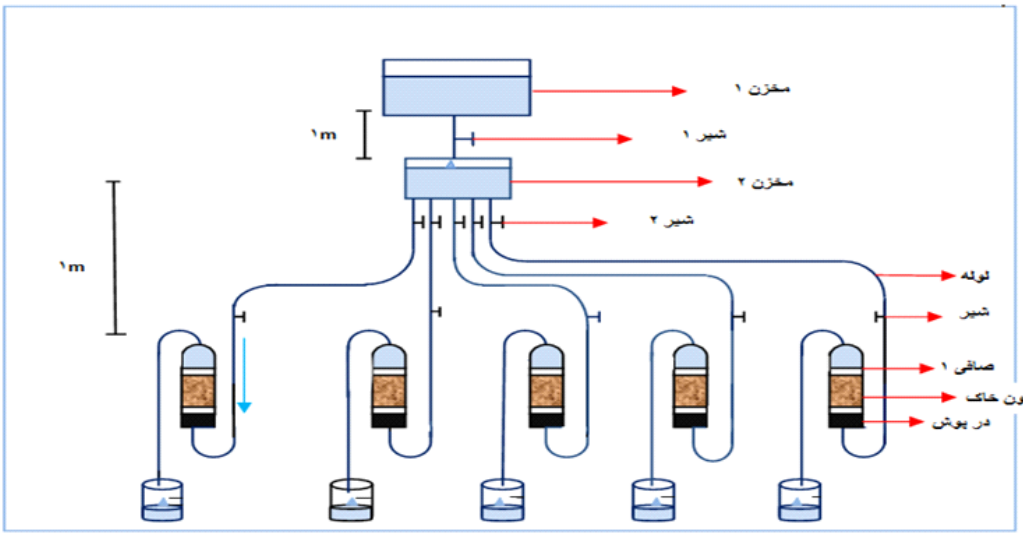
مواد و روشها

خاک مورد نیاز این پژوهش از خاک‌های سبک بافت منطقه صنعتی شمال غرب شیراز، از قسمتی عاری از آلاینده‌ها، جمع‌آوری شد. نمونه‌های خاک پس از هوا خشک شدن از الک ۲mm عبور داده شدند. واکنش خاک نمونه نزدیک به هشت و بافت آن Sandy Loam بود. بررسی کانی‌شناسی این خاک نشان داد که مقدار فلزات سنگین سرب، کادمیوم و مس در آن ناچیز است. برای آلوده‌سازی خاک‌ها از نمک‌های نیترات سرب، نیترات کادمیوم و نیترات مس استفاده شد. خاک‌ها به مقدار ۵۰۰ mg/Kg به فلزات مذکور آلوده شدند. بدین ترتیب که ۲۵ cc محلول حاوی ۰/۵ گرم از هر یک از فلزات تهیه شده و سپس به طور مجزا هر یک به یک کیلوگرم نمونه خاک اضافه و به خوبی مخلوط شدند. سپس خاک‌های آلوده در کیسه‌های در بسته به مدت سه ماه نگهداری شد تا با آلاینده به تعادل شیمیایی برسند. برای افزودن تثبیت‌کننده نیز دی‌کلسیم‌فسفات به مقدار ۱ و ۲ گرم در آب دیونیزه حل شده و به یک کیلوگرم خاک اضافه شد تا مخلوط خاک-تثبیت‌کننده به میزان ۰/۱ و ۰/۲ درصد وزنی خاک خشک بدست آید. پس از انجام این مخلوط‌سازی نیز خاک برای حفظ تعادل به مدت دو هفته در کیسه‌های دربسته نگاهداری شد.

برای انجام آزمایش از روش استاندارد آزمایش ستون خاک برای شستشوی مواد جامد (standard test method for leaching solid material in a column apparatus) که با نام D ۹۵-۴۸۷۴ به طور کامل شرح داده شده است، استفاده شد (ASTM, 2011). در این روش حرکت آب از ستون حاوی خاک آلوده و تثبیت‌کننده به روش جریان رو به بالا[1] است. جنس ستون خاک پلکسی‌گلاس[2] انتخاب شد تا هیچ‌گونه برهم‌کنشی با ستون خاک و تثبیت‌کننده نداشته باشد. ارتفاع ستون خاک ۱۵ cm، قطر دهانه داخلی ۵۳/۶ mm و ضخامت آن ۲ mm بود. آب از پایین این ستون با یک هد ثابت پس از عبور از صافی تفلونی و سپس کاغذ صافی از ستون خاک گذشته و با عبور مجدد از کاغذ صافی و صافی تفلونی، از بالای ستون خارج و به سمت یک بشر جمع‌آوری هدایت می‌شد. ستون‌ها به گونه‌ای از خاک پر شدند که وزن مخصوص ۱/۵ g/cm^3 بدست آید. شکل ۱، شماتیک دستگاه ساخته شده برای انجام آزمایشات در این پژوهش را نشان می‌دهد.

در مجموع ۱۰ آزمایش، هر یک با سه تکرار انجام شد. آزمایش اول در خاک نمونه بدون افزودن آلاینده یا تثبیت کننده، آزمایش دوم، سوم و چهارم با افزودن فلز سرب به خاک و به ترتیب نسبت-های صفر، ۰/۱ و ۰/۲درصد وزنی تثبیت کننده، و آزمایش‌های بعدی نیز با همین مشخصات برای دو فلز کادمیوم و مس انجام گرفت. پس از عبور آب به اندازه ۲، ۴، ۶، ۸ تا حداکثر ۱۲۰ برابر حجم منافذ خاک[3] از ستون، محلول جمع‌آوری شده در بشر با دستگاه جذب اتمی آنالیز شد تا مقادیر هر یک از فلزات سنگین بدست آید.

[1] Up flow
[2] Plexiglass
[3] Pore Volume

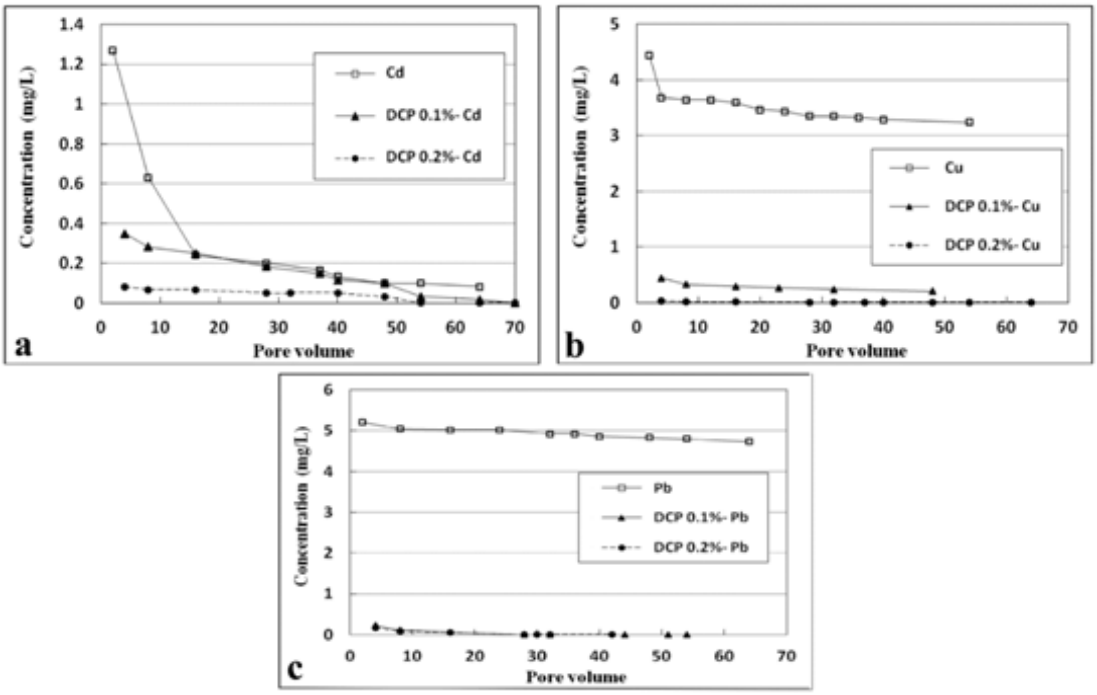


شکل ۱- دستگاه اندازه‌گیری مقدار فلزات سنگین در محلول خروجی از ستون‌های خاک همراه با اجزای تشکیل دهنده آن

نتایج و بحث

آنالیز شیمیایی محلول عبور کرده از خاک بدون کاربرد آلاینده‌ها نشان داد که نمونه خاک فاقد فلزات سنگین سرب، کادمیوم و مس است. غلظت فلز کادمیوم در مقادیر مختلف محلول خروجی از ستون، پس از آلوده‌سازی خاک با نمک این فلز، در شکل ۱a نشان داده شده است. در این شکل مشخص است که بدون کاربرد تثبیت کننده DCP، مقدار غلظت اولیه کادمیوم در محلول خروجی برابر با ۱/۳ mg/L است که پس از عبور تقریباً ۱۵ P.V، مقدار آن نزدیک به ۰/۲ mg/L می‌رسد و سپس باز هم کاهش می‌یابد. بنابراین با وجود سبک بافت بودن خاک مورد آزمایش، انتقال این فلز در اثر بر هم کنش‌های آن با خاک، به تأخیر افتاده است. کاربرد مقادیر ۰/۱و ۰/۲درصد وزنی DCP باعث می‌شود از همین مقادیر اولیه خروجی Cd نیز کاسته شود و پس از عبور آب به اندازه ۵ برابر حجم منافذ خاک، مقدار کادمیوم خروجی به صفر برسد. شکل ۱b نتایج آنالیز شیمیایی محلول خروجی از ستون خاک آلوده به فلز مس را نشان می‌دهد. در این شکل مشخص است که بدون کاربرد تثبیت کننده، مقدار خروجی مس بیش از ۳ mg/L است. لیکن با افزودن ۰/۱ و ۰/۲ درصد وزنی دی‌کلسیم‌فسفات به خاک، واکنش میان کاتیون مس و ماده تثبیت‌کننده باعث ایجاد کمپلکس‌های پایدار شده و مانع حرکت این فلز با جریان آب شده است. بنابراین مقدار مس در محلول خروجی با کاربرد مقادیر اندک DCP، به ترتیب به ۰/۵ mg/L و نزدیک به صفر رسیده است. شکل ۱c آنالیز محلول خروجی از ستون‌های خاک آلوده به فلز سرب را نشان می‌دهد. بدون کاربرد تثبیت‌کننده فسفاتی، مقدار خروجی این فلز زیاد و حدود ۵ mg/L است. لیکن با کاربرد مقادیر اندکی از DCP (۰/۱ و ۰/۲ درصد وزنی خاک) این فلز با تثبیت کننده به خوبی واکنش داده و تثبیت می‌شود، به‌طوری که غلظت آن در

محلول خروجی نزدیک به صفر شده است. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت مقادیر اندک دی‌کلسیم فسفات در تثبیت فلز سرب بسیار موثر عمل می‌کند. نتایج این پژوهش نشان داد که با افزودن مقدار اندکی دی‌کلسیم‌فسفات به خاک‌های آلوده به هر یک از فلزات سنگین کادمیوم، مس و سرب، می‌توان از حرکت و انتقال آنها در خاک‌های سبک بافت کاست. بدین ترتیب از آلودگی ثانویه آب‌های زیرزمینی به این فلزات با کاربرد روشی ساده و کم هزینه، جلوگیری خواهد شد.



شکل ۲- غلظت فلزات Cd، Cu و Pb در محلول خروجی به ازای مقادیر متفاوت P.V.

منابع

Abbaspour A and Golchin A, 2011. Immobilization of heavy metals in a contaminated soil in Iran using di-ammonium phosphate, vermicompost and zeolite. Environmental Earth Science 63: 935–943.

ASTM D 4874, 2001. Standard Test Method for Leaching Solid Waste in a Column Apparatus. West Conshohocken, PA.

Mignardi S, Corami A and Ferrini V, 2013. Immobilization of Co and Ni in Mining-Impacted Soils Using Phosphate Amendments. Water Air Soil Pollution DOI 10.1007/s11270-013-1447-y.

Tang P, Zhou YC and Xie ZM, 2013. Immobilization of heavy metals in sludge using phosphoric acid and monobasic calcium phosphate. Journal of Zhejiang University-SCIENCE A (Applied Physics and Engineering) 14(3): 177-186.

بررسی تأثیر آرسنیک بر غلظت فسفر، آهن و شاخص کلروفیل ارقام ذرت در یک خاک طبیعی آلوده به آرسنیک نسبت به خاک غیرآلوده

محمد بابااکبری[1]، محسن فرحبخش[2]، نصرت الله نجفی[3] و غلامرضا ثواقبی [4]
1- استادیارگروه خاکشناسی دانشگاه زنجان، 2- استادیار گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه تهران، 3- استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه تبریز 4- استاد گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه تهران،

مقدمه

آلودگی خاک و گیاه به آرسنیک از نظر سلامت انسان و محیط بسیار مهم است. در گیاهان کشت شده در خاک‌های آلوده به آرسنیک با توجه به شرایط خاک و نوع گیاه، آرسنیک با فسفر و آهن برهمکنش داشته و بررسی شکل‌های مختلف آرسنیک خاک برای درک بهتر زیست فراهمی آرسنیک برای گیاه و موجودات زنده بسیار مهم است (ونزل و همکاران، 2001 و فیتز و ونزل، 2002). مقادیر مختلفی آرسنیک از مناطق مختلف کشور گزارش شده است. در بسیاری از این مناطق گیاهان زراعی مختلف کشت شده است و دام های زیادی از مراتع و مزارع آن تغذیه می‌کنند. بنابراین، احتمال تخریب چرخه غذایی دام و انسان وجود دارد (کریمی‌نژاد و همکاران،2010؛ زندسلیمی و همکاران، 2011). با این حال، در ایران، داده‌های اندکی در زمینه تحرک آرسنیک خاک‌های آلوده طبیعی و برهمکنش آن با فسفر و آهن در جذب توسط گیاهان وجود دارد و اطلاعات دقیق‌تری از وضعیت این عنصر سرطان زا در آب، خاک و گیاهان زراعی لازم است. با توجه به مطالب ذکر شده، هدف اصلی این تحقیق بررسی تغییرات غلظت فسفر، آهن و شاخص کلروفیل ذرت در خاک آلوده به آرسنیک نسبت به خاک غیرآلوده است.

نحوه جذب شکل‌های مختلف آرسنیک در شکل جامد اطلاعات مهمی در مورد تعیین شکل‌های آرسنیک و میزان تحرک آن و برهمکنش با سایر یون ها ارائه می‌دهد. اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز از بهترین کانی های انباشتگر آرسنیک هستند. جذب آرسنیک روی سطوح اکسیدی و هیدروکسیدهای آهن، آلومینیوم و منگنز هیدرواکسیدهای آهن مانند گوتایت، فری‌هیدرات، لیپدوکروسایت که ZPC بالایی دارد، بیشتر صورت می‌گیرد (ونگ و مولیگان، 2006). بیشتر مطالعات ثابت کرد که کانی‌های اکسی‌هیدرواکسید و سطوح رس نقشی مهم در جذب اکسی آنیون‌های آرسنیک در خاک‌های اسیدی بازی می‌کنند و با انحلال آن ها همزمان آرسنیک و آهن وارد محلول خاک می شود (صادق، 1997).

برهمکنش آرسنیک با سایر آنیون‌ها مهم است، رقابت در جذب، تحت تأثیر تمایل آنیون های رقیب برای جذب سطحی، ماهیت و ویژگی‌های سطح در کانی‌ها و خاک ها، پوشش سطحی و زمان واکنش قرار می گیرد. تحرک و سمیت آرسنیک در خاک‌ها و جذب آن به‌طور قابل توجهی تحت تأثیر آنیون‌های رقیب مانندکلر ، کربنات، سولفات و بویژه فسفات که با آرسنیک در محل‌های جذب رقابت می‌کنند، قرار می‌گیرد. حضور فسفات به‌طور قابل توجهی جذب آرسنات در خاک‌های با مقدار کم اکسیدهای آهن را کاهش می‌دهد اما اثر کمی روی مقدار

جذب آرسنات توسط خاک‌هایی با مقدار زیاد آهن دارد (اسمیت[1] و همکاران، 2002). رفتار شیمیایی آرسنات بیشتر شبیه فسفات است و جذب هر دو توسط اکسیدهای آهن و آلومینیوم از طریق ترکیب سطحی درون کره ای صورت می‌گیرد (گوه و لیم[2]، 2004). یکی از فاکتورهای مهم مؤثر در شکل های مختلف و زیست فراهمی آرسنیک خاک فسفات است (مهارگ و مک‌نایر، 1990). با توجه به شباهت‌های شیمیایی آرسنات و فسفات این اکسی‌آنیون‌ها در واکنش‌های جذب سطحی ویژه و غیرویژه روی سطوح جذب‌کننده مختلف برهم‌کنش دارند. انتظار می رود افزایش غلظت فسفات باعث رهاسازی آرسنات از محل های جذب شود و بالعکس. رقابت بین آرسنیک و فسفر به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و تأثیر جانداران و به‌خصوص ریشه‌های گیاه بستگی دارد (گوه و لیم، 2004).

مهارگ و مک نایر (1990) نشان دادند که فسفر و آرسنیک ویژگی‌های شیمیایی مشابه دارند و در بسیاری از سیستم‌های خاک و گیاه به‌طور مشابه عمل می‌کنند. فسفر و آرسنیک در گیاهان معمولی به‌وسیله یک سیستم و ناقل یکسان جذب می شوند. افزایش غلظت فسفر در محلول غذایی غلظت آرسنیک در بخش هوایی و ریشه را به‌طور معنی‌داری کاهش می‌دهد؛ این تأثیر در مورد ریشه مشهودتر است. افزایش غلظت آرسنات در محلول غذایی غلظت فسفر به‌ویژه در شرایط کمبود فسفر در ریشه را به‌طور معنی‌دار کاهش داده (گلاز و همکاران، 2005) و در همه گونه‌هایی که تاکنون مطالعه شده‌اند نشان داده شده است که آرسنات از طریق سیستم انتقال فسفات جذب می‌شود که گیاه پتریس ویتاتا نیز استثنا نیست. کمبود فسفر ظرفیت ریشه گیاه در جذب فسفر و آرسنیک را افزایش می‌دهد به‌طوریکه هنگام کمبود فسفر، گیاه با تولید ژن‌های انتقال دهنده فسفر در ریشه باعث افزایش پروتئین‌های ناقل می‌شود و ظرفیت خود را برای جذب فسفر در پاسخ به کمبود آن با ساخت ملکول های انتقال دهنده افزایش می‌دهد و درصوتی‌که انتقال دهنده‌های فسفات مسئول جذب و انتقال آرسنات باشد جذب آرسنات باید در این گیاهان، هنگام کمبود فسفر افزایش یابد و گیاهان با تمایل به جذب بالای فسفر، قابلیت جذب آرسنیک بیشتری نسبت به سایر گیاهان دارند (گلاز، 2005). فسفر با آرسنیک در انتقال از ریشه به بخش هوایی رقابت نمی‌کند. آرسنات می‌تواند به آرسنیت احیا شده و سپس منتقل شود. آرسنیت در انتقال از ریشه به بخش هوایی متحرک تر از آرسنات است. اضافه کردن مکمل غذایی هوگلند بدون فسفر تأثیر کمی بر جذب داشت اما اضافه کردن فسفات به‌طور معنی‌داری تمایل به جذب آرسنیک را کاهش می‌دهد. وقتی آرسنیک از منبع آرسنات بود با جذب فسفات همبستگی منفی نشان داد که بیانگر آن است که مکانیسم جذب آنها یکی است.

مطابق با نظر مهارگ و مک‌نایر (1994) آرسنات و فسفات فرآیند مشابهی در انتقال به اندام هوایی گیاه دارد و کاربرد فسفر با توجه به میزان تحرک فسفر بر غلظت آرسنیک گیاه تأثیرگذار است و وضعیت های متفاوت فسفر خاک و نیاز گیاهان یکی از دلایل نتایج متناقض در مورد سمیت و تجمع آرسنیک در مرور منابع است.

شایبور و همکاران (2012) نشان دادند که با افزایش غلظت آرسنیک ، شاخص کلروفیل برگ‌های برنج و غلظت آهن و فسفر بخش هوایی کاهش یافت. آرسنیک و آهن برهمکنش منفی نشان دادند و با افزایش غلظت آرسنیک محلول، غلظت آهن در بخش هوایی کاهش اما در ریشه افزایش یافت و گیاهان دچار زردی یا کلروز شدند. این کلروز علاوه بر کمبود آهن یا غیرفعال شدن آهن در درون گیاه ممکن است ناشی از کمبود منیزیم در

---

[1]. Smith
[2]. Goh and Lim

گیاه باشد که در این صورت در مراحل پایانی رشد ایجاد می شود (شایبور و همکاران 2012). منگـل و کربـای (2001) گزارش دادند که اگر در برگ‌های جوان کلروز مشاهده شود ناشی از کمبود آهن است. در برنج مشاهده شد که غلظت آهن بخش هوایی در حضور آرسنیک ثابت ماند و در لوبیا غلظت آهن در ریشـه و بخـش هـوایی افزایش نشان داد. فیتز و ونزل (2003) بر اهمیت مطالعه برهم‌کنش فسفر، آهن و آرسـنیک و فراینـد جـذب و انتقال آن تأکید کردند. با توجه به وجود خاک های آلوده می توان درک بهتری از تغییرات سایر عناصر در شرایط آلودگی آرسنیک به دست آورد و در تغذیه گیاهی و کاهش آلودگی بخش هوایی گیاه به کار بست.

مواد و روش‌ها

رقم های ذرت[3] سینگل کراس 704 ، 500 و 260 ابتدا به‌صورت یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار ، در یک خاک آلوده به آرسنیک طبیعی با غلظت 1000 میلی گرم در کیلوگرم تهیه شـده از شهرستان قروه (استان کردستان) و یک خاک مشابه بدون آلـودگی و در شـرایط اسـتریل و غیـر اسـتریل در گلخانه انجام شد. قبل از برداشت با استفاده از دستگاه کلروفیل‌سنج-SPAD -502 KONICA MINOLTA شاخص کلروفیل برگ‌های گیاهان تعیین شد. پس از 4 ماه رشد، بخش هوایی و ریشه گیاهان برداشـت شـد و پس از شستشو با آب مقطر در دمای 65 درجه سلسیوس به مدت 72 ساعت در داخـل دسـتگاه آون تهویـه‌دار خشک و پس از تعیین وزن تر و خشک با ترازوی با دقت یک هزارم گرم برای تجزیه شیمیایی آسیاب شـد. بـا توجه به اینکه استریل کردن خاک در فاکتورهای مورد نظر تأثیر معنی داری نداشت با حـذف نتـایج مربـوط بـه تیمارهای استریل شده، مقایسه میانگین ها با آزمون تی انجام گرفت.

تجزیه شیمیایی نمونه‌های گیاهی

برای هضم گیاه از اسید نیتریک و آب اکسیژنه استفاده شد (اسریواستارا و همکـاران 2006). غلظـت آرسـنیک بخش هوایی گیاه با استفاده از دستگاه جذب اتمیVarian-Spectr AA-100 و هیدرید ژنراتـور Varian-76 اندازه‌گیری شد.

برای تعیین آهن و فسفر بخش هوایی و ریشه از روش خشک‌سوزانی استفاده شد. برای این منظور ابتدا بـا قـرار دادن نمونه‌های گیاهی در کوره الکتریکی خاکستر تهیه و سپس در اسید کلریدیک غلیظ حل شد. بـا توجـه بـه تاکید فیتز و ونزل (2002) بر اهمیت برهمکنش آهن، فسفر و آرسنیک در گیاه، غلظت آهن در عصاره به‌وسیله دسـتگاه جـذب اتمـی (Shimadzu AA670) و فسـفر بـا روش زرد نیتروونـادات مولیبـدات و بـا دسـتگاه اسپکتروفتومتر (JENWAY 6750) اندازه‌گیری شد (کاتنی 1980).

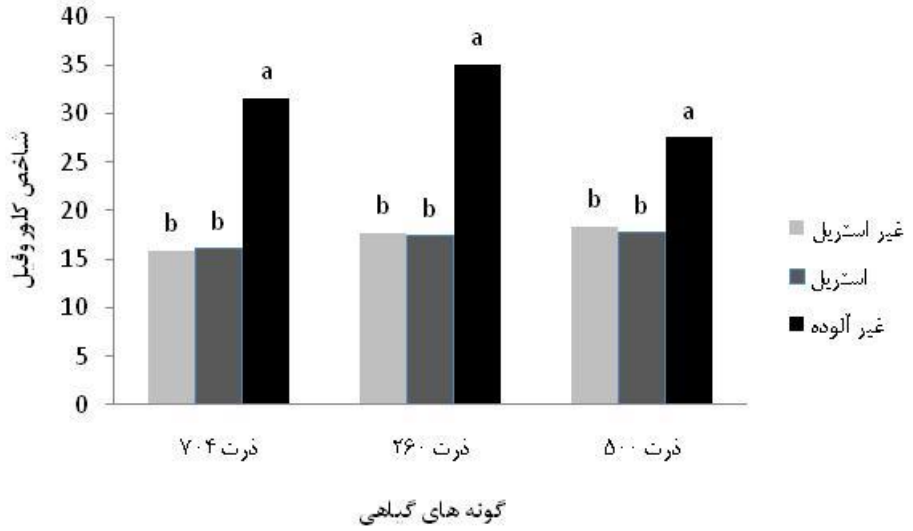
نتایج و بحث

نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که شاخص کلروفیل برگ‌های ذرت در خاک آلـوده بـه آرسـنیک (در شـرایط استریل و غیر استریل) نسبت به خاک غیرآلوده کاهش معنی‌داری در سطح احتمال 1 درصد داشـت (شـکل 1).

---

[3]. *Zea mays L*

شایبور و همکاران (2012) نیز در محیط کشت آبی در برنج نشان دادند که با افزایش غلظت آرسنیک محلول غذایی از صفر به 26/8 میکرومول بر لیتر، شاخص کلروفیل برگ ها از 30 به کمتر از 10 کاهش یافت. با افزایش غلظت آرسنیک در گیاه کشت شده در خاک آلوده (حدود 6 میلی گرم در کیلوگرم در اندام هوایی رقم 500) شاخص کلرفیل کاهش یافت.



شکل 1- تأثیر آرسنیک بر شاخص کلروفیل گیاه در خاک آلوده به آرسنیک نسبت به خاک غیرآلوده

بررسی میانگین غلظت و جذب آهن (جدول 1) در گیاهان کشت شده در خاک آلوده و مقایسه آن با تیمار شاهد (خاک بدون آرسنیک) نشان داد که غلظت و جذب آهن گیاه در خاک‌های آلوده، به‌طور معنی‌داری در ریشه در سطح احتمال 5٪ بیشتر است اما در سطح احتمال 5 درصد فقط در بخش‌هوایی ذرت رقم 704 کاهش نشان داد که با نتایج شایبور و همکاران (2012) مطابقت داشت.

جدول 1- میانگین‌های غلظت آهن ($mgkg^{-1}$) در بخش هوایی و ریشه رقم‌های ذرت در خاک آلوده و غیرآلوده

	غلظت آهن بخش هوایی گیاه		غلظت آهن ریشه گیاه	
گیاه	**خاک غیرآلوده**	**خاک آلوده**	**خاک غیرآلوده**	**خاک آلوده**
ذرت 704	97 a	73 b	2120 b	2560 a
ذرت 260	83a	74 a	2600b	3150 a
ذرت 500	71 a	69 a	2450 b	2900 a

شایبور و همکاران (2012) نشان دادند که با افزایش غلظت آرسنیک محلول غذایی از صفر به 26/8 میکرومول بر لیتر در محیط آب کشت، شاخص کلروفیل برگ های برنج از 30 به کمتر از 10 کاهش یافت. آرسنیک و آهن برهمکنش منفی نشان دادند و با افزایش غلظت آرسنیک محلول، غلظت آهن در بخش هوایی کاهش اما در ریشه افزایش یافت و گیاهان دچار زردی یا کلروز شدند. این کلروز علاوه‌بر کمبود آهن یا غیرفعال

شدن آهن در درون گیاه ممکن است ناشی از کمبود منیزیم در گیاه باشد که در این صورت در مراحل پایانی رشد ایجاد می‌شود (شایبور و همکاران 2012). منگل و کربای (2001) گزارش دادند که اگر در برگ‌های جوان کلروز مشاهده شود ناشی از کمبود آهن است. در برنج مشاهده شد که غلظت آهن بخش هوایی در حضور آرسنیک ثابت ماند و در لوبیا غلظت آهن در ریشه و بخش هوایی افزایش نشان داد.

بررسی میانگین غلظت و جذب آهن (جدول 1) در گیاهان کشت شده در خاک آلوده به آرسنیک و مقایسه آن با تیمار شاهد (خاک غیرآلوده) نشان داد که غلظت و جذب آهن گیاه در خاک‌های آلوده، به‌طور معنی‌داری ($p<$٪5) در ریشه بیشتر است که با نتایج شایبور و همکاران (2012) مطابقت داشت. این تغییرات در بخش هوایی ذرت معنی‌دار نبود و باتوجه به اینکه در مراحل پایانی رشد کلروز ایجاد شد، احتمال می‌رود کلروز ناشی از کمبود منیزیم باشد و یا اینکه آهن در گیاه و در حضور آرسنیک به‌صورت غیرفعال درآمده باشد. شایبور و همکاران (2012) نیز نشان دادند که آهن در سطح ریشه جو غیرفعال شد و به آوندها انتقال نیافت. آهن با آرسنیک در سطوح ریشه برخی گیاهان رسوب کرده و به بخش هوایی گیاه انتقال نیافت.

با توجه به اینکه میزان پتانسیل ریداکس در ریزوسفر گیاه نسبت به خاک غیرریزوسفری کاهش نشان داد، اکسیدهای آهن که شکل اصلی پیوندیافته با آرسنیک هستند، بر اثر ایجاد شرایط کاهشی به شکل آهن 2 ظرفیتی درآمده و زیست‌فراهمی آهن خاک اطراف ریشه افزایش می‌یابد که با نتایج فیتز و همکاران (2003) همخوانی دارد.

غلظت فسفر در گیاهان کشت شده در خاک آلوده به آرسنیک نسبت به گیاهان کشت شده در خاک غیرآلوده کاهش معنی‌داری نشان داد به‌طوری‌که با افزایش غلظت آرسنیک در ریشه و بخش هوایی، غلظت فسفر گیاه کاهش یافت در حالی‌که ضریب انتقال آهن از ریشه به بخش هوایی به‌شدت کاهش یافت اما انتقال فسفر به بخش هوایی تا حدی افزایش نشان داد (جداول 1 و 2).

جدول 4- 1- مقایسه میانگین غلظت فسفر($mgkg^{-1}$) در بخش هوایی و ریشه در خاک‌آلوده و خاک شاهد

گیاه	غلظت فسفر در بخش هوایی گیاه		غلظت فسفر در ریشه گیاه	
	خاک غیرآلوده	خاک آلوده	خاک غیرآلوده	خاک آلوده
ذرت 704	1985 a	1180 b	1137 a	995 a
ذرت 260	2100 a	1650 b	1240 a	1150 a
ذرت 500	2250a	1400 b	1350 a	1240 a

افزایش تجمع آرسنیک با اضافه شدن فسفر به خاک در نتیجه افزایش تحرک آرسنیک در خاک است که با جایگزینی آرسنیک به‌وسیله فسفر در مکان‌های تبادلی در رقابت تبادل آنیونی حاصل می‌شود (مهارگ و مکنایر 1990). فسفات با آرسنات برهمکنش منفی دارد و کاهش جذب آرسنات با مصرف فسفات در دو گونه ال‌گیبا و براسیکا مشاهده شد. تائو و همکاران (2006) با افزایش ترکیباتی که باعث آزادسازی فسفر خاک شد، نشان دادند که جذب آرسنیک در ریشه گندم از 10 به 50 و در بخش هوایی از 2 به 20 میلی‌گرم در کیلوگرم به دلیل جایگزینی آرسنیک به‌وسیله فسفر در مکان‌های تبادلی، افزایش یافت. در مجموع شرایط فیزیکی و شیمیایی خاک به‌ویژه بافت و کانی‌شناسی و منبع و منشاء آرسنیک خاک در این زمینه نقش اساسی ایفا می‌کند (مهارگ و مک نایر 1990).

منابع:

Adriano DC, 2001. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer, New York.
Burt R, 2004. Soil survey laboratory methods manual. NRCS, USDA, Soil survey investigations report: 42. Version 4.0.
Cattani I, Capri E, Boccelli R, Delre AAM, 2009. Assessment of arsenic availability to roots in contaminated Tuscany soils by a diffusion gradient in thin films (DGT) method and uptake by *Pteris vittata* and *Agrostis capillaries.* Euro J Soil Sci 60: 539–548.
Cottenie A, 1980. Soil and plant testing as a basis of fertilizer recommendations. FAO Soil Bulletin, 38/2, Rome.
Fitz WJ and Wenzel WW, 2002. Arsenic transformations in the soil rhizosphere plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. J Biotech 99: 259-278.
Goh, K.H., Lim, T.T. 2004. Geochemistry of inorganic and selenium in a tropical soil: effect time, pH, and competitive anions on arsenic and selenium adsorption. Chemosphere. 55, 849-859.
Gulz PA, Gupta SK and Schulin R, 2005. Arsenic accumulation of common plants from contaminated soils. Plant and Soil 272: 337–347.
Karimi Nezhad MN, Ghahroudi M, Tali M, Mahmoudi H and Pazira E, 2010, Spatial Variability of As and Cd Concentrations in Relation to Land Use, Parent Material and Soil Properties in Topsoils of Northern Ghorveh, Kurdistan Province, Iran. World App Sci J 11: 1105-1113.
Marschner H, 2003. Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic press, London.
Meharg AA and Macnair MR, 1990. An altered phosphate uptake system in arsenate-tolerant *Holcus lanatus L.* New Phytol 116: 29–35.
Mengel K and Kirkby EA, 2001. Iron. In Principles of Plant Nutrition, 5th edn. Ed. Mengel K and Kirkby EA, pp. 553–571, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
Sadiq M, 1986. Solubility relationships of arsenic in calcareous soils and its uptake by corn. Plant Soil 91: 241-248.
Shaibur MR, Kitajima N, Imamul Huq SM and Kawai SH, 2009. Arsenic iron interaction: Effect of additional iron on arsenic-induced chlorosis in barley grown in water culture. Soil Sci Plant Nutri 55: 739-746.
Shaibur MR, Kitajima N, Sugawara R, Kondo T, Imamul Huq SM and Kawai SH 2006. Physiological and mineralogical properties of arsenic-induced chlorosis in rice seedlings grown hydroponically. Soil Sci Plant Nut 52: 691-700.
Smith, E., Naidu, R., Alston, A.M., 2002. Chemistry of Inorganic Arsenic in Soils: II. Effect of Phosphorus, Sodium,and Calcium on Arsenic Sorption, J. Environ. Qual. Environ Health. 31:557–563.
Srivastava M, Ma LQ, Antonio J and Santos Gonzaga, 2006. Three new arsenic hyperaccumulating ferns. Sci Total Environ 364: 24–31
Steevens DR, Walsh LM, and Keeney D, 1972. Arsenic phytotoxicity on a Plainfield sand as affected by ferric sulfate or alunminum sulfate. J Environ Qual 1: 291-301
Tao Y, Zhang Sh, Jian W, Yuan Ch, Shan X, 2006. Effects of oxalate and phosphate on the release of arsenic from contaminated soils and arsenic accumulation in wheat. Chemosphere 65: 1281-1287
Wang S, Catherine N and Mulligan CN, 2006. Natural attenuation processes for remediation of arsenic contaminated soils and groundwater. Hazard Mater 138: 459-470.
Wenzel WW, Kirchbaumer N and Prohaska T, 2001. Arsenic Fractionation in Soils Using an Improved Sequential Extraction Procedure. Analytica Chimica Acta 436: 309-323.
Woolson EA, Axley JH and Kearney PC, 1971. Correlation between available soil arsenic, estimated by six methods, and response of corn (*Zea mays* L.). Soil Sci Soc Amer Proc 35: 101-105.

Zandsalimi S, Karimi N and Kohandel A, 2011. Arsenic in soil, vegetation and water of a contaminated region. Int J Environ Sci Tech 8 (2): 331-338.

بررسی غلظت آرسنیک آب، خاک و گیاه در مناطق با آلودگی طبیعی شهرستان های قروه و بیجار

محمد بابااکبری[۲]، محسن فرحبخش[۲]، غلامرضا ثواقبی[۲]، نصرت الله نجفی[۳]

۱- عضو هیئت علمی دانشگاه زنجان

۲- عضو هیئت علمی دانشگاه تهران

۳- عضو هیئت علمی دانشگاه تبریز

مقدمه

آرسنیک یک شبه‌فلز بسیار سمی است که به‌طور طبیعی و بر اثر فرآیندهایی مانند هوادیدگی، فعالیت‌های آتشفشانی و انسانی در مقادیر مختلف در خاک وجود دارد(ماهیمایراجا ۲۰۰۵).

برای حفظ سلامتی انسان ها و جانداران و بر اساس اطلاعات و تحقیقات حدود بحرانی متفاوتی برای آرسنیک خاک و آب در کشورهای مختلف ارائه شده است. مقادیر آرسنیک در آب آشامیدنی حتی در مقادیر کم یکی از منابع بیماری‌زا و خطرناک برای سلامتی انسان است و در نتیجه اخیراً سخت‌گیری‌های بیشتری برای تعیین حدود بحرانی آرسنیک آب آشامیدنی پیشنهاد شده است. آژانس حفاظت محیط آمریکا حد استاندارد آرسنیک آب آشامیدنی انسان و حیوانات را ۱۰ میکروگرم در لیتر و برای سلنیوم ۵۰ میکروگرم در لیتر تعیین کرد. اخیراً در آمریکا EPA پیشنهاد داده است که حد بحرانی به ۵ میکروگرم در لیتر کاهش یابد. این مقدار در اتحادیه اروپا در حدود ۱۰ میکروگرم در لیتر است (سالت و همکاران، ۱۹۹۵ و ونزل و همکاران، ۱۹۹۹). حد آستانه مجاز آرسنیک در گیاه ۲/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شده است (روساس و همکاران، ۱۹۹۹). حد آستانه آرسنیک در آب و خاک در برخی کشورها در جدول (۲-۱) ارائه شده است:

جدول ۲- ۱- حد آستانه آرسنیک آب آشامیدنی و خاک (ماچالت[1] و همکاران، ۲۰۰۰)

استاندارد	DVGW	TVO-D	NL	EU	WHO*
آب (میکروگرم در لیتر)	۱۰-۳۰	۱۰	۱۰-۶۰	۵۰	۱۰

استاندارد	DVGW	TVO-D	NL	EU	Cal.Ass
خاک (میلی‌گرم در کیلوگرم)	۲۰-۱۳۰	۲۰	۲۹-۵۵	-	۵۰۰

*WHO سازمان بهداشت جهانی، EU راهنمای تعیین استاندارد آب آشامیدنی در اتحادیه اروپا، NL راهنمای تعیین استاندارد آب و خاک هلند، TVO-D راهنمای تعیین استاندارد آب آشامیدنی آلمان، DVGW راهنمای تعیین استاندارد آب سطحی آلمان، Cal.Ass راهنمای تعیین استاندارد کالیفرنیا، KSVO-D راهنمای تعیین حد آستانه آلمان برای خاک.

در ایران وجود خاک‌های آلوده به آرسنیک در استان کردستان و زنجان گزارش شده است (کریمی‌نژاد و همکاران ۲۰۱۰). آرسنیک آلودگی‌هایی وسیع در سفره‌های آب زیرزمینی و در نتیجه زنجیره‌ی غذایی و چرخه زندگی انسان بوجود آورده و لذا یکی از مهمترین چالش‌های زیست‌محیطی بسیاری از کشورها است (ماهیمایراجا ۲۰۰۵)، به‌طوری‌که آرسنیک در سطح جهان برای سلامتی انسان و محیط زیست خطری جدی محسوب شده و

[1]. Matschullat

ماده‌ای به‌شدت سرطان‌زا بوده و در این زمینه منحصر به فرد است. آرسنیک باعث نارسایی‌های تنفسی، ریـوی، گوارشی، عصبی، قلبی و عروقی و جهش‌زایی و ایجاد سرطان می‌شود (دوکر و همکاران ۲۰۰۵). به‌علت تأثیرات متنوع و گسترده آرسنیک و خطرات این عنصر، توجه به میزان آرسنیک آب، خاک و رسوبات افزایش یافته است.

مقادیر مختلفی از آرسنیک در خاک های کشور گزارش شده است. در بسیاری از این مناطق گیاهان زراعی مختلف کشت شده است و دام‌های زیادی از مراتع و مزارع این مناطق تغذیه می‌کنند. بنابراین، احتمال ورود آرسنیک به چرخه غذایی دام و انسان وجود دارد (کریمی‌نژاد و همکاران۲۰۱۰، زندسلیمی و همکاران ۲۰۱۱). با این حال، در ایران، داده‌های اندکی در این زمینه وجود دارد و اطلاعات دقیق‌تری از وضعیت این عنصر سرطان‌زا در آب، خاک و گیاهان زراعی لازم است. اهداف اصلی تحقیق عبارت بود از: بررسی میزان آرسنیک معادل کل خاک منطقه بین قروه و بیجار و تعیین غلظت، آرسنیک در آب و برخی گیاهان زراعی بومی خاک طبیعی آلوده.

مواد و روش‌ها

ابتدا از مناطق شمالی قروه و جنوب بیجار محدوده‌ای واقع در طول و عرض جغرافیایی ۴۷ درجـه و ۲۰ دقیقـه شرقی و ۳۵ درجه شمالی تا ۴۸ درجه و ۲۰ دقیقه شرقی و ۳۵ درجه و ۳۷ دقیقه شمالی ۲۰ نمونه خاک سطحی، ۱۰ نمونه گیاهی و ۶ نمونه آب از ۲ رودخانه تهیه شد. نمونه‌های خاک هواخشک شده و برای انجام تجزیه‌های آزمایشگاهی از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند.

آرسنیک معادل کل با اسید نیتریک غلیظ و آب اکسیژنه بر اساس روش ۷۰۶۲ سـازمان محـیط زیسـت آمریکـا تعیین و در جدول ۲ گزارش شد (هادسون ادواردز ۲۰۰۴). در این روش ۲ گرم خاک در ۲۰ میلی‌لیتر اسیدنیتریک غلیظ به مدت ۱۶ ساعت در ظروف دربسته و دمای ۸۰ درجه سلسیوس هضم شد سپس حدود ۲ میلـی‌لیتـر آب اکسیژنه به محلول اضافه تا اینکه عصاره‌نهایی شفاف شد. بـرای هضـم گیـاه از اسـید نیتریـک و آب اکسـیژنه استفاده شد (اسریواستارا و همکاران ۲۰۰۶). غلظت آرسنیک بخش هوایی گیاه با استفاده از دستگاه جذب اتمی Varian-Spectr AA-100 و هیدرید ژنراتور Varian-76 اندازه‌گیری شد.

نتایج و بحث

میزان آرسنیک معادل کل در خاک‌های شهرستان قروه از مقادیر کم در مناطق جنوبی (۵ mg/kg) تا مقادیر بسیار زیاد در مناطق شمالی قروه و جنوب بیجار (۳۴۷۰ mg/kg) متغیر بود که با نتایج کریمی‌نژاد و همکاران (۲۰۱۰) مطابقت داشت. آنان نشان دادند که خاک‌های مناطق شمالی قروه آرسنیک بیشتری از سایر نقاط داشتند. نبی‌الهی و همکاران (۲۰۱۲) نیز گزارش کردند آرسنیک معادل کل در بسیاری از خاک‌های روستاهای بیجار منشاء زمین‌ساختی و طبیعی داشته و بیشتر از ۱۰۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بود.

غلظت آرسنیک در بخش‌های مختلف گیاهان مرتعی و بومی:

غلظت آرسنیک در بخش‌های مختلف گیاهان مرتعی و بومی جنوب قروه کمتر از شمال آن بود (جدول۱). غلظت آرسنیک در بومادران بیشتر از حد بحرانی ۲/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم (روساس و همکاران، ۱۹۹۹) بود. غلظت آرسنیک دانه جو مناطق شمالی نسبت به سایر دانه‌ای گندم و جو بیشتر بود که ممکن است با آب‌های

سطحی آلوده‌تر آبیاری شده باشد. خوشبختانه غلظت آرسنیک بخش هوایی یونجه و اجزای مختلف گندم کشت شده نیز در بیشتر مناطق بسیار کم بود و کمترین خطر برای تغذیه دام را داشت.

همانند سایر عناصر صرفاً غلظت کل نمی‌تواند باعث افزایش جذب و تجمع آرسنیک در گیاهان زراعی گردد که با نتایج صادق (۱۹۸۶) و بارونی و همکاران (۲۰۰۴) همخوانی داشت. آنان معتقدند غلظت کل آرسنیک خاک شاخص مناسبی برای جذب آرسنیک خاک نیست بلکه مهم‌ترین عامل در جذب و انتقال به گیاه میزان فراهمی و تحرک می‌باشد و با سطح و حجم ریشه گیاه نیز مرتبط است. بارونی و همکاران (۲۰۰۴) در ایتالیا نشان دادند که غلظت آرسنیک در ریشه گیاهان زراعی بیشتر از بخش هوایی بوده و میزان آرسنیک جذب شده به‌وسیله گیاهان به شرایط خاک و میزان آرسنیک فراهم بستگی دارد. غلظت آرسنیک در بخش هوایی بومادران از حد بحرانی (۲/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم) بیشتر بود (روساس و همکاران ۱۹۹۹) و ورود آرسنیک به چرخه غذایی دام و انسان احتمال دارد. حد مجاز آرسنیک برای انسان کمتر از ۱۵ میکروگرم در کیلوگرم به ازای هر کیلوگرم وزن بدن در هفته است (بی‌نام ۱۹۸۱).

مصرف گیاهان آلوده به آرسنیک می‌تواند صدمات جدی بر مصرف‌کنندگان آنها وارد نماید (گلاز و همکاران، ۲۰۰۵). در گیاهان خاکزی غلظت آرسنیک بخش هوایی بالا بوده و اغلب با گیاهان معمولی قابل مقایسه نیست. اگر چه برخی محققان (بامبلا و کفر، ۱۹۹۴؛ آدریانو، ۲۰۰۱، پاتل و همکاران، ۲۰۰۵) غلظت‌های بالای آرسنیک در یونجه، گیاهان مرتعی و برنج در خاک‌های با آلودگی پایین و ناچیز را گزارش کرده‌اند. به طورکلی آرسنیک برای گیاهان عنصری غیر ضروری بوده و حتی در غلظت‌های کم می‌تواند موجب مسمومیت گیاهان و حیوانات شود (پراساد، ۱۹۹۹). هنوز رابطه دقیقی بین آرسنیک خاک و جذب گیاه ارایه نشده است و خصوصیات خاک در تعیین میزان آرسنیک فراهم برای گیاه مهم هستند (گلاز، ۲۰۰۵؛ وولسون ۱۹۷۱). ونزل و همکاران (۲۰۰۱) نشان دادند فرآیندهای بیوژئوشیمیایی فراوانی، زیست‌فراهمی آرسنیک تحت تأثیر قرار می‌دهند.

گونه گیاهی	غلظت (میکروگرم در کیلوگرم ماده خشک)	گونه گیاهی	غلظت (میکروگرم در کیلوگرم ماده خشک)
دانه گندم–جنوب قروه	کمتراز ۵۰	ساقه نی	۱۳۰
دانه گندم–جنوب قروه	کمتراز ۵۰	برگ نی	۱۹۰
دانه گندم– جنوب قروه	کمتراز ۵۰	خوشه نی	۶۰
دانه گندم– شمال قروه	۴۶۵		
دانه گندم شمال قروه	۳۱۵	خاکشی شمال قروه	۶۳۵
دانه گندم شمال قروه	۲۷۲	خاکشی جنوب	۴۰۰
دانه گندم شمال قروه	کمتر از ۱۰۰		
دانه جو شمال قروه	۶۰± ۱۰۲۶	کاهوی وحشی شمال قروه	۴۵۰
دانه جو شمال قروه	۹۷۲	کاهوی وحشی جنوب قروه	کمتر از ۱۰۰
دانه جو جنوب قروه	۲۶۲		
دانه جو جنوب قروه	۱۵۰	گون	۱۶۰۰
یونجه جنوب قروه	کمتر از ۵۰	شیرین بیان	۳۶۵
یونجه جنوب قروه	کمتر از ۵۰	بومادران	۴۴۱۵
یونجه شمال قروه	کمتر از ۱۰۰	سلمه (اسفناج)	۵۴۰
یونجه شمال قروه	کمتر از ۱۵۰		

جذب آرسنیک در مرحله اول بیشتر در ریشه‌ها رخ می‌دهد و آرسنیک به آسانی به بخش هوایی و دانه‌ها منتقل نشده و غلظت آن معمولاً کمتر از ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم است. با توجه به اینکه گیاهان نسبت به سمیت آرسنیک از حیوانات و انسان‌ها حساس‌ترند فرض می‌شود که گیاهان قبل از صدمه به انسان و حیوان از چرخه حذف شوند (اونیل، ۱۹۹۵). بامبلا و کفر (۱۹۹۴) نشان دادند که غلظت آرسنیک در یونجه و در گیاهان مرتعی در خاک‌هایی با ۲۵ تا ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم آرسنیک بین ۶ تا ۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم بود. غلظت‌های بیشتر از ۱۴۹ میلی‌گرم در کیلوگرم در بخش هوایی برنج در خاک‌هایی با غلظت ۳۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش شد (تسوتسومی، ۱۹۸۳). کاتانی و همکاران (۲۰۰۹) فراهمی پایین در خاک طبیعی مورد استفاده را دلیل اصلی جذب پایین آرسنیک به‌وسیله‌ی گیاه دانستند و نشان دادند که حتی گیاهان بیش‌اندوز مانند سرخس *پتریس ویتاتا* در شرایط آلودگی طبیعی خاک و مقادیر پایین شکل های فراهم آرسنیک، قادر به جذب آرسنیک نسبت به شرایط با زیست‌فراهمی بالا نیستند و نمی‌توانند همه‌ی نیاز آرسنیک خود را از سایر شکل‌های پایدارتر آرسنیک جذب نمایند و در نتیجه کشت گیاهان معمولی زراعی و حتی بسیاری از گیاهان مرتعی در خاک های با آلودگی طبیعی ممکن است خطر زیادی از نظر ورود آرسنیک به چرخه‌ی غذایی نداشته باشد و مقادیر قابل توجهی آرسنیک توسط این نوع گیاهان جذب نشود. البته مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک مانند بافت سنگین، نفوذپذیری کم و تهویه نامناسب با کاهش توسعه و رشد ریشه ها ممکن است در نهایت باعث کاهش جذب آرسنیک گیاه شود.

غلظت آرسنیک آب منطقه قروه

غلظت آرسنیک در نمونه‌های آب رودخانه فرعی جنوب (رودخانه شور) و شمال قروه (شورآب هزاره) در جدول ۲ گزارش شده است.

جدول ۲- غلظت آرسنیک (میلی‌گرم در لیتر) در نمونه‌های آب رودخانه فرعی جنوب و شمال قروه

تکرار	۱	۲	۳
آب رودخانه فرعی جنوب قروه	۲۹/۲	۲۴/۳	۲۳/۷
آب رودخانه فرعی شمال قروه	۲۲۹۷	۲۲۲۰	۲۱۷۵

با توجه به حد استاندارد مجاز آرسنیک آب آشامیدنی (۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) در برخی نمونه‌های مناطق شمالی بسیار بیشتر از حد بحرانی است و احتمال ورود به چرخه غذایی دام و انسان بسیار بالا است.

منابع:

Adriano DC, 2001. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer, New York.
Anonymous, 1981. Arsenic. Environmental Health Criteria No.18, WHO, Geneva.
Baroni F, Boscagli A, Di Lella LA, Protano G and Riccobono F, 2004. Arsenic in soil and vegetation of contaminated areas in southern Tuscany (Italy). J Geochem Exploration 81: 1 –14.
Bhumbla DK and Keefer RF, 1994. Arsenic mobilisation and bioavailability in soil. In: Nriagu, J.O. (Ed.), Arsenic in the Environment, Part I: Cycling and Characterization. Wiley, New York: 51-82.

Cattani I, Capri E, Boccelli R, Delre AAM, 2009. Assessment of arsenic availability to roots in contaminated Tuscany soils by a diffusion gradient in thin films (DGT) method and uptake by Pteris vittata and Agrostis capillaries. Euro J Soil Sci 60: 539–548.
Cottenie A, 1980. Soil and plant testing as a basis of fertilizer recommendations. FAO Soil Bulletin, 38/2, Rome.
Duker AA, Carranza EJM and Hale M, 2005. Arsenic geochemistry and health, Environ Int 31: 631–641.
Gulz PA, Gupta SK and Schulin R, 2005. Arsenic accumulation of common plants from contaminated soils. Plant and Soil 272: 337–347.
Hudson Edwards KA, Houghton SL and Osborn A, 2004. Extraction and analysis of arsenic in soils and sediments. Trends in Analytical Chemistry 23: 745-752.
Karimi Nezhad MN, Ghahroudi M, Tali M, Mahmoudi H and Pazira E, 2010, Spatial Variability of As and Cd Concentrations in Relation to Land Use, Parent Material and Soil Properties in Topsoils of Northern Ghorveh, Kurdistan Province, Iran. World App Sci J 11: 1105-1113.
Mahimairaja S, Bolan NS, Adriano DC and Robinson B, 2005. Arsenic Contamination and Its risk management. Adv Agron 86:1-82.
Matschullat, J., 2000. Arsenic in the geosphere. A review. Sci. Total. Environ. 249(1-3), 297–312.
Nabiollahy K, Heidari A, Tomanian N, Savaghebi Gh, and Mohammadi Kh, 2012. Spatial variability of arsenic in relation with some soil forming factors, African J Biotech 11(12): 2920-2930.
O'Neill, P., 1995. Arsenic. In: Alloway, B.J. (Ed.), Heavy Metals in Soils, second ed. Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, Glasgow, Scotland, 105–121.
Patel, K.S., Shrivas, K., Brandt, R., Jakubowski, N., Corns, W., Hoffmann, P., 2005. Arsenic contamination in water, soil, sediment and rice of central India. Environ Geochemistry and Health, 27, 131-145.
Richards BK and Steenhuis TS, 1998. Metal mobility at an old heavy metal loaded sluge application site. Environ poll 99:365-377.
Rosas I, Belmont.R ,Armienta A and Baez A, 1999. Arsenic concentrations in water, siol, milk and forage Comarca Lagunera, Mexico. Water, Air, and Soil Poll 112: 133–149.
Sadiq M, 1986. Solubility relationships of arsenic in calcareous soils and its uptake by corn. Plant Soil 91: 241-248.
Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I., et al., 1995. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotech. 13, 468–474.
Srivastava M, Ma LQ, Antonio J and Santos Gonzaga, 2006. Three new arsenic hyperaccumulating ferns. Sci Total Environ 364: 24–31
Steevens DR, Walsh LM, and Keeney D, 1972. Arsenic phytotoxicity on a Plainfield sand as affected by ferric sulfate or alunminum sulfate. J Environ Qual 1: 291-301
Tsutsumi, M., 1983. Comparative toxicity of arsenite and arsenate to rice grainling un.er various levels of phosphate supply. Soil. Sci.and Plant Nutr. 29, 63–69.
Wenzel, W.W., Lombi, E., Adriano, D.C., 1999. Biogeochemical processes in the rhizosphere: role in phytoremediation of metal-polluted soils. In: Prasad, M.N.V., Hagemejer, J. (Eds.), Heavy Metal Stress in Plants: from Molecules to Ecosystems. Springer, New York, 273-303.
Wenzel WW, Kirchbaumer N and Prohaska T, 2001. Arsenic Fractionation in Soils Using an Improved Sequential Extraction Procedure. Analytica Chimica Acta 436: 309-323.
Woolson EA, Axley JH and Kearney PC, 1971. Correlation between available soil arsenic, estimated by six methods, and response of corn (Zea mays L.). Soil Sci Soc Amer Proc 35: 101-105.
Zandsalimi S, Karimi N and Kohandel A, 2011. Arsenic in soil, vegetation and water of a contaminated region. Int J Environ Sci Tech 8 (2): 331-338.

بررسی اثر کمپوست زباله شهری و کود گاوی بر کاهش جذب سرب و کادمیوم توسط دو رقم کاهو کشت شده در یک خاک آلوده آهکی

فرشاد کاظمی[۱]، حسین شریعتمداری[۲] و امیرحسین خوشگفتارمنش[۳]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه صنعتی اصفهان

۲- استاد گروه خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان

۳- استاد گروه خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

آلودگی خاک با فلزات سنگین یکی از مشکلات زیست محیطی عمده در جوامع بشری است با اثرات زیان بار در آب و خاک موجب کاهش عملکرد و کیفیت محصولات کشاورزی و در نهایت به خطر افتادن سلامتی انسان و دیگر موجودات زنده می‌شود. فلزات سنگین می‌توانند به طور طبیعی و همچنین در اثر فعالیت‌های انسان در خاک تجمع یابند. سرب یکی از عناصر سنگین سازنده پوسته زمین بوده در اکسیژن و آب پایدار بوده و در اسید نیتریک حل می‌گردد. این فلز می‌تواند از طریق بنزین سرب دار وارد اتمسفر شده و پس از آن با رسوب بر روی گیاهان و تنفس گرد و غبار سرب دار وارد چرخه غذایی گردد. قابلیت استفاده این عنصر با زیاد شدن pH محیط کم می‌شود. تجمع سطحی سرب در بیشتر پروفیل‌های خاک به مواد آلی نسبت داده شده است. بالاترین غلظت سرب اغلب در افقهای سطحی غنی از مواد آلی یافت شده است. بنابراین مواد آلی به عنوان کمپلکس کننده مهم سرب در خاک‌های آلوده به شمار می‌رود. رفتار سرب در خاک به خوبی مشخص نشده است ولی بخش عمده سربی که به خاک اضافه می‌شود به صورت کلرور و برومور درآمده و پس از ترکیب با فسفاتها و کربناتها از حلالیت آن کاسته شده و انتقال قابل توجهی در خاک نمی‌یابد (Akoto etal., 2008; Covelo etal; 2007). در بین فلزات سنگین، فلز کادمیوم به دلیل تحرک و پویایی زیاد در خاک و جذب توسط گیاه، سمیت قابل توجه و نیمه عمر بیولوژیکی حدود ۲۰ سال و بروز عوارضی از جمله نارسایی کبد و کلیه، بیماری‌های قلبی عروقی، استخوانی، ریوی در انسان دارای اهمیت خاصی می‌باشد (Mauskar; 2007). شکل معمول کانی کادمیوم گرینوکیت است. در ترکیبات اسیدی قابل حل بوده ولی در ترکیبات قلیایی حل نمی‌گردد. ظرفیت معمول آن Cd^{2+} است کاتیون کادمیوم نسبتا در آب محلول است. میزان کل آن در خاک‌ها $mg.kg^{-1}$ ۳-۰/۰۱ می‌باشد. میزان این عنصر در گیاهان $mg.kg^{-1}$ ۱-۰/۱ است. این عنصر برای گیاهان و حیوانات ضروری نیست و در غلظت $mg.kg^{-1}$ ۳ باعث کاهش رشد گیاهان می‌شود (طاهر حسینی،۱۳۷۳ و Covelo etal., 2007). به علت دو ظرفیتی بودن کاتیون کادمیوم، احتمالا جذب سطحی الکترواستاتیکی آن روی سطوح جذبی، مکانیسم اصلی پیوند آن است. کادمیوم با یونهای هیدروکسیل و کلرید تشکیل کمپلکس می‌دهد، همچنین مواد آلی در خاک بعنوان یکی از جاذب‌های اصلی این فلز نقش ایفا می‌کند (کریمیان، ۱۳۷۱). بنابراین افزودن کودهای آلی به خاک با تعین سطح مناسب هوموس، می‌تواند از طریق کمپلکس کردن فلزات سنگین مهم از قبیل سرب و کادمیوم به تثبیت این فلزات در خاک کمک نمایند (مزینانی و همکاران، ۱۳۸۳).

سبزیجات قسمت عمده‌ای از غذای روزانه ما راتشکیل می‌دهند. از نظر ارزش غذایی، کاهو دارای ویتامین‌ها و مواد معدنی زیادی است. کاهو علاوه بر مصرف خوراکی در طب سنتی نیز مورد استفاده قرار می‌گیرد. یکی از فاکتورهای مهم در تشخیص سلامت این گیاه پر مصرف در سبد غذایی ارزیابی فلزات سنگین از جمله کادمیم

می‌باشد (دانشور،. ۱۳۸۳). کاهو به عنوان تجمع دهنده فلزات سنگین نیز شناخته می‌شود. هدف از این پژوهش بررسی اثر کمپوست زباله شهری و کود گاوی بر مقدارجذب عناصر سنگین کادمیم و سرب توسط گیاه در یک خاک آلوده بود.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در یک خاک آهکی آلوده که از منطقه معدن سرب و روی باما واقع در ۲۰ کیلومتری جنوب غرب شهر اصفهان تهیه شده بود، انجام شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک برداشت شده از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متر پس از آماده سازی و عبور از الک دو میلیمتری، با روش‌های استاندارد (احیائی و همکاران،. ۱۳۷۵ و Helmke etal., 1996) تعین شد که نتایج آن در جدول ۱ ارائه شده است. کمپوست زباله شهری از کارخانه کمپوست اصفهان و کود گاوی از گاوداری مزرعه لورک تهیه شدند. برخی خصوصیات کودهای آلی (کمپوست و کود گاوی) مورد استفاده در جدول یک نشان داده شده است. تیمارهای کود آلی شامل سطوح (۰، ۰/۵ و ۱) درصد کمپوست و یا کود گاوی بود، بعد از اضافه کردن کودهای آلی به خاک و انتقال آن به گلدان-های ۵ کیلوگرمی جهت قرار گرفتن خاک در شرایطی نزدیک به رطوبت ظرفیت مزرعه گلدان‌ها به مدت ۲۴ روز در محیط گلخانه با مقدار آب لازم که به صورت وزنی تعین گردید (بصورت دو مرتبه در هفته) آبیاری شدند. دو رقم کاهو (گریزلی و کونکوایستادور) مورد آزمایش قرار گرفت. در هر گلدان تعداد ۴ نشاء کاهو کاشته شد. پس از گذشت ۷۰ روز از زمان کشت، گیاهان از حد فاصل ریشه و اندام هوایی، قطع و با آب مقطر شستشو و در دمای ۷۰ درجه سانتی گراد به مدت ۴۸ ساعت قرار داده شدند. عصاره گیری جهت تعین غلظت سرب و کادمیوم موجود در اندام هوایی به روش هضم خشک انجام گردید. غلظت فلزات سنگین سرب و کادمیوم در عصاره‌های گیاهی، به روش اسپکتروسکوپی جذب اتمی (AAS)، با استفاده از دستگاه جذب اتمی پرکین المر مدل AA200 اندازه گیری شد. آنالیزهای آماری با استفاده از نرم افزار SAS انجام شد.

نتایج و بحث

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و کودهای آلی مورد استفاده به ترتیب در جداول ۱ و ۲ ارائه شده است. نتایج نشان داد خاک نمونه برداری شده، از اطراف معدن سرب و روی باما، واقع در جنوب غرب شهر اصفهان به شدت تحت تاثیر سازندهای زمین شناسی غنی از سرب و روی قرار گرفته و حاوی غلظت‌های زیاد سرب و روی می‌باشد (جدول ۱).

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک

ویژگی	خاک
پ–هاش(در عصاره ۲/۵: ۱)	۸/۰۱
هدایت الکتریکی ($dS.m^{-1}$) (در عصاره ۲/۵: ۱)	۰/۵۱
ماده آلی (درصد)	۰/۹۸۵
سرب کل ($mg.kg^{-1}$)	۲۵۹/۵
سرب قابل عصاره گیری با DTPA ($mg.kg^{-1}$)	۵۹/۷
کادمیوم کل ($mg.kg^{-1}$)	۵/۵
کادمیوم قابل عصاره گیری با DTPA ($mg.kg^{-1}$)	۰/۸۵

میزان سرب کل در کود گاوی کمتر از کمپوست زباله شهری ولی مقدار کادمیوم کل در کود گاوی بیشتر از کمپوست زباله شهری بود (جدول ۲).

جدول ۲- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی کودهای آلی مورد مطالعه

ویژگی	کود گاوی	کمپوست زباله شهری
پ–هاش(در عصاره ۲/۵: ۱)	۸/۱۷	۷/۰۸
هدایت الکتریکی ($dS.m^{-1}$) (در عصاره ۲/۵: ۱)	۱۸/۷۳	۷/۷۵
ماده آلی (درصد)	۲۲/۷۶	۳۵/۲۶
سرب کل ($mg.kg^{-1}$)	۳۷/۵	۱۰۸/۳
کادمیوم کل ($mg.kg^{-1}$)	۱/۹	۱/۳۲

میانگین سرب در شاخسار دو رقم کاهو تحت تیمارهای مختلف در جدول ۳ نشان داده شده است. غلظت سرب در برگ هر دو رقم کاهو تحت تیمار کود گاوی کمتر از تیمار کمپوست زباله شهری بود. ولی غلظت کادمیوم در برگ کاهو در خاک تیمار شده با کود گاوی بیشتر از خاک تیمار شده با کمپوست زباله شهری بود. غلظت سرب در برگ کاهو رقم کونکوایستادور با افزایش سطوح کودی تفاوت معنی داری نشان نداد، ولی با افزایش سطوح کودی غلظت کادمیوم در برگ کاهو رقم کونکوایستادور کاهش نشان داد گرچه این کاهش بین دو سطح ۰/۵ و ۱ درصد معنی دار نبود. در رقم گریزلی سطح ۰/۵ کودی کمترین جذب سرب در برگ را نشان داد، بیشترین مقدار جذب مربوط به سطح کودی شاهد (۰درصد) بود. افزایش سطوح کودی باعث کاهش جذب کادمیوم در رقم گریزلی گردید (جدول ۳).

جدول۳- مقایسه میانگین‌های غلظت سرب و کادمیوم در شاخسار دو رقم کاهو در تیمارهای مختلف کمپوست زباله شهری **و کود گاوی**

	میلی گرم بر کیلوگرم			
رقم کاهو	کونکوایستادور		گریزلی	
فلز سنگین	سرب	کادمیوم	سرب	کادمیوم
کود آلی				
کمپوست زباله شهری	۱۱/۵۲^{a}	۵/۲۲^{b}	۱۷/۸۹^{a}	۸/۱^{b}
کود گاوی	۹/۴۴^{b}	۵/۹۶^{a}	۱۳/۸۶^{b}	۹/۸۲^{a}
LSD(٪۵)	۱/۰۹۹	۰/۳۵	۱/۵۱	۰/۷۷
سطوح کودی (٪)				
۰	۱۰/۸۲^{a}	۷/۳^{a}	۲۱/۳۲^{a}	۹/۷۸^{a}
۰/۵	۱۰/۸۶^{a}	۴/۷^{b}	۱۱/۷۹^{c}	۸/۷^{b}
۱	۹/۷۵^{a}	۴/۷۶^{b}	۱۴/۵۳^{b}	۸/۴۲^{b}
LSD(٪۵)	۱/۳۴	۰/۴۳	۱/۸۵	۰/۹۴

در هر ستون و برای هر عامل آزمایشی (نوع کود و سطح کود) میانگین‌هایی که دارای حداقل یک حرف مشترک هستند، براساس آزمون حداقل تفاوت معنی‌دار در سطح ۵٪ اختلاف معنی‌دار ندارند.

تیمار کمپوست زباله شهری نسبت به کود گاوی باعث کاهش بیشتر غلظت کادمیوم در شاخسار کاهو گردید. در صورتی که غلظت سرب شاخسار کاهوی کشت شده در خاک تیمار شده با کود گاوی کمتر از کاهوی کشت شده در تیمار کمپوست زباله شهری بود. افزایش سطوح کودی باعث کاهش غلظت کادمیوم در شاخسار هر دو رقم

کاهو گردید. غلظت سرب با افزایش سطوح کودی در رقم گریزلی کاهش یافت ولی اضافه کردن سطوح کودی تاثیری بر غلظت سرب در شاخسار رقم کونکوایستادور نداشت. بین سطوح کودی در جذب سرب و کادمیوم تفاوت معنی داری وجود نداشت.

منابع

احیائی، م. و اصغرزاده ع.، ۱۳۷۵. شرح روش‌های تجزیه شیمیایی خاک. نشریه فنی شماره ۹۳۸، موسسه تحقیقات خاک وآب، تهران، ایران.

دانشور م ج . ۱۳۸۳. پرورش سبزی. نشردانشگاه شهید چمران اهواز، ۴۶۱ ص.

طاهر حسینی، م.، ۱۳۷۳. بررسی برخی از عناصر کمیاب و آگاهی به میزان تجمع آنها در تعدادی از خاک‌های اصفهان. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک شناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان.

کریمیان، ن.، ۱۳۷۱ . شیمی خاک. جلد اول مبانی، انتشارات مرکز نشر دانشگاهی، تهران.

مزینانی، ح. و سعید، غ.، ۱۳۸۳. نگاهی کوتاه بر تحولات تولید کمپوست در شهر تهران. انتشارات سازمان بازیافت و تبدیل مواد. ۸۹ صفحه.

Akoto O, Ephraim JH and Darko G, 2008. Heavy Metals Pollution in Surface Soils in the Vicinity of Abundant Railway Servicing Workshop in Kumasi, Ghana. Int. J. Environ. Res., 2 (4), 359-364.

Covelo E F, Vega F A and Andrade M L, 2007. Simultaneous sorption and desorption of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in acid soils II: soil ranking and influence of soil characteristics. J. Hazard. Mater., 147, 862-870.

Helmke P H, and Spark DL, 1996. Potassium. pp.551-574.In: Sparks, D.L.et al., Methods of Soil Analysis. SSSA.Inc.ASA.Inc.Madison,WI.

Mauskar JM, 2007. Cadmium –an Environment Toxicant, Central Pollution Control Board, Ministry of Environment & Forests, Govt of India, Parivesh Bhawan, East Arjun Nagar, Delhi-110032.

شناسایی خاکهای آلوده به نفت با استفاده از تصاویر ماهواره ای چند طیفی

صدیقه جهانگیری[۱]،دکتر مصطفی چرم[۲]،دکتر ابراهیم رجب زاده قطرمی[۳]،مهندس محمد علی محمدی[۴]

۱.دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه علوم و تحقیقات خوزستان،sadigheh_jahangiri@yahoo.com

۲.دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهید چمران اهواز،mchorom@yahoo.com

۳.استاد یار گروه بیولوژی دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر،erajab@yahoo.com

۴.رئیس واحد ایمنی ،بهداشت و محیط زیست شرکت بهره برداری نفت و گاز مارون

مقدمه

امروزه با افزایش روز افزون جمعیت کره زمین و محدودیت منابع موجود جهت تامین نیازهای گوناگون آنها، کاربرد داده ها و اطلاعات بدست آمده از طریق ماهواره ها مانند تصاویر ماهواره ای و پردازش آنها با استفاده از نرم افزارها و سیستم های پردازش اطلاعات ، نقش مهمی در مدیریت بهینه و پایدار منابع محدود سرزمین دارد. سیستمهای سنجش ازدور ماهواره ای با توجه به ویژگی های منحصر بفردی چون تامین دید وسیع و یکپارچه از منطقه، استفاده از گستره طیف الکترومغناطیسی جهت ثبت خصوصیت پدیده ها، پوشش های تکرار شونده زمانی و مکانی و سرعت انتقال و تنوع اشکال داده ها و امکان بکارگیری سخت افزارها و نرم افزارهای تخصصی رایانه ای، در سطح جهان کاربرد زیادی پیدا کرده است و به عنوان ابزاری مناسب در ارزیابی وپایش، کنترل و مدیریت پایدار محیط زیست و منابع سرزمین خاک بکار گرفته شده و به مرور بر دامنه و وسعت کاربریهای آنها افزوده می شود. در زمینه بررسی آلودگیهای محیط زیست نیز تصاویر ماهواره ای، اطلاعات مناسبی را در اختیار تصمیم گیران قرار می دهند.فناوری سنجش از دور در بحث کنترل و پایش آلودگیهای مختلف با جمع آوری داده های مناسب کمک شایانی در مدیریت منابع مختلف داشته و وضعیت سلامت منابع مختلف را از لحاظ عدم حضور آلودگیهای گوناگون مورد ارزیابی قرار می دهد بطورکلی از زمانهای گذشته تا کنون روشهای مختلفی برای جمع آوری داده های مبتنی بر مکان وجود دارد که از آن جمله می توان به مشاهدات نجومی، فتوگرامتری، نقشه برداری و سنجش از دور اشاره نمود..جهت اخذ اطلاعات سنجش از دور،ماهواره های مختلفی طراحی شده که از آن جمله می توان به ماهواره QuickBird اشاره کرد. این ماهواره با دقت ۶۱ سانتیمتر و سنجنده چند طیفی ۲.۵ متری حساس به تمامی رنگها ، نمایش مصوری را از سطح زمین ارائه می دهد از آنجایی بخشهای مختلف روی سطح زمین از ارزش یکسانی برخوردار نیستند ، بنابر این چالاکی QuickBird در توانایی این بخشها و تصویربرداری از منطقه مورد نظر ، یک وجه تمایز اصلی به شمار می رود.[2] در این تحقیق هدف اصلی شناسایی خاکهای آلوده به پخش نفت با استفاده از تصاویر ماهواره ای Quick bird بوده که بدین منظور پس از اخذ تصویر مناسب از منطقه مورد نظر پردازشهای لازم بر روی آن انجام شد .

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه بخشی از میدان نفتی مارون می باشد. میدان مارون در قسمت شرقی حوضه عظیم فرو افتادگی دزفول قرار داشته و دارای ۶۵ کیلومتر طول و بطور متوسط ۷ کیلومتر عرض می باشد.

پس از تهیه تصویر Quick Bird (نقشه شماره ۱)،بخشی از آن که دربرگیرنده محدوده مورد مطالعه بوده را جدا نموده و جهت انجام عملیات پردازش آن، از نرم افزار ENV استفاده می کنیم. قبل از بکار گیری و استخراج اطلاعات از داده های سنجش از دور در تصویر منطقه مورد مطالعه حذف یکسری از خطاها و کاهش سطح نویز و نیز انجام یکسری پیش پردازش در آن ضروری می باشد. این پیش پردازش ها شامل انتخاب باند،تصحیح خطوط بد،تصحیح پیکسل های نواری، همردیف سازی وتصحیح اتمسفری می باشد[2].سپس با استفاده از اطلاعات بدست آمده از مطالعات میدانی در خصوص محل خاکهای آلوده به پخش نفت و نمونه برداری از این خاکها (۶ ایستگاه نمونه برداری)و ورود این اطلاعات به همراه تصویر منطقه مورد مطالعه به محیط نرم افزار ENVو همچنین استفاده از روش طبقه بندی نظارت شده ، طول موج هدف [1] والگوریتم نگاشت زاویه طیفی،نقشه شماره ۲ نظر حاصل گردید.[3]



نقشه شماره ۱-پیکسل تصویر کوئیک برد منطقه مورد مطالعه



نقشه شماره ۲-انعکاس پیکسل تصویر کوئیک برد منطقه مورد مطالعه

نتایج و بحث

پس از انجام عملیات فوق ، و با استفاده از روشهای طبقه بندی دو آستانه رنگیHighو Lowمشخص گردید .(نقشه شماره ۲)مناطقی که در آستانه Highقرار میگیرند دارای مواد نفتی زیاد و مناطقی که در ناحیه Lowقرار می گیرند دارای میزان مواد نفتی کم می باشند و هرچه منطقه ازآستانه Low به آستانه Highنزدیکتر شود بر میزان مواد نفتی آن افزوده می شود.همانطور که در شکل شماره ۲ مشاهده می شود تمامی خاکهای نمونه برداری شده (ایستگاههای شماره ۱ تا ۶)در یک رنگ مشخصی از این آستانه قرار گرفته اند که با استفاده از این رنگ مشخص شده می توان سایرخاکهای آلوده به پخش نفت موجود در محیط مورد مطالعه را نیز شناسایی نمود.

منابع

1. Arroyo, L., Healey, S., Cohen, W., Cocero, D., Manzanera,J.A., 2005. Regional fuel mapping using an object-orientedClassification of Quickbird imagery. In: Proceedings ofNARGIS 2005 - applications in tropical spatial science. 4th -7th July 2005, Charles Darwin University, Darwin, NT,Australia.

2.S. Hese, C. Schmullius. Object ORIENTED Oil SPILL CONTAMINATION MAPPING IN WEST SIBERIA WITH Quick Bird Data Friedrich-Schiller University Jena, Institute of Geography, Department of Earth Observation, Löbdergraben 32, 07743 Jena

3. Girouard G., Validated Spectral Angle Mapper Algorithm for Geological Mapping:Comparative Study between Quickbird and Landsat-TM, 2004, isprs conferences,Istanbul.

بررسی آلودگی خاک و محصولات زراعی به عنصر روی و منگنز در اطراف شهرهای صنعتی اصفهان

آناهیتا مرادی[1]، ناصر هنرجو[2]

۱ و ۲- به ترتیب دانشجوی دکتری و استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان اصفهان

مقدمه

هر گونه تغییر در ویژگی های هوا، آب، خاک و مواد غذایی که اثر نامطلوب بر سلامت محیط زیست، فعالیت های بشر و سایر جانداران داشته باشد آلودگی نامیده میشود (افیونی و عرفان منش، ۱۳۸۴). افزایش جمعیت در اجتماعات شهری و گسترش صنایع، موجب حضور آلاینده ها در محیط زیست گردیده که توجه متخصصین علوم بهداشتی و محیط زیست را به خود جلب نموده است (فرخ زاده، ۱۳۷۹). غلظتهای زیاد فلزات سنگین در خاک افزایش جذب آنها به وسیله گیاه را به دنبال دارد. میزان زیاد این فلزات در غذای انسان سمی بوده و ایجاد بیماریهای حاد و مزمن مینماید (عقیلی و همکاران، ۱۳۸۷). با توجه به صنعتی بودن اصفهان و احتمال آلودگی عناصر سنگین و ورود به زنجیره غذایی عناصر روی و منگنز در خاک و محصولات زراعی اندازه گیری گردید.

مواد و روشها

مناطق مورد مطالعه دو شهر صنعتی اصفهان زرین شهر و مبارکه همچنین نطنز به عنوان شهری دور از صنعت و به عنوان شاهد انتخاب شد. ۲۷ نمونه خاک سطحی (عمق ۲۵-۰) تحت کشت هر محصول از سه مزرعه متفاوت در هر شهر بدست آمد. ۱۸ نمونه محصول زراعی گندم و برنج و از هر زمین پیاز با ۳ تکرار مجموعاً ۲۷ نمونه پیاز بدست آمد. ۱ گرم از نمونه خاک و مقدار ۱۰ میلی لیتر اسید نیتریک ۴ مولار را به روش (بکر و آماچر، ۱۹۸۲) هضم کرده و بعد از به حجم رساندن عصاره عناصر روی و منگنز توسط دستگاه پرکین المر اندازه گیری گردید همچنین مقدار ۲ گرم از هر نمونه خشک شده و آسیاب شده را به روش (کمپبل و پلنک، ۱۹۹۸) هضم کرده و بعد از به حجم رساندن عصاره عناصر روی و منگنز توسط دستگاه پرکین المر اندازه گیری گردید.

نتایج و بحث

مقایسه غلظت عناصر سنگین در خاک مناطق مورد مطالعه

در بررسی میانگین غلظت روی در خاک این سه شهر و مقایسه آن با غلظت معمول روی در خاک ۳۰۰-۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم نشان دهنده این است که خاکهای مورد مطالعه آلوده نمی باشد (عابدی و هنرجو، ۱۳۸۲). زیاد بودن غلظت روی در شهر مبارکه میتواند ناشی از کارخانجات ذوب فلز و استفاده از لجن فاضلاب در برخی از اراضی کشاورزی توسط زارعین و انباشت و پراکندگی پسماندهای صنعتی در منطقه باشد. در بررسی میانگین غلظت منگنز در خاک این سه شهر و مقایسه آن با خاکهای جهان غلظت این عنصر از میانگین جهانی (۱۰۰۰) میلی گرم بر کیلوگرم کمتر است (بوون، ۱۹۷۹). نشاندهنده این است که خاکهای مورد مطالعه آلوده به این فلز نمی باشد. میانگین غلظت عناصر سنگین در خاکهای این سه شهر در جدول شماره ۱ نشان داده شده است.

جدول شماره ۱-میانگین غلظت عناصر سنگین در خاک های تحت کشت

شهر	منگنز				روی			
	گندم	برنج	پیاز	میانگین	گندم	برنج	پیاز	میانگین
زرین شهر	۵۵۴/۳	۴۱۱/۸	۵۲۷	۴۹۸^{b}	۱۲۸/۴	۱۰۹/۲	۱۰۸/۹	۱۱۶^{b}
مبارکه	۶۲۵/۵	۵۷۸	۵۸۰/۳	۵۹۵^{a}	۲۸۰	۱۰۶/۳	۹۸	۱۶۲^{a}
نطنز	۵۹۵/۹	۵۷۶	۵۰۴	۵۵۹^{a}	۱۳۲/۷	۱۰۸/۵	۱۰۲/۵	۱۱۴^{b}

مقایسه غلظت عناصر سنگین در محصولات زراعی مناطق مورد مطالعه

میانگین غلظت عناصر سنگین طبق آزمون دانکن در محصولات زراعی در جدول شماره ۲ نشان داده شده است

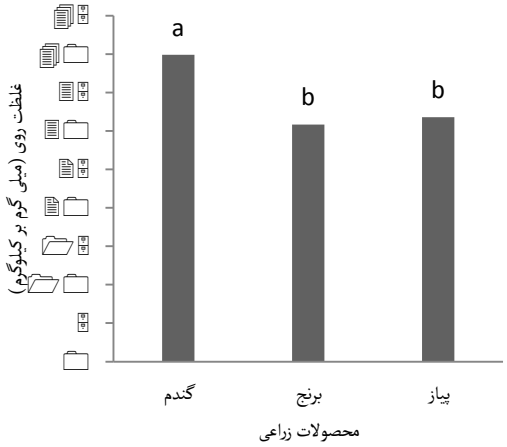
جدول شماره ۲- غلظت عناصر سنگین در محصولات زراعی

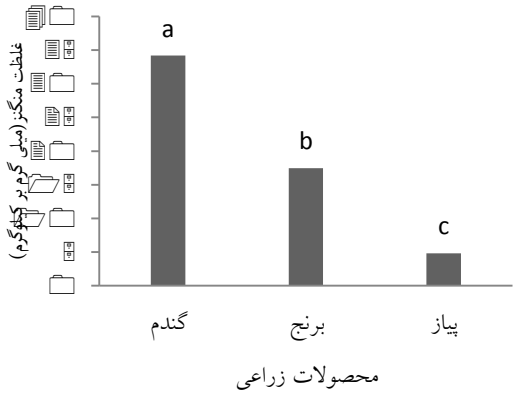
شهر	منگنز			روی		
	گندم	برنج	پیاز	گندم	برنج	پیاز
زرین شهر	۳۲/۰۲^{a}	۱۸/۸۳ ^{b}	۴/۶۰^{c}	۳۸/۱۷ ^{b}	۲۷/۸۸^{c}	۳۸/۰۲ ^{b}
مبارکه	۳۳/۷۱^{a}	۱۵/۶۴^{bc}	۵/۲۰^{c}	۴۷/۱۴^{a}	۳۸/۰۰^{bc}	۲۹/۱۰^{c}
نطنز	۳۶/۷^{a}	۱۷/۹۵^{b}	۴/۷۰^{c}	۳۴/۳۳^{bc}	۳۳/۶۱^{bc}	۲۸/۲۹^{c}

در بررسی میانگین غلظت روی در محصول گندم ، برنج و پیاز این سه شهر نسبت به استاندارد حد مجاز روی برای غلات و صیفی جات ۶۰ میلی گرم در کیلوگرم WHO (۱۹۹۳) کمتر است. در تحقیقات انجام شده توسط خیرآبادی (۱۳۸۹) در همدان میانگین غلظت روی در دانه گندم ۲۲/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. در بررسی

میانگین غلظت منگنز در محصول گندم ، برنج و پیاز این سه شهر نسبت به میانگین منگنز در مواد غذایی رایج ۸۰-۲ میلی گرم بر کیلوگرم کمتر است (عابدی و هنرجو، ۱۳۸۲). منگنز گزارش شده توسط ایودو و لاوال (۲۰۰۵) در پیاز در منطقه آمریکا ۵/۳۹ میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک بود.

طبق نتایج بدست آمده میانگین غلظت روی در گندم بیشتر از غلظت این عنصر در برنج و پیاز می باشد همچنین میانگین غلظت منگنز در گندم بیشتر از غلظت این عنصر در برنج و در برنج بیشتر از پیاز می باشد که در شکل شماره ۱ و ۲ نشان داده شده است.





شکل شماره ۱-غلظت منگنز در محصولات زراعی شکل شماره ۲- غلظت روی در محصولات زراعی

بررسی همبستگی بین فلزات سنگین در خاک و گیاه

بررسی همبستگی بین فلزات سنگین در خاک و گیاه در جدول شماره ۳ نشان داده شده است

جدول شماره۳- ضرایب همبستگی پیرسن بین فلزات سنگین در خاک و گیاه

	فلز سنگین در گیاه (میلی‌گرم در کیلوگرم)	
فلز سنگین در خاک(میلی‌گرم در کیلوگرم)	منگنز	روی
منگنز	۰/۳۰۹	۰/۴۳۱*
روی	۰/۵۷۲**	۰/۶۹۴**

* و ** به ترتیب نشان‌دهنده معنی‌دار شدن در سطح ۵ و ۱ درصد می‌باشد.

با توجه به جدول با احتمال ۹۹ درصد گیاه عنصر روی درون بافت های خود را از خاک جذب نموده است همچنین ارتباط معنی داری بین منگنز گیاه با منگنز موجود در خاک وجود ندارد به عبارت دیگر گیاه منگنز خود را از منبعی غیر از خاک دریافت کرده است.

منابع

افیونی م. عرفان منش م. ۱۳۸۴. آلودگی محیط زیست آب، خاک و هوا. انتشارات ارکان، ۳۳۰ صفحه.

خیرآبادی ح. ۱۳۸۹. بررسی منشا عناصر سنگین در خاک و تعیین خطر آنها بر سلامت انسان در خاک های سطحی استان همدان. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

عابدی م، هنرجو ن. (مترجم). ۱۳۸۲. مرجع عناصر کمیاب (جزیی). کتاب مرجع جهاد دانشگاهی دانشگاه مشهد، ۲۳۶ صفحه.

عقیلی ف، خوش گفتار منش الف، افیونی م، مبلی م. ۱۳۸۷. وضعیت فلزات سنگین سرب و کادمیوم در گلخانه های استان اصفهان. دومین همایش تخصصی مهندسی محیط زیست، ۹ صفحه.

فرخ زاده ح. ۱۳۷۹. بررسی شاخصهای آلودگی بیولوژیکی و شیمیایی در منابع آب آشامیدنی شهرستان مبارکه. کارشناسی ارشد مهندسی بهداشت محیط. دانشگاه علوم پزشکی اصفهان، گروه مهندسی بهداشت محیط.

Audu A A, Lawal AO. 2005. Variation in Metal Contents of Plants in Vegetable Garden Sites in Kano Metropolis. Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 10(2):105 - 109.

Baker DE and Amacher MC. 1982. Nickel, Copper, Zinc and Cadmium. PP. 323- 334. In: A.L.

Bowen HJM. 1979, The Environmental Chemistry of the Elements, Academic Press, London, New York.

Campbell CR and Plank CO. 1998. Preparation of plant tissue for laboratory analysis. P 37-49 . In Y. P. Kalra (ed) Handbook of Reference Methods for Plant Analysis. CRC Press, BocaRaton, FL.

WHO, World Health Organization. 1993. Evaluation of certain food additives and contaminants (41st report of the joint FAO/WHO expert committee on food additives). WHO Tech. Reports Series, No 837.

بررسی جمعیت باکتری‌های هتروتروف هوازی و نفت‌خوار تحت تاثیر حضور ریشه گیاه ذرت (*Zea mays* L.) و قارچ اندوفایت *Piriformospora indica* در یک خاک آلوده به مواد نفتی

جواد زمانی بابگهری[1*]، محمدعلی حاج‌عباسی[2]، ابراهیم علایی[3]، سید محمدمهدی دستغیب[3]، مژگان سپهری[2]، محمدرضا مصدقی[2]

[1] دانشجوی دکتری دانشگاه صنعتی اصفهان

[2] عضو هیات علمی دانشگاه صنعتی اصفهان

[3] عضو هیات علمی پژوهشگاه صنعت نفت ایران

مقدمه

خاک دریافت کننده بسیاری از ترکیبات زائد و ناخواسته حاصل از فعالیت‌های بشری می‌باشد که ورود این ترکیبات سبب ایجاد اختلال در کارایی و انجام وظایف خاک، آلودگی آن و و در نتیجه سبب ایجاد خطر برای موجودات زنده استفاده کننده از این خاک، به ویژه انسان، می‌شوند.

بر اساس تعریف، آلودگی خاک را می‌توان به هر گونه ماده خارجی که به طور ناسازگاری بر روی کیفیت خاک و سلامت موجودات زنده مرتبط با خاک اثر می‌گذارد، تعریف کرد. مواد آلوده‌کننده خاک می‌توانند به صورت تصادفی و یا در اثر بی‌دقتی و یا به صورت غیرقانونی وارد محیط خاک شوند. امروزه آلودگی محیط زیست از جمله مسائل مهمی است که جوامع مختلف با آن روبه‌رو هستند. انسان در اثر فعالیت‌های روزمره خود مقادیر قابل توجه‌ای از آلاینده‌ها مختلف را به منابع آب، خاک و هوا وارد می‌نماید. به همین دلیل نگرانی در زمینه روش‌های حفاظت از محیط زیست بیش از پیش می‌باشد و باید به نحو مطلوبی اقدامات کنترل آلودگی در این زمینه به کار گرفته شود و نظارت جدی بر حفظ منابع طبیعی به ویژه خاک صورت گیرد.

آلودگی خاک‌ها به مواد نفتی در طی فرایند صنعتی شدن یک روند پرسرعت داشته است؛ که این موضوع می‌تواند به عنوان یک خطر بسیار مهم برای جوامع انسانی در جهان محسوب شود. هیدروکربن‌های نفتی شایع‌ترین آلاینده‌های آلی موجود در محیط زیست می‌باشند (۱ و ۲). امروزه مقادیر زیادی از خاک‌هایی که توسط این مواد آلوده شده‌اند در نقاط مختلف جهان وجود دارد که این موضوع به عنوان یک فاجعه زیست محیطی در بسیاری از نقاط جهان به ویژه کشورهای نفت‌خیز مانند ایران می‌باشد. آلودگی خاک به هیدروکربن‌های نفتی در اثر فعالیت‌هایی نظیر استخراج، پالایش، توزیع و انتقال نفت، نشت از منابع ذخیره و لوله‌های انتقال نفت و آتش‌سوزی منابع نفتی به وجود می‌آیند. روش‌های فیزیکی و شیمیایی متعددی برای پالایش خاک‌های آلوده به مواد نفتی وجود دارد اما این روش‌ها علاوه بر اثرات جانبی منفی که بر محیط زیست دارند، نیازمند صرف انرژی و هزینه بالا می‌باشند. امروزه روش‌های طبیعی و زیستی مانند گیاه پالایی بیشتر مورد توجه قرار گرفته‌اند که مشکلات زیست محیطی به همراه نداشته و در مجموع روش‌های ارزان قیمتی به شمار می‌روند [۱ و ۳].

مطالعات نسبتاً زیادی در زمینه تاثیر حضور گیاه بر کاهش آلودگی‌های مختلف نظیر آلودگی‌های نفتی در خاک انجام شده است اما در این بین توجه به تاثیر حضور قارچ‌های اندوفایت به ویژه قارچ اندوفایت *P. indica* بر

فرایند گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به مواد نفتی و نیز تاثیر فاصله از ریشه بر این فرایند کمتر مدنظر بوده است. به همین منظور در این تحقیق، مطالعه‌ای در زمینه تاثیر حضور قارچ *P. indica* در ریشه گیاه ذرت، کل باکتری هتروتروف هوازی و نیز باکتری‌های نفت‌خوار هوازی و کاهش آلودگی‌های نفتی در یک خاک آلوده با استفاده از یک آزمایش گلخانه‌ای با کشت گیاه در ریزوباکس، انجام شد.

مواد و روشها

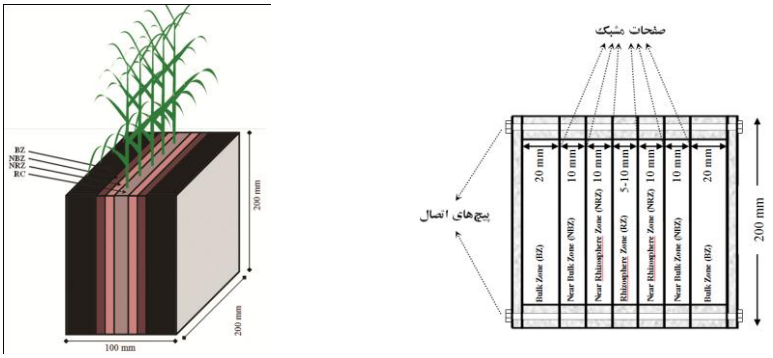
این مطالعه به صورت گلخانه‌ای و در گلخانه‌های پژوهشی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان اجراء گردید. خاک مورد مطالعه یک خاک آلوده به مواد نفتی بود که از اطراف پالایشگاه شهید هاشمی‌نژاد خانگیران در منطقه سرخس جمع‌آوری شده بود. بافت خاک مورد مطالعه شن لومی بود. خاک مورد مطالعه بعد از نمونه-برداری به دانشگاه صنعتی اصفهان منتقل شد و آزمایشات اولیه جهت تعیین ویژگی‌های آن انجام شد که برخی از ویژگی‌های این خاک در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های خاک مورد مطالعه (محل نمونه‌برداری: پالایشگاه شهید هاشمی‌نژاد)

ویژگی (واحد)	بافت خاک	pH	EC ($dS\ m^{-1}$)	O.C (%)	TN (%)	P ($mg\ kg^{-1}$)	TPH ($mg\ g^{-1}$)	CEC ($meq\ 100g\ soil^{-1}$)
مقدار	شن لومی	۷/۴	۱/۲۵	۲/۹۵	۰/۰۲	۱۱/۰۳	۲۱/۶	۹/۲

از آنجایی که استفاده از همزیستی اندوفایتی در گیاهان، با ایجاد تغییرات مورفولوژیکی، فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی در گیاه میزبان، عملکرد آن‌ها را در واحد سطح افزایش می‌دهد و امکان کشت آن‌ها را در حضور تنش‌های زیستی و غیرزیستی بالا می‌برند، به همین منظور در این مطالعه از اندوفایت *Piriformospora indica* استفاده شد. و تاثیر این قارچ بر ویژگی‌های مورد مطالعه مورد بررسی قرار گرفت. این قارچ یکی از جدیدترین قارچ‌های اندوفایت است، که در سال ۱۹۹۸ توسط وارما و همکاران از خاک ریزوسفری گیاهان خشکی‌پسند کهور و کنار از صحرای تار ایالت راجستان کشور هندوستان جداسازی شد (۴). ویژگی‌های ساختاری این قارچ بسیار شبیه به قارچ‌های میکوریزا آربوسکولار می‌باشد اما برخلاف آن قارچ‌های که همزیستی اجباری با گیاهان میزبان دارند این قارچ همزیست اختیاری می‌باشد و به آسانی در محیط‌های کشت مصنوعی قادر به رشد می‌باشد. این قارچ دامنه میزبانی بالایی دارد و به خوبی با بسیاری از گیاهان، مانند ذرت (*Zea mays* L.) همزیستی برقرار می‌کند. مایه تلقیح اولیه این قارچ در این مطالعه از کشور آلمان تهیه شده بود. تولید مایه تلقیح قارچ برای آلوده کردن ریشه بذور ذرت جوانه‌دار شده، مستلزم وجود تعداد کافی اسپور قارچ است. در این پژوهش از اسپور قارچ به مقدار کافی در پتری‌دیش‌های حاوی محیط کشت پیچیده (Complex medium) کشت داده شد و در دمای ۲۴ درجه سلسیوس درون انکوباتور به مدت ۱۷ روز قرار داده شد. سپس به منظور افزایش فعالیت و غلظت اسپورها بعد از جداسازی اسپورها از محیط جامد درون پتری‌دیش‌ها، این اسپورها به محیط کشت مایع منتقل و به مدت ۱۰ روز با دور آرام روی شیکر قرار داده شدند. سپس به منظور جداسازی اسپورهای تولید شده از محیط کشت مایع، طی سه مرحله سانتریفیوژ در دمای ۵ درجه سلسیوس به مدت ۸ دقیقه با سرعت ۵۰۰۰ دور در دقیقه، این کار انجام شد. لازم به ذکر است که تمامی مراحل کشت و جداسازی قارچ در محیط کاملاً استریل انجام شد و به منظور تلقیح اسپورها به بذور جوانه‌دار شده از مخلوط ۲×۱۰^{۶} میلی‌لیتر در لیتر اسپور قارچ

استفاده شد. بذور جوانه‌دار بعد از اضافه کردن مایه تلقیح به مدت چهار ساعت روی شیکر با دور آرام قرار داده شدند تا امکان اتصال اسپورهای قارچ به سطح ریشه فراهم شود. به منظور حفظ شرایط یکسان، بذرهایی بدون تلقیح نیز همزمان با بذرهای با تلقیح، روی شیکر قرار داده شدند. مایع مورد استفاده برای بذرهای بدون تلقیح محلول آب توئین در نظر گرفته شد. در این مطالعه به منظور بررسی تاثیر حضور ریشه بر فرایند گیاه‌پالایی هیدروکربن‌های نفتی و جمعیت باکتری‌های خاک از ریزوباکس (Rhizobox) استفاده شد. سیستم‌های ریزوباکس به گونه‌ای طراحی شده‌اند که به ما این را اجازه را می‌دهد تا بتوانیم خاک ریزوسفر را از خاک توده جدا کرده و با این کار می‌توانیم جنبه‌های متفاوتی از برهم‌کنش خاک و ریشه را راحت‌تر مورد بررسی قرار دهیم. شکل ۱ شمایی کلی و ابعاد این ریزوباکس مورد استفاده در این پژوهش را نشان می‌دهد.



شکل ۱- شمایی کلی و ابعاد ریزوباکس مورد استفاده در پژوهش

همانگونه که در شکل نیز قابل نشان داده شده است، ریزوباکس مورد مطالعه در این پژوهش شامل چهار بخش متفاوت (بخش ریزوسفری (RZ)، بخش نزدیک ریزوسفر (NRZ)، بخش نزدیک خاک توده (NBZ) و بخش خاک توده (BZ)) بود. قطعات ریزوباکس مورد استفاده در این پژوهش از جنس پی‌وی‌سی بود. این قطعات به صورت جداگانه آماده شد و همانگونه که در شکل نیز قابل مشاهده است با استفاده از پیچ‌های بلند به یکدیگر متصل شد. خاک مورد مطالعه به گونه‌ای در هر کدام از بخش‌های ریزوباکس قرار داده شد که جرم مخصوص حاصله در تمامی بخش یکسان باشد. به منظور جداسازی خاک در بخش‌های مختلف ریزوباکس از صفحات مشکل با اندازه منافذ ۲۵ میکرومتر استفاده شد و بعد از گذشت دوره کشت (۶۴ روز) با باز کردن ریزوباکس‌ها از تمامی بخش‌های آن به صورت جداگانه نمونه‌داری انجام شد. تاثیر کشت گیاه با و بدون اندوفایت بر کل هیدورکربن نفتی (TPH)، تنفس میکروبی و جمعیت باکتری‌های خاک در تمامی بخش‌های ریزوباکس مورد بررسی قرار گرفت. به منظور جداسازی مواد نفتی از خاک از نسبت ۱:۱ حلال‌های دی‌کلرومتان و نرمال هگزان (۱۲۵ میلی‌لیتر) با استفاده از دستگاه سوکسله استفاده شد و مقدار کل هیدروکربن‌های نفتی به روش وزنی محاسبه شد. همچنین به منظور مطالعه جمعیت باکتری‌ها از روش شمارش کلون در عصاره جداشده از خاک‌ها استفاده شد (۳).

نتایج و بحث

نتایج حاصل از این پژوهش در جدوال ۲ و ۳ و نیز شکل ۲ نشان داده شده است. نتایج این تحقیق نشان داد که کشت گیاه و حضور ریشه در خاک سبب افزایش جمعیت کل باکتری و باکتری‌های تجزیه کننده نفت نسبت به

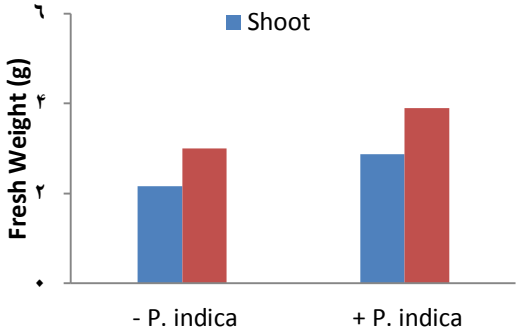
شاهد و نیز نسبت به خاک توده شده است. در این رابطه گیاهان دارای اندوفایت دارای تاثیر بیشتری بر جمعیت باکتریایی خاک داشتند. در این مطالعه تنفس پایه خاک نیز به عنوان یک شاخص از فعالیت میکروبی خاک مورد مطالعه قرار گرفت. همانطور که در جدول ۳ آورده شده است، کشت گیاه و وجود ریشه‌ها سبب افزایش تنفس میکروبی خاک نیز شده بود که این پارامتر در گیاهان دارای اندوفایت افزایش بیشتری داشت. حضور اندوفایت در گیاه با افزایش عملکرد ریشه و اندام هوایی گیاه (شکل ۲) و نیز با افزایش جمعیت باکتری‌های خاک سبب افزایش تجزیه هیدروکربن‌های نفتی در خاک شد بود. همانطور که در جدول ۳ قابل مشاهده است، مقدار کل هیدروکربن‌های نفتی در بخش ریزوسفر ذرت و در حضور اندوفایت در حدود ۵۰ و ۳۳ درصد به ترتیب نسبت به مقدار کل هیدروکربن‌های نفتی در خاک اولیه و مقدار کل هیدروکربن‌های نفتی در تیمار شاهد کاهش یافت.

جدول۲- کل باکتری‌های و باکتری‌های تجزیه‌کنند نفت در خاک بخش‌های مختلف ریزوباکس

بخش‌های ریزوباکس	کل باکتری‌ها ($CFU \times 10^6\ g^{-1}$)			باکتری‌های تجزیه‌کننده نفت ($CFU \times 10^3\ g^{-1}$)		
	شاهد	*- P. indica*	*+ P. indica*	شاهد	*- P. indica*	*+ P. indica*
ریزوسفر	۰/۴±۰/۲۱	۲۰±۴/۶	۲۲/۷±۵/۷	۰/۵±۰/۳	۷۰±۱۰/۰	۱۰۰±۱۰/۰
نزدیک ریزوسفر	۰/۸±۰/۳۰	۸/۷±۲/۱	۱۱/۳±۳/۸	۰/۳±۰/۱	۵۱/۷±۷/۶	۷۳/۳±۵/۸
نزدیک خاک توده	۰/۵±۰/۱۹	۲/۸±۱/۹	۲/۵±۱/۳	۰/۵±۰/۱	۱۶/۳±۵/۵	۲۳/۳±۴/۵
خاک توده	۰/۶±۰/۱۳	۱/۱±۰/۷	۱/۴±۰/۵	۰/۶±۰/۲	۶/۲±۲/۳	۱۰/۷±۳/۸

جدول۳- تنفس میکروبی و کل هیدروکربن‌های نفتی در خاک بخش‌های مختلف ریزوباکس

بخش‌های ریزوباکس	تنفس میکروبی ($mg\ CO2\text{-}C\ kg^{-1}\ day^{-1}$)			کل هیدروکربن‌های نفتی ($mg\ g^{-1}$)		
	شاهد	*- P. indica*	*+ P. indica*	شاهد	*- P. indica*	*+ P. indica*
ریزوسفر	۴۵/۴±۵/۹	۹۵/۴±۴/۹	۱۰۲/۵±۸/۶	۱۶/۴±۰/۳	۱۳/۲±۰/۴	۱۰/۹±۰/۳
نزدیک ریزوسفر	۴۷/۹±۵/۴	۹۱/۸±۷/۶	۹۸/۹±۵/۳	۱۷/۰±۰/۸	۱۴/۲±۰/۳	۱۱/۹±۰/۳
نزدیک خاک توده	۵۰/۴±۸/۸	۷۵/۴±۳/۸	۷۹/۳±۶/۷	۱۶/۷±۰/۵	۱۶/۰±۰/۷	۱۵/۰±۰/۵
خاک توده	۵۶/۸±۲/۸	۷۵/۰±۴/۷	۷۷/۵±۵/۴	۱۶/۷±۰/۵	۱۶/۲±۰/۵	۱۵/۱±۰/۷



شکل ۲- وزن تر اندام هوایی و ریشه گیاه ذرت در خاک آلوده به نفت در حضور و عدم حضور *P. indica* (متوسط وزن یک پوته)

منابع

[1] Adams RH, Guzmàn-Osorio FJ and Zavala CJ, 2008. Water repellency in oil contaminated sandy and clayey soils. *Int. J. Environ. Sci. Tech.* 5(4), 445-454.

[2] Ahnstrom ZS and Parker DR, 1999. Development and assessment of sequential extraction procedure for the fractionation of soil cadmium. *Soil Sci Soc Am J.* 63: 1650-1658.

[3] Soleimani M, Afyuni M, Hajabbasi M, Nourbakhsh F, Sabzalian M and Christensen JH, 2010. Phytoremediation of an aged petroleum contaminated soil using endophyte infected and non-infected grasses. *Chemosphere* 81:1084-1090.

[4] Varma A, Savita S, Sahay N, Butehorn B and Franken Ph, 1998. Piriformospora indica, A cultivable plant-growth-promoting root endophyte. *Applied And Environmental Microbiology* 65: 2741-2744.

پالایش سبز فلز سنگین سرب به وسیله گیاه سوپرجاذب پیازچه کوهی *(Allium schoenoprasum L.)*

خدیجه حسن زاده[1]، ابراهیم فتایی[2]، سمیه ناجی راد[2]، علی اکبر ایمانی[2]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد واحد اردبیل
۲- استادیاران دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل

مقدمه

امروزه یکی از مسایل مهم زیست محیطی، آلوده شدن خاک ها به فلزات سنگین می باشد که متاسفانه به دلیل ورود انواع پسماندهای صنعتی و ضایعات کارخانه های مختلف، میزان ورود این فلزات به خاک رو به افزایش است (سپهری و همکاران، ۱۳۸۵). سرب یک فلز پر مصرف و یک سم پایدار است که علیرغم شناختی که نسبت به سمیت این عنصر وجود دارد، هنوز هم درگستره وسیعی از صنایع مصرف می‌شود بطوریکه پس از آهن پرمصرفترین فلز می باشد (ثنائی، ۱۳۷۱). به راحتی از راه تنفس و نیز گوارش و پوست وارد بدن شده و تاثیرات زیانباری بر سلامتی انسان می گذارد (بهرامی و همکاران، ۱۳۹۱). گیاه پالایی یا "پالایش سبز" یک تکنولوژی نوپا برای پالایش خاک های آلوده، آب های زیرزمینی و فاضلاب می باشد که هم مقرون به صرفه بوده و هم به تجهیزات کم نیاز دارد؛ این تکنولوژی به عنوان استفاده مهندسی از گیاهان سبز – اعم از علف ها و گونه های چوبی– برای از بین بردن یا بی ضرر کردن آلاینده های محیطی از قبیل: فلزات سنگین، عناصر کمیاب، ترکیبات آلی و ترکیبات رادیواکتیو در خاک یا آب به کار برده می شود (Hamadouche et al., 2012). گیاهان جنس *Allium*، ظرفیت بالایی برای جذب و تجمع فلزات سنگین را دارا هستند(soudek et al, 2006). هدف از این تحقیق، بررسی میزان توانایی گیاه استخراجی پیازچه کوهی *(Allium schoenoprasum L.)* در جذب سرب که از آلاینده های شایع خاک است، می باشد.

مواد و روش ها

ابتدا خاکی با بافت لومی شنی (Sandy loam) جمع آوری، کوبیده و هوا خشک گردید و سپس از الک چهار میلی متری عبور داده شد. جهت بررسی یکسری ویژگی های فیزیکی و شیمیایی مهم خاک مورد نظر، یک کیلو از نمونه خاک از الک دومیلی متری رد شده و به آزمایشگاه منتقل گردید. این آزمایش که به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی اجرا شد، در سه سطح غلظت آلودگی فلز سنگین سرب؛ ۰= pb، ۲۵۰= pb و ۵۰۰= pb میلی گرم در کیلوگرم، با سه تکرار و در مجموع ۹ واحد آزمایشی راه اندازی گردید. لذا ۹ گلدان پلاستیکی چهار کیلوگرمی و با ارتفاع ۲۰ سانتی متر تهیه شده و با خاک مورد نظر پر شد. در ادامه، مقدار جرم های لازم از نمک نیترات سرب برای هر غلظت، محاسبه شده، با ترازوی حساس توزین گردیده و سپس خاک گلدان ها بر مبنای تیمارهای مختلف غلظت آلاینده سرب (۰، ۲۵۰، ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک)، آلوده شدند و خوب مخلوط گشتند تا خاک یکنواختی به دست آید. خاک گلدانها تا حد رطوبت ظرفیت مزرعه آبیاری شده و به منظور کلاته شدن بیشتر این عناصر با کلوئیدهای خاک و فراهم شدن آلودگی همگن تری با عناصر،

گلدان های تیمار شده به مدت ۱۰ روز در این وضعیت ثابت نگه داشته شدند. جهت کاشت بذور ابتدا تعداد بیشتری از بذرهای گیاه پیازچه کوهی در هر یک از گلدان ها کشت شد و پس از اطمینان از جوانه زنی، بذرها به تعداد چهار عدد در هرگلدان تنک گردیدند. نمونه ها به مدت ۴۵ روز در محیط گلخانه و در محدوده دمایی ۲۸ تا ۳۲ درجه سانتی گراد نگه داری شده و هر روز به میزان ۷۰ درصد ظرفیت زراعی، آبیاری شدند. همچنین با هرس هر روزه، از رشد هر گونه علف هرز در گلدان ها و ایجاد خطا در آزمایشات جلوگیری به عمل آمد. پس از طی مدت زمان ۴۵ روز، نمونه ها برداشت شد؛ خاک از اطراف ریشه ها به آرامی تمیز شده و گیاه با آب مقطر شسته شد. ریشه و اندام هوایی نمونه ها از هم جدا گردیده و به مدت ۴۸ ساعت و با دمای ۷۵ درجه سانتیگراد، در دستگاه آون قرار داده شدند. در ادامه نمونه ها پودر گردیده، یک گرم از هر نمونه توزین شده، در بوته های چینی کوچک ریخته شده و به مدت دو ساعت و دمای ۵۵۰ درجه سانتیگراد، در داخل کوره قرار داده شدند تا خاکستر شوند. عصاره گیری از نمونه ها با اسیدکلریدریک دو نرمال انجام شده و غلظت سرب موجود در نمونه ها با دستگاه جذب اتم (ASS) مدل Perkin Elmer قرائت گردید (Jones, 2001).

نتایج و بحث

چنانچه در بخش قبل اشاره گردید، برخی آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی بر خاک مورد آزمایش انجام گردید که نتایج حاصل از آن در جدول ۱ ارائه شده است:

جدول ۱: مشخصات خاک مورد آزمایش

EC (ds/m)	pH	F.C (%)	T.N (%)	P (ppm)	O.C (%)	Texture	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
۲/۲۵	۷/۷۵	۰/۲۶	۰/۱۸۶	۲۴/۴	۱/۷۹	Sandy loam	۵۰	۳۲	۱۸

نتایج مقایسه میانگین (جدول ۲ و ۳) بین غلظت های مختلف فلز سرب و تجمع آن در اندام هوایی و ریشه گیاه پیازچه کوهی نشان می دهد تغییرات مربوط به میزان سرب در ریشه و اندام هوایی این گیاه، تحت تاثیر غلظت های مختلف سرب اضافه شده به خاک گلدان ها بوده و رابطه مستقیم و معنی داری بین غلظت های به کار رفته و جذب شده در گیاه وجود دارد. بر این اساس، با افزایش غلظت فلز در خاک، غلظت آن، چه در اندام های هوایی و چه در ریشه گیاه، افزایش یافته است.

جدول ۲: مقایسه میانگین میزان سرب در اندام هوایی گیاه پیازچه کوهی در سه سطح غلظت

سطوح غلظت ($mg\ kg^{-1}$)	غلظت سرب در اندام هوایی گیاه (mg/ kg D.W)
(C_1) (۰)	۰^{c}
(C_2) (۲۵۰)	۴۳/۳۳^{b}
(C_3) (۵۰۰)	۱۰۹/۳۳^{a}

جدول ۳: مقایسه میانگین میزان سرب در ریشه گیاه پیازچه کوهی در سه سطح غلظت

سطوح غلظت ($mg\ kg^{-1}$)	غلظت سرب در ریشه گیاه (mg/ kg D.W)
C_1 (۰)	۰[c]
C_2 (۲۵۰)	۶۲۳/۳۳[b]
C_3 (۵۰۰)	۱۱۲۸[a]

شکل ۱ نیز نشان می دهد با افزایش غلظت فلز در خاک، میزان آن در گیاه افزایش یافته است. به گونه ای که میانگین میزان گیاه تجمعی این گیاه در دو غلظت ۲۵۰ و ۵۰۰ میلی گرم سرب درکیلوگرم خاک، به ترتیب برابر با؛ ۶۶۶/۶۶ و ۱۲۳۷/۳۳ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه می باشد. بنابراین می توان نتیجه گرفت که گیاه پیازچه کوهی *(Allium schoenoprasum L.)* می تواند در گیاه پالایی خاکهای آلوده به فلز سنگین سرب بسیار کارآمد عمل کند. نتایج تحقیقات پیشین نیز گواهی بر صحت نتایج این تحقیق می باشد؛ jain و همکاران در سال ۲۰۰۱، Mozafar و همکاران در سال ۲۰۰۲، Zhang و همکاران در سال ۲۰۰۵، Soudek و همکاران در سال ۲۰۰۶ و Makhmudova و همکاران در سال ۲۰۱۱، همگی در پژوهش های خود، به این نتیجه رسیده اند که گیاهان خانواده *Allium*، گیاهانی سوپرجاذب برای فلزات سنگین می باشند.



شکل ۱: میزان گیاه تجمعی پیازچه کوهی *(Allium schoenoprasum L.)* در سطوح مختلف غلظت فلز سرب بعد از ٤٥ روز

نتیجه دیگر این پژوهش، تجمع بیشتر فلز سنگین سرب در ریشه نسبت به اندام هوایی گیاه پیازچه کوهی می باشد. که این نتیجه نیز با تحقیقات پیشین در مورد گیاهان خانواده *Allium* همخوانی دارد. نعمت شاهی و همکاران (۱۳۹۰)، پژوهشی روی میزان انباشتگی فلزات سنگین در گیاه پیاز خوراکی *(Allium cepa cv. Hybrid)* انجام دادند و نتیجه گرفتند که میزان فلزات سنگین در ریشه و بخش هوایی، با افزایش غلظت این عنصر در محیط کشت، افزایش می یابد و تجمع آن در ریشه به مراتب بیشتر از بخش هوایی می باشد.

منابع

- بهرامی ع، راستکاری ن، نیک پی ا، مدیری ف، صادقی ف، علی گل م، یعقوبی ل، ایزدپناه ف. ۱۳۹۱. راهنمای کنترل سرب در محیط کار. دانشگاه علوم پزشکی تهران، پژوهشکده محیط زیست.

-ثنائی غ ح، ۱۳۷۱. سم شناسی صنعتی. انتشارات دانشگاه تهران.

-سپهری، م. صالح راستین، ن. اسدی رحمانی، ه. و علیخانی ح.، ۱۳۸۵. اثرات آلودگی خاک به کادمیوم بر توان گره زایی و تثبیت نیتروژن سویه های بومی سینوریزوبیوم ملیلوتی *(Sinorhizobium meliloti)*. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، جلد دهم، شماره ۱. صفحه های ۱۵۳ تا ۱۶۲.

-نعمت شاهی، ن.، لاهوتی، م.، گنجعلی، ع.، احسانی، ت.، ۱۳۹۰. بررسی میزان انباشتگی و توزیع کروم Cr^{3+} در گیاه پیاز خوراکی*(Allium cepa cv. Hybrid)*. اولین همایش ملی گیاه پالایی. کرمان، ۲۷ بهمن.

Hutzinger O, 1980. The hand book of environmental chemistry. Vol. 3part. A. PP: 59 – 107.

Hamadouche NA, Aoumeur H, Djediai S, Slimani M and Aoues A, 2012. Phytoremediation potential of Raphanussativusl for lead contaminated soil. Acta Biological Szegediensis 56: 43-49.

Jones JB, 2001. Laboratory guide for conductng soil testsand plant analyses. CRC Press Boca Raton FL. Pp: 199- 201.

Jiang W, Liu D, Hou W, 2001. Hyperaccumulation of cadmium by roots, bulbs and shoots of garlic *(Allium sativum L.)*. Bioresource Technology 76: 9-13.

Mozafar A, Ruh R, Klingel P, Gamper H, Egli S and Frossard E, 2002. Effect of heavy metal contaminated shooting range soils on mycorrhizal colonization of roots and metal uptake by leek. Environmental Monitoring and Assessment 79: 177-191.

Makhmudova M, Soudek P, Ljubenova L, Ostrozhenkova E, Vanek T, Schroder P, Eisenriech W, Bacher A and Golden-Goldhirsh A, 2006. Shoot and root profiles of metabolites, enzymes and anatomy of *Allium schoenoprasum* grown in heavy metal contaminated solution. Pp. 38. Root to Shoot Translocation of Pollutants and Nutrients. Spain, Santiago de Compostela, 22-24 June.

Soudek P, Valenova S, Golden-Goldhirsh A and Vanek T, 2006. Heavy metal uptake and translocation in hydroponically cultivated Allium plant species. Pp. 65. Root to Shoot Translocation of Pollutants and Nutrients.

حذف آلاینده سرب از خاک آلوده توسط گیاه سوپرجاذب شاهی *(Barbarea verna l.)*

خدیجه حسن زاده[۱]، ابراهیم فتایی[۲]، سمیه ناجی راد[۲]، علی اکبر ایمانی[۲]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد واحد اردبیل
۲- استادیاران دانشگاه آزاد اسلامی واحد اردبیل

مقدمه

از مباحث مهم آلودگی های محیط زیست، بحث آلودگی خاک ها به فلزات سنگین می باشد. این عناصر با ورود به زنجیره غذایی، در بدن موجودات زنده، تجمع یافته و سبب ایجاد تغییرات نامطلوبی در DNA، جهش زایی و سرطان زایی می‌شوند (Knasmuller et al., 1998). سرب یکی از متداول ترین فلزات سنگین، در مناطق آلوده می باشد که از منابع گوناگون به زیست بوم، پیکره گیاه و در نهایت زنجیره غذایی انسان راه یافته و خسارات جدی به بار می آورد (Henry, 2000). گیاه پالایی یک روش نوظهور است که شامل کاربرد گیاهان به منظور تجمع و حذف آلودگی ها از خاک، پس ماندها و فاضلاب می باشد (Lasat et al., 1998; Singh et al., 2003). این تکنولوژی با استفاده از انرژی خورشید، گیاهان و میکروارگانیسم های ریزوسفری مربوط به آن ها، فلزات آلاینده موجود در؛ خاک، رسوبات، آب های زیرزمینی یا آب های سطحی و حتی آلاینده های موجود در اتمسفر را حذف یا تجزیه می کند (Ouyang, 2002; Pivetz, 2001) بدون اینکه به بافت خاک لطمه ای وارد نماید. طبق پژوهش های پیشین، گیاه شاهی گیاهی سوپرانباشتگر برای فلزات سنگین می باشد. بابائیان و همایی (۱۳۸۹) طی پژوهش خود، شاهی را گیاهی مقاوم در برابر سرب دانسته و آن را گیاهی "سرب اندوز" معرفی نموده اند. در این پژوهش میزان توانایی گیاه شاهی در گیاه جذبی فلز سنگین سرب، در چند غلظت مختلف آلودگی مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش ها

جهت شروع کار، خاکی با بافت لومی شنی تهیه شده به گلخانه دانشگاه منتقل گردید، کوبیده و هوا خشک گردیده و از الک چهار میلی متری رد شد. جهت آگاهی از یک سری ویژگی های مهم خاک مورد نظر نیز، یک کیلو از نمونه خاک از الک دومیلی متری رد شده و به آزمایشگاه منتقل گردید. این پژوهش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی، در سه سطح غلظت آلودگی فلز سنگین سرب (۰pb =، ۲۵۰pb =، ۵۰۰pb =)، در سه تکرار و در مجموع، ۹ واحد آزمایشی راه اندازی گردید. لذا ۹ گلدان پلاستیکی ۴ کیلوگرمی و با ارتفاع ۲۰ سانتی متر تهیه شده و با خاک مورد نظر پر شد. در ادامه، مقدارهای لازم از نمک نیترات سرب برای هر غلظت، محاسبه شده، با ترازوی حساس توزین گردیده و سپس خاک گلدان ها بر مبنای تیمارهای مختلف غلظت آلاینده سرب (۰، ۲۵۰، ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک)، آلوده شده و خوب مخلوط شدند تا خاک یکنواختی بدست آید. سپس نمونه ها تا حد رطوبت ظرفیت مزرعه آبیاری شده و به مدت ۱۰ روز در این وضعیت ثابت نگه داشته شد تا فلز به صورت یکنواخت با خاک ادغام شود. جهت کاشت بذور ابتدا تعداد بیشتری از بذرهای گیاه

شاهی در هر یک از گلدان ها کشت شده و پس از جوانه زنی، بذرها به تعداد چهار عدد در هرگلدان تنک گردیدند. نمونه ها به مدت ۴۵ روز در محیط گلخانه و در محدوده دمایی ۲۸ تا ۳۲ درجه سانتی گراد نگه داری شده و هر روز به میزان ۷۰ درصد ظرفیت زراعی، آبیاری شدند. پس از طی مدت زمان ۴۵ روز، نمونه ها برداشت شد. خاک اطراف ریشه ها به آرامی با دست تمیز شده و با آب مقطر شسته شد. ریشه و اندام هوایی نمونه ها از هم جدا گردیده و به مدت ۴۸ ساعت و با دمای ۷۵ درجه سانتیگراد، در دستگاه آون قرار داده شدند. در ادامه نمونه ها پودر گردیده، یک گرم از هر نمونه توزین شده، در بوته های چینی کوچک ریخته شده و به مدت دو ساعت و دمای ۵۵۰ درجه سانتیگراد، در داخل کوره قرار داده شدند تا خاکستر شوند. عصاره گیری از نمونه ها با اسیدکلریدریک دو نرمال انجام شده و غلظت سرب موجود در نمونه ها با دستگاه جذب اتم (ASS) مدل Perkin Elmer قرائت گردید (Jones, 2001).

نتایج و بحث

چنانچه در بخش قبل اشاره گردید، برخی آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی بر خاک مورد آزمایش انجام گردید که نتایج حاصل از آن در جدول ۱ ارائه شده است:

جدول ۱: مشخصات خاک مورد آزمایش

EC (ds/m)	pH	F.C (%)	T.N (%)	P (ppm)	O.C (%)	Texture	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
۲/۲۵	۷/۷۵	۰/۲۶	۰/۱۸۶	۲۴/۴	۱/۷۹	Sandy loam	۵۰	۳۲	۱۸

نتایج مقایسه میانگین (جدول ۲ و ۳) بین غلظت های مختلف فلز سرب و تجمع آن در اندام هوایی و ریشه گیاه شاهی نشان می دهد تغییرات مربوط به میزان سرب در ریشه و اندام هوایی این گیاه، تحت تاثیر غلظت های مختلف سرب اضافه شده به خاک گلدان ها بوده و رابطه مستقیم و معنی داری بین غلظت های به کار رفته و جذب شده در گیاه وجود دارد. بر این اساس، با افزایش غلظت فلز در خاک، غلظت آن، چه در اندام های هوایی و چه در ریشه گیاه، افزایش می یابد.

جدول ۲: مقایسه میانگین میزان سرب در اندام هوایی گیاه شاهی در سه سطح غلظت

سطوح غلظت ($mg\ kg^{-1}$)	غلظت سرب در اندام هوایی گیاه (mg/ kg D.W)
C_1 (۰)	۰^{c}
C_2 (۲۵۰)	۱۲۷/۳۳^{b}
C_3 (۵۰۰)	۳۵۶/۶۷^{a}

جدول ۳: مقایسه میانگین میزان سرب در ریشه گیاه شاهی در سه سطح غلظت

سطوح غلظت ($mg\ kg^{-1}$)	غلظت سرب در ریشه گیاه (mg/ kg D.W)
C_1 (۰)	۰[c]
C_2 (۲۵۰)	۳۳۳[b]
C_3 (۵۰۰)	۴۸۵[a]

شکل ۱ نیز نشان می دهد با افزایش غلظت فلز در خاک، میزان آن در گیاه افزایش یافته است. به گونه ای که میانگین میزان گیاه تجمعی این گیاه در دو غلظت ۲۵۰ و ۵۰۰ میلی گرم سرب درکیلوگرم خاک، به ترتیب برابر با؛ ۴۶۰/۳۳ و ۸۴۱/۶۷ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه می باشد. نتایج این تحقیق نشان می دهد که، گیاه شاهی *(Barbarea verna)* به دلیل ویژگی انباشت فلز سنگین سرب در خود، می تواند در پالایش گیاهی مناطق تحت آلودگی این فلز کارآمدباشد. مشابه نتایج به دست آمده در این تحقیق، در پژوهش های پیشین نیز به چشم می خورد؛ خداوردی لو و همایی (۱۳۸۵)، گزارش نمودند که با افزایش غلظت سرب در خاک، توانایی شاهی و اسفناج در زدودن آلودگی سرب افزایش می یابد.



شکل ۱: میزان گیاه تجمعی گیاه شاهی *(Barbarea verna)* در سطوح مختلف غلظت فلز سرب بعد از ۴۵ روز

نتیجه دیگر این پژوهش، تجمع بیشتر فلز سنگین سرب در ریشه نسبت به اندام هوایی می باشد. این نتیجه نیز با تحقیقات دانشمندان پیشین هماهنگی دارد. چنانچه Lane و Martin در سال ۱۹۹۷ طی پژوهشی به این نتیجه رسیدند که گیاهان سوپر جاذب، توانایی زیادی در جذب سرب از طریق ریشه ها دارند در حالیکه انتقال سرب به

بخش های هوایی گیاهان، بسیار محدود انجام می شود. Bricker و همکاران در سال ۲۰۰۱ طی تحقیقات خود نتیجه گرفتند عنصر سرب بیشتر در ریشه گیاه انباشته شده و گیاه مورد نظر، توانایی انتقال مقادیر بالای این عنصر را به اندام هوایی خود ندارد. بر اساس نتایج تحقیقات کریمی (۱۳۸۷) نیز، کمترین مقدار فاکتور انتقال در بین فلزات سنگینی چون؛ سرب، کادمیوم و نیکل، مربوط به فلز سرب می باشد.

منابع

بابائیان ا، همایی م. ۱۳۸۸. افزایش کارایی استخراج سرب از خاک بوسیله گیاه شاهی *(Barbarea verna)* با استفاده از اسیدهای آمینوپلی کربوکسیلیک. نشریه آب و خاک، ۲۴(۶): ۱۱۵۰ – ۱۱۴۲.

خداوردی لو ح، همایی م. ۱۳۸۵. مدل سازی پالایش سبز خاک های آلوده به سرب و کادمیوم. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۱ (۴۲): ۴۲۶ – ۴۱۷.

کریمی ر. ۱۳۸۷. گیاه پالایی خاک های آلوده به عناصر کادمیوم، سرب و نیکل. سومین کنگره ملی بازیافت و استفاده از منابع آلی تجدید شونده در کشاورزی، اصفهان، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان، دانشکده کشاورزی، ۲۴ الی ۲۶ اردیبهشت ماه ۱۳۸۷.

Bricker T.J., Pichtel J., Brown H.J., Simmons M. 2000. Phytoextraction of Pb and Cd from a superfund soil, Effects of amendments and cropping. Environ. Qual., 26, 1424-1430.

Henry J.R. 2000. An overview of the phytoremediation of lead and mercury. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Salid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office, Washington, D.C:1-51.

Jones J.B. 2001. Laboratory guide for conductng soil testsand plant analyses. CRC Press Boca Raton FL. Pp: 199- 201.

Knasmuller S., Gottmann E., Steinkellner H., Fomin A., Pickl C., Paschke A., God R. Kundi M. 1998. Detection of genotoxic effects of heavy metal contaminated soils with plant bioassays. Mutation Research. 420, 37-48.

Lasat M.M., Fuhrnmann M., Ebbs S.D., Cornish J.E., Kochian L.V. 1998. Phytoremediation of a radiocesium contaminated soil: evaluation of cesium-137. Journal of Environmental Quality. 27: 165-169.

Lane, S.D., and Martin, E.S. 1997. A histochemical investigation of lead uptake in Raphanus sativus. New Phytol. 79: 281-286.

Ouyang Y. Phytoremediation: modeling plant uptake and contaminant transport in the soil-plant-atmosphere continuum. Journal of Hydrology. [doi: DOI: 10.1016/S0022-1694(02)00116-6]. 2002;266(1-2):66-82.

Pivetz BE, OK NRMRLA. Ground Water Issue: Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. 2001.

Singh, O. V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R. R. & Jain, R. K. 2003. Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. Applied Microbiology and Biotechnology, 61, 405- 412.

بررسی تجمع فلزات سنگین سرب و کادمیوم در بستر، ریشه و برگ گیاه نیشکر در کشت‌وصنعت دعبل خزائی

نهضت بوستانی[1]، ابراهیم پناهپور[2]، علی غلامی[3]
۱- دانش آموخته خاکشناسی ۳،۲- گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات خوزستان

مقدمه

اطلاعات منتشر شده نشان می‌دهد که یکی از مهمترین نگرانیهای عموم مردم جهان ایمنی و بهداشت مواد غذایی و تاثیر آن بر سلامتی است. به همین دلیل در مقیاس جهانی تحقیقاتی که در ارتباط با آلودگی مواد غذایی به آفت‌کش‌ها، فلزات سنگین و سموم می‌باشد افزایش یافته است. مشکلات فلزات سنگین از این نظر مورد توجه است که در محیط زیست پایدارند یعنی نمی‌توانند مانند آلاینده‌های آلی از طریق فرایندهای شیمیایی و زیستی در طبیعت تجزیه شوند و یکی از پیامدهای مهم پایداری آنها تغلیظ بیولوژیکی در زنجیره غذایی است که در نتیجه این فرایند، مقدار فلزات در طبقه بالاتر زنجیره غذایی تا چندین برابر مقادیر موجود در آب و هوا می شود و این‌دو موجب آسیب گیاهان و در نهایت به مخاطره انداختن سلامت جانوران و انسان می‌گردد(احمدی۱۳۹۰).

در اثر تجمع و ورود سرب در بدن انسان بیماریهایی نظیر قولنج سربی، فلج عصبی، فلج ورم کلیه، افزایش فشار خون و نیز سقط جنین در انسان و حیوان ایجاد می‌شود در مطالعات انجام شده در موش‌های صحرایی میزان زیاد کادمیوم باعث بزرگ شدن قلب، افزایش فشار خون، تصلب شرائین و تخریب کلیه می‌گردد(عرفان منش و افیونی۱۳۷۹).

کشت و صنعتهای نیشکر با بهره‌گیری از انواع کودها، سموم شیمیایی، فعالیت مکانیزاسیون، عملیات کاشت، داشت و برداشت و صنایع جانبی و به‌طور کلی تبدیل مواد خام و صنایع به محصولات می‌توانند جزء مراکز آلوده‌کننده هوا، خاک و آب به‌حساب آیند(پاینده۱۳۸۰). به‌همین دلیل بررسی تجمع فلزات سنگین سرب و کادمیوم در خاک و گیاه نیشکر در منطقه کشت و صنعت دعبل‌خزائی هدف مطالعه قرار گرفت.

اهداف مطالعه تهیه اطلاعات اولیه از سطوح ۲ فلز معمول آلاینده شامل کادمیوم و سرب در بستر کشت، ریشه و اندام هوایی گیاه نیشکر با تعیین میزان انتقال فلزات سنگین از رسوب به ریشه و برگ نیشکر و سرانجام بررسی میزان آلودگی منطقه به فلزات سنگین و تعیین منشاء ورود فلزات به گیاه نیشکر است.

مواد و روشها

این مطالعه در مزرعه‌ایی به مساحت ۲۵ هکتار در قالب طرح بلوک‌های کاملا تصادفی در اردیبهشت ۹۱ اجراء شد. طرح به ۵ بلوک تقسیم شد و از هر بلوک بصورت کاملا تصادفی ۵ نمونه گیاه در دو تکرار برداشت شد که در مجموع ۵۰ نمونه گیاه فراهم شد. نمونه‌های گیاهی پس از انتقال به آزمایشگاه ابتدا به دو بخش ریشه و اندام هوایی تقسیم شدند. هریک نمونه‌ها به‌خوبی با آب معمولی و بعد با اسید کلریدریک۱٪ مول شستشو داده شدند. نمونه‌ها در آون تهویه‌دار در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲ روز خشک شدند.

نمونه‌های خاک نیز از همان محل برداشت گیاه به روش استاندارد(Rump and Krist 1998). از عمق ۰-۲۰و۲۰-۴۰ سانتی‌متری خاک برداشت شده و پس از خشک‌شدن در حرارت ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد به همراه نمونه‌های گیاهی در مجاورت اسیدنیتریک ۶۰٪ و هیدروژن پراکسید به روش تیزاب سلطانی هزم شدند(Hatch1991) . نمونه‌ها پس از هزم و عبور از فیلتر تا حجم ۵۰ سی‌سی رقیق شدند و سپس جهت تعیین فلزات سنگین سرب و کادمیوم توسط دستگاه جذب اتمی مدل بر اساس روش استاندارد مورد آنالیز قرار گرفتند.

در این مطالعه هدف سنجش میزان نفوذ آلودگی فلزات سنگین به بافت ریشه و برگ گیاه نیشکر و مقایسه معنی‌داری اختلاف غلظت فلزات سنگین بود. بنابراین برای وجود یا عدم وجود اختلاف معنی‌دار در بین گروهها(اجزاء گیاهی) از تجزیه واریانس یک طرفه (ANOVA) با اطمینان ۹۵٪ در برنامه SPSS (نسخه ۱۹) بهره‌گیری شد.

نتایج و بحث

کادمیوم

این فلز در خاک مزرعه پایلوت در دامنه ۰/۰۵ تا ۱۱میکروگرم برگرم ماده خشک خاک به‌دست آمد. این میـزان در ریشه از ۱/۰۵ تا ۷/۵ و در برگ از ۳/۴۵ تا ۹/۶ میکروگرم برگرم ماده خشک نوسان نشان داد. (جدول۱و۲). به‌این ترتیب بیشترین میزان تراکم کادمیوم در خاک و پس از آن در برگ مشاهده شد. تجزیه واریانس اخـتلاف معنی‌داری را بین تجمع کادمیوم در بافت‌های گیاه نیشکر و خاک نشان می دهد(ANOVA,df=59,P<0/05) . همچنین نتایج بررسی میزان انتقال فلزات سنگین در خاک نشان داد که کادمیوم به میـزان ۸۵٪ درصـد سـطح خاک در بافت ریشه تجمع نموده است(جدول۳). کادمیوم همچنین به‌میزان ۱,۲۶ برابر سطح خاک در بافت ساقه و برگ مشاهده شد(جدول۳)

سرب

غلظت سرب در خاک در دامنه ۳ تا ۵ میکروگرم بر گرم ماده خشک، در ریشه نیشکر از ۰/۰۵ تا ۲/۵میکروگرم بر گرم ماده خشک گیاه و در ریزوسفر خاک در دامنه ۲ تا ۶/۵ میکروگرم بر گرم ماده خشک خاک بدست آمـد. میزان سرب ساقه و برگ بسیار ناچیز گزارش می شود.(جدول۲و۱). ریشه بیشترین میزان سـرب را نشـان داد و نتایج آماری اختلاف معناداری میان غلظت سرب در خاک و بافتهای گیاه نیشـکر نشـان داد امـا در بـین اجـزاء گیاه(ریشه، ساقه و برگ) اختلاف معنی دار نبود (ANOVA,df=59,P<0/05). همانطور که در جدول۳ مشاهده می شود، میزان سرب در ریشه ۳۰/ درصد خاک، در ریزوسفر ۱/۰۳ برابر خـاک و در بـرگ ۰/۲۱ درصـد خـاک مشاهده شد(جدول۳).

جدول (۱)آمار توصیفی غلظت فلزات سنگین سرب و کادمیوم در خاک سطحی در منطقه مورد مطالعه

فلزات سنگین	حداقل	حداکثر	میانگین	انحراف معیار	چولگی	کشیدگی
کادمیوم(mg/kg)	۰/۰۵	۱۱	۴/۹	۳/۴	۰/۲	-۰/۵
سرب(mg/kg)	۳	۵	۴	۰/۷۵	-۰/۶	-۰/۶

جدول(۲) میانگین غلظت عناصر سنگین(بر حسب میلی‌گرم بر کیلوگرم) در نمونه‌های گیاه نیشکر در مقایسه با حدود بحرانی (alloway.1990)

عناصر سنگین	ساقه و برگ		ریشه		غلظت	غلظت بحرانی
	میانگین	SD	میانگین	SD	معمول	
کادمیوم	۶/۱۵	۴۱/۲۷	۴/۱۵	۴۳/۸۰	۰/۱-۲/۴	۵-۳۰
سرب	۰/۹	۱۲/۵۰	۱۲/۵	۲۷/۲۵	۰/۲-۲۰	۳۰-۳۰۰

جدول(۳) میانگین فلزات سنگین در خاک،ریشه ،ریزوسفر، ساقه و برگ و میزان انتقال آنها در بافت نیشکر($\mu g\ g^{-1}$)

بافت / فلز	خاک	ریشه	ریزوسفر	ساقه	ظریب انتقال به ریشه	ظریب انتقال به برگ
کادمیوم	۴/۸۵	۴/۱۵	۳/۵۵	۶/۱۵	۰/۸۵	۱/۲۶
سرب	۴/۱۵	۱/۲۵	۴/۳	۰/۹	۰/۳۰	۰/۲۱

جدول(۴)نتایج مقایسه های گروهی میانگین غلظت عناصر در اندام هوایی گیاهان(میلی گرم درکیلوگرم)

موارد مقایسه	کادمیومCd	سربPb
ریشهroot	0.083^{a}	0.025^{a}
ساقهshoot	0.123^{b}	0.018^{a}
خاکsoil	0.071^{a}	0.086^{b}

در هر ستون و در هرمورد، میانگین هایی که دارای حروف یکسان هستند،در سطح ۵٪ فاقد تفاوت معنی دار می باشند.

نتیجه‌گیری

نتایج این مطالعه نشان داد غلظت سرب در خاک، کمتر از حداکثر غلظت مجاز سرب در خاک بوده است(100mg/kg) . ممکن است علت آن روش عصاره‌گیری مورد استفاده در این تحقیق باشد. برخی از محققین نشان دادند که احتمال خطر آلودگی فلزات سنگین به ویژه سرب پس از وارد شدن به خاک به‌علت تشکیل ترکیبات نامحلول نظیر کربنات و سولفات کاهش می‌یابد. ملاحسینی و همکاران(۱۳۸۴)در بررسی تجمع عناصر سنگین در اندامهای ذرت علوفه‌ایی تحت آبیاری با پساب ملاحظه کردند که با افزایش نسبت مصرف

فاضلاب به آب چاه،غلظت سرب در گیاه ذرت افزایش یافت و بیشترین تجمع آن در ریشه بود. مطابق نتایج موجود همواره میزان سرب در ریشه بیشتر از سرب موجود در اندام هوایی گیاه نیشکر است. سرب به راحتی به وسیله گیاه جذب شده ولی انتقال آن به اندام هوایی محدود است(آگاروال۲۰۰۲).

با توجه به اعداد جدول ۲ مشاهده می‌شود بیشترین غلظت کادمیوم در برگ با میانگین۶/۵میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک و کمترین غلظت کادمیوم در ریشه با میانگین ۴/۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک است. غلظت کادمیوم در محدوده‌ایی است که انتظار می‌رود برای گیاه و انسان مشکل ایجاد می کند.غلظت معمول کادمیوم در گیاه ۲/۴-۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم است و در اکثر تیمارها در قسمت ساقه و برگ نیشکر که مصرف خوراکی برای انسان و دام دارد، غلظت کادمیوم در محدوده بحرانی است(جدول۲).

تمرکز بالای کادمیوم در اندام هوایی نیشکر نشانگر قابلیت تجمع برگ نیشکر نسبت به عنصر کادمیوم است و احتمال دیگر استفاده از حشره‌کش‌ها و قارچ‌کش‌های حاوی کادمیوم است که از این طریق کادمیوم جذب سطحی برگ شده.

نتایج در جدول ۱ میانگین ۴/۹ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک را نشان میدهد. میزان ۳ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک از این عنصر باعث کاهش رشد گیاهان و محصولات کشاورزی خواهد شد (Pais and Bentojones 1997).

با توجه به جایگاه شکر در سبد غذایی روزانه برای کنترل این آلودگی و جلوگیری از گسترش آن پیشنهاد می‌شود بررسی‌های زیست محیطی در خاک منطقه و گیاه نیشکر به طور مستمر انجام گرفته و غلظت آلاینده‌های فلزی در خاک،نیشکر و شکر به طور سالیانه تعیین گردد.

منابع

۱- احمدی،ش.،۱۳۹۰.بررسی آلودگی خاک تحت کشت سرو و کاج و گیاهان زیر اشکوب آن به فلزات سنگین با کاربرد شیرابه زباله به روش قطره ایی. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی. دانشگاه علوم تحقیقات اهواز

۲- عبدالوهابی،ع و ج.قدوسی.۱۳۷۰.پراکنش سرب در گیاه و خاک باغستانهای مختلف چای لاهیجان نسبت به جاده. انتشارات واحد فوق برنامه بخش فرهنگی دفتر مرکزی جهاد دنشگاهی،دانشگاه تهران

۳- عرفان منش،م و م،افیونی.۱۳۷۹.آلودگی محیط زیست(آب، خاک، هوا). انتشارات ارکان

۴- پاینده،ف.۱۳۸۰. بررسی اثرات زیست محیطی پساب کشت و صنعت کارون بر روی رودخانه های دز و کارون. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، واحد تحقیقات اهواز

5- Rump,PHH, Krist H. Laboratory manual for the examination of wather,waste water and soil,VCH publishers,New York,USA,1988:64
6- Hath. The analytical company,Instruction manual digestion apparatus,Model(3310-20,21), 1989-1991:9-12
7- Agarval s. k. 2002.pollution management: water pollution. A.P.H publ new Delhi 383pp.
8- Pais,I.J.,Jr.Benton jones.1997.the handbook of trace elements St.Lucie Press Boca Raton pub., Florida