شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

اثر جاده‌سازی بر ویژگی‌های خاک سایه‌انداز برخی گونه‌های مرتعی جنوب ایران

مهدی نجفی قیری[۱]*، حمید رضا بوستانی[۲]، اسماعیل فرخ‌نژاد[۳]، علی‌رضا صالحی‌فرد[۳]، حسین حیدری[۴]

[۱] دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی داراب، دانشگاه شیراز

[۲] استادیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی داراب، دانشگاه شیراز

[۳] کارشناس بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی داراب، دانشگاه شیراز

[۴] دانشجوی کارشناسی ارشد بخش علوم باغبانی، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی داراب، دانشگاه شیراز

چکیده

احداث جاده می‌تواند بر خاک و جامعه گیاهی اطراف تأثیر داشته باشد. در تحقیق حاضر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی و قابلیت استفاده عناصر و همچنین غلظت عناصر در بافت‌های سه گونه مرتعی اسپند (*Peganum harmalls*)، درمنه (*Artemisia sieberi*) و کاهوی وحشی (*Lactuca orientalis*) که در خاک‌های لبه جاده و اراضی اطراف جاده‌ها (به فاصله ۵۰ متر از لبه جاده) رشد کرده بودند اندازه‌گیری شدند. نتایج نشان داد خاک‌های لبه جاده دارای بافت درشت‌تر، مقدار پهاش و شوری کمتر و مقدار ماده آلی، کربنات کلسیم و ظرفیت تبادل کاتیونی بیشتری نسبت به خاک‌های اطراف بودند. قابلیت استفاده عناصر غذایی نیز تحت تأثیر جاده قرار گرفت و مقدار نیتروژن، فسفر، آهن، روی و مس در خاک‌های لبه جاده‌ها بیشتر از اراضی اطراف بود در حالی که خاک‌های اطراف، پتاسیم و منگنز بیشتری داشتند. غلظت عناصر در بافت‌های گیاهی نیز تحت تأثیر جاده قرار گرفت و در گیاهان رشد یافته در لبه جاده، غلظت فسفر و آهن بیشتر و غلظت پتاسیم کمتر از گیاهان رشد یافته در اراضی اطراف بود. به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت که گیاهان رشد یافته در لبه جاده‌ها توانایی بیشتری در جهت تغییر شرایط خاک سایه‌انداز خود دارند که این به دلیل اضافه شدن رواناب حاصل از بارندگی روی آسفالت و عناصر موجود در آن می‌باشد که سبب رشد بهتر گونه‌های گیاهی می‌شود.

کلمات کلیدی: درمنه، فسفر، پتاسیم، عناصر کم‌مصرف، اسپند

مقدمه

جاده‌سازی می‌تواند تأثیرات اکولوژیکی مهمی بر خاک‌ها و جامعه گیاهی اطراف خود داشته باشد. این تأثیرات می‌تواند در نتیجه به‌هم‌خوردگی فیزیکی و شیمیایی خاک در نتیجه ساخت جاده‌ها، عملیات نگهداری جاده‌ها و انتشار ترکیبات حاصل از تردد وسایل نقلیه باشد (Forman، ۲۰۰۰ و Lee و همکاران، ۲۰۱۲). به‌طورکلی پس از ساخت جاده‌ها، گونه‌های مختلف گیاهی که اغلب گونه‌های بومی منطقه هستند در حاشیه جاده مستقر می‌شوند که این می‌تواند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی و قابلیت استفاده عناصر خاک کنار جاده را نسبت به اراضی اطراف تغییر دهد. مطالعات تأثیر این تغییرات بر مقدار عناصر سنگین در خاک کنار جاده و در اندام‌های هوایی گیاهان رشد یافته در این خاک‌ها را مورد بررسی قرار داده‌اند. به‌هرحال تغییر در شرایط خاک کنار جاده می‌تواند ویژگی‌های حاصلخیزی خاک و در نتیجه رشد متفاوت گونه‌های گیاهی را تحت تأثیر قرار دهد. افزایش حاصلخیزی خاک لبه جاده‌ها در نتیجه فعالیت‌های کشاورزی در جاده‌های غرب استرالیا توسط Cale و همکاران (۱۹۹۱) گزارش شده‌است. آنها بیان کردند که این عامل سبب افزایش رشد و تاج پوشش گونه‌های درختی و گونه‌های علفی یکساله و چندساله در نتیجه بالا رفتن مقدار فسفر در خاک‌های لبه جاده شده است. Morse و همکاران (۲۰۱۶) ارتباط مثبتی بین مقدار روی و مس خاک حاشیه جاده‌ها با مقدار کربن خاک و عمر جاده به دست آوردند و بیان کردند که مقدار این عناصر به ترافیک جاده بستگی ندارد. Enuneku و همکاران (۲۰۱۷) مقادیر بالاتر پهاش، شوری، ماده آلی و نیتروژن را در خاک‌های حاشیه جاده نسبت به خاک‌های اطراف گزارش کردند اما تفاوتی در بافت خاک مشاهده نکردند.

اسپند (*Peganum harmalls*)، درمنه (*Artemisia sieberi*) و کاهوی وحشی (*Lactuca orientalis*) از جمله گونه‌هایی می‌باشند که پس از احداث جاده در خاک کنار جاده مستقر می‌شود. تأثیر متقابل خاک و این گونه‌های گیاهی می‌تواند در تغییر شرایط خاک به نفع این گونه‌ها و ادامه حیات آنها مهم باشد. با توجه به پراکنش فراوان این گونه‌ها در منطقه داراب و نبود مطالعات علمی در مورد تأثیر احداث جاده روی این گیاهان و خاک ریزوسفر آنها، هدف از این مطالعه بررسی تأثیر جاده بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک سایه‌انداز این گونه‌ها، قابلیت استفاده عناصر خاک و غلظت عناصر در اندام‌های هوایی این گونه‌ها می‌باشد.

* ایمیل نویسنده مسئول: mnajafighiri@yahoo.com

مواد و روش‌ها

تحقیق حاضر در منطقه فتح آباد واقع در جنوب شرقی استان فارس با طول و عرض‌های جغرافیایی به‌ترتیب ۲۸ درجه و ۳۳/۰ دقیقه شمالی و ۵۴ درجه و ۵۱/۶ دقیقه شرقی، ۲۸ درجه و ۳۲/۴ دقیقه شمالی و ۵۴ درجه و ۵۱/۶ دقیقه شرقی و ۲۸ درجه و ۳۱/۸ دقیقه شمالی و ۵۴ درجه و ۵۲/۱ دقیقه شرقی انجام شد. منطقه مورد مطالعه به‌ترتیب دارای میانگین بارندگی و درجه حرارت سالانه ۲۵۲ میلی‌متر و ۲۲ درجه سلسیوس بوده و ارتفاع منطقه از سطح دریاهای آزاد ۱۳۳۰ متر است. این مطالعه بر اساس طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. ابتدا سه کرت در کنار جاده در فواصل یک کیلومتری از هم انتخاب شد و سپس سه گونه مرتعی غالب شامل اسپند (*Peganum harmalls*)، درمنه (*Artemisia sieberi*) و کاهوی وحشی (*Lactuca orientalis*) شناسایی و نمونه خاک از سایه‌انداز گیاهان رشد یافته در لبه جاده و فاصله ۵۰ متری از لبه جاده با استفاده از مته نمونه‌برداری از اعماق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متری برداشته شد. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه، هواخشک شده و از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند. ویژگی‌های مختلف فیزیکی و شیمیایی و قابلیت استفاده عناصر مختلف نیز اندازه‌گیری گردید. آزمایش‌های مختلف شامل تعیین بافت خاک به‌روش هیدرومتر (Rowell، ۱۹۹۴)، مقدار ماده آلی به‌روش Nelson و Sommers (۱۹۹۶)، pH و قابلیت هدایت الکتریکی به‌روش Salinity Laboratory Staff (۱۹۵۴)، کربنات کلسیم معادل به‌روش Salinity Laboratory Staff (۱۹۵۴)، ظرفیت تبادل کاتیونی به‌روش Chapman (۱۹۶۰) و میزان عناصر قابل استفاده مختلف برای گیاه شامل نیتروژن (به‌روش میکروکلدال)، فسفر به‌روش اولسن (Olsen و همکاران، ۱۹۵۴)، پتاسیم و سدیم به‌روش Helmke و همکاران (۱۹۹۶) و عناصر کم‌مصرف شامل آهن، منگنز، مس و روی به‌روش Lindsay و Norvell (۱۹۷۸) بر روی نمونه‌ها انجام شد. جهت آنالیز آماری داده‌های به‌دست آمده شامل نتایج تجزیه واریانس از نرم‌افزارهای SPSS v.20 و Microsoft Office Excel 2013 و جهت مقایسه میانگین‌ها از آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد استفاده شد.

نتایج و بحث

جدول ۱ نتایج تجزیه واریانس ویژگی‌های خاک، قابلیت استفاده عناصر و غلظت عناصر درون گیاه را در ارتباط با جاده نشان می‌دهد.

جدول ۱. نتایج تجزیه واریانس ویژگی‌های خاک، قابلیت استفاده عناصر خاک و غلظت عناصر برگ

ویژگی	درجه آزادی	میانگین مربعات	ویژگی	درجه آزادی	میانگین مربعات	ویژگی	درجه آزادی	میانگین مربعات
شن	۱	۴۶۸*	نیتروژن خاک	۱	۰/۰۲۲**	نیتروژن برگ	۱	۰/۰۰۷
سیلت	۱	۳۳۷*	فسفر خاک	۱	۱۳/۵*	فسفر برگ	۱	۰/۰۰۲*
رس	۱	۶/۰	پتاسیم خاک	۱	۲۹۴۰۰*	پتاسیم برگ	۱	۰/۰۲۰*
قابلیت هدایت الکتریکی	۱	۰/۰۰۵*	آهن خاک	۱	۲/۸۰*	آهن برگ	۱	۴۵۰**
پ‌هاش	۱	۰/۰۳۲*	منگنز خاک	۱	۸۱*	منگنز برگ	۱	۶۶/۶
ماده آلی	۱	۱۴/۱**	روی خاک	۱	۸/۱۷**	روی برگ	۱	۴/۱۷
کربنات کلسیم معادل	۱	۱۶۰۰*	مس خاک	۱	۰/۲۰۲*	مس برگ	۱	۰/۰۱۵
ظرفیت تبادل کاتیونی	۱	۱/۲*						

** و * به‌ترتیب معنی‌دار بودن در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد را نشان می‌دهد.

ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک سایه‌انداز گونه‌های مرتعی تحت تأثیر جاده

برخی ویژگی‌های خاک سایه‌انداز گونه‌های اسپند، درمنه و کاهوی وحشی که در لبه جاده و اراضی اطراف رشد کرده‌اند در جدول ۲ آورده شده است. بافت خاک تحت تأثیر جاده‌سازی قرار گرفت و خاک‌های لبه جاده دارای بافت درشت‌تری نسبت به خاک‌های اطراف بودند. اگر چه معمولاً گیاهان تأثیری بر تغییر بافت خاک ندارند ولی اختلاف مشاهده شده مربوط به ترکیبات استفاده شده در بستر جاده می‌باشد که دارای بافت درشت‌تری نسبت به خاک‌های اطراف بوده است. نجفی قیری و همکاران (۱۳۹۷) و Yousefi و همکاران (۲۰۱۶) به نتایج مشابهی دست یافتند و علت کمتر بودن مقدار سیلت در خاک‌های کنار جاده را به آبشویی آن در اثر فرسایش آبی ربط دادند. خاک‌های لبه جاده شوری کمتری نسبت به اراضی اطراف داشتند که این به دلیل شسته شدن املاح به‌وسیله رواناب‌های حاصل از آسفالت می‌باشد.

جدول ۲. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک سایه‌انداز گونه‌های مرتعی رشد یافته در لبه جاده و اراضی اطراف

گونه	موقعیت	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	پهاش	قابلیت هدایت الکتریکی ($dS\ m^{-1}$)	ماده آلی (٪)	کربنات کلسیم معادل (٪)	ظرفیت تبادل کاتیونی ($cmol+\ kg^{-1}$)[1]
اسپند	لبه جاده	۶۹	۲۴	۸	۸/۱۱	۰/۲۲	۵/۰	۶۹	۸/۴
	اراضی اطراف	۵۹	۳۴	۷	۸/۳۲	۰/۲۶	۲/۳	۳۹	۷/۱
درمنه	لبه جاده	۷۳	۱۷	۱۰	۸/۲۴	۰/۱۸	۵/۳	۶۸	۷/۵
	اراضی اطراف	۵۸	۳۲	۹	۸/۴۱	۰/۲۵	۲/۴	۵۱	۷/۲
کاهوی وحشی	لبه جاده	۶۵	۲۷	۸	۸/۱۴	۰/۲۱	۶/۴	۶۶	۱۰/۵
	اراضی اطراف	۳۷	۴۷	۱۶	۸/۲۰	۰/۲۸	۲/۸	۱۵	۹/۵
میانگین	لبه جاده	۶۹a	۲۳b	۹a	۸/۱۶b	۰/۲۰b	۵/۶a	۶۸a	۸/۸a
	اراضی اطراف	۵۱b	۳۸a	۱۱a	۸/۳۱a	۰/۲۶a	۲/۵b	۳۵b	۷/۹b

حروف مشابه در هر ستون نشان دهنده عدم تفاوت معنی‌دار بین میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

مقدار ماده آلی خاک سایه‌انداز در لبه جاده به‌طور معنی‌داری بیشتر از خاک اراضی اطراف بود. شرایط مساعد رطوبتی و تغذیه‌ای خاک‌های لبه جاده سبب افزایش رشد گونه‌های بومی لبه جاده شده و مقدار ماده آلی افزوده شده به خاک را بهبود می‌بخشد. شرایط رطوبتی و تغذیه‌ای بهتر به دلیل اضافه شدن رواناب‌های حاصل از آسفالت، اضافه شدن برخی عناصر کم مصرف مانند روی، منگنز و مس حاصل از تردد خودروها و اضافه شدن فضولات دام‌های تردد یافته در آسفالت می‌باشد. آهکی‌تر بودن خاک‌های لبه جاده نسبت به اراضی اطراف به دلیل ترکیبات استفاده شده در بستر جاده بوده و گیاهان تأثیری کمی بر تغییر مقدار آهک در خاک‌ها دارند. مقدار پهاش خاک‌های لبه جاده به دلیل مقدار ماده آلی بیشتر ،کمتر از خاک‌های اطراف بود. ظرفیت تبادل کاتیونی نیز تحت تأثیر جاده‌سازی قرار گرفت و مقدار آن در خاک‌های لبه جاده بیشتر از خاک‌های اطراف بود. با توجه به عدم تفاوت معنی‌دار در مقدار رس بین خاک‌های لبه جاده و اراضی اطراف، تفاوت در مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی می‌تواند مربوط به تفاوت در مقدار ماده آلی خاک باشد.

قابلیت استفاده برخی عناصر ضروری گیاه در خاک سایه‌انداز گونه‌های مرتعی تحت تأثیر جاده

جدول ۳ قابلیت استفاده برخی عناصر کم‌مصرف و پرمصرف در خاک سایه‌انداز گونه‌های مرتعی مورد مطالعه که در لبه جاده و اراضی اطراف رشد یافته‌اند را نشان می‌دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود قابلیت استفاده همه عناصر مورد مطالعه تحت تأثیر جاده‌سازی قرار گرفت. مقدار نیتروژن، فسفر، آهن، روی و مس در خاک‌های لبه جاده بیشتر از اراضی اطراف بود در حالی‌که مقدار پتاسیم و منگنز در خاک‌های اطراف بیشتر بود. با توجه به وجود ارتباط مثبت و معنی‌دار بین مقدار ماده آلی و نیتروژن (ضریب همبستگی **۰/۹۹) (جدول ۴)، وجود مقادیر بالاتر نیتروژن در خاک‌های لبه جاده طبیعی می‌باشد. مقدار فسفر ارتباط منفی و معنی‌دار با مقدار پهاش (ضریب همبستگی *۰/۸۷-) خاک نشان داد. از آنجا که خاک‌های لبه جاده دارای پهاش کمتر و ماده آلی بیشتری هستند مقدار فسفر نیز در این خاک‌ها بیشتر از خاک‌های اطراف اندازه‌گیری شد.

جدول ۳. قابلیت استفاده برخی عناصر ضروری در خاک سایه‌انداز گونه‌های مرتعی رشد یافته در لبه جاده و اراضی اطراف

گونه	موقعیت	نیتروژن (٪)	فسفر	پتاسیم	آهن	منگنز	روی	مس
		(میلی‌گرم بر کیلوگرم)						
اسپند	لبه جاده	۰/۲۲	۱۷	۵۰۰	۷/۰	۱۵/۳	۲/۶	۰/۸
	اراضی اطراف	۰/۱۳	۱۵	۷۴۰	۶/۲	۲۳/۳	۱/۳	۰/۳
درمنه	لبه جاده	۰/۲۵	۱۴	۴۴۰	۸/۰	۱۳/۶	۴/۱	۳/۸
	اراضی اطراف	۰/۱۲	۱۱	۵۴۰	۵/۲	۱۳/۸	۰/۹	۰/۵
کاهوی وحشی	لبه جاده	۰/۲۹	۱۹	۴۴۰	۹/۸	۱۷/۹	۴/۶	۱/۰
	اراضی اطراف	۰/۱۵	۱۵	۵۲۰	۹/۳	۳۱/۷	۲/۱	۰/۷
میانگین	لبه جاده	۰/۲۵a	۱۷a	۴۶۰b	۸/۳a	۱۵/۶b	۳/۸a	۰/۹a
	اراضی اطراف	۰/۱۳b	۱۴b	۶۰۰a	۶/۹b	۲۲/۹a	۱/۵b	۰/۵b

حروف مشابه در هر ستون نشان دهنده عدم تفاوت معنی‌دار بین میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

قابلیت استفاده عناصر کم‌مصرف شامل آهن، منگنز، روی و مس در خاک‌ها تحت تأثیر عوامل زیادی قرار می‌گیرد که مقدار ماده آلی و پ‌هاش خاک از مهمترین آنهاست (Havlin و همکاران، ۱۹۹۹). اگر چه مقدار آهن و منگنز ارتباطی با این دو فاکتور نشان نداد اما مقدار روی و مس با ماده آلی ارتباط مثبت معنی‌دار (ضریب همبستگی به‌ترتیب **۰/۹۴ و *۰/۹۰) نشان داد. Wei و Yang (۲۰۱۰) و Nabulo و همکاران (۲۰۰۶) افزایش مقدار روی و مس در خاک‌های اطراف شهرها را در نتیجه انتشار این عناصر از وسایل نقلیه دانستند. مقدار پتاسیم در خاک‌های آهکی به عوامل زیادی بستگی دارد که بافت خاک یکی از مهمترین آنها می‌باشد. برخی محققان کمتر بودن مقدار پتاسیم در خاک‌های کنار جاده نسبت به اراضی اطراف را به کمتر بودن مقدار رس در آنها و همچنین آبشویی پتاسیم مرتبط می‌دانند (نجفی‌قیری و همکاران، ۱۳۹۷).

جدول ۴. ضرایب همبستگی بین قابلیت استفاده عناصر در خاک سایه‌انداز گیاه و ویژگی‌های خاک

ویژگی	نیتروژن	فسفر	پتاسیم	آهن	منگنز	روی	مس
پ‌هاش	-۰/۷۳	-۰/۸۷*	۰/۵۱	-۰/۷۲	-۰/۱۱	-۰/۶۸	-۰/۷۸
ماده آلی	۰/۹۹**	۰/۷۰	-۰/۷۵	۰/۶۰	-۰/۴۵	۰/۹۴**	۰/۹۰*

** و * به‌ترتیب معنی‌دار بودن در سطح احتمال ۱ و ۵ درصد را نشان می‌دهد.

غلظت برخی عناصر کم‌مصرف و پرمصرف در اندام‌های هوایی سه گونه مرتعی مورد مطالعه که در لبه جاده‌ها و اراضی اطراف رشد کرده‌اند در جدول ۵ آورده شده است. غلظت فسفر و آهن در گونه‌های رشد یافته در لبه جاده به‌طور معنی‌داری بیشتر از اراضی اطراف بود در حالی که غلظت فسفر در بخش‌های هوایی گیاهان رشد یافته در اراضی اطراف بیشتر از لبه جاده بود. نیتروژن، منگنز، روی و مس در اندام‌های گیاه تفاوت معنی‌داری را نشان ندادند. مقدار فسفر و پتاسیم در اندام‌های گیاه ارتباط مثبت و معنی‌داری با مقدار قابل استفاده آنها در خاک داشت (ضرایب همبستگی به‌ترتیب **۰/۸۴ و **۰/۸۶).

جدول ۵. غلظت عناصر در بخش‌های هوایی گونه‌های مرتعی رشد یافته در لبه جاده و اراضی اطراف

گونه	موقعیت	نیتروژن	فسفر	پتاسیم	آهن	منگنز	روی	مس
		(٪)		(میلی‌گرم بر کیلوگرم)				
اسپند	لبه جاده	۱/۶	۰/۱۱	۰/۵۶	۴۰	۶۷	۲۵	۱۰/۳
	اراضی اطراف	۱/۴	۰/۰۶	۰/۷۴	۱۷	۵۶	۲۳	۶/۹
درمنه	لبه جاده	۱/۳	۰/۰۷	۰/۵۴	۳۹	۵۹	۳۲	۸/۵
	اراضی اطراف	۱/۶	۰/۰۴	۰/۶۷	۲۴	۷۲	۲۴	۷/۶
کاهوی وحشی	لبه جاده	۱/۲	۰/۱۲	۰/۵۷	۵۱	۶۱	۱۹	۵/۳
	اراضی اطراف	۰/۹	۰/۱۰	۰/۶۱	۳۷	۷۹	۲۴	۹/۳
میانگین	لبه جاده	۱/۴a	۰/۱۰a	۰/۵۶b	۴۳a	۶۲a	۲۵a	۸/۰a
	اراضی اطراف	۱/۳a	۰/۰۷b	۰/۶۷a	۲۶b	۶۹a	۲۴a	۷/۹a

حروف مشابه در هر ستون نشان دهنده عدم تفاوت معنی‌دار بین میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد می‌باشد.

نتیجه‌گیری

نتایج بررسی تأثیر جاده‌سازی بر خاک سایه‌انداز سه گونه مرتعی اسپند، کاهوی وحشی و درمنه نشان داد که این گونه‌ها می‌توانند پس از استقرار در لبه جاده‌ها سب تغییرات قابل ملاحظه در ویژگی‌های خاک سایه‌انداز خود، تغییر قابلیت استفاده عناصر غذایی و میزان جذب عناصر در بافت‌های خود شوند. به طور کلی، خاک‌های لبه جاده دارای بافت درشت‌تر، مقدار پ‌هاش و شوری کمتر و مقدار ماده آلی، کربنات کلسیم و ظرفیت تبادل کاتیونی بیشتری نسبت به خاک‌های اطراف بودند. قابلیت استفاده عناصر غذایی نیز تحت تأثیر جاده قرار گرفت و مقدار نیتروژن، فسفر، آهن، روی و مس در خاک لبه جاده بیشتر از اراضی اطراف بود در حالی که خاک‌های اطراف پتاسیم و منگنز بیشتری داشتند. غلظت عناصر در بافت‌های گیاهی نیز تحت تأثیر جاده قرار گرفت و در گیاهان رشد یافته در لبه جاده، غلظت فسفر و آهن بیشتر و غلظت پتاسیم کمتر از گیاهان رشد یافته در اراضی اطراف بود. به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت که گیاهان رشد یافته در لبه جاده‌ها

توانایی بیشتری در جهت تغییر شرایط خاک سایه‌انداز خود دارند که این به دلیل اضافه شدن رواناب حاصل از بارندگی روی آسفالت و عناصر موجود در آن می‌باشد که سبب رشد بهتر گونه‌های گیاهی می‌شود.

منابع

نجفی‌قیری، م.، کیاسی، م.، خادمی، ف.، محمودی، ،.ی.، بوستانی، ح.ر.، مکرم، م. و غلامی، م.ج. ۱۳۹۷. اثرات جاده بر پوشش گیاهی و برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و قابلیت استفاده عناصر خاک (مطالعه موردی: منطقه فتح‌آباد، جاده داراب – بندرعباس)، علوم آب و خاک، ۲۲، ۲۹۹-۳۱۰.

Cale, P., Hobbs, R. and Richard, J. 1991. Condition of roadside vegetation in relation to nutrient status. In: Saunders, D.A., R. Hobbs, and J. Richard (Eds.). Nature conservation 2: the role of corridors. Proceedings of a workshop/conference (WA: September, 1989). Chipping Norton, N.S.W.: Surrey Beatty & Sons, 353-362.

Chapman, H. 1960. Leaf and Soil Analysis in Citrus Orchards. California Agricultural Experiment Station. Extension Service Manual 25. Univ. of California Press, Berkeley, CA.

Enuneku A., Biose, E. and Ezemonye, L. 2017. Levels, distribution, characterization and ecological risk assessment of heavy metals in road side soils and earthworms from urban high traffic areas in Benin metropolis, Southern Nigeria. Journal of Environmental Chemical Engineering, 5(3), 2773-2781.

Forman, R.T.T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. Conservation Biology, 14, 31-5.

Havlin, J.L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L. and Nelson, W.L. 1999. Soil fertility and fertilizers. Prentice-Hall International (UK) Limited, London.

Helmke, P.A. and Sparks, D.L. 1996. Lithium, sodium, potassium, rubidium, and cesium. PP. 551-574. In: D.L. Sparks (Ed.), Methods of Soil Analysis, part 2. American Society of Agronomy, Madison, WI.

Li, X., Lee, S., Wong, S., Shi, W. and Thornton, I. 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. Environmental Pollution, 129, 113-124.

Lindsay, W.L. and Norvell, W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Science Society of American Journal, 42, 969-974.

Morse, N., Walter, M.T., Osmond, D. and Hunt W. 2016. Roadside soils show low plant available zinc and copper concentrations. Environmental Pollution, 209, 30-37.

Olsen, S.R., Kole, C.W., Wantanabe, F.S and Dean L.A. 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. Circular. US Dept. of Agriculture, p. 939.

Rowell, D.L. 1994. Soil Science: Methods and applications. Longman Scientific and Technical, UK.

Salinity Laboratory Staff. 1954. Salinity Laboratory Staff. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Handbook No. 60. Washington (DC): United States Department of Agriculture (USDA).

Wei, B. and Yang, L. 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. Microchemical Journal, 94, 99-107.

Yousefi, S., Moradi, H., Boll, J. and Schönbrodt-Stitt, S. 2016. Effects of road construction on soil degradation and nutrient transport in Caspian Hyrcanian mixed forests. Geoderma, 284, 103-112.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of road construction on soil properties under canopy of some plant species in southern Iran

Najafi-Ghiri*, M., Boostani, H.R.[2], Farrokhnejad E.[3], Salehifard, A.R.[3], Heidari, H.[4]

[1]Associate Professor of Soil Science Department, College of Agriculture and Natural Resources of Darab, Shiraz University, Darab, Iran

[2]Assistant Professor of Soil Science Department, College of Agriculture and Natural Resources of Darab, Shiraz University, Darab, Iran

[3] Expert of Soil Science Department, College of Agriculture and Natural Resources of Darab, Shiraz University, Darab, Iran

[4] M. Sc. Student, Horticulture Department, College of Agriculture and Natural Resources of Darab, Shiraz University, Darab, Iran

Abstract

Road construction may affect surrounding soils and plants community. In the current research, some soil physical and chemical properties, soil nutrients availability and also nutrients concentration in aerial parts of three plant species including *Peganum harmalls*, *Artemisia sieberi* and *Lactuca orientalis* grown on soils of roadside and surrounding lands were determined. Results indicated that roadside soils had coarser texture, lower pH and EC values and higher organic matter, calcium carbonate and CEC as compared to surrounding soils. Soil nutrients availability was also affected by road construction and contents of N, P, Fe, Zn and Cu in roadside soils were more than surrounding soils, while surrounding soils had more K and Mn contents. Nutrients concentration in aerial parts of plants was also affected by road construction and higher contents of P and Fe and lower contents of K were observed in plants grown on roadside as compared to surrounding lands. Generally, it may be concluded that plants grown on roadsides have more ability to change the soil conditions of canopy and this may be due to the addition of runoff of asphalts and some dissolved nutrients that may cause more growth of plant species.

Keywords: *Artemisia sieberi*, phosphorus, potassium, micronutrients, *Peganum harmalls*

*Corresponding author, Email: mnajafighiri@yahoo.com

محور مقاله: آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

مطالعه ریسک سلامت فلزات سنگین در خاک سطحی مناطق صنعتی ماهشهر

فرزانه نیکفر[۱]، علی غلامی[۲*]، سیما سبزعلیپور[۳]، احد نظرپور[۴]

[۱] دانشجوی دکتری گروه محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

[۲] دانشیار خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

[۳] استادیار محیط زیست، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

[۴] استادیار زمین شناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

چکیده

آلودگی خاک به فلزات سنگین، نگرانی بزرگ زیست محیطی است. آلاینده‌های خاک‌های صنعتی می‌توانند به طور مستقیم و غیرمستقیم مانند بلع، تنفس ذرات و جذب پوستی، خطرات قابل توجه‌ای برای سلامت انسان به همراه داشته باشند. از این‌رو، هدف این پژوهش ارزیابی خطرات بهداشتی فلزات سنگین در خاک سطحی مناطق صنعتی شهرستان ماهشهر است. داده‌های برداشت شده از ۴۷ نمونه خاک سطحی از محدوده صنعتی شهرستان ماهشهر جمع‌آوری شد و غلظت عناصر کادمیوم، سرب، نیکل، آرسنیک، وانادیوم، کروم، روی و مس در نمونه‌ها تعیین گردید. خطرات سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین خاک سطحی برای سلامت انسان به تفکیک مسیرهای بلع، تنفس و جذب پوستی با استفاده از روش پیشنهادی سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا برای کودکان و بزرگسالان ارزیابی شد. نتایج نشان داد که بیشترین خطرات غیرسرطان‌زایی در هر دو گروه کودکان و بزرگسالان مربوط به جذب فلز کروم در مسیر بلع($1.65*10^{-1}$و $2.21*10^{-2}$) و کمترین آن مربوط به وانادیوم در مسیر تنفس $9.53*10^{-15}$ بود. بررسی خطر غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین در هر مسیر (HQ) حاکی از آن است که همه فلزات خطر غیرسرطان‌زایی کمتر از ۱ داشتند. ودر حد مجاز بودند و با سلامت انسان ناسازگار نیستند .خطر غیرسرطان‌زایی هریک از مسیرهای جذب فلزات HQ در مسیر بلع بیشتر از مسیر جذب پوستی و در مسیر جذب پوستی بیشتر از مسیر تنفسی در هر دو گروه کودکان و بزرگسالان می باشد.

کلمات کلیدی: سرطان‌زایی، غیرسرطان‌زایی، مسیرهای مواجه، فلزات سمی، شهرستان ماهشهر

مقدمه

امروزه آلودگی محیط زیست از مسائل مهمی است که جوامع مختلف با آن روبه‌رو می‌باشند. در واقع تخریب و آلودگی محیط زیست، ثمره جوامع صنعتی و یکی از راه آوردهای صنعتی شدن اجتماعات بشری است (دبیری، ۱۳۹۷). سرطان عامل اصلی مرگ و میر در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه جهان است. افزایش ابتلا به سرطان ممکن است ناشی از افزایش سن جمعیت یا رشد جمعیت، شیوه زندگی سرطان‌زا و به ویژه آلودگی-های زیست محیطی باشد. فلزات سنگین در خاک از طریق طریق بلع، تماس با پوست و استنشاق ذرات گرد و غبار به انسان منتقل می‌شوند با توجه به زیست تخریب ناپذیری فلزات سنگین و نیمه عمر طولانی آنها برای حذف، تجمع آنها در زنجیرهٔ غذایی اثرات چشمگیری بر سلامت انسان در دراز مدت دارد (سلگی و همکاران، ۱۳۹۴). قرارگرفتن در معرض فلزات سنگین به عنوان خطرات مطرح بهداشتی به سیستم عصبی و آنزیم‌ها می‌تواند باعث بیماری‌های قلبی و اختلالات بارداری و سرطان شود. به عنوان مثال سرب از طریق بلع و تماس با پوست باعث کم‌خونی، اختلالات مختلف عصبی و بیش فعالی می‌شود. فلزات سمی (کادمیم، نیکل، کروم، مس و روی) باعث زخم معده، حالت تهوع، آسیب به سیستم عصبی مرکزی و سیستم ایمنی بدن، سرطان، ناباروری، اصلاح مواد ژنتیکی، ملانوم، مشکلات پوستی، بیماری‌های قلبی و عروقی و تنفسی، سرطان ریه، تخریب کبد و اختلال کلیوی می‌شوند (Zhao et al., 2014). مهمترین منابع ورود به خاک و اثرات بهداشتی این فلزات در جدول شماره ۱ آورده شده است. با توجه به نگرانی‌های محیط زیستی و سلامت انسان در ارتباط با فلزات سنگین، همچنین نقش اساسی خاک و کیفیت آن در سلامت اکوسیستم، آگاهی از غلظت این عناصر به عنوان شاخصی مهم در پیش‌بینی خطرات و بیماری‌های منتج شده از این فلزات و تعیین استانداردهای کیفیت ضروری به نظر می‌رسد. تحقیقات مختلفی در ایران و جهان، آلودگی خاک سطحی به فلزات سنگین را مورد ارزیابی قرار دادند. این تحقیقات، موارد گوناگونی مانند فعالیتهای صنعتی، مصرف غیر اصولی کود در زمین‌های کشاورزی و حمل و نقل شهری را به عنوان برخی از منابع ورود فلزات سنگین به خاک معرفی کردند که از مهمترین آنها می‌توان به مطالعات؛ روان خواه و همکاران (۲۰۱۵) اسماعیلی و همکاران (۲۰۱۵) ؛Zhang و همکاران (۲۰۰۹) اشاره کرد. در سال‌های

* ایمیل نویسنده مسئول: a.gholami@iauahvaz.ac.ir

اخیر، خوشبختانه در جامعه علمی دنیا، گرایش به ارزیابی خطر سلامت انسان رو به رشد است، اما مطالعات اندکی، ارزیابی خطر سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین را در خاک مورد توجه قرار داده‌اند. این مطالعات، نتایج متفاوتی را گزارش کرده‌اند؛ به عنوان مثال، Chabukdhara و Nema (2013) دریافتند که مقادیر خطر غیرسرطان‌زایی (HI) کروم تنها برای کودکان بیش تر از ۱ است، در حالی که خطر بروز سرطان در بزرگسالان بیش از کودکان بوده است. در کشور ما پژوهش‌های بسیار محدودی در این زمینه صورت گرفته که از آن جمله می‌توان به مطالعه روان خواه و همکاران (۲۰۱۵) و یگانه و همکاران (۲۰۱۳) در بررسی خطر سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی جیوه و نیکل در خاک استان همدان اشاره کرد. عمده‌ترین کاربری-های شهرستان ماهشهر، شامل کاربری‌های صنعتی و صنایع پتروشیمی است. استفاده از مواد شیمیایی در صنایع پتروشیمی، انتشارات ناشی از وسایل حمل و نقل، پساب خروجی صنایع پتروشیمی، پسماندهای صنایع پتروشیمی مهمترین منابع ورود فلزات سنگین به خاک منطقه هستند. با توجه به مطالعه ذکر شده، می‌توان گفت که بررسی چنین مطالعاتی در ایران نیز ضروری است؛ از این رو این پژوهش به دلیل اهمیت زیست محیطی و بهداشتی با هدف ارزیابی خطر سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی ناشی از فلزات سنگین کادمیوم، سرب، نیکل، روی ، مس، کروم و وانادیوم به تفکیک مسیرهای بلع، تنفس و جذب پوستی در خاک سطحی منطقه ویژه اقتصادی و اداره بندر شهرستان ماهشهر برای گروه‌های کودکان و بزرگسالان انجام شده است (شکل ۱). همچنین جاده‌های اصلی بندرامام به ماهشهر، بندرامام به منطقه ویژه اقتصادی و بندرامام به اداره بنادر و کشتیرانی دلیل تردد وسایل نقلیه، به عنوان یک منبع غیرنقطه‌ای در ایجاد آلودگی در محیط صنعتی محسوب می‌گردد. به‌طوری که نشرهای حاصل از اگزوز خودروها عامل اصلی تولید فلزات سنگین در هوا و خاک می‌باشند. همچنین گسترش فعالیت‌های صنعتی، همواره مسائل و مشکلاتی در خصوص آلودگی خاک‌های سطحی منطقه ایجاد نموده است. لذا به منظور برنامه‌ریزی و مدیریت صحیح منابع، مدیریت کیفی خاک‌های سطحی امری ضروری می‌باشد. بنابر مطالب ارائه شده، اهمیت بررسی کیفیت و شدت آلودگی منابع خاک سطحی آشکار می‌گردد. بنابراین پژوهش حاضر با ارزیابی ریسک سلامت فلزات سنگین بر سلامت انسان در خاک سطحی مناطق صنعتی شهرستان ماهشهر انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

این نوع مطالعه از نوع توصیفی- مقطعی بود. تعداد ۴۷ ایستگاه در چهار جهت جغرافیایی در اطراف مناطق صنعتی شهرستان ماهشهر از جمله منطقه ویژه اقتصادی پتروشیمی ماهشهر، اداره بنادر و کشتیرانی بندرامام و بندر صادراتی در فصل تابستان ۱۳۹۷ در نظر گرفته شد (شکل ۱). ۴۷ نمونه خاک سطحی (۰-۲۰ سانتیمتر) از تمام سطح مناطق صنعتی (منطقه ویژه اقتصادی و اداره بندر) شهرستان ماهشهر جمع آوری شد پس از نقطه‌یابی توسط GPS، ۵ زیر نمونه از هر گروه شبکه از عمق ۰-۲۰ سانتی متری خاک با استفاده از بیلچه به صورت V شکل برداشت شدند و ۴ نمونه دیگر از ۴ قسمت به شعاع ۵۰ متری از نقطه مرکزی نمونه برداری برداشت شد. زیر نمونه‌ها با هم مخلوط شدند تا نمونه خاک مرکب به دست آید.نمونه‌های خاک به منظور آماده‌سازی برای فرآیند هضم، پس از خشک شدن از مش ۶۳ میلی‌متری عبور داده خواهد شد و برای آنالیز آماده شدند. جهت هضم شیمیایی نمونه‌های خاک، ۰/۵ گرم نمونه خاک توزین شد و ۵ سی‌سی تیزاب سلطانی به آن اضافه شد و محلول بر روی هیتر قرار داده شد. سپس ۳ سی‌سی $HCLO_4$ به آن اضافه شد و حرارت دادن تا نزدیک خشک شدن ادامه یافت. سپس محلول با HCL یک نرمال به حجم ۵۰ میلی لیتر رسانده شد. جهت هضم شیمیایی نمونه‌ها از روش تفکیک تک مرحله‌ای با استفاده از ۰/۵۳ HCL نرمال استفاده گردید (کرباسی و بیاتی، ۱۳۸۷). بافت خاک (درصد شن، سیلت و رس) به روش هیدرومتری و PH نیز با استفاده از دستگاه PH متر اندازه‌گیری شد. عصاره‌گیری برای تعیین غلظت کل فلزات سنگین در خاک نیز با استفاده از HCl، اسید نیتریک ۱ مولار صورت گرفت و قرائت غلظت کل فلزات توسط دستگاه ICP انجام گرفت. هنگام هضم به همراه هر گروه از نمونه‌ها، یک نمونه شاهد تهیه و همراه با سایر نمونه‌ها مورد آنالیز قرار گرفت. ریکاوری قابل قبولی برای فلزات مورد بررسی به دست آمد (۹۷-۸۸ درصد).



شکل ۱. نمایی از موقعیت مناطق صنعتی (منطقه ویژه اقتصادی، اداره بندر) و نقاط نمونه برداری خاک در شهرستان ماهشهر.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به منابع ورود برخی فلزات سنگین به خاک و اثرات بهداشتی بر روی انسان درخاک مورد مطالعه در جدول (۱) ارائه گردیده است.

جدول ۱. منابع ورود برخی فلزات سنگین به خاک، اثرات بهداشتی بر روی انسان درخاک مورد مطالعه

فلز	منبع ورود به خاک	اثرات بهداشتی فلز در انسان
مس	معدن کاری، ذوب فلزات، آفت کش ها و علف کش ها، لنت ترمز	مصرف بیش از حد: بیماری‌های کبدی، سردرد، اختلالات عصبی، پارکینسون
روی	آبکاری، افزودنی های روان کننده و لاستیک خودرو ها، نساجی ،کودهای کشاورزی	مصرف بیش از حد: بیماری‌های کبدی، سردرد، اختلالات عصبی، پارکینسون
سرب	احتراق بنزین دارای سرب ، صنعت پتروشیمی ،کودهای کشاورزی	عملکرد نامطلوب سیستم ایمنی و گردش خون، اختلالات عصبی، اسکلتی و غدد درون ریز
کادمیوم	احتراق سوخت فسیلی، کود فسفاته، سموم دفع آفات کشاورزی، آبکاری، صنایع رنگ و پیگمان	سرطان ریه، سرطان سینه، فشارخون بالا، نقص جنینی، اختلال عملکرد کلیه
آرسنیک	معدن کاری، ذوب، تولید فولاد، احتراق سوخت های فسیلی، کودهای فسفاته، آفت کش‌ها	سرطان های پوست، کبد، مجاری تنفسی، مجاری معده و روده، صدمات عصبی، ایست قلبی

وانادیوم	ذوب، تولید فولاد، احتراق سوخت های فسیلی، پالایش نفت	کم خونی، التهاب ریه، التهاب و تورم چشم‌ها، آب مروارید، کاهش مقاومت در مقابل سرطان
کروم	ذوب، تولید فولاد، احتراق سوخت های فسیلی، کودهای فسفاته، لجن فاضلاب	درماتیت، التهاب بینی گلو ریه، سرطان ریه، زخم، التهاب در معده
نیکل	شهرک های صنعتی، جاده‌ها، کودهای کشاورزی، مناطق مسکونی	سرطان ریه، سرطان پوست، برونشیت مزمن، آمفیزم، آسم
آهن	فلزکاری، صنایع نساجی، کود شیمیایی	آسیب های کبدی، تحریک سیستم تنفس فوقانی، پوست

ارزیابی خطر سرطان‌زایی و غیر سرطان‌زایی

ارزیابی خطرات بهداشتی فلزات سنگین، فرآیندی چند مرحله ای است که در دو بخش ارزیابی خطرات سرطان‌زا و غیرسرطان‌زا و بر اساس روش ارزیابی خطر بهداشتی ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) انجام خواهد شد (Qing, 2015). در بررسی هر دو نوع خطرات سرطان-زایی و غیرسرطان‌زایی، قرارگیری انسان در معرض فلزات از هر سه مسیر بلع، تنفس و جذب پوستی مد نظر قرارخواهد گرفت و مقادیر جذب روزانه فلزات (ADD) در هر یک از مسیرها با استفاده از معادلات (۱، ۲ و ۳) محاسبه خواهد گردید (روان خواه، ۱۳۹۵).

$$ADD_{ingestion} = Csoil \frac{IngR \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad \text{(معادله ۱)}$$

$$ADD_{inhalation} = Csoil \frac{InhR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad \text{(معادله ۲)}$$

$$ADD_{dermal} = Csoil \frac{SA \times AF \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \times 10^{-6} \quad \text{(معادله ۳)}$$

که در $ADD_{ingestion}$ ، $ADD_{inhalation}$ و ADD_{dermal} به ترتیب مقدار میانگین جذب روزانه فلزات (برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز) از طریق بلع، تنفس و جذب پوستی است. C_{soil} غلظت فلزات در خاک (میلی‌گرم برکیلوگرم)، IngR و InhR به ترتیب نرخ بلع و نرخ تنفس خاک (میلی‌گرم در روز و متر مکعب در روز)، EF فراوانی قرارگیری در معرض فلزات (روز در سال)، ED مدت قرارگیری در معرض فلزات (سال)، BW وزن بدن شخص قرار گرفته در معرض فلزات (کیلوگرم)، AT مدت زمان قرارگیری در معرض هر مقدار از فلزات به طور میانگین (روز)، PEF فاکتور انتشار فلزات از خاک به هوا (مترمکعب بر کیلوگرم)، SA ناحیه‌ای از سطح پوست قرار گرفته در معرض فلزات (سانتی متر مربع)، AF فاکتور چسبندگی خاک به پوست (میلی‌گرم بر سانتی‌متر در روز) و ABS فاکتور جذب سطحی پوست (بدون واحد) است (داوطلب نظام و همکاران، ۱۳۹۵). پس از محاسبه مقدار جذب روزانه فلزات برای هریک از مسیرها، خطر غیرسرطان‌زایی (HI) کل مسیرها برای کودکان و بزرگسالان از تقسیم مجموع میزان ADD هر مسیر به مقدار مرجع سمیت آن فلز تعیین خواهد شد (معادله ۴).

$$HI = \sum HQ = \sum \frac{ADDi}{RfDi} \quad \text{(معادله ۴)}$$

در این معادله، HQ خطر غیرسرطان‌زایی فلزات در هر مسیر ADD_i مقادیر جذب روزانه فلزات در هر یک از مسیرهای قرارگیری در معرض فلزات (میلی-گرم بر کیلوگرم در روز) وRFD مقدار مرجع سمیت فلز در هر مسیر (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز) است. اگر $HQ \leq 1$ باشد، با سلامت انسان ناسازگار نیست و اگر $HQ > 1$ باشد، اثرات نامطلوب و نگران کننده‌ای بر سلامت انسان دارد (Li, 2014). مقدار شاخص خطر تجمعی غیرسرطان‌زایی (HI) کل فلزات برای هر دو گروه بزرگسالان و کودکان طبق (معادله ۵) به دست خواهد آمد (روان خواه، ۱۳۹۵):

Hazard Index (HI) =HQ(Contaminant1) + HQ(Contaminant2) + HQ(Contaminant n) (معادله ۵)

کل فلزات مورد بررسی دارای اثر غیرسرطان‌زایی هستند، درحالی که کادمیوم، سرب و نیکل باعث بروز هر دو اثر سرطان‌زایی و غیرسرطان‌زایی می‌شوند (Luo,2012)، بنابراین ارزیابی خطر سرطان‌زایی در هر یک از مسیرهای سه گانه فقط برای این سه فلز و با استفاده از (معادله ۶) انجام خواهد شد

$$Risk(RI) = \sum ADD_i \times SF_i \qquad \text{(معادله ۶)}$$

در معادله فوق، Risk (RI) خطر سرطان‌زایی، ADD_i مقادیر جذب روزانه فلزات در هر یک از مسیرهای قرارگیری در معرض فلزات (میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز) و SF_i فاکتور احتمال ابتلا به سرطان در هر واحد قرارگیری در معرض فلزات (هر میلی‌گرم بر کیلوگرم در روز) است (دبیری، ۱۳۷۵). برخی از فلزات سنگین مانند کادمیوم و سرب، عناصر غیرضروری و سرطان‌زا هستند. برخی فلزات دیگر مانند نیکل، روی و مس برای رشد بدن ضروری هستند و عناصر ضروری کم مصرف به‌شمار می‌روند، اما در غلظت‌های زیاد اثرات سمی دارند (Esmaeili et al., 2014). میزان جذب روزانه فلزات (ADD) و خطر غیرسرطان‌زایی آنها در هر یک از مسیرها (HQ) به تفکیک کودکان و بزرگسالان در جدول شماره ۲ و ۳ آورده شده است. (روان خواه، ۱۳۹۵).

جدول ۲- خطر غیرسرطان زایی فلزات در هر مسیر از خاک سطحی مناطق صنعتی شهرستان ماهشهر به تفکیک بزرگسالان و کودکان.

HQ_{dermal}		$HQ_{inhalation}$		$HQ_{ingestion}$		فلز
بزرگسال	کودک	بزرگسال	کودک	بزرگسال	کودک	
$9.09*10^{-5}$	$3.5*10^{-5}$	$8.20*10^{-8}$	$1.86*10^{-7}$	$8.95*10^{-4}$	$6.67*10^{-3}$	مس
$5.48*10^{-5}$	$2.14*10^{-5}$	$3.38*10^{-8}$	$7.52*10^{-8}$	$3.60*10^{-4}$	$2.68*10^{-3}$	روی
$3.94*10^{-3}$	$1.54*10^{-3}$	$1.81*10^{-6}$	$4.04*10^{-6}$	$1.94*10^{-2}$	$1.44*10^{-1}$	سرب
$1.87*10^{-2}$	$7.34*10^{-3}$	$5.79*10^{-7}$	$1.28*10^{-6}$	$6.15*10^{-3}$	$4.58*10^{-2}$	کادمیوم
$1.58*10^{-4}$	$6.21*10^{-5}$	$1.94*10^{-7}$	$4.32*10^{-7}$	$2.13*10^{-3}$	$1.59*10^{-2}$	آرسنیک
$2.77*10^{-10}$	$1.08*10^{-10}$	$9.53*10^{-15}$	$4.59*10^{-13}$	$9.11*10^{-7}$	$6.79*10^{-6}$	وانادیوم
$3.37*10^{-2}$	$1.32*10^{-2}$	$2.18*10^{-4}$	$4.86*10^{-4}$	$2.21*10^{-2}$	$1.65*10^{-1}$	کروم
$6.58*10^{-4}$	$2.68*10^{-4}$	$5.55*10^{-7}$	$1.23*10^{-6}$	$6.08*10^{-3}$	$4.53*10^{-2}$	نیکل
$1.11*10^{-5}$	$4.34*10^{-6}$	$2.20*10^{-6}$	$٤,٩٠*10^{-6}$	$٥,٤٦*١٠^{-٥}$	$٤,٠٧*١٠^{-٤}$	آهن

جدول ۳- جذب روزانه فلزات در هر مسیر از خاک سطحی مناطق صنعتی شهرستان ماهشهر به تفکیک بزرگسالان و کودکان.

فلز	$ADD_{ingestion}$		$ADD_{inhalation}$		ADD_{dermal}	
	کودک	بزرگسال	کودک	بزرگسال	کودک	بزرگسال
مس	$2.67*10^{-4}$	$3.58*10^{-5}$	$7.49*10^{-9}$	$3.29*10^{-9}$	$4.27*10^{-7}$	$1.09*10^{-6}$
روی	$8.05*10^{-4}$	$1.08*10^{-4}$	$2.25*10^{-8}$	$1.016*10^{-8}$	$1.28*10^{-6}$	$3.28*10^{-6}$
سرب	$5.07*10^{-4}$	$6.80*10^{-5}$	$1.42*10^{-8}$	$6.40*10^{-9}$	$8.11*10^{-7}$	$2.07*10^{-6}$
کادمیوم	$4.58*10^{-5}$	$6.15*10^{-6}$	$1.28*10^{-9}$	$5.79*10^{-10}$	$7.34*10^{-8}$	$1.87*10^{-7}$
آرسنیک	$4.78*10^{-6}$	$6.41*10^{-7}$	$1.34*10^{-10}$	$6.036*10^{-11}$	$7.64*10^{-9}$	$1.95*10^{-8}$
وانادیوم	$1.89*10^{-10}$	$8.58*10^{-11}$	$1.90*10^{-10}$	$8.58*10^{-11}$	$1.08*10^{-8}$	$2.77*10^{-8}$
کروم	$4.95*10^{-4}$	$6.65*10^{-5}$	$1.39*10^{-8}$	$6.25*10^{-9}$	$7.93*10^{-7}$	$2.02*10^{-6}$
نیکل	$9.06*10^{-4}$	$1.21*10^{-4}$	$2.54*10^{-8}$	$1.14*10^{-8}$	$1.45*10^{-6}$	$3.70*10^{-6}$
آهن	$1.22*10^{-1}$	$1.64*10^{-2}$	$3.43*10^{-6}$	$1.54*10^{-6}$	$1.95*10^{-4}$	$4.99*10^{-4}$

نتیجه‌گیری

بیشترین و کمترین میزان جذب روزانه عناصر در هر دو گروه سنی برای فلزآهن $1.22*10^{-1}$ در مسیر بلع و فلز آرسنیک $4.78*10^{-6}$ در مسیر بلع بود. میزان جذب روزانه تمام عناصر و گروه‌های مورد بررسی در مسیر بلع بیشتر از تنفس و جذب پوستی بوده است. خطر غیرسرطان‌زایی هریک از مسیرهای جذب فلزات HQ در مسیر بلع بیشتر از مسیر جذب پوستی و در مسیر جذب پوستی بیشتر از مسیر تنفسی در هر دو گروه کودکان و بزرگسالان می باشد . بررسی خطر غیرسرطان‌زایی فلزات سنگین در هر مسیر (HQ) حاکی از آن است که همه فلزات خطر غیرسرطان‌زایی کمتر از ۱ داشتند. HQ ودر حد مجاز بودند و با سلامت انسان ناسازگار نیستند. همچنین بیشترین میزان HQ برای هر دو گروه به فلز کروم $1.65*10^{-1}$ اختصاص پیدا کرد که در کودکان مربوط به مسیر بلع و در بزرگسالان $2.21*10^{-2}$ هم مربوط به مسیر بلع بود. خطر غیرسرطان‌زایی هر یک از مسیرهای جذب فلزات HQ در مسیر بلع و تنفس برای کودکان بیش از بزرگسالان، در مسیر جذب پوستی برای کودکان کمتر از بزرگسالان بوده است. مقادیر خطر غیرسرطان‌زایی (HI) کل مسیرهای جذب کادمیوم ۲۵، سرب ۶۸/۸، نیکل ۲۱/۴، روی ۰/۱۲۷، مس ۰/۳۱۵، آرسنیک ۰/۷۵۱، وانادیوم ۰/۰۰۰۳۱۹ ، آهن ۰/۰۱۹۵ و کروم ۸۴/۱ در منطقه مورد مطالعه برای کودکان و برای بزرگسالان کادمیوم ۱۱/۷، سرب ۱۰/۹، نیکل ۰/۳۱۸، روی ۰/۰۱۹۵، مس ۰/۰۴۶۳، آرسنیک ۰/۱۰۷، وانادیوم ۰/۰۰۰۴۲۸، آهن ۰/۰۰۳۱۹ و کروم ۲۶/۳ در منطقه مورد مطالعه به ترتیب میلی‌گرم بر کیلوگرم است. مقادیر خطر سرطان‌زایی کادمیوم ۰/۰۰۰۰۲، سرب ۰/۰۰۰۰۲، نیکل ۱/۸۴، آرسنیک ۰/۷۵۱، وانادیوم ۰، کروم ۰/۹۶، روی ۰/۵۷ و مس ۰/۰۹۱ برای کودکان و کادمیوم ۰/۰۰۰۰۰۳، سرب ۰/۰۰۰۰۰۲، نیکل ۳/۶۳، آرسنیک ۰/۱۰۷، وانادیوم ۰/۰۲۷، کروم ۱/۹۸، روی ۰/۰۰۳ و مس ۰/۰۳۲ برای بزرگسالان بود. بر این اساس، در هر دو گروه سنی، آهن و نیکل بیشترین خطر سرطان‌زایی و وانادیوم کمترین خطر را دارد. همچنین خطر سرطان‌زایی (RI) هر سه فلز نیکل، کروم و آهن در بزرگسالان بیشتر از کودکان بوده است. در پایان نیز باید گفت که این روش بطور کلی پتانسیل خطرات بهداشتی را مشخص می‌کند و خطر بهداشتی زیاد، به معنی بروز خطرات بهداشتی نیست و در صورت وجود داده‌های مکانی بروز خطرات بهداشتی در مقیاس‌های بزرگ، شاید بتوان میزان تطابق آنها را با ارزیابی خطرات بهداشتی صورت گرفته بررسی کرد.

منابع

داوطلب نظام س.، شاکری ،ع.، رضایی م .۱۳۹۵. منشأ و ارزیابی ریسک سلامت عناصر بالقوه سمناک در خاک پارک شهر و پارک لاله شهر تهران، نشریه: علمی پژوهشی یافته های نوین در زمین شناسی ،۲(۲):۱۲.

دبیری، م. ۱۳۷۵. آلودگی محیط زیست. انتشارات اتحاد، (۱). ۳۹۹-۳۹۶.

روان خواه، ن.، میرزایی، م و معصوم، س. ۱۳۹۵. ارزیابی خطر فلزات سنگین بر سلامت انسان در خاک سطحی،مجله دانشگاه علوم پزشکی مازندران، ۲۶(۱۳۶): ۱۲۰-۱۰۹.

سلگی، ع.، کرامتی، م.۱۳۹۴. ارزیابی خطرات بهداشتی ناشی از فلزات سنگین در خاک شهری (شهر بجنورد)، نشریه دانشگاه علوم پزشکی خراسان شمالی ۷(۴):۸۲۷-۸۱۳.

Chabukdhara M, Nema AK. Heavy metal sassessment in urban soil around industrialclusters in Ghaziabad, India: probabilistichealth risk approach. Ecotoxicol Environ Saf, 2013; 87: 57-64.

Esmaeili, A., Moore, F., Keshavarzi, B., Jaafarzadeh, N. and Kermani, M. 2014. A geochemical survey of heavy metals in agricultural and background soils of the Isfahan industrial zone, Iran. Catena, 121: 88–98.

Li N, Kang Y, Pan W, Zeng L, Zhang Q, LuoJ. Concentration and transportation of heavy metals in vegetables and risk assessment ofhuman exposure to inaccessible heavy metalsin soil near a waste-incinerator site, South China. Sic Total Environ 2015; 521-522: 151-144.

Qing, X, Yutong Z, Sheng Gao L. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city(Anshan), Liaoning, Northeast China. Ecotoxicol Environ Saf. 2015; 120: 377-385.

Wu S, Peng S, Zhang X, Wu D, Luo W, Zhang T, et al. Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China. J Geochem Explore 2015;148: 71-78.

Wu, S., Peng, S., Zhang, X.,and Luo, W.2015.Levels and health risk assessments of heavy metals in urban soils in Dongguan, China. J Geochem Explor ,148: 71-78.

Zhang H, Wang Z, Zhang Y, Ding M, Li L. Identification of traffic-related metals and the effects of different environments on their enrichment in roadside soils along the Qinghai–Tibet highway. Sci Total Environ 2015; 521: 160-172.

Zhao, Q., Wang, Y., Cao, Y., and Chen, A.2014. Potential health risks of heavy metals in cultivated topsoil and grain, including correlations with human primary liver, lung and gastric cancer, in Anhui province, Eastern China. Sci Total Environ 470-471: 340-347.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Study of health risk of heavy metals on human health in the surface soil of industrial zone of Mahshahr county

Nikfar ,F[1], Gholai ,A[*2], Sabz alipour,S [3], Nazarpour ,A. [4]

[1] Ph.D. Student, Environment Department, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran
[2] Associate Prof., Soil Science Department, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran
[3] Assistant Prof., Environment Department, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran
[4]Associate Prof, School of Geology, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran

Abstract

Soil pollution to heavy metals is a major environmental concern. Industrial soil pollutants can have direct and indirect effects, such as ingestion, respiration of particles and skin absorption, with significant health risks. Therefore, the purpose of this study was to assess the health hazards of heavy metals in the surface soil of industrial zones of Mahshahr. The collected data were collected from 47 soil samples from the industrial zone of Mahshahr city and the concentration of Cd, Pb, Ni, As, V, Cr, Zn and Cu in the samples was determined. Carcinogenicity and non-carcinogenicity risks Heavy metals Surface soil was evaluated for human health by the routes of ingestion, respiration and skin absorption using the American Environmental Protection Agency (EPA) method for children and adults. The results showed that the highest non-carcinogenicity risk in both children and adults was for chrome in the swallowing route $1.65*10^{-1}$ and $2.21*10^{-2}$ and the lowest for vanadium in the respiratory tract was $9.53*10^{-15}$. The study of the risk of non-cancerous heavy metals in each path (HQ) suggests that all metals have a non-cancer risk of less than 1. HQ was high for all the elements in the swallowing route, but for chromium metal, $1.65*10^{-1}$ was found higher than the other elements in the swallowing route. The non-cancerous route of absorption of HQ metals in the route of ingestion is more than the pathway of absorption of the skin and in the pathway of absorption of skin more than the respiratory tract in both children and adults.

Keywords: Carcinogenicity, Non-carcinogenicity, Facing tracks, Toxic metals, Mahshahr county

[*] Corresponding author, Email a.gholami@iauahvaz.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

احیای زیستی و سایر کاربردهای سیانوباکتری: مطالعه مروری

فهیمه زنگنه*- آوا حیدری[۱]- عادل سپهر[۲]- Mette Hedegaard Thomsen[۳]

[۱]دپارتمان محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران

[۲]دپارتمان مناطق خشک و بیابانی، دانشکده منابع طبیعی و محیط‌زیست، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران

[۳]دپارتمان تکنولوژی انرژی، دانشکده علوم و مهندسی، دانشگاه آلبورگ اسبیرگ، اسبیرگ، دانمارک

چکیده

امروزه آلودگی زیستگاه‌ها به دلیل فعالیت‌های انسانی، به یک مشکل جدی و اساسی تبدیل شده است. آلودگی‌ها تهدیدکننده سلامت انسان، منابع‌طبیعی و اکوسیستم‌ها به شمار می‌روند. احیای زیستی، تکنولوژی نوینی است که از موجودات زنده برای حذف آلاینده‌ها استفاده می‌کند. احیای-زیستی یک روش سازگار با محیط، غیرتهاجمی و ارزان است و می‌تواند با تبدیل یا تخریب آلاینده‌ها به اشکال بی‌ضرر یا با سمیت کم‌تر یک راه‌حل دائمی برای پایان‌دادن به آلودگی‌ها باشد. امروزه احیای‌زیستی روش مورد استفاده برای بازگرداندن مقادیر طبیعی و مفید مناطق آلوده به وسیله‌ی میکروارگانیسم‌ها است. خاک همانند هر اکوسیستم دیگر، یک زیستگاه مهم برای انواع میکروارگانیسم‌ها است. در خاک انواع مختلفی از قارچ‌ها، جلبک-ها، پروتوزوآها و باکتری‌ها زیست می‌کنند. سیانوباکتری‌ها، پروکاریوت‌های فتوسنتزکننده‌ای هستند که در زیستگاه‌های مختلفی از جمله خاک زندگی می‌کنند. این میکروارگانیسم‌ها کاربردهای مختلفی از جمله شرکت در احیای زیستی دارند و می‌توانند آلاینده‌های موجود را حذف یا به اشکال با سمیت کم‌تر تبدیل کنند.

کلمات کلیدی: احیای زیستی- سیانوباکتری- آلودگی- میکروارگانیسم

مقدمه

سیانوباکتری‌ها پروکاریوت‌های فتوسنتزکننده اکسیژنی هستند که در طیف وسیعی از زیستگاه‌های طبیعی یافت می‌شوند و برخی توانایی تثبیت نیتروژن را دارند. این امر یکی از ویژگی‌های مهم در بعضی از اکوسیستم‌ها مانند مزارع برنج و اقیانوس‌ها است[۱]. این میکروارگانیسم‌ها به صورت تک سلولی و گاهی چند سلولی ساده می‌باشند. سرعت رشد بسیار بالا، رشد در شرایط سخت محیطی مانند آب‌های شور و مناطق خشک، تأمین مواد غذایی از فاضلاب‌های گوناگون، جذب دی اکسید کربن از گازهای حاصل از نیروگاه‌های با سوخت فسیلی و همچنین تولید محصولات جانبی باارزش از مزایای استفاده از سیانوباکتری‌ها می‌باشد[۲]. سیانوباکتری‌ها برای رشد به نور ، دی اکسید کربن، نیتروژن، فسفر و پتاسیم نیاز داشته و در مدت زمان کوتاهی انواع لیپیدها، هیدرات‌های کربن و پروتئین‌ها را به عنوان محصولات متابولیکی به مقدار قابل ملاحظه‌ای تولید می‌کنند[۳]. تولید هیدروژن مولکولی، ترکیبات زیستی و ترکیبات دارویی ضد سرطان مانند دولاستین و میکروسیستین[۲] از ویژگی‌های مهم و کاربردی آن‌ها در زیست فناوری میکروبی است. همچنین مواد پروتئینی به عنوان غذا از این میکروارگانیسم‌ها خصوصا اسپیرولینا[۳] بدست امده است[۱]. سیانوباکتری‌ها برخی مزایا را نسبت به سایر میکروارگانیسم‌ها دارند که شامل حجم لعاب بیشتر آن‌ها به همراه تمایل اتصال بالا، سطح مقطع بزرگ و مواد مغذی مورد نیاز ساده بوده و می‌توان آن‌ها را به آسانی در مقیاس بزرگ در آزمایشگاه کشت داد[۴]. کیفیت زندگی بر روی زمین با کیفیت کلی محیط‌زیست در ارتباط است. در زمان‌های اولیه ما معتقد بودیم که زمین و منابع نامحدود هستند اما امروزه وضعیت منابع موجود نشان می‌دهد که ما با بی‌دقتی و غفلت از آن-ها استفاده کردیم. در حال حاضر زمین‌های آلوده، تهدید جدی برای سلامت انسان شناخته شده‌اند و تلاش‌های بین‌المللی زیادی برای برطرف کردن آن انجام شده است. برای حذف آلودگی‌ها روش‌های متعددی وجود دارد. یکی از روش‌ها، روش سنتی است که در آن آلاینده را به محل دفن می‌برند. اشکالات این روش این است

[1*] fa.zanganeh@mail.um.ac.ir

[2]. microcystin

[3]. spirolina

که براحتی آلاینده را منتقل می‌کند و پیدا کردن محل مناسب برای دفع آن هزینه‌بر است. رویکرد بهتر نسبت به روش سنتی، حذف کامل آلودگی یا تبدیل کردن آن به مواد کم خطرتر است. فرآیندهایی که در این روش انجام می‌شوند مانند سوزاندن با درجه حرارت بالا و انواع مختلف تجزیه شیمیایی است. این روش‌ها نیز دارای معایبی از جمله هزینه‌بر بودن، پیچیدگی تکنولوژی و در معرض قرار گرفتن کارکنان و ساکنین نزدیک به محل سوزاندن است. احیای‌زیستی روش مورد استفاده برای بازگرداندن مقادیر طبیعی و مفید مناطق آلوده به وسیله‌ی میکروارگانیسم‌ها[۵] و با فعالیت‌های زیستی طبیعی است. این روش کم هزینه است و می‌تواند در محل انجام شود. با این وجود، این روش همیشه مناسب نیست زیرا نیاز به زمان نسبتا طولانی، تجربه زیاد و تخصص برای طراحی و پیاده سازی یک برنامه موفق دارد[۶].

سیانوباکتری‌ها

قدمت سیانوباکتری‌ها به ۳۵۰۰ میلیون سال قبل برمی‌گردد[۷]. سیانو باکتری‌ها گروه بزرگ، متنوع و گسترده‌ای از پروکاریوت‌ها هستند و در زیستگاه-های متنوع زیست می‌کنند[۸]. سیانوباکتری‌ها موجودات زنده و فتوسنتزکننده‌ای هستند[۹] و همه آن‌ها کلروفیل a را تولید می کنند[۷] و با گیاهان، گلسنگ‌ها و باکتری‌های موجود در خاک همزیستی دارند[۸]. اغلب سیانوباکتری‌ها رنگدانه فیکوسیانین تولید می‌کنند که موجب می‌شود مجموعه متراکم آن‌ها به صورت متمایل به آبی رنگ دیده شوند و دلیل نام‌گذاری آن‌ها (باکتری سبز- آبی) نیز همین موضوع می‌باشد[۱]. سیانوباکتری‌ها می توانند فتوسنتز کرده و نیتروژن را تثبیت کنند. این توانایی‌ها، همراه با سازگاری بسیار خوب با انواع مختلف خاک، باعث می شود آنها همه جا گیر شوند[۱۰]. اندازه‌ی سلول آنها کوچک است و در زمان شکوفایی با چشم قابل دیدن هستند[۹]. بسیاری از سیانوباکتری‌ها در داروسازی و کشاورزی و زمینه‌های دیگر کاربرد دارند. بعضی از آن‌ها مواد سمی و بسیار خطرناکی از جمله نوروتوکسین[۱]، هپاتوتوکسین[۲]، سیتوتوکسین[۳] و اندوتوکسین[۴] تولید می‌کنند. سمیت سیانوباکتری‌ها به یک موضوع با اهمیت جهانی تبدیل شده است[۸]. درجه حرارت مطلوب برای بسیاری از سیانوباکتری‌ها با حداقل چند درجه بیشتر از اکثر جلبک‌های یوکاریوتی است. بعضی از سیانوباکتری‌ها تحمل سطح بالایی از اشعه ماورای بنفش را دارند و یکی از موفق‌ترین موجودات در محیط‌زیست‌های شور هستند[۱۱]. رشد سیانوباکتری‌ها توسط در دسترس بودن فسفر محدود می‌شود. اکثر سیانوباکتری‌ها در pH بالا وجود دارند. تعاملات با سنگ آهک یکی از ویژگی‌های برخی از سیانو باکتری‌ها است[۷].

فاکتورهای مؤثر بر کشت سیانوباکتری‌ها

برای یک کشت موفق، به فاکتورهای محیطی و عملکردی مختلفی که بر روی زیست‌شناسی و عادات ارگانیسم اثر می‌گذارد باید توجه شود. مهم‌ترین فاکتورها عبارتند از: مواد غذایی، pH، نور، تراکم سلولی کشت، دما و آلودگی به وسیله‌ی میکروارگانیسم‌های دیگر. کربن، نیتروژن و فسفر از مواد غذایی اصلی برای رشد سیانوباکتری‌ها می‌باشند. دما یک فاکتور فیزیکی مهم است که بر تولید اکسیژن حاصل از فتوسنتز، بر روی غشا سیانوباکتریایی و بر در دسترس بودن مواد غذایی و جذب آن اثر می‌گذارد. سیانوباکتری‌ها به طور معمول ساکن محیط‌های آبی گرم از قبیل چشمه‌های آب گرم، دریاچه‌ها در فصل تابستان و مناطق دریایی و اقیانوسی نواحی گرمسیری و استوایی هستند اما بعضی از آن‌ها سرمادوست بوده و در محیط‌های سرد زیست می‌کنند. به طور کلی سیانوباکتری‌ها pH قلیایی را ترجیح می‌دهند. نور منبع انرژی اولیه برای رشد سیانوباکتری‌ها می‌باشد و آن‌ها را قادر می‌سازد تا همه فرآیندهای متابولیک لازم را انجام دهند. در مقابل در تراکم سلولی بالا، شدت نور در اثر افزایش کدری کشت، کاهش می‌یابد. آلودگی و رقابت نیز از موارد دیگری هستند که بر میزان و کیفیت رشد سیانوباکتری‌ها اثر می‌گذارند[۱].

کاربردهای سیانوباکتری‌ها

سیانوباکتری‌ها در زمینه‌های مختلفی کاربرد دارند. هیدروژن مولکولی یکی از منابع انرژی جایگزین سوخت‌های فسیلی امروزی است. هیدروژن مولکولی به عنوان سوخت دارای فوائدی است از جمله اینکه یک سوخت پاک و تجدیدپذیر بوده و طی تولید و مصرف آن دی‌اکسیدکربنی تولید نمی‌شود. بعضی از گونه‌های سیانوباکتری‌ها قادر به تولید هیدروژن هستند. فیکوسیانین ماده‌ای است که توسط بعضی از سیانوباکتری‌ها تولید می‌شود. فیکوسیانین[۵] و

[1] neurotoxin
[2] hepatotoxin
[3] cyetotoxin
[4] endotoxin
[5] phycocyanin

دیگر فیکوبیلی‌پروتئین‌ها[1] دارای کاربردهای زیادی از جمله در صنایع غذایی، آرایشی بهداشتی و صنایع دارویی هستند. علاوه بر این، فیکوسیانین‌ها پروتئین‌های فلورسنت غیرسمی و محلول در آب هستند که دارای خواص آنتی‌اکسیدان، ضد التهابی و ضد سرطانی هستند. متابولیسم ثانویه در گیاهان و همچنین میکروارگانیسم‌هایی مثل باکتری‌ها و قارچ‌ها بصورت گسترده در طی چند دهه مطالعه شده است و بسیاری از ترکیبات دارویی ضروری که بر اساس ترکیبات خالص سازی شده از این میکروارگانیسم‌ها به دست آمده‌اند، تایید شده‌اند. سیانوویرین یک پپتید لکتین با ۱۰۱ ریشه اسیدآمینه‌ای است که توسط *Nostoc ellipsosporum* تولید می‌شود. این ترکیب از عفونت با تمام ویروس‌های نوع HIV جلوگیری می‌کند و همچنین علیه آنفولانزا A و B، ویروس‌های روده‌ای و ویروس تنفسی به صورت قوی فعال می‌باشد. نوستوکاربولین بوسیله‌ی گونه‌های *Nostoc* تولید می‌شود و از فعالیت آنزیم بوتیریل کولین استراز ممانعت می‌کند و در درمان آلزایمر مناسب است. همچنین این ترکیب علیه بیماری‌های سل و مالاریا نیز فعال است. در میان تمام گونه‌های سیانوباکتریایی، دو گونه *Aphanizomenon flos-aquae* و *Arthrospira (Spirulina) plantnsis* دارای ارزش غذایی بالا هستند. *Spirulina* به عنوان یک منبع غذایی کامل به بازار عرضه می‌شود. مطالعات سم‌شناسی در مورد تأثیر مصرف *Spirulina* بر انسان و حیوانات نشان داده است که مصرف این میکروارگانیسم فاقد هرگونه اثر سمی و زیان‌آور است. همچنین اثبات شده است که *Spirulina* آسیب‌های ایجاد شده بوسیله‌ی توکسین‌های باکتریایی بر روی قلب، کبد، کلیه، سیستم عصبی، چشم و DNA جلوگیری می‌کند[۱].

سیانوباکتری‌ها و احیای زیستی

با توجه به اینکه سیانوباکتری‌ها نیتروژن خاک را تثبیت می‌کنند، استفاده از آن‌ها در کشاورزی برای افزایش تولید دور از انتظار نیست[۱۰]. مطالعات اخیر نشان داده است که استفاده از سیانوباکتری‌ها به عنوان کود، باعث افزایش قابل توجه مقدار کربن، فسفر، نیتروژن، ویتامین‌ها و اسیدآمینه در خاک شده و از آن‌ها به عنوان عاملی برای رشد گیاه به خصوص در مزارع برنج استفاده می‌شود[۱۲]. استفاده از سیانوباکتری‌ها به عنوان کود، هزینه تولید را کاهش می‌دهد و پتانسیل بالایی برای کشاورزان دارد[۱۳]. سیانوباکتری‌ها از جمله میکروارگانیسم‌هایی هستند که می‌توانند در تصفیه پساب‌ها مفید باشند که با استفاده از آن‌ها می‌توان مواد بدبو و آلوده‌کننده پساب‌ها را با استفاده از نور خورشید به توده زیستی سلولی تبدیل کرد. از طرف دیگر سیانوباکتری‌ها می‌توانند در حذف فلزات سنگین پساب‌های صنعتی بسیار کارآمد باشند. سیانوباکتری‌ها یکی از میکروارگانیسم‌های مؤثر در تولید مواد نانو از جمله نانو ذرات طلا هستند[۱].

احیای زیستی

احیای زیستی، استفاده از موجودات زنده به ویژه میکروارگانیسم‌ها برای تخریب آلاینده‌های محیطی به اشکال با سمیت کم‌تر است. میکروارگانیسم‌ها ممکن است بومی منطقه آلوده باشند یا از مناطق دیگر به محل آلوده منتقل شوند. عوامل مؤثر در فرآیند احیای زیستی عبارتند از وجود میکروارگانیسم‌های قادر به تخریب آلاینده‌ها، در دسترس بودن آلاینده‌ها برای میکروارگانیسم‌ها و عوامل محیطی(نوع خاک، دما، pH، مواد مغذی و حضور اکسیژن یا دیگر گیرنده‌های الکترون). میکروارگانیسم‌ها می‌توانند در هر شرایط محیطی مانند مناطق بیابانی، اکوسیستم‌های آبی و در حضور یا عدم حضور اکسیژن رشد کنند و سازگار شوند[۶]. میکروارگانیسم‌ها می‌توانند آلاینده‌های آلی را به عنوان منبع کربن و انرژی تجزیه کنند. احیای‌زیستی یک روش سازگار با محیط، غیرتهاجمی و ارزان است و می‌تواند با تبدیل یا تخریب آلاینده‌ها به اشکال بی‌ضرر یا با سمیت کم‌تر یک راه‌حل دائمی برای پایان‌دادن به آلودگی‌ها باشد. سه روش احیا در محل عبارتند از: تضعیف طبیعی، تحریک‌کردن زیستی و غنی‌سازی زیستی. تضعیف طبیعی با کاهش فعالیت میکروارگانیسم‌های بومی مرتبط است. این روش از آسیب زدن به زیستگاه اجتناب کرده و اجازه می دهد اکوسیستم به شرایط اولیه خود بازگردد. این روش بسیار طول می‌کشد. افزایش بازده احیای‌زیستی در محل شاید با روش غنی‌سازی زیستی تحقق یابد. این روش زمانی انجام می شود که میکروارگانیسم‌های بومی نتوانند آلاینده‌ها را از بین ببرند یا زمانی که جمعیت میکروارگانیسم‌های قادر به تخریب آلاینده ها به اندازه کافی زیاد نیستند. در روش غنی‌سازی زیستی، میکروارگانیسم‌هایی که به محیط آلوده وارد شده اند باید بی‌حرکت شده و قادر به تخریب آلودگی‌های خاص و زنده ماندن در یک زیستگاه خارجی باشند و از نظر ژنتیکی پایدار بوده و از طریق منافذ در خاک حرکت کنند. روش تحریک‌کردن زیستی به منظور تسریع فرآیند احیا انجام می‌شود و در این روش ترکیباتی مانند کود و کمپوست به خاک اضافه می‌شود. روش‌های خارج از محل، با کنترل پارامترهای فیزیکی

[1] phycobiliproteins

و شیمیایی، باعث کاهش بیشتر آلودگی‌ها شده و منجر به کوتاه شدن کل زمان احیاء می‌شود. این مزایا بیشتر از معایب روش‌های خارج از محل مانند هزینه اضافی و خطر مربوط به احتمال پراکندگیلودگی در طول حمل و نقل است[۵].

مزایا و معایب احیای زیستی

از مزایای احیای زیستی می‌توان به موارد ذیل اشاره کرد.(۱) احیای زیستی به دلیل طبیعی بودن، توسط عموم به عنوان روشی برای تصفیه آلاینده‌ها مورد توجه قرار می‌گیرد. میکروارگانیسم‌ها قادر به کاهش آلاینده‌ها در حضور آلاینده‌ها هستند. هنگامی که آلاینده‌ها تخریب می شوند، جمعیت زیست تخریب‌پذیر کاهش می یابند. (۲) احیای زیستی برای تخریب کامل انواع وسیعی از آلاینده ها مفید است. بسیاری از ترکیبات که مواد خطرناک در نظر گرفته می‌شوند، می‌توانند به محصولات بی ضرر تبدیل شوند. (۳) احیای زیستی بدون انتقال آلاینده‌ها از محیطی به محیط دیگر، امکان پذیر است. (۴) احیای زیستی از سایر فناوری‌های مورد استفاده در تصفیه آلاینده‌ها، ارزان‌تر است. معایب احیای زیستی شامل، (۱) احیای زیستی مربوط به آن دسته از ترکیبات است که قابل تخریب هستند. همه ترکیبات، حساس به تخریب سریع و کامل نیستند. (۲) نگرانی هایی وجود دارد که محصولات حاصل از احیای زیستی، ممکن است پایدارتر یا سمی‌تر از ترکیب اصلی باشند. (۳) مناطقی که مخلوط پیچیده‌ای از آلاینده‌ها دارند که در محیط به طور مساوی پراکنده نیستند، نیازمند توسعه اطلاعات درباره‌ی احیای زیستی هستند. (۴) احیای زیستی اغلب طولانی است[۶].

نتیجه‌گیری

با توجه به افزایش جمعیت و فعالیت‌های انسانی مانند معدنکاوی، حضور آلاینده‌ها در محیط رو به افزایش است. برای از بین بردن آلاینده‌ها از روش‌های فیزیکی و شیمیایی استفاده می‌شود که بسیار پرهزینه هستند. می‌توان از روش‌های زیستی مانند احیای زیستی یعنی استفاده از میکروارگانیسم‌ها که جزئی از طبیعت هستند، برای از بین بردن یا کاهش آلاینده‌ها استفاده کرد. احیای زیستی، هم اقتصادی بوده و هم سازگار با محیط‌زیست است. برخی از انواع میکروارگانیسم‌ها دارای خواص بالایی برای حذف آلاینده‌ها از محیط هستند. یکی از این میکروارگانیسم‌ها، سیانوباکتری‌ها هستند که کاربردهای فراوانی دارند. یکی از کاربردهای آن‌ها انجام فرآیند احیای زیستی است. سیانوباکتری‌ها برای فرآیند حذف، سریع و مناسب هستند و می‌توانند عمل احیا را بدون انتقال آلاینده‌ها از محیطی به محیط دیگر انجام دهند.

منابع

اعتمادی فر، ز. دریک وند، پ. زیست شناسی سیانوباکترها. ۱۳۹۳. دانشگاه اصفهان

Hu, Q., et al., *Microalgal triacylglycerols as feedstocks for biofuel production: perspectives and advances.* The Plant Journal, 2008. 54(4): p. 621-639.

Mata, T.M., A.A. Martins, and N.S. Caetano, *Microalgae for biodiesel production and other applications: A review.* Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2010. 14(1): p. 217-232.

Abdel -Aty, A.M., et al., *Biosorption of cadmium and lead from aqueous solution by fresh water alga Anabaena sphaerica biomass.* Journal of Advanced Research, 2013. 4(4): p. 367-374.

Anna Dzionek, D.W., Urszula Guzik, *Natural carriers in bioremediation: A review.* Electronic Journal of Biotechnology, 2016. 28: p. 40-032.

Vidali, M., *Bioremediation. An overview.* Pure Appl. Chem, 2001. 73: p. 1163–1172.

Whitton, B.A. and M. Potts, *Introduction to the Cyanobacteria*, in *Ecology of Cyanobacteria II: Their Diversity in Space and Time*, B.A. Whitton, Editor. 2012, Springer Netherlands: Dordrecht. p. 1-13.

Smith, G.D. and N. Thanh Doan, *Cyanobacterial metabolites with bioactivity against photosynthesis in cyanobacteria, algae and higher plants.* Journal of Applied Phycology, 1999. 11(4): p. 337-344.

Pagels, F., et al., *Phycobiliproteins from cyanobacteria: Chemistry and biotechnological applications.* Biotechnology Advances, 2019.

Mishra, U. and S. Pabbi, *Cyanobacteria: A potential biofertilizer for rice.* Resonance, 2004. 9(6): p. 6-10.

Whitton, B.A., *Diversity, Ecology, and Taxonomy of the Cyanobacteria*, in *Photosynthetic Prokaryotes*, N.H. Mann and N.G. Carr, Editors. 1992, Springer US: Boston, MA. p. 1-51.

Rossi, F., et al., *Cyanobacterial inoculation (cyanobacterisation): Perspectives for the development of a standardized multifunctional technology for soil fertilization and desertification reversal.* Earth-Science Reviews, 2017. 171: p. 28-43.

Vaishampayan, A., et al., *Cyanobacterial biofertilizers in rice agriculture.* The Botanical Review, 2001. 67(4): p. 453-516.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Bioremediation and other uses of cyanobacteria: review study

Fahimeh Zanganeh*[1]- Ava Heidari[1]- Adel Sepehr[2]- Mette Hedegaard Thomsen[3]

[1]Department of Environment, Faculty of Natural Resources, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran

[2]Department of arid and desert areas, Faculty of Natural Resources, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran

[3]Department of Energy Technology, Faculty of Engineering and Science, Aalborg University of Esbjerg, Esbjerg, Denmark

Abstract

Today, pollution of environment has become a serious problem due to human activities. Pollution threatens human health, natural resources and ecosystems. Bioremediation is a new technology that uses living organisms to remove contaminants. Bioremediation is a non-invasive and inexpensive environmentally compatible method and can be a permanent way to end contamination by converting or destroying contaminants to less harmful or less toxic forms. Today, bioremediation is the method used to restore the natural and beneficial amounts of contaminated areas by microorganisms. Like other ecosystems, soil is an important habitat for a variety of microorganisms. In soil, different types of fungi, algae, protozoa and bacteria live. Cyanobacteria are photosynthetic prokaryotes that live in different habitats, including the soil. These microorganisms have different uses, including the participation in bioremediation and can remove existing pollutants or reduce them to less toxic forms.

Keywords: Bioremediation – Cyanobacteria - Pollution- Microorganism

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌بهسازی

زدایش زیستی Zn از پساب شهری با بکارگیری جدایه‌های جلبک سبز

اعظم حیدرپور[۱]، ناصر علی اصغرزاد[۲]، الهه خوش منظر*[۳] و بهمن خوشرو[۴]

[۱] دانش آموخته کارشناسی ارشد بیولوژی و بیوتکنولوژی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

[۲] استاد بیولوژی و بیوتکنولوژی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

[۳] دانش آموخته کارشناسی ارشد بیولوژی و بیوتکنولوژی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

[۴] دانشجوی دکترای بیولوژی و بیوتکنولوژی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

چکیده

پساب‌های صنعتی و شهری به دلیل دارا بودن غلظت بالایی از فلزات سنگین، توانایی بالقوه‌ای در آلوده‌سازی منابع کره زمین از جمله منابع آبی دارندکه جهت مقابله با این مشکل راهکارهای متعددی از جمله استفاده از جلبک‌ها به عنوان مقرون به صرفه‌ترین و موثرترین روش در مقایسه با سایر روش‌ها پیشنهاد شده است. در این آزمایش توانایی دو جدایه بومی جلبک سبز بر حذف فلز Zn از پساب شهری غنی شده با Zn مورد بررسی قرار گرفت. آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملا تصادفی با سه فاکتور شامل زمان اندازه گیری در پنج سطح (روزهای ۳، ۶، ۹، ۱۵ و۲۰) و فاکتور غلظت فلز Zn (در سه سطح ۰، ۱۰ و ۱۰۰ mg/L) و فاکتور نوع جلبک در سه سطح (جلبک‌های *Chlorella beijerinck* و *Chlamydomonas ehrenberg* و شاهد بدون جلبک) بودند. نتایج نشان داد که هر دو گونه جلبک برای حذف Zn از پساب شهری دارای کارایی بالایی هستند جلبک *C. ehrenberg*، در جذب سطحی Zn به گروههای عاملی دیواره سلولی، و جلبک *C. beijerinck* در انتقال Zn به داخل سلول دارای کارایی بهتری داشتند. هر دو گونه جلبک توانستند بیش از ۹۰ درصد Zn محلول را در سطح سوم غلظت Zn (۱۰۰ mg/L) و در حدود ۱۰۰ درصد Zn را در سطح اول (۰mg/L) و دوم غلظت Zn (۱۰mg/L) حذف کنند. با نتایج به‌دست آمده می‌توان هر دو گونه را به عنوان جاذب زیستی مناسب برای حذف Zn از پساب شهری مورد مطالعات بیشتری قرار داد.

کلمات کلیدی: جلبک، پساب شهری، روی، حذف زیستی

مقدمه

یون‌های فلزی موجود درکودهای شیمیایی، پساب‌های شهری ناشی از فعالیت‌های صنعتی و مصارف خانگی در صورت تجاوز از حد مجاز، برای سلامتی انسان و آبزیان خطرآفرین خواهد بود. چراکه این فلزات در بافت‌هایی نظیر چربی، عضله، استخوان و مفاصل رسوب کرده و نهایتاً موجب بروز بیماری‌های بسیار خطرناک در بدن می‌شوند (پورکیوانی ۱۳۹۱). در بین روش‌های معمول حذف این نوع فلزات از پساب، جلبک‌ها به عنوان یکی از روش‌های زیستی اقتصادی‌تر و سازگار با محیط زیست بوده و هم‌چنین به وفور در دسترس می‌باشند (گانی و همکاران ۲۰۱۷). دارا بودن پتانسیل بازیافت فلز، حجم دفعی کمتر نسبت به مواد شیمیایی و لجن بیولوژیکی، راندمان بالا در فاضلاب‌های رقیق، نسبت سطح به حجم بیشتر و حذف همزمان عناصر از جمله مزایای دیگر این میکروارگانیسم‌ها می‌باشد (گوپتا و راستوگی ۲۰۰۸، گانی و همکاران ۲۰۱۷). در آزمایشی ظرفیت حذف فلز Zn توسط سلول‌های جلبک *Scenedesmus obliquus* را در پنج غلظت اولیه فلز Zn (۷۵ mg/L، ۵۰، ۲۵، ۱۰، ۰)، به مدت هفت روز مورد بررسی قرار دادند. سویه مورد بررسی حداکثر جذب Zn را در روز اول، غلظت اولیه ۷۵ mg/L و نیز در pH ۶-۷ نشان داد. طبق گزارش‌های آنها، این گونه جلبک برای حذف فلز Zn از خاک بسیار کارآمد بوده است. ژائو یانچوانگ و همکاران (۲۰۱۲) دو گونه جلبک *Chlamydomonas reinhardtii* و *Chlorella pyrenoidosa* را در محیط کشت آب غیرشور کشت دادند. سپس نتایج حاصل از کشت جلبک‌های مورد نظر در محلول‌های آبی چند فلزی حاوی Co، Cu، Zn، Ni، Mn، Cd و Fe را مورد مطالعه قرار دادند. طبق گزارش‌های آنها نه‌تنها مقدار جذب فلزات به جز فلز نیکل، توسط هر دو گونه جلبکی با افزایش غلظت فلزات افزایش یافت، بلکه جذب فلز کادمیوم در محلول‌های چند فلزی نسبت به سایر فلزات نیز افزایش یافته بود. چانگ و همکاران (۲۰۰۰) طی مطالعه‌ای توانایی ۱۱ گونه جلبک را در جذب فلزات سنگین Ni و Zn از فاضلاب مصنوعی در بازه‌های زمانی مشخصی بررسی و گزارش کردند که نه تنها تمامی این گونه‌ها توانایی تحمل محلول‌های ۳۰ mg/L Ni و Zn را داشتند، بلکه در بین آنها برخی گونه‌ها نظیر *Scenedesmus quadricauda* احتمالاً به خاطر حجم زیاد زیتوده در مقایسه با سایر گونه‌ها بیشترین جذب فلز را از خود نشان داد. علاوه بر این، در محلول حاوی ۳۰ میلی‌گرم برلیتر نیکل و ۳۰ میلی‌گرم بر لیتر روی، در مدت زمان ۵ دقیقه حدود ۹۸ درصد نیکل و روی به طور همزمان از محلول

حذف شدند. این محققان دومین گونه مؤثر در حذف نیکل را گونه *Chlorella miniata* معرفی کردند که غلظت Ni را بعد از ۹۰ دقیقه به mg/L ۱۰رسانده بود. فلز Zn، بیست و سومین عنصر در پوسته زمین از نظر فراوانی می‌باشد. اگرچه Zn به طور طبیعی در آب‌ها ازجمله آب دریا با متوسط غلظت $\mu g\ L^{-1}$ ۵ -۰/۶ و در رودخانه ها با متوسط غلظت $\mu g\ L^{-1}$ ۱۰-۵ موجود است، اما با توجه به اطلاعات سازمان حفاظت محیط زیست (ATSDR) غلظت آن در آب آشامیدنی نباید بیش‌تر از mg/L ۵ باشد (انینیموس ۱۹۹۹). با توجه به غلظت بالای فلزات سنگین در پساب‌های پالایش شده خروجی شهرها در ایران و ورود آنها به بخش کشاورزی (بنا به گزارش اداره تصفیه خانه فاضلاب تبریز -منطقه قراملک)، در این تحقیق به بطور اختصاصی به امکان حذف فلز Zn بوسیله دو گونه جلبک سبز از پساب خروجی شهر تبریز پرداخته شده است.

مواد و روش‌ها

گونه‌های جلبکی

برای اجرای آزمایش دو گونه جلبک سبز (جلبک‌های *Chlorella beijerinck* و *Chlamydomonas ehrenberg*) از آزمایشگاه بیولوژی خاک دانشگاه تبریز دریافت گردید (حیدرپور ۱۳۹۵)

آماده‌سازی تیمارهای Zn

پساب مورد مطالعه از فاضلاب تصفیه شده منطقه قراملک تبریز بود که مقادیر ۰، ۱۰ و ۱۰۰ mg/L Zn از نمک $ZnSO_4.7H_2O$ بر آن افزوده شد. با توجه به اینکه غلظت Zn در فاضلاب خروجی تصفیه شده و نشده در دوره های زمانی متفاوت می باشد لذا در این تحقیق از فاضلاب شهری تصفیه شده با mg/L Zn ۰/۲۵ بعنوان محیط پایه استفاده و سطوح Zn مورد نظر به آن افزوده شد.

تلقیح گونه های جلبک به تیمارها

تلقیح جلبک در ارلن‌های ۲۵۰ml حاوی ml ۱۰۰ پساب دارای غلظت‌های معین روی انجام شد. میزان تلقیح برابر۱۰۰l µ با جمعیت $۱۰^{۴}$ × ۱/۵ Cell/ml بود (وترل ۱۹۶۱). ارلن‌های حاوی پساب تلقیح شده با گونه‌های جلبک با هوادهی مناسب (به وسیله پمپ آکواریوم مجهز به فیلتر) به مدت ۲۰ روز در دمای $۲۵c^{o}$ با شدت نور $\mu mol\ m^{-2}$ ۴۰۰۰ و با رعایت چرخه نوری (۱۶ ساعت نور - ۸ ساعت تاریکی) نگهداری شدند. ارلن های شاهد با سطوح مختلف Zn ولی بدون جلبک نیز تهیه شدند.

اندازه‌گیری پارامترها

در طول ۲۰ روز آزمایش، در بازه‌های زمانی ۳، ۶، ۹، ۱۵ و ۲۰ روز، پنج میلی‌لیتر از هر ارلن تحت شرایط استریل جهت اندازه‌گیری Zn محلول در روشناور، جذب شده در سطح سلول و وارد شده به درون سلول‌های جلبک (متسوناگا و همکاران ۱۹۹۹) برداشت شد.

Zn کل حذف شده توسط زیتوده جلبک

با محاسبه اختلاف بین مقدار بدست آمده از غلظت Zn روشناور و مقدار اولیه موجود در محلول‌ها، مقدار کل روی حذف شده توسط زیتوده جلبکی به‌دست آمد (کریستینا و همکاران ۲۰۱۱).

طرح آزمایشی و تجزیه آماری

این آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه فاکتور و در سه تکرار انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل فاکتور زمان در پنج سطح (روزهای ۳، ۶، ۹، ۱۵ و ۲۰ام) و فاکتور غلظت فلز Zn (در سه سطح ۰، ۱۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) و فاکتور نوع جلبک در سه سطح (جلبک‌های *Chlorella beijerinck* و *Chlamydomonas ehrenberg* و شاهد بدون جلبک) بودند. آزمون نرمال بودن توزیع داده‌ها و سپس تجزیه واریانس و مقایسه میانگین آنها با استفاده از نرم‌افزار SPSS و رسم نمودارها با Exce1 انجام شد. مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

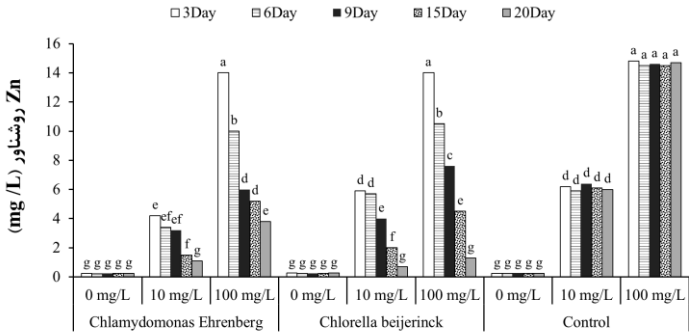
---

[1] Agency for Toxic Substances and Disease Registry

نتایج و بحث

غلظت Zn روشناور

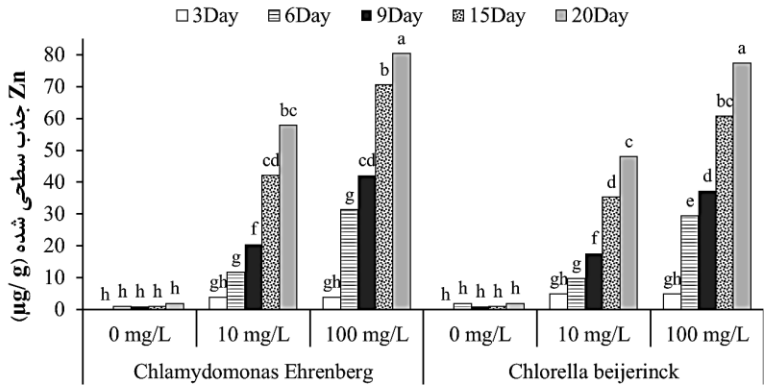
نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد که اثر اصلی و اثر متقابل (دوگانه و سه گانه) گونه‌های جلبک-سطوح Zn - زمان بر مقدار Zn روشناور پساب شهری معنی‌دار است ($P<0.01$). نتایج مقایسه میانگین، کاهش مقدار Zn روشناور را در طول زمان نشان داد. هر دو گونه جلبک در حذف روی روشناور با نمونه شاهد اختلاف معنی‌داری داشتند. گونه CE در غلظت ۱۰mg/L توانست غلظت روی روشناور در پساب را در روز سوم از ۴/۲mg/L به ۱/۱ mg/L در روز بیستم برساند. این مقادیر برای گونه CB در سطح ۱۰ mg/L پساب برای روز سوم ۵/۹ $mg\ L^{-1}$ بود که به ۰/۷ mg/L در روز بیستم کاهش یافت. همچنین در سطح ۱۰۰ mg/L روی گونه CE توانست غلظت روی روشناور پساب را در روز سوم از ۱۴ mg/L به ۳/۸ در روز بیستم کاهش دهد و گونه CB نیز در همین سطح توانست غلظت روی محلول را از ۱۴ mg/L به ۱/۳ mg/L در روز بیستم کاهش دهد(شکل ۱). با توجه به نتایج این بخش می‌توان پی برد که گونه CB عملکرد بهتری برای حذف Zn روشناور نسبت به گونه CE از خود نشان داده است.



شکل ۱: مقایسه میانگین اثرات متقابل غلظت فلز-زمان-جلبک بر تغییرات غلظت روی روشناور

روی جذب سطحی شده

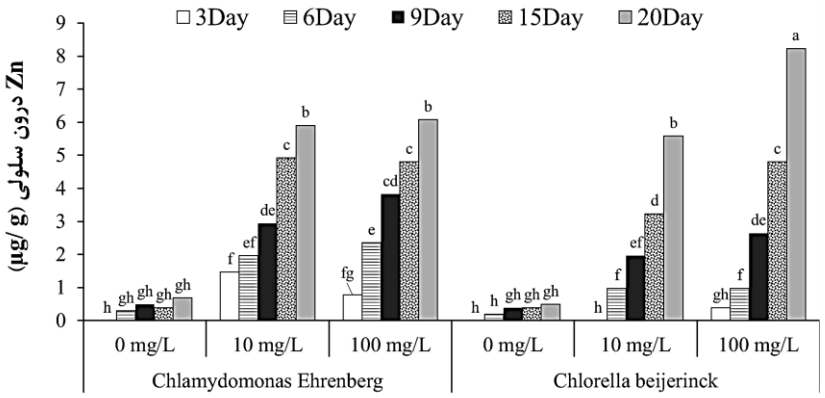
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر اصلی و متقابل (دوگانه و سه گانه) گونه‌های جلبک – زمان- سطوح Zn در پساب شهری بر Zn جذب سطحی شده معنی‌دار می‌باشد ($P<0.01$). با گذشت زمان، غلظتZn جذب شده در سطح سلول در غلظت‌های ۱۰ و ۱۰۰ mg/L در هر دو گونه جلبکی افزایش یافت. بین گونه‌های جلبک در جذب سطحی Zn بعد از ۲۰ روز اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد ولی گونه CE در غلظتهای ۱۰ و ۱۰۰ میلی گرم Zn نسبت به گونه CB دارای عملکرد بهتری برای جذب سطحی Zn در دیواره سلولی خود و حذف آن از محیط را نشان داد (شکل ۲).



شکل ۲: مقایسه میانگین اثرات متقابل غلظت فلز-زمان-جلبک بر تغییرات غلظت روی جذب سطحی شده

روی انتقال یافته به درون سلول جلبک

آنالیز واریانس نشان داد که اثر اصلی و همچنین اثرات متقابل دوگانه و سه گانه گونه جلبک –زمان- غلظت Zn بر Zn جذب شده به درون سلول در پساب شهری معنی‌دار بوده ($P<0.01$). نتایج مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که با گذشت زمان مقدار بیشتری Zn از محیط جذب داخل سلول جلبک شده است. در غلظت ۰ mg/L Zn) mg/L ۰/۲۵) بین دو گونه جلبک اختلاف معنی‌داری دیده نشد ولی در غلظتهای ۱۰ و ۱۰۰ میلی گرم بین دو گونه جلبک اختلاف معنی داری مشاهده شد به طوریکه در غلظت ۱۰ میلی گرم، جلبک CE و در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم، جلبک CB عملکرد بهتری را از خود نشان دادند (شکل ۳).

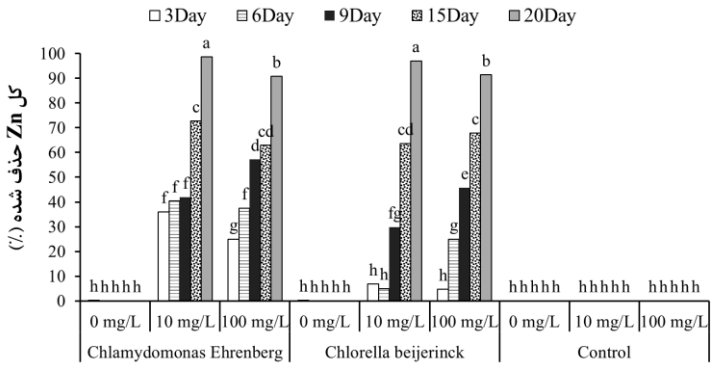


شکل ۳: مقایسه میانگین اثرات متقابل غلظت فلز-زمان-جلبک بر تغییرات غلظت روی درون سلولی

تینگ و همکاران (۱۹۸۹) جذب یون‌های فلزی را به دو مرحله تقسیم نمودند: مرحله سریع و مرحله آهسته. مرحله سریع مربوط به جذب یون‌ها در سطح سلول و مرحله آهسته مربوط به جذب یون‌ها به درون سلول می‌باشد و معمولا بیشتر فلز موجود با روش جذب در سطح سلول از محیط حذف می‌شوند. عزیز خانی و همکاران (۱۳۹۱) با بررسی اثر ریزجلبک‌های *Spirulina platenesis* و *Chlorella vulgaris* در فیلترهای ریستی به منظور حذف فلزات سنگین از فاضلاب‌های صنعتی به این نتیجه رسیدند که به‌کارگیری ریزجلبک‌ها به دلیل جذب سطحی و ایجاد پیوند با این فلزات به‌صورت فیلترهای زیستی سازمان یافته می‌تواند مفید واقع شوند و با کاهش هزینه‌ها، کارآیی فیلتراسیون را افزایش دهند. بایرام اوغلو و همکاران (۲۰۰۶) بیان کردند که ریزجلبک‌ها ظرفیت بالایی در حذف فلزات از خود نشان داده‌اند. مونوز و همکاران (۲۰۰۶) و توزون و همکاران (۲۰۰۵) نیز بیان کردند که ریز جلبک‌ها با توجه به داشتن پلی‌ساکاریدها و پروتئین ها در سطح سلول، نسبت به سایر ریزجاندارانهای جاذب از قبیل باکتری‌ها، قارچها و مخمرها عملکرد بهتری در حذف زیستی داشته‌اند.

کل Zn حذف شده توسط جلبک

کل Zn حذف شده توسط جلبک‌های مورد آزمایش از اختلاف بین غلظت اولیه Zn در پساب و مقدار حذف شده آن از محلول توسط جلبک (شامل Zn جذب سطحی شده سلول و Zn انتقال یافته به درون سلول) بدست آمد. تقریباً عملکرد هر دو گونه جلبک در حذف Zn پساب شهری در مقایسه با نمونه شاهد یکسان بود و تقریبا بالای ۹۰٪ از Zn محلول در پساب شهری را حذف کردند (شکل ۳).

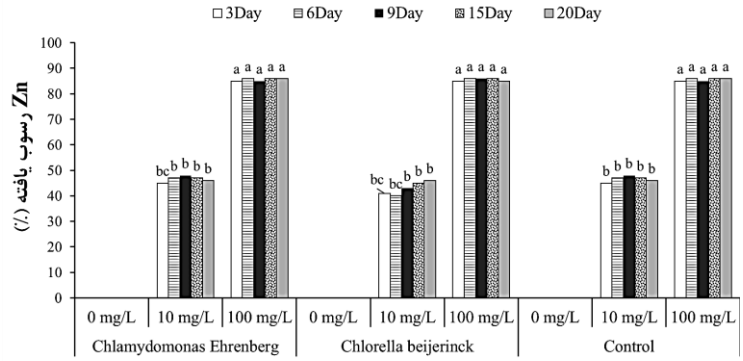


شکل ۳: مقایسه میانگین اثرات متقابل غلظت فلز-زمان-جلبک بر کل غلظت روی حذف شده

شیخاص و همکاران (۲۰۰۸) پس از بررسی جذب فلز Zn توسط جلبک سبز در زمان‌های کوتاه از آب‌های آلوده بیان کردند که حدود ۹۰٪ از فلز توسط جلبک در زمان ۳۰ دقیقه حذف شد. ژاأ و همکاران (۲۰۱۲) نیز با مطالعه بر روی حذف فلز Zn و Cu از آب‌های آلوده توسط دو گونه جلبک سبز بیان کردند که هر دو گونه بالاترین راندمان (نزدیک ٪۱۰۰) را در حذف هر دو فلز از محلول‌های آبی، از خود نشان دادند و همچنین مشاهده کردند که مقدار فلز جذب شده به سطح سلول، بسیار بیشتر از مقدار جذب درون سلول شده بود.

Zn رسوب یافته

در این آزمایش حدود ۸۵ درصد Zn در سطح ۱۰۰ mg/l و حدود ۴۵ درصد Zn در سطح ۱۰ mg/l رسوب یافت. مقدار Zn رسوب یافته در زمانهای مختلف یکسان بود (شکل ۴)



شکل۴: مقایسه میانگین اثرات متقابل غلظت فلز-زمان-جلبک بر کل غلظت روی رسوب یافته

نتیجه‌گیری

هر دو جلبک توانستند با عملکرد بالایی غلظت Zn محلول (در بخش روشناور) را کاهش دهند. هر چند که جلبک *C. beijerinck* از این نظر تواناتر بود. این دو جلبک برای مقابله با غلظت بالای Zn محلول از راهکارهایی مانند جذب سطحی Zn در دیواره به واسطه گروه های عاملی و نیز جذب و انتقال روی به داخل سلول استفاده می‌کنند. نتیجه بررسی میزان جذب سطحی Zn در دیواره جلبکها نشان داد که گونه *C. ehrenberg* عملکرد بالاتری نسبت به گونه *C. beijerinck* داشته ولی در بخش انتقال Zn به داخل

سلول عکس این حالت مشاهده شد. از آنجایی که حذف زیستی Zn حاصل برآیند دو راهکار ذکر شده در بالا می‌باشد لذا در نهایت عملکرد گونه‌ها تفاوت چشم‌گیری با هم نداشته و هر دو گونه توانایی حذف زیستی Zn از محیط را دارند و می‌توان پس از مطالعات تکمیلی آن‌ها را به عنوان جاذب زیستی معرفی کرد.

منابع

پور کیوانی نورگر، پ.، ۱۳۹۱. روش‌های جذب فلزات سنگین توسط جاذب‌ها. پایان‌نامه کارشناسی، دانشکده فنی مهندسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران جنوب.

حیدرپور ا.، ۱۳۹۵. حذف زیستی Zn از آب‌های آلوده با بکارگیری جدایه‌های جلبک سبز. پایاننامه کارشناسی ارشد. دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

عزیزخانی، م.، باغستانی، م.، نیک منش، ه و فخری، م. ۱۳۹۱. بررسی بکارگیری ریزجلبکهای *اسپیرولینا پلتنسیس و کلرولا وولگاریس* در بایوفیلترها به منظور حذف فلزات سنگین از فاضلابهای صنعتی، مجله علمی پژوهشی فیض دانشگاه علوم پزشکی کاشان، جلد ۱۶، شماره ۷ صفحه های ۷۱۷-۷۲۸.

Cheng, S., Grosse, W., Karrenbrock, F. and Thoennessen, M. 2002. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. Ecological Engineering, 18, 317-325.

Cristina, M., Monteiro, Paula. M.L., Castro, F. and Malcata, X. 2011. Biosorption of zinc ions from aqueous solution by the microalga Scenedesmus obliquus. Environmental Chemistry Letters, 9, 169-176.

Dinesh Kumar, S., Santhanam, P., Anata, S., Jayalakshmi, T., Shenbaga, Devi, A., Nandakumar, R., Balaji Prasath, B., Jeyanthi, S., Jayalakshmi, T. and Anathi, P. 2014. Effect of different dosages of zinc on the growth and biomass in five marine microalgae. International Journal of Fisheries and Aquaculture, 6, 1-8.

Gani, P., Sunar, N.M., Matias-Peralta, H., Parjo, U.K. and Oyekanmi, A.A. 2017. Green Approach in the Bio-removal of Heavy Metals from wastewaters. In *MATEC Web of Conferences* (Vol. 103, p. 06007). EDP Sciences.

Gupta, V.K., Rastogi, A., Saini, V.K. and Jain, N. 2006. Bio sorption of copper(II) from aqueous solutions by Spirogyra species. Journal of Colloid and Interface Science, 296, 59-63

Matsunaga, T., Takeyama, H., Nakao, T. and Yamazawa, A. 1999. Screening of marine microalgae for bioremediation of cadmium-polluted seawater. Journal of Biotechnology, 70, 33-38.

Mun˜oz, R., Alvarez, M.T., Mun˜oz, A., Terrazas, E., Guieysse, B. and Mattiasson, B. 2006. Sequential removal of heavy metal ions and organic pollutants using an algalbacterial consortium. Hemosphere, 63, 903-911.

Sheikhace, D., Ashour, I. and Abu Al-Rub, F.A. 2008. Biosorption of Zinc on Immobilized Green Algae: Equilibrium and Dynamics Studies. The Journal of Engineering Research, 5, 20-29.

Ting, Y.P., Lawson, F. and Prin, I.G. 1989. Uptake of cadmium and zinc by the alga *Chlorella vulgaris*: part 1. Individual ion species. Biotechnology and Bioengineering, 34, 990- 999.

Tu¨zu¨n, I., Bayramog˘lu, G., Yalc¸ın, E., Bas aran, G.C., elik, G. and Arica, M.Y. 2005. Equilibrium and kinetic studies on biosorption of Hg(II), Cd(II) and Pb(II) ions onto microalgae *Chlamydomonas reinhardtii*. Journal of Environmental Management, 77, 85-92.

Van Vuuren, S.J., Taylor, J., Van Ginkel, C. and Gerber, A. 2006. Easy identification of the most common freshwater algae: A guide for the identification of microscopic algae in South African freshwaters. Resource Quality Services (RQS), South Africa, 200p.

Wetherell, D.F. 1961. Culture of fresh water algae in enriched natural sea water. An International Journal of Plant Biology, 14, 1-6.

Zhou, G.J., Peng, F.Q., Zhang, L.J. and Ying, G.G. 2012. Bio-sorption of zinc and copper from aqueous solutions by two freshwater green microalgae *Chlorella pyrenoidosa* and *Scenedesmus obliquus*. Environmental Science and Pollution Research, 19, 2918-2929.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Bio-removal of Zn from contaminated water by using green algae isolates

A. Heidarpour[1], N. Aliasgharzad[2], E. Khoshmanzar[3*] and B khoshru[4]
[1]MSc of Soil Biology and Biotechnology, Faculty of Agriculture, Univ. of Tabriz, Iran
[2]Prof.of Soil Biology and Biotechnology, Dept. of Soil Science, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Iran.
[3]MSc of Soil Biology and Biotechnology, Faculty of Agriculture, Univ. of Tabriz, Iran
[4]PhD Student of Soil Biology and Biotechnology, Faculty of Agriculture, Univ. of Tabriz, Iran
*Corresponding Author: khoshmanzar83@gmail.com

Abstract

Industrial and municipal wastewater could contaminate soil and water resources with heavy metals. Several solutions have been proposed to address this issue such as using algae as the most effective method in terms of cost and time in comparison with other methods. In this research the effects of two native algal species in Zn removal from enriched municipal sewage with Zn, was investigated. A factorial complete randomized block design was performed with three factors including time at five levels (3, 6, 9, 15, 20 days), Zn concentration at three levels (0, 10, 100 mg/L) and algae at three levels (*Chlorella beijerinck*, *Chlamydomonas ehrenberg* and control without algae). The results showed that both algal species have high efficiency in Zn removal from wastewater. CE algae had the higher efficiency in Zn adsorption on cell wall functional groups and CB algae had the higher efficiency in transferring Zn into the cell. Both algal species were able to eliminate more than 90% of the soluble Zn at the third level of Zn concentration (100 mg/L) and 100% of soluble Zn at first (0 mg/L) and second level of Zn concentration(10 mg/L). Accordingly, it can be concluded that both algal isolates can be considered as suitable bioabsorbants for removing Zn form polluted waters.

Keywords: Algae, Wastewater, Zn, Bio removal

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

اصلاح خاک مونت‌موریلونایتی آلوده شده به مس و کادمیوم با استفاده از هیومیک اسید

سجاد حضرتی [۱]، محسن فرحبخش [۲*]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم و مهندسی خاک دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران

[۲] دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک دانشکده مهندسی و فناوری کشاورزی، دانشگاه تهران

چکیده

انباشت فلزات سنگین در خاک‌ها در دهه‌های اخیر تبدیل به یکی از مهم‌ترین بحث‌های مجامع علمی شده است. در تحقیقات، از روش‌های مختلفی برای پالایش آلاینده‌های خاک استفاده شده است. یکی از مؤثرترین مواد در شستشو و حذف فلزات سنگین از خاک‌ها، استفاده از مواد هیومیکی است. در این تحقیق از هیومیک اسید مستخرج از پیت برای حذف مس و کادمیوم از یک خاک با رس غالب مونت‌موریلونایت آلوده استفاده شد. غلظت‌ها و زمان‌های مختلف برای استخراج بهینه اعمال شد. پس از دستیابی به شرایط بهینه، شستشوی خاک در سه مرحله انجام گرفت و نتایج نشان داد که پس از سه مرحله شستشوی خاک با هیومیک اسید، ۷۸/۶ درصد از مس و ۹۵/۳ درصد از کادمیوم از خاک حذف گردید. هیومیک اسید کارایی بالایی را در استخراج و حذف فلزات سنگین از خاک داشت و همچنین به‌عنوان یک منبع غیر آلاینده و سازگار با محیط‌زیست می‌تواند به کار گرفته شود.

کلمات کلیدی: اصلاح خاک، شستشوی خاک، فلزات سنگین، مونت‌موریلونایت، هیومیک اسید

مقدمه

گسترش صنایع و نیاز روزافزون به مواد معدنی در دهه‌های اخیر، باعث افزایش استخراج فلزات سنگین از معادن و به‌تبع آن افزایش ورود این فلزات به محیط‌زیست شده است (Udovic و Lestan، ۲۰۱۲). روش‌های مختلفی برای پالایش فلزات سنگین به کار می‌رود. یکی از روش‌های متداول، شستشوی خاک است، که مبنای این روش افزایش تحرک فلزات، توسط عامل شیمیایی در خاک و استخراج آن از محیط خاک است. عامل‌های متعددی مانند اسیدهای آلی (اگزالیک اسید، استیک اسید)، کیلیت کننده (EDTA)، سورفاکتانت‌ها و بیوسورفاکتانت‌ها به کار گرفته شده است (Mulligan، ۲۰۰۹). ازجمله بیوسورفاکتانت‌های طبیعی که توانایی بالایی در تشکیل کمپلکس با فلزات سنگین و افزایش تحرک آن دارد، مواد هیومیکی، مانند فولویک اسید و هیومیک اسید است (Mulligan، ۲۰۰۵).

در تحقیقات انجام‌شده در دو خاک با بافت‌های سنگین و متوسط، نتایج نشان داده که مقادیر کادمیوم و مس حذف‌شده از خاک رسی، به ترتیب برابر ۳۶/۵ درصد و ۵۳/۲ درصد و از خاک بافت متوسط ۶۹/۱ درصد و ۸۰/۷ درصد بود. نتایج این تحقیق حاکی از مؤثر بودن مواد هیومیکی در حذف فلزات سنگین از خاک‌ها و کاهش ریسک آلایندگی زیست‌محیطی بود (Kulikowska و همکاران، ۲۰۱۵). نتایج تحقیقات دیگری نیز نشان داد که مواد هیومیکی توانایی بالقوه‌ای در حذف کادمیوم از سه خاک با بافت‌های متفاوت دارد و این محققین گزارش کردند که مواد هیومیکی به دلیل ماهیت ساختاری خود، کمترین اثرات سوء محیط‌زیستی را دارد (Meng و همکاران، ۲۰۱۷). همچنین در گزارش‌های مختلف نیز به هزینه‌های پایین کاربرد مواد هیومیکی به‌عنوان عامل استخراج‌کننده فلزات سنگین از خاک‌ها پرداخته شده است (Zhang و همکاران، ۲۰۱۹). در تحقیق حاضر از هیومیک اسید به‌عنوان عامل سازگار با محیط‌زیست، برای پالایش فلزات سنگین استفاده شده و هدف از این پژوهش، برآورد و امکان‌سنجی کارآیی هیومیک اسید در حذف آلاینده‌ها از یک خاک با رس غالب مونت‌موریلونایت است.

* ایمیل نویسنده مسئول: mfbakhsh@ut.ac.ir

مواد و روش‌ها

خاک مورد آزمایش از شهرک محمودآباد استان قزوین با مختصات جغرافیایی N ″۴.۱ ′۱۷ °۳۶ و E ″۵۲.۱ ′۵۳ °۴۹ نمونه‌برداری شد. مطابق با بررسی‌های قبلی انجام‌شده، خاک این منطقه دارای کانی غالب مونت‌موریلونایت می‌باشد و انتخاب خاک این منطقه بدین‌جهت صورت گرفت. پس از هوا خشک و الک کردن خاک، آنالیزهای اولیه بر روی خاک انجام گردید. سپس برای آلوده سازی خاک به دو عنصر کادمیوم و مس، مطابق با دستورالعمل (Thawornchaisit و Polprasert، ۲۰۰۹)، ۵۰۰ گرم خاک با محلول حاوی نمک دو عنصر با غلظت‌های ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر کادمیوم و ۱۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر مس، به مدت یک ماه در دمای آزمایشگاه بر روی دستگاه شیکر تکان داده شد. پس از این مدت، خاک هوا خشک شده و در ظرف پلی‌اتیلنی نگه‌داری شد.

هیومیک اسید از منبع پیت، مطابق با روش ارائه شده توسط انجمن بین‌المللی مواد هیومیکی (IHSS) استخراج و خالص‌سازی گردید (Swift، ۱۹۹۶). سپس هیومیک اسید استخراج‌شده توسط دستگاه فریز درایر خشک در ظرف پلی‌اتیلنی در یخچال نگه‌داری شد. تمامی آزمایش‌ها بر مبنای غلظت میلی‌گرم کربن هیومیک اسید که توسط دستگاه TOC analyzer مورد آنالیز قرار گرفته بود، انجام گردید. برای رسیدن به زمان بهینه استخراج فلزات سنگین، زمان‌های متعددی (۱۰، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۳۶۰، ۷۲۰، ۱۴۴۰، ۲۸۸۰ دقیقه) مورد بررسی قرار گرفت. پس از دستیابی به زمان بهینه استخراج فلزات سنگین، غلظت‌های هیومیک اسید شامل ۰، ۱۰۰، ۲۵۰، ۵۰۰، ۱۰۰۰، ۲۰۰۰، ۳۰۰۰، ۴۰۰۰ میلی‌گرم کربن بر لیتر مورد بررسی قرار گرفت. پس از دستیابی به زمان و غلظت بهینه استخراج فلزات سنگین، در طی سه مرحله شستشوی خاک انجام گرفت. تمامی آزمایش‌ها در pH محدوده ۷ تنظیم شد و نسبت یک گرم خاک به ۴۰ میلی‌لیتر محلول استخراج‌کننده، در دمای ۲۵±۰/۳ درجه سانتی‌گراد انجام شد و نمونه‌های آزمایش در سرعت ۱۰۰ دور در دقیقه بر روی دستگاه شیکر تکان داده شد.

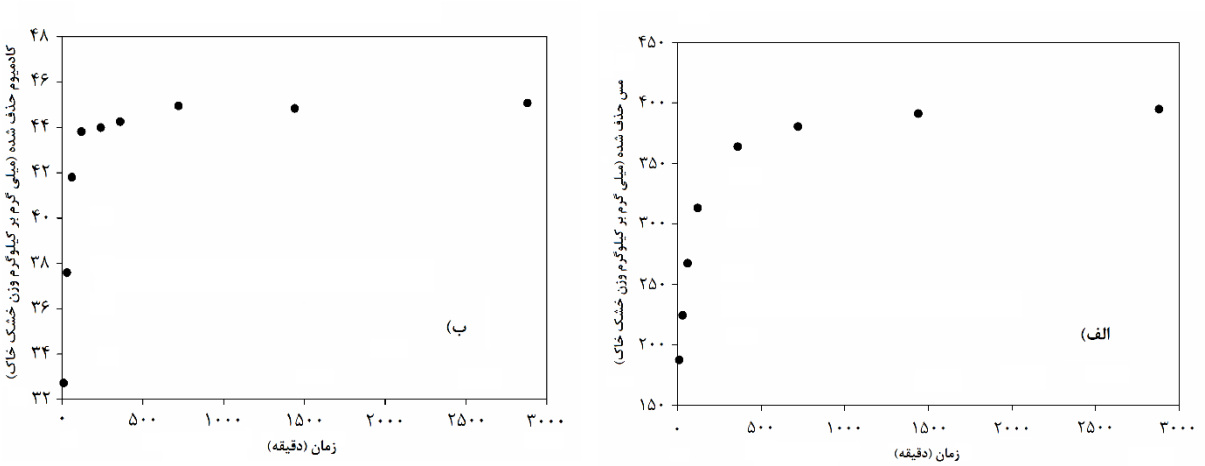
نتایج و بحث

اثر زمان بر حذف فلزات سنگین از خاک

در زمان‌های ابتدایی آزمایش، حذف عنصر مس دارای سرعت بیشتری بود. با گذشت زمان و نزدیک شدن به تعادل، افت سرعت آزادسازی مشاهده شد (شکل ۱). در مورد فلز کادمیوم، پس از گذشت زمان حدود ۱۲۰ دقیقه، تعادل نسبی در آزادسازی فلز کادمیوم مشاهده شد که در مقایسه با مس زمان تعادلی پایین‌تری را داشت. آزادسازی فلزات از خاک و برقراری زمان تعادل بستگی به ویژگی‌های خاک، نوع عامل استخراج‌کننده و نوع فلز آلاینده دارد (Meng و همکاران، ۲۰۱۷). با توجه به نتایج، زمان ۷۲۰ دقیقه به‌عنوان زمان بهینه برای استخراج هردو عنصر از خاک انتخاب شد.

اثر غلظت هیومیک اسید بر حذف فلزات سنگین از خاک

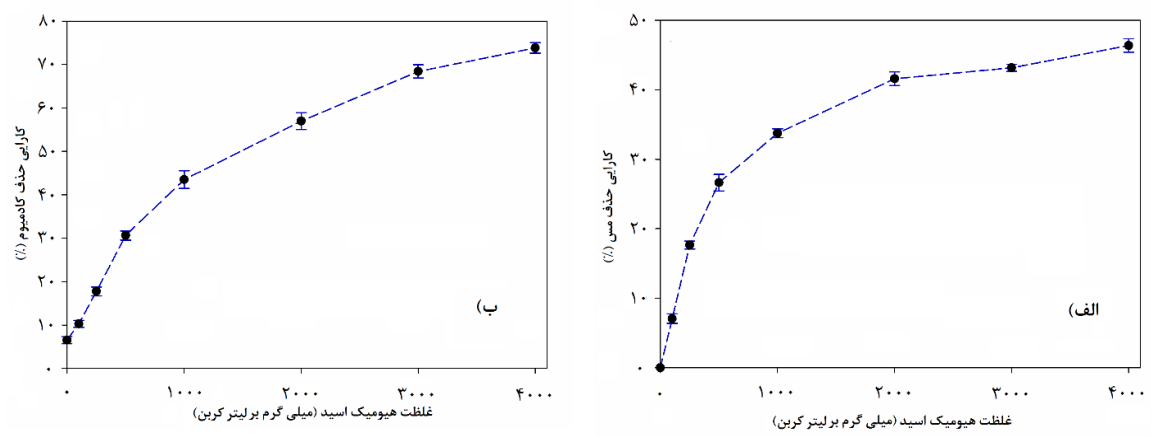
غلظت‌های مختلف هیومیک اسید برمبنای میلی‌گرم کربن بر لیتر ، برای ارزیابی کارآیی حذف دو فلز سنگین ارزیابی شد. در غلظت‌های ابتدایی به خصوص در حذف عنصر مس، سرعت آزادسازی بالا بوده و پس از غلظت ۲۰۰۰ میلی‌گرم کربن بر لیتر هیومیک اسید، اختلاف مقادیر آزادشده از فلز مس ناچیز بود. در عنصر کادمیوم با افزایش غلظت هیومیک اسید مقادیر آزادشده افزایش قابل‌توجهی داشت. نتایج تحقیقات نیز حاکی از آن است که در آلودگی‌های ثانویه فلزات سنگین، کادمیوم تمایل بیشتری به ماندن در فازهای متحرک‌تر دارد و نسبت به آلودگی‌های ناشی از مواد مادری، زیست‌فراهمی کادمیوم در این شرایط بالاتر است (Kashem و همکاران، ۲۰۰۷). نتایج تحقیق حاضر نیز نشان‌دهنده این مورد است. با توجه به نتایج به دست آمده، غلظت ۳۰۰۰ میلی‌گرم کربن بر لیتر هیومیک اسید، به‌عنوان غلظت بهینه در استخراج دو فلز مورد بررسی انتخاب گردید (شکل ۲).



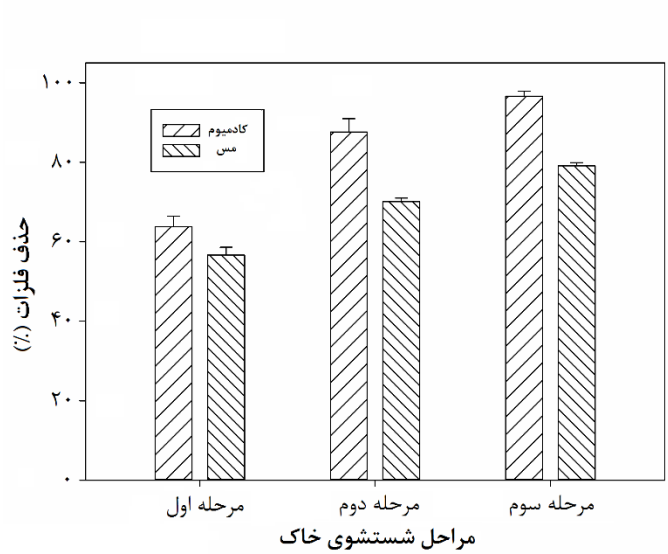
شکل ۱- اثر زمان بر حذف (الف) مس و (ب) کادمیوم از خاک (غلظت هیومیک اسید محلول استخراج‌کننده برابر ۸۵۲ میلی‌گرم کربن بر لیتر)

شستشوی سه مرحله‌ای خاک آلوده

پس از به دست آمدن زمان و غلظت بهینه برای استخراج فلزات سنگین از خاک آلوده، در طی سه مرحله شستشوی خاک انجام شد. در شستشوی مرحله اول، هیومیک اسید توانست ۵۶/۶ درصد مس و ۶۳/۸ درصد کادمیوم را از خاک آلوده حذف کند. افزایش مقدار آزاد شده از هر دو فلز سنگین در طی سه مرحله، نشان‌دهنده اهمیت و معنی‌داری شستشوی چندمرحله‌ای خاک آلوده بود. بدین نحو که در مجموع سه مرحله شستشوی خاک ۷۸/۶ درصد از فلز مس و ۹۵/۳ درصد از کادمیوم از خاک حذف گردید (شکل ۳). نتایج دیگر تحقیقات نیز حاکی از اهمیت شستشوی چندمرحله‌ای خاک آلوده است (Kulikowska و همکاران، ۲۰۱۵). این امر باعث استخراج بیشتر فلزات از بخش‌هایی مانند مواد آلی خاک و بخش کانی‌های رسی خاک می‌شود (Gusiatin و Klimiuk، ۲۰۱۲).



شکل ۲- اثر غلظت هیومیک اسید بر حذف (الف) مس و (ب) کادمیوم از خاک (زمان آزمایش برابر ۱۸۰ دقیقه)



شکل ۳- شستشوی سه مرحله‌ای خاک آلوده (زمان آزمایش برابر ۷۲۰ دقیقه و غلظت هیومیک اسید برابر ۳۰۰۰ میلی‌گرم کربن بر لیتر)

نتیجه گیری

نتایج تحقیق حاضر نشان داد که در طی شستشوی خاک آلوده به فلزات سنگین، بخش قابل توجهی از فلزات از خاک حذف گردید. نتایج شستشوی چند مرحله نیز نشان دهنده تاثیر معنی دار حذف فلزات از ساختار خاک بود. با استناد به نتایج می توان نتیجه گرفت، هیومیک اسید با توجه به ویژگی های ساختاری خود توانایی ویژه ای در تشکیل کمپلکس و متحرک سازی فلزات در محیط خاک دارد. از طرفی، با توجه به ماهیت سازگاری با محیط زیست، استفاده از این ترکیب در پالایش آلاینده ها از خاک، می تواند کمترین اثرات منفی محیط زیستی را در پی داشته باشد.

منابع

Gusiatin, Z. M. and E. Klimiuk (2012). "Metal (Cu, Cd and Zn) removal and stabilization during multiple soil washing by saponin." Chemosphere **86**(4): 383-391.

Kashem, M. A., B. R. Singh and S. Kawai (2007). "Mobility and distribution of cadmium, nickel and zinc in contaminated soil profiles from Bangladesh." Nutrient Cycling in Agroecosystems **77**(2): 187-198.

Kulikowska, D., Z. M. Gusiatin, K. Bułkowska and K. Kierklo (2015). "Humic substances from sewage sludge compost as washing agent effectively remove Cu and Cd from soil." Chemosphere **136**(Supplement C): 42-49.

Meng, F., G. D. Yuan, J. Wei, D. X. Bi, Y. S. Ok and H. L. Wang (2017). "Humic substances as a washing agent for Cd-contaminated soils." Chemosphere **181**: 461-467.

Mulligan, C. N. (2005). "Environmental applications for biosurfactants." Environmental Pollution **133**(2): 183-198.

Mulligan, C. N. (2009). "Recent advances in the environmental applications of biosurfactants." Current Opinion in Colloid & Interface Science **14**(5): 372-378.

Swift, R. S. (1996" .(Organic matter characterization." Organic Matter Characterization: 1011-1069.

Thawornchaisit, U. and C. Polprasert (2009). "Evaluation of phosphate fertilizers for the stabilization of cadmium in highly contaminated soils." Journal of Hazardous Materials **165**(1): 1109-1113.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Remediation of copper and cadmium from contaminated Montmorillonitic soil by applying humic acid

Hazrati[1], S., Farahbakhsh[*2], M.

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, University of Tehran, Iran
[2] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agricultural Engineering and Technology, University of Tehran, Iran

Abstract

The accumulation of heavy metals in soils has become one of the most important discussions of scientific communities in recent decades. In the research, various methods have been used to remediation of soil contaminants. One of the most effective agent in the washing and removal of heavy metals from soils is the humic substances. In this study, Humic acid extracted from Peat was used to remove copper and cadmium from a contaminated Montmorillonitic soil. Different Concentrations and times were applied to achieve optimal extraction. After reaching the optimum conditions, soil washing was performed in three stages and the results showed that after three stages of soil washing with humic acid, 78.6 percent of copper and 95.3 percent of cadmium were removed from soil. Humic acid has a high efficiency in extracting and removing heavy metals from the soil and can also be used as a clean and environmental friendly source.

Keywords: Remediation, Soil washing, Heavy metals, Montmorillonite, Humic acid

[*] Corresponding author, Email: mfbakhsh@ut.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

برآورد شاخص نسبت قابل جذب برخی عناصر سنگین در خاک حاشیه بزرگراه یزد-اردکان

مطهره اسفندیاری[۱]، حمید سودایی زاده[۲]، محمدعلی حکیم زاده*[۳]

[۱]دکتری بیابان‌زدایی دانشکده منابع طبیعی و کویرشناسی دانشگاه یزد

[۲،۳]دانشیار دانشکده منابع طبیعی و کویرشناسی دانشگاه یزد

چکیده

آلودگی محیط زیست به فلزات سنگین یکی از مشکلات جهان امروز است فلزات سنگین به دلیل غیر قابل تجزیه بودن توسط میکروارگانیسمها و اثرات فیزیولوژیکی بر انسان و سایر موجودات زنده در غلظت‌های کم نیز حائز اهمیت هستند؛ یکی از آلاینده‌های هوای شهر یزد ذرات معلق موجود در هوا می‌باشد که مهمترین منابع آنها عبارت است از فعالیت صنایع و کارخانه‌ها و کوره‌های آجرپزی. ذرات معلق به‌دلیل همراه داشتن یا انتقال بعضی عناصر سنگین می‌تواند یکی از جنبه‌های آلودگی هوا، آب و خاک باشند. هدف از انجام این پژوهش بر آورد درصد شاخص نسبت قابل جذب برخی عناصر سنگین در خاک حاشیه بزرگراه یزد-اردکان می‌باشد، بدین منظور با استفاده از روش هضم اسید، غلظت کل برخی فلزات و با استفاده از DTPA غلظت قابل جذب فلزات (کادمیم، سرب، روی، کروم، نیکل، مس، آهن و روی) در خاک حاشیه بزرگراه یزد-اردکان اندازه گیری گردید؛ نتایج نشان داد بیشترین مقدار فلز ات سنگین در غلظت کل و قابل جذب، مربوط به فلز آهن، و کمترین مقدار فلز سنگین در غلظت کل و قابل جذب، مربوط به فلز کادمیم بود. نتایج محاسبه درصد نسبت قابل جذب فلزات نشان داد که فلزات روی و سرب نسبت به فلزات دیگردارای بالاترین مقدار بود (۱۱ درصد). ضرایب همبستگی اسپیرمن نشان داد که قویترین همبستگی مثبت و معنی‌دار در هر دو غلظت با ضریب (۰/۹۴) مربوط به فلز سرب می باشد.

کلمات کلیدی: کمربند سبز، غلظت قابل جذب، غلظت کل.

مقدمه

خاک مهمترین ترکیب موجود در کره زمین می‌باشد که زندگی و چرخه‌ی حیات بدون آن امکان پذیر نمی‌باشد. آلودگی و آسیب به خاک، چرخه‌ی حیات را مختل کرده و به عناصر دیگر نیز ضربه می‌زند. بنابراین حفظ و سیانت آن بر کل جامعه‌ی بشریت واجب و ضروری است. آلودگی خاک و محیط زیست به فلزات سنگین یکی از مشکلات جهان امروز است، فلزات سنگین به دلیل غیر قابل تجزیه بودن توسط میکروارگانیسمها و اثرات فیزیولوژیکی بر انسان و سایر موجودات زنده در غلظت‌های کم نیز حائز اهمیت هستند (Wang و همکاران، ۲۰۱۲) و به دلیل سمیت و ماندگاری در محیط زیست نیز جزء خطرناکترین گروه از آلاینده‌های انسان ساخت طبقه بندی می شوند. در سال های اخیر، مطالعات فراوانی در رابطه با ورود و رسوب فلزات سنگین در منابع خاکی کنار جاده‌ها انجام شده است (اسفندیاری و همکاران، ۲۰۱۸؛ de Si l va و همکاران، ۲۰۱۵) که این تحقیقات بیشتر فعالیت‌های انسانی را عامل اصلی انتشار فلزات سنگین می‌دانند آلاینده‌های فلزات سنگین، سمیت منحصر به فردی ایجاد می‌کنند که باعث نگرانی‌های بسیاری شده است آلوده شدن حاک‌های کنار جاده‌ای نیز به فعالیت‌های انسانی مانند ترافیک نسبت داده می‌شود (اسفندیاری و همکاران،۱۳۹۷)، مطالعات پیشین عوامل مختلفی را مورد بررسی قرار داده اند، مانند عوامل تجمع، و توزیع فلزات سنگین در الگوهای مختلف مانند فاصله از ترافیک در کنار جاده‌ها و بزرگراه‌ها یا بررسی پروفیل خاک (Curran-Cournane و همکاران، ۲۰۱۵) و آب و هوا (Zhao و Hazel t on ۲۰۱۹) به عنوان عامل اصلی بیشتر مورد توجه قرار گرفته است. مطالعات مختلفی در زمینه بررسی آلودگی خاک حاشیه جاده به فلزات سنگین، همچنین ارتباط غلظت‌ها با عوامل ترافیکی صورت گرفته است. Wanو همکاران (۲۰۱۸) به منظور ارزیابی خطرات زیست محیطی ناشی از فلزات سنگین در گرد و غبار اتمسفری در شهر پکن چین از ۶۲ نقطه شهر نمونه‌برداری انجام دادند. غلظت ۱۲فلز(Cr, Mn, Co, Ni , Cu, Zn, As, Cd, Sb, Ba, Pb، V) اندازه‌گیری شد و با تهیه نقشه پهنه‌بندی پراکنش فلزات نتیجه گرفتند ۷۱ درصد آلودگی توسط فلز کادمیم ایجاد شده است.

Zhen و همکاران (۲۰۱۵) در شناسایی و ارزیابی خطرات فلزات سنگین بر سلامتی انسان در ایستگاه‌های اتوبوس پکن، توزیع فضایی، سطح آلودگی و خطر بالقوه فلزات سنگین را مورد بررسی قراردادند.Cutillas-Barreiro و همکاران (۲۰۱۶) به بررسی فلزات سنگین در خاک‌های اطراف روستای Oural در کشور اسپانیا پرداختند، نمونه‌های خاک از عمق‌های مختلف در مناطق جنگلی و دشتی جمع‌آوری و آزمایش شد نتایج آنها نشان داد که مقدار جیوه در خاک جنگل نسبت به خاک دشت بیشتر است. در خاک جنگل مقدار جیوه با عمق خاک کاهش

* نویسنده مسئول: hakim@Yazd.ac.ir

داشته در حالی‌که در خاک دشتی مقدار فلزات سنگین کاملا همگن بود مقدار کروم و سرب را هم به منشاء طبیعی و سنگ شناسی منطقه نسبت دادند. علاوه بر اندازه گیری غلظت سرب و کادمیوم در خاکهای اطراف جاده، غلظت این دو فلز را در سنگ بستر این مناطق نیز اندازه گیری کردند که غلظت ناچیزی از این دو فلز در نمونه های سنگ بستر منطقه به دست آمد. نتایج آنها نشان داد که غلظت بالای سرب و کادمیوم در نمونه های خاک منطقه تنها ناشی از سوختهای فسیلی بوده است و سازندهای زمین شناختی منطقه نقشی در این رابطه ندارند در مقابل خدابنده لو و سلگی (۱۳۹۶) با بررسی خاک و تعیین فلزات سنگین سرب و کادمیوم در فواصل مختلف از کارخانه کارخانه سیمان، هگمتان همدان نتیجه گرفتند که غلظت سرب و کادمیوم در تمام نمونه‌های خاک کمتر از حداکثر حد مجازشان بود و وجود این دو عنصر در نمونه‌های خاک را به وجود سنگ مادری نسبت دادند. Zehra و همکاران (۲۰۱۷) با بررسی غلظت آهن، نیکل و کروم در خاک شهرک‌های صنعتی به این نتیجه رسیدند که غلظت فلزات آهن و نیکل و کروم در مقایسه با استانداردهای[†]WHo، با احتساب مقادیر قابل توجهی بالاتر از این استانداردها هستند.

نوروزی و همکاران (۱۳۹۵) در برآورد میزان آلودگی خاکهای اطراف کارخانه سیمان ایلام به این نتیجه رسیدند که غلظت فلزات اندازه‌گیری شده از حد مجاز کمتر است و از نظر شاخص زمین انباشت غیرآلوده می‌باشد. یزد یکی از مهمترین شهرهای ایران از نظر صنعت، تجارت و توریسم می‌باشد نزدیک به ۷۵ درصد تراکم جمعیتی استان و تعداد قابل توجه کارخانه و معدن در این دشت قراردارد. عمده واحدهای تولیدی کاشی و سرامیک یزد در مسیر اردکان- میبد-یزد واقع شده‌اند و بیش از ۵۰ درصد کاشی و سرامیک کشور را تامین می‌کنند. یکی از آلاینده‌های هوای شهر یزد ذرات معلق موجود در هوا می‌باشد که مهمترین منابع آنها عبارت است از فعالیت صنایع و کارخانه‌ها و کوره‌های آجرپزی. ذرات معلق به‌دلیل همراه داشتن یا انتقال بعضی عناصر سنگین می‌تواند یکی از جنبه‌های آلودگی هوا، آب و خاک باشند. هدف از انجام این پژوهش محاسبه شاخص نسبت قابل جذب غلظت برخی عناصر سنگین در خاک های سطحی منطقه کمربند سبز بزرگراه یزد می باشد.

مواد و روش‌ها

شهر یزد با اقلیم فرا خشک سرد در مختصات " ۳' ۲۲ °۵۴ شرقی و" ۵۳'۳۱ °۵۰ شمالی در دشت یزد اردکان واقع شده است. جهت باد غالب در شش ماه از سال(بهار و تابستان) شمال غربی و در چهار ماه (آبان تا بهمن) جنوب شرقی و در اسفند و مهر غربی است با توجه به شرایط اقلیمی و جغرافیایی، رشد شهر نشینی و میل منطقه به صنعتی شدن یزد ایجاد جنگلهای دست کاشت و کمربندهای سبز، می‌توانند نقش موثری در کاهش انواع آلودگیها داشته باشند (اسفندیاری و همکاران، ۱۳۹۸). شکل(۱) محدوده کمربند سبز بزرگراه یزد نشان می دهد.

به منظور بررسی برخی ویژگی ها و ارزیابی سطح عناصر سنگین در خاکهای سطحی منطقه کمربند سبز بزرگراه یزد در آخر اکتبر ۲۰۱۷ از عمق صفر تا ۱۰ سانتی متری نمونه‌های خاک برداشت گردید. سامانی مجد و همکاران (۲۰۰۷) در بررسی آلودگی خاک حاشیه خیابان‌های شهری به سرب و کادمیوم چنین نتیجه گرفتند که بیشترین مقدار غلظت سرب و کادمیوم در قسمت سطحی خاک (۰ تا ۵ سانتیمتری) و مربوط به جذب و تثبیت آن در سطح خاک است. همچنین هودجی و جلالیان (۱۳۸۳) در بررسی پراکنش نیکل، منگنز و کادمیوم در خاک اطراف مجتمع فولاد مبارکه از عمق ۰ تا ۱۰ سانتی متری خاک نمونه‌برداری نمودند؛ بنابراین در این تحقیق نیز ار عمق ۰تا ۱۰ سانتیمتری خاک منطقه کمربند سبز مسیر یزد-اردکان نمونه‌برداری به عمل آمد. به منظور اندازه‌گیری غلظت کل فلزات سنگین ۳ گرم از خاک وزن گردید و با استفاده از اسیدکلریدریک و اسید نیتریک هضم صورت گرفت و به حجم رسانده شد؛ غلظت فلزات (کروم، کادمیوم، منگنز، مس، آهن، روی، سرب، نیکل و کبالت) در محلول هضم شده توسط دستگاه جذب اتمی شعله‌ای مدل Analytic Jena 330 ساخت کشور آلمان تعیین گردید و بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم خاک محاسبه شد.

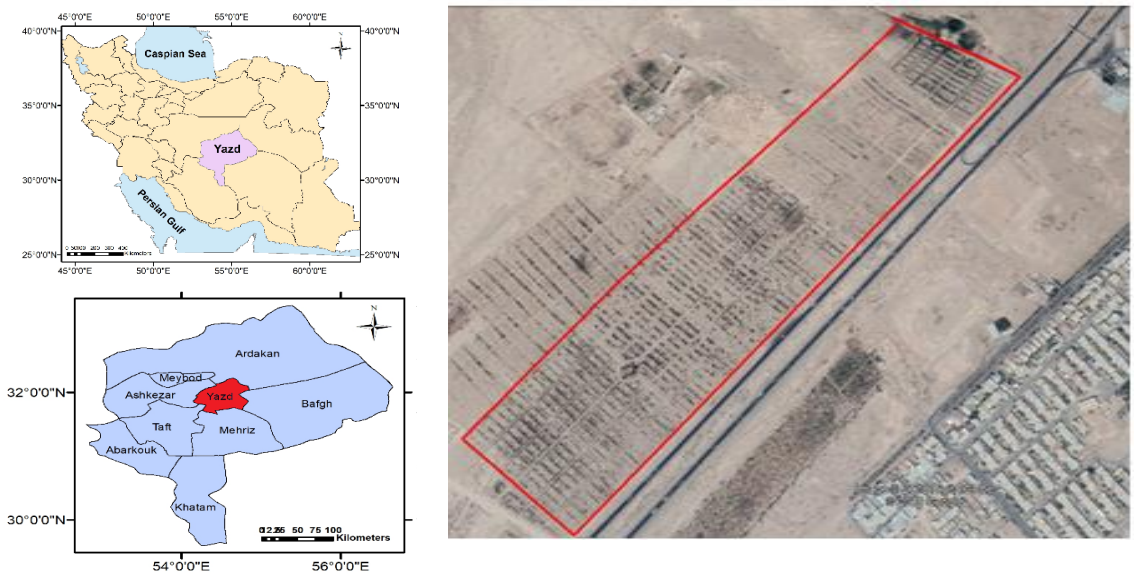
برای اندازه‌گیری عناصر سنگین قابل جذب در خاک ابتدا محلول DTPA که از تری‌اتانول‌آمین، کلریدکلسیم و DTPA ساخته می‌شود، تهیه شد (با استفاده از ۱/۴۷ گرم کلرید کلسیم، ۱۳/۳ میلی‌لیتر تری اتانول آمین و ۱/۹۶۷ گرم در اتیل تری آمین پنتا استیک اسید (تتریپلکس یا DTPA) پس از رساندن به ۷/۲ با استفاده از اسید کلریدریک یک نرمال، با آب مقطر به حجم یک لیتر رسانده شد سپس از هر نمونه خاک الک شده ۲۵گرم وزن و داخل ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری ریخته و به هر کدام از نمونه‌ها ۵۰ میلی‌لیتر محلول DTPA اضافه شد. محلول‌ها برای ۲ ساعت روی شیکر با دور ۱۵۰ قرار گرفتند. سپس محلول‌ها از کاغذ صافی عبور داده شد و عصاره‌ی آن‌ها استخراج شد. غلظت فلزات (کروم، کادمیوم، منگنز، مس، آهن، روی، سرب، نیکل و کبالت) با دستگاه جذب اتمی مدل Analytic Jena 330 ساخت کشور آلمان، بعد از قرائت محلول‌های استاندارد مورد سنجش قرار گرفت و بر حسب میلی‌گرم در کیلوگرم خاک محاسبه شد.

[†] World Health Organization

و برای محاسبه شاخص نسبت قابل جذب از رابطه (۱) استفاده شد. کلیه ازمایشات آماری با استفاده از نرم افزارSPSS و روش اسپیرمن انجام گرفت.

$$AR=\left(\frac{C_{ir}}{C_{it}}\right)\times 100 \qquad \text{رابطه (۱)}$$

در این معادله C_{ir}، غلظت قابل جذب فلز در نمونه iام و C_{it}، غلظت کل فلز در نمونه iام است (Massas و همکاران، ۲۰۱۳).



شکل ۱- موقعیت منطقه مطالعاتی

نتایج و بحث

آمار و اطلاعات مربوط به غلظت کل و غلظت قابل جذب فلزات سنگین (کادمیم، سرب، روی، کروم، نیکل، مس، آهن و روی) در خاک حاشیه کمربند سبز بزرگراه یزد- اردکان در جدول (۱) آمده است.

نتایج بیانگر آن است که بیشترین مقدار عناصر سنگین کل و قابل جذب مربوط به فلز آهن است به ترتیب با مقادیر ۸۳/۴۴ ± ۱۷۳۱۲ و ۱/۱۹ ± ۱۴/۵۲و کمترین مقدار عناصر سنگین کل و قابل جذب مربوط به فلز کادمیم است به ترتیب با مقادیر ۰/۰۴ ± ۰/۱۷ و ۰/۹۵ ± ۳/۸۳ . با توجه به درصد نسبت قابل جذب بیش از یازده درصد فلز روی و سرب قابل جذب می‌باشند که نسبت به فلزات دیگر بالاترین مقدار است. نتایج تجمع عناصر سنگین در خاک نشان داد که غلظت فلزات سرب، مس و آهن بیشتر از حد معمول است و سبب آلودگی خاک شده است.

با استفاده از ضریب همبستگی اسپیرمن ارتباط بین فلزات سنگین (کروم، سرب، نیکل، روی، کادمیم، کبالت، مس، آهن و منگنز) در غلظت‌های قابل جذب و کل بدست آمد با توجه به نتایج جدول (۲) غلظت کل و غلظت قابل جذب در مورد فلزات مس، آهن، سرب، نیکل و روی به ترتیب با ضرایب (۰/۹۱، ۰/۹۲، ۰/۹۴، ۰/۸۷ و ۰/۷۱) همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۱ درصد وجود دارد. بین فلزات کادمیم و کبالت هم همبستگی مثبت و معنی‌داری در سطح ۵ درصد وجود دارد به ترتیب با ضرایب (۰/۵۸ و ۰/۵۶) و همبستگی معکوس و معنی‌داری در سطح ۱ درصد در فلز کروم مشاهده شد با میزان ۰/۶۱- . نتایج جدول بیانگر آن است که بین غلظت کل و غلظت قابل جذب در مورد فلز منگنز اختلاف معنی‌داری وجود ندارد. قویترین همبستگی مثبت و معنی‌دار در غلظت کل و غلظت قابل جذب در فلز سرب مشاهده شد با ضریب (۰/۹۴).

جدول ۱- آمار توصیفی آنالیز فلزات سنگین در خاک (mg/kg)

فلز	غلظت	حداقل	حداکثر	انحراف معیار ± میانگین	Ar‡
Cr	قابل جذب	۰/۱۷	۱/۲۶	۰/۱۲± ۰/۶۰	۰/۳۵
	کل	۸/۷۵	۲۹/۹۲	۳/۸۳±۱۶/۸۴	
Pb	قابل جذب	۰/۸۳	۳۶/۷	۱/۸۴±۷/۳۴	۱۱/۳۵
	کل	۲۶	۲۹۵/۵۰	۶۴/۶۶ ±۷/۶۵	
Ni	قابل جذب	۰/۰۸	۰/۳۹	۰/۱۸ ± ۰/۰۹	۱/۷۸
	کل	۷/۸۹	۱۰/۰۶	۱۰/۰۶ ± ۱/۶۶	
Zn	قابل جذب	۰/۲۶	۱۰۹/۱۴	۱۳/۳۸ ± ۲/۳۰	۱۱/۵۱
	کل	۲۱/۱۷	۳۵۷/۶۷	۱۱۶/۲۸ ± ۱۷/۷۳	
Cd	قابل جذب	۰/۰۲	۰/۴۷	۰/۱۷ ± ۰/۰۴	۴/۴۳
	کل	۲/۹۴	۵/۷۴	۳/۸۳ ± ۰/۹۵	
Co	قابل جذب	۰/۰۴	۱/۵۸	۰/۳ ± ۰/۰۷	۳/۰۶
	کل	۸/۵۴	۱۲/۸۸	۹/۷۹ ± ۱/۴۶	
Cu	قابل جذب	۰/۳۳	۴/۴۲	۱/۳۶ ± ۰/۰۴	۵/۰۷
	کل	۱۳/۲۴	۷۲/۴۲	۲۶/۸۱ ±۲/۹	
Fe	قابل جذب	۲/۵۵	۷۴/۵۴	۱۴/۵۲ ± ۱/۱۹	۰/۰۸
	کل	۹۶۹۱/۶۷	۳۸۰۰۰	۱۷۳۱۲ ± ۸۳/۴۴	
Mn	قابل جذب	۲/۴۷	۳۴/۰۶	۱۱/۳۸ ± ۱/۲۳	۰/۰۲
	کل	۳۳۳/۷	۴۷۳	۴۱۱/۴۸ ± ۹/۶۹	

جدول ۲- همبستگی بین غلظت‌های کل و قابل جذب فلزات سنگین در خاک (mg/kg)

فلزات		قابل جذب								
		Cd	Co	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Cr	Zn
کل	Cd	۰/۵۸*								
	Co		۰/۵۶*							
	Cu			۰/۹۱**						
	Fe				۰/۹۲**					
	Mn					ns۰/۲۸				
	Ni						۰/۸۷**			
	Pb							۰/۹۴**		
	Cr								-۰/۶۱*	
	Zn									۰/۷۱**

** معنی‌داری در سطح ۱ درصد، * معنی‌داری در سطح ۵ درصد، ns عدم وجوداختلاف معنی‌دار

نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد بیشترین مقدار فلز ات سنگین در غلظت کل و قابل جذب، مربوط به فلز آهن، و کمترین مقدار فلز سنگین در غلظت کل و قابل جذب، مربوط به فلز کادمیم است. نتایج محاسبه درصد نسبت قابل جذب فلزات نشان داد که فلزات روی و سرب نسبت به فلزات دیگردارای بالاترین مقدار بود (۱۱ درصد). ضرایب همبستگی اسپیرمن نشان داد که قویترین همبستگی مثبت و معنی‌دار در هر

‡ Available Rate

دو غلظت با ضریب (۰/۹۴) مربوط به فلز سرب می‌باشد. با توجه به نتایج بدست آمده، خاک منطقه برای کشاورزی و کاشت درختان مثمر مناسب نمی‌باشد بنابراین پیشنهاد می‌گردد در این مناطق از کاشت درختان مثمر مانند انار و توت جلوگیری به عمل آید. تحقیقات بهروش و همکاران (۱۳۹۴) در مشهد نیز سطح آلودگی سرب و روی را زیاد وکروم را کم بدست آوردند که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی ندارد. از نظر فاکتور آلودگی فلزات روی، کبالت، منگنز، مولیبدن، کادمیوم، مس، سرب، کروم و نیکل در خاک اطراف کارخانه سیمان ایلام به جز مولیبدن که دارای آلودگی متوسط بود بقیه عناصر غیر آلوده تا آلودگی کم داشتند که از نظر درجه آلودگی اصلاح شده و شاخص بار آلودگی منطقه در زمره مناطق غیر آلوده و دارای آلودگی کم طبقه‌بندی گردید نوروزی و همکاران (۱۳۹۵)؛ که با نتایج تحقیق حاضر همخوانی دارد.

منابع

اسفندیاری، م. سودایی زاده، ح. مختاری، م. ح. ۱۳۹۸. تجمع فلزات سنگین در برگ و پوست درخت کاج تهران(*Pinus eldarica*) در فواصل مختلف کمربند سبز بزرگراه یزد. نشریه جنگل و فراورده های چوب (مجله منابع طبیعی ایران). دوره ۷۱، شماره ۲، ۹-۲۰.

اسفندیاری، م. سودایی زاده، ح. مختاری، م. ح. و حکیم زاده، م.ع. ۱۳۹۷. ارزیابی شاخص‌های زمین انباشتگی و فاکتور آلودگی در برآورد آلودگی خاک. اولین همایش بین المللی و سومین همایش ملی مدیریت پایدار منابع خاک و محیط زیست ۱۳ و ۱۴ شهریورماه ، دانشگاه شهید باهنر کرمان.

بهروش، ف. محمودی قرایی، م. ح. قاسم‌زاده، ف. عوض مقدم، س. ۱۳۹۴. بررسی آلودگی فلزات سنگین در غبارهای ترافیکی شهر مشهد و تعیین منشأ آن با استفاده از روش استخراج ترتیبی. نشریه زمین شناسی مهندسی و محیط زیست، سال بیست و چهارم، شماره ۹۵ ، صفحات ۱۵۰-۱۴۱.

سامانی مجد، س. تائبی، ا. افیونی، م. ۱۳۸۶. آلودگی خاک خیابانهای شهری به سرب و کادمیوم. محیط شناسی، جلد ۳۳ شماره ۴۳ ، ۱۰-۱.

نوروزی، ب. رستمی، ن. توکلی، م. رستمی نیا، م. ۱۳۹۵. ارزیابی تاثیر صنایع آلاینده بر میزان فلزات سنگین در خاکهای اطراف آن (مطالعه موردی: کارخانه سیمان ایلام). فصلنامه جغرافیا و مطالعات محیطی- سال پنجم- شماره نوزدهم. صفحات ۱۰۰ – ۸۹.

هودجی، م.، ساجدی فرد، م. نجفی، پ. ۱۳۹۱. بررسی شاخص آلودگی هوا در گونه کاج و خرزهره در فضای سبز شهر اصفهان. اولین کنفرانس مدیریت آلودگی هوا و صدا در تهران، دانشگاه صنعتی شریف.

Curran-Cournane, F., Lear, G., Schwendenmann, L. and Khin, J. 2015. Heavy metal soil pollution is influenced by the location of green spaces within urban settings. Soil Research, 53, 306-315.

De Silva, S., Ball, A. S., Huynh, T., and Reichman, S. M. 2015 Metal accumulation in roadside soil in Melbourne, Australia: effect of road age, traffic density and vehicular speed. Environmental Pollution, 208, 102–109.

Esfandiari, M.; Sodaiezadeh, H.; Hakimi Meibody, M.H. and Mokhtari, M.H. 2018. Reducing industrial dust pollution by Ash tree Fraxinus excelsior in urban green belt. Int. J. Hum. Capital Urban Manage, 3(3), 257-264.

Massas, I., Kalivas, D., Ehaliotis, C. and Gasparatos, D. 2013. Total and available heavy metal concentrations in soils of the Triassic plain (Greece) and assessment of soil pollution indexes. Environmental Monitoring Assessment, 185, 6751 - 6766.

Wang,G. Oldfield, F. Xia, D. Chen, F. Liu, C. and Zhang, W. 2012. Magnetic properties and correlation with heavy metals in urban street dust: A case study from the city of Lanzhou, China, Atmospheric Environment, 46, 289-298.

Wan, D., Yang, G., Yang, J. and Zhan, ch. 2018. Ecological Risks and Spatial Distributions of Heavy Metals in Beijing Atmospheric Dust. Polish Journal of Environmental Studies, 27 (2), 881-88.

Zehra, M.I., Asrar, A., Mansoor, A. and Farooqui, M.A. 2017. The heavy metal concentration along roadside trees of Quetta and its effects on public health. Jornal of Applied Sciences, 5 (4), 708-711

Zhao, Z. and Hazelton, P. 2016. Evaluation of accumulation and concentration of heavy metals in different urban roadside soil types in Miranda Park, Sydney. Journal of soils and sediments 16(11), 2548–2556.

Zheng, X, Zhao, W, Yan, X, Shu, T, Xiong, Q. and Chen, F. 2015. Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Airborne Heavy Metals Collected from Beijing Bus Stations International Journal of Environmental Research and Public Health, 12, 9658-9671.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Estimation of Available Rate of some Heavy Metals in the Soil of the Yazd-Ardakan highway

Esfandiari[1], M., Sodeizadeh [2], H., Hakimzadeh[*3], M.A.

[1]PhD. in combat desertification, Faculty of Natural Recourses and desert studies, Yazd University, Iran

[2,3] Associate Prof., Soil Science Department, Natural Recourses and desert studies, Yazd University, Iran

Abstract

Environment Pollution to heavy metals is one of the problems of today's world Heavy metals are important because they are indissoluble by microorganisms and physiological effects on humans and other living organisms in low concentrations. One of the air pollutants in Yazd is airborne particles, the most important of which are the activities of industries and factories and brick burning furnaces. Suspended particles due to the presence or transfer of some heavy metals can be one of the aspects of air pollution, water and soil. This research was carried out with the aim of evaluating the index of absorbent ratio of some heavy elements in Yazd-Ardakan highway. For this purpose, using acid, total concentration and using DTPA, the absorbable concentrations of metals (Cadmium, Lead, Chromium, Nickel, Copper, Iron and Zinc) were measured in the soil around the Yazd highway; the results showed that the highest amount of total and recoverable heavy metals was related to Iron metal and the lowest amount of total and removable heavy metals related to Cadmium metal. The results of the percentage of absorbable ratio were more than 11 percent of the absorbable Lead and Zinc metal, which is the highest in comparison with other metals. According to the results obtained from the green belt soil surface, the absorption capacity of Zinc and Lead metals was higher than other measured metals. The results of Spearman correlation coefficient showed that the most positive and significant correlation was observed in total concentration and absorption concentration with coefficient (0.94) in lead metal.

Keywords: Green Belt, Absorption Concentration, Total Concentration.

[*]Corresponding author, Email: Hakim@Yazd.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی خاک

حذف سرب از محلول آلوده با روش رسوب‌گذاری زیستی کربنات کلسیم

ریحانه شوکتی مرزدشتی[۱]، نسرین قربان‌زاده [۲*]، محمد باقر فرهنگی[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

[۲ و ۳] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

چکیده

این پژوهش با هدف بررسی حذف سرب از محلول‌های آلوده به روش رسوب‌گذاری زیستی کربنات کلسیم از مسیر هیدرولیز اوره با باکتری *اسپورسارسینا پاستئوری* انجام شد. کمترین غلظت بازدارنده سرب که توانست از رشد باکتری‌ها جلوگیری کند، غلظت ۱ میلی‌مولار بود که از طریق شمارش کلنی بر روی پلیت پس از گذشت ۴۸ ساعت به دست آمد. جذب نوری در همه محیط‌های دارای غلظت‌های مختلف سرب نسبت به شاهد (غلظت صفر) کمتر بود و پس از ۲۴ ساعت به مقدار ثابتی رسید. حذف سرب از محلول آلوده با فرایند رسوب‌گذاری زیستی کربنات کلسیم در چهار غلظت ۰/۰۵، ۰/۱، ۰/۵، ۱ میلی‌مولار سرب به ترتیب ۹۹/۴۶، ۹۹/۶۱، ۹۴/۷۳ و ۹۲/۵۱ درصد بود. مقدار pH محلول نیز پس از گذشت ۴۸ ساعت در غلظت‌های ۰/۰۵ و ۰/۱ میلی‌مولار سرب نسبت به تیمار شاهد افزایش معنی‌داری را نشان داد. فرایند معدنی شدن زیستی می‌تواند در حذف فلزهای سنگین از پساب‌های آلوده مفید باشد.

کلمات کلیدی: اوره‌آز، *اسپورسارسینا پاستئوری*، معدنی‌شدن زیستی، کلسیت

مقدمه

افزایش روزافزون جمعیت، نیاز به مصرف انرژی را بالا برده است و در نتیجه به واسطه فعالیت‌های انسان برای تامین انرژی، آلودگی‌های زیست محیطی نیز رو به افزایش است. فعالیت‌های صنعتی متعددی مانند فلزکاری، گالوانیزه کردن، استخراج و پردازش مواد معدنی، تولید باتری، تولید کاغذ و ساخت آفت‌کش‌ها سبب تولید انواع آلاینده‌ها می‌شوند (Fu و همکاران ۲۰۱۱). به‌طور کلی آلاینده ها به دو دسته معدنی و آلی تقسیم می‌شوند. آلاینده‌های معدنی به دلیل غیرقابل تجزیه بودن و پیامدهای زیان‌بار فیزیولوژیکی آن‌ها بر جانداران در غلظت‌های کم نیز دارای اهمیت ویژه هستند (Guimaraes و همکاران ۲۰۱۰). این آلاینده‌ها که شامل فلزهای سمی مانند مس، کروم، کادمیم، جیوه، سرب، کبالت، روی و غیره می‌باشند، از جمله عوامل ایجاد اختلال در زیست‌بوم به شمار می‌آیند. سرب یک فلز سمی است که به سبب آبیاری با آب آلوده، استفاده از آفت‌کش‌ها، فعالیت معادن و غیره، موجب آلودگی آب و خاک و به خطر انداختن سلامت انسان می‌شود. روش‌های زیستی متفاوتی نیز برای رفع آلودگی وجود دارد که دوست‌دار محیط زیست بوده و مزایای بیشتری را نیز نسبت به روش‌های فیزیکی و شیمیایی دارا می‌باشند. معدنی شدن زیستی[1] یکی از این روش‌ها است. در این فرایند، ریزجانداران کانی‌هایی را تولید می‌کنند که در محیط رسوب می‌کند. از میان تمام کانی‌هایی که به روش معدنی شدن زیستی ایجاد می‌شوند، کربنات‌ها مهم‌ترین هستند. رسوب کربنات کلسیم تحریک شده میکروبی[2](MICCP) به عنوان شاخه‌ای از معدنی‌شدن زیستی است که بر مبنای هیدرولیز میکروبی اوره و توسط باکتری‌های هتروتروف تولید کننده آنزیم اوره‌آز[3]انجام می‌شود (Mahanty و همکاران ۲۰۱۳). در فرایند هیدرولیز میکروبی اوره دو فرآورده آمونیاک و اسید کربنیک تولید می‌شود که در محیط آب، اسید کربنیک به بی‌کربنات و آمونیاک به آمونیم و یون هیدروکسید تبدیل می‌شود. یون هیدروکسید سبب افزایش pH شده و تعادل بی‌کربنات را تغییر می‌دهد و سبب تشکیل یون‌های کربناته می‌شود. یون کربنات نیز می‌تواند سبب رسوب یون‌های فلزی در محیط شود (Hammes و همکاران ۲۰۰۳). به این ترتیب یون فلزهای سمی نیز می‌توانند به شکل کربنات‌های نامحلول در محیط آب رسوب کنند (Li و همکاران ۲۰۱۳).

* ایمیل نویسنده مسئول: nasrin.ghorbanzadeh@gmail.com

[1] Biomineralization
[2] Microbially Induced Calcium Carbonate Precipitation
[3] Ureolytic

Li و همکاران (۲۰۱۵) گزارش نمودند که مایه زنی باکتری *Terrabacter tumescens* A12 به محلول آلوده به سرب توانست، ۹۹٪ از سرب را از فاز محلول در طول ۴۸ ساعت انکوباسیون با فرایند MICCP حذف کند. از آنجا که امروزه آلودگی منابع آب به فلزهای سنگین یک مشکل جدی زیست محیطی است که به سبب توسعه صنعتی به سرعت نیز رو به افزایش است، و باتوجه به پتانسیل میکروب‌ها در کاهش آلودگی آب‌ها، این پژوهش با هدف بررسی کارایی روش MICCP در زیست‌پالایی محلول آلوده به سرب انجام شده است.

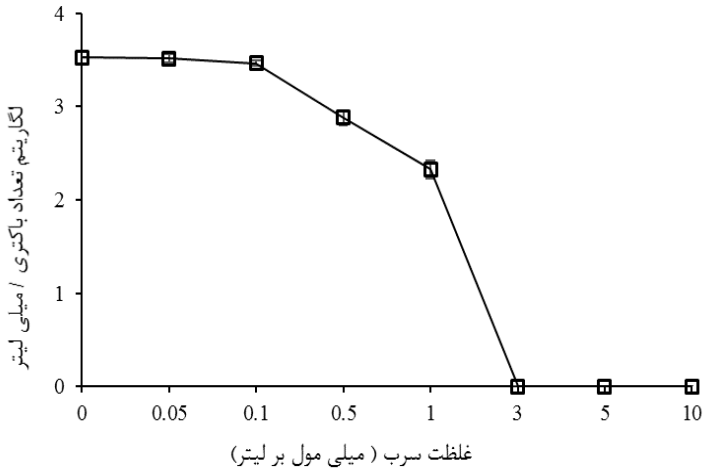
مواد و روش‌ها

باکتری *اسپورسارسینا پاستئوری* PTCC1645 (*Sporosarcina pasteurii*) از بانک میکروبی ایران (سازمان پژوهش‌های علمی و صنعتی ایران) تهیه شد و بر روی پلیت‌های دارای محیط کشت NA (نوترینت آگار) بازکشت شد. سپس باکتری به محیط کشت NBU (محیط کشت نوترینت براث همراه با ۱ درصد وزنی به حجمی اوره با غلظت ۳۳۳ میلی‌مولار و کلرید کلسیم ۲۵ میلی‌مولار) منتقل شد و در دمای ۳۰ درجه سلسیوس با هوادهی دائمی بر روی شیکری با سرعت ۱۱۰ دور در دقیقه تا زمان رسیدن باکتری به فاز انتهایی رشد نمایی به مدت ۴۸ ساعت قرار داده شد. محلول مادر(۱۰۰ میلی‌مولار) از نمک نیترات سرب $Pb(NO_3)_2$ تهیه شد. غلظت‌های صفر، ۰/۰۵، ۰/۱، ۰/۵، ۱، ۳، ۵ و ۱۰ میلی‌مولار با رقیق‌سازی از محلول مادر، آماده و از فیلتر ۰/۲۲ میکرومتر عبور داده شدند. کمترین غلظت بازدارنده[4](MIC) سرب که از رشد باکتری جلوگیری می‌کند، به روش شمارش کلنی‌های زنده باکتری[5](CFU) در پلیت نوترینت آگار تعیین شد. هم‌زمان جذب نوری در طول موج ۶۰۰ نانومتر نیز یادداشت شد (Kang و همکاران ۲۰۱۵). با توجه به کمترین غلظت بازدارنده سرب به دست آمده از مرحله پیش، غلظت‌های ۰/۰۵، ۰/۱، ۰/۵و ۱ میلی‌مولار سرب به محیط کشت NBU به همراه باکتری منتقل شد. پس از گذشت ۴۸ ساعت محیط کشت سانتریفوژ شده و غلظت سرب در محلول رویی با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل VARIAN 220 اندازه‌گیری شد. اندازه‌گیری pH محلول رویی نیز پس از ۴۸ ساعت توسط دستگاه pH متر مدل 420A انجام شد. آزمایش در سه تکرار انجام شد.

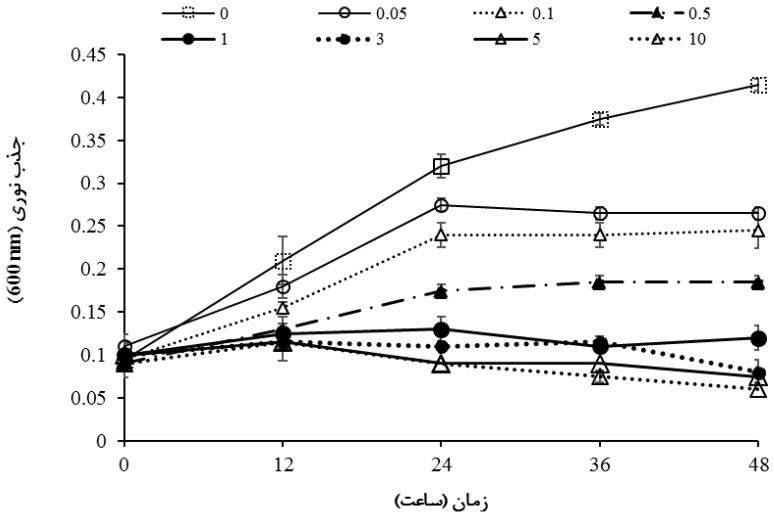
نتایج و بحث

نتایج رشد باکتری در غلظت‌های مختلف سرب پس از گذشت ۴۸ ساعت نشان داد که، کمترین غلظتی از سرب که از رشد باکتری‌ها جلوگیری می‌کند، غلظت ۱ میلی‌مولار آن است (شکل ۱). این نتیجه با مطالعات Mugwar (۲۰۱۶) در مورد غلظت بازدارنده سرب مطابقت دارد. جذب نوری محیط کشت باکتری در همه غلظت‌های سرب نسبت به غلظت صفر (شاهد) کاهش پیدا کرد و پس از ۲۴ ساعت به مقدار ثابتی رسید. در صورتی‌که در غلظت صفر سرب، روند افزایشی در جذب نوری تا پایان ۴۸ ساعت دیده شد (شکل ۲). در شکل ۳ نیز کاهش رشد باکتری با افزایش غلظت سرب نشان داده شده است. با افزایش غلظت سرب، محلول شفاف‌تر نیز در ارلن‌ها مشاهده شد. غلظت سرب در محلول‌های با غلظت اولیه ۰/۰۵، ۰/۱، ۰/۵، ۱ میلی‌مولار سرب (۱۰/۳۶، ۲۰/۷۲، ۱۰۳/۶ و ۲۰۷/۲ میلی‌گرم بر لیتر سرب) به ترتیب به ۰/۰۵، ۰/۰۸، ۱۰/۹ و ۷/۷ میلی‌گرم بر لیتر رسید، که به ترتیب معادل ۹۹/۴۶، ۹۹/۶۱، ۹۴/۷۳ و ۹۲/۵۱ درصد نسبت به غلظت‌های اولیه کاهش پیدا کرد (شکل ۴). بیشترین مقدار حذف سرب در غلظت‌های ۰/۰۵ و ۰/۱ میلی مولار بود. در این محلول‌ها با افزایش فعالیت آنزیم اوره‌آز، مقدار کربنات کلسیم تولید شده توسط باکتری *اسپورسارسینا پاستئوری* نیز افزایش پیدا کرده و سبب رسوب سرب و حذف آن از فاز محلول شده است. عامل اول توانایی باکتری برای تحمل سمیت فلزهای سنگین در حضور اوره و کلسیم است که منجر به شروع ته‌نشینی کربنات کلسیم می‌شود و عامل دوم احتمال برهمکنش فلز- $CaCO_3$ است که می‌تواند سبب رسوب دائمی یون‌های فلزی از محلول شود. در این حالت یون‌های فلزی می‌توانند جایگزین کلسیم اکتاهدرال در ساختارکریستالی کربنات کلسیم شوند. یون‌های سرب نیز به شدت جذب کربنات کلسیم شده و رسوب می‌کنند، هرچند که تا حدودی سبب تغییر شکل شبکه کریستالی آن نیز می‌شوند (Mugwar، ۲۰۱۵).

[4] Minimal Inhibitory Concentration
[5] Colony Forming Unit



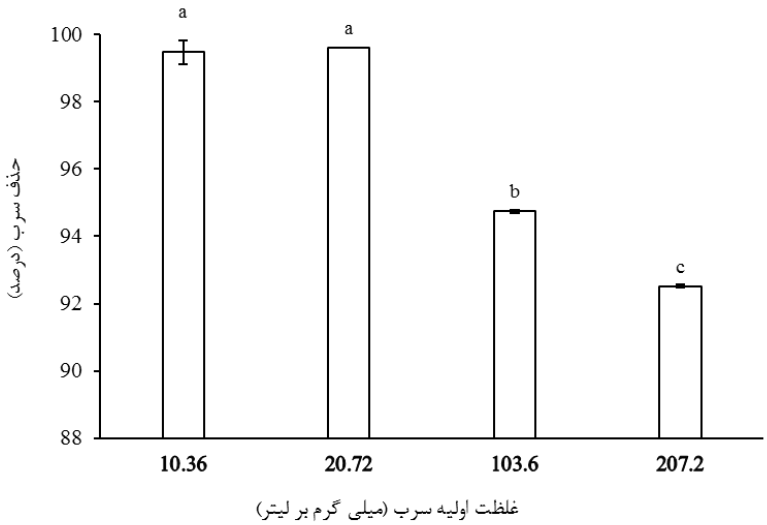
شکل ۱- تعداد سلول‌های باکتری *اسپورسارسینا پاستئوری* در غلظت‌های مختلف سرب پس از ۴۸ ساعت. نوارهای خطا (Error Bars) در تمامی شکل‌ها انحراف از معیار می‌باشد (n=3).



شکل ۲- تغییرات جذب نوری باکتری *اسپورسارسینا پاستئوری* در غلظت‌های مختلف سرب در طول ۴۸ ساعت انکوباسیون

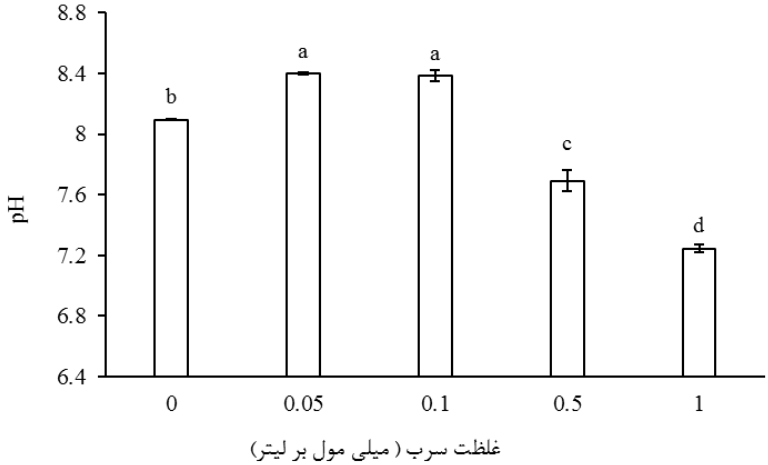


شکل ۳- کاهش رشد باکتری در محیط کشت با غلظت‌های مختلف سرب پس از ۴۸ ساعت انکوباسیون



شکل ۴- مقدار حذف سرب از محلول آلوده توسط باکتری *اسپورسارسینا پاستئوری* پس از گذشت ۴۸ ساعت. بودن حداقل یک حرف مشترک در روی ستون‌ها نشان دهنده نبود تفاوت آماری معنی‌دار در سطح احتمال ۵٪ است.

Li و همکاران (۲۰۱۳) در پژوهشی حذف سرب از محلول آلوده توسط باکتری *Sporosarcina koreensis* با فرایند MICCP را بررسی کردند. آنها گزارش نمودند که در ۴۸ ساعت انکوباسیون، ۹۹ درصد از سرب با رسوب بر روی کلسیت از محلول آلوده حذف شد. Kang و همکاران (۲۰۱۵)، مقدار حذف سرب از محلول آلوده توسط سویه‌های KJ-47 و KJ-46 باکتری *Enterobacter cloacae* از غلظت‌های اولیه دارای ۷/۲ و ۵/۹ میلی‌گرم بر لیتر سرب را به ترتیب ۶۸/۱ و ۵۴/۲ درصد در فرایند MICCP گزارش کردند که بیانگر این بود که هر دو سویه به طور متوسط مانند هم عمل کردند. مقدار pH در غلظت‌های مختلف سرب در حضور باکتری *اسپورسارسینا پاستئوری*، پس از ۴۸ ساعت انکوباسیون در شکل ۵ نشان داده شده است. بیشترین مقدار pH در غلظت های ۰/۰۵ و ۰/۱ میلی‌مولار سرب دیده شد، که با سایر غلظت‌های سرب تفاوت معنی‌داری را نشان دادند. به نظر می‌رسد در غلظت‌های پایین سرب (۰/۰۵ و ۰/۱ میلی‌مولار)، به دلیل تنش وارد شده به سلول‌های باکتری و فعالیت بیشتر برای زنده‌مانی نسبت به غلظت صفر، افزایش pH مشاهده می‌شود. ولی در غلظت‌های بالاتر سرب (۰/۵ و ۱ میلی‌مولار)، امکان فعالیت برای سلول‌های باکتری به دلیل تنش بیشتر سرب فراهم نبوده و فعالیت باکتری نیز کاهش پیدا کرده است. در نتیجه مقدار pH نیز کمتر شده است که با نتایج بدست آمده در شکل ۱ در رابطه با تعداد سلول‌های باکتری در غلظت‌های مختلف سرب هم راستا می‌باشد. از آن‌جا که با افزایش غلظت فلزهای سنگین میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز کاهش پیدا می‌کند (Begum و همکاران ۲۰۰۹) با افزایش غلظت سرب نیز، میزان فعالیت آنزیم اوره‌آز کاهش پیدا کرده، در نتیجه تولید یون‌های هیدروکسید و آمونیوم در محلول کاهش یافته و به دنبال آن pH نیز کم شده است.



شکل ۵- مقدار pH در غلظت‌های مختلف سرب در حضور باکتری *اسپورسارسینا پاستئوری* پس از ۴۸ ساعت انکوباسیون

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که فرایند MICCP قادر به حذف بالای ۹۰ درصد سرب در محدوده‌ی نسبتا گسترده‌ای از غلظت‌های این فلز در محلول‌های آلوده است. بنابراین به نظر می‌رسد این روش برای حذف آلودگی فلزهای سنگین از پساب‌ها و فاضلاب‌های آلوده‌ی مناسب و کارآمد باشد.

منابع:

Begum, A., Harikrishna, S and Khan, I. 2009. Analysis of heavy metals in water, sediments and fish samples of Madivala lakes of Bangalore, Karnataka. International Journal of Chemistry and Technology, 1, 245–249.

Guimarães, B.C., Arends, J.B., D, der Ha Van., Van de Wiele, T., Boon, N and Verstraete, W. 2010. Microbial services and their management: recent progresses in soil bioremediation technology. Applied Soil Ecology, 46, 157-167.

Hammes, F., Boon, N., Villiers, J.de., Verstraete, W and Siciliano, S. D .2003. Strain-specific ureolytic microbial calcium carbonate precipitation. Applied and Environmental Microbiology, 69:4901–4909.

Kang, C. H., Oh, S. J., Shin, Y. J., Han, S. H., Nam, I. H and So, J. S. 2015. Bioremediation of lead by ureolytic biocteria isolated from soil at abandoned metal mines in South Korea. Ecological Engineering, 24, 402-407.

Li, M., Cheng, X and Guo, H. 2013. Heavy metal removal by biomineralization of urease producing bacteria isolated from soil. International Biodeterioration and Biodegradation, 76, 81-85.

Li, M., Cheng, X., Guo, H and Yang, Z. 2015. Biomineralization of carbonate by *Terrabacter Tumescens* for heavy metal removal and biogrouting applications. American Society of Civil Engineers, 142, 1-5.

Mahanty, B., Kim, S and Kim, C. H. G. 2013. Assessment of biostimulated or bioaugmented calcification system with *Bacillus pasteurii* in a simulated soil environment. Microbial Ecology, 65, 679-688.

Mugwar, A. J. 2015. Bioprecipitation of Heavy Metals and Radionuclides with Calcium Carbonate in Aqueous Solutions and Particulate Media. PhD thesis, 195-200

Mugwar, A. J. 2016. Toxicity effects on metal sequestration by microbially-induced carbonate precipitation. Journal of Hazardous Materials, 314, 237–248

Fu, F., Wang, Q. 2011. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. Journal of Environmental Management, 92, 407–418.

16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Removal of lead from contaminated solution by bioprecipitation of calcium carbonate

R., Shokati Marzdashti[1], N., Ghorbanzadeh[2*], M.B., Farhangi[3]

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran
[2, 3] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran

Abstract

Contamination by Pb is a significant environmental problem. Microbially induced carbonate calcium precipitation (MICCP) is an emerging and promising bioremediation technology to restore the environment contaminated by heavy metals. This experiment was conducted for the removal of lead from contaminated solutions by MICCP based on urea hydrolysis pathway with *sporosarcina pasteurii*. The minimum inhibitory concentration of lead for bacteria growth was 1 mM as determined by colony counting after 48 hours of incubation. Optical density in all media containing different Pb levels was less than control and became almost constant after 24 hours. Lead removal from solutions containing 0.05, 0.1, 0.5 and 1 mM of lead by MICCP process was 99.46, 99.61, 94.37 and 92.51%, respectively. The pH value in solutions was also increased significantly in 0.05 and 0.1 mM lead compared to control. In conclusion, it has been proved that MICCP showed extraordinary potential for Pb-contaminated water, So, MICCP can be useful in removing heavy metals from contaminated wastewaters.

Keywords: Urease, *Sporosarcina pasteurii*, biomineralization, calcite

* Corresponding author, Email: nasrin.ghorbanzadeh@gmail.com

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست¬بوم، سلامت انسان و زیست¬پالایی

بررسی و تعیین شرایط بهینه تجزیه زیستی تولوئن توسط سلول‌های آزاد و تثبیت شده بر روی نانولوله‌های کربنی

فاطمه حیدرنژاد[۱*]، مهران هودجی[۲]، مهدی شهریاری نور[۳]، آرزو طهمورث پور[۴]

[۱] دکتری خاکشناسی گرایش بیولوژی و بیوتکنولوژی خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان(خوراسگان)

[۲] استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان(خوراسگان)

[۳] استادیار گروه میکروبیولوژی دانشکده علوم پایه دانشگاه آزاد اسلامی واحد رشت

[۴] دانشیار میکروبیولوژی گروه علوم پایه دندانپزشکی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اصفهان(خوراسگان)

چکیده

این تحقیق به منظور جداسازی باکتری تجزیه¬کننده تولوئن و تثبیت سلول به‌وسیله نانولوله‌کربنی و مقایسه سلول¬های آزاد و تثبیت¬شده با نانولوله¬کربنی چندجداره (MWCNTs) در شرایط مختلف محیطی اجرا گردید. در این تحقیق ابتدا اقدام به جداسازی باکتری تجزیه‌کننده تولوئن و شناسایی این باکتری به روش مولکولی تعیین توالی 16S rDNA گردید و سپس اقدام به تثبیت باکتری به¬وسیله نانولوله¬کربنی گردید. مطالعات مولکولی انجام شده نشان داد که باکتری جداسازی شده که توانایی رشد و تجزیه تولوئن را داراست *بریوی باسیلوس پارابریویس* سویه ATHH40 می¬باشد. سپس عوامل موثر بر تجزیه تولوئن pH(۵، ۶، ۷، ۸ و ۹)، دمای انکوباسیون (۲۰، ۲۵، ۳۰، ۳۵ و ۴۰) (درجه سانتی‌گراد) و غلظت اولیه تولوئن (۲۰۰، ۴۰۰، ۷۰۰، ۱۰۰۰ و ۱۲۰۰) (میلی‌گرم در لیتر)در سلول¬های آزاد و تثبیت¬شده با نانولوله¬کربنی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که سلول¬های تثبیت شده می-توانند غلظت تولوئن را تا ۹۷/۲ درصد کاهش داده و مقاوم به غلظت بالاتر تولوئن بوده و از باکتری در برابر تغییرات pH و دمای انکوباسیون محافظت می¬کند. همچنین این نتایج نشان می¬دهد که باکتری *بریوی باسیلوس پارابریویس* تثبیت¬شده با نانولوله¬کربنی دارای پتانسیل خوبی برای تیمار خاک حاوی تولوئن می¬باشد.

کلمات کلیدی: *بریوی باسیلوس پارابریویس*، توالی، مولکولی، 16S rDNA

مقدمه

تولوئن یکی از فرآورده‌های اصلی پتروشیمی است که به دلیل گسترش استفاده از آن و همچنین میزان سمیت بالا و سرطان‌زایی امروزه یک ماده آلوده‌کننده محسوب می‌شود. این ترکیب به عنوان آلاینده‌ی اولیه توسط آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) شناخته شده‌است(Mazzeo و همکاران، ۲۰۱۰). از طریق حفاری، ذخیره‌سازی، حمل و نقل، استخراج نفت، پتروشیمی، رنگ و صنایع چسب وارد محیط می-شود(Seifi و همکاران، ۲۰۱۱). به علت اثرات بهداشتی، به عنوان ترکیبی با خطر ریسک بالا برای محیط بـه شمار می‌رود و به عنوان آلاینده رایج زیست محیطی، اغلب در مکان‌های آلوده که ناشی از سوخت‌ها، حلال‌ها و یا مواد شیمیایی و شیوه‌های نامناسب دفع زباله است، یافت می‌شوند (Hu و همکاران، ۲۰۱۳). این ترکیب فرار، به دلیل مهاجرت سریع به آب و خاک و به علت سمیت و خاصیت سرطان‌زائی، بسیار خطرناک می‌باشد (Nadim و همکاران، ۲۰۰۰). با توجه به اثرات سمی و سرطان‌زایی تولوئن و ورود آن‌ها به آب‌های آزاد و زیرزمینی که زندگی آبزیان، انسان و سایر موجودات را تهدید می‌کند، ضرورت جداسازی ریزجانداران‌هایی که قادر به تجزیه زیستی این ترکیب هستند مشخص می‌شود. با جداسازی باکتری‌های تجزیه‌کننده مواد آلاینده و ترکیبات نفتی و تهیه بانک میکروبی و استفاده از آنها در مواقع بحرانی می‌توان حرکتی مهم در جهت کاهش آلاینده‌های محیطی و ایجاد یک اکوسیستم سالم انجام داد (Xiaofan and Oyaizu, 2003). روش‌های متعددی برای حذف آلاینده‌های مونوآروماتیک در محیط زیست ارائه شده است (Mazzeo و همکاران، ۲۰۱۰). تجزیه زیستی یک روش بسیار مناسب نسبت به روش‌های مرسوم برای حذف آلاینده‌ها با استفاده از فعالیت-های میکروبی طبیعی است (Gupta و همکاران، ۲۰۱۵).

تحقیقات گسترده‌ای در مورد جداسازی و شناسایی باکتری‌های تجزیه‌کننده تولوئن و همچنین گزارش‌های زیادی در مورد استفاده از نانوتکنولوژی به عنوان فرآیند تصفیه و حذف آلاینده‌ها از محیط زیست وجود دارد (Joo and Cheng, 2006؛ Aivalioti et al., 2010؛ Wang et al., 2008؛ Dursun and Tepe, 2005,). اما تحقیقات کمی روی جنبه‌های مهندسی و توسعه صنعتی صورت گرفته است. موفقیت نانولوله‌های کربنی به عنوان بستر در حذف آلاینده‌های زیستی، به خصوصیات منحصر به فرد فیزیکی، سمیت برای سلول و ویژگی‌های عملیاتی سطح آن‌ها نسبت داده می‌شود

(Upadhyayula و همکاران، ۲۰۰۹). مزایای استفاده از نانولوله‌های کربن در فیلتراسیون به دام انداختن و غیرفعال کردن هم‌زمان پاتوژن‌ها و قابلیت استفاده مجدد از آن‌ها می‌باشد (Upadhyayula و همکاران، ۲۰۰۹). تثبیت‌کردن سلول‌ها باعث پایداری و مقاومت بیشتر آن‌ها در برابر نوسانات محیطی(مثل مواد سمی، دما، pH) نسبت به سلول‌های آزاد می‌شود (Dursun and Tepe, 2005). در این مطالعه پس از جداسازی باکتری تجزیه کننده تولوئن، تثبیت‌کردن سلول‌ها توسط نانولوله کربنی در شرایط مختلف محیطی(pH، دمای انکوباسیون و غلظت اولیه تولوئن) و مقایسه آن با سلول‌های آزاد مورد توجه قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

غنی‌سازی، جداسازی و خالص‌سازی باکتری تجزیه‌کننده تولوئن

به منظور جداسازی و خالص‌سازی باکتری تجزیه‌کننده تولوئن، ۱۰ گرم از نمونه خاک (به‌طور کاملاً تصادفی از سواحل دریای خزر که آلودگی نفتی دارد جمع‌آوری گردید) در ۹۰ میلی‌لیتر محیط کشت اختصاصی(Minimal Salt Medium, MSM) شامل: ۴ گرم $NaNO_3$، ۱/۵ گرم KH_2PO_4، ۰/۵ گرم Na_2HPO_4، ۰/۲ گرم $MgSO_4.7H_2O$، ۰/۰۰۱۱ گرم $FeSO_4.H_2O$، ۰/۰۱ گرم $CaCl_2$، حاوی ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر تولوئن اضافه گردید و pH روی ۷ تنظیم شد. در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد و سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه به مدت یک هفته در انکوباتور شیکردار انکوبه شد (Zhang و همکاران، ۲۰۱۳). پس از غنی‌سازی، ۵ سویه تجزیه‌کننده تولوئن با انتقال به محیط تولوئن آگار(حاوی محیط پایه نمکی، تولوئن و آگار) و انکوباسیون در دمای ۲۸ درجه سانتی‌گراد جداسازی شدند (Wang و همکاران، ۲۰۰۸).

شناسایی جدایه انتخابی به روش تعیین توالی ۱۶ S rDNA

به منظور شناسایی مولکولی جدایه‌های مقاوم به تولوئن پس از استخراج DNA، بخشی از توالی ۱۶S rDNA با پرایمر رفت 1502F-GGTTACCTTGTTACGACTT و پرایمر برگشت 27R-AGAGTTTGATCMTGGCTCAG تکثیر شد. دستگاه PCR بر اساس دستورالعمل Madueno و همکاران، (۲۰۱۱) برنامه‌ریزی و محصول PCR به مرکز ملی ذخایر ژنتیکی و زیستی ایران ارسال گردید. تعیین توالی DNA به کمک نرم‌افزار Blast در پایگاه NCBI مورد بررسی و همولوژی آن با اطلاعات موجود در GeneBank مقایسه و ثبت شد.

اندازه‌گیری تولوئن

غلظتی معادل با ۰/۵ مک فارلند از باکتری (تعداد $۱/۵\times۱۰^{۸}$ باکتری در میلی‌لیتر) در محیط پایه نمکی تهیه شد و ۱۰ میکرولیتر از آن به ۱۰ میلی‌لیتر محیط کشت MSM مایع تلقیح گردید مقادیر مقادیر مختلف pH (۵، ۶، ۷، ۸ و ۹)، دمای انکوباسیون (۲۰، ۲۵، ۳۰، ۳۵ و ۴۰)(درجه سانتی‌گراد) و غلظت اولیه تولوئن (۲۰۰، ۴۰۰، ۷۰۰، ۱۰۰۰ و ۱۲۰۰)(میلی‌گرم در لیتر) تنظیم شد و به مدت ۲۴ ساعت و با سرعت ۱۵۰ دور در دقیقه انکوبه شد. سپس نمونه‌ها با سرعت g ۶۰۰۰ و به مدت ۲۰ دقیقه سانتریفیوژ گردید به مایع رویی ۱ میلی‌لیتر هگزان اضافه و به شدت تکان داده شد تا تولوئن موجود در محیط کشت در آن حل گردید. در پایان از فاز رویی که حاوی هگزان و تولوئن بود برای اندازه‌گیری میزان تولوئن در طول موج ۲۶۲ نانومتر استفاده شد (Wang و همکاران، ۲۰۰۸).

عامل‌دار کردن نانولوله کربنی

نانولوله کربنی چندجداره (Multiwalled Carbon Nanotube, MWCNT) از شرکت پیشگامان نانومواد ایرانیان در مشهد وارد کننده نانومواد از کمپانی آمریکاییUS Research Nanomaterials تهیه شد. قطر داخلی نانولوله‌کربنی ۱۰-۵ نانومتر، قطر خارجی ۳۰-۲۰ نانومتر، سطح ویژه ۱۱۰< مترمربع بر گرم و درجه خلوص بالای ۹۸ درصد می‌باشد. جهت عامل‌دار کردن نانولوله‌های‌کربنی، مقدار ۱ گرم از آن به ۶۰ میلی‌لیتر مخلوط اسید نیتریک (۱۵/۶ مولار) و اسید سولفوریک (۱۴/۸ مولار) (با نسبت حجمی ۳ به ۱)، اضافه و به مدت ۳ ساعت بـا استفاده از اولتراسونیک پراکنده‌سازی گردید (Zhang و همکاران، ۲۰۱۱). سپس مخلوط را با صافی ۰/۴۵ میکرون نیترات سلولزی فیلتر کرده پس از آن، مواد اسیدی با عملیات شستشو با آب مقطر و استفاده از سانتریفوژ با سرعت ۹۰۰۰ دور دردقیقه خارج شد تا pH خنثی حاصل شود. در نهایت نانو لوله‌های عامل‌دار شده جمع‌آوری و در ۶۰ درجه سانتی‌گراد برای ۱۲ ساعت در آون خشک گردید (Pan و همکاران، ۲۰۰۷).

تجزیه تولوئن توسط باکتری تثبیت شده توسط نانولوله کربنی

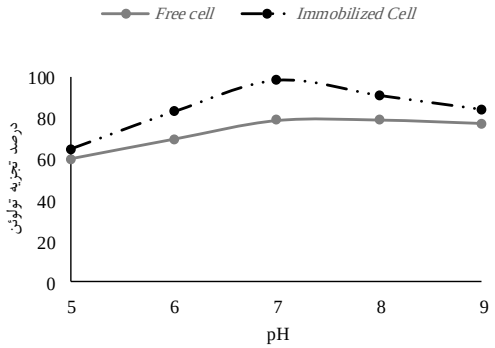
سوسپانسیونی از نانولوله‌های کربنی کربوکسیله با مقدار ۰/۰۵ گرم در لیتر آب مقطر استریل تهیه شد. برای پخش بهتر نانولوله کربنی به مدت ۳۰ دقیقه اولتراسونیک گردید. سپس ۱۰۰ میکرولیتر از سوسپانسیون نانولوله‌کربنی کربوکسیله به ۱۰ میلی‌لیتر MSM حاوی غلظتی معادل با

۰/۵ مک فارلند از باکتری انتقال داده شد. مقادیر مقادیر مختلف pH (۵، ۶، ۷، ۸ و ۹)، دمای انکوباسیون (۲۰، ۲۵، ۳۰، ۳۵ و ۴۰)(درجه سانتی‌گراد) و غلظت اولیه تولوئن (۲۰۰، ۴۰۰، ۷۰۰، ۱۰۰۰ و ۱۲۰۰)(میلی‌گرم در لیتر) تنظیم گردید. بعد از انکوبه شدن در ۱۵۰ دور در دقیقه به مدت ۲۴ ساعت، در ۱۰۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفیوژ گردید پس از عبور از صافی ۰/۴۵ میکرون نیترات سلولزی برای اندازه‌گیری میزان تولوئن در طول موج ۲۶۲ نانومتر با اسپکتروفتومتر استفاده شد.

نتایج و بحث

بعد از نمونه‌برداری از خاک و غنی‌سازی در محیط کشت MSM حاوی تولوئن سویه باکتری مقاوم به تولوئن جداسازی شد. سویه جداسازی شده میله‌ای، گرم مثبت، کاتالاز و نیترات و اکسیداز مثبت بود. مقایسه توالی ۱۶S rDNA به دست آمده از سویه با توالی موجود در Genebank نشان داد که همولوژی سویه جدا شده با باکتری *بریوی باسیلوس پارابریویس*(*Brevibacillus parabrevis*) سویه سویه IFO 12334(T)، ۹۹/۷ درصد بوده است. بنابراین سویه به عنوان *بریوی باسیلوس پارابریویس* سویه ATHH40 (۱۳۵۹ جفت باز) با شماره دسترسی KX344722 ثبت گردید.

بررسی اثر pH، دمای انکوباسیون و غلظت اولیه تولوئن بر تجزیه تولوئن توسط سلول‌های آزاد و تثبیت شده باکتری *بریوی باسیلوس پارابریویس* سویه ATHH40 نانولوله‌کربنی چندجداره برای تثبیت باکتری *بریوی باسیلوس پارابریویس* سویه ATHH40 استفاده گردید. عوامل موثر بر تجزیه تولوئن برای تثبیت باکتری مانند pH، دمای انکوباسیون و غلظت تولوئن بررسی شد. به منظور بررسی اثر pH محلول حاوی تولوئن بر تجزیه تولوئن توسط سلول‌های آزاد و تثبیت شده، مطالعات جذب تولوئن در pHهای مختلف از ۵ تا ۹ و در دمای انکوباسیون ۳۰ درجه سانتی‌گراد و غلظت اولیه تولوئن ۷۰۰ میلی‌گرم در لیتر صورت گرفت که نتایج آن در شکل (۱) ارائه شده است. بررسی‌ها نشان داد که با افزایش pH محلول حاوی تولوئن از ۵ تا حدود ۷، راندمان تجزیه تولوئن توسط جدایه تا pH معادل ۷ افزایش و پس از آن با شیب ملایمی کاهش یافت. مقایسه سلول‌های آزاد و تثبیت شده نشان می‌دهد که سلول‌های تثبیت شده سرعت تجزیه بالاتری دارند و تغییرات درصد تجزیه تولوئن در سلول‌های آزاد دارای شیب ملایمی است.Yu و همکاران (۲۰۱۶)، مشاهده کردند که برای آلاینده‌های TEX، ظرفیت جذب در pH 6 در مقایسه با pHهای بالاتر و پایین‌تر به شدت افزایش می‌یابد. در محلول‌های به شدت اسیدی (۵-pH۲=)، گروه‌های عامل کربوکسیل و هیدروکسیل به علت حضور یون H+ به‌شدت پروتونه می‌شوند بنابراین تعداد باندهای قابل دسترس کاهش می‌یابد در نتیجه ظرفیت جذب TEX در محیط‌های به شدت اسیدی کاهش می‌یابد. وقتی pH افزایش می‌یابد (۱۱-pH۸=)، گروه‌های عاملی پروتونه شده، دپروتونه می‌شوند و دافعه الکترواستاتیکی بین محل‌های اتصال بار منفی و بار مثبت افزایش یافته، در نتیجه منجر به کاهش جذب می‌گردد. بنابراین، در pH بهینه ۶، تعادل بین حداکثر مکان‌های قابل اتصال و برهمکنش‌های بهینه اتصال منجر به حداکثر ظرفیت جذب TEX می‌شود.

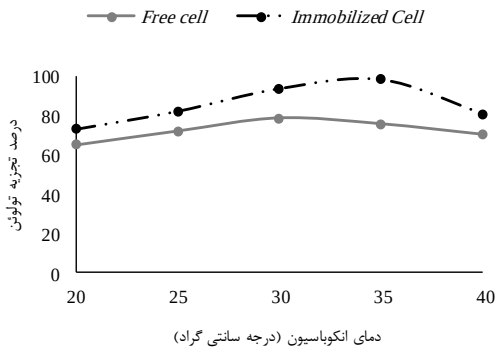


شکل ۱- اثر pH بر راندمان تجزیه تولوئن توسط باکتری *بریوی باسیلوس پارابریویس* سویه ATHH40 در مدت زمان ۲۴ ساعت

اثر دمای انکوباسیون

با افزایش دما، سرعت غالب واکنش‌های شیمیایی افزایش می‌یابد. همان‌طور که در شکل (۲) دیده می‌شود، با افزایش دمای انکوباسیون از ۲۰ تا ۳۰ درجه سانتی‌گراد و با ثابت نگه داشتن pH روی ۷ و غلظت اولیه تولوئن معادل ۷۰۰ میلی‌گرم در لیتر، تجزیه تولوئن افزایش یافته است سپس تا

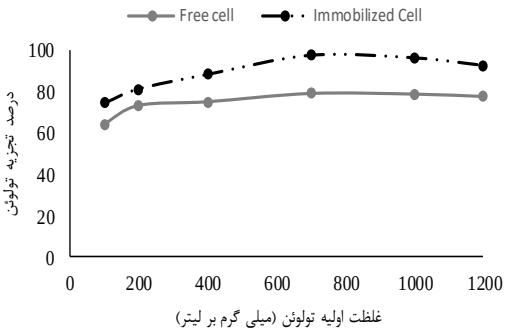
دمای ۴۰ درجه سانتی‌گراد با شیب ملایمی کاهش یافته است. دمای بهینه باکتری برای تجزیه تولوئن دمای بین ۳۰ تا ۳۵ درجه سانتی‌گراد بوده است. همچنین شکل (۲) نشان داد که سلول‌های تثبیت شده سرعت تجزیه بالاتری دارند. فرآیند جذب تولوئن توسط نانولوله‌کربنی پوشش یافته با بیوفیلم باکتری فرآیندی گرماگیر بوده است. افزایش دما در خصوص جاذب‌هایی که طبیعت متخلخل دارند، امکان انتقال ماده جذب‌شونده در فضای خلل و فرج جاذب را تسهیل می‌نماید. یکی دیگر از دلایل افزایش شدت جذب به واسطه افزایش دما، افزایش تعداد جایگاه‌های جذب در سطح جاذب به واسطه شکسته شدن تعدادی از پیوندهای داخلی موجود در جایگاه‌های فعال سطح جاذب و افزایش امکان برهمکنش جاذب و جذب‌شونده است(Hu و همکاران، ۲۰۰۹).



شکل ۲- اثر دمای انکوباسیون بر راندمان تجزیه تولوئن توسط باکتری *بریوی باسیلوس پارابریویس* سویه ATHH40 در مدت زمان ۲۴ ساعت

اثر غلظت اولیه تولوئن

منحنی تجزیه تولوئن توسط جدایه در حضور غلظت‌های مختلف تولوئن در شکل (۳) ارائه شده است. همان‌طور که در شکل نشان داده شده با افزایش غلظت تولوئن در محیط و ثابت نگه داشتن pH روی ۷ و دمای انکوباسیون ۳۰ درجه سانتی‌گراد، راندمان تجزیه تولوئن در محیط افزایش یافته است. همچنین باکتری‌های تثبیت شده با نانولوله‌کربنی دارای درصد تجزیه بالاتری نسبت به سلول‌های باکتری به تنهایی بوده است. تفاوت در شیب اولیه منحنی در حضور غلظت‌های مختلف تولوئن، احتمالاً به واسطه تفاوت در زمان مورد نیاز برای سازش باکتری با غلظت‌های مختلف تولوئن بوده است. Su و همکاران (۲۰۰۹)، با مطالعه اثر نانولوله‌کربنی چند جداره اکسید شده توسط محلول هیپوکلریت سدیم و بررسی اثر آن بر روی جذب بنزن، تولوئن، اتیل بنزن و زایلن (BTEX) در محلول‌های آبی نشان دادند که با افزایش غلظت اولیه، ظرفیت جذب نانولوله‌کربنی افزایش می‌یابد. آن‌ها پیشنهاد کردند که نانولوله کربنی جاذب خوبی برای حذف ترکیبات BTEX می‌باشد.



شکل ۳- اثر غلظت اولیه تولوئن بر راندمان تجزیه تولوئن توسط باکتری *بریوی باسیلوس پارابریویس* سویه ATHH40 در مدت زمان ۲۴ ساعت

نتیجه‌گیری

در این مطالعه تجزیه زیستی تولوئن توسط سلول‌های آزاد و تثبیت شده *بریوی باسیلوس پارابریویس* سویه ATHH40 مورد بررسی قرار گفته است و نتایج زیر بدست آمد: (۱) باکتری *بریوی باسیلوس پارابریویس* سویه ATHH40 مقاوم به تولوئن و از خاک آلوده به نفت جدا شد. این سویه قادر به حذف ۷۰۰ میلی گرم در لیتر تولوئن در محیط کشت مایع به حداقل ۹۷/۲٪ در ۲۴ ساعت و قادر به متابولیزه کردن تولوئن تا غلظت ۱۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر بود. (۲) نانولوله‌های‌کربنی چندجداره (MWCNTs) برای تثبیت سویه ATHH40 مورد استفاده قرار گرفت. باکتری تثبیت شده تجزیه تولوئن بالاتری را در شرایط مختلف pH، دمای انکوباسیون و غلظت اولیه تولوئن نسبت به سلول‌های آزاد انجام می‌دهند.

منابع

Aivalioti, M., Vamvasakis, I. and Gidarakos, E. 2010. BTEX and MTBE adsorption onto raw and thermally modified diatomite. Journal of Hazardous Materials, 178(1-3), 136-143.

Dursun, A. Y. and Tepe, O. 2005. Internal mass transfer effect on biodegradation of phenol by ca-alginate immobilized *Ralstonia eutropha*. Journal of Hazardous Materials, 126, 105-111.

Gupta, S., Pathak, B. and Fulekar, M. H. 2015. Biodegradation of benzene under anaerobic condition using enriched microbial culture. International Journal of Scientific Research in Science Engineering and Technology, 1, 207-215.

Hu, G., Li, J. and Zeng, G. 2013. Recent development in the treatment of oily sludge from petroleum industry: A review. Journal of Hazardous Materials, 261, 470-490.

Hu, J., Chen, C., Zhu, X. and Wang, X. 2009. Removal of chromium from aqueous solution by using oxidized multiwalled carbon nanotubes. Journal of Hazardous Materials, 162(2), 1542-1550.

Joo, S. H. and Cheng, F. 2006. Nanotechnology for environmental remediation. Springer Science Business Media In USA.

Madueno, L., Coppotelli, B. M., Alvarez, H. M. and Morelli, I.S. 2011. Isolation and characterization of indigenous soil bacteria for bioaugmentation of PAH contaminated soil of semiarid Patagonia, Argentina. International Biodeterioration & Biodegradation, 65, 345-351.

Mazzeo, D. E., Levy, C. E., Angelis, D. D. and Marin-Morales, M. A. 2010. BTEX biodegradation by bacteria from effluents of petroleum refinery. Science of the Total Environment, 408, 4334-4340.

Nadim, F., Hoag, G. E., Liu, S., Carley, R. J. and Zack, P. 2000. Detection and remediation of soil and aquifer systems contaminated with petroleum products: An overview. Journal of Petroleum Science and Engineering, 26, 169-178.

Pan, X., Fan, Z., Chen, W., Ding, Y., Luo, H. and Bao, X. 2007. Enhanced ethanol production inside carbon-nanotube reactors containing catalytic particles. Nature Materials, 6, 507-511.

Seifi, L., Torabian, A., Kazemian, H., Bidhendi, G. N., Azimi, A., Nazmara, S. and Mohammadi, M. 2011. Adsorption of BTEX on surfactant modified granulated natural zeolite nano particles: parameters optimizing by applying taguchi experimental design method. Clean Soil, Air Water, 39, 939-948.

Su, F., Lu, C. and Hu, S. 2009. Adsorption of benzene, toluene, ethylbenzene and p-xylene by NaOCl-oxidized carbon nanotubes. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 353(1), 83-91.

Upadhyayula, V. K., Deng, S., Mitchell, M. C. and Smith, G. B. 2009. Application of carbon nanotube technology for removal of contaminants in drinking water: A review. Science of Total Environment, 408, 1-13.

Wang, L., Qiao, N., Sun, F. and shao, Z. 2008. Isolation, gene detection and solvent tolerance of benzene, toluene and xylene degrading bacteria from nearshore surface water and Pacific Ocean sediment. Extremophiles, 12, 335-342.

Wang, L., Qiao, N., Sun, F. and Shao, Z. 2008. Isolation, gene detection and solvent tolerance of benzene, toluene and xylene degrading bacteria from nearshore surface water and Pacific Ocean sediment. Extremophiles, 12(3), 335-421.

Xiaofan, Z. and Oyaizu, H. 2003. Study on isolation and identification and characteristics of polycyclic aromatic hydrocarbons degrading bacteria. Shanghai Environmental Sciences, 22, 544-547.

Yu, F., Ma, J. and Wu, Y. 2011. Adsorption of toluene, ethylbenzene and m-xylene on multi-walled carbon nanotubes with different oxygen contents from aqueous solutions. Journal of Hazardous Materials, 192(3), 1370-1379.

Zhang, L., Petersen, E.J. and Huang, Q. 2011. Phase distribution of 14C-labeled multiwalled carbon nanotubes in aqueous systems containing model solids: Peat. Environmental Science and Technology, 45, 1356-1362.

Zhang, L., Zhang, C., Cheng, Z., Yao, Y. and Chen, J. 2013. Biodegradation of benzene, toluene, ethylbenzene, and o-xylene by the bacterium *Mycobacterium cosmeticum* byf-4. Chemosphere, 90, 1340-1347.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

The Investigatation and Determination of the Optimal Conditions of Toluene Biodegradation by free and Immobilized Bacteria on Carbon Nanotubes

Heydarnezhad, F.[*1], Hoodaji, M.[2], Shahriarinour, M.[3], Tahmourespour A[4].

[1] PhD., Soil Science Department, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran
[2] Prof., Soil Science Department, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran
[3] Assistant Prof., Basic Sciences Department, Rasht Branch, Islamic Azad University, Rasht, Iran
[4] Associate Prof., Basic Medical Sciences Department, Isfahan (Khorasgan) Branch, Islamic Azad University, Isfahan, Iran.

Abstract

This research was conducted to isolate the toluene degrading bacteria and immobilized bacteria on multi-walled carbon nanotubes (MWCNTs) and compare the free and immobilized cells under different environmental conditions. In this research, first the toluene degrading bacteria were isolated and identified by molecular sequencing 16S rDNA and then immobilizing the bacteria by carbon nanotubes. Molecular studies showed that the isolated bacteria, which have the ability to grow and decompose toluene, is a strain of *Brevibacillus Parabrivis* ATHH40. Then, Factors affecting toluene degradation, pH(5, 6, 7, 8 and 9), incubation temperature (°C) (20, 25, 30, 35 and 40) and the initial toluene concentration ($mg.L^{-1}$) (200, 400, 700, 1000 and 1200), in free and immobilized bacteria on carbon nanotubes were investigated. The results showed that immobilized bacteria can reduce toluene concentration by 97.2%. It is resistant to higher concentrations of toluene and protects bacteria against pH changes and incubation temperatures. These results indicate that the carbon nanotube-immobilized *Brevibacillus Parabrivis* bacterium has a good potential for treatment with soil containing toluene.

Keywords: *Brevibacillus Parabrivis*, Immobilization, Biodegradation, 16S rDNA.

محور مقاله: آلودگی زیست¬بوم، سلامت انسان و زیست¬پالایی

بررسی میزان کلراید و کل مواد جامد محلول در رودخانه‌های ورودی به تالاب انزلی

عیسی ابراهیمی[۱]، حسین اسدی[۲*]، مسعود تجریشی[۳]، محمد باقر فرهنگی[۴]، خسرو تاجداری[۵]

[۱] دانشجوی دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

[۲] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران

[۳] استاد دانشکده عمران، دانشگاه صنعتی شریف

[۴] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

[۵] دفتر مطالعات و تحقیقات شرکت سهامی آب منطقه‌ای گیلان

چکیده

تالاب انزلی در استان گیلان و بخش جنوبی دریای خزر قرار دارد. این تالاب یکی از مهمترین اکوسیستم‌های آبی در ایران است. در سال‌های اخیر حجم زیادی از آلودگی‌های مختلف از طریق رودخانه‌ها به آن وارد شده است. بنابراین بررسی کیفیت آب رودخانه‌های ورودی به تالاب دارای اهمیت زیادی است. در این مقاله میزان کلراید و کل مواد جامد محلول در ۹ رودخانه ورودی به تالاب در فاصله زمانی ۱۳۹۰ تا ۱۳۹۵ (شش سال) مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج نشان داده است که رودخانه پسیخان دارای بیش‌ترین متوسط دبی جریان (۳۵ متر مکعب بر ثانیه) و جافرود کمترین متوسط دبی (دو متر مکعب بر ثانیه) بوده است. رودخانه بهمبر دارای دبی جریان کم، اما از نظر مقدار کلراید (۱/۸۳ میلی‌گرم بر لیتر) و مواد جامد محلول (۴۰۶ میلی‌گرم بر لیتر) دارای مقادیر قابل توجهی بوده است. بیشترین مقدار آلودگی مربوط به رودخانه پسیخان و پیربازار است. به طور کلی رودخانه‌هایی که دارای مقدار بالای از آلودگی به همراه دبی جریان بالا (مانند پسیخان و پلنگ‌ور) هستند، دارای خطر آلودگی بیش‌تری برای تالاب هستند.

کلمات کلیدی: تالاب انزلی، پسیخان، کیفیت آب، پیربازار، گیلان،

مقدمه

تالاب انزلی یکی از تالاب‌های ثبت شده در کنوانسیون رامسر و دارای اهمیت بسیار از جنبه‌های مختلف است. تغییر کاربری اراضی و ورود رسوبات و انواع آلاینده‌ها و مواد مغذی به تالاب، باعث کاسته شدن از عمر طبیعی این اکوسیستم آبی با ارزش شده است، به طوری که در صورت ادامه وضعیت کنونی، این تالاب بسیار زودتر از سرنوشت خود از میان خواهد رفت (قهرمان و عطار،۱۳۸۱، توکلی و ثابت رفتار، ۱۳۸۱). در دهه‌های اخیر، رشد فزاینده در جمعیت شهرهای رشت و انزلی سبب مشکلات زیست محیطی، شامل افزایش آلودگی در اکوسیستم تالاب گردیده است. در شهر رشت، فاضلاب‌های خانگی و شهری مستقیماً توسط سیستم اگو به رودخانه زرجوب و گوهررود که به تالاب منتهی می شود، تخلیه می‌گردد. استقرار کارخانه‌های مختلف در حومه شهر رشت و انزلی و سرازیر شدن فاضلاب آنها به داخل رودخانه‌های فوق در نهایت باعث آلودگی تالاب شده است (JICA, 2005). کیفیت آب رودخانه‌ها نقش مهمی در سلامت انسان و توسعه اجتماعی و اقتصادی دارد (Xu et al., 2016). پیشرفت‌های صنعتی و افزایش جمعیت، موجب افزایش نیازها و به دنبال آن استفاده بیش از حد از منابع آبی، دخل و تصرف غیر طبیعی و تغییر شرایط کمی و کیفی آب رودخانه‌ها شده است. این امر منجر به آلودگی رودخانه‌ها شده که یکی از معضلات دنیای امروز محسوب می‌شود (حسینی و همکاران، ۱۳۹۵).

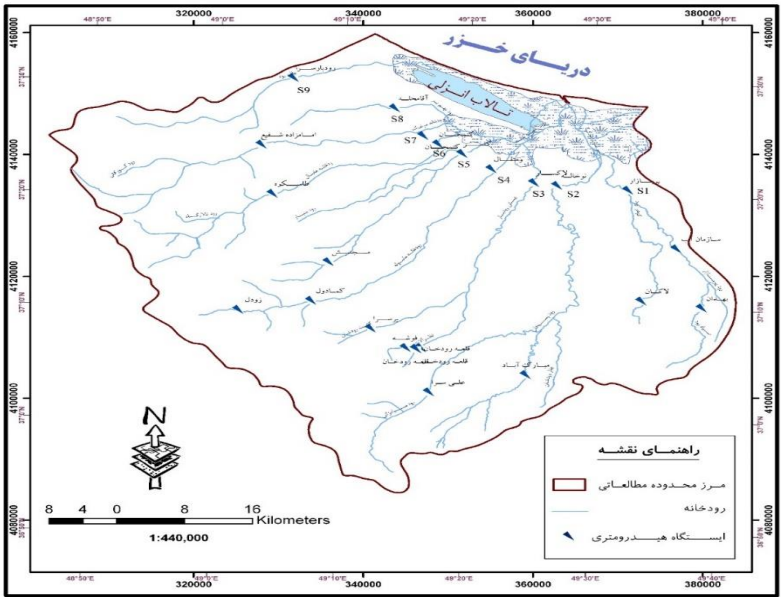
در بسیاری از کشورها کلرین (گاز کلر) به دلیل ارزان و موثر بودن، برای کاهش یا حذف میکروارگانیسم‌هایی که مسئول بیماری‌های منتقله از طریق آب هستند به آب اضافه می‌شود. کلر می‌تواند در مدت ۳ دقیقه و غلظت ۰/۲ میلی‌گرم بر لیتر بیشتر ارگانیسم‌های بیماری‌زا برای انسان را به طور موثر غیر فعال کند (Farooq et al., 2008). در استاندارد آب آشامیدنی ایران مقدار مطلوب کلر آزاد باقیمانده در هر نقطه از شبکه بعد از نیم ساعت زمان تماس در شرایط عادی ۰/۲ تا ۰/۸ میلی‌گرم بر لیتر با توجه به اسیدیته و در شرایط اضطراری و شیوع بیماری‌های روده‌ای و بلایای طبیعی باید ۱ میلی‌گرم بر لیتر باشد (استاندارد ملی ایران شماره ۱۰۵۳). Petruck و همکاران (۲۰۰۳) بیان کردند که کلراید موجود در آب می‌تواند با اختلال در سیستم گیاه

* ایمیل نویسنده مسئول: ho.asadi@ut.ac.ir

باعث کاهش تولید آن گردد و همچنین اثر معنی‌داری بر روی دمای آب رودخانه دارد. Jadhav and Jadhav (2017) بیان کردند که وجود کلراید در آب می‌تواند باعث سمیت ماهیان شود، از این رو دارای اهمیت بسیار زیادی می‌باشد. بنابراین هدف از انجام این مطالعه بررسی کلراید و کل مواد جامد محلول ورودی به تالاب انزلی از طریق رودخانه‌های اصلی است.

مواد و روش‌ها

تالاب انزلی در شمال ایران، سواحل جنوبی دریای خزر در استان گیلان در شهرستان انزلی، در عرض جغرافیایی ۳۷ درجه و ۲۳ دقیقه تا ۳۷ درجه و ۳۲ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۴۹ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۴۹ درجه و ۳۶ دقیقه شرقی واقع شده است (شکل ۱). این تالاب با مساحت ۱۵۹۵۵ هکتار و محیط ۱۱۵/۵ کیلومتر در ارتفاع ۲۳ متر پایین‌تر از سطح آب‌های آزاد و در ساحل غربی دلتای رودخانه سفید رود قرار دارد. تالاب انزلی جزئی از حوضه آبخیز انزلی و این حوضه آبخیز بخش کوچکی از خط ساحلی جنوبی دریای خزر است. مساحت حوضه آبخیز تالاب انزلی در حدود ۳۶۱۰۰۰ هکتار ا ست. مجموعه تالاب انزلی از تالاب‌های طبیعی، آب شیرین و کم عمق می‌با شد. این مجموعه شامل بخش‌های شرقی، غربی، مرکزی، سلکه، سرخانکل، حسین بکنده، سیاه کشیم می‌باشد که از نظر بعضی ویژگی‌ها از هم متمایز هستند (JICA, 2005).

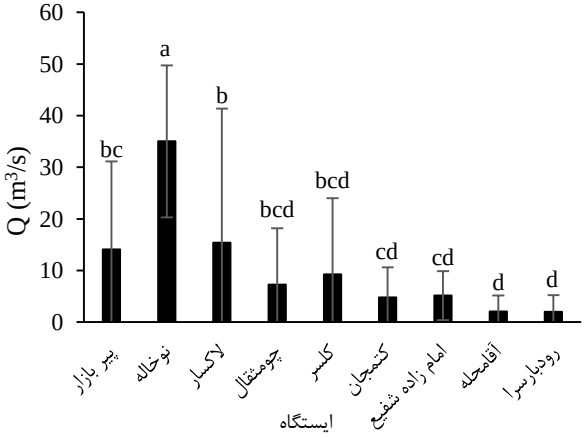


شکل ۱- موقعیت تالاب انزلی و ایستگاه‌های هیدرومتری موجود در منطقه

اطلاعات مورد ا ستفاده در این پژوهش (کلراید و غلظت املاح محلول) از سازمان آب منطقه‌ای ا ستان گیلان به صورت ماهانه از سال ۱۳۹۰ تا ۱۳۹۵ دریافت و مورد بررسی قرار گرفته است. اطلاعات کلراید و کل مواد جامد محلول به صورت میانگین شش سال در هر رودخانه ورودی به تالاب انزلی مورد بررسی قرار گرفته است. ۹ ایستگاه هیدرومتری بر روی رودخانه‌های تامین کننده آب تالاب قرار دارد که شامل رودخانه پیربازار (ایستگاه پیربازار، S1)، رودخانه پ سیخان (ای ستگاه نوخاله، S2)، رودخانه شاخرز (ای ستگاه لاک سار، S3)، رودخانه ما سوله رودخان (ای ستگاه چومثقال، S4)، رودخانه پلنگ‌ور (ایستگاه کلسر، S5)، رودخانه خالکایی (ایستگاه کتمجان، S6)، رودخانه مرغک (ایستگاه امامزاده شفیع، S7)، رودخانه بهمبر (ایستگاه آقا محله، S8)، رودخانه چافرود (ایستگاه رودبارسرا، S9)، و می‌باشد. موقعیت هر یک از ایستگاه‌ها در شکل ۱ نمایش داده شده است.

نتایج و بحث

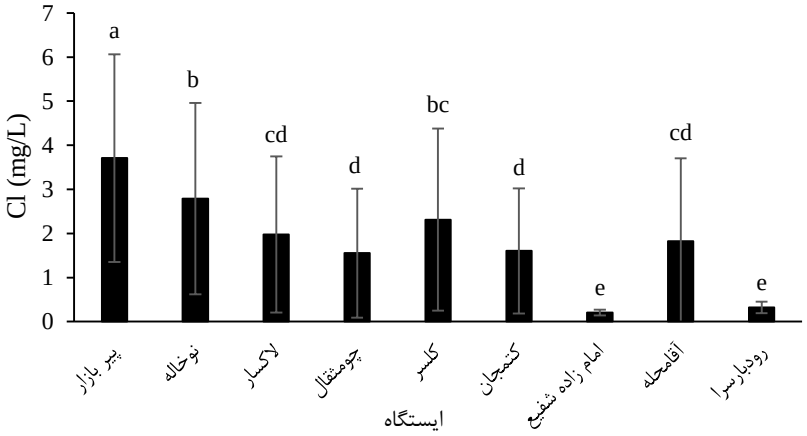
در شکل ۲ تغییرات دبی در ایستگاه‌های ورودی به تالاب انزلی نمایش داده شده است. نتایج مقایسه میانگین نشان داده است که اختلاف معنی‌داری بین میانگین دبی رودخانه‌های ورودی به تالاب انزلی وجود دارد. همانگونه که مشخص است بیشترین میانگین دبی مربوط به رودخانه پسیخان (ایستگاه نوخاله) معادل ۳۵ متر مکعب بر ثانیه است. دبی بالای زیر حوضه پسیخان به دلیل مساحت زیاد آن (۷۷۵۰۰ هکتار) است و طول اصلی رودخانه پسیخان از سرشاخه سیامزگی تا تالاب انزلی ۹۹/۵ کیلومتر است که می‌تواند نقش اساسی در بالا بودن دبی جریان این رودخانه داشته باشد. کمترین میانگین دبی نیز در ایستگاه رودبارسرا (رودخانه جافرود) معادل ۲ متر مکعب بر ثانیه به دست آمده است که اختلاف معنی‌داری با میانگین دبی ایستگاه آقا محله (۲/۰۴ متر مکعب بر ثانیه) ندارد. نتایج مقایسه میانگین نشان می‌دهد که اختلاف معنی‌داری در میانگین دبی ایستگاه پیربازار (۱۴ متر مکعب بر ثانیه) و لاکسار (۱۵/۴ متر مکعب بر ثانیه) وجود ندارد. نتایج نشان داده است که میزان تخلیه آب به تالاب انزلی از طریق رودخانه پیربازار و پسیخان به طور متوسط به ترتیب ۴۴۵ (میلیون مترمکعب) و ۱/۱ (میلیارد مترمکعب) می‌باشد. به طور کلی تقریبا سالانه حجم آب ورودی به تالاب انزلی از طریق نه رودخانه در حدود سه میلیارد متر مکعب است. به این مقدار حجم بارش و ورودی زهکش‌های نیز اضافه می شود. به طور کلی رودخانه‌های بخش شرقی حوضه نسبت به بخش غربی آن دارای دبی بیشتری بوده و تامین درصد زیادی از آب تالاب مربوط به این بخش است.



شکل ۲- تغییرات دبی در ایستگاه های مورد مطالعه

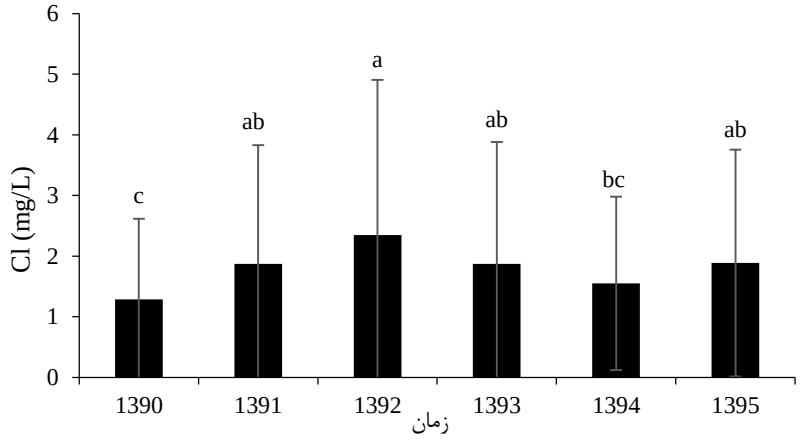
در شکل ۳ تغییرات متوسط غلظت کلراید موجود در آب رودخانه‌های مورد مطالعه نمایش داده شده است. نتایج نشان می‌دهد که بیش‌ترین متوسط غلظت کلراید در رودخانه پیربازار (۳/۷۰ میلی‌گرم بر لیتر) به دست آمده است. بعد از رودخانه پیربازار، بیش‌ترین متوسط غلظت کلراید در رودخانه پسیخان با میانگین ۲/۷۰ میلی‌گرم بر لیتر در دوره شش ساله مورد مطالعه به دست آمده است. با توجه به دبی جریان ورودی رودخانه مقدار بسیار زیادی (۳ تن در سال) از کلراید توسط رودخانه پسیخان به تالاب انزلی وارد می شود. متوسط مقدار کلراید وارد شده به تالاب انزلی از طریق رودخانه پیربازار برابر با ۱/۶۴ تن در سال است. رودخانه پیربازار از حاشیه شهر رشت عبور می‌کند و حجم زیادی از فاضلاب شهری و صنعتی به داخل آن وارد می‌شود. در مورد رودخانه پسیخان نیز بخشی از حوضه آبخیز آن دارای کاربری شهری و صنعتی است که از مهم‌ترین منابع آلودگی این رودخانه هستند. بخش زیادی از این کلراید مربوط به بخش کشاورزی، صنعت، فاضلاب شهری، بیمارستانی و... می‌باشد (Jadhav and Jadhav, 2017). این حوضه دارای وسعت زیاد و کاربری‌های متعدد می‌باشد، به‌طوری‌که تقریبا ۵۰ در صد آن زیر کشت انواع مختلف از محصولات کشاورزی (۴۳ در صد برنج، ۷ در صد جنگل‌کاری و کم‌تر از ۲ در صد چای و سیفی‌کاری) می‌باشد و باقی‌مانده، در محدوده وسیعی جنگل‌های متراکم و مرتع می‌باشد. مصرف سموم حاوی کلراید همانند بوتاکلراید در کاربری‌های کشاورزی نیز یکی از منابع تامین کننده کلراید در آب رودخانه پسیخان است. علفکش بوتاکلر که جهت مبارزه با علف‌های هرز در شالیزارها استفاده می‌شود دارای دوره پایداری تقریبی یک الی سه هفته در گیاهان است و سمیت کمی برای انسان و دام دارد (ثنایی، ۱۳۸۵). وجود سم بوتاکلراید در رودخانه‌های استان گیلان توسط یوسفی فلکدهی و همکاران (۱۳۹۱) گزارش شده است. در حالی که بر اساس استاندارد محیط زیست مقدار سموم در آب‌های سطحی باید صفر باشد. همچنین Jadhav and Jadhav (2017) بیان کردند که کلراید موجود در آب می‌توان ناشی از مصرف کودهای دامی در اراضی کشاورزی باشد و مقدار کلرایدید را در دامنه ۱۳۳-۳۹ میلی‌گرم بر لیتر برای رودخانه نیرا در هند به دست آوردند. نوری و ملکیان (۱۳۹۵) بیان کردند که بخش زیادی از کلراید موجود در آب وابسته به گنبدهای نمکی و سازندهای تبخیر

می‌باشد. یکی از دلایل کم بودن کلراید در رودخانه‌های مورد مطالعه را می‌توان به نبود گنبد نمکی در حوضه مورد مطالعه نسبت داد. بر طبق نظر Garrels و همکاران (۱۹۷۳) هوازدگی سنگ‌ها نیز یکی از عوامل افزایش کلر در رودخانه‌ها می‌باشد. مقایسه مقادیر کلراید موجود در رودخانه‌های مورد مطالعه با استاندارد Gray (۱۹۹۴) نشان می‌دهد که مشکلی از نظر کلراید در رودخانه‌ها وجود ندارد و مقدار کلراید کمتر از حد ارائه شده در استاندارد می‌باشد (حد استاندارد کلراید ۲۵ میلی‌گرم بر لیتر)، اما این مقادیر برای تالاب به دلیل تجمع کلراید از تمام رودخانه‌ها در گذر زمان یک مشکل اساسی است و باعث مرگ و میر جانداران آب‌زی در تالاب و دیگر مشکلات زیست محیطی می‌شود. فریدگیگلو و همکاران (۱۳۹۲) در استان گلستان رودخانه رزین گل مقدار کلراید را برای سال ۱۳۷۷ و ۱۳۸۶ معادل ۱۹۰/۶۳ و ۲۱۶/۵۵ میلی‌گرم بر لیتر به دست آوردند. رضایی و همکاران (۱۳۹۸) میزان کلراید را در رودخانه کشکان ۲/۷۵ میلی‌گرم بر لیتر به دست آورد.



شکل ۳. تغییرات متوسط کلراید در ایستگاه‌های مورد مطالعه

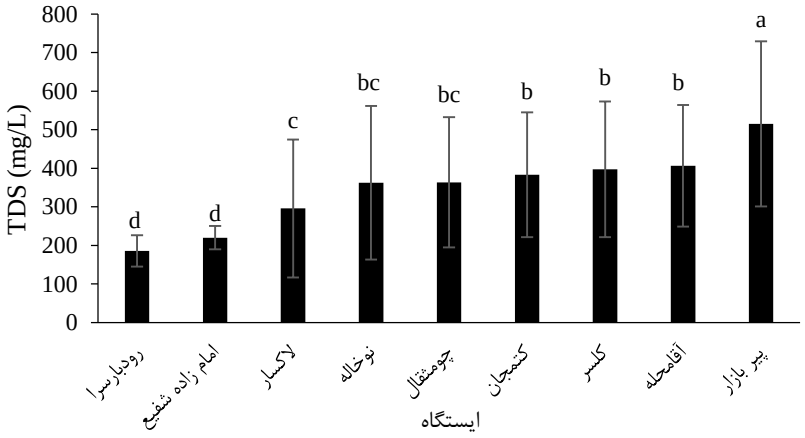
در شکل ۴ تغییرات زمانی کلراید در حوضه مورد مطالعه نمایش داده شده است. همانگونه که نمایش داده شده است متوسط سالیانه کلراید تحت تاثیر زمان بوده و دارای تغییرات معنی‌داری می‌باشد. بیشترین متوسط سالانه کلراید به تالاب انزلی در سال ۱۳۹۲ معادل ۲/۳۷ میلی‌گرم بر لیتر بوده است. کمترین متوسط سالانه کلراید در سال ۱۳۹۰ برابر با ۱/۲۸ میلی‌گرم بر لیتر به دست آمده است.



شکل ۴. تغییرات زمانی کلراید در منقطه مورد مطالعه

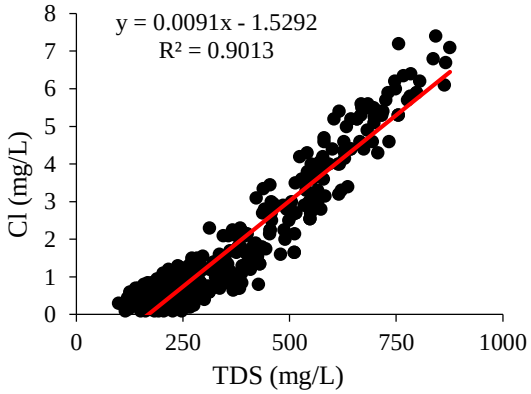
در شکل ۵ تغییرات کل مواد جامد محلول در ایستگاه‌های مختلف نمایش داده شده است. همانگونه که مشاهده می‌شود، بیشترین متوسط سالانه کل مواد جامد محلول مربوط به ایستگاه پیربازار (۵۱۴ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین مقدار آن نیز در ایستگاه رودبارسرا (۱۸۵ میلی‌گرم بر لیتر) به دست آمده است. نتایج نشان داده است که تفاوت معنی‌داری بین ایستگاه‌های نوخاله، کلسر، آقامحله، کتمجان و چومثقال وجود ندارد. متوسط سالانه کل مواد

جامد محلول منتقل شده به تالاب از رودخانه پیربازار و پسیخان به ترتیب معادل ۲۵۳ و ۴۲۵ تن به دست آمده است. استاندارد ملی ایران شماره ۱۰۵۳ میزان کل مواد جامد محلول در آب شـــرب را برابر با ۱۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر مجاز گزارش کرده اســـت. نوری و ملکیان (۱۳۹۵) مقدار کل مواد جامد محلول را در رودخانه سیمره بین ۱۵۵ تا ۱۸۸۰ میلی‌گرم بر لیتر به دست آوردند. رضایی و همکاران (۱۳۹۸) مقدار کل مواد جامد محلول را در رودخانه کشکان واقع در استان لرستان معادل ۴۴۵ میلی‌گرم بر لیتر به دست آوردند که این مقدار نزدیک به مقدار کل مواد جامد محلول در رودخانه پیربازار است.



شکل ۵. تغییرات متوسط کل مواد جامد محلول در ایستگاه‌های مورد مطالعه

در شکل ۶ رابطه رگرسیونی بین کلراید و کل مواد جامد محلول در ایستگاه‌های مورد مطالعه نمایش داده شده است. همانگونه که مشاهده می شود ارتباط نزدیک و همبستگی مثبت و بالای بین این دو پارامتر وجود دارد. رضایی و همکاران (۱۳۹۸) نشان دادند که همبستگی معنی‌دار و مثبتی بین کل مواد جامد محلول و کلراید در آب رودخانه وجود دارد و یکی از پارامترهای ورودی مدل برای تخمین کل مواد جامد محلول در مطالعه این پژوهشگران پارامتر کلراید بود. همچنین خدابخش و همکاران (۱۳۹۵) بیان کردند که همبستگی بالایی بین کل مواد جامد محلول و کلراید وجود دارد که با نتایج به دست آمده از این پژوهش در یک راستا می‌باشد.



نتیجه‌گیری

نتایج به دست آمده از این پژوهش نشان داده است که متوسط کلراید و کل مواد جامد محلول سالانه که از طریق ۹ رودخانه مهم به تالاب انزلی وارد می‌شـــود کمتر از حد اســـتاندارد اســـت، اما با توجه به تجمع این مواد در تالاب در گذر زمان آســـیب‌های جدی به تالاب انزلی وارد می‌کند. رودخانه‌های پسیخان و پیربازار مهمترین منابع آلودگی تالاب شناخته شده است. منشا این آلودگی‌های عمدتا کاربری کشاورزی، شهری و صنعتی است و بخش از آن نیز به ساختار زمین شناسی منطقه و مصرف سموم کشاورزی بر می‌گردد. با افزایش میزان کلراید در آب رودخانه‌های ورودی به تالاب، در

گام بعدی تالاب انزلی محل تجمع مقادیر بسیار بالای از کلراید و کل مواد جامد محلول می‌شود. با آلوده شدن تالاب حیات آبزیان موجود در آن به شدت تحت تاثیر قرار گرفته و باعث مسمویت گیاهان و مرگ ماهیان می‌شود. بنابراین برای کاهش بار آلودگی در رودخانه‌های منقطه نیاز به کنترل آلودگی صنعتی و کاهش مصرف سموم در کشاورزی است.

منابع

توکلی، ب.، و ثابترفتار، ک. ۱۳۸۱. مطالعهٔ تأثیر فاکتورهای مساحت، جمعیت و تراکم جمعیت حوزهٔ آبخیز بر روی آلودگی رودخانه‌های منتهی به تالاب انزلی. مجلهٔ محیط شناسی: ویژه نامهٔ تالاب انزلی :۵۱ تا ۵۷

حسینی، پ.، ایلدرومی، ع.ر.، حسینی، ی. ۱۳۹۵. بررسی کارایی مدل Qual2kw در خود پالایی رودخانه (مطالعه موردی رودخانه کارون در بازه زرگان-کوت‌امیر). علوم و تکنولوژی محیط زیست. ۱۸ (۲): ۱۰۳-۱۲۲

خدابخش، س.، رفیعی، ب.، افشارنیا، م.، کبیری، ش.، اخلاص‌مند، ر. ۱۳۹۵. شناسایی خاستگاه مواد محلول آب رودخانه خررود (جنوب استان قزوین) با روش‌های آماری. فصلنامه کواترنری ایران. ۲ (۴): ۳۶۷-۳۷۸.

رضایی، ا.، شاهی‌نژاد، ب.، یونسی، ح. ۱۳۹۸. ارزیابی مدل‌های هوشمند در برآورد میزان مواد جامد محلول در آب رودخانه کشکان، استان لرستان. دوره ۱۱، شماره ۱، صفحه ۱۴۷-۱۶۵.

فریدگیگلو، ب.، نجفی نژاد، ع.، مغانی بیله سوار، و.، و غیاثی، ا. ۱۳۹۲. بررسی تغییرات کیفیت آب رودخانه زرین گل استان گلستان. مجله پژوهش‌های حفاظت آب و خاک. ۲۰ (۱): ۷۷-۹۶.

قهرمان، ا. و عطار، ف. ۱۳۸۱. تالاب انزلی در اغمای مرگ (بررسی اکولوژیک –فلورستیک). مجلهٔ محیط شناسی: ویژه نامهٔ تالاب انزلی:۱تا ۳.

نوری، ز.، ملکیان ا. ۱۳۹۵. بررسی تاثیر عوامل موثر بر کیفیت آب رودخانه‌های سیمره کشکان در استان‌های ایلام و لرستان. محیط زیست طبیعی. منابع طبیعی ایران. ۶۹ (۲): ۵۴۹-۵۶۴.

یوسفی فلکدهی، ع.، گلپرور، غ.ر.، صافدل، ح.، و لشت نشایی، م.ا. ۱۳۹۱. بررسی آلودگی آب رودخانه زیلکی رود در استان گیلان. مجله پژوهش آب ایران. ۶ (۱۰): ۱-۶.

Garrels, R. M., Mackenzie, F. T. and Hunt, C. 1973. Chemical cycles and the global environment. Kaufmann. Los Altos, Calif.

Gray, N. F. 1994. Drinking water quality: Problems and solutions. John Wiley & Sons, Chichester.

JICA (Japan International Cooperation Agency), 2005. The study on integrated management for ecosystem conservation of the Anzali wetland in the Islamic Republic of Iran. Volume I: Executive Summary.

Farooq, S., Hashmi, I., Qazi, I. A., Qaiser, S., Rasheed, S. 2008. Monitoring of coliforms and chlorine residual in water distribution network Rawalpindi, Pakistan. Environ Monit Assess. 140 (1-3): 339-47.

Petruck, A., Beckereit, M., Stemplewski, J., 2003. Evaluation of the impact of thermal discharges on the temperature budget of a lowland stream using a dynamic water quality model. In: Brebbia, C.A. (Ed.), River Basin Management II. WIT Press, pp. 279–287

Jadhav, Sh., Jadhav, M. 2017. Study of chloride concentration of Nira River, Pune, Maharashtra, India. International Journal of Chemical and Life Sciences. 6 (4): 2025-2028

Xu, H., Zheng, H., Chen, X., Ren, Y. and Ouyang, Z. 2016. Relationships between river water quality and landscape factors in Haihe River Basin, China: implications for environmental management. Chinese Geographical Science. 26: 197-207.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Determination of cholorid and total dissolved solids in inlet rivers the Anzali lagoon

Eisa Ebrahimi[1], Hossien Asadi[2*], Massoud Tajrishy[3], Mohammad Bagher Farhangi[4], Khosro Tajdari[5]

[1]Ph. D. Student, Soil Science Department, Faculty of Agricultural Sciences, University of Guilan, Rasht, Iran.

[2]Associate Prof., Soil Science Department, University of Tehran, Karaj, Iran

[3] Prof., Department of Civil Engineering, Sharif University of Technology

[4]Assistant Prof., Soil Science Department, University of Guilan, Rasht, Iran

[5]Office of Studies and Research of Guilan Regional Water Company

Abstract

Anzali lagoon is located at the southern part of Caspian Sea, in Guilan province. This place is one of the most important ecosystems in Iran. Through the recent years, Anzali lagoon was exposed to the huge volume of contaminant flowing in from local river. Therefore, the quality assessment of the rivers in its vicinity is of a big deal. In this study, water quality of the lagoon's nine inlet rivers has been assessed for the chlorid content and total dissolved solids, during 2011 to 2016. The results indicate that the Pasikhan and Jafroud rivers have largest (35 m^3/s) and smallest (2.00 m^3/s) amount of flow rate respectively. However, Bahambar river has a significant amount of chlorid contaminant (1.83 mg/L) and dissolved solids (406 mg/L). The highest amount of pollution comes from the Pasikhan and Pirbazar rivers. Generally, it can be inferred that the potential environmental risk of the rivers with higher flow rate and pollutant content (i.e. Pasikhan and Palangvar) is in a considerable level for the Anzali lagoon.

Keyword; Pasikhan, Pirbazar, Water quality, Guilan

Corresponding author, Email: ho.asadi@ut.ac.ir

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

گیاه پالایی کادمیوم توسط گیاهان زینتی گل همیشه بهار، کلم زینتی و تاج خروس

وحیده مرجانی[۱*]، احمد گلچین[۲]، امیر دلاور[۳]، محمد بابا اکبری ساری[۴]

[۱] کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۲] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۳] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۴] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

چکیده

آلودگی خاک به فلزات سنگین یکی از چالش‌های مهم زیست محیطی است و می‌توانند مشکلاتی را برای انسان و دام در سطح جهان به وجود آورند. هدف از این تحقیق بررسی پتانسیل گل همیشه بهار، کلم زینتی و گیاه تاج خروس برای پالایش خاک‌های آلوده به کادمیوم در استان زنجان است. بدین منظور آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی انجام شد. تیمارهای آزمایش شامل نوع گیاه در سه سطح (گل همیشه بهار *Calendula officinalis*، کلم زینتی *Brassica oleraceae* و تاج خروس *Amaranthus*)، سطوح آلودگی خاک به کادمیوم در شش سطح (صفر، ۱۰، ۲۵، ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) بود که در سه تکرار اعمال شدند. بعد از گذشت ۷۰ روز که گیاهان به حداکثر رشد خود رسیدند اندام‌های هوایی و ریشه آن‌ها برداشت و میزان عناصر در بافت‌های آن‌ها اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد غلظت‌های بالای عنصر کادمیوم برای گل همیشه بهار، کلم زینتی و تاج خروس سمی بوده و غلظت نیتروژن، فسفر، پتاسیم، شاخص کلروفیل برگ و مقدار کل زیست توده در آن‌ها کاهش نشان دادند. با توجه به اینکه فاکتور انتقال کادمیوم در گیاهان مورد مطالعه بیشتر از یک بود می‌توان گفت که هر سه گیاه برای گیاه پالایی عناصر سنگین کادمیوم مناسب هستند. در بین گیاهان مورد مطالعه، گیاه همیشه بهار توانایی بیشتری در جذب و انتقال کادمیوم داشت.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، فاکتور انتقال، فلزات سنگین

مقدمه

آلودگی خاک به وسیله فلزات سنگین یکی از مشکلات جدی محیط زیستی در سرتاسر جهان است که سلامت انسان و زیست بوم‌ها را به شدت تهدید می‌کند (۱۳ و ۷). گیاه پالایی از اوایل دهه ۱۹۸۰ به‌عنوان یک تکنولوژی مهم برای زدایش خاک‌های آلوده مطرح شد. یکی از مهم‌ترین جنبه‌های این تکنولوژی، استخراج گیاهی است که از گیاهان بیش انباشتگر برای زدایش فلزات سنگین از مکان‌های آلوده استفاده می‌شود. این گیاهان عناصر سنگین را صد برابر بیش‌تر از گیاهان معمولی جذب می‌کنند (۸). در این حالت حداقل غلظت مورد نیاز فلزات مختلف در بخش هوایی گیاهان متفاوت است و فاکتور انتقال (غلظت عنصر مورد نظر در بخش هوایی به غلظت عنصر مورد نظر در ریشه) باید بزرگتر از یک باشد (۱۵). در این میان کادمیوم یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های سمی بوده که از منابع مختلف به محیط زیست، گیاهان و زنجیرهٔ غذایی وارد می‌شوند (۸ و ۲). کادمیوم عمدتا به صورت یون فلزی آزاد در محلول خاک وجود دارد و در مواد غذایی و محیط زیست، از خطرناک‌ترین عناصر کمیاب محسوب می‌شود (۱۰).

بر اساس پژوهشی که جعفرنژادی و همکاران (۱۳۹۱) بر روی ویژگی‌های موثر خاک بر غلظت کل و قابل جذب کادمیوم و تجمع آن در بذر گندم در خاک‌های آهکی استان خوزستان انجام دادند، مشخص شد که تفاوت شرایط اقلیمی، ویژگی‌های خاکی، مدیریت‌های مختلف کشت و کار و نوع رقم گندم از دلایل موثر بر افزایش کادمیوم در خاک و بذر گندم در خاک‌های مورد بررسی است (۶). فتاحی کیاسری و همکاران (۱۳۹۰) بیان کردند گیاه ذرت از جمله گیاهانی است که کادمیوم بیشتری را نسبت به آفتابگردان و پنبه دارد (۵). شیو و همکاران (۲۰۱۹) در بررسی پتانسیل گیاه پالایی Ipomoea asarifolia با غلظت‌های صفر، ۱۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۲۵۰۰ میلی‌گرم نمک کلرید کادمیوم به این نتیجه رسیدند که شاخص‌های انتقال کادمیوم

* ایمیل نویسنده مسئول: marjani.vahideh@gmail.com

به ساقه و برگ‌های گیاه هر دو بزرگتر از یک می‌باشد که بیانگر این موضوع است که گیاه پتانسیل انباشتگی کادمیوم را دارا می‌باشد (۱۱). این تحقیق سعی دارد با بررسی توان زیست‌پالایی گونه‌های مختلف گیاهان زینتی، گونه مناسب را مشخص و به مسئولان فضای سبز شهری و کارخانجات مختلف استان معرفی کند تا ضمن استفاده از آن‌ها در فضای سبز نقشی مؤثر در پاکسازی خاک‌های آلوده شهری داشته باشند. هدف از این تحقیق بررسی پتانسیل گل همیشه بهار، کلم زینتی و گیاه تاج‌خروس از گیاهان بومی منطقه برای پالایش خاک‌های آلوده به کادمیوم است.

مواد و روش‌ها

برای انجام آزمایش، خاک از مزرعه تحقیقاتی دانشگاه زنجان و از عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری تهیه گردید، سپس میزان ۲ تن خاک از محل مورد نظر به گلخانه منتقل و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. بعد از تجزیه کامل خاک و مشخص شدن خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن، به میزان ۴ کیلوگرم خاک برای هر گلدان توزین شد (جدول۱).

جدول ۱. نتایج تجزیه خاک مورد استفاده در این آزمایش

عمق خاک	ECe	pH	بافت خاک	ازت کل	فسفر	پتاسیم	کادمیوم
(cm)	(dSm^{-1})			درصد	قابل جذب (mg/kg)		
۰-۲۰	۲/۱	۷/۳	لوم رسی	۰/۲۱	۱۸	۲۴۶	۲/۲

تیمارهای آزمایش شامل نوع گیاه در سه سطح (گل همیشه بهار، کلم زینتی، تاج خروس) ، سطوح آلودگی خاک به کادمیوم در شش سطح (صفر، ۱۰، ۲۵، ۵۰، ۷۵ و ۱۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) بود که در سه تکرار اعمال شدند. برای آلوده کردن نمونه‌های خاک با کادمیوم از نمک سولفات کادمیوم استفاده شد. سپس نمونه‌ها را در رطوبت ظرفیت مزرعه به مدت سه ماه خوابانیده تا به تعادل رسیدند، سپس در نمونه‌های خاک آلوده به کادمیوم نشا، گیاهان زینتی کاشته شدند به‌منظور بررسی پتانسیل گیاهان زینتی تاج خروس،کلم زینتی و گل همیشه بهار.
بعد از گذشت ۷۰ روز که گیاه به حداکثر رشد خود رسید اندام‌های هوایی و ریشه گیاه برداشت شد وزن خشک و تر نمونه‌ها با ترازوی دیجیتال به‌دست آمد. نمونه‌های گیاهی تهیه شده سپس آسیاب گردید و بعد از هضم کردن آنها میزان عناصر کادمیوم با دستگاه جذب اتمی پس از کالیبره کردن با استانداردهای مربوطه اندازه‌گیری شدند. اطلاعات بدست آمده از این آزمایش به کمک نرم افزار MSTATC وSAS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت و جداول تجزیه واریانس داده‌ها تهیه گردید. مقایسه میانگین‌های تیمارهای مختلف به کمک آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح ۵٪ صورت پذیرفت. نمودارها به کمک نرم افزارExcel ترسیم شدند. باقیمانده گیاهان سوزانیده شد و خاکستر آن‌ها را جمع‌آوری کرده و در محل مطمعن دفن شد.

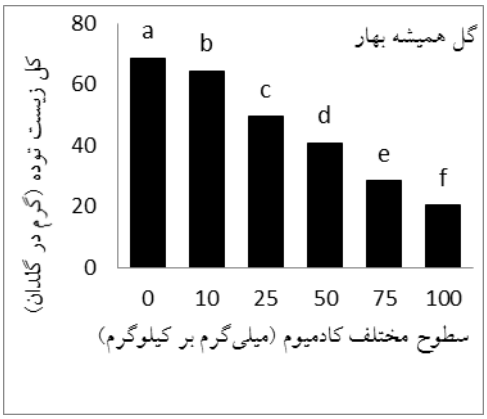
نتایج و بحث

تاثیر سطوح مختلف کادمیوم بر کل زیست توده گیاهان مورد مطالعه

شکل ۱ نشان می‌دهد هنگامی که مقدار کادمیوم اضافه شده به خاک، صفر می‌باشد (تیمار شاهد) مقدار کل زیست توده برای گل همیشه بهار، کلم زینتی و تاج خروس ماکزیمم و به‌ترتیب ۶۸/۶۴، ۶۶/۹۵ و ۱۷/۹۵ (گرم در گلدان) بود و در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک کمترین مقدار زیست توده به‌ترتیب ۲۰/۴۹، ۲۰/۴۸ و ۱۸/۹۶ (گرم در گلدان) بود. در آزمایشی مشابه رحمانیان و همکاران (۱۳۹۰) بیان نمودند با افزایش غلظت کادمیوم خاک وزن بخش هوایی یونجه وحشی کاهش یافت (۱۱). کاهش رشد و عملکرد گیاهان در شرایط تنش ناشی از فلزات سنگین مثل کادمیوم و سرب احتمالا به‌دلیل کاهش پتانسیل آبی و ممانعت از جذب مواد غذایی توسط گیاه می‌باشد (۴).
محققان بیان کردند کادمیوم با کاهش راندمان آب مصرفی گیاه، کاهش میزان تعرق، کاهش غلظت عناصر غذایی بافت‌ها و کاهش مقاومت گیاه در مقابل بیماری‌ها و آفات، باعث کاهش عملکرد گیاه می‌شود (۱۴). عیسی زاده لزرجان و همکاران (۱۳۸۹) توانایی گیاهان پیازچه و اسفناج را برای پالایش گیاهی خاک‌های آلوده به کادمیوم ناشی از مصرف کودهای فسفاته بررسی کردند. مقایسه توان بیش اندوزی این دو گیاه نشان داد که پیازچه از

توانایی بیشتری برای استخراج گیاهی کادمیوم برخوردار است (۳). برخی محققان بیان نمودند موفقیت در پالایش گیاهی به بکارگیری گونه‌های گیاهی با تولید زیست توده بالا که قادر به ذخیره فلزات سنگین هستند وابسته است (۹).







شکل ۱. اثر سطوح مختلف کادمیوم بر کل زیست توده گیاهان مورد مطالعه

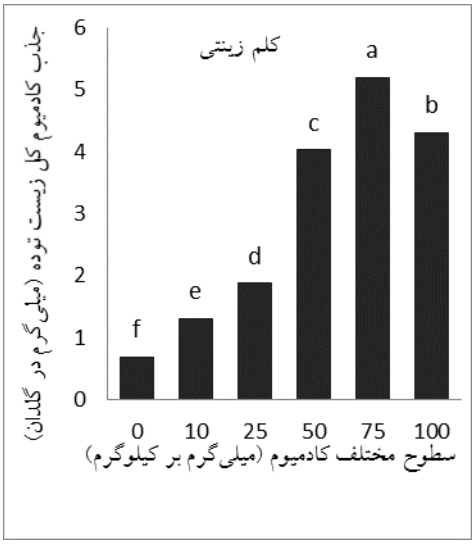
حروف مشابه بیانگر عدم اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

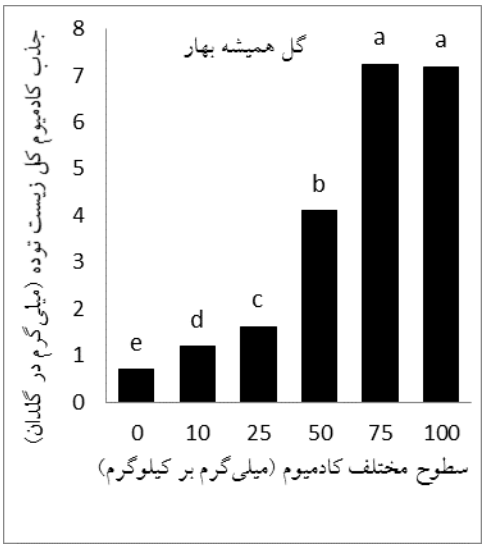
تاثیر سطوح مختلف کادمیوم بر جذب کادمیوم کل زیست توده گیاهان مورد مطالعه

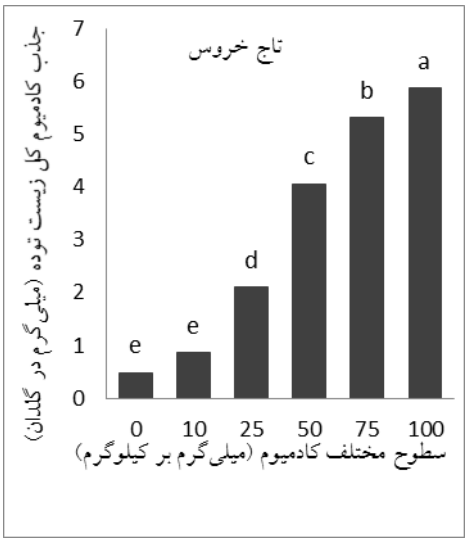
با توجه به (شکل ۲) در گل همیشه بهار حداقل میزان جذب کادمیوم در تیمار شاهد اندازه‌گیری شد که با تیمار ۱۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک از این لحاظ اختلاف معنی‌داری نداشت. بیشترین مقدار جذب کادمیوم گیاه همیشه بهار نیز در تیمار ۷۵ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک اندازه‌گیری شد که با تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک تفاوت معنی‌داری نداشت. در کلم زینتی نیز بیشترین میزان جذب کادمیوم در تیمار ۷۵ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک اندازه‌گیری گردید ولی در گیاه تاج خروس بیشترین میزان جذب کادمیوم کل زیست توده در تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیوم در کیلوگرم خاک و کمترین آن در تیمار شاهد مشاهده شد. میزان جذب کادمیوم زیست توده با افزایش غلظت کادمیوم خاک در گل همیشه بهار، کلم زینتی و تاج خروس به‌ترتیب ۱۰/۲۷، ۶/۲۴ و ۱۲ برابر نسبت به تیمار شاهد افزایش یافت و گیاه همیشه بهار جذب کادمیوم بیشتری نسبت به کلم زینتی و تاج خروس داشت. از نتایج می‌توان چنین نتیجه گرفت که با افزایش غلظت کادمیوم خاک، انتقال کادمیوم به اندام هوایی

بیشتر شده و در نتیجه گیاهان، کادمیوم بیشتری جذب و ذخیره کرده‌اند. پژوهش‌های انجام شده توسط سایر پژوهشگران نیز حاکی از ارتباط مستقیم بین غلظت کادمیوم تجمع یافته در گیاهان و غلظت کادمیوم خاک می‌باشد (۳).

عابدی کوپایی و همکاران (۱۳۹۴) در پژوهشی، میزان آلودگی سه گیاه شاهی، کاهو و گوجه‌فرنگی به عنصر کادمیوم را مورد بررسی قرار دادند و نتایج آن‌ها نشان داد که میانگین جذب کادمیوم توسط هر سه گیاه اختلاف معنی‌داری با تیمار شاهد داشت. درضمن بیشترین مقدار جذب کادمیوم مربوط به گیاه گوجه‌فرنگی و کمترین مقدار جذب مربوط به گیاه کاهو بود (۱).







شکل۲. اثر سطوح مختلف کادمیوم بر جذب کادمیوم کل زیست توده گیاهان مورد مطالعه

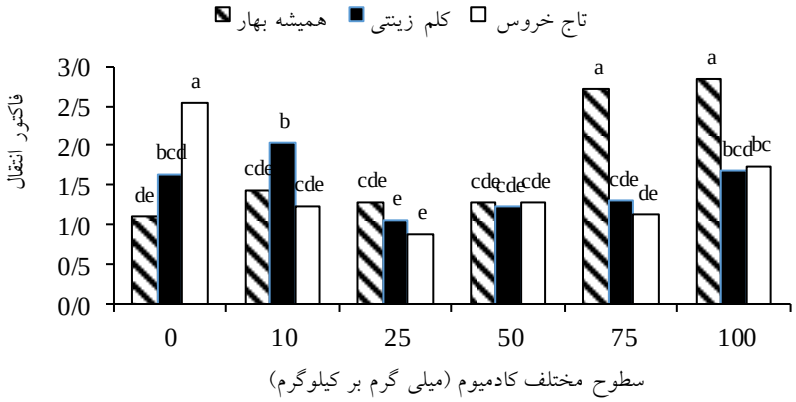
حروف مشابه بیانگر عدم اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

تاثیر سطوح مختلف کادمیوم بر فاکتور انتقال کادمیوم

فاکتور انتقال عنصر کادمیوم طبق رابطه زیر محاسبه شد:

(غلظت عنصردرریشه)/(غلظت عنصردربخش هوایی)=فاکتورانتقال

مطابق شکل ۳ بیشترین فاکتور انتقال کادمیوم از تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک و کمترین فاکتور انتقال کادمیوم در تیمار شاهد مشاهده گردید. بیشترین فاکتور انتقال کادمیوم از تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک به‌ترتیب در گل همیشه بهار، تاج خروس و کلم زینتی مشاهده شد که به‌ترتیب به میزان ۶۰، ۵۴ و ۴۸ درصد نسبت به تیمار شاهد مشاهده گردید.



شکل۳. اثر غلظت‌های مختلف کادمیوم بر فاکتور انتقال در گیاهان مورد مطالعه

حروف مشابه بیانگر عدم اختلاف معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد می‌باشد.

نتیجه‌گیری

غلظت‌های بالای عنصر کادمیوم برای گل همیشه بهار، کلم زینتی و تاج خروس سمی بود و این عنصر سنگین غلظت نیتروژن، فسفر، پتاسیم، آهن، منگنز، شاخص کلروفیل، مقدار کل زیست توده گل همیشه بهار، کلم زینتی و تاج خروس را کاهش دادند. غلظت‌های بالای کادمیوم خاک، باعث افزایش غلظت کادمیوم در اندام‌های هوایی و ریشه گیاه شدند. فاکتور انتقال کادمیوم در گل همیشه بهار بیشتر از تاج خروس و کلم زینتی بود. با توجه به اینکه فاکتور انتقال کادمیوم در گیاهان مورد مطالعه بیشتر از یک بود می‌توان گفت که هر سه گیاه گل همیشه بهار، کلم زینتی و تاج خروس برای گیاه پالایی عنصر کادمیوم مناسب هستند. در بین گیاهان مورد مطالعه، گیاه همیشه بهار توانایی بیشتری در جذب و انتقال کادمیوم داشت.

منابع

Abedi-Koupai J, Matin N, Javahery Tehrani M. Uptake of cadmium by cress, lettuce and tomato in Cd-contaminated soil . ejgcst. 2015; 6 (1) :41-53 URL: http://ejgcst.iut.ac.ir/article-1-943-fa.html

Dallalian, M. R, Homaee M. 2010. Simulating of Phytoremediation Time of Cadmium and Copper Spiked Soil by Salvia Sclarea. Water and Soil Science. 20(4): 129-141. (In Persian).

.Eisazadeh Lazarjan, S., Asadi Kapourchal, S., Pazira, E. and Homaee, M. 2010. Evaluation of the power of spinach and onion for extraction of cadmium from contaminated soils. Second National Conference Agriculture and Sustainable Development of Opportunities and Challenges, Shiraz.

Eun SO, Youn HS and Lee Y, 2000. Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of Zea mays. Physiol Plant 103: 695-702.

Fattahikiasary, A., Fotovat, A., Astaraie, A.R and Haghnia, G.M. 2011. Effect of Sulfuric Acid and EDTA on Lead phyto-remediation in Soil by Three Sunflower, Corn and Cotton. Journal of Water and Soil. 14(51): 57-68. (In Persian).

Jafarnejadi A R, Homaee M, Sayad G, Baybordi M. 2012. Evaluation of main soil properties affecting Cd concentrations in soil and wheat grains on some calcareous soils of Khuzestan Province. Journal of Water and Soil Conservation 19(2): 149-164. [In Persia].

Khan, M.S., Zaidi, A., and Wani, P.A. 2007. Role of phosphate-solubilizing microorganisms in sustainable agriculture-a review. Agron. Sustainable Dev. 27: 1. 29-43.

Mohammadipour F, Asadi Kapourchal S. 2012. Assessing land cress potential for phytoextraction of cadmium from Cd contaminated soils. Journal of Soil and Water Resources Conservation. 2(2):25-35. (In Persian).

Pulford, I.D. and Watson, C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees - a review. Environment International,29(4):529-540.

Rahimi, A., Raisi. M (1999) "Definition of lead and cadmium in meat of caught fish in Choghakhor wetlands of Chahar Maha Province," Journal of Iran Veterinarian, 79-83. (in Persian).

Rahmanian M., Khodaverdiloo H., Rasouli Sadaghiani M.H. and Rezaee Danesh Y. 2011. Effects of heavy metal resistant soil microbes inoculation and soil Cd concentration on growth and metal uptake of millet couch grass and alfalfa. Journal of Microbiol Res 5:403-410

Shehu, S., Wasagu, RSU., Anka, SA; Okoro, JC and Saidu, Y. 2019. Phytoremediation of Cadmium-Polluted Soils with Ipomoea asarifolia (Desr.) Roem. and Schult. J. Appl. Sci. Environ. Manage. 23 (2): 253–259.

Sinegani, A.A.S., and Hosseinpur, A. 2010. Evaluation of effect of different sterilization methods on soil biomass phosphorus extracted with NaHCO3. Plant Soil Environ. 56(4): 156-162.

Varvara, P. G, Brendan. Filby, B and Glick, R. 2000. Increased ability of transgenic plants expressing the bacterial enzyme ACC deaminase to accumulate Cd, co, Cu, Ni, Pb and Zn. journal of Biotechnology.81(1): 45- 53.

Wu, G., Kang, H., Zhang, X., Shao, H., Chu, L., and Ruan, C. 2010. A critical review on the bio-removal of hazardous heavy metals from contaminated soils: issues, progress, eco-environmental concerns and opportunities. Journal of Hazardous Materials. 174(1): 1-8.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Assess the potential of marigold, ornamental cabbage and pigweed for remediation of heavy metal polluted soils.

Marjani*[1], V., Golchin[2], A., Delavar[3], A., Babaakbari, M.[4]

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran
[2] Professor., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran
[3] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran
[4] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran

Abstract

Soil contamination by heavy metals is a serious environmental challenge and polluted soil cover a large area worldwide and can cause a problem for human and animals. The aim of this research was to assess the potential of marigold, ornamental cabbage, and pigweed for remediation of heavy metal polluted soils. An experiment was conducted using a completely randomized design and three replications. the experimental factors were the type of plants used for remediation (marigold, ornamental cabbage, and pigweed) and cadmium levels of soil (0,10, 25, 50, 75 and 100 mg/kg). Seventy days after sowing, the growth parameters of plants were measured and samples from aerial parts and roots were collected for analyses. The results indicate that high concentrations of cadmium in soil were toxic to plants and caused plant concentrations of nitrogen, phosphorus, potassium, Biomass and chlorophyll index of the leaf to decrease. However, cadmium concentrations of root and aerial parts increased as the concentrations cadmium in soil increased. Translocation factors for cadmium in studying plants were higher than one and the plants were suitable for phytoremediation and marigold had higher ability for uptake and translocation of cadmium than the other plants.

Keywords: Soil pollution, Translocation factors, Heavy metal

* Corresponding author, Email: marjani.vahideh@gmail.com

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

پیامد کاربرد بیوچار نی بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت دهیدروژناز و کاتالاز در سطوح مختلف آلودگی کادمیوم در خاک

ندا مرادی [۱*]، اکبر کریمی [۲]

[۱] استادیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

[۲] دانشجوی دکتری علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

چکیده

افزودن بیوچار به خاک می‌تواند زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک را تحت تاثیر قرار دهد. هدف از این پژوهش ارزیابی پیامد کاربرد بیوچار نی تهیه شده در دمای ۵۰۰ درجه سلسیوس، بر کربن زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیم‌های دهیدروژناز و کاتالاز در سطوح مختلف آلودگی کادمیوم در خاک بود. این پژوهش به‌صورت فاکتوریل با دو فاکتور آلودگی کادمیوم (در سه سطح صفر، ۱۵ و ۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم از منبع نیترات کادمیوم) و کاربرد بیوچار (در دو سطح شاهد و کاربرد بیوچار نی در سطح ۲ درصد وزنی)، در قالب طرح پایه کاملاً تصادفی و با سه تکرار در شرایط انکوباسیون آزمایشگاهی انجام شد. پس از اعمال تیمارهای آزمایشی، نمونه‌ها به‌مدت ۹۰ روز در شرایط انکوباسیون و در دمای ۲ ± ۲۵ درجه سلسیوس، نگه‌داری شدند. نتایج نشان داد آلودگی کادمیوم سبب کاهش معنی‌دار کربن زیست‌توده میکروبی و فعالیت کاتالاز و دهیدروژناز شد. کاربرد بیوچار در هر سه سطح کادمیوم در خاک، سبب افزایش معنی‌دار کربن آلی خاک، کربن زیست‌توده میکروبی خاک (۳۷/۵ تا ۴۳/۵ درصد) و فعالیت کاتالاز (۴۹/۷ تا ۶۰/۳ درصد) و دهیدروژناز (۲۵/۷ تا ۷۰/۳ درصد) شد. به طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که کاربرد بیوچار روش مناسبی برای بهبود کربن آلی خاک و زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک در شرایط آلودگی کادمیوم در خاک می‌باشد.

کلمات کلیدی: آلودگی فلزات سنگین، فعالیت میکروبی، فعالیت آنزیمی، اصلاح‌کننده‌های آلی

مقدمه

آلودگی فلزات سنگین در خاک تهدیدی جدی برای کیفیت و سلامت خاک و محصولات کشاورزی می‌باشد (Lu و همکاران، ۲۰۱۷). کادمیوم یکی از سمی‌ترین فلزات سنگین است که نه تنها برای سلامت انسان و دام بسیار خطرناک می‌باشد، بلکه می‌تواند پیامدهای نامطلوبی بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت ریزجانداران خاک داشته باشد (Lu و همکاران، ۲۰۱۷). زیست‌توده میکروبی خاک به عنوان یکی از شاخص‌های مهم کیفیت خاک نقش مهمی در تغییرات ماده آلی خاک، چرخه عناصر غذایی از جمله کربن، نیتروژن، فسفر و گوگرد و همچنین تحرک فلزات سنگین در خاک دارد (Xu و همکاران، ۲۰۱۸). زیست‌توده میکروبی خاک به شرایط تنش فلزات سنگین حساس بوده و تحت تأثیر آلودگی فلزات سنگین قرار می‌گیرد. آنزیم-های دهیدروژناز و کاتالاز از جمله آنزیم‌های درون سلولی موثر در متابولیسم‌های سلولی باشند. به‌طور کلی هر گونه تغییر در جامعه میکروبی خاک بر اثر تنش‌های محیطی از جمله آلودگی فلزات سنگین می‌تواند سنتز و در نتیجه فعالیت آنزیمی خاک را تغییر دهد. کادمیوم به عنوان یک فلز سنگین سمی می‌تواند پیامدهای منفی بر متابولیسم‌های سلول و رشد میکروبی داشته باشد (Pan و همکاران، ۲۰۱۱). مدیریت مواد آلی خاک و افزودن اصلاح کننده-های آلی می‌تواند اثر مثبتی بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک داشته باشد. همچنین در شرایط آلودگی فلزات سنگین در خاک افزودن اصلاح‌کننده‌های آلی به خاک می‌تواند سبب بهبود ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و کاهش فراهمی فلزات سنگین در خاک شود. یکی از اصلاح-کننده‌های آلی که در سال‌های اخیر برای بهبود ویژگی‌های خاک مورد توجه قرار گرفته، بیوچار است. بیوچار یک ماده بسیار متخلخل و غنی از کربن است که از تجزیه حرارتی زیست‌توده‌ها و در شرایط بدون اکسیژن و یا اکسیژن محدود تهیه می‌شود (Yu و همکاران، ۲۰۱۹). کاربرد بیوچار در خاک می‌تواند با تغییر ویژگی‌های و فرآیندهای گوناگون خاک بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک موثر باشد (Song و همکاران، ۲۰۱۸). کاتالاز و دهیدروژناز از جمله آنزیم‌های درون سلولی بوده که در فرآیندها و متابولیسم‌های ریزجانداران خاک نقش بسیار مهمی دارند. فعالیت این آنزیم‌ها نشان دهنده شدت فرآیندهای میکروبی خاک بوده و شاخص‌های مناسبی برای ارزیابی تاثیر کاربرد بیوچار و همچنین فلزات سنگین بر فعالیت میکروبی خاک

* ایمیل نویسنده مسئول: n.moradi@scu.ac.ir

می‌باشند (Liu و همکاران، ۲۰۰۸). با توجه به این‌که تاکنون مطالعات چندانی در زمینه تاثیر کاربرد بیوچار بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک انجام نشده است، هدف از این پژوهش بررسی پیامد افزودن بیوچار نی بر کربن زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیم‌های کاتالاز و دهیدروژناز در سطوح مختلف آلودگی کادمیوم در خاک بود

مواد و روش‌ها

این پژوهش در شرایط انکوباسیون، در سال ۱۳۹۷، در گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز انجام شد. برای تهیه بیوچار از زیست‌توده گیاه نی استفاده شد. زیست‌توده گیاه نی ابتدا هوا خشک شده و پس از آسیاب کردن، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد و سپس در آون در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس خشک شد (Singh و همکاران، ۲۰۱۷). سپس بیوچار نی در کوره الکتریکی در شرایط گرماکافت آهسته، به مدت ۲ ساعت، در دمای ۵۰۰ درجه سلسیوس و با نرخ افزایش دمای ۵ درجه سلسیوس تهیه شد. برای ایجاد شرایط بدون اکسیژن از جریان گاز نیتروژن (۱ لیتر بر دقیقه) استفاده شد. سپس ویژگی‌های بیوچار اندازه‌گیری شد (Singh و همکاران، ۲۰۱۷). نمونه خاک مورد مطالعه از مزرعه پژوهشی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز، از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری نمونه‌برداری شد. نمونه خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا-خشک شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. سپس برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک اندازه‌گیری شد (Carter and Gregorich, 2008). برای آلوده کردن خاک با غلظت‌های مختلف کادمیوم از روش اسپری و نمک نیترات کادمیوم $Cd(NO_3)_2$ استفاده شد. خاک آلوده به‌مدت پنج ماه در برابر تناوب‌های تر و خشک شدن قرار داده شد تا توزیع کادمیوم در خاک به شرایط آلودگی طبیعی نزدیک‌تر شود (Karimi و همکاران، ۲۰۱۸). سپس تیمارهای بیوچار اعمال شدند. بدین ترتیب که بیوچارها در سطح ۲ درصد وزنی به‌طور یکنواخت با ۳۰۰ گرم خاک مخلوط شدند و در ظروف پلاستیکی منفذدار (جهت تبادل تهویه‌ای) نگه‌داری شدند. رطوبت نمونه‌ها با افزودن آب مقطر به‌روش اسپری، در حد ۷۰ درصد ظرفیت مزرعه (مکش ۰/۲۳ بار) تنظیم شد و تا پایان آزمایش به‌صورت وزنی کنترل گردید. نمونه‌ها به مدت ۳ ماه در شرایط انکوباسیون و در دمای ثابت (۲۵±۲ درجه سلسیوس) نگه‌داری شدند. در پایان آزمایش کربن آلی خاک به‌روش اکسیداسیون تر، کربن زیست‌توده میکروبی خاک (MBC) به روش تدخین (گازدهی) با کلروفرم و استخراج با محلول سولفات پتاسیم اندازه‌گیری شد (Jenkinson and Ladd, 1981). همچنین فعالیت آنزیم‌های دهیدروژناز (Alef and Nannipieri, 1995) و کاتالاز (Liu و همکاران، ۲۰۰۸) در خاک اندازه‌گیری شد. رسم نمودارها با نرم افزار Excel نسخه ۲۰۱۳، تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۷ انجام شد. همچنین مقایسه میانگین داده‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن و در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک مورد مطالعه در جدول (۱) ارائه شده است. خاک مورد مطالعه دارای بافت لومی، آهکی، pH بالا، غیر شور، دارای مقدار ماده آلی کم و غیرآلوده به کادمیوم بود (جدول ۱). همچنین نتایج ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی بیوچار مورد استفاده در جدول ۲ آمده است. زغال زیستی تهیه شده دارای درصد کربن زیاد و ظرفیت تبادل کاتیونی و سطح ویژه بالایی بود.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	pH	EC ($dS\ m^{-1}$)	کربنات کلسیم معادل (٪)	کربن آلی (٪)	نیتروژن کل (٪)	کادمیوم کل ($mg\ kg^{-1}$)	غلظت قابل دسترس ($mg\ kg^{-1}$)						
									P	K	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd
۴۰/۶	۳۸/۰	۲۱/۴	۷/۷	۲/۵۴	۴۱/۳	۰/۴۱	۰/۰۳۶	۱/۰۵	۱۳/۵	۲۷۳	۱/۲۵	۴/۱۲	۰/۵۱	۰/۷۳	۰/۴۷

جدول ۲. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی بیوچار نی

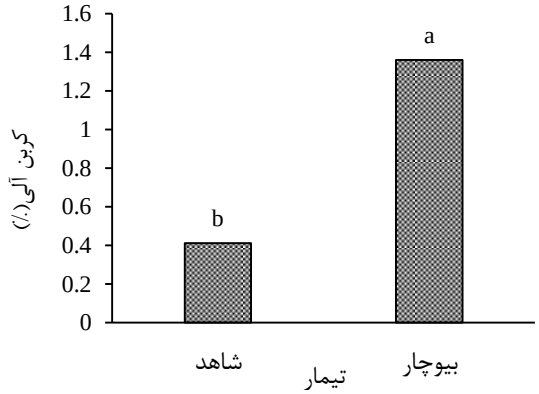
عملکرد (٪)	خاکستر (٪)	pH	EC ($dS\ m^{-1}$)	CEC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	سطح ویژه ($m^2\ g^{-1}$)	کربن (٪)	نیتروژن (٪)	هیدروژن (٪)	اکسیژن (٪)	H/C	O/C	کادمیوم ($mg\ kg^{-1}$)
۲۹/۳	۳۳/۶	۱۰/۳۴	۶/۸	۲۳/۵	۶۸/۸	۶۱/۱	۰/۸۸	۲/۱	۱/۹۸	۰/۰۳۵	۰/۰۳۲	ND

بر اساس نتایج تجزیه واریانس، کاربرد بیوچار اثر معنی‌داری بر کربن آلی خاک داشت، اما اثر اصلی کادمیوم و اثر متقابل کادمیوم و بیوچار بر کربن آلی خاک معنی‌دار نبود (جدول ۳). نتایج مقایسه میانگین اثر اصلی بیوچار بر کربن آلی خاک نشان داد که کاربرد بیوچار سبب افزایش معنی‌دار کربن آلی خاک شد (شکل ۱). به طوری که کربن آلی خاک در تیمار بیوچار بیش از ۳/۳ برابر تیمار شاهد بود. افزایش کربن آلی کل خاک در اثر افزودن بیوچار به خاک به‌دلیل درصد بالای کربن بیوچار (جدول ۲) می‌باشد، که توسط سایر پژوهش‌گران نیز گزارش شده است (Song و همکاران، ۲۰۱۸، Yu و همکاران، ۲۰۱۹).

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس (میانگین مربعات) تاثیر تیمارها بر کربن آلی و زیست‌توده میکروبی و فعالیت دهیدروژناز و کاتالاز

منبع تغییرات	درجه آزادی	کربن آلی (OC)	کربن زیست‌توده میکروبی (MBC)	دهیدروژناز	کاتالاز
کادمیوم	۲	۰/۰۰۲ ^{ns}	۱۲۲۵۲ **	۷/۴۸ **	۲۳۲/۹ **
بیوچار	۱	۴/۰۵ **	۲۰۶۵۹ **	۵/۷۴ **	۷۹۳/۶ **
کادمیوم × بیوچار	۲	۰/۰۰۱ ^{ns}	۳۱۹/۱ *	۰/۱۰۶ *	۳۲/۷ *
خطای آزمایشی	۱۲	۰/۰۰۱	۷۷/۳	۰/۰۲۲	۸/۱۰
ضریب تغییرات (٪)		۵/۶۴	۸/۶۵	۶/۴۹	۷/۲۱

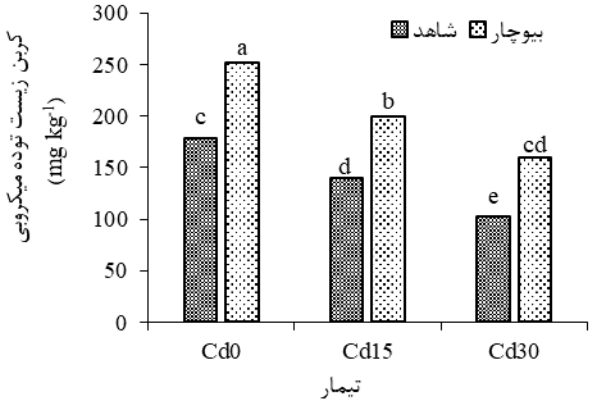
^{ns} ، ** و *: به ترتیب غیرمعنی‌دار و معنی‌دار در سطح احتمال پنج و یک درصد.



شکل ۱- اثر اصلی بیوچار بر درصد کربن آلی خاک

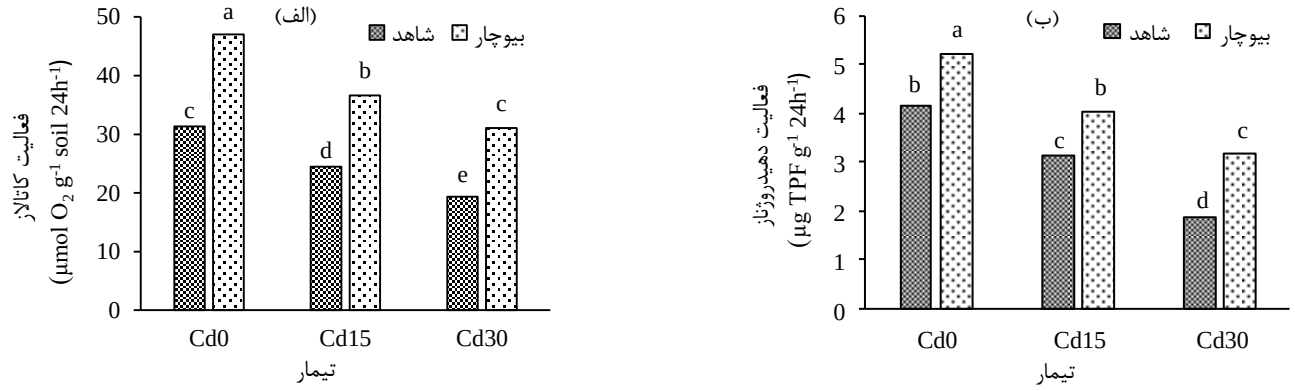
نتایج مقایسه میانگین اثر متقابل تیمارها نشان داد در اثر افزایش آلودگی کادمیوم در خاک، کربن زیست‌توده میکروبی خاک در همه تیمارها کاهش یافت (شکل ۲). این کاهش (در سطح Cd30 در مقایسه با Cd0) در تیمار بیوچار کم‌تر از تیمار شاهد بود. در هر سه سطح آلودگی کادمیوم در خاک کربن زیست‌توده میکروبی خاک در تیمار بیوچار به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از تیمار شاهد بود (شکل ۲). کاهش کربن زیست‌توده میکروبی خاک در اثر آلودگی کادمیوم، احتمالاً به این دلیل است که ریزجانداران خاک در شرایط آلودگی کادمیوم در خاک برای تحمل به سمیت ایجاد شده به انرژی بیش‌تری نیاز دارند، به‌همین دلیل کربن جذب‌شده کم‌تری در ساختار ترکیبات آلی شرکت می‌نماید (Xu و همکاران، ۲۰۱۸). کاربرد بیوچارها سبب افزایش

معنی‌دار MBC شد، که این می‌تواند به‌دلیل افزایش کربن آلی خاک (جدول ۴) و افزایش کربن و عناصر غذایی قابل دسترس برای ریزجانداران خاک در اثر افزودن بیوچارها باشد (Khadem and Raiesi, 2017). همچنین افزایش کربن زیست‌توده میکروبی خاک در اثر افزودن بیوچار می‌تواند به این دلیل باشد که بیوچار با داشتن ساختار متخلخل و سطح ویژه بالا می‌تواند زیستگاه مناسبی را برای ریزجانداران خاک به‌ویژه باکتری‌ها فراهم کند (Zhu و همکاران، ۲۰۱۷).



شکل ۲- تاثیر بیوچار بر کربن زیست‌توده میکروبی در سطوح مختلف کادمیوم

نتایج مقایسه میانگین اثر متقابل آلودگی کادمیوم و کاربرد بیوچار نشان داد در اثر افزایش آلودگی کادمیوم در خاک، فعالیت کاتالاز و دهیدروژناز در همه تیمارها کاهش یافت (شکل ۳). همچنین در هر سه سطح آلودگی کادمیوم در خاک فعالیت کاتالاز و دهیدروژناز در تیمار بیوچار به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از تیمار شاهد بود (شکل ۳).



شکل ۳- تاثیر بیوچار بر فعالیت کاتالاز (الف) و دهیدروژناز (ب) در سطوح مختلف کادمیوم

کاهش فعالیت آنزیمی در اثر آلودگی کادمیوم به این دلیل است که کادمیوم می‌تواند با ایجاد کمپلکس با سوبسترای مورد نیاز آنزیم‌ها و خارج نمودن سوبسترا از دسترس ریزجانداران و یا با از بین بردن ریزجاندارن تجزیه‌کننده مواد آلی سبب کاهش فعالیت آنزیمی خاک شود. همچنین کادمیوم می‌تواند در سنتز آنزیم‌ها توسط سلول‌های میکروبی اثر منفی داشته باشد (Pan و همکاران، ۲۰۱۱). بیش‌تر بودن فعالیت آنزیمی در تیمارهای کاربرد بیوچار می‌تواند به‌دلیل افزایش کربن و فراهمی عناصر غذایی برای ریزجانداران خاک و در نتیجه افزایش فعالیت میکروبی و تحریک فعالیت آنزیمی باشد

(Nie و همکاران، ۲۰۱۸). همچنین با توجه به ویژگی‌های بیوچار و ظرفیت تبادل کاتیونی، سطح ویژه و پ‌هاش بالای آن (جدول ۲) احتمالاً سبب کاهش تحرک کادمیوم در خاک شده است. بنابراین یکی از دلایل احتمالی افزایش زیست‌توده میکروبی و فعالیت کاتالاز و دهیدروژناز در تیمارهای کاربرد بیوچار، در شرایط آلودگی کادمیوم، کاهش سمیت کادمیوم در خاک، بوده است.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که کاربرد بیوچار نی سبب افزایش چشم‌گیر کربن آلی خاک شد. اگرچه آلودگی کادمیوم سبب کاهش کربن زیست‌توده میکروبی خاک و فعالیت آنزیم‌های کاتالاز و دهیدروژناز در خاک شد، اما کاربرد بیوچار توانست تا حد نسبتا زیادی اثرات منفی آلودگی کادمیوم بر فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک را کاهش دهد. بنابراین کاربرد بیوچار نی در خاک‌های آلوده به کادمیوم می‌تواند در بهبود فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک، به‌عنوان شاخص‌های مهم کیفیت خاک، مفید باشد. همچنین با توجه به ویژگی‌های بیوچار نی استفاده شده در این پژوهش و درصد کربن بالای آن می‌تواند در بهبود کربن آلی خاک در خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک ایران و همچنین در ترسیب کربن در خاک موثر باشد. بنابراین کاربرد بیوچار نی برای بهبود کربن آلی خاک و فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک به‌ویژه در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین می‌تواند مورد توجه قرار گیرد.

سپاسگزاری

هزینه اجرای این طرح به شماره ۱۳۰۷ از محل اعتبارات پژوهانه واحد پژوهشی دانشگاه شهید چمران (اهواز) تأمین شده است.

منابع

Alef, K. and Nannipieri, P. 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, London, 608p.

Carter, M.R. and Gregorich E.G. 2008. Soil Sampling and Methods of Analysis (2nd Ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida, 1204p.

Jenkinson D.S. and Ladd J. N. 1981. Microbial biomass in soil measurement and turnover. P 415-471, In: E.A.Paul and J.N. Ladd (eds), Soil Biochemistry, Marcel Dekker, Inc., New York.

Karimi, A., Khodaverdiloo, H. and Rasouli-Sadaghiani, M. H. 2018. Microbial-enhanced phytoremediation of lead contaminated calcareous soil by *Centaurea cyanus* L. Clean–Soil, Air, Water, 46(2), 1700665.

Khadem, A. and Raiesi F. 2017. Responses of microbial performance and community to corn biochar in calcareous sandy and clayey soils. Applied Soil Ecology. 114, 16-27.

Liu, J. Xie J., Chu, Y., Sun, C., Chen, C. and Wang, Q. 2008. Combined effect of cypermethrin and copper on catalase activity in soil. Journal of Soils and Sediments. 5, 327–332.

Lu, K., Yang, X., Gielen, G., Bolan, N., Ok, Y. S., Niazi, N. K., Xu, S., Yuan, G., Chen, X., Zhang, X. and Liu, D. 2017. Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated soil. Journal of environmental management. 186, 285-292.

Nie, C., Yang, X., Niazi, N. K., Xu, X., Wen, Y., Rinklebe, J., Ok, Y. S., Xu, S. and Wang, H. 2018. Impact of sugarcane bagasse-derived biochar on heavy metal availability and microbial activity: A field study. Chemosphere. 200, 274-282.

Pan, J. and Yu, L. 2011. Effects of Cd or/and Pb on soil enzyme activities and microbial community structure. Ecological Engineering. 37(11), 1889-1894.

Singh, B., Camps-Arbestain, M. and Lehmann, J. 2017. Biochar: A Guide to Analytical Methods. Csiro Publishing. 320p.

Song D., Tang, J., Xi, X., Zhang, S., Liang, G., Zhou, W. and Wang, X. 2018. Responses of soil nutrients and microbial activities to additions of maize straw biochar and chemical fertilization in a calcareous soil. European Journal of Soil Biology. 84, 1-10.

Xu, Y., Seshadri, B., Sarkar, B., Wang, H., Rumpel, C., Sparks, D., Sparks, D., Farrell, M., Hall, T., Yang, X. and Bolan, N. 2018. Biochar modulates heavy metal toxicity and improves microbial carbon use efficiency in soil. Science of the Total Environment. 621, 148-159.

Yu, H., Zou, W., Chen, J., Chen, H., Yu, Z., Huang, J., Tang, H., Wei, X. and Gao, B. 2019. Biochar amendment improves crop production in problem soils: A review. Journal of Environmental Management. 232, 8-21.

Zhu, X., Chen, B., Zhu L. and Xing, B. 2017. Effects and mechanisms of biochar-microbe interactions in soil improvement and pollution remediation: A review. Environmental Pollution. 227, 98-115.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of common reed biochar application on microbial biomass and activity of dehydrogenase and catalase at different levels of cadmium (Cd) in soil

Moradi*[1], N., Karimi[2], A.,

[1] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran
[2] Ph.D. Student of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran

Abstract

Biochar addition can affecting soil microbial biomass and enzymes activity in heavy metal contaminated soils. The purpose of this study was to evaluate the effect of common reed-biochar on microbial biomass and activity of dehydrogenase and catalase at different levels of cadmium (Cd) in soil. This study was carried out as a factorial experiment based on a randomized complete design with two factors including Cd contamination (0, 15 and 30 mg Cd kg^{-1} soil) and biochar type (control and biochar addition) in three replications under laboratory condition. After treatments addition, the soil samples were incubated for 90 days. The results indicated that Cd contamination led to a significant reduction in the microbial biomass carbon and activity of dehydrogenase and catalase. Application of biochar led to increase of soil organic carbon, microbial biomass carbon (37.5-43.5%) and activity of catalase (49.7-60.3%) and dehydrogenase (25.7-70.3%). In general, the results revealed that biochar application is suitable method for improving soil organic carbon, microbial biomass and soil enzyme activity under Cd-contamination in soil.

Keywords: Heavy metal contamination, microbial activity, enzyme activity, organic amendme

* Corresponding author, Email: n.moradi@scu.ac.ir

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

اثر آلودگی مناطق شهری و صنعتی شهر اهواز بر روی سه گونه گیاهی (مورد، کنوکارپوس وکهور)

عاطفه مرفاوی پوراحمدی[۱]، علی غلامی[۲]، کامران محسنی فر[۳*]

[۱] دانش‌آموخته کارشناسی ارشد خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

[۲] عضو هیات علمی گروه خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

[۳] عضو هیات علمی گروه خاکشناسی، واحد اهواز، دانشگاه آزاد اسلامی، اهواز، ایران

چکیده

آلودگی هوا یکی از ره آوردهای توسعه صنعتی است که با افزایش جمعیت بر شدت آن افزوده می شود. لذا لازم است با آگاهی از این مسئله و شناخت در راستای جلوگیری از تولید و کاهش خطرات آن اقدام شود. از این رو در این تحقیق شاخص تحمل آلودگی هوا (APTI) بر روی۳ گونه ی گیاهی کنوکارپوس، مورد و کهور که در اهواز کاشت می شوند مورد بررسی قرار گرفت به این صورت که در هر منطقه، از هر گونه ی درخت، ۵ درخت را به طور تصادفی انتخاب و نمونه برداری از برگهای جوان کامل در ۴ سمت درخت انجام شد سپس نمونه ها به آزمایشگاه انتقال و ۴ پارامتر محتوای کلروفیل کل، محتوای رطوبت نسبی، اسید آسکوربیک و pH اندازه گیری و مورد تجزیه و تحلیل قرار داده شد. نتایج نشان داد مقدار APTI در گیاه مورد ۶/۹۹، کنوکارپوس۶/۲۶، کهور۴/۳۵ می باشد. گیاه مورد با ۶/۹۹ بالاترین میزان تحمل به آلودگی و کمترین میزان برابر ۴/۳۵، در کهور می باشد که به عنوان یک شاخص در تحمل آلودگی، در مناطق آلوده مورد استفاده قرار می گیرد در نتیجه مورد از لحاظ تحمل به آلودگی گیاهی مقاوم و کهور به عنوان گیاه حساس به شمار می رود.

کلمات کلیدی: شاخص تحمل آلودگی هوا، گیاه مقاوم، اسید اسکوربیک، پارامتر فیزیولوژیکی

مقدمه

آلودگی محیط زیست سبب ایجاد تغییرات نامطلوب در خواص فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی منابع اصلی حیات یعنی آب، هوا و خاک به مقداری که سلامت انسان و دیگر موجودات زنده را به خطر انداخته می شود و یا فعالیت آنها را محدود می سازد (Sing., 1993). پدیده آلودگی هوا در مناطق شهری یکی از ره آوردهای انقلاب صنعتی است که از سیصد سال قبل شروع و با توسعه صنعتی شهرها، بر میزان و شدت آن روز به روز افزوده می شود (رادمهر و غمخوار، ۱۳۷۸). آلودگی هوا چهارمین عامل مرگ و میر در جهان است طبق آمار یک میلیارد و ۴۰۰میلیون نفر در جهان در معرض آلودگی هوا قرار دارند و سالانه ۳ میلیون نفر در دنیا جان خود را به دلیل عوارض مستقیم و غیر مستقیم آلودگی هوا از دست می دهند. از این رو رشد گیاهان سبز در داخل و اطراف مناطق شهری و صنعتی، جایگزین مناسبی برای بهبود و کاهش آلاینده های هوایی می باشد و فعالیت های انسانی سبب تشدید انتشار آلاینده های مختلف به محیط زیست می شود (Dali et al.,2011). آلودگی هوا سالیان سال شهروندان و محیط زیست را تحت تاثیر خود قرار داده، در بسیاری از موارد از یک مشکل شهری به یک معضل ملی منطقه ای و بین المللی مبدل شده است. به دلیل آن که کشور ایران روی کمربند گرد و خاک جهان قرار دارد، در دهه اخیر و وقوع پدیده نو ظهور طوفان های گرد و غبار بسیاری از مناطق جنوبی و غربی کشور را درنوردیده و هزاران تن گرد و غبار را از بیابان های جنوبی حمل نموده و بر گستره بزرگی از شهرهای کشور فرو ریخته است (امیر دیوانی و همکارن ۱۳۹۲). کنوکارپوس گیاه زینتی رایج در مناطق گرمسیری است که معمولا بصورت درختچه ای با ارتفاع ۱/۵ تا ۴ متر دیده می شود، این درختچه متعلق به تیره Comberetaceae می باشد. گیاهان در پاسخ خود به آلاینده ها تفاوت قابل ملاحظه ای دارند، برخی بسیارحساس و برخی مقاوم اند. رائو و سینگ ،(۱۹۸۳) بیان کردند که از پارامترهای مورد استفاده در تعیین حساسیت یا مقاومت تحمل گیاهان نسبت به غلظت آلاینده های هوا اسید آسکوربیک، محتوای نسبی آب، محتوای کلروفیل کل و pH برگ می باشند. بارزترین آسیب در خسارات ناشی از آلاینده های هوا به طور عمده در برگ گیاهان رخ می دهد که عبارتند از کلروز، نکروز شدن برگ ها در واقع گیاهان طیف گسترده ای از پاسخ گیاهان را که در معرض آلاینده قرار

* ایمیل نویسنده مسئول: Mohsenifar@live.com

می‌گیرند را نشان می‌دهند (Deepalashmi et al.,2013). سیدنژاد و کوچک (۲۰۱۱) با آزمایش که بر روی گیاه اکالیپتوس تحت شرایط تنش آلودگی هوا، انجام دادند، مشاهده نمودند که گیاه مذکور با کاهش سطح برگ و طول دمبرگ خود که احتمالا ناشی از کاهش نرخ تولید کنندگی برگ و یا پیری آن می باشد، خود را با این شرایط سازگار نموده است. تحقیقات کوچک (۱۳۸۹) نشان داد زمانی که غلظت SO_2 در گیاه به بیش از حد استاندارد افزایش یابد، سلول ها ابتدا غیرفعال شدند سپس می میرند. در واقع گیاهانی که به آلاینده های خاصی مقاوم هستند می توانند به پاکسازی هوا از مواد شیمیایی مضر کمک کنند. جمیل نورو همکاران (۲۰۱۴) در تحقیقی تحت عنوان شاخص تحمل آلودگی هوا و پیش بینی عملکرد ماده جمع شونده و پوشش گیاهی سنگ مرمر در اطراف منطق صنعتی بیان کردند گونه های گیاهی رایج از میان درختان و درختچه ها که به عنوان شاخص در تحمل آلودگی هوا می باشند می توان به اسفناج، تاج خروس، شاهپسند، کنار، شاهدانه، کرچک، اکالیپتوس، اشاره کرد. جمیل نورو همکاران (۲۰۱۴) در تحقیقی تحت عنوان شاخص تحمل آلودگی هوا و پیش بینی عملکرد ماده جمع شونده و پوشش گیاهی سنگ مرمر در اطراف منطق صنعتی بیان کردند از پارامترهای استفاده شده در تعیین گیاهان حساس یا مقاوم نسبت به غلظت‌های مختلف آلاینده های هوا مقدار اسید آسکوربیک است، محتوی نسبی آب (RAW)، pH عصاره اشباع، کلروفیل کل مورد مطالعه قرار گرفت که مشخص شد بسیاری از گونه های گیاهی حساس به آلودگی می باشد در نتیجه در مناطق آلوده در این تحقیق سنگ مرمر توصیه شد.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق سه گونه ی گیاهی مورد، کهور وکنوکارپوس در شهر اهواز که در زمره آلوده ترین شهرهای جهان قرار دارد انتخاب شده، سپس انتقال نمونه ها به آزمایشگاه و آماده سازی مقدار ته نشست گرد و غبار به روش وزنی، pH عصاره برگ به وسیله ی pH متر، اسید آسکوربیک به روش تیتراسیون، رطوبت برگ به روش وزنی و کلروفیل کل را با اسپکتروفتومتر اندازه گیری و مقدار شاخص تحمل آلودگی هوا (APTI) با استفاده از فرمول زیر محاسبه گردید(Sing and Rao, 1983).

موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه :

استان خوزستان با مساحتی حدود۶۴۷۴۶ کیلومتر مربع، بین ۴۷ درجه و ۴۱ دقیقه تا ۵ درجه و ۳۹ دقیقه طول شرقی از نصف النهار گرینویچ و ۲۹ درجه و ۵۸ دقیقه تا ۳۳ درجه و ۴ دقیقه عرض شمالی از خط استوا در جنوب غربی ایران واقع شده است. شهر اهواز مرکز خوزستان یکی از ۸ کلانشهر ایران است. این شهر که در بخش مرکزی شهرستان اهواز قرار دارد، در موقعیت جغرافیایی ۳۱ درجه و ۲۰ دقیقه عرض شمالی و ۴۸ درجه و ۴۰ دقیقه طول شرقی در بخش جلگه‌ای خوزستان و با ارتفاع ۱۸ متر از سطح دریا واقع می‌باشد.



شکل ۱- موقیت شهر اهواز در استان

در این تحقیق به منظور برآورد شاخص APTI اقدام به نمونه برداری از گیاه در سه منطقه ی آلوده شهری، صنعتی و شاهد شد، بدین صورت که از هر گونه ی گیاهی تعداد ۵ درخت به صورت تصادفی انتخاب و نمونه گیری از ارتفاع حدود یک متری از سطح زمین در چهار سمت درخت از اواخر اردیبهشت تا اوایل خرداد انجام گردید. بدین ترتیب از هر منطقه در هر نوبت نمونه برداری ۱۵ نمونه مخلوط بدست آمد که جمع نمونه‌های مخلوط در هر نوبت نمونه برداری از ۳ منطقه برابر ۴۵ نمونه برداشت شد.



شکل ۲. تصویر محل نمونه برداری شهری(بلوار گلستان)

نمونه ها با هم مخلوط و به آزمایشگاه انتقال گردید و مقدار اسیدیته فعال عصاره برگ با pH متر، اسید اسکوربیک به روش تیتراسیون ۲ و ۶ دی کلرو فنول ایندو فنول، رطوبت نسبی برگ با استفاده از روش وزنی و محتوای کلروفیل کل با اسپکتروفتومتر پس از عصاره گیری با استون ۸۰ درصد اندازه گیری شد (سینگ و رائو، ۱۹۸۳). مقدار شاخص تحمل آلودگی هوا (APTI) از طریق فرمول زیر محاسبه شد (سینگ و رائو، ۱۹۸۳).

$$APTI = \frac{A(T + P) + R}{10}$$

A: مقدار اسید اسکوربیک بر حسب میلی گرم بر گرم

R: در صد رطوبت نسبی

T: مقدار محتوای کلروفیل کل بر حسب میلی گرم برگرم

P : مقدار اسیدیته فعال عصاره برگ

محاسبه ی آماری در این تحقیق با استفاده از نرم افزار SAS انجام گرفت.

نتایج و بحث

در هر منطقه از هر گونه‌ی درخت، تعداد ۵ درخت را به طور تصادفی انتخاب و نمونه برداری از جوان ترین برگهای کامل در چهار سمت درخت انجام گردید، سپس انتقال نمونه ها به آزمایشگاه و آماده سازی نمونه ها و اندازه گیری مقدار ته نشست گرد و غبار به روش وزنی، pH عصاره برگ به وسیله ی pH متر، اسید آسکوربیک به روش تیتراسیون، رطوبت برگ به روش وزنی، کلروفیل کل با اسپکتروفتومترو در نهایت مقدار شاخص تحمل آلودگی هوا (APTI) با استفاده از فرمول محاسبه گردید. نتایج تجزیه واریانس پارامترهای مورد بررسی در جدول ۱نشان داده شده است. براین اساس همان گونه که مشاهده می شود بین گیاه، منطقه و اثر متقابل آنها از نظر آماری اختلاف معنی داری وجود ندارد.

بر اساس نتایج تجزیه واریانس، کاربرد مالچ کاه و کلش گندم اثر معنی‌داری بر مقدار رطوبت حجمی خاک داشت ($P<0.05$). نتایج مقایسه میانگین نشان داد که با افزایش درصد مالچ مقدار رطوبت حجمی خاک در مقایسه با تیمار شاهد افزایش یافت (جدول۲). به طوری که بیشترین مقدار رطوبت حجمی (۱۲/۱۳در صد) خاک در تیمار سطح ۱۰۰ درصد مالچ و کمترین مقدار آن در تیمار شاهد (۱۰/۲۶در صد) به‌دست آمد. گزارش‌ها نشان می‌دهد که مخلوط کردن کاه و کلش با خاک سبب افزایش شدت نفوذ نهایی و بهبود حرکت آب به داخل خاک می‌شود (طباطبایی و همکاران، ۱۳۸۴). علاوه بر این، کاربرد بقایا موجب افزایش نگهداشت رطوبت و کاهش تبخیر ار سطح خاک مزرعه می‌گردد (Guenet و همکاران ۲۰۱۰). همچنین تفاوت معنی-داری بین سطوح ۲۵، ۵۰ و ۷۵ مالچ و تیمار شاهد از نظر مقدار رطوبت حجمی خاک مشاهده نگردید.

جدول ۱ تجزیه واریانس پارامترهای مورد بررسی در آزمایش

منبع تغییرات	درجه آزادی	pH	درصد رطوبت نسبی	اسید آسکوربیک	محتوی کلروفیل کل	APTI
گیاه	۲	۰/ ۲۳۴ ns	۸۸/۲۵**	۰/۰۶۶**	۰/۰۰۴۶**	۲۷/۹۶**
منطقه	۲	۰/۷۶۸**	۸۶/۳۲**	۰/۲۷۲ns	۰/۰۰۵۶**	۰/۳۷۲**
گیاه. منطقه	۴	۰/۴۲۸ ns	۸۸/۸۲**	۰/۰۳۷**	۰/۰۰۷۱*	۱/۱۹*
ضریب تغییرات	-	۴/۲۷	۲۲/۲۴	۱۴/۹	۲۵/۹	۱۱/۷۸

ns و *: به ترتیب غیرمعنی‌دار، معنی‌دار در سطح پنج، یک درصد.

کمترین مقدار کلروفیل کل به گیاه کهور معادل ۰/۱۶۱ و بیش ترین میزان گیاه کنوکارپوس با مقدار ۰/۲۸۱ تعیین شد. بالاترین مقدار کلروفیل در گیاهان سبب افزایش تحمل گیاهان نسبت به آلاینده های هوا می گردد (سانتوش و همکاران، ۲۰۰۸). دامنه تغییرات pH بین ۵/۲۷۹ و ۵/۵۵ ثبت گردیده که کمترین مقدار مربوط به گیاه کنوکارپوس و بیشترین مقدار مربوط به گیاه کهور بود. بالا بودن pH در گیاه سبب بهبود مقاومت گیاه نسبت به آلودگی هوا می گردد (سانتوش و همکاران، ۲۰۰۸).

جدول ۲ مقایسه میانگین اثرات اصلی بر پارامترهای مورد مطالعه در آزمایش

گیاه	pH	درصد رطوبت نسبی	اسید آسکوربیک	محتوی کلروفیل کل	APTI
کنوکارپوس	۵/۲۷۹b	۵۷/۹۲۰b	۱/۵۲۴a	۰/۱۸۹a	۶/۲۶b
کهور	۵/۵۵a	۴۰/۵۲۷c	۱/۴۴۹a	۰/۱۶۱a	۴/۳۵c
مورد	۵/۵۳a	۶۶/۲۴۳c	۱/۵۸۰a	۰/۱۸۵a	۶/۹۹a

درواقع مقایسه جدول نشان می‌دهد که بین کنوکارپوس با گیاهان دیگر تفاوت معنی داری وجود دارد. اسیدیته فعال عصاره برگ در سطوح بالاتر به گیاه، تحمل در برابر آلودگی میدهد به طوریکه مشاهده شد کنوکارپوس با pH کمتر دارای حساسیت بیشتری نسبت به دو گیاه دیگر می‌باشد که منطبق بر نتایج آگرول (۱۹۸۶) می باشد.

بین سه گونه ی گیاهی در اندازه گیری اسیداسکوربیک اختلاف قابل ملاحظه ای از نظر آماری وجود ندارد به طوری که کمترین میزان مربوط به گیاه کهور و بالاترین مقدار را گیاه مورد دارا بود. . اسید اسکوربیک یک آنتی اکسیدانت بوده سبب افزایش مقاومت گیاهان نسبت به آلاینده های هوا می

گردد. برطبق نتایج بدست آمده سانتوش و همکاران (۲۰۰۸) زیاد بودن رطوبت نسبی برگ سبب افزایش مقاومت گیاه در برابر خشکسالی می گردد. وقتی که میزان نفوذ آب بالا است ، آب بیشتر در برگ به حفظ تعادل فیزیولوژیکی تحت شرایط تنش در برابر آلودگی هوا در گیاه کمک خواهد کرد. در نتیجه محتوای نسبی آب که بالاتر باشد باعث افزایش مقاومت گیاه به خشکی می شود که نتایج به د دست آمده منطبق بر نتایج دیدیو (۱۹۷۵) می باشد. همچنین در بررسی تغییرات رطوبت نسبی بیان شد که دامنه تغییرات رطوبت نسبی در برگ بین ۴۰/۵۲۷ و ۶۶/۲۴۳ درصد به ترتیب بیشترین و کمترین گیاه مورد و کهور تعیین شد. بیشترین مقدار شاخص تحمل آلودگی هوا در گیاه مورد و کمترین میزان برای کهور محاسبه شد. بیشترین مقدار مربوط به گیاه مورد بوده است، بنابراین بالا بودن مقدار رطوبت نسبی بیانگر افزایش مقاومت گیاه نسبت به خشکی در منطقه می‌باشد که با نتیج بدست امده سانتوش(۲۰۰۸) برابری می کند.در همه‌ی گونه‌های در حال رشد محل‌های آلوده، با کاهش بالاترین میزان آلودگی در محل سوم که دارای تراکم بالای آلودگی ناشی از وسایل نقلیه می‌باشد، در مقایسه با گروه شاهد غلظت کلروفیل کل کاهش می یابد. از وقتی که کلروفیل‌ها عمده فتوسنتز رنگدانه ها هستند، محتوای کلروفیل آنها از بیوماس و سراسر سلامت گیاه رشد و توسعه می‌یابد. کاهش در محتوای کلروفیل کل به عنوان یک شاخص از آلودگی So_2 پیشنهاد شده است. بیشترین مقدار گاز So_2 به علت جایگزینی Mg بوسیله دو اتم هیدروژن و تخریب مولکول‌های کلروفیل فائوتین می-باشد(Leblance and Rao, 1966). از دست دادن قابل توجه محتوای کلروفیل کل گیاهان در معرض آلاینده های پیشتیبانی در بحث کلروپلاست در محل اولیه جذب بوسیله آلاینده های هوا از قبیل So_2و No_x می‌شود(Tripathi and Gautam,2007). بنابر نتایج بدست آمده از تحقیق و نتایج لبلانس و رائو (۱۹۶۶) در واقع کمترین میزان کلروفیل کل مربوط به گیاه کهور بوده، که نشان می دهد آلودگی را به میزان زیادی به خود جذب کرده و باعث کاهش محتوای کلروفیل کل می شود و به عنوان یک شاخص در اندازه گیری میزان آلودگی در منطقه می توان از این گیاه استفاده کرد .سخراوی(۱۳۹۳) در تحقیقی در نوار ساحلی رودخانه کارون شهر اهواز به ارزیابی شاخص های APTI و API بر روی گونه ی گیاهی کنوکارپوس پرداخت و به این نتیجه رسید که با استفاده از این شاخص ها می توان ارزیابی مناسبی از گونه های مقاوم و حساس به آلودگی هوا بیان داشت.

دهقانپور(۱۳۹۳) در بررسی خود عنوان کرد عملکرد شاخص تحمل آلودگی هوا بر روی گیاهان کنار و اکالیپتوس و برهان تعیین کننده گونه متحمل و حساس برای کاهش بار آلودگی در مناطق آلوده شهری و صنعتی ضروری می باشد. به طور کلی بررسی شاخص تحمل آلودگی هوا نشان می دهد که بین سه گونه ی گیاه کنوکارپوس، کهور وگیاه مورد تفاوت معنی داری وجود دارد. اثرات آلودگی هوا روی پارامترهای فیزیولوژیکی گیاهان بهترین انعکاس در شاخص تحمل APTI گیاهانی که بالاترین شاخص APTI را دارند قادرند آلودگی هوا را برگردانده اما گیاهان با APTI کم آلودگی هوا، کمتر متحمل آلودگی اند و در سطوح حساس به آلودگی هوا قرار دارند که نتایج با نتایج بدست آمده ی گوپتا(۲۰۰۹) برابری دارد.

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج بدست آمده مقدار شاخص تحمل آلودگی هوا APTI می توان گونه ی گیاهی مناسب جهت استفاده در مناطق آلوده را انتخاب نمود. در واقع گیاهان با APTI بالاتر می توانند به عنوان کاهش دهنده آلودگی و گیاهان با APTI پائین تر به عنوان سنجش آلودگی هوا مورد استفاده قرار می گیرند. به طوریکه مقدار بالای APTI نشان دهنده تحمل بالای گیاه نسبت به الودگی موجود در منطقه و کمترین میزان APTI برای بیان اینکه گیاه حساس به آلودگی بوده و به عنوان شاخص آلودگی مورد استفاده قرار می گیرد در واقع مقدار بالا ی APTI می تواند به عنوان کاهش دهنده آلودگی گیاهان به کار رود. به طور کل می توان از آن به عنوان یک راهکار در تشخیص آلودگی منطقه استفاده کرد. همچنین در بررسی پارامترهای مورد مطالعه به نظر می رسد که بین پارامترها و شاخص ارتباط مستقیم وجود دارد به طوریکه افزایش یا کاهش هرکدام از پارامترها سبب افزایش، کاهش شاخص نیز می گردد. به عنوان نمونه بررسی پارامترpH مورد مطالعه در گیاه نشان می دهد کهpH کم موجود در گیاه نشان دهنده میزان آلودگی موجود در منطقه می باشد. به طوری که با افزایش میزان آلودگی در گیاه pH موجود در گیاه نیز کاهش می یابد از طرفی با بررسی پارامتر رطوبت نسبی، به نظر می رسد که هر گیاهی که دارای محتوای نسبی بالایی باشد مقاومت گیاه نسبت به آلودگی در این گیاه نیز بیشتر شده است در نتیجه شاخص سطح تحمل آلودگی گیاه نیز بیشتر می باشد در واقع می توان بیان کرد که بین این پارامتر و شاخص APTI یک رابطه ی مستقیم وجود دارد. همچنین ارزیابی پارامتر محتوای کلروفیل کل بیان می کند که بالاترین میزان کلروفیل کل در گیاه نشان دهنده کمترین میزان آلودگی در منطقه می باشد به طوریکه گیاهی که دارای مقدار بالای محتوای کلروفیل کل بوده، میزان آلودگی کم در منطقه را نشان می دهد و بالعکس گیاهی که دارای میزان کم محتوای کلروفیل بوده بیشترین مقدار آلودگی را در منطقه نشان می دهد و بررسی پارامتر اسید اسکوربیک نشان دهنده آن است که بالاترین مقدار اسید اسکوربیک، گیاه را نسبت به آلاینده های هوا مقاوم می سازد. همچنین در این تحقیق می توان نتیجه گرفت گیاه مورد

بالاترین مقاومت را در برابر آلودگی هوا نسبت به دو گونه ی دیگر داشته زیرا بیشترین مقدار شاخص تحمل آلودگی هوا در گیاه مورد معادل ۶/۹۹ و پس از آن گیاه کنوکارپوس با مقدار ۶/۲۶ و گیاه کهور با میزان ۴/۳۵ به عنوان گیاه حساس به آلودگی در این تحقیق انتخاب شد.

منابع

امینی، ح.، صادقیان، م. م.، اعرج شیروانی، م. و بنی طباء، ع. (۱۳۸۸). ارزیابی شاخص تحمل آلودگی هوا بوسیله بعضی گونه های گیاهی در نظر گرفته برای گسترش کمربند سبز در شهر اصفهان، همایش منطقه ای ایده های نو در کشاورزی، صفحه ۶۰-۵۷ .

سخراوی، ا.، غلامی، ع.،(۱۳۹۳). ارزیابی شاخص های APTIو API بر روی گونه ی گیاهی کنوکارپوس در نوار ساحلی رودخانه کارون شهر اهواز. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان.۱۱۰ صفحه.

رادمهر، ص . غمخوار؛ "بررسی آلودگی هوا در صنایع پتروشیمی)واحد تولید اوره و آمونیاک(و راهکارهای کنترل و کاهش آلودگی"؛ ارائه شده در سمینار تخصصی نفت، گاز و محیط زیست، مرکز تحقیقات محیط زیست و توسعه پایدار دانشگاه شیراز،)۱۳۸۷.

دهقانپور، م.، غلامی، ع.، ابطحی، ع. (۱۳۹۳). ارزیابی شاخص تحمل آلودگی هوا بر روی سه گونه ی گیاهی کنار، اکالیپتوس وبرهان در مناطق شهری، صنعتی و شاهد در منطقه اهواز. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان.۵۸ صفحه.

امیر دیوانی، پ .، حسنی.، ف(۱۳۸۷). بررسی پدیده وضعیت گرد و غبار در کشور ایران و ارائه راه کارهای مناسب جهت مدیریت آن. همایش ملی آلودگی هوا. اواز.

Agrawa l, S.K. (1986). A new distributional function of foliar phenol concentration in the evaluation of plants for their air pollution tolerance index. Acta Ecol. 8 (2), 29-36.

Dali, M., Srimanta, G., and Jayanta Kumar, D. 2011. Anticipated performance index of some tree species considered for green belt development in an urban area. International Research Journal of Plant Science (ISSN: 2141-5447) Vol. 2(4) pp.

Dedio, W., 1975. Water relations in wheat leaves as screening tests for drought resistance. Canadian Journal of Plant Science 55, 369–378.

Deepalakshmi. A. P, Ramakrishnaiah. H, Ramachandra. Y.L., Radhika, R. N.2013. Roadside Plants as Bio-indicators of Urban Air Pollution. IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT) e-ISSN: 2319-2402, p- ISSN: 2319-2399. Volume 3, PP 10-14.erw.

Jamil Noor.m., Sultana. SH., Fatima.F., Ahmad.M., Zafar. M., Sarfraz. M., Balkhyour.M., Safi. SH., Aqeel Ashraf .M., 2014. Study Estimation of Anticipated Performance Index and Air Pollution Tolerance Index and of vegetation around the marble industrial areas of Potwar region: bioindicators of plant pollution response**.** Journal of environmental Geochemistry and Health.. June 2015, Volume 37, Issue 3, pp 441-455

Gupta. S, Bhattacharya. D, Datta.J. K, Nayek. S, and Satpati. S, (2009). Effects of vehicular emissions on biochemicalconstituents of leaves, Pollut. Res. 28, pp. 157–160.

Leblanc. F, and Rao. D. N, 1966. Reaction of several lichens and Epiphytic mosses to sulfur dioxide in Sudbury, Ontario, Bryologist, 69, 338-346.

Santosh K. Prajapati_, B.D. Tripathi species considered for green belt development in and around an urban area: A case study of Varanasi city, India. Journal of Environmental Management 88 .1343–1349.

Singh, S.K., Rao, D.N., (1983). Evaluation of plants for their tolerance to air pollution. In: Proceedings Symposium on Air Pollution Control,vol. 1. Indian Association for Air Pollution Control, New Delhi, India,pp. 218 – 224.

Tripathi.A.K, and Gautam. M,2007. Biochemical parameters of plant as indicators of air pollution, Journal of Environmental Biology, 28(1), 127-132.

Vinita.p, Tripathi. B.D., Mishra. V.K. 2010. Evaluation of Anticipated Performance Index of some tree species for green belt development to mitigate traffic generated noise. UFUG-25195; No. of Pages 6.

A Singh, S. K., (1993). Journal Environmental Monitoring and Assessment., Phytomonitoring of urban-industrial pollutants: A new approach Vol 24. Page 27-34.

محور مقاله: آلودگی خاک و آب و سلامت محصولات کشاورزی

اثر بیوچار برگ گردو و حضور روی بر سینتیک جذب سرب در یک خاک آهکی شنی

صادق رئیسی نافچی[۱*]، حمیدرضا متقیان[۲]، علیرضا حسین‌پور[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

[۲] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

[۳] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

چکیده

بیوچار حاصل از گرماکافت ضایعات آلی یکی از جاذب‌های کارآمد و کم‌هزینه برای حذف سرب از آب و یا تثبیت آن‌ها در خاک است. به علاوه سرعت جذب از مهم‌ترین فرآیندهای کنترل‌کننده تحرک فلزات در خاک است. همچنین خاک‌ها معمولاً در معرض چند فلز قرار می‌گیرند. بنابراین، در این تحقیق اثر بیوچار برگ گردو (۱ درصد وزنی- وزنی بیوچار تولیدشده در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد) بر سینتیک جذب Pb^{2+} در حضور Zn^{2+} در یک خاک آهکی شنی بررسی شد. نتایج نشان داد که معادله تابع توانی، جذب سرب را در حضور و عدم حضور روی به‌خوبی توصیف کرد (R^2>۰/۸۵). به‌طور میانگین بیوچار، جذب سرب را در هر دو سیستم جذب (رقابتی و منفرد) ۱۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم افزایش داد. سرعت جذب (ضریب b) سرب با کاربرد بیوچار کاهش یافت؛ در حالی‌که مکان‌های دارای امکان جذب (ضریب a) افزایش یافتند. همچنین سرعت جذب سرب در سیستم منفرد نسبت به سیستم رقابتی کم‌تر بود. به‌طور کلی نتایج نشان داد که بیوچار برگ گردو تهیه‌شده در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد می‌تواند با افزایش جذب سرب بر تثبیت آن مؤثر باشد.

کلمات کلیدی: بیوچار، سیستم رقابتی، سینتیک جذب

مقدمه

امروزه آلودگی خاک با فلزات سنگین به‌دلیل تغییرناپذیری، غیرقابل تجزیه بودن و پایداری آن‌ها در خاک یکی از مهم‌ترین چالش‌های اساسی دنیا به‌شمار می‌رود که می‌توانند باعث تهدید جنبه‌های کمی و کیفی امنیت غذایی شده و سلامتی موجودات زنده را به خطر بیندازند (Yousaf و همکاران، ۲۰۱۷). به همین دلیل مسئله آلوده‌شدن خاک‌ها به عناصر سنگین در سطح وسیع، به یک امر مهم زیست‌محیطی تبدیل شده است. کاربرد آفت‌کش‌ها، کودها، آبیاری با آب‌های آلوده و فعالیت صنایع باعث آلودگی خاک‌های کشاورزی با فلزات سنگین شده است (Adriano و همکاران، ۲۰۰۴). همچنین آلودگی خاک با فلزات سنگین، اغلب به یک آلاینده محدود نمی‌شود و معمولاً چند آلاینده به‌طور همزمان (رقابتی) در غلظت‌های زیاد در خاک یافت می‌شوند (Del Rio و همکاران، ۲۰۰۶).

سرب یکی از آلاینده‌های مهم به‌شمار می‌رود که اکثراً در محیط به صورت Pb^{2+} وجود دارد (Alloway، ۱۹۹۵). روش‌های متعدد فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی برای مقابله با آلودگی‌های آلی و معدنی پیشنهاد شده است (Del Rio و همکاران، ۲۰۰۶). در میان روش‌های موجود جذب سطحی روشی ساده، پرکاربرد، مؤثر و ارزانی است. جذب سطحی بر روی یک جاذب به علت وجود نیروی جاذبه اتم‌ها یا مولکول‌های موجود بر سطح آن جاذب است که از طریق عدم‌تحرک فلزات سنگین در خاک، باعث کاهش پراکندگی آن‌ها در محیط و همچنین کاهش خطرات بر سلامت انسان و اکوسیستم می‌شود (Alloway، ۱۹۹۵). بیوچار محصول فرآیند تجزیه‌گرمایی مواد آلی است که تحت شرایط اکسیژن محدود تهیه می‌شود. این ماده غنی از کربن، دارای تخلخل، سطح ویژه، ظرفیت تبادل کاتیونی بالا و همچنین گروه‌های عامل سطحی می‌باشد و به‌دلیل غیرمتحرک کردن فلزات سنگین و ترسیب کربن مورد توجه بسیاری از محققان قرار گرفته است (Liang و همکاران، ۲۰۱۵). به طور کلی تبادل کاتیونی (سرب با کاتیون‌های تبادلی بیوچار مانند کلسیم، منیزیم، سدیم و پتاسیم)، تشکیل کمپلکس (با مواد معدنی و هومیک بیوچار) و رسوب به شکل اکسی-هیدروکسیدها، کربنات‌ها و فسفات‌ها سه مکانیسم اصلی جذب سرب توسط بیوچار هستند که تحت تأثیر ماده اولیه، دمای پیرولیز و pH بیوچار قرار می‌گیرند (Hongbo و همکاران، ۲۰۱۷).

*ایمیل نویسنده مسئول: raesisadegh@gmail.com

مطالعات متعدد (Jiang و همکاران، ۲۰۱۲؛ Houben و همکاران، ۲۰۱۳؛ Melo و همکاران، ۲۰۱۶) نشان دادند استفاده از بیوچارهای مختلف تهیه‌شده در دماهای متفاوت سبب بی‌تحرک شدن، کاهش فراهمی فلزات و کاهش پتانسیل سمیت فلزات سنگین شده است. Jiang و همکاران (۲۰۱۲) گزارش کردند که اثر بیوچار تهیه‌شده از ضایعات برنج در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد بر میزان جذب مس، سرب و کادمیم در خاک‌های آلوده چین باعث غیرمتحرک‌شدن فلزات مذکور در خاک شد، همچنین متوسط جذب سرب، مس و کادمیم به‌ترتیب ۱/۹۴، ۸/۱۳ و ۱۴/۱ درصد افزایش یافت. آن‌ها دلیل این افزایش جذب را افزایش قابل توجه بار منفی سطح خاک و pH خاک در اثر تیمارکردن با بیوچار دانستند. Houben و همکاران (۲۰۱۳) بیان کردند که بیوچار حاصل از کاه و کلش کلزا که در دمای ۶۰۰ درجه سانتی‌گراد تهیه‌شده بود باعث کاهش ۷۱، ۸۷ و ۹۷ درصدی مقدار کادمیم، روی و سرب عصاره‌گیری شده با کلرید کلسیم ۱۰ میلی‌مولار شد. آن‌ها اظهار داشتند اگر چه تحقیقات بیشتری برای بررسی اثرات بیوچار باید صورت گیرد اما آن‌چه مشخص شده، اثرات مثبت و قابل توجه بیوچار بر حفظ سلامت و پایداری محیط‌زیست دلالت دارد. Melo و همکاران (۲۰۱۶) در مطالعه جذب و آزادشدن کادمیم و روی در دو خاک اسیدی انتی‌سول و ورتی‌سول در حضور بیوچار کاه و کلش نیشکر تهیه‌شده در دمای ۷۰۰ درجه سانتی‌گراد اظهار داشتند، بیوچار کاه و کلش نیشکر موجب افزایش جذب و نگه‌داری هر دو فلز روی و کادمیم در هر دو نوع خاک شد. تبادل کادمیم و روی با کلسیم و منیزیم در بیوچار نشان داد که تبادل کاتیونی نقش مهمی در جذب فلزات سنگین توسط بیوچار ایفا می‌کند. بنابراین استفاده از بیوچار برای کاهش غلظت فلزات سنگین در طول زمان می‌تواند با جلوگیری از ایجاد خطرات زیست‌محیطی نقش مناسبی در تثبیت آلاینده‌ها داشته باشد.

بنابراین، با توجه به این‌که سرعت فرآیندهای شیمیایی یکی از مسائل مهم در شیمی محیط‌زیست و خاک می‌باشد، به‌علاوه معمولاً فلزات سنگین به‌طور همزمان در محیط وجود دارند و بیوچار می‌تواند به‌عنوان جاذب تحرک فلزات را کاهش دهد. بنابراین مطالعه حاضر با هدف بررسی اثر بیوچار برگ گردو بر سینتیک جذب سرب در سیستم رقابتی (سرب و روی) در یک خاک آهکی در استان چهارمحال و بختیاری انجام شد.

مواد و روش‌ها

۱) خصوصیات خاک مورد مطالعه

خاک مورد مطالعه از لایه سطحی (۳۰-۰ سانتی‌متر) خاک‌های آهکی استان چهارمحال و بختیاری (منطقه حاشیه رودخانه زاینده رود) با طول و عرض جغرافیایی ۴۷۴۰۶۴-۳۶۱۳۸۳۲ متر نمونه‌برداری شد. نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هواخشک و پس از کوبیده‌شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. سپس برخی از ویژگی‌های خاک (جدول ۱) از قبیل بافت به روش هیدرومتر، pH در سوسپانسیون با نسبت آب به خاک ۲ به ۱، قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در عصاره صاف‌شده با نسبت آب به خاک ۲ به ۱، کربنات کلسیم معادل به‌روش تیتراسیون اسید باقی‌مانده، گنجایش تبادل کاتیونی (CEC) با استفاده از استات سدیم با pH=۷ و ماده آلی به روش اکسیداسیون تر (Sparks، ۱۹۹۶)، مقدار سرب و روی کل با استفاده از اسید نیتریک ۴ مولار (Sposito و همکاران، ۱۹۸۲) تعیین شد.

۲) تهیه بیوچار

برای تهیه بیوچار، برگ خزان‌شده درختان گردو در پایان فصل رشد از باغ‌های استان چهارمحال و بختیاری جمع‌آوری شد. بیوچار در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد با قرار دادن در لوله‌های فلزی درپوش‌دار به قطر ۲/۵ و ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر در کوره به‌مدت ۲ ساعت و در شرایط کمبود اکسیژن تهیه شد. همچنین، بیوچارها قبل از تیمار خاک‌ها از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. سپس، ویژگی‌های بیوچارها از قبیل قابلیت هدایت الکتریکی، pH و گنجایش تبادل کاتیونی با استفاده از روش‌های بیان شده در بخش قبل، همچنین سرب و روی آن با روش خاکسترسازی خشک (Campbell و Plank، ۱۹۹۸) تعیین شد.

برای مطالعه اثر ۱ درصد (وزنی- وزنی) بیوچار تهیه‌شده در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد بر سینتیک جذب رقابتی سرب، ۳۰۰ گرم از نمونه خاک مورد مطالعه در قوطی‌های پلاستیکی ریخته و ۳ گرم از اصلاح‌کننده به آن‌ها اضافه و به‌مدت ۳۰ روز در دمای ۲۲ درجه سانتی‌گراد انکوبه شدند و در این مدت رطوبت آن‌ها در حد ظرفیت مزرعه به کمک آب مقطر نگهداری شد. سپس، ۱ گرم نمونه از خاک هر تیمار درون ۸ لوله سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری ریخته (برای ۸ زمان) و ۲۰ میلی‌لیتر کلرید کلسیم ۱۰ میلی‌مولار حاوی ۱ میلی‌مولار سرب یا سرب + روی (به نسبت مولی ۱ به ۱) به آن اضافه شد. سوسپانسیون‌های درون ۸ لوله سانتریفیوژ همزمان با سرعت ۱۶۰ دور بر دقیقه تکان داده شدند، هر یک از لوله‌ها در یکی از زمان‌های ۵، ۳۰ دقیقه، ۱، ۲، ۴، ۸، ۲۴ و ۴۸ ساعت برداشته و ۲ دقیقه با سرعت ۲۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شد. سپس غلظت سرب در عصاره‌های صاف‌شده با استفاده از دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی (AAS) اندازه‌گیری گردید.

غلظت سرب جذب‌شده از تفاضل مقدار اولیه آن با مقدار آن در زمان‌های اندازه‌گیری شده، تعیین شد (Liu و همکاران، ۲۰۱۵). پس از انجام آزمایش‌ها و جمع‌آوری داده‌ها، معادله‌های سرعت مرتبه اول، تابع توانی، انتشار پارابولیکی و الوویچ ساده (جدول ۱) بر داده‌های سرب جذب‌شده برازش و بر اساس دارابودن بیشترین ضریب تشخیص (R^2) و کم‌بودن خطای استاندارد (SEE)، بهترین مدل توصیف‌کننده جذب سرب انتخاب و ضرایب این معادله‌ها برآورد شد. خطای استاندارد برآورد از رابطه زیر تعیین گردید:

$$SEE = [\sum(M-M^*)^2/n-2]^{0.5}$$

در رابطه بالا M مقدار سرب اندازه‌گیری‌شده، *M مقدار سرب برآوردشده با استفاده از معادله‌های سینتیکی و n تعداد مشاهدات است.

جدول ۱- معادله‌های سینتیکی مورد استفاده در این تحقیق (Liu و همکاران، ۲۰۱۵)

معادله	مدل
مرتبه اول	$\ln (M_0 - M_t) = a - K_1 t$
انتشار پارابولیکی	$M_t = a + R\, t^{0.5}$
تابع توانی	$M_t = a\, t^b$
الوویچ ساده	$M_t = a + 1/\beta \ln t$

* M_0: مقدار سرب جذب‌شده ($mg\ kg^{-1}$) پس از ۴۸ ساعت، M_t: مقدار سرب جذب‌شده ($mg\ kg^{-1}$) در زمان t و K_1، R، b و $1/\beta$ ضرایب سرعت معادله‌ها هستند.

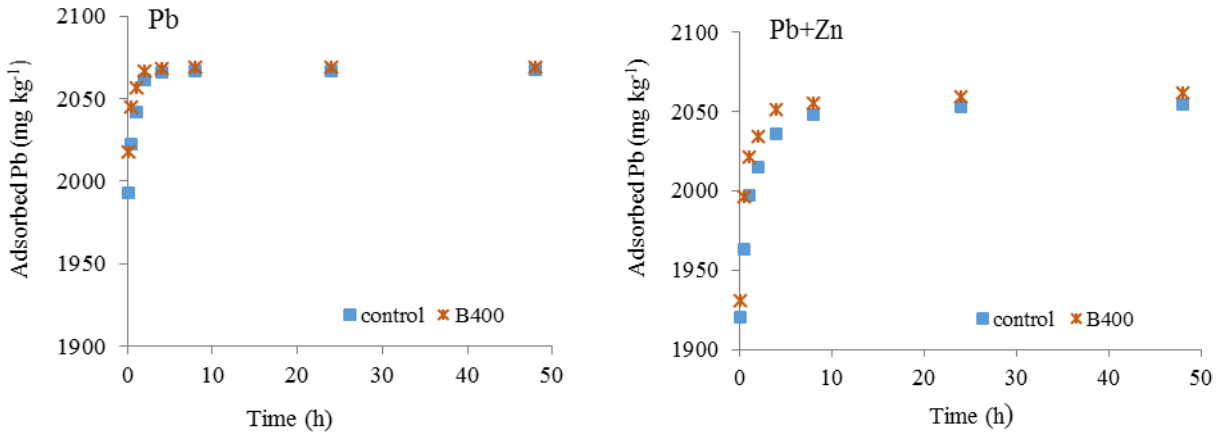
نتایج و بحث

خاک مورد مطالعه دارای بافت لوم‌شنی (۳۰ درصد شن، ۵۳ درصد سیلت و ۱۷ درصد رس) با pH=۷/۹، قابلیت هدایت‌الکتریکی ۰/۲۸ دسی-زیمنس بر متر و کربنات کلسیم ۱۵۰ گرم بر کیلوگرم خاک بود. ماده آلی آن ۱/۴۹ درصد، گنجایش تبادل کاتیونی ۱۷/۷ ($cmol_+\ kg^{-1}$) و به‌ترتیب روی و سرب کل ۴۱/۸۱ و ۱۲/۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. همچنین pH بیوچار تهیه‌شده در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد، قلیایی (pH=۹/۳)، قابلیت هدایت الکتریکی آن ۵/۶ دسی‌زیمنس بر متر و گنجایش تبادل کاتیونی آن ۲۲/۹ ($cmol_+\ kg^{-1}$) بود.

به‌منظور ارزیابی فرآیند جذب و پیش‌بینی مقادیر سرب جذب‌شده از معادلات سینتیکی تابع توانی، مرتبه اول، انتشار پارابولیکی و الوویچ ساده استفاده شد. بر اساس ضریب تبیین (R^2) و خطای استاندارد برآورد (SEE) معادله تابع توانی نسبت به سایر مدل‌ها توانایی بیشتری در توصیف سینتیک جذب سرب در هر دو سیستم جذب (منفرد و رقابتی) معرفی شد (جدول ۲). Fonseca و همکاران (۲۰۰۹) در بررسی سینتیک جذب سرب و کروم در یک خاک شن لومی در مدت ۲۸۸ ساعت نشان دادند که از بین سه معادله الوویچ، شبه مرتبه اول و تابع توانی به‌دلیل آن‌که جذب سرب بلافاصله انجام گرفت، هیچ‌کدام از معادلات مورد استفاده جهت برازش داده‌های جذب مناسب نبودند در حالی که در جذب کروم معادله تابع توانی به‌عنوان بهترین مدل برازش‌شده بر سینتیک جذب کروم معرفی شد.

نتایج حاصل از جذب سرب در خاک‌های تیمارشده با بیوچار تهیه‌شده در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد به‌عنوان تابعی از زمان در دو سیستم جذب منفرد و رقابتی در شکل ۱ نشان داده شده است. همان‌گونه که این شکل‌ها نشان می‌دهند در هر دو سیستم جذب تقریباً حداکثر جذب در ۲ ساعت ابتدایی واکنش اتفاق افتاده و با گذشت زمان تماس مقدار جذب سرب افزایش یافت؛ به‌طوری که پس از زمان ۱۰ ساعت روند جذب به سمت تعادل پیش رفت. جذب سریع در مرحله اول می‌تواند به‌دلیل خالی‌بودن مکان‌های جذب باشد که درنتیجه باعث افزایش شیب غلظت بین فلزات سنگین (سرب) در محلول و فلزات سنگین در نزدیکی سطوح جاذب می‌شود. همچنین، افزایش زمان تماس به دلیل تجمع سرب روی مکان‌های خالی منجر به کاهش جذب این فلزات در مراحل بعد می‌شود (Lao و همکاران، ۲۰۰۵).

سرعت جذب Pb^{2+} در سیستم منفرد نسبت به سیستم رقابتی کم‌تر بود. در سیستم رقابتی مقدار ضریب b نسبت به منفرد (۵۴٪) بیشتر بود که نشان-دهنده‌ی افزایش سرعت جذب سرب در حضور روی می‌باشد. نتایج نشان داد که مقدار سرب جذب‌شده به‌صورت تجمعی در سیستم رقابتی کمتر از منفرد بود. مقدار تجمعی سرب جذب‌شده در حضور روی به‌دلیل کاهش مکان‌های جذب زودتر از سیستم منفرد به تعادل رسید که نشان می‌دهد حضور روی می‌تواند بر جذب سرب تأثیرگذار باشد (جدول ۲). ضریب a نشان داد که حداکثر و حداقل میزان جذب سرب در هر دو سیستم جذب (منفرد و رقابتی) به‌ترتیب مربوط به خاک تیمارشده با بیوچار تهیه‌شده در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد و تیمار شاهد بود. بنابراین مشابه نتایج بسیاری از محققان (Houben و همکاران، ۲۰۱۳؛ Melo و همکاران، ۲۰۱۶؛ Hongbo و همکاران، ۲۰۱۷) بیوچار به‌دلیل ویژگی‌های ازقبیل؛ سطح ویژه، تخلخل، pH، بار سطحی، گروه‌های عامل، ترکیبات معدنی و گنجایش تبادل کاتیونی توانسته ظرفیت جذب سرب را در خاک افزایش دهد.



شکل ۱- مقدار تجمعی سرب جذب‌شده در دو سیستم منفرد (Pb) و رقابتی (Pb+Zn) در ارتباط با زمان در خاک‌های شاهد و تیمارشده با بیوچار

جدول ۲- پارامترهای معادله تابع توانی مورد استفاده برای جذب سرب توسط بیوچار

سیستم	تیمار	تابع توانی			
		a (mg kg^{-1})	b (mg kg^{-1} h^{-1})	R^2	SE
منفرد	شاهد	۲۰۳۶	۰/۰۰۵۸	۰/۸۱	۱۳/۱
	بیوچار ۴۰۰	۲۰۵۰	۰/۰۰۳۷	۰/۸۲	۹/۵
رقابتی	شاهد	۱۹۸۸	۰/۰۱۰۹	۰/۹۱	۱۵/۶
	بیوچار ۴۰۰	۲۰۰۶	۰/۰۰۹۶	۰/۸۵	۱۸/۸

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد معادله تابع توانی نسبت به معادله‌های سرعت مرتبه اول، انتشار پارابولیکی و الوویچ ساده با توجه به بیشتربودن ضریب تشخیص (R^2) و کم‌بودن خطای استاندارد (SEE) به‌خوبی توانست جذب سرب را در سیستم‌های منفرد و رقابتی توصیف کند. همچنین جذب سطحی فلزات به رقابت فلزات برای تصاحب جایگاه‌های جذب بستگی دارد. بنابراین در شرایط طبیعی که معمولاً فلزات سنگین به‌طور همزمان وجود دارند، سرب برای تصاحب جایگاه‌های جذب با روی رقابت دارد. سرب در سیستم رقابتی (سرب و روی) با سرعت بیشتری نسبت به سیستم منفرد جذب شد. همچنین بیوچار برگ گردو تهیه‌شده در دمای ۴۰۰ درجه سانتی‌گراد توانایی جذب سرب را دارد. به‌طور کلی بیوچار تهیه‌شده از برگ گردو به‌دلیل

بهبود ظرفیت جذب سرب و با توجه به فراوانی ضایعات باغبانی (برگ گردو) در استان چهارمحال و بختیاری، می‌تواند در کاهش تحرک فلزات سنگین (سرب) از خاک مفید باشد.

منابع

Adriano D. C. Wenzel J. Vangronsveld and N. S. Bolan. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*. 122: 121–142.

Alloway B. j. 1995. Heavy Metals In Soils. 2nd Edition. London: Blackie Academic and Professional. 368p.

Campbell C.R. and Plank C.O. 1998. Preparation of plant tissue for laboratory analysis. In: Kalra Y.P. (ed.) Handbook of Reference Methods for Plant Analysis. CRC Press. pp. 37-50.

Del Rio-Celestino M. Font R. Moreno-Rojas R. and De Haro-Bailón A. 2006. Uptake of lead and zinc by wild plants growing on contaminated soils. Industrial Crops and Products. 24(3): 230-237.

Fonseca B. H. Maio C. Quintelas A. Teixeira and T. Tavares. 2009. Retention of Cr (VI) and Pb (II) on a loamy sand soil: kinetics, equilibria and breakthrough. Chemical Engin. J. 152: 212-219

Hongbo L.i. Xiaoling D. Evandro B. da Silva. Letuzia M. de Oliveira. Yanshan C. and Lena Q. Ma. 2017. Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications. Chemosphere: 178 (2017) 466-478.

Houben D. Evrard L. and Sonnet P. 2013. Mobility, bioavailability and pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. Chemosphere 92:1450-1457.

Lao C. Zeledón Z. Gamisans X. and Solé M. 2005. Sorption of Cd (II) and Pb (II) from aqueous solutions by a low-rank coal (leonardite). Separation and Purification Technology. 45(2): pp.79-85

Liang J. Liu J. Yuan X. Dong H. Zeng G. Wu H. Wang H. Liu J. Hua S. Zhang S. Yu Z. He X. and He Y. 2015. Facile synthesis of alumina-decorated multi-walled carbon nanotubes for simultaneous adsorption of cadmium ion and trichloroethylene. Chemical Engineering Journal. 273: 101-110.

Liu P.Y. Wen Q.L. Li Y.J. Dong C.X. and Pan G.X. 2015. Kinetics of specific and non-specific copper sorption on aggregates of an acidic paddy soil from the Taihu Lake region in East China. Pedosphere 25:37-45.

Melo A.C. Aline P. Aline R. Beesley L. Cleide A and Otávio A. 2016. Sorption and desorption of cadmium and zinc in two tropical soils amended with sugarcane-straw-derived biochar. Journal of Soils and Sediments 16:235-240.

Sparks D.L. 1996. Methods of Soil Analysis Part 3-Chemical Methods, SSSA Book Series 5.3, Soil Science Society of America, American Society of Agronomy.

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 Society of America Journal 46:260-265.

Yousaf B. Liu G. Abbas Q. Ullah H. Wang R. Zia-ur-Rehman M. and Niu Z. 2017. Addition of biochar nanosheets to soil alleviate health risks of potentially toxic elements via consumption of wheat grown in an industrially contaminated soil. Chemosphere 1:161-170.

Yu Jiang T. Jiang J. Xu R.K. and Li Z. 2012. Adsorption of Pb(II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar. Chemosphere 89:249–256.

Topic for submission: Soil and Water Pollution and Crop Health

The effects of walnut leaves-derived biochar and presence of Zn^{2+} on Pb^{2+} adsorption kinetic in a sandy calcareous soil

Raeisi*[1], S., Motaghian[2], H.R., Hosseinpur, A.R[3]

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Shahrekord, Iran
[2] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Shahrekord, Iran
[3] Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Shahrekord, Iran

Abstract

The biochar produced from pyrolysis of organic residue, which is one of the most efficient and low-cost adsorbent for removing Pb^{2+} from water or stabilizing it's in the soil. Also, several metals usually introduce to soils. Therefore, in this research the effect of walnut leaves-derived biochar (1% w/w of produced biochar at 400 C°) on Pb^{2+} adsorption kinetics in presence of Zn^{2+} a calcareous sandy soil was investigated. The results showed that the power equation was well described adsorption of Pb^{2+} in both presence and absence of Zn^{2+} (R^2> 0.85). On the average, biochar increased the adsorption of Pb^{2+} in both adsorption systems (competitive and individual) at 11 mg/kg. By adding biochar, rate of adsorption of Pb (b value) reduced, while, site of available for adsorption (a value) increased. Also, the rate of adsorption of Pb^{2+} in the individual system was less than that of the competitive system. Generally, the results showed that walnut leaves-derived biochar prepared at 400 C° could increase adsorption of Pb and thus it was effective on Pb stabilization.

Keywords: Biochar, Competitive system, Kinetics adsorption

* Corresponding author, Email: raesisadegh@gmail.com

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

اثر نانو ذرات اکسید روی، مس و آهن بر زنده مانی کرم خاکی ایزنیا فتیدا *(Eisenia fetida)*

مهدی زارعی[۱]، زهرا احمدآبادی[۲۱]و لیلا صادق کسمایی[۲]

[۱] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

[۲] دانشجوی دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

چکیده

این مطالعه در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی با سه تکرار با هدف بررسی اثرات سه نانو ذره بر برخی خصوصیات کرم خاکی ایزنیا فتیدا صورت گرفت. تیمارها شامل سطوح مختلف نانو ذرات اکسید روی، مس و آهن بودند که در قالب ۹ تیمار بررسی شدند. بعد از آماده سازی بستر، کرم های بالغ به گلدان‌های ۲ کیلویی حاوی بسترهای مذکور اضافه شدند. پس از یک هفته محلول نانو ذرات شامل سطوح مختلف ۰، ۰/۲۵ و ۰/۵ میلی گرم نانو ذرات در هر کیلو گرم بستر که در آب لازم برای مرطوب نگه داشتن بستر حل شد، به بسترها اضافه شد. بسترها به مدت ۷۵ روز در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد و با رطوبت بستر ۷۰ درصد نگهداری شدند. در پایان دوره، اثر نانو ذرات بر وزن کرم، مرگ و میر، تعداد کوکون و وزن کوکون بررسی شد. نتایج نشان داد که تعداد کرم، وزن کرم و تعداد کوکون در بستر با افزایش نانو ذرات نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت. نتایج این مطالعه همچنین حاکی از اثرات سمی نانو ذرات بر کرم خاکی بوده و می‌تواند هشداری برای کاربرد و رهاسازی رو به افزایش این ذرات در محیط زیست و اکوسیستم موجودات خاکزی از جمله کرم خاکی باشد.

کلمات کلیدی: موجودات خاکزی، محیط زیست، وزن کرم

مقدمه

تولید و استفاده از نانوذرات به سرعت در حال افزایش است؛ بنابراین نانو ذرات ممکن است خواسته یا ناخواسته در محیط رها و باعث اثرات نامطلوب بر محیط زیست شوند. این ذرات ممکن است سبب تولید گونه‌های رادیکال آزاد اکسیژن شود (ROS, Reactive oxygen species) که می‌تواند ساختارهای سلولی را تخریب کنند و در متابولیسم نرمال سلول اختلال ایجاد کند (Hu و همکاران ۲۰۱۰؛ Nel و همکاران ۲۰۰۶و Gogoi و همکاران۲۰۰۶). مطالعات بیشتری برای بررسی اثرات سمیت نانوذرات بر بشر و محیط زیست مورد نیاز است (Roco ۲۰۰۵). در این زمینه، نانو ذرات اکسید مس (CuO)، اکسید روی (ZnO) و اکسید آهن (FeO) با توجه به کاربردهای گسترده شان بیشتر قابل توجه هستند. با توجه به آنچه گفته شد و با در نظر گرفتن کاربردهای متعدد فناوری نانو در کشاورزی، صنایع غذایی و علوم دامی، احتمال حضور ذرات نانو در محیط زیست و در بستر رشد و نمو موجودات خاکی رو به افزایش است. یکی از مهمترین موجودات خاکزی کرم خاکی می‌باشد. کرم‌های خاکی به عنوان شاخص‌های بیولوژیک آلودگی زیست محیطی مورد استفاده قرار می‌گیرند. تحقیقات زیادی نیز بر روی این جانور خاکزی انجام شده است. گونه ایزنیا فتیدا به تغییرات زیست محیطی مقاوم بوده و دارای نرخ تولید مثل و تغذیه بالاست (Smith ۱۹۹۸؛ Ramirez و همکاران ۱۹۹۹). تحقیقات انجام شده در مورد اثرات پرکلرات بر *ایزنیا فتیدا* نشان داد که زنده‌مانی کرم و تولید کوکون (تخم) با افزایش غلظت پرکلرات کاهش می‌یابد. بقا و خروج نوزاد کرم از تخم‌ها در کرم‌های که در معرض پرکلرات بودند نسبت به کرم‌هایی که در معرض پرکلرات نبودند کمتر بود (Landrum و همکاران ۲۰۰۶). هو و همکاران اثرات سمیت نانو ذرات اکسید روی (ZnO) و اکسید تیتانیوم (TiO_2)را بر *ایزنیا فتیدا* مطالعه کردند و نشان دادند که سمیت و تجمع عناصر، زمانی که غلظت نانوذرات بالا می‌رود افزایش می‌یابد (Hu و همکاران، ۲۰۱۰). برسی اثرات نانو اکسید آلومینیوم (Al_2O_3) بر *ایزنیا فتیدا* نشان داد که اندازه و غلظت Al_2O_3 می‌تواند بر تجمع و تولید مثل کرم‌ها موثر باشد (Coleman و همکاران ۲۰۱۰). از آنجا که مطالعات کمی در زمینه اثرات ورود نانو ذرات به محیط زیست و اکوسیستم موجودات خاکزی از جمله کرم خاکی در کشور صورت گرفته است، لذا هدف این مطالعه بررسی اثرات نانوذرات مس، روی و آهن بر زنده‌مانی کرم‌خاکی ایزنیا فتیدا در بستر کود گاوی می‌باشد.

*ا ایمیل نویسنده مسئول: Zahra.ahmadabadi@yahoo.com

مواد و روش‌ها

این مطالعه در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار انجام شد. تیمارهای آزمایش شامل سطوح مختلف ۰، ۰/۲۵ و ۰/۵ میلی‌گرم نانو ذره در کیلوگرم از بستر کود از نانو ذرات اکسید مس (CuO)، اکسید روی (ZnO) و اکسید آهن (FeO) به شرح T_1 (Fe_0 Zn_0 Cu_0) (شاهد)، T_2 ($Fe_{0.25}$)، T_3 ($Zn_{0.25}$)، T_4 ($Cu_{0.25}$)، T_5 ($Fe_{0.5}$)، T_6 ($Zn_{0.5}$)، T_7 ($Cu_{0.5}$)، T_8 ($Fe_{0.25}$ $Zn_{0.25}$ $Cu_{0.25}$) و T_9 ($Fe_{0.5}$ $Zn_{0.5}$ $Cu_{0.5}$) بود. از کود گاوی تهیه شده در مرکز دامپروری دانشگاه شیراز به عنوان بستر پرورش کرم استفاده شد. کرم‌های خاکی *ایزنیا فتیدا* نیز از مزرعه تولید ورمی‌کمپوست بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی تهیه شد. نانو ذرات مورد استفاده از شرکت پیشگامان نانو مواد ایرانیان تهیه شدند. جدول ۱ خصوصیات این نانو ذرات را نشان می‌دهد که بر اساس اطلاعات ارائه شده توسط کارخانه سازنده می‌باشد. در مجموع ۲۷ گلدان حاوی ۲ کیلو گرم از بسترها آماده شد. سوراخ‌های کوچکی در ته گلدان‌ها برای خروج آب اضافی ایجاد شد. همچنین روی گلدان‌ها برای جلوگیری از خروج کرم ها پارچه قرار داده شد. سپس، ۱۰ کرم بالغ با وزن تقریبی ۵۰۰ تا ۸۰۰ میلی گرم که حلقه کلیتلوم آنها تشکیل شده بود به هر گلدان اضافه شد. کرم‌ها جهت تطبیق با شرایط جدید به مدت یک هفته در دمای ۳۰ -۲۰ درجه سانتی‌گراد و رطوبت بستر ۷۰ درصد نگهداری شدند. در این دوره، رطوبت بسترها از طریق اسپری آب بر آنها کنترل می‌شد. پس از یک هفته نانو ذرات در قالب تیمارهای ذکر شده در ۴۰ میلی لیتر آب حل شد و به هر یک از بسترها اضافه شد. کرم‌ها در این شرایط به مدت ۷۵ روز در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد و رطوبت بستر ۷۰ درصد نگهداری شدند. پس از طی شدن دوره ۷۵ روزه تعداد کرم‌ها شمارش شد. کرم‌های خاکی از بسترها جدا شده و در سبد سوراخ‌دار قرار گرفتند. کرم‌ها جهت حذف بستر از روی بدنشان با آب شسته شدند و سپس وزن کرم‌ها با استفاده از ترازوی دیجیتال اندازه‌گیری شد. پس از دو بار غربالگری بسترها با استفاده از الک ۶ میلی‌متری، بسترها مجددا به وسیله یک الک ۳ میلیمتری غربالگری شد و تعداد کوکون‌ها شمارش شد. داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS 19 مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت و مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح ۵ درصد انجام شد. برای ترسیم نمودارها از نرم افزار اکسل (Excel 2010) استفاده شد.

جدول ۱- برخی خصوصیات نانو ذرات مورد استفاده طبق شرکت سازنده

خصوصیات	CuO	ZnO	FeO
درصد خلوص ٪	۹۹	۹۹	۹۸
میانگین اندازه ذرات (nm)	۴۰	۲۰	۲۵
سطح ویژه (m^2/g)	۲۰	۴۰	۵۰

نتایج و بحث

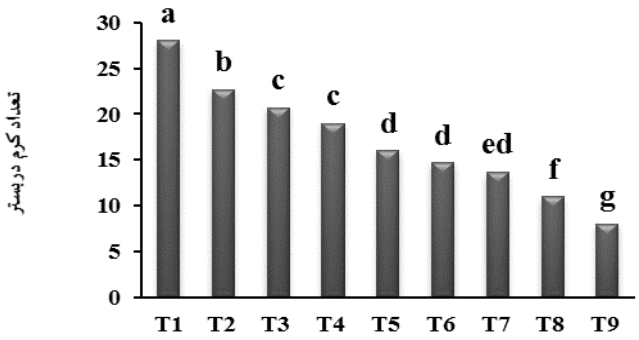
نتایج بدست آمده از تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر تیمارهای نانو ذرات، بر تعداد کرم موجود در ورمی‌کمپوست در پایان دوره در سطح احتمال ۱ درصد آماری معنی‌دار بود (جدول ۲). مقایسه میانگین‌ها (شکل ۱) نشان داد که بیشترین تعداد کرم در پایان آزمایش در تیمار T_1 (Fe_0 Zn_0 Cu_0) و بدون اضافه کردن نانو ذرات مشاهده شد. کمترین تعداد کرم مربوط به تیمار T_9 ($Fe_{0.5}$ $Zn_{0.5}$ $Cu_{0.5}$) بود . نتایج نشان می‌دهد که با افزایش سطح نانو ذرات تعداد کرم در بستر کاهش می‌یابد. این کاهش تعداد کرم به ترتیب از تیمار T2 تا T9 ۳۳/۵۷، ۳۷/۱۴، ۴۰/۷۱، ۴۰/۶۹، ۴۸/۹۲، ۵۳/۵۷، ۵۶/۰۷ و ۶۰/۷۱ درصد نسبت به شاهد (T_1) بود. نتایج حاصل از تجزیه واریانس وزن کرم‌های موجود در بستر نشان داد که اثر تیمار-های نانوذرات بر وزن کرم در سطح احتمال ۵ درصد آماری معنی‌دار بود (جدول۲). بر اساس نتایج مقایسه میانگین وزن کرم‌ها (شکل ۲) بیشترین وزن کرم در تیمار T_1 (Fe_0 Zn_0 Cu_0) (شاهد) و بدون اضافه کردن نانوذرات مشاهده شد. کمترین وزن کرم مربوط به T_9 ($Fe_{0.5}$ $Zn_{0.5}$ $Cu_{0.5}$) بود. . در واقع با افزایش سطح نانوذرات وزن کرم به ترتیب ۱۸/۱۸، ۲۱/۸۲، ۲۷/۲۷، ۲۷/۲۰، ۲۸/۱۹، ۳۵/۴۵، ۴۰/۹۱ و ۴۶/۳۶ درصد از تیمار T_2 تا T_9 نسبت به تیمار شاهد (T_1) کاهش یافت. تجزیه واریانس تعداد کوکون موجود در بستر نشان داد که اثر این تیمارها بر تعداد کوکون در سطح احتمال ۱ درصد آماری معنی‌دار بود (جدول ۲). مقایسه میانگین نشان داد که با افزایش سطح نانوذرات تعداد کوکون در بستر کاهش یافت. بیشترین تعداد کوکون در تیمار T_1 (Fe_0 Zn_0 Cu_0) و کمترین تعداد کوکون در تیمار T_9 ($Fe_{0.5}$ $Zn_{0.5}$ $Cu_{0.5}$) مشاهده شد (شکل ۲). این کاهش در تعداد کوکون از تیمار T_2 تا T_9 به ترتیب ۲/۳۹، ۴/۹۲، ۸/۴۲، ۱۸/۲۹، ۲۲/۸۸، ۳۳/۷۳، ۳۶/۱۵ و ۳۴/۹۲ درصد نسبت به تیمار شاهد بود. براساس نتایج بدست آمده (جدول ۲) اثر تیمارهای نانوذرات بر وزن کوکون در سطح احتمال ۱ درصد آماری معنی‌دار بود. بررسی میانگین وزن کوکون (شکل ۴) نشان داد که با

افزایش سطح نانوذرات وزن کوکون‌های تولید شده توسط کرم‌ها در بستر کاهش یافت و کمترین وزن کوکون در تیمار T_9 ($Fe_{0.5}$ $Zn_{0.5}$ $Cu_{0.5}$) مشاهده شد. این کاهش در وزن کوکون به ترتیب از تیمار T_2 تا T_9 ۹/۹۳، ۱۵/۲۴، ۱۸/۴۸، ۲۵/۴۰، ۳۰/۰۲، ۳۰/۱، ۳۷/۶۴ و ۴۴/۵۷ درصد نسبت به شاهد (T_1) بود. نتایج بدست آمده در شکل‌های ۱، ۳، و ۴ نشان می‌دهد که نانوذرات بر روی سیستم تولید مثل کرم خاکی مورد مطالعه موثر بوده و باعث کاهش تولید مثل می‌شوند.

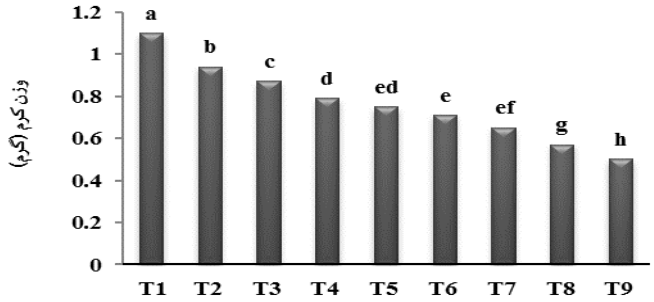
جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس داده‌های مربوط به صفات مورد مطالعه در ورمیکمپوست

منبع تغییرات	درجه آزادی	تعداد کرم	وزن کرم	تعداد کوکون	وزن کوکون
تکرار	۲	۲۶/ ۷۰ **	۰/ ۰۰۷ **	۲۳/ ۳۷ **	۲/ ۰۹ **
تیمار	۹	۱۱۴/۴۰ **	۰/۱۰۵ *	۱۲۳/۱۴۸ **	۱/۷۶ **
خطا	۱۶	۱/۳۳	۰/۰۰۱	۱/۷۵	۰/۰۲۷
ضریب تغییرات		۰/۳۶	۰/۲۴	۰/۳۷	۰/۲۷

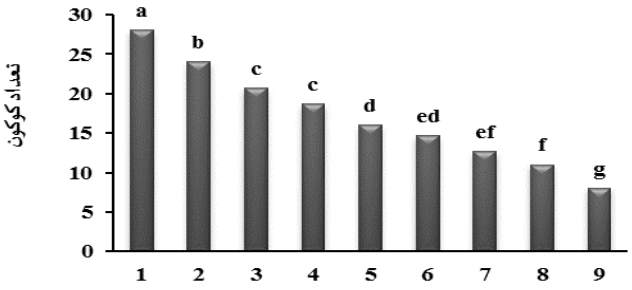
* و ** به ترتیب در سطح احتمال ۵ درصد، و یک درصد معنی‌دار است. ns غیر معنی‌دار



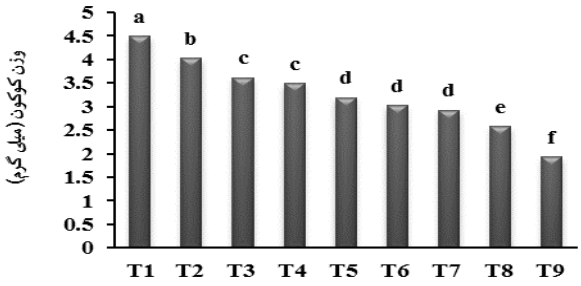
شکل۱- مقایسه میانگین تعداد کرم در بستر در پایان دوره



شکل۲- مقایسه میانگین وزن کرم در بستر در پایان دوره



شکل۳- مقایسه میانگین تعداد کوکون در بستر در پایان دوره



شکل۴- مقایسه میانگین وزن کوکون در بستر در پایان دوره

مشابه با نتایج این آزمایش اثرات سمی نانوذرات بر زنده مانی کرمهای خاکی توسط محقیق مختلف نیز گزارش شد (Lebedev و همکاران ۲۰۱۵؛ Lapied و همکاران ۲۰۱۰) نیز گزارش شد. اثر منفی نانو ذرات اکسید روی بر زنده مانی کرمها را می توان به این صورت توجیه کرد که این ذرات در مکانیسم‌های رادیکال‌های آزاد اکسیژن ROS (Reactive oxygen species) که منجر به تخریب دیواره سلولی می‌شود شرکت کرده و از این طریق منجر به مرگ کرمها می‌شوند (Zhang و همکاران ۲۰۰۷). به عبارت دیگر دلیل اصلی سمی بودن نانو ذرات به نقشی که در ایجاد تنش‌های اکسیداتیو دارند برمی‌گردد، که منجر به تخریب لیپیدها، کربوهیدراتها، پروتئین ها و DNA می‌شود (Kelly و همکاران ۱۹۹۸). در واقع نانو ذرات فلزی از جمله نانو ذرات روی و مس به دلیل میزان جذب بالا توسط ارگانیسمهای خاکزی، باعث شکل گیری فعالیتهای سمی و تحریک کننده در جانوران خاکزی شده که منجر به تخیله محتوای آنزیمهای دستگاه گوارش در این جانداران میشود (Zaltauskaite و Sodiene ، ۲۰۱۰). نانو ذرات از طریق جایگزینی محتویات دستگاه گوارش با نانوذرات موجود در بستر با راه اندازی واکنشهای بیوشیمیایی و فیزیولوژیکی منجر به نیاز اضافی برای انرژی میشود که این عدم تامین نیاز انرژی باعث کاهش در رشد کرمها و کاهش در تولید آنزیمهای دفاعی در شرایط منفی و مضر میشود (Heggelund و همکاران ۲۰۱۴).

نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد که ارتباط معنی‌داری بین غلظت نانوذرات و مرگ و میر کرم‌ها پس از تیمار بسترها در پایان یک دوره ۷۵ روزه وجود داشت. با افزایش سطح نانو ذرات تعداد کرم در بستر به ترتیب از تیمار T_2 تا T_9 ۳۳/۵۷، ۳۷/۱۴، ۴۰/۷۱، ۴۰/۶۹، ۴۸/۹۲، ۵۳/۵۷، ۵۶/۰۷ و ۶۰/۷۱ (به طور متوسط ۴۶/۴۳ ٪) درصد نسبت به شاهد (T_1) کاهش داشت. همچنین میزان تولید کوکون یا در واقع نرخ تولید مثل نیز به ترتیب ۲/۳۹، ۴/۹۲، ۸/۴۲، ۱۸/۲۹، ۲۲/۸۸، ۳۳/۷۳، ۳۶/۱۵ و ۳۴/۹۲ (به طور متوسط ۲۰/۲۱ ٪) درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش داشت. نتایج این مطالعه حاکی از اثرات

سمی نانو ذرات بر کرم خاکی بوده و میتواند هشداری برای کاربرد بیش از نیاز کودهای شیمیایی حاوی این ذرات در تولید محصولات زراعی باشد که منجر به رهاسازی این ذرات در محیط زیست و اکوسیستم موجودات خاکزی از جمله کرم خاکی خواهد شد.

منابع

Coleman, J. C., Johnson, D. R., Stanley, J. K., Bednar, A. J., Weiss, C. A. J., Boyd, R. E. and Steevens, J. A. 2010. Assessing the fate and effects of nano aluminum oxide in the terrestrial earthworm, Eisenia fetida. Journal of Environmental Toxicology and Chemistry, 29(7), 1575-1580.

Gogoi, S. K., Gopinath, P., Paul, A., Ramesh, A., Ghosh, S. S. and Chattopadhyay, A. 2006. Green fluorescent protein-expressing Escherichia coli as a model system for investigating the antimicrobial activities of silver nanoparticles. Journal of Langmuir, 22, 9322-9328.

Heggelund, L. R., Diez-Ortiz, M., Lofts, S., Lahive, E., Jurkschat, K., Wojnarowicz, J. Svendsen, C. 2014. Soil pH effects on the comparative toxicity of dissolved zinc, non-nano and nano ZnO to the earthworm Eisenia fetida. Nanotoxicology, 8(5), 559-572.

Hu, C. W., Li, M., Cui, Y. B., Li, D. S., Chen, J. and Yang, L. Y. 2010. Toxicological effects of TiO_2 and ZnO nanoparticles in soil on earthworm Eisenia fetida. Journal of Soil Biology and Biochemistry, 42(4), 586-591.

Kelly, S. A., Havrilla, C. M., Brady, T. C., Abramo, K. H. and Levin, E. D. 1998. Oxidative stress in toxicology: established mammalian and emerging piscine model systems. Journal of Environmental Health Perspectives, 106, 375-384.

Landrum, M., Canas J. E., Coimbatore, G., Cobb, G. P., William, A. J., Baohong, Z. and Todd, A. A. 2006. Effects of perchlorate on earthworm (Eisenia fetida) survival and reproductive success. Journal of Science of the Total Environment, 363(1-3), 237-244.

Lapied, E., Moudilou, E., Exbrayat, J. M., Oughton, H., and Joner, E. J. 2010. Silver nanoparticle exposure causes apoptotic response in the earthworm Lumbricus terrestris (Oligochaeta). Nanomedicine, 5, 975-84.

Lebedev, S., Yausheva, E., Galaktionova, L. and Sizova, E. 2015. Impact of Zn Nanoparticles on Growth, Survival and Activity of Antioxidant Enzymes in Eisenia Fetida. Modern Applied Science, 9(10), 34-44.

Nel, A., Xia, T., Madler, L. and Li, N. 2006. Toxic potential of materials at the nanolevel. Journal of Science, 311, 622-627.

Ramirez, H., Bracho, B. and Faria, A. 1999. Caracterizacion del crecimiento de la lombriz roja (Eisenia spp), bajo Condiciones de clima calido, Rev. Journal of Revista de la Facultad de Agronomía. Maracay 25(2), 139-147.

Roco, M. C. 2005. The emergence and policy implications of converging new Technologies integrated from the nanoscale. Journal of Nanoparticle Research, 7(2-3), 129-143.

Smith, K. 1998. Practical guide to raising earthworm (basic vermiculture information) K.W. rabbit and worm. Journal of Bioresource Technology, 84, 191-196.

Zaltauskaite, J. and Sodiene, I. 2010. Effects of total cadmium and lead concentrations in soil on the growth reproduction and survival of earthworm Eisenia fetida. Ekologija, 56(1-2), 10-16.

Zhang, L., Jiang, Y., Ding, Y., Povey, M. and York, D. 2007. Investigation into the antibacterial behavior of suspensions of ZnO Nanoparticles (ZnO nanofluids). Journal of Nanoparticle Research, 9, 479- 489.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of CuO, ZnO and FeO Nanoparticles on Eisenia fetida Earthworm survive

Zarei [1], M., Ahmadabadi *[1], Z., Sadegh Kasmaei, L[2].

[1] Associate Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shiraz University, Iran
[2] PhD candidate, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shiraz University, Iran

Abstract

In order to investigate the effect of three nanoparticles (NPs) on some properties of earthworm (Eisenia fetida), a study was carried out based on completely randomized blocks design with three replications. Treatments comprised different levels of NPs including CuO, ZnO and FeO which were investigated through nine different treatments. After preparing substrate, adult worms were added to 2kg pots. The solution of NPs was added to substrates. The substrates were kept under conditions of 25 0C and 70% of FC for 75 days. At the end of period, the effect of NPs on worms` weight, mortality, cocoons` number and cocoons` weight were determined. The results indicated that by increasing NPs, worms` number and weight and cocoons` number decreased compared to the control. The results of this study also indicate that the toxic effects of nanoparticles on the earthworm and can be as a warning for the increasing application and releasing of these particles through the environment and ecosystem of soil organisms, including earthworms.

Keywords: Soil organisms, Environment, worms` weight.

* Corresponding author, Email: Zahra.ahmadabadi@yahoo.com

محور مقاله:آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک های سطحی بوستان های شهر تهران

مریم سامانی[۱*] ، احمد گلچین[۲] ، حسینعلی علیخانی[۳] ، احمد بایبوردی[۴]

[۱]دانشجوی دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۲]استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۳]استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

[۴] استادیار بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات کشاورزی ، استان آذربایجان شرقی

چکیده

امروزه آلودگی خاک به فلزات سنگین یک تهدید جدی برای سلامت محیط و شهروندان است . این آلودگی می تواند ازطریق بلع و یا استنشاق تصادفی خاک و گردوغبار آلوده به ویژه در اماکن عمومی همچون(فضای سبز شهری) انسان را در معرض خطر قرار دهد. لذا، این پژوهش با هدف تعیین غلظت کل فلزات سنگین در خاک سطحی چهار بوستان شهرتهران در سال ۱۳۹۷-۱۳۹۸انجام شد۱۲ نمونه خاک سطحی از بوستان های پارک شهر، چیتگر، اتوبان باقری، و پارک عبدل آباد جمع آوری شد .نمونه ها توسط اسید نیتریک، ۴ مولار، هضم و غلظت عناصر به روش طیف سنجی نشری پلاسمای جفت شده القایی(ICP-OES)خوانده شد.نتایج نشان داد که فلزات سرب، روی، استرانسیوم، کروم، مس، نیکل و کادمیوم در تمام نمونه های خاک سطحی وجود داشت و میانگین غلظت فلزات به ترتیب:۱۷/۱، ۹/۵۷، ۸/۷۲، ۴/۰۲، ۴/۰۱، ۲/۲۶ و ۰/۱ mg/Kg بوده است. بیشترین غلظت سرب، روی و نیکل در پارک شهر بود. درجه آلودگی خاک پارکها به فلزات سنگین با توجه به غلظت زمینه با ضریب غنی شدگی، شاخص زمین انباشت، شاخص آلودگی و شاخص آلودگی یکپارچه محاسبه شد و نتایج نشان داد میزان آلودگی خاک پارک ها به فلزات سنگین قابل قبول بوده است. و شاخص آلودگی پارک شهر به سرب و روی در حد آلودگی متوسط بود. شاخص آلودگی یکپارچه در رده آلودگی متوسط برای پارک شهر و آلودگی اندک برای سایر پارک‌ها قرار داشت.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، پارک، شاخص زمین انباشت، تهران

مقدمه

در بسیاری از نقاط جهان، توسعه سریع، صنعتی شدن و شهرنشینی به طور مستقیم و غیر مستقیم موجب آلودگی خاک به فلزات سنگین، توسط منابع انسانی شده است. رشد نمایی توسعه شهری و اقتصادی باعث افزایش شهرنشینی شده و پیرو آن جمعیت بیشتری در معرض این آلاینده ها قرار گرفته اند. با توجه به ماهیت آلاینده ها، خاک های آلوده شهری می توانند اثرات زیانباری بر سلامت جمعیت آن منطقه داشته باشد. یکی از منابع اصلی تولید فلزات سنگین در شهرها، خودروها هستند که با تولید آلاینده ها و وارد کردن آن ها به محیط و بخصوص هوا، باعث آلودگی خاک های شهری می شوند(Fakayoda و همکاران، ۲۰۰۳). خاک به عنوان یکی از مولفه های اصلی و مهم شهری در معرض تجمع آلاینده های مختلف به خصوص فلزات سنگین و شبه فلزات است. بر خلاف خاک های کشاورزی، خاک های شهری به ویژه خاک پارک ها که برای محصولات غذایی استفاده نمی شوند ممکن است تاثیر مستقیم بر سلامت عمومی داشته باشند و به راحتی آلودگی را به انسان انتقال دهند(Chen و همکاران، ۲۰۰۵). غلظت بالای فلزات سنگین و شبه فلزات در خاک های شهری نه تنها موجب تخریب کیفیت خاک می گردد بلکه در رشد گیاهان سبز شهری و کاهش عملکرد زیست محیطی خاک تاثیر می گذارد و نیز فلزات سنگین کیفیت هوا را در محیطهای شهری به شدت تحت تاثیر قرار میدهد. حضور فراوان آلاینده های شهری، به ویژه در خاک پارک ها و ارتباط نزدیک آن ها به جمعیت انسانی، در معرض قرارگیری انسانها را به فلزات سنگین از طریق استنشاق، بلع و تماس پوستی وسعت داده است(Du etal, 2013؛Yuswir, 2015).فلزات سنگین به دلیل زیست تخریب ناپذیر بودن و نیمه عمر طولانی، اثرات سوء قابل توجهی بر سلامت انسان در دراز مدت دارد. کودکان و افراد سالخورده دو گروه از افراد جامعه هستند که بیشتر در معرض خطرات ناشی از این آلودگی هستند. کودکان به دلیل سیستم هضم فعال، اندازه کوچک بدن، سیستم عصبی در حال رشد، بلع غبار و استفاده بیش از حد از دست، نرخ بالایی از جذب فلزات سنگین دارند(Yazdi and Behzad, 2009). با توجه به اهمیت فراوان آلودگی خاک های مناطق شهری به فلزات سنگین و اثرات سوء آن بر انسان و

جانداران تحقیقات بسیار زیادی بر روی آن صورت گرفته است. Gu و همکاران (۲۰۱۶) غلظت کل، دسترسی زیستی و ریسک سلامت فلزات سنگین در خاک ۲۸ پارک شهر گوانژو را بررسی کردند و نتایج نشان داد که عناصر کادمیوم، سرب، نیکل، کروم، مس، روی و منگنز توسط منبع انسانی کنترل می شود در حالیکه عناصر نیکل و آهن توسط هر دو منبع انسانزاد و زمین زاد کنترل می شود.

Mahmoud abadi (۲۰۱۵) توزیع آلودگی فلزات سنگین در خاک پارک چیتگر واقع در غرب شهر تهران را بررسی کرد و نتایج نشان داد که غلظت تمام فلزات سنگین در خاک به جز آهن در مقایسه با مقدار زمینه فلزات در خاک افزایش یافته است. این موضوع نشان می دهد که غلظت این فلزات در خاک سطحی توسط فعالیت های انسانی کنترل می شود. کرباسی و همکاران (۱۳۸۶) تاثیر آلودگی هوا بر غلظت عناصر سرب، روی و نیکل را در خاک پارک ملت تهران مورد بررسی قرار دادند و نتایج نشان داد که غلظت سرب نسبت به سایر عناصر مورد بررسی پوسته زمین افزایش یافته است. مطالعات وینس و همکاران(۲۰۱۴)بر روی غلظت فلزات سنگین در خاک سطحی بوستان های شهر برهوف در غرب اوکراین نشان داد که غلظت کادمیوم و آهن به ترتیب ۰/۵۶ و ۱۷۰۵۳ میلی گرم بر کیلوگرم بوده است.تهران پایتخت ایران یکی از متراکم ترین شهرهای ایران است. تمرکز بالای جمعیت و تنوع فعالیت های انسانی خاک شهر تهران، به ویژه در پارک ها و بزرگراهها را در معرض آلودگی عناصر سمی و فلزات سنگین قرار داده است. این آلودگی ها میتوانند از طریق بلع و استنشاق تصادفی خاک و گرد و غبار انسان را در معرض خطر قرار دهند لذا شناخت نوع و تعیین غلظت فلزات سنگین در خاک های مناطق شهری باعث کنترل و کاهش خطرات مرتبط با سلامت می شود(Bai, 2009). تحقیق حاضر با هدف تعیین غلظت فلزات سنگین در خاک سطحی برخی از پارک ها تهران و ارزیابی خطر سلامت آنها انجام پذیرفت.

مواد و روش ها

مناطق مورد مطالعه:

مناطق مورد مطالعه شامل پارک شهر واقع در منطقه ۱۲ شهر تهران، پارک اتوبان شهید باقری در منطقه ۴ تهران و پارک چیتگر در غرب تهران و پارک عبدل آباد در جنوب تهران بودند.نمونه برداری در اسفند ماه ۱۳۹۷ انجام شد. نمونه برداری از عمق ۰-۱۰ سانتی متری خاک بر اساس روش استاندارد انجام گرفت. از تمام بوستان ها سه نمونه خاک سطحی برداشته شد. نمونه ها در کیسه های پلاستیکی به همراه برچسب به آزمایشگاه منتقل شدند. در آزمایشگاه ابتدا قطعات چوب، پلاستیک، شیشه و سایر موارد از نمونه ها جدا شد و پس از هواخشک کردن ابتدا از الک ۲ میلیمتری و سپس از الک ۶۳ میکرون عبور داده شدند تا برای تعیین فلزات سنگین آماده شوند. جهت اندازه گیری غلظت فلزات سنگین از روش اسپوزیتو ۱۹۸۲ استفاده شد به این ترتیب که مقدار ۵ گرم خاک عبور کرده از الک ۶۳ میکرون را به یک بشر ۱۰۰ میلی لیتر منتقل کرده و ۲۵ سی سی اسید نیتریک ۴ مولار به آن اضافه کرده و به مدت ۱۶ ساعت در حمام آبی قرار گرفت. پس از آن سوسپانسیون صاف شده و توسط دستگاه ICP-OES غلظت فلزات قرائت گردید.

شاخص های ژئوشیمیایی آلودگی خاک

برای ارزیابی کمی و کیفی آلودگی خاک و تعیین منشا فلزات سنگین از فاکتور غنی شدگی(EF)، شاخص زمین انباشت(Igeo)، شاخص آلودگی(PI) و شاخص آلودگی یکپارچه (IPI)استفاده شد.

فاکتور غنی شدگی برای غلظت های بیشتر از حد زمینه فلزات، از روش های رایج برای ارزیابی اثرهای انسان زاد روی خاک و رسوبات است روش EF مقدار فلز اندازه گیری شده را با توجه به فلز مرجع در نظر میگیرد. میزان غنی شدگی طبق رابطه زیر به دست می آید

$$EF=Csample/Bn$$

که در این رابطه

C: غلظت قرائت شده فلز سنگین در نمونه خاک (میلی گرم بر کیلوگرم)

Bn: غلظت زمینه فلزات سنگین (Turkian and Wedepohl، ۱۹۶۱)

براساس نظر ساترلند و همکاران(۲۰۰۰) درجه آلودگی فلزات سنگین با فعالیت های انسان زاد در ۵ رده شامل: رده بدون غنی شدگی(EF<2) تا غنی شدگی بسیار شدسد (EF>40) می باشد.

یکی دیگر از روش های ارزیابی آلودگی خاک استفاده از شاخص زمین انباشت است .Igeo از رابطه زیر محاسبه میشود.

$$Igeo= Log2(Cn/1.5Bn)$$

براساس شاخص زمین انباشتگی مولر C غلظت کل هر فلز در خاک و Bn غلظت زمینه برای هر فلز (است. ضریب ۱/۵ به منظور کاهش تغییرات احتمالی در مقدار زمینه ناشی از ناپایداری های لیتولوژیک رسوبات خاک اعمال می شود. بر اساس شاخص زمین انباشت سطح آلودگی به ۷ دسته شامل غیر آلوده(Igeo<1)، غیر آلوده تا آلودگی متوسط(0<Igeo<1)، آلودگی متوسط(1<Igeo<2)، آلودگی متوسط تا شدید(2<Igeo<3)، آلودگی شدید(3<Igeo<4)، آلودگی شدید تا بسیار شدید(4<Igeo<5)، آلودگی شدید Igeo> 5 طبقه بندی می شود. روش دیگر ارزیابی آلودگی خاک، استفاده از شاخص آلودگی (PI) است. شاخص آلودگی هر فلز به عنوان نسبت غلظت آن فلز به مقدار زمینه فلز مربوط تعریف شده است و طبق رابطه زیرمحاسبه میشود.

$$PI=Ci/Si$$

Ci: غلظت فلزات بررسی شده در خاک و Si غلظت فلزات زمینه است. در توصیف شاخص آلودگی ۳ رده آلودگی کم(PI<1)، آلودگی متوسط(1<PI<3) و آلودگی زیاد(PI<3) وجود دارد.

نتایج و بحث

بررسی نتایج بافت خاک پارک ها نشان داد که بافت غالب در پارک شهر و پارک اتوبان باقری لومی و ماسه ای- لومی و پارک های چیتگر و عبدل آباد لومی-رسی است. مقدار متوسط ماده آلی در پارک ها ۱/۸۱ درصد است. نتایج تعیین غلظت کل فلزات سنگین در نمونه های خاک سطحی بوستان های شهری تهران به روش طیف سنجی نشری پلاسمای جفت شده القایی نشان داد که فلزات سرب، روی، استرانسیوم، کروم، مس، نیکل و کادمیوم در تمام نمونه های خاک سطحی وجود داشت و میانگین غلظت فلزات به ترتیب:۱۷/۱، ۹/۵۷، ۸/۷۲، ۴/۰۲، ۴/۰۱، ۲/۲۶ و ۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم بوده است. بیشترین غلظت سرب، روی و نیکل و کادمیوم در پارک شهر مشاهده شد. که دلیل آن را میتوان تردد بسیار زیاد وسایل نقلیه و احتراق سوختهای فسیلی و نیز حجم بالای ترافیک دانست. بیشترین میزان استرانسیم در پارک باقری به میزان۲۴/۱۳ میلی گرم بر کیلوگرم بود. میانگین غلظت سرب در پارک شهر برابر ۲۳/۶۳ ، میانگین غلظت روی در پارک شهر ۲۲/۳۶، میانگین نیکل و کادمیوم ۷/۴۸ و ۰/۳ میلی گرم بر کیلوگرم بود. غلظت های به دست آمده برای همه عناصر کمتر از رهنمود EPA و اتحادیه اروپا بود(جدول۱). درجه آلودگی خاک پارکها به فلزات سنگین با توجه به غلظت زمینه با ضریب غنی شدگی، شاخص زمین انباشت، شاخص آلودگی و شاخص آلودگی یکپارچه محاسبه شد و نتایج نشان داد میزان آلودگی خاک پارک ها به فلزات سنگین قابل قبول بوده است. شاخص آلودگی پارک شهر به سرب و روی در حد آلودگی متوسط بود. شاخص آلودگی یکپارچه در رده آلودگی متوسط برای پارک شهر و آلودگی اندک برای سایر پارک ها قرار داشت. نتایج شاخص زمین انباشت در جدول ۲ آمده است.

جدول۱ میانگین غلظت فلزات سنگین در خاک سطحی (میلی گرم بر کیلوگرم)

	سرب	روی	استرانسیم	کروم	مس	نیکل	کادمیوم
پارک شهر	۲۳/۶۳	۲۲/۳۶	۱۲/۸۳	۲/۷۶	۴/۳	۷/۴۸	۰/۳
عبدل آباد	۵/۷۳	۳/۵	۱۲/۹	۱/۸۶	۱/۵۱	۲/۲	۰/۲۱
باقری	۱۳/۱۳	۱۵/۹۲	۲۴/۱۳	۲/۸۸	۴/۲۸	۲/۲۹	۰/۲۸
چیتگر	۱۷/۱	۹/۵۷	۸/۷۲	۴/۰۲	۴/۰۱	۲/۲۶	۰/۱

جدول۲نتایج محاسبه شاخص زمین انباشتگی

نمونه	Igeo									
	سرب		روی		نیکل		کادمیوم		مس	
	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی
پارک شهر	-۰/۳۴۵	غیر آلوده	-۲/۶۸	غیر آلوده	-۳/۷۷	غیر آلوده	-۰/۹۲۶	غیر آلوده	-۴/۶۴	غیر آلوده
عبدل آباد	-۲/۳۸۸	غیر آلوده	-۵/۳۸	غیر آلوده	-۵/۵۷	غیر آلوده	-۱/۴۷	غیر آلوده	-۶/۱۵	غیر آلوده
باقری	-۱/۲۱	غیر آلوده	-۳/۱۷	غیر آلوده	-۵/۵۰	غیر آلوده	-۱/۰۲	غیر آلوده	-۴/۶۴	غیر آلوده
چیتگر	-۰/۸۱	غیر آلوده	-۳/۸۹	غیر آلوده	-۵/۵۰	غیر آلوده	-۲/۵۱	غیر آلوده	-۴/۷۱	غیر آلوده

نتایج محاسبه فاکتور غنی شدگی بیانگر کیفیت قابل قبول خاک بوستانهای مورد مطالعه بود. به این صورت که با استفاده از نتایج حاصل، نمونه های خاک مورد ارزیابی در طبقه غیر آلوده قرار گرفتند(جدول۳). نتایج محاسبه شاخص آلودگی نشان داد که خاکهای بوستان پارک شهر، عبدل آباد و باقری در مورد سرب در طبقه آلودگی متوسط قرار داشتند و بوستان چیتگر در مورد سرب در طیقه آلودگی بالا بود. بوستان پارک شهر و باقری در خصوص فلز روی در طبقه آلودگی متوسط بودند(جدول۴). شاخص آلودگی یکپارچه در بوستان پارک شهر در طبقه آلودگی متوسط و برای سایر بوستانها در طبقه آلودگی کم قرار داشت(جدول۵).

جدول۳ نتایج محاسبه فاکتور غنی شدگی

نمونه	EF									
	سرب		روی		نیکل		کادمیوم		مس	
	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی
پارک شهر	۱۸/۱	آلودگی کم	۰/۲۳	آلودگی کم	۱۱/۰	آلودگی کم	۱	آلودگی کم	۰/۹۰	آلودگی کم
عبدل آباد	۲۸/۰	آلودگی کم	۰/۰۳	آلودگی کم	۰۳/۰	آلودگی کم	۰/۷	آلودگی کم	۰/۰۳	آلودگی کم
باقری	۰/۶۵	آلودگی کم	۰/۱۶	آلودگی کم	۰۳/۰	آلودگی کم	۹۳/۰	آلودگی کم	۰/۰۹	آلودگی کم
چیتگر	۸۵/۰	آلودگی کم	۰/۱	آلودگی کم	۰۳/۰	آلودگی کم	۳۳/۰	آلودگی کم	۰/۰۸	آلودگی کم

جدول۴ نتایج محاسبه شاخص آلودگی

نمونه	PI									
	سرب		روی		نیکل		کادمیوم		مس	
	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی	مقدار	طبقه توصیفی
پارک شهر	۴/۵۷	آلودگی بالا	/۹۳ ۱	آلودگی متوسط	۰/۶۶	آلودگی کم	۰/۸۸	آلودگی کم	۰/۴۴	آلودگی کم
عبدل آباد	۱/۱	آلودگی متوسط	۰/۳	آلودگی کم	۰/۱۹	آلودگی کم	۰/۶۱	آلودگی کم	۰/۱۵	آلودگی کم
باقری	۲/۵۳	آلودگی متوسط	/۳۷ ۱	آلودگی متوسط	۰/۲	آلودگی کم	۰/۸۳	آلودگی کم	۰/۴۴	آلودگی کم
چیتگر	۳/۳	آلودگی بالا	/۸۳ ۰	آلودگی کم	۰/۳	آلودگی کم	۰/۳۹	آلودگی کم	۰/۴۱	آلودگی کم

حضرت زاده و اردکانی(۱۳۹۷)طی مطالعه ای که بر روی خاکهای سطحی بوستان های شهری همدان انجام دادند گزارش کردند که بجز سرب، میانگین غلظت سایر عناصر در نمونه های خاک سطحی در نیمه شمالی شهر کمتر از نیمه جنوبی بوده است و شاخص زمین انباشت، آلودگی و بار آلودگی بیانگر کیفیت قابل بوستان ها بوده است . در پژوهشی دیگر که سلگی و همکاران(۲۰۱۶) انجام دادند گزارش کردند که غلظت کل فلزات سرب و کادمیوم در بوستانهای شهری اسدآباد همدان به ترتیب ۷/۵-۲/۷۵ و ۰/۲۲-۰/۱۵ میلی گرم بر کیلوگرم بوده است و بیان کردند که مقدار شاخص زمین انباشت کیفیت خاک از نظر عنصر سرب در طبقه بندی کیفی غیر آلوده تا آلوده متوسط و از نظر فلز کادمیوم در طبقه غیر آلوده قرار دارد. میرزایی و همکاران(۲۰۱۵) با ارزیابی آلودگی خاک سطحی فضای سبز شهری سمنان به فلزات سنگین و بر اساس مقادیر محاسبه شده شاخص زمین انباشتگی گزارش کردند که نمونه های خاک از حیث فلزات روی، کادمیوم و مس در طبقه بندی کیفی غیر آلوده و از حیث سرب در طبقه کیفی غیرآلوده تا آلوده متوسط قرار دارد.

جدول ۵ نتایج شاخص یکپارچگی آلودگی

نمونه	مقدار	طبقه توصیفی
پارک شهر	۱/۴۵	تراز پایه آلودگی
عبدل آباد	۰/۴۲	تراز پایه آلودگی
باقری	۰/۹۳	تراز پایه آلودگی
چیتگر	۰/۹	تراز پایه آلودگی

نتیجه گیری

نتایج محاسبه شاخص های زمین انباشت، فاکتور غنی شدگی و شاخص آلودگی در نمونه های خاک سطحی بوستانهای تهران با رهنمود آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا، بیانگر کیفیت قابل قبول خاک و به تبع آن عدم بروز مخاطره برای سلامت شهروندان است. افزایش روز افزون وسایل نقلیه و ورود ترکیبات آلاینده ناشی از احتراق سوخت های فسیلی و استهلاک قطعات خودرو یکی از اصلی ترین منابع آلوده کننده خاک های شهری می باشد که اطلاع از غلظت فلزات سنگین و منشاء آلودگی آن ها کمک بزرگی به ارزیابی مخاطرات سلامت افراد خواهد کرد.

منابع

کرباسی، ع؛ معطر، ف؛ منوری، م و مسیبی، س. س. ۱۳۸۶. تاثیر آلودگی هوا بر غلظت فلزات سنگین خاک در پارک ملت. علوم و تکنولوژی محیط زیست. ۱۰(۴). ۵۲-۶۳.

حضرت زاده، ش؛ سبحانی اردکانی، س. ۱۳۹۷. مطالعه آلودگی به روی، سرب، کادمیوم و مس در خاکهای سطحی بوستان های شهر همدان. نشریه پژوهش های خاک. ۳۲ (۴)، ۴۱۷-۴۳۱.

Bai. S. G., Lu. S. Q., 2009. Contamination and potential mobility assessment of heavy metals in urban soils of Hangzhou, China: relationship with different land uses, p: 1482

Chen, T.B., Y.M., Zheng, M., Lei, Z.C., Huang, H.T., Wu, H., Chen, et al. 2005. Assessment of heavy metals pollution in surface soils of urban parks in Beijing China. Chemosphere. 60:542-551.

Du. Y., Gao. B., Zhou. H., Ju. X., Hao. H.,Yin. S., 2013. Health risk assessment of heavy metals in road dusts in urban parks of Beijing, China, p: 300.

Fakayode, S.O. and Olu-Owolabi, B.I. 2003. Heavy metal contamination of roadside topsoil in Osogbo, Nigeria: Its relationship to traffic density and proximity to highways. Environmental Geology, 44, 150–157

Mahmoudabadi, E; Sarmadian, F; Nazary Moghaddam, R., 2015. Spatial distribution of soil heavy metals in different land uses of an industrial area of Tehran (Iran). 1.2

Mirzaei, R., S., Teymourzade, M., Sakizadeh, and H., Ghorbani. 2015. Comparative study of heavy metals concentration in topsoil of urban green space and agricultural land uses. Environmental Monitoring and Assessment. 187: 741.

Solgi, E. 2016. Contamination of two heavy metals in topsoils of the urban parks Asadabad, Iran 2013. Archives of Hygine Sciences. 5(2):92-101.

Sutherland. R. A., 2000, Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. Environ Geol, p: 39 611-27

Turekian, K.K. and Wedepohl, K.H. (1961) Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. Geol. Soc. Am. Boll., 72, 175–192.

Vince, T., G., Szabó, Z., Csoma, G. Sándor, and S., Szabó. 2014. The spatial distribution pattern of heavy metal concentrations in urban soils - a study of anthropogenic effects in Berehove, Ukraine. Central European Journal of Geosciences. 6(3):330-343

Yazdi, M., and N., Behzad. 2009. Heavy metal contamination and distribution in the parks city of Islam Shahr, SW Tehran, Iran. The Open Environmental Pollution & Toxicology Journal. 1(1): 49-53.

Yuswir. N.S., Praveena. S.M., Aris. A.Z., Syed Ismail. S.H.N., Hashim, Z., 2015, Health Risk Assessment of Heavy Metal in Urban Surface Soil (Klang District, Malaysia), p: 1,2. 7

16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Investigation of concentration of heavy metals in surface soils of Tehran gardens

Saman[i]i*, M., Golchin[2], A., Alikhani[3], H. A. Baybordi[4], A

[1]PhD Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran

[2] Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran

[3] Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Tehran, Iran

[4] Assistant Prof., soil and water Research Department, East Azerbaijan Agriculture and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Tabriz, Iran

Abstract

Today, soil pollution to heavy metals is a serious threat to the health of the environment and citizens. This contamination can be hazardous to humans through ingestion or accidental inhalation of soil and dust, especially in public places such as urban green spaces. Therefore, this study was carried out with the aim of determining the concentration of total heavy metals in surface soil of four park in Tehran in 1397-1398. 12 surface samples were collected from City park, Chitgar, Bagheri, and Abdol Abad Park. Samples were digested by nitric acid, 4 M, and concentration of the elements by inductively coupled plasma emission spectroscopy (ICP-OES). The results showed that Pb, Zn, Sr, Cr, Cu, Ni and Cd were found in all soil samples. The average concentration of metals was 17.1, 9.57, 8.72, 4.02, 4.01, 2.26 and 0.1 mg / Kg respectively. The highest concentrations of lead, zinc and nickel were in the city park. The degree of soil pollution of parks to heavy metals was calculated based on the concentration of the field with the enrichment factor, Igeo, pollution index and integrated pollution index, and the results showed that the level of pollution of the park's soils to heavy metals was acceptable. The pollution index of the city park was low in lead and zinc in the average contamination level. Integrated pollution was a moderate pollution rate for urban parks and low pollution for other parks.

Keywords: Soil pollution, Park, Igeo, Tehran

[i] * Corresponding author, Email: Maryam.samani@znu.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تأثیر آنتی‌بیوتیک اکسی‌تتراسایکلین بر تنفس خاک و جمعیت باکتری‌های گرم منفی

معصومه حسنعلی زاده [۱*]، ناصر علی‌اصغرزاد [۲]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم و مهندسی خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

[۲] استاد گروه علوم و مهندسی خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

چکیده

زمانی که میکروارگانیسم‌ها در معرض آلاینده‌ها قرار می‌گیرند تغییراتی را برای ادامه زندگی در خود ایجاد می‌کند. این تغییرات شامل تغییرات فیزیولوژیکی و ژنتیکی می‌باشند. در ابتدا تغییرات فیزیولوژیکی ایجاد می‌شود و در صورت ادامه حضور آلاینده در محیط، تغییرات ژنتیکی به‌وجود می‌آید. آنتی بیوتیک‌ها به طور گسترده در صنعت دام و کشاورزی و هم‌چنین در پزشکی مصرف دارند. اکسی‌تتراسایکلین یکی از پرمصرف‌ترین آنتی‌بیوتیک‌ها در صنعت دامداری‌ها است که از طریق فضولات آن‌ها به خاک وارد می‌شود. در این تحقیق تاثیر سطوح مختلف آنتی‌بیوتیک اکسی‌تتراسایکیلین (OTC) بر فعالیت میکروبی و فراوانی باکتری‌های گرم منفی در یک نمونه خاک لوم سیلتی بررسی شد. برای این منظور سطوح مختلف OTC شامل ۱۰،۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به گلدان‌های حاوی ۲ کیلوگرم خاک در ۳ تکرار اعمال شد و به مدت ۱۲۰ روز در رطوبت ۷۰ درصد ظرفیت مزرعه و دمای ۲۵ درجه سلسیوس انکوباسیون شد. نتایج نشان داد که تنفس میکروبی خاک پس از ۱۲۰ روز انکوباسیون در غلظت‌های ۱۰ تا ۴۰ میلی‌گرم آنتی‌بیوتیک بر کیلوگرم خاک، تفاوت معنی‌داری با همدیگر و با شاهد بدون آنتی‌بیوتیک نداشتند ولی در غلظت ۵۰ ، بالاترین تنفس میکروبی حاصل شد. تعداد جمعیت باکتری‌های گرم منفی با افزایش غلظت آنتی‌بیوتیک تا ۴۰ میلی‌گرم، افزایش یافته ولی در غلظت ۵۰ میلی‌گرم مجددا کاهش یافت. باتوجه به نوع محیط کشت بکار رفته (ائوزین متیلن بلو) برای شمارش باکتری‌های گرم منفی که در ضمن برای شمارش کلیفرم‌ها نیز استفاده می‌شود، چنین به نظر میرسد که باکتری‌های افزایش یافته عمدتاً متعلق به کلیفرم‌ها باشند. این فرایند را می‌توان به ایجاد مقاومت در جامعه میکروبی خاک در مدت ۱۲۰ روز ارتباط داد.

کلمات کلیدی: آنتی‌بیوتیک، اکسی‌تتراسایکلین، تنفس خاک، باکتری‌های گرم منفی

مقدمه

آنتی‌بیوتیک‌ها به‌عنوان ترکیبات طبیعی، نیمه مصنوعی و مصنوعی با فعالیت ضدمیکروبی تعریف می‌شوند که می‌توانند به صورت تزریقی، خوراکی یا موضعی مصرف شوند. ترکیبات اصلی یا مشتقات آنتی‌بیوتیک می‌توانند علاوه بر تاثیر مستقیم بر سلامتی انسان، از طریق غیرمستقیم و با ایجاد میکروارگانیسم‌های مقاوم، سبب آلودگی زیست‌محیطی شوند. علاوه بر این، تاثیرات منفی بر محیط زیست، موضوع بسیار نگران کننده ای است. بنابراین مصرف زیاد آنتی‌بیوتیک‌ها برای درمان انسان و حیوانات باعث توسعه باکتری‌های مقاوم شده و سلامتی انسان و حیوانات را به خطر می‌اندازد. انتقال این سویه‌ها ممکن است از طریق تماس مستقیم با حیوانات و یا از طریق زنجیره غذایی به مصرف کنندگان انجام شود (کمپر، ۲۰۰۸).

میزان مصرف آنتی‌بیوتیک‌ها بسته به هدف متفاوت است. اما میزان مصرف آنتی‌بیوتیک‌های اکسی‌تتراسایکلین و سولفومتاکسول در صنعت دام بیشترین است (مولایی و همکاران، ۲۰۱۱). در برخی از مطالعات تأثیر منفی آنتی‌بیوتیک‌ها بر فرآیندهای میکروبی نشان داده شده است. پس از انتشار در خاک، آنتی‌بیوتیک‌ها می‌توانند در ماتریس خاک تثبیت شوند و یا ممکن است دستخوش تخریب زیستی شده و یا طی فرآیند فوتولیز تجزیه شوند. بخش بزرگی از آنتی‌بیوتیک‌ها در خاک، هر دو سرنوشت را طی می‌کنند که باعث از دست رفتن فعالیت آنتی‌بیوتیکی می‌شود. پایداری آنتی‌بیوتیک‌ها در خاک، یک عامل کلیدی در تعیین اثرات نامطلوب زیست‌محیطی آن است که این پایداری نه تنها به ماهیت آنتی‌بیوتیک بلکه به ویژگی‌های خاک و نیز شرایط آب و هوایی بستگی دارد. از نظر پایداری، ماهیت آنتی‌بیوتیکی شامل مقاومت به تجزیه نوری، اتصال و جذب به کلوئیدهای خاک، تجزیه زیستی و میزان حل‌پذیری در آب مطرح می‌باشد. با این حال، تثبیت در ماتریس خاک با جلوگیری از تخریب و ایجاد پایداری مهم طولانی‌تر این ترکیبات در خاک باعث ایجاد ثبات بیشتری برای آنتی‌بیوتیک‌ها می‌شود (کومر و همکاران، ۲۰۰۱). اتصال مواد شیمیایی در خاک توسط شیب منحنی جذب ایزوترمی (Kd جامد) مشخص می شود، که نشان‌دهنده رابطه بین غلظت جذب شده و غلظت محلول در حالت تعادل است. مقادیر Kd به‌عنوان ضریب

* ایمیل نویسنده مسئول: masumehasanalizade95@tabrizu.ac.ir

توزیع شناخته می‌شوند. ترکیبات آنتی‌بیوتیک با Kd بالا به شدت به خاک جذب می‌شوند و تحرک کمتری دارند، در حالی که ترکیبات با مقادیر پایین Kd در خاک می‌توانند به صورت آزاد حضور داشته باشند و به آب‌های زیرزمینی یا سطحی منتقل می‌شوند. از سوی دیگر، آنتی‌بیوتیک‌هایی که به شدت به رس‌ها متصل می‌شوند، احتمال دارد که با رسوبات موجود در رواناب سطحی حمل شوند. میزان تحرک آنتی‌بیوتیک‌ها درصورت افزایش کربن آلی خاک، کاهش می‌یابد (تولس، ۲۰۰۱). Kd برای آنتی‌بیوتیک کلروتتراسایکلین بسیار بزرگ‌تر از تیلوسین است بنابراین کلروتتراسایکلین در مقایسه با تیلوسین با شدت بیشتری جذب کلوئیدهای خاک می‌شود. در حال حاضر رفتار جذب انواع مختلف آنتی‌بیوتیک‌ها به مواد جامد (خاک، رسوبات، لجن، هوموس، کود دامی، کانی‌ها) موجود در محیط زیست، در حال بررسی است. نیمه‌عمر اکسی‌تتراسایکلین در رسوبات دریایی و در عمق ۷-۵ سانتی‌متری به بیش از ۳۰۰ روز هم می‌رسد. با توجه به اینکه نیمه‌عمر آنتی‌بیوتیک‌ها با کاهش دما و بیشتر شدن عمق افزایش می‌یابد در نتیجه می‌توان پی برد که آنتی‌بیوتیک‌ها می‌توانند در لایه‌های عمیق خاک به مدت زیادی باقی بمانند (هکتوئن و همکاران، ۱۹۹۵). در حضور آنتی‌بیوتیک، میکروب ابتدا دچار تغییرات فیزیولوژیک شده و در صورت ادامه حضور آنتی‌بیوتیک، میکروب وارد مرحله‌ی تغییر ژنتیکی می‌شود. بسیاری از ژن‌های مقاومت به آنتی‌بیوتیک قابل انتقال هستند، لذا باکتری‌ها دارای مکانیسم‌هایی برای انتقال ژن از یک باکتری به باکتری دیگر می‌باشند. طبق مطالعات چن و همکاران(۲۰۱۳) هر دو جمعیت میکروبی باکتریایی و قارچی در خاک آلوده به OTC نسبت به خاکی که آلوده به آنتی‌بیوتیک نبود، کاهش پیدا کرد. با این حال، نسبت بیومس باکتریایی به قارچها، به نفع باکتری‌ها بخصوص باکتری‌های گرم منفی در خاک بود. سمیت آنتی‌بیوتیک OTC، با اینکه باکتری‌های خاک را هدف می‌گیرد، قارچهای خاک بیشتر دچار آسیب این سمیت می‌شوند و در بین باکتری‌ها، باکتری‌های گرم منفی نسبت به باکتری‌های گرم مثبت نسبت به این آنتی‌بیوتیک مقاوم‌تر هستند. در بوم‌شناسی میکروبی، تنفس پایه و تنفس برانگیخته شاخص‌های خوبی هستند و به گونه گسترده‌ای برای اندازه‌گیری و ارزیابی فعالیت میکروبی خاک به کار رفته‌اند. تنفس می‌تواند نشان‌دهنده شدت آلودگی خاک باشد که در آن سطوح اکسیژن مصرفی یا دی اکسیدکربن آزاد شده از یک وزن ویژه خاک اندازه‌گیری می‌شود (شیرزاد و همکاران، ۱۳۹۲). در مطالعه فنگ‌لیو و همکاران(۲۰۰۸) هیچ اثر آشکاری از آنتی‌بیوتیک تتراسایکلین، کلروتتراسایکلین و تیلوسین بر تنفس خاک مشاهده نشد. فرآیندهای جذب و تجزیه نقش خاصی را در کاهش اثرات این آنتی‌بیوتیک‌ها ایفا می‌کنند. این سه ترکیب، جذب قوی بر روی خاک را نشان می‌دهند، و این نشان‌دهنده این است که آنها از نظر زیستی کمتر قابل دسترس هستند. علاوه بر این، تتراسایکلین‌ها دارای جذب بالا در سطوح ذرات و تشکیل کمپلکس با کاتیون‌هایی مانند کلسیم در خاک هستند(کمپر ۲۰۰۸، پیلس و لارید ۲۰۰۷، وسلس و همکاران، ۱۹۹۸، زیلزنی و همکاران، ۲۰۰۶). این امر موجب کاهش قابل‌توجهی از اثرات تتراسایکلین‌ها بر تنفس میکروبی خاک شد.

در پژوهش حاضر تأثیر آلودگی سطوح مختلف اکسی‌تتراسایکلین بر فعالیت تنفس میکروبی و فراوانی باکتری‌های گرم منفی خاک بررسی شد.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. . در یک آزمایش گلدانی، خاک لوم سیلتی با آنتی‌بیوتیک اکسی‌تتراسایکلین(شکل۱) تیمار شد. تیمارهای آزمایشی شامل شش سطح آنتی‌بیوتیک (صفر، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) بود. نمونه‌ها به مدت ۱۲۰ روز در انکوباتور با دمای ۲۶ درجه سلسیوس نگهداری شدند. همچنین میزان رطوبت خاک در ۷۰درصد FC تنظیم شده‌بود.

اندازه گیری فعالیت تنفس میکروبی خاک (پس از ۱۲۰ روز) در خاک گلدان‌ها انجام گرفت. ۱۰ گرم خاک مرطوب به داخل ظرف شیشه ای تیره اضافه شد. ۱۰ میلی لیتر محلول هیدروکسید سدیم ۰/۱ مولار در بالن ۵۰ میلی لیتری ریخته شد و در داخل ظرف شیشه ای قرارگرفت. درپوش ظرف شیشه ای را گذاشته و به مدت ۵ روز در دمای ۲۵ درجه سلسیوس انکوبه شد(شکل۲). پس از اتمام انکوباسیون بالن را برداشته و محلول هیدروکسید سدیم را در ارلن مایر ۱۰۰ میلی لیتر ریخته شد و بالن را دو مرتبه با ۱۰ میلی لیتر آب مقطر شستشو داده شد و به ارلن اضافه شد. سپس ۲ میلی لیتر محلول کلرید باریم ۰/۵ مولار اضافه شد. سپس ۳-۴ قطره شناساگر فنل فتالئین به محلول اضافه شد و با اسید کلریدریک ۰/۱ مولار تیتر شد. برای تهیه شاهد، همان روش را بدون خاک اجرا شد(علی اصغرزاد، ۱۳۸۹). شدت تنفس میکروبی از رابطه زیر محاسبه گردید:

$$(B-S)= 2.2*100/SW*\%dm = mg\ CO_2/g\ dm\ .\ 24h$$

B: حجم اسید کلریدریک(HCl) مصرفی به وسیله شاهد(میلی لیتر) S: حجم اسید کلریدریک(HCl) مصرفی به وسیله نمونه(میلی لیتر)

2.2: فاکتور تبدیل(یک میلی لیتر از HCl، ۰/۱ مولار معادل ۲/۲ میلی گرم CO_2 می باشد) SW: وزن اولیه خاک(گرم)

100/%dm: فاکتور تبدیل خاک خشک

برای تعیین فراوانی باکتری‌های گرم منفی یک نمونه مرکب ۱۰ گرمی از خاک هر ظرف(سطوح ۰، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) به‌طور جداگانه در داخل ارلن مایرهای ۲۵۰ میلی‌لیتری حاوی ۹۵ میلی‌لیتر آب مقطر استریل ریخته شد. ارلن مایرها به مدت ۵ دقیقه به‌صورت دورانی مخلوط شدند. سپس به مدت ۱۵ ثانیه ثابت نگه داشته شدند تا ذرات درشت ته نشین شود. ۵ لوله آزمایش حاوی ۹ میلی‌لیتر آب مقطر استریل تهیه گردید. یک میلی‌لیتر از سوسپانسیون خاک ارلن برداشته شده و به لوله شماره یک منتقل گردید. مجدداً یک میلی‌لیتر از لوله اول برداشته و به لوله دوم منتقل شد. برای بقیه لوله‌ها نیز این کار انجام شد. لوله‌ها دارای رقت‌های 10^{-2} تا 10^{-6} بودند (علی‌اصغرزاد، ۱۳۸۵). در کشت باکتری‌های گرم منفی سه رقت 10^{-4}، 10^{-5} و 10^{-6} انتخاب شد. برای هر رقت یک پتری‌دیش حاوی محیط کشت اختصاصی باکتری‌های گرم منفی (ائوزین متیلن بلو) در نظر گرفته‌شد. سپس از هر رقت ۱۰۰ میکرولیتر به محیط کشت اضافه شد و در انکوباتور در دمای ۲۵ درجه سلسیوس نگهداری گردید. برای تهیه یک لیتر محیط کشت اختصاصی ائوزین متیلن بلو از ۱۰ گرم پپتون، ۱۰ گرم لاکتوز، ۲ گرم K_2HPO_4، ۰/۴ گرم ائوزین، ۰/۰۶۵ گرم متیلن بلو و ۱۵ گرم آگار استفاده شد. سپس pH آن روی ۶/۴ تا ۷/۳ تنظیم گردید. این رنگ‌ها (ائوزین و متیلن بلو) همچنین در pH اسیدی با هم ترکیب شده و ایجاد رسوب می‌نمایند، بنابراین می‌توان از تغییر رنگ کلنی‌ها در این محیط به ارغوانی تیره، به وجود کلیفرم‌ها نیز پی‌برد. این تغییر رنگ در اثر تخمیر لاکتوز و ایجاد حالت اسیدی در محیط توسط کلیفرم‌ها صورت می‌گیرد. شمارش کلنی‌ها ۳ روز پس از کشت انجام گرفت(شکل۳). در آزمایش همه کلنی‌های رشد یافته شمارش شد.



شکل۱- (آنتی‌بیوتیک اکسی‌تتراسایکلین مورد استفاده در این آزمایش)



شکل۲- (جار شیشه‌ای برای اندازه‌گیری تنفس پایه میکروبی خاک)



شکل۳- رشد یک کلنی در محیط کشت ائوزین متیلن بلو

نتایج و بحث

برخی از ویژگی‌های خاک مورد استفاده در این آزمایش در جدول (۱) ارائه گردیده است. همانطوریکه مشاهده می‌شود، خاک دارای بافت متوسط بوده، هدایت الکتریکی بسیار پایینی داشته و درصد آهک آن نیز اندک است. همچنین دارای اسیدیته تقریباً خنثی ولی کربن آلی ان بسیار اندک است.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

بافت خاک	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	ای.سی(µS/cm)	پ.هاش	کربنات کلسیم معادل (٪)	کربن آلی (٪)
سیلتی‌لومی	۳۸/۰۸	۴۴/۶۲	۱۷/۳۰	۶۱۸	۷/۲۸	۵/۱۶	۰/۱۱

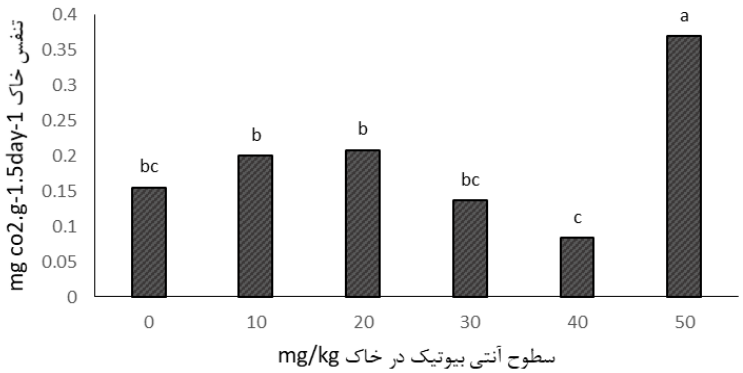
بر اساس نتایج تجزیه واریانس، سطوح آنتی‌بیوتیک اکسی‌تتراسایکلین بر تنفس میکروبی خاک و نیز جمعیت باکتری‌های گرم منفی اثر معنی‌داری داشت ($P<0.01$).

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس تأثیر سطوح آنتی‌بیوتیک بر تنفس میکروبی و جمعیت باکتری‌های گرم منفی در خاک بعد از ۱۲۰روز انکوباسیون

منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات	
		جمعیت باکتری‌های G^-	تنفس خاک
غلظت آنتی‌بیوتیک	۵	۰/۰۲۹ **	۰/۳۵۷ **
خطای آزمایشی	۱۲	۰/۰۰۱	۰/۰۰۲
ضریب تغییرات(٪CV)		۰/۴۵	۲۲/۴۲

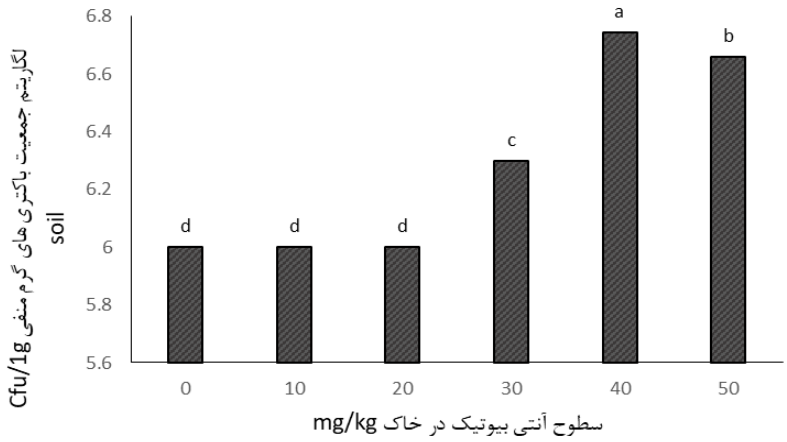
** : در سطح آماری ۰/۰۱ درصد معنی‌داراست.

شکل(۴) اثر سطوح مختلف آنتی‌بیوتیک اکسی‌تتراسایکلین بر تنفس پایه خاک را نشان می‌دهد. تنفس میکروبی در غلظت‌های ۱۰ تا ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم تفاوت معنی‌داری با شاهد بدون آنتی‌بیوتیک ندارد ولی در غلظت ۵۰ میلی‌گرم از آنتی‌بیوتیک، تنفس میکروبی بطور معنی‌دار بیشتر از خاک شاهد و حتی سایر غلظت‌های آنتی‌بیوتیک بود. تعداد جمعیت باکتری‌های گرم منفی با افزایش غلظت آنتی‌بیوتیک تا سطح ۲۰ میلی‌گرم، تغییر معنی‌داری نداشت ولی از این غلظت به بعد شاهد افزایش معنی‌دار این گروه از باکتری‌ها بودیم ولی در غلظت ۵۰ میلی‌گرم مجدداً کاهش نشان داد



گرچه هنوز نسبت به غلظت‌های ۳۰ و پائین‌تر، جمعیت میکروبی بالاتری دارد (شکل ۵).

شکل۴- اثر سطوح مختلف آنتی‌بیوتیک اکسی‌تتراسایکلین بر تنفس میکروبی خاک



شکل۵- اثر سطوح مختلف آنتی‌بیوتیک اکسی‌تتراسایکلین بر جمعیت باکتری‌های گرم منفی خاکcfu/1g soil

نتیجه‌گیری

اندازه‌گیری تنفس میکروبی خاک و فراوانی جمعیت باکتری‌های گرم منفی در پایان مدت ۱۲۰ روز انجام گرفت. به نظر می‌رسد که گذشت زمان سبب ایجاد تحمل در جامعه میکروبی خاک شده در مقابل این آنتی‌بیوتیک شده و همچنان که دیده می‌شود با افزایش غلظت آنتی‌بیوتیک این اثر مشهودتر است. گرچه بطور کلی باکتری‌های گرم منفی در مقابل این آنتی‌بیوتیک مقاوم‌تر از گرم مثبت‌ها می‌باشند ولی با ادامه اثر آنتی‌بیوتیک ، علاوه بر کاهش گرم مثبت‌ها، گرم منفی‌های حساس نیز ممکن است از بین بروند و بتدریج غلبه با انواع مقاوم بشود(چن وهمکاران، ۲۰۱۳). علاوه براین، شواهدی زیادی در دست است که نشان می‌دهند با افزایش غلظت آنتی‌بیوتیک و تداوم حضور آن در محیط، ژن‌های مقاومت به آنتی‌بیوتیک ممکن است بین باکتری‌ها انتقال یافته و این فرایند سبب توسعه جامعه میکروبی مقاوم می‌شود. چنانچه از نتایج اندازه‌گیری تنفس میکروبی در انتهای دوره نیز چنین بر می‌آید که علیرغم انتظار، تنفس خاک در بالاترین غلظت آنتی‌بیوتیک، حداکثر است که تأیید دیگری بر ادعای فوق الذکر است. البته ایجاد تحمل در جامعه میکروبی در برابر آلاینده‌ها، همواره از طریق القای ژنتیکی نیست بلکه ممکن است از طریق تغییرات فیزیولوژیک در باکتری‌ها باشد. بنابراین افزایش تحمل در جامعه میکروبی شاخص خوبی برای اثبات حضور آلاینده در غلظت‌های نامطلوب است (پوستوما، ۱۹۹۷). گرچه تنفس میکروبی و تعداد جمعیت باکتری‌های گرم منفی در این آزمایش در روزهای ابتدائی انکوباسیون اندازه‌گیری نشده است ولی به نظر می‌رسد که هر دو پارامتر پس از افزودن آنتی‌بیوتیک کاهش پیدا کنند و سپس با ادامه حضور آنتی‌بیوتیک مخصوصاً در غلظت‌های بیشتر، بتدریج این مقاومت و فعالیت میکروبی ظاهر شود. از طرفی آنتی‌بیوتیک اکسی‌تتراسایکلین ماندگاری بالایی در خاک دارد و با ویژگی‌های فیزیکی خاک مورد آزمایش تحرک بالایی می‌تواند داشته‌باشد بنابراین برخی جوامع میکروبی در برابر آنتی‌بیوتیک قدرت محافظتی خود را از دست داده‌اند ولی بقیه آن‌ها بدلیل داشتن ژن‌های مقاوم توانسته مقاومت کنند. در واقع برآیند هر دو عامل یعنی ماهیت و رفتار آنتی‌بیوتیک در خاک و ویژگی‌های جوامع میکروبی تعیین‌کننده نتیجه خواهد بود. چه بسا در برخی شرایط بدلیل تشکیل کمپلس آنتی‌بیوتیک با کلوئیدهای خاک و کاهش تحرک آن، جوامع میکروبی از آن تأثیر چندانی نپذیرند و تغییری در جمعیت و یا فعالیت میکروبی از جمله تنفس آن‌ها ایجاد نشود. همچنین از نتایج حاصله چنین برمی آید که برای ظهور باکتریهای متحمل به انتی بیوتیک الزاما غلظتهای بالای آن مورد نیاز است و در غلظت‌های پایین آنتی‌بیوتیک تحریک‌کننده باکتری‌ها در برابر آلاینده نیستند چون اغلب جمعیت‌های حساس را از بین برده در حالیکه انواع مقاوم را بوجود نمی‌آورند(چن و همکاران، ۲۰۱۳).

منابع

علی اصغر زاد، ناصر. ۱۳۸۵. روش‌های آزمایشگاهی در بیولوژی خاک (ترجمه). چاپ اول. انتشارات دانشگاه تبریز.

شیرزاده ن، علی‌اصغرزاد ن و نجفی ن، ۱۳۹۲.روند تغییرات کربن زیتوده، شناسه‌های اکوفیزیولوژیک، تنفس پایه و بر انگیخته خاک در انکوباسیون با سطوح گوناگون سرب. نشریه آب و خاک، جلد ۲۳، شماره ۲، صفحه‌های ۱۱۱تا۱۲۴.

Arnold CG, Cédric G, Ciani, Andrea, Müller, Stephan R, Amirbahman, Aria, Schwarzenbach, René P, 1998. Association of triorg compounds with dissolved humic acids. Environmental Science & Technology 32(19): 2976-2983.

Feng Liu, Guang-Guo Ying, Ran Tao, Jian-Liang Zhao, Ji-Feng Yang, Lan-Feng Zhao 2008. Effects of six selected antibiotics on plant growth and soil microbial and enzymatic activities; journal homepage:www.elsevier.com

Giller K, Witter E and McGrath SP, 1998.Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. Soil Biology and Biochemistry. 30:1389-1414.

Golet EM, Xifra I, Siegrist H, Alder AC, Giger W, 2003. Environmental exposure assessment of fluoroquinolone antibacterial agents from sewage to soil. Environmental Science & Technology 37(15):3243-9.

Hektoen H, Berge JA, Hormazabal V and Yndestad M, 1995. Persistence of antibacterial agents in marine sediments. Aquaculture 133: 175–184.

Kemper N, 2008. Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. Ecological Indicators 8: 1–13.

Kümmerer K, 2001. Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater byhospitals in relation to other sources–a review. Chemosphere 45(6): 957-969.

Molaei A, Lakzian A, Haghnia G, Astaraei A, Rasouli-Sadaghiani M, Ceccherini MT, Datta R, 2017. Assessment of somecultural experimental methods to study the effects of antibiotics on microbial activities in a soil: An incubation study. Plos One 12(7): e0180663.

Nowara A, Burhenne J, Spiteller M, 1997. Binding of fluoroquinolone carboxylic acid derivatives to clay minerals. Journal of Agricultural and Food Chemistry 45(4): 1459-1463.

Oka H, Ito Y, Matsumoto H, 2000. Chromatographic analysis of tetracycline antibiotics in foods. Journal of Chromatography A 882(1): 109-133.

Thiele-Bruhn S, 2003. Pharmaceutical antibiotic compounds in soils–a review. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 166(2): 145 167.

Thiele-Bruhn, S. (2003). Pharmaceutical antibiotic compounds in soils—A review. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166, 145–167.

Tolls J, 2001. Sorption of veterinary pharmaceuticals in soils: a review. Environmental Science & Technology 35(17): 3397-3406.

Van Beelen P, Verbruggen EMJ, Peijnenburg WJGM, 2003. The evaluation of the equilibrium partitioning method using sensitivity distributions of species in water and soil. Chemosphere 52:1153-1162.

W. Chen, W. Liu, N. Pan, W. Jiao, and M. Wang 2013. Oxytetracycline on functions and structure of soil microbial Community: Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2013,13 (4), 967-975

Zielezny, Y., Groeneweg, J., Vereecken, H., Tappe, W., 2006. Impact of sulfadiazine and chlortetracycline on soil bacterial community structure and respiratory activity. Soil Biology and Biochemistry 38, 2372–2380.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

The effect of oxytetracycline on soil respiration and the population of gram negative bacteria

Hasanalizade*[1], M., Aliasgharzad[2], N

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Tabriz, Iran
[2] Professor., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Tabriz, Iran

Abstract

When microorganisms are exposed to contaminants, they make changes to their lives. These changes include physiological and genetic changes. Initially, physiological changes occur, and if genetic variations persist, genetic changes occur. In fact, the mutation may be transmitted to the next generation or even to other microbial species. Antibiotics are widely used in the livestock industry, as well as in medical. There are several methods to assess the dangers of soil ecosystem pollution with antibiotics. In this study, the effect of different levels of antibiotic Oxytetracycline (OTC) on soil microbial respiration and frequency of gram negative bacteria in a silty loam soil was investigated. For this purpose, different levels of OTC including 0, 10, 20, 30, 40 and 50 mg / kg were applied to 2 kg soil in pots in 3 replicates and incubated for 70 days at 70% humidity and 25 ° C. The results showed that soil microbial respiration after 120 days of incubation at concentrations of 10 to 40 mg antibiotic per kg of soil did not differ significantly with each other and with no antibiotic control, but at the 50 mg concentration, the highest microbial respiration was obtained. The number of Gram-negative bacteria increased with increasing antibiotic concentration up to 40 mg, but decreased again at 50 mg concentration. Depending on the type of culture medium used (eosin methylene blue) to count the gram-negative bacteria which is also used to count the coliforms, it appears that the increased bacteria are mainly belong to the coliforms. This process can be linked to the establishment of resistance in the microbial community of the soil within 120 days.

Keywords: Antibiotics, Oxytetracycline, Soil respiration, Gram-negative bacteria

* Corresponding author, Email: masumehasanalizade95@tabrizu.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

بررسی تأثیر مایکوریزای آربسکولار بر رشد گیاه شبدر در خاک آلوده به سرب، کادمیم و نیکل

مرضیه مولوی سرند[۱*]، امیر لکزیان[۲]، اکرم حلاج‌نیا[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۲] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۳] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

چکیده

آلودگی خاک به فلزات سنگین از جمله مشکلات زیست محیطی می‌باشد که باعث کاهش کیفیت و عملکرد محصولات و به خطر انداختن سلامت موجودات خاک می‌شود. به‌منظور تعیین نقش مایکوریزا بر رفع تنش فلزات سنگین سرب، کادمیم و نیکل و بهبود رشد گیاه شبدر، پژوهش حاضر در قالب طرح کاملا تصادفی با آرایش فاکتوریل در ۳ تکرار اجرا شد. فاکتورهای آزمایشی شامل ۳ سطح مایکوریزا (*Funneliformis mosseae*، *Rhizophagus intraradices* و بدون قارچ) و ۴ نوع فلز سنگین (سرب، کادمیم، نیکل و خاک غیر آلوده) بودند. نتایج آزمایش نشان داد که حضور مایکوریزا به‌طور معنی‌داری وزن خشک اندام هوایی، ریشه و ارتفاع گیاه شبدر را افزایش داد. بیش‌ترین مقدار وزن خشک در تیمار سرب تلقیح شده با فانلی‌فورمیس موسه بود که نسبت به شاهد ۴ برابر افزایش را نشان داد. نیکل بیش‌ترین کاهش عملکرد را در گیاه شبدر را در پی داشت و وزن خشک اندام هوایی، ارتفاع و وزن خشک ریشه در گیاه تلقیح نشده این تیمار به ترتیب ۴۸، ۴۰ و ۲۸ درصد کاهش را نشان دادند. به‌طور کلی پژوهش حاضر نشان داد که تلقیح با مایکوریزا روشی مناسب برای بهبود رشد گیاه در خاک آلوده به فلزات سنگین می‌باشد.

کلمات کلیدی: میکوریزا آربوسکولار، آلودگی، فلز سنگین، وزن خشک

مقدمه

آلودگی فلزات سنگین در خاک یک مشکل اساسی در بسیاری از کشورها است (Andrade و همکاران، ۲۰۰۹). خاک‌های آلوده در سراسر جهان معمولاً سطح وسیعی را به خود اختصاص داده و کارایی خاک را برای کشاورزی و کاربردهای دیگر محدود می‌کنند. این فلزات به دلیل دارا بودن طبیعت غیرقابل تجزیه برخلاف آلاینده‌های آلی، از طریق فرایندهای شیمیایی یا بیولوژیکی تجزیه نمی‌شوند و تنها امکان تبدیل به گونه‌هایی با سمیت کمتر را دارند (Ayangbenro و Babalola، ۲۰۱۷). بنابراین در طی سه دهه گذشته فناوری‌های مختلف فیزیکی، شیمیایی و زیستی با هدف اصلاح خاک توسعه پیدا کرده‌اند (Kučová و همکاران، ۲۰۱۸). در بین این روش‌ها استفاده از موجودات زنده خصوصاً گروهی که توانایی همزیستی با گیاه را دارند نتایج قابل قبولی را نشان داده است. در این بین مایکوریزای آربسکولار به علت توانایی گسترش در اقلیم‌های مختلف و تشکیل همزیستی با اکثر گیاهان به‌عنوان روشی مناسب برای افزایش تحمل در گیاهان توصیه می‌شوند (بهرامی نیا و همکاران، ۱۳۹۳).

همزیستی مایکوریزای آربسکولار به عنوان یک از قدیمی‌ترین تعاملات بین ریشه گیاه و قارچ‌های رده زایگومایست شناخته شده است. مایکوریزا در تعدیل تنش‌هایی همچون کمبود عناصر، خشکی و آلودگی عناصر سنگین به گیاه کمک می‌کنند (Smith و Smith، ۲۰۱۱). این قارچ‌ها با ایجاد پیوند بین خاک و گیاه باعث افزایش جذب عناصر غذایی، آب، مقاومت در برابر عوامل بیماری‌زا و کاهش اثرات ناشی از تنش‌های محیطی مانند فلزات سنگین می‌شوند (تبریزی و همکاران، ۱۳۹۴). در برخی موارد نیز مایکوریزا از طریق غیرمتحرک کردن فلزات سنگین به‌وسیله ترکیبات دیواره سلولی در هیف‌های داخلی و خارجی و ترکیبات تولیدشده توسط قارچ از قبیل گلومالین (کمال‌پور و همکاران، ۱۳۹۲) باعث بهبود رشد گیاه در خاک‌های حاوی مقادیر بالای فلزات سنگین (Jamal و همکاران، ۲۰۰۲) و همچنین جلوگیری از ورود فلزات به ریشه و خصوصاً اندام هوایی گیاه می‌شود. (دانش فر و همکاران، ۱۳۹۷). مطالعات مختلف نیز به تأثیر مایکوریزا را بر رشد گیاه میزبان تحت سمیت فلزات سنگین تأکید دارند.

Aghababaei و Raiesi (۲۰۱۵) در بررسی اثر مایکوریزا و کرم خاکی بر رشد گیاه آفتابگردان و ذرت تحت تنش کادمیم دریافتند که حضور مایکوریزا باعث افزایش رشد گیاه میزبان شد به گونه‌ای که وزن خشک اندام هوایی در گیاه دارای مایکوریزا به‌طور معنی‌داری بیشتر از گیاه تلقیح نشده بود. Zhan و همکاران (۲۰۱۸) نیز در تحقیقی نقش مایکوریزا را در بهبود سیستم دفاع آنتی‌اکسیدانتی گیاه ذرت در یک خاک آلوده به فلزات سنگین

* ایمیل نویسنده مسئول: marzie.mowlavi@mail.um.ac.ir

بررسی کردند، آن‌ها در تحقیقات خود مشاهده کردند که تلقیح با *Funneliformis mosseae* و *Diversispora spurcum* منجر به افزایش بیومس و ارتفاع گیاه ذرت در خاک آلوده به فلزات سنگین شد، اما گونه موسه اختلاف زیادی را با گونه اسپورکوم نشان داد و به میزان مؤثرتری رشد گیاه ذرت را در خاک آلوده تقویت کرد. بهرامی‌نیا و همکاران (۱۳۹۳) نیز گزارش کردند که افزایش غلظت روی در خاک باعث کاهش وزن خشک اندام هوایی و ریشه در گیاه وتیور شد اما حضور مایکوریزا رشد اندام هوایی و ریشه را به‌طور معنی‌داری نسبت به زمان عدم حضور آن افزایش داد.

بنا بر تحقیقاتی که تاکنون در زمینه تأثیر مایکوریزا در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین انجام گرفته، مشخص شده است که عواملی نظیر نوع قارچ، نوع گیاه میزبان، نوع و میزان غلظت عنصر سنگین در خاک‌های آلوده (Gil-Cardeza و همکاران، ۲۰۱۸) باعث بروز اثرات متفاوتی از این نوع همزیستی می‌شوند. بنابراین با توجه به ابهامات موجود در این زمینه و اهمیت نقش مایکوریزا در رشد گیاه، تحقیق حاضر با عنوان بررسی تأثیر مایکوریزا آربسکولار بر رشد گیاه شبدر تحت تنش فلزات سرب، کادمیم و نیکل انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه فردوسی مشهد در سال ۱۳۹۷ اجرا شد. طرح در مجموع دارای ۳۶ تیمار بوده و فاکتورهای آزمایشی شامل ۳ سطح قارچ (*Funneliformis mosseae* (Fm)، *Rhizophagus intraradices* (Ri) و تلقیح نشده) و ۴ نوع فلز (سرب، کادمیم، نیکل و خاک غیر آلوده) بودند. خاک مورد مطالعه از پردیس دانشگاه فردوسی (عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری) برداشت شد و به منظور سبک تر شدن بافت، ماسه به نسبت ۱:۱ مخلوط گردید. سپس ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک حاصل طبق روش‌های مرسوم آزمایشگاهی اندازه‌گیری شد. بدین‌صورت که هدایت الکتریکی و pH به ترتیب در عصاره و گل اشباع و با استفاده از دستگاه‌های هدایت سنج الکتریکی (JENWAY 4310) و pH متر (METROHM 632)، کربن آلی به روش هضم تر والکلی و بلاک، نیتروژن کل به روش کجلدال، فسفر فراهم خاک به روش اولسن، پتاسیم قابل دسترس به روش استات آمونیوم، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی، رطوبت ظرفیت زراعی به روش وزنی، بافت خاک به روش هیدرومتری و مقدار سرب، نیکل و کادمیم کل خاک نیز به روش تیزاب سلطانی اندازه‌گیری شدند.

سترون سازی نمونه‌های خاک با اتوکلاو و در دمای ۱۲۱ درجه و فشار لازم به مدت ۲۰ دقیقه و با فاصله ۲ روز انجام شد. آلوده‌سازی خاک به فلزات سنگین به وسیله نمک نیترات آن‌ها انجام گرفت. برای این منظور مقدار مورد نظر نمک (سرب با غلظت ۵۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم، کادمیم با غلظت ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و نیکل با غلظت ۲۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) در آب مقطر حل شد و به خاک اسپری شد و در نهایت خاک به مدت یک ماه در حالت مرطوب نگه‌داشته شد تا به تعادل برسد. برای کشت گیاه در هر گلدان مقدار ۲۹۰۰ گرم خاک ریخته شد و مقدار ۱۰۰ گرم مایه تلقیح در عمق ۵ سانتی‌متری هر گلدان قرار داده شد و به منظور از بین بردن اختلاف بین گلدان‌ها به تیمارهای بدون قارچ مایه تلقیح اتوکلاو شده اضافه گردید. سپس جهت برگرداندن جامعه میکروبی به خاک، به هر گلدان مقدار ۵۰ میلی‌لیتر سوسپانسیون خاک عبور داده شده از الک ۴۰۰ مش اضافه گردید.

در هر گلدان ۳۰ عدد بذر شبدر ایرانی کشت شد و بعد از جوانه زدن به ۱۹ عدد کاهش یافت. در طی مدت کاشت رطوبت گلدان‌ها در حد ظرفیت زراعی توسط آب مقطر تامین شد. پس از ۳ ماه برداشت گیاه انجام گرفت. در نهایت وزن خشک و ارتفاع اندام هوایی و وزن خشک ریشه گیاه اندازه-گیری شد و رسم نمودارها با نرم افزار Excel و تجزیه آماری با نرم‌افزار JUMP 8 و مقایسه میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک در جدول (۱) ارائه گردیده است.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

بافت خاک	پ.هاش	EC	شن	سیلت	رس	کربنات کلسیم معادل	ماده آلی	Pb	Cd	Ni
		(dS/m)	(%)					(mg/kg)		
لوم‌شنی	۸/۱۴	۱/۴۸	۶۶	۱۸	۱۶	۶/۰۳۵	۰/۴۷	۹/۵	۱/۴	۵۹/۲

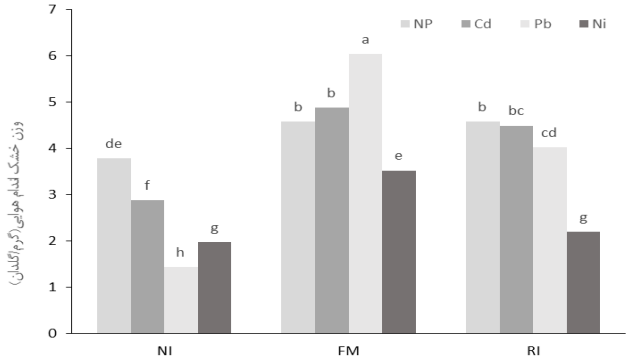
جدول ۲. نتایج تجزیه واریانس قارچ، فلز سنگین و اثر متقابل این دو بر وزن خشک و ارتفاع گیاه شبدر

منبع تغییرات	درجه آزادی	وزن خشک اندام هوایی		ارتفاع اندام هوایی		وزن خشک ریشه	
		میانگین مربعات	F	میانگین مربعات	F	میانگین مربعات	F
قارچ	۲	۱۵/۱۴	۱۷۶/۲۶*	۶۰/۱	۷۵/۹*	۵/۹۲	۴۱/۶۵*
فلز سنگین	۳	۵/۵۱	۶۴/۲۸*	۷۸/۱۸	۹۸/۷۳*	۲/۷۲	۱۹/۱۳*
قارچ * فلز سنگین	۶	۲/۳۱	۲۶//۹۵*	۵/۷۸	۷/۳*	۱/۰۴	۷/۳*
خطای آزمایش	۲۴	۰/۰۸		۰/۷۹		۰/۱۴	

*: معنی‌دار در سطح پنج درصد.

در شکل (۱) اثر متقابل نوع قارچ و فلزات سنگین بر وزن خشک اندام هوایی گیاه شبدر نشان داده شده است. سه نوع عنصر سنگین کادمیم، سرب و نیکل باعث کاهش معنی‌دار ($p<0.05$) وزن خشک اندام هوایی گیاه شبدر شدند (جدول ۲) به‌طوری که این کاهش در تیمارهای سرب، نیکل و کادمیم در مقایسه با شاهد به ترتیب ۵۵، ۴۸ و ۲۴ درصد اندازه‌گیری شدند . در این بین تلقیح با دو نوع قارچ مورد مطالعه باعث افزایش معنی‌دار رشد گیاه شد. تاثیر دو نوع قارچ در آلودگی‌های مختلف متفاوت بود و در مقایسه تأثیر دو گونه قارچی، گونه موسه در دو فلز سرب و نیکل نسبت به گونه اینترارادیسز عملکرد بهتری را نشان داد. وزن خشک در تیمارهای کادمیم، سرب و نیکل تلقیح شده با فانلی‌فورمیس موسه به ترتیب ۶۹/۷، ۳۲۰/۹ و ۷۸/۹ درصد افزایش و در رایزوفاگوس اینترارادیسز به ترتیب ۵۶، ۱۸۰/۶ و ۱۱/۵ درصد افزایش را نشان دادند.

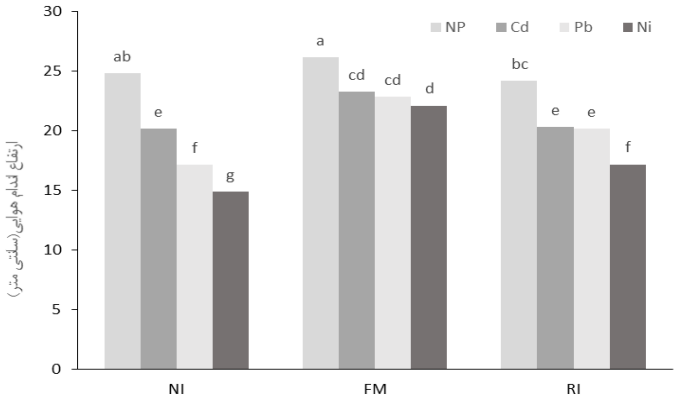
بهرامی‌نیا و همکاران (۱۳۹۳) گزارش کردند که فلزات سنگین می‌توانند در عملکرد هورمون‌های رشدی از قبیل اکسین اختلال ایجاد کنند در نتیجه رشد گیاه کاهش پیدا می‌کند. این محققین اثر مثبت مایکوریزایی شدن را با نقش مایکوریزا در بهبود جذب عناصر غذایی مرتبط دانستند. نتایج این تحقیق با گزارش دانش‌فر و همکاران (۱۳۹۷) مطابقت داشت. این محققین بیان کردند که خاک آلوده به سرب وزن خشک اندام هوایی را کاهش داد اما تلقیح با مایکوریزا منجر به افزایش ۲۹/۳۴ درصدی وزن خشک گیاه نسبت به شاهد شد. Jamal و همکاران (۲۰۰۲) نیز گزارش کردند که تلقیح با مایکوریزا منجر به افزایش معنی‌دار وزن خشک اندام هوایی دو گیاه سویا و عدس در خاک آلوده به نیکل شد. بهرامی‌نیا و همکاران (۱۳۹۳) در مقایسه تأثیر دو گونه ورسیفروم و اینترارادیسز مشاهده کردند که در حضور مقادیر زیاد روی در خاک گونه ورسیفروم نسبت به اینترارادیسز به طور مؤثرتری وزن خشک اندام هوایی را افزایش داد.



شکل ۱- مقایسه میانگین اثر متقابل فلز سنگین و قارچ بر وزن خشک گیاه شبدر

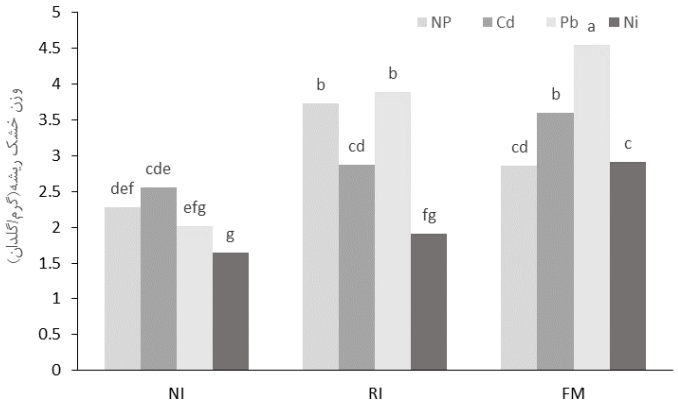
با توجه به نتایج، ارتفاع گیاه به‌طور معنی‌داری ($p<0.05$) تحت تأثیر فلز سنگین و مایکوریزا قرار گرفت(جدول ۲). کمترین ارتفاع در گیاهان تلقیح نشده مشاهده شد که تیمارهای نیکل، سرب و کادمیم به ترتیب ۴۰، ۳۱ و ۱۸/۷ درصد کاهش نسبت به شاهد را نشان دادند. همچنین بیشترین ارتفاع گیاه در خاک غیر آلوده تلقیح شده با گونه فانلی‌فورمیس موسه مشاهده شد که نسبت به تیمارهای کادمیم، سرب و نیکل به ترتیب ۱۱، ۱۵ و ۱۵/۵

درصد افزایش را شان داد. در میان دو گونه قارچ، گونه فانلی‌فورمیس موسه در افزایش ارتفاع عملکرد بهتری نسبت به گونه رایزوفاگوس اینترارادیسز از خود نشان داد. تبریزی و همکاران (۱۳۹۴) نیز نشان دادند که آلودگی خاک به سرب و کادمیم منجر به کاهش معنی‌دار ارتفاع گیاه شد اما با تلقیح با دو گونه فانلی‌فورمیس موسه و اینترارادیسز به‌طور قابل‌توجهی ارتفاع گیاه رزماری افزایش یافت. Chaturvedia و همکاران (۲۰۱۸) گزارش کردند که در خاک آلوده به فلزات سنگین ارتفاع گیاه بادمجان به‌طور معنی‌داری نسبت به شاهد کاهش پیدا کرد و این در حالی است که در تیمارهای تلقیح شده با مایکوریزا ارتفاع گیاه به‌طور معنی‌داری نسبت به گیاهان تلقیح نشده افزایش پیدا کرد اما همچنان نسبت به خاک شاهد ارتفاع کمتری را دارا بودند. Zhan و همکاران (۲۰۱۸) مشاهده کردند که ارتفاع گیاه ذرت در خاک آلوده به فلزات سنگین کاهش پیدا کرد. آن‌ها بیان کردند که تلقیح با دو گونه مایکوریزا موجب افزایش ارتفاع گیاه شد اما دو گونه تفاوت معنی‌داری را با هم نشان ندادند.



شکل ۲- مقایسه میانگین اثر متقابل فلز سنگین و قارچ بر ارتفاع گیاه شبدر

همان‌طور که در شکل (۳) نشان داده شده است تأثیر فلز سنگین بر وزن خشک ریشه کمتر از تأثیر آن بر اندام هوایی بود؛ اما همچنان کاهش در وزن خشک ریشه تیمارهای آلوده مشاهده شد. بیشترین وزن خشک ریشه در تیمارهای سرب، کادمیم و نیکل در گیاهان تلقیح شده با گونه موسه مشاهده شد که به ترتیب ۲/۲، ۱/۴ و ۱/۸ برابر نسبت به شاهد افزایش داشتند. نتایج دانش‌فر و همکاران (۱۳۹۷) نیز نشان داد که تلقیح با مایکوریزا منجر به افزایش ۴۷ درصدی وزن خشک ریشه در خاک آلوده به سرب گردید. آن‌ها دلیل افزایش رشد را بهبود دسترسی گیاه به عناصر غذایی از قبیل فسفر و افزایش رشد گیاه در حضور مایکوریزا و از طرف دیگر توانایی هیف‌های قارچ در نگهداری فلزات سنگین در خود و کاهش انتقال آن‌ها به گیاه بیان کردند در نتیجه قارچ مانع از ایجاد سمیت بیشتر در گیاه می‌شوند. با توجه به مطالعات بهرامی‌نیا و همکاران (۱۳۹۳) مشخص شد که تلقیح با دو گونه مایکوریزا وزن خشک ریشه گیاه وتیور را به‌طور معنی‌داری افزایش داد، در بین دو قارچ گونه اینترارادیسز عملکرد بهتری را نسبت به گونه ورسیفروم نشان داد. Jamal و همکاران (۲۰۰۲) نتایجی مخالف را بدست آوردند؛ آن‌ها دریافتند که تلقیح قارچ مایکوریزا در دو خاک آلوده به نیکل و روی منجر به کاهش وزن خشک ریشه سویا و عدس نسبت به گیاه تلقیح نشده شد. این محققین افزایش دسترسی به عناصر غذایی از قبیل فسفر توسط هیف‌های مایکوریزا و در نتیجه عدم نیاز رشد بیشتر ریشه گیاه برای دسترسی به عناصر را دلیل این کاهش دانستند. از آن‌جایی که هیف‌های مایکوریزا جذب عناصر غذایی را افزایش می‌دهند رشد بیشتر ریشه گیاه برای جذب مواد مغذی انجام نمی‌گیرد. Zhan و همکاران (۲۰۱۸) گزارش کردند که حضور دو گونه قارچ موسه و اسپورکوم منجر به افزایش معنی‌دار بیومس ریشه در خاک آلوده به فلزات سنگین شدند. یافته‌های آن‌ها نشان داد که اگرچه گونه موسه نسبت به اسپورکوم در افزایش بیومس اندام هوایی کارایی بهتری را نشان داد اما گیاهان تلقیح شده با گونه اسپورکوم بیومس ریشه بیشتری را دارا بودند. Andrade و همکاران (۲۰۰۹) تأثیر قارچ گلوموس اتیکولاتوم را بر رشد لوبیا تحت تنش روی بررسی کردند؛ با توجه به نتایج ارائه شده در این تحقیق حضور مایکوریزا منجر به افزایش وزن خشک ریشه و اندام هوایی شد اما این تفاوت معنی‌دار نبود.



شکل ۳- مقایسه میانگین اثر متقابل فلز سنگین و قارچ بر وزن خشک ریشه گیاه شبدر

نتیجه‌گیری

نتایج پژوهش حاضر نشان داد که حضور فلزات سنگین در خاک به میزان زیادی رشد و عملکرد گیاه را کاهش داد اما تلقیح مایکوریزا باعث افزایش این شاخص‌ها شد. تلقیح ریشه گیاهان با مایکوریزا موجب افزایش رشد و عملکرد گیاهان در تمام خاک‌ها شد. به نظر می‌رسدمایکوریزا علاوه بر افزایش تحمل به تنش فلزات سنگین، با افزایش فراهمی مواد مغذی مورد نیاز گیاه در بهبود رشد تأثیر بسیاری دارد. در این میان قارچ فانلی‌فورمیس موسه عملکرد بهتری را نسبت به رایزوفاگوس اینترارادیسز در افزایش وزن خشک و ارتفاع گیاه نشان داد، اما هر دو گونه نسبت به گیاه تلقیح نشده افزایش رشد را باعث شدند. بنابراین کاربرد میکروارگانیسم‌های مفید خاک از قبیل مایکوریزا در تنش‌های محیطی مانند حضور سرب، کادمیم و نیکل در خاک می‌تواند در تحریک رشد گیاه نقش بسیار مفیدی داشته باشد. ازاین‌رو شناسایی راهبرد عملی و مؤثر در کنترل بهتر آلودگی‌های زیست‌محیطی به‌ویژه آلودگی فلزات سنگین و بهره‌گیری از ریز جانداران و موجودات خاکزی مانند مایکوریزای آربوسکولار برای توسعه سیستم‌های پایدار در کشورهای درحال‌توسعه مانند ایران امری اساسی و کلیدی است.

منابع

بهرامی نیا، م.، زارعی، م.، رونقی، ع. و قاسمی، ر. ۱۳۹۳. کار آیی قارچ‌های میکوریز آربوسکولار در گیاه‌پالایی یک خاک آهکی آلوده به روی به‌وسیله گیاه وتیور. نشریه آب‌وخاک (علوم و صنایع کشاورزی)، ۲۸ (۶)، ۱۲۳۷-۱۲۲۸.

تبریزی، ل.، محمدی، س.، دل‌شاد، م. و متشرع زاده، ب. ۱۳۹۴. تأثیر قارچ میکوریزا بر رشد و عملکرد گیاه دارویی رزماری (*Rosmarinus officinalis L.*) در شرایط تنش سرب و کادمیوم. فصلنامه علوم محیطی، ۱۳ (۲)، ۴۸-۳۷.

دانش فر، ا.، علی‌اصغر زاده، ن.، اوستان، ش. و خوش‌رو، ب. ۱۳۹۷. نقش قارچ *Rhizophagus irregularis* در تعدیل جذب سرب توسط آفتابگردان. نشریه دانش کشاورزی و تولید پایدار، ۲۸ (۱)، ۵۰-۳۷.

کمال‌پور، س.، متشرع‌زاده، ب.، علیخانی، ح. و زارعی، م. ۱۳۹۲. بررسی تأثیر برخی عوامل زیستی بر گیاه‌پالایی سرب و جذب فسفر توسط اکالیپتوس (*Eucalyptus camaldulensis*). مجله جنگل ایران، ۵ (۴)، ۴۷۰-۴۵۷.

Aghababaei, F. and Raiesi, F. 2015. Mycorrhizal fungi and earthworms reduce antioxidant enzyme activities in maize and sunflower plants grown in Cd-polluted soils. Soil Biology and Biochemistry, 86, 87-97.

Andrade, S. A. L., Gratão, P. L., Schiavinato, M. A., Silveira, A. P. D., Azevedo, R. A. and Mazzafera, P. 2009. Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations. Chemosphere, 75, 1363–1370.

Ayangbenro, A. S. and Babalola, O. O. 2017. A new strategy for heavy metal polluted environments: A review of microbial biosorbents. International Journal of Environmental Research and Public Health, 14, 1-16.

Chaturvedia, R., Favasb, P., Pratasc, J., Varuna, Mayank. and Paul, M. S. 2018. Assessment of edibility and effect of arbuscular mycorrhizal fungi on Solanum melongena L. grown under heavy metal(loid) contaminated soil. Ecotoxicology and Environmental Safety, 148, 318-326.

Gil-Cardeza, M. L., Müller, D. R., Amaya-Martin, S. M., Viassolo, R. and Gómez, E. 2018. Differential responses to high soil chromium of two arbuscular mycorrhizal fungi communities isolated from Cr-polluted and non-polluted rhizospheres of Ricinus communis. Science of the Total Environment, 625, 1113-1121.

Jamal, A., Ayub, N., Usman, M. and Khan, A. G. 2002. Arbuscular mycorrhizal fungi enhance zinc and nickel uptake from contaminated soil by soybean and lentil. International Journal of Phytoremediation, 4, 205–221.

Kučová, L., Kopta, T., Sękara, A. and Pokluda, R. 2018. Controlling nitrate and heavy metals content in leeks (Allium porrum L.) using arbuscular mycorrhizal fungi inoculation. Polish Journal of Environmental Studies, 27, 137–143.

Smith, S.E., Smith, F.A. 2011. Roles of arbuscular mycorrhizas in plant nutrition and growth: new paradigms from cellular to ecosystem scales. Annual review of plant biology, 62, 227–250.

Zhan, F., Li, B., Jiang, M., Yue, X., He, Y., Xia, Y. and Wang, Y. 2018. Arbuscular mycorrhizal fungi enhance antioxidant defense in the leaves and the retention of heavy metals in the roots of maize. Environmental Science and Pollution Research, 25, 24338-24347.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on clover growth in soil contaminated with lead, cadmium and nickel

Mowlavi-Sorond*[1], M., Lakzian[2], A., Halajnia[3], A.

1 M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
2 Professor., Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
3 Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Abstract

Soil pollution with heavy metals (HMs) is one of the major environmental problems that reduces the yield, product quality and the health of Soil organisms. In order to determine the role of mycorrhizal fungi in alleviating the stress of Lead, Cadmium and Nickel and improving plant growth, the present study was carried out in a completely randomized design (CRD) with factorial arrangement in three replications. Two factors consisted of AM fungi (*Funneliformis mosseae*, *Rhizophagus intraradices* and control) and HMs (Pb, Cd, Ni and control). Results showed that mycorrhizal inoculation increased shoot and root dry weight and plant height. The highest dry weight was observed in FM Inoculated plants grown in Pb polluted soil, which was 4 times higher than control. Ni treatment have shown the highest yield loss in shoot dry weight, height and root dry weight, which in non-inoculated plants showed a 48%, 40% and 28% reduction, respectively. In general, the present study showed that inoculation with mycorrhiza is an appropriate method for improving plant growth in heavy metals contaminated with soil.

Keywords: Arbuscular mycorrhizal, Pollution, heavy metal, dry weight.

* Corresponding author, Email: marzie.mowlavi@mail.um.ac.ir

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

بررسی جذب مواد دارویی تتراسایکلین و تریکلوزان در گیاه تربچه

آیدا معدنی ملاک[1*]، امیر لکزیان[2]، الهام خداوردی[3]، غلامحسین حق‌نیا[2]

[1] دانشجوی دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[2] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[3] دانشیار گروه علوم پزشکی مشهد

چکیده

مقادیر زیاد آنتی‌بیوتیک در خاک بر جامعه میکروبی و فعالیت آنزیم‌های خاک و در نهایت بر رشد گیاهان تاثیر منفی دارد. به منظور بررسی تاثیر آنتی‌بیوتیک‌های تتراسایکلین و تریکلوزان موجود در لجن فاضلاب بر رشد گیاه تربچه آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار در شرایط گلخانه‌ای انجام شد. تیمارهای آزمایشی شامل دو نوع آنتی‌بیوتیک (غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم تتراسایکلین و غلظت ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم تریکلوزان) و شاهد بودند. نتایج نشان داد که اثر آنتی‌بیوتیک بر میزان وزن خشک اندام‌هوایی و غده و غلظت این دو آنتی‌بیوتیک در گیاه تربچه معنی‌دار بود ($p<۰/۰۱$). اثرات منفی آنتی‌بیوتیک تریکلوزان بر وزن خشک اندام‌هوایی و غده بیشتر از تتراسایکلین بود. بیشترین غلظت آنتی‌بیوتیک در گیاه مربوط به تتراسایکلین با مقدار ۱۶۹ میکروگرم در کیلوگرم بود. نتایج این پژوهش نشان داد که حضور آنتی‌بیوتیک‌های تتراسایکلین و تریکلوزان حتی در غلظت‌های کم در خاک تاثیر منفی بر پارامترهای رشدی گیاه تربچه داشت.

کلمات کلیدی: آنتی‌بیوتیک، آلودگی، لجن فاضلاب، عملکرد

مقدمه

داروها ترکیب‌های بسیار مهم و پر مصرف در زندگی مدرن امروزی به شمار می‌آیند. افزایش جمعیت جهان و بهبود کیفیت زندگی را می‌توان از جمله دلایل افزایش رو به رشد استفاده از ترکیب‌های دارویی دانست (Daughton، ۲۰۰۳). گزارش شده که مصرف سالانه ترکیب‌های دارویی معمول بالغ بر هزاران تن در جهان است (Vander Aa و همکاران، ۲۰۱۱). آنتی بیوتیک‌ها از جمله مواد دارویی پر مصرف بوده که علاوه بر مصرف توسط انسان، به‌طور گسترده‌ای برای درمان، پیشگیری از بیماری‌ها و بهبود رشد حیوانات به خصوص در دام‌ها استفاده می‌شوند (Sarmah و همکاران، ۲۰۰۶). به طورکلی رهاسازی ترکیب‌های دارویی و متابولیت‌های آن‌ها به محیط زیست از طریق تخلیه فاضلاب‌ها، پساب‌های بیمارستانی، صنعتی و دارویی، فعالیت‌های مربوط به پرورش دام و طیور و دفع مستقیم لجن فاضلاب و کاربرد جامدهای زیستی به زمین‌های مختلف صورت می‌گیرد (Du و Liu، ۲۰۱۱). بنابراین آنتی‌بیوتیک‌های کشاورزی ممکن است بهره‌وری و عملکرد اکوسیستم خاک را تحت تأثیر قرار دهند (Cao و Wang، ۲۰۱۵). ورود آنتی‌بیوتیک‌ها به محیط خاک باعث تغییر در ترکیب جمعیتی جوامع میکروبی، تغییر در چرخه زیست‌محیطی کربن و عناصر غذایی می‌شوند (Liu و همکاران، ۲۰۱۵).

از طرفی خاک به عنوان یک مخزن برای داروهای آزاد شده در محیط زیست عمل می‌کند. در حال حاضر، درک علمی از رفتار آنتی‌بیوتیک‌ها در خاک و گیاهان بسیار ناقص و پیچیده است (Winker، ۲۰۱۰). اخیرا گزارش شده است که داروها توسط گیاهان جذب می‌شوند و بدین طریق وارد چرخه غذایی شده و به انسان‌ها و حیوانات منتقل می‌شوند (Goldstein و همکاران، ۲۰۱۴). به طوری‌که حتی به بروز سمیت دارویی در بعضی گیاهان اشاره شده است. درجه ایجاد چنین سمیتی می‌تواند بسته به نوع گونه گیاهی و ویژگی‌های فیزیولوژی گیاه، ویژگی‌های آنتی بیوتیک، سنتیک جذب آنتی بیوتیک، مقدار مواد آلی و اسیدیته خاک تغییر کند (Carvalho و همکاران، ۲۰۱۴). بنابراین حضور مواد دارویی درخاک‌های زراعی علاوه بر تاثیر بر جمعیت میکروبی خاک می‌تواند بر رشد و نمو گیاهان نیز تاثیرگذار باشد (Kumar و همکاران، ۲۰۱۲).

* ایمیل نویسنده مسئول: madani.aida@yahoo.com

با توجه به این نکته که در آینده‌ای نزدیک با گفتمان کاربرد گسترده پساب‌ها و بقایای زیستی ناشی از فاضلاب در کشاورزی به ویژه در مناطق خشک مواجه هستیم، (Martin Ruel و همکاران، ۲۰۱۲) این پژوهش با هدف بررسی تاثیر دو نوع آنتی بیوتیک رایج در ضایعات زیستی بر پارامترهای رشدی گیاه تربچه و غلظت این دو ترکیب در گیاه پس از دوره کشت انجام شد.

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر در قالب طرح کاملاً تصادفی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه فردوسی مشهد در سال ۱۳۹۷ اجرا شد. تیمارهای آزمایشی شامل دو نوع آنتی بیوتیک (تتراسایکلین به میزان ۱۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و تریکلوزان به میزان ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) (خریداری شده از شرکت سیگما آلدریچ) و شاهد بوده که هر کدام دارای سه تکرار بودند. خاک مورد مطالعه از پردیس دانشگاه فردوسی (۳۰-۰ سانتی‌متری) برداشت شد. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک حاصل طبق روش‌های مرسوم آزمایشگاهی اندازه‌گیری شد. بدین‌صورت که هدایت الکتریکی و pH به ترتیب در عصاره و گل اشباع و با استفاده از دستگاه‌های هدایت سنج الکتریکی (JENWAY 4310) و pH متر (METROHM 632)، کربن آلی به روش هضم تر والکلی و بلاک، نیتروژن کل به روش کجلدال، فسفر فراهم خاک به روش اولسن، پتاسیم قابل دسترس به روش استات آمونیوم، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی، رطوبت ظرفیت زراعی به روش وزنی، بافت خاک به روش هیدرومتری و مقدار سرب، نیکل و کادمیم کل خاک نیز به روش تیزاب سلطانی اندازه‌گیری شدند. که در ابتدا حد آستانه هر کدام از این دو آنتی‌بیوتیک در لجن فاضلاب با توجه به بررسی منابع تعیین شد (این حد برای تتراسایکلین ۱۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم و برای تریکلوزان ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بود). بمنظور آلوده کردن خاک، ابتدا مقادیر مورد نیاز برای هر یک از سطوح آنتی‌بیوتیک مورد استفاده به خاک سوخته اضافه شده و سپس این خاک با لجن فاضلاب تهیه شده از تصفیه‌خانه پرکندآباد مشهد به خوبی مخلوط شد. سپس در هر یک از گلدان‌های دو کیلوگرمی مقدار پنج درصد وزنی از لجن اضافه شد (میزان ورودی آنتی بیوتیک تتراسایکلین و تریکلوزان به خاک به ترتیب ۵ و ۲/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم بود). سپس تعداد ۱۰ بذر گیاه تربچه در هر گلدان (شامل دو کیلوگرم خاک) کشت شد و پس از سبز شدن و در مرحله دوبرگی به تعداد پنج عدد در هر گلدان تنک شدند. در طول دوره رشد رطوبت گلدان‌ها در حد ظرفیت زراعی توسط آب مقطر نگهداری شد. گیاهان پس از مدت ۳۵ روز برداشت شدند و پس از انتقال به آزمایشگاه توسط خشک کن سرمایشی خشک شدند. برای تعیین غلظت آنتی‌بیوتیک در گیاه نیز از روش استخراج از فاز جامد توسط کارتریج های HLB و توسط دستگاه LC-MS-MS استفاده شد. در نهایت رسم نمودارها با نرم افزار Excel نسخه ۲۰۱۳ و تجزیه آماری با نرم افزار JMP 8 و مقایسهٔ میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال آماری ۱ درصد انجام گردید.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک در جدول (۱) ارائه گردیده است. خاک مورد بررسی دارای ماده آلی کم (کمتر از ۱ در صد) و بافت لوم بود. با توجه به کمبود عناصر غذایی پرمصرف؛ برای تامین این عناصر از سه نوع کود اوره، سوپر فسفات تریپل و سولفات پتاسیم استفاده شد.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

بافت خاک	نیتروژن	فسفر	پتاسیم	هدایت الکتریکی	پ.هاش	کربنات کلسیم معادل	ماده آلی
		($mg.kg^{-1}$)		($ds.m^{-1}$)		(٪)	
لوم	۵۳۹	۸/۷	۸۹	۱/۸	۷/۲	۸	۰/۱۷

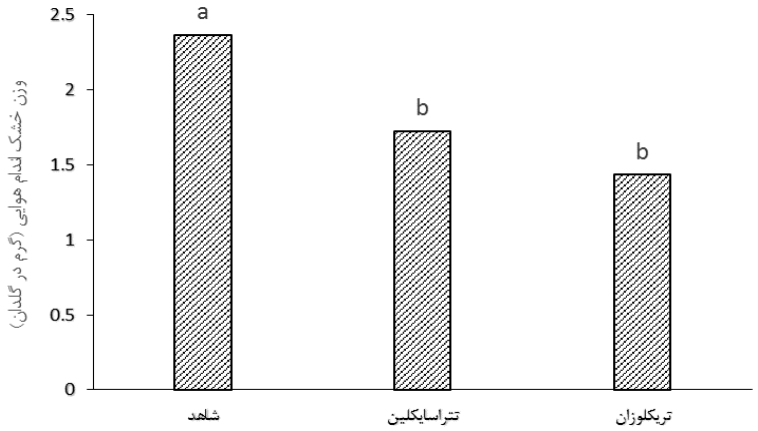
براساس نتایج تجزیه واریانس، دو نوع آنتی‌بیوتیک اثر معنی‌داری بر مقدار وزن خشک اندام‌هوایی، وزن خشک غده و غلظت این دو ترکیب در اندام‌هوایی تاثیر معنی‌دار داشت ($P<0.01$).

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس دو نوع آنتی بیوتیک بر وزن خشک اندام هوایی و غده و غلظت آنتی بیوتیک در اندام هوایی گیاه تربچه

منبع تغییرات	درجه آزادی	وزن خشک اندام هوایی		وزن خشک غده		غلظت آنتی بیوتیک	
		میانگین مربعات	F	میانگین مربعات	F	میانگین مربعات	F
مدل	۲	۰/۶۸۰	۱۵/۶**	۱۵/۶	۱۴۶**	۲۵۴۷۶	۲۵۵**
خطای آزمایشی	۶	۰/۰۴۴	-	۰/۰۱۴	-	۹۹/۸	-

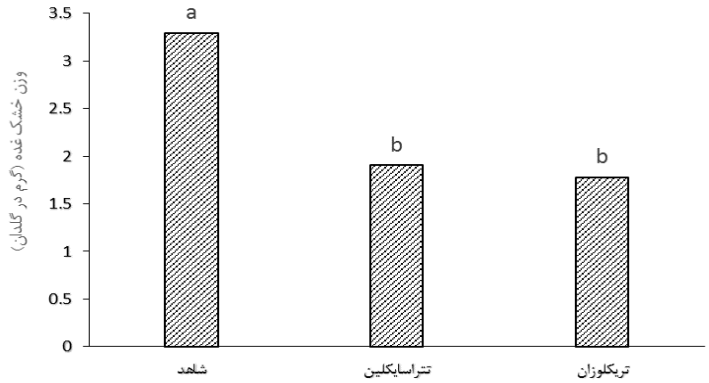
**: معنی‌دار در سطح یک درصد.

شکل (۱) اثر دو نوع آنتی‌بیوتیک تتراسایکلین و تریکلوزان را بر وزن خشک اندام هوایی گیاه تربچه نشان می‌دهد. هر دو نوع آنتی‌بیوتیک باعث کاهش معنی دار وزن خشک این گیاه در مقایسه با شاهد شدند. بیشترین و کمترین وزن خشک اندام هوایی به ترتیب در دو تیمار شاهد و تریکلوزان با مقادیر ۲/۳۶ و ۱/۴۳ گرم در گلدان مشاهده شدند. دو نوع آنتی بیوتیک تتراسایکلین و تریکلوزان به ترتیب باعث کاهش ۲۶/۹ و ۳۶/۳ درصدی وزن خشک اندام هوایی گیاه تربچه شدند. تاثیر منفی حضور آنتی‌بیوتیک‌ها در خاک بر پارامترهای رشدی گیاهان در مطالعات دیگری نیز گزارش شده است به عنوان مثال Adami و همکاران (۲۰۱۲) نیز گزارش کردند که مقدار زیاد آنتی‌بیوتیک در خاک تاثیر منفی بر رشد و ارتفاع گیاه کاهو داشت. Bassil و همکاران (۲۰۱۳) گزارش کردند که غلظت ۰/۵ و ۱ میلی‌گرم در کیلوگرم آنتی‌بیوتیک در خاک باعث کاهش رشد گیاه تربچه شد. Wei و همکاران (۲۰۰۹) دلیل اصلی تاثیر منفی آنتی‌بیوتیک‌ها بر وزن خشک گیاه را کاهش فعالیت میکروبی خاک در حضور این ترکیبات اعلام کردند.



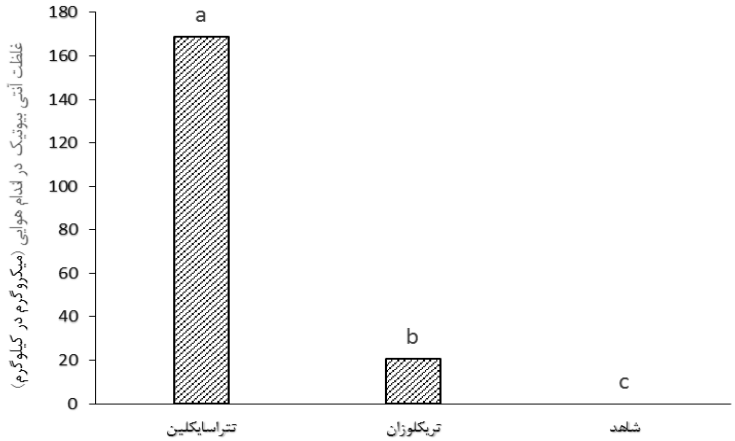
شکل ۱- مقایسه میانگین تاثیر دو نوع آنتی‌بیوتیک بر وزن خشک اندام هوایی گیاه تربچه

شکل (۲) تاثیر دو نوع آنتی بیوتیک مورد استفاده را بر وزن خشک غده گیاه تربچه نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که علاوه بر وزن خشک اندام‌هوایی؛ وزن خشک غده این گیاه نیز تحت تاثیر مقادیر آنتی بیوتیک در خاک قرار گرفته و این دو ترکیب تاثیر منفی بر وزن خشک غده داشتند و باعث کاهش معنی دار ($p<0.01$) وزن خشک غده در مقایسه با تیمار شاهد شدند. دو نوع آنتی‌بیوتیک تتراسایکلین و تریکلوزان به ترتیب باعث کاهش ۴۲/۲ و ۴۵/۹ درصدی وزن خشک غده گیاه تربچه شدند. وزن خشک غده نیز از دیگر پارامترهای رشدی گیاه بوده که تحت تاثیر حضور آنتی‌بیوتیک‌ها در خاک قرار گرفت. تاثیر منفی حضور انواع آنتی‌بیوتیک ها در خاک بر وزن خشک و طول ریشه گیاهان مختلف توسط محققین گزارش شده است (Michelini و همکاران، ۲۰۱۲؛ Piotrowicz-cieslak و همکاران، ۲۰۱۰).



شکل ۲- مقایسه میانگین تاثیر دو نوع آنتی‌بیوتیک بر وزن خشک غده گیاه تربچه

شکل (۳) نتایج مقایسه میانگین غلظت دو نوع آنتی بیوتیک تتراسایکلین و تریکلوزان در اندام هوایی گیاه تربچه را نشان میدهد. غلظت هر دو نوع آنتی بیوتیک در گیاه در مقایسه با شاهد اختلاف معنی داری داشت. غلظت تتراسایکلین (۱۶۹ میکروگرم در کیلوگرم) در مقایسه با تریکلوزان (۲۰/۷ میکروگرم در کیلوگرم) در اندام هوایی گیاه تربچه بیشتر بود. تفاوت در میزان غلظت این دو ترکیب در گیاه احتملا به دلیل مقادیر و رفتارهای مختلف این دو ترکیب در خاک بوده است. در این مورد Minden و همکاران (۲۰۱۷) گزارش کردند که تاثیر آنتی بیوتیک های مختلف بر پارامترهای رشدی گیاهان و همچنین جذب آن‌ها توسط گیاه به عواملی مختلفی همچون نوع گیاه و نوع آنتی بیوتیک بستگی دارد (Minden و همکاران، ۲۰۱۷).



شکل ۳- مقایسه میانگین تاثیر دو نوع آنتی‌بیوتیک بر غلظت این دو ترکیب در اندام هوایی گیاه تربچه

نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که حضور دو نوع آنتی بیوتیک تتراسایکلین و تریکلوزان در خاک باعث کاهش معنی دار وزن خشک اندام هوایی و غده گیاه تربچه شدند که در این بین تاثیر منفی تریکلوزان بیشتر از تتراسایکلین بود هر چند این تاثیر از نظر آماری معنی‌دار نبود. تتراسیکلین تقریبا هشت برابر تریکلوزان در گیاه تربچه جذب شد. با توجه به تاثیر منفی این ترکیبات بر رشد گیاه به نظر می‌رسد که مطالعه هر چه بیشتر عوامل موثر بر ایجاد این تاثیرات منفی ضروری به نظر میرسد.

منابع

Adami, P.F., Pelissari, A., Moraes. A.D., Modolo, A.J., Assmann, T.S., Franchin, M.F. and Cassol, L.C. 2012. Grazing intensities and poultry litter fertilization levels on corn and black oat yield. *Pesq Agrop Brasileira*, 47: 360–368.

Bassil, R., Bashour, I., Sleiman, F. and Abou-Jawdeh, Y. 2013. Antibiotic uptake by plants from manure-amended soils. Journal of Environmental Science and Health, Part B, 48(7), 570-574.

Cao, J., Ji, D. and Wang, C. 2015. Interaction between earthworms and arbuscular mycorrhizal fungi on the degradation of oxytetracycline in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 90: 283-292.

Carvalho, P.N., Basto, M.C.P. and Almeida, C.M.R. 2012. Potential of Phragmites australisfor the removal of veterinary pharmaceuticals from aquatic media. Bioresour. Technol. 116(0):497–501.

Daughton, C. G. 2003. Cradle-to-cradle stewardship of drugs for minimizing their environmental disposition while promoting human health. I. Rational for and avenues toward a green pharmacy.Environ. Health Perspect. 111:757−774.

Du, L. and Liu, W. 2012. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. Agron. Sustain. Dev. 32(2):309–327.

Goldstein, M., Shenker, M. and Chefetz, B. 2014. Insights into the uptake processes of wastewater-borne pharmaceuticals by vegetables. Environmental Science Technology, 48:5593–5600

Kumar, R., Lee, J. and Cho, J. 2012. Fate, occurrence, and toxicity of veterinary antibiotics in environment. J. Korean Soc. Appl. Biol. Chem. 55(6):701–709.

Liu, Y., Bao, Y., Cai, Z., Zhang, Z., Cao, p., Li, x., and Zhou, Q. 2015. The effect of aging on sequestration and bioaccessibility of oxytetracycline in soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 20: 35-50.

Martin Ruel, S., Choubert, J.M., Budzinski, H., Miège, C., Esperanza, M. and Coquery, M. 2012. Occurrence and fate of relevant substances in wastewater treatment plants regarding Water Framework Directive and future legislations. Water Science Technology, 65(7):1179–1189.

Michelini, L., Reichel, R., Werner, W., Ghisi, R. and Thiele-Bruhn, S. 2012. Sulfadiazine uptake and effects on Salix fragilis L. and Zea mays L. plants. Water, Air, & Soil Pollution, 223(8), 5243-5257.

Minden, V., Deloy, A., Volkert, A.M., Leonhardt, S.D. and Pufal, G. 2017. Antibiotics impact plant traits, even at small concentrations. AoB Plants, *9*(2).

Sarmah, A.K., Meyer, M.T. and Boxall, A.B.A. 2006. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. Chemosphere, 65: 725-759.

Van der Aa, N.G.F.M, Kommer, G.J., Van Montfoort, J.E. and Versteegh, J.F.M. 2011. Demorgraphic projections of future pharmaceutical consumption in the Nethelands. Water Science Technology, 63:825-831.

Wei, X., Wu, S.C., Nie, X.P, Yediler A, and Wong, M.H. 2009. The effects of residual tetracycline on soil enzymatic activities and plant growth. J Environ Sci Health Part B 44:461–471.

Winker, M. 2010. Are pharmaceutical residues in urine a constraint for using urine as a fertilizer. Sustain Sanitation Pract, 3: 18-24.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Investigation of tetracycline and triclosan uptake by radish

A Maadani Mallak[*1], A., Lakzian[2], A., Khodaverdi, E. [3] Haghnia, Gh.H.[2]

[1]M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Mashhad, Iran
[2] Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Mashhad, Iran
[3]Associate Prof., Targeted Drug Delivery Research Center, Pharmaceutical Technology Institute, Mashhad University of Medical Sciences, Mashhad, Iran

Abstract

High content of antibiotics in soil have a negative effect on microbial population and activity of soil enzymes, which is a disruptive factor for plant growth. In order to investigate the effect of tetracycline and triclosan, in sewage sludge on radish growth, a completely randomized design with three replications in greenhouse conditions was performed. Treatments were two types of antibiotics (concentration 100 mg kg^{-1} tetracycline and concentration of 50 mg kg^{-1} triclosan) and control. The results showed that antibiotic effect on reduction of shoot and tuber dry weight and concentration of these compounds in radish were statistically significant ($p < 0.01$). The negative effects of triclosan antibiotics on shoot and tuber dry weight were higher than tetracycline. The highest concentration of antibiotic in shoot was belonged to tetracycline treatment with a content of 169 µg kg^{-1}. In general, this study shows that the presence of antibiotics even at low concentrations in the soil has a negative effect on plant growth parameters.

Keywords: Antibiotics, Pollution, Sewage sludge, yeild

* Corresponding author, Email: madani.aida@yahoo.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تأثیر کامپوزیت‌های مختلف کیتوسان بر مقدار سرب قابل استخراج با DTPA در خاک

زهرا نجفی[۱*]، احمد گلچین[۲]، پریسا علمداری[۳]، محمد صادق عسکری[۴]

[۱] دانشجوی دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۲] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۳، ۴] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

چکیده

با توجه به کارایی بالای کیتوسان در غیر متحرک کردن فلزهای سنگین و سازگاری بالای این جاذب با محیط زیست، پژوهش حاضر با هدف بررسی تأثیر کامپوزیت‌های مختلف کیتوسان بر مقدار سرب قابل استخراج با DTPA در خاک به‌اجرا درآمد. به‌این منظور، یک آزمایش در قالب طرح کاملا تصادفی، به صورت گلدانی و در شرایط گلخانه اجرا گردید. تیمارهای آزمایشی عبارت بودند از نوع جاذب در هفت سطح، شامل کیتوسان، بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص و کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی‌اکسید منگنز که به مقدار ۰/۵ درصد وزنی و در سه تکرار اعمال شدند. یک تیمار بدون جاذب نیز به عنوان شاهد لحاظ گردید. نتایج نشان داد که کیتوسان خالص نسبت به سایر جاذب‌های به‌کار رفته کارایی بیشتری در غیر متحرک کردن سرب داشت. همچنین نتایج نشان داد که کامپوزیت‌های کیتوسان نسبت به بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص توانایی بالاتری در غیر متحرک کردن سرب داشتند. میزان کاهش سرب قابل استخراج با DTPA برای کیتوسان، بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص نسبت به تیمار شاهد به‌ترتیب برابر با ۴۶/۳۸، ۲۱/۶۸، ۳۲/۷۲ و ۳۳/۲۶ درصد و برای کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی‌اکسید منگنز برابر با ۳۵/۳۸، ۳۹/۸۰ و ۳۷/۵۶ درصد بود. بنابراین با توجه به نتایج به دست آمده، به‌کار بردن کیتوسان قدرت جذب هر یک از جاذب‌های بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز را به ترتیب به میزان ۱۳/۷، ۷/۰۸ و ۴/۳ درصد افزایش داده است.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، فلزهای سنگین، بی‌حرکت شدن، زیست فراهمی، کامپوزیت‌های کیتوسان

مقدمه

در دهه‌های اخیر تلاش بشر برای دستیابی به رفاه و آسایش بیشتر از یک طرف و رشد جمعیّت از طرف دیگر باعث استفاده‌ی بی‌رویه از منابع طبیعی برای تولید انواع مختلف ترکیبات و مواد شیمیایی شده است و این امر به‌طور خواسته و ناخواسته باعث ورود موادی به‌صورت دور ریز به طبیعت شده است که هم برای محیط زیست و هم برای انسان مشکل آفرین بوده است (Shukla and Pai, 2005). از فلزهای سنگین به‌عنوان یکی از مهم‌ترین آلاینده‌های محیط زیستی نام برده شده است. فعالیت‌های معدن کاوی، دفن ضایعات و زباله‌های مختلف، مصرف بیش از حد کودهای شیمیایی و حیوانی، لجن فاضلاب، سموم و آفت‌کش‌ها از جمله فعالیت‌های انسانی هستند که منجر به آلودگی خاک به فلزهای سنگین می‌شوند (Wuana and Okieimen, 2011). فلزهای سنگین به‌دلیل ویژگی‌هایی همچون تجزیه‌پذیری ضعیف زیستی، ثبات شیمیایی، تجمع-پذیری زیستی، سمیّت بالا و نیز قابلیت انحلال زیاد در آب، از جمله آلاینده‌های جدّی و خطرناک محیط زیست به‌شمار می‌روند و انتشار آن‌ها در محیط زیست سبب آلودگی‌های وسیع آب و خاک می‌گردد (El-Kafrawy و همکاران، ۲۰۱۷). فلز سنگین سرب یکی از فلزهای سنگینی است که به صورت گسترده در محیط‌های آلوده مشاهده می‌شود و برخلاف آلاینده‌های آلی که با گذر زمان و در اثر فعالیت‌های میکروبی تجزیه شده و به کربن دی‌اکسید تبدیل می‌شوند، این فلز تحت تجزیه‌های شیمیایی و میکروبی قرار نمی‌گیرد و پس از افزوده شدن به خاک غلظت کل آن برای مدت زمان طولانی ثابت باقی می‌ماند. با این حال تغییر در فرم‌های شیمیایی این فلز سنگین و تغییر در میزان زیست فراهمی آن امکان‌پذیر است (Wuana and Okieimen, 2011).

میزان ورود فلزهای سنگین به زمین‌های کشاورزی به مدیریت زراعی وابسته است، در حالی که خروج آن از سیستم بیشتر توسط خصوصیات خاک کنترل می‌شود. بر خلاف تفاوت‌هایی که در رفتار فلزهای سنگین از لحاظ تحرک و قابلیت جذب آن‌ها در خاک وجود دارد، اغلب میزان خروج آن‌ها از طریق آبشویی و یا جذب به وسیله‌ی گیاهان، نسبت به میزان ورود آن‌ها به خاک کمتر است. ادامه‌ی این روند موجب کاهش قابلیت استفاده از زمین‌های کشاورزی برای تولید محصولات و همچنین موجب کاهش کیفیت و سلامت محصولات غذایی و ایجاد مشکل برای مالکین زمین‌ها می-

* ایمیل نویسنده مسئول: najafizahra9@gmail.com

گردد. بنابراین تلاش برای پاکسازی و رفع این آلودگی‌ها، یکی از مشکلات عمده‌ی جوامع امروزی است (Wuana and Okieimen, 2011; برزین و همکاران، ۱۳۹۴). چند روش مختلف برای اصلاح خاک‌های آلوده به آلاینده‌های معدنی و آلی وجود دارد که از جمله این روش‌ها می‌توان به فرآیندهای شست‌وشو و استخراج با حلال‌های مختلف، اسمز معکوس، جداسازی غشایی، نانو فیلتراسیون، مبادله‌ی یونی، رسوب دادن و جذب توسط جاذب‌ها اشاره نمود (Ahmad و همکاران، ۲۰۱۵).

استفاده از برخی از روش‌های فوق الذکر برای اصلاح همه‌ی منابع آلوده، کاری بسیار مشکل و همچنین هزینه‌بر است. بنابراین امروزه تقاضا برای استفاده از روش‌های ابتکاری و کم هزینه افزایش یافته است. از میان همه‌ی روش‌های فوق، تکنیک جذب توسط جاذب‌ها نسبت به سایر روش‌ها ترجیح داده می‌شود. چرا که این روش علاوه بر مؤثر و سریع بودن، از نظر فنی روشی ساده، از نظر محیط زیستی روشی سالم و امن و از نظر هزینه روشی مقرون به‌صرفه می‌باشد و بیشتر مورد توجه محققین علوم آب و خاک قرار گرفته است (El-Kafrawy و همکاران، ۲۰۱۷).

در سال‌های اخیر استفاده از کامپوزیت‌های پلیمری به عنوان جاذب در محیط‌های آبی، توجه پژوهش‌گران بسیاری را به خود جلب نموده است. تهیه‌ی کامپوزیت‌های پلیمری با دست‌یابی به خواصّی کارآمدتر موجب افزایش کارایی جاذب‌ها در حذف فلزهای سنگین از فاضلاب‌های صنعتی شده است (Ahmad و همکاران، ۲۰۱۵).

از بین انواع کامپوزیت‌های پلیمری موجود به‌تازگی استفاده از کامپوزیت‌های کیتوسان برای جذب فلزهای سنگین از فاضلاب‌ها رواج یافته است. کیتوسان با فرمول شیمیایی $(C_6H_{11}O_4N)_n$ یک پلی آمینو ساکارید است که از مشتقات کیتین می‌باشد. کیتین و کیتوسان دارای ساختارهای شیمیایی مشابه به هم می‌باشند. کیتین از یک زنجیره‌ی خطی از گروه‌های استیل گلوکز آمین ساخته شده است و به‌دلیل خاصیّت چربی دوستی بالا، بسیار آب‌گریز و غیر قابل انحلال در آب و اغلب حلال‌های آلی می‌باشد. کیتوسان از طریق حذف گروه‌های استیل از ساختار کیتین به‌دست می‌آید و در واقع تعداد گروه‌های استیل موجود بر روی زنجیره‌ی پلیمری، تفاوت بین این دو ماده را مشخص می‌نماید (Kumar, 2000).

انواع مختلفی از مواد برای تشکیل کامپوزیت با کیتوسان مورد استفاده قرار می‌گیرند. Ahmad و همکاران (۲۰۱۵) از کامپوزیت‌های مختلف کیتوسان برای حذف فلزهای سنگین از فاضلاب‌ها استفاده نمودند. به‌عنوان مثال کربوکسی متیل کیتوسان- پکتین، که یکی از کامپوزیت‌های کیتوسان است، توسط این پژوهش‌گران برای حذف فلز سنگین سرب مورد استفاده قرار گرفت. آن‌ها همچنین از کامپوزیت‌های مگنتیک- کیتوسان، کیتوسان- سلولز- فرمالدهید و کامپوزیت کیتوسان- زئولیت برای حذف مس استفاده کردند. جاذب‌های کربنی پوشش‌دار شده توسط کیتوسان نیز برای حذف کروم و کادمیوم مورد استفاده قرار گرفت. همچنین پلی اتیلن گریسرول- کیتوسان برای حذف آهن و نانوذرات کیتوسان- مگنتیت نیز برای حذف نیکل و کبالت مصرف شدند. نتایج حاصل از پژوهش‌های آن‌ها نشان داد که استفاده از این کامپوزیت‌ها موجب افزایش ظرفیت جذب کیتوسان برای حذف فلزهای سنگین از فاضلاب‌های صنعتی شد. آن‌ها همچنین نشان دادند که جذب فلزهای سنگین توسط کیتوسان علاوه بر وجود اصلاح کننده‌ها به زمان تماس، غلظت، دما و pH محلول نیز وابسته بود. علاوه بر این، از مطالعات انجام شده چنین نتیجه‌ای حاصل شد که کیتوسان از نظر اقتصادی، مراحل آماده‌سازی و واکنش‌پذیری جاذبی به‌صرفه و مناسب است و می‌تواند جایگزینی مناسب برای جاذب‌های سنّتی و گران‌قیمت که دارای خطرات محیط زیستی نیز بودند باشد.

Anwar (۲۰۱۸) در مطالعات خود از کامپوزیت کیتوسان- دی‌اکسید منگنز برای حذف سرب از محلول‌های آبی استفاده نمود. نتایج حاصل از تحقیقات او نشان داد که افزودن ۰/۰۲ گرم از این کامپوزیت به هر لیتر از فاضلاب، موجب می‌گردد که ۸۸/۷ درصد از غلظت اولیه سرب موجود در آن حذف گردد. همچنین در این تحقیق نشان داده شد که کامپوزیت کیتوسان- دی‌اکسید منگنز کارایی قابل قبولی در حذف سرب از محلول‌های آبی داشت و مصرف مجدد آن برای پنج دوره‌ی متوالی تأثیر چندانی بر کارایی این جاذب نداشت. این مشاهدات موجب گردید که این جاذب به عنوان جاذبی کارا و مؤثر در حذف فلزهای سنگین از محلول‌های آبی شناخته شود.

استفاده از کامپوزیت‌های کیتوسان اغلب بر روی حذف فلزهای سنگین از فاضلاب‌های صنعتی و دیگر محیط‌های مایع متمرکز بوده و استفاده از این کامپوزیت‌های پلیمری در محیط خاک و کارایی آن‌ها در چنین محیط‌هایی کمتر مورد مطالعه قرار گرفته است. همچنین اطلاعاتی راجع‌به تأثیر بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز پوشش‌دار شده با کیتوسان بر میزان زیست فراهمی سرب در خاک‌های آلوده به فلزهای سنگین وجود ندارد. بنابراین پژوهش حاضر با هدف بررسی تأثیر چند نوع مختلف از کامپوزیت‌های کیتوسان بر زیست فراهمی فلز سنگین سرب انجام گرفت. لازم به توضیح است که از بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص نیز به منظور مقایسه‌ی کارایی جاذب‌ها استفاده شد.

مواد و روش‌ها

به‌منظور بررسی تأثیر کیتوسان، بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص و کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی‌اکسید منگنز بر میزان سرب قابل استخراج با DTPA ، یک آزمایش در قالب طرح کاملا تصادفی، به صورت گلدانی و در شرایط گلخانه به اجرا در آمد. تیمارهای آزمایشی عبارت بودند از نوع جاذب در هفت سطح شامل کیتوسان، بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص و

کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی‌اکسید منگنز که به مقدار ۰/۵ درصد وزنی و در سه تکرار اعمال شدند. هر یک از کامپوزیت‌های کیتوسان به روش‌های زیر تهیه گردیدند:

کامپوزیت کیتوسان- بیوچار:

برای تهیه‌ی کامپوزیت کیتوسان- بیوچار، ابتدا ۳ گرم از کیتوسان با هم زدن پیوسته در ۱۸۰ میلی‌لیتر از محلول استیک‌اسید دو درصد حل گردید. سپس ۳ گرم از بیوچار نیز به محلول اضافه گردید و محلول حاصل به‌مدت ۳۰ دقیقه هم زده شد. پس از سپری شدن مدت زمان ۳۰ دقیقه، سوسپانسیون همگن کیتوسان- بیوچار به‌صورت قطره قطره به ۹۰۰ میلی‌لیتر از NaOH ۱/۲ درصد اضافه شد و محلول حاصل به‌مدت ۱۲ ساعت به حال خود رها گردید. سپس کامپوزیت کیتوسان- بیوچار تولید شده برای خروج NaOH اضافی، با آب دیونیزه شست‌وشو داده شد و پس از آن به‌مدت ۲۴ ساعت، در آون و در دمای ۷۰ درجه‌ی سانتی‌گراد، خشک گردید (Zhou و همکاران، ۲۰۱۳).

کامپوزیت کیتوسان- زئولیت:

برای تهیه‌ی کامپوزیت کیتوسان- زئولیت ابتدا ۸ گرم از کیتوسان با هم زدن پیوسته در ۴۰۰ میلی‌لیتر از محلول استیک‌اسید دو درصد حل گردید. همچنین ۴۰ گرم زئولیت نیز در ۴۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر پخش و به‌مدت ۳۰ دقیقه هم زده شد. سپس محلول کیتوسان به سوسپانسیون زئولیت اضافه گردید و به‌مدت یک ساعت و ۳۰ دقیقه در دمای اتاق هم زده شد. در ادامه با افزودن محلول NaOH ۲ مولار، pH سیستم واکنش بر روی عدد نه تنظیم گردید. نهایتاً بعد از ته نشینی، کامپوزیت حاصل تا رسیدن به pH خنثی با آب مقطر شسته شد و در دمای ۱۰۵ درجه‌ی سانتی‌گراد خشک گردید و به‌عنوان جاذب در آزمایش‌ها مورد استفاده قرار گرفت (Dehghani و همکاران، ۲۰۱۷).

کامپوزیت کیتوسان- دی‌اکسید منگنز:

برای تهیه‌ی کامپوزیت کیتوسان- دی‌اکسید منگنز ابتدا ۰/۲۵ گرم از دی‌اکسید منگنز به ۱۰۰ میلی‌لیتر از محلول استیک‌اسید یک درصد اضافه گردید. در این شرایط دی‌اکسید منگنز یونیزه شده و به Mn^{4+} تبدیل می‌شود. در مرحله‌ی بعد یک گرم از کیتوسان به محلول فوق اضافه شد و محلول به‌مدت یک ساعت توسط دستگاه التراسونیک، سونیکیت گردید. سونیکیت کردن تا زمان حصول یک محلول یکنواخت به‌طور مداوم ادامه یافت. پس از این مرحله، محلول NaOH یک مولار به‌صورت قطره قطره و همراه با هم زدن تا رسیدن به pH = ۱۰ به محلول اضافه شد. رسوبات حاصل به‌مدت پنج ساعت و در دمای ۸۰ درجه‌ی سانتی‌گراد حرارت داده شد و پس از آن فیلتر شده و با آب فراوان مورد شست‌وشو قرار گرفت و در نهایت به‌مدت یک شب در آون قرار داده شد و در دمای ۶۰ درجه‌ی سانتی‌گراد خشک گردید (Anwar, 2018).

در مرحله بعد برای انجام این آزمایش یک نمونه خاک مرکب از مزرعه ای در منطقه‌ی انگوران دندی با مختصات جغرافیایی ″۴۹ ′۳۳ °۳۶ طول شمالی و ″۱۳/۷ ′۳۸ °۴۷ عرض شرقی و از عمق ۲۰- ۰ سانتی‌متری خاک تهیه شد. کانسار سرب و روی انگوران به عنوان یکی از بزرگ‌ترین ذخایر سرب و روی خاورمیانه و جزء ۵ معدن بزرگ ایران قرار دارد که در محدوده‌ی استان زنجان و در ۱۳۵ کیلومتری جنوب غربی شهر زنجان واقع شده است. بررسی های انجام شده و نتایج تجزیه شیمیایی نشان می دهد که در اثر فعالیت صنایع موجود در این منطقه، میزان برخی عناصر از حالت طبیعی خود خارج و ناهنجاری‌های زیست‌محیطی در منطقه ایجاد شده است.

در نمونه‌ی خاک تهیه شده پس از عبور داده شدن از الک ۲ میلی‌متری و هوا خشک شدن، بافت خاک به روش هیدرومتر، هدایت الکتریکی (EC_e) در عصاره‌ی اشباع و pH در گل اشباع و به روش‌های معمول در موسسه‌ی تحقیقات خاک و آب (علی احیائی و همکاران، ۱۳۷۲)، کربن آلی خاک به روش اکسیداسیون تر در مجاورت بی‌کرومات پتاسیم و اسید سولفوریک غلیظ (Walkley and Black, 1934)، نیتروژن کل با استفاده از روش کلدال (Bremner and Mulvaney, 1982)، درصد کربنات کلسیم معادل با روش کلسیمتری (Nelson, 1982)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش Bower (۱۹۶۶) سرب قابل جذب با DTPA (Lindsay and Norvell, 1978) و غلظت سرب کل به روش هضم با اسید نیتریک ۴ مولار (Sposito و همکاران، ۱۹۸۲) تعیین گردیدند. در مرحله‌ی بعد نمونه‌های فرعی سه کیلوگرمی از خاک آلوده تهیه و به گلدان‌ها منتقل گردید. سپس جاذب‌های کیتوسان، بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص و کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی‌اکسید منگنز در سطح ۰/۵ درصد وزنی و در سه تکرار اعمال شدند. یک تیمار بدون جاذب نیز به عنوان شاهد در نظر گرفته شد.

نمونه‌های تیمار شده به مدت سه ماه در محیط گلخانه و در حد رطوبت ظرفیت مزرعه، در دمای ۲۵ درجه‌ی سانتی‌گراد، نگهداری شدند. پس از سپری شدن مدت زمان سه ماه از آغاز خوابانیدن نمونه‌ها، غلظت سرب قابل جذب توسط DTPA عصاره‌گیری و تعیین گردید. تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SAS و برای مقایسه‌ی میانگین از آزمون دانکن در سطح پنج درصد استفاده گردید. ترسیم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار EXCEL صورت گرفت.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک مورد آزمایش در جدول (۱) ارائه گردیده است. خاک مورد بررسی دارای بافت لوم رسی، آهک نسبتاً زیاد و ماده آلی کم (کمتر از ۱ در صد) بود. غلظت سرب قابل استخراج با DTPA و غلظت سرب کل به‌ترتیب برابر با ۴۳/۲ و ۳۹۱/۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. بنابراین با توجه به غلظت سرب کل، این خاک جزء خاک‌های آلوده به سرب در نظر گرفته می‌شود.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

بافت خاک	کربنات کلسیم معادل	ماده آلی	نیتروژن آلی	pH	EC	CEC	فسفر	سرب قابل استخراج با DTPA	سرب کل
	(در صد)				(dS/m)	(Cmolc/kg)	mg/kg		
لوم رسی	۱۲/۷۵	۰/۵	۰/۰۵	۷/۳۶	۰/۹۷	۱۵	۱۸/۷۵	۴۳/۲	۳۹۱/۱۵

براساس نتایج تجزیه واریانس، اثر نوع جاذب بر غلظت سرب قابل استخراج با DTPA در سطح احتمال پنج درصد معنی‌دار بود (جدول ۲). مقایسه‌ی میانگین داده‌ها نشان داد که بین تیمارهای مختلف و شاهد از لحاظ غلظت سرب قابل استخراج با DTPA اختلاف معنی‌داری وجود داشت. همچنین بین کیتوسان، بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص و کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی اکسید منگنز نیز تفاوت معنی‌داری مشاهده گردید (شکل ۱).

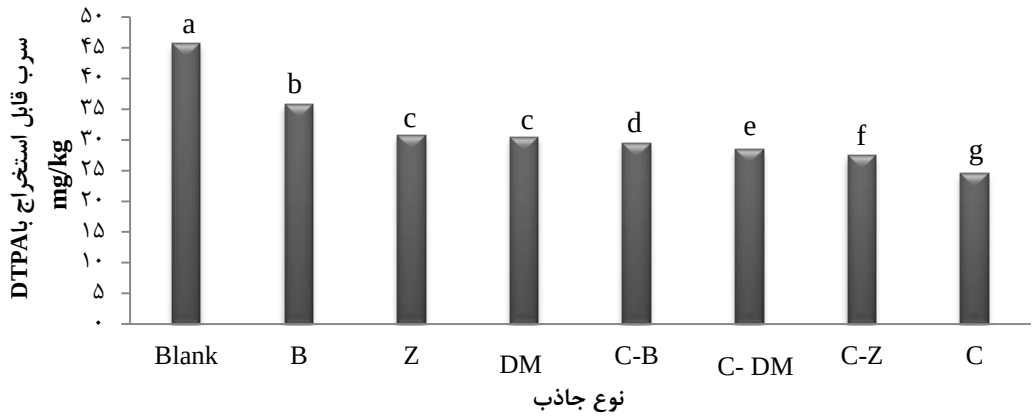
جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس اثر نوع جاذب بر غلظت سرب قابل استخراج با DTPA

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات
نوع جاذب	۷	۱۲۷/۹۷۷**
خطای آزمایشی	۱۶	۰/۰۵۲
ضریب تغییرات	۲۳	-

**: معنی‌دار بودن در سطح احتمال پنج درصد.

بیشترین غلظت سرب قابل دسترس مربوط به تیمار شاهد و کمترین غلظت آن مربوط به تیمار کیتوسان بود (شکل ۱). با توجه به نتایج به‌دست آمده کیتوسان خالص نسبت به بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص و کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی-اکسید منگنز کارایی بیشتری در غیر متحرک کردن سرب داشت و کمترین کارایی برای جذب سرب نیز مربوط به بیوچار خالص بود.

همچنین نتایج نشان دهنده‌ی این موضوع بود که به‌طور کلی کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی اکسید منگنز نسبت به بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص توانایی بالاتری در غیر متحرک کردن فلز سنگین سرب داشتند. مقادیر سرب قابل استخراج با DTPA برای شاهد (تیمار بدون جاذب)، کیتوسان، بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص به ترتیب برابر با ۴۵/۶۶، ۲۴/۴۸، ۳۵/۷۶، ۳۰/۷۲ و ۳۰/۴۷ mg/kg و برای کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی‌اکسید منگنز به ترتیب برابر با ۲۹/۵۰، ۲۷/۴۸ و ۲۸/۵۰ mg/kg بود (شکل ۱).

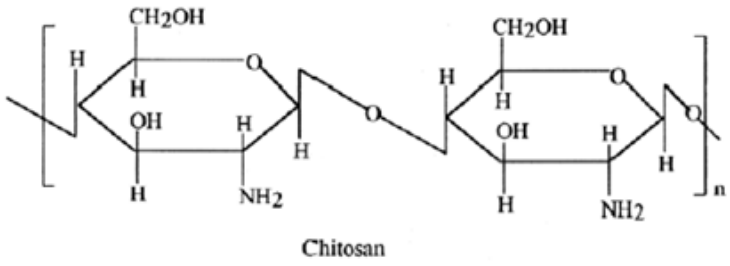


شکل ۱- تأثیر نوع جاذب بر غلظت سرب قابل استخراج با DTPA

Blank: شاهد،B: بیوچار، Z: زئولیت، DM: دی‌اکسید منگنز، C-B: کیتوسان- بیوچار، C-DM: کیتوسان- دی‌اکسید منگنز، C-Z: کیتوسان- زئولیت، C: کیتوسان

میزان کاهش سرب قابل استخراج با DTPA با کاربرد ۰/۵ درصد وزنی از هر یک از جاذب‌ها برای کیتوسان، بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص نسبت به تیمار شاهد به‌ترتیب برابر با ۴۶/۳۸، ۲۱/۶۸، ۳۲/۷۲ و ۳۳/۲۶ درصد و برای کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی‌اکسید منگنز برابر با ۳۵/۳۸، ۳۹/۸۰ و ۳۷/۵۶ درصد بود. بنابراین با توجه به نتایج به دست آمده به‌کار بردن کیتوسان قدرت جذب هر یک از جاذب‌های بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز را به ترتیب به میزان ۱۳/۷، ۷/۰۸ و ۴/۳ درصد افزایش داده است.

همان‌طور که از نتایج پیداست در میان جاذب‌های مورد استفاده در این آزمایش، کیتوسان دارای بیشترین ظرفیت جذب برای یون‌های فلزی است و توانایی آن برای ساختن ترکیبی قوی با یون‌های فلز سنگین سرب بالا است و این خاصیّت به گروه‌های عاملی موجود در ساختار کیتوسان وابسته است. حضور گروه‌های عاملی بسیار واکنش‌پذیر آمین (NH_2) و هیدروکسیل (OH) در ساختار کیتوسان موجب شده است که این ترکیب به‌عنوان ماده‌ای مؤثر برای حذف فلزهای سنگین از منابع آلوده شناخته شود (شکل ۲). گروه‌های آمین نسبت به یون‌های فلزی شدیداً واکنش نشان می‌دهند. به‌علاوه اتم‌های نیتروژن، الکترون آزاد دارند که با کاتیون‌های فلزی واکنش می‌دهند. بنابراین گروه‌های آمین مسئول جذب کاتیون‌های فلزی از طریق فرآیند تشکیل کلات هستند. به‌طور کلّی کیتوسان از طریق فرآیندهای جذب سطحی، تبادل یونی و تشکیل کلات قادر است با یون‌های فلزی واکنش نشان دهد (Qi and Xu, 2004).



شکل ۲- ساختار بیوپلیمر کیتوسان (Kumar, 2000)

Mohanasrinivasan و همکاران (۲۰۱۴) در پژوهش‌های خود ابتدا اقدام به تهیه‌ی کیتوسان از ضایعات پوسته‌ی میگو نمودند و سپس راندمان حذف فلزهای سنگین Cu^{2+}، Zn^{2+}، Fe^{2+} و Cr^{5+} از فاضلاب‌های صنعتی را توسط کیتوسان تولید شده مورد بررسی قرار دادند. نتایج پژوهش‌های آن‌ها نشان داد که از بین تمامی یون‌های فلزی به کار برده شده، یون مس بهتر و به مقدار بیشتر (۹۸/۹۷ درصد) توسط کیتوسان جذب شده بود. همچنین مقدار جذب روی توسط کیتوسان ۸۶/۱۵ درصد، آهن ۶۵/۲ درصد و کروم ۳۷/۵۱ درصد بود. بنابراین آن‌ها نتیجه گرفتند که می‌توان از کیتوسان به‌عنوان یک بیوپلیمر کارا و مؤثر در اصلاح فاضلاب‌های صنعتی استفاده کرد.

با توجه به خصوصیات ذکر شده برای کیتوسان، تهیه‌ی کامپوزیت‌های پلیمری با کیتوسان، با دست‌یابی به خواصّی کارآمدتر، موجب افزایش کارایی جاذب‌ها در حذف فلزهای سنگین می‌شود. Hussain و همکاران (۲۰۱۷) در مطالعات خود از غشای بیوچار و کیتوسان برای حذف فلزهای سنگین مس، سرب، آرسنیک و کادمیوم فاضلاب‌های صنعتی استفاده نمودند. غلظت اولیه‌ی فلزهای سنگین مس، سرب، آرسنیک و کادمیوم در فاضلاب-های صنعتی به‌ترتیب برابر با ۸۸/۲۶، ۲/۵۲، ۱۵/۴۷ و ۰/۱۴۹ ppm بود. در این پژوهش از نسبت‌های متفاوت بیوچار به کیتوسان از ۰:۱۰ تا ۱۰:۰ استفاده گردید. فرآیند جذب به‌مدت چهار ساعت طول کشید و پس از گذشت این مدت زمان، غلظت باقیمانده‌ی تمام فلزها تعیین گردید. نتایج حاصل نشان داد که حداکثر غلظت باقیمانده‌ی فلزهای مس، سرب و کادمیوم به‌ترتیب برابر با ۸۳/۴۸، ۲/۱۲ و ۰/۱۴۴ ppm بود که در نسبت بیوچار به کیتوسان ۱۰:۰ مشاهده گردید. در مورد آرسنیک نیز حداکثر غلظت باقیمانده ۱۴/۶۰ ppm بود که در نسبت بیوچار به کیتوسان ۱:۹ مشاهده گردید. حداقل غلظت باقیمانده‌ی فلزهای سنگین نیز به‌ترتیب زیر بود:

مس ۵۰/۰۳ ppm در نسبت بیوچار به کیتوسان ۳:۷، سرب ۱/۱۵ ppm در نسبت بیوچار به کیتوسان ۵:۵، آرسنیک ۱۲/۱۶ ppm در نسبت بیوچار به کیتوسان ۹:۱ و کادمیوم ۰/۱۳۶ ppm در نسبت‌های بیوچار به کیتوسان ۳:۷ و ۷:۳.

بنابراین، این پژوهش‌گران نتیجه گرفتند که غشای بیوچار و کیتوسان تهیه شده نسبت به بیوچار خالص کارایی بالاتری در جذب و حذف فلزهای سنگین از فاضلاب‌های صنعتی داشت.

نتایج این تحقیق نیز نشان داد که به‌کار بردن کیتوسان قدرت جذب هر یک از جاذب‌های بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز را به ترتیب به میزان ۱۳/۷، ۷/۰۸ و ۴/۳ درصد افزایش داد که بیشترین مقدار افزایش ظرفیت جذب مربوط به کامپوزیت کیتوسان- بیوچار بود. با توجه به این که مکانیسم‌های جذب توسط بیوچار شامل تبادل یونی، تشکیل کمپلکس توسط گروه‌های عاملی اکسیژن‌دار، رسوب و واکنش با الکترون‌های آزاد پیوندهای C = C می‌باشد (Han و همکاران، ۲۰۱۷)، احتمالا کاربرد توأم کیتوسان با بیوچار باعث افزایش بنیان‌های عاملی در بیوچار شده و این امر امکان جذب بیشتر فلز سنگین سرب را فراهم آورده است.

نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که کاربرد کیتوسان، بیوچار، زئولیت و دی‌اکسید منگنز خالص و کامپوزیت‌های کیتوسان- بیوچار، کیتوسان- زئولیت و کیتوسان- دی‌اکسید منگنز در خاک به عنوان جاذب می‌تواند غلظت سرب قابل استخراج با DTPA را کاهش دهد. همچنین مشاهده گردید که با توجه به کارایی بالای کیتوسان در غیر متحرک کردن فلز سنگین سرب در خاک، کامپوزیت‌های کیتوسان تهیه شده با جاذب‌های مختلف نسبت به جاذب‌های خالص کارایی بالاتری در جذب و حذف فلز سنگین سرب از خاک داشتند. علاوه بر این، این جاذب‌های زیستی نسبت به جاذب‌های سنّتی و قدیمی، هم سازگاری بالایی با محیط زیست دارند و هم این که کم هزینه بوده و دسترسی به آن‌ها نیز آسان است.

منابع

برزین، م.، خیرآبادی، ح. و افیونی، م. ۱۳۹۴. بررسی آلودگی برخی فلزات سنگین خاک‌های سطحی استان همدان با استفاده از شاخص‌های آلودگی. علوم آب و خاک (علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی). ۱۹(۷۲): ۶۹-۷۹.

علی احیائی، م. و بهبهانی زاده، ع. ا. ۱۳۷۲، شرح روش‌های تجزیه شیمیایی خاک، موسسه‌ی تحقیقات خاک و آب، جلد اول، نشریه شماره ۸۹۳.

Ahmad, M., Ahmed, S., Swami, B. L. and Ikram, S. 2015. Adsorption of heavy metal ions: role of chitosan and cellulose for water treatment. International Journal of Pharmacognosy. 2(6): 280-289.

Anwar, Y. 2018. Antibacterial and lead ions adsorption characteristics of chitosan-manganese dioxide bionanocomposite. International Journal of Biological Macromolecules. 111: 1140-1145.

Bower, C. A. and Hatcher, J. T. 1966. Simultaneous Determination of Surface Area and Cation-Exchange Capacity 1. Soil Science Society of America Journal. 30(4): 525-527.

Bremner, J. M. and Mulvaney, C. S. 1982. Nitrogen—Total 1. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties.595-624.

Dehghani, M. H., Dehghan, A. and Najafpoor, A. 2017. Removing Reactive Red 120 and 196 using chitosan/zeolite composite from aqueous solutions: Kinetics, isotherms, and process optimization. Journal of Industrial and Engineering Chemistry. 51: 185-195.

El-Kafrawy, A. F., El-Saeed, S. M., Farag, R. K., El-Saied, H. A. A. and Abdel-Raouf, M. E. S. 2017. Adsorbents based on natural polymers for removal of some heavy metals from aqueous solution. Egyptian Journal of Petroleum. 26(1): 23-32.

Han, L., Qian, L., Liu, R., Chen, M., Yan, J. and Hu, Q. 2017. Lead adsorption by biochar under the elevated competition of cadmium and aluminum. Scientific Reports. 7(1): 2264.

Hussain, A., Maitra, J. and Khan, K. A. 2017. Development of biochar and chitosan blend for heavy metals uptake from synthetic and industrial wastewater. Applied Water Science. 7(8): 4525-4537.

Kumar, M. N. R. 2000. A review of chitin and chitosan applications. Reactive and Functional Polymers. 46(1): 1-7.

Lindsay, W. L. and Norvel, W. A. 1978. Development of a DTPA as a soil response investigation of Mn^{2+} complexation in natural and synthetic organics. Soil Science Society of America Journal. 46: 1137-43.

Mohanasrinivasan, V., Mishra, M., Paliwal, J. S., Singh, S. K., Selvarajan, E., Suganthi, V. and Devi, C. S. 2014. Studies on heavy metal removal efficiency and antibacterial activity of chitosan prepared from shrimp shell waste. 3 Biotech. 4(2): 167-175.

Nelson, R. E. 1982. Carbonate and gypsum. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. 181-197.

Qi, L. and Xu, Z. 2004. Lead sorption from aqueous solutions on chitosan nanoparticles. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. 251(1-3): 183-190.

Shukla, S. R. and Pai, R. S. 2005. Adsorption of Cu (II), Ni (II) and Zn (II) on modified jute fibers. Bioresource Technology. 96(13): 1430-1438.

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 1. Soil Science Society of America Journal. 46(2): 260-264.

Walkley, A., and Black, I. A. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science. 37: 29-37.

Wuana, R. A. and Okieimen, F. E. 2011. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. International Scholarly Research Network Ecology. 2011.

Zhou, Y., Gao, B., Zimmerman, A. R., Fang, J., Sun, Y. and Cao, X. 2013. Sorption of heavy metals on chitosan-modified biochars and its biological effects. Chemical engineering journal. 231: 512-518.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

The effects of different chitosan composites on the concentration of DTPA extractable lead in soil

Najafi*[1], z., Golchin[2], A., Alamdari, P.[3] Askari, M. S.[4]

[1] PhD. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran

[2] Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran

[3, 4] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran

Abstract

Due to the high efficiency of Chitosan in immobilization of heavy metals and its high compatibility with the environment, this study aimed to investigate the effects of various Chitosan composites on the concentration of DTPA extractable lead in a heavy metal contaminated soil. For this purpose, a pot experiment was conducted in greenhouse conditions using a completely randomized design. Experimental treatments were types of adsorbent including Chitosan, Biochar, Zeolite, Manganese dioxide and composites of Chitosan- Biochar, Chitosan- Zeolite and Chitosan- Manganese dioxide that each was applied to soil with the rate of 0.5% (W/W) and in three replicates. A treatment without adsorbent was also considered as control. The results showed that Chitosan was more effective in immobilization of lead than the other adsorbents. The results also showed that composites of Chitosan- Biochar, Chitosan- Zeolite and Chitosan- Manganese dioxide had higher ability in immobilization of lead than the pure Biochar, Zeolite and Manganese dioxide. The reductions in the concentration of DTPA extractable lead by the Chitosan, Biochar, Zeolite, and Manganese dioxide were 46.38, 21.68, 32.72 and 33.26% and by the composites of Chitosan- Biochar, Chitosan- Zeolite and Chitosan- Manganese dioxide were 35.38, 39.80 and 37.56% respectively when compared to the control treatment. The results indicate that the use of chitosan for the formation of composite increased the adsorption capacity of the Biochar, Zeolite, and Manganese dioxide by 13.7, 7.08 and 4.3% respectively.

Keywords: Soil pollution, Heavy metals, Immobilization, Bioavailability, Chitosan composites.

* Corresponding author, Email: najafizahra9@gmail.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

پیامد کاربرد بیوچار نی بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت دهیدروژناز و کاتالاز در سطوح مختلف آلودگی کادمیوم در خاک

ندا مرادی [۱*]، اکبر کریمی [۲]

[۱] استادیار گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

[۲] دانشجوی دکتری علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

چکیده

افزودن بیوچار به خاک می‌تواند زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک را تحت تاثیر قرار دهد. هدف از این پژوهش ارزیابی پیامد کاربرد بیوچار نی تهیه شده در دمای ۵۰۰ درجه سلسیوس، بر کربن زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیم‌های دهیدروژناز و کاتالاز در سطوح مختلف آلودگی کادمیوم در خاک بود. این پژوهش به‌صورت فاکتوریل با دو فاکتور آلودگی کادمیوم (در سه سطح صفر، ۱۵ و ۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم از منبع نیترات کادمیوم) و کاربرد بیوچار (در دو سطح شاهد و کاربرد بیوچار نی در سطح ۲ درصد وزنی)، در قالب طرح پایه کاملاً تصادفی و با سه تکرار در شرایط انکوباسیون آزمایشگاهی انجام شد. پس از اعمال تیمارهای آزمایشی، نمونه‌ها به‌مدت ۹۰ روز در شرایط انکوباسیون و در دمای ۲ ± ۲۵ درجه سلسیوس، نگه‌داری شدند. نتایج نشان داد آلودگی کادمیوم سبب کاهش معنی‌دار کربن زیست‌توده میکروبی و فعالیت کاتالاز و دهیدروژناز شد. کاربرد بیوچار در هر سه سطح کادمیوم در خاک، سبب افزایش معنی‌دار کربن آلی خاک، کربن زیست‌توده میکروبی خاک (۳۷/۵ تا ۴۳/۵ درصد) و فعالیت کاتالاز (۴۹/۷ تا ۶۰/۳ درصد) و دهیدروژناز (۲۵/۷ تا ۷۰/۳ درصد) شد. به طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که کاربرد بیوچار روش مناسبی برای بهبود کربن آلی خاک و زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک در شرایط آلودگی کادمیوم در خاک می‌باشد.

کلمات کلیدی: آلودگی فلزات سنگین، فعالیت میکروبی، فعالیت آنزیمی، اصلاح‌کننده‌های آلی

مقدمه

آلودگی فلزات سنگین در خاک تهدیدی جدی برای کیفیت و سلامت خاک و محصولات کشاورزی می‌باشد (Lu و همکاران، ۲۰۱۷). کادمیوم یکی از سمی‌ترین فلزات سنگین است که نه تنها برای سلامت انسان و دام بسیار خطرناک می‌باشد، بلکه می‌تواند پیامدهای نامطلوبی بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت ریزجانداران خاک داشته باشد (Lu و همکاران، ۲۰۱۷). زیست‌توده میکروبی خاک به عنوان یکی از شاخص‌های مهم کیفیت خاک نقش مهمی در تغییرات ماده آلی خاک، چرخه عناصر غذایی از جمله کربن، نیتروژن، فسفر و گوگرد و همچنین تحرک فلزات سنگین در خاک دارد (Xu و همکاران، ۲۰۱۸). زیست‌توده میکروبی خاک به شرایط تنش فلزات سنگین حساس بوده و تحت تأثیر آلودگی فلزات سنگین قرار می‌گیرد. آنزیم-های دهیدروژناز و کاتالاز از جمله آنزیم‌های درون سلولی موثر در متابولیسم‌های سلولی باشند. به‌طور کلی هر گونه تغییر در جامعه میکروبی خاک بر اثر تنش‌های محیطی از جمله آلودگی فلزات سنگین می‌تواند سنتز و در نتیجه فعالیت آنزیمی خاک را تغییر دهد. کادمیوم به عنوان یک فلز سنگین سمی می‌تواند پیامدهای منفی بر متابولیسم‌های سلول و رشد میکروبی داشته باشد (Pan و همکاران، ۲۰۱۱). مدیریت مواد آلی خاک و افزودن اصلاح کننده-های آلی می‌تواند اثر مثبتی بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک داشته باشد. همچنین در شرایط آلودگی فلزات سنگین در خاک افزودن اصلاح‌کننده‌های آلی به خاک می‌تواند سبب بهبود ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و کاهش فراهمی فلزات سنگین در خاک شود. یکی از اصلاح-کننده‌های آلی که در سال‌های اخیر برای بهبود ویژگی‌های خاک مورد توجه قرار گرفته، بیوچار است. بیوچار یک ماده بسیار متخلخل و غنی از کربن است که از تجزیه حرارتی زیست‌توده‌ها و در شرایط بدون اکسیژن و یا اکسیژن محدود تهیه می‌شود (Yu و همکاران، ۲۰۱۹). کاربرد بیوچار در خاک می‌تواند با تغییر ویژگی‌های و فرآیندهای گوناگون خاک بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی خاک موثر باشد (Song و همکاران، ۲۰۱۸). کاتالاز و دهیدروژناز از جمله آنزیم‌های درون سلولی بوده که در فرآیندها و متابولیسم‌های ریزجانداران خاک نقش بسیار مهمی دارند. فعالیت این آنزیم‌ها نشان دهنده شدت فرآیندهای میکروبی خاک بوده و شاخص‌های مناسبی برای ارزیابی تاثیر کاربرد بیوچار و همچنین فلزات سنگین بر فعالیت میکروبی خاک می‌باشند (Liu و همکاران، ۲۰۰۸). با توجه به این‌که تاکنون مطالعات چندانی در زمینه تاثیر کاربرد بیوچار بر زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیمی

* ایمیل نویسنده مسئول: n.moradi@scu.ac.ir

خاک انجام نشده است، هدف از این پژوهش بررسی پیامد افزودن بیوچار نی بر کربن زیست‌توده میکروبی و فعالیت آنزیم‌های کاتالاز و دهیدروژناز در سطوح مختلف آلودگی کادمیوم در خاک بود.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در شرایط انکوباسیون، در سال ۱۳۹۷، در گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز انجام شد. برای تهیه بیوچار از زیست‌توده گیاه نی استفاده شد. زیست‌توده گیاه نی ابتدا هوا خشک شده و پس از آسیاب کردن، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد و سپس در آون در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس خشک شد (Singh و همکاران، ۲۰۱۷). سپس بیوچار نی در کوره الکتریکی در شرایط گرماکافت آهسته، به مدت ۲ ساعت، در دمای ۵۰۰ درجه سلسیوس و با نرخ افزایش دمای ۵ درجه سلسیوس تهیه شد. برای ایجاد شرایط بدون اکسیژن از جریان گاز نیتروژن (۱ لیتر بر دقیقه) استفاده شد. سپس ویژگی‌های بیوچار اندازه‌گیری شد (Singh و همکاران، ۲۰۱۷). نمونه خاک مورد مطالعه از مزرعه پژوهشی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز، از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری نمونه‌برداری شد. نمونه خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا-خشک شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. سپس برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک اندازه‌گیری شد (Carter and Gregorich, 2008). برای آلوده کردن خاک با غلظت‌های مختلف کادمیوم از روش اسپری و نمک نیترات کادمیوم $Cd(NO_3)_2$ استفاده شد. خاک آلوده به‌مدت پنج ماه در برابر تناوب‌های تر و خشک شدن قرار داده شد تا توزیع کادمیوم در خاک به شرایط آلودگی طبیعی نزدیک‌تر شود (Karimi و همکاران، ۲۰۱۸). سپس تیمارهای بیوچار اعمال شدند. بدین ترتیب که بیوچارها در سطح ۲ درصد وزنی به‌طور یکنواخت با ۳۰۰ گرم خاک مخلوط شدند و در ظروف پلاستیکی منفذدار (جهت تبادل تهویه‌ای) نگه‌داری شدند. رطوبت نمونه‌ها با افزودن آب مقطر به‌روش اسپری، در حد ۷۰ درصد ظرفیت مزرعه (مکش ۰/۲۳ بار) تنظیم شد و تا پایان آزمایش به‌صورت وزنی کنترل گردید. نمونه‌ها به مدت ۳ ماه در شرایط انکوباسیون و در دمای ثابت (۲±۲۵ درجه سلسیوس) نگه‌داری شدند. در پایان آزمایش کربن آلی خاک به‌روش اکسیداسیون تر، کربن زیست‌توده میکروبی خاک (MBC) به روش تدخین (گازدهی) با کلروفرم و استخراج با محلول سولفات پتاسیم اندازه‌گیری شد (Jenkinson and Ladd, 1981). همچنین فعالیت آنزیم‌های دهیدروژناز (Alef and Nannipieri, 1995) و کاتالاز (Liu و همکاران، ۲۰۰۸) در خاک اندازه‌گیری شد. رسم نمودارها با نرم افزار Excel نسخه ۲۰۱۳، تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS نسخه ۱۷ انجام شد. همچنین مقایسه میانگین داده‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن و در سطح احتمال پنج درصد انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک مورد مطالعه در جدول (۱) ارائه شده است. خاک مورد مطالعه دارای بافت لومی، آهکی، pH بالا، غیر شور، دارای مقدار ماده آلی کم و غیرآلوده به کادمیوم بود (جدول ۱). همچنین نتایج ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی بیوچار مورد استفاده در جدول ۲ آمده است. زغال زیستی تهیه شده دارای درصد کربن زیاد و ظرفیت تبادل کاتیونی و سطح ویژه بالایی بود.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	pH	EC ($dS\ m^{-1}$)	کربنات کلسیم معادل (٪)	کربن آلی (٪)	نیتروژن کل (٪)	کادمیوم کل ($mg\ kg^{-1}$)	غلظت قابل دسترس ($mg\ kg^{-1}$)						
									P	K	Fe	Mn	Zn	Cu	Cd
۴۰/۶	۳۸/۰	۲۱/۴	۷/۷	۲/۵۴	۴۱/۳	۰/۴۱	۰/۰۳۶	۱/۰۵	۱۳/۵	۲۷۳	۱/۲۵	۴/۱۲	۰/۵۱	۰/۷۳	۰/۴۷

جدول ۲. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی بیوچار نی

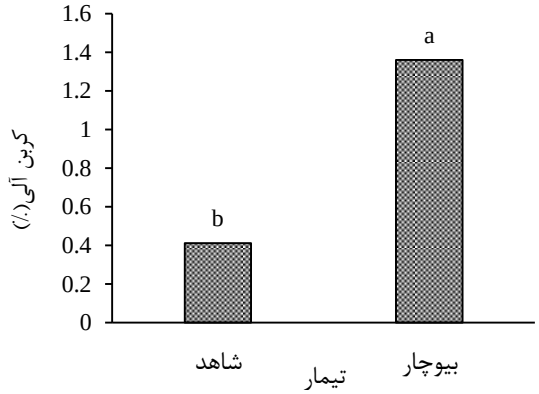
عملکرد (٪)	خاکستر (٪)	pH	EC ($dS\ m^{-1}$)	CEC ($cmol_c\ kg^{-1}$)	سطح ویژه ($m^2\ g^{-1}$)	کربن (٪)	نیتروژن (٪)	هیدروژن (٪)	اکسیژن (٪)	H/C	O/C	کادمیوم ($mg\ kg^{-1}$)
۲۹/۳	۳۳/۶	۱۰/۳۴	۶/۸	۲۳/۵	۶۸/۸	۶۱/۱	۰/۸۸	۲/۱	۱/۹۸	۰/۰۳۵	۰/۰۳۲	ND

بر اساس نتایج تجزیه واریانس، کاربرد بیوچار اثر معنی‌داری بر کربن آلی خاک داشت، اما اثر اصلی کادمیوم و اثر متقابل کادمیوم و بیوچار بر کربن آلی خاک معنی‌دار نبود (جدول ۳). نتایج مقایسه میانگین اثر اصلی بیوچار بر کربن آلی خاک نشان داد که کاربرد بیوچار سبب افزایش معنی‌دار کربن آلی خاک شد (شکل ۱). به طوری که کربن آلی خاک در تیمار بیوچار بیش از ۳/۳ برابر تیمار شاهد بود. افزایش کربن آلی کل خاک در اثر افزودن بیوچار به خاک به‌دلیل درصد بالای کربن بیوچار (جدول ۲) می‌باشد، که توسط سایر پژوهش‌گران نیز گزارش شده است (Song و همکاران، ۲۰۱۸، Yu و همکاران، ۲۰۱۹).

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس (میانگین مربعات) تاثیر تیمارها بر کربن آلی و زیست‌توده میکروبی و فعالیت دهیدروژناز و کاتالاز

منبع تغییرات	درجه آزادی	کربن آلی (OC)	کربن زیست‌توده میکروبی (MBC)	دهیدروژناز	کاتالاز
کادمیوم	۲	۰/۰۰۲ ^{ns}	۱۲۲۵۲ **	۷/۴۸ **	۲۳۲/۹ **
بیوچار	۱	۴/۰۵ **	۲۰۶۵۹ **	۵/۷۴ **	۷۹۳/۶ **
کادمیوم × بیوچار	۲	۰/۰۰۱ ^{ns}	۳۱۹/۱ *	۰/۱۰۶ *	۳۲/۷ *
خطای آزمایشی	۱۲	۰/۰۰۱	۷۷/۳	۰/۰۲۲	۸/۱۰
ضریب تغییرات (٪)		۵/۶۴	۸/۶۵	۶/۴۹	۷/۲۱

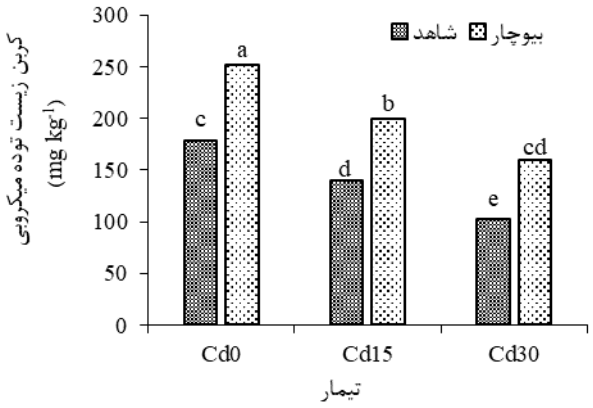
^{ns} ، ** و *: به ترتیب غیرمعنی‌دار و معنی‌دار در سطح احتمال پنج و یک درصد.



شکل ۱- اثر اصلی بیوچار بر درصد کربن آلی خاک

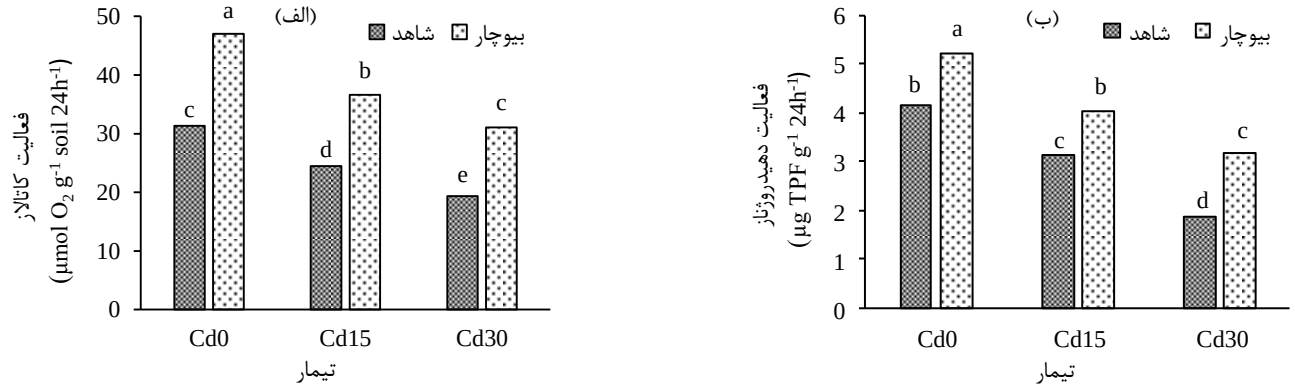
نتایج مقایسه میانگین اثر متقابل تیمارها نشان داد در اثر افزایش آلودگی کادمیوم در خاک، کربن زیست‌توده میکروبی خاک در همه تیمارها کاهش یافت (شکل ۲). این کاهش (در سطح Cd30 در مقایسه با Cd0) در تیمار بیوچار کم‌تر از تیمار شاهد بود. در هر سه سطح آلودگی کادمیوم در خاک کربن زیست‌توده میکروبی خاک در تیمار بیوچار به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از تیمار شاهد بود (شکل ۲). کاهش کربن زیست‌توده میکروبی خاک در اثر آلودگی کادمیوم، احتمالاً به این دلیل است که ریزجانداران خاک در شرایط آلودگی کادمیوم در خاک برای تحمل به سمیت ایجاد شده به انرژی بیش‌تری نیاز دارند، به‌همین دلیل کربن جذب‌شده کم‌تری در ساختار ترکیبات آلی شرکت می‌نماید (Xu و همکاران، ۲۰۱۸). کاربرد بیوچارها سبب افزایش معنی‌دار MBC شد، که این می‌تواند به‌دلیل افزایش کربن آلی خاک (جدول ۴) و افزایش کربن و عناصر غذایی قابل دسترس برای ریزجانداران خاک

در اثر افزودن بیوچارها باشد (Khadem and Raiesi, 2017). همچنین افزایش کربن زیست‌توده میکروبی خاک در اثر افزودن بیوچار می‌تواند به این دلیل باشد که بیوچار با داشتن ساختار متخلخل و سطح ویژه بالا می‌تواند زیستگاه مناسبی را برای ریزجانداران خاک به‌ویژه باکتری‌ها فراهم کند (Zhu و همکاران، ۲۰۱۷).



شکل ۲- تاثیر بیوچار بر کربن زیست‌توده میکروبی در سطوح مختلف کادمیوم

نتایج مقایسه میانگین اثر متقابل آلودگی کادمیوم و کاربرد بیوچار نشان داد در اثر افزایش آلودگی کادمیوم در خاک، فعالیت کاتالاز و دهیدروژناز در همه تیمارها کاهش یافت (شکل ۳). همچنین در هر سه سطح آلودگی کادمیوم در خاک فعالیت کاتالاز و دهیدروژناز در تیمار بیوچار به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از تیمار شاهد بود (شکل ۳).



شکل ۳- تاثیر بیوچار بر فعالیت کاتالاز (الف) و دهیدروژناز (ب) در سطوح مختلف کادمیوم

کاهش فعالیت آنزیمی در اثر آلودگی کادمیوم به این دلیل است که کادمیوم می‌تواند با ایجاد کمپلکس با سوبسترای مورد نیاز آنزیم‌ها و خارج نمودن سوبسترا از دسترس ریزجانداران و یا با از بین بردن ریزجانداران تجزیه‌کننده مواد آلی سبب کاهش فعالیت آنزیمی خاک شود. همچنین کادمیوم می‌تواند در سنتز آنزیم‌ها توسط سلول‌های میکروبی اثر منفی داشته باشد (Pan و همکاران، ۲۰۱۱). بیش‌تر بودن فعالیت آنزیمی در تیمارهای کاربرد بیوچار می‌تواند به‌دلیل افزایش کربن و فراهمی عناصر غذایی برای ریزجانداران خاک و در نتیجه افزایش فعالیت میکروبی و تحریک فعالیت آنزیمی باشد (Nie و همکاران، ۲۰۱۸). همچنین با توجه به ویژگی‌های بیوچار و ظرفیت تبادل کاتیونی، سطح ویژه و پ‌هاش بالای آن (جدول ۲) احتمالاً سبب

کاهش تحرک کادمیوم در خاک شده است. بنابراین یکی از دلایل احتمالی افزایش زیست‌توده میکروبی و فعالیت کاتالاز و دهیدروژناز در تیمارهای کاربرد بیوچار، در شرایط آلودگی کادمیوم، کاهش سمیت کادمیوم در خاک، بوده است.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که کاربرد بیوچار نی سبب افزایش چشم‌گیر کربن آلی خاک شد. اگرچه آلودگی کادمیوم سبب کاهش کربن زیست‌توده میکروبی خاک و فعالیت آنزیم‌های کاتالاز و دهیدروژناز در خاک شد، اما کاربرد بیوچار توانست تا حد نسبتا زیادی اثرات منفی آلودگی کادمیوم بر فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک را کاهش دهد. بنابراین کاربرد بیوچار نی در خاک‌های آلوده به کادمیوم می‌تواند در بهبود فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک، به‌عنوان شاخص‌های مهم کیفیت خاک، مفید باشد. همچنین با توجه به ویژگی‌های بیوچار نی استفاده شده در این پژوهش و درصد کربن بالای آن می‌تواند در بهبود کربن آلی خاک در خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک ایران و همچنین در ترسیب کربن در خاک موثر باشد. بنابراین کاربرد بیوچار نی برای بهبود کربن آلی خاک و فعالیت میکروبی و آنزیمی خاک به‌ویژه در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین می‌تواند مورد توجه قرار گیرد.

سپاسگزاری

هزینه اجرای این طرح به شماره ۱۳۰۷ از محل اعتبارات پژوهانه واحد پژوهشی دانشگاه شهید چمران (اهواز) تأمین شده است.

منابع

Alef, K. and Nannipieri, P. 1995. Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, London, 608p.

Carter, M.R. and Gregorich E.G. 2008. Soil Sampling and Methods of Analysis (2nd Ed.). CRC Press, Boca Raton, Florida, 1204p.

Jenkinson D.S. and Ladd J. N. 1981. Microbial biomass in soil measurement and turnover. P 415-471, In: E.A.Paul and J.N. Ladd (eds), Soil Biochemistry, Marcel Dekker, Inc., New York.

Karimi, A., Khodaverdiloo, H. and Rasouli-Sadaghiani, M. H. 2018. Microbial-enhanced phytoremediation of lead contaminated calcareous soil by *Centaurea cyanus* L. Clean–Soil, Air, Water, 46(2), 1700665.

Khadem, A. and Raiesi F. 2017. Responses of microbial performance and community to corn biochar in calcareous sandy and clayey soils. Applied Soil Ecology. 114, 16-27.

Liu, J. Xie J., Chu, Y., Sun, C., Chen, C. and Wang, Q. 2008. Combined effect of cypermethrin and copper on catalase activity in soil. Journal of Soils and Sediments. 5, 327–332.

Lu, K., Yang, X., Gielen, G., Bolan, N., Ok, Y. S., Niazi, N. K., Xu, S., Yuan, G., Chen, X., Zhang, X. and Liu, D. 2017. Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated soil. Journal of environmental management. 186, 285-292.

Nie, C., Yang, X., Niazi, N. K., Xu, X., Wen, Y., Rinklebe, J., Ok, Y. S., Xu, S. and Wang, H. 2018. Impact of sugarcane bagasse-derived biochar on heavy metal availability and microbial activity: A field study. Chemosphere. 200, 274-282.

Pan, J. and Yu, L. 2011. Effects of Cd or/and Pb on soil enzyme activities and microbial community structure. Ecological Engineering. 37(11), 1889-1894.

Singh, B., Camps-Arbestain, M. and Lehmann, J. 2017. Biochar: A Guide to Analytical Methods. Csiro Publishing. 320p.

Song D., Tang, J., Xi, X., Zhang, S., Liang, G., Zhou, W. and Wang, X. 2018. Responses of soil nutrients and microbial activities to additions of maize straw biochar and chemical fertilization in a calcareous soil. European Journal of Soil Biology. 84, 1-10.

Xu, Y., Seshadri, B., Sarkar, B., Wang, H., Rumpel, C., Sparks, D., Sparks, D., Farrell, M., Hall, T., Yang, X. and Bolan, N. 2018. Biochar modulates heavy metal toxicity and improves microbial carbon use efficiency in soil. Science of the Total Environment. 621, 148-159.

Yu, H., Zou, W., Chen, J., Chen, H., Yu, Z., Huang, J., Tang, H., Wei, X. and Gao, B. 2019. Biochar amendment improves crop production in problem soils: A review. Journal of Environmental Management. 232, 8-21.

Zhu, X., Chen, B., Zhu L. and Xing, B. 2017. Effects and mechanisms of biochar-microbe interactions in soil improvement and pollution remediation: A review. Environmental Pollution. 227, 98-115.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of common reed biochar application on microbial biomass and activity of dehydrogenase and catalase at different levels of cadmium (Cd) in soil

Moradi*[1], N., Karimi[2], A.,

[1] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran
[2] Ph.D. Student of Soil Science, Faculty of Agriculture, Shahid Chamran University of Ahvaz, Ahvaz, Iran

Abstract

Biochar addition can affecting soil microbial biomass and enzymes activity in heavy metal contaminated soils. The purpose of this study was to evaluate the effect of common reed-biochar on microbial biomass and activity of dehydrogenase and catalase at different levels of cadmium (Cd) in soil. This study was carried out as a factorial experiment based on a randomized complete design with two factors including Cd contamination (0, 15 and 30 mg Cd kg^{-1} soil) and biochar type (control and biochar addition) in three replications under laboratory condition. After treatments addition, the soil samples were incubated for 90 days. The results indicated that Cd contamination led to a significant reduction in the microbial biomass carbon and activity of dehydrogenase and catalase. Application of biochar led to increase of soil organic carbon, microbial biomass carbon (37.5-43.5%) and activity of catalase (49.7-60.3%) and dehydrogenase (25.7-70.3%). In general, the results revealed that biochar application is suitable method for improving soil organic carbon, microbial biomass and soil enzyme activity under Cd-contamination in soil.

Keywords: Heavy metal contamination, microbial activity, enzyme activity, organic amendme

* Corresponding author, Email: n.moradi@scu.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی خاک

اثر ماده آلی طبیعی خاک بر چسبندگی باکتری *اشریشیا کولی*

ریحانه شوکتی مرزدشتی[۱]، نسرین قربان‌زاده [۲*]، محمد باقر فرهنگی[۲] ، محمود شعبانپور[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

[۲] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

[۳] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

چکیده

نگرانی‌ها در مورد آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی به عوامل بیماری‌زای موجود در کودهای دامی رو به افزایش است. این پژوهش با هدف مقایسه چسبندگی باکتری *اشریشیا کولی* به ذرات خاک و نگه‌داری آن در خاک‌های با سطوح متفاوت مواد آلی طبیعی انجام شد. آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با سه تکرار طراحی شد. فاکتورهای آزمایش شامل ۵ سطح ماده آلی (۱/۱۰، ۲/۷۵، ۳/۴۶، ۴/۷۴ و ۵/۰۱ درصد) و سه سطح زمان تماس (۲، ۱۰ و ۳۰ دقیقه) بودند. تاثیر ماده آلی و زمان تماس بر تعداد باکتری‌های نگه‌داری شده در خاک معنی‌دار بود ($p<۰/۰۱$). ولی بر هم‌کنش آن‌ها معنی‌دار نشد ($P>۰/۰۵$). با افزایش سطح ماده آلی در خاک، درصد باکتری‌های نگه‌داری شده در آن کاهش پیدا کرد. بالاترین تعداد باکتری‌های نگه‌داری شده در خاک با ۱/۱ درصد ماده آلی دیده شد، گرچه تفاوت معنی‌دار با خاک دارای ۲/۷۵ درصد ماده آلی نداشت ($P>۰/۰۵$). کم‌ترین درصد باکتری‌های نگه‌داری شده نیز در خاک با ۵/۰۱ درصد ماده آلی دیده شد. همچنین با افزایش زمان تماس نیز تعداد باکتری‌های نگه‌داری شده در خاک کاهش یافت. بنابراین حضور مواد آلی می‌تواند باکتری *E. coli* را در محیط خاک پویا نموده و حرکت احتمالی آن با ذرات کلوییدی را آسان کند.

کلمات کلیدی: انتقال، باکتری‌های بیماری‌زا، زمان تماس، کود دامی

مقدمه

انتقال ریزجانداران در محیط‌های متخلخلی مانند خاک، سبب آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌شود. زمین‌های کشاورزی که به عنوان مکانی برای دفع فضولات حیوانی به صورت کود دامی هستند، نگرانی‌هایی درباره‌ی انتقال باکتری‌های موجود در این کودها ایجاد کرده‌اند (Jiang و همکاران ۲۰۰۷). ضمن این‌که استفاده از آب آبیاری آلوده به فاضلاب یا زه‌آب دام‌داری‌ها در کشاورزی نیز سبب آلودگی خاک‌ها می‌شود (Jensen و همکاران ۲۰۱۳). فضولات حیوانی و انسانی دارای تعداد زیادی از موجودات زنده مختلف مانند کلی-فرم‌ها[۱]، *استرپتوکوک‌ها*[۲]، *ژیاردیا*[۳]، *کریپتوسپوریدیوم*[۴] و روتاویروس‌ها[۵] است (Unc و Goss، ۲۰۰۴). باکتری‌های بیماری‌زای کود دامی پس از رسیدن به خاک ممکن است زنده مانده و حتی تکثیر شوند. بنابراین ممکن است خطری جدی برای سلامتی انسان ایجاد کنند (Fongaro و همکاران ۲۰۱۷). ویژگی‌های خاک می‌توانند بر سرنوشت، زنده‌مانی و انتقال زودهنگام باکتری‌های بیماری‌زا تأثیر بگذارند (Obayomi و همکاران ۲۰۱۹). باکتری *اشریشیا کولی*[۶] زمانی‌که در معرض ذرات رس قرار می‌گیرد، می‌تواند برای مدت طولانی زنده بماند (Mosaddeghi و همکاران ۲۰۰۹). علاوه بر این، بافت‌های مناسب برای رشد و زنده‌مانی باکتری‌ها، بافتی است که حاوی مقادیر بیشتری رس باشد که با حفظ منابع برای تغذیه مانند مواد آلی و آب، سبب افزایش میزان رشد، جذب باکتری و زنده‌مانی آن می‌شود (Obayomi و همکاران ۲۰۱۹). به طور کلی میزان زنده‌مانی باکتری در خاک شنی به دلیل کم بودن ظرفیت نگهداری آب و مقدار مواد آلی در مقایسه با خاک لوم یا رس کمتر است (Erickson و همکاران ۲۰۱۴).

* ایمیل نویسنده مسئول: nasrin.ghorbanzadeh@gmail.com

[1] coliforms
[2] *Streptococci*
[3] *Giardia*
[4] *Cryptosporidium*
[5] Rotaviruses
[6] *Escherichia coli*

به عنوان مثال، *اشریشیا کولی*، می‌تواند تا ۲۵ هفته در خاک رس و لوم، اما فقط برای ۸ هفته در خاک شنی، زنده بماند (Obayomi و همکاران ۲۰۱۹). عوامل شیمیایی، زیستی و فیزیکی متفاوتی بر میزان چسبندگی و انتقال باکتری‌ها در محیط‌های متخلخل نقش دارند. قدرت یونی، واکنش خاک (pH) و مواد آلی از مهم‌ترین عوامل شیمیایی و اندازه یاخته باکتری، ویژگی‌های سطح آن، تحرک، رشد، زنده‌مانی و غلظت باکتری از مهم‌ترین ویژگی‌های زیستی و همچنین اندازه ذرات، دما و شدت جریان از مهم‌ترین فاکتورهای فیزیکی موثر در چسبندگی باکتری‌ها به ذرات خاک و انتقال آن‌ها به آب‌های زیرزمینی هستند (Foppen و Schijven ۲۰۰۶). بافت خاک، ویژگی‌های خروج آب و در نتیجه توانایی حفظ رطوبت را کنترل می‌کند و مواد آلی خاک تاثیر چشم‌گیری بر شرایط نگه‌داری جوامع میکروبی در خاک دارد (Alegbeleye و همکاران ۲۰۱۸). بنابراین توزیع میکروب‌ها در محیط زیرزمینی می‌تواند تحت تاثیر مواد آلی طبیعی[1] قرار گیرد.

مواد آلی طبیعی خاک، مخلوط پیچیده‌ای از مواد آلی با منشاء گیاهی و جانوری هستند (Yang و همکاران ۲۰۱۲). واژه عمومی ماده آلی که تمام اجزای آلی خاک را در بر می‌گیرد شامل: زیست توده زنده (بافت‌های دست نخورده حیوانات و ریزجانداران)، ریشه مرده و سایر پس‌مانده‌های قابل تشخیص و همچنین مخلوطی از مواد پیچیده آلی عمدتاً کلوییدی بی‌شکل است که دیگر به‌صورت اندام گیاهی قابل تشخیص نیست. فقط دسته سوم ماده آلی اختصاصاً هوموس نامیده می‌شوند. هوموس به دو بخش مواد غیرهومیکی و مواد هومیکی تقسیم می‌شود که اجزای مواد هومیکی شامل اسید فولویک، اسید هیومیک و هومین است. سطح هوموس در واحد جرم بسیار بالا بوده و معمولاً از رس‌های سیلیکاتی نیز بیشتر است. سطح کلوییدی هوموس به سبب جدا شدن H^+ از گروه‌های کربوکسیل (-COOH) وفنولی (-OH) دارای بار منفی است (Brady و Weil، ۱۹۲۰). مواد آلی طبیعی شامل انواع مختلفی از ترکیب‌های آلی مانند اسیدهای آب‌دوست، اسیدهای آمینه، لیپیدها، پروتئین‌ها و مواد هیومیکی است (Yang و همکاران ۲۰۱۲). مقدار ۸۰-۷۰ درصد ماده آلی موجود در خاک می‌تواند از مواد هیومیکی باشد (Brady و Weil، ۱۹۲۰). بنابراین سطوح ماده آلی در جذب و نگه‌داری باکتری‌ها نقش مهم‌تری نسبت به رس‌های سیلیکاتی دارند. بسیاری از پژوهش‌ها نشان داده‌اند که حضور اسید هیومیک یا اسید فولویک که اجزای اصلی مواد آلی هستند می‌تواند به طور قابل توجهی بر چسبندگی ریزجانداران به سطح ذرات خاک تاثیر بگذارد (Yang و همکاران ۲۰۱۲). زبری سطح یکی دیگر از دلایل چسبندگی باکتری به سطوح ماده آلی است. مقایسه چسبندگی باکتری *اشریشیا کولی* روی سطوح کلسیت، گئوتیت و کربن آلی نشان داد که زبری سطح کربن آلی به علت وجود یک شبکه دارای منافذ نامنظم نسبت به کلسیت و گئوتیت توانایی جذب بیشتری برای باکتری‌ها فراهم می‌کند (Foppen و Schijven، ۲۰۰۵). ماده آلی می‌تواند به ذرات خاک متصل شده و سبب افزایش گنجایش تبادل کاتیونی شود و شرایط را برای اتصال باکتری به سطوح تغییر دهد (Foppen و همکاران ۲۰۰۸).

باکتری‌ها پس از چسبیدن به کربن آلی خاک یا رس‌ها ممکن است پویاتر شده و در محیط خاک به آسانی با جریان آب جابجا شوند (Guber و همکاران، ۲۰۰۷). بنابراین کربن آلی محلول، ماندگاری و استقرار باکتری‌ها در محیط خاک را کم می‌کند (Ginn و همکاران ۲۰۰۲). با توجه به گزارش‌های زیاد درباره‌ی آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی به باکتری‌های بیماری‌زای کود دامی و نقش مهم ماده آلی در حرکت باکتری‌ها به سمت آب‌های زیرزمینی، این پژوهش با هدف بررسی چسبیدن باکتری *اشریشیا کولی*، به عنوان باکتری شاخص در آلودگی آب‌ها، به مواد آلی طبیعی خاک و نقش آن در ماندگاری و پویایی باکتری‌ها در خاک انجام شده است.

مواد و روش

تهیه نمونه‌های خاک

۵ خاک لوم رسی با ماده آلی طبیعی متفاوت از لایه سطحی (۰-۲۵ سانتی‌متر) زمین‌های کشاورزی شرق استان گیلان، شهرستان املش نمونه‌برداری شد. نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه هوا خشک شده و پس از کوبیده شدن از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. ویژگی‌های شیمیایی آن‌ها مانند واکنش خاک با پی‌اچ متر دیجیتالی مدل 420A و قابلیت هدایت الکتریکی با هدایت‌سنج نوع دیجیتالی مدل 4510، در نسبت‌های ۱ به ۵ خاک به آب اندازه‌گیری شد. مقدار کربنات کلسیم معادل (ECC) به روش تیتراسیون برگشتی و کربن آلی نیز به روش اکسیداسیون تر اندازه‌گیری شد (Carter و Gregorich، ۲۰۰۷). از ویژگی‌های فیزیکی نیز دانه‌بندی خاک یعنی درصد شن، سیلت و رس به روش هیدرومتری اندازه‌گیری شد. نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها در جدول ۱ ارائه شده است.

[1] Natural Organic Matter

جدول ۱. برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد استفاده

نوع خاک	بافت خاک	Sand	Silt	Clay	OC	OM*	ECC	pH	EC
		(g.100g^{-1})							dS.m^{-1}) (1
۱	لوم رسی	۲۳	۳۴	۴۳	۰/۶۴	۱/۱	۱/۵	۷/۸۶	۰/۵۱
۲	لوم رسی	۲۶	۴۲	۳۲	۱/۶	۲/۷۵	۱/۵	۷/۶۲	۰/۳۹
۳	لوم رسی	۳۸	۳۰	۳۲	۲/۰۱	۳/۴۶	۰/۸۳	۶/۷۸	۰/۳۶
۴	لوم رسی	۳۴	۳۰	۳۶	۲/۷۵	۴/۷۴	۰/۶۶	۶/۶۱	۰/۳۳
۵	لوم رسی	۲۴	۳۷	۳۹	۲/۹۱	۵/۰۱	۰/۳۳	۶/۳۸	۰/۱۹

شن (۲- ۰/۰۵)، سیلت (۰/۰۵- ۰/۰۰۲)، رس (۰/۰۰۲>) میلی‌متر، OC: درصد کربن آلی، OM: درصد ماده آلی (OM=1.724×OC*)، ECC: کربنات کلسیم معادل، EC: قابلیت هدایت الکتریکی، pH: اسیدیته.

جداسازی باکتری *اشریشیا کولی* مقاوم به آنتی‌بیوتیک

باکتری *اشریشیا کولی* مقاوم به آنتی‌بیوتیک سیپروفلوکساسین از رسوبات رودخانه زرجوب واقع در شهر رشت جداسازی شد. برای جداسازی باکتری *اشریشیا کولی* از سایر باکتری‌های هم‌خانواده، از محیط کشت ائوزین متیلن بلو آگار (EMB) در دمای ۳۷°C استفاده شد و باکتری سبز با جلای فلزی به عنوان *اشریشیا کولی* شناسایی شد. سپس مقاومت باکتری جدا شده در برابر چند آنتی‌بیوتیک در محیط کشت مولر هینتون آگار[1] به روش پخشیدگی قرص ارزیابی شد (CLSI، ۲۰۱۵) و با بررسی قطر ناحیه بازدارندگی[2] آنتی‌بیوتیکی مشخص شد که باکتری جدا شده در برابر آنتی‌بیوتیک سیپروفلوکساسین مقاوم است. با بازکشت باکتری در محیط کشت EMB دارای ۸۰ میلی‌گرم بر میلی‌لیتر آنتی‌بیوتیک سیپروفلوکساسین، مقاومت باکتری به این آنتی‌بیوتیک تائید شد. سپس باکتری به محیط کشت نوترینت براث (NB)، دارای آنتی‌بیوتیک منتقل و در دمای ۳۷°C با هوادهی دائمی بر روی شیکر (۱۱۰ دور در دقیقه) تا زمان رسیدن باکتری به مرحله انتهایی فاز رشد نمایی به مدت ۱۶ ساعت قرار گرفت. سپس باکتری از محیط کشت جداسازی و تا زمان آزمایش در یخچال (دمای ۴°C) نگه‌داری شد (Jiang و همکاران ۲۰۰۷).

بررسی چسبندگی باکتری‌های *اشریشیا کولی* به ذرات خاک

برای بررسی چسبندگی باکتری به خاک از روش Muirhead و همکاران (۲۰۰۵) پیروی شد. به این صورت که یک گرم خاک عبور داده شده از الک ۲ میلی‌متر در لوله فالکون سترون ریخته شد و به آن ۵ میلی‌لیتر آب مقطر سترون که دارای 10^6 یاخته باکتری *اشریشیا کولی* در هر میلی‌لیتر بود، افزوده شد. سپس لوله‌ها به مدت ۲، ۱۰ و ۳۰ دقیقه بر روی شیکر رفت و برگشتی (۱۲۰ دور در دقیقه) در دمای آزمایشگاه (حدود ۲۵ درجه سلسیوس) تکان داده شدند تا واکنش‌های جذب و چسبندگی به تعادل برسد. این زمان‌ها برای این انتخاب شدند که کوتاه‌تر از زمان تقسیم باکتری در شرایط آزمایشگاه باشند و همین‌طور شبیه‌ساز زمان بارندگی‌های کوتاه مدت باشند که در آن باکتری آلاینده‌ای مانند *E. coli* وارد شده به محیط خاک ممکن است به ذرات آلی یا معدنی چسبیده و در محلول خاک با آنها شناور شود. پس از زمان تعادل، سوپرناتانت رویین با سانتریفیوژ (۱۰۰۰ دور در دقیقه و برای یک دقیقه؛ طبق Guber و همکاران (۲۰۰۷)) جدا و غلظت باکتری‌ها در آن شمارش شد. سانتریفیوژ سوسپانسیون در این شرایط تنها برای ته‌نشینی ذرات درشت خاک و خاک‌دانه‌هاست و بنابراین باکتری‌های آزادو باکتری‌های چسبیده به ذرات آلی و معدنی کلوییدی شناور می‌مانند. طبق تفاوت تعداد باکتری‌ها در بخش رویین (سوپرناتانت) در برابر تعداد آغازین آن‌ها، نشان‌دهنده تعداد باکتری‌های نگه‌داری شده در بخش غیرکلوییدی خاک است. برای شمارش تعداد باکتری‌های آزاد یا چسبیده شده به ذرات کلوییدی خاک شناور، از سوپرناتانت به مقدار یک میلی‌لیتر برای تهیه سری رقت برداشته و پس از تهیه سری رقت، ۰/۱ میلی‌لیتر از رقت مناسب در محیط کشت EMB دارای ۸۰ میلی‌گرم بر میلی‌لیتر آنتی‌بیوتیک سیپروفلوکساسین مایه‌زنی شد. کشت به روش پخش در پلیت انجام شد و تعداد کلنی باکتری‌های رشد کرده پس از ۲۴ ساعت انکوباسیون در دمای ۳۷°C شمارش شد و بر حسب CFU ml^{-1} بیان شد (صفری سنجانی و همکاران، ۱۳۹۰).

[1] Mueller-Hinton Agar
[2] Zone of inhibition

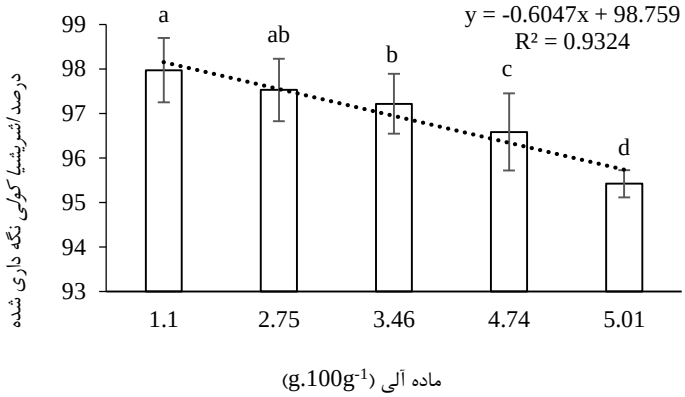
آزمایش در قالب طرح کاملا تصادفی با آرایش فاکتوریل با سه تکرار انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل ۵ سطح ماده آلی (۱/۱، ۲/۷۵، ۳/۴۶، ۴/۷۴ و ۵/۰۱ درصد) و سه سطح زمان تماس (۲، ۱۰ و ۳۰ دقیقه) بودند. داده‌های به دست آمده با استفاده از نرم‌افزار SAS آنالیز شدند و مقایسه میانگین آن‌ها با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد. برای رسم نمودارها نیز از نرم‌افزار Excel استفاده شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس پیامد ماده آلی، زمان و برهم‌کنش آن‌ها بر تعداد باکتری‌های نگه‌داری شده در خاک نشان داد که پیامد ماده آلی و زمان بر غلظت باکتری‌های نگه‌داری شده در خاک معنی‌دار شد (p<۰/۰۱) ولی بر هم‌کنش آن‌ها بر این فاکتور معنی‌دار نبود (P>۰/۰۵). بنابراین به نظر می‌رسد پیامد هردو عامل بر تعداد باکتری‌های نگه‌داری شده در خاک هم‌راستا باشد.

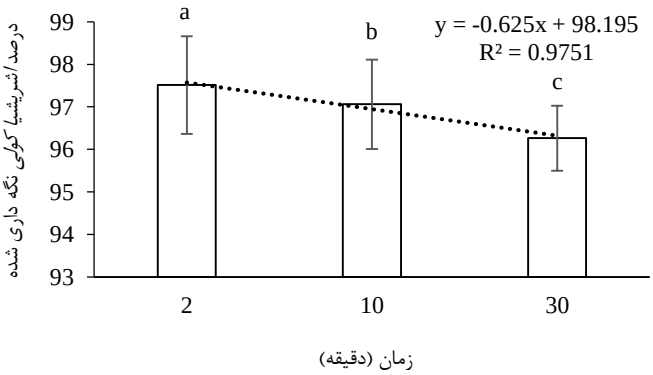
در شکل ۱ مقایسه میانگین پیامد ماده آلی خاک بر باکتری *اشریشیا کولی* نگه‌داری شده در آن نشان داده شده است. با افزایش ماده آلی در خاک، درصد باکتری‌های نگه‌داری شده در آن کم شد. به طوری‌که بالاترین اندازه باکتری‌های نگه‌داری شده در خاک، در خاک با ۱/۱ درصد ماده آلی دیده شد که البته درصد باکتری‌های نگه‌داری شده در آن تفاوت معنی‌دار با خاک دارای ۲/۷۵ درصد ماده آلی نداشت (P>۰/۰۵). کم‌ترین درصد باکتری‌های نگه‌داری شده نیز در خاک دارای ۵/۰۱ درصد ماده آلی دیده شد و مقدار باکتری‌های نگه‌داری شده در این خاک تفاوت آماری معنی‌داری با سایر خاک‌ها داشت (p<۰/۰۵). چسبندگی باکتری‌ها به عوامل فیزیکی و شیمیایی خاک بستگی دارد. تقابل خاک و باکتری بیشتر به مقدار رس و ماده آلی خاک بستگی دارد. در خاک‌های ریز بافت درصد ذرات رس بیشتر بوده و جایگاه‌های جذب برای سلول باکتری در مقایسه با خاک‌هایی با بافت درشت بیشتر است (Mosaddeghi و همکاران ۲۰۰۹). لازم به یادآوری است که در این آزمایش اگرچه مقدار رس نیز به عنوان ماده کلوییدی همانند مواد آلی در شناور شدن باکتری نقش دارد، اما از آنجا که در خاک با رس بالا (خاک ۱-جدول ۱)، شناور شدن باکتری‌ها کمتر بوده است، به نظر می‌رسد ماده آلی در شناور کردن باکتری *E. coli* در مقایسه با رس نقش بیش‌تری داشته است.

Wu و همکاران (۲۰۱۱) نیز گزارش کردند که ماده آلی خاک نقش بازدارنده‌ای در چسبندگی باکتری‌ها به ذرات خاک دارد و سبب شناور شدن آنها می‌شود. این پژوهش‌گران گزارش کردند که در خاک‌هایی که درصد رس بیشتری وجود داشته باشد، این خاک‌ها توانایی بالایی برای جذب باکتری بر روی سطوح خود دارند و رس خود به عنوان یک جاذب برای ماده آلی و باکتری عمل می‌کند. Foppen و همکاران (۲۰۰۸) گزارش کردند که بخش اسید هیومیک ماده آلی طبیعی خاک با پوشاندن سطوح ذرات و رقابت با باکتری برای جایگاه‌های جذب، سبب کاهش جذب باکتری *اشریشیا کولی* به سطح ذرات خاک می‌شود. این پژوهش‌گران همچنین گزارش کردند که از آن‌جا که فاضلاب‌ها و کودهای حیوانی اضافه شده به خاک که حاوی باکتری *اشریشیا کولی* هستند، به مقدار زیادی نیز ماده آلی دارند، بنابراین ماده آلی زودتر جذب سطح ذرات خاک شده و مانع جذب باکتری به سطوح می‌شود. Guber و همکاران (۲۰۰۷) نیز با بررسی چسبندگی باکتری‌های کلیفرم به ذرات خاک در حضور کود گاوی گزارش کردند که حضور ذرات کلوییدی کود در سوسپانسیون، چسبندگی باکتری‌ها به اجزای سیلت و رس خاک را کم کرد و نتیجه گرفتند که حضور اجزای کلوییدی کود گاوی ممکن است سبب افزایش انتقال باکتری‌ها به صورت آزاد (غیر چسبیده) در روان‌آب شود.



شکل۱. پیامد سطوح متفاوت ماده آلی بر درصد باکتری *اشریشیا کولی* نگه‌داری شده در خاک. وجود حروف مشترک بر روی ستون‌ها نشان دهنده نبود تفاوت آماری معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد است. نوارهای خطا (Error Bars) انحراف از معیار است (n=3).

شکل ۲ پیامد زمان تماس بر تعداد باکتری *اشریشیا کولی* نگه‌داری شده در خاک را نشان می‌دهد. در هر سه سطح تماس اختلاف آماری معنی‌داری در تعداد باکتری *اشریشیا کولی* نگه‌داری شده در خاک وجود دارد ($p<۰/۰۱$). بیشترین میزان نگه‌داری باکتری در خاک، در زمان ۲ دقیقه رخ داده است و با افزایش زمان تکان دادن، مقدار باکتری‌های شناور افزایش پیدا کرده است. Six و همکاران (۲۰۰۰) گزارش کردند که اگرچه ماده آلی از طریق پیوند با ذرات معدنی خاک تاثیر مثبتی بر استحکام مکانیکی خاکدانه‌ها و مقاومت آن‌ها دارد اما با طولانی شدن زمان تکان دادن و تخریب مکانیکی خاکدانه‌ها، باکتری‌های جذب شده بر روی سطوح ذرات خاک جدا می‌شوند.



شکل ۲. پیامد سطوح متفاوت زمان تماس بر درصد باکتری *اشریشیا کولی* نگه‌داری شده در خاک. وجود حروف مشترک بر روی ستون‌ها نشان دهنده نبود تفاوت آماری معنی‌دار در سطح احتمال ۵ درصد است. نوارهای خطا (Error Bars) انحراف از معیار است (n=3).

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج بدست آمده و یکسان بودن بافت در خاک‌های مورد آزمایش، کاهش چسبندگی باکتری‌ها به ذرات خاک تابع سطح ماده آلی متفاوت است. با افزایش درصد ماده آلی طبیعی خاک میزان باکتری *اشریشیا کولی* نگه‌داری شده در آن کاهش یافته است. بنابراین افزودن کودهای دامی به خاک می‌تواند با کاهش چسبندگی باکتری‌ها به ذرات خاک سبب شناور شدن آن‌ها در محلول خاک شده و انتقال عمودی باکتری‌ها در آب‌شویی و انتقال افقی آنها در روان‌آب را آسان‌تر کرده و خطر آلودگی منابع آب سطحی و زیرزمینی را افزایش دهد.

منابع

صفری سنجانی، ع. ا.، ز. شریفی، م. صفری سنجانی. ۱۳۹۰. روش‌های آزمایشگاهی در میکروبیولوژی خاک. چاپ اول. انتشارات دانشگاه بوعلی سینا همدان، صفحه ۴۵۷.

Alegbeleye, O.O., Singleton, I. and Sant'Ana, A.S., 2018. Sources and contamination routes of microbial pathogens to fresh produce during field cultivation: a review. Food Microbiology, 73, 177–208.

Brady, N. C. and Weil, R. R. (1920). The Nature and Properties of Soil. Soil Organic Matter, P, 462-463

Carter, M. R. and Gregorich, E. G. (2007). Soil Sampling and Methods of Analysis. CRC press.

CLSI. Performance Standards for Antimicrobial Disk Susceptibility Tests; Approved Standard—Eleventh Edition. CLSI document M02-A11. Wayne, PA: Clinical and Laboratory Standards Institute; 2012.

Erickson, M.C., Habteselassie, M.Y., Liao, J., Webb, C.C., Mantripragada, V., Davey, L.E. and Doyle, M.P. (2014). Examination of factors for use as potential predictors of human enteric pathogen survival in soil. Journal of Applied Microbiology, 116, 335–349.

Fongaro, G., García-González, M.C., Hernández, M., Kunz, A., Barardi, C.R.M. and RodríguezLázaro, D. (2017). Different behavior of enteric bacteria and viruses in clay and sandy soils after biofertilization with swine digestate. Front Microbiology, 8, 1–9.

Foppen, J.W.A. and Schijven, J.F. (2005). Transport of E. coli in columns of geochemically heterogeneous sediment. Water Research, 39, 3082–3088.

Foppen, J.W.A. and Schijven, J.F. (2006). Evaluation of data from the literature on the transport and survival of *Escherichia coli* and thermotolerant coliforms in aquifers under saturated conditions Water Research, 40, 401–426.

Foppen, J.W.A., Liemb, Y. and Schijven, J. (2008). Effect of humic acid on the attachment of Escherichia coli in columns of goethite-coated sand. Water Research, 42, 211–219.

Ginn, T. R., Wood, B. D., Nelson, K. E., Scheibe, T. D., Murphy, E. M. and Clement, T. P. (2002). Processes in microbial transport in the natural subsurface. Advances in Water Resources, 25, 1017–42.

Guber, A.K., Pachepsky, Y.A., Shelton, D.R., and Yu, O. (2007). Effect of bovine manure on fecal coliform attachment to soil and soil particles of different sizes. Applied and Environmental Microbiology, 73 (10), 3363-3370.

Jensen, A.N., Storm, C., Forslund, A., Baggesen, D.L. and Dalsgaard, A. (2013). Escherichia coli contamination of lettuce grown in soils amended with animal slurry. Journal of Food Protection. 76, 1137−1144.

Jiang, G., M.J., Noonan, G.D., Buchan, and N., Smith. (2007). Transport of Escherichia coli through variably saturated sand columns and modeling approaches. Journal of Contaminant Hydrology, 93, 2–20.

Mosaddeghi, M.R., Mahboubi, A.A., Zandsalimi, S., and Unc, A. (2009). Influence of organic waste type and soil structure on the bacterial filtration rates in unsaturated intact soil columns. Journal of Environmental Management, 90, 730–739.

Muirhead, R.W., Collins, R.P., and Bremer, P.J. (2005). Erosion and Subsequent Transport State of *Escherichia coli* from Cowpats. Applied and Environmental Microbiology, 71 (6), 2875-2879.

Obayomi, l., Bernstein, N., Edelstein, M., Vonshak, A., Ghazayarn, L., Ben-Hur, M., Tebbe, C. C. and Gillor, O. (2019). Importance of soil texture to the fate of pathogens introduced by irrigation with treated wastewater. Science of the Total Environment, 653, 886–896.

Six, J., Elliott, E.T. and Paustian, K. (2000). Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. Soil Science Society of America Journal, 64, 1042–1049.

Unc, A. and Goss, M.J. (2004). Transport of bacteria from manure and protection of water resources. Applied Soil Ecology, 25, 1–18.

Wu, H., Jiang, D., Cai, P., Rong, X., Dai, K., Liang, W. and Huang, Q. (2012). Adsorption of Pseudomonas putida on soil particle size fractions: effects of solution chemistry and organic matter. Journal of Soils and Sediments, 12, 143–149.

Yang, H., Kim, H. and Tong, M. (2012). Influence of humic acid on the transport behavior of bacteria in quartz sand. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 91, 122–129.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of soil natural organic matter on attachment of *Escherichia coli*

R., Shokati Marzdashti[1], N., Ghorbanzadeh[2*], M.B., Farhangi[2], M., Shabanpour[3]

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran
[2] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran
[3]Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran

Abstract

There is growing concern regarding the surface and ground water contamination by manure-borne pathogens. The objective of this study was to compare *Escherichia coli* attachment to soil particles and its retention in the soil environment, in soils with different levels of natural organic matter. A multi-level factorial batch experiment with complete randomized design was employed in three replications. Experimental factors include organic matter (1.10, 2.75, 3.46, 4.74, and 5.01 g/100 g soil) and contact times (2, 10, and 30 minutes). The effect of OM and contact time on the number of attached bacteria to soil particles was significant (p <0.01) but their interaction was not significant on this factor (P>0.05). The number of retained bacteria in soil reduced with increasing the level of OM. The highest amount of retained bacteria was observed in soil with 1.1% OM, but their difference was not significant with soil containing 2.75% OM (P>0.05). The lowest percentage of retained bacteria was observed in soil with 5.01% OM. The number of retained bacteria in soils reduced with contact time increase. Therefore, the presence of organic matter in soil environment may induce *E. coli* bacteria mobility and facilitate their colloidal transport.

Key word: manure, pathogenic bacteria, contact time, transport

* Corresponding author, Email: nasrin.ghorbanzadeh@gmail.com

محور مقاله: آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

بررسی تاثیر اسید هیومیک بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور

علاء الدین الصالح [۱*]، علیرضا آستارایی [۲]، حجت امامی[۳]، امیر لکزیان [۴]

[۱]دانشجوی دکتری، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۲]دانشیار علوم خاک، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۲]دانشیار علوم خاک، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۳]استاد علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

چکیده

جیوه (Hg) یکی از سمی‌ترین فلزات سنگین می‌باشد که توسعه سریع صنعتی و استفاده‌های صنعتی از این فلز سبب تجمع آن در خاک می‌شود. این تحقیق در مرکز تحقیقات دانشکده کشاورزی، در دانشگاه فردوسی مشهد در سال ۱۳۹۷ انجام‌شد. آزمایشی به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با سه تکرار به صورت ستون ها پلاستیکی (PVC) با قطر ۱۰ سانتی متر و ارتفاع ۶۵ سانتی حاوی ۶ کیلوگرم خاک شور اعمال گردید. جیوه در سه غلظت (صفر، ۷۵ و ۱۵۰ میلی گرم بر لیتر) به صورت کلرید جیوه و اسید هیومیک در دو سطح (صفر و ۰/۵ میلی گرم بر کیلو گرم خاک) استفاده شد. نتایج حاصل از مطالعه نشان می دهد، کاربرد جیوه باعث افزایش غلظت جیوه در زه آب خاک شور بوده و بشترین غلظت ۱۵۰ میلی گرم در لیتر Hg بود ، اما کاربرد اسید هیومیک با جیوه باعث کاهش غلظت جیوه در زه آب نسبت به شاهد بود. از این رو کاربرد اسید هیومیک باعث کاهش غلظت جیوه در آب زیر زمینی خواهد شد.

کلمات کلیدی: عناصر سنگین، سمیت جیوه، ماده آلی، ستون‌های PVC.

مقدمه

فلزات سنگین از آلاینده‌های پایدار و با دوام محیط زیست به شمار می‌آیند، چون از بین نرفته و تجزیه نمی‌شوند. بنابراین اگرچه بسیاری از این فلزات برای حیات ضروری هستند، اما زمانی که مقدار آن‌ها از حد مجاز فراتر رود باعث تجمع زیستی‌شان در زنجیره غذایی و اب‌های زیر زمینی شده و خطرات زیادی را به ویژه برای سلامت انسان ها و جانوران‌ها به دنبال دارند .(Fenglian and Wang, 2011). از میان چهار فلز سنگین جیوه، سرب، کادمیوم و آرسنیک که با توجه به حد مجاز پایین آن‌ها در محیط زیست، خطرناک‌ترین فلزات سنگین به شمار می‌آیند، جیوه تنها فلزی است که تجمع و تغلیظ آن در امتداد یک زنجیره غذایی به طور مسلم تایید شده است (Clarkson, 1993). این خصیصه همراه با ویژگی‌هایی از قبیل سمیت بسیار بالا، قابلیت اختلال در اکوسیستم خاک و آلایندگی بالای سفره‌های آب زیر زمینی، جیوه را به خطرناک‌ترین فلز سنگین تبدیل کرده است (Lindqvist, 1991). مطالعات نشان داده‌اند که اسید هیومیک ظرفیت بسیار بالایی برای تشکیل کمپلکس با جیوه دارد (Peng and Wang, 1982) مواد هیومیک می‌تواند سرنوشت جیوه را در یک سیستم آب طبیعی تحت تاثیر قرار دهد (Meili et al . , 1991 Morrison and Theien,1991). بنابراین پژوهش حاضر با بررسی تاثیر اسید هیومیک بر غلظت جیوه در زه آب خاک شورانجام گرفت.

مواد و روش‌ها

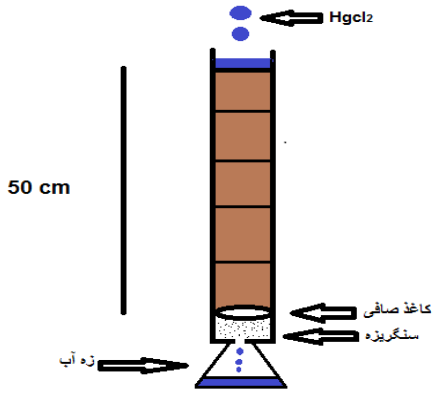
آزمایش در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد در سال ۱۳۹۷ اجرا شد. نمونه از عمق ۰ تا ۱۵ سانتی متر انجام و جهت تعیین ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک، نمونه به آزمایشگاه منتقل شد. نتایج حاصل از تجزیه خاک در جدول ۱ قابل مشاهده است. این ازمایش در قالب کاملا تصادفی با ارایش فاکتوریل انجام شد، تیمارهای شامل سه سطح جیوه (صفر، ۷۵ و ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر) با استفاده از کلرید جیوه

* ایمیل نویسنده مسئول: **aslama2012@hotmail.com**

$HgCl_2$، و دو سطح هیومیک اسید (صفر و ۰/۵ میلی‌گرم بر کیلو گرم خاک) به صورت پودر (Merck) (Sigma Aldrich, USA) با سه تکرار انجام شد. آزمایشی به صورت ستون‌ها پلاستیکی (PVC) با قطر ۱۰ سانتی‌متر و ارتفاع ۶۵ سانتی‌متر حاوی ۶ کیلوگرم خاک شور اعمال گردید. بعد از اعمال تیمارهای ازمایشی، و در انتهایی هر ستون یه ظرف برای نگهداری کردن زه آب قرار داده است (شکل ۱). برای هر ستون جیوه به صورت محلول اضافه شده به طوری که هر ۵ روز یک سوم لیتر محلول (بدلیل عدم ابشویی) کلرید جیوه اضافه شده بعد از هر بار نیم لیتر اب مقطر به هر ستون اضافه شده است. بعد انتهایی این ازمایش (۲۰ روز) زه آب در انتهایی هر ستون جمع شده.

اندازه گیری غلظت جیوه

نمونه خاک در سایه هوا خشک گردیده و سپس از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. نمونه‌های خاک (۰/۵ گرم) با ۱۲ میلی لیتر از محلول تیزاب سلطانی نسبت (HNO3:HCL 1:3)، در ابتدا برای یک ساعت حرارات ابتدایی را حرارات داده و سپس ۲۰ میلی لیتر ۲٪ HNO3 اضافه شد. سپس نمونه به مدت ۳۰ دقیقه در دمای بالا هضم گردید. نمونه با ۲۵ میلی لیتر ۲٪ HNO3 رقیق شده و با فلیتر کاغذی شماره ۴۲ تهیئه شد و توسط دستگاه ICP-OMS در ازمایشگاه مرکزی دانشگاه فردوسی مشهد، قرائت شد.



شکل ۱. نمایی از ستون مورد آزمایش

نتایج و بحث

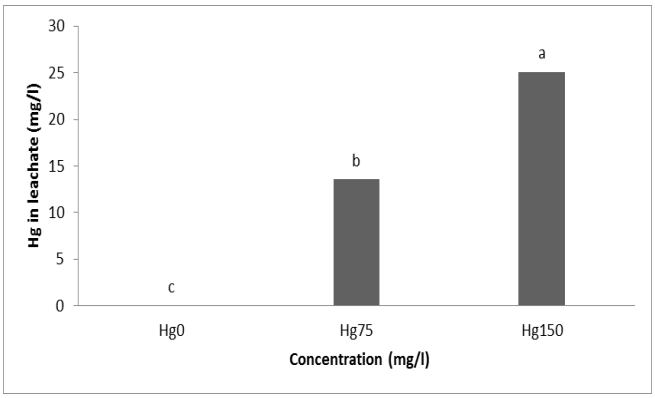
نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک در جدول (۱) ارائه گردیده است.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

بافت خاک	شن (در صد)	سیلت (در صد)	رس (در صد)	سنگریزه (در صد)	پ.هاش	هدایت الکتریکی dS/m
لوم رسی	۲۶	۴۶	۲۸	۳۱/۸	۸/۹۶	۸/۶۵

اثر جیوه بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور

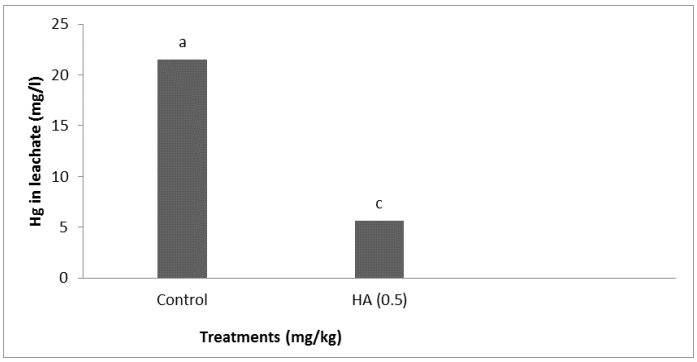
نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان می دهد که کاربرد جیوه بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور بعد از انجام آزمایش ستون‌ها سبب افزایش آن در زه‌آب خاک شور شد. به طوری که تفاوت بین هر سه تمار جیوه معنی‌دار بود ($P<0.05$). غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور در دو سطح و ۷۵ و ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر این ماده به ترتیب ۱۳/۰۴ و ۲۷/۷۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بدست آمد(شکل ۲). بسیاری از صنایع در جهان در مناطق شهری واقع شده اند و بخش زیادی از جیوه از صنایع به صورت محلی رسوب می کند، و منجر به وارد خاک و آب زیر زمینی می‌شود (Landis et al., 2004).



شکل ۲- اثر جیوه بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور

اثر اسید هیومیک بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان می‌دهد که کاربرد اسید هیومک بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور بعد از انجام آزمایش سبب کاهش فراهمی غلظت جیوه در زه آب خاک شور شد، مطالعات مختلف نشان داد که اسید هیومیک می تواند کمپلکس‌های پایداری با عناصر سنگین (از جمله جیوه) در خاک ایجاد کند (Strohol, 1970; Manoura et al., 1978, Mierle and Ingram, 1991) ، که علت کاهش غلظت جیوه در زه‌آب احتمال این دلیل می تواند باشد. به طوری که تفاوت بین هر دو تمار هیومیک اسید معنی‌دار بود ($P<0.05$). غلظت جیوه در زه آب خاک شور در دو سطح صفر و ۰/۵ میلی گرم بر کیلو گرم خاک به ترتیب ۲۱/۵۳ و۵/۶۳ میلی گرم بر کیلو گرم، شکل (۳).



شکل ۳- اثر اسید هیومیک بر غلظت جیوه در زه‌آب شور

اثر متقابل جیوه و اسید هیومیک بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور

نتایج تجزیه واریانس نشان می‌دهد که اثر مقابل سطوح جیوه و اسید هیومک بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور معنی‌دار گردید (جدول ۲) به طوری که در این آزمایش کاربرد ۰/۵ میلی گرم بر کیلوگرم خاک اسید هیومیک و ۷۵ میلی لیتر Hg سبب کاهش فراهمی غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور ۵/۰۰ میلی گرم بر لیتر در مقایسه با شاهد ۲۱/۰۹ میلی‌گرم بر لیتر بود. اما کاربرد ۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک اسید هیومیک ۱۵۰ میلی لیتر Hg سبب کاهش فراهمی غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور ۱۱/۹۰ میلی‌گرم بر لیتر در مقایسه با شاهد ۴۳/۵۰ میلی گرم بر لیتر بود ($P<0.05$)(جدول ۳).

جدول ۲- اثر متقابل جیوه و اسید هیومیک بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور

سطوح تیمار ازمایشی (میلی گرم بر کیلو گرم)	سطوح جیوه (میلی گرم بر لیتر)	غلظت جیوه در زه‌آب (میلی گرم بر لیتر)
صفر هیومیک اسید	صفر	۰ e
	۷۵	۲۱/۰۹ b
	۱۵۰	۴۳/۵۰ a
۰/۵ هیومیک اسید	صفر	۰ e
	۷۵	۵/۰۰ d
	۱۵۰	۱۱/۹۰ c

جدول ۳- نتایج تجزیه واریانس جیوه و اسید هیومیک بر غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F
جیوه	۲	۱۱۵۲/۲۳	۸۵۱۴۰/۲۳ **
اسید هیومیک	۱	۱۱۳۷/۱۶	۸۴۰۲۷/۲ **
جیوه× اسید هیومیک	۲	۳۷۴/۵	۲۷۶۷۲/۵۷**
خطای آزمایشی	۱۲	۰/۰۱۴	-

** و *: به ترتیب معنی‌دار در سطح یک در صد و پنج درصد.

نتیجه‌گیری

کاربرد جیوه باعث افزایش غلظت جیوه در زه‌آب خاک شور بوده و بشترین غلظت در ۱۵۰ میلی‌گرم در لیتر جیوه در زه‌آب بوده است، اما کاربرد اسید هیومیک با جیوه باعث کاهش غلظت جیوه در زه‌آب نسبت به شاهد بوده. از این رو کاربرد اسید هیومیک باعث کاهش غلظت جیوه در آب زیر زمینی، ممکن است از آب‌های زیرزمینی را در معرض آلودگی به جیوه قرار دهد. در نتیجه، با کاربرد ۰,۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم HA به خاک شور، سمیت Hg در ۷۵، ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر Hg به ترتیب به ۷۶,۳ و ۷۲,۶ درصد کاهش یافت.

منابع

Fenglian, Fu., Wang, Qi., 2011. “Removal of heavy metal ions from wastewater: a review”, Journal of Environmental Management, Vol. 92, pp. 407-418

Clarkson, T.W., 1993. “Mercury: major issues in environmental health”, Environmental Health Perspectives, Vol. 100, pp. 31–38

Lindqvist, O., 1991. “Special issue of first international on mercury as a global pollutant”, Water, Air, and Soil Pollution, Vol. 56, pp. 1

Peng, A. and Wang, W. H.: 1982, Acta Scientiae Circumstantiae (In Chinese) 2, 215-220

Morrision, K. A. and Therien, N.: 1991, Water, Air and Soil Pollut. 56, 607–619.

Meili, M., Iverfeldt, Å. and Håkanson, L.: 1991, Water, Air and Soil Pollut. 56, 439–453.

Landis M, Keeler G, Al-Wali K, Stevens R. Divalent inorganic reactive gaseous mercury emissions from a mercury cell chlor-alkali plant and its impact on near-field atmospheric dry deposition. Atmospheric Environment 2004; 38: 613–22.

Strohol, E., 1970, Proc. Syrup. Nucl. Tech. Environ. Pollut. Publ. I. A. E. A. Vienna, 439-448.

Manoura, R., Dickson, R. and Riley, J., 1978. Es'tuar, Coast, Marin. Sci. 6, 381-388.

Mierle, G., lngram, R., 1991. The role of humic substances in the mobilization of mercury from watersheds [J]. Water Air and Soil Pollution. 56, 349-357. https://doi.org/10.1007/BF00342282

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Investigation of effect of Humic acid on Mercury concentrations of leachate in saline soil

Alaa E. Alsaleh[1*], Ali R. Astaraei[2], Hojat Emami[2], Amir Lakzian[3]

[1] Ph.D. Student, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

[2] Associate Professors, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

[3] Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Abstract

Mercury (Hg) is one of the most toxic metals that the rapid development of industrial and industrial uses of this metal causes its accumulation in the soil. The research was carried out at the Faculty of Agriculture Research Center at Ferdowsi University of Mashhad in 1397. This investigation was carried out in PVC columns to study the mercury behavior in saline soil containing humic acid. This experiment was performed as a completely randomized design (factorial) with three replications. For this purpose, 6 kg of saline soil in columns was treated with humic acid (HA) at concentrations of 0, and 0.5 mg kg soil, and were irrigated with three mercury levels of 0, 75 and 150 mg /l using mercuric chloride salt. Irrigation with mercuric chloride was made every five days with equal amounts of prepared solution to each column. After 20 days leachate was collected from each column and mercury concentration was determined in leachate. the samples were analyzed by ICP-OES to find out the concentrations of mercury (Hg). The result of this study showed that HA treatment play an important role in controlling Hg in saline soil. So that HA and increased the retention of total Hg in saline soil. Therefore, HA reduced the amount of available Hg in soil and prevented transportation and leaching of Hg from the saline soil, thereby the mercury content in the leachate reduced.

K**eywords**: heavy metals, Mercury toxicity, organic matter, PVC columns.

محور مقاله: آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

احیای کروم شش ظرفیتی توسط اسید هیومیک استخراج شده از بیوچار و لئوناردیت در شرایط نوری مختلف

پریسا مرادخانی[۱*]، شاهین اوستان[۲]،عادل ریحانی تبار[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

[۲] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

[۳] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

چکیده

احیای Cr^{VI} به Cr^{III} یک روش متداول برای رفع آلودگی Cr^{VI} از آب و خاک است. اسید هیومیک می‌توانند به عنوان یک اهداءکننده الکترون برای تبدیل کروم شش ظرفیتی به سه ظرفیتی به کار رود. در این تحقیق اثر اسید هیومیک (استخراج شده از بیوچار و لئوناردیت) بر احیای کروم در شرایط نوری مختلف (نور فلورسنت، نور آبی و تاریکی) به صورت یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه تکرار مطالعه شد. نتایج نشان داد که اثرهای اصلی و متقابل اسید هیومیک و نور بر ظرفیت احیاءکنندگی نمونه‌ها معنی‌دار بود ($p<0.01$). برای اندازه‌گیری ظرفیت احیاءکنندگی نمونه‌های اسید هیومیک از غلظت ۰/۱ میلی‌مولار Cr^{VI} از منبع دی‌کرومات پتاسیم در محلول زمینه نیترات سدیم (۰/۰۳ مولار) و pH ۲ در حضور غلظت ۰/۰۱ گرم اسید هیومیک در لیتر در حضور سه منبع نوری یاد شده استفاده شد. نتایج نشان داد که اسید هیومیک بیوچار در هر سه وضعیت نوری بیشترین ظرفیت احیاءکنندگی را داشت. برای اسید هیومیک لئوناردیت، میزان احیای Cr^{VI} در حضور نور آبی حداکثر بوده و بعد از آن نور فلورسنت و سپس تاریکی قرار داشتند. می‌توان نتیجه‌گیری کرد که نور آبی با دارا بودن انرژی زیاد توانایی بالایی برای احیای Cr^{VI} دارد.

کلمات کلیدی: ظرفیت احیاءکنندگی، بیوچار، لئوناردیت، نور

مقدمه

آلودگی محیط زیست یکی از ره‌آوردهای صنعتی شدن جوامع بشری است. این آلودگی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر تنزل کیفیت بیوسفر و اجزای آن محسوب می‌شود و در این میان فلزات سنگین از نقطه نظرهای بیولوژیک، اکولوژیک و سلامتی بشر حائز اهمیت ویژه‌ای هستند (Ali و همکاران ۲۰۱۳). برخلاف آلاینده‌های آلی، آلاینده‌های فلزات سنگین توسط ریزجانداران قابل تجزیه نبوده و اغلب برای مدت‌های طولانی بدون تغییر در محیط باقی می‌مانند .کروم از جمله فلزات سنگین است که در حالت‌های اکسایشی -۲ تا +۶ وجود دارد ولی Cr^{III} و Cr^{VI} پایدارترین آن‌ها می‌باشند (Ashraf و همکاران ۲۰۱۷). این فلز طی ۱۵ سال گذشته همواره در فهرست ۲۰ آلاینده خطرناک قرار داشته است (Chrysochoou and Johnston ۲۰۱۲).کروم مصارف زیادی در صنعت دارد و از طریق دفع نامناسب پسماندهای صنایعی همچون آبکاری، معدنکاری، تولید آهن و فولاد، چرم‌سازی، رنگ و مواد نسوز وارد محیط زیست شده و آلودگی خاک و آب‌های زیرزمینی را منجر می‌شود (Miretzky and Cirelli ۲۰۱۰). دفع نامناسب هرزآب صنایع آبکاری کروم و نیز رواناب حاصل از معادن کرومیت منجر به ورود غلظت‌های بالایی از این فلز سمی به محیط زیست شده است که اثرات زیان‌باری را برای انسان و سایر موجودات زنده در پی خواهد داشت. روش‌های مختلفی برای حذف Cr^{VI} از محیط زیست پیشنهاد شده است که در بین آن‌ها روش‌های مبتنی بر احیای C^{VI} به Cr^{III} متداول‌تر می‌باشند (Madhavi و همکاران ۲۰۱۳). معمولاً الکترون‌های مورد نیاز برای واکنش احیاء از ترکیبات شیمیایی و کانی‌های حاوی آهن دو ظرفیتی یا سولفید و نیز موادآلی تأمین می‌شود (Palmer and Wittbrodt۱۹۹۱). محققان برای حذف Cr^{VI} به‌طور فزاینده‌ای توجه خود را به سمت استفاده از گزینه‌های دوست‌دار محیط زیست، مانند ریزجانداران (Park و همکاران ۲۰۰۵)، زایدات آلی شهری و کشاورزی (Salati و همکاران ۲۰۱۰) و مواد هیومیک (Wittbrodt and Palmer۱۹۹۶) متمرکز کرده‌اند.

احیای Cr^{VI} به‌وسیله مواد هیومیک به‌طور گسترده‌ای گزارش شده است و از آن به عنوان یکی از عوامل پاک‌سازی محیط زیست از این فلز یاد می‌شود (Janos و همکاران ۲۰۰۹). حذف کروم به وسیله اسیدهیومیک فرآیندی کند بوده و نیمه عمر آن از روز تا هفته متغیر است (Zhilin و همکاران۲۰۰۴). از منابع مختلفی مانند لئوناردیت، زغال سنگ (Zhilin و همکاران ۲۰۰۴)، پیت (Huang و همکاران ۲۰۱۲)، کمپوست

* ایمیل نویسنده مسئول:p_moradkhani@yahoo.com

(Haddad و همکاران ۲۰۱۵)، لجن فاضلاب (Amir و همکاران ۲۰۰۳)، خاک (Palmer and Wittbrodt ۱۹۹۴) و غیره برای استخراج مواد هیومیک استفاده شده است. یکی از عوامل مؤثر بر انتخاب نوع منبع مواد هیومیک عملکرد استخراج آن است. Salati و همکاران (۲۰۱۰) نشان دادند که عملکرد استخراج مواد هیومیک از پسماندهای آلی شهری تا ۱۰ برابر بیشتر از عملکرد استخراج مواد هیومیک از منابع طبیعی بود. مواد هیومیک دارای گروه‌های عاملی حساس به نور (نواحی کروموفور[1]) هستند که مسئول احیای Cr^{VI} در حضور نور می‌باشند. گزارش شده است که تشکیل استر کروماتی (C-O-Cr) نخستین مرحله در احیای Cr^{VI} می‌باشد (Huang و همکاران ۲۰۱۲). در واقع الکترون‌ها از طریق استر کروماتی از مواد هیومیک به کرومات انتقال یافته و منجر به تبدیل Cr^{VI} به Cr^{III} می‌شوند. سازوکارهایی مانند تولید گونه‌های اکسیژن فعال ، تولید رادیکال سوپراکسید در حضور Fe^{III}، تولید مواد هیومیک نور برانگیخته ، و تولید رادیکال سوپراکسید با دخالت مولکول اکسیژن (Huang و همکاران ۲۰۱۲) مسئول احیای نوری Cr^{VI} شناخته شده‌اند. این پژوهش با هدف احیای کروم شش ظرفیتی به کروم سه ظرفیتی توسط اسید هیومیک استخراج شده از منابع مختلف در محلول‌های آبی، تعیین کارآمدترین اسید هیومیک و بررسی اثر ویژگی‌های ساختمانی اسید هیومیک بر کارایی احیاء در حضور نور به انجام رسید.

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با دو فاکتور اسید هیومیک (دو سطح بیوچار و لئوناردیت) و منبع نوری (سه سطح نور فلورسنت، نور آبی و تاریکی) انجام شد. رسم نمودارها با نرم افزار Excel و تجزیه آماری با نرم افزار SPSS و مقایسهٔ میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال ۵ درصد انجام گردید.

استخراج، جداسازی و خالص سازی اسید هیومیک

نمونه‌های مواد آلی ابتدا هوا خشک و نرم شده و از غربال ۱۰۰ مش عبور داده شدند. سپس، با نسبت ۱:۱۰ (مایع: جامد) با NaOH نیم مولار مخلوط و به مدت ۲۴ ساعت در ۱۲۰ دور در دقیقه تکان داده شدند. بعد از این مدت، سوسپانسیون سانتریفیوژ شده (۵۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۵ دقیقه) و روشناور جمع‌آوری گردید. سپس، با افزودن HCl شش مولار pH آن به ۲ رسانده شد و به مدت ۲۴ ساعت در یخچال نگه‌داری گردید تا اسید هیومیک ته‌نشین شود. برای خالص‌سازی، به قسمت ته‌نشین‌شده بعد از سانتریفیوژ کردن (۲۵۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۵ دقیقه)، محلول HCl/HF (۰/۲ مولار HCl و ۰/۶ مولار HF) با نسبت ۱:۱۰ (مایع: جامد) افزوده شده و به مدت ۲۴ ساعت تکان داده شد. بعد از خالص‌سازی، pH سوسپانسیون‌ها با KOH ۰/۱ مولار به ۱۰ رسانده شده و در تاریکی در یخچال نگهداری شدند. در این سوسپانسیون‌ها شاخص‌های اسپکتروفتومتری و حداکثر ظرفیت احیاءکنندگی اندازه‌گیری شدند. متأسفانه، به‌دلیل رقت بالای سوسپانسیون‌های تهیه شده، اندازه‌گیری گروه‌های عاملی در این نمونه‌ها میسر نشد.

شناسایی ساختار اسید هیومیک به روش اسپکتروفتومتری

برای اندازه‌گیری‌های اسپکتروفتومتری ابتدا ۵ میلی‌گرم اسید هیومیک در ۱۰میلی‌لیتر بی‌کربنات سدیم ۰/۰۵ مولار حل‌شده و سپس برای تعیین نسبت‌های E_4/E_6 و E_2/E_3 میزان جذب در طول موج‌های ۴۶۵ و ۶۶۵ نانومتر (E_4/E_6) و ۲۵۰ و ۳۵۰ نانومتر (E_2/E_3) با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر قرائت شد.

اندازه‌گیری حداکثر ظرفیت احیاءکنندگی اسید هیومیک

به ۱۰ میلی‌گرم از نمونه اسید هیومیک در یک ارلن ۱۲۵ میلی‌لیتری دقیقاً ۵ میلی‌لیتر $K_2Cr_2O_7$ ۰/۵ نرمال و ۲۰ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ اضافه شد. سپس، به‌مدت یک ساعت در حمام آب داغ ۹۰ درجه سلسیوس قرار داده شد و پس از خارج کردن و خنک شدن نمونه‌ها با فرو آمونیوم سولفات ۰/۱ نرمال تیتر گردید. حداکثر ظرفیت احیاءکنندگی از فرمول زیر به‌دست آمد (Wittbrodt and Palmer ۱۹۹۵):

$$\text{Maximum Reducing Capacity (meq Cr/g HA)}=[(N_a\times V_a)-(N_b\times V_b)]M$$

که در آن: N_a نرمالیتی $K_2Cr_2O_7$، V_a حجم $K_2Cr_2O_7$ افزوده شده، N_b نرمالیتی فرو آمونیوم سولفات، V_b حجم مصرفی فرو آمونیوم سولفات و M وزن اسید هیومیک بر حسب گرم است.

[1] -Chromophore

اندازه‌گیری ظرفیت احیاءکنندگی اسید هیومیک

در یک ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری، به ۱۰۰ میلی‌لیتر محلول ۰/۰۳ مولار نیترات سدیم حاوی Cr^{VI} با غلظت ۰/۱ میلی‌مولار از منبع $K_2Cr_2O_7$، مقادیر صفر و ۱۰۰ میلی‌گرم اسید هیومیک از ۲ منبع مختلف افزوده شده و pH با استفاده از HNO_3 در ۲ تنظیم گردید. ارلن‌ها در دمای اتاق و زیر نور فلورسنت ، نور آبی انکوباتور و تاریکی به مدت ۷۲ ساعت نگهداری شده و روزانه به مدت ۳۰ دقیقه تکان داده شدند. سپس، به سوسپانسیون‌ها ۵ میلی لیتر بافر فسفاتی K_2HPO_4/KH_2PO_4 ۲ مولار (pH=۷) افزوده شده و به مدت ۳۰ دقیقه تکان داده شد . به ۲ میلی‌لیتر از این عصاره ۱۰ میلی لیتر آب مقطر افزوده شده و اندازه‌گیری غلظت Cr^{VI} به روش دی فنیل کاربازاید انجام شد. ظرفیت احیاءکنندگی اسید هیومیک از فرمول زیر ۱ به‌دست آمد:

$$Cr(VI)\text{-reducing capacity}(\%) = [(C_b-C_s)/C_b]\times 100$$

که در آن: C_b غلظت Cr^{VI} در شاهد و C_s غلظت Cr^{VI} در نمونه است.

اندازه گیری غلظت Cr^{VI} به روش دی فنیل کاربازاید

غلظت Cr^{VI} در محلول به روش رنگ‌سنجی تعیین گردید. برای این کار به عصاره سوسپانسیون و استانداردها ۰/۵ میلی‌لیتر محلول دی‌فنیل-کاربازاید[1](۲۵۰ میلی‌گرم پودر ۱و۵ دی‌فنیل‌کاربازاید حل شده در ۵۰ میلی‌لیتر استون خالص) اضافه شده و pH آن‌ها با اسید سولفوریک ۱۰ درصد در حدود ۲ تنظیم گردید. میزان جذب پس از ۱۰ دقیقه با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر (APPEL, TD-303) در طول موج ۵۴۰ نانومتر قرائت شد.

نتایج و بحث

ویژگی اسیدهای هیومیک استفاده شده

عملکرد استخراج اسید هیومیک به ماهیت ماده آلی، درجه هوموسی شدن و شرایط استخراج (غلظت NaOH، غلظت سوسپانسیون و مدت زمان تماس) بستگی دارد (Tao و همکاران ۲۰۱۱). میانگین این عملکرد برای زیتوده‌های گیاهی (n=۵۰) ۹ ±۳/۸ درصد و برای خاک‌ها (n=۳۰) ۰/۴ ±۰/۳ درصد گزارش شده است (Salati و همکاران ۲۰۱۰). نتایج عملکرد استخراج نمونه‌های اسیدهیومیک در جدول ۱ ارائه شده است. نسبت‌های E_4/E_6 و E_2/E_3 و نیز مقادیر $\Delta \log K$ برای اسید هیومیک‌های مختلف در جدول ۱ نشان داده شده است. مقدار نسبت E_4/E_6 اسید هیومیک لئوناردیت و بیوچار بالا بود علت این امر ممکن است عدم شستشوی کامل پروتئین‌ها و پلی ساکاریدها و حتی آلودگی اسیدفولویک ضمن استخراج اسید هیومیک باشد (Chen و همکاران ۱۹۷۷). تغییرات نسبت E_2/E_3 از ۲/۴ برای بیوچار تا ۳/۳ برای لئوناردیت بود. کوچک بودن این نسبت برای بیوجار نشان دهنده وزن مولکولی زیاد اسید هیومیک استخراج شده از این ماده بوده و بزرگ بودن آن برای لئوناردیت حاکی از وزن مولکولی کم این نوع اسید هیومیک است حداکثر ظرفیت احیاءکنندگی نمونه‌ها در جدول ۱ برآورد شده، البته روشی که برای این اندازه‌گیری استفاده شد، مقدار مطلق ظرفیت احیاءکنندگی نمونه‌های اسید هیومیک را به‌دست نمی‌دهد و صرفاً برای مقایسه نمونه‌ها ارائه شده است (Scaglia و همکاران ۲۰۱۳). برای حصول این مقدار مطلق باید کربن آلی کل (TOC[2]) مورد اندازه‌گیری قرار گیرد. Scaglia و همکاران (۲۰۱۳) حداکثر ظرفیت احیاءکنندگی را برای اسید هیومیک استخراج شده از کمپوست و اسید هیومیک استخراج شده از لئوناردیت به‌ترتیب ۷۷/۱ و ۷۱/۵ میلی‌اکی والان بر گرم گزارش کردند که کمتر از مقادیر به‌دست آمده در این تحقیق بود.

جدول ۱. ویژگی‌های نمونه‌های اسید هیومیک مورد مطالعه

نمونه‌ها	عملکرد (٪)	E4/E6	E2/E3	ΔlogK	حداکثر ظرفیت احیاءکنندگی (meq Cr g^{-1} HA)
بیوچار	۲/۱	۵/۶	۲/۴	۰/۷۴۷	۱۳۳۱
لئوناردیت	۹/۳	۸/۹	۳/۳	۰/۵۹۱	۱۳۴۷

[1] - Diphenylcarbazid

[2] -Total organic carbon

تاثیر نور بر احیای کروم توسط اسید هیومیک‌ها

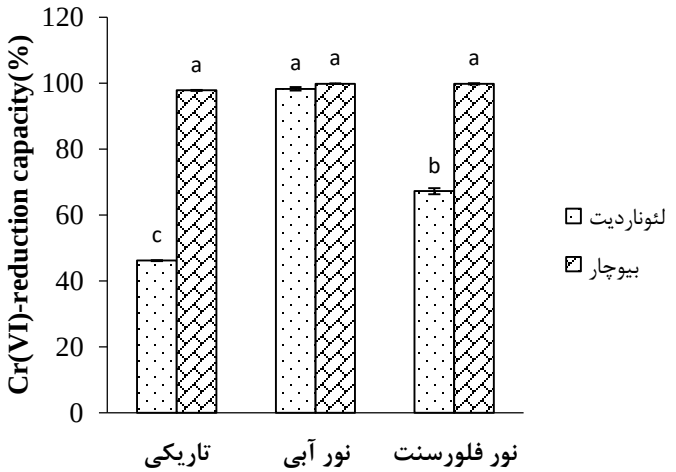
اثرهای اصلی و متقابل اسید هیومیک (استخراج شده از بیوچار و لئوناردیت) و نور (دو منبع نوری شامل فلورسنت و نور آبی و نیز تاریکی) بر ظرفیت احیاءکنندگی نمونه‌ها در سطح احتمال یک درصد معنادار بود (جدول ۲). مقایسه میانگین اثر متقابل اسید هیومیک و نور بر ظرفیت احیاءکنندگی نمونه‌های خشک نشده اسید هیومیک در شکل ۱ نشان داده شده است.

جدول ۲ . نتایج تجزیه واریانس اثر اسید هیومیک و نور بر ظرفیت احیاءکنندگی نمونه‌های اسید هیومیک

منبع	درجه آزادی	میانگین مربعات
اسید هیومیک	۱	۳۶۷۷/۳۳۵**
نور	۲	۱۱۰۶/۹۴۴**
اسید هیومیک × نور	۲	۹۵۸/۲۴۳**
خطا	۱۰	۱/۵۳۴
CV	-	۲۵/۲

** معنادار در سطح احتمال یک درصد

بیشترین ظرفیت احیاءکنندگی مربوط به بیوچار در هر سه وضعیت نوری بود و تفاوت معنی‌دار درظرفیت احیاءکنندگی در حضور سه منبع نوری مشاهده نشد. بیوچار حتی در تاریکی توانست بخش اعظم Cr^{VI} را از محلول حذف نماید. مواد هیومیک با وزن مولکولی زیاد مانند آنچه از بیوچار استخراج شده است فقط در زمان‌های طولانی قادر به احیاء کردن Cr^{VI} هستند (Chen و همکاران ۲۰۱۱). به عبارت دیگر، این احتمال وجود دارد که Cr^{VI} در ساختار لایه‌ای بیوچار به نحوی به دام افتاده باشد که بافر فسفاتی قادر به رهاسازی آن نباشد. میزان احیای Cr^{VI} توسط لئوناردیت در نور فلورسنت و به‌ویژه در تاریکی به‌طور معناداری کمتر از بیوچار بود و دارای تفاوت معنی دار با بیوچار بود. با این حال، در حضور نور آبی هر دو احیاءکننده توان احیاءکنندگی تقریباً یکسانی را نشان دادند و تفاوت معنی دار بین آن‌ها مشاهده نشد.



شکل ۱. مقایسه میانگین اثر متقابل اسید هیومیک و نور بر ظرفیت احیاءکنندگی نمونه‌های خشک نشده اسید هیومیک

(HA= ۰/۰۱ mg L^{-1} ، Cr^{VI}= ۰/۱ mM ، pH=۲)

لذا، بر مبنای نتایج به‌دست آمده از اسید هیومیک استخراج شده از لئوناردیت می‌توان نتیجه‌گیری کرد که میزان احیای Cr^{VI} در حضور نور آبی حداکثر بوده و بعد آن نور فلورسنت و سپس تاریکی قرار داشتند. با توجه اینکه نور آبی دارای انرژی بیشتری نسبت به نور فلورسنت است، بنابراین دارای توانایی بیشتری نیز در انجام واکنش احیای Cr^{VI} خواهد بود. نور لامپ فلورسنت در دامنه طول موج نور مرئی یعنی ۴۰۰ تا ۷۰۰ نانومتر قرار داشته، در حالی که نور آبی در دامنه ۴۰۰ تا ۵۰۰ نانومتر قرار دارد. اسید هیومیک حاوی جایگاه‌هایی به نام کروموفور است، به این خاطر احیای Cr^{VI} حضور نور با شتاب بیشتری انجام می‌گیرد (Gaberell و همکاران ۲۰۰۳). نور موجب انتقال سریع‌تر الکترون به استر کروماتی شده (Chen و همکاران ۲۰۱۱) و نیز تشکیل رادیکال پراکسید یا H_2O_2 از گروه‌های فعال مواد هیومیک را سبب می‌شود (Polewski و همکاران ۲۰۰۵).

نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که اسید هیومیک بیوچار در هر سه وضعیت نوری بیشترین ظرفیت احیاءکنندگی را داشت. برای اسید هیومیک لئوناردیت، میزان احیای Cr^{VI} در حضور نور آبی حداکثر بوده و بعد از آن نور فلورسنت و سپس تاریکی قرار داشتند. نتایج نشان داد که بیوچار مناسب ترین احیاء کننده برای Cr^{VI} در حضور منابع نوری مختلف به ویژه نور آبی بود. اسید هیومیک حاوی جایگاه‌هایی به نام کروموفور است، به این خاطر احیای Cr^{VI} در حضور نور با شتاب بیشتری انجام می‌گیرد. نور موجب انتقال سریع‌تر الکترون به استر کروماتی شده و نیز تشکیل رادیکال پراکسید یا H_2O_2 از گروه‌های فعال مواد هیومیک را سبب می‌شود. به نظر می رسد که به منظور کاهش آلودگی و سمیت حاصل از کروم شش ظرفیتی در آب و خاک می توان از احیاءکننده‌های دوستدار محیط زیست مانند اسید هیومیک که واکنش های آن در حضور نور با شتاب بیشتری انجام می‌پذیرد، استفاده کرد.

منابع

Ali, H., Khan, E., Sajad, M. A. 2013. Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. Chemosphere, 91, 869-881.

Amir, S., Hadi, M., Bailly, J. R., Revel, J. C. 2003. Characterization of humic acids extracted from sewage sludge during composting and of their Sephadex ® gel fractions. Agronomie, 23, 269- 275.

Ashraf, A., Bibi, I., Niazi, N. K., Ok, Y. S., Murtaza, G., Shahid, M., Kunhikrishnan, A., Mahmood, T. 2017. Chromium (VI) sorption efficiency of acid-activated banana peel over organo-montmorillonite in aqueous solutions. International Journal of Phytoremediation, 19, 605-613.

Chen, Y., Senesi, N., Schnitzer, M. 1977. Information provided on humic substances by E4/E6 ratios. Soil Science Society of America Journal, 41, 352 -358.

Chen, S. Y., Huang, S. W., Chiang, P. N., Liu, J. C., Kuan, W. H., Huang, J. H., Hung, J. T., Tzou, Y. M., Chen, C. C., Wang, M. K. 2011. Influence of chemical compositions and molecular weights of humic acids on Cr (VI) photo-reduction. Journal of Hazardous Materials, 197, 337- 344.

Chrysochoou, M., Johnston, C. P. 2012. Reduction of chromium (VI) in saturated zone sediments by calcium polysulfide and nanoscale zerovalent iron derived from green tea extract, In: R.D. Hryciw, A. Athanasopoulos-Zekkos, N. Yesiller (Eds.), GeoCongress: State of the Art and Practice in Geotechnical Engineering, pp. 3959–3967.

Haddad, G., El-Ali, F., Mouneimne, A. H. 2015. Humic Matter of Compost: Determination of humic spectroscopic ratio (E4/E6). Current Science International, 4, 56-72.

Huang, S. W., Chiang, P. N., Liu, J. C., Hung, J. T., Kuan, W. H., Tzou, Y. M., Wang, S. L., Huang, J. H., Chen, C. C., Wang, M. K., Loeppert, R. H. 2012. Chromate reduction on humic acid derived from a peat soil-exploration of the activated sites on HAs for chromate removal. Chemosphere, 87, 587-594.

Madhavi, V., Vijay Bhaskar Reddy, A., Gangadhara Reddy, K., Madhavi, G., Prasad, T. 2013. An overview on research trends in remediation of chromium. Research Journal of Recent Science, 2, 71-83.

Miretzky, P., Cirelli, A. F. 2010. Cr(VI) and Cr(III) removal from aqueous solution by raw and modified lignocellulosic materials: a review. Journal of Hazardous Materials, 180, 1-19.

Palmer, C. D., Wittbrodt, P. R. 1991. Processes affecting the remediation of chromium - contaminated sites. Environmental Health Prespectives, 25, 92-99.

Park, D., Yun, Y. S., Jo, J. H., Park, J. M., 2005. Mechanism of hexavalent chromium removal by dead fungal biomass of *Aspergillus niger*. Water Research, 39(4), 533-540.

Polewski, K., Slawinska, D., Slawinski, J., Pawlak, A. 2005. The effect of UV and visible light radiation on natural humic acid EPR spectral and kinetic studies, Geoderma 126, 291–299.

Salati, S., Papa, G., Adani, F. 2010. Perspective on the use of humic acids from biomass as natural surfactants for industrial. Biotechnology Advances, 29, 913-922.

Scaglia, B., Tambone, F., Adani. F. 2013. Cr(VI) reduction capability of humic acid extracted from the organic component of municipal solid waste. Journal of Environmental Science, 25, 487-494.

Wang, L., Wang, N., Zhu, L., Yu, H.,Tang, H., 2008. Photocatalytic reduction of Cr (VI) over different TiO_2 photocatalysts and the effects of dissolved organic species. Journal of Hazardous Materials, 152, 93-99.

Wittbrodt, P. R., Palmer, C. D. 1995. Reduction of Cr (VI) in the presence of excess soil fulvic acid. Environmental Science and Technology, 29(1), 255-263.

Wittbrodt, P. R., Palmer, C. D., 1996. Reduction of Cr (VI) by soil humic acids. European Journal of Soil Science, 48(1), 151-162.

Zhilin, D .M., Schmitt –Kopplin, P., Perminova, I. V. 2004. Reduction of Cr (VI) by peat and coal humic substances. Enviromental Chemistry Letters, 2(3), 141–145.

16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Reduction of hexavalent chromium by humic acids derived from biochar and leonardite under various light conditions

Moradkhani[1*], P., Oustan[2], S., Reyhanitabar[3], A.

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Tabriz, Iran

[2] Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Tabriz, Iran

[3] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Tabriz, Iran

Abstract

Reducing Cr^{VI} to Cr^{III} is a common method for removal of Cr^{VI} from contaminated soil and water. Humic acid can be used as electron donor to convert Cr^{VI} into Cr^{III}. In this research, the effect of humic acid (extracted from biochar and leonardite) on chromium reduction under different light conditions (fluorescent light, blue light and darkness) as a factorial experiment based on a completely randomized design with three replications was investigated. The results showed that the main and interaction effects of humic acid and light on the reducing capacity of the samples were significant ($p<0.01$). To measure the reducing capacity of humic acid samples, a concentration of 0.1mM Cr^{VI} from the source of potassium dichromate in sodium nitrate background solution (0.03 M) at pH 2 in the presence of 0.01g of humic acid in liters under three aforementioned light sources were used. The results showed that biochar humic acid had the highest reduction capacity in all three light sources. For Leonardite humic acid, Cr^{VI} reduction was maximum in the presence of blue light, followed by fluorescence and then darkness. It can be concluded that the blue light with high energy has a great performance for reducing Cr^{VI}.

Keywords: Biochar, Leonardite, Light, Reducing capacity

[*] Corresponding author, Email: p_moradkhani@yahoo.com

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

بررسی تاثیر چهار نوع کلات‌کننده آلی بر فراهمی روی در خاک و جذب آن توسط ذرت در یک خاک آلوده

آزاده مهذب عصمتی[۱*]، امیر فتوت[۲]، رضا خراسانی[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۲] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۳] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

چکیده

فلزات سنگین از آلاینده‌های مهم زیست محیطی هستند که باعث آسیب به کیفیت خاک، سلامت و بهره‌وری گیاهان می‌شوند. این آزمایش به‌منظور بررسی کارایی کلات‌های آلی در استخراج روی از یک خاک آلوده شده (با غلظت ۴۰۰ میلی‌گرم روی بر کیلوگرم خاک) توسط گیاه ذرت (Zea mays L.) رقم سینگل کراس ۷۰۴ انجام شد. این پژوهش در قالب طرح کاملاً تصادفی با پنج تیمار با سه تکرار در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه فردوسی مشهد انجام گرفت. تیمارهای آزمایش شامل شاهد (بدون کاربرد کلات آلی) و چهار نوع کلات آلی (اسید اگزالیک، اسید سیتریک، اسید مالیک و اسید تارتاریک) بود. در پایان آزمایش غلظت فراهم عنصر روی در خاک و همچنین غلظت این عنصر در اندام هوایی گیاه اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که کلات های آلی به جز اسید اگزالیک باعث افزایش غلظت روی فراهم در خاک شدند و بیشترین مقدار در تیمار اسید تارتاریک (۵۲/۰۲ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود. چهار نوع کلات آلی مورد استفاده باعث افزایش غلظت عنصر روی در اندام هوایی گیاه ذرت شدند و بیشترین مقدار نیز در تیمار اسید مالیک (۵۲۹/۵۳ میلی‌گرم در کیلوگرم) مشاهده شد. به‌طور کلی کاربرد کلات‌کننده‌های آلی در این پژوهش تاثیر مثبتی بر فراهمی روی و غلظت آن در گیاه ذرت داشتند.

کلمات کلیدی: گیاه‌پالایی، آلودگی خاک، جذب، فراهمی، روی

مقدمه

آلودگی خاک در اثر رشد صنعت و افزایش فعالیت‌های بشری در خاک‌های کشاورزی و شهری در حال افزایش بوده و در حال تبدیل شدن به یک مشکل بزرگ زیست محیطی است (Jelusic و Lestan، ۲۰۱۴). گیاه‌پالایی به عنوان یک گزینه عملی جایگزین برای آلودگی زدایی محیط زیست در مقایسه با دیگر روش‌های فیزیکی- شیمیایی روشی مناسب و ارزان است.

از آنجا که بیشتر فلزات موجود در خاک، غیر قابل دسترس برای گیاه هستند، برای استخراج بهتر آن‌ها در فرایند گیاه‌پالایی، باید آن‌ها را به فرم محلول درآورد. در این میان استفاده از ترکیبات آلی مانند کلات‌کننده‌ها، می‌تواند زیست فراهمی فلزات سنگین را افزایش دهد (عربی و همکاران، ۱۳۸۹). اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم شامل اگزالیک، سوکسینیک، تارتاریک، فرمیک، مالیک، استیک، بوتریک، لاکتیک و سیتریک هستند که همگی می‌توانند از تجزیه مواد خاک، تراوشات ریشه گیاه، متابولیت‌های گیاهی و غیره در ریزوسفر گیاهان حاصل شوند (Chen و همکاران، ۲۰۱۸).

در مورد تاثیر کلات‌ها بر استخراج فلزات سنگین توسط گیاه، بررسی‌های بسیاری توسط محققان انجام شده است و نشان داده شده است که کاربرد عوامل کلات کننده اثرات مثبتی را در افزایش حلالیت فلزات سنگین در خاک نشان می‌دهد. نتایج Evangelou و همکاران (۲۰۰۶) در استفاده از کلات‌های طبیعی با وزن مولکولی کم نشان داد که اثر بخشی عوامل مختلف کلات کننده با توجه به گیاه و فلزات سنگین مورد استفاده، متفاوت است. Li و همکاران (۲۰۱۴) نشان دادند که در حضور اسید اگزالیک و اسید سیتریک، حذف کادمیم توسط گیاه Boehmeria nivea افزایش می‌یابد. با توجه به مطالب بیان شده پیرامون نقش انواع کلات‌های آلی در افزایش فراهمی فلزات سنگین در خاک‌های آلوده، تحقیق حاضر به‌منظور بررسی اثر چهار نوع کلات آلی در افزایش جذب عنصر روی از خاک توسط گیاه ذرت، صورت پذیرفت.

* ایمیل نویسنده مسئول: a.mohazzab93@gmail.com

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر در قالب طرح کاملاً تصادفی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه فردوسی مشهد در سال ۱۳۹۷ اجرا شد. تیمارهای آزمایشی شامل چهار نوع کلات آلی (اسید اگزالیک، اسید سیتریک، اسید مالیک و اسید تارتاریک) بودند. خاک مورد مطالعه از پردیس دانشگاه فردوسی مشهد (۳۰-۰ سانتی‌متری) برداشت شد. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک حاصل طبق روش‌های مرسوم آزمایشگاهی اندازه‌گیری شد. بدین‌صورت که هدایت الکتریکی و pH به ترتیب در عصاره گل اشباع،کربن آلی به روش اکسیداسیون تر (والکلی و بلاک)، نیتروژن کل به روش کجلدال، فسفر فراهم خاک به روش اولسن، پتاسیم قابل دسترس به روش استات آمونیوم، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی، رطوبت ظرفیت زراعی به روش وزنی، بافت خاک به روش هیدرومتری و مقدار روی قابل دسترس خاک نیز با استفاده از عصاره‌گیر DTPA-TEA (Lindsy و Norvell، ۱۹۷۸) اندازه‌گیری شدند. سپس خاک مورد نظر با نیترات روی به غلظت ۴۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم (به صورت محلول اسپری شد) آلوده شد (حسینیان و همکاران، ۱۳۹۲) و به مدت یک ماه در شرایط رطوبت ظرفیت زراعی نگهداری شد. مراحل کشت گیاه بدین صورت بود که در ابتدا تعداد ۶ بذر گیاه ذرت رقم سینگل کراس ۷۰۴ در هر گلدان (شامل ۵ کیلوگرم خاک) کشت شد و پس از سبز شدن و در مرحله دو برگی به تعداد ۳ عدد در هر گلدان تنک شدند. در طول دوره رشد رطوبت گلدان‌ها در حد ظرفیت زراعی توسط آب مقطر نگهداری شد. تیمارهای کلات مورد نظر دو هفته قبل از برداشت گیاه به خاک اضافه شد. گیاهان پس از مدت ۲ ماه برداشت شدند و پس از انتقال به آزمایشگاه و خشک کردن در دمای ۶۰ درجه سانتیگراد و الک شدن، هضم شدند. عصاره‌گیری مقدار باقیمانده روی فراهم در خاک هم توسط عصاره‌گیر DTPA-TEA انجام شد و در نهایت مقادیر عنصر روی در گیاه و خاک توسط دستگاه جذب اتمی مدل اندازه‌گیری شد. در نهایت رسم نمودارها با نرم افزار MS-Excel و تجزیه آماری با نرم افزار JMP 8 و مقایسهٔ میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال آماری ۵ درصد انجام گردید.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک در جدول (۱) ارائه گردیده است. خاک مورد بررسی دارای آهک زیاد با ماده آلی کم (کمتر از ۱ درصد) و دارای بافت لوم بود. با توجه به کمبود عناصر غذایی پرمصرف؛ برای تامین این عناصر از سه نوع کود کلسیم نیترات ($Ca(NO_3)_2$)، سوپر فسفات ساده ($Ca(H_2PO_4)_2.H_2O$) و سولفات پتاسیم (K_2SO_4) استفاده شد.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

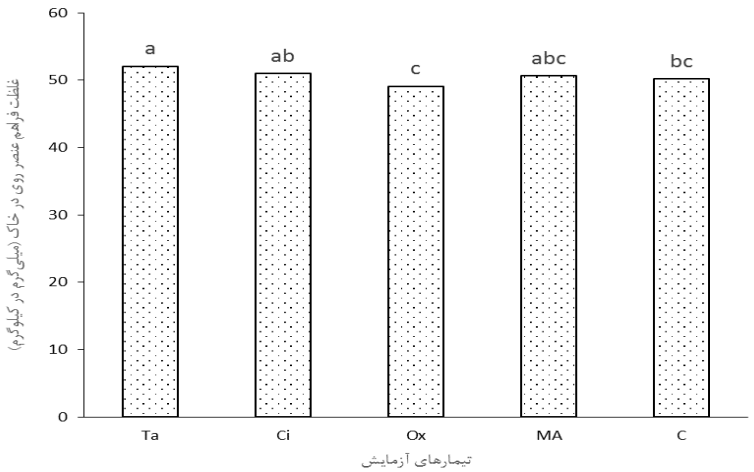
بافت خاک	نیتروژن ($mg\ kg^{-1}$)	فسفر ($mg\ kg^{-1}$)	پتاسیم ($mg\ kg^{-1}$)	هدایت الکتریکی ($dS\ m^{-1}$)	پ.هاش	کربنات کلسیم معادل (درصد)	ماده آلی (درصد)	روی قابل دسترس ($mg\ kg^{-1}$)
لوم	۴۰۶	۶/۷	۱۸	۱/۲	۸/۸	۱۹	۰/۷	۱

بر اساس نتایج تجزیه واریانس، نوع کلات اثر معنی‌داری ($P<0.01$) بر جذب عنصر روی توسط اندام هوایی گیاه ذرت داشتند و این در حالی است که تاثیر نوع کلات بر غلظت فراهم روی در خاک در سطح ۵ درصد معنی‌دار بود (جدول ۲). نتایج مقایسه میانگین چهار نوع کلات آلی مورد استفاده در این مطالعه بر غلظت فراهم عنصر روی در خاک که در شکل ۱ آورده شده است نشان داد که سه نوع کلات آلی باعث افزایش غلظت فراهم روی در خاک پس از کشت گیاه ذرت شدند و در این بین تنها اسید اگزالیک باعث کاهش غلظت عنصر روی در مقایسه با شاهد شد که البته این کاهش معنی دار نبود. بیشترین غلظت فراهم روی در خاک در تیمار اسید تارتاریک (۵۲/۰۲ میلی‌گرم در کیلوگرم) و کمترین مقدار نیز در تیمار اسید اگزالیک (۴۹/۱ میلی‌گرم در کیلوگرم) مشاهده شد. مقدار کاهش غلظت فراهم روی در خاک برای تیمارهای اسید سیتریک، اسید تارتاریک و اسید مالیک در مقایسه با شاهد به ترتیب ۱/۵، ۳/۷ و ۰/۸ درصد اندازه گیری شد و همچنین مقدار کاهش در تیمار اسید اگزالیک در مقایسه با شاهد ۲ درصد بود (شکل ۱). تاثیر کلات‌های آلی بر افزایش غلظت عناصر سنگین در فاز محلول خاک توسط Fine و همکاران (۲۰۱۴) و Freitas و همکاران (۲۰۱۳) گزارش شده است. از طرفی در این تحقیق با وجود تاثیر مثبت حضور کلات‌کننده‌های آلی بر حلالیت عنصر روی؛ این تاثیر زیاد نبود. علت این امر احتمالا وجود آهک زیاد و پ‌هاش بالای خاک (Luo و همکاران، ۲۰۰۵) می‌باشد.

جدول ۲. نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای آزمایشی بر مقدار روی قابل دسترس و غلظت آن عنصر بر اندام هوایی گیاه ذرت

منبع تغییرات	درجه آزادی	جذب عنصر روی توسط اندام هوایی		غلظت روی فراهم خاک	
		میانگین مربعات	F	میانگین مربعات	F
نوع کلات	۴	۵۵۳۹	۲/۰۱**	۲۵/۵	۳/۵*
خطای آزمایشی	۲۰	۲۷۶۴	-	۷/۲	-

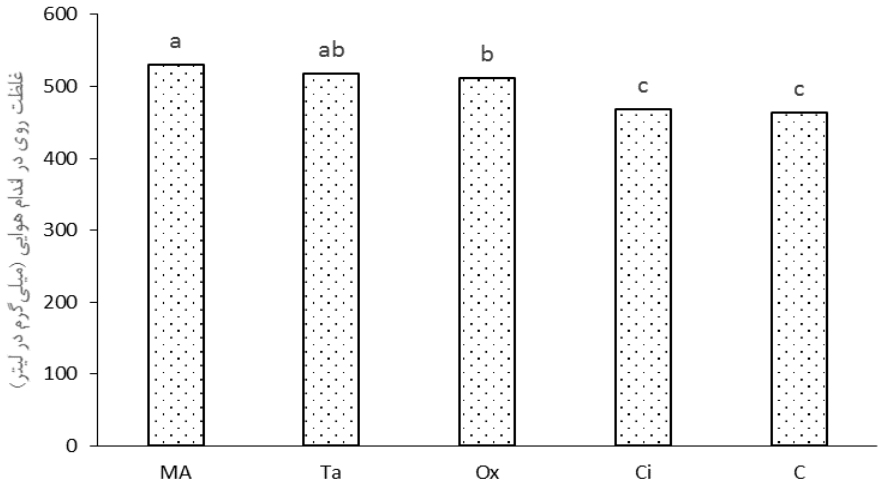
ns، *و **: به ترتیب عدم معنی‌داری، معنی‌دار در سطح پنج درصد و معنی‌دار در سطح یک درصد.



شکل ۱- مقایسه میانگین اثر نوع کلات آلی بر غلظت فراهم روی در خاک پس از کشت گیاه ذرت

C: شاهد، MA: اسید مالیک، Ox: اسید اگزالیک، Ci: اسید سیتریک و Ta: اسید تارتاریک

مقایسه میانگین اثرات ساده نوع کلات بر غلظت عنصر روی در اندام هوایی گیاه ذرت در شکل ۲ نشان داده شده است. مطابق با این نتایج، چهار نوع کلات‌کننده آلی اسید مالیک، تارتاریک، سیتریک و اگزالیک باعث افزایش غلظت عنصر روی در اندام هوایی گیاه ذرت شدند همچنین تاثیر اسید سیتریک به نسبت بقیه کمتر بود و اختلاف بین این تیمار با شاهد معنی‌دار نبود که در این مورد می‌توان گفت که احتمالا مقدار بالای آهک در خاک باعث کاهش تاثیرگذاری اسید سیتریک در خاک شده است. بیشترین (۵۲۹/۵۳ میلی‌گرم در کیلوگرم) و کمترین (۴۶۲/۹۷ میلی‌گرم در کیلوگرم) غلظت عنصر روی در اندام هوایی گیاه ذرت به ترتیب در دو تیمار اسید مالیک و شاهد مشاهده شد. میزان افزایش غلظت عنصر روی در اندام هوایی گیاه ذرت در تیمارهای اسید مالیک، تارتاریک، اگزالیک و سیتریک در مقایسه با شاهد به ترتیب ۱۴/۵، ۱۱/۹، ۱۰/۵ و ۱/۲ درصد اندازه‌گیری شد (شکل ۲). تحقیقات مختلف نشان داده است که اسیدهای آلی به طور مستقیم و غیر مستقیم حلالیت و یا تحرک عناصر سنگین مانند سرب، کادمیم و آلومینیم را تحت تأثیر قرار می‌دهند (Liao و همکاران، ۲۰۰۶) که علت این امر را تأثیر اسیدهای آلی بر واکنش‌های اسیدی کردن، اکسایش - کاهش، کلات کردن، تشکیل کمپلکس با فلزات سنگین در ریزوسفر و در نتیجه افزایش انتقال این عناصر به درون گیاه دانسته‌اند (Sandens و همکاران، ۲۰۰۵). بنابراین اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم می‌توانند در افزایش توانایی گیاه برای گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین نقش داشته باشند (Najeeb و همکاران، ۲۰۰۹).



شکل ۲- مقایسه میانگین اثر نوع کلات آلی بر غلظت عنصر روی توسط اندام هوایی گیاه ذرت

C: شاهد، MA: اسید مالیک، Ox: اسید اگزالیک، Ci: اسید سیتریک و Ta: اسید تارتاریک

نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که افزودن چهار نوع کلات آلی باعث افزایش روی قابل دسترس و غلظت این عنصر در اندام هوایی گیاه ذرت کشت شده در یک خاک آلوده شد. البته در این بین به نظر می‌رسد که میزان بالای آهک خاک مانع از تاثیرگذاری هر چه بیشتر کلات‌ها در فراهمی عنصر روی در خاک شده است با این وجود نیز، باز هم افزایش جذب عنصر روی توسط اندام هوایی گیاه ذرت پس از کشت توسط این کلات‌ها؛ استفاده از این مواد را با هدف افزایش کارایی گیاه‌پالایی از خاک‌های آلوده، توجیه پذیر می‌کند.

منابع

حسینیان رستمی، ق.، غلامعلی زاده آهنگر، ا. و لکزیان، ا. ۱۳۹۲. اثر زمان بر توزیع شکل‌های شیمیایی سرب در خاک آلوده. آب و خـاک، ۱۰۶۶-۱۰۵۵: (۵)۲۷.

عربی، ز.، همایی، م. و اسدی، م.ا. ۱۳۸۹. مقایسه آثار افزودن اسید سیتریک و کیلیت‌های مصنوعی بر افزایش پالایش گیاهی کادمیم از خاک. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک، ۹۵: ۵۴-۸۵.

Chen, H., Dou, J. and Xu, H. 2018. The effect of low-molecular-weight organic-acids (LMWOAs) on treatment of chromium-contaminated soils by compost-phytoremediation: Kinetics of the chromium release and fractionation. Journal of Environmental Sciences, 70: 45-53.

Evangelou, M, Mathias Ebel, W.H. and Andreas. S. 2006. Chelate Assisted Phytoextraction of Heavy Metals from Soil. Effect, Mechanism, Toxicity, and Fate of Chelating Agents, Chemosphere, 68(6):989–1003.

Fine, P., Paresh, R., Beriozkin, A. and Hass, A. 2014. Chelant-enhanced heavy metal uptake by eucalyptus trees under controlled deficit irrigation. Science of Total Environment, 493: 995-1005.

Freitas, E.V., Nascimento, C.W., Souza, A. and Silva, F.B. 2013. Citric acid-assisted phytoextraction of lead: a field experiment. Chemosphere, 92(2): 213-217.

Jelusic, M. and Lestan. D. 2014. Effect of EDTA Washing of Metal Polluted Garden Soils. Part I: Toxicity Hazards and Impact on Soil Properties., Science of the Total Environment, 475:132–41.

Li, H., Liu, Y., Zeng, G., Zhou, L., Wang, X., Wang, Y., Xu, W. 2014. Enhanced efficiency of cadmium removal by Boehmeria nivea (L.) Gaud. in the presence of exogenous citric and oxalic acids. Journal of Environmental Sciences

(China). 26(12): 2508–2516.

Liao, Y. C., S. W. Chang Chein, M. C. Wang, Y. Shen, and Hun P. L. 2006. .Effect of transpiration on pb uptake by lettuce and on water soluble low molecular weight organic acids in rhizosphere. Chemosphere, 65: 343-351.

Lindsay, W.L. and Norvell, W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil science society of America journal, 42(3): 421-428.

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

Najeeb, U., L. Xu, S. Ali, G. Jilani, H.J. Gong, W.Q. Shen, and Zhou. W.J. 2009. Citric acid enhances the phytoextraction of manganese and plant growth by alleviation of the ultrastructural damages in Juncus effusus L. J. Hazard Mater. 170: 1156-1163.

Sandens, A., Eldhuset, T.D. and Wollebæk. G. 2005. Organic acids in root exudates and soil solution of Norway spruce and Silver brich .Soil. Biol. Biochem. 37: 259-269.

16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Investigating the effect of four types of organic chelators on the availability of Zinc and its uptake by maize in a contaminated soil

Mohazzab Esmati*[1], A., Fotovat[2], A., Khorassani, R.[3]

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
[2] Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
[3] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Abstract

Heavy metals are one of the most important environmental pollutants that damage soil quality, plant health and productivity. This experiment investigated the efficiency of organic chelators for uptake of Zinc (Zn) from a contaminated soil (400 mg kg^{-1}) by maize (*Zea mays* L.) from single cross cultivar 704 in a completely randomized design in a research greenhouse in Ferdowsi University of Mashhad. Treatments included control (without organic chelators) and four types of organic chelators (oxalic acid, citric acid, malic acid and tartaric acid). At the end of the experiment, zinc content in soil and the concentration of element in plant shoot were determined. The results showed that organic chelators except oxalic acid increased zinc concentration in soil and the highest amount was in tartaric acid treatment (52.02 mg / kg). The four types of organic chelate used to increase the concentration of zinc in maize shoot, and the highest amount was observed in the treatment of malic acid (529.53 mg / kg). In general, the use of organic chelators had a positive effect on Zinc availability and Zinc concentration in maize shoot.

Keywords: Phytoremediation, Contamination, absorption, availability, Zinc

* Corresponding author, Email: a.mohazzab93@gmail.com

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

بررسی حضور باکتری‌های کلی‌فرم در منطقه ساحلی جفرود - دریای خزر

مهشید ماه‌صفت[۱]، محمدباقر فرهنگی[۲*]، نسرین قربانزاده [۳]

[۱] انشجوی سابق کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

[۲] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

[۳] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

چکیده

وجود باکتری‌های بیماری‌زا در آب سواحل شرایط را برای تفریح در گردشگاه‌های ساحلی سخت نموده است. داشتن اطلاعات کافی در مورد سطح آلودگی جویبارها به فاضلاب‌های شهری، صنعتی و کشاورزی برای پیش‌گیری از آلودگی سواحل بسیار مفید است. با توجه به اهمیت خطر باکتری‌های بیماری‌زا در آب‌های سطحی و انتقال بیماری‌های مضر به بدن انسان‌ها، این پژوهش با هدف بررسی وضعیت کلی‌فرم‌ها در ساحل تفریحی جفرود دریای خزر انجام شده است. برای انجام این پژوهش تعداد ۱۲ نمونه شن ساحلی (۱۰-۰ cm) و ۲ نمونه آب از ساحل موردنظر در بهمن ۱۳۹۵ برداشته شد. نمونه‌برداری به صورت شبکه ۳ در ۴ انجام شد. یک ضلع با سه نقطه (فواصل ۵۰ متر) در خط جدا کننده آب از ساحل مستقر شد و نمونه-برداری در ۴ نقطه (صفر، ۱۰، ۶۰ و ۱۱۰ متر) عمود بر آن در ساحل ادامه یافت. پس از ساخت سوسپانسیون از شن‌ها و رقیق سازی، تعداد کلی‌فرم‌ها در محیط EMB شمارش شد. نتایج نشان داد که شمار کلی‌فرم‌ها در آب دریا بسیار کمتر از ساحل بوده و در ساحل نیز با دور شدن از آب شمار کلی-فرم‌ها کمتر شد. همچنین با دور شدن از جوی فاضلاب که به نظر می‌رسد منبع آلودگی است، شمار کلی‌فرم‌ها کاهش یافت.

کلمات کلیدی: *ایشریشیا کولای*، کلی‌فرم، تفریح‌گاه ساحلی

مقدمه

ایشریشیاکولای[۱]، سالمونلا[۲] و شیگلا[۳] از خانواده‌ی انتروباکتریاسه‌ها[۴] می‌باشند و در بدن حیوانات خون گرم به صورت هم‌سفرگی زندگی می-کنند. برخی سویه‌های این باکتری‌ها غیربیماری‌زا هستند اما برخی با ایجاد عفونت در دستگاه گوارش و مجاری ادراری سلامتی انسان را به خطر می-اندازند (مرکز جلوگیری و کنترل بیماری‌های اروپا، ۲۰۱۳). اگرچه مصرف آب آشامیدنی، مواد غذایی آلوده و تماس شخص به شخص مهم‌ترین راه انتقال باکتری‌های روده‌ای بیماری‌زا به انسان می‌باشند، دیده شده که قرار گرفتن در معرض این باکتری‌ها نیز خطرناک است (Byrne-Bailey و همکاران ۲۰۰۹). محیط زیست طبیعی مانند خاک‌ها، رسوبات، آب‌های سطحی، رودخانه‌ها و دریاها دارای جوامع پیچیده‌ی میکروبی می‌باشند (Amosو همکاران ۲۰۱۴) . باکتری‌های خانواده انتروباکتریاسه در کنار ویبریوها از عوامل بیماری‌زای میکروبی محیط زیست در سواحل دریاچه‌ها و اقیانوس‌ها هستند که ممکن است از راه فعالیت‌های کشاورزی، رواناب شهری، فاضلاب و فضولات حیوانات اهلی و وحشی به سواحل رسیده باشند (Blakeو همکاران ۱۹۸۰) . بنابراین، آب‌های ساحلی ممکن است آلوده به مدفوع و فاضلاب باشند. سواحل یک مکان بالقوه برای قرار گرفتن انسان در معرض باکتری‌های روده‌ای است و از این راه پتانسیل ایجاد بیماری برای افرادی را دارد که در سواحل تفریح یا ورزش می‌کنند (مرکز جلوگیری و کنترل بیماری‌های اروپا، ۲۰۱۳). کودکان و سالمندانی که در ساحل تفریح می‌کنند بیشتر در معرض آسیب هستند. ناگلریا فاولری[۵] یکی از پروتوزوئرهای خطرناک است که در سواحل دیده می‌شود. این پروتوزوئر آمیب آزادزی است که در خاک و آب های سطحی گل‌آلود یافت می‌شود و سبب بیماری در افرادی می‌شود که در سواحل گرم شنا می‌کنند. این آمیب‌های آزادزی از طریق بینی وارد بدن انسان شده و مستقیم به مغز می‌روند.

* ایمیل نویسنده مسئول: Farhangi.mohamad@gmail.com

[1] *Esherichia coli*
[2] *Salmonella*
[3] *Shigella*
[4] *Enterobacteriaceae*
[5] *Naegleria fowleri*

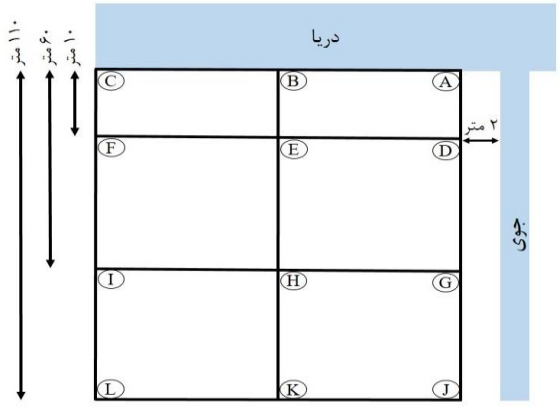
در آن‌جا پخش شده و باعث خون ریزی و آسیب مغزی می‌گردند به طوری‌که در طول یک هفته سبب مرگ افراد می‌شود. از سال ۱۹۹۹ تا ۲۰۰۳، ۱۲ مورد از این بیماری گزارش شده است و افراد در طی شنا در دریاچه یا تالاب در تابستان آلوده شده بودند (Madigan و همکاران ۲۰۱۰).

مطالعات مقایسه‌ی زنده مانی کلی‌فرم‌های مدفوعی و باکتری‌های بیماری‌زا در محل ورود رودخانه‌ها به دریا و سواحل نتایج متضادی به همراه داشته است (Martha و Howard، ۱۹۸۸). چون با ورود آنها به دریا نوعی مرگ خاموش در آنها به‌وجود می‌آید (Bordalo و همکاران ۲۰۰۲). دریای خزر با توجه به موقعیت جغرافیایی، وسعت، وجود منابع قابل توجه نفتی و گاز، وجود تالاب‌ها و خلیج‌ها و زیستگاه‌های متنوع یکی از منحصر به فردترین دریاچه‌های بسته جهان محسوب می‌شود که همواره کانون توجهات جهانی قرار داشته است. ۹۰ درصد مساحت حوضه آبریز دریای خزر در روسیه و کشورهای استقلال یافته وجود داشته و کمتر از ۱۰ درصد از آن متعلق به ایران است. سالانه حدود ۳۰۰ کیلومترمکعب آب از رودخانه‌های متعدد که بالغ بر ۱۳۰ رودخانه کوچک و بزرگ هستند وارد دریای خزر می‌شود. آمارها نشان می‌دهد که تنها ۸ درصد از کل آب ورودی به دریای خزر از ایران تامین می‌شود و کم و بیش به همان نسبت در آلودگی وارده به این دریا می‌توانند نقش ایفا نمایند (علیزاده، ۱۳۸۳). با توجه به وجود سواحل مناسب تفریحی در حاشیه دریای خزر و امکان آلودگی شن سواحل، این پژوهش، با هدف بررسی حضور باکتری‌های کلی‌فرم در منطقه ساحلی جفرود واقع در استان گیلان انجام شده است.

مواد و روش‌ها

نمونه‌برداری از منطقه‌ی ساحل جفرود انجام گردید. این محل به دلیل این‌که منطقه‌ی گردش‌گری بوده و به عنوان ساحل تفریحی مورد استفاده‌ی عموم قرار می‌گیرد، انتخاب شد. ضمن این‌که فاضلاب‌های محلی از این منطقه به دریا می‌ریزند و خطر آلودگی ساحل در این منطقه به باکتری‌های روده‌ای وجود دارد. نمونه‌برداری در ماه بهمن ۱۳۹۵ از آب دریا و شن ساحلی به صورت شبکه منظم انجام شد. نمونه‌برداری از آب دریا در سه نقطه با فاصله طولی ۵۰ متر انجام شد. نمونه‌برداری از شن ساحلی نیز با فاصله ۱۰ متر از خط موج و در ۴ ستون، هر کدام به فاصله ۵۰ متر، و سه ردیف به موازات نقاط نمونه‌برداری از آب دریا انجام شد. بنابراین نقاط نمونه برداری از شن ساحلی دارای ۵۰ متر فاصله طولی و عرضی بودند. آرایش نقاط نمونه‌برداری به صورت شماتیک در شکل ۱ آمده است. در سمت راست جوی کوچکی (با عرض حدود ۱ متر) وجود دارد که مسیر تخلیه فاضلاب محلی به دریا است. نمونه‌ها از عمق ۰-۱۰ سانتی‌متری در هر نقطه و در سه تکرار (در شرایط سترون) برداشته شد و بلافاصله به آزمایشگاه منتقل گردید.

پس از تهیه سوسپانسیون و سری رقت از نمونه‌ها در آب مقطر استریل، ۰/۱ میلی لیتر از رقت مناسب در پلیت‌های دارای محیط EMB[1] حاوی قارچ-کش نیستاتین (۵۰ میلی‌گرم در لیتر) مایه زنی شد. پلیت‌ها ۲۴ ساعت در دمای ۳۷ درجه سلسیوس انکوباسیون شده و شمارش همه کلی‌فرم‌ها انجام شد (صفری سنجانی و همکاران، ۱۳۹۰). در نمونه‌های آب و سوسپاسیون‌ها (۱ به ۲/۵) pH (Thomas، ۱۹۹۶) و رسانایی الکتریکی (EC) (Roades، ۱۹۹۶) نیز اندازه‌گیری شد. نقاط نمونه‌برداری شده از سه فاصله‌ی ۱۰، ۶۰ و ۱۱۰ متری از خط موج دریا با حروف لاتین نمایش داده شده‌اند (شکل ۱).

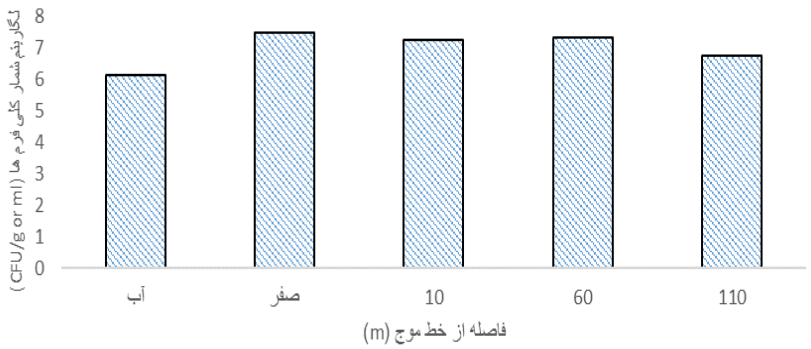


شکل ۱. نمایی شماتیکی از منطقه‌ی نمونه‌برداری شده در ساحل جفرود

[1] Eosine Methylene Blue

نتایج و بحث

روند تغییر شمار همه کلی‌فرم‌ها با فاصله گرفتن از دریا در شکل ۲ آمده است. اگرچه شمار کلی‌فرم‌ها در آب دریا بسیار کم‌تر از شن ساحلی بود، اما در نقاطی از ساحل که تحت تاثیر خط موج بودند (نقطه صفر)، شمار کلی‌فرم‌ها بیشترین مقدار بود که تفاوت چشم‌گیر با سایر نقاط قرار گرفته در خط ۱۰، ۶۰ و ۱۱۰ متری داشت. با دور شدن از خط موج شمار باکتری‌های کلی‌فرم کم شد. به طوری‌که در فاصله ۱۱۰ متری از آن شمار کلی‌فرم-ها به ۱۸٪ شمار آن‌ها در خط موج رسید. احتمالا بیشتر بودن شمار کلی‌فرم‌ها در خط موج به دلیل شرایط مناسب شن ساحلی از نظر رطوبت، pH و EC برای رشد و زنده‌مانی این گروه از باکتری‌ها است. تغییرات pH و EC در خطوط نمونه‌برداری شده به ترتیب در شکل ۴ و ۵ آمده است. علت کم بودن شمار کلی‌فرم‌ها در آب دریا را می‌توان به شوری بسیار بالای آن نسبت داد. آب مناطق شنا اگرچه به مصرف آب شرب نمی‌رسد، اما به لحاظ کیفیت باید بسیار شبیه به استاندارد آب آشامیدنی باشد چرا که در صورت آلوده بودن و تماس با بدن انسان و یا خورده شدن اتفاقی آن موجب انتقال بیماری به انسان می‌شود. استاندارد شمار کلی‌فرم‌ها در آب‌ها برای مواردی مانند شنا و موج سواری (تفریح) نبایستی بیش از ۱۰۰۰ باکتری *ایشریشیا کولی* (۳ واحد لگاریتمی) یا ۵۰۰ باکتری کلی‌فرم (مجموع کلی‌فرم‌ها) در ۱۰۰ میلی‌لیتر آب باشد (WHO، ۲۰۱۳). بنابراین شمار باکتری‌های کلی‌فرم در آب و شن ساحلی بیشتر از حد استاندارد است.

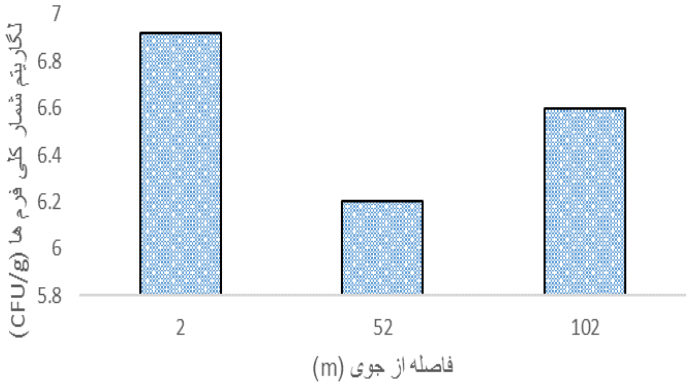


شکل ۲- لگاریتم شمار کلی‌فرم‌ها در آب و شن ساحلی در فواصل معین از خط موج

Marion و همکاران (۲۰۱۰) مطالعه‌ای در دریاچه اُهایو انجام داده و سلامتی افرادی را که در آن دریاچه شنا یا ورزش‌های آبی انجام می‌دادند را در دو فصل مناسب شنا از سال ۲۰۰۹ بررسی کردند. آنها دیدند که شدت بیماری ۹ روز پس از شنا در افراد به بالاترین حد می‌رسید و باکتری *ای. کولای* عامل بیشتر این بیماری‌ها بود.

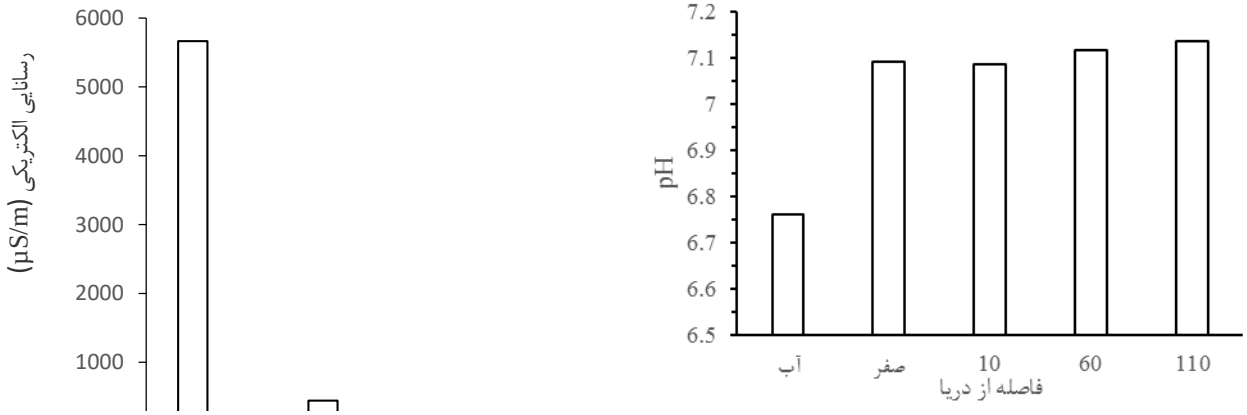
در نمودار ۳ روند تغییر شمار کلی‌فرم‌ها با فاصله گرفتن از جوی فاضلاب آمده است. در نزدیکی جوی شمار کلی‌فرم‌ها بالاترین مقدار بود و با فاصله گرفتن از آن (۵۲ متری) به حدود ۲۰ درصد مقدار آن در نزدیکی جوی کاهش یافت. در فاصله ۱۰۲ متری از جوی نیز اگرچه شمار کلی‌فرم‌ها کم‌تر شده و حدود ۶۰٪ مقدار آن‌ها در نزدیکی جوی بود، اما نسبت به فاصله ۵۲ متری افزایش داشت که دلیل آن روشن نیست. به هر روی به نظر می‌رسد جوی فاضلاب عامل آلودگی شن‌های ساحلی به کلی‌فرم‌ها باشد.

Blaak و همکاران (۲۰۱۴) حضور *ای. کولای* در آب تفریح‌گاهی چهار منطقه از هلند و نقش ایستگاه‌های تصفیه فاضلاب در ایجاد آلودگی در این آب‌ها را بررسی کردند. در هر ۴ منطقه و در ۶۲ درصد نمونه‌ها شمار باکتری موردنظر ۱/۳ واحد لگاریتمی در ۱۰۰ میلی‌لیتر بود.



شکل ۳- لگاریتم شمار کلی‌فرم‌ها در شن ساحلی در فواصل معین از جوی آلودگی

در شکل ۴ رسانایی الکتریکی در نمونه‌ی آب دریا بیشترین مقدار خود بوده است که با فاصله از خط آب این مقدار کمتر می‌گردد. آب دریا دارای رسانایی الکتریکی بالایی می‌باشد، که با جمعیت باکتری‌ها رابطه‌ی عکس دارد. در شکل ۴ نیز روند تغییرات pH در فواصل مشخص نمایش داده شده است. همان‌گونه که مشخص است pH آب دریا نسبت به خاک‌های مورد بررسی پایین‌تر بوده است و تفاوت زیادی بین pH خاک‌ها در نقاط مختلف دیده نشد. به هر روی دامنه pH و رسانایی الکتریکی در محدوده مناسب برای رشد باکتری‌ها بود.



شکل ۴- رسانایی الکتریکی و pH در نمونه‌ی آب و شن در فواصل معین از دریا

نتیجه‌گیری

نتایج به دست آمده از این پژوهش نشان داد که شن و آب ساحلی منطقه جفرود دارای کلی‌فرم‌های روده‌ای است. با فاصله گرفتن از جوی فاضلاب (منبع آلودگی) میزان آلودگی به کلی‌فرم‌ها در خاک و ساحل تغییر کرد. همچنین میزان کلی‌فرم‌ها در آب دریا نسبت به خاک به دلیل شوری

بالای آب کمتر بود. بنابراین، باتوجه به نتایج این پژوهش بایستی جلوی ورود فاضلاب به ساحل را گرفت و برای شنا و تفریح در این منطقه بایستی احتیاط لازم را در نظر داشت.

منابع

علیزاده، ح.۱۳۸۳. مقدمه‌ای بر ویژگی‌های دریای خزر، دریای خزر را بهتر بشناسیم تا در آن غرق نشویم. انتشارات نوربخش.

صفری سنجانی، ع.، شریفی، ز.، صفری سنجانی، م. ۱۳۹۰. روش‌های آزمایش‌گاهی در میکروبیولوژی خاک. چاپ اول. انتشارات دانشگاه بوعلی سینا، همدان.

European Centre for Disease Prevention and Control. 2013. Annual report of the European Antimicrobial Resistance Surveillance Network (EARS-Net). Antimicrobial Resistance Surveillance in Europe. 2014. The European Centre for Disease Prevention and Control, Stockholm.

Byrne-Bailey, KG., Gaze, WH., Kay, P., Boxall, AB., Hawkey, PM., Wellington EM. 2009. Prevalence of sulfonamide resistance genes in bacterial isolates from manured agricultural soils and pig slurry in the United Kingdom. Antimicrobial Agents Chemotherapy. 53, 696–702.

Amos, GCA., Hawkey, PM., Gaze, WH., Wellington EM. 2014. Waste water effluent contributes to the dissemination of CTX-M-15 in the natural environment. Journal of Antimicrobial Chemotherapy, 69(7), 1785-1791.

Blake, PA., Weaver, RE., Hollis, DG. 1980. Diseases of humans (other than cholera) caused by vibrios. Annual Reviews in Microbiology, 34(1), 341-367.

Madigan, MT., Clark, DP., Stahl, D., Martinko, JM. 2010. Brock Biology of Microorganisms 13th edition. Benjamin Cummings.

Martha, WR., Howard, K. 1988. Survival of *Escherichia coli* and *Salmonella* spp. in estuarine environments. Applied and Environmental Microbiology. 54(12), 2902-2907.

Bordalo, AA., Onrassami, R., Dechsakulwatana, C. 2002. Survival of faecal indicator bacteria in tropical estuarine waters (Bangpakong River, Thailand). Journal of Applied Microbiology. 93, 864-871.

Thomas, GW. 1996. Soil pH and soil acidity in methods of soil analysis. Klute, A. (ed). Part3. “Chemical methods. Madison, wisconsen”, USA. 475-490.

Roades, JD. 1996. Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. Method of soil analysis, parss: chemical methods. Madison. Wisconsin, USA. Pp: 417-436.

WHO. 2003. Guidelines for Safe Recreational Water Environments: Coastal and Fresh Waters. World Health Organization, Geneva. 1, 219.

Marion, JW., Lee, J., Lemeshow, S., Buckley, TJ. 2010. Association of gastrointestinal illness and recreational water exposure at an inland U.S. beach. Water Research, 44(16), 4796-4804.

Blaak, H., De Kruijf, P., Hamidjaja, RA., Van Hoek, AH., De Roda Husman, AM., Schets, FM. 2014. Prevalence and characteristics of ESBL-producing *E. coli* in Dutch recreational waters influenced by wastewater treatment plants. Veterinary Microbiology, 171, 448–459.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

The study of coliform bacteria occurrence in the coastal region, Jafroud-Caspian sea

Mahsefat, M[1]., M, Farhangi[2*]., N, Ghorbanzadeh[3]

[1] Former M. Sc., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran

[2] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran

[3] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran

Abstract

The occurrence of pathogens in recreational waters and beach sands has made difficulties for recreation in coastal regions. Knowing pollution levels in contaminated streams to urban, industrial and agricultural wastewaters is useful for preventing recreational region pollution. Considering the importance of pathogens risk in surface water and their transfer to human body, this study aimed to investigate the coliform occurrence in Jafroud recreational beach, Caspian sea. 12 samples from sand beach (0-10 cm) and 2 water samples were removed from the site in January, 1395. A 3*4 greed sampling pattern was adopted. One side of greed with 3 points (50 m interval) was deployed in water separator line (sea shore) and sampling followed in 0, 10, 60, 110 m, transversally. After making suspension from sand beach and diluting them, the number of total coliforms was counted in the EMB medium. The results showed that the total number of coliforms in seawater was far less than that of the sand beach and the number of coliforms decreased on the coast by getting away from the sea water. Also, the total number of coliforms was reduced by moving away from the wastewater discharging creek appears to be the source of pollution.

Keywords*: Escherichia coli*, coliform, recreational beach

[*] Corresponding author, Email: Farhangi.mohamad@gmail.com

محور مقاله: آلودگی خاک و آب و سلامت محصولات کشاورزی

تأثیر بایوچار حاصل از لجن فاضلاب در دماهای متفاوت بر جزءبندی فلز سرب یک خاک آهکی آلوده

فاطره کریمی[۱]، قاسم رحیمی[۲]، ابوالفضل خادمی جلگه نژاد[۳]

[۱] دانش آموخته دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان

[۲] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان

[۳] دانش آموخته کارشناسی ارشد دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

چکیده

پژوهش حاضر با هدف بررسی تأثیر تغییر دمای گرماکافت و میزان کاربرد بایوچار بر جزءبندی فلز سرب دریک خاک آهکی آلوده طبیعی از زمین‌های اطراف معدن سرب و روی آهنگران واقع در استان همدان اجرا گردید. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کـاملاً تـصادفی با سه تکرار در شـرایط آزمایشگاه گروه علـوم خـاک دانشگاه بوعلی سینا همدان انجام شد. تیمارها شامل بایوچار تولید شده از لجن فاضلاب در دو دمای ۳۰۰ و ۶۰۰ درجه سلسیوس در سطح (۰ و دو، چهار و هشت درصد وزنی) به خاک آهکی آلوده اضافه گردید. ظرفهای آزمایش در یک محفظه اقلیمی با ۱۶ ساعت نور و هشت ساعت تاریکی در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۴۲ روز نگه‌داری شد. نتایج نشان داد که افزایش میزان کاربرد بایوچار موجب کاهش معنی‌دار میزان سرب در بخش تبادلی گردید؛ بطوریکه این کاهش در بایوچار تولید شده در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس بیشتر مشهود بود. میزان سرب تبادلی از ۸/۶۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار شاهد به ۷/۹۴ و ۵/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم به ترتیب در تیمار هشت درصد بایوچار دمای ۳۰۰ و ۶۰۰ درجه سلسیوس کاهش معنی‌داری یافت، بنابراین سطوح مختلف بایوچار می‌تواند موجب تغییر جزءبندی فلزات سنگین و درنتیجه تغییرشکل آنها از بخش‌هایی با قابلیت دسترسی و تحرک بیشتر به بخش‌هایی با پایداری بیشتر و کم‌تحرک تر گردد.

کلمات کلیدی: بایوچار، جزءبندی، دما، سرب، لجن فاضلاب

مقدمه

آلودگی خاک به سبب وجود ترکیبات شیمیایی حاصل از فعالیتهای انسانی یا دیگر تغییرات طبیعی که در محیط خاک اتفاق می افتد، ایجاد می‌شود. فعالیت های انسانی مانند معدن، ذوبکاری، آبیاری با فاضلاب، جمع آوری نامناسب ضایعات جامد صنعتی، آفت کش ها و همچنین استفاده از لجن فاضلاب بعنوان کود باعث تجمع بیش از حد فلزات سنگین در خاک می شود (Chen و همکاران، ۲۰۱۱). بنابراین فلزات سنگین بدلیل ماهیت سمی و غیر قابل تجزیه بودنشان، می تواند خطرات جبران ناپذیری بر سلامت انسان، کیفیت خاک و سیستم های زیست محیطی به دنبال داشته باشند (Chen و همکاران، ۲۰۱۱، Kim و همکاران، ۲۰۱۲). دفع و استفاده از لجن فاضلاب مانند ذخیره سازی یا سوزاندن لجن و همچنین استفاده مستقیم از آن در کشاورزی به عنوان یک معضل جدی شناخته شده است. بنابراین توسعه یک روش زیست محیطی و اقتصادی مناسب برای استفاده از لجن فاضلاب یک موضوع مهم اجتماعی است (Chen و همکاران، ۲۰۱۱).

تبدیل لجن فاضلاب به بایوچار یک روش بالقوه برای دفع آن و یک تکنولوژی جایگزین مقرون به صرفه و موثر برای حذف پاتوژنها، آلاینده ها و ترکیبات خطرناک موجود در لجن شناخته شده است (Karami و همکاران، ۲۰۱۱). بایوچار یک محصول جانبی غنی از کربن است که بر اثر فرآیند پیرولیز زیست توده تحت شرایط بدون اکسیژن یا با مقادیر خیلی جزئی اکسیژن تولید می شود. خواص منحصر به فرد بایوچار شامل سطح ویژه، تخلخل، دارا بودن انواع مختلف گروه های عاملی و پتانسیل جذب آلاینده های آلی و فلزات سنگین موجب شده است تا نقش مهمی در کنترل آلاینده ها در محیط زیست داشته باشد (Chen و همکاران، ۲۰۱۱، Wanga و همکاران، ۲۰۱۸). ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی کلیدی بایوچار عمدتا متأثر از نوع ماده آلی انتخاب شده برای تولید آن و شرایط فرایند پیرولیز است. در میان شرایط پیرولیز، دما و مدت زمان گرمادهی، مهم‌تر از بقیه عوامل تولید بایوچار هستند (Lahori و همکاران، ۲۰۱۷، Mohamed و همکاران، ۲۰۱۵). دمای فرایند پیرولیز تأثیر زیادی بر سطح ویژه، تخلخل و گروه‌های عاملی سطح بایوچار دارد (Chen و همکاران، ۲۰۱۱).

بایوچار با افزایش میزان ماده آلی، CEC خاک و در نتیجه ایجاد کمپلکس با یونهای فلزات سنگین می‌تواند منجر به کاهش قابلیت دسترسی فلزات سنگین خاک گردد (Abdel-Fattah و همکاران، ۲۰۱۵). بنابراین به منظور تعیین قابلیت دسترسی و سمیت فلزات سنگین و ارزیابی توزیع مجدد فلزات

به اشکال شیمیایی مختلف موجود در خاک، استفاده از روش جزءبندی مرحله ای یک رویکرد قابل توجه می باشد (Rajkovich و همکاران، ۲۰۱۲). نتایج تحقیقات Zhu و همکاران (۲۰۱۵) نشان داد که کاربرد بایوچار بطور معنی‌داری موجب کاهش Cr، Ni، Cu، Zn، Cd و Pb قابل تبادل خاک و افزایش بخش باقی مانده این فلزات گردید. اگرچه مطالعات زیادی در مورد اثرات بایوچار بر تحرک و قابلیت دسترسی فلزات سنگین در خاک های اسیدی توسط محققان انجام شده است. با این حال اطلاعات محدودی درمورد جزءبندی و توزیع مجدد فلزات سنگین در خاک های تیمار شده با بایوچار تولید شده در دماهای مختلف بخصوص در خاکهای آهکی موجود است. بنابراین هدف از این بررسی ارزیابی اثر بایوچار حاصل از لجن فاضلاب بر جزءبندی فلز سرب در خاک آهکی اطراف معدن سرب اهنگران می باشد.

مواد و روش‌ها

این تحقیق روی یک خاک آلوده که از زمین‌های اطراف معدن سرب و روی آهنگران انجام شد. نمونه خاک مورد مطالعه از عمق ۲۵-۰ سانتی متری جمع‌آوری و بعد از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلی‌متری برای تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آماده شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نظیر بافت به روش هیدرومتری، pH وEC با نسبت ۱:۵ خاک به آب، کربنات کلسیم معادل به روش خنثی‌سازی با اسید کلریدریک اندازه گیری شد.

لجن فاضلاب جهت تهیه بایوچار از شهرک صنعتی بوعلی همدان جمع آوری شد. نمونه‌ها در آزمایشگاه هوا خشک و از الک دو میلی‌متری عبور داده شد و پیرولیز در کوره حرارتی در دو دمای ۳۰۰ و ۶۰۰ درجه سلسیوس انجام شد. برای حفظ فضای بدون اکسیژن گاز نیتروژن، با سرعت جریان ۱۰۰۰ میلی متر بر دقیقه و نرخ افزایش دمای پیرولیز ۲۵ درجه سلسیوس بر دقیقه از محفظه داخلی کوره عبور داده شد و در نهایت بایوچار تولید شده جهت انجام آزمایش مورد استفاده قرار گرفت. برای انجام آزمایشات فیزیکی و شیمیایی ابتدا لجن و بایوچارها را از الک نیم میلی‌متری عبور داده سپس برخی ویژگی‌های آن مانند pH وEC از نسبت ۱:۵ بایوچار (لجن) به آب استفاده شد. سپس نمونه تکان داده شده و پس از ۲۴ ساعت، مقدار pH و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) قرائت گردیدند، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، به روش استات آمونیوم اصلاح شده یک مولار (pH=7) اندازه گیری گردید (Bower، ۱۹۵۴). کربن، نیتروژن و هیدروژن به روش سوزاندن خشک با دستگاه CHNSO Analyzer اندازه گیری شدند.

این آزمایش در ظروف پلاستیکی به ابعاد (۱۷×۱۳× ۱۸ سانتی متر) به صورت فاکتوریل و طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار در شرایط محیطی آزمایشگاه گروه علوم خاک دانشگاه بوعلی سینا همدان انجام شد. تیمار بایوچار تولید شده از لجن فاضلاب در دو دمای مختلف ۳۰۰ و ۶۰۰ درجه سلسیوس در چهار سطح (صفر، دو، چهار و هشت درصد وزنی) به خاک آلوده اضافه گردید. ۵۰۰ گرم از خاک هوا خشک در هر ظرف قرار داده شد و تیمارهای بایوچار براساس سطوح تیماری اعمال گردید. ظرفهای آزمایش در یک محفظه اقلیمی با ۱۶ ساعت نور و هشت ساعت تاریکی در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۴۲ روز نگه‌داری شد. هر نمونه خاک پس از هوا خشک شدن و گذراندن از الک دو میلی متری، به منظور تعیین جزءبندی فلز سرب مورد بررسی قرار گرفتند. برای بررسی جزءبندی فلز سرب از روش عصاره گیری پی در پی Sposito و همکاران (۱۹۸۲) استفاده شد. غلظت فلز سرب توسط دستگاه جذب اتمی مدل ۲۲۰ واریان (Varian Spectra AA ۲۲۰) اندازه گیری شدند. داده ها با نرم افزار آماری SPSS و MSTATC تجزیه آماری گردید. برای مقایسه میانگین ها نیز از آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد استفاده شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه شیمیایی خاک مورد استفاده در جدول (۱) آمده است. خاک با pH ۸/۲ نشاندهنده آهکی بودن خاک منطقه مورد مطالعه می-باشد.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

بافت خاک	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	pH	EC (dSm^{-1})	$CaCO_3$ (%)	CEC (Cmol (+) Kg^{-1})
لوم رسی	۳۳/۲	۳۶	۳۰/۸	۸/۲	۰/۲۳	۲۵	۲۹/۳

همانطور که در جدول ۲ مشاهده شد با مقایسه غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه و حدود استاندارد ذکر شده مشخص شد که خاک اولیه خاک آلوده معدن از نظر فلزات سنگین بخصوص فلز سرب آلودگی دارد و غلظت فلزات سنگین خاک، بالاتر از حد استاندارد مجاز می باشد.

جدول ۲. غلظت فلزات سنگین کل خاک مورد استفاده در آزمایش و مقایسه با غلظت طبیعی و بحرانی آنها (کاباتا - پندیاس، ۲۰۰۰)

فلز	خاک مورد استفاده در آزمایش(میلی‌گرم بر کیلوگرم)	طبیعی (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	حد بحرانی (میلی گرم بر کیلوگرم)
کادمیوم	۶/۲	۱-۲>	۳
مس	۲۵۰	۶ -۶۰	۱۰۰
نیکل	۷۰	۲ -۱۰۰	۲۰۰
سرب	۴۳۸۰	۱۰ -۱۰۰	۴۰۰
روی	۳۳۵	۱۷ -۱۲۵	۳۰۰

برخی ویژگی‌های لجن فاضلاب و بایوچارهای مورد بررسی، در جدول ۳ نشان داده شده است. pH لجن فاضلاب و بایوچارهای مورد مطالعه در دامنه ۸/۵-۶/۸ بود که کمترین و بیشترین pH به ترتیب مربوط به لجن فاضلاب و بایوچار دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس بود. نتایج آنالیز عنصری نمونه ها نشان داد که محتوی عناصر H و N با افزایش دمای پیرولیز کاهش و میزان کربن بایوچار با افزایش دما افزایش یافت. کاهش در میزان عناصر ناشی از شکسته شدن پیوندهای ضعیف در ساختار بایوچار و کربونیزه شدن مواد در دمای بالا می‌باشد (Demibars ، ۱۹۹۷). با افزایش دمای پیرولیز، نسبت مولی H/C و O/C کاهش می‌یابد که نشاندهنده کاهش فراوانی گروههای هیدروکسیل و کربوکسیل می باشد (Li و همکاران، ۲۰۱۷). Jin و همکاران (۲۰۱۶) بیان کردند که خاکستر عامل مهمی در افزایش pH بایوچار می باشد، بطوریکه افزایش دما منجر به افزایش ترکیبات خاکستر شده که همبستگی مثبتی با pH بایوچار داشته است. با افزایش دمای پیرولیز ظرفیت تبادل کاتیونی افزایش یافت بطوریکه بیشترین میزان مربوط به بایوچار دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس بود (جدول ۳).

جدول ۳. برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی لجن فاضلاب و بایوچارهای مورد مطالعه

نمونه	C (%)	H (%)	N (%)	O (%)	H/C	O/C	pH	Ash (%)	CEC (Cmol (+) Kg^{-1})
لجن فاضلاب	۱۸/۴۵	۳/۸۴	۱۰/۱۱	۲۶/۲	۲/۵۱	۱/۰۷	۶/۸	۴۱/۴	۲۰
بایوچار ۳۰۰	۱۸/۰۶	۲/۲۸	۹/۴۲	۲۴/۴	۱/۵۱	۱/۰۱	۷/۶	۴۵/۸	۲۶/۴
بایوچار ۶۰۰	۲۸/۹۴	۱/۹۰	۳/۳۸	۷/۵۸	۰/۷۸	۰/۱۹	۸/۵	۵۸/۲	۳۱/۶

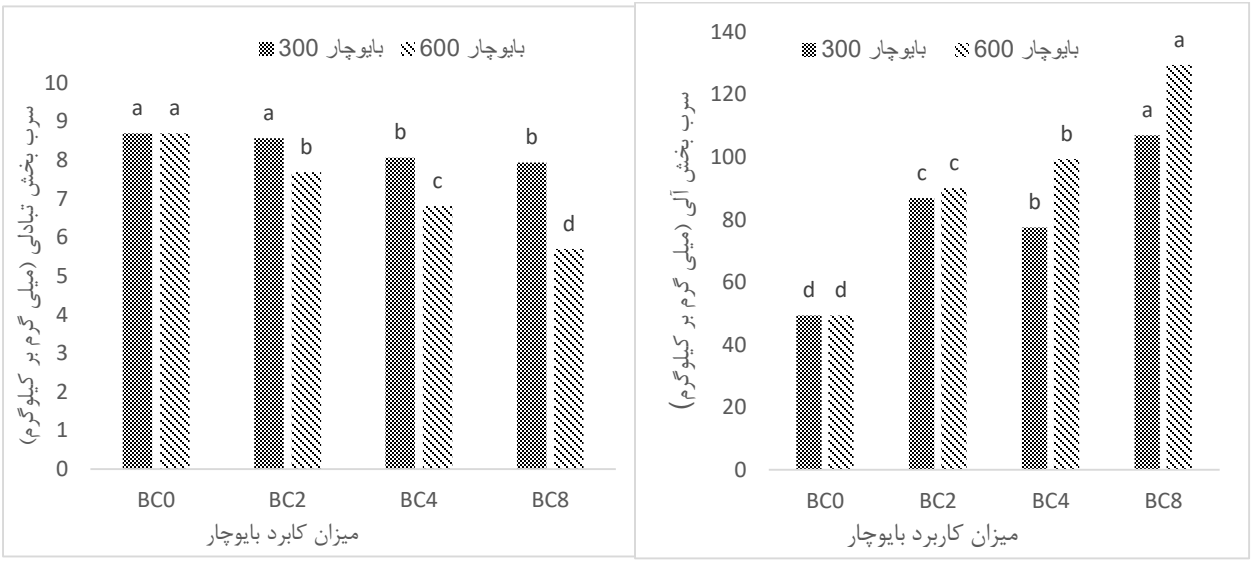
بر اساس نتایج تجزیه واریانس، تاثیر سطوح کاربرد بایوچار بر تمام بخش‌های فلز سرب در خاک تیمار شده با هر دو نوع بایوچار معنی‌دار بود (جدول ۴). افزایش میزان کاربرد بایوچار موجب کاهش معنی‌دار میزان سرب بخش تبادلی و کربنات و افزایش معنی‌دار سرب بخش آلی و باقیمانده گردید. میزان سرب تبادلی از ۸/۶۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم در تیمار شاهد به ۷/۹۴ و ۵/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم به ترتیب در تیمار هشت درصد بایوچار دمای ۳۰۰ و ۶۰۰ درجه سلسیوس کاهش یافت، بطوریکه روند این تغییرات در تیمار کاربرد بایوچار دمای ۶۰۰ سلسیوس بیشتر از بایوچار دمای ۳۰۰ سلسیوس بود. بیشترین میزان سرب بخش آلی نیز با کاربرد ۸ درصد بایوچار دمای ۶۰۰ سلسیوس بدست آمد (شکل ۱).

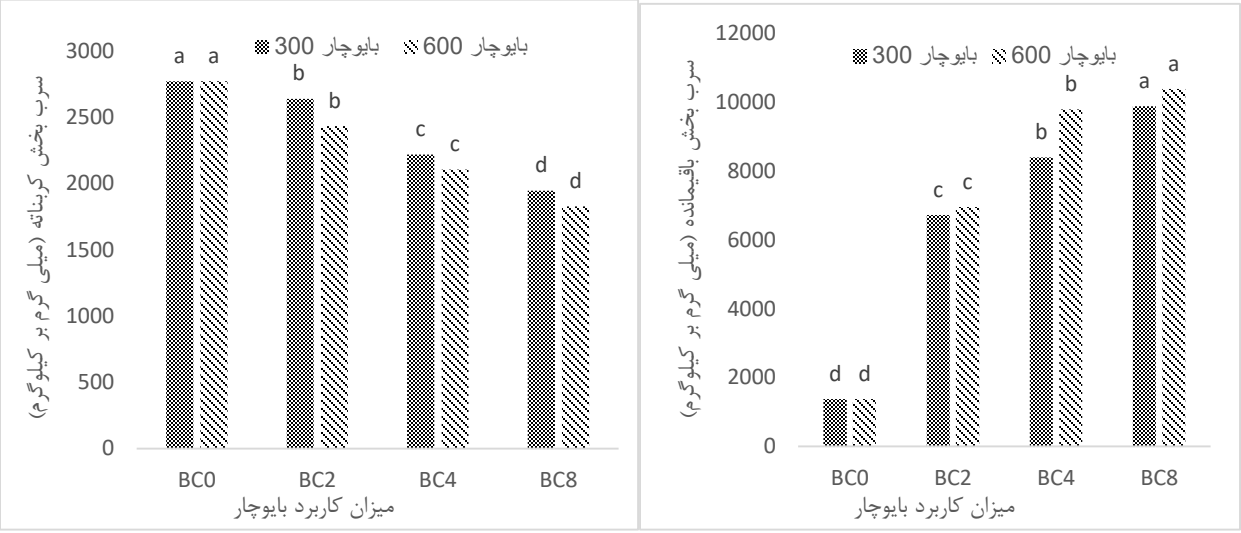
جدول ۴. میانگین مربعات اثر سطوح کاربرد بایوچار تولید شده در دو دمای مختلف بر جزبندی فلز سرب

منابع تغییرات	درجه آزادی	بایوچار دمای ۳۰۰ بخش تبادلی	بخش آلی	بخش کربناته	بخش باقیمانده	بایوچار دمای ۶۰۰ بخش تبادلی	بخش آلی	بخش کربناته	بخش باقیمانده
سطوح بایوچار	۳	۰/۴۰۶*	۱۷۱۳/۵۷**	۴۳۴۲۴۵/۶۵**	۴۱۲۴۰۰۰۰**	۰/۴۶۹**	۳۲۷۲/۱۷**	۵۰۰۰۴۶/۳**	۵۰۷۱۰۰۰۰**
خطا	۸	۰/۰۵۹	۱۲/۴۰۲	۹۳۴/۸۵۶	۴۳۰۲۹/۷۸۵	۰/۰۳۸	۱۴/۳۵۵	۵۹۵۴/۵۹۰	۴۱۴۰۸/۶۹
ضریب تغییرات (٪)	-	۶/۴۲	۲۰/۵۵	۱۳/۰۶	۳۴/۸۲	۱۶/۱۶	۲۶/۸۷	۱۱/۳۱	۴۹/۶۹

* و **: به ترتیب غیرمعنی‌دار، معنی‌دار در سطح پنج درصد.

نتایج تحقیقات Zhu و همکاران (۲۰۱۵) نشان داد که با افزایش میزان کاربرد بایوچار غلظت Cr, Ni, Pb, Cu, Ni, Cd در بخش قابل تبادل کاهش و بخش باقیمانده این فلزات افزایش یافت. بایوچار با افزایش ماده آلی خاک و کمپلکس یونهای فلزات سنگین خاک می‌تواند منجر به کاهش غلظت فلزات سنگین قابل تبادل خاک شود (Abdel-Fattah و همکاران، ۲۰۱۵). غلظت سرب بخش باقیمانده نیز با افزایش میزان کاربرد بایوچار افزایش یافت، بطوریکه تیمار کاربرد ۸ درصد بایوچار دمای ۳۰۰ و ۶۰۰ درجه سلسیوس بترتیب موجب افزایش غلظت سرب بخش باقیمانده از ۱۳۷۸میلی‌گرم بر کیلوگرم به ۹۸۸۱ و ۱۰۳۷۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گردید (شکل ۱). Dai و همکاران (۲۰۱۸) نیز نشان دادند که کاربرد بایوچار موجب افزایش میزان فلزات سنگین بخش باقیمانده و کاهش فلزات قابل استخراج با اسید و بخش کربناته گردید. در واقع بایوچار می‌تواند باعث تغییر شکل فلزات سنگین از بخش‌های قابل استخراج با اسید، قابل احیا و قابل اکسید به بخش باقیمانده گردد.





شکل ۱- اثر سطوح کاربرد بایوچار تولید شده در دو دمای مختلف بر جزءبندی فلز سرب

نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که کاربرد بایوچار حاصل از لجن فاضلاب موجب تغییر جزءبندی فلز سرب، کاهش غلظت فلز سرب در بخش تبادلی و افزایش غلظت این فلز در بخش باقیمانده گردید. بنابراین بایوچار می‌تواند موجب تغییرشکل فلز سرب از بخش‌هایی با قابلیت دسترسی و تحرک بیشتر به بخش‌هایی با پایداری بیشتر و کم‌تحرک‌تر گردد. مطالعه حاضر نشان داد که پیرولیز می تواند به عنوان یک روش موثر و امیدوار کننده برای غیر متحرک کردن فلزات سنگین در خاک مورد توجه قرار گیرد و همچنین با کنترل دمای پیرولیز می توان اثرات مضر بایوچار را به حداقل رساند. همانطور که مشاهده شد روند کاهشی غلظت فلز سرب در بخش تبادلی خاکهای تیمار شده با بایوچار تولید شده در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس بیشتر از دمای ۳۰۰ درجه سلسیوس بود، بنابراین استفاده از بایوچار بخصوص بایوچار تولید شده در دمای ۶۰۰ درجه سلسیوس می‌تواند برای اصلاح خاکهای آلوده به فلزات سنگین نقش بسزایی داشته باشد.

منابع

Abdel-Fattah, T.M., Mahmoudb, M.E., Ahmedb, S.B., Huff, N.D., Lee, J.W., and Kumar, S. 2015. Biochar from woody biomass for removing metal contaminants and carbon sequestration. Journal of Industrial and Engineering Chemistry, 22, 103-109.

Bower, C.A., Reitemeier, R.F., Fireman, M. 1954. Exchangeable Cation Analysis of Saline and Alkali Soils. Soil Science, 73, 251-262.

Chen, X., Chen, G., Chen, L., Chen, Y., Lehmann, J., McBride, M.B., and Hay, A.G. 2011. Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. Bioresource Technology, 102 (19), 8877-8884.

Dai, S., Li, H., Yang, Z., Dai, M., Dong, X., Ge, X., Sun, M., and Shi, L. 2018. Effects of biochar amendments on speciation and bioavailability of heavy metals in coal-minecontaminated soil. Human and Ecological Risk Assesment, 24 (7), 1887-1900.

Demirbaş, A.1997. Calculation of higher heating values of biomass fuels. Fuel, 76(5), 431-434.

Jin, J., Li, Y., Zhang, J., Wu, S., Cao, Y., Liang, P., Shan, S. 2016. Influence of pyrolysis temperature on properties and environmental safety of heavy metals in biochars derived from municipal sewage sludge. Journal of hazardous materials, 320, 417-426.

Kim, K.H., Kim, J.Y., Cho, T. S., and Choi, J.W. 2012. Influence of pyrolysis temperature on physicochemical properties of biochar obtained from the fast pyrolysis of pitch pine (Pinus rigida). Bioresource Technology, 118, 158-162.

Lahori, A.H., Guo, Z., Zhang, Z., li, R., Mahar, D.A., Awasthi, M., Shen, F., Ali Sial, T., Kumbhar, F., Wang, P., Jiang, S. 2017. Use of Biochar as an Amendment for Remediation of Heavy Metal-Contaminated Soils, Prospects and Challenges, 27, 991-1014.

Li, H., Dong, X., da Silva, E. B., de Oliveira, L. M., Chen, Y., and Ma, L. Q. 2017. Mechanisms of metal sorption by biochars: biochar characteristics and modifications. Chemosphere, 178, 466-478.

Mohamed, I., Zhang, G. s., Li, Z. g., Liu, Y., Chen, F., Dai, K. 2015. Ecological restoration of an acidic Cd contaminated soil using bamboo biochar application. Ecological Engineering, 84, 67-76.

Rajkovich S., Enders A., Hanley K., Hyland C., Zimmerman A.R., and Lehmann J. 2012. Corn growth and nitrogen nutrition after additions of biochars with varying properties to a temperate soil. Biology and Fertility of Soils, 48,271–284.

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 Society of American journal, 46, 260–264.

Wanga, K., Qiaoa, Y., Zhanga, H., Yuea, S., Lia, H., Jib, X., Liuc, L. 2018. Bioaccumulation of heavy metals in earthworms from field contaminated soil in a subtropical area of China, Ecotoxicology and Environmental Safety, 148,876–883

Zhu, Q., Wu, H.,Wang, L., Yang, G., and Zhang, X. 2015. Effect of biochar on heavy metal speciation of paddy soil. Water, Air and Soil Pollution, 226:429.

Topic for submission: Soil and Water Pollution and Crop Health

Effect of sewage sludge- drived biochar at different temperatures on the fractionation of lead a contaminated calcareous soil

Karimi[1], F., Rahimi[*2], A.R., Khademi Jolgeh Nezhad, A.[3]

[1] Graduated from Ph.D. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran
[2] Associate Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Bu-Ali Sina University, Hamedan, Iran
[3] Former M.Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Shahid Bahonar University, Kerman, Iran

Abstract

The present study was carried out to investigate the effect of pyrolysis temperature change and application rate of biochar on the Pb fractions in a contaminated calcareous soil from the area surrounding the old Ahangaran lead-zinc mine. The experiment was carried out as a factorial experiment based on completely randomized design with three replications under environmental conditions of the laboratory of Soil Sciences Department of Bu-Ali Sina University in Hamedan. Experimental factors included biochar produced from sewage sludge at two different temperatures of 300 and 600 ° C in 4 levels (0, 2, 4 and 8%) were added to contaminated calcareous soil. The containers were stored in a climatic chamber with 16 hours of light and 8 hours of darkness at 25 ° C for 42 days. The result showed that increasing the application rate of biochar significantly reduced the amount of lead in the exchange sector, as this decrease was evident in the biochar produced at a temperature of 600 °C. The concentration of exchangeable lead decreased from 8.69 $mgkg^{-1}$ in control treatment to 7.94 and 5.7 mgkg-1 in 8% biochar produced at 300 and 600 ° C treatments, respectively. Therefore, different levels of biochar can change the farctionation of heavy metals and, as a result, their transformation from forms with more availability and mobility to more stable and less mobility forms.

Keywords: Biochar, Fractionation, Temperature, Lead, Sewage sludge

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تجزیه زیستی هیدروکربن‌های نفت‌خام با استفاده از باکتری‌های جداشده از خاک آلوده منطقه نفت‌شهر

فیروزه غلامی[۱]، سمیرا پاکدل[۱] ، علی بهشتی آل آقا[۲]، روح الله شریفی[۳]، علیرضا حبیبی[۴]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم ومهندسی خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی کرمانشاه

[۲] استادیار گروه علوم ومهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی، کرمانشاه

[۳] استادیار گروه گیاهپزشکی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی، کرمانشاه

[۴] استادیار گروه مهندسی شیمی دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه رازی، کرمانشاه

چکیده

نشت مواد نفتی به محیط زیست سبب بروز آسیب‌های جدی به موجودات زنده خصوصاً در مجاورت واحدهای بهره برداری، پالایش و فرآوری شده‌است. تجزیه‌زیستی توسط میکروارگانیسم‌های بومی روشی کم‌هزینه، موثر و سازگار با محیط‌زیست در حذف آلودگی‌های نفتی از محیط‌های آلوده است. دراین پژوهش، جداسازی باکتری‌های بومی تجزیه کننده نفت‌خام از خاک‌های آلوده نفتی منطقه نفت‌شهر انجام شد و هشت سویه باکتری باتوانایی تجزیه‌زیستی هیدروکربن‌های نفتی انتخاب شد. کارایی این سویه‌ها در محیط مایع M9 در حذف نفت‌خام (۴/۵گرم درلیتر) به‌عنوان تنها منبع کربن دردمای ۳۰ ^{o}C و سرعت همزنی ۱۸۰ دور در دقیقه به مدت ۱۴و۲۱ روز بررسی شد. در حالی‌که بالاترین سرعت حذف هیدروکربن‌های سبک در محیط آبی پس از ۱۴ روز متعلق به باکتری شماره 27PDB به میزان ۰/۸۷g g_{cell}^{-1} h^{-1} بود، اما سویه شماره 11PDB بالاترین درصد حذف کل هیدروکربن‌ها را به میزان ٪۲۳ و با سرعت ۰/۱۳g g_{cell}^{-1} h^{-1} پس از ۲۱ روز داشت. این توانایی حذف هیدروکربن‌ها از باکتری‌های جداسازی شده نشانگر پتانسیل بکارگیری آنها در فرآیندهای تجزیه‌زیستی هیدروکربن‌های نفتی بود.

کلمات کلیدی: آلودگی نفتی، زیست پالایی، جداسازی سویه‌های باکتری، بازده حذف

مقدمه

آلودگی‌های نفتی یکی از شایع‌ترین و جدی‌ترین انواع آلودگی‌های محیط زیست در مناطق بهره‌برداری و فرآوری مواد نفتی است. این آلودگی‌ها در اثرنشت ترکیبات نفتی ازمخازن، خطوط انتقال و دستگاه های فرایندی در مراحل استحصال، پالایش و فراورش محتمل است. وجود ترکیبات مختلف آروماتیکی و خطی در این آلودگی‌ها موجب اثرات مخرب طولانی مدت روی اکوسیستم محل آلودگی می‌شوند (Tobiszewski, M. andNamieśnik, J. 2012). این ترکیبات سمی، حتی می‌توانند موجب سرطان‌زایی و تومورزایی در انسان شوند. نفوذ به آب‌های سطحی و زیرزمینی و انتشار آنها به اتمسفر در نتیجه عملیات تبخیر از دیگر مشکلات انتشار این مواد به محیط‌زیست است (Das and Chandran, 2011). روش‌های مختلفی مثل حذف فیزیکی-شیمیایی هیدروکربن‌های نفتی پیشنهاد شده‌اند که بکارگیری آنها اغلب در سطوح کم و آلودگی‌های شدید مقرون به‌صرفه است. مشکل دیگر این روش‌ها انتشار مواد شیمیایی در محیط و نیز تبدیل آلودگی از یک شکل به شکل دیگر است. از این‌رو، محققین حوزه علوم خاک بکارگیری این روش‌ها را به دلیل دگرگونی ساختار خاک توصیه نمی‌کنند (Varjani and Upasani, 2016). در پالایش زیستی توسط میکروارگانیسم-ها، آلودگی نفتی اغلب به عنوان منبع کربن و انرژی سلول‌های زیستی ابتدا تجزیه و سپس استفاده می‌شوند و بنابراین همچون روش‌های شیمیایی موجب تحمیل آلاینده ثانویه به محیط‌زیست نیستند. مطالعات نشان می‌دهد که اگرچه در مناطق آلوده به هیدروکربن‌های نفتی، برخی از میکروب‌ها با شرایط سازگار شده و در اثر تغییرات ژنتیکی، توانایی تجزیه و حتی تغذیه از هیدروکربن‌های نفتی را پیدا کرده‌اند، اما اغلب فرایند پالایش زیستی در طبیعت به دلیل آنکه جمعیت کمی از میکروارگانیسم‌های محیطی توانایی حذف آلاینده‌ها را دارند به کندی انجام می‌شود (Varjani., 2017). از این رو محققین بیوتکنولوژی محیط‌زیست با جداسازی و شناسایی میکروارگانیسم‌های توانمند در حذف ترکیبات مختلف نفتی و سپس استفاده از آنها با جمعیت مناسب برای تیمار محیط آلودگی استفاده کردند (Devorak و همکاران، ۲۰۱۷). میکروارگانیسم‌های متنوعی از گروه باکتری‌ها، قارچ‌ها و جلبک‌ها می‌توانند در پالایش آلودگی‌های نفتی شرکت کنند اما بر اساس گزارش‌های متعدد، باکتری‌ها عمده‌ترین گروه میکروبی در پالایش زیستی آلودگی‌های نفتی هستند (Rajasekar و همکاران ۲۰۱۲). به عنوان مثال، Plaza و همکارانش (۲۰۰۸) تجزیه زیستی نفت‌خام را در محیط آبی و با

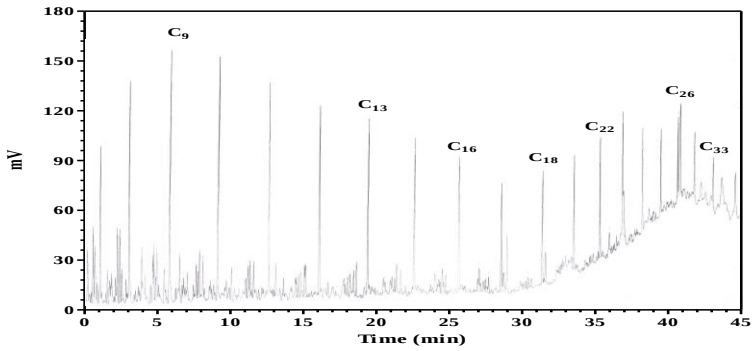
[۱] نویسنده مسئول beheshti@razi.ac.ir

استفاده از باکتری‌های *Ralstonia picketti* SRS و *Alcaligenes piechaudii* SRS که قادر به تولید سورفکتنت بودند، انجام دادند. آن‌ها به‌وسیله‌ی این دو باکتری، حذف حدود ۸۰٪ را بعد از گذشت ۲۰ روز گزارش نمودند. Khan و همکارانش (۲۰۱۱) طی پژوهشی بر روی پتانسیل حذف‌زیستی مواد نفتی توسط باکتری *باسیلوس* جداشده ازخاک‌های آلوده نفتی، حذف ۲۷٪ را پس از ۷ روز گزارش کردند. آنچه در بکارگیری این گونه‌های میکروبی با توانایی حذف‌زیستی ترکیبات نفتی برای بکارگیری در محیط طبیعی حائز اهمیت است آن است که این میکروارگانیسم‌ها بومی منطقه آلودگی باشند. این نکته هم از جهت کارامدی میکروارگانیسم های معرفی شده به دلیل شرایط محیطی محل آلودگی همچون میزان بار آلودگی، حضور فلزات و ناخالصی های محیطی، رطوبت، دما و pH و هم تاثیرات نامطلوب زیست محیطی میکروارگانیسم معرفی شده به محیط حائز اهمیت است (Haritash and Kaushid, 2009). در کار حاضر، جداسازی باکتری‌های بومی از خاک‌های آلوده به مواد نفتی در منطقه بهره‌برداری نفت‌شهر استان کرمانشاه به انجام رسید و توانایی این گونه‌های جداسازی شده در حذف نفت‌خام از محیط آبی با بررسی پارامترهای رشد سلولی و سرعت حذف زیستی مورد ارزیابی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

نمونه برداری وجداسازی باکتری‌ها: نمونه‌برداری از عمق (۲۰-۰cm) خاک‌های مناطق آلوده به آلاینده‌های نفتی منطقه نفت‌شهر استان کرمانشاه در بهار سال ۱۳۹۷ انجام گرفت. جهت جداسازی باکتری‌های نفت‌خوار از روش سری رقت استفاده شد. یک گرم از هرنمونه خاک به لوله‌های حاوی ۹ میلی‌لیتر محلول نیم درصد پپتون سترون انتقال داده شد. عمل رقیق‌سازی بر اساس نوع خاک از ۳ تا ۶ مرحله انجام شد و از سری رقت‌های تهیه شده ۱۰۰ میکرولیتر برداشته و روی محیط NA[2] پخش شد. این محیط به مدت ۴۸ ساعت در دمای ۳۰ ^{o}C در انکوباتور نگه‌داری شد. در مرحله بعد کلنی‌های رشد یافته که دارای شکل و مورفولوژی متفاوت بودند، جداسازی و خالص‌سازی شدند (Hong وهمکاران، ۲۰۰۵).

آنالیز نفت خام: نمونه نفت خام مورد استفاده از مخازن نفت‌شهر استان کرمانشاه و از شرکت بهربرداری نفت و گاز غرب تهیه شد. ترکیبات هیدروکربنی نفت‌خام با آنالیز کروماتوگرافی‌گازی تعیین شد. دستگاه کروماتوگرافی مورد استفاده (Agilent, 6820N) مجهز به آشکارساز FID و ستون Rtx-5 بود. هلیوم به عنوان گاز حامل با دبی ثابت ۱ mL min^{-1} استفاده شد. دمای آشکارساز و تزریق‌کننده هر دو ۳۰۰ $^{\circ}$C بود و برنامه‌ی دمایی آون دستگاه به این‌صورت بود که ابتدا ۲ min دردمای ۷۰ $^{\circ}$C قرار داده شد، سپس با نرخ۵min^{-1}°C تا ۱۸۰ $^{\circ}$C و در ادامه با سرعت ۱۰ min^{-1}°C تا ۲۷۰$^{\circ}$C افزایش یافت و نهایتاً ۳ min در دمای۲۷۰ $^{\circ}$C نگه داشته شد.



شکل ۱- کروماتوگرام هیدروکربن‌های نفت خام مورد استفاده از این تحقیق

بررسی توانایی رشدباکتری‌ها درنفت خام: جهت رشد باکتری‌ها درنفت خام، محیط کشت M9 (حاوی ۰/۵ گرم سدیم کلراید NaCl، ۱ گرم اوره Urea، ۳ گرم پتاسیم دی هیدروژن فسفات KH_2PO_4، ۶/۷۸ گرم دی سدیم هیدروژن فسفات Na_2HPO_4، ۰/۱۰۱گرم سولفات منیزیم آب‌دار $MgSO_4.7H_2O$ و ۱ میلی‌لیتر محلول حاوی عناصر کم‌مصرف در ۱۰۰۰میلی‌لیتر آب‌مقطر) تهیه شد و۴/۵ گرم در لیتر نفت‌خام به همراه ۵۰۰ میکرولیتر از سورفکتانت

[2]Nutrient Agar

توئین ۸۰ به محیط اضافه شد. درون هرارلن مایر ۲۵۰ میلی لیتری، مقدار ۱۰۰میلی‌لیتر از محیط مایع M9 ریخته شد و یک میلی‌لیتر از سوسپانسیون با جمعیت 1×10^{9} CFU/ml به آن اضافه شد. ارلن‌ها در دمای ^{o}C ۳۰ و ۱۸۰ دور در دقیقه به ترتیب به مدت ۱۴و۲۱ روز نگهداری شدند. از نمونه فاقد باکتری به‌عنوان شاهد استفاده شد.

سنجش توده زیستی: پس از هر آزمایش، باکتری‌ها در ۶۰۰۰ دور در دقیقه و به مدت ۱۰ دقیقه با استفاده از سانتریفیوژ از محیط جداسازی شدند. توده‌های زیستی ته نشین شد به مدت ۲۴ ساعت دردمای ^{o}C ۸۵ در آون خشک شدند و سپس وزن خشک توده زیستی اندازه‌گیری شد. پارامترهای بازده توده‌زیستی به سوبسترا(Y) و سرعت رشد ویژه (μ) به ترتیب با استفاده از روابط (۱)و (۲) محاسبه گردید (Waitesو همکاران، ۲۰۰۱):

$$Y\ (g_{cell}g^{-1}) = \frac{X - X_0}{S_0 - S} \quad (۱)$$

$$\mu\ (h^{-1}) = \frac{\ln(\frac{X}{X_0})}{t} \quad (۲)$$

در این روابط، Xغلظت توده زیستی ($g\ L^{-1}$)، S غلظت کل هیدروکربن ($g\ L^{-1}$) و t زمان تیمار زیستی است. زیرنویس صفر نشانگر مقادیر در ابتدای تیمار است.

سنجش حذف نفت‌خام توسط باکتری‌ها: به منظور سنجش مقدار نفت‌خام باقیمانده در محیط از استاندارد ASTM استفاده شد. (Hassanshahian وهمکاران، ۲۰۱۲). برای این منظور، مقدار برابری از محلول رویی با حلال دی کلرو متان (۹۹٪) و به مدت ۵ دقیقه با شدت مخلوط شد. مخلوط حاصل داخل دکانتور ریخته شد و فاز آلی جداسازی شد. سپس دانسیته نوری (OD) این فاز آلی توسط دستگاه طیف‌سنج نوری (مدل CARRY-100) در nm ۶۰۰نانومتر اندازه‌گیری شد (Rahman و همکاران، ۲۰۰۲). مقادیر اندازه گیری شده OD با استفاده از رابطه استاندارد زیر که با درصدهای مختلف نفت‌خام تهیه شد، به غلظت تبدیل شد(Shamsuzzaman and Barnsley, 1974):

غلظت نفت خام باقیمانده (گرم بر لیتر) = ۰/۶۴۴×OD + ۰/۰۳۱ (۳)

سپس، میزان حذف کل هیدروکربن‌های نفتی(TPH[3]) با استفاده از رابطه زیر تعیین شد:

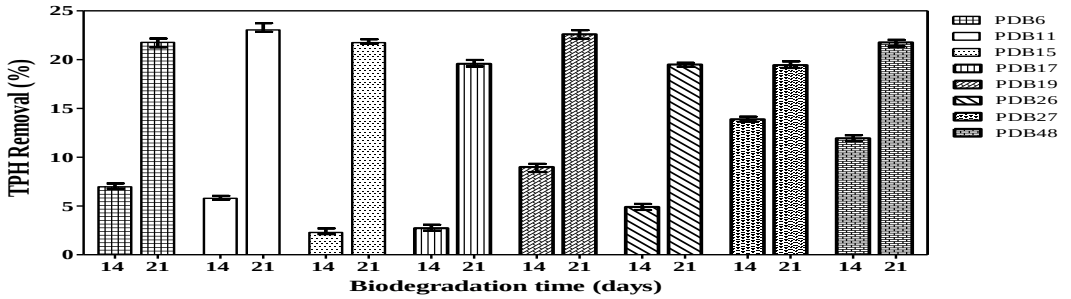
$$TPH\ removal\ (\%) = 100 \times \frac{S_0 - S}{S_0} \quad (۴)$$

نتایج و بحث

در این پژوهش، از میان ۱۲۶ گونه جداشده، تنها ۸ سویه باکتری(PDB6،11PDB ،48PDB ،27PDB ،15PDB، 26PDB،19PDB,17PDB) قادر به استفاده ازترکیبات نفت خام به عنوان تنها منبع کربن بودند و لذا توانستند ضمن حذف این ترکیبات نفتی بر روی آنها رشد نمایند. نتایج نمایش داده شده در شکل (۱) نشان می‌دهد که اگرچه برای تمامی این سویه‌ها درصد حذف کل هیدروکربن‌های نفتی با افزایش زمان تجزیه‌زیستی از ۱۴ به ۲۱ روز افزایش یافته‌است؛ اما سویه های شماره 27PDB و 48PDB بیشترین میزان حذف‌زیستی را در ۱۴ روز داشته‌اند و به ترتیب ٪۱۳/۹ و ٪۱۱/۹ از هیدروکربن‌های نفتی را طی این مدت حذف کردند. در پایان ۲۱ روز ، جدایه‌های 11PDB و 19PDB از توانایی عملکرد بالاتری برخوردار بودند و به ترتیب بازده حذف هیدروکربن‌های نفتی را به میزان ٪۲۳ و ٪۲۲/۶ از خود نشان دادند (شکل ۲). نفت‌خام از مجموعه ترکیبات مختلف حلقوی و خطی تشکیل شده‌است که به‌دلیل انحلال‌پذیری اندک اغلب از امتزاج پذیری کمی در سیستم آبی برخوردار است. این عدم امتزاج پذیری باعث می‌شود تا محدودیت انتقال جرم برای انتقال به فاز آبی جایی که سیستم‌های آنزیمی درگیر در تجزیه این ترکیبات وجود دارند، این

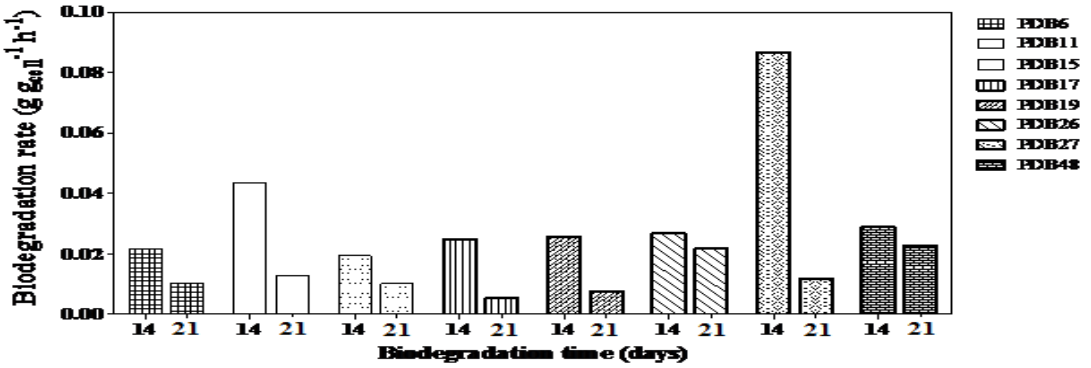
[3]Total Petroleum Hydrocarbons

فرآیند را بامحدویت مواجه سازد. نتایج مطالعات قبلی نشان می دهد که با افزایش طول زنجیر در هیدروکربن های نفتی میـزان انحـلال‌پـذیری آنهـا در سیستم آبی کاهش می‌یابد و در نتیجه اغلب حذف ترکیبات نفتی با زنجیر کوتاه‌تر راحت‌تر از ترکیبات بـا زنجیـر هیـدروکربنی بلنـد اسـت (Xu and Obbard, 2004). در کار حاضر، بازده حذف بالا برای سویه های شماره 27PDB و 48PDB گویای این مطلب است که احتمالاً این گونه‌ها از سرعت تجزیه بالاتری برای هیدروکربن‌های سبک در مقایسه با سایر سویه‌ها بودند و لذا از رشد سریع و مناسبی بر روی ترکیبات نفتی برخوردار بودنـد. درصـد حذف پس از ۲۱ روز برای تمامی سویه‌ها جداسازی شده تقریبا به حدود ٪۲۳-۱۹/۴ رسید. این نشان می‌دهد که سایر گونه‌ها با وجود سرعت رشد کند بر روی ترکیبات نفتی، اما در ادامه برای حذف این ترکیبات موثر واقع شدند.



شکل ۲- کارایی حذف هیدروکربن‌های نفت‌خام توسط جدایه‌های باکتری پس از ۱۴و۲۱روزتیمار زیستی

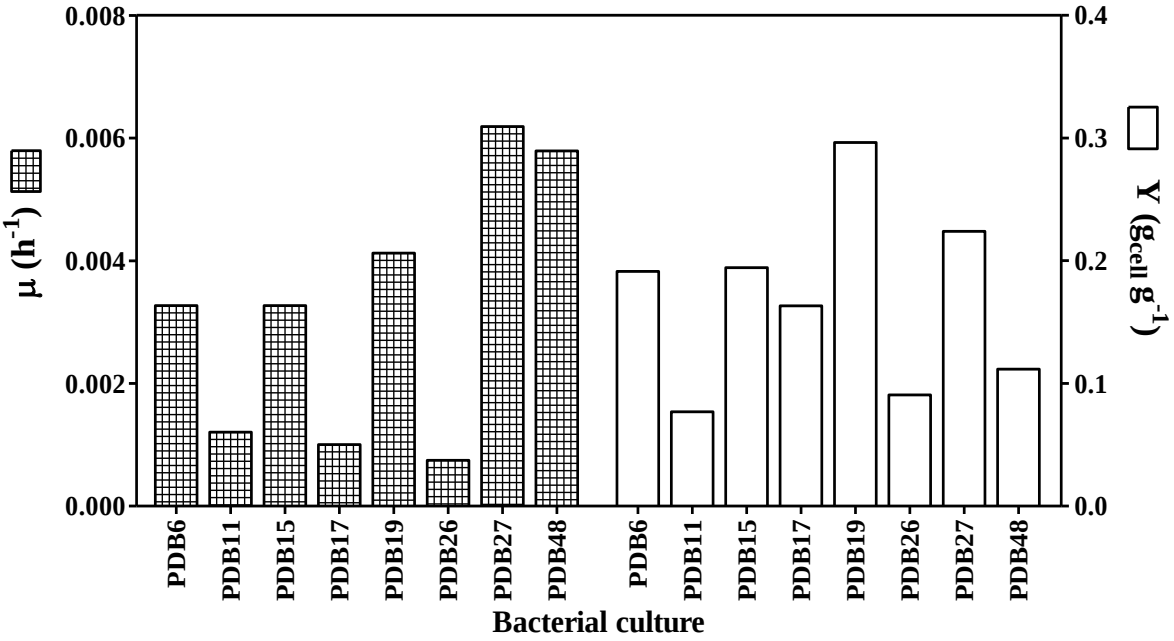
شکل ۳ نرخ ویژه تجزیه زیستی نفت‌خام را برای سویه‌های مختلف نشان می‌دهد .این نتایج نشان می‌دهد که باکتری شماره 27PDB در روز ۱۴ بالاترین نرخ ویژه تجزیه‌زیستی ترکیبات نفت‌خام را با میزان ۰/۸۷g g_{cell}^{-1} h^{-1} دارا بوده است. این بدان معنی است که هر گرم از وزن خشک این سویه توانایی حذف ۰/۸۷ گرم از ترکیبات نفت‌خام را در هر ساعت داشته‌است. نکته قابل‌توجه آنکه، نرخ تجزیه‌زیستی برای سویه‌های شماره 26PDB و 48PDB در روزهای ۱۴ و ۲۱ تقریباً ثابت مانده است ولی برای سایر گونه‌ها با افزایش زمان، نرخ تجزیه‌زیستی کاهش یافته‌است. با توجه به نتایج شکل ۱ و افزایش بازده حذف طی این مدت، پیش‌بینی می‌شود که ترکیبات قابل تجزیه برای سویه‌های شماره 6PDB، 11PDB، 15PDB، 17PDB، 19PDB و27PDB پس از ۱۴ روز کماکان در محیط باقیمانده باشند و لذا روند کاهش نرخ تجزیه‌زیستی در این سویه‌ها به افزایش توده‌زیستی پس از ۱۴ روز مربوط باشد.



شکل۳ -مقایسه سرعت تجزیه زیستی نفت خام توسط باکتری‌های جداشده در ۱۴ و۲۱ روز تیمار زیستی

بازده توده‌زیستی به سوبسترا و سرعت ویژه رشد سویه‌ها در شکل ۴ با یکدیگر مقایسه شده‌اند. با توجه به این نتایج، سویه‌های27PDB و 48PDB از نرخ ویژه رشد بالاتری در مقایسه با باقی سویه‌های جداسازی شده داشتند. این سرعت ویژه بالا نشانگر آن است که این سلول‌ها توانسته‌اند ترکیبات نفت‌خام را به خوبی تجزیه کرده و در مسیرهای آنابولیسمی برای تولید توده‌زیستی به کار بگیرند. بازده توده‌زیستی به سوبسترا برای سلول‌های شماره 27PDBو 48PDB به ترتیب ۰/۲۲ و ۰/۱۱g_{cell} g^{-1} بود. بالاترین میزان بازده توده‌زیستی به سوبسترا مربوط به باکتری شماره 19PDB به میزان g_{cell}

$^{-1}$۰/۳g بود که نشان می‌دهد این سلول بیشتر انرژی حاصل از کاتابولیسم ترکیبات نفتی را در مسیرهای تامین انرژی صرف نموده است. نرخ ویژه بالا در همراهی با بازده توده زیستی به سوبسترا پایین شرایط بهینه ای برای استفاده از سلول در محیط‌های طبیعی را فراهم می‌آورد؛ زیرا، در این حالت با کمترین میزان توده زیستی بیشترین میزان آلودگی از محیط حذف خواهد شد و در نتیجه حذف‌زیستی، توده‌زیستی کمتری در محیط حاصل می‌گردد. توده‌زیستی کمتر از جهت عدم تغییر در اکوسیستم طبیعی دارای اهمیت است.



شکل ۴ – سرعت رشد ویژه (μ) وبازده توده زیستی به سوبسترا (Y) برای گونه‌های باکتریایی جداسازی شده پس از ۱۴ روز

نتیجه‌گیری

نتایج این بررسی نشان داد که خاک مناطق آلوده به مواد نفتی می‌تواند منبع طبیعی مناسبی برای جداسازی سویه‌های توانمند در تجزیه هیدروکربن‌ها باشد. این گونه‌های جداسازی شده، علاوه برتوان تجزیه کنندگی از سازگاری اکولوژیک و پایداری بالاتری برای کاربرد در محیط آلودگی برخوردارند. در این پژوهش، باکتری‌های جداسازی شده، از توانایی متفاوتی برای کاهش آلودگی‌های نفتی برخوردار بودند. تفاوت در سرعت رشد و تجزیه‌زیستی آنها لزوم استفاده ازکنسرسیوم‌های میکروبی برای موفقیت‌آمیز بودن فرآیند را در محیط طبیعی یادآور می‌شود. در حقیقت کاربرد همزمان این جدایه‌ها می‌تواند باعث هم‌افزایی آنها در فرایند حذف‌زیستی جهت حذف برش‌های مختلف هیدروکربنی باشد.

منابع

Das, N. and Chandran, P. 2011. Microbial degradation of petroleum hydrocarbon contaminants: an overview. Biotechnology Research International *2011*, 1-13.

Dvořák, P., Nikel, P. I., Damborský, J. and de Lorenzo, V. 2017. Bioremediation 3.0: engineering pollutant-removing bacteria in the times of systemic biology. *Biotechnology advances*, *35*(7), 845-866.

Haritash, A.K. and Kaushid, C.P. 2009. Biodegradation aspects of polyaromatic hydrocarbons (PAHs). J. of Hazardous Materials,169, 1-15.

Hassanshahian, M., Tebyanian, H. and Cappello, S. 2012. Isolation and characterization of two crude oil-degrading yeast strains, Yarrowia lipolytica PG-20 and PG-32, from the Persian Gulf. *Marine pollution bulletin*, *64*(7), 1386-1391.

Hong, J. H., Kim, J., Choi, O. K., Cho, K. S. andRyu, H. W. 2005. Characterization of a diesel-degrading bacterium, Pseudomonas aeruginosa IU5, isolated from oil-contaminated soil in Korea. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, *21*(3), 381-384.

Khan, J. A. and Rizvi, S. H. A. 2011. Isolation and characterization of micro-organism from oil contaminated sites. *Advances in applied science research*, *2*(3), 455-460.

Tobiszewski, M. and Namieśnik, J. 2012. PAH diagnostic ratios for the identification of pollution emission sources. *Environmental Pollution*, *162*, 110-119.

Płaza, G. A., Łukasik, K., Wypych, J., Nałęcz-Jawecki, G., Berry, C. and Brigmon, R. L. 2008. Biodegradation of Crude Oil and Distillation Products by Biosurfactant-Producing Bacteria. *Polish Journal of Environmental Studies*, *17*(1).

Rahman, K. S. M., Thahira-Rahman, J., Lakshmanaperumalsamy, P. and Banat, I. M. 2002. Towards efficient crude oil degradation by a mixed bacterial consortium. *Bioresource technology*, *85*(3), 257-261.

Rajasekar, A., Maruthamuthu, S., Ting, Y. P., Balasubramanian, R. and Rahman, P. K. 2012. Bacterial degradation of petroleum hydrocarbons. In *Microbial Degradation of Xenobiotics*, 339-369.

Shamsuzzaman, K. M. and Barnsley, E. A. 1974. The regulation of naphthalene metabolism in pseudomonads. *Biochemical and biophysical research communications*, *60*(2), 582-589.

Varjani, S. J. 2017. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons. Bioresource Technology *223*, 277-286.

Varjani, S. J. and Upasani, V. N. 2016. Biodegradation of petroleum hydrocarbons by oleophilic strain of *Pseudomonas aeruginosa* NCIM 5514. Bioresource Technology *222*, 195-201.

Xu, R. and Obbard, J. P. 2004. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in oil-contaminated beach sediments treated with nutrient amendments. *Journal of environmental quality*, *33*(3), 861-867.

Waites, M.J., Morgan, N.L., Rocky, J.S., Higton, G. 2001. Industrial Microbiology: An Introduction. Blackwell Publisher, London, 200-240.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Bioremediation of petroleum hydrocarbons by bacteria isolated from contaminated soil in Naft shahr

Gholami[1], F., Pakdel[1], S., Beheshti Ale Agha[2*], A., Sharifi[3], R.A. Habibi[4], A.R.

[1]M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Razi, Kermanshah, Iran
[2]Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Razi, Kermanshah, Iran
[3] Assistant Prof., Plant Protection Department, Faculty of Agriculture University of Razi, Kermanshah, Iran
[4]Assistant Prof., Chemical Engineering Department, Faculty of Engineering University of Razi, Kermanshah, Iran

Abstract

Spread of oil components to the environment results negative impacts on living cells especially in the nearest of extraction and refinery factories. Biodegradation with native microorganisms is an economic, efficient, and environmentally friendly method in hydrocarbon pollutant removals from contaminated environments. In this study, native bacterial cells capable to degrade of crude oil were isolated from hydrocarbon contaminated soils in Naft Shahr region and eight bacterial strains were identified. The performance of the cells was examined in M9 liquid medium for removal of crude oil hydrocarbons (4.5 g L^{-1}) as a sole carbon source at 30 ^{o}C, agitation speed of 180 rpm for 14 and 21 days. Although, the highest biodegradation rate for light hydrocarbons was obtained for strain 27PDB with 0.87 g g_{cell}^{-1} h^{-1}after 14 days, however the strain 11PDB showed the highest removal efficiency of 23% with a biodegradation rate of 0.13 g g_{cell}^{-1} h^{-1} after 21 days. The removal efficiency of isolated bacterial cells showed a potential application of these strains in hydrocarbon biodegradation processes.

Keywords: Oil contaminants, Biodegradation, Isolation of bacterial strains, Removal efficiency.

[4] Corresponding author, Email: beheshti@razi.ac.ir

محور مقاله : آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تأثیر توأم آلودگی کادمیم و تنش خشکی بر فعالیت آنزیم اوره‌آز و بیوماس میکروبی در یک خاک آهکی

مریم معتمدی*[۱]، اکرم حلاج نیا[۲]، امیر لکزیان[۳]

[۱]دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی ،دانشگاه فردوسی مشهد

[۲]استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی ،دانشگاه فردوسی مشهد

[۳]استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

چکیده

امروزه با افزایش فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی، آلودگی خاک و آب به مشکل زیست محیطی جدی تبدیل شده است. افزایش آلاینده‌ها در خاک در شرایط اقلیم خشک و تنش‌های خشکی پی در پی اثرات سوء بر شاخص‌های زیستی خاک دارد. در این پژوهش اثر توأم آلودگی کادمیم در دو سطح (صفر و ۲۰ میلی‌گرم برکیلوگرم کادمیم) و سه سطح تنش خ شکی (۸۵، ۵۰ و ۲۰ در صد ظرفیت مزرعه) بر فعالیت آنزیم اوره آز و کربن زیست توده میکروبی در قالب طرح پایه کاملا تصادفی با آرایش فاکتوریل با ۳ تکرار در یک خاک آهکی با بافت لوم شنی بررسی گردید. نتایج بدست آمده نشان داد که اثر متقابل آلودگی کادمیم و تنش خشکی تاثیر معنی داری بر کاهش فعالیت آنزیم اوره‌آز داشت. تاثیر آلودگی کادمیم بر کاهش فعالیت آنزیم اوره آز در شرایط بدون تنش خشکی بیشتر بود و با افزایش شدت تنش این تاثیر افزایش پیدا کرد. در نتیجه آلودگی خاک به کادمیم بی شترین در صد کاهش فعالیت آنزیم اوره آز (۳۵/۸ ٪) در شرایط بدون تنش و کمترین در صد کاهش در تنش ۵۰ در صد ظرفیت مزرعه (۱۹/۴ ٪) اندازه گیری شد. برهم کنش تنش خشکی و آلودگی خاک به کادمیم تاثیر معنی داری بر کربن زیست توده میکروبی خاک نداشت.

کلمات کلیدی: فعالیت آنزیمی، بیوماس‌میکروبی، فلزات‌سنگین

مقدمه

در دهه‌های اخیر با توجه به افزایش فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی آلودگی محیط زیست با عناصر سنگین از جمله کادمیم در نتیجه کاربرد کودهای فسفر نامرغوب و استفاده از پساب‌ها خطری برای سلامت انسان است. یکی از کاربردهای آنزیم‌های خاک، ارزیابی آلودگی‌های وارد شده به خاک و کیفیت خاک می‌با شد. فرآیندهای بیو شیمیائی خاک ا صولاً تو سط آنزیم‌ها تحت کنترل ریزجانداران بوده و شدت و ضعف این فرایندها از شرایط محیطی تأثیر می‌گیرد. عوامل گوناگونی در خاک بر فعالیت آنزیم‌ها تأثیر گذار است بنابراین بررسی فعالیت آنزیم‌ها در خاک شاخص مناسبی از اثرگذاری این عوامل است. این عوامل عبارت‌اند از: رطوبت، دما، آب‌و هوا، شخم، ماده‌آلی، شوری ،pH و آلاینده‌های آلی و معدنی به ویژه فلزات‌سنگین (حسینی و همکاران، ۱۳۹۱). در مناطق خشک و نیمه خشک خشکسالی‌های پی در پی و کمبود آب و وقوع تنش‌های‌رطوبتی در خاک علاوه بر مح صولات ک شاورزی، بر فعالیت ریزجانداران خاک نیز تاثیر می گذارد، به طوری‌که گزارش شده ا ست تنش خشکی می تواند نقش این موجودات را بر حاصلخیزی خاک کم کند (روپر و گوپتا، ۱۹۹۵؛ کنانت و همکاران، ۲۰۰۰). رطوبت خاک هم به طور مستقیم بر فعالیت و تحرک ریزجانداران و موجودات خاک و هم به طور غیر مستقیم با تغییر وضعیت خلل‌وفرج و تهویه خاک بر فعالیت ریزجاندارن نقش دارد (کیلهام، ۱۹۹۴). علاوه بر تأثیر بر فعالیت‌های میکروبی رطوبت بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک موثر است و تغییر در این خصو صیات بر تعداد، ترکیب و توزیع جمعیت میکروارگانیسم های خاک، نقش دارد (لیوو همکاران، ۲۰۱۵) . با توجه به این که از شایع ترین عوامل مؤثر محیطی بر فعالیت جاندارن خاکزی در اقلیم خ شک و نیمه خ شک تنش های رطوبتی (ماتریک و ا سمزی) ا ست، بنابراین با توجه به مطالعات محدودی که در زمینه ی اثر همزمان تنش خ شکی و آلودگی بر فعالیت‌های زی ستی خاک انجام گرفته‌ا ست این پژوهش با هدف برر سی تاثیر توأم تنش خشکی و آلودگی کادمیم بر آنزیم اوره‌آز و کربن‌زیست‌توده میکروبی در یک خاک آهکی انجام شد.

مواد و روش‌ها

آزمایش در شرایط آزمایشگاهی در قالب طرح پایه کاملا تصادفی با آرایش فاکتوریل با ۳ تکرار در یک خاک آهکی با بافت لوم شنی در سال ۹۸-۹۷ در آزمایشگاه خاک شنا سی دان شگاه فردو سی م شهد انجام گرفت. فاکتورهای آزمایش شامل دو سطح آلودگی کادمیم (صفر و ۲۰ میلی‌گرم برکیلوگرم) و سه سطح تنش خ شکی (۸۵ در صد رطوبت ظرفیت مزرعه و تنش خ شکی تا ر سیدن به ۵۰ و ۲۰در صد رطوبت ظرفیت مزرعه) بود. خاک مورد مطالعه از عمق ۲۰-۰ سانتی متر مرکز تحقیقات کشاورزی مشهد جمع آوری شده پس از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲

[۱] ایمیل نویسنده مسئول: maryam.mt2014@gmail.com

میلی متری جهت آنالیزهای اولیه به آزمایشگاه منتقل گردید، pH خاک با استفاده از دستگاه pH متر در گل اشباع (مک لین، ۱۹۸۲)، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره‌گل اشباع توسط دستگاه هدایت سنج الکتریکی، کربن آلی به روش والکی بلاک (۱۹۳۴)، نیتروژن کل به روش کجدال (برمنر و مولوانی،۱۹۸۲)، فسفر فراهم خاک به روش اولسن و همکاران (۱۹۸۲)، رطوبت ظرفیت مزرعه با روش صفحات فشاری و بافت خاک به روش هیدرومتری (جی و همکاران ،۱۹۸۶) اندازه‌گیری شد نمونه خاک بعد از عبور از الک ۲ میلی متری با مقدار ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیم از نمک نیترات کادمیم ($Cd(NO3).4H2O$) آلوده گردید. برای رسیدن به تعادل به مدت یک ماه در ظرفیت مزرعه نگهداری شد. شرایط یکسان برای خاک شاهد (صفر میلی گرم کادمیم) نیز اعمال گردید. بعد از گذشت یک ماه خاک‌ها هواخشک و تیمارهای ۱۰۰ گرمی خاک آماده گردیدند. جهت افزایش فعالیت‌های بیولوژیکی خاک به همه تیمارها ۱ درصد کود گاوی پوسیده اضافه شد. برای سیکل خشک و تر شدن ابتدا رطوبت خاک‌ها به ۸۵ درصد ظرفیت مزرعه رسانده شد و یک روز در این ظرفیت نگهداری شدند. بعد از رسیدن تیمارهای ۵۰ و ۲۰ درصد ظرفیت مزرعه به وزن مورد نظر این تیمارها به مدت ۵ روزدر دمای ۲۸ درجه سانتی گراد در همان وضعیت رطوبتی نگهداری شدند و بعد از این مدت رطوبت آن‌ها مجدداً به ۸۵ در صد ظرفیت مزرعه رسانده شد. این چرخه برای ۶۰ روز ادامه داشت. بعد از اعمال هشت دوره تنش خشکی فعالیت آنزیم اوره‌آز به روش طباطبایی و برمنر(۱۹۶۹) ، بیوماس میکروبی به روش ونس و بروکس (۱۹۸۷) اندازه‌گیری شد. رسم نمودارها با نرم افزار Excel و تجزیه آماری با نرم افزار JMP و مقایسهٔ میانگین‌ها با آزمون LSD در سطح احتمال ۱ درصد انجام گردید.

نتایج و بحث

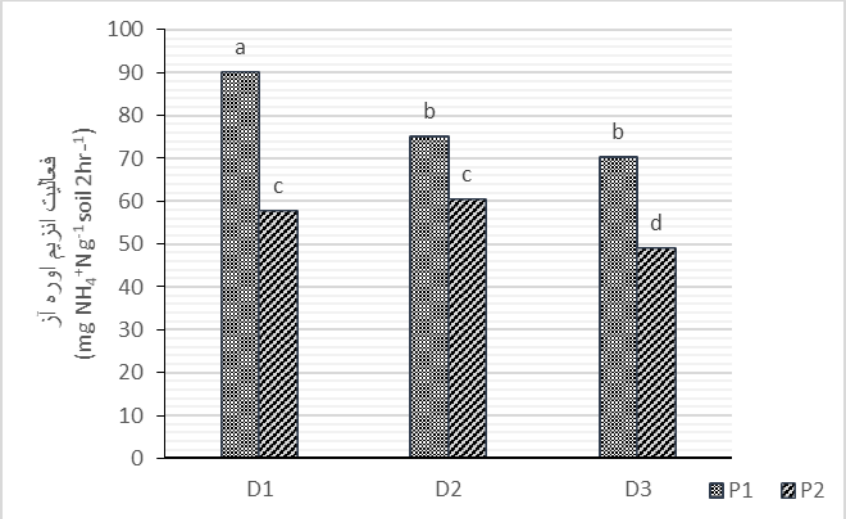
نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک در جدول (۱) ارائه گردیده است.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

ویژگی	واحد	مقدار
نیتروژن	$mg\ kg^{-1}$	۲۷۳
فسفر	$mg\ kg^{-1}$	۱۱/۱۴
پتاسیم	$mg\ kg^{-1}$	۸۳
کربن آلی	%	۰/۱۹
FC	وزنی%	۱۲
EC	μScm^{-1}	۱/۲۳
pH	-	۷/۳۱
بافت	-	Sandy Loam
رس	%	۱۲
سیلت	%	۸
شن	%	۸۰

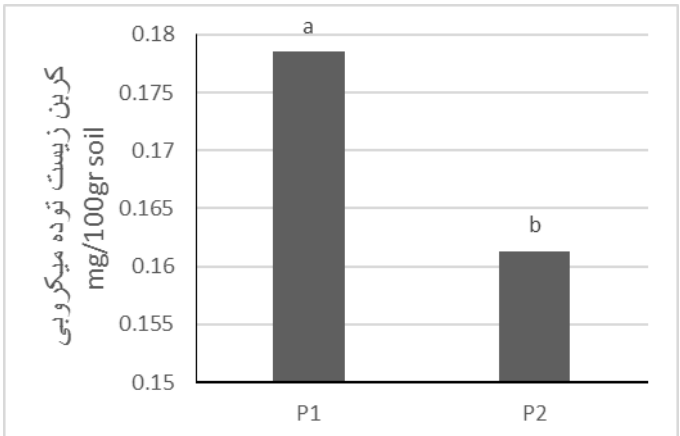
بر اساس نتایج بدست آمده، آلودگی کادمیم و تنش خشکی و اثر متقابل آن‌ها اثر معنی‌داری بر فعالیت آنزیم اوره آز در خاک مورد مطالعه داشتند ($P<0.01$). نتایج مقایسه میانگین نشان داد که آلودگی کادمیم در هر سه شرایط رطوبتی موجب کاهش معنی دار فعالیت آنزیم اوره آز گردید (شکل ۱). با تشدید تنش خشکی در خاک بدون آلودگی فعالیت آنزیم اوره از به طور معنی داری کاهش پیدا کرد. در خاک آلوده به کادمیم در تیمار ۵۰ درصد ظرفیت مزرعه فعالیت آنزیم اوره آز تفاوت معنی داری با تیمار ۸۵ درصد ظرفیت مزرعه نداشت ولی با افزایش شدت تنش فعالیت این آنزیم در تیمار ۲۰ درصد ظرفیت مزرعه به طور معنی داری نسبت به دو حالت رطوبتی دیگر کاهش یافت. کمترین فعالیت آنزیم اوره آز در تیمار ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیم و تنش ۲۰ درصد بدست آمد که نسبت به تیمار بدون آلودگی و تنش رطوبتی ۴۵ درصد کاهش نشان داد (شکل ۱). با این حال نتایج نشان می دهد که درصد کاهش فعالیت آنزیم اوره آز در نتیجه آلودگی کادمیم در تیمارهای تحت تنش کمتر از تیمار ۸۵ درصد ظرفیت مزرعه بوده است. ساردانس و پنولانس (۲۰۰۶) نشان دادند که کاهش رطوبت خاک به میزان ۲۱ درصد ، فعالیت آنزیم اوره آز را به

میزان ۶۰-۴۲ درصد کاهش داد که با نتایج بدست آمده هم خوانی دارد. فعالیت آنزیم اوره آز شدیداً تحت تأثیرتنش خشکی خاک قرار می گیرد. بخشی از آنزیم اورهآز که شامل گروه سولفیدریل است با یون‌های فلزی فلزات سنگین واکنش داده و غیر فعال می‌شود، در نتیجه کادمیم با اثرگذاری بر گروه‌های عاملی آنزیم موجب کاهش یا توقف فعالیت آنزیم می‌شود، گروه‌های سولفیدریل آنزیم گروه پایه اتصال به پروتئین آنزیم‌ها محسوب می‌شوند (طباطبایی، ۱۹۷۷).

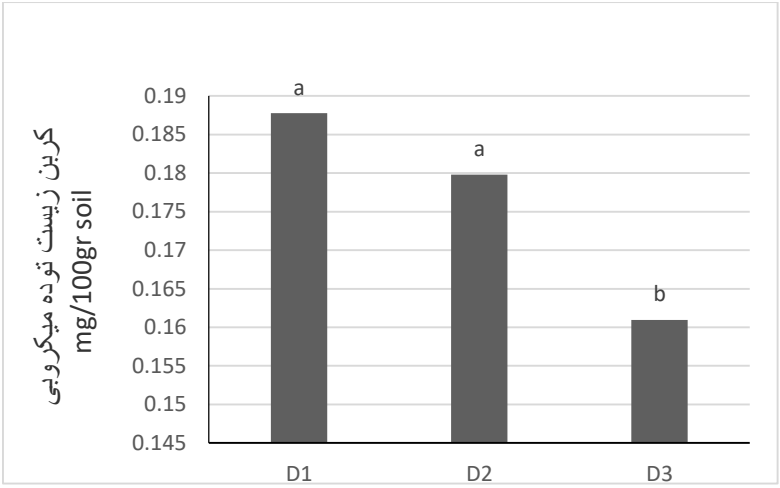


شکل ۱ مقایسه میانگین اثرات متقابل آلودگی کادمیم و تنش خشکی بر فعالیت آنزیم اوره آز در سطوح مختلف آلودگی و تنش خشکی [سطح صفر کادمیم (P1)، سطح ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیم (P2)، ۸۵٪ FC (D1) ، ۵۰٪ FC (D2) ۲۰٪ FC (D3)]

نتایج تجزیه واریانس اثر تیمارهای آزمایش بر کربن زیست توده میکروبی نشان داد که تنها اثرات اصلی کادمیم و تنش خشکی بر مقدار کربن زیست توده میکروبی معنی دار بوده است. نتایج بدست آمده از مقایسه میانگین ها (شکل ۲و۳) نشان داد که در هر یک از شرایط مختلف رطوبتی آلودگی کادمیم تاثیر معنی داری بر مقدار کربن زیست توده میکروبی نداشت. با این حال با افزایش شدت تنش خشکی از ۸۵ درصد ظرفیت مزرعه به ۵۰ و ۲۰ درصد مقدار زیست توده میکروبی به طور معنی داری در خاک آلوده به کادمیم کاهش پیدا کرد. از این جهت تفاوت معنی داری بین تیمارهای ۵۰ و ۲۰ درصد ظرفیت مزرعه مشاهده نشد. در خاک غیر آلوده کاهش مقدار زیست توده میکروبی نسبت به شرایط بدون تنش فقط در تیمار ۵۰ درصد ظرفیت مزرعه معنی دار بود. کادمیم باعث کاهش کربن بیوماس میکروبی و فعالیت‌های میکروارگانیسم‌ها در اکوسیستم می‌گردد (لیآو و همکاران ،۲۰۰۵). رننلاو همکاران (۲۰۰۴) و لورنز و همکاران (۲۰۰۶) تغییر در ساختار جامعه و فعالیت میکروبی و کاهش شاخص‌های بیولوژِی از قبیل کربن بیوماس میکروبی و فعالیت آنزیم‌ها در خاک‌های آلوده به فلزات کادمیم و آرسنیک را گزارش کردند.



شکل ۲: مقایسه میانگین اثر اصلی کربن زیست توده در سطوح مختلف الودگی [سطح صفر کادمیم (P1)،سطح ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیم (P2)]



شکل ۳: مقایسه میانگین اثر اصلی کربن زیست توده در سطوح مختلف تنش خشکی [٪۸۵ (D1) FC ، ٪۵۰ (D2) FC ٪۲۰ (D3) FC]

نتیجه گیری

نتایج نشان داد که در شرایط تنش رطوبتی تاثیر کادمیم بر کاهش فعالیت آنزیم اوره آز کمتر از شرایط بدون تنش بود. به عبارت دیگر آلودگی کادمیم تاثیر بیشتری بر کاهش فعالیت آنزیم اوره آز در شرایط بدون تنش رطوبتی داشت. با این حال با افزایش شدت تنش خشکی از ۵۰ به ۲۰ درصد ظرفیت مزرعه اثر کادمیم بر کاهش فعالیت آنزیم اوره آز افزایش پیدا کرد. هر یک از تنش‌های خشکی و آلودگی موجب کاهش معنی دار کربن زیست توده میکروبی شدند اما برهمکش اثر این دو استرس محیطی بر وزن کربن زیست توده میکروبی معنی دار نبود.

منابع

حسینی، م.س.، حق نیا،غ.ح.، لکزیان،ا. امامی،ح.. ۱۳۹۱ . تأثیر کوتاه مدت مدیریت پسماند گیاه جو بر فعالیت آنزیم های اوره آز و فسفاتاز قلیایی در خاک. نشریه آب و خاک.۲۶ (۳)، ۵۴۵-۵۵۳

Vance ,E.D., Brookes ,P.C. and Jenkinson D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil Biology and Biochemistry, 19,703-707.

Renella ,G., Mench, M., Lelie ,D., Pietramellara, G., Ascher, J., Ceccherini ,M.T., Landi ,L. and Nannipieri ,P. 2004. Hydrolase activity microbial biomass and community structure in long-term Cd-contaminated soils. Soil Biology and Biochemistry, 18, 383–388.

Lorenz, N., Hintemann, T., Kramarewa, T., Katayama, A., Yasuta, T., Marschner, P. and Kandeler, E. 2006. Response of microbial activity and microbial community composition in soil to long– term arsenic and cadmium exposure. Soil Biology and Biochemistry, 38, 1430-1437.

Mclean, E.D. 1982. Soil pH and lime measurement. Methods of soil analysis part 2: chemical and microbial properties. 2nd ed. Agronomy 9(1). ASA. SSSA. Madison publisher. Wisconsin USA

Tabatabai, M.A. and Bremner, J.M. 1969. Use of P-nitrophenyl phosphate for assay of phosphatase Fertility of Soils. Soil Biology and Biochemistry, 1, 301-307.

Tabatabai, M.A. 1977. Effects of trace elements on urease activity in soils. Soil Biology and Biochemistry, 9, 9-13.

Roper, M. M. and Gupta, V. V. S. R. 1995.Management practices and soil biota. Australian Journal of Soil Research. 33(2), 321-339.

Conant, R.T. Klopatek, J. M. and Klopatek C.C. 2000.Environmental factors controlling soil respiration in three semiarid ecosystems. SSSAJ. 64,383-390.

Killham, K. 1994. Soil Ecology, Cambridge University Press. UK.

Liu, D., Liu, Y., Fang, S., and Tian, Y. 2015. Tree species composition influenced microbial diversity and nitrogen availability in rhizosphere soil. Plant Soil and Environment, 61,438–443.

Sardans, J. Penuelas, J. and Estiarte, M. 2006. Warming and drought alter soil phosphatase activity and soil P availability in a Mediterranean shrubland. Plant Soil. 289,227-238.

16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediat

Effect of Cadmium Contamination and Drought Stress on the Activity of Urease Enzyme and Microbial Biomass in a Calcareous Soil

Maryam Motamedi [1] *, Akram Halajnia [2], Amir Lakzian [3]

[1] MSc Student, Department of Soil Sciences, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad

[2] Assistant Professor, Department of Soil Sciences, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad

[3] Professor, Department of Soil Science, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad

Abstract

Nowadays, due to increasing of industrial and agricultural activities, soil and water pollution has become a major environmental challenge. In dry climates the increase of soil pollutants and the continuous drought stress have serious effects on soil biological indices. This research was conducted to evaluate the effects of cadmium in two levels (0 and 20 mg/kg) and three levels of drought stress (85%, 50% and 20% of FC) on urease enzyme activity and microbial biomass carbon in completely randomized design with a factorial arrangement with three repetitions in a sandy loam calcareous soil .The results showed that the interaction between cadmium contamination and drought stress has a significant effect on decreasing of urease enzyme activity. The effect of cadmium contamination on decreasing the activity of urease enzymes was higher in drought stress conditions and this effect increased with the increasing severity of drought stress. As a result of soil contamination with cadmium, the highest decreasing in urease enzyme activity (35.8%) was observed in non- drought stress conditions and the lowest decreasing (19.4%) was measured in drought stress of 50% field capacity. The interaction of drought stress and soil contamination with cadmium did not have a significant effect on microbial biomass carbon.

Keywords: Enzymatic activity, Microbial biomass, Heavy metals

محور مقاله: آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

بررسی باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک در رودخانه زرجوب رشت

میلاد امینی[۱]، محمد باقر فرهنگی[۲*]، نسرین قربان‌زاده[۲]، شاهرخ قوتی[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان

[۲]استادیار گروه علوم خاک دانشکده علوم کشاورزی، دانشگاه گیلان

[۳]استادیار گروه علوم دامی دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان

چکیده

این پژوهش با هدف بررسی باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک در رودخانه زرجوب رشت انجام شد. نمونه‌برداری از آب و رسوب رودخانه در پاییز ۱۳۹۷ و در سه جایگاه رودخانه انجام شد. تعداد هتروتروف‌ها و کلی‌فرم‌های آب و رسوب به ترتیب در پلیت‌های NA و EMB بدون و با آنتی‌بیوتیک (۱۰۰µg/ml) تعیین شدند. از آنتی‌بیوتیک‌های سفالکسین، جنتامایسین، داکسی‌سایکلین، سیپروفلوکساسین و سفتریاکسون که پرکاربرد هستند استفاده شد. آزمایش در سه تکرار انجام شد و داده‌های به دست آمده در قالب طرح کامل تصادفی با آرایش فاکتوریل آنالیز شدند. فاکتورها شامل جایگاه نمونه‌برداری (۳ سطح) و نوع آنتی‌بیوتیک (۵ سطح) بودند. باکتری‌های آب تنها تحت تاثیر نوع آنتی‌بیوتیک قرار گرفتند اما پیامد جایگاه نمونه‌برداری، نوع آنتی‌بیوتیک و برهم‌کنش آن‌ها بر باکتری‌های رسوب معنی‌دار بود ($p< ۰/۰۵$). باکتری‌های هتروتروف و کلی‌فرم آب به ترتیب در برابر آنتی‌بیوتیک‌های جنتامایسین و سفالکسین و باکتری‌های (هتروتروف و کلی‌فرم) رسوب در برابر سفالکسین مقاوم‌تر بودند. مقاومت باکتری‌ها به آنتی‌بیوتیک‌ها با عبور رودخانه از شهر افزایش یافت. بنابراین به نظر می‌رسد منبع آلودگی در مسیر عبور رودخانه از شهر می‌باشد و احتمالاً آلودگی آب رودخانه با فاضلاب شهری و بیمارستانی مهم‌ترین عامل آن است.

کلمات کلیدی: آلودگی، سفالکسین، کلی‌فرم، هتروتروف

مقدمه

وجود آلاینده‌های میکروبی در منابع آبی مشکل بزرگی است. این آلاینده‌ها موجب کاهش کیفیت آب‌های سطحی و زیرسطحی و در نتیجه پایین آمدن کارایی این آب‌ها می‌شوند. یکی از عوامل مؤثر آلاینده آب و خاک فضولات آلی است (Haller و همکاران ۲۰۱۱). فاضلاب‌های خانگی، دامی و کشاورزی از جمله این فضولات هستند. باکتری‌های بیماری‌زا در کنار فلزهای سنگین و آفت‌کش‌ها از مهم‌ترین آلاینده‌های این فضولات هستند که پس از رسیدن به آب‌ها توسط آن جابجا می‌شوند (Eggleton و Thomas، ۲۰۰۴، Koelmans و همکاران ۲۰۰۱). کلی‌فرم‌های موجود در فضولات که *ایشریشیا کولای* بهترین نماینده آنهاست و همچنین *انتروکوکوس‌های* روده‌ای عامل بیماری‌های باکتریایی منتقل شده در آب‌های سطحی آلوده به فاضلاب شهری هستند. کلی‌فرم‌های روده‌ای می‌توانند در آب‌ها زنده بمانند و رشد کنند و همچنین در رسوبات انباشته شده و وارد چرخه غذایی شوند. از آن‌جایی که رسوبات شرایط غذایی مساعد برای باکتری‌های روده‌ای را فراهم می‌کنند، این باکتری‌ها می‌توانند در رسوبات زنده مانده و تکثیر شوند (LaLiberte و Grimes، ۱۹۸۲، Gerba و McLeod، ۱۹۷۶).

برخی از باکتری‌های آلاینده آب‌ها به آنتی‌بیوتیک‌ها مقاوم بوده و با ورود به آب و رسوبات، ژن مقاومت را در بین سایر باکتری‌ها پخش می‌کنند. کسب ژن مقاومت به آنتی‌بیوتیک‌های گوناگون در باکتری‌ها مربوط به مصرف بی‌اندازه‌ی آنتی‌بیوتیک‌ها و رعایت نکردن بهداشت است که به عنوان یک مسئله جهانی گزارش شده است. بر اساس پژوهش‌های زیادی که در این راستا انجام شده، انسان در گسترش مقاومت باکتری‌ها به آنتی‌بیوتیک نقش مهمی را ایفا می‌کند. در رسوبات غلظت‌هایی از آنتی‌بیوتیک‌ها که به اندازه کافی برای مهار رشد باکتری‌ها موثر هستند، گزارش شده است. فلوروکینولون‌ها، سولفونامیدها و تتراسایکلین‌ها به شدت جذب رسوبات می‌شوند. بنابراین، آن‌ها می‌توانند به آسانی در رسوبات انباشته شده و باکتری‌های ساکن در این‌گونه زیستگاه‌ها به آن‌ها مقاوم شوند. باکتری‌های مقاوم در برابر این ترکیب‌های آنتی‌بیوتیکی در رسوبات شناسایی شده‌اند (Kümmerer، ۲۰۰۴).

*ایمیل نویسنده مسئول: farhangi.mohamad@gmail.com

رودخانه زرجوب یکی از دو رودخانه شهرگذر رشت است. این رود پس از عبور از شهر رشت به تالاب انزلی می‌ریزد. با ورود فاضلاب شهری، بیمارستانی و زه‌آب کشاورزی این رود آلوده شده است. استفاده از آب این رودخانه در کشتزارهای پایین دست رود می‌تواند آلودگی‌ها به ویژه آلودگی‌های میکروبی را به خاک و گیاهان کشتزارهای کشاورزی و از آن‌جا به زنجیره غذایی انسان وارد کند. بنابراین این پژوهش با هدف بررسی حضور باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک در رودخانه زرجوب رشت انجام شد.

مواد و روش‌ها

برای ارزیابی میزان مقاومت باکتری‌ها در برابر آنتی‌بیوتیک‌ها، از آب و رسوب رودخانه در آبان ماه ۱۳۹۷ در سه جایگاه بر اساس روش Haller و همکاران (۲۰۱۱) نمونه‌برداری انجام شد. جایگاه‌های نمونه‌برداری به این صورت انتخاب شد که یکی پیش از ورود رودخانه به شهر با مختصات جغرافیایی ″۴۹′۲۷ °۳۷ طول شرقی و ″۱۴′۴۷ °۳۷ عرض شمالی، یکی در درون شهر رشت با مختصات جغرافیایی ″۴۹′۳۶ °۳۵ طول شرقی و ″۳۷′۰۱ °۱۷ عرض شمالی و یک جایگاه پس ازخروج رودخانه از شهر با مختصات جغرافیایی ″۴۹′۲۰ °۳۴ طول شرقی و ″۱۸′۴۸ °۳۷ عرض شمالی باشد. نمونه‌برداری در ظروف سترون انجام شد و نمونه‌ها بی‌درنگ به آزمایشگاه رسانده شدند. در آزمایشگاه از نمونه‌های آب و رسوب پس از ساخت سری‌های رقت در آب مقطر سترون، کشت انجام شد. ویژگی‌های کیفی آب شامل pH و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) نیز به روش‌های استاندارد تعیین شد. برای کشت وشمارش باکتری‌های هتروتروف و کلی‌فرم به ترتیب ازمحیط کشت‌های نوترینت آگار (NA) وائوزین متیلن بلو (EMB) استفاده شد. برای بررسی مقاومت باکتری‌ها به آنتی‌بیوتیک‌ها مایه‌زنی همزمان از رقت‌ها در محیط کشت‌های بدون و با آنتی‌بیوتیک (۱۰۰µg/ml) انجام شد. پس از مایه‌زنی، پتری‌ها به ترتیب برای باکتری‌های هتروتروف و کلی‌فرم‌ها در دمای ۲۷ و ۳۷ درجه سلسیوس برای ۲۴ ساعت انکوباسیون شدند و کلونی‌های رشد کرده شمارش شدند (Van Den Bogaard و همکاران ۲۰۰۰).

برای بررسی مقاومت باکتری‌ها به آنتی‌بیوتیک‌ها، از آنتی‌بیوتیک‌های پرکاربرد مانند سفالکسین (Cephalexin)، جنتامایسین(Gentamicin)، داکسی‌سایکلین (Doxycycline)، سیپروفلوکساسین (Ciprofloxacin)و سفتریاکسون (Ceftriaxone) استفاده شد. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی برای نوع آنتی‌بیوتیک و جایگاه نمونه‌برداری از رودخانه برای آب و رسوب، جداگانه آنالیز شد. فاکتورها شامل جایگاه نمونه‌برداری از رودخانه در ۳ سطح (پیش از ورود به شهر، وسط شهر، پس از خروج از شهر) و نوع آنتی‌بیوتیک در ۵ سطح (سفالکسین، جنتامایسین، داکسی‌سایکلین، سیپروفلوکساسین و سفتریاکسون) بودند. نتایج به دست آمده از پژوهش حاضر با نرم‌افزار SAS 9.4 تحلیل شد و مقایسه میانگین داده‌های آزمایشی نیز با آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد. برای رسم نمودارها نیز از نرم‌افزار Excel استفاده شد.

نتایج و بحث

میانگین pH آب رودخانه به ترتیب در جایگاه ورودی، وسط شهر و خروجی ۶/۷۹، ۷/۰۷ و ۷/۱۷ بود که نشان می‌دهد pH آب رودخانه پس از گذر از شهر افزایش یافته است. همچنین قابلیت هدایت الکتریکی آب رودخانه به ترتیب در ورودی، وسط شهر و خروجی ۰/۸۷، ۰/۹۶ و ۰/۹۹ دسی‌زیمنس بر متر بود. قابلیت هدایت الکتریکی آب رودخانه هم پس از عبور از شهر افزایش یافته است. نتایج مشابه در پژوهش پاداشی و همکاران (۱۳۹۰) نیز گزارش شده است.

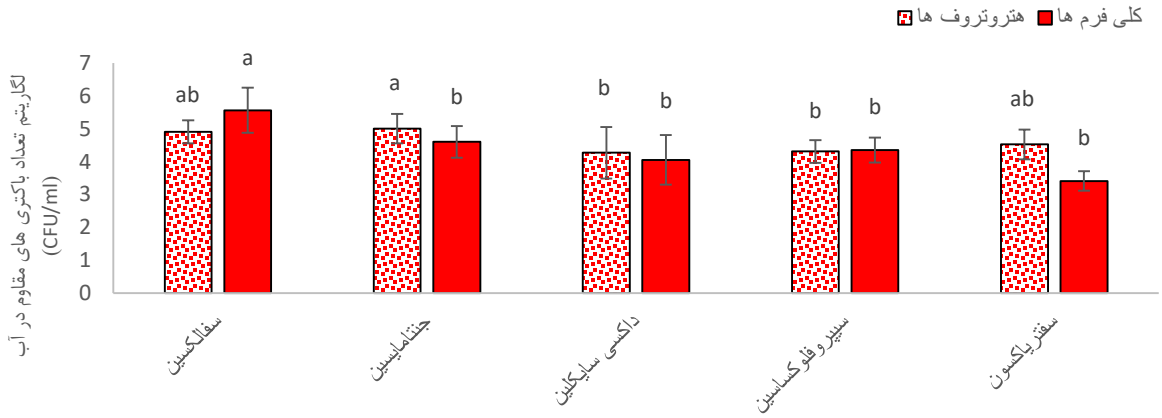
در جدول (۱) تجزیه واریانس پیامد فاکتورها بر لگاریتم تعداد باکتری‌های هتروتروف و کلی‌فرم آب و رسوب آمده است. تعداد باکتری‌های آب تنها تحت تاثیر نوع آنتی‌بیوتیک قرار گرفت و پیامد جایگاه نمونه‌برداری و برهم‌کنش آن با نوع آنتی‌بیوتیک بر باکتری‌های آب معنی‌دار نبود ($P>0/05$). در سوی دیگر پیامد نوع آنتی‌بیوتیک، جایگاه نمونه‌برداری و برهم‌کنش آن‌ها بر تعداد باکتری‌های هتروتروف و کلی‌فرم رسوب معنی‌دار بود ($p<0/05$).

جدول ۱. تجزیه واریانس پیامد نوع آنتی بیوتیک، جایگاه نمونه‌برداری و برهم‌کنش آنها بر لگاریتم تعداد باکتری‌های هتروتروف وکلی‌فرم‌ها در آب و رسوب

منبع تغییر	درجه آزادی	مجموع مربع‌ها			
		آب		رسوب	
		هتروتروف	کلی‌فرم	هتروتروف	کلی‌فرم
جایگاه نمونه‌برداری (L)	۲	۰/۳۴^{ns}	۰/۰۷^{ns}	۰/۶۲**	۱/۳**
نوع آنتی‌بیوتیک (A)	۴	۱/۰۳**	۵/۶۰**	۰/۷۹**	۱۷/۳۰**
A × L	۸	۰/۲۴^{ns}	۰/۴۴^{ns}	۰/۲۷**	۰/۵۱*
خطا	۳۰	۰/۲۵	۰/۲۸	۰/۰۷	۰/۲۱

^{ns}و *و **: به ترتیب غیرمعنی‌دار، معنی‌دار در سطح پنج درصد و معنی‌دار در سطح یک درصد است.

در شکل (۱) پیامد نوع آنتی‌بیوتیک بر لگاریتم تعداد باکتری‌های مقاوم در آب آمده است. بیشترین و کمترین تعداد باکتری‌های هتروتروف به ترتیب در برابر آنتی‌بیوتیک جنتامایسین و داکسی‌سایکلین به دست آمد. بیشترین و کمترین تعداد کلی‌فرم‌های مقاوم در آب رودخانه به ترتیب در برابر سفالکسین و سفتریاکسون به دست آمد. با توجه به این‌که میانگین کل تعداد هتروتروف و کلی‌فرم‌های آب (در پتری بدون آنتی‌بیوتیک) به ترتیب ۷/۷ و ۶/۲ (LogCFU/mL) بود، بنابراین بیش از نیمی از باکتری‌های قابل کشت آب در محیط کشت آزمایشگاهی به آنتی‌بیوتیک‌های بررسی شده مقاوم شده‌اند. میانگین کل کلی‌فرم‌ها و هتروتروف‌های مقاوم در برابر همه آنتی‌بیوتیک‌ها ۴/۶ و ۴/۴ (LogCFU/mL) بود. بنابراین به نظر می‌رسد مقاومت به آنتی-بیوتیک‌ها در بین کلی‌فرم‌ها بیشتر هم باشد که با توجه به بیماری‌زایی آن‌ها، خطر بیشتری نیز خواهند داشت.

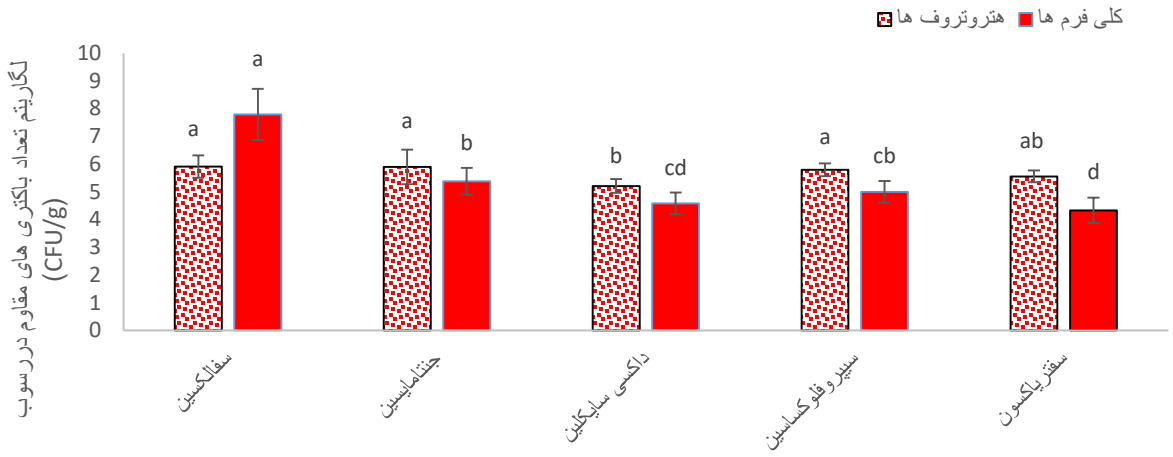


شکل ۱- پیامد نوع آنتی‌بیوتیک بر لگاریتم تعداد باکتری‌های مقاوم در آب. حرف نامشترک در روی ستون‌ها در هر سری، نشان‌دهنده بودن تفاوت آماری معنی‌دار در سطح ۵٪ است. خطوط مربوطه بر روی هر ستون انحراف معیار می‌باشد.

در شکل (۲) پیامد نوع آنتی‌بیوتیک بر لگاریتم تعداد باکتری‌های مقاوم در برابر آنتی‌بیوتیک‌ها در رسوب آمده است. باکتری‌های هتروتروف رسوب در برابر سفالکسین از همه مقاوم‌تر بودند و تفاوت آن‌ها با تعداد هتروتروف‌های رسوب مقاوم در برابر آنتی‌بیوتیک داکسی‌سایکلین معنی‌دار بود ($p<۰/۰۵$). باکتری‌های هتروتروف رسوب کم‌ترین مقاومت را در برابر آنتی‌بیوتیک داکسی‌سایکلین داشتند و تفاوت آن‌ها با تعداد هتروتروف‌های مقاوم در برابر آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون تفاوت آماری معنی‌داری نداشت ($P>۰/۰۵$).

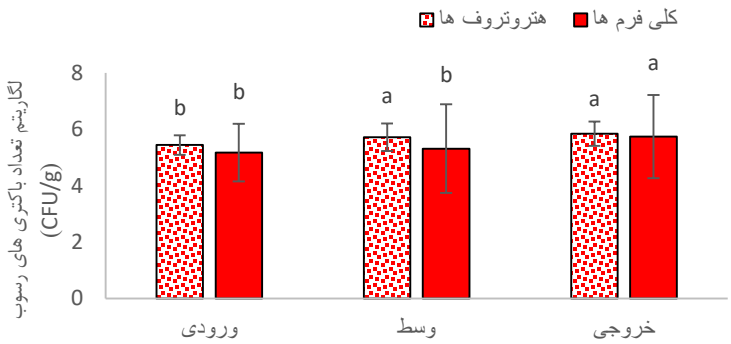
بیشترین تعداد کلی‌فرم‌های مقاوم در رسوب در برابر آنتی‌بیوتیک سفالکسین به دست آمد که با تعداد کلی‌فرم‌های مقاوم در برابر سایر آنتی‌بیوتیک‌های بررسی شده تفاوت آماری معنی‌دار داشت ($p<۰/۰۵$). کمترین تعداد کلی‌فرم‌های مقاوم در رسوب در برابر آنتی‌بیوتیک سفتریاکسون به دست آمد که فقط با تعداد باکتری‌های مقاوم در برابر آنتی‌بیوتیک داکسی‌سایکلین اختلاف آماری معنی‌دار نداشت ($P>۰/۰۵$).

میانگین کل تعداد هتروتروف و کلی‌فرم‌های رسوب (در پتری بدون آنتی‌بیوتیک) به ترتیب ۹/۲ و ۸/۳ (Log CFU/g) بود که تقریباً ۲ واحد لگاریتمی بیشتر از باکتری‌های آب بود. از آن‌جا که محیط رسوب زیستگاه پایدارتری است بالا بودن باکتری‌ها در آن طبیعی است. از طرفی، میانگین کل هتروتروف‌ها و کلی‌فرم‌های مقاوم رسوب در برابر همه آنتی‌بیوتیک‌ها ۵/۷ و ۵/۴ (Log CFU/mL) بود. بنابراین اگرچه تعداد باکتری‌های مقاوم در رسوب در مقایسه با باکتری‌های مقاوم در آب بیشتر است، اما به نسبت کل باکتری‌های قابل کشت در رسوب، مقاومت آنتی‌بیوتیکی در آن‌ها کمتر است. به دلیل پایدار بودن محیط رسوب و تنوع بالای باکتری‌های ساکن در آن، امکان انتقال مقاومت بین باکتری‌ها نیز بیشتر بوده و در طولانی مدت ممکن است باکتری‌های بیشتر و متنوع‌تری به انواع آنتی‌بیوتیک‌ها مقاوم شوند. (صابری‌نیا و همکاران، ۱۳۹۷) کلی‌فرم‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک در رودخانه گوهررود رشت را بررسی کردند. روند میانگین تعداد باکتری‌های کلی‌فرم آب و رسوب مقاوم در برابر آنتی‌بیوتیک‌ها در چهار فصل سال به این صورت بود: تعداد باکتری‌های مقاوم در برابر سفالکسین >جنتامایسین >سیپروفلوکساسین > داکسی‌سایکلین > تری‌متوپریم.



شکل ۲- پیامد نوع آنتی‌بیوتیک بر لگاریتم تعداد باکتری‌های مقاوم در رسوب. حرف نامشترک در روی ستون‌ها در هر سری، نشان‌دهنده بودن تفاوت آماری معنی‌دار در سطح ۵٪ است.

شکل (۳) پیامد جایگاه نمونه‌برداری برلگاریتم تعداد باکتری‌های مقاوم در رسوب را نشان می‌دهد. نمونه‌های رسوب گرفته شده از رودخانه در بیرون شهر، باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک بیشتری از نمونه‌های رسوب رودخانه در وسط شهر و آن‌هم باکتری‌های مقاوم بیشتری از نمونه‌های رسوب گرفته شده از رودخانه پیش از ورود به شهر داشتند. البته تفاوت باکتری‌های هتروتروف مقاوم در برابر آنتی‌بیوتیک‌ها در جایگاه خروجی رودخانه از شهر با جایگاه وسط شهر اختلاف آماری معنی‌دار نداشت ($P>۰/۰۵$). در صورتی‌که اختلاف کلی‌فرم‌های مقاوم در برابر آنتی‌بیوتیک‌ها در رسوب در جایگاه وسط شهر با جایگاه پیش از ورود رودخانه به شهر از نظر آماری معنی‌دار نبود ($P>۰/۰۵$). (Akiyama و Savin، ۲۰۱۰) دیدند که شاخص مقاومت باکتری *ایشریشیا کولای* در یکی از سرشاخه‌های رودخانه ایلینویز، پیش از نقطه آلودگی (منبع فاضلاب) حدود ۷ درصد بوده، در پیرامون نقطه آلودگی در رودخانه به ۳۷ درصد رسیده و سپس در طول رودخانه روند کاهشی داشت.



شکل ۳- پیامد جایگاه نمونه‌برداری بر لگاریتم تعداد باکتری‌های مقاوم در رسوب. حرف نامشترک در روی ستون‌ها در هر سری، نشان‌دهنده بودن تفاوت آماری معنی-دار در سطح ۵٪ است.

نتیجه‌گیری

در کل با مطالعه‌ی باکتری‌های مقاوم (هتروتروف و کلی‌فرم) به آنتی‌بیوتیک‌ها در رودخانه زرجوب دیده شد که مقاومت هتروتروف‌ها و کلی‌فرم‌های آب و رسوب در برابر آنتی‌بیوتیک‌های سفالکسین و جنتامایسین از همه بیشتر بود. تعداد باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک در رسوب (حدود دو واحد لگاریتمی) بیشتر از آب بوده و درصد بیشتری از کلی‌فرم‌های قابل کشت (در مقایسه با شاهد) به آنتی‌بیوتیک‌ها مقاوم شده بودند. در بررسی منبع آلودگی نیز دیده شد که با توجه به روند افزایشی تعداد باکتری‌های مقاوم با گذر رودخانه از شهراحتمالاً منبع آلودگی فاضلاب‌های شهری و بیمارستانی است. از آن‌جا که آب رودخانه در پایین دست به مصرف آبیاری در کشاورزی می‌رسد و در ادامه نیز به تالاب انزلی می‌ریزد، از یافته‌های این پژوهش می‌توان در مدیریت آلودگی باکتری‌های مقاوم به آنتی‌بیوتیک و ورود آن‌ها به زنجیره غذایی استفاده کرد.

منابع

پاداشی، ف.، فرقانی، ا. و خالدیان، م. ۱۳۹۰. بررسی pH و EC پتاسیم و فسفر در رودخانه گوهررود رشت، چهارمین کنفرانس مدیریت منابع آب ایران، تهران.

صابری‌نیا، ف.، فرهنگی، م.ب.، یغمائیان، ن. و قربان‌زاده، ن. ۱۳۹۷. بررسی کلی‌فرم‌های پایدار به آنتی‌بیوتیک در رودخانه گوهررود رشت، هفتمین کنفرانس ملی مدیریت منابع آب ایران، یزد.

Akiyama, T. and Savin, M.C. 2010. Populations of antibiotic-resistant coliform bacteria change rapidly in a wastewater effluent dominated stream. Science of the Total Environment, 408, 6192–6201.

Eggleton, J. and Thomas, K.V. 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events, Environment International, 30, 973-980.

Gerba, C. and McLeod, J.S. 1976. Effect of sediment on the survival of *Escherichia coli* in marine water. Applied and Environmental Microbiology, 32, 114-120.

Shaver, T.M. 2010. Crop residue and soil physical properties. In: Proceeding of the 22nd Annual Central Plains Irrigation Conference. Kearney, February 23-24.

Haller, L., Tonolla, M., Zopfi, J., Peduzzi, R., Wildi, W. and Pote, J. 2011. Composition of bacterial and archaeal communities in freshwater sediments with different contamination levels (Lake Geneva, Switzerland). Water Research, 45, 1213-1228.

Koelmans, A.A., Van der Heijde, A., Knijff, L.M. and Alderink, R.H. 2001. Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate and effects in aquatic ecosystems A review Water Research, 15, 3517-3536.

Kümmerer, K. 2004. Resistance in the environment. Antimicrob. Chemoth. 54, 311–320.

LaLiberte, P. and Grimes, D. J. 1982. Survival of *Escherichiacoli* in lake bottom sediment Applied and Environmental Microbiology, 43, 623–628.

Langlois, B.E., Cromwell, G.L. and Hays, V.W. 1978. Influence of chlortetracycline in swine feed on reproductive performance and on incidence and persistence of antibiotic resistant enteric bacteria Journal of Animal Science, 46, 1369–1382.

Tripathi, K. and Sharma, A.K. 2011. Seasonal variation in bacterial contamination of water sources with antibiotic resistant faecal coliforms in relation to pollution. Journal of Applied and Natural Science, 3, 298-302.

Van Den Bogaard, A.E.J.M., London, N. and Stobberingh, E.E. 2000. Antimicrobial resistance in pig fecal samples from The Netherlands (five abattoirs) and Sweden Journal of Antimicrobial Chemotherapy, 45, 663–671.

16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Evaluation of Antibiotic resistant bacteria in Zarjub river of Rasht

Amini[1], M., Farhangi*[2], M.B., Ghorbanzadeh[2], N., Ghovvati [3], S.

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran
[2]Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran
[3]Assistant Prof., Animal Science Department, Faculty of Agriculture University of Guilan, Iran

Abstract

This research was conducted to investigate antibiotic resistant bacteria in Zarjub river, Rasht. water and sediment sampling was carried out in three points of the river, in autumn, 1397, The number of water and sediment heterotrophs and coliforms were determined in NA and EMB plates, without and with antibiotics (100 µg/mL), respectively. The broad spectrum antibiotics including; cephalexin, gentamicin, doxycycline, ciprofloxacin and ceftriaxone were evaluated. The experiment was performed in three replications and the data were analyzed in a randomized complete design format with factorial arrangement. The factors included the sampling site (3 levels) and the type of antibiotic (5 levels). Water bacteria were only influenced by the type of antibiotics, but the effect of sampling point, type of antibiotics and their interactions were significant on sediment bacteria ($p<0.05$). The water heterotrophs and coliforms were more resistant to gentamicin and cephalexin, respectively, and sediment bacteria was resistant to cephalexin. The resistance of bacteria to antibiotics was increased by passing the river trough the city. Therefore, it seems that the source of contamination located in the city, and urban and hospital wastewater is the main pollutant factor.

Keywords: Contamination, Cephalexin, Coliform, Heterotroph.

* Corresponding author, Email: farhangi.mohamad@gmail.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

تأثیر ازن بر گیاه‌پالایی گیاه آفتابگردان (Helianthus annuus)

مهناز آزاده[۱*]، منیره رنجبر[۲]، مرتضی ایزدی[۳]، بابک خیام باشی[۴]

[۱] دانشجوی دکترای تخصصی گروه زیست‌شناسی دانشکده علوم زیستی، دانشگاه آزاد اسلامی فلاورجان واحد اصفهان

[۲] استادیار گروه زیست‌شناسی، دانشگاه آزاد اسلامی فلاورجان واحد اصفهان

[۳] استاد گروه پزشکی، دانشگاه بقیه‌الله تهران

[۴] استادیار، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان

چکیده

کادمیوم یکی از عناصر آلوده‌کننده خاک است که می‌تواند به‌آسانی باعث تغییراتی در ساختار خاک شده و میزان دسترسی گیاهان به مواد مغذی را کاهش دهد. برخی از گیاهان همچون آفتابگردان با خاصیت گیاه‌پالایی خود قادر به جذب چنین عناصری و پاک‌سازی خاک هستند. پژوهش حاضر باهدف بررسی ازن بر میزان جذب کادمیوم در گیاه آفتابگردان انجام گرفته است. در این پژوهش پس از ۴۰ روز تیمار گیاه آفتابگردان با ازن و کادمیوم، عصاره گیری انجام شد و میزان کادمیوم جذب‌شده با طیف‌سنج اتمی اندازه‌گیری شد. نتایج حاصل نشان می‌دهد که ورود ازن در آب استفاده شده برای آبیاری تیمارها موجب افزایش جذب کادمیوم توسط گیاه آفتابگردان شد. از سوی دیگر نتایج نشان داد که ازن باعث افزایش معنی‌دار عملکرد گردید. استفاده از ازن در گیاه‌پالایی کادمیوم توسط آفتابگردان باعث افزایش معنی‌دار برداشت این عنصر توسط گیاه می‌گردد.

کلمات کلیدی: ازن، آفتابگردان، کادمیوم، گیاه‌پالایی

مقدمه

آلودگی خاک به‌وسیله فلزات سنگین یکی از مسائل مهم قابل‌بررسی در سطح جهان است. بر اساس تعریف، فلزات سنگین عناصری فلزی با چگالی ۵ یا بیش از ۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب هستند. علاوه بر وزن مخصوص بالا اغلب این عناصر می‌توانند در بیش از یک عدد کوئوردینانسیون وجود داشته باشند. به عبارت دیگر آن‌ها می‌توانند اکسید و احیا شده و این عناصر غالباً به‌عنوان اجزای فلزی آنزیم‌های ناقل الکترون حضور دارند. برخی از فلزات سنگین مانند آهن، منگنز، روی، مس، نیکل، مولیبیدن و کبالت در گروه ریزمغذی‌ها قرار می‌گیرند و بقیه آن‌ها (جیوه، سرب، کادمیوم و آرسنیک) بالقوه می‌توانند به‌عنوان سم سلولی عمل نمایند (احمدی و همکاران، ۱۳۹۲).

استفاده از کودهای فسفات دار، فاضلاب‌های صنعتی، وسایل نقلیه و... به‌ویژه در مناطق شهری و مجاور آن باعث ورود عناصر سنگین به خاک‌های کشاورزی می‌شود. در بین فلزات سنگین، کادمیوم بیشترین فراوانی را داشته و به‌راحتی توسط گیاهان زراعی جذب می‌شود. خاک آلوده به کادمیوم ممکن است ۳ تا ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم داشته باشد. کادمیوم موجود در خاک توسط گیاه جذب می‌شود. با ورود کادمیوم به گیاه ایجاد اکسیژن فعال‌شده که متابولیسم رشد را به سمت متابولیسم دفاعی محدود کرده و به‌ویژه آنزیم‌های کربس و فتوسنتز را متوقف می‌کند. کادمیوم به اندام‌های خاص گیاه منتقل‌شده و باعث کلروز، نکروز و قرمز شدن آوندها و کاهش رشد ریشه و ساقه می‌شود. علاوه بر آن مطالعات نشان می‌دهد کادمیوم باعث کاهش جذب برخی از مواد مغذی مانند فسفر و کلسیم و منیزیوم شده و برای جذب با آن‌ها رقابت می‌کند (Irfan و همکاران ۲۰۱۲).

یافته‌ها نشان می‌دهد کادمیوم با تولید رادیکال آزاد اکسیژن یا کاهش غلظت آنتی‌اکسیدان‌های آنزیمی (پراکسیداز، کاتالاز سوپراکسید دیسموتاز و ...) و غیر آنزیمی (آسکوربات، گلوتاتیون، توکوفرول و ...) باعث ایجاد استرس اکسیداتیو می‌شود. جذب کادمیوم از طریق چندین ناقل که به‌طور عمومی ZIP نامیده می‌شوند و همچنین ناقلان ABC واقع در غشاء پلاسمایی انجام می‌گیرد. پس از ورود به ریشه، به واکوئل‌های ریشه و برگ‌های قدیمی‌تر انتقال

* ایمیل نویسنده مسئول: m_azadeh59@yahoo.com

می‌یابد. به نظر می‌رسد برای انتقال کادمیوم از ریشه به واکوئل‌ها، ناقلان At MTP1,Sh MTP، پروتئین‌هایی با وزن مولکولی کم (LMWPs) و آنتی پورترهای پروتون/ کاتیون دخالت دارند (Irfan و همکاران ۲۰۱۲).

تکنیک‌های بسیاری جهت پاک‌سازی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین و ازجمله کادمیوم گسترش‌یافته‌اند. در میان این تکنیک‌ها استخراج گیاهی (گیاه‌پالایی) به‌عنوان یک روش پاک‌سازی مؤثر و ارزان عرضه‌شده است که در آن جذب و جمع‌آوری آلاینده‌ها در بافت‌های قابل‌برداشت گیاهی مدنظر می‌باشد. در این روش با برداشت گیاهان از خاک، آلاینده‌ها از خاک زدوده می‌شوند (کاظمی و همکاران، ۱۳۹۳).

گیاهانی که قادرند مقادیر زیادی از فلزات سنگین خاک را استخراج نموده و در زیست توده حجیم خود، ولو برای یک دوره‌ی رویشی کوتاه ذخیره نمایند، برای گیاه‌پالایی مناسب هستند. این گیاهان (فوق انباشت کننده) قادرند فلزات سنگین را ۱۰۰ تا ۱۰۰۰۰ برابر گیاهان غیر انباشت کننده در خود ذخیره کنند. میزان تحمل فیزیولوژیکی غالب فلزات سنگین تقریباً حدود ۰/۱ درصد وزن خشک گیاه است. استثنائا برای روی حدود ۱ درصد، کادمیوم ۰/۰۱ درصد و طلا ۰/۰۰۰۰۱ درصد است (احمدی و همکاران، ۱۳۹۲).

گیاه آفتابگردان یک گیاه فوق انباشته گر است که به علت جذب در زمان کوتاه، تولید زیست‌توده کافی و همچنین کشت و برداشت راحت نسبت به سایر گیاهان، در زمینه گیاه‌پالایی بسیار مورد توجه قرارگرفته است. آفتابگردان گیاهی زراعی با نام علمی Helianthus annuus یک گونه از رده‌ی دولپه‌ای‌ها، راسته‌ی گل مینا، تیره‌ی گل ستاره‌ای‌ها و سرده‌ی آفتابگردان می‌باشد. این گیاه یک‌ساله تا حدود سه متر رشد می‌کند (فتاحی و همکاران، ۱۳۸۶).

تاکنون عوامل مختلفی که می‌توانند بر فعالیت این گیاه تأثیرگذار باشند، مورد مطالعه قرار گرفته است: سلیمی و همکاران در سال ۱۳۹۰ تأثیر شوری بر جذب کادمیوم را در گیاه آفتابگردان بررسی کردند. در این تحقیق برای تأمین شوری از آب آبیاری با مقادیر مختلف هدایت الکتریکی استفاده شد و همچنین اثر ترکیبات اصلاح‌کننده آلی شامل لجن فاضلاب و کمپوست شهری برای بالا بردن جذب کادمیوم نیز موردبررسی قرار گرفت. نتایج نشان داد که با افزایش هدایت الکتریکی خاک، میزان جذب کادمیوم افزایش می‌یابد.

تأثیر PGPR در طویل شدن ریشه و جذب کادمیوم نیز مطالعه شده است. PGPR ریزوباکتریوم‌هایی هستند که در گیاهان مقاوم به کادمیوم، در طول مراحل پایانی رشد، مقادیر بالایی اسید ایندول ۳- استیک (IAA) را ا افزایش می‌دهند. نتایج نشان می‌دهد که رشد و تجمع کادمیوم در آفتابگردان به‌طور قابل‌توجهی توسط PGPR افزایش می‌یابد و آنزیم‌های باکتریایی، پروتئین‌های عالی برای بازسازی محیط آلوده به فلزات سنگین هستند (Prapagde و همکاران ۲۰۱۳).

یکی از عوامل موجود در خاک قارچ‌های اندوفیت می‌باشند که می‌توانند بر جذب کادمیوم توسط آفتابگردان تأثیرگذار باشند. در یک مطالعه در حضور قارچ‌های اندوفیت گیاه آفتابگردان تحت تیمار کادمیوم تیمار قرار گرفت و میزان جذب آن بررسی شد؛ که درنهایت کاهش پارامترهای رشد، کلروفیل a و b و محتوای پرولین مشاهده گردید. در گیاهانی که قارچ داشتند بیشترین تجمع کادمیوم در ریشه بود و کادمیوم کمتری در ساقه و برگ مشاهده شد که این بیانگر این است که قارچ‌های اندوفیتی می‌توانند برای کاهش سمیت کادمیوم و بهبود وضعیت فیزیولوژیکی آفتابگردان استفاده شوند (shahabivand و همکاران ۲۰۱۷).

تأثیر سالسیلیک اسید و کلرید پتاسیم بر رشد، جذب و انتقال کادمیوم در گیاه آفتابگردان مورد مطالعه قرار گرفت. استفاده از کلرید پتاسیم به‌طور قابل‌توجهی غلظت کادمیوم در آفتابگردان و ضریب ذخیره آن را افزایش داد. استفاده همزمان از کود و کلرید پتاسیم، انتقال کادمیوم و روی را از ریشه به اندام هوایی افزایش داد. استفاده همزمان از کود و سالسیلیک اسید، نسبت کادمیوم به روی را در گل آفتابگردان کاهش داد. تجزیه‌وتحلیل همبستگی نشان داد که نسبت کادمیوم به روی در ریشه آفتابگردان با نسبت پتاسیم به سدیم در ریشه و غلظت پتاسیم خاک رابطه‌ی مستقیم دارد؛ بنابراین آفتابگردان می‌تواند به‌طور فعال جذب کادمیوم و روی را با استفاده از کلرید پتاسیم به‌منظور تعادل بین منافع محیطی و اقتصادی افزایش دهد (xiu و همکاران ۲۰۱۲).

یکی از عوامل محیطی که می‌تواند بر فعالیت گیاه‌پالایی و جذب کادمیوم تأثیرگذار باشد، ازن می‌باشد. ازن فرم سه اتمی اکسیژن است که به‌عنوان بخش محافظ استراتوسفر در برابر اشعه ماوراءبنفش شناخته شده است. در تحقیقی که در زمینه‌ی تأثیر ازن بر روی جذب کادمیوم در گندم انجام شد، افزایش ازن منجر به افزایش غلظت کادمیوم در بافت گندم (شاخه، پوسته و دانه) گردید. قرار گرفتن در معرض ترکیبات کادمیوم و سطوح بالای ازن به‌شدت تحت تأثیر ایزوآنزیم‌های آنتی‌اکسیدان (آسکوربات پراکسیداز، پراکسیداز و کاتالاز) بود و استرس اکسیداتیو را افزایش داد (Guo و همکاران

۲۰۱۲). با توجه به فراوانی منابع تولید و قابلیت جذب ازن از طریق گیاه و نبودن مطالعات کافی در زمینه‌ی تأثیر آن بر جذب کادمیوم در آفتابگردان، لزوم تحقیق در این زمینه ضرورت می‌یابد. بنابراین در تحقیق حاضر به بررسی تأثیر ازن بر جذب کادمیوم در گیاه آفتابگردان می‌پردازیم.

مواد و روش‌ها

به‌منظور بررسی تأثیر غلظت‌های مختلف ازن بر میزان جذب کادمیوم در گیاه آفتابگردان، آزمایشی به‌صورت طرح کاملاً تصادفی با دو تیمار ازن و کادمیوم (دو سطح) با سه تکرار در گلخانه مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان در شرایط کنترل‌شده اجرا گردید. در این تحقیق بذر آفتابگردان از مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان تهیه شد. این بذرها ابتدا توسط هیپوکلریت ۲ درصد به مدت ۵ دقیقه ضدعفونی سطحی و سپس، ۲ بار با آب مقطر شستشو داده شدند و سپس بذرهای ضدعفونی به گلدان منتقل گردید. تیمارهای ازن شامل شاهد، ازن با غلظت ۰/۳ پی پی ام و کادمیوم با سه غلظت صفر، ۱۰ و ۲۰ پی پی ام در آب آبیاری در نظر گرفته شد. برای اعمال تیمار ازن از دستگاه ازن ساز استفاده گردید. بذرها در گلدان‌هایی به قطر و ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر که تا ارتفاع ۲۵ سانتی‌متری آن بستر تهیه‌شده قرار گرفت. بستر حاوی۵۰ درصد کوکوپیت و ۵۰ درصد پرلیت بود. کلیه‌ی گیاهان در شرایط گلخانه با دمای حداقل ۱۵ درجه سانتی‌گراد و حداکثر ۳۵ درجه سانتی‌گراد و رطوبت ۴۰ تا ۴۵ درصد قرار گرفت. تیمارهای ازن و کادمیوم بر اساس نقشه طرح از مرحله‌ی سه تا چهار برگی گیاه آفتابگردان اعمال شدند. بعد از ۴۰ روز گیاهان آفتابگردان با دقت کافی با ریشه کامل برداشت شد. برای زدودن گردوغبار و باقیمانده ترکیبات اضافی احتمالی روی برگ‌ها و ریشه‌ها، ابتدا کل گیاهان با آب مقطر شستشو گردیدند. سپس اندام هوایی در پاکت مخصوص قرار داده شد. نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در گرم‌خانه در دمای۶۰ درجه سلسیوس قرار گرفت. بعد از خشک شدن محتویات هر پاکت در هاون کاملاً ساییده شده تا به‌صورت نرم و پودر درآیند. برای اندازه‌گیری غلظت کادمیوم مقدار ۱ گرم از اندام هوایی را در داخل کروزه چینی ریخته و ظروف را به مدت ۴-۶ ساعت در کوره با دمای ۴۵۰ درجه قرار دادیم. سپس به خاکستر حاصل مقدار ۳۰ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۴ نرمال افزوده و به مدت ۲ ساعت در حمام آب گرم با دمای ۸۰ درجه سلسیوس قرار داده شد تا عصاره گیری به‌طور مناسب انجام شود. مواد هضم شده به کمک کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف شده و سپس ظروف حاوی ساقه و ریشه به ترتیب به حجم ۵۰ میلی‌لیتر و ۲۵ میلی‌لیتر رسانیده شدند. در عصاره آماده شده غلظت کادمیوم‌های مورد نظر به‌وسیله دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی تعیین و غلظت آن‌ها در اندام گیاهی محاسبه گردید.

نتایج و بحث

نتایج آزمایش‌ها در قالب طرح آماری به‌صورت کاملاً تصادفی با دو تیمار و سه تکرار مورد تجزیه‌وتحلیل قرار گرفت. در خصوص پارامترهای معنی‌دار مقایسه میانگین‌ها از طریق روش دانکن در سطح آماری ۵ درصد انجام گرفت. خلاصه نتایج آماری عملکرد گیاه در تیمارهای مختلف در جدول یک آمده است.

جدول شماره ۱: خلاصه نتایج میانگین مربعات پارامترهای موردبررسی

منابع تغییرات	درجه آزادی	وزن خشک	غلظت کادمیوم	برداشت کادمیوم
ازن	۱	۵۱/۸۰**	۲۱/۶۷**	۸۲۶۶/۸۳**
کادمیوم	۲	۱/۳۳ (ns)	۱۸۶/۲۶**	۷۹۵۶/۴۲**
خطا	۱۴	۴۳/۳۶	۱/۵۰	۴۵۷۳/۹۲
ضریب تغییرات		۲۶/۳۹۸۱	۱۴/۶۵	۳۱/۷۲
میانگین کل		۶/۶۶۶	۸/۳۷	۵۶/۹۶

ns: و** به ترتیب غیر معنی‌دار، معنی‌دار در سطح یک درصد.

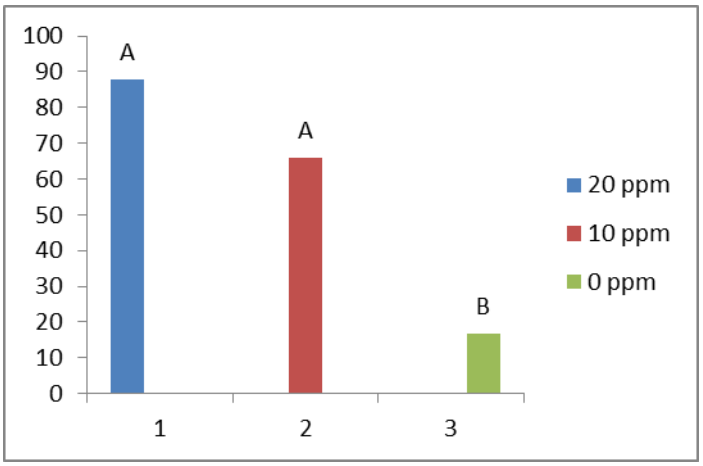
جدول شماره ۲: میانگین تأثیر سطوح ازن بر پارامترهای موردبررسی

ازن	وزن خشک (گرم بر گلدان)	غلظت کادمیوم میکروگرم بر گرم	برداشت کادمیوم میکروگرم
۰/۳	۸/۳۶(a)	۹/۴۷(a)	۸۷/۳۹ (a)
شاهد	۴/۹۷(b)	۷/۲۷(b)	۳۵/۵۳ (b)

همان‌گونه که در جدول ۱ مشاهده می‌شود غلظت کادمیوم تأثیری بر وزن گیاه نداشت. اما تیمار ازن با غلظت ۰/۳ppm در سطح ۱ درصد ($p<0/01$) بر وزن گیاه تأثیر معنادار داشته و نشان‌دهنده تأثیر این تیمار بر وزن گیاه می‌باشد. نتایج مقایسه میانگین نشان داد که وزن اندام هوایی گیاهان تیمار یافته با ازن در غلظت ۰/۳ppm به‌طور چشمگیری افزایش‌یافته و در گروه A قرار گرفته است.

خلاصه نتایج آماری تأثیر ازن بر غلظت کادمیوم در جدول شماره ۱ آمده است. با توجه به اطلاعات مشاهده شده در جدول ۱، تیمار ازن و کادمیوم بسیار معنی‌دار بوده است ($p<0/01$). این بدین مفهوم است که تیمار ازن سبب ایجاد تغییر معنی‌دار در غلظت کادمیوم در نمونه‌ها گردیده است. همچنین تغییر در غلظت کادمیوم بر غلظت کادمیوم در گیاه تأثیرگذار بوده است. نتایج نشان می‌دهد که افزایش غلظت کادمیوم در محلول غذایی سبب افزایش غلظت این عنصر در گیاه شده است. بر اساس گروه‌بندی به روش دانکن در سطح ۵ درصد تیمارهای شاهد، ۱۰ و ۲۰ میکروگرم در میلی‌لیتر در گروه‌های جداگانه قرارگرفته‌اند (جدول ۳). همچنین اعمال تیمار ازن سبب افزایش غلظت کادمیوم در گیاه شده است. مقایسه میانگین‌ها در این تیمار نیز بیانگر افزایش حدود ۲۳ درصد غلظت کادمیوم در گیاه گردیده و بر اساس نتایج گروه‌بندی دانکن در گروه جداگانه قرار گرفته است (جدول ۲)

نمودار شماره ۱: میانگین کادمیوم در برداشت کادمیوم



در خصوص مقدار کادمیوم برداشت‌شده توسط اندام هوایی نیز مطابق با جدول شماره۱، ازن و کادمیوم هر دو در سطح ۰/۰۱ معنی‌دار هستند. بر این اساس میزان ازن و کادمیوم بر برداشت کادمیوم توسط گیاه آفتابگردان مؤثر بوده است. به‌عبارت‌دیگر با افزایش غلظت ازن و همچنین با افزایش غلظت کادمیوم، میزان برداشت کادمیوم افزایش یافته است. نتایج مقایسه میانگین بیانگر این موضوع است که افزایش غلظت کادمیوم سبب افزایش برداشت کادمیوم توسط گیاه شده است ولی مقدار کادمیوم جذب‌شده توسط گیاه در اولین سطح کادمیوم به حداکثر رسیده و اختلاف معنی‌داری با سطح دوم ندارد به‌طوری‌که مقدار برداشت کادمیوم در سطح اول و دوم در یک گروه آماری قرار گرفته است (نمودار ۱).

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق می‌توان نتیجه گرفت که افزایش میزان ازن موجود در آب کشاورزی تا ۳ppm / ۰ می‌تواند باعث افزایش وزن خشک گیاه شود. همچنین وجود ازن می‌تواند باعث تشدید گیاه‌پالایی آفتابگردان شده به‌طوری‌که با افزایش غلظت کادمیوم در آب افزایش غلظت این عنصر در گیاه تشدید می‌گردد. نتایج نشان می‌دهد که استفاده از ازن درنهایت موجب افزایش برداشت کادمیوم از محیط کشت‌شده و می‌تواند موجب افزایش معنی‌دار فعالیت گیاه‌پالایی آن شود. این یافته همسو با پژوهش‌های انجام‌شده توسط گو و همکاران (۲۰۱۲) می‌باشد که باهدف اندازه‌گیری اثربخشی افزایش مقدار ازن بر غلظت جذب کادمیوم در گیاه گندم صورت گرفته است. بنابراین می‌توان در خاک‌های آلوده به غلظت‌های بالای کادمیوم با مصرف ازن در آب آبیاری در آفتابگردان راندمان گیاه‌پالایی را به‌طور چشمگیری افزایش داده تا با افزایش جذب این عنصر به پاک‌سازی خاک کمک نماید.

منابع

احمدی، ع.، یونسی، ع.، نامداری، ا. ۱۳۹۲. فیزیولوژی تنش در گیاهان. جهاد دانشگاهی صنعتی اصفهان. ۳۵۱-۳۱۹.

سلیمی، م.، امین، ا.، ابراهیمی، ا.، قاضی فرد، ا. ۱۳۹۰. تأثیر شوری بر گیاه‌پالایی کادمیوم از خاک‌های آلوده . چهاردهمین همایش ملی بهداشت محیط، یزد، دانشگاه علوم پزشکی شهید صدوقی یزد.

فتاحی، ا.، فتوت، ا.، آستارایی، ع. ۱۳۸۶. بررسی قابلیت گیاه‌پالایی کادمیوم توسط سه گیاه آفتابگردان، ذرت و پنبه. دهمین کنگره علوم خاک ایران، کرج، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

Gue., Tina R., Zhu J., Zhou., Pei D., Wang X. 2012.Combined cadmium and elevated ozone affect concentrations of cadmium and antioxidant systems in wheat under fully open-air conditions. Journal of Hardous Material, 27-33.

Irfan M., Hayat S., Ahmad A., Alyemeni N. 2013. Soil cadmium enrichment: Allocation and plant physiological manifestations.Saudi Journal of Biological sciences, 20, 1-10.

Prapagdee B., Chanprasert M., Mongkolsuks. 2013. Bioaugmentation with cadmium-resistant plant growth-promoting rhizobacteria to assist cadmium phytoextraction by Helianthus annuus. Chemosphere, 659-666.

Shahabvand S., Parvaneh A., Aliloo A. 2017. Root endophytic fungus Piriformosporaindicaaffected growth, cadmiumMARK partitioning and chlorophyll fluorescence of sunflower under cadmium toxicity. Ecotoxicology and Envaironmental safety, 145, 496-502.

Xiu H., Dong Z., Dan L., Ping J. 2012. Growth, Cadmium and Zinc Accumulation of Ornamental Sunflower (Helianthus annuusL.) in ContaminatedSoil with Different Amendments. Pedosphrer, 22(5), 631-639.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of ozone on phytoremediation of sunflower plant (Helianthus annuus)

Azadeh* [1], M., Ranjbar[2], M., Izadi[3], M., Khayam Bashi[4]., B.

[1] PhD Students, Department of Biology, Faculty of Science, Islamic Azad University of Falavarjan, Isfahan, Iran

[2]Assistant Professor of Biology, Islamic Azad University of Falavarjan, Isfahan, Iran

[3]Professor of Department of Medicine, Baghiatallah University of Tehran, Iran

[4]Assistant Prof., soil and water Research Department, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Isfahan, Iran

Abstract

Cadmium is one of the contaminating elements of the soil, and some plants such as sunflower with their own phytoremediation can absorb some elements and clear the soil. The purpose of this study was to investigate the effect of ozone on the absorption of cadmium in sunflower. In this investigation the ozon and cadmium treatments was applied after 40 days. After harvesting, the extraction of plant was prepared and the cadmium content was measured by atomic absorption. The outcome confirms that the application of ozone in water for irrigation increased the absorbtion of cadmium by sunflower. On the other hand, the results showed that ozone caused a significant increase in yield. The use of ozone in sunflower for cadmium phytoremediation significantly increased uptake of cadmium by plant.

Keyword: ozone, Sunflower, cadmium, phytoremediation

* Corresponding author, Email: m_azadeh59@yahoo.com

محور مقاله: تنش آلودگی خاک و آب و سلامت محصولات کشاورزی

بررسی تأثیر عوامل زمین‌زاد و انسان‌زاد بر توزیع عناصر سنگین در خاک‌های تشکیل شده بر دامنه افیولیتی جنوب سبزوار

آرزو قاسم زاده[۱]، علیرضا کریمی[۲*]، عاطفه ضیایی[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۲] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۳] دانش آموخته دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

چکیده

هدف از این مطالعه بررسی تأثیر عوامل زمین‌زاد و انسان‌زاد بر توزیع عناصر سنگین سرب، کادمیم و نیکل در خاک‌های تشکیل شده بر روی رسوبات منشأ گرفته از سنگ‌های فوق‌بازی جنوب سبزوار بود. بدین منظور، تعداد ۹ نمونه از عمق صفر تا ۱۰ سانتی‌متری خاک برداشت شد. غلظت عناصر در عصاره‌ی تیزاب سلطانی به وسیله دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. دامنه غلظت سرب ۷/۷ تا ۵۰/۳ و کادمیم ۱/۶۰ تا ۱/۸۸ میلی گرم بر کیلوگرم بود. غلظت زیاد سرب احتمالاً به دلیل مجاورت جاده و مراکز صنعتی است. همچنین ممکن است منشأ آلودگی کادمیم، مصرف کودهای فسفره در زمین‌های کشاورزی باشد. میزان نیکل به دلیل نوع مواد مادری فوق‌بازی، زیاد بود و دامنه غلظت آن از ۱۷۱/۸ تا ۲۸۶/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود. همبستگی مثبت و معنی‌دار بین ذرات رس و غلظت کادمیم، نشان دهنده جذب و تجمع این عنصر در بخش رس است؛ در حالی‌که همبستگی مثبت بین شن و غلظت نیکل، نشان دهنده تجمع این عنصر در بخش شن است که از هوادیدگی سنگ‌های فوق بازی بود. به طور کلی، غلظت عناصر مورد مطالعه بیشتر از متوسط غلظت این عناصر برای اراضی کشاورزی بود.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، عناصر سنگین، منشأ انسان‌زاد، سنگ‌های فوق‌بازی

مقدمه

در سال‌های گذشته تحقیقات زیادی برای شناسایی فلزات سنگین و درک رفتار آن‌ها در خاک انجام شده است (اوکدی و همکاران، ۲۰۱۴). فلزات سنگین پس از ورود به خاک وارد گیاه می‌شوند و در زنجیره غذایی تجمع پیدا می‌کند. این عناصر در غلظت‌های بالا برای انسان خطرناک هستند (هو و همکاران، ۲۰۱۴).

عناصر سنگین از دو منبع زمین‌زاد و انسان‌زاد و از طریق فعالیت‌های شیمیایی و فیزیکی مختلف مانند هوادیدگی و ترسیب فصلی وارد خاک می شوند. منابع اصلی زمین‌زاد عناصر سنگین مواد مادری هستند که از طریق هوادیدگی غلظت آن‌ها در خاک افزایش پیدا می‌کند. مواد مادری بسته به شرایط تشکیل و جنس، حاوی مقادیر متفاوتی از عناصر سنگین هستند. مجموعه افیولیتی ایران به موازات چین های زاگرس در شرق و شمال شرقی ایران گسترش می‌یابد (سلمان پور و همکاران، ۱۳۹۶). یکی از این ویژگی‌های مهم افیولیت‌ها و خاک‌های حاصل از آن‌ها؛ غلظت زیاد عناصری مانند نیکل، کروم و کبالت در آن‌ها است (بیانچینی و همکاران، ۲۰۱۳)

جنوب سبزوار به دلیل قرار گرفتن در دامنه‌ی مجموعه افیولیتی، احتمالا دارای آلودگی نیکل در زمین‌های کشاورزی حاشیه شهر شده‌است. همچنین بسیاری از اراضی کشاورزی این منطقه در امتداد جاده پرتردد مشهد - سبزوار قرار دارد و امکان اضافه شدن سرب و کادمیم به این خاک‌ها وجود دارد که این امر می تواند منجربه آلودگی محصولات کشاورزی تولید شده در این منطقه شود. هدف از این مطالعه بررسی غلظت عناصر نیکل، سرب و کادمیم در خاک سطحی اراضی کشاورزی جنوب سبزوار بود.

* ایمیل نویسنده مسئول: karimi-a@um.ac.ir

مواد و روش

منطقه مورد مطالعه در جنوب شهر سبزوار و در حاشیه جاده پر تردد تهران- مشهد قرار گرفته است (شکل ۱). محدوده‌ای به مساحت ۲ کیلومتر و در طول جغرافیایی ″۴۵′۴۲°۵۷ تا ″۲۷′۴۴°۵۷ عرض جغرافیایی ″۵۶′۱۱°۳۶ تا ″۴۳′۱۲°۳۶ قرار گرفته‌است. این منطقه در بخش زون افیولیتی سبزوار می‌باشد. تعداد ۹ نمونه سطحی به صورت منظم از عمق صفر تا ۱۰ سانتی متری سطح خاک از اراضی کشت شده در اواخر فروردین برداشت شد.



شکل ۱. موقعیت نقاط نمونه برداری در جنوب شهرستان سبزوار

نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه و هوا خشک نمودن، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. بافت به روش هیدرومتری، pH در عصاره ۱:۱ و کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون مورد آنالیز قرار گرفتند. برای عصاره‌گیری از خاک جهت اندازه‌گیری فلزات سنگین از روش تیزاب سلطانی استفاده شده‌است. به این منظور، ابتدا به ۲ گرم خاک الک شده، ۱۵ میلی لیتر HCl غلیظ به آرامی اضافه شد. در عصاره‌های تهیه شده غلظت عناصر سرب، کادمیم، نیکل با استفاده از دستگاه جذب اتمی با مدلShimadzu ; AA-67OG اندازه‌گیری شده‌است.

نتایج و بحث

برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و عناصر مورد مطالعه در جدول ۱ ارائه شده‌است. نتایج آمار توصیفی نشان می‌دهد که مقادیر میانگین،حداقل و حداکثر غلظت کادمیم در خاک به ترتیب ۱/۷۲، ۱/۶ و ۱/۸۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. متوسط غلظت این عنصر در خاک ۰/۰۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (آگرووال، ۲۰۰۹) که می توان گفت که خاک منطقه نسبت به کادمیم دچار سمیت است که احتمالا غلظت بالای این عنصر به دلیل مجاورت با جاده، فعالیت‌های صنعتی و همچنین استفاده از کودهای شیمیایی مانند کودهای فسفره بوده است.

جدول ۱. نتایج آماری خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در منطقه مورد مطالعه

	میانگین	انحراف معیار	کمترین	بیشترین
سرب ($mg\ kg^{-1}$)	۲۱/۰۲	۱۴/۲۰	۷/۷۰	۵۰/۳۰
کادمیم ($mg\ kg^{-1}$)	۱/۷۲	۰/۱۰	۱/۶۰	۱/۸۸
نیکل ($mg\ kg^{-1}$)	۲۳۶/۴۹	۳۵/۴۳	۱۷۱/۷۵	۲۸۶/۲۱
درصد کربنات کلسیم	۲۷	۳/۵۸	۲۰/۳۱	۳۱
درصد شن	۵۵/۱۲	۷/۶۱	۴۵/۱۲	۶۷/۱۲
درصد سیلت	۲۳/۷۱	۵/۳۸	۱۵/۳۸	۳۰/۳۸
درصد رس	۲۱/۱۶	۳/۶۷	۱۵/۵	۲۵/۵
pH	۸/۲۷	۰/۳۲	۷/۹۵	۵/۹۸

میانگین، حداقل و حداکثر غلظت سرب در منطقه ۲۱/۰۲، ۷/۷و ۵۰/۳ میلی گرم بر کیلوگرم بود. متوسط سرب در خاک، حدود ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (آگروال، ۲۰۰۹). غلظت بالای سرب در منطقه احتمالا به دلیل فعالیت صنایع و مجاورت با جاده است. لو و همکاران (۲۰۰۹) نیز اشاره کرده‌اند که صنایع و ترافیک جاده‌ای مقدار زیادی سرب آزاد می‌کند. جورکش و همکاران (۲۰۱۲) نیز غلظت سرب و کادمیم را در خاک‌های کشاورزی اصفهان به ترتیب ۱۵ و ۱/۳۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم اندازه‌گیری کردند.

میانگین غلظت نیکل در خاک، ۲۳۶/۴۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم و دامنه تغییرات ۱۷۱/۷۵ تا ۲۸۶/۲۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است. با توجه به متوسط نیکل در خاک که ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است (آگروال، ۲۰۰۹)، میزان نیکل در خاک‌های جنوب سبزوار حدود ۶ برابر بیشتر از حد متوسط این عنصر در خاک است که می‌تواند مشکلاتی روی سلامت محصولات کشاورزی منطقه ایجاد کند. علاوه بر این، غلظت بالای نیکل در منطقه مورد مطالعه به احتمال زیاد به زون افیولیتی که شامل کانی‌های فرومنیزیمی با غلظت زیاد نیکل، کروم آهن و منگنز است، مربوط می‌شود (کریمی و همکاران، ۲۰۱۷، سلمان پور و همکاران، ۱۳۹۶). همچنین هو و همکاران (۲۰۱۵) نیز غلظت بالای نیکل (در حدود ۱۶۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) را با وجود سنگ های فوق بازی در منطقه مرتبط دانستند. غلظت نیکل در نمونه‌های غبار اتمسفری سبزوار نیز به میزان قابل توجهی بیشتر از سایر مناطق گزارش شده‌است (ضیایی و همکاران،۱۳۹۷).

جدول ۲. میانگین غلظت عناصر سنگین در نمونه ها و مقایسه با برخی مطالعات انجام شده در ایران و جهان ($mg\ kg^{-1}$)

منبع	Ni	Cd	Pb	منطقه مورد مطالعه
مطالعه حاضر	۲۳۶/۴۹	۱/۷۲	۲۱/۰۲	سبزوار (ایران)
کرباسی و همکاران (۱۳۸۸)	۶۲	---	۱۷۳	تهران (ایران)
کریمی و همکاران (۲۰۱۷)	۶۹/۱	---	۳۵/۵	مشهد (ایران)
نوروزی و همکاران (۱۳۹۴)	۳۶/۷۵	۰/۴۶	۱۹/۵	اصفهان (ایران)
میرزایی و همکاران (۱۳۹۴)	۳۴/۸۸	۰/۱۲	۱۵/۴۲	گلستان (ایران)
مارتن و همکاران(۲۰۰۹)	۳۹/۸	---	۱۴۰/۵	مکزیکوسیتی (مکزیک)
ویلک و همکاران (۱۹۹۸)	۲۴/۸	۰/۲۹	۴۷/۸	بانکوک (تایلند)

غلظت عناصر خاک در مطالعه حاضر در مقایسه با مطالعات سایر نقاط در جدول۲ نشان می‌دهد غلظت نیکل در خاک‌های مطالعه شده سبزوار از مقدار آن در مطالعات فوق بیشتر است. در مطالعه سلمان پور و همکاران(۱۳۹۶) غلظت نیکل در نیریز ۳۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش شده‌است که از غلظت نیکل در شهر سبزوار بیشتر است. در یافته‌های کرباسی و همکاران (۱۳۸۸) در کلان شهر تهران، غلظت سرب احتمالا به دلیل وجود ترافیک و مراکز صنعتی، نسبت به سایر نقاط ایران افزایش چشمگیری داشته‌است. غلظت کادمیم در سایر نقاط ایران و جهان کمتر از مقدار آن در خاک‌های کشاورزی سبزوار است، که احتمالا دلیل این افزایش می تواند به آلودگی کادمیم که ناشی از تأثیر کاربرد کودهای فسفره در اراضی کشاورزی است، مرتبط باشد.

همچنین، با استفاده از آزمون آماری تأثیر خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک بر انباشت عناصر سرب، نیکل و کادمیم مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. از بین خصوصیات فیزیکی خاک، بافت خاک تأثیری در انباشت عنصر سرب نداشته و وجود سرب در اندازه ذرات مختلف خاک می‌تواند مربوط به اثر توأم عوامل لیتوژنیک (زمین‌زاد) و آنتروپوژنیک (انسان‌زاد) در انباشت این عناصر در خاک باشد همبستگی مثبت و معنی دار($P < ۰/۰۵$) بین ذرات رس و غلظت عنصر کادمیم می‌تواند نشان دهنده جذب سطحی این عنصر در بخش رسی باشد. در حالی که غلظت نیکل همبستگی مثبت با مقدار شن دارد (جدول ۳).

جدول ۳. ماتریس همبستگی پیرسون بین ویژگی های خاک و غلظت فلزات سنگین در خاک

عنصر	کادمیم	سرب	نیکل	کربنات کلسیم	شن	سیلت	رس	pH
کادمیم	۱							
سرب	۰/۰۱	۱						
نیکل	۰/۱۳	-۰/۵۹*	۱					
کربنات کلسیم	۰/۵۰	۰/۰۴	-۰/۱۸	۱				
شن	-۰/۳۴	-۰/۴۰	-۰/۵۹*	-۰/۶۲*	۱			
سیلت	۰/۱۷	۰/۳۹	-۰/۵۲	۰/۲۸	-۰/۸۹**	۱		
رس	۰/۵۸**	۰/۲۶	-۰/۴۶	۰/۸۷**	-۰/۷۶**	۰/۲۹	۱	
pH	-۰/۰۱	۰/۲۰	-۰/۶۶*	۰/۰۵	-۰/۶۳**	۰/۶۰*	۰/۴۲	۱

از بین خصوصیات شیمیایی خاک، کربنات کلسیم همبستگی منفی با انباشت عنصر نیکل در خاک داشته که حاکی از رقیق شدن غلظت این عنصر با افزایش کربنات‌ها می باشد، که همسو با تغییرات افزایش pH با غلظت عنصر نیکل می‌باشد

نتیجه گیری

نتایج این مطالعه نشان داد که در نمونه خاک‌های مورد بررسی، غلظت فلزات نیکل، کادمیم و سرب نسبت به استاندارد خاک‌های غیر آلوده دارای غلظت بالاتری بوده است. از این رو، خاک منطقه نسبت به فلزات آلوده است. به طور کلی فلز سرب، به عنوان مهمترین عناصر انتشار یافته از جاده و مراکز صنعتی اطراف شناخته شده است و نمونه های نزدیک به مراکز صنعتی، بالاترین غلظت این فلز را داشتند. دلیل بالا بودن کادمیم می‌تواند ناشی از تأثیر کاربرد کودهای فسفره در اراضی کشاورزی باشد. همچنین، بررسی‌ها حاکی از آن است که غلظت نیکل در منطقه به دلیل منشأ افیولیتی سنگ مادری به شدت بالا بوده است و میزان نیکل همبستگی معناداری با شن دارد.

منابع

سلمان پور ،آ، صالحی،م.ح، محمدی،ج ،۱۳۹۶. بررسی وضعیت آلودگی به عناصر کروم، نیکل و کبالت در خاک‌های متاثر از سازندهای افیولیتی در منطقه نی‌ریز استان فارس.آب و خاک، ۳۱(۳)، ۷۷۲ تا ۷۸۴.

ضیایی، ع.، ۱۳۹۷. توزیع زمانی و مکانی ویژگی‌های ژئوشیمیایی و کانی‌شناسی غبار اتمسفری در استان خراسان رضوی، پایان‌نامه دکتری، دانشکده مهندسی علوم خاک، دانشگاه فردوسی مشهد.

کرباسی، ع.ر، نبی بیدهندی، غ.ر، معطر، ف، برزگری، ز، ۱۳۸۸. بررسی منشا و دسترسی بیولوژیکی عناصر سنگین در خاک ارتفاعات شمال غرب تهران، ۳ (۱۱)، ۲۹ تا ۴۱.

میرزایی، ر، قربانی، ه ، حافظی، م ،۱۳۹۴. الگوی پراکنش برخی از فلزات سنگین در خاک سطحی استان گلستان. علوم خاک و آب, ۲۹ (۱)، ۹۴تا ۱۰۳.

نوروزی، س، ۱۳۹۴. تغییرات مکانی و زمانی خصوصیات گرد و غبار در منطقه اصفهان و امکانسنجی استفاده از برگ چنار در پایش زیستی آلودگی اتمسفری، پایان‌نامه دکتری، مهندسی علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان.

Agarwal, S.K. 2009. Heavy Metal Pollution. APH publishing.

Bianchini, G., Di Giuseppe, D., Natali, C., Beccaluva, L. 2013. Ophiolite inheritance in the Po plain sediments: insights on heavy metals distribution and risk assessment. OFIOLITI, 1-14.

Hu, W., Huang, B., Weindorf, D. C., Chen, Y. 2014. Metals analysis of agricultural soils via portable X-ray fluorescence spectrometry. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 92,420-426.

Jorkesh, Sh. 2012. The relationship between magnetic susceptibility and the concentration of heavy metals in contaminated soils and dust atmosphere Lenjanat, Isfahan. Soil Science MA thesis. Faculty of Agriculture, Shahrourd University, 114- 125.

Karimi, A., Haghnia, G. H., Ayoubi, Sh., Safari, T. 2017. Impacts of geology and land use on magnetic susceptibility and selected heavy metals in surface soils of Mashhad plain, northeastern Iran. Applied Geophysics, 138, 127-134.

Luo, L., Ma, Y., Zhang, S., Wei, D, Zhu, Y. G. 2009. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China. Journal of Environmental Management, 90, 2524-2530.

Morton-Bermea, O., Hernández-Álvarez, E., González-Hernández, G., Romero, F., Lozano, R. and Beramendi-Orosco, L.E., 2009. Assessment of heavy metal pollution in urban topsoils from the metropolitan area of Mexico City. Journal of Geochemical Exploration, 101, 218-224.

Okedeyi, O. O., Dube, S., Awofolu, O. R., Nindi, M. M. 2014. Assessing the enrichment of heavy metals in surface soil and plant (Digitaria eriantha) around coal-fired power plants in South Africa. Environmental Science and Pollution Research, 21, 4686-4696.

Pan, Y. P., Wang, Y. S.2015. Atmospheric wet and dry deposition of trace elements at 10 sites in Northern China. Atmospheric Chemistry and Physics, 15, 951-972.

Wilcke,W., Müller,S., Kanchanakool, N., Zech, W. 1998. heavy metal and aluminium partitioning in topsoils. Geoderma. Urban soil contamination in Bangkok, 86, 211-228.

Topic for submission: Soil and Water Pollution and Crop Health

Investigation the effects of lithogenic and anthropogenic factors on the variations of heavy metals in soils developed on ophiolitic rocks, Sothern Sabzevar

Ghasemzade[1], A., Karimi*[2], A.R., Ziyaee, A.[3]

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran
[2] Associate Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran
[3] PhD, Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Abstract

The objective of this study was to investigate the effect of lithogenic and anthropogenic factors on the variations of Pb, Cd and Ni in soils formed on ultramafic rocks, Southern Sabzevar. For this purpose, 9 soil samples were collected from depths of 0 to 10 cm. The concentrations of the elements were measured in aquaregia extract by atomic absorption spectrometry. The concentrations of Pb and Cd varied from 7.70 to 50.30 and 1.60 to 1.88 mg kg^{-1}, respectively. Higher concentration of Pb are probably due to the proximity of roads and industrial units. Contamination of cadmium may also be due to the use of phosphorus fertilizers in agricultural land. The higher amount of Ni was due to the type of parent material, and its concentration ranges from 171.75 to 216.2 mg kg^{-1}. The positive and significant correlations between clay particles and Cd concentration indicated the adsorption and accumulation of this element on clay fraction, while the positive correlation between sand and Ni concentration indicates the accumulation of this element on the sand particles, which is formed during ultramafic rocks weathering. In general, the concentrations of the studied elements were more than the average concentration of these elements for agricultural lands.

Keywords: Soil contamination, Heavy metals, Anthropogenic source, Ultramafic Rocks

* Corresponding author, Email: karimi-a@um.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

ارزیابی بیوچار در کاهش آلودگی زیست محیطی ناشی از آفت‌کشها

کلثوم عبداللهی*[۱]، سید علیرضا موحدی نائینی[۲]، مجتبی بارانی مطلق[۳]، قربانعلی روشنی[۱]

[۱] دانشجوی سابق دکتری گروه علوم خاک دانشکده آب و خاک، دانشگاه علوم کشاورزی گرگان

[۲] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده آب و خاک، دانشگاه علوم کشاورزی گرگان

[۳] دانشیار موسسه تحقیقات پنبه

چکیده

مواد آلی با تاثیر بر پتانسیل جذب خاک قادرند با فلزات، عناصر غذایی، آفتکشها و برخی پاتوژنها پیوند برقرار کنند. همچنین بعنوان یک منبع انرژی برای ریزجانداران در تجزیه پسماندهای آلی و آفتکشها تاثیرگذارند. پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر بیوچار برکنترل آلودگی علفکش متریبیوزین انجام شد. کود دامی و بیوچار در سطح یک درصد به خاک اضافه شد و تاثیر تیمارهای آزمایش خاک (T)، خاک + کود دامی (TM)، خاک + بیوچار (TB) بر جذب و آبشویی علفکش مورد مطالعه قرار گرفت. آزمایش جذب با روش پیمانه‌ای و آزمایش آبشویی با روش ستونهای خاک انجام شد. نتایج نشان داد کاربرد کود دامی و بیوچار سبب افزایش جذب سطحی و کاهش آبشویی علفکش شد همدمای جذب سطحی با مدل فروندلیچ مطابقت داشت و ثابت فروندلیچ (Kf) برای تیمارهایT، TM و TB به ترتیب برابر ۱/۲، ۲/۳ و ۲/۶ بود. میزان کل علفکش بازیابی شده در تیمارهای TB,TM,T به ترتیب برابر ۶۶، ۴۲ و ۴۰ درصد میزان اولیه آفتکش کاربردی بود. افزایش جذب و کاهش آبشویی آفتکش درتیمار بیوچار بیشتر بود که با توجه به جدید بودن کاربرد بیوچار، می‌توان از مزایای آن در توسعه پایداری در کشاورزی کشور بهره جست.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، جذب سطحی، بیوچار، آبشویی علفکش

مقدمه

استفاده از آفتکشها از ملزومات غیر قابل انکار درکشاورزی مدرن محسوب می‌شود و در بین آفتکشها، علفکشها بعنوان پرمصرفترین آفتکشهای کشاورزی نقش مهمی در تولید محصولات کشاورزی دارند (Briceno & Palma, 2007). علی رغم تمام مزیت‌های اقتصادی علفکشها ، آلودگیهای زیست محیطی ناشی از کاربرد غیر اصولی و بی رویه آنها از مهمترین چالشهای کشاورزی بوده و در طی سالیان اخیر نگرانی‌های زیادی در مورد حضور آفتکشها در محیط زیست به بوجود آمده است، تهدید حیات وحش، حیوانات اهلی و انسان در اثر تماس با مقادیر زیاد آفتکشها، در معرض خطر قرار گرفتن موجودات آبزی در نتیجه ورود زیاد آفتکشها به آبهای سطحی و آلودگی احتمالی ذخایر آبهای زیرزمینی ازطریق آبشویی تدریجی و رواناب از اثرات مضر آفتکشها می باشد (Fan,2009). خاک به عنوان مخزن اصلی ذخیره و نگهداری آفتکشها از مهمترین عوامل دخیل در رفتار و سرنوشت آنها در محیط زیست می‌باشد (Kadian et al., 2007). آفتکشهای خاک مصرف از نظر شیمیایی و فیزیکی ارتباط تنگاتنگی با ذرات خاک دارند و سرنوشت آنها پس از کاربرد، تحت تاثیر عوامل خاکی از جمله بافت خاک، رطوبت، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک و محتوای مواد آلی خاک است. از اینرو درک عوامل و فرآیندهای موثر بر سرنوشت آفتکشها امکان استفاده از پتانسیل لازم جهت کاهش آلودگی‌های احتمالی را فراهم می‌کند. متریبیوزین علفکشی از خانواده اس‌تریازینها که برای کنترل علفکشهای پیش رویشی و پس رویشی جهت کنترل علفهای هرز باریک برگ و پهن برگ به طور وسیعی در مزارع گندم، سویا، نیشکر و ... مصرف می‌شود، دارای جذب ضعیف روی خاک و حلالیت بالا در آب می‌باشد. برخی از محققین گزارش-هایی از حضور متریبیوزین در آب زیرزمینی بیان کرده‌اند (Majumdar,2007).

مطالعات نشان داده استفاده از مواد آلی می‌تواند منجر به مقدار قابل توجهی از مواد آلی محلول و کلوئیدی در خاک شود که ممکن است بر رفتار پیوند و حمل و نقل مرتبط با آفتکش تاثیر بگذارد (Muter,2014). به تازگی بیوچار (ذغال زیستی) به دلیل پتانسیل بهبود باروری خاک، غیر متحرک کردن آلودگی‌ها در خاک مورد توجه قرار گرفته است. بیوچار دارای پتانسیل بالایی برای بازیافت عناصر غذایی، تهویه خاک، مدیریت سیستم پسماند و عاملی بلندمدت برای نگهداشت کربن به صورت مطمئن و اقتصادی است (Zhang et al., 2018). لو و همکاران (۲۰۱۱) بیان کردند بیوچار به دلیل توانایی بالا

* ایمیل نویسنده مسئول: k.abdolahi@gmail.com

در جذب ترکیبات آسیب‌زا مانند آفت‌کش‌ها، هیدروکربن‌های حلقوی و فلزات سنگین، در بسیاری از مسائل زیست محیطی مانند کاهش میزان آلودگی و خطر غنی شدن آب‌ها، می‌تواند مفید و مؤثر واقع شود (Lu et al., 2011). نتایج آزمایش‌ها در فنلاند نشان داد آبشویی گلایفوسیت از گلدان‌های حاوی تیمار بیوچار، ۲۴ درصد کمتر از گلدان‌های شاهد (فاقد بیوچار) بود، که بر این اساس با کاربرد بیوچار، میزان آبشویی گلایفوسیت و درنتیجه خطر آلودگی آب‌های زیرزمینی به وسیله این علفکش کاهش می‌یابد (Hagner et al,2014).

در بررسی تاثیر بیوچار بقایای ذرت و کود مرغی بر تجزیه حشره‌کش تیاکلوپراید، کاربرد بیوچار بدلیل افزایش مواد غذایی و تحریک فعالیت ریزجانداران سبب افزایش تجزیه این حشره کش شد (Zhang et al., 2018). با توجه به استفاده گسترده از علفکش متریبیوزین در محصولات کشاورزی و تحرک بالای آن در خاک، و نظر به اینکه در ارتباط با رفتار علفکشها تحت تاثیر بیوچار در خاک مطالعات اندکی در کشور صورت گرفته است، این مطالعه با هدف ارزیابی تاثیر کود دامی و بیوچار آن بر سرنوشت علفکش متریبیوزین در خاک و کنترل آلودگی احتمالی ناشی از آن، در شرایط آزمایشگاهی انجام شد.

مواد و روش‌ها

خاک مورد مطالعه در این پژوهش از مزرعه ای غرب استان گلستان با عرض جغرافیایی ۳۸ درجه و ۵ دقیقه شمالی و طول جغرافیایی ۴۶ درجه و ۱۷ دقیقه شرقی که حداقل تا ۵ سال قبل هیچ گونه علفکش و ماده آلی دریافت نکرده بود از عمق ۰-۳۰ سانتی متر سطح خاک درسال ۹۵ برداشت شد و پس از هوا خشک شدن از الک دو میلیمتری عبور داده شد. pH خاک در گل اشباع و قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع اندازه گیری شد (Rhoades, 1982). بافت خاک به روش هیدرومتری، کربن آلی خاک به روش والکلی و بلاک، تعیین گردید (جدول ۱).برای تهیه بیوچار، کود گاوی پوسیده در شرایط فاقد اکسیژن درون کوره الکتریکی که درب آن با گریس نسوز کاملاً درزگیری شده بود به مدت ۴ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی گراد قرار داده شد (Lehman,2007). برای اندازه گیری pH و هدایت الکتریکی، بیوچار با آب مقطر با نسبت ۵:۱(آب/بیوچار) برای ۲۴ ساعت شیک شد، سپس مقدار pH با دستگاه pH متر و قابلیت هدایت الکتریکی نیز با هدایت سنج اندازه گیری شد و نتایج در ۲۵ درجه سانتی گراد گزارش شد (Haluschak, 2006). سایر ویژگیهای بیوچار و کود دامی با استفاده از روش های مورد استفاده برای اندازه‌گیری ویژگی‌های خاک، تعیین شد (جدول ۱) تیمارهای آزمایش از اختلاط کود دامی و بیوچار در سطح یک درصد وزنی با خاک، به صورت خاک + بیوچار (TB)، خاک + کود دامی (TM) و خاک بدون اصلاح کننده (T) تهیه شد.

جدول ۱- برخی خصوصیات خاک و مواد اصلاح کننده کاربردی

Clay	Sand	Silt	Organic carbon (OC)	Cationic exchange capacity (CEC)	pH	Electrical conductivity (EC)	properties
	%			$Cmol.kg^{-1}$		ds.m-1	
10	62	28	0.61	10.5	7.4	4.2	خاک
...	...	...	25.4	21.5	7.8	7.3	کود دامی
...	...	...	33.2	28.2	8.2	8.5	بیوچار

آزمایش جذب سطحی: جذب علفکش مورد مطالعه در سه تیمار مذکور در شرایط آزمایشگاهی و در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد با ستفاده از روش تعادلی Batch (افزودن ۱۰ میلی لیتر محلول حاوی غلظتهای ۲، ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ میلی گرم در لیتر علفکش در محلول زمینه ۰/۰۱مولار کلرید کلسیم به ۵ گرم خاک) در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد، سانتریفیوژ، برداشت محلول رویی و اندازه‌گیری غلظت علفکش در آن بوسیله دستگاه HPLC انجام شد (Singh,2008).

آزمایش آبشویی: برای مطالعه حرکت علفکش از لوله‌های پلکسی‌گلاس شفاف با طول ۵۰ سانتی متر و قطر داخلی ۱۵ وضخامت۰/۲ سانتی متر استفاده شد. تیمارهای خاک بر مبنای دو آزمایش قبل آماده و پس از مستقر کردن ستونهای خاک روی چهار پایه فلزی آلوده سازی آنها با علفکش متریبیوزین بر مبنای مصرف دو کیلوگرم بر هکتار انجام شد، ستونهای خاک، با سرعت ۱/۴ سانتی متر بر روز تا چهار برابر حجم منفذی توسط دستگاه نفوذ سنج مکشی آبشویی و زه آب هر ستون در احجام ۲۵۰ میلی لیتری جمع آوری و غلظت علفکش در آن اندازه‌گیری شد. کلیه آزمایشات در سه تکرار و رسم نمودارها با نرم افزار Excel و تجزیه آماری با نرم افزار SAS-9.1 و مقایسهٔ میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام گردید.

نتایج و بحث

بررسی تیمارهای آزمایش بر جذب سطحی علفکش

بر اساس داده های حاصل از آزمایش روش پیمانه ای (Batch) مقدار متریبیوزین جذب سطحی شده از رابطه (۱) محاسبه گردید.

$$q = \frac{V(Ci-Ce)}{Ms}$$

در این رابطه qe مقدار جذب علفکش در واحد جرم خاک، V: حجم محلول جذب شونده، Ms: جرم جذب کننده، Ci: غلظت اولیه علفکش و Ce: غلظت تعادلی علفکش می‌باشد. بعد از محاسبه مقدار علفکش جذب شده برای توصیف همدماهای جذب از معادله‌های خطی، فروندلیچ و لانگمویر استفاده شد و مقدار متریبیوزین جذب سطحی شده با معادلات فروندلیچ، لانگ مویر و خطی برازش داده شد.

-معادله فروندلیچ به صورت رابطه ۲ - qe= Kf.Ce1/n بیان می‌شود در این رابطه مقادیر qe و Ce همانند رابطه قبل، Kf ضریب جذب، 1/n فاکتور تصحیح می‌باشد.

- معادله لنگ مویر: رابطه ۳- $qe=\frac{KbCe}{(1+KCe)}$ در این معادله K ثابت وابسته به قدرت پیوند و b حداکثر مقدار ماده جذب سطحی شونده و مقادیر qe و Ce همانند رابطه قبل می‌باشد.

-مدل تقسیم خطی: رابطه ۴- qe= Kd.Ce در این معادله Kd ضریب تقسیم و مقادیر qe و Ce همانند رابطه قبل می‌باشد.

براساس ضرایب تبیین محاسبه شده (جدول ۲) مدل فروندلیچ بهترین مدل توصیف کننده جذب در تیمارهای آزمایش است و ضریب تبیین برای تمامی تیمارهای آزمایش در این مدل بالاتر از R2> 0.95 می باشدکه این نتیجه در تطابق با نتایج دیگر محققین است (Majumdar, 2007; Singh, 2008).

جدول ۲- ارزیابی مدلهای جذب

تیمار	R2		
	فروندلیچ	خطی	لانگمویر
T	0.99	0.86	0.48
TM	0.97	0.91	0.18
TB	0.96	0.92	0.62

در معادله فروندلیچ پارامترهای Kf و 1/n به منظور نتیجه گیری درباره مکانیسمهای جذب سطحی مورد استفاده قرار می گیرد، عبارت kf در معادله بیانگر انرژی جذب و 1/n ثابت جذب می باشد. بر اساس میانگین پارامترهای مدل جذب فروندلیچ (جدول ۳) مقادیر ضریب جذب (kf) در تیمارهای آزمایش T, TM, TB به ترتیب برابر ۲/۶۵، ۲/۳۵ و ۱/۲۱ است . قویترین تمایل جذبی (Kf = 2.65) مربوط به تیمار اختلاط خاک با بیوچار، ۲/۲ برابر ضعیفترین تمایل جذبی (Kf = 1.21) تیمار خاک می‌باشد . مقادیر 1/n ایزوترم جذب سطحی در تمامی تیمارها نزدیک ۱ می‌باشد که نشان می‌دهد ایزوترم جذب از نوع C-type بوده و جذب متریبیوزین در خاک بوسیله غلظت در محلول تاثیر نمی‌پذیرد و از یک مکانیسم توزیع یکنواخت تبعیت میکند (Singh,2008). ماجومدار و همکاران (۲۰۰۶) نیز با کاربرد کود دامی در سطح ۲ و ۵ درصد در خاک ضمن افزایش جذب سطحی آفتکش متریبیوزین میزان 1/n را نزدیک واحد گزارش کردند. مقادیر ضریب کربن آلی نرمال شده (Koc) متریبیوزین در تیمار خاک برابر ۱۹۵/۱۶و در تیمارهای کود دامی و بیوچار به ترتیب برابر ۲۰۹/۸۲ و ۲۱۶/۱۲ لیتر در کیلوگرم به دست آمد . بالا بودن مقادیر ضریب کربن آلی نرمال شده در تیمارهای TB و TM نسبت به تیمار خاک (T) نشان دهنده نقش کربن آلی در جذب سطحی بیشتر آفتکش در این تیمارها میباشد.

بر اساس مطالعات انجام شده افزایش جذب سطحی ترکیبات آلی و آفتکشها در خاکهایی با درصد بالای رس و مواد آلی بدلیل سطح ویژه بالای رس و افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی ناشی از مواد آلی بیشتر می باشد(Benoit,2008). در تیمارهای مورد آزمایش بافت خاک شن لومی با بیش از ۶۰ درصد

شن بود که بدلیل پایین بودن سطح ویژه شن، بافت خاک عامل تاثیر گذاری در جذب نخواهد بود. با توجه به مقدار متفاوت ماده آلی در تیمارهای آزمایش به نظر میرسد افزایش جذب متناسب با افزایش مواد آلی باشد که بر اساس نتایج ضرایب همبستگی(جدول ۴) بین Kf و کربن آلی تیمارها رابطه مثبتی (r=۰,۹۹) مشاهده شده است که این رابطه در تیمار TBو TMمعنی‌دار بوده است(P<0.05) .

جدول۳- مقادیر ضریب و ثابت جذب آفتکش متریبیوزین بر اساس مدل جذب فروندلیچ در تیمارهای آزمایش

تیمار	فروندلیچ			
	Kf	1/n	R2	Koc
خاک(T)	1.21	1.1	0.99	195.16
خاک+کوددامی(TM)	2.35	0.99	0.97	209.82
خاک+بیوچار(TB)	2.65	1.04	0.96	216.12

جدول ۴- همبستگی ضرایب Kf و n با شاخصهای شیمیایی تیمارهای آزمایش

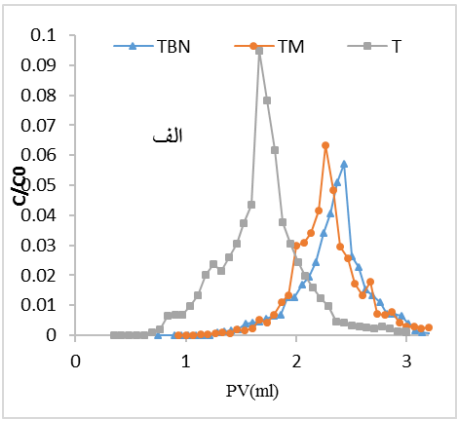
تیمارها		Kf	اسیدیته	کربن آلی	ظرفیت تبادل کاتیونی	هدایت الکتریکی	n
T	Kf	1	-0.38	0.73	0.79	-0.77	-0.43
	n	-0.43	*0.99	-0.92	-0.89	0.9	1
TM	Kf	1	0.83	*0.99	0.97	-0.44	-0.54
	n	-0.54	0.51	0.92	0.79	-0.14	1
TB	Kf	1	0.21	*0.99	0.67	0.97	-0.44
	n	-0.44	-0.35	-*0.97	-0.35	-0.77	1

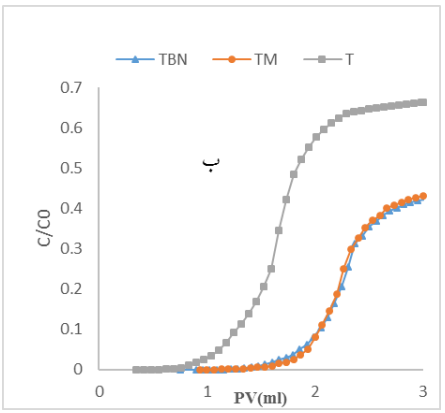
**معنی دار در سطح ۰,۰۱ *معنی دار در سطح ۰,۰۵

کربن آلی نقش مهمی در جذب آفتکشها دارد و با افزایش کربن آلی میزان جذب آفتکشها افزایش میابد. میزان کربن آلی در تیمارهای TB, TM, T به ترتیب برابر ۰/۶۲، ۱/۱۲ و ۱/۲درصد بود. در تحقیقات انجام شده توسط ارياس و همکاران (۲۰۰۸) آمده است جذب تریازینها بر روی کربن آلی در اثر پیوندهای هیدروژنی و انتقال پروتون بین تریازینها و گروههای آلی صورت میگیرد. در این مطالعه همچنین رابطه بین Kf و ظرفیت تبادل کاتیونی نیز مثبت بود (جدول ۴).

نتایج آزمایش آبشویی

اختلاط ماده اصلاح کننده آلی با خاک سبب کاهش حرکت رو به پایین علفکش در ستون خاک، ماکزیمم غلظت و کل غلظت بازیابی شده علفکش در زه آب شد (شکل ۱). خروج علفکش در تیمارT بعد از عبور ۰/۵ حجم منفذی از ستون اتفاق افتاد و ماکزیمم غلظت بعد از نفوذ ۱/۶۷ حجم منفذی معادل ۶۰۰۰ میلی لیتر آب مشاهده شد. در تیمار TM زمان خروج آفتکش با تاخیر نسبت به تیمار شاهد و با عبور۱/۱ حجم منفذی آب (معادل ۴۲۵۰ میلی لیتر) بود همچنین کاربرد کود دامی در سطح یک درصد سبب کاهش ماکزیمم غلظت علفکش (C/C0) از ۰/۰۹۴ در تیمار شاهد به ۰/۰۶۳ حدود ۳۲ درصد کاهش شد. خروج حداکثر غلظت علفکش در تیمار TM با عبور ۲/۲ حجم منفذی آب بود.کاربرد بیوچار به خاک نیز سبب کاهش ماکزیمم غلظت بازیابی شده علفکش نسبت به تیمار شاهد شد. خروج علفکش و ماکزیمم غلظت بازیابی شده در تیمار TB به ترتیب با عبور ۱/۲ و ۲/۴ حجم منفذی آب بود. ماکزیمم غلظت بازیابی شده این تیمار نسبت به تیمار شاهد ۴۰ درصد کاهش داشت. میزان کل علفکش بازیابی شده در تیمارهای T,TM.TB به ترتیب برابر ۴۰، ۴۲و ۶۶ درصد میزان اولیه علفکش کاربردی بود.





شکل۱-منحنی تجمعی (الف) و رخنه(ب) خروج آفتکش در شرایط غیر اشباع خاک(T)، بیوچار(TB)، کود دامی(TM). C0 غلظت اولیه متریبیوزین کاربردی C غلظت متریبیوزین در زه آب.

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج این آزمایش جذب علفکش متریبیوزین تحت تاثیر افزایش ماده آلی افزایش یافت. و جذب در تیمار بیوچار بالاتر از بقیه تیمارها بود. همچنین آبشویی متریبیوزین تحت تاثیر مواد آلی خاک کاهش یافت. کمترین آبشویی در تیمار بیوچار مشاهد شد. در مجموع نتایج این آزمایش ضمن اشاره به اهمیت مواد آلی و شرایط رطوبتی خاک برآبشویی متریبیوزین نشان می‌دهد توجه به ویژگیهای مذکور خاک در مدیریت کاربرد این علفکش نقش مهمی دارد. همچنین با توجه به این که تعمیم نتایج آزمایشگاهی به مزرعه‌ای مشکل است، پیشنهاد می‌شود آزمایش‌های تکمیلی در مزرعه و در جهت بررسی تاثیر اصلاح کننده‌های آلی بیوچار بر آبشویی متریبیوزین انجام گیرد.

منابع

Arias-Estevez, M., Lopez-Periago, E., Martinez-Carballo, E., Simal-Gandara, J., Mejuto, J. & Garcia-Rio, L. 2008. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources.Agriculture, Ecosystems & Environment, 123, 247–260 .

Benoit, P., Madrigal, I., Preston, C. M., Chenu, C. & Barriuso, E. 2008. Sorption and desorption of non-ionic herbicides onto particulate organic matter from surface soils under different land uses. European Journal of Soil Science, 59: 2, 178-189

Briceno G., and Palma G. 2007. Influence of organic amendment of the biodegradation and movement of pesticides. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 37: 233-271.

Fan, M. 2009. Fate and transport of herbicides in a sandy soil in the presence of antibiotics in poultry manures. M. S. Thesis, McGill University, Montreal, Quebec

Hagner M, Penttinen OP, Tiilikkala K, Setala, H. 2013. The effects of biochar, wood vinegar and plants on glyphosate leaching and degradation. Eur J. Soil Biology, 58:1–7.

Haluschak, P., (2006). Laboratory methods of soil analysis. Canada -Manitoba soil survey: 3-133.

Kadian N., Gupta A., Satya S., Kumari Mehta R. and Malik A. 2007. Biodegradation of herbicide (atrazine) in contaminated soil using various bioprocessed materials. Bioresour Technology. 99: 4642-4647.

Lehmann, J. 2007. Bio-energy in the black. Front. Ecol. Environ. 5: 381–387.

Lou L, Wang, L., Luo, L., Xu, X., Hou, J. 2011 Sorption and ecotoxicity of pentachlorophenol polluted sediment amended with rice-straw derived biochar. Bioresour Technol 102:4036–4041.

Majumdar, K., and Singh, N., 2007. Effect of soil amendments on sorption and mobility of metribuzin in soils. Journal of Chemosphere, 66: 630–637.

Muter, O., Berzins, A., Strikauska, S., Pugajeva, I., Bartkevics, V., Dobele, G., Truu, M., and Steiner, C. 2014. The effects of woodchip-and straw-derived biochars on the persistence of the herbicide 4-chloro-2-methylphenoxyacetic acid (MCPA) in soils. Ecotoxicol. Environ. Saf. 109: 93-100.

Singh, N. 2008. Biocompost from sugar distillery effluent: effect on metribuzin degradation, sorption and mobility. Journal of pest management science, 64:1057-1062.

Zhang P., Hungven S., Loujun M., Chao R. 2018. Biochars change the sorption and degradation of thiacloprid in soil: Insights into chemical and biological mechanisms. Environmental Pollution 236 (14), 158-167

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Evaluation of biochar in reducing environmental pollution with pesticides

Abdollahi*1, K., Movahedi Naeini2, S.A.R., Barani Motlagh, M.2 Roshani, Gh. 3

1. PhD Student, Soil Science Department, Faculty of Water and Soil Engineering, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran

2 Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Water and Soil Engineering, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources, Gorgan, Iran

3 Associate Professor, Cotton Research institute of iran, Agricultural Research Education and Extension Organization (AREEO),Gorgan, Iran

Abstract

Organic matter, which has an effect on soil absorption potential, can bond with metals, nutrients, pesticides, and some pathogens. It also acts as an energy source for microorganisms in the decomposition of organic wastes and pesticides. The purpose of this study was to investigate the effect of biochar on control of metribuzin herbicide pollution. Livestock manure and biochar were added to the soil at a level of 1% and the effect of soil (T), soil + manure (TM), soil + biochr (TB) treatments on herbicide adsorption and leaching was studied. Adsorption experiment with Batch method and soil leaching experiment with Soil column method were conducted in Laboratory with three replications. The results showed that the application of manure and biochar increased the adsorption and reduced the herbicide leaching. The adsorption equilibrium was matched to the Freundlich model, and the Freundlich constant (Kf) for T, TM and TB treatments was 1.2, 2.3 and 2.6, respectively. The total amount of pesticide recovered in T, TM, TB treatments was 66, 42 and 40%, respectively. increasing the adsorption and reduction of herbicide leaching was higher in biochar treatment. Then Application of biochar in soils is effective in agricultural sustainability and environmental conservation.

Keywords: Soil pollution, Adsorption, biochar, leaching herbicide.

* Corresponding author, Email: samirarezaee@znu.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

استفاده از مدل شبکه عصبی مصنوعی برای پیش‌بینی میزان مرگ و میر ناشی از گرد و غبار و آلودگی هوا (مطالعه موردی: استان خوزستان)

داود نامدار خجسته[۱*]، غلامرضا گودرزی[۲]، روح ا... تقی زاده مهرجردی[۳]

[۱] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شاهد

[۲]دانشیار مرکز تحقیقات آلودگی هوا و بیماری‌های تنفسی، دانشگاه علوم پزشکی جندی‌شاپور اهواز

[۳] استادیار دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه اردکان

چکیده

میزان غلظت گرد و غبار و آلودگی هوا بر روی سلامت انسان اثرات بسیار خطرناکی داشته و باعث بروز بسیاری از بیماری‌های تنفسی از جمله آسم، برونشیت، بیمارهای قلبی و عروقی، چشمی و غیره می‌گردد. تأثیر غلظت بالای آلاینده‌های هوا از جمله PM_{10} می‌تواند در میزان مرگ و میر نیز مؤثر باشد. در این مقاله برای بررسی تأثیر این آلودگی‌ها بر میزان مرگ و میر و مدل‌سازی آن از داده‌های آلودگی هوا و بیمارستانی در استان خوزستان برای دوره زمانی نه ساله (۱۳۸۷-۱۳۹۵) استفاده شد. مدل‌سازی با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی با ۸ ورودی از جمله رطوبت هوا، دما، PM_{10}، NO،CO SO_2،CO_2،NO_2 و خروجی میزان مرگ و میر نشان داد که شبکه با توپولوژی ۱-۱۷-۶ دارای بهترین ضریب همبستگی (۰/۷۱ برای داده‌های ارزیابی) و کمترین میزان خطا (۰/۶۵) را دارد؛ بنابراین با توجه به تأثیر این آلاینده‌ها در میزان مرگ و میر و از آنجایی که بخش قابل‌توجه این آلاینده‌ها ناشی از گرد و غبار در استان خوزستان می‌باشند، توجه جدی و مطالعات بیشتر برای کنترل گرد و غبار و کاهش آلودگی هوا احساس می‌شود.

کلمات کلیدی: فرسایش بادی، مشکلات تنفسی، پرسپترون چندلایه، آمار مرگ و میر

مقدمه

توفان گرد و غبار، محصول مستقیم توسعه ناپایدار در منطقه است که تا حدود زیادی به جنگ‌های سه دهه اخیر و مداخلات نادرست انسانی در اکوسیستم‌های منطقه مربوط می‌شود. در ظهور این پدیده، همان اندازه که کشورهای ترکیه و سوریه به خاطر بستن سد بر روی رودخانه‌ها و جنگ‌های خلیج‌فارس به دلیل به هم ریختن تثبیت هزاران ساله شن‌های بیابانی نقش دارند، کشورهای ایران و عراق نیز به خاطر مداخله گسترده در مسیر حرکت آب‌ها و خشکاندن هورها و باتلاق‌ها تأثیرگذار بوده‌اند. به طور کلی، خشک‌سالی، تخریب اراضی در جنگ‌ها، احداث سد بر روی رودخانه‌ها، کشت غیراصولی و کاهش پوشش گیاهی منطقه را می‌توان از دلایل اصلی تشکیل پدیده گرد و غبار در منطقه به شمار آورد (خالدی، ۱۳۹۲). یکی از مهم‌ترین مسائل در تولید گرد و غبار، تأثیر این ذرات بر سلامتی انسان می‌باشد. کلسیم، آهن، آلومینیوم و منیزیم ازجمله ترکیبات همراه با ذرات گرد و غبار می‌باشند. آهن ممکن است موجب ورم ملتحمه و آماس شبکیه شود. بعلاوه ورود آهن به بدن از طریق تنفس طولانی‌مدت، سیدرویس را موجب می‌شود. وجود بیش از ۲/۵ گرم کلسیم موجب بروز سنگ کلیه، گرفتگی مجاری کلیه و رگ‌های خونی بدن می‌شود. ورود ذرات حاوی منیزیم به بدن باعث تضعیف بدن، افسردگی و گیجی فرد می‌شود. تنفس کوتاه مدت آلومینیوم نیز منجر به سرفه و تحریک شش‌ها و تنفس طولانی مدت، موجب آسیب رساندن به شش‌ها می‌گردد (جمالی و بیات، ۱۳۹۰). هم‌چنین مطالعه و تحقیق بر روی ترکیب فیزیکی و شیمیایی گرد و غبارهای ورودی به کشور در استان‌های غربی نشان می‌دهد که این گرد و غبارها اثرات سوئی بر مجاری تنفسی و ریه و به طور کلی بر سلامتی انسان دارند (نجیمی و همکاران، ۱۳۸۸). آلودگی هوا باعث بیماری‌های حاد تنفسی، بروز آسم و آلرژی، تنگی نفس، بروز سندرم، همچنین آلودگی آب‌ها می‌شود (Achudume & Oladipo, 2009).

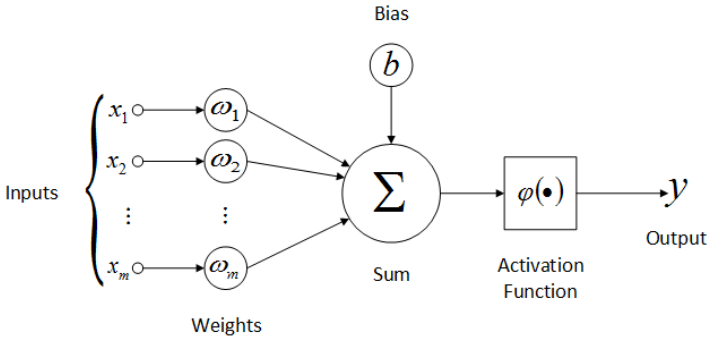
از انواع بیمارهای تنفسی مرتبط با آلودگی هوا می‌توان آسم، برونشیت، آمفیزم، پنومونی، بیمارهای انسدادی را می‌توان نام برد (رضایی و همکاران، ۱۳۹۴). در بسیاری از مطالعات به بررسی آمار مراجعات بیماران تنفسی به اورژانس‌های بیمارستانی با تغییر آلاینده‌های هوا اشاره‌شده است. نتایج مطالعات Chkmak و همکاران (۲۰۱۲) در ۱۱ شهر کانادا تأییدکننده ارتباط بین میزان بستری شدن افراد مبتلا به آسم و ذرات آلوده‌کننده هوا بود که

* ایمیل نویسنده مسئول: D.namamdarkhojasteh@shahed.ac.ir

این ارتباط در روزهای با آلودگی بیشتر هوا تقویت پیدا می‌کرد. همچنین بعضی از محققین نشان دادند که با افزایش آلاینده‌ها میزان مرگ افزایش پیدا می‌کند. بنابراین با توجه به مطالب بالا، ضرورت چنین مطالعه‌ای در یکی از استان‌های در معرض توفان‌های گرد و غبار ضروری می‌باشد. هدف از مدل سازی پیش‌بینی تعداد میزان مرگ و میر در سال‌های آینده و مدیریت کنترل منشا گرد و غبار می‌باشد.

مواد و روش‌ها

جامعه آماری، تعداد مراجعات به بیمارستان و میزان مرگ و میر ناشی از آلودگی مردم شهر اهواز برای دوره نه ساله بین سال‌های ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۵ می‌باشد. تعداد نمونه بر اساس آمار تعداد مراجعات به بیمارستان‌های مذکور و تعداد مرگ و میر ناشی از آلودگی هوا به دست می‌آید. روش نمونه‌گیری بر اساس داده‌های ثبت‌شده در بیمارستان‌های مذکور می‌باشد. تجزیه و تحلیل اطلاعات با نرم‌افزار SPSS V22 انجام شد. بعد از گرفتن اطلاعات، تجزیه و تحلیل با نرم افزار ذکرشده انجام‌شده و بعد از حذف داده‌های پرت و غیره آنالیز بر روی‌داده‌ها انجام می‌شود. برای بررسی ارتباط مرگ و میر ناشی از آلودگی هوا و میزان آلودگی ناشی از گر د و غبار (PM_{10}) از روش همبستگی پیرسون و روش‌های آماری دیگر استفاده می‌شود. مدل سازی رابطه بین آلودگی ناشی از گرد و غبار و مرگ و میر ناشی از آلودگی، با شبکه عصبی مصنوعی در راستای پیش‌بینی تعداد مراجعات به بیمارستان برای سال‌های آینده انجام شد. در طراحی مدل شبکه عصبی مراحل جمع‌آوری داده‌ها، پیش‌پردازش روی آن‌ها، انتخاب توپولوژی و نوع شبکه (تعیین تعداد لایه‌های پنهان، تعداد نرون‌های هر لایه، انتخاب توابع فعال‌سازی)، تقسیم داده‌ها به بخش‌های آموزش، CV و آزمون و ارزیابی مدل و غیره به‌طور سیستماتیک صورت پذیرد. انتخاب بهترین الگوریتم، تعداد ورودی و لایه مخفی بر اساس میزان ضریب تبیین و خطا به دست آمد (شکل ۱).



شکل ۱- نمایی شبکه عصبی مصنوعی(De Oliveira, 2017)

نتایج و بحث

نتایج آماری مربوط به داده‌های آلودگی هوا و میزان مرگ و میر ناشی از آلودگی در جداول (۲ و ۱) ارائه گردیده است. این نتایج نشان می‌دهد که میانگین شاخص PM_{10} ۲۲۳/۶۵ بوده که نشان‌دهنده غلظت بالای این شاخص در شهر خوزستان را نشان می‌دهد. بالا بودن میزان این شاخص به احتمال زیاد مربوط به غلظت بالای گرد و غبار محلی و منطقه‌ای می‌باشد. نتایج سایر شاخص‌های در جدول ۱ ارائه‌شده است. نتایج آماری مربوط به مرگ و میر روزانه نشان می‌دهد که بیشترین میزان کل مرگ و میر (مرد، زن در تمام سنین) ۱۴ نفر در روز می‌باشد. عوامل دیگری به‌جز میزان آلودگی هوا و گرد و غبار ممکن است بر روی این میزان تأثیرگذار باشد و در این مقاله به این موضوع پرداخته‌شده است.

جدول ۱- آنالیز آماری داده‌های اقلیمی و آلودگی هوا

شاخص‌ها	رطوبت (درصد)	دما ^{o}C)	CO (ppm)	SO_2 (ppm)	PM_{10} ($\mu g\ m^{-3}$)	NO_2 (ppm)	NO (ppm)	O_3 (ppm)
میانه	۴۰	۲۷/۶	۰/۸۹	۱۴/۱۵	۱۵۰	۱۸/۷۱	۱۵/۸۵	۲۱/۷۳
انحراف معیار	۱۸/۳۴	۹/۴۲	۱/۹۸	۲۲/۰۲	۲۸۴/۴۸	۲۴/۵۹	۲۳/۵۵	۹۰/۳۷
واریانس	۳۳۶/۱۹	۸۸/۷۲	۳/۹۳	۴۸۴/۶۹	۸۰۹۲۹/۱۹	۶۱۴/۶۵	۵۵۴/۵۷	۸۱۶۷/۵۰
کشیدگی	-۰/۵۸	-۱/۳۲	۴۰۸/۱۸	۴۷/۶۴	۵۵/۶۶	۸/۰۲	۵۷/۴۳	۱۱۹۴/۰۶
چولگی	۰/۵۰	-۰/۱۷	۱۶/۲۲	۵/۳۵	۶/۳۴	۲/۲۳	۴/۸۲	۳۳/۳۵
بیشینه	۹۶	۴۷/۸	۵۹/۸۶	۳۴۴/۳۶	۳۲۲۴/۲۱	۲۴۲/۱۸	۴۷۹/۵۴	۳۴۵۹/۴۳
دامنه	۸۹	۴۶/۴	۵۹/۷۷	۳۴۴/۳۴	۴۲۹۹/۴۶	۲۴۱/۳۵	۴۷۸/۷۶	۳۴۵۹/۴۰
میانگین هورمونیک	۳۴/۳۳	۲۲/۸۸	۰/۵۶	۷/۲۳	۱۳۸/۵۱	۸/۲۱	۹/۶۳	۴/۷۹
میانگین هندسی	۳۸/۲۳	۲۵/۰۱	۰/۸۱	۱۳/۵۱	۱۶۶/۶۳	۱۶/۱۵	۱۴/۷۶	۲۰/۸۸
میانگین	۴۲/۲۵	۲۶/۹۰	۱/۲۲	۱۹/۴۲	۲۲۳/۶۵	۲۵/۶۹	۲۲/۱۲	۲۸/۳۲
کمینه	۷	۱/۴۰	۰/۰۹	۰/۰۲	۲۴/۷۵	۰/۸۳	۰/۶۸	۰/۰۲
میانگین خطای معیار	۰/۳۲	۰/۱۶	۰/۰۴	۰/۴۱	۵/۰۹	۰/۴۴	۰/۴۳	۱/۷۰

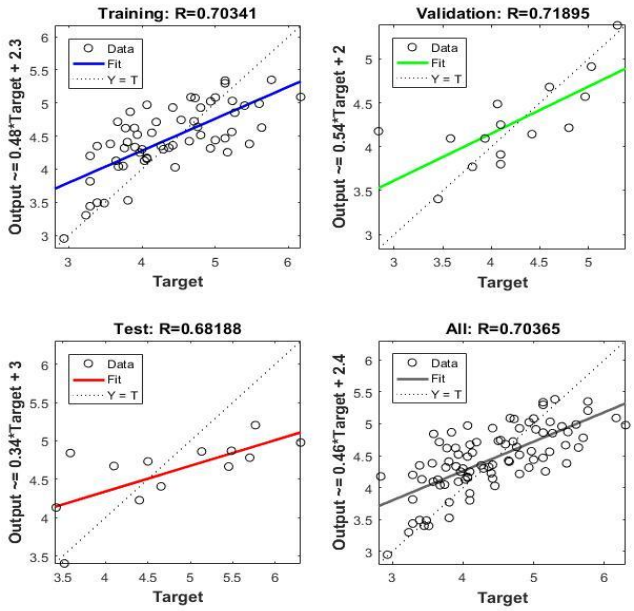
جدول ۲- آنالیز آماری داده‌های بیمارستانی مربوط به مرگ و میر روزانه

میزان مرگ	زنان	مردان	کل
میانه	۲	۲	۴
انحراف معیار	۱/۴۲	۱/۶۸	۲/۲۷
واریانس	۲/۰۳	۲/۸۳	۵/۱۶
چولگی	۰/۶۹	۰/۶۶	۰/۵۴
کشیدگی	۰/۸۴	۰/۷۴	۰/۶۴
بیشینه	۹	۱۱	۱۴
کمینه	۰	۰	۰
میانگین انحراف معیار	۰/۰۲	۰/۰۳	۰/۰۴

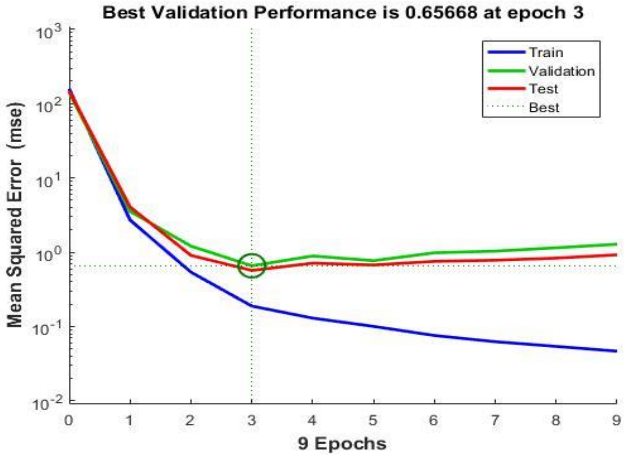
از آنجایی که هیچ شبکه عصبی با ساختار اطلاعاتی مشخص را نمی‌توان به‌طور عمومی به‌عنوان مناسب‌ترین شبکه در نظر گرفت، شبکه‌ها بر اساس سعی و خطا انتخاب و با معیاری‌ها مختلف ارزیابی می‌شوند. نتایج حاصل از مدل‌سازی پیش‌بینی میزان مرگ و میر با شبکه عصبی در شکل ۲ ارائه‌شده است. نتایج بررسی کارایی شبکه با توپولوژی ۱-۱۷-۶ نشان داد که میزان ضریب همبستگی بین مقادیر واقعی و پیش‌بینی شده برای داده‌های ارزیابی ۰/۷۱ می‌باشد (شکل ۲) و کمترین میزان خطا در Epoch ۳ می‌باشد (شکل ۳). همان‌طور که از مقایسه مقادیر شبیه‌سازی شده و واقعی مشخص است، مدل شبکه عصبی مصنوعی در این مطالعه ابزارهای قدرتمند به منظور شبیه‌سازی میزان مرگ و میر است.

در تحقیقی Koop و Tole (۲۰۰۴) در برآورد آثار آلودگی هوا بر سلامت و میزان مرگ و میر به اهمیت استفاده از داده‌های سری زمانی در تورنتو کانادا در دوره زمانی ۱۹۹۷- ۱۹۹۲ و یکسان نبودن یک الگوی جهت برآورد دقیق آثار آلودگی هوا بر سلامت، اشاره کردند. بر اساس برآورد نقطه‌ای این پژوهش اثر آلاینده‌های مختلف بر مرگ و میر مثبت و درعین‌حال کوچک بود. در پژوهشی Vaneckova و همکاران (۲۰۰۸) در استرالیا به این نتیجه رسیدند که میان مرگ و میر و افزایش دما ارتباط مثبت و معنی‌داری وجود دارد، اما زمانی که آلاینده‌های همچون ازن و ذرات معلق نیز در نظر گرفته شدند این اثر در نوسان بوده است و هیچ ارتباط معنی‌داری بین مرگ و میر و عناصر آب و هوایی و رطوبت نسبی پیدا نشد. در تحقیقی Di Ciaula و

همکاران (۲۰۱۲) در ایتالیا نشان دادند که همبستگی مثبتی بین پذیرش بیمارستانی افراد کهن‌سال و آلودگی هوای اطراف نیروگاه وجود دارد. مرشدی و همکاران نیز در بوشهر نشان دادن که بین گرد و غبار و میزان بیماری‌های تنفسی، تغییرات آب و هوا و فصول مختلف سال ارتباط معنی‌داری وجود دارد. جنیدی و همکاران نشان داده‌اند که تماس طولانی‌مدت با PM_{10} منجر به کاهش قابل‌توجه امید به زندگی در افراد جامعه می‌شود. خانجانی و همکاران در کرمان گزارش دادند که ارتباط معنی‌داری مواجهه با ذرات گرد و غبار، ازن، دی‌اکسید گوگرد و مرگ و میر تنفسی وجود دارد. لذا این احتمال وجود دارد که بسیاری از بیماران تنفسی قبل از مراجعه به بیمارستان و ثبت شدن در لیست بیماران تنفسی فوت نمایند (رضایی و همکاران، ۱۳۹۴).



شکل ۲- ضریب همبستگی بین داده‌های واقعی و پیش‌بینی شده برای آموزش، آزمون و ارزیابی



شکل ۳- ارزیابی MSE برای آموزش، آزمون و ارزیابی

نتیجه‌گیری

در این مطالعه به طور خلاصه به مدل‌سازی با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی در ارتباط بین میزان مرگ و میر و آلودگی هوا در استان خوزستان با ۸ ورودی از جمله رطوبت هوا، دما، PM_{10} ،CO ،NO، NO_2، CO_2، SO_2 و یک خروجی میزان مرگ و میر با استفاده از داده‌های ۹ ساله پرداخته شد. از آنجایی که تعداد نرون‌های لایه ورودی تابعی از عوامل مؤثر بر خروجی (میزان مرگ و میر) هستند، با آنالیز حساسیت ورودی‌های که بیشترین تأثیر در خروجی داشتند مشخص گردید. در این مطالعه شبکه ۶ ورودی و ۱۷ نرون در لایه میانی بهترین نتیجه را داشت. نتایج به دست آمده از این تحقیق نشان‌دهنده دقت خوب شبکه عصبی در پیش‌بینی میزان مرگ و میر ناشی از گرد و غبار و آلودگی هوا دارد. با توجه به اینکه بیشترین میزان آلودگی هوا در استان خوزستان مربوط به توفان‌های گرد و غبار (PM_{10}) می‌باشد، لذا کنترل گرد و غبار و کاهش آلودگی هوا برای کاهش میزان مرگ و میر ناشی از این آلودگی‌ها امری ضروری بوده و بایستی بیشتر مورد بررسی و مطالعه قرار گیرد.

منابع

جمالی ف؛ و بیات ف. ۱۳۹۰. پیامدهای منفی پدیده گرد و غبار بر سلامت و راهکارهای عملی مقابله با آن، اولین کنگره بین‌المللی پدیده گرد و غبار و مقابله با آثار زیانبار آن، خوزستان، اهواز، ۲۸-۲۶ بهمن‌ماه، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین خوزستان، ۳۲۷ صفحه.

خالدی ک. ۱۳۹۲. زیان‌های اقتصادی توفان گرد و غبار بر استان‌های غربی ایران (مطالعه موردی: خوزستان، خوزستان و کرمانشاه). فصلنامه مدل‌سازی اقتصادی، سال هفتم، شماره سوم، ص: ۱۲۵-۱۰۵.

رضایی، ش. خانجانی، ن.، محمدی سجده کوه، س.، دارابی فرد، ز. ۱۳۹۴. بررسی اثرات آلودگی هوا بر مراجعه بیماران تنفسی به اورژانس بیمارستان در کرمان. مجله بهداشت و توسعه، ۴(۴)، ۳۱۴- ۳۰۶.

نجیمی ع.، احمدی زاده و دیمیادی ع.ا. ۱۳۸۸. قم غرق در گرد و غبار، اداره کل حفاظت محیط زیست استان قم، تیر ماه ۱۳۸۸، ص: ۷.

Achudume, A. and B. Oladipo .2009. "Effects of dust storm on health in the Nigerian environment." Biology and Medicine 1(4): 21-27.

Cakmak S, Dales RE, Coates F. 2012. Does air pollution increase the effect of aeroallergens on hospitalization for asthma? Journal of Allergy and Clinical Immunology.129(1): 228-31.

Di Ciaula A.2012. Emergency visits and hospital admissions in aged people living close to a gas fired power plant. Eur J Intern Med. 23(2): 53-8.

Koop G, Tole L.2004, Measuring the health effects of air pollution: to what extent can we really say that people are dying from bad air? Journal of Environmental Economics and Management. 47(1):30-54.

Vaneckova P, Beggs PJ, de Dear RJ,McCracken KW. 2008. Effect of temperature on mortality during the six warmer months in Sydney, Australia, between 1993 and 2004. Environ Res. 108(3):361-9.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Using artificial neural network model to predict mortality related to dust and air pollution (Case study: Khuzestan province)

Namdar Khojasteh D.[*1], G. Goudarzi [2], R. Taghizadeh-Mehrjerdi[3]

[1] Assistant Prof. Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Shahed University, Iran
[2]Associate Prof. Air pollution and respiratory diseases research center, Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Iran
[3]Assistant Prof. Faculty of Agriculture and Natural Resources, Ardakan University, Iran

Abstract

The effect of dust and air pollution concentration on human health is very important and causes many respiratory diseases such as asthma, bronchitis, cardiovascular diseases, ocular diseases, and so on. The effect of high concentrations of air pollutants, including PM_{10}, could also be effective in mortality. In this paper, for examining the air pollution on mortality and its modeling, on air pollution and hospital mortality, database in Khuzestan province was used for a period of nine years. The results of ANN model with 8 inputs such as temperature, relative humidity, PM_{10}, CO, NO, NO_2, CO_2, SO_2, and one output (mortality) showed that the network with topology 6-17-1 had the best correlation coefficient (0.71 for evaluation data) and the lowest MSE (0.56). So, due to the impact of these pollutants on mortality rates and since the significant part of these pollutants are related to dust in Khuzestan province, so that the serious attention and more studies are felt to control dust and air pollution.

Keywords: Dust, Artificial Neural Network (ANN), Mortality, Air Pollution

[*]Corresponding author, Email:D.namdarkhojasteh@shahed.ac.ir

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

کاهش اثر سمیت میعانات گازی بر گل همیشه بهار با کاربرد کربن فعال در خاک

ملک حسین شهریاری[۱*]، محمد مصدق[۲]

[۱] استادیار علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه خلیج فارس. بوشهر

[۲] دانش آموخته کارشناسی گروه علوم باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه خلیج فارس. بوشهر

چکیده

میعانات گازی از گروه هیدروکربن‌هایی است که عمدتا فرار بوده و آلوده شدن خاک به این ترکیبات می‌تواند اثرهای منفی زیادی بر محیط زیست داشته باشد. بنابراین پژوهشی با هدف بررسی تاثیر کاربرد سطوح مختلف کربن فعال بر کاهش اثر سمیت خاک آلوده به میعانات گازی بر وزن تر و خشک بخش هوایی، ریشه و شاخص سبزینگی گل همیشه بهار انجام شد. این پژوهش به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با ۴ سطح آلودگی خاک (صفر، ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰، ۲۰۰۰۰ میکرولیتر میعانات گازی بر کیلوگرم خاک) و اعمال ۴ سطح اصلاح کننده کربن فعال (صفر، ۰/۵، ۱ و ۱/۵ درصد وزنی/وزنی) به خاک با سه تکرار در شرایط گلخانه‌ای صورت گرفت. نتایج نشان داد که در خاک آلوده به میعانات گازی کاربرد کربن فعال در سطوح ۱ و ۱/۵ درصد نسبت به عدم کاربرد کربن فعال تاثیر معنی‌داری بر عمده صفات اندازه‌گیری شده گل همیشه بهار داشت ($p< ۰/۰۵$). کاربرد ۱/۵ درصد کربن فعال در خاک آلوده به ۲۰۰۰۰ میکرولیتر میعانات گازی، وزن تر و وزن خشک بخش هوایی، وزن تر ریشه و شاخص سبزینگی را به ترتیب ۵۸، ۴۹، ۵۵ و ۲۵ درصد نسبت به عدم کاربرد کربن فعال در همین سطح آلودگی افزایش داد.

کلمات کلیدی: اصلاح کننده خاک، آلاینده، شاخص سبزینگی، وزن تر بخش هوایی

مقدمه

هیدروکربن‌های نفتی به دلیل حلالیت، فراریت و قابلیت زیست‌تخریبی آنها، یکی از شایع‌ترین گروه‌های آلوده‌کننده آلی در محیط زیست محسوب می‌شوند. اثرهای سرطان‌زایی برخی از ترکیبات هیدروکربنی از جمله بنزن روی خون اثبات شده است (Tunsaringkarn و همکاران، ۲۰۱۲). این آلاینده‌ها، عموما از طریق نشت از محل بهره‌برداری و استخراج، خطوط انتقال و مخازن زیرزمینی سوخت و پالایشگاه‌ها، وارد منابع آب و خاک شده و در نتیجه موجب تهدید سلامت بشر و محیط زیست می‌گردند. میعانات گازی به جریان هیدروکربنی مایع گفته می‌شود که در ذخایر گاز طبیعی وجود دارد و به صورت رسوب و ته‌نشین در گاز استخراجی یافت می‌شود. میعانات گازی بیشتر از پنتان و هیدروکربن‌های سنگین‌تر ($C5^+$) تشکیل شده است. ابراهیمی و همکاران (۱۳۸۸) در بررسی نشر آلودگی هیدروکربنی در خاک محدوده پالایشگاه سرخون بیان کردند که انتقال و انتشار آلودگی در خاک اطراف این پالایشگاه به طور عمده توسط انتشار میعانات گازی صورت گرفته است.

از میان جاذب‌های مختلف، کربن فعال به‌دلیل ظرفیت جذب بالا، سطح ویژه زیاد، غیر قطبی بودن، قیمت ارزان و سهولت استفاده به صورت گسترده در فرایند جذب هیدروکربن از جریان هوا استفاده شده است. کاربردهای عمده کربن فعال در صنایع آب برای از بین بردن رنگ ، بو و مزه غیردلخواه از آب در تصفیه فاضلاب کارخانه ها و در پالایشگاه‌های گاز برای شیرین سازی گاز و در پتروشیمی‌ها و پالایشگاه‌های نفت، در خالص‌سازی داروها و روغن‌های خوارکی و صنعتی، صنایع قند، صنایع دفاع و درتصفیه هوا و گازها به‌کار می‌رود (Suzuki,1994; Lu and Sorial, 2009). بر اساس نتایج حاصل از پژوهش رازقندی و همکاران (۱۳۹۵) کاربرد کربن فعال تاثیر قابل ملاحظه‌ای در جذب آنیلین از محلول آبی داشته است به طوری که کاربرد ۰/۰۶ میلی گرم بر لیتر کربن فعال باعث جذب ۹۰ درصد آنیلین از محلول آبی گردید. هاشمی تزنگی و همکاران (۱۳۹۷) با بررسی تاثیر اندازه ذرات کربن فعال بر نرخ کاهش آلاینده گازوئیلی خاک بیان کردند که کاربرد کربن فعال باعث کاهش میزان آلاینده گازوئیلی خاک در مدت زمان چهار هفته گردید. با توجه به حجم عظیم میعانات گازی تولیدی در کشور، آلودگی خاک‌ها به این آلاینده محتمل می‌باشد. بنابراین باید به دنبال ارائه راهکارهایی برای کاهش اثرهای آن‌ها بر گیاهان و جانداران خاکزی بود. بررسی‌ها نشان می‌دهد که مطالعات معدودی در خصوص استفاده از کربن فعال برای تثبیت

* ایمیل نویسنده مسئول: mh.shahriari@pgu.ac.ir

آلاینده های هیدروکربی در خاک انجام شده است. بنابراین این پژوهش با هدف استفاده از کربن فعال برای تثبیت بیشتر میعانات گازی در خاک و کاهش اثر سمیت این آلاینده آلی بر گیاه زینتی همیشه بهار انجام گردید.

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با ۴ سطح آلودگی خاک (۰، ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰، ۲۰۰۰۰ میکرولیتر میعانات گازی در کیلوگرم خاک) و اعمال ۴ سطح اصلاح کننده کربن فعال(۰، ۰/۵، ۱ و ۱/۵ درصد وزنی/وزنی) به خاک در سه تکرار در گلخانه پژوهشی دانشکده کشاورزی دانشگاه خلیج فارس واقع در برازجان انجام گردید. میعانات گازی از فازهای ۹و ۱۰ پارس جنوبی و کربن فعال نیز از شرکت کیمیا اکسیر تهیه گردید. آزمایش به صورت گلدانی به نسبت ۷۵ درصد خاک مزرعه، ۲۰ درصد شن و ۵ درصد کود دامی در گلدان‌هایی با ظرفیت نیم کیلوگرمی انجام شد. تیمار آلودگی با مقادیر ذکر شده اعمال و برای مخلوط شدن یکنواخت آلاینده با خاک از روش شیک کردن دستی به مدت ۵ دقیقه استفاده شد. پس از گذشت ۴۸ ساعت از اعمال تیمار آلودگی، زغال فعال با مقادیر مختلف با خاک آلوده مخلوط گردید و کشت نشاءهای گل همیشه بهار (نشاء سه هفته ای) انجام گردید. پس از اعمال مراقبت های لازم در شرایط گلخانه ای با دمای ۱۸-۲۲ درجه سلیسیوس و رطوبت نسبی ۵۰ تا ۷۰ درصد در پایان ۶۰ روز صفات گیاهی مختلف با روش های استاندارد اندازه‌گیری گردید. شاخص سبزینگی با دستگاه SPAD مدل ۵۰۲ اندازه گیری شد. پس از شستشوی گیاهان و استخراج ریشه ها، وزن تر ریشه و بخش هوایی با استفاده از ترازو با دقت ۰/۰۱ گرم اندازه‌گیری گردید. وزن خشک ریشه و بخش هوایی پس از خشک کردن نمونه ها در آون در دمای ۷۰ درجه سلیسیوس به مدت ۷۲ ساعت تعیین گردید. تجزیه آماری با نرم افزار SAS نسخه ۹/۱ و مقایسهٔ میانگین‌ها با آزمون دانکن جدید در سطح احتمال ۵ درصد انجام گردید.

نتایج و بحث

تجزیه واریانس نشان داد که اثر ساده میعانات گازی و کربن فعال بر وزن تر و خشک بخش هوایی، وزن تر و خشک ریشه و شاخص سبزینگی گیاه زینتی گل همیشه بهار در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار گردید. همچنین اثرهای متقابل میعانات گازی و کربن فعال بر وزن تر و خشک بخش هوایی، وزن تر ریشه و شاخص سبزینگی دز سطح پنج درصد معنی‌دار گردید. اما اثر متقابل این دو عامل بر وزن خشک ریشه معنی‌دار نشد (جدول ۱).

جدول ۱- تجزیه واریانس کاربرد کربن فعال در خاک آلوده به میعانات گازی

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات				
		وزن تر بخش هوایی	وزن خشک بخش هوایی	وزن تر ریشه	وزن خشک ریشه	شاخص سبزینگی
میعانات گازی	۳	۱۹۶/۱۲**	۱/۹۳**	۳۲/۳۲**	۰/۰۶۷**	۳۷۴**
اصلاح کننده	۳	۱۵/۸۵**	۰/۰۹۹**	۸/۰۴**	۰/۰۳۲**	۳۲/۳**
میعانات گازی×اصلاح کننده	۹	۱/۷۱	۰/۰۰۵۸*	۱/۰۳۹*	۰/۰۰۱۱^{ns}	۲/۶۱*
خطا	۳۲	۰/۷۱	۰/۰۰۱۶	۰/۴۴	۰/۰۰۱	۱/۱۵
ضریب تغییرات (٪)		۸/۶۷	۴/۲۶	۱۲/۸۵	۷/۴۷	۲/۸۵

^{ns}،* و **: به ترتیب عدم معنی‌دار بودن، معنی‌دار بودن در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد

نتایج مقایسه میانگین اثرهای متقابل آلودگی خاک با سطوح مختلف میعانات گازی و کاربرد سطوح متفاوت کربن فعال نشان داد که با افزایش غلظت میعانات گازی از صفر به ۲۰۰۰۰ میکرولیتر در کیلوگرم خاک، وزن تر بخش هوایی در همه سطوح کربن فعال کاهش معنی‌داری داشت($p<0.05$). همچنین نتایج بیانگر این است که در خاک فاقد آلاینده کاربرد تمام سطوح کربن فعال نسبت به عدم کاربرد آن تاثیر معنی‌داری بر وزن تر بخش هوایی نداشته است، اما در سطوح دیگر آلاینده کاربرد کربن فعال حداقل در بالاترین سطح آن نسبت به عدم کاربرد کربن فعال تاثیر معنی‌داری بر وزن تر بخش هوایی داشته است. به‌طوری‌که در سطح ۵۰۰۰ میکرولیتر میعانات گازی در خاک، کاربرد کربن فعال در تمام سطوح آن نسبت به عدم کاربرد آن تاثیر معنی‌داری بر وزن تر بخش هوایی نشان داد و با افزایش درصد کربن فعال، وزن تر بخش هوایی گل همیشه بهار به طور معنی‌داری افزایش یافت.

علاوه بر این در خاک آلوده به بالاترین سطح میعانات گازی (۲۰۰۰۰ میکرولیتر بر کیلوگرم خاک) نیز کاربرد کربن فعال در سطوح ۱ و ۱/۵ درصد باعث افزایش معنی‌دار وزن تر بخش هوایی گل همیشه بهار نسبت به عدم کاربرد کربن فعال گردید (جدول۲).

جدول ۲- مقایسه میانگین اثرهای آلودگی خاک با سطوح مختلف میعانات گازی و کاربرد سطوح مختلف کربن فعال در خاک بر وزن تر (گرم) بخش هوایی گیاه همیشه بهار

میعانات گازی	اصلاح کننده (٪)			
(میکرولیتر بر کیلوگرم خاک)	صفر	۰/۵	۱	۱/۵
صفر	۱۳/۷۸ab	۱۴/۵۴a	۱۴/۲۹a	۱۴/۷۴a
۵۰۰۰	۹/۶۸d	۱۲/۵۸bc	۱۱/۷۹c	۱۳/۴۴ab
۱۰۰۰۰	۵/۰۶h	۵/۶gh	۶/۲ gh	۸/۶۵de
۲۰۰۰۰	۴/۹۷h	۵/۴۶gh	۶/۷۹ fg	۷/۸۷ef

اعداد دارای حداقل یک حرف لاتین مشابه فاقد تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد می‌باشد

نتایج جدول مقایسه میانگین اثر متقابل میعانات گازی و کربن فعال بر وزن خشک بخش هوایی گیاه همیشه بهار(جدول ۳) نشان داد که آلوده شدن خاک با میعانات گازی تاثیر معنی‌داری بر کاهش وزن خشک بخش هوایی همیشه بهار داشت وکاربرد کربن فعال در خاک آلوده به سطوح مختلف میعانات گازی باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی گردید. نتایج بیانگر این است که کاربرد کربن فعال در سطوح ۱ و ۱/۵ درصد نسبت به عدم کاربرد آن در تمام سطوح آلاینده تاثیر معنی‌داری بر وزن خشک بخش هوایی داشته است به‌طوری‌که در سطوح ۵۰۰۰، ۱۰۰۰۰ و ۲۰۰۰۰ میکرولیترآلاینده بر کیلوگرم خاک، کاربرد ۱/۵ درصد کربن فعال در خاک به ترتیب باعث افزایش وزن خشک بخش هوایی به میزان ۳۳ ، ۵۲ و ۴۹ درصد نسبت به عدم کاربرد کربن فعال در هر سطح آلودگی گردید(جدول ۳).

جدول ۳- مقایسه میانگین اثرهای آلودگی خاک با سطوح مختلف میعانات گازی و کاربرد سطوح مختلف کربن فعال در خاک بر وزن خشک (گرم) بخش هوایی گیاه همیشه بهار

میعانات گازی	اصلاح کننده (٪)			
(میکرولیتر بر کیلوگرم خاک)	صفر	۰/۵	۱	۱/۵
صفر	۱/۳۴c	۱/۳۵bc	۱/۴۱ab	۱/۴۳a
۵۰۰۰	۰/۹۷e	۱/۱۸d	۱/۲d	۱/۲۹c
۱۰۰۰۰	۰/۵۲h	۰/۶۳g	۰/۶۷g	۰/۷۹f
۲۰۰۰۰	۰/۴۵i	۰/۵۱hi	۰/۵۷h	۰/۶۷g

اعداد دارای حداقل یک حرف لاتین مشابه فاقد تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد می‌باشد

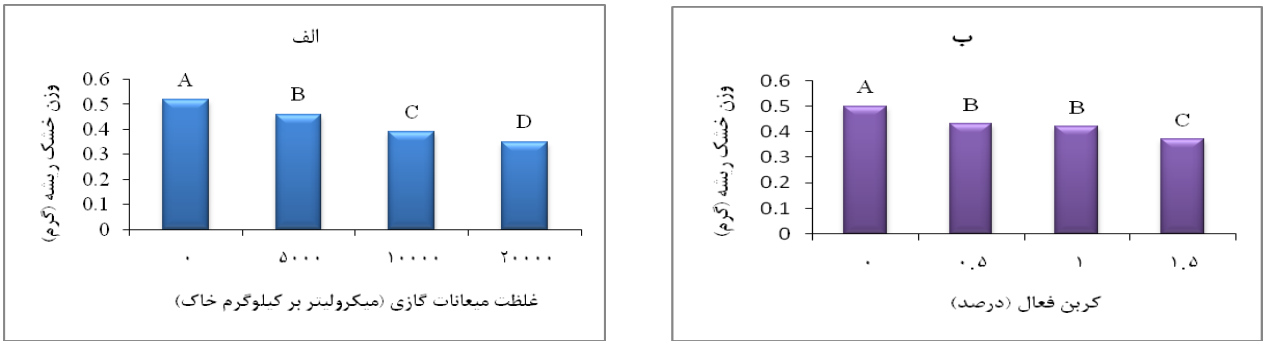
نتایج مقایسه میانگین داده ها، نشان داد که آلوده شدن خاک به غلظت‌های مختلف میعانات گازی باعث کاهش وزن تر و خشک ریشه گیاه همیشه بهار گردید اما کاربرد کربن فعال اثرهای منفی میعانات گازی را کاهش داده است، به طوری‌که در شرایط عدم کاربرد کربن فعال در خاک آلوده به ۲۰۰۰۰ میکرولیتر میعانات گازی، وزن تر ریشه ۲/۳۲ برابر نسبت به خاک غیرآلوده فاقد کربن فعال، کاهش نشان داده است. در حالی که در سطح ۱/۵ درصد کربن فعال، کاهش وزن تر ریشه در خاک آلوده به ۲۰۰۰۰ میکرولیتر آلاینده نسبت به خاک فاقد آلاینده ۱/۶۳ برابر بوده است (جدول ۴).

جدول ۴- مقایسه میانگین اثرهای آلودگی خاک با سطوح مختلف میعانات گازی و کاربرد سطوح مختلف کربن فعال در خاک بر وزن تر (گرم) ریشه گیاه همیشه بهار

میعانات گازی	اصلاح کننده (٪)			
(میکرولیتر بر کیلوگرم خاک)	صفر	۰/۵	۱	۱/۵
صفر	۶/۸۴ab	۷/۲۵a	۷/۴a	۷/۴۴a
۵۰۰۰	۴/۲۴d-f	۴/۹۵cd	۶/۵۱ab	۶/۹۴ab
۱۰۰۰۰	۳/۱۱fg	۳/۲۹fg	۳/۹۹d-g	۵/۸۵bc
۲۰۰۰۰	۲/۹۵g	۳/۴۷e-g	۳/۶۲e-g	۴/۵۶de

اعداد دارای حداقل یک حرف لاتین مشابه فاقد تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد می‌باشد

شکل ۱- الف نشان می‌دهد که با افزایش غلظت میعانات گازی از صفر به ۲۰۰۰۰ میکرولیتر در کیلوگرم خاک، وزن خشک ریشه گیاه همیشه بهار به طور معنی‌داری کاهش یافت. همچنین کاربرد کربن فعال به طور معنی داری باعث افزایش وزن خشک ریشه گردید و بیشترین وزن خشک ریشه در سطح ۱/۵ درصد کربن فعال حاصل شد و کمترین مقدار این صفت نیز در خاک فاقد اصلاح کننده مشاهده گردید(شکل۱- ب).



شکل ۱- اثر سطوح مختلف میعانات گازی (الف) و کربن فعال (ب) بر وزن خشک ریشه گل همیشه بهار. حروف لاتین غیرمشابه روی هر سطوح معنی دار بودن در سطح احتمال ۵ درصد را نشان می دهد.

در بررسی اثرهای متقابل میعانات گازی و کربن فعال بر شاخص سبزینگی گل همیشه بهار نتایج نشان داد که بیشترین شاخص سبزینگی در خاک فاقد آلاینده و دارای کربن فعال ۱ و ۱/۵ درصد بود که با سایر تیمارها در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی‌داری داشت. کمترین شاخص سبزینگی نیز در تیمار دارای آلودگی ۲۰۰۰۰ میکرولیتر میعانات گازی در کیلوگرم خاک و در شرایط عدم کاربرد کربن فعال مشاهده شد و با سایر تیمارها در سطح احتمال ۵ درصد تفاوت معنی‌داری نشان داد. علاوه بر این نتایج بیانگر این است که با افزایش غلظت آلاینده از صفر به ۲۰۰۰۰ میکرولیتر در کیلوگرم خاک کاهش شاخص سبزینگی در شرایط فاقد ماده اصلاح کننده ۳۴ درصد و در شرایط کاربرد ۱/۵ درصد ماده اصلاح کننده ۲۳درصد بود(جدول ۵).

جدول ۵- مقایسه میانگین اثرهای آلودگی خاک با سطوح مختلف میعانات گازی و کاربرد سطوح مختلف کربن فعال در خاک بر وزن شاخص سبزینگی گیاه همیشه بهار

میعانات گازی	اصلاح کننده (٪)			
(میکرولیتر بر کیلوگرم خاک)	صفر	۰/۵	۱	۱/۵
صفر	۴۲/۱۷cd	۴۳/۳bc	۴۴/۲۳ab	۴۵/۳۳a
۵۰۰۰	۳۹/۱۳e	۴۰/۳۳de	۴۰/۶۷de	۴۱/۴d
۱۰۰۰۰	۳۳/۷۷g	۳۴/۰۳g	۳۴/۹۷g	۳۶/۹f
۲۰۰۰۰	۲۷/۷۳i	۳۰/۴h	۳۱/۹۷h	۳۴/۷۷g

اعداد دارای حداقل یک حرف لاتین مشابه فاقد تفاوت معنی‌داری در سطح ۵ درصد می‌باشد

نتایج و بحث

یکی از پارامتر های مهم در انتخاب جاذب برای جذب آلاینده، سطح ویژه جاذب می باشد، چرا که هرچه سطح ویژه جاذب بیشتر باشد، ماده دارای خلل و فرج بیشتر بوده و در نتیجه سطح تماس بالاتری با آلاینده دارد، در نتیجه میزان جذب آلاینده افزایش یافته و به تبع آن سمیت ترکیبات فرار برای موجودات زنده از جمله ریشه گیاهان کاهش می‌یابد. کربن فعال دارای ساختار میکرو کریستالی و غیره گرافیتی است و به دلیل خلل و فرج بسیار، دارای سطح مخصوص بالایی می‌باشد. به همین دلیل به‌عنوان جاذب‌های مهم شناخته شده است. علاوه بر این با توجه به آبگریز بودن کربن فعال جذب مواد آبگریز توسط آن به سهولت انجام می‌شود. مدرسی (۱۳۹۲) گزارش کرد که با به‌کارگیری اصلاح کننده کربن فعال در مقادیر ۴۰ و ۸۰ گرم بر کیلوگرم خاک به‌طور معنی‌داری مقدار هیدروکربن‌های نفتی قابل عصاره‌گیری خاک را کاهش داد. نتایج پژوهش مذکور نشان داد که کاربرد کربن فعال به مقدار ۸۰ گرم بر کیلوگرم خاک ۱۶۲۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم از هیدروکربن‌های نفتی موجود در خاک آلوده را پس از ۵۰ روز انکوباسیون جذب کرده و باعث افزایش عملکرد ذرت کشت شده در خاک آلوده گردید. هاشمی تزنگی و همکاران (۱۳۹۷) نیز بیان کردند که کاربرد کربن فعال در خاک میزان آلاینده گازوئیلی خاک را کاهش داده است.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که آلوده شدن خاک به میعانات گازی منجر به کاهش شاخص سبزینگی، وزن تر و خشک ریشه و بخش هوایی گیاه زینتی همیشه بهار گردید و با افزایش غلظت میعانات گازی در خاک صفات گیاهی اندازه گیری شده کاهش معنی‌داری نشان داد. کاربرد کربن فعال در خاک آلوده به میعانات گازی باعث کاهش اثر سمیت این آلاینده بر صفات مورد بررسی گردید. به نظر می‌رسد که میعانات گازی به دلیل دارا بودن ترکیبات سمی فرار هیدروکربنی باعث ایجاد سمیت در گیاهان می‌شوند. علاوه بر این به علت آبگریز بودن این ترکیبات ممکن است جذب آب و مواد غذایی توسط ریشه گیاهان کاهش یافته و در نهایت باعث کاهش رشد گیاهان در خاک‌های آلوده به میعانات گازی گردند. کربن فعال به دلیل متخلخل بودن، دارا بودن سطح ویژه بالا و همچنین به علت غیرقطبی بودن آن باعث افزایش تثبیت میعانات گازی در خاک گردیده و در نتیجه اثر سمیت میعانات گازی بر ریشه و بخش هوایی گل همیشه بهار را کاهش داده است. بنابراین کاربرد کربن فعال در خاک آلوده به میعانات گازی، یکی از راه‌های کاهش سمیت این آلاینده بر گیاهان کشت شده در چنین خاک‌هایی می‌باشد.

منابع

ابراهیمی، س.، شایگان ج .ملکوتی م ج .بای بوردی م .قدوسی ج .اکبری ع. وآتش جامه ا. ۱۳۸۸ . بررسی نشر آلودگی هیدروکربنی در خاک محدوده پالایشگاه سرخون .مجله پژوهش های حفاظت آب و خاک ۱۶ (۴): ۱۰۱- ۱۲۴.

رازقندی، ز.، جراحی، ف.، دارینی، ف.، رضایی گزل آباد، ز. و رستگار، ا. ۱۳۹۵. حذف آنیلین از محلول های آبی با کربن فعال تولیدی از ساقه پنبه. مجله بیهق. ۲۱ (۳۶): ۳۰- ۴۱.

مدرسی، س. ۱۳۹۲. تثبیت هیدروکربن های نفتی خاک با استفاده از کربن فعال و بنتونیت طبیعی و اصلاح شده تحت کشت ذرت. پایان نامه کارشناسی ارشد. گروه علوم خاک. دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی. دانشگاه صنعتی اصفهان.

هاشمی تزنگی، م.، ابراهیمی، س.، قربانی نصر آبادی، ر. و موحدی، س. ع. ۱۳۹۷. پایش نرخ کاهش آلاینده گازوئیلی خاک بوسیله کربن فعال. ششمین کنفرانس بین المللی پژوهش های کاربردی در علوم کشاورزی. تهران. ایران.

Lu, Q.; Sorial, G. A. 2009. A Comparative Study of Multicomponent Adsorption of Phenolic Compounds on GAC and ACF; Journal of Hazardous Materials. 167, 89-96.

Suzuki, M. 1994. Activated Carbon Fiber: Fundamentals and Applications. Carbon, 32: 577–586.

Tunsaringkarn T, Siriwong W, Rungsiyothin A, Nopparatbundit S. 2012. Occupational exposure of gasoline station workers to BTEX compounds in Bangkok, Thailand. The International Journal of Occupational and Environmental Medicine. 3:117–125.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Reducing the toxicity effect of gas condensate on marigold by using activated carbon in the soil

Shahriari*[1], M.H., Mosadegh[2], M.

[1] Assistant Prof., Soil Science, Faculty of Agriculture. Persian Gulf University, Iran
[2] B. Sc. Graduated Student, Horticultural Science Department, Faculty of Agriculture, Persian Gulf University, Iran

Abstract

Gas condensates are a group of hydrocarbons that are mostly volatile. Contamination of soil by these compounds can have many negative environmental impacts. Therefore, a research was performed to evaluate the effect of various levels of activated carbon on reducing the toxicity of gas condensate- contaminated soil on shoot and root fresh and dry weight and chlorophyll index of marigold plant. This research was conducted as a factorial experiment in a completely randomized design with 4 levels of soil contamination (0, 5000, 10,000, 20,000 micro-liter gas condensate per kg of soil) and 4 levels of activated carbon (0, 0.5, 1 and 1.5% w / w) with three replications in greenhouse conditions. The results showed that in the gas condensate-contaminated soil, the use of activated carbon at levels of 1 and 1.5% in compared with no activated carbon treatment had significant effect on the most of measured traits of marigold ($p<0.05$). Application of 1.5% active carbon in soil contaminated with 20000 µL of gas condensate, increased shoot fresh and dry weight, root fresh weight and chlorophyll index by 58, 49, 55 and 25% respectively, in compared to non-use of active carbon at the same level of contaminant.

Keywords: Chlorophyll index, Contaminant, Shoot fresh weight, Soil amendment.

* Corresponding author, Email: mh.shahriari@pgu.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

بررسی اثر آلودگی هوا و گرد و غبار بر میزان مرگ و میر با استفاده از مدل‌های خطی در استان خوزستان

داود نامدار خجسته[۱*]، غلامرضا گودرزی[۲]، مسعود فهرستی ثانی[۳]، روح ا... تقی زاده مهرجردی[۳]

[۱] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شاهد

[۲]دانشیار مرکز تحقیقات آلودگی هوا و بیماری‌های تنفسی، دانشگاه علوم پزشکی جندی‌شاپور اهواز

[۳]استادیار دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه اردکان

چکیده

اثر پدیده گرد و غبار و آلودگی هوا بر سلامت انسان و میزان مرگ و میر به دو صورت کوتاه مدت و بلند مدت بروز می‌کند. گرد و غبار با انتقال پاتوژن‌ها و سایر عوامل بیماری‌زا نیز ممکن است برشدت این اثر بیفزاید. علاوه بر گرد و غبار، آلودگی‌های هوا از جمله NO، CO، SO_2 و غیره همچنین عوامل اقلیمی از جمله دما، فشار و رطوبت نسبی می‌توانند باعث بروز بیماری‌های قلبی، تنفسی و نهایتاً مرگ مؤثر باشند. هدف از این مطالعه بررسی تأثیر گرد و غبار، آلودگی‌های هوا و عوامل اقلیمی بر میزان مرگ و میر در استان خوزستان می‌باشد. برای این منظور از داده‌های بیمارستانی، اقلیمی و آلودگی هوا برای دوره نه ساله استفاده شد. نتایج نشان داد که پراکندگی مونوکسید کربن و مونوکسید نیتروژن بر میزان مرگ و میر مؤثر بوده است. به عبارتی زمانی که تغییرات این دو ذره معلق در هوا بیشتر بوده مرگ و میر افزایش پیدا کرد. در خصوص مردان، غلظت بالای PM_{10} ناشی از میزان گرد و غبار در یک ماه اثر شدیدی بر مرگ و میر داشته است.

کلمات کلیدی: آلودگی هوا، همبستگی، مرگ و میر، مدل خطی

مقدمه

آلودگی هوا به‌خصوص توفان‌های گرد و غبار از جمله پدیده‌های پیچیده‌ای هستند که به‌صورت زمانی و مکانی تغییر می‌کنند و عوامل بسیاری در آن دخیل هستند. آثار این آلودگی‌ها بر سلامت انسان و میزان مرگ و میر از دیرباز مورد توجه بوده است. حتی پیش از انجام شدن مطالعات کلاسیک و مدرن در این زمینه، رخدادهای مانند افزایش شدت سطح ذرات معلق در انگلستان که با افزایش شدید تعداد مرگ و میر در یک فاصله کوتاه زمانی همراه بوده، توجه محققان و مردم را به این موضوع جلب کرده است. از اوایل دهه ۱۹۹۰، آلودگی شهرها، به‌ویژه کلان‌شهرهای کشورهای در حال توسعه، به‌عنوان مهم‌ترین نگرانی‌های زیست‌محیطی جهان شناخته شدند. باگذشت چند دهه، به‌رغم وجود شاخص‌های متعدد برای سنجش کیفیت محیط‌زیست، هنوز وضعیت نامناسب هوا در این کشورها به‌خصوص ایران ادامه دارد و اجرای مؤثر سیاست‌های مبارزه با آلودگی هوا و گرد و غبار در این کشورها با مشکل مواجه است. علاوه بر آلودگی هوا در ایران به‌خصوص استان خوزستان توفان‌های گردو غبار نیز در این آلودگی نقش بسزایی دارند. توفان‌های گرد و غبار، محصول مستقیم توسعه ناپایدار در منطقه است که تا حدود زیادی به جنگ‌های سه دهه اخیر و مداخلات نادرست انسانی در اکوسیستم‌های منطقه مربوط می‌شود (خالدی، ۱۳۹۲). یکی از مهم‌ترین مسائل در تولید آلودگی هوا و گرد و غبار، تأثیر این ذرات بر سلامتی انسان به‌خصوص در میزان مرگ و میر می‌باشد. کلسیم، آهن، آلومینیوم و منیزیم ازجمله ترکیبات همراه با ذرات گرد و غبار می‌باشند. آهن ممکن است موجب ورم ملتحمه و آماس شبکیه شود. وجود بیش از ۲/۵ گرم کلسیم موجب بروز سنگ کلیه، گرفتگی مجاری کلیه و رگ‌های خونی بدن می‌شود. ورود ذرات حاوی منیزیم به بدن باعث تضعیف بدن، افسردگی و گیجی فرد می‌شود. تنفس کوتاه‌مدت آلومینیوم نیز منجر به سرفه و تحریک شش‌ها و تنفس طولانی‌مدت، موجب آسیب رساندن به شش‌ها می‌گردد (جمالی و بیات، ۱۳۹۰). هم چنین مطالعه و تحقیق بر روی ترکیب فیزیکی و شیمیایی گرد و غبارهای ورودی به کشور در استان‌های غربی نشان می‌دهد که این گرد و غبارها اثرات سوئی بر مجاری تنفسی و ریه و به‌طور کلی بر سلامتی انسان دارند (نجیمی و همکاران، ۱۳۸۸). آلودگی هوا باعث بیماری‌های حاد تنفسی، بروز آسم و آلرژی، تنگی نفس، بروز سندرم، همچنین آلودگی آب‌ها می‌شود. (Achudume & Oladipo, 2009). از انواع بیماری‌های تنفسی مرتبط با آلودگی هوا می‌توان آسم، برونشیت، آمفیزم، پنومونی، بیمارهای انسدادی را می‌توان نام برد (رضایی و همکاران، ۱۳۹۴). در بسیاری از مطالعات به بررسی آمار مراجعات بیماران تنفسی به اورژانس‌های بیمارستانی با تغییر آلاینده‌های هوا اشاره‌شده است. نتایج مطالعات Chkmak و همکاران (۲۰۱۲) در ۱۱ شهر کانادا تأییدکننده ارتباط بین میزان بستری شدن افراد مبتلابه آسم و ذرات آلوده‌کننده هوا بود که این ارتباط در روزهای با آلودگی بیشتر هوا تقویت پیدا می‌کرد. همچنین بعضی از محققین نشان دادند که با

* ایمیل نویسنده مسئول: D.namamdarkhojasteh@shahed.ac.ir

افزایش آلاینده‌ها میزان مرگ افزایش پیدا می‌کند. هدف از این مطالعه بررسی رابطه بین میزان افزایش غلظت آلاینده‌های هوا بر میزان مرگ و میر ناشی از این عوامل می‌باشد.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق از داده‌های مربوط به مراجعات به بیمارستان و میزان مرگ و میر ناشی از آلودگی در شهر اهواز برای دوره نه ساله (۱۳۸۷-۱۳۹۵) و همچنین دادهای اقلیمی و آلودگی هوا استفاده شد. بعد از گرفتن اطلاعات و داده‌ها، تجزیه و تحلیل با نرم‌افزار SPSS V22 انجام‌شده و بعد از حذف داده‌های پرت و غیره آنالیز بر روی داده‌ها انجام می‌شود. برای همه متغیرها در سه صورت سطح (میانگین مربوط به هر ماه)، بیشترین مقدار در ماه و ضریب تغییرات را ابتدا آزمون مانایی انجام شد که همگی در سطح مانا شدند. برآوردها در سه مرحله انجام شد. مرحله اول: مدل کل مرگ و میر (مردان و زنان)، مرحله دوم: مرگ و میر مردان و مرحله سوم: مرگ و میر زنان. در این مراحل تمام متغیرها اثر سنجی شد. در سه مرحله آزمون عدم وجود خودهمبستگی سریالی (آزمون دوربین واتسون و h-دوربین)، آزمون عدم وجود هم خطی بین متغیرهای مستقل (آزمون PC)، آزمون نرمالیتی اجزای اخلال (آزمون جارکروبرا) و آزمون عدم وجود واریانس ناهمسانی انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج به تفکیک به شرح زیر است:

الف) تأثیر آلودگی هوا بر کل مردان و زنان

نتایج برآورد ضرایب رابطه رگرسیونی که متغیر وابسته آن متوسط میزان مرگ و میر است به شرح جدول ۱ است. در این جدول همان‌طور که مشاهده می‌شود، میزان مرگ و میر در دوره گذشته (TOT_{-1}) عامل مهم و از لحاظ آماری معنی‌دار در مرگ و میر مردان و زنان بوده است؛ به عبارت دیگر یک واحد افزایش در متوسط مرگ و میر در یک ماه، به طور متوسط میانگین مرگ و میر در ماه بعدی را ۰/۳۷ افزایش داده است و بالعکس. متغیر روند (T) نیز از لحاظ آماری معنی‌دار است و دارای ضریب مثبت است. وجود این متغیر برای جدا کردن اثر افزایش جمعیت در طی سال‌های مختلف است؛ چرا که اگر سری زمانی در طول دوره مورد بررسی روندی افزایش یا کاهشی داشته باشد این اثر جدا شود و اثر آن به سایر ضرایب برآورد شده منتقل نشود. البته شیب برآوردی مربوط به متغیر روند ۰/۰۰۵ است که می‌تواند نزدیک به صفر در نظر گرفته شود. پراکندگی مونوکسید کربن و مونوکسید نیتروژن بر مرگ و میر مؤثر بوده است. به عبارتی در دوره مورد بررسی افزایش دامنه تغییرات این دو ذرات معلق در هوا ارتباط مؤثرتری از میزان سطح آن‌ها داشته است. به عبارتی زمانی که تغییرات این دو ذره معلق در هوا بیشتر بوده مرگ و میر را افزایش داده است. کاهش متوسط درجه حرارت مرگ و میر را افزایش داده است.

جدول ۱- نتایج برآورد مدل بررسی متغیرهای تأثیرگذار بر متوسط میزان مرگ و میر مردان و زنان

متغیر وابسته: متوسط میزان مرگ و میر مردان و زنان (TOT)

متغیر مستقل	ضریب	انحراف معیار	آماره t	سطح معنی‌داری	کشش در میانگین
TOT_{-1}	۰/۳۷۲	۰/۰۸۷	۴/۲۸۹	۰/۰۰۰	۰/۳۷۱
T	۰/۰۰۵	۰/۰۰۲	۲/۵۷۰	۰/۰۱۲	۰/۰۵۸
CVNO	۰/۵۳۳	۰/۱۹۶	۲/۷۱۴	۰/۰۰۸	۰/۰۶۹
CVCO	۰/۳۵۷	۰/۱۲۲	۲/۹۲۱	۰/۰۰۴	۰/۰۴۱
ATEM	-۰/۰۲۱	۰/۰۰۷	-۳/۰۴۰	۰/۰۰۳	-۰/۱۲۹
CONST	۲/۵۵۰	۰/۴۸۹	۵/۲۱۲	۰/۰۰۰	۰/۵۹۰
ضریب تعیین		h دوربین	آماره جارکو- برا		Prob
۰/۵۳		۰/۱۲۲	۰/۴۷		۰/۷۹

ب) عوامل اقلیمی مرتبط با مرگ و میر مردان

نتایج برآورد ضرایب رابطه رگرسیونی که متغیر وابسته آن متوسط میزان مرگ و میر مردان است به شرح جدول ۲ بیان می‌شود. در خصوص مردان حداکثر میزان مربوط به PM_{10} در یک ماه اثر فزاینده بر مرگ و میر تنها مردان داشته است و مرگ و میر مردان نیز به مرگ و میر در دوره گذشته همبسته و مرتبط است. همچنین همان‌گونه که در جدول دیده می‌شود پراکندگی مونوکسید نیتروژن اثر معنی‌داری بر مرگ و میر مردان داشته است. معنی‌دار نبودن متغیر روند نیز در این مدل قابل‌توجه است.

جدول ۲- نتایج برآورد مدل بررسی متغیرهای تأثیرگذار بر متوسط میزان مرگ و میر مردان

متغیر وابسته: متوسط میزان مرگ و میر مردان (AMEN)					
متغیر مستقل	ضریب	انحراف معیار	آماره t	سطح معنی‌داری	کشش در میانگین
$AMEN_{-1}$	۰/۲۰۱	۰/۰۸۲	۲/۴۵۱	۰/۰۱۶	۰/۱۹۸
T	۰/۰۰۲	۰/۰۰۱	۱/۲۹۴	۰/۱۹۹	۰/۰۴۰
CVNO	۰/۳۱۷	۰/۱۴۷	۲/۷۱۴	۰/۰۳۴	۰/۰۷۱
MXPM10	۰/۰۰۰۰۸۴	۰/۰۰۰۰۴۹۸	۱/۶۸۸	۰/۰۹۴	۰/۰۳۲
ATEM	-۰/۰۲۱	۰/۰۰۵	-۴/۱۲۸	۰/۰۰۰	-۰/۲۳۰
CONST	۲/۲۰۳	۰/۲۹۸	۷/۳۹۰	۰/۰۰۰	۰/۸۸۸
ضریب تعیین	h دوربین	آماره جارکو- برا		Prob	
۰/۳۸	-۰/۴۹۶	۰/۳۹		۰/۸۲	

ج) عوامل اقلیمی مرتبط با مرگ و میر زنان

نتایج برآورد ضرایب رابطه رگرسیونی که متغیر وابسته آن متوسط میزان مرگ و میر زنان است به شرح جدول ۳ بیان می‌شود. در خصوص مرگ و میر زنان باید گفت که میزان مرگ و میر در یک دوره به دوره‌های گذشته ارتباطی ندارد و عوامل مؤثر بر مرگ و میر ضریب تغییرات مونوکسید کربن، مونوکسید نیتروژن و درجه حرارت است. در این مدل متغیر روند معنی‌دار است. در تحقیقی Koop و Tole (۲۰۰۴) در برآورد آثار آلودگی هوا بر سلامت و میزان مرگ و میر به اهمیت استفاده از داده‌های سری زمانی در تورنتو کانادا در دوره زمانی ۱۹۹۷- ۱۹۹۲ و یکسان نبودن یک الگوی جهت برآورد دقیق آثار آلودگی هوا بر سلامت، اشاره کردند. بر اساس برآورد نقطه‌ای این پژوهش اثر آلاینده‌های مختلف بر مرگ و میر مثبت و در عین حال کوچک بود. در پژوهشی Vaneckova و همکاران (۲۰۰۸) در استرالیا به این نتیجه رسیدند که میان مرگ و میر و افزایش دما ارتباط مثبت و معنی‌داری وجود دارد، اما زمانی که آلاینده‌های همچون ازن و ذرات معلق نیز در نظر گرفته شدند این اثر در نوسان بوده است و هیچ ارتباط معنی‌داری بین مرگ و میر و عناصر آب و هوایی و رطوبت نسبی پیدا نشد. در تحقیقی Di Ciaula و همکاران (۲۰۱۲) در ایتالیا نشان دادند که همبستگی مثبتی بین پذیرش بیمارستانی افراد کهن‌سال و آلودگی هوای اطراف نیروگاه وجود دارد. مرشدی و همکاران نیز در بوشهر نشان دادن که بین گرد و غبار و میزان بیماری‌های تنفسی، تغییرات آب و هوا و فصول مختلف سال ارتباط معنی‌داری وجود دارد. جنیدی و همکاران (۲۰۰۶) نشان داده‌اند که تماس طولانی مدت با PM_{10} منجر به کاهش قابل توجه امید به زندگی در افراد جامعه می‌شود. خانجانی و همکاران در کرمان گزارش دادند که ارتباط معنی‌داری مواجهه با ذرات گرد و غبار، ازن، دی‌اکسید گوگرد و مرگ و میر تنفسی وجود دارد. لذا این احتمال وجود دارد که بسیاری از بیماران تنفسی قبل از مراجعه به بیمارستان و ثبت شدن در لیست بیماران تنفسی فوت نمایند (رضایی و همکاران، ۱۳۹۴).

جدول ۳- نتایج برآورد مدل بررسی متغیرهای تأثیرگذار بر متوسط میزان مرگ و میر زنان

متغیر وابسته: متوسط میزان مرگ و میر زنان (AWEM)					
متغیر مستقل	ضریب	انحراف معیار	آماره t	سطح معنی‌داری	کشش در میانگین
T	۰/۰۰۴	۰/۰۰۱	۳/۸۹۶	۰/۰۰۰	۰/۱۲۸
CVNO	۰/۳۵۳	۰/۱۰۹	۳/۲۵۲	۰/۰۰۲	۰/۱۰۷
CVCO	۰/۱۸۴	۰/۰۶۳	۲/۹۳۷	۰/۰۰۴	۰/۰۵۰
ATEM	-۰/۰۰۹	۰/۰۰۴	-۲/۴۲۰	۰/۰۱۷	-۰/۱۳۳
CONST	۱/۵۶۱	۰/۱۵۳	۱۰/۲۰	۰/۰۰۰	۰/۸۴۸
ضریب تعیین	آماره دوربین-واتسون	آماره جارکو- برا	Prob		
۰/۴۱	۱/۹۹	۰/۵۶	۰/۷۵		

نتیجه‌گیری

با استفاده از روش‌های آماری و مدل‌های خطی می‌توان رابطه بین آلاینده‌های هوا، عوامل اقلیمی و میزان مرگ و میر را به‌صورت معنی‌داری مشاهده نمود. مشاهده رابطه سایر تغییرهای وابسته به آلودگی هوا از طریق محاسبه ضریب همبستگی امکان‌پذیر نیست. در خصوص مردان، میزان غلظت PM_{10} بیشترین تأثیر در مرگ و میر داشته و می‌توان دلیل افزایش این شاخص را میزان توفان‌های گرد و غبار در منطقه دانست. از آنجایی که استان خوزستان در اکثر مواقع دارای آلودگی هوا از جمله گرد و غبار چندین برابر حد مجاز بوده، لذا این عامل می‌تواند بر میزان بیماری‌های تنفسی و مرگ و میر تأثیر زیادی داشته باشد. پراکندگی مونوکسید نیتروژن و کربن اثر معنی‌داری بر مرگ و میر مردان داشته است. عوامل مؤثر بر مرگ و میر زنان، ضریب تغییرات مونوکسید کربن، مونوکسید نیتروژن و درجه حرارت می‌باشد.

منابع

جمالی ف. و بیات ف. ۱۳۹۰. پیامدهای منفی پدیده گرد و غبار بر سلامت و راهکارهای عملی مقابله با آن، اولین کنگره بین‌المللی پدیده گرد و غبار و مقابله با آثار زیانبار آن، خوزستان، اهواز، ۲۸-۲۶ بهمن ماه، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین خوزستان، ۳۲۷ صفحه.

خالدی ک. ۱۳۹۲. زیان‌های اقتصادی توفان گرد و غبار بر استان‌های غربی ایران (مطالعه موردی: خوزستان، خوزستان و کرمانشاه). فصلنامه مدل‌سازی اقتصادی، سال هفتم، شماره سوم، ص: ۱۲۵-۱۰۵.

رضایی، ش.، خانجانی، ن.، محمدی سجده کوه، س.، دارابی فرد، ز. ۱۳۹۴. بررسی اثرات آلودگی هوا بر مراجعه بیماران تنفسی به اورژانس بیمارستان در کرمان. مجله بهداشت و توسعه، ۴(۴)، ۳۱۴- ۳۰۶.

نجیمی ع.، احمدی زاده و دیمیادی ع.ا. ۱۳۸۸. قم غرق در گرد و غبار، اداره کل حفاظت محیط زیست استان قم، تیر ماه ۱۳۸۸، ص: ۷.

Achudume, A. and B. Oladipo .2009. "Effects of dust storm on health in the Nigerian environment." Biology and Medicine 1(4): 21-27.

Cakmak S, Dales RE, Coates F. 2012. Does air pollution increase the effect of aeroallergens on hospitalization for asthma? Journal of Allergy and Clinical Immunology.129(1): 228-31.

Di Ciaula A.2012. Emergency visits and hospital admissions in aged people living close to a gas fired power plant. Eur J Intern Med. 23(2): 53-8.

Koop G, Tole L.2004, Measuring the health effects of air pollution: to what extent can we really say that people are dying from bad air? Journal of Environmental Economics and Management. 47(1):30-54.

Vaneckova P, Beggs PJ, de Dear RJ,McCracken KW. 2008. Effect of temperature on mortality during the six warmer months in Sydney, Australia, between 1993 and 2004. Environ Res. 108(3):361-9.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Evaluating the effectiveness of air pollution and dust on mortality rate using linear models in Khuzestan province

Namdar Khojasteh D. [*1], G. Goudarzi [2], M. Fehresti Sani[3], R. Taghizadeh-Mehrjerdi[3]

[1] Assistant Prof. Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Shahed University, Iran
[2]Associate Prof. Air pollution and respiratory diseases research center, Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Iran
[3]Assistant Prof. Faculty of Agriculture and Natural Resources, Ardakan University, Iran

Abstract

The effect of dust and air pollution on human health and mortality rate occurs in both short and long terms. Dust may also increase the severity of this effect by transferring pathogens and other diseases. In addition, air pollutants such as NO, CO, SO2, etc., along with climatic factors such as temperature, pressure and relative humidity, could cause heart disease, respiratory illness and ultimately mortality. The purpose of this study was to investigate the effects of dust, air pollution and climatic factors on mortality in Khuzestan province. For this purpose, hospital, climatic and air pollution data were used for the nine-year period. The results showed that increasing of carbon and nitrogen monoxide had impact on mortality. In other words, when the concentration of these pollutants had been increased, they had increased mortality. For men, high PM_{10} concentrations in a month have had a profound effect on mortality.

Keywords: Air Pollution, Correlation, Mortality, Linear Model

[*]Corresponding author, Email:D.namdarkhojasteh@shahed.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

بررسی غلظت عناصر سنگین در خاک و گیاه فضای سبز اطراف صنعت سیمان سپاهان

حمیدرضا رحمانی[1*]

[1] عضو هیات علمی بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان، ایران.

چکیده

میزان فلزات سنگین خاک بدلیل ورود انواع پس مانده‌های صنعتی، ضایعات کارخانجات و سایر الودگی ها رو به افزایش است. جهت انجام این تحقیق، اراضی فضای سبز تحت گیاه کاج اطراف صنعت سیمان سپاهان مورد بررسی قرار گرفت. نمونه برداری از اندام هوایی گیاه کاج صورت گرفت. همچنین بررسی خاک نیز با نمونه گیری لازم از عمق ۳۰ سانتیمتری سطح خاک انجام گردید. نتایج نشان داد در خاک غلظت عناصر سنگین در مقایسه با استاندارد ملی ایران، زیر حدود مجاز بوده و محدودیتی نداشتند اما در مقایسه داده ها با حدود معمول و بحرانی، عناصر سرب و کادمیم دارای محدودیت بودند. در بررسی غلظت عناصر سنگین در گیاه کاج مشخص گردید میانگین غلظت همه عناصر سنگین مورد بررسی زیر حدود بحرانی بودند اما حداکثر غلظت در عناصر مس، کروم و کبالت در دامنه غلظت بحرانی قرار داشت. در مجموع اراضی فضای سبز در مقایسه با استاندارد ایران و میانگین غلظت عناصر سنگین در برگ گیاه کاج، آلودگی به عناصر سنگین را نشان ندادند.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، آلودگی گیاه، حد مجاز، حد بحرانی و سیمان سپاهان.

مقدمه

میزان فلزات سنگین خاک بدلیل ورود انواع پس مانده‌های صنعتی و ضایعات کارخانجات رو به افزایش است (دیوور، ۱۹۹۰ و چنی و همکاران، ۱۹۸۷). سالیانه حدود ۳۸۰۰۰ تن کادمیم و تقریباً یک میلیون تن سرب به خاکهای جهان اضافه می شودکه مقادیر زیادی از آنها مربوط به غبارهای جوی، پراکنش خاکسترها و ضایعات شهری است و غلظتهای کم آن مربوط به مصرف کودهای شیمیایی و لجن فاضلاب است (نری آگو و پسینا، ۱۹۸۷).

منابع اصلی ورود غیر طبیعی فلزات سنگین به جو بیشتر شامل کارخانه‌های ذوب و تصفیه فلزات، کوره‌های احتراق زغال سنگ و زباله‌هاست که منجر به آلودگی منابع خاک و آب در منطقه تأثیر پذیر از این کارخانه‌ها می‌گردد(تیلر، ۱۹۸۹ و پیج و همکاران، ۱۹۸۷ و هانگ و اسکندر، ۲۰۰۰). جذب فلزات سنگین از اراضی آلوده بوسیله گیاهان و بخصوص محصولات کشاورزی یکی از مهمترین راه‌های ورود این عناصر به زنجیره غذایی است (چنی، ۱۹۹۰). برخی از فلزات سنگین به سهولت بوسیله گیاهان جذب شده و در غلظت هایی که برای گیاهان سمی نیست در محصولات کشاورزی تجمع می‌یابد که مصرف این محصولات آثار زیان‌آوری در انسان دارد(جینگ و لگان، ۱۹۹۲). بنابراین فلزات سنگین که به هر نحو به خاکهای کشاورزی وارد می شوند باید در سطوحی نگهداری شوند که حداقل زیان را به گیاهان وارد نموده و کم‌ترین خطر مصرف را از طریق ورود به زنجیرهٔ غذایی داشته باشند(اسمیت، ۱۹۹۴).

در تحقیقی که در اطراف صنایع در کشور نیجریه انجام شد مشخص گردید غلظت عناصر سنگین با فاصله از منبع آلاینده کاهش یافته و مقادیر قابل توجه از این عناصر در محصولات و گیاهان در اثر فرونشست ذرات معلق تجمع پیدا کرده است(کوزلاو و همکاران، ۱۹۹۴). در بررسی پراکنش عناصر نیکل، منگنز و کادمیم در خاک و محصولات کشاورزی در منطقه اطراف مجتمع فولاد مبارکه مشخص گردید حداکثر غلظت نیکل و منگنز قابل استخراج با DTPA در شمال شرق منطقه و در لایه ۵-۰ سانتیمتری خاک بوده است (به ترتیب ۲,۴ و ۳۱۲ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک). غلظت نیکل و کادمیم در اندام‌های هوائی محصولات کشاورزی منطقه در حد تشخیص دستگاه جذب اتمی نبوده ولی غلظت منگنز در اندام هوائی برنج ۶,۷۱۶

* ایمیل نویسنده مسئول: RAHMANI.HRHR@GMAIL.COM

میلی‌گرم در کیلوگرم ماده خشک گیاهی بوده است که از استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا فراتر بوده است (هودجی و جلالیان، ۱۳۸۳). هدف از انجام این تحقیق بررسی غلظت عناصر سنگین در خاک و گیاه کاج فضای سبز اطراف صنعت سیمان سپاهان بوده است.

مواد و روش

جهت انجام این تحقیق، اراضی فضای سبز اطراف صنعت سیمان سپاهان واقع شده در شمال شرقی شهر دیزیچه اصفهان مورد بررسی قرار گرفت. سطح اراضی فضای سبز حدود ۲۰۰ هکتار بوده و نمونه های خاک در فاصله دور از صنعت برداشت شد. نمونه برداری از اندام هوایی گیاه کاج(برگ) صورت گرفت. همچنین بررسی خاک با نمونه گیری لازم از عمق ۳۰ سانتیمتری سطح خاک(عمق شخم انتخاب شد چون خاک در منطقه فضای سبز تا ۳۰ سانتیمتری زیر و رو می شود) انجام گردید. نمونه های برداشت شده به آزمایشگاه منتقل گردید و پارامترهای مورد نیاز در نمونه های خاک شامل اسیدیته، هدایت الکتریکی، کاتیون ها و آنیون ها، بافت خاک و غلظت کل عناصر سنگین مس، آهن، منگنز، روی، کادمیم، سرب، کروم، کبالت و نیکل و در گیاه درصد ماده خشک و غلظت فلزات سنگین ذکر شده فوق اندازه گیری گردید (page et. Al, 1982; Robert, 1990 and Pendias and Pendias, 1992). با پایان یافتن کار میدانی تحقیق، امور تجزیه و تحلیل داده های طرح با مقایسه با استانداردهای مربوطه انجام شد.

نتایج و بحث

۱-خاک

جدول ۱- بررسی بعضی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نمونه های خاک اراضی فضای سبز

تعداد ۱۲ نمونه	EC (dS/m)	pH	N	C	Sand	Silt	Clay	$HCO3^-$	Cl^-	$Mg^{+2}+Ca^{+2}$	Na^+	SO_4^{-2}
			(%)					(meq/l)				
حداقل	۰/۵۵	۸/۳	۰/۰۶	۰/۶۲	۸۰	۸	۲	۱/۶	۲/۴	۳/۶	۲/۲	۳/۷
حداکثر	۱۳/۹۹	۸/۹	۰/۰۹	۰/۸۶	۹۰	۱۶	۴	۷	۱۰۶	۸۰	۷۹	۵۰/۲
میانگین	۲/۸۶	۸/۶۲	۰/۰۷	۰/۷	۸۵	۱۲	۳	۳/۶۳	۲۶/۸	۲۱/۴	۲۱/۶۲	۱۵/۹۸

در خاکهای اراضی فضای سبز مقادیر میانگین درصد ازت ۰/۰۷ و کربن۰/۷ است به صورتی که نسبت کربن به ازت برابر ۱۰ است. این خاک ها دارای درصد بالایی از ماسه بوده و بافت سبک دارند. شوری خاک ها بین ۰/۵۵ تا ۱۳/۹۹ دسی زیمنس بر متر بوده و از بدون شوری تا خیلی شور متغیر هستند. pH خاک ها دارای میانگین ۸/۶۲ و دامنه مقادیر ۸/۹- ۸/۳ هستندکه از حد معمول ۸/۵ برخی نمونه ها فراتر هستند (جدول ۱).

در جدول ۲ غلظت عناصر سنگین در نمونه های خاک اراضی فضای سبز آمده است. در مقایسه نتایج با حدود مجاز ذکر شده در جدول ۲ می توان چنین تفسیر کرد که عناصر سنگین مختلف مورد بررسی در مقایسه با استاندارد خاک(سازمان حفاظت محیط زیست ایران از حدود مجاز ذکر شده فراتر نبوده و محدودیت ندارند. در مقایسه نتایج با سایر حدود مجاز ذکر شده در جدول، تنها عناصر سرب و کادمیم از دامنه غلظت معمول کمی فراتر بوده و تنها عنصر کادمیم در محدوده غلظت بحرانی قرار دارد.

جدول ۲- بررسی غلظت کل برخی عناصر سنگین(میلی گرم در کیلوگرم) در نمونه های خاک اراضی فضای سبز

تعداد ۱۲ نمونه	Cu	Zn	Mn	Fe	Cd	Pb	Ni	Cr	Co
حداقل	۱۴	۵۳	۱۸۰	۱۰۱۷۵	۱/۵	۳/۵	۴۴/۵	۱۷	۲۶/۵
حداکثر	۲۰/۵	۶۹/۵	۲۹۷/۵	۱۶۷۵۰	۳/۵	۱۶/۵	۷۰	۳۰	۳۷
میانگین	۱۷/۵	۵۷/۱	۲۴۶/۳	۱۳۵۵۸	۲/۳	۱۱/۵	۵۳	۲۲	۳۲
سازمان حفاظت محیط زیست ایران(با کاربری پارک تفریحی یا جنگل و مرتع)	۵۰۰	۵۰۰	–	–	۸	۲۹۰	۵۳۰	۵۳۵	۵۰
*غلظت بحرانی	۶۰-۱۲۵	۷۰- ۴۰۰	-	–	۳- ۸	۱۰۰- ۴۰۰	۱۰۰	۷۵- ۱۰۰	–
*غلظت معمول	۲-۲۵	۱۰- ۱۰۰	۱۰۰- ۴۰۰	–	۰/۰۱ – ۲	۱۰-۱۵	–	–	۱- ۴۰

*Pendias and Pendias, 1992; Allaway, 1990, Faust et al, 1981 and Guidline Manual, University of California.

۲- گیاه

در بررسی غلظت عناصر سنگین در برگ گیاه کاج در اراضی فضای سبز طبق داده ها و حدود مجاز ذکر شده در جدول ۳ مشخص گردید غلظت عناصر مس، کبالت، کادمیم، منگنز و کروم از حد مجاز فراتر بوده و تنها غلظت عناصر مس، منگنز و کروم در دامنه غلظت بحرانی قرار دارد. افزایش این غلظت به جذب عناصر فوق از محیط از جمله خاک و هوا ارتباط می یابد. برای غلظت عنصر آهن حد مجاز نیامده اما غلظت آن در نمونه ها بالاست.

جدول۳- غلظت عناصر سنگین (میلی گرم در کیلوگرم) در نمونه های برگ گیاه کاج اراضی فضای سبز

تعداد ۲۵ نمونه	Cu	Zu	Mn	Fe	Cr	Pb	Cd	Co
میانگین	۱۴/۰۳	۳۴/۴۲	۸۶/۲۰	۱۱۱۹/۵	۵/۰۵	n.d	۱/۴۷	۴/۴۸
حداقل	۳/۸	۱۶	۴۸/۲	۲۶۴/۴	۱/۸۶	n.d	n.d	n.d
حداکثر	۶۶	۸۵/۴	۱۵۷/۴	۱۹۴۷	۱۱/۴۳	n.d	۴/۵۶	۱۲/۸۹
غلظت *بحرانی	۲-۱۰۰	۱۰۰- ۴۰۰	–	–	۵- ۳۰	۳۰-۳۰۰	۵- ۳۰	-
غلظت معمول*	۵- ۲۰	۱۵- ۱۰۰	۱۵- ۱۰۰	–	۰/۲- ۱	۰/۲- ۲۰	۰/۱ – ۲/۴	۰/۱۵- ۰/۵

*Pendias and Pendias, 1992; Allaway, 1990; Stevart , 1974 and Guidline Manual, University of California.

نتیجه گیری

در مجموع غلظت هیچ یک از عناصر عناصر سنگین مورد بررسی در خاک از استاندارد خاک ایران فراتر نبوده و محدودیت نداشتندهمچنین نسبت به حدود معمول و بحرانی اشاره شده در جدول ۲ نیز عناصر سنگین باستثنای سرب و کادمیم سایر عناصرمحدودیتی نداشتند و غلظت آن ها زیر حدود غلظت بحرانی بود. در گیاه کاج میانگین غلظت همه عناصر سنگین زیر حد بحرانی بود اما حداکثر غلظت اندازه گیری شده در عناصر مس، کروم و کبالت در دامنه غلظت بحرانی ذکر شده قرار داشت. در مجموع اراضی فضای سبز در مقایسه با استاندارد ایران و میانگین غلظت عناصر سنگین در برگ گیاه کاج، آلودگی به عناصر سنگین را نشان ندادند.

منابع

هودجی.م و الف. جلالیان.۱۳۸۳. پراکنش نیکل،منگنز و کادمیم در خاک و محصولات کشاورزی در منطقه استقرار فولاد مبارکه. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی(دانشگاه صنعتی اصفهان)، سال ۸،شماره ۳، صفحات ۵۵ تا ۶۸.

Allaway. B.J, 1990, Heavy metals in soils: Lead, Blackie and sonltd, Glassgow, London, pp .177-196.

Chaney. R.L., JF. Bruins, D.E.Baker, J.E.Smith and D.Col..1987. Transfer of Sludge-applied Trace Elements to the food Chain.PP.67-93. In: AL.Page,T. Logan and J.Ryan. Land Application of Sludge.9 th ed. Lewis publishers, Chelsea, MI.

Chaney, R.L. 1990. Public health and sludge utilization. Biocyle.31:68-73.

Faust.S.D and O.M. Aly. 1981. Chemistry of natural water, Ann Arbor Science, PP: 335 - 337.

Guidance manual G. Stuart Pettygrove - Tarahi ASA No, Irrigation with reclaimed municipal waste water, Prepared by: Department of Land Air and Water Resources University of California Davis.

Huang, P.M. and I.k.Iskandar. 2000. Soils and Ground Water Plloution and Remediation: Asia, Africa and Oceania. Lewis Publishers, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C

Jing, J., T.J. Logan. 1992. Effects of sewage sladge cadmium concentration on chemical extractability and plant uptake. J. Environ. Qual. 21:73-81.

Kozlov, M. V, E.Haukioja, A.V.Bakhtiarov and D.N. Stroganov.1995. Heavy metals in birch leaves around a Nichel – Copper Smelter at Monchegorsk, Northwestern. Russia, Environmental Pollution, Vol. 90, No.3, PP.291-299.

Nriagu, J.O.and J.M. Pacyna. 1988. Quantitative assessment of world –wide contamination of air, water and soils by trace metals Nature. 333:134-139.

Page, A. L., T.Logan and J.Ryan (Eds.). 1987.Land APPLication of Sludge. Lewis Publishers, Chelsea,MI.

Page. A. L, R. H. Miller, and D. R. keeney. 1982 , The methods of soil analysis part2: Chemical and microbiological properties , 2nd. , soi .sci. sco, Inc . Madison.

Pendias. A. K, and H. Pendias, 1992, Trace elements in soils and plants: V. Lead, 2nd ed. Boca Raton Arbor, London, p. 187-198.

Robert. I. A, 1990, Methods of plant analysis, official methods of analysis of the A.O.A.C.

Stevart. E. A, 1974, Chemical analysis of ecological matherials, Halsed Press, pp: 305-320.

soil Sci. Ed.R. Lal and B.A. Stewart. Lewis Pub. London.

Smith, S.R. 1994. Effect of soil Phon availability to crops of metals in sewage sludge-treated soil. 1. Nickel,Cu and Zn uptake and toxicity to ryegrass. Environ. Pollut. 85:321-327.

Tiller, K.G.1989. Heavy metals and their environmental significance. PP.113-142. In: B.A. Steward (Ed), Advances in Soil Science. Vol. 4, Springer Verlage, New York.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

The concentration of heavy metals in soil and vegetation around the Sepahan cement industry

Hamid Reza Rahmani [1 *]

1- Faculty member of Soil and Water Research Department, Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Promotion Organization, Isfahan, Iran.

Abstract

The concentration of heavy metals in the soil is increasing due to the introduction of various industrial residues, waste factories and other pollutants. For this research, lands of greenery under pine plant around Sepahan cement industry were investigated. A sampling of the pine plant and soil(0-30cm) was performed. The results showed that the concentrations of heavy metals not exceeded of soil standard of Iran. The concentration of heavy metals in the pine plant was determined. The average concentration of all the heavy metals under investigation was not critical, but the maximum concentrations in the elements of copper, chromium and cobalt were in the critical concentration range. In general, greenhouse areas and pine plant (average of concentration) did not show any contamination with heavy elements.

Keywords: Soil contamination, Plant contamination, Permit limit, Critical levels and Sepahan cement.

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی خاک و آب و سلامت محصولات کشاورزی

بررسی غلظت فلزات سنگین روی، مس، کادمیم و سرب در زمین‌نمای داوران، رفسنجان

فرزانه بنده‌الهی[۱*]، عیسی اسفندیارپور بروجنی[۲]، علیرضا کریمی[۳]، محمد هادی فرپور[۴]

[۱] دانشجوی دکتری گروه علوم و مهندسی خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه ولی‌عصر رفسنجان

[۲] دانشیار گروه علوم و مهندسی خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه ولی‌عصر رفسنجان

[۳] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۴] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

چکیده

عناصر سنگین، یکی از مهمترین آلاینده‌های زیست‌محیطی هستند؛ به‌طوری که وجود آن‌ها در خاک، سلامت گیاه و انسان را تهدید می‌کند. هدف پژوهش حاضر، بررسی غلظت فلزات سنگین روی، مس، کادمیم و سرب در سیمای اراضی دشت داوران می‌باشد. از افق‌های ژنتیکی خاک‌رخ‌های حفرشده در هفت واحد ژئومورفیک، نمونه‌برداری شد و غلظت عناصر سنگین نمونه‌ها با استفاده از اسید نیتریک و پرکلریک اسید (نسبت ۱ به ۳) توسط دستگاه جذب اتمی قرائت گردید. نتایج نشان داد براساس فاکتور غنی‌شدگی (EF)، خاک‌های موجود در تمامی واحدهای ژئومورفیک از نظر عناصر روی و مس دارای حداقل درجه غنا (EF<۲)؛ از نظر عنصر سرب، برخی واحدهای ژئومورفیک دارای غنای متوسط (۲≤EF<۵) و از نظر عنصر کادمیم، به‌جزء واحد ژئومورفیک پدیمنت، مابقی واحدها دارای غنای شدید (۲۰≤EF<۴۰) هستند. براساس شاخص زمین‌انباشت (I_{geo})، خاک‌های موجود در تمام واحدها از نظر آلودگی عناصر مس، روی و سرب، دارای کلاس غیرآلوده (I_{geo}≤۰) و از نظر عنصر کادمیم، به‌جزء واحد پدیمنت، بقیه واحدها دارای آلودگی متوسط (۱≤ I_{geo}<۲) می‌باشند. به‌طور کلی، دلایل احتمالی وجود آلودگی سرب و به‌ویژه کادمیم در منطقه را می‌توان به فعالیت‌های انسانی، تفاوت در منشأ مواد مادری و حضور رسوبات آبی و بادی در واحدهای مختلف نسبت داد.

کلمات کلیدی: واحد ژئومورفیک، فاکتور غنی‌شدگی، شاخص زمین‌انباشت

مقدمه

سیمای اراضی یا زمین‌نما، بیانگر قسمت وسیعی از سرزمین (اراضی) می‌باشد که معمولاً تحت تأثیر مجموعه‌ای از عوامل طبیعی (اقلیم، موجودات زنده، مواد مادری، پستی و بلندی، زمان، فرسایش، رسوب‌گذاری و غیره) و غیرطبیعی (استفاده از اراضی توسط انسان) قرار می‌گیرد (Zinck, 2013). شدت و ضعف هر یک از این عوامل منجر به تشکیل یک سیمای اراضی با خصوصیات متفاوت می‌گردد. یکی از مهم‌ترین اجزای هر سیمای اراضی، محیط خاک موجود در آن است. خاک از عناصر مختلفی تشکیل شده است که از جمله این عناصر، می‌توان به عناصر سنگین آن اشاره نمود. عناصر سنگین به‌عنوان یکی از مهمترین آلاینده‌های زیست‌محیطی، به‌شدت سمی و غیرقابل تجزیه هستند؛ به‌طوری که وجود چند میلی‌گرم بر کیلوگرم از آن‌ها در خاک، سلامت گیاه و انسان را تهدید می‌کند (Alloway, 2003).

برخی از عناصر سنگین مانند روی و مس از عناصر ضروری برای گیاه و انسان می‌باشند. در مقابل، تعداد زیادی از فلزات سنگین، هیچ‌گونه نقش فیزیولوژیکی مفیدی در انسان ندارند. از جمله عناصر سنگین غیرضروری موجود در خاک، کادمیم می‌باشد. عنصری با وزن اتمی ۴/۱۱۲، نقطه ذوب ۳۲۱ و نقطه جوش ۷۶۷ درجه سلسیوس می‌باشد. این عنصر از طریق مواد مادری، صنایع فلزی و شیمیایی، کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها، وارد محیط زیست می‌شود. کادمیم ممکن است موجب ضایعات کلیوی، افزایش فشار خون، جهش‌زایی و سرطان‌زایی شود. همچنین تمرکز بیش از حد کادمیم در بدن حیوانات و انسان موجب بروز ناراحتی‌هایی همچون خستگی استخوان، برونشیت و تصلب شرایین می‌شود (تابنده و همکاران، ۱۳۹۵). از دیگر عناصر سنگین موجود در خاک، سرب می‌باشد که باعث آسیب جدی مغزی مثل عقب‌ماندگی ذهنی، اختلالات رفتاری، مشکلات حافظه و تغییرات خلقی می‌شود. مهم‌ترین اثر سرب، اختلال در نمو عصبی کودکان می‌باشد. در افراد بزرگسال نیز می‌تواند فشار خون را افزایش دهد (Mosaferi و همکاران، ۲۰۰۸). سرنوشت فلزات سنگین و کمپلکس‌های فلزی تخلیه‌شده به خاک و آب، با توجه به شرایط محیطی آن‌ها، بسیار متفاوت است. عوامل

* ایمیل نویسنده مسئول: bandehelahifarzaneh@gmail.com

تأثیرگذار زیادی بر جذب فلزات سنگین مؤثر می‌باشند که از آن جمله می‌توان به pH، نوع و مقدار کلوئیدهای خاک، غلظت یونی محلول خاک، غلظت فلز سنگین، حضور کاتیون‌های فلزی رقابت‌کننده و وجود لیگاندهای آلی و معدنی اشاره نمود (ناظمی، ۱۳۸۹).

در هر حال، ورود فلزات سنگین به زنجیره غذایی و رسیدن به غلظت‌های بحرانی، اثرات سوء متابولیکی و فیزیولوژیکی در موجودات زنده بر جای می‌گذارد. لذا پژوهش حاضر با هدف تعیین غلظت برخی از فلزات سنگین (روی، مس، کادمیم و سرب) در واحدهای ژئومورفیک مختلف موجود در دشت داوران رفسنجان و بررسی میزان غنای فلزی و درجه آلودگی آن‌ها صورت گرفت.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه بخشی از اراضی دشت داوران ("۴۳ ′۵۶ °۵۵ تا "۱۳ ′۱۳ °۵۶ طول شرقی و "۴۹ ′۲۷ °۳۰ تا "۲۰ ′۳۷ °۳۰ عرض شمالی) واقع در ۱۵ کیلومتری شرق رفسنجان با مساحت تقریبی ۳۸۰۰۰ هکتار و میانگین ارتفاع ۱۶۴۵ متر از سطح دریا می‌باشد. مواد مادری خاک‌های منطقه از رسوبات کواترنری است که شامل رسوبات بادرفتی و آبرفتی می‌باشند که از ارتفاعات با سنگ‌های مختلف (مانند مارن، شیل، کنگلومرا، گرانیت، ماسه‌سنگ، کوارتزیت و سنگ آهک) منشأ می‌گیرند.

ابتدا با استفاده از نقشه‌های توپوگرافی و مواد مادری و نیز تصاویر ماهواره‌ای گوگل ارث، جداسازی واحدهای ژئومورفیک در منطقه صورت گرفت. سپس در هر واحد ژئومورفیک، تعدادی خاک‌رخ حفر گردید و پس از تشریح آن‌ها و تعیین خاکرخ شاهد هر واحد، از افق‌های ژنتیکی خاک‌رخ‌های شاهد، نمونه‌برداری صورت گرفت. پس از هواخشک کردن نمونه‌ها و عبور آن‌ها از الک دو میلی‌متری، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی لازم بر اساس روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شد. همچنین برای تعیین مقدار عناصر سنگین روی، مس، کادمیم و سرب در نمونه‌ها، ابتدا یک گرم از هر نمونه با استفاده از اسید نیتریک و پرکلریک اسید (نسبت ۱ به ۳) هضم شد (Sposito و همکاران، ۱۹۸۲) و سپس غلظت آن‌ها با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت گردید. در نهایت با استفاده از فاکتور غنی‌شدگی[1] (EF) و شاخص زمین‌انباشت[2] (I_{geo})، درجه آلودگی واحدهای ژئومورفیک مورد بررسی قرار گرفت.

فاکتور غنی‌شدگی بر مبنای مقایسه غلظت فلز مورد نظر در نمونه با غلظت همان فلز در ناحیه غیرآلوده، قابل محاسبه است. این غلظت بر اساس غلظت عنصر مرجع که می‌تواند آلومینیم یا آهن باشد نرمال می‌شود. معادله ۱ چگونگی محاسبه شاخص مزبور را نشان می‌دهد:

$$EF = \frac{\left(\frac{C_X}{C_{Ref}}\right)sample}{(C_x/C_{Ref})Crust} \qquad (۱)$$

که Cx غلظت عنصر مورد اندازه‌گیری و CRef غلظت عنصر مرجع می‌باشند.

Sutherland (۲۰۰۰) درجه‌بندی سطوح آلودگی خاک‌ها را به‌صورت زیر ارائه نموده است:

EF<۲ (عدم وجود آلودگی یا درجه غنای حداقل)، ۵> EF ≥ ۲ (درجه غنای متوسط)، ۲۰> EF ≥ ۵ (غنای قابل توجه)، ۴۰> EF ≥ ۲۰ (غنای شدید) و EF ≥ ۴۰ (غنای بسیار شدید).

شاخص زمین‌انباشت نیز بیانگر مقایسه غلظت اندازه‌گیری‌شده فلزات سنگین در نمونه با غلظت پس‌زمینه ژئوشیمیایی آن در خاک می‌باشد. این شاخص توسط معادله ۲ محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \log(C_n/1.5\,B_n) \qquad (۲)$$

در این معادله I_{geo} شاخص زمین‌انباشت یا شاخص شدت آلودگی، C_n غلظت فلز سنگین در خاک و B_n غلظت پس‌زمینه فلز سنگین در پوسته زمین است. ضریب ثابت ۱/۵ به‌منظور به حداقل رساندن اثر تغییرات احتمالی در غلظت‌های پس‌زمینه است که معمولاً این اختلافات به‌علت تغییرات سنگ‌شناسی خاک‌ها می‌باشد. طبقه‌بندی این شاخص به‌وسیله Forstner و همکاران (۱۹۹۰) به‌صورت زیر انجام شده است:

۰ ≥ Igeo (نسبتاً غیرآلوده)، ۱>Igeo ≥ ۰ (غیرآلوده تا آلودگی متوسط)، ۲>Igeo ≥ ۱ (آلودگی متوسط)، ۳ >Igeo ≥ ۲ (آلودگی متوسط تا شدید)، ۴>Igeo ≥ ۳ (آلودگی شدید)، ۵>Igeo ≥ ۴ (آلودگی شدید تا بسیار شدید)، و ۵ < Igeo (آلودگی بسیار شدید).

[1] Enrichment factor
[2] Geo-accumulation index

لازم به ذکر است که به‌دلیل عدم وجود استانداردهای خاص برای ارزیابی درجه آلودگی خاک در ایران، در این پژوهش به‌منظور ارزیابی آثار محیط زیستی عناصر سنگین، غلظت این عناصر با استانداردهای بین‌المللی مقایسه شد. با توجه به اطلاعات جدول ۱، از میانگین غلظت فلزات سنگین در پوسته زمین به‌عنوان استاندارد درجه آلودگی و از فلز آهن به‌عنوان عنصر مرجع استفاده گردید. لازم به ذکر است در منطقه فعالیت های انسانی ازجمله کشت و کار در واحد ژئومورفیک پهنه رسی کشت شده مشاهده شد.

جدول ۱- میانگین غلظت فلزات سنگین در پوسته زمین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) (Alloway و همکاران، ۲۰۰۰)

عناصر	روی	مس	کادمیم	سرب	آهن
میانگین	۷۵	۶۰	۰/۲	۱۴	۴۱۰۰۰

نتایج و بحث

هفت واحد ژئومورفیک پهنه رسی کشت‌شده، پدیمنت، زهکش فعال، مخروط‌افکنه، پهنه رسی، سنگفرش بیابانی و دریای شن[1] در منطقه مورد مطالعه تفکیک شدند. آماره‌های توصیفی میانگین غلظت فلزات سنگین محاسبه‌شده برای هر خاک‌رخ (اطلاعات خاک‌رخ‌ها نشان داده نشده‌اند) در جدول ۲ آورده شده‌اند. همان‌طور که مشاهده می‌کنید، در بین فلزات سنگین مورد سنجش، بالاترین میانگین غلظت فلزات سنگین مربوط به فلز روی با میانگین ۴۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم و پایین‌ترین آن مربوط به فلز کادمیم با میانگین ۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. به‌طور کلی، ترتیب میانگین غلظت فلزات مورد بررسی به‌صورت کادمیم < مس < سرب < روی است. دلیل بیشتر بودن روی و کم بودن کادمیم در منطقه می‌تواند به ماهیت مواد مادری و یا فرایندهای فرسایش بادی و آبی انجام‌گرفته در منطقه مربوط باشد. Krishna و همکاران (۲۰۰۸) نیز بیان نمودند که توزیع فلزات سنگین می‌تواند تحت تأثیر ماهیت مواد مادری و شرایط آب و هوایی قرار گیرد.

با بررسی ضریب تغییرپذیری (CV)[2]، می‌توان به میزان تغییرپذیری عناصر سنگین مطالعه‌شده در منطقه دست یافت. اگر ٪CV≤۲۰ باشد، نشانگر تغییرپذیری اندک؛ ٪۲۱≤CV<۵۰٪ تغییرپذیری متوسط و ٪۵۰<CV≤۱۰۰٪ تغییرپذیری زیاد است. همچنین ضریب تغییرپذیری بالاتر از ۱۰۰ درصد، نشان‌دهنده تغییرپذیری خیلی زیاد است (سیستانی و همکاران، ۱۳۹۶). ترتیب ضرایب تغییرپذیری غلظت فلزات سنگین در خاک‌های منطقه مورد مطالعه به‌صورت کادمیم> سرب> مس> روی می‌باشد (جدول ۲). به دیگر سخن، کادمیم و سرب، دارای تغییرپذیری زیاد و مس و روی، دارای تغییرپذیری متوسط هستند. به‌طور کلی، محل نمونه‌برداری، نوع واحد ژئومورفیک و نوع رسوبات بادی و آبی منطقه بر افزایش یا کاهش غلظت آلاینده‌ها مؤثر می‌باشند.

جدول ۲- آماره‌های توصیفی غلظت فلزات سنگین خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در واحدهای ژئومورفیک مختلف

فلز سنگین	حداکثر	حداقل	میانگین	میانه	ضریب تغییرات (%)	انحراف معیار
روی	۷۳	۱۵	۴۳	۴۳	۲۵/۶	۱۱
مس	۳۶	۴	۱۸	۱۷	۳۳/۴	۶
کادمیم	۳۲	۱	۴	۴	۷۵	۳
سرب	۹۹	۵	۲۵	۲۳	۵۲	۱۳

در جدول ۳ مقادیر شاخص‌های EF و I_{geo} برای واحدهای ژئومورفیک مختلف نشان داده شده است. با توجه به آن مشخص شد که متوسط میزان EF عنصر روی در واحدهای ژئومورفیک مختلف به‌صورت پهنه رسی کشت‌شده> پهنه رسی> زهکش فعال = مخروط‌افکنه> سنگفرش بیابانی> دریای شن می‌باشد. ترتیب مزبور برای عنصر مس به‌صورت پهنه رسی کشت‌شده> مخروط‌افکنه> پهنه رسی> زهکش فعال> سنگفرش بیابانی> دریای شن است.

[1] Erg
[2] Coefficient of Variation

همچنین برای عنصر کادمیم به‌صورت پهنه رسی> پهنه رسی کشت‌شده> زهکش فعال> مخروط‌افکنه> دریای شن> سنگفرش بیابانی و برای عنصر سرب به‌صورت دریای شن> زهکش فعال> پهنه رسی کشت‌شده> مخروط‌افکنه> سنگفرش بیابانی> پهنه رسی می‌باشد.

نتایج نشان داد که براساس درجه‌بندی ارایه‌شده برای EF، خاک‌های موجود در تمامی واحدهای ژئومورفیک منطقه از نظر عنصرهای روی و مس، دارای حداقل درجه غنا (EF<۲) هستند. این در حالی است که عنصر سرب تنها در واحدهای پدیمنت، مخروط‌افکنه، پهنه رسی و سنگفرش بیابانی، دارای درجه غنای حداقل می‌باشد و در واحدهای دریای شن، پهنه رسی کشت‌شده و منطقه دارای زهکش فعال، از غنای متوسط (۵>EF≥۲) برخوردار است. از نظر عنصر کادمیم، به‌جزء واحد ژئومورفیک پدیمنت که دارای غنای قابل توجه (۲۰>EF≥۵) می‌باشد؛ مابقی واحدهای ژئومورفیک، دارای غنای شدید (۴۰>EF≥۲۰) هستند.

نتایج همچنین نشان داد که براساس شاخص I_{geo}، خاک‌های موجود در تمام واحدهای ژئومورفیک از نظر آلودگی عناصر مس، روی و سرب، در کلاس غیرآلوده (I_{geo}≤۰) قرار می‌گیرند. در رابطه با عنصر کادمیم، به‌جزء واحد پدیمنت که در آن I_{geo}=۰/۶۶ می‌باشد و در کلاس غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار می‌گیرد؛ بقیه واحدهای ژئومورفیک، دارای آلودگی متوسط (۲>I_{geo} ≥۱) می‌باشند.

با توجه به نتایج به‌دست آمده در منطقه، آلودگی متوسط سرب و کادمیم قابل مشاهده است که دلیل این امر می‌تواند فعالیت‌های انسانی (مانند کشت و کار)، تفاوت در منشأ مواد مادری و حضور رسوبات آبی و بادی در واحدهای ژئومورفیک مختلف باشد. Dolezalova و همکاران (۲۰۱۴) با ارزیابی آلودگی فلزات سنگین خاک در منطقه استراوا جمهوری چک با استفاده از شاخص‌های زمین‌انباشت و فاکتور غنی‌شدگی نشان دادند که خاک اطراف نواحی شهری توسط عناصر کادمیم، سرب، روی، مس، منگنز و جیوه آلوده شده است. همچنین، Qing و همکاران (۲۰۱۵) در ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های شهری شهرک صنعتی فولاد لیانیگ در شمال چین نشان دادند که خاک‌های این منطقه به میزان متوسط تا زیادی با فلزات سنگین کادمیم و سرب آلوده شده است.

جدول ۳- برخی از آماره‌های توصیفی فاکتور غنی‌شدگی (EF) و شاخص زمین‌انباشت (I_{geo}) در واحدهای ژئومورفیک مختلف

واحد ژئومورفیک	شاخص	روی			مس			کادمیم			سرب		
		میانگین	حداقل	حداکثر	میانگین	حداقل	حداکثر	میانگین	حداقل	حداکثر	میانگین	حداقل	حداکثر
پهنه رسی کشت‌شده	EF	۰/۷۲	۰/۶۵	۰/۷۹	۰/۴۳	۰/۳۹	۰/۴۸	۲۴/۶	۱۹/۵	۲۸/۵	۲/۰۹	۱/۵۷	۲/۵۰
	I_{geo}	-۰/۳۱	-۰/۳۵	-۰/۲۷	-۰/۵۴	-۰/۵۷	-۰/۴۹	۱/۲۱	۱/۱۱	۱/۲۷	-۱/۰۰۷	-۱/۱۲	-۰/۹۲
پدیمنت	EF	۰/۴۸	۰/۴۲	۰/۵۶	۰/۲۴	۰/۲۱	۰/۲۷	۱۶/۵	۷	۲۲/۵	۱/۴۹	۰/۸۲	۱/۹۸
	I_{geo}	-۰/۴۹	-۰/۵۵	-۰/۴۲	-۰/۷۸	-۰/۸۵	-۰/۷۳	۰/۹۹	۰/۶۶	۱/۱۷	-۱/۱۷	-۱/۴۰	-۱/۰۲
زهکش فعال	EF	۰/۶۴	۰/۵۸	۰/۷۰	۰/۳۱	۰/۲۴	۰/۳۸	۲۳/۶۶	۲۲/۵	۲۵	۲/۰۹۵	۱/۷۴	۲/۴۵
	I_{geo}	-۰/۳۷	-۰/۴۱	-۰/۳۲	-۰/۶۹	-۰/۷۹	-۰/۵۹	۱/۱۹	۱/۱۷	۱/۲۲	-۱/۰۰۵	-۱/۰۸۰	-۰/۹۳
مخروط افکنه	EF	۰/۶۴	۰/۴۲	۰/۷۵	۰/۳۵	۰/۲۳	۰/۶۰	۲۳	۱۶	۳۲	۱/۹۵	۰/۷۸	۳/۳۴
	I_{geo}	-۰/۳۷	-۰/۵۴	-۰/۲۹	-۰/۶۵	-۰/۸۱	-۰/۳۹	۱/۱۷	۱/۰۲	۱/۳۲	-۱/۰۷	-۱/۴۲	-۰/۷۹
پهنه رسی	EF	۰/۶۵	۰/۳۰	۰/۹۴	۰/۳۲	۰/۰۶	۰/۵۶	۳۸/۱۸	۱۵	۱۶۰	۱/۶۸	۱/۱۱	۳/۰۹
	I_{geo}	-۰/۳۷	-۰/۶۸	-۰/۲۰	-۰/۷۱	-۱/۳۵	-۰/۴۲	۱/۲۱	۱	۲/۰۲	-۱/۱۱	-۱/۲۷	-۰/۸۳
سنگفرش بیابانی	EF	۰/۵۸	۰/۴۴	۰/۶۹	۰/۳۰	۰/۲۱	۰/۳۹	۲۰/۳۳	۵	۳۰	۱/۶۶	۰/۴۴	۲/۹۷
	I_{geo}	-۰/۴۱	-۰/۵۲	-۰/۳۳	-۰/۶۹	-۰/۸۴	-۰/۵۸	۱/۰۷	۰/۵۲	۱/۳۰	-۱/۱۵	-۱/۶۷	-۰/۸۴
دریای شن	EF	۰/۵۴	۰/۴۲	۰/۶۷	۰/۲۸	۰/۱۹	۰/۴۸	۲۰/۴۵	۱۵/۵	۲۵/۵	۲/۲۳	۱/۱۹	۷/۰۷
	I_{geo}	-۰/۴۴	-۰/۵۴	-۰/۳۴	-۰/۷۲	-۰/۸۸	-۰/۴۹	۱/۱۲	۱/۰۱	۱/۲۳	-۱/۰۳	-۱/۲۴	-۰/۴۷

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که براساس درجه‌بندی شاخص EF، خاک منطقه برای عنصرهای روی و مس غیرآلوده یا درجه غنای حداقل در تمامی واحدهای ژئومورفیک می‌باشد. عنصر سرب بر اساس شاخص EF در واحدهای پدیمنت، مخروط‌افکنه، پهنه رسی و سنگفرش بیابانی، دارای درجه غنای حداقل (۲ >EF) و در واحدهای ژئومورفیک دریای شن، پهنه رسی کشت‌شده و زهکش فعال، دارای غنای متوسط (۵>EF≥۲) می‌باشد. برای عنصر کادمیم به‌جزء واحد ژئومورفیک پدیمنت که دارای غنای قابل توجه (۲۰>EF≥۵) می‌باشد و بقیه واحدهای ژئومورفیک دارای غنای شدید (۴۰>EF≥۲۰) می‌باشد. براساس شاخص I_{geo}، خاک‌های موجود در تمام واحدهای ژئومورفیک از نظر آلودگی عناصر مس، روی و سرب، در کلاس غیرآلوده (I_{geo}≤۰) قرار می‌گیرند. در رابطه با عنصر کادمیم، به‌جزء واحد پدیمنت که در آن I_{geo}=۰/۶۶ می‌باشد و در کلاس غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار می‌گیرد؛ بقیه واحدهای ژئومورفیک، دارای آلودگی متوسط (۲>I_{geo} ≥۱) می‌باشند. به‌طور کلی، دلایل احتمالی وجود آلودگی سرب و به‌ویژه کادمیم در منطقه را می‌توان به فعالیت‌های انسانی (ازجمله کشت و کار)، تفاوت در منشأ مواد مادری و حضور رسوبات آبی و بادی در واحدهای مختلف نسبت داد.

منابع

تابنده، ل. و طاهری، م. ۱۳۹۵. ارزیابی آلودگی و ارتباط بین غلظت فلزات سنگین در خاک و سبزی جات برگی استان زنجان. مجله علوم خاک و آب، جلد ۳۰، شماره ۱، ص ۶۰-۴۹.

سیستانی، ن.، معین‌الدینی، م.، خراسانی، ن.، حمیدیان، ا. ح.، علی طالشی، م. ص. و عظیمی یانچشمه، ر. ۱۳۹۶. آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های مجاور صنایع فولاد کرمان: ارزیابی غنای فلزی و درجه آلودگی. مجله سلامت و محیط زیست، دوره ۱۰، شماره ۱، ص ۸۶-۷۵.

ناظمی، س. و خسروی، ا. ۱۳۸۹. بررسی وضعیت فلزات سنگین در خاک، آب و گیاه اراضی سبزیکاری، فصلنامه دانش و تندرستی، دوره ۵، شماره ۴، ص ۵-۱.

Alloway, B. J., Zhang, P., Mott, C., Smith, S. R., Chambers, B. J., Nicholson, F. A., Calton-Smith, C. and Andrews, A. J. 2000. The vulnerability of soils to pollution by heavy metals. Final Report for MAFF Project, No. SP0127, London.

Dolezalova, W. H., Pavlovsky, J. and Chovanec, P. 2014. Heavy metal contamination on urban soil in Ostrva, Czech Republic: Assessment of metal pollution and using principal component analysis, Journal Environment Research.,9(2):683-96

Forstner, U. (1990). Contaminated sediments. Lecture Notes in Earth Science, Vol 21.

Krishna, A. and Govil, P. 2008. Assessment of heavy metal contamination in soils around Manali industrial area, Chennai, southern India. Environmental Geology. 54(7):1465-72.

Mosaferi, M., Taghipour, H., Hasani, A. H., Borgheei, M., Kamali Kordabad, Z. and Ghadirzadeh, A. 2011. Study of arsenic presence in drinking water sources: a case study. Iranian Journal of Health and Environment, 1(1):19-28

Qing, X., Yutong, Z. and Shenggao, L. 2015. Assessment of heavy metal pollution and human health risk in urban soils of steel industrial city (Anshan), Liaoning, Northeast China. Ecotoxicology and Environmental Safety. 120:377-85.

Sutherland, R. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. Environmental Geology. 39(6):611-27.

Sposito, G., Lund, L. J. and Chang, A.C. 1982. Trace Metal chemistry in aird-zone field soils amended sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, Pb in solid phases. Soil Science. Society of America Journal. 46: 260-264.

Zinck, J. A. 2013. Geopedology: Elements of Geomorphology for Soil and Geohazard Studies. ITC Special Lecture Notes Series, Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation, Enschede, The Netherlands, 135 p.

Topic for submission: Soil and Water Pollution and Crop Health

The Study of Zinc, Copper, Cadmium and Lead Heavy Metals Concentration in Davaran Landscape, Rafsanjan

Bandehelahi*[1], F., Esfandiarpour Boroujeni, I.[2], Karimi, A.[3], Farpoor, M.H.[4]

[1] PhD Student, Soil Science Department, College of Agriculture, Vali-e-Asr University of Rafsanjan, Iran
[2] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Vali-e-Asr University of Rafsanjan, Iran
[3] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Ferdowsi University of Mashhad, Iran
[4] Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture, Shahid Bahonar University of Kerman, Iran

Abstract

Heavy elements are one of the most important environmental pollutants, so that their existence in the soil threaten plant and human health. The purpose of the present study was to investigate the concentration of zinc, copper, cadmium and lead heavy metals in Davaran plain. Samples were taken from the genetic horizons of excavated pedons in seven geomorphic units and the concentration of heavy metals was measured using nitric acid and perchloric acid (1 to 3 ratio) by atomic absorption. Results showed that based on the enrichment factor (EF), the soils of all geomorphic units had the minimum degree of enrichment (EF<2) for zinc and copper; some geomorphic units had moderate enrichment (2≤EF<5) for lead, and except the pediment geomorphic unit, the remaining units had a strong enrichment (20≤EF<40) for cadmium. According to the geo-accumulation index (Igeo), the soils of all units had an non-contaminated class (Igeo≤0) for copper, zinc and lead, and except the pediment geomorphic unit, the remaining units had a moderate pollution (1≤Igeo<2) for cadmium. In general, the possible reasons of lead and especially cadmium contamination in the region can be attributed to human activities, difference in the source of parent materials, and presence of water and wind deposits in different units.

Keywords: Geomorphic unit, Enrichment factor, Geo-accumulation index

* Corresponding author, Email: bandehelahifarzaneh@gmail.com

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

بررسی حذف کادمیم توسط دو جاذب زیستی مختلف(هیدروژل نانوکامپوزیت بر پایه پلی‌ونیل الکل و کیتوسان اصلاح شده)

سارا ملاعلی عباسیان[۱*]، فرحناز داشبلاغی[۲] ، غلامرضا مهدوی‌نیا[۳]

[۱] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه

[۲]دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه

[۳] دانشیار گروه علوم پایه، دانشگاه مراغه

چکیده

در این مطالعه، کارایی جذب کیتوسان اتصال عرضی یافته با کاپاکاراگینان و جاذب مغناطیسی نانوکامپوزیت پلی ونیل الکلی برای پاکسازی آب آلوده به فلز سنگین کادمیم به طور مجزا مورد بررسی قرار گرفت. جذب کادمیم توسط جاذب‌های زیستی در سیستم تعادلی یا پیمانه‌ایی انجام شد. مطالعه جذب کادمیم توسط کیتوسان و جاذب هیدروژلی مورد مطالعه به ترتیب (۱/۱۱ و ۵۵/ گرم بر لیتر) در دامنه غلظتی۰/۱۷۷۹-۰ و ۱/۹۷-۰ میلی مولار کادمیم در pH معین ۷/۶ در قدرت یونی ۸ میلی مولار انجام گردید. مدل های فرندلیچ و لنگموئیر بر داده های حاصل برازش یافت. نتایج بیانگر آن است که معادله فرندلیچ در مقایسه با معادله لنگموئیر در هر دو جاذب بخوبی بر داده برازش یافت. ماکزیمم پتانسیل جذب توسط کیتوسان مورد مطالعه برابر ۷۵۰ میکرومول بر گرم و در جاذب مغناطیسی هیدروژل نانوکامپوزیت، ۷۵ میکرومول بر گرم بدست آمد. یافته‌های این پژوهش نشان داد که در شرایط مشابه، توانایی جذب کادمیم توسط کیتوسان اصلاح شده در مقایسه با هیدروژل نانوکامپوزیت مورد استفاده بیشتر است و می‌تواند جاذب زیستی مناسب‌تری برای حذف کادمیم معرفی شود.

کلمات کلیدی: فرندلیچ، کاپاکاراگینان، لنگموئیر

مقدمه

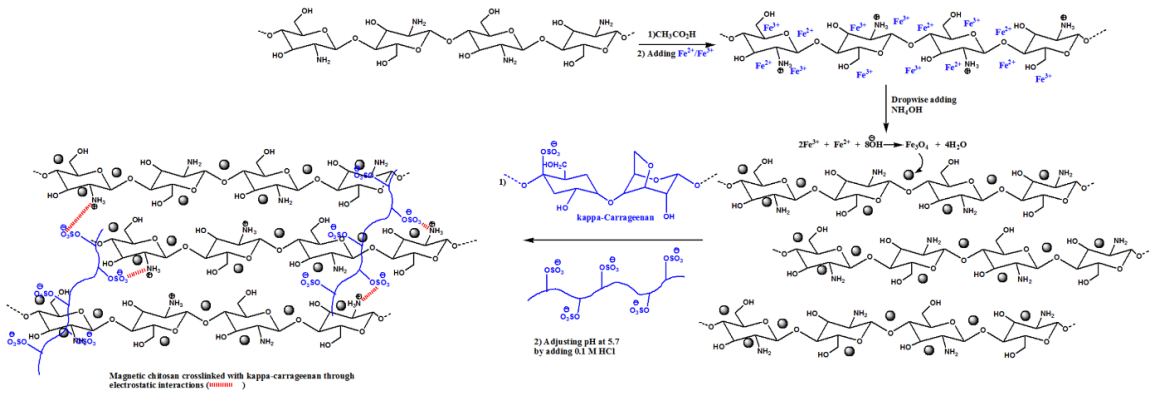
امروزه تلاش به منظور کاهش قابلیت دسترسی کادمیم در آب یک امر ضروری است چرا که کادمیم جز فلزهای سنگین و غیر قابل تجزیه است. غلظت کادمیم در پوسته زمین ۰/۵-۰/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم است و اغلب با فلزهای روی، سرب و مس یافت می‌شود (Morrow, 2001). منابع اصلی ورود کادمیم به محیط زیست شامل باتری‌ها، کودهای فسفاته، حفاری معادن، رنگدانه‌ها، تثبیت‌کننده‌ها و آلیاژها می‌باشد. روش‌های متعددی از جمله جذب سطحی (Dabrowski et al., 2004)، رسوب شیمیایی (Alvarez et al., 2007)، هم‌آوری (Medina et al., 2005)، اولترافیلتراسیون (Landaburu-Aguirre et al., 2009)، غشاهای نانو فیلتراسیون (Kheriji et al., 2015)، اسمز معکوس (Kheriji et al., 2015) و انعقاد الکترودی (Escobar et al., 2006) برای حذف کادمیم معرفی شده است. جذب سطحی به طور قابل ملاحظه‌ای، کاربردی ترین روش حذف یون‌های فلزهای سنگین موجود در فاضلاب و خاک‌های آلوده شناخته شده است. در بین جاذب‌های مختلف، کیتوسان به علت ویژگی‌های منحصر به فرد از جمله فعالیت ضد میکروبی، سازگاری با محیط زیست، و مقرون به صرفه بودن، بعنوان جاذب زیستی حایز اهمیت است (Jenkins and Hudson, 2001). کیتوسان از داسیتیلاسیون کیتین مشتق شده است و این پلی ساکارید را می‌توان از موادی مانند میگو، خرچنگ و زیست توده قارچی استخراج نمود (Igberase et al., 2014). حضورگروه‌های آمین و هیدروکسیل در ساختار پلیمری کیتوسان باعث افزایش ظرفیت اتصال آن در فرآیند جذب می شود. کیتوسان می‌تواند غلظت یون فلز را حتی به نزدیک صفر برساند (Muzzarelli, 1973). به منظور جداسازی و استفاده مجدد از جاذب‌ها، روش جداسازی مغناطیسی بعنوان روشی مقرون به صرفه پیشنهاد شده است (Liu et al., 2008). کیتوسان مغناطیسی شده با مگنتایت $FeCl_2.4H_2O$ و $FeCl_3.6H_2O$ با افزودن لیگندهای کلات کننده مختلف به صورت کیتوسان‌های مغناطیسی اتصال عرضی یافته در می‌آید (Kim et al., 2016; Qin et al., 2004). یکی از مزایای کیتوسان اتصال عرضی یافته افزایش ثبات و پایداری آن در محیط‌های اسیدی است (Igberase and Osifo, 2014). فرایند اتصال عرضی یافتن کیتوسان از آنجاییکه منجر به در گیر شدن گروه‌های آمین آن‌ها در واکنش متقابل یکدیگر می‌شود، ظرفیت جذب کیتوسان را کاهش می‌دهد (Osifo et al., 2009)، از این رو مغناطیسی کردن کیتوسان‌های اتصال عرضی یافته می‌تواند منجر به افزایش توانایی جذب کیتوسان گردد (Lv et al., 2009). در میان پلیمرهای زیستی چند یونی، هیدروژل‌های کیتوسان اتصال یافته توسط کاپاکاراگینان از طریق کاپاکاراگینان آنیونی

*ایمیل نویسنده مسئول: abasiyan@maragheh.ac.ir

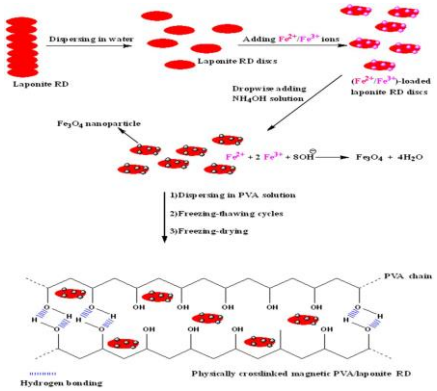
(حاوی $-OSO^{3-}$) تولید می‌شوند. این نوع کیتوسان اتصال عرضی یافته بدلیل برهمکنش‌های الکترواستاتیکی بین بارهای مثبت گروه‌های آمین موجود بر سطح کیتوسان و بارهای منفی گروه‌های سولفات موجود در کاپاکاراگینان بسیار پایدار می‌باشند(Grenha et al., 2010) لاپونیت RD نیز رس سنتز شده‌ای است که از لایه‌های معدنی آلومینوسیلیکات با بارهای منفی ساخته شده است که دارای ویژگی جذب کاتیونی قابل توجه می‌باشد (Banderia et al., 2012; Pinto et al., 2016). نانوذرات لاپونیت به دلیل حساسیت به یونها تمایل به هم‌آوری در محیط‌های یونی دارند. به منظور غالب آمدن بر این مشکل و قبل از استفاده از آن بعنوان جاذب، لاپونیت را می‌توان در ماتریکس پلیمری مانند پلی‌وینیل‌الکل (PVA) تثبیت نمود (Mahdavinia et al., 2017). در این تحقیق تهیه نانوذرات مغناطیسی کیتوسان/ کاپاکاراگینان و نانوکامپوزیت‌های PVA با مقادیر معین لاپونیت مغناطیسی و کاربرد آن در حذف یون‌های کادمیم از محلول‌های آبی بررسی شده است. همچنین تاثیر پارامترهای غلظت اولیه یون‌های فلزی و مقدار جاذب بر فرایند جذب کادمیم مورد بررسی قرار گرفت و در نهایت، بهترین مدل تجربی بر داده‌ها برازش یافت.

مواد و روش‌ها

جاذب زیستی کیتوسان مغناطیسی یافته و جاذب مغناطیسی PVA-mLap از طریق هم‌رسوبی یون‌های آهن(با افزودن ۲ و ۱/۷۴ گرم نمک آهن $FeCl_2.4H_2O$ و ۵/۴ و ۴/۴۴ گرم نمک آهن $FeCl_3.6H_2O$ (nFe^{3+}/nFe^{2+} =۲)) در ۲۰ میلی لیتر آب مقطر به ترتیب برای جاذب کیتوسان و لاپونیت RD مغناطیس یافته تهیه گردید. به منظور ایجاد اتصال عرضی بین کیتوسان‌های مغناطیس یافته و تهیه نانوکامپوزیت مغناطیسی پلی‌وینیل-الکل، محلول رقیق کاپاکاراگینان و محلول پلی‌وینیل‌الکل استفاده شد. محلول کیتوسان و لاپونیت RD باردار شده با یون‌های آهن با گاز نیتروژن خنثی به مدت ۳۰ دقیقه شستشو داده شدند. در نهایت، محلول آمونیاک (۳ مولار) به آرامی به محلول کیتوسان و لاپونیت RD آهن‌دار افزوده شد. با تنظیم pH محلول به ترتیب بر روی ۱۱ و ۱۰ محلول تیره رنگی که بیانگر تولید نانوذرات Fe_3O_4 است، ظاهر گردید. سپس، محلول کیتوسان و لاپونیت RD مغناطیس یافته با آب مقطر شستشو داده شد تا هیچ ترکیب واکنش نشده‌ای باقی نماند. خالص سازی تا زمان رسیدن محلول به شرایط خنثی یعنی pH برابر ۷ ادامه یافت. به منظور داشتن یک محلول همگن، نمونه خالص شده کیتوسان مغناطیسی دیسپرس شده در ۱۰۰ میلی لیتر آب مقطر و انحلال کامل پلی‌وینیل‌الکل در فرکانس ۵۰ کیلوهرتز به مدت ۳۰ دقیقه (Bandelin SONOPULS HD 2200) اولتراسونیک شد. سرانجام، محلول کیتوسان مغناطیسی به تدریج به محلول کاپاکاراگینان اضافه شد و به مدت ۴۵ دقیقه در ۷۰ درجه سلسیوس با سرعت ۴۰۰ دور در دقیقه تکان داده شد. pH مخلوط کیتوسان مغناطیسی/ کاپاکاراگینان با افزودن محلول اسید کلریدریک رقیق (۰/۱ مولار) در pH برابر ۵/۷ تنظیم شد. مقدار معینی از لاپونیت مغناطیسی خشک شده در محلول پلی‌وینیل‌الکل تحت همزن مغناطیسی (۵۰۰ دور در دقیقه) به مدت یک شب دیسپرس شد. این محلول‌ها به مدت ۳۰ دقیقه (قدرت: ۷۰ وات و فرکانس: ۵۰ کیلوهرتز) با استفاده از یک حمام یخ برای دست‌یابی به پراکندگی همگن لاپونیت مغناطیسی سونیک شد. سپس محلول های مغناطیسی پلی‌وینیل‌الکل در دمای ۱۸- درجه سانتی‌گراد به مدت یک شب منجمد شد؛ آن‌ها به مدت ۵ ساعت در دمای اتاق ذوب شدند. این چرخه انجماد و ذوب شدن برای ۳ بار تکرار شد تا هیدروژل پلی‌وینیل‌الکل به طور فیزیکی اتصال عرضی یابد. جاذب زیستی کیتوسان مغناطیسی / کاپاکاراگینان بوسیله مگنت(آهن‌ربا) جداسازی شد و جاذب زیستی با استفاده از خشک‌کن انجمادی منجمد گردید (Freeze-dryer, Alfa 2-4LDplus, Christ Co., Germany) و نمونه‌های خشک شده نانوکامپوزیت‌های لاپونیت RD /پلی‌وینیل‌الکل مغناطیسی نیز به قطعات کوچک تقسیم شده و برای آزمایشات جذب کادمیم مورد استفاده قرار گرفت. جاذب زیستی مغناطیسی با علامت اختصاری mHCSCar0.2 بیان شده است که در آن m بیانگر مغناطیسی بودن، Car مشخص کننده کاپاکاراگینان، 0.2 بیانگر مقدار کاپاکاراگینان برحسب گرم است نانوکمپوزیت‌های لاپونیت RD /پلی‌وینیل‌الکل مغناطیسی(PVA-mLap) به صورت PVA-mLap3 (۰/۶ گرم mLap) نامگذاری شدند. مراحل سنتز نانوکامپوزیت مغناطیسی کیتوسان/ کاپاکاراگینان و نانوکامپوزیت لاپونیت RD /پلی‌وینیل‌الکل مغناطیسی در شکل ۱ و ۲ ارائه شده است(Mahdavinia et al., 2016; Karimi et al., 2018).



شکل ۱- شکل شماتیک مراحل سنتز کامپوزیت کیتوسان- کاراگینان



شکل۲- شکل شماتیک مراحل سنتز نانوکامپوزیت لاپونیت RD/پلی‌وینیل‌الکل مغناطیسی

به منظور بررسی جذب سطحی کادمیم توسط جاذب زیستی mHCSCar0.2 در غلظت ثابت ۱/۱۱ گرم بر لیتر جاذب و غلظت نیترات کلسیم (۰/۰۰۲۶۶ مولار) به عنوان الکترولیت زمینه، pH برابر ۷/۶ در دامنه‌ای از غلظت کادمیم (۱/۹۷۶۸-۰ میلی‌مولار) و جذب سطحی کادمیم توسط جاذب زیستی PVA-mLap3 در غلظت ثابت ۰/۵۵ گرم بر لیتر جاذب و غلظت نیترات کلسیم (۰/۰۰۲ مولار) به عنوان الکترولیت زمینه، pH برابر ۷ در دامنه‌ای از غلظت کادمیم (۰/۱۷۷۹-۰ میلی‌مولار) تعیین شد(Mola Ali Abasiyan and Mahdavinia, 2018). بر اساس آزمایش مقدماتی، زمان تعادل ۱۰ ساعت انتخاب شد. پس از آماده‌سازی هر نمونه، pH آن با استفاده از هیدروکسید کلسیم یا اسید نیتریک تنظیم گردید. بعد از اتمام زمان تعادل و به منظور جداسازی فاز محلول از مگنت استفاده شد و برای اطمینان از اینکه جداسازی به طور کامل انجام شده است با سرعت ۱۰۰۰۰ دور در دقیقه (g ۱۶۸۰۰) به مدت ۱۵ دقیقه سانتریفیوژ شدند. غلظت کادمیم در محلول رویی با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری و براساس آن و در نظر گرفتن غلظت اولیه، مقدار کادمیم جذب سطحی شده توسط جاذب مورد استفاده محاسبه شد. مقدارهای جذب تعادلی (q_e) برحسب (µmol/g) از طریق اختلاف بین غلظت اولیه (C_0) برحسب (µmol/l) و غلظت نهایی (C_e) (µmol/l) در زمان تعادل محاسبه می‌شود. همچنین، برای توصیف جذب سطحی کادمیم توسط جاذب زیستی از مدل‌های فروندلیچ (رابطه ۱) و لنگموئیر (رابطه ۲) استفاده شد.

$$q_e = K_F C_e^n$$ (رابطه ۱)

$$q_e = \frac{bKC_e}{1+KC_e}$$ (رابطه ۲)

q_e مقدار جذب سطحی کادمیم بر حسب میکرومول بر گرم و C_e غلظت تعادلی کادمیم برحسب میکرومول بر لیتر است. در معادله فرندلیچ K_F و n دو ثابت معادله‌اند. در رابطه ۲، b حداکثر مقدار جذب با همان واحد q و K ثابتی است که می‌توان آن را پارامتری وابسته به انرژی جذب تفسیر کرد. میزان برازش رابطه‌های ۱و ۲ بر داده‌های جذب سطحی با استفاده از ضریب تعیین (r^2) و جذر میانگین مربعات خطا (RMSE) ارزیابی شد. جذر میانگین مربعات خطا با استفاده از رابطه ۳ محاسبه گردید.

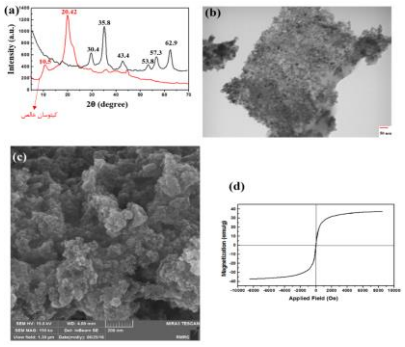
(رابطه ۳)

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}(q_{predicted} - q_{measured})^2}{n}}$$

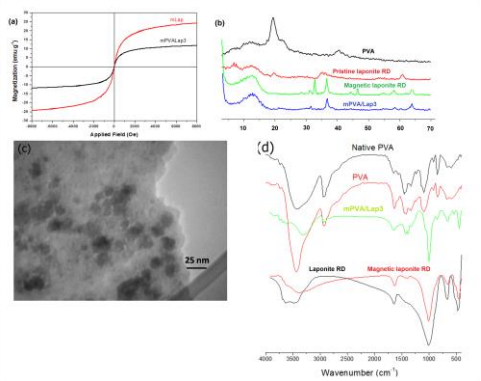
در فرمول فوق، n تعداد نقاط مشاهده‌ای، $q_{predicted}$ و $q_{measured}$ به ترتیب مقدار برآوردی و مقدار مشاهده‌ای برای نقطه iام می‌باشد.

نتایج و بحث

ساختار بلوری و آنالیز فازی کیتوسان خالص و کیتوسان مغناطیس یافته بوسیله آنالیز پراش پرتو ایکس (XRD)، تصاویر میکروسکوپ الکترونی عبوری کیتوسان مغناطیسی (TEM)، ریخت‌شناسی یا مورفولوژی سطحی جاذب زیستی بوسیله تکنیک میکروسکوپ الکترونی پویشی (SEM) و حلقه پسماند مغناطیسی جاذب زیستی بوسیله تکنیک مغناطیس سنج با نمونه نوسانی در *KOe* ۹ ± و دمای ۲۹۸ درجه کلوین اندازه‌گیری شد (شکل ۳). حلقه پسماند مغناطیسی mLap و PVA-mLap3، پراش XRD لاپونیت RD، لاپونیت RD مغناطیسی، PVA و PVA-mLap3 ، تصاویر TEM جاذب PVA-mLap3 و FTIR لاپونیت RD و لاپونیت RD مغناطیسی تعیین شد (شکل ۴). دیاگرام کیتوسان مورد استفاده دارای ۲ پیک شاخص در 2θ برابر ۱۰/۵ و ۲۰/۴۲ درجه است و به ترتیب بیانگر ساختار بلورینگی جزئی کیتوسان و بلورهای هیدراتی در زنجیرهای آلفا- کیتین باقیمانده در کیتوسان می‌باشد. همانطوریکه در شکل مشاهده می‌شود پیک‌های شاخص کیتوسان در دیاگرام پراش پرتو ایکس کیتوسان مغناطیس یافته، محو شده است که این خود گویای ساختار آمورفوس یا بی‌شکل کیتوسان در جاذب زیستی سنتزی است. جاذب زیستی کیتوسان سنتز شده در این پژوهش پیک‌هایی در 2θ برابر ۳۰/۴، ۳۵/۸، ۴۳/۴، ۵۳/۸، ۵۷/۳ و ۶۲/۹ درجه نشان می‌دهد. این نتایج با پایگاه داده‌های نمایه شده در فایل *JCPDS* (شماره فایل *65-3107*) مطابقت دارد(Liu et al., 2008). دیاگرام PVA خالص دارای یک پیک شاخص در $\theta 2$ برابر ۱۹/۹ درجه است که بیانگر اثر بلور بی شکل PVA است (Ricciardi et al., 2004).



شکل ۳- (*a*) دیاگرام‌های XRD کیتوسان خالص و جاذب زیستی مغناطیسی (mHCSCar0.2)، (b) تصاویر TEM جاذب mHCSCar0.2، (*c*) میکروگرافی SEM جاذب mHCSCar0.2، (d) مغناطیس در مقابل میدان مغناطیسی اعمال شده برای mHCSCar0.2



شکل ۴-(a) منحنی‌ها نمایانگر مغناطیسی شدن در مقابل کاربرد میدان مغناطیسی برای هیدروژل mLap و PVA-mLap3 ؛ (b) دیاگرام‌های XRD لاپونیت RD، لاپونیت RD، PVA وهیدروژل PVA-mLap3؛ (c) تصویر TEM، PVA-mLap3 و (d) دیاگرام FTIR مربوط به PVA و هیدروژل PVA-mLap3

نتایج هم‌دماهای جذب کادمیم توسط جاذب زیستی مغناطیسی mHCSCar0.2 نشان داد که ضریب تعیین و RMSE برای مدل فرندلیچ به ترتیب برابر ۰/۹۹ و ۴/۴۲ و برای مدل لنگموئیر به ترتیب برابر ۰/۹۹ و ۶/۸۳ می‌باشد. بیشترین ضریب تعیین و کمترین مقدار جذر میانگین مربعات خطا در هم‌دماهای جذب مربوط به معادله فرندلیچ می‌باشد، لذا، در این پژوهش، معادله فرندلیچ بعنوان بهترین مدل برای داده‌های جذب کادمیم در سیستم آب مربوط به جاذب کیتوسان اصلاح شده معرفی می‌شود. همچنین، متوسط ضریب همبستگی ۰/۹۳ و ۰/۹۲ و متوسط RMSE ۴/۵۷ و ۵/۲۶ به ترتیب برای مدل فرندلیچ و لنگموئیر در جذب کادمیم توسط جاذب زیستی PVA-mLap بدست آمد. براساس مقایسه r^2 و RMSE در هر دو مدل (لنگموئیر و فرندلیچ) مدل فرندلیچ به عنوان بهترین مدل گزینش شد. معادله فرندلیچ بعلت داشتن دو ثابت (K_F و n) از قابلیت انعطاف خوبی برخوردار است. با این وجود، مدل لنگموئیر با برآورد حداکثر جذب اطلاعات بیشتری در مقایسه با مدل فرندلیچ ارائه می‌دهد. در این پژوهش، حداکثر مقدار جذب کادمیم توسط جاذب mHCSCar0.2، ۷۵۰/۲ میکرومول بر گرم و توسط نانوذرات هیدروژل پلی ونیل الکل مغناطیسی/ لاپونیت(-PVA mLap3) در pH برابر۷۴/۷ میکرو مول بر گرم بدست آمد. نتایج مشابه در مطالعه اخیر در جذب کادمیم توسط کیتوسان اتصال عرضی یافته با پلی-آنیلین در سیستم آب توسط ایگبراس و آسیف نیزگزارش شده است (Igberase and Osifo, 2015). آن‌ها حداکثر مقدار جذب کادمیم توسط کیتوسان اتصال عرضی یافته در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد، ۸۷۵ میکرومول بر گرم گزارش کردند. بایستی به این نکته اشاره نمود که غلظت‌های اولیه مورد استفاده در پژوهش‌های ذکر شده تقریباً مشابه بود. ماکزیمم جذب کادمیم توسط نتایج نشان می‌دهد، توانایی جذب کادمیم توسط mHCSCar0.2 در مقایسه با PVA-mLap3 بیشتر است.

نتیجه‌گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که جاذب زیستی مغناطیسی بر پایه کیتوسان و نانوکامپوزیت پلی‌ونیل الکل مغناطیسی قادر اند یون‌های کادمیم موجود در سیستم آب را جذب نماید. ماکزیمم پتانسیل جذب کادمیم توسط جاذب‌های مورد استفاده mHCSCar0.2 و PVA-mLap3 در سیستم آب به ترتیب برابر ۷۵۰ و ۷۵ میکرومول بر گرم بدست آمد. بنابراین جاذب زیستی کیتوسان اتصال عرضی یافته با کاپاکاراگینان در مقایسه با نانوکامپوزیت پلی‌ونیل الکل مغناطیسی جاذب بهتری در حذف کادمیم معرفی می‌شود. بهترین مدل با ارزیابی ضریب تبیین(r^2) و ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) برای جاذب mHCSCar0.2 و PVA-mLap3 فرندلیچ معرفی گردید.

منابع

Karimi, M.H., Mahdavinia, G. R., Massoumi, B., Baghban, A., and Saraei, M. 2018. Ionically crosslinked magnetic chitosan/κ-carrageenan bioadsorbents for removal of anionic eriochrome black-T. International journal of biological macromolecules, 113: 361-375.

Mahdavinia GR, Mousanezhad S, Hosseinzadeh H, Darvishi F, Sabzi M (2016) Magnetichydrogel beads based on PVA/sodium alginate/laponite RD and studying their BSA adsorption.Carbohyd. Polym 147:379-391.

Liu X., Hu Q., Fang Z., Zhang X., and Zhang B. 2008. Magnetic chitosan nanocomposites: a useful recyclable tool for heavy metal ion removal, Langmuir 25: 3-8.

Ricciardi R, Auriemma F, De Rosa C, Laupretre F (2004) X-ray Diffraction Analysis of Poly (vinyl alcohol) Hydrogels, obtained by Freezing and Thawing Techniques. Macromolecules 37:1921-1927.

Pandi K, Viswanathan N (2015) Enhanced defluoridation and facile separation of magnetic nanohydroxyapatite/alginate composite. Int. J. Biol. Macromol 80:341-349.

Wu J, Gong X, Fan Y, Xia H (2011) Physically crosslinked poly (vinyl alcohol) hydrogels with magnetic field controlled modulus. Soft Matter, 7:6205-6212.

Mahdavinia GR, Etemadi H, Soleymani F (2015) Magnetic/pH-responsive beads based on caboxymethyl chitosan and κ-carrageenan and controlled drug release. Carbohydr. Polym 128:112-121.

Mahdavinia GR, Ettehadi S, Amini M, Sabzi M (2015) Synthesis and characterization of hydroxypropyl methylcellulose-g-poly (acrylamide)/LAPONITE® RD nanocomposites as novel magnetic- and pH-sensitive carriers for controlled drug release. RSC Adv., 5:44516-44523.

Mola Ali Abasiyan S., and Mahdavinia G. R. 2018. Polyvinyl alcohol-based nanocomposite hydrogels containing magnetic laponite RD to remove cadmium. Environmental Science and Pollution Research International, 25(15):14977-14988.

Igberase E. and Osifo P. 2015. Equilibrium, kinetic, thermodynamic and desorption studies of cadmium and lead by polyaniline grafted cross-linked chitosan beads from aqueous solution, Journal of Industrial and Engineering Chemistry. 26: 340-347.

Sposito G. 1980. Derivation of the Freundlich Equation for Ion Exchange Reactions in Soils1. Soil Science Society of America Journal, 44(3): 652-654.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

To remove of cadmium by two different bio adsorbents (Chitosan crosslinked with κ-carrageenan and Polyvinyl alcohol-based nanocomposite hydrogels)

Mola ali abasiyan*1, S., Dashbolaghi2, F., Mahdavinia3, G.R.

1Assistant Prof., Soil Chemistry Laboratory, Department of Soil Sciences, Faculty of Agriculture, University of Maragheh, P. O. Box 55181-83111, Maragheh, Iran.

2 Graduated student of M. Sc., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Maragheh, Iran

3 Associate Prof., Polymer Research Laboratory, Department of Chemistry, Faculty of Science, University of Maragheh, Maragheh, Iran.

Abstract

In this study, magnetic bio-adsorbents based on chitosan with high molecular weight and magnetic nanocomposite hydrogels based on polyvinyl alcohol were used to remove cadmium ions from a polluted water. Adsorption of cadmium on the bio-adsorbent was investigated using batch experiments. The adsorption studies were conducted in definite amounts of bio adsorbents at pH 7.6 in ionic strength 8mM with different cadmium concentrations. On analyzing the values of r^2 and RMSE obtained that the isotherm data were described by using Freundlich and Langmuir models and better fitting were introduced Freundlich model in both bio adsorbents. The maximum adsorption capacity (b) of cadmium onto mChitoCar and PVA-mLap3 appeared 750.2 to 75 µmol/g, respectively. The results revealed the magnetic bio-adsorbent based on chitosan can be sorb more Cd^{2+} in compare to bio-adsorbent based on polyvinyl alcohol from water systems. So that, the chitosan bio-adsorbent can be relatively efficient as a polluted water modifier.

Keywords: Freundlich, κ-Carrageenan, Langmuir.

* Corresponding author, Email: s.abasiyan@maragheh.ac.ir

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

ارزیابی سمیت نانوذرات اکسید آهن بر نارنج در شرایط درون شیشه ای

محمد هادی غفاریان مقرب[۱*]، موسی موسوی[۲]، زهره جلالی[۳]، مسعود داوری[۵]، حجت قربانی واقعی[۵]

[۱] استادیار بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان زنجان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی

[۲] استادیار گروه علوم باغبانی دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

[۲] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان

[۴] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه کردستان

[۵] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه گنبد کاووس

چکیده

بیشترین تحقیقات انجام شده تاکنون مربوط به اثرات سمیت‌شناسی نانوذرات بر شاخص‌های مورفولوژیکی گیاهان همچون جوانه‌زنی بذر و طول ریشه‌چه متمرکز بوده است. اما از آنجاکه تکثیر گیاهان به روش کشت بافت بصورت غیر جنسی بوده و در محیط کشت حاوی مواد غذایی با غلظت و ترکیب کنترل شده است، انتخاب روش مناسب برای ارزیابی خطر سمیت نانوذرات در کاربرد در محیط کشت بافت گیاهی ضروری به نظر می رسد. در این پژوهش با هدف شناسایی روشی مناسب برای ارزیابی سمیت نانوذرات اکسید آهن، از آزمون تست تنفس سلولی(MTT[۱]) در کشت سوسپانسیون سلولی گیاه نارنج استفاده گردید. نتایج نشان داد که کاربرد تترازولیوم برای ارزیابی تنفس سلولی روشی دقیق و سریع در ارزیابی سمیت نانوذرات اکسید آهن(Fe_3O_4) در محیط کشت (MS[۲]) تا غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر بود و درصد توان زیستی یاخته های گیاه نارنج در محیط با غلظت نانوذرات ۱۰ برابر غلظت مورد نیاز آهن در محیط کشت نسبت به تیمار شاهد (با کلات آهن) از نظر آماری در سطح ۵ درصد تفاوت معنی‌داری وجود نداشت. به طور کلی این پژوهش نشان داد که کاربرد نانوذرات اکسید آهن در محیط کشت MS بر یاخته های گیاه نارنج اثر سمی نداشته و تست تنفس سلولی روشی مناسب برای ارزیابی خطر سمیت نانوذرات در کشت بافت گیاهی است.

کلمات کلیدی: تکثیر غیرجنسی، ارزیابی تنفس سلولی ، کشت بافت

مقدمه

ارزیابی سمیت نانوذرات در محیط بیولوژیک با تاکید بیشتر تعامل و تحول نانوذرات، انتقال در زنجیره غذایی، تعیین فاکتور انتقال و ارزیابی خطرپذیری صورت پذیرفته است. برای تعیین خطرات کاربرد نانوذرات ارزیابی سمیت نانوذرات، جذب و تجمع آنها در گیاهان و انتقال به نسل و یا زنجیره بالاتر غذایی ضروری می‌باشد (Nowack and Bucheli, 2007). تا همین اواخر دستور العمل اختصاصی برای ارزیابی سمیت نانوذرات بر گیاهان وجود نداشته ولی دستور العمل‌های سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا U.S. EPA[۳] و OECD[۴] که برای ارزیابی اثرات سمی مواد شیمیایی بکار می‌رود جهت ارزیابی نانوذرات به کرات به‌کار رفته است. سمیت‌شناسی نانوذرات برای گیاهان با ارزیابی درصد جوانه‌زنی و طول ریشه‌چه برای بر روی گونه‌های مهم تک لپه و دولپه‌ای که از لحاظ اکولوژیکی و اقتصادی مورد ارزیابی قرار گرفته است. ارزیابی سمیت گیاهی در دو مرحله توسعه گیاه صورت می‌پذیرد. ۱. در خلال جوانه‌زنی که با سرعت جوانه‌زنی ارزیابی می‌شود. ۲. در زمان رشد جوانه که طول ریشه‌چه مورد ارزیابی قرار می‌گیرد. این دستورالعمل در شرایط آزمایشگاهی، کیفی، در زمان محدود، مرحله خاص رشد گیاه و دامنه غیر واقعی غلظت نانوذرات صورت می‌پذیرد (Lin and Xing, 2007). در روش ارزیابی سمیت گیاهی نانوذرات بر اساس دستور العمل‌های سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا، تفکیکی بین اثرات سمی ناشی از یون‌های آزاد شده از سطح نانوذرات و تاثیر نانوذرات صورت نپذیرفته است. لذا نتایج این تحقیقات متناقض، غیر قابل تعمیم و استاندارد سازی

* ایمیل نویسنده مسئول: hghafarm@yahoo.com

[1] MTT: 0/5% Tetrazolium test
[2] Murashig and Skoog
[3] United States Environmental Protection Agency
[4] Organization for Economic Co-operation and Development

است. به دلایل عدم مطابقت شرایط آزمایش با شرایط طبیعی، وابستگی نتایج به نوع گونه گیاهی، کیفی و مورفولوژیک بودن مطالعات سمیت نانوذرات، نامناسب بودن دامنه غلظت مورد آزمایش و کامل نبودن مراحل رشد گیاه لازم است در کاربرد این نتایج احتیاط لازم به عمل آید (Rico *et al.*, 2011). بنابراین باید به جای روش‌های آزمون سمیت کیفی از آزمون‌های کمی که در شرایط کشت قابل کاربرد باشد، استفاده نمود. بنابراین در این آزمایش برای بدست آوردن یک روش استاندارد برای ارزیابی سمیت نانوذرات در محیط کشت جامد از توانایی حفظ توان زیستی یاخته های گیاهی در محیط کشت گیاهی با تست تنفس سلولی استفاده گردید.

مواد و روش‌ها

در اجرای این روش، به ترتیب زیر عمل شده است: سلولهای حاصل از یاخته‌ای نارنج با غلظت (۱۰۰ µg/mL) به مدت ۵۶ ساعت در چاهک حاوی ۱۰۰ mL محیط کشت MS تیمار شده با غلظت های آهن مختلف (۵ mg/L، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰) حاصل از بکارگیری نانوذرات اکسید آهن و کلات آهن (Fe-EDDHA 6%) به منظور چسبیدن به کف پلیت کشت داده شدند. سپس ۱۰۰ میکرولیتر از محلول متیل تترازولیوم (۵ میلی‌گرم در میلی-لیتر PBS) به هر چاهک اضافه و یاخته‌ها به مدت ۴ ساعت در شرایط کشت انکوبه قرار داده شدند(Jalali *et al.*, 2010). پس از انکوباسیون یاخته‌ها، محلول رویی خارج و ۱۰۰ میکرولیتر حلال DMSO به یاخته‌ها اضافه گردید و پس از ۱۰ دقیقه میزان جذب فورمازانی توسط دستگاه میکروپلیت ریدر[5]، در طول موج ۵۴۰ nm-۵۷۰ اندازه‌گیری شد. درصد یاخته‌های زنده توسط فرمول زیر محاسبه گردید (Cai *et al.*, 2010).

۱۰۰×[جذب کنترل/جذب نمونه]= درصد توان زیستی یاخته‌های نارنج

این آزمایش در قالب طرح کاملا تصادفی و با ۳ تکرار صورت گرفت. رسم نمودارها با کمک نرم‌افزار EXCEL و بررسی معنادار بودن داده‌ها با کمک آزمون T و در سطح $p\leq ۰/۰۵$ صورت گرفت.

نتایج و بحث

نتایج مقایسه میانگین نشان داد که بین میزان تاثیر سطوح مختلف غلظت نانوذرات بردرصد توان زیستی یاخته های سلولی گیاه نارنج در سطوح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی‌داری وجود داشت. نتایج مقایسه میانگین نشان داد که با افزایش غلظت آهن ناشی از افزودن نانوذرات اکسید آهن در صد توان زیستی یاخته ها در مقایسه با تیمار شاهد کاهش یافت (جدول۱) که این نتایج با تست اثر سمیت بر جوانه زنی کیفی (سازمان محیط زیست آمریکا) نارنج توسط سعیدی و همکاران، ۱۳۹۳ دال بر عدم سمیت نانو ذرات در تا غلظتی معادل ۲۰ برابر غلظت موجود در محیط کشت بافت و تامین آهن مورد نیاز گیاه برای نارنج بدون کاهش در کلروفیل برگ و طول ریشه با کلات آهن مطابقت دارد و می توان منبع مناسبی برای کاربرد در محیط کشت بافت باشد.

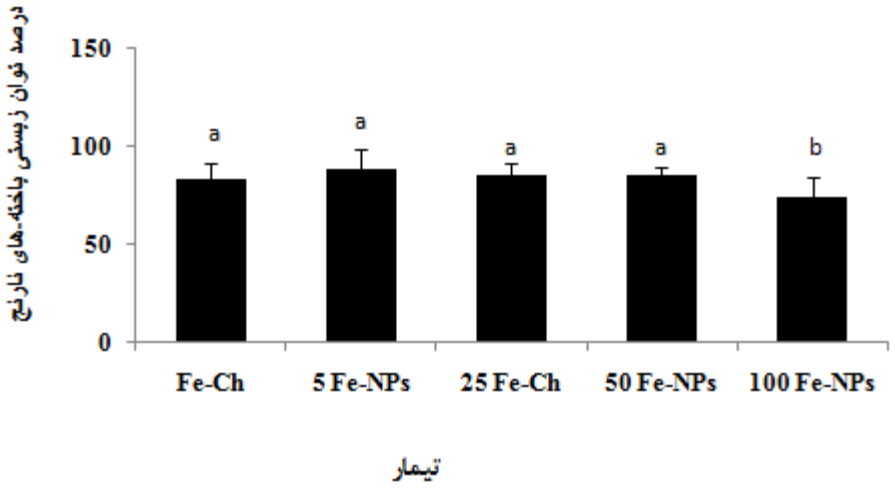
جدول ۱- نتایج تجزیه درصد توان زیستی یاخته های گیاهی در محیط کشت

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات
تکرار	۲	۹۴ ns
درصد زنده مانی	۴	۸۳/۹ *
خطای آزمایشی	۸	۰/۳۳۵۲۹۷
ضریب تغییرات	۱۱/۱۵	۱۲/۰۵

ns و *: به ترتیب غیرمعنی‌دار، معنی‌دار در سطح پنج درصد.

[5] ELISA(Enzyme-Linked Immuno sorbent Assay) reader-µQunt, Biotek,Canada

سیستم‌های ساده کشت سلولی تحت تنش های زیستی و غیرزیستی بطور گسترده برای فهم مکانیسم‌های بیولوژیکی در گیاهان مورد استفاده قرار می گیرند و آزمون تست تنفس سلولی در سطح سلولی می تواند روش مناسبی برای ارزیابی سمیت نانوذرات در محیط کشت (MS) بافت گیاهی باشد. نتایج نشان داد با افزایش تا ۱۰ برابری غلظت مورد نیاز آهن در محیط کشت توسط نانوذرات اکسید آهن، تفاوت معنی‌داری بین میزان درصد توان زیستی یاخته های گیاهی با تیمار شاهد (با کلات آهن) از نظر آماری در سطح ۵ درصد وجود نداشت. بنابراین کاربرد تترازولیوم روشی دقیق و سریع در ارزیابی سمیت نانوذرات اکسید آهن(Fe_3O_4) در محیط کشت جامد تا غلظت ۱۰۰ میلی گرم بر لیتر بود. غفاریان و همکاران (۲۰۱۳) نیز با بررسی اثر به کارگیری تست تنفس سلولی در ابعاد بافت گیاهی با ارتقائ روش تست جوانه زنی سازمان محیط زیست آمریکا از یک روش کیفی به یک روش کمی توانستند نتایج مشابهی از کاربرد این روش در کاربرد تست سمیت برای نانوذرات اکسید آهن(Fe_3O_4) در سطح بافت گیاهی گزارش نمودند.



شکل (۱) اثر سطوح مختلف نانوذرات اکسید آهن بر درصد توان زیستی یاخته های سلولی گیاه نارنج را نشان می‌دهد.

نتیجه‌گیری

نتایج این بررسی نشان داد تست تنفس سلولی (تترازولیوم) روشی مناسب برای ارزیابی سمیت نانوذرات در کشت بافت گیاهی است. به علت دقت، کاهش زمان و هزینه ارزیابی، کاهش خطر آلودگی نمونه‌ها و از همه مهمتر ارزیابی کمی سلولی در غیاث بافت های حاصل از جوانه زنی، کاربرد این روش را در ارزیابی اثر سمیت نانوذرات بر گیاه از مزیت ترجیهی برخوردار است. ارزیابی درصد جوانه‌زنی به روش تترازولیوم به زمانی معادل یک پنجم روش مورفولوژیکی زمان نیاز داشت. علاوه بر این دقت داده‌ها به علت کاهش خطای انسانی بالاتر از روش مورفولوژیکی بود(غفاریان مقرب و همکاران، ۲۰۱۳). لذا در این پژوهش، برای اولین بار از روش تست تنفس سلولی در ارزیابی ریسک کاربرد نانوذرات در تکثیر غیر جنسی گیاهان استفاده و کاربرد آن برای سایر محققینی که قصد کاربرد روش ارزیابی مورفولوژیکی را دارند، توصیه می‌گردد

منابع

M.-Q. Cai, Z.-H. Ling, and L.-R. Dai. Target-filtering model based articulatory movement prediction for articulatory control of HMM-based speech synthesis. In Signal Processing (ICSP), 2012 IEEE 11th International Conference on, volume 1, pages 605–608, Oct 2012.

Jalali Mahboobeh, Ghanati Faezeh, Modarres-Sanavi Ali Mohammad (2016) Effect of Fe3O4 nanoparticles and iron chelate on the antioxidant capacity and nutritional value of soil-cultivated maize (Zea mays) plants. Crop and Pasture Science **67**, 621-628.

Lin, D., and Xing, B. (2008). Root uptake and phytotoxicity of ZnO nanoparticles. Environmental science & technology 42, 5580-5585

Mohammad H. Ghafariyan, Mohammad J. Malakouti, Mohammad R. Dadpour, Pieter Stroeve, and Morteza Mahmoudi 2013. Effects of Magnetite Nanoparticles on Soybean Chlorophyll.Environmental Science & Technology 47 (18), 10645-10652 DOI: 10.1021/es402249b

Nowack, B., and Bucheli, T. D. (2007). Occurrence, behavior and effects of nanoparticles in the environment. Environmental Pollution 150, 5-22.

Saeedi, S., M Mousavi, Mohammad H. Ghafariyan 2016. In-vitro analysis of the efficacy of Fe oxide nanoparticles in prevention of iron deficiency chlorosis in citrus rootstock (Citrus volkameriana). Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences 2016 4 (5), 484-492

Rico, C. M., Majumdar, S., Duarte-Gardea, M., Peralta-Videa, J. R., and Gardea-Torresdey, J. L. (2011). Interaction of nanoparticles with edible plants and their possible implications in the food chain. Journal of agricultural and food chemistry 59, 3485-3498.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Evaluation of toxicity risk of iron oxide nanoparticles application on sour orange under in vitro condition

Ghaffarian Mogharab[1*], M.H., Mousavi[2], M., Jalali[3], M., Ghorbani[4], H., Davari[5], M

[1*]Assistant Prof., Soil and water research Department, Agricultural Research,Education and Extension Organization (AREEO), Zanjan, Iran

[2]Assistant Prof., Horticulture Department, Faculty of Agriculture University of Ahvaz, Iran

[3]Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Lorestan, Iran

[4]Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Ghonbad, Iran

[5]Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Kurdistan, Iran

Abstract

The most studies were done until recently that focused on the toxicological properties of nanoparticles on the morphological parameters of plants such as seed germination and root length. In tissue culture not only vegetative propagation is unsexual method but also the concentration and composition in medium is controlled so selective the appropriate method is necessary to evaluation of nanoparticles toxicity. In this study, in order to identify a suitable method for evaluating the toxicity risk of iron oxide nanoparticles in the cell suspension culture of sour orange (*Citrus aurantium* L.), a cell-based respiration test (MTT Assay) was used. The results showed that the cellular respiration was a precise and rapid method for diagnosis the toxicity of iron oxide nanoparticles (Fe_3O_4) in culture medium (MS) to a concentration of 100 mg / L. There was no significant difference on percent bioavailability of sour orange plant cells in a medium with nanoparticle concentrations compared to the control (iron chelate) at 5% level. In general, the results showed that the application of iron oxide nanoparticles in Murashige and Skoog medium did not have accute toxic effects on the sour orange cell and the cellular respiration test was a suitable method for diagnnosis the toxicity of nanoparticles in plant tissue culture.

Keywords: unsexual propagation, cellular respiration evaluation, plant tissue culture

[*] Corresponding author, Email: hghafarm@yahoo.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

ارزیابی قابلیت امولسیون‌کنندگی و رشد باکتری‌های جدا شده از خاک‌های آلوده به نفت در محیط کشت معدنی حاوی گازوئیل

ریحانه کلامی[۱]، احمدعلی پوربابایی[۲*]، حسینعلی علیخانی[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی ، دانشگاه تهران

[۲] دانشیار گروه علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران

[۳] استاد گروه علوم خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی ، دانشگاه تهران

چکیده

در دهه‌های اخیر، با پیشرفت فن‌آوری‌های پایدار جستجو برای ترکیبات طبیعی و زیست تخریب‌پذیر جهت پالایش محل‌های آلوده به هیدروکربن، رو به افزایش بوده‌است. در این مطالعه قابلیت امولسیون کنندگی، تولید بیوسورفاکتانت‌ها و رشد در حضور گازوئیل به عنوان تنها منبع کربن در محیط با پایه معدنی توسط ۳۹ سویه باکتریایی جدا شده از خاک های آلوده به نفت مناطق نفت خیز جنوب استان خوزستان مورد بررسی قرار گرفت. ۹۰ ٪ از جدایه‌ها توانایی رشد در حضور گازوئیل به‌عنوان تنها منبع کربن و انرژی را داشتند و ۲۱ جدایه رشد بسیار خوبی با گازوئیل نشان دادند. براساس آزمون جابجایی روغن، ۳۴ جدایه توانایی تولید بیوسورفاکتانت را نشان دادند و قطر هاله ایجاد شده از ۲ میلی متر تا ۵۵ میلی متر متغیر بود. همچنین با اندازه‌گیری شاخص امولسیون کنندگی پس از ۲۴ ساعت، در ۷۲ ٪ از جدایه‌ها توانایی امولسیون کنندگی گازوئیل مشاهده شد. نتایج این پژوهش حاکی از پتانسیل بالای مناطق نفت خیز جنوب ایران در جداسازی باکتری‌های توانمند در راستای اهداف زیست پالایی مناطق آلوده به ترکیبات نفتی می باشد.

کلمات کلیدی: آزمون جابجایی روغن، مناطق نفت خیز جنوب ، 16S-rRNA ، زیست پالایی.

مقدمه

با افزایش آگاهی نسبت به خطراتی که مناطق آلوده به نفت روی سلامتی موجودات زنده و محیط زیست دارند، سلامت خاک به یک نگرانی اصلی برای محققین و مردم تبدیل شده‌است. سالانه حدود ۷/۱ تا ۸/۸ میلیون تن نفت در محیط زیست آزاد می‌شود که ۹۰٪ آن مستقیما مربوط به حوادث ناشی از دخالت و فعالیت‌های انسان در محیط زیست است (Baboshin و همکاران ۲۰۱۲). زیست پالایی یکی از روش‌های مربوط به پالایش خاکهای آلوده نفتی است و فواید بسیاری نسبت به روشهای فیزیکی و شیمیایی دارد. این روش کم هزینه و دوستدار محیط زیست می‌باشد. بیوسورفاکتانت‌ها (سورفاکتانت‌های تولید شده بوسیله میکروارگانیسم‌ها یا گیاهان)، نقش مهمی در زیست پالایی و پاکسازی محیط‌های خاکی و آبی و همچنین مزیت هایی از قبیل سمیت پایین، قابلیت تجزیه زیستی بالا، سازگاری با محیط و قیمت پایین نسبت به سورفاکتانت های شیمیایی دارند (Lin و همکاران ۲۰۱۰). به‌دلیل محدود بودن زیست فراهمی ترکیبات نفتی، افزودن بیوسورفاکتانت‌ها می‌تواند با کاهش کشش سطحی، حلالیت و در نتیجه زیست فراهمی هیدروکربن‌ها را بهبود بخشد. کاربرد بیوسورفاکتانت‌ها یک جایگزین سازگار با محیط‌زیست است، زیرا آن‌ها غیر سمی و زیست تخریب پذیر هستند (Shahaliyan و همکاران ۲۰۱۵). تنوع میکروارگانیسم‌های قادر به تجزیه آلاینده‌های نفتی، و بیوسورفاکتانت‌های تولید شده از آن‌ها بسیار گسترده‌اند و تا کنون به میزان کمی شناخته شده‌اند. بسته به زیستگاه مورد مطالعه، تخمین زده می‌شود که کم‌تر از ۰/۱ درصد و حداکثر ۱۰ درصد از گونه‌های میکروبی موجود کشف و نامگذاری شده‌اند. با این حال، تعداد گونه‌های شناخته شده با پیشرفت در تحقیقات، هر سال افزایش می‌یابد (Van Hamme و همکاران ۲۰۰۳). از سوی دیگر، ظرفیت امولسیون کنندگی ترکیبات نفتی نیز نقش ارزشمندی در زیست پالایی محیط‌های آلوده ایفا می‌کند. از جمله مزایای افزایش ظرفیت امولسیون کنندگی ترکیبات نفتی این است که تجزیه را تسهیل می‌کند، زیست فراهمی هیدروکربن‌های نفتی را افزایش داده و در نتیجه تجزیه زیستی را افزایش می‌دهد (Mnif و همکاران ۲۰۱۱). با توجه به آلودگی طولانی مدت خاکهای مناطق نفت خیز جنوب به ترکیبات نفتی، این مکان می‌تواند یک زیستگاه مناسب برای باکتری‌های توانمند در تولید بیوسورفکتانت و امولسیون‌سازی ترکیبات نفتی باشد. هدف اصلی این مطالعه شناسایی باکتری‌های تجزیه کننده ترکیبات نفتی، تعیین توانایی آن‌ها برای تولید بیوسورفکتانت و هم چنین امولسیون کنندگی گازوئیل بوده است.

* ایمیل نویسنده مسئول: Pourbabaei@ut.ac.ir

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر در تعدادی از خاک‌های مناطق نفت خیز جنوب واقع در اطراف شهر اهواز انجام شد. ده مکان با مساحت ۱۰۰ متر مربع انتخاب و برای هر مکان پنج نمونه خاک با فواصل مشخص از عمق ۲۰ سانتی متری برداشته شد. پس از نمونه برداری، همه نمونه‌ها در فلاسک حاوی یخ خشک قرار داده شد و به آزمایشگاه انتقال یافت. مشخصات و مختصات جغرافیایی مکان‌های نمونه برداری در **Error! Reference source not found.** ارائه شده‌است.

جدول ۱. مشخصات محل‌های نمونه برداری

شماره نمونه خاک	نام محل	مختصات جغرافیایی
نمونه شماره یک	پارک شهروند	N:۳۱° ۲۲′ ۲۷″ E: ۴۸° ۴۲′ ۰۱″
نمونه شماره ۲	منطقه شهروند	N:۳۱° ۲۲′ ۲۲″ E: ۴۸° ۴۱′ ۵۹″
نمونه شماره ۳	پارک جنگلی شهرینه	N: ۳۱° ۲۱′ ۵۳″ E:۴۸° ۴۲′ ۲۸″
نمونه شماره ٤	حوضچه حفاری پارک شهروند	N: ۳۱° ۲۲′ ۰۶″ E:۴۸° ۴۲′ ۳۹″
نمونه شماره ٥	دغاغله	N: ۳۱° ۲۳′ ۴۵″ E:۴۸° ۳۹′ ۱۷″
نمونه شماره ٦	مجاور تاسیسات دغاغله	N: ۳۱° ۲۳′ ۵۲″ E:۴۸° ۳۹′ ۰۵″
نمونه شماره ۷	توران سوفت	N: ۳۱° ۲۴′ ۵۷″ E:۴۸° ۳۸′ ۰۳″
نمونه شماره ۸	منطقه فول آباد	N: ۳۱° ۲۵′ ۱۶″ E: ۴۸° ۳۷′ ۰۰″
نمونه شماره ۹	فول آباد	N: ۳۱° ۲۵′ ۱۶″ E:۴۸° ۳۷′ ۰۰″
نمونه شماره ۱۰	محل تاسیسات لایه حفاری فول آباد	N: ۳۱° ۲۵′ ۱۶″ E:۴۸° ۳۷′ ۰۰″

به منظور جداسازی باکتری‌های خاک، ابتدا یک محیط معدنی ساخته شد (Giebler و همکاران ۲۰۱۳).
سپس ۰/۲ ٪ هگزادکان استریل به عنوان مدل آلکان‌های راست زنجیر مایع به آن اضافه گردید. از طرف دیگر برای تهیه سوسپانسیون سلولی از خاک، از هر خاک یک گرم با ۱۰ میلی لیتر محلول ۱۰ میلی مولار بافر پتاسیم فسفات با pH = ۷ به مدت یکساعت روی شیکر با دور ۱۵۰ rpm قرار گرفت. سپس ۱۵ دقیقه به آن زمان داده شد (Kloos و همکاران ۲۰۰۶). در ارلن‌های ۱۰۰ میلی لیتر برای هر نمونه خاک ۳۰ میلی لیتر از محیط کشت ذکر شده به همراه هگزادکان اضافه شد و سپس ۲۰ میلی لیتر از سوسپانسیون سلولی تهیه شده به آن تلقیح شد. ارلن‌ها به مدت یک ماه در دمای ۳۰ درجه سانتی گراد با دور ۱۵۰ rpm هوادهی شدند. بعد از سپری شدن مدت زمان دو هفته، ۰/۲ ٪ هگزادکان دیگر به ارلن‌ها اضافه شد. پس از گذشت یک ماه از غنی سازی از نمونه‌ها سری رقت تهیه شد. روی محیط کشت نوترینت آگار و بوشنل هاس آگار، ۰/۲ ٪ هگزادکان استریل پخش سطحی شد و از سری‌های رقت روی پلیت‌ها کشت شد. پس از رشد کلنی‌ها اقدام به خالص سازی کلنی‌ها گردید.
برای شناسایی جدایه‌ها، ابتدا خصوصیات فیزیولوژیکی و مورفولوژیکی جدایه‌ها و آزمایش‌های بیوشیمیایی روی کلنی‌های خالص انجام شد (برگی و هولت ۱۹۹۴). سپس باکتری‌ها طبقه بندی شدند و از هر گروه یک جدایه جهت شناسایی و توالی یابی انتخاب گردید. سپس استخراج DNA از جدایه‌ها به روش ارگانیک (فنول – کلروفرم) انجام شد (Comey و همکاران ۱۹۹۴). پس از آن محصول واکنش PCR مربوط به ژن 16S-rRNA با

پرایمرهای عمومی 27F و 1492R روی ژل آگاروز ۱٪ بارگذاری شد (Lane و همکاران ۱۹۹۴). پس از تخلیص باند مورد نظر (۱۵۰۰ bp)، جهت تعیین توالی به شرکت میکروسینس سوییس ارسال گردید.

برای آنالیز تولید بیوسورفاکتانت ، از روش جابجایی روغن طبق روش یوسف و همکاران استفاده گردید (Youssefو همکاران ۲۰۰۴). توانایی باکتری‌ها در امولسیون سازی گازوئیل طبق روش (Batista و همکاران ۲۰۰۶) انجام گردید. باکتری‌های در محیط کشت بوشنل هاس به‌علاوه ۱٪ گازوئیل برای مدت ۷ روز در ۳۲ درجه سانتیگراد با دور ۱۲۰ rpm انکوبه شدند. پس از گذشت این دوره، ۲ میلی لیتر از روماند میکروبی به علاوه دو میلی لیتر گازوئیل در لوله آزمایش ریخته شد. لوله‌های آزمایش برای مدت ۲ دقیقه کاملاً هوادهی شدند. پس از گذشت ۲۴ ساعت، با اندازه‌گیری ارتفاع لایه امولسیون شده و تقسیم آن بر ارتفاع کل محلول و ضرب عدد حاصل در ۱۰۰، شاخص امولسیون کنندگی ((E24 (%) بدست آمد. سنجش رشد باکتری‌ها در محیط حاوی گازوئیل همانطور که توسط (وانگ و همکاران ۲۰۱۰) توصیف شد مورد آزمایش قرار گرفت

نتایج و بحث

در میان باکتری‌های مورد مطالعه، ۳۵ درصد میله ای شکل وگرم مثبت با اندوسپور ، ۴۹ درصد میله‌ای گرم منفی و ۱۶ درصد گرم مثبت بدون اندوسپور بودند. توالی‌های جدایه‌ها در پایگاه داده EzBioCloud براساس توالی ژن 16S-rRNA شناسایی شدند (Kim و همکاران ۲۰۱۲) و در پایگاه داده NCBI ثبت گردیدند. (جدول).

جدول۲: نام و شماره دسترسی جدایه‌ها

نام جدایه	نام نزدیک‌ترین سویه	درصد یکسانی	شماره دسترسی
SH24	*Ochrobactrum lupini*	٪ ۹۹/۵۴	MK453290
SH42	*Bacillus altitudinis*	٪ ۹۹/۱۵	MK453293
D63	*Ochrobactrum cytisi*	٪۹۸	MK453294
T71	*Ochrobactrum anthropi*	٪ ۹۸	MK453292
T74	*Microbacterium oxydans*	٪ ۹۹/۹۲	MK453291
SH34	*Bacillus subtilis subsp. inaquosorum*	٪ ۹۹/۸۴	MK493409
F84	*Bacillus paralicheniformis*	٪ ۹۸/۲۸	MK493411

آزمون جابجایی روغن

. روش جابجایی روغن برای تشخیص تولید بیوسورفکتانت توسط باکتری های جدا شده، در بسیاری از مطالعات به عنوان دقیق‌ترین روش نسبت به سایر روش‌ها معرفی شده‌است (Youssefو همکاران، ۲۰۰۴؛ Płaza و همکاران ۲۰۱۳؛ Thavasi و همکاران، ۲۰۱۳). وجود بیوسورفاکتانت با ایجاد ناحیه شفاف روی سطح نفت مشخص شد و قطر هاله به وجود آمده اندازه‌گیری گردید. براساس نتایج بدست آمده در (جدول) اکثر جدایه‌ها به جز پنج مورد توانایی تولید بیوسورفاکتانت داشتند. قطر هاله ایجاد شده از ۲ میلی متر تا ۵۵ میلی متر متغیر بودند. قطر هاله ایجاد شده در جدایه‌های SH21، SH31، SH34، SH42 و SH84 ۲۰ میلی متر و بیشتر بوده که حاکی از پتانسیل بالای این جدایه‌ها در تولید بیوسورفاکتانت می‌باشد. جدایه SH42، که براساس آنالیز 16S-rRNA ، ۹۹ ٪ شباهت با *Bacillus altitudinis* نشان داد، بیشترین قطر هاله را ایجاد نمود. تا کنون نتایج خوبی از تولید بیوسورفاکتانت توسط تعدادی از گونه‌های باسیلوس بدست آمده است. برای مثال سورفاکتین که از شناخته شده‌ترین بیوسورفاکتانت‌ها است، از باسیلوس سوبتیلیس تولید می‌گردد. سورفاکتین کشش سطحی آب را از ۷۲ تا ۲۷ mN/m، با غلظت بحرانی ۲۴ mM درآب، کاهش می‌دهد (Al-Bahry و همکاران ۲۰۱۳). همچنین بیوسورفاکتانت lichenysin که توسط *Bacillus licheniformis* تولید می‌گردد، که پایداری زیادی در دماهای مختلف، pH و غلظت‌های نمک نشان داده است (Yakimov و همکاران ۱۹۹۵). مطالعات دیگر نشان داد که برخی از سویه‌های *Bacillus megatherium* نیز بیوسورفاکتانت تولید می‌کنند که به عنوان گلیکولیپیدها طبقه‌بندی می‌شوند (Thavasi و همکاران۲۰۱۳). اخیراً شرایط بهینه برای تولید بیوسورفاکتانت توسط *Bacillus brevis* نیز بررسی شده‌بااست (Mouafi و همکاران ۲۰۱۶). با این حال پژوهشی که به طور ویژه به تولید بیوسورفاکتانت و شرایط بهینه آن توسط *Bacillus altitudinis* پرداخته باشد تا کنون صورت نگرفته است.

شاخص امولسیون کنندگی(E_{24})

با بررسی شاخص امولسیون کنندگی پس از ۲۴ ساعت، در ۷۲ ٪ از جدایه‌ها توانایی امولسیون کنندگی گازوئیل مشاهده شد. شاخص امولسیون کنندگی از ۳/۳۳ تا ۳۴ ٪ متغیر بود. توانایی امولسیون کنندگی در ۱۱ جدایه مشاهده نشد در حالیکه سه جدایه SH24، F93 و SH11 نتیجه تولید بیوسورفاکتانت مثبت نشان داده بودند. بین قطر هاله ایجاد شده و شاخص امولسیون کنندگی همبستگی وجود نداشت. دما ، pH ، منبع هیدروکربن و مدت زمان انکوباسیون از جمله فاکتورهایی هستند که بر امولسیون کنندگی تاثیر گذارند (Mouafi و همکاران ۲۰۱۶). لذا مطالعات بیشتر برای بررسی شرایط بهینه امولسیون کنندگی توسط جدایه‌های این پژوهش نیاز است.

توانایی رشد با گازوئیل

جدایه‌ها توانایی متفاوتی در رشد با گازوئیل به عنوان تنها منبع کربن نشان دادند. ۵۴ درصد جدایه‌ها توانایی بسیار خوبی در رشد با گازوئیل نشان دادند. بیشترین OD اندازه‌گیری شده در این بخش مربوط به سویه‌های *Ochrobactrum lupini* و *Bacillus subtilis* بودند. مطالعات پیشین نتایج خوبی در مورد توانایی رشد این باکتری‌ها با گازوئیل و همچنین تجزیه گازوئیل و نفت خام نشان داده است (Zhang و همکاران ۲۰۱۰ ; Abou-shanab ۲۰۱۵).

جدول ۳. بررسی تولید بیوسورفاکتانت (اندازه قطر هاله) ، شاخص امولسیفیکیشن و رشد جدایه‌ها با گازوئیل به عنوان تنها منبع کربن

نام جدایه	آزمون جابجایی روغن	قطر هاله (mm)	شاخص امولسیون کنندگی(E24) (٪)	توانایی رشد با گازوئیل
SH11	+	۱۰	-	++
SH12	+	۱۲	۱۳/۳۳	+
SH13	+	۱۳	۱۳/۳۳	+
SH14	+	۱۵	۱۰	+++
SH21	+	۳۲	۱۳/۳۳	++++
SH22	+	۱۷	۶/۶۶	++++
SH23	+	۱۲	۱۶/۶۶	++++
SH24	+	۵	-	++++
SH31	+	۲۰	۳/۳۳	++++
SH32	+	۵	۳/۳۳	+++
SH33	+	۱۷	-	+
SH34	+	۲۰	-	+
SH35	+	۱۰	۳/۳۳	+
SH36	+	۹	-	+
SH41	-	-	-	−
SH42	+	۵۵	۳/۳۳	+++
SH43	+	۷	۳۳/۳۳	++++
SH44	-	-	-	−
D51	-	-	-	−
D61	+	۱۰	۶/۶۶	++++
D62	+	۶	۳۳/۳۳	++++
D63	+	۲	۳۳/۳۳	++++
T71	+	۲	۱۳/۳۳	++++
T72	+	۷	۲۰	++++
T73	-	-	-	+++

T74	+	۶	۲۳/۳	++++
F81	+	۲	۲۶/۶۶	++++
F82	+	۴	۲۳/۳۳	++++
F83	+	۴	۱۳/۳۳	++++
F84	+	۳۵	۶/۶۶	++++
F85	+	۸	۱۳/۳۳	++++
F91	+	۱۵	۳/۳۳	++
F92	+	۷	۳/۳۳	+++
F93	+	۱۴	-	+
F101	+	۹	۱۳/۳۳	++++
F102	+	۲	۲۰	++++
F103	+	۸	۳/۳۳	++++
F104	+	۸	۲۶/۶۶	++++
F105	-	-	-	–

در این جدول (++++)، (+++)، (++)، (+) و (–) نشان دهنده توانایی رشد جدایه‌ها از قوی به ضعیف با گازوئیل به عنوان تنها منبع کربن و انرژی و براساس اندازه‌گیری OD در ۶۰۰ نانومتر می‌باشد: رشد (++++) بیانگر (۱ <OD600)، رشد (+++) بیانگر (۰/۶ <OD600)، رشد (++) بیانگر (۰/۶ > OD600 > ۰/۲) ، رشد (+) بیانگر (OD600<۰/۲) بعد از ۷ روز انکوباسیون در ۳۲ درجه سانتی گراد و (–) بیانگر عدم رشد می‌باشد.

نتیجه‌گیری

براساس مطالعه انجام شده فراوانی غالب باکتری‌های هوازی تجزیه کننده آلکان در خاک‌های آلوده به نفت مربوط به خانواده‌های *Brucellaceae*، *Bacillaceae* و *Microbacteriaceae* بوده که به ترتیب ۴۹، ۳۵ و ۱۶ ٪ را تشکیل دادند. باکتری‌های گرم منفی در خاک‌های مورد مطالعه فراوانی بالاتری داشتند، اگرچه باکتری‌های گرم مثبت دارای اندوسپور نتایج بهتری درتولید بیوسورفاکتانت نشان دادند. چندین جدایه پتانسیل بالایی برای اهداف زیست پالایی به‌دلیل توانایی هم زمان در تولید بیوسورفاکتانت و رشد با گازوئیل نشان دادند. در این تحقیق ۳۴ جدایه توانایی تولید بیوسورفاکتانت و امولسیفیکیشن را داشتند. *Bacillus altitudinis* SH42 پتانسیل بالایی در تولید بیوسورفاکتانت براساس آزمون جابجایی روغن نشان داد. شاخص امولسیون کنندگی در *Ochrobactrum cytisi* D63 پس از ۲۴ ساعت ، ۳۳٪ اندازه‌گیری شد. همچنین SH24 *Ochrobactrum lupini* و سویه‌های D63 و *Bacillus subtilis* F104 رشد بسیار خوبی با گازوئیل به عنوان تنها منبع کربن نشان دادند. نتایج نشان دهنده وجود و کارایی باکتری‌های تولید کننده بیوسورفاکتانت و امولسیون کننده در خاکهای مناطق نفت خیز جنوب بوده و با بررسی شرایط بهینه و افزایش کمیت و کیفیت تولید بیوسورفاکتانت از این جدایه می‌توان از آنها به هدف زیست پالایی محیط‌های آلوده به نفت بهره بیشتری برد.

منابع

Baboshin, M. A., and Golovleva, L. A. 2012. “Aerobic Bacterial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Its Kinetic Aspects.” Microbiology, 81(6): 639–50.

Lin, T., Pan P., and Cheng, S. 2010. “Ex Situ Bioremediation of Oil-Contaminated Soil.” Journal of Hazardous Materials, 176(1–3): 27–34.

Shahaliyan, F., Safahieh, A., and Abyar H. 2015. “Evaluation of Emulsification Index in Marine Bacteria Pseudomonas Sp. and Bacillus Sp.” Arabian Journal for Science and Engineering, 40(7): 1849–54.

Van Hamme, J. D., Singh, A., and Ward, O.P. 2003. “Recent Advances in Petroleum Microbiology.” Microbiology and molecular biology reviews, 67(4): 503–49.

Mnif, S., Chamkha, M., Labat, M., and Sayadi, S. 2011. “Simultaneous Hydrocarbon Biodegradation and Biosurfactant Production by Oilfield-Selected Bacteria.” Journal of Applied Microbiology, 111(3): 525–36.

Giebler, J., Wick, L.Y., Chatzinotas, A., and Harms, H. 2013. “Alkane-Degrading Bacteria at the Soil-Litter Interface: Comparing Isolates with T-RFLP-Based Community Profiles.” FEMS Microbiology Ecology, 86(1): 45–58.

Kloos, K., Munch, J.C., and Schloter, M. 2006. “A New Method for the Detection of Alkane-Monooxygenase Homologous Genes (AlkB) in Soils Based on PCR-Hybridization.” Journal of Microbiological Methods, 66(3): 486–96.

Comey, C. T., Koons, B. W., Presley, K. W., Smerick, J. B., Sobieralski, C. A., Stanley, D. M., and Baechtel, E S., 1994. "DNA Extraction Strategies for Amplified Fragment Length Polymorphism Analysis," Journal of Forensic Sciences, 39(5): 1254--1269.

Youssef, N. H., Duncan, K. E., Nagle, D. P., Savage, K. N., Knapp, R. M., McInerney, M. J. 2004. "Comparison of Methods to Detect Biosurfactant Production by Diverse Microorganisms." Journal of Microbiological Methods, 56(3): 339–47.

Batista, S.B., Mounteer, A.H., Amorim, F.R., and Tótola M.R. 2006. "Isolation and Characterization of Biosurfactant/Bioemulsifier-Producing Bacteria from Petroleum Contaminated Sites." Bioresource Technology, 97(6): 868–75.

Płaza, G. A., Zjawiony, I., and Banat, I. M. 2006. "Use of Different Methods for Detection of Thermophilic Biosurfactant-Producing Bacteria from Hydrocarbon-Contaminated and Bioremediated Soils." Journal of Petroleum Science and Engineering, 50(1): 71–77.

Thavasi, R., Sharma, S., and Jayalakshmi, S. 2013. "Evaluation of Screening Methods for the Isolation of Biosurfactant Producing Marine Bacteria." Journal of Petroleum & Environmental Biotechnology, 04(02):1-6.

Al-Bahrya, S.N., Al-Wahaibi, Y.M., Elshafiea, A.E., Al-Bemani, S.A., Joshi, S.J., Al-Makhmari, H.S., Al-Sulaimani, H.S. 2013. "Biosurfactant Production by Bacillus Subtilis B20 Using Date Molasses and Its Possible Application in Enhanced Oil Recovery." International Biodeterioration & Biodegradation, 81: 141–46.

Yakimov, M., Timmis, K.N, Wray, V., and Fredrickson, H.L. 1995. "Characterization of a New Lipopeptide Surfactant Produced by Thermotolerant and Halotolerant Subsurface Bacillus Licheniformis BAS50." Applied and environmental microbiology, 61(5): 1706–13.

Mouafi, F. E., Abo-Elsoud, M.M., and Moharam, M. E. 2016. "Optimization of Biosurfactant Production by Bacillus Brevis Using Response Surface Methodology." Biotechnology reports, 9: 31–37.

Zhang, Z., Gai, L., Hou, Z.,Yang, C., Ma, C.,Wang, Z.,Sun, B., He, X.,Tang, H., Xu, P. 2010. "Characterization and biotechnological potential of petroleum-degrading bacteria isolated from oil-contaminated soils." Bioresource Technology, 101(21) : 8452–8456.

Abou-shanab, R. 2015. "Petroleum Hydrocarbon Degradation Potential of Ochrobactrum lupini Isolated from BTEX Enrichment Soil." International Journal of Environment, 04(03): 204–209.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Investigating of emulsification index and the growth capability of isolated bacteria from oil-contaminated soils in mineral medium containing diesel oil

Kalami[1], R., Pourbabaei[* 2], A.A., Alikhani, H.A.[3]

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Iran
[2] Associate Prof., Soil Science Department, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Iran
[3] Full Prof., Soil Science Department, College of Agriculture and Natural Resources, University of Tehran, Iran

Abstract

In recent decades, with the advancement of sustainable technologies, searching for natural and biodegradable compounds has been increasing to remediate the hydrocarbon contaminated sites. Biosurfactants are secondary microbial metabolites that are extremely important for bioremediation due to the numerous advantages over chemical biosurfactants. In this study, emulsification activity, biosurfactant production, and capability of growth with diesel oil as the sole source of carbon were investigated for 39 bacterial isolates from oil-contaminated soils of South oilfields of Khuzestan province. 90% of isolates were capable of growth with diesel oil as the sole source of carbon, and 21 of them exhibited significant growth with diesel oil. Due to the oil spreading test, 34 isolates showed biosurfactant production ability, and the diameter of the clear zone varied from 2 to 55 mm. Moreover, by measuring the emulsification index after 24h, 72% of isolates emulsified diesel oil. The results of this study show the great potential of South oilfields of Iran in the isolation of efficient bacteria, for bioremediation of petroleum compounds polluted regions.

Keywords: Oil spreading technique, South oilfields of Iran, 16S-rRNA, bioremediation.

[*] Corresponding author, Email: Pourbabaei@ut.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تأثیر استرپتومایسس و اسیدهیومیک بر فاکتور انتقال و تجمع زیستی کادمیوم و سرب در اکالیپتوس

مریم صدیقی مورنانی [۱*]، سمیه قاسمی [۲]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه یزد

[۲] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه یزد

چکیده

در این پژوهش به منظور بررسی تأثیر اسیدهیومیک و تلقیح استرپتومایسس بر فاکتور انتقال و تجمع زیستی کادمیوم وسرب توسط اکالیپتوس در باطله‌های (مواد باقی‌مانده حاصل از طلاگیری خاک) کارخانه معدن طلای موته، آزمایشی گلدانی به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. تیمارها شامل دو سطح اسیدهیومیک (صفر و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) و سه سطح باکتری (بدون تلقیح و تلقیح با *استرپتومایسس گریزئوس* و *استرپتومایسس* ریموسوس) بودند. نتایج نشان داد که تأثیر استرپتومایسس بر فاکتور انتقال و تجمع زیستی کادمیوم و سرب معنی‌دار بود. همچنین کاربرد اسیدهیومیک، تأثیر معنی‌داری بر ضریب انتقال سرب در اکالیپتوس داشت. استرپتومایسس ریموسوس در مقایسه با تیمار شاهد و استرپتومایسس گریزئوس، باعث افزایش معنی‌دار ضریب انتقال کادمیوم و تجمع زیستی آن در اکالیپتوس شد. ضریب انتقال سرب و تجمع زیستی آن نیز در گیاهان تلقیح شده با *استرپتومایسس گریزئوس* و *استرپتومایسس ریموسوس* به‌طور معنی‌داری بیشتر از تیمار شاهد بود. همچنین، کاربرد اسیدهیومیک باعث افزایش معنی‌دار ضریب انتقال سرب در اکالیپتوس گردید.

کلمات کلیدی: *استرپتومایسس گریزئوس*، *استرپتومایسس ریموسوس*، فلزات سنگین، معدن طلای موته

مقدمه

با پیشرفت و توسعه فناوری و افزایش جمعیت، گسترش آلودگی در مناطق مختلف جهان به‌ویژه مناطق صنعتی، معدنی و کشاورزی رشد چشمگیری داشته است. آلودگی فلزات سنگین، یکی از عوامل اصلی تخریب محیط زیست محسوب می‌گردد. گیاه‌پالایی به عنوان یک فناوری نوظهور و مقرون به صرفه، یکی از مهم‌ترین روش‌های زیستی مورد استفاده جهت پاکسازی خاکهای آلوده به فلزات سنگین است. این فناوری مستلزم استفاده از گیاهان انباشتگر فلزات به منظور پالایش، جا به جایی و یا تثبیت آلاینده‌های فلزی موجود در خاک می‌باشد، با این وجود زمانبر بودن این تکنیک یکی از معایب اصلی آن محسوب می‌شود. تکنیک گیاه‌پالایی تحت تأثیر فعالیت میکروب‌های ریزوسفری، گونه‌ی شیمیایی فلز و غلظت عناصر فلزی موجود در خاک قرار می‌گیرد (Khan 2005). کاربرد باکتریهای ریزوسفری محرک رشد گیاه، یکی از سودمندترین و در عین حال، کم خطرترین تکنیک‌ها برای محیط زیست می‌باشد که به تازگی جهت بهبود کارآیی فرآیند پالایش فلزات سنگین توسط گیاهان مد نظر قرار گرفته است (Kong and Glick 2017). در این ارتباط، Joner and Leyval (1997) نشان دادند که افزودن باکتری به محیط رشد گیاه باعث انتقال بهتر فلزات از ریشه به اندام هوایی شد.

فاکتور انتقال گیاهی یک شاخص ساده برای ارزیابی کمی انتقال عناصر از خاک به گیاه و از جمله فاکتورهای مؤثر در شناسایی مناسب برای استخراج گیاهی است که بیانگر نسبت غلظت عنصر فلزی در اندام هوایی گیاه به غلظت همان عنصر در ریشه است. فاکتور انتقال گیاهی بیشتر از یک نشان‌دهنده انتقال آسان فلز از ریشه به اندام هوایی و در نتیجه انباشتگی فلزات سنگین در اندام هوایی گیاه است، درحالی‌که مقادیر کمتر از یک این فاکتور نشانه غیرانباشتگر بودن گیاهان است (رسولی صدقیانی و همکاران ۱۳۹۷). دو مکانیسم اصلی انتقال سیمپلاستی و فشار ریشه‌ای، سبب انتقال عناصر سنگین از ریشه به اندام هوایی می‌شوند. در بیشتر گیاهان غیرانباشتگر، عناصر سنگین در ریشه باقی می‌ماند و مقدار ناچیزی از آن از مسیر سیمپلاستی به اندام هوایی انتقال می‌یابد. در این گیاهان، عناصر سنگین با گروه‌های عامل پکتین‌های دیواره سلولی پیوند برقرار می‌کند و دیواره سلولی به عنوان اولین سد دفاعی از انتقال سرب ریشه به اندام هوایی جلوگیری می‌کند. یکی از عواملی که می‌تواند بر جذب و انتقال فلزات سنگین تأثیر بگذارد، استفاده از

* ایمیل نویسنده مسئول: m71.sedighi@gmail.com

کودهای آلی و عوامل کمپلکس کننده فلزات از جمله اسیدهیومیک می‌باشد. تشکیل کمپلکسهای فلز- اسید هیومیک در خاک‌های آلوده، از یک سو از تثبیت فلزات توسط ذرات رس و تبدیل آنها به اشکال نامحلول ممانعت می‌کند و از سوی دیگر با افزایش حلالیت فلزات سنگین، قابلیت دسترسی آنها برای گیاهان را افزایش می‌دهد (رسولی صدقیانی و همکاران ۱۳۹۷). مطالعه حاضر نیز با هدف بررسی تأثیر محلول‌پاشی اسیدهیومیک و تلقیح *استرپتومایسس ریموسوس* و *استرپتومایسس گریزئوس* بر فاکتور انتقال و تجمع زیستی کادمیوم و سرب توسط اکالیپتوس در باطله‌های معدن طلای موته انجام شد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌های خاک از باطله‌های معدن طلای موته واقع در استان اصفهان تهیه شد. غلظت کل کادمیوم و سرب در این خاک به ترتیب ۴/۴ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. در این پژوهش، جهت بررسی تأثیر اسیدهیومیک و استرپتومایسس بر ضریب انتقال و تجمع زیستی کادمیوم و سرب توسط اکالیپتوس (*Eucalyptus camadulensis*)، آزمایشی گلدانی در قالب طرح کاملاً تصادفی به صورت فاکتوریل با سه تکرار در گلخانه پژوهشی دانشگاه یزد، انجام شد. تیمارها شامل دو سطح اسیدهیومیک (صفر و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) و سه سطح باکتری (بدون تلقیح و تلقیح با *استرپتومایسس گریزئوس* و *استرپتومایسس ریموسوس*) بودند. ابتدا نهال‌های یکساله اکالیپتوس به گلدان‌های پلاستیکی حاوی باطله‌های کارخانه معدن طلای موته انتقال یافتند. سپس به منظور اعمال تیمارهای باکتری، مقدار ۵۰ میلی‌لیتر مایه تلقیح (10^8 Colony Forming Units/ml) حاوی *استرپتومایسس ریموسوس* و *استرپتومایسس گریزئوس* به گلدان‌ها اضافه شد. یک روز پس از اعمال تیمارهای باکتری، اسیدهیومیک در دو سطح صفر و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر بر روی سطح برگ و ساقه نهال اکالیپتوس طی دو مرحله به فاصله زمانی دو هفته محلول‌پاشی شد. پس از گذشت حدود شش ماه از کشت، گیاهان برداشت شده و غلظت کادمیوم و سرب به وسیله دستگاه جذب اتمی مدل Analytik Jena Novaa300 اندازه‌گیری شد. شاخص‌های ضریب انتقال فلز و ضریب تجمع زیستی نیز به ترتیب با استفاده از روابط ۱ و ۲ محاسبه گردید.

رابطه (۱) $TF= C_{Shoot}/C_{Root}$

رابطه (۲) $BAC= C_{Shoot}/C_{Soil}$

C_{Shoot}: غلظت عنصر در اندام هوایی (mg/kg)

C_{Root}: غلظت عنصر در ریشه (mg/kg)

C_{Soil}: غلظت عنصر در خاک (mg/kg)

نتایج و بحث

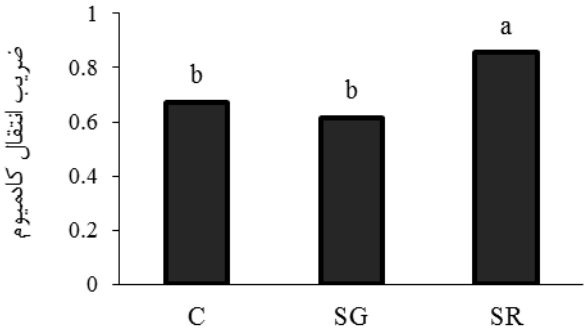
بر اساس نتایج تجزیه واریانس داده‌ها، تأثیر استرپتومایسس بر ضریب انتقال و تجمع زیستی کادمیوم در سطح ۱ درصد معنی‌دار بود، اما کاربرد اسیدهیومیک و اثر متقابل آن با استرپتومایسس، تأثیر معنی‌داری بر ضریب انتقال و تجمع زیستی کادمیوم در اکالیپتوس نداشت (جدول ۱).

جدول ۱. نتایج تجزیه واریانس تأثیر استرپتومایسس و اسیدهیومیک بر ضریب انتقال و تجمع زیستی کادمیوم دراکالیپتوس

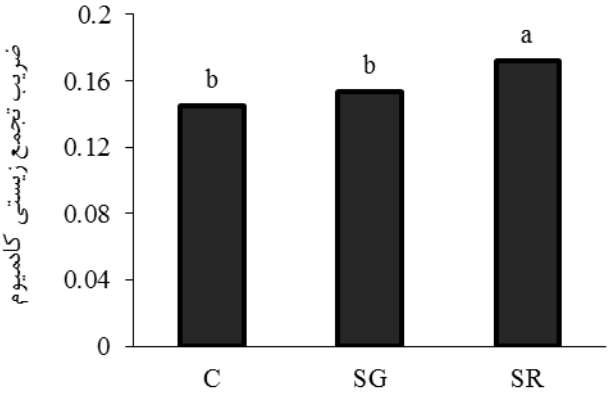
منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	
		ضریب انتقال کادمیوم	ضریب تجمع زیستی کادمیوم
استرپتومایسس (S)	۲	۰/۰۹**	۰/۰۰**
اسیدهیومیک (HA)	۱	۰/۰۱^{ns}	۰/۰۰^{ns}
S×HA	۲	۰/۰۱^{ns}	۰/۰۰ ^{ns}
خطای آزمایش	۱۲	۰/۰۱	۰/۰۰
ضریب تغییرات		۰/۲۰	۰/۰۸

^{ns} و ** به ترتیب غیرمعنی‌دار، معنی‌دار در سطح یک درصد.

نتایج مقایسه میانگین‌ها نشان داد که ضریب انتقال کادمیوم (شکل ۱) و تجمع زیستی آن (شکل۲) در گیاهان تلقیح شده با *استرپتومایسس ریموسوس* به‌طور معنی‌داری بیشتر از تیمارهای شاهد و *استرپتومایسس گریزئوس* بود. باکتری‌ها از طریق آزادسازی عوامل کلاته‌کننده، کاهش pH، انحلال فسفات‌های نامحلول و تغییر شرایط اکسیداسیون و احیا، بر پویایی و قابلیت دسترسی فلزات سنگین برای گیاهان تأثیر گذاشته و در نتیجه دارای پتانسیل افزایش کارایی فرآیند گیاه‌پالایی می‌باشند (Jing و همکاران، ۲۰۰۷). نتایج مطالعه انجام شده توسط Motesharezadeh و همکاران (۲۰۱۷) نیز نشان داد که کاربرد عوامل بیولوژیکی (قارچ و باکتری) باعث افزایش توان اکالیپتوس (*Eucalypyus Camaldulensis* L.) در پالایش خاک‌های آلوده به کادمیوم شد.



شکل ۱. تأثیر کاربرد استرپتومایسس بر ضریب انتقال کادمیوم در اکالیپتوس. میانگین‌های با حداقل یک حرف مشترک، بیانگر عدم تفاوت معنی‌دار در سطح پنج درصد آزمون دانکن می‌باشند.



شکل ۲. تأثیر کاربرد استرپتومایسس بر ضریب تجمع زیستی کادمیوم در اکالیپتوس. میانگین‌های با حداقل یک حرف مشترک، بیانگر عدم تفاوت معنی‌دار در سطح پنج درصد آزمون دانکن می‌باشند.

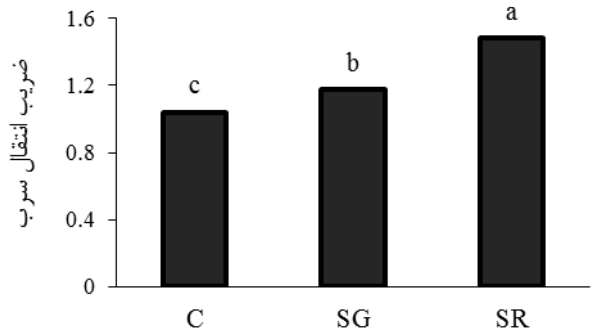
تأثیر تلقیح استرپتومایسس بر ضریب انتقال و تجمع زیستی سرب در سطح یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۲). همچنین کاربرد اسیدهیومیک تأثیر معنی‌داری بر ضریب انتقال سرب در اکالیپتوس داشت (جدول ۲). نتایج مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد که تلقیح *استرپتومایسس گریزئوس* و *استرپتومایسس ریموسوس* در مقایسه با تیمار شاهد، باعث افزایش معنی‌دار ضریب انتقال (شکل۳) و تجمع زیستی سرب (شکل۴) در اکالیپتوس شد. تأثیر *استرپتومایسس ریموسوس* در افزایش ضریب انتقال و تجمع زیستی سرب، بیشتر از *استرپتومایسس گریزئوس* بود. کاربرد اسیدهیومیک نیز باعث افزایش معنی‌دار ضریب انتقال سرب در اکالیپتوس گردید (شکل ۵)، به طوری‌که با افزایش سطح اسیدهیومیک از صفر به ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر، ضریب انتقال سرب ۱/۱۰برابر افزایش یافت. خداوردی‌لو و همکاران (۱۳۹۲) نشان دادند که استفاده از باکتری‌های محرک رشد سبب افزایش معنی‌دار غلظت

سرب در شاخساره گیاه گل گندم نسبت به تیمار شاهد شد. Bandieraa و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کردند که کاربرد اسـید هیومیک باعث افزایش مقدار جـذب فلـزات سنگین به‌ویژه مس و سرب توسط ریشه و انتقال آنها به اندام هوایی گیاه شد. همچنین، رسولی صدقیانی و همکاران (۱۳۹۷) گزارش کردند که اسیدهیومیک در کاهش آلودگی سرب و افزایش قابلیت دسترسی سرب توسط گیاه افسنتین (*Artemicia absantium*) مؤثر بود.

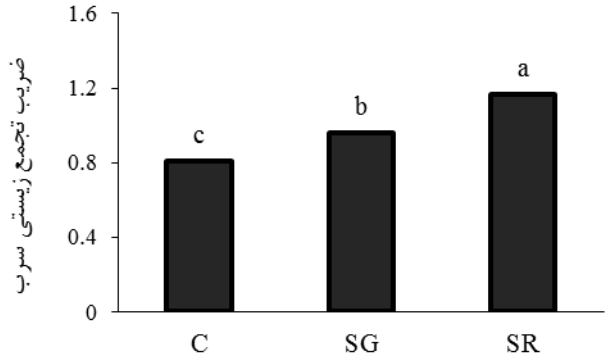
جدول ۲. نتایج تجزیه واریانس تأثیر استرپتومایسس و اسیدهیومیک بر ضریب انتقال، تجمع زیستی در اکالیپتوس

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	
		ضریب انتقال سرب	ضریب تجمع زیستی سرب
استرپتومایسس (S)	۲	۰/۳۱**	۰/۲۰**
اسیدهیومیک (HA)	۱	۰/۰۶*	۰/۰۴^{ns}
S×HA	۲	۰/۰۲^{ns}	۰/۰۰ ^{ns}
خطای آزمایش	۱۲	۰/۰۱	۰/۰۱
ضریب تغییرات		۰/۱۸	۰/۱۹

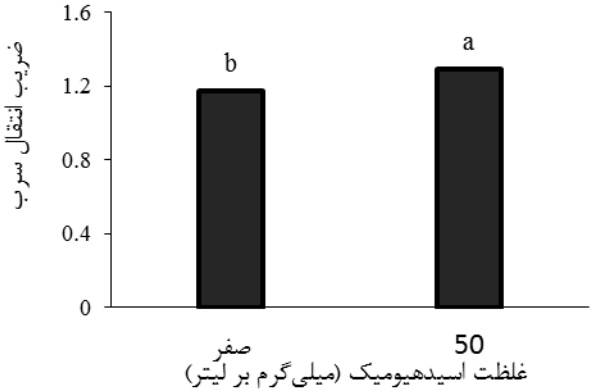
^{ns} ، * و ** به ترتیب غیرمعنی‌دار، معنی‌دار در سطح پنج درصد و معنی‌دار در سطح یک درصد.



شکل ۳. تأثیر کاربرد استرپتومایسس بر ضریب انتقال سرب در اکالیپتوس. میانگین‌های با حداقل یک حرف مشترک، بیانگر عدم تفاوت معنی‌دار در سطح پنج درصد آزمون دانکن می‌باشند.



شکل ۴. تأثیر کاربرد استرپتومایسس بر ضریب تجمع زیستی سرب در اکالیپتوس. میانگین‌های با حداقل یک حرف مشترک، بیانگر عدم تفاوت معنی‌دار در سطح پنج درصد آزمون دانکن می‌باشند.



شکل ۵. تأثیر کاربرد اسیدهیومیک بر ضریب انتقال سرب در اکالیپتوس. میانگین‌های با حداقل یک حرف مشترک، بیانگر عدم تفاوت معنی‌دار در سطح پنج درصد آزمون دانکن می‌باشند.

نتیجه‌گیری

اگرچه اکالیپتوس ممکن است یک گیاه بیش‌انباشتگر فلزات سنگین نباشد، اما نتایج این مطالعه نشان داد که تلقیح *استرپتومایسس گریزئوس* و *استرپتومایسس ریموسوس* می‌تواند تأثیر معنی‌داری بر افزایش انتقال و تجمع زیستی کادمیوم و سرب در اکالیپتوس داشته باشد، بنابراین اکالیپتوس تیمار شده با استرپتومایسس می‌تواند در پالایش خاک‌های آلوده به فلزات سنگین بسیار مؤثرتر باشد. براساس نتایج حاصل از این پژوهش، برای افزایش راندمان گیاه‌پالایی می‌توان از اسیدهیومیک و باکترهای محرک رشد گیاه مانند استرپتومایسس‌ها به‌ویژه *استرپتومایسس ریموسوس* استفاده کرد.

منابع

خداوردی‌لو، ح.، رسولی صدقیانی، م. ح.، کریمی، ا. ۱۳۹۲. تأثیر مایه‌زنی میکروبی یک خاک آلوده به سرب بر رشد، برخی ویژگی‌های فیزیولوژیک و جذب و انتقال سرب، آهن و روی توسط گل گندم (*centaurea cyanus*). نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار. جلد سوم. شماره دوم.

رسولی صدقیانی، م. ح.، خداوردیلو، ح.، برین، م. و کاظم علیلو، س. ۱۳۹۷. بررسی پتانسیل قارچ ریشه‌ها و باکتری‌های سودوموناس در پالایش سبز کادمیم از یک خاک آلوده. نشریه علوم آب و خاک، ۲۲ (۱)، ۳۱۶-۳۰۵.

Bandieraa, M., Moscaa, G., Vamerali, T. 2009. Humic acid affect root characteristics of fodder radish (*Raphanus sativus* L., var. oleiformis Pers.) in metal polluted wastes. Journal of Desalination, 246, 78-91.

Cheng, J., Li, Y., Gao, W., Chen, Y., Pan, W., Lee, X., Tang, Y. 2018. Effects of biochar on Cd and Pb mobility and microbial community composition in a calcareous soil planted with tobacco. Biology and Fertility of Soils, 54(3), 373-383.

Jing, Y. D., He, Z. L., Yang, X. E. 2007. Role of soil rhizobacteria in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. Journal of Zhejiang University Science B, 8, 192–207.

Joner, E. J., Leyval, C. 1997. Uptake of Cd by roots and hyphae of *Glomus mosseae/Trifolium subterraneum* mycorrhiza from soil amended with high and low concentration of cadmium. New Phytology, 135: 353-360.

Khan, A. G. 2005. Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 18, 355-364.

Kong, Z., Glick, B. R. 2017. The role of plant growth-promoting bacteria in metal phytoremediation. Advances in Microbial Physiology, 71, 97-132.

Motesharezadeh, H., Kamal-poor, S., Alikhani, H. A., Zarei, M., Azimi, S. 2017. Investigating the effects of plant growth promoting bacteria and *Glomus Mosseae* on cadmium phytoremediation by *Eucalyptus camaldulensis* L. Pollution, 3, 575-588.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of *Streptomyces* and humic acid on the translocation and bio concentration factor of cadmium and lead by eucalyptus

Sedighi Mournani*[1], M., Ghasemi[2], S.

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Natural Resources University of Yazd, Iran
[2] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Natural Resources University of Yazd, Iran

Abstract

In this study in order to investigate the effect of humic acid and Streptomyces inoculation on the translocation and bio concentration factor of Cd and Pb by eucalyptus in Muteh gold factory tailing, a pot experiment was set up in a completely randomized factorial design with three replications. Treatments included two levels of humic acid (0, 50 mg/L) and three levels of bacteria (without inoculation, inoculated with *Streptomyces griseus* and *Streptomyces rimosus*). The results showed that the effect of Streptomyces on translocation and bio concentration factor of Cd and Pb was significant. Also, application of humic acid had significant effect on translocation factor of Pb. *Streptomyces rimosus* caused a significant increase in translocation and bio concentration factor of Cd compared to control treatment and *Streptomyces griseus*. translocation and bio concentration factor of Pb in plants inoculated with *Streptomyces griseus* and *Streptomyces rimosus* were higher than control treatment. Also, application of humic acid caused a significant increase in translocation factor of Pb in eucalyptus.

Keywords: *Streptomyces griseus*, *Streptomyces rimosus*, Heavy metals, Muteh gold mine

* Corresponding author, Email: m71.sedighi@gmail.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تأثیر کادمیوم بر برخی صفات مورفولوژیکی چند گیاه زینتی

رضا پیری [۱*]، احمد گلچین [۲]، نادر خادم مقدرم الگده‌لو[۳]، لیلا مصلی [۴]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۲] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۳] دانشجوی دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

[۴] دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی واحد ابهر

چکیده

آلودگی خاک و گیاه به فلزات سنگین از مشکلات مهم و جدی در سراسر جهان است. در میان فلزات سنگین کادمیوم یکی از عناصر سنگین و سمی برای گیاه بوده که به آسانی در خاک و رسوبات انباشته می‌شود. این مطالعه به‌منظور اثر سمیت کادمیوم بر خصوصیات مورفولوژیکی سه گیاه زینتی انجام شده است. برای این منظور آزمایشی با شش سطح کادمیوم (صفر، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم) و سه گونه گیاه زینتی (همیشه‌بهار، تاج‌خروس و آفتابگردان) با سه تکرار در گلخانه انجام شد. نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که نوع گیاه و سطوح کادمیوم تأثیر معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد بر صفات اندازه‌گیری شده داشتند. نتایج به‌دست آمده کاهش در تعداد شاخه‌های فرعی، قطر ساقه، تعداد غنچه در گیاه، طول گل‌آذین، قطر گل و ارتفاع گیاه را نشان داد. نتایج به دست آمده از این تحقیق نشان داد که کادمیوم بر گیاهان اثر منفی داشته و با وجود عدم نیاز گیاهان به این عنصر سنگین، جذب گیاه شده و موجب اثرات منفی بر عملکرد گیاهان می‌شود.

کلمات کلیدی: همیشه‌بهار، تاج‌خروس، شاخه‌های فرعی، آفتابگردان زینتی

مقدمه

با افزایش بی‌رویه جمعیت و صنعتی شدن جوامع طی قرن گذشته و استفاده بیش از حد فلزات سنگین در صنایع و مصرف سوخت‌های فسیلی، موجب ورود این عناصر به محیط‌زیست و آلودگی آن شده‌اند. به‌طور کلی فلزات سنگین به‌طور طبیعی به مقدار کم در محیط‌زیست یافت می‌شوند. این عناصر از آلاینده‌های بسیار پایدار بوده و تجزیه نمی‌شوند (رنجبر و کنشلو، ۱۳۷۷). آلودگی خاک به فلزات سنگین از مشکلات مهم زیست‌محیطی محسوب می‌شود. این عناصر با تجمع خود در خاک باعث ایجاد خطراتی برای تمام موجودات زنده شده است، منبع آلودگی خاک شامل فعالیت‌های انسانی از جمله معدن‌کاوی، سوخت‌های فسیلی، استفاده بی‌رویه از کودهای فسفاته، حشره‌کش‌ها و فاضلاب شهری و صنعتی در بخش کشاورزی است، از این بین کادمیوم (Cd) بالاترین درجه از آسیب و سمیت را به خود اختصاص داده است و جذب آن توسط گیاه یک تهدید اساسی بوده و سلامت انسان را به‌خطر می‌اندازد (Prince و همکاران ۲۰۰۲). از جمله شواهد به‌دست آمده از اثرات کادمیوم، بیماری ایتای ایتای در ژاپن می‌باشد. هم‌چنین کادمیوم باعث سردرد، برونشیت، تهوع، نفریت، مشکلات کلیوی، عصبی و اسپاسم گوارشی می‌شود (رحیمی و دودانگه، ۱۳۹۲). کادمیوم یک عنصرکاتیونی دوظرفیتی غیرضروری برای گیاه می‌باشد و تا به حال هیچ گونه نقش بیولوژیکی برای آن گزارش نشده است (Clemens, 2001). این عنصر در خاک از تحرک نسبتاً بالایی برخوردار است، در صورت حضور در محیط ریشه به‌راحتی جذب گیاه شده و به اندام هوایی انتقال می‌یابد (Di Toppi and Gabbrielli, 1999). مقدارجذب کادمیوم در گیاه به نوع گیاه بستگی دارد بعضی گیاهان غلظت بالای کادمیوم را می‌توانند جذب کنند و به رشد طبیعی خود ادامه دهند. مقدار جذب کادمیوم در گیاه به عواملی از قبیل pH خاک، ماده آلی، دما، غلظت سایر عناصر بستگی دارد (Clarkson and luttge, 1998). تحرک یون‌های فلزات سنگین در قسمت‌های مختلف گیاهان متفاوت می‌باشد و غلظت آن‌ها معمولاً در ریشه‌ها بیش‌تر از بخش هوایی می‌باشد، عموماً غلظت کادمیوم درریشه گیاه > ساقه > برگ > میوه > دانه می‌باشد. مقادیر بالای کادمیوم باعث تولید گونه‌های اکسیژن فعال در سلول‌ها شده و منجر به تنش اکسیداتیو در گیاه می‌گردد (Goncalvez و ۲۰۰۷). کادمیوم باعث کلروز گیاه می‌شود این عامل می‌تواند در کمبود آهن و فسفر و یا کاهش انتقال منگنز به‌وجود آید (Haghiri, 1973). سمیت کادمیوم در گیاه ناشی از واکنش این عنصر با گروه سولفیدریل موجود در ساختار آنزیم‌ها و پروتئین‌هاست به‌علاوه این‌که مقادیر بالای کادمیوم به‌دلیل ایجاد اختلالات متابولیسمی، تولید انواع اکسیژن فعال در سلول، منجر به وقوع تنش اکسیداتیو در گیاه می‌گردد. هم‌چنین کادمیوم سبب پیچش برگی، کلروزه و نکروزه شدن برگ‌ها، قرمز و

* ایمیل نویسنده مسئول: Rezapiri@znu.ac.ir

قهوه‌ای شدن حاشیه برگ‌ها، کاهش سطح برگ، کاهش ماده خشک کل، قهوه‌ای شدن ریشه و کاهش رشد گیاه می‌شود. بازدارندگی جوانه‌زنی از جمله اثرات شناخته شده فلزات سنگین است. بین بازدارندگی جوانه‌زنی بذر و غلظت کادمیوم، رابطه همبستگی خطی وجود دارد. کاهش قدرت جوانه‌زنی ممکن است در ارتباط با اثرات منفی کادمیوم بر جذب و حرکت آب باشد، از طرفی کادمیوم بر فرایندهای فیزیولوژیک و متابولیک گیاه مانند تنفس، فتوسنتز، روابط آبی گیاه و تبادلات گازی روزنه‌ها اثر منفی دارد .هم‌چنین این عنصر در مسیر بیوسنتز کلروفیل، اجرای چرخه کالوین و واکنش‌های نوری فتوسنتز اختلال ایجاد می‌کند (صارمی‌راد و همکاران، ۱۳۹۱). کاهش رشد و عملکرد گیاهان در شرایط تنش آلودگی کادمیومی احتمالاً به‌دلیل پتانسیل کم آبی و ممانعت از جذب مواد غذایی است (Dudka و همکاران ۱۹۹۶). هدف از این مطالعه بررسی تأثیر سطوح مختلف کادمیم بر مورفولوژی رشد از قبیل ارتفاع گیاه، تعداد غنچه، قطر گل، قطر ساقه، طول گل آذین و تعداد شاخه‌های فرعی در سه نوع گیاه زینتی (همیشه‌بهار، تاج‌خروس و آفتابگردان زینتی) می‌باشد.

مواد و روش‌ها

به‌منظور انجام این پژوهش، یک نمونه خاک غیرآلوده انتخاب و پس از هوا خشک شدن در هوای آزاد، از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. این تحقیق به‌صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با دو عامل، عامل آلودگی خاک به کادمیم در شش سطح (صفر، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و 80 میلی‌گرم بر کیلوگرم) و عامل نوع گونه گیاه زینتی در سه سطح (گیاه زینتی همیشه‌بهار (*Calendula officinalis* L.)، آفتابگردان زینتی (*Helianthus annuus* L.) و تاج‌خروس (*Celosia argentea* L.)) با سه تکرار در سال ۱۳۹۵ در گلخانه‌ای در کرج انجام و ۵۴ عدد گلدان پلاستیکی که گنجایش هر کدام ۵ کیلوگرم خاک بود، جامعه آماری این آزمایش را تشکیل می‌داد. برای آلوده کردن خاک با کادمیم، از منبع نمک سولفات کادمیم ($3CdSO_4.8H_2O$) استفاده گردید. نمک مورد نظر برای آلوده‌سازی به خاک توزین شده هر گلدان اسپری شد و بعد از خشک شدن خاک، گلدان‌ها به رطوبت ظرفیت زراعی رسانده شدند و به‌مدت دو ماه در معرض چرخه‌های تر و خشک شدن برای به تعادل رسیدن خاک با آلاینده قرار گرفتند. پس از گذشت دو ماه، نشاءهای گیاهان آفتابگردان زینتی، همیشه‌بهار و تاج‌خروس که در مرحله ۴-۳ برگی بودند، کشت شدند. بعد از گذشت حدود سه ماه از کاشت نشاءها و در پایان دوره رشد، خصوصیات مورفولوژیکی گیاهان از جمله ارتفاع گیاه، تعداد غنچه، قطر گل، قطر ساقه، طول گل آذین و تعداد شاخه‌های فرعی اندازه گیری شدند. تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از نرم افزار SPSS نسخه ۱۷ و ترسیم نمودارها با کمک Excel انجام شد.

نتایج و بحث

تأثیر سطوح مختلف کادمیم بر تعداد شاخه‌های فرعی

نتایج به‌دست آمده از جدول تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که سطوح مختلف کادمیوم در سطح احتمال یک درصد بر تعدا شاخه‌های فرعی معنی‌دار بود (جدول ۱). افزایش سطوح مختلف کادمیوم باعث کاهش تعداد شاخه‌های فرعی در گیاهان همیشه‌بهار، آفتابگردان و تاج‌خروس شد. مقایسه مربوط به صفت تعدا شاخه‌های فرعی در گل همیشه‌بهار نشان داد که تعداد شاخه‌های فرعی در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک نسبت به تیمار شاهد، ۷۴ درصد کاهش یافت.

جدول ۱– نتایج تجزیه واریانس اثر نوع گیاه، کادمیوم و اثر متقابل آن‌ها بر صفات مورد اندازه‌گیری

		میانگین مربعات					
منابع تغییرات	درجه آزادی	تعداد شاخه‌های فرعی	قطر ساقه	تعداد غنچه در گیاه	طول گل آذین	قطر گل	ارتفاع گیاه
نوع گیاه	۲	۲۱/۴۲ **	۱۸۴۷/۹۵**	۱۴/۸۳**	۸/۶۲ **	۲۷/۷۶ **	۶۵۹۰/۰۱ **
کادمیوم	۵	۴/۱۹ **	۱۷۰/۲۵**	۷/۳۹**	۱/۸۹ **	۵/۶۳ **	۸۵۳/۴۳ **
گیاه × کادمیوم	۱۰	۲/۳۶**	۱۵/۴۰**	۴/۳۷**	۰/۸۸ **	۱/۰۳ **	۱۳۶/۶۴ **
خطا	۳۶	۰/۲۰۵	۵/۲۷	۰/۹۳۳	۰/۱۴۳	۰/۱۳۲	۱۵/۰۵۹
ضریب تغییرات (٪)	–	۱۹/۲۵	۱۲/۹۵	۱۳/۹۹	۱۸/۳۸	۱۶/۷۰	۱۳/۷۹

** معنی‌داری در سطح ۱٪ را نشان می‌دهد.

در گیاه آفتابگردان کمترین تعداد شاخه‌های فرعی (۱/۳۳ عدد) در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک و بیش‌ترین تعداد (۲/۴۴ عدد) در تیمار شاهد به‌دست آمد. بین تیمارهای ۱۰، ۲۰، ۴۰ ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک تفاوت معنی‌داری مشاهده نگردید.

در گیاه تاج‌خروس نیز بیش‌ترین کاهش در تعداد شاخه‌های فرعی در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک مشاهده گردید که نسبت به تیمار شاهد ۳۰ درصد کاهش یافت. غلظت ۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم بیش‌ترین تأثیر را در کاهش تعداد شاخه‌های فرعی داشت که گل همیشه‌بهار با کاهش ۷۴ درصدی بیش‌ترین کاهش را نشان داد. نتایج این آزمایش با نتایج حاصل از آزمایش تبریزی و همکاران (۱۳۹۴) مشابه بود که در آن تعداد شاخه‌های فرعی در گیاه رزماری تحت تأثیر کادمیوم به‌طور معنی‌داری کاهش یافت.

جدول ۲- مقایسه میانگین‌های اثرات متقابل سطوح مختلف کادمیوم و گونه‌های مختلف گیاهی بر صفات اندازه‌گیری شده

تیمار		تعداد شاخه‌های فرعی	قطرساقه	تعداد غنچه در گیاه	طول گل آذین	قطر گل (میلی	ارتفاع
گیاه	کادمیوم	(عدد)	(میلی‌متر)	(عدد)	(سانتی متر)	متر)	(سانتی‌متر)
همیشه‌بهار	۰	۵/۲۲^{a}	۷/۴۹^{abc}	۳/۷۸^{a}	۲/۳۴^{c}	۲۵/۷۲^{d}	۲۹/۷۷^{a}
	۵	۴/۷۶^{ab}	۹/۱۳^{ab}	۳/۵۵^{a}	۲/۱۸^{c}	۲۵/۷۱^{d}	۲۷/۲۰^{a}
	۱۰	۳/۶۶^{c}	۸/۱۷^{abc}	۳/۳۳^{a}	۱/۹۲^{cd}	۲۰/۶۷^{de}	۲۸/۲۸^{a}
	۲۰	۴/۱۱^{bc}	۷/۰۸^{abc}	۳/۱۱^{ab}	۱/۵^{cdef}	۲۰/۲۶^{de}	۲۴/۰۸^{a}
	۴۰	۱/ ۴۴^{de}	۶/۹۳^{bcd}	۱/۵۵^{cde}	۱/۱۶^{defg}	۱۴/۴۵^{ef}	۱۷/۸۳^{b}
	۸۰	۱/ ۳۳^{de}	۶/۶۸^{bcd}	۱/۵۵^{cde}	۰/۸۸^{fg}	۱۱/۶۷^{ef}	۱۷/۵۵^{b}
آفتابگردان	۰	۲/۴۴^{d}	۶/۶۰^{cd}	۲/۲۸^{bc}	۴/۵۸^{a}	۶۴/۱۱^{a}	۲۷/۵۵^{a}
	۵	۲/۳۳^{d}	۷/۶۷^{abc}	۲/۰۵^{cd}	۴/۲^{ab}	۶۱/۳۵^{ab}	۲۶/۷۱^{a}
	۱۰	۲/ ۰۰^{de}	۸/۱^{abc}	۱/۸۸^{cde}	۳/۸۷^{ab}	۵۴/۰۱^{b}	۲۴/۸۷^{a}
	۲۰	۲/۰۰^{de}	۷/۴۸abc	۱/۶۶^{cde}	۴/۳۹^{ab}	۵۷/۴۱^{ab}	۲۴/۵۳^{a}
	۴۰	۲/۱۱^{de}	۶/۹۳^{bcd}	۲^{cd}	۳/۶۴^{b}	۴۲/۴۳^{c}	۱۷/۵۵^{b}
	۸۰	۱/۳۳^{de}	۶/۷۷^{bcd}	۱/۵۵^{cde}	۰/۸۸^{fg}	۲۰/۸۰^{de}	۱۶/۷۲^{b}
تاج‌خروس	۰	۱/ ۴۴^{de}	۹/۵۰^{a}	۱/۱۱^{de}	۱/۹۴^{cd}	۲۹/۳۸^{d}	۱۳/۹۵^{b}
	۵	۱/۳۳^{de}	۶/۷۴^{bcd}	۱/۷۷^{cde}	۱/۸۵^{cde}	۲۱^{de}	۶/۹۹^{c}
	۱۰	۱/۳۳^{de}	۵/۹۵^{cde}	۲^{cd}	۱/۵۲^{cdef}	۱۳/۷۷^{ef}	۴/۵۰^{c}
	۲۰	۱/۰۰^{e}	۴/۵۵^{de}	۱/۵^{cde}	۱^{efg}	۹/۸۳^{f}	۳/۸۳^{c}
	۴۰	۱/۵۰^{de}	۵/۲۲^{e}	۱/۳۳^{cde}	۰/۸۳^{fg}	۹/۷^{f}	۳/۷۵^{c}
	۸۰	۱/۰۰^{e}	۴/۲۳^{e}	۱^{e}	۰/۵^{g}	۶/۶۷^{f}	۳/۱۷^{c}

در هر ستون اعدادی که دارای یک حرف مشترک هستند، اختلاف آنها در سطح ۵٪ معنی‌دار نمی‌باشد.

تأثیر سطوح کادمیوم بر قطر ساقه

نتایج جدول تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر تیمار کادمیوم بر قطر ساقه در محل طوقه از نظر آماری معنی‌دار بود (جدول ۱). کمترین مقدار قطر ساقه (۶/۶۸ میلی‌متر) در گیاه همیشه‌بهار در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک مشاهده شد. و بیش‌ترین مقدار آن (۹/۱۳ میلی‌متر) در تیمار ۵ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک اندازه‌گیری شد (جدول ۲). در گیاه آفتابگردان قطر ساقه در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک نسبت به شاهد ۲/۶ درصد افزایش یافت. تیمار ۲۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک بیش‌ترین مقدار قطر ساقه را به خود اختصاص داد. قطر ساقه در گیاه تاج‌خروس در غلظت بالای کادمیوم در کمترین مقدار خود قرار داشت و نسبت به تیمار شاهد، ۵۵ درصد کاهش را نشان داد (جدول ۲).

تأثیر سطوح مختلف کادمیم بر تعداد غنچه در بوته

نتایج به‌دست آمده از جدول تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که سطوح مختلف کادمییوم در سطح احتمال یک درصد بر تعدا غنچه گیاهان همیشه‌بهار، آفتابگردان و تاج‌خروس معنی‌دار بود (جدول ۱). افزایش سطوح کادمیوم سبب کاهش تعدا غنچه دربوته در گیاهان شد. مقایسه مربوط به صفت تعداد غنچه در گیاه همیشه‌بهار نشان داد که بیش‌ترین مقدار تعداد غنچه در بوته (۳/۷۸ عدد) در تیمار شاهد و کمترین تعدا آن (۱/۵۵ عدد) مربوط به تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک بود. بین تیمارهای (صفر، ۵ و ۱۰) و (۴۰ و ۸۰) میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. در گیاه آفتابگردان کمترین تعدا غنچه در بوته در تیمار ۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک نسبت به تیمار شاهد کاهش ۳۲ درصدی را نشان داد. در گیاه تاج‌خروس نیز کمترین تعدا غنچه در بوته (۱ عدد) و بیش‌ترین تعداد آن (۱/۱۱ عدد) در تیمار شاهد مشاهده گردید. بیش‌ترین کاهش تعدا غنچه در بوته در تیمار بالای کادمیوم در گل همیشه‌بهار بود که نسبت به تیمار شاهد کاهش ۵۹ درصدی را نشان داد (جدول ۲).

طی پژوهشی تبریزی و همکاران (۱۳۹۴) نشان دادند که غلظت ۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیوم باعث کاهش تعداد گل در بوته گیاه رزماری شد. نتایج حاصل از کار زندوی و همکاران (۱۳۹۴) نشان داد که کادمیوم موجب کاهش غنچه در گل راعی شد، بخش از کاهش عملکرد گیاه ناشی از حضور کادمیوم به‌دلیل اثرات سمی بر روی خصوصیات مورفولوژیکی گیاه از جمله تعداد غنچه می‌باشد که در نهایت باعث کاهش عملکرد می‌شود. هم‌چنین کادمیوم باعث اختلال در چرخه تثبیت گاز کربن و در نتیجه باعث اختلال در فعالیت فتوسنتز می‌شود.

تأثیر سطوح مختلف کادمیم بر طول گل آذین

نتایج جدول تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که تأثیر سطوح مختلف کادمیوم در سطح احتمال یک درصد بر طول گل آذین معنی‌دار بود. با افزایش سطوح کادمیوم طول گل آذین در هر سه گیاه همیشه‌بهار، تاج‌خروس و آفتابگردان کاهش یافت (جدول ۲). افزایش سطوح کادمیوم به ۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک در گیاه همیشه‌بهار باعث کاهش ۶۲ درصدی طول گل آذین شد. در گیاه آفتابگردان در تیمارهای ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک به ترتیب طول گل آذین ۸/۲، ۱۵/۵، ۴، ۲۰/۵۲ و ۸۰ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت.

در گیاه تاج‌خروس نیز بیش‌ترین مقدار طول گل آذین (۱/۹۴ میلی‌متر) در تیمار شاهد و کمترین مقدار (۰/۵ میلی‌متر) آن نیز در تیمار ۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک مشاهده شد. بیش‌ترین تأثیر کادمیوم (۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) بر طول گل آذین در گیاه آفتابگردان با کاهش ۸۰ درصدی نسبت به شاهد اندازه‌گیری شد.

تأثیر سطوح مختلف کادمیم بر قطر گل

جدول حاصل از تجزیه واریانس داده حاکی از معنی‌دار بودن تأثیر سطوح مختلف کادمیوم بر قطر گل در سطح احتمال یک درصد می‌باشد. نتایج نشان داد که با افزایش سطوح کادمیوم قطر گل در هر گیاه همیشه‌بهار، تاج‌خروس و آفتابگردان کاهش یافت (جدول ۲).

در گل همیشه‌بهار قطر گل در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک بیش‌ترین کاهش را از خود نشان داد به طوری‌که نسبت به تیمار شاهد ۵۴/۶ درصد کاهش یافت.

مقایسه مربوط به صفت قطر گل در گیاه آفتابگردان نشان داد که بیش‌ترین مقدار قطر گل (۲۰/۸۰ میلی‌متر) در تیمار شاهد و کمترین مقدار آن (۶۴/۱۱ میلی‌متر) در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک بود.

در گیاه تاج‌خروس با افزایش سطوح کادمیوم تا ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک قطر گل نسبت به تیمار شاهد ۴/۴ برابر کاهش را نشان داد.

بیش‌ترین مقدار کاهش در قطر گل بین سه گیاه همیشه‌بهار، تاج‌خروس و آفتابگردان در تیمار بالای کادمیوم مربوط به گیاه تاج‌خروس بود که در غلظت ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک کاهش ۷۷ درصدی را نسبت به شاهد نشان داد. بر اساس یافته‌های محققان نشان داده شد که قطر گل آفتابگردان تحت تأثیر کادمیوم کاهش یافت (Xiu-Zhen et و همکاران ۲۰۱۲).

اثر کادمیوم بر ارتفاع گیاهان

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در جدول (۱) ارائه شده است که حاکی از معنی‌دار بودن اثر کادمیوم، نوع گیاه و اثرات متقابل آن‌ها بر صفات مورفولوژیکی گیاه همیشه‌بهار، تاج‌خروس و آفتابگردان می‌باشد. نتایج حاصل از جدول (۲) نشان داد که سطوح مختاف کادمیوم باعث کاهش ارتفاع در هر سه گیاه همیشه‌بهار، تاج‌خروس و آفتابگردان شد. در گل همیشه‌بهار بیش‌ترین مقدار ارتفاع (۲۹/۷۷ سانتی متر) در تیمار شاهد و کمترین‌مقدار آن (۱۷/۵۵ سانتی‌متر) نیز در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک اندازه‌گیری شد. بین تیمارهای صفر، ۵، ۱۰ و ۲۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد.

ارتفاع گیاه آفتابگردان در تیمار ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک به ترتیب ۳۵ و ۳۸ درصد نسبت به شاهد کاهش یافت. بین تیمارهای (صفر، ۵، ۱۰ و ۲۰) و (۴۰ و ۸۰) میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد.

در گیاه تاج‌خروس بیش‌ترین مقدار کاهش ارتفاع مربوط به تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک مشاهده گردید که نسبت به شاهد ۴/۴ برابر کاهش را نشان داد. بین تیمارهای ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم بر کیلوگرم خاک تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. در غلظت بالای کادمیوم بیش‌ترنی کاهش در بین سه گیاه مورد مطالع مربوط به گل تاج‌خروس بود که نسبت به تیمار شاهد ۷۷ درصد کاهش را نشان داد.

افزایش غلظت کادمیوم در محیط رشد گیاه باعث کاهش جذب دیگر عناصر مورد نیاز گیاه شده و رشد گیاه را کاهش می‌دهد (Zornoza و همکاران ۲۰۰۲). نتایج حاصل از پژوهش تأثیر کادمیوم بر روی گیاه آرامانتوس نشان داد که با افزایش غلظت کادمیوم در خاک ارتفاع اندام هوایی و طول ریشه کاهش یافت (zhanga و همکاران ۲۰۱۰). نتایج تحقیقات رحیمی و دودانگه (۱۳۹۲) نیز نشان داد که افزایش غلظت کادمیوم باعث کاهش رشد و وزن خشک گلایول، نرگس و لاله شد، در همین راستا نتایج حاصل از تحقیق شکری و همکاران (۱۳۹۴) نشان داد که ارتفاع گل زینتی جعفری در حضور کادمیوم کاهش یافت. افزایش غلظت کادمیوم باعث کاهش وزن خشک بخش هوایی و ریشه گردید که کادمیوم باعث کاهش فتوسنتز و ایجاد کلروز شد و در نتیجه رشد گیاه کاهش می‌یابد. نتایج حاصل از تحقیق یعقوب‌زاده و همکاران (۱۳۸۹) نشان داد که افزایش غلظت کادمیوم باعث کاهش ارتفاع گیاه گرددید. احتمالاً افزایش یون کادمیوم در بستر رشد گیاه سبب کاهش محتوای آبی گیاه از طریق تأثیر بر کانال‌های آبی تونوپلاست گردیده و به‌دنبال آن کاهش طویل شدگی یاخته‌ای و کاهش طول اندام هوایی می‌شود علاوه بر تأثیر ژنوتیپ بر کاهش ارتفاع عوامل محیطی مانند غلظت مختلف عناصر سنگین نیز می‌تواند بر روی آن تأثیرگذار باشد. Qian و همکاران (۲۰۰۹) ذکر کردند که کادمیوم با تأثیر منفی بر تقسیم سلولی و کاهش رشد سلول‌های مریستمی باعث کاهش ارتفاع اندام هوایی می‌شود. تبریزی و همکاران (۱۳۹۴) بیان کردند که با افزایش غلظت کادمیوم تا ۸۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم ارتفاع گیاه رزماری به‌طور قابل ملاحظه‌ای کاهش یافت. تأثیر کادمیوم بر ارتفاع گیاه تاج‌خروس بیش‌تر از دو گیاه دیگر بود این اختلاف در بین دو گیاه همیشه‌بهار و آفتابگردان مشاهده نشد.

نتیجه‌گیری

نتیجه کلی به‌دست آمده نشان داد که کادمیوم باعث کاهش رشد گیاهان می‌شود ولی تأثیر آن بسته به نوع گونه گیاهی متفاوت است. نتایج حاصل از آزمایش نشان داد که کادمیوم تأثیر منفی بر رشد گیاه دارد و با افزایش سطوح کادمیوم پارامترهای رشد در هر سه گیاه گل همیشه‌بهار، آفتابگردان و تاج‌خروس کاهش یافت.

منابع

امینی رنجبر، غ. و کنشلو، ط. ۱۳۷۷. ارزیابی کمی آلاینده معدنی درچهار گونه از گیاهان آبزی در تالاب انزلی. مجله پژوهش و سازندگی، (۳۸).

رحیمی، ق.، و دودانگه، ه. ۱۳۹۲. ارزیابی جذب کادمیوم و روی بوسیله گلایول، لاله و نرگس. مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی)، ۲۷(۶): ۱۲۰۷-۱۲۵۱۵

زندوی فرد، ژ.، عزیزی، م.، آرویی، ح. و فتوت، ا. (۱۳۹۴). مطالعه تأثیر کادمیوم، روی و زئولیت بر خصوصیات فیزیومورفولوژیکی گل راعی. نشریه علوم باغبانی، ۳۱(۳): ۵۰۵-۵۱۶.

شکری، ز.، برومند، ن.، سرچشمه پور، م. و علیزاده، ح. (۲۰۱۶). تأثیر قارچ میکوریزا-آربوسکولار بر گیاه پالایی کادمیم توسط گل جعفری زینتی (*Tagetes erecta*). مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، ۶(۱): ۱۹۱-۲۰۴.

صارمی‌راد، ب.، اسفندیاری، ع.، شکرپور مجید، م.، سفالیان، ا.، آوانس، آ. و موسوی، س. ب. ۱۳۹۱. اثر کادمیوم روی برخی آر ویژگی‌های ریخت‌شناسی و فیزیولوژیک گندم در مرحله گیاهچه‌ای. مجله پژوهش‌های گیاهی. ۲۷ (۱): ۱-۱۱.

لیلا تبریزی، سیاوش محمدی، مجتبی دلشاد. و بابک متشرع‌زاده. (۱۳۹۴). تأثیر قارچ میکوریزا بر رشد و عملکرد گیاه دارویی رزماری (*Rosmarinus officinalis L*.) در شرایط تنش سرب و کادمیوم. علوم محیطی، ۱۳(۲)، ۳۷-۴۸.

Clarkson, D. T. and Lüttge, U. 1989. Mineral nutrition: divalent cations, transport and compartmentation.

Clemens, S. (2001). Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. Planta, 212(4), 475-486.

Di Toppi, L. S. and Gabbrielli, R. 1999. Response to cadmium in higher plants. Environmental and experimental botany, 41(2), 105-130.

Dudka, S., Piotrowska, M. and Terelak, H. 1996. Transfer of cadmium, lead, and zinc from industrially contaminated soil to crop plants: a field study. Environmental pollution, 94(2), 181-188.

Gonçalves, J. F., Becker, A. G., Cargnelutti, D., Tabaldi, L. A., Pereira, L. B., Battisti, V. and Schetinger, M. R. 2007. Cadmium toxicity causes oxidative stress and induces response of the antioxidant system in cucumber seedlings. Brazilian Journal of Plant Physiology, 19(3), 223-232.

Haghiri, F. 1973. Cadmium Uptake by Plants 1. Journal of Environmental Quality, 2(1), 93-95.

Lal, K., Minhas, P. S., Chaturvedi, R. K. and Yadav, R. K. 2008. Extraction of cadmium and tolerance of three annual cut flowers on Cd-contaminated soils. Bioresource technology, 99(5), 1006-1011.

Prince, W. S., Kumar, P. S., Doberschutz, K. D. and Subburam, V. 2002. Cadmium toxicity in mulberry plants with special reference to the nutritional quality of leaves.

Qian, H., Li, J., Sun, L., Chen, W., Sheng, G. D., Liu, W. and Fu, Z. 2009. Combined effect of copper and cadmium on Chlorella vulgaris growth and photosynthesis-related gene transcription. Aquatic toxicology, 94(1), 56-61.

Sharma, R. K., Agrawal, M. and Agrawal, S. B. 2007. Interactive effects of cadmium and zinc on carrots: growth and biomass accumulation. Journal of plant nutrition, 31(1), 19-34.

Xiu-Zhen, H. A. O., Dong-Mei, Z. H. O. U., Dan-Dan, L. I. and JIANG, P. 2012. Growth, cadmium and zinc accumulation of ornamental sunflower (*Helianthus annuus* L.) in contaminated soil with different amendments. Pedosphere, 22(5), 631-639.

Zhang, X., Zhang, S., Xu, X., Li, T., Gong, G., Jia, Y. and Deng, L. 2010. Tolerance and accumulation characteristics of cadmium in Amaranthus hybridus L. Journal of Hazardous Materials, 180(1-3), 303-308.

Zornoza, P., Vázquez, S., Esteban, E., Fernández-Pascual, M. and Carpena, R. 2002. Cadmium-stress in nodulated white lupin: strategies to avoid toxicity. Plant Physiology and Biochemistry, 40(12), 1003-1009.

16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Cadmium and its effect on some morphological traits of several ornamental plants

Piri*[1], R., Golchin[2], A.., khadem Mogghadam igdelou[3], N., mosalla, l.[4]

[1] M.Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran

[2] Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran

[3] Ph.D. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Zanjan, Iran

[۴] M.Sc. Student, Soil Science Department, Islamic Azad University. Abhar Banch

Abstract

Soil and soil pollution to heavy metals is one of the most serious and serious problems around the world. Among the heavy metals, cadmium is one of the heavy and toxic elements for the plant, which is readily stored in soil and sediment. This study was designed to find out the effect of Cd toxicity on the morphological characteristics of three ornamental plants. For this purpose, an experiment was conducted with six levels of cadmium including (5, 10, 20, 40, 80 mg/kg and control) and three ornamental plants (Calendula officinalis, Amaranthus and Helianthus annuus.) with three replications in the greenhouse. Result showed that the number of Sub branch, Stem diameter, Number of buds per plant, Inflorescence length, Flower diameter and Plant height were reduced. Cadmium treatment didn't need to heavy metal, uptake by plants and leading to negative effects on function.

Keywords: Calendula officinalis, Amaranthus, Sub branches, Helianthus annuus.

* Corresponding author, Email: Rezapiri@znu.ac.ir

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تأثیر زئولایت بر تولید محصولات علوفه ای تحت مدیریت کاربرد طولانی مدت فاضلاب شهری

بابک خیامباشی[1*]، علی اصغر شهابی[1]، ناهید کاوه‌زاده[2]،

[1] استادیار، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان

[2] کارشناس ارشد، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان

چکیده

در حال حاضر یکی از مهمترین چالش‌های بخش کشاورزی در ایران محدودیت شدید در منابع آبی با کیفیت مناسب می باشد. یکی از راهکارهای مقابله با این محدودیت و حفظ میزان تولیدات کشاورزی در این شرایط استفاده از آب‌های نامتعارف همانند پساب فاضلاب تصفیه شده شهری می‌باشد. استفاده از این منابع می‌تواند باعث ایجاد برخی از مشکلات در تولید محصولات کشاورزی گردد. استفاده از اصلاح کننده‌های خاک می‌تواند راهکاری برای کاهش برخی از این خطرات باشد. در این تحقیق تاثیر سطوح مختلف زئولایت بر تولید ذرت و سورگوم علوفه ای در اراضی که بیش از ۲۵ سال تحت آبیاری با پساب فاضلاب شهری بوده اند مورد بررسی قرار گرفته است. این آزمایش بصورت طرح آماری بلوک‌های کامل تصادفی با سطوح مختلف ماده اصلاح کننده معدنی زئولایت (۲۰ و ۴۰ تن در هکتار) با سه تکرار در استان اصفهان اجرا گردید. نتایج نشان داد که در شرایط آزمایش، زئولایت تاثیر معناداری بر افزایش عملکرد کاه و دانه گندم نداشت.

کلمات کلیدی: پساب فاضلاب شهری، زئولایت، ذرت علوفه‌ای، سورگوم علوفه‌ای

مقدمه

محدودیت منابع آبی از یک‌سو امروزه استفاده از منابع آب‌های نامتعارف و آب‌های با کیفیت نامطلوب به یک ضرورت اجتناب‌ناپذیر بدل شده است. بررسی‌ها نشان داده است که بهره‌برداری از پساب فاضلاب تصفیه‌شده در کشاورزی یکی از بهترین روش‌های دفع آن است. این منابع آبی می‌تواند به‌عنوان منبعی سرشار از عناصر غذایی نیتروژن، فسفر و برخی از عناصر کم‌مصرف مورد نیاز گیاه هستند که به‌طور گسترده در مناطقی که با کمبود آب مناسب روبرو هستند مورد استفاده قرار می‌گیرد. اگرچه این منابع می‌توانند به نحو مؤثری عناصر غذایی مورد نیاز گیاه را تأمین کنند ولی اگر استفاده از آن‌ها به‌صورت صحیحی مدیریت نشود، خطر بالقوه آلودگی را به دنبال خواهند داشت. استان اصفهان نیز به‌عنوان یکی از مناطق خشک و نیمه‌خشک کشور دارای محدودیت کمی و کیفی منابع آب می‌باشد و در حال حاضر با توجه به کاهش کمی آب استفاده از فاضلاب تصفیه‌شده شهری در آبیاری محصولات کشاورزی یک ضرورت اجتناب‌ناپذیر شده است. در این استان تاکنون تعدادی تصفیه‌خانه ایجاد و عمدتاً پساب تصفیه‌شده آن‌ها در بخش کشاورزی استفاده می‌گردد. یکی از مهم‌ترین مناطق کشاورزی این استان که در حدود ۳۰ سال از این منبع در تولیدات کشاورزی استفاده می‌گردد در شمال شرق اصفهان، در منطقه برخوار واقع شده است. از طرف دیگر با توجه به قرار گرفتن این منطقه در حاشیه کویر، عدم فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند سبب پیشروی کویر و خسارات زیان باری به شهر اصفهان گردد. در حال حاضر با این پساب فاضلاب حدود ۵۰۰۰ هکتار از اراضی این منطقه به کشت گیاهانی از قبیل غلات اختصاص دارد و بیش از ۱۰۰۰ کشاورز در این منطقه به‌طور مستقیم مشغول فعالیت کشاورزی و دامداری می‌باشند. بر اساس تحقیقات انجام شده پساب‌های فاضلاب غیر از تأمین آب جهت گیاهان و صرفه‌جویی در منابع آبی، به‌عنوان یک منبع کودی نیز به‌حساب می‌آید (Feigin و همکاران،۱۹۹۱، ملایی و همکاران ۱۳۹۵). یکی از مهم‌ترین تولیدات گیاهی با منابع پساب فاضلاب محصولات علوفه‌ای می‌باشد. به دلیل اینکه مقدار تولید این محصولات به‌طور مستقیم به مقدار نیتروژن بستگی دارد، وجود این عنصر در بستر کشت تأثیر بسزایی در عملکرد دارد. دامنه نیتروژن در پساب فاضلاب خام بین ۲۰ تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر، در فاضلاب تصفیه‌شده (پساب اولیه) بین ۱۰ تا ۶۰ میلی‌گرم در لیتر و در پساب ثانویه بین ۱۰ تا ۴۰ میلی‌گرم در لیتر متغیر است. نیتروژن پساب فاضلاب به صورت‌های نیتروژن آلی، آمونیاکی، نیتراتی و نیتریتی می‌باشد. با توجه به نتایج برخی تحقیقات استفاده از اصلاح کننده‌های خاک در کنار استفاده از پساب نه‌تنها می‌تواند تا حدی از خطرات آن بکاهد بلکه احتمالاً به دلیل

* ایمیل نویسنده مسئول: bkhayam@Yahoo.com

جذب نیتروژن می‌تواند در عملکرد مؤثر باشد. در این رابطه استفاده از کانی‌هایی با قدرت جذب سطحی بالا که از نظر اقتصادی نیز دارای صرفه اقتصادی باشد شایان توجه می‌باشد. در آمریکا غلظت نیتروژن نیتراتی در پساب ثانویه شهری بین صفر تا ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر است (Feigin و همکاران ۱۹۹۰). حسن اقلی و همکاران در سال ۱۳۸۱ در بررسی اثرات آبیاری با فاضلاب‌های خانگی بر انتقال مواد به عمق خاک و کیفیت زه آب‌های خروجی از لایسیمتر به این نتیجه رسیدند که از نظر درصد ازت انتقال یافته به عمق در فاضلاب خام کمترین و در آب چاه بیشترین است و پساب تصفیه‌شده نیز در بین آن‌ها قرار دارد. برای کاهش آبشویی نیتروژن مواد مختلفی مورد استفاده قرار گرفته‌اند که از آن‌ها می‌توان به کودهای کندرها، بازدارندگان نیتراتی و زئولیت‌ها اشاره کرد. در میان موارد فوق، زئولیت‌ها به دلیل فراوانی و قیمت مناسب‌تر بیشتر مورد توجه قرار گرفته‌اند (Nadav و همکاران ۲۰۱۲، حسینی ابری و همکاران ۱۳۸۶، مهدوی و همکاران ۱۳۹۰). اگرچه پساب‌های شهری دارای منابع غنی نیترات هستند اما در هنگام کاربرد آن‌ها در بخش کشاورزی، نگهداشت این منابع در خاک نیز اهمیت دارد. نیترات به‌عنوان آنیون با بار منفی، تحت تأثیر بار منفی ذرات رس خاک جذب نمی‌شود و به علت بالا بودن قابلیت حل نیترات‌ها در آب، آنیون‌های نیترات به راحتی در پروفیل خاک جابه‌جا می‌شوند (فرداد و همکاران ۱۳۸۷). نگهداشت نیترات از دو جنبه منبع غذایی گیاهان و عدم آلودگی‌های زیست محیطی حائز اهمیت است. Widiastuti و همکاران در سال ۲۰۱۱ نشان دادند که زئولیت طبیعی بسته به زمان تماس، غلظت آمونیوم و واکنش خاک تا ۹۷ درصد قادر به جذب آمونیوم پساب می‌باشد. تحقیقات نشان می‌دهد که زئولیت کلینوپتیلولیت با دارا بودن توانایی کاهش مقدار شستشوی نیتروژن آمونیاکی و نیتراتی، افزایش نگهداری آب و تأخیر در نیتریفیکاسیون جهت اصلاح خاک‌های کشاورزی مناسب می‌باشد (حسینی ابری و همکاران ۱۳۸۶). از سوی دیگر استفاده از اصلاح کننده‌های خاک احتمالاً بتواند تا حدودی جذب عناصر سنگین در گیاه را کاهش دهد. در سال ۱۳۹۰ مطالعه¬ای در زمینه ارزیابی اثر اختلاط سطوح مختلف زئولایت طبیعی با خاک به همراه کاربرد پساب تصفیه نشده به‌عنوان آب آبیاری و لجن فاضلاب بر کاهش ورود عناصر سنگین به درون گیاه شاهی توسط هاشمی انجام گرفت. نتایج نشان داد که کاربرد زئولایت باعث کاهش جذب کادمیوم توسط گیاه می‌شود. اگر چه اثر بین تیمارهای زئولایت معنادار نبوده است. تیمارهای آلودگی اختلاف معناداری از نظر جذب کادمیوم توسط گیاه دارند و همچنین جذب این عنصر در گیاه رشد یافته در خاک شنی بیشتر از گیاهانی بوده که در خاک رسی رشد کرده بودند. میزان جذب سرب در تیمارهای دارای لجن فاضلاب کاهش معناداری نسبت به بقیه تیمارها نشان داده است. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده نوع فلز سنگین موجود در فاضلاب مورد استفاده تعیین کننده سطح مورد نظر زئولایت مصرفی است. به‌گونه‌ای که برای جذب عناصر سنگین که به شدت توسط زئولایت جذب نمی‌شوند سطح دو درصد وزنی و برای فلزاتی که تمایل برای جذب با زئولایت دارند سطح یک در صد وزنی زئولایت پیشنهاد گردیده است (مهدوی و همکاران ۱۳۹۰).

اگرچه در رابطه با بررسی ابعاد مختلف مصرف پساب‌های فاضلاب در جهان، کشور و منطقه مطالعات مختلفی انجام گردیده است لیکن نتایج به‌دست‌آمده با توجه به کیفیت پساب‌ها و موقعیت منطقه و مدیریت آن متفاوت می‌باشد. با توجه به اینکه در منطقه مورد مطالعه یکی از کشت‌های رایج، محصولات علوفه‌ای می‌باشد لذا لازم بود که در کنار سایر مطالعات در دست انجام تأثیر استفاده از زئولایت بر عملکرد محصولات علوفه‌ای نیز بررسی شود. بنابراین در بخشی از تحقیق انجام شده تأثیر کاربرد دراز مدت پساب فاضلاب شهری بر تولید سورگوم و ذرت علوفه‌ای و نیز امکان کاهش خطرات ناشی از استفاده از این منبع آب نامتعارف با استفاده از زئولایت به‌عنوان ماده اصلاح‌کننده خاک با قابلیت جذب سطحی بالا و با ارزش اقتصادی پایین مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

این تحقیق جهت تعیین تأثیر کاربرد ماده اصلاح کننده زئولایت بر تولید ذرت و سورگوم علوفه‌ای در منطقه‌ای که به مدت ۲۵ سال تحت آبیاری با پساب شهری خارج شده از تصفیه‌خانه شمال اصفهان (برخوار) قرار داشته و همواره نیز با همین پساب آبیاری گردیده بود به اجرا در آمد. طرح تحقیقاتی در غالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار در نظر گرفته شد. تیمارها شامل سطوح مختلف زئولایت و تیمار شاهد بود. مقدار زئولایت مصرف شده معادل ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار در نظر گرفته شد. در تمامی کرت‌ها طبق محاسبات انجام شده مقدار زئولایت به‌صورت دستی روی خاک ریخته شد و سپس اقدام به شخم زمین و کشت محصولات فوق گردید. کشت علوفه در ابتدای تیرماه انجام شد. برای افزایش دقت اندازه‌گیری از هر واحد آزمایشی سطحی معادل ۲۰ مترمربع برداشت گردید. پس از برداشت نمونه‌ها توزین شدند. جهت یکسان‌سازی مقدار رطوبت نمونه‌ها، مقدار رطوبت آن‌ها تا دمای ۷۵ درجه سلسیوس اندازه‌گیری و در نهایت میزان ماده خشک نمونه‌ها محاسبه شد. نمونه خاک قبل و بعد از کشت از دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری تهیه و مقدار عناصر غذایی، بافت، واکنش خاک، هدایت الکتریکی و مقادیر عناصر سنگین کل مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. در

نمونه‌های خاک، بافت به روش هیدرومتری، درصد سنگریزه به روش وزنی، پ.هاش با استفاده از pH سنج، ماده آلی به روش والکی-بلک و کربنات کلسیم معادل به روش خنثی‌سازی با اسید اندازه‌گیری شدند. کلیه وزن نمونه‌ها بر اساس تن بر هکتار یکسان‌سازی و مورد بررسی آماری قرار گرفت. سایر اندازه‌گیری‌های دیگر نیز بر اساس دستورالعمل‌های موسسه تحقیقات خاک و آب انجام شد. محاسبات با نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۱۳، تجزیه آمـاری بـا نرم‌افزار SAS نسخه ۹/۱ انجام گردید.



شکل ۱. نمایی از کرت‌های مورد آزمایش در اراضی تحت مدیریت طولانی مدت پساب فاضلاب شهری

نتایج و بحث

نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک در جدول (۱) ارائه گردیده است. خاک مورد بررسی دارای آهک نسبتاً زیاد با ماده آلی کم (کمتر از ۱ درصد) بود.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

شن (در صد)	سیلت (در صد)	رس (در صد)	سنگریزه (در صد)	پ.هاش	کربنات کلسیم معادل (در صد)	ماده آلی (در صد)	مس (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	روی	منگنز	آهن	کادمیوم	سرب
۳۹/۱۵	۲۵/۲۲	۳۵/۶۰	۳/۵	۷/۱	۲۶/۷۳	۰/۸۷	۱/۴۸	۰/۸	۲/۴۴	۶/۴	۰/۰۸	۲/۳۴

جدول تجزیه واریانس عملکرد ذرت و سورگوم علوفه‌ای در جدول ۲ و نتایج میانگین‌ها نیز در جدول ۳ آمده است. بر اساس نتایج جدول ۲ منبع تغییر تیمار معنادار نشده است. این نتایج بیانگر عدم تأثیر تیمار زئولایت در عملکرد ذرت و سورگوم علوفه‌ای می‌باشد. اگرچه بر اساس نتایج تحقیق سودجانی و همکاران ۱۳۹۱ نشان داده که زئولایت می‌تواند راندمان جذب نیتروژن را افزایش دهد ولی در این شرایط احتمالاً به دلیل وجود مقدار بالای رس در خاک نتوانسته است تأثیری در عملکرد گندم داشته باشد. نتایج مقادیر میانگین ذرت و سورگوم علوفه‌ای نیز نشان می‌دهد که مقدار عملکرد محصولات نسبت به میانگین مناطق مجاور که با آب چاه مورد آبیاری قرارگرفته‌اند و توصیه کودی آن‌ها بر اساس آزمون خاک صورت گرفته است حدود ۲۷-۳۰ درصد بالاتر است. این مسئله نشان‌دهنده تأثیر وجود عناصر غذایی در پساب بر عملکرد می‌باشد. از دیگر دلایل بالاتر بودن عملکرد محصولات مورد بحث نسبت به میانگین مناطق مجاور این است که در هر آبیاری مقدار قابل توجهی از عناصر غذایی در دسترس گیاه قرار می‌گیرد درحالی‌که در شرایط معمول کودهای شیمیایی تنها در ابتدای آماده‌سازی زمین مورد استفاده قرار می‌گیرد و تنها از کود نیتروژن به‌صورت سرک استفاده می‌گردد.

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس (میانگین مربعات) تأثیر زئولایت بر عملکرد سورگوم و ذرت علوفه‌ای در دوره آزمایش

منابع تغییرات	df	سورگوم	ذرت
تیمار	۲	۴۷۸/۴۹ns	۹۳۸/۷۱ns
بلوک	۲	۲۰/۷۶ns	۱۰۶۸/۸۸ns
خطا	۴	۸۹/۷۲	۳۱۲۰/۵۰
ضریب تغییرات		۱۷/۴۹	۳۴/۷۲

ns و *: غیر معنادار در سطح پنج درصد.

جدول ۳ – نتایج میانگین عملکرد سورگوم و ذرت علوفه‌ای بر حسب تن در هکتار

تیمار	سورگوم	ذرت
شاهد	۵۲/۸۸۳	۶۸/۸۹۰
۲۰ تن در هکتار زئولایت	۶۷/۳۸۶	۱۰۰/۸۲۰
۴۰ تن در هکتار زئولایت	۴۲/۲۲۶	۷۱/۶۶۰

نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که کاربرد زئولایت اگرچه ممکن است در جذب برخی عناصر در گیاه مؤثر باشد ولی تأثیری در میزان عملکرد علوفه تولیدی نداشته است. با توجه به عدم تأثیر زئولایت بر عملکرد، پذیرش مصرف آن برای بهبود کیفی محصول توسط کشاورزان مشکل خواهد بود. بر این اساس باید تحقیقات وسیع دیگری در مزرعه با استفاده از مواد اصلاح کننده دیگری نظیر اصلاح کننده‌های آلی و یا با زئولایت با دانه‌بندی ریزتر انجام داد.

منابع

حسن اقلی، ع.، ع. لیاقت م. میراب زاده م. وثوقی و ح. فرداد. ۱۳۸۱. بررسی اثرات آبیاری با فاضلاب‌های خانگی بر انتقال مواد به عمق خاک و کیفیت زه آب‌های خروجی از لایسیمتر. کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران، تهران۳۳۴-۳۱۷: ۱۱

حسینی ابری، ع.، م.ا. کاوه و م.ر. صالح پرهیزکار. ۱۳۸۶ . بررسی ساختار شیمیایی زئولیت‌های طبیعی و مزایای استفاده از آن‌ها به‌عنوان اصلاح کننده خاک‌های کشاورزی. مجله علوم پایه دانشگاه آزاد اسلامی ۱۱-۱۸ :۶۴

سودجانی طاهری، هاجر طباطبائی، سیدحسن قبادی‌نیا و کاظمیان. ۲۰۱۴. تأثیر روش کاربرد، اندازه ذرات و میزان زئولایت بر نگهداشت نیترات در خاک آبیاری شده با پساب شهری. نشریه علوم آب و خاک-علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی ۱۸(۶۷):۵۷-۴۷

فرداد، ح. و ناشر م. ۱۳۸۷ . آبیاری با فاضلاب تصفیه شده با مدیریت در حفظ محیط زیست و اثر آن بر بهداشت: انسان، دام و طیور. انتشارات تندیس شب، تهران

مهدوی، ع.، ع.م. لیاقت و ی. شیخ محمدی. ۱۳۹۰ . حذف نیترات از زه آب کشاورزی با استفاده از زئولیت اصلاح شده. مجله پژوهش آب ایران۱۲۴-۱۱۷ :۵

هاشمی، س. ن. ۱۳۹۰. ارزیابی اثر اختلاط سطوح مختلف زئولایت طبیعی با خاک به همراه کاربرد پساب تصفیه نشده به‌عنوان آب آبیاری و لجن فاضلاب بر کاهش ورود عناصر سنگین به درون گیاه شاهی. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی. دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

Feigin, A., I. Ravina and J. Shalhevet. 1991. Irrigation with Treated Sewage Effluent: Management for Environmental Protection. Springer- Verlag Pub., Berlin.

Nadav, I., G. Arye, J. Tarchitzky and Y. Chen. 2012. Enhanced infiltration regime for treated-wastewater purification in soil aquifer treatment (SAT). J. Hydrol. 421: 275–283.

Widiastuti, N., H. Wu, H. Ming Ang and D. Zhang. 2011. Removal of ammonium from greywater using natural zeolite. J. Homepage 277: 15-23.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

The effect of zeolite on forage production under long-term management of municipal wastewater

Khayambashi B[*1], Kavehzadeh N.[2], Shahabi A. A. [1]

[1] Assistant Prof., soil and water Research Department, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Isfahan, Iran

[2] MSc., soil and water Research Department, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Isfahan, Iran

Abstract

One of the most important challenges facing the agricultural production is the severe restriction of quality water resources, in Iran. The most important strategies to deal with this scarcity and maintain agricultural production is to use unconventional waters such as municipal Wastewater. Use of these resources can cause some problems in its products. The use of soil amendments can be a solution to reduce some of these risks. Iran as one of the arid and semi-arid regions in the world has a quantitative and qualitative restriction of water resources. In In these circumstances the use of unconventional waters as municipal wastewater in agriculture is one of the ways for crop production. In this research, the effect of different levels of zeolite on forage corn and sorghum yield in land that has been irrigated with municipal wastewater for 25 years has been investigated. This experiment was carried out in a randomized complete block design (RCBD) with different levels of mineral zeolite as soil conditioner (20 and 40 tons per hectares) with three replications. The results of investigation showed that zeolite had not significant effect on forage corn and sorghum yield.

Keywords: Municipal wastewater, zeolite, Forage corn, Forage sorghum

[*] Corresponding author, Email: bkhayam@yahoo.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تاثیر زئولیت و اسیدهیومیک بر خصوصیات رشدی گیاه ریحان در یک خاک شور آلوده به تتراسایکلین

راضیه آهسته[۱]، علیرضا آستارایی[۲*]،[۱] امیر لکزیان[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۲] دانشیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۳] استاد دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

چکیده

مشکلاتی از قبیل شوری و آلودگی با فلزات سنگین و یا آنتی بیوتیک ها در خاک بطور گسترده نگرانی هایی در جهان ایجاد کرده است. لذا استفاده از ترکیبات اصلاحی آلی و معدنی می تواند راه حلی مناسب برای رفع آلودگی و پایداری خاکدانه ها باشد. در این پژوهش، تاثیر تیمارهای زئولیت و اسید هیومیک در یک خاک آلوده به آنتی بیوتیک که با آب شور کلرید سدیم (۳ $dS\ m^{-1}$) آبیاری شد، بر خصوصیات رشدی گیاه ریحان در شرایط گلخانه مطالعه گردید. آزمایش به صورت طرح کاملا تصادفی با آرایش فاکتوریل انجام گرفت، فاکتورهای آزمایش شامل: فاکتور اول: شاهد(C)، ۲ سطح زئولیت (۲۵ و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم زئولیت) و ۲ سطح اسید هیومیک (۰/۵و ۱ میلی گرم بر کیلوگرم اسیدهیومیک)، و فاکتور دوم: ۳ سطح آنتی بیوتیک (صفر، ۵۰ و ۲۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم تتراسایکلین) بودند. تجزیه آماری با نرم افزار JMP در سطح احتمال ۱ درصد نشان داد که زئولیت و اسیدهیومیک منجر به کاهش اثرات منفی شوری و آنتی بیوتیک شدند و در نتیجه باعث افزایش ارتفاع و وزن خشک گیاه ریحان نسبت به شاهد گشتند و لی سطوح آنتی بیوتیک به تنهایی اثرات سوء شوری بر ارتفاع و وزن خشک گیاه را شدید کرد.

کلمات کلیدی: *Ocimum basilicum L.*، اصلاح کننده‌های آلی و معدنی، تنش انتی بیوتیک و کلرید سدیم.

مقدمه

خاک لایهٔ بسیار نازکی از کرهٔ زمین را تشکیل می دهد و از اهمیت آن اینگونه می‌توان گفت که وجود و تغذیهٔ موجودات زنده به آن وابسته است. در این بین حضور انواع آلاینده‌های آلی و غیر آلی و همچنین وجود تنش‌هایی مانند تنش خشکی و شوری تاثیر منفی بر رشد و عملکرد میکروارگانیسم‌ها و گیاهان در خاک دارد .تحقیقات مختلفی در مورد تاثیر تنش شوری و همچنین حضور آلاینده هایی مانند آنتی بیوتیک ها در خاک بر جامعه میکروبی و رشد گیاهان انجام شده است. به عنوان مثال گزارش شده است که شوری با افزایش فشار اسمزی، مسمومیت یونی و سوء تغذیه گیاهان را تحت تأثیر قرار میدهد (ضیا و همکاران، ۲۰۰۶). عباسی (۱۳۸۶) گزارش کرد که شوری خاک تاثیرات نامطلوبی بر رشد گیاه دارد که دلیل این امر احتمالا کاهش میزان آب قابل دسترس گیاه می باشد.

از طرف دیگر ورود آنتی‌بیوتیک‌ها به محیط خاک باعث تغییر در ساختار جوامع میکروبی، تغییر در چرخه زیست‌محیطی کربن و عناصر غذایی و همچنین ترویج و گسترش شکل مقاوم آنتی‌بیوتیک‌ها می‌شوند (Liu و همکاران، ۲۰۱۵). انتی بیوتیک ها ممکن است روی رشد گیاه و شاخص فعالیت‌های میکروبی خاک مانند تنفس، نیتریفیکاسیون و رداکس آهن تأثیر بگذارد (Chen و همکاران، ۲۰۱۳). همچنین گزارش شده است که حضور آنتی‌بیوتیک‌ها ممکن است بهره‌وری و عملکرد اکوسیستم خاک را تحت تأثیر قرار دهند و یا حتی تخریب کنند (Mao و همکاران، ۲۰۱۵).

با توجه به مشکلات موجود استفاده از اصلاح کننده های خاک و همچنین ترکیباتی که رشد گیاه را بهبود میدهند میتوانند به عنوان عوامل کاهش دهنده اثرات این تنش ها و الودگی ها باشند. اسید هیومیک به عنوان ترکیب بهبود دهنده رشد گیاه و همچنین کانی زئولیت به عنوان اصلاح کننده خاک از جمله این مواد به شمار میروند. نتایج مطالعات نشان داده است که اسید هیومیک می تواند به عنوان تنظیم کننده رشد برای تنظیم سطح هورمون ها بهبود رشد گیاهان و افزایش تحمل به تنش مورد استفاده قرار گیرد (Serenella و همکاران، ۲۰۰۲). در شرایط تنش خشکی محلول پاشی اسید هیومیک باعث افزایش نگهداری آب برگ و میزان فتوسنتز شده و متابولیسم آنتی اکسیدانی را کاهش می دهد (Fujiu و همکاران،

*ایمیل نویسنده مسئول: astaraei@um.ac.ir

۱۹۹۵). اسـید هیومیـک به عنوان یک اسید آلی حاصل از هوموس از طریق اثرات هورمـونی و بهبود جذب عناصر غذایی سبب افزایش بیوماس ریشه و اندام هـوایی می شود (Sabzevari، ۲۰۰۹).

در مورد تاثیر زئولیت بر رشد گیاه مطالعات نشان داده که جذب انتخابی و آزادسازی کنترل شده عناصر غذایی توسط زئولیت مصرفی هنگامی که به خاک اضافه می شود، از طریق افزایش فراهمی طولانی مدت رطوبت و عناصر غذایی، به بهبود رشد گیاه کمک می کند (Polat و همکاران، ۲۰۰۴). برخلاف کانی های معمولی رسی، ساختمان زئولیت از تخلخل زیادی برخوردار است و این ویژگی باعث به وجود آوردن خواص منحصر به فرد زئولیت ها در ذخیره آب و تبادل یون شده است. مولکول های آب و همچنین کاتیون ها به راحتی می توانند در داخل شبکه آن بدون اینکه ساختار شبکه دچار تغییر شود، حرکت کنند (Shaw و Andrews، ۲۰۰۱). کاربرد زئولیت در خاک کشاورزی سبب کاهش اثرات شوری آب آبیاری می‌شود (قربانی و بابایی، ۲۰۰۸). با توجه به مطالب بیان شده هدف از این آزمایش اصلاح خاک شور آلوده به آنتی بیوتیک و افزایش عملکرد گیاه به کمک زئولیت و اسیدهیومیک در این خاک می باشد.

مواد و روش‌ها

آزمایش به صورت کشت گلدانی در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل با سه تکرار انجام شد. اول: شاهد(C)، ۲ سطح زئولیت (۲۵ و ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم زئولیت) و ۲ سطح اسید هیومیک (۰/۵و ۱ میلی گرم بر کیلوگرم اسیدهیومیک)، و فاکتور دوم: ۳ سطح آنتی بیوتیک (صفر، ۵۰ و ۲۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم تتراسایکلین) با سه تکرار بود. بنابراین تعداد ۴۵ واحد آزمایشی برای اجرای این آزمایش تهیه شد.

ابتدا برای هر گلدان با ابعاد مشخص، ۳ کیلوگرم خاک در نظر گرفته و مقادیر محاسبه شده ای از تیمارهای آزمایشی را با خاک مخلوط کرده و به داخل گلدان ها اضافه شد. مقادیر تتراسایکلین را در یک لیتر آب مقطر آماده سازی کرده و خاک گلدان ها با محلول های حاوی آنتی بیوتیک آبیاری شد. پس از رسیدن رطوبت خاک به حد مزرعه، کشت بذر گیاه ریحان در هر گلدان انجام شد و با کمک گرفتن از نرم افزار آماری Pass (یا NCSS) جهت تعیین حجم نمونه در هر گلدان، مشخص گردید که معقول است در هر گلدان تعداد ۱۰ شاخه ریحان استقرار داشته باشد. ۳۰ روز پس از استقرار گیاه، آبیاری با آب شور کلرید سدیم با غلظت ۳ دسی زیمنس بر متر، تا پایان آزمایش انجام شد. در مجموع کل دوره کشت ۳ ماه بطول انجامید. قبل از برداشت گیاه ارتفاع و پس از برداشت وزن خشک اندام هوایی ریحان اندازه گیری شد. رسم نمودارها با نرم افزار Excel و تجزیه آماری با نرم افزار JMP در سطح احتمال ۱ درصد انجام گردید.

نتایج و بحث

نتایج اثرات ساده اسید هیومیک و زئولیت بر ارتفاع گیاه ریحان در جدول ۱، نشان داد که کاربرد این دو ماده باعث افزایش معنی دار ($p<0.01$) ارتفاع گیاه در مقایسه با شاهد شدند. بیشترین ارتفاع معنی دار بترتیب در $H_{0.5}$ (اسیدهیومیک در سطح ۰/۵ میلی گرم بر کیلوگرم) معادل ۲۲/۵ سانتی متر Z_{25} (زئولیت در سطح ۲۵ میلی گرم بر کیلوگرم) معادل ۲۰/۷۲ سانتی متر مشاهده شد، که نسبت به یکدیگر تفاوت معنی‌داری نداشتند و به ترتیب نسبت به شاهد ۲۵/۸۳ و ۱۵/۸۸ درصد اختلاف داشتند. کمترین مقدار در شاهد (C) معادل ۱۷/۸۸ سانتی متر مشاهده شد که نسبت به دو تیمار یاد شده کاهش معنی‌داری نشان داد. همچنین ارتفاع گیاه در تیمار H_1 (اسیدهیومیک در سطح ۱میلی گرم بر کیلوگرم) معادل ۱۷/۹ سانتی‌متر و Z_{50} (زئولیت در سطح ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم) معادل ۱۸/۵ سانتی متر بود که نسبت به شاهد تفاوت معنی داری نشان نداشتند. این نتایج بیانگر آن است که هم اسید هیومیک و هم زئولیت در هر دو سطح توانسته اند اثرات سوء شوری نمک کلرید سدیم را تا حد زیادی خنثی کنند.

در رابطه با وزن خشک گیاه نیز (جدول ۱)، مشخص شد که بیشترین وزن خشک در تیمار Z_{25} معادل ۱۲/۵۲ میلی گرم بر گلدان بوده که افزایشی معادل ۵/۸۳ درصد (معنی داری در سطح ۱ درصد) با شاهد (معادل ۱۱/۸۳ میلی گرم بر گلدان) نشان داد. تیمارهای زئولیت و اسیدهیومیک در هردو سطح با شاهد اختلاف معنی دار داشتند که این مساله بیانگر آن است که هر چهار تیمار اثر سوء شوری را ۱۰۰ درصد خنثی کرده اند.

اثر ساده تیمار آنتی بیوتیک نیز (جدول ۲)، نشان داد که با افزایش سطوح، ارتفاع گیاه و وزن خشک گیاه ریحان نسبت به شاهد کاهش معنی داری داشتند. سطوح ۵۰ (A_{50}) و ۲۰۰ (A_{200}) میلی گرم بر کیلوگرم آنتی بیوتیک (به ترتیب ارتفاعی معادل ۱۵/۵۵ و ۱۵/۸۶ سانتی متر و وزن خشک آنها به ترتیب معادل ۹/۴۳ و ۹/۲۷ میلی گرم بر گلدان) نسبت به سطح صفر میلی گرم بر کیلوگرم (A_0) (ارتفاع آن معادل ۱۷/۸۸ سانتی متر و وزن خشک

آن معادل ۱۱/۸۳ میلی گرم بر گلدان) به ترتیب ۱۳ و ۱۱/۳ درصد کاهش معنی دار ارتفاع و در خصوص وزن خشک گیاه به ترتیب ۲۰/۲۸ و ۲۱/۶۳ درصد کاهش معنی داری نسبت به A_0 داشتند. بنابراین، این نتیجه حاصل می شود که آنتی بیوتیک باعث کاهش رشد گیاه شده است.

اثر متقابل فاکتور های اصلاحی خاک (اسیدهیومیک و زئولیت) با آنتی بیوتیک نیز نمایان گر تاثیر منفی آنتی بیوتیک بر این دو پارامتر است. در جدول ۳، در سطح غلظتی $Z_{50}A_{200}$ کمترین ارتفاع (۱۶/۳۳ سانتی متر) و در سطح غلظتی $Z_{25}A_0$ بیشترین ارتفاع (۲۳/۸۳ سانتی متر) مشاهده شد که به ترتیب ۱۴/۰۵ درصد کاهش معنی دار ۲۰/۸۳ درصد افزایش معنی دار نسبت به شاهد (CA_0) را نشان دادند. در حالی که اختلاف دیگر تیمار ها نسبت به شاهد معنی دار نبود. ارتفاع گیاه ریحان در تیمار $H_{0.5}A_{50}$ (۲۱/۳۳ سانتی متر) معادل ۶/۵۷ درصد کمتر از $H_{0.5}A_{200}$ (۲۲/۸۳ سانتی متر) بود که نشان می دهد تیمار $H_{0.5}A_{200}$ اثر منفی شوری و آنتی بیوتیک را بهتر خنثی کرده است. همچنین تیمار H_1A_{200} (۱۹/۵ سانتی متر) نسبت به تیمار H_1A_{50} (۱۹/۳ سانتی متر) معادل ۱/۰۲ درصد افزایش داشت که بیانگر خنثی کردن بهتر اثرات سوء شوری و آنتی بیوتیک است. بنابراین، این نتیجه حاصل می شود که $H_{0.5}$ بهتر می تواند اثرات منفی آنتی بیوتیک و شوری را نسبت به H_1 خنثی کند. این مساله در مورد سطوح مختلف آنتی بیوتیک در زئولیت به این شکل است که: تیمار $Z_{25}A_{200}$ (۲۰/۳۳ سانتی متر) نسبت به تیمار $Z_{25}A_{50}$ (۲۳/۸۳ سانتی متر) معادل ۱۱/۴۶ درصد ارتفاع بیشتری داشت که نشان می دهد تاثیر بیشتری در خنثی کردن اثر منفی شوری و آنتی بیوتیک دارد. تیمار $Z_{50}A_{50}$ (۱۷ سانتی متر) نسبت به $Z_{50}A_{200}$ (۱۶/۳۳ سانتی متر) معادل ۳/۹۴ درصد ارتفاع بیشتری داشت. بنابراین می توان نتیجه گرفت تیمارهای Z_{25} در خنثی کردن اثرات منفی شوری و آنتی بیوتیک بهتر از تیمارهای Z_{50} عمل می کنند. در مجموع فاکتور $H_{0.5}$ در سطوح مختلف آنتی بیوتیک نسبت به دیگر فاکتور ها بهتر عمل کرده است.

همچنین طبق نتایج جدول ۳، روند کاهش وزن خشک اندام هوایی با افزایش سطح آنتی بیوتیک مشاهده شد. بیشترین وزن خشک اندام هوایی مربوط به تیمارهای $Z_{25}A_0$ معادل ۱۴/۰۵ میلی گرم بر گلدان و کمترین آن مربوط به CA_{200} معادل ۱۰/۹۴ میلی گرم بر گلدان بود؛ که به ترتیب۸/۲ درصد افزایش معنی دار و ۱۵/۱۲ درصد کاهش معنی دار وزن خشک را نسبت به تیمار شاهد (CA_0) داشتند. در این بخش نیز اکثر تیمارها اثرات سوء شوری و آنتی بیوتیک را تا حد زیادی خنثی کردند. $H_{0.5}A_{200}$ (۱۲/۵۲ میلی گرم بر گلدان) نسبت به تیمار $H_{0.5}A_{50}$ (۱۱/۸۳ میلی گرم بر گلدان) معادل ۵/۵۱ درصد افزایش وزن خشک را نشان داد که بیانگر عملکرد بهتر این تیمار در خنثی کردن اثرات سوء شوری و آنتی بیوتیک است. وزن خشک اندام هوایی تیمار H_1A_{50} (۱۲/۸ میلی گرم بر گلدان) نسبت به تیمار H_1A_{200} (۱۱/۰۴ میلی گرم بر گلدان) بطور معنی داری معادل ۱۳/۷۵ درصد بیشتر بود که بیانگر اثر بیشتر آن در خنثی کردن اثرات سوء شوری و انتی بیوتیک می باشد. در این خصوص دو سطح زئولیت مشابه دو سطح اسیدهیومیک عمل کردند؛ به این صورت که وزن خشک اندام هوایی تیمار $Z_{25}A_{200}$ (۱۱/۸۳ میلی گرم بر گلدان) نسبت به تیمار $Z_{25}A_{50}$ (۱۱/۶۹ میلی گرم بر گلدان) معادل ۱/۱۸ درصد بیشتر بود که نشانگر اثر بهتر این تیمار بر خنثی کردن اثرات منفی شوری و آنتی بیوتیک است. اختلاف بین دو تیمار $Z_{50}A_{50}$ (۱۱/۹۵ میلی گرم بر گلدان) و $Z_{50}A_{200}$ (۱۱/۴۴ میلی گرم بر گلدان) نیز معادل ۴/۲۶ درصد افزایش معنی دار بود که بیانگر عمل بهتر تیمار $Z_{50}A_{200}$ در خنثی کردن اثر سوء شوری و آنتی بیوتیک است. در نهایت می توان نتیجه گرفت که با توجه به وزن خشک اندام هوایی هر گلدان بطور متوسط سطوح $H_{0.5}$ به نسبت دیگر تیمارهای آزمایشی در خنثی کردن اثرات سوء شوری عملکرد بهتری از خود نشان دادند.

در پژوهش هایی که تا بحال انجام گرفته، تاثیر مثبت زئولیت و اسیدهیومیک بر اصلاح خاک های مشکل دار و رشد گیاه و همچنین اثر منفی آنتی بیوتیک ها بر رشد گیاه گزارش شده است. روحانی و همکاران (۱۳۹۴)، با بررسی اثرات تنش شوری کلرید سدیم (در چهار سطح شاهد، ۱/۵، ۵ و ۷/۵ دسی زیمنس بر متر) و اسیدهیومیک (در چهار سطح شاهد، ۰/۵، ۱/۵ و ۲ گرم بر لیتر) بر خصوصیات جوانه‌زنی سه رقم تربچه (*Cherry bell*، *Sparkler* و *Scarlett Cincinnati*) گزارش کردند که حضور اسید هیومیک با طول ساقه چه، وزن تر گیاه چه و سرعت جوانه‌زنی رابطه مستقیم داشت، و با افزایش سطح اسیدهیومیک، مقدار این سه فاکتور نیز افزایش یافت. در هر سه رقم تربچه، کاربرد اسید هیومیک در سطح ۱/۵ گرم بر لیتر باعث افزایش طول ساقه چه، ریشه چه و نسبت طول ساقه چه به ریشه چه شد.

تحقیقات دیگر نشان داد که کاربرد ۴۰ کیلوگرم در هکتار زئولیت به همراه محلول پاشی اسیدهیومیک در شرایط کم آبیاری، ضمن بهبود نسبی ویژگی های کمی گیاه ریحان، نقش موثری در کاهش اثرات مخرب ناشی از کم آبی و ثبات عملکرد گیاه در شرایط تنش رطوبتی داشته است (جهان و همکاران، ۲۰۱۵). در مطالعه Way و همکاران (۲۰۱۴)، بر روی گونه گیاهی از گندم سانان با نام علمی *Lolium perenne L* در حضور آنتی بیوتیک (در ۴ سطح شاهد،۱، ۱۰ و ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) اثرات نامطلوبی بر کل زیست توده گیاه مشخص شد؛ به گونه ای که در سطح احتمال ۵٪ اختلاف معنی داری با یکدیگر داشتند که این امر بیانگر اثر منفی آنتی بیوتیک در رشد گیاه است. احتمالا این مساله به دلیل تاثیر تتراسایکلین بر جوامع میکروبی خاک بوده است.

جدول ۱- اثر ساده تیمارهای آزمایشی زئولیت و اسیدهیومیک بر ارتفاع و وزن خشک اندام هوایی گیاه ریحان (معنی داری در سطح احتمال ۱ درصد)

تیمارهای آزمایشی	ارتفاع (cm)	وزن خشک اندام هوایی (mg/pot)
C	17.88^{bc}	11.83^{c}
$H_{0.5}$	22.5^{a}	12.29^{ab}
H_1	17.92^{bc}	12.26^{ab}
Z_{25}	20.72^{a}	12.52^{a}
Z_{50}	18.5^{b}	12.05^{bc}

میانگین های دارای حروف مشترک در هر ستون دارای اختلاف معنی داری بر اساس آزمون چند دامنه ای دانکن نمی باشند.

جدول ۲- اثر ساده سطوح آنتی بیوتیک بر ارتفاع و وزن خشک اندام هوایی گیاه ریحان (معنی داری در سطح ۱ درصد).

سطوح آنتی بیوتیک	ارتفاع (cm)	وزن خشک اندام هوایی (mg/pot)
A_0	17.88^{a}	11.83^{a}
A_{50}	15.55^{b}	9.43^{b}
A_{200}	15.86^{b}	9.27^{c}

میانگین های دارای حروف مشترک در هر ستون دارای اختلاف معنی داری بر اساس آزمون چند دامنه ای دانکن نمی باشند.

جدول ۳- اثر متقابل تیمارهای آزمایشی زئولیت و اسیدهیومیک و سطوح آنتی بیوتیک بر ارتفاع و وزن خشک اندام هوایی گیاه ریحان (معنی دار سطح احتمال ۱ درصد).

تیمارهای آزمایشی	سطوح آنتی بیوتیک	ارتفاع (cm)	وزن خشک اندام هوایی (mg/pot)
C	A_0	19^{b-e}	12.89^{b}
	A_{50}	17^{def}	11.66^{d-g}
	A_{200}	17.66^{c-f}	10.94^{g}
$H_{0.5}$	A_0	23.33^{ab}	12.52^{bcd}
	A_{50}	21.33^{a-d}	11.83^{def}
	A_{200}	22.83^{ab}	12.52^{bcd}
H_1	A_0	20^{c-f}	12.93^{b}
	A_{50}	19.3^{def}	12.8^{bc}
	A_{200}	19.5^{f}	11.04^{fg}
Z_{25}	A_0	23.83^{a}	14.05^{a}
	A_{50}	18^{c-f}	11.69^{d-g}

11.83^{def}	20.33^{a-e}	A_{200}	
12.76^{bc}	22.16^{abc}	A_0	Z_{50}
11.95^{cde}	17^{def}	A_{50}	
11.44^{efg}	16.33^{ef}	A_{200}	

میانگین های دارای حروف مشترک در هر ستون دارای اختلاف معنی داری بر اساس آزمون چند دامنه ای دانکن نمی باشند.

نتیجه گیری

طبق نتایج به دست آمده برای خنثی کردن اثرات سوء شوری در خصوص ارتفاع و وزن خشک گیاه در گلدان، تیمار $Z_{25}A_0$ ، بین تیمارهای آزمایشی در رده اول قرار گرفت. اما بطور کل، با مشاهده اثرات ساده تیمارهای آزمایشی، اسید هیومیک و زئولیت در هر دو سطح توانسته اند اثرات سوء شوری کلرید سدیم را تا حد زیادی خنثی کنند. همچنین نتایج نشان داد که وجود آنتی بیوتیک در خاک باعث کاهش رشد گیاه و تشدید اثرات منفی شوری بر وزن خشک و ارتفاع گیاه شد. با قرار گرفتن تیمارهای آزمایشی (زئولیت و اسیدهیومیک) و آنتی بیوتیک کنار هم نیز مشاهده شد، اسیدهیومیک و زئولیت می توانند تا حد زیادی اثرات سوء شوری و آنتی بیوتیک را کنترل کنند اما بطور متوسط سطوح اسیدهیومیک نسبت به زئولیت بهتر عمل کردند و در بین همه تیمار ها سطوح $H_{0.5}$، بهترین عملکرد را در خصوص ارتفاع و وزن خشک گیاه داشتند و بهتر توانستند اثرات منفی شوری و آنتی بیوتیک را خنثی کنند. توصیه می شود کشاورزان برای بهبود عملکرد محصولات، در زمین های خود با توجه به سطح ECe خاک و سطح الودگی انتی بیوتیکی از اصلاح کننده آلی چون اسیدهیومیک استفاده کنند.

منابع

حیدری، م. ۱۳۷۹. بررسی مقاومت، عملکرد و مراحل نموی سه رقم گندم تیپ بهاره تحت مقادیر مختلف تنش شوری. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شهید چمران اهواز، مجتمع عالی و پژوهش کشاورزی رامین، ۱۱۳ صفحه.

روحانی، ن، س، س.، نعمتی، ح.، مقدم، م. ۱۳۹۴. اثر اسیدهیومیک بر ویژگی های جوانه زنی و رشد گیاهچه ای سه رقم تربچه در شرایط تنش شوری. علوم و تحقیقات بذر ایران، ۳ (۴)، ۴۱-۲۹.

ضیاء تبار احمدی، م، خ.، و بابائیان، ن، ع. ۱۳۸۱. رشد گیاه در اراضی شور و بایر (ترجمه). انتشارات دانشگاه مازندران. ۴۰۷ صفحه.

عباسی، ف. ۱۳۸۶. اثر متقابل خشکی و شوری بر عوامل رشد دو گونه گیاهی. مجله علوم پایه دانشگاه آزاد اسلامی. شماره انتشار ۶.

Ahan, M, Ghalenoee, Sh., Khamooshi, A., and Amiri, B.M. 2015. Evaluation of Some Agroecological Characteristics of Basil (Ocimum basilicum L.) as Affected by Simultaneous Application of Water-Saving Superabsorbent Hydrogel in Soil and Foliar Application of Humic Acid under Different Irrigation Intervals in a Low Input Cropping System, Journal of horticulture science, 2, 240-254.

Chen, W., Liu, W., Pan, N., Jiao, W., and Wang, M. 2013. Oxytetracycline on functions and structure of soil microbial community. Journal of soil science and plant nutrition, 13(4): 967-975.

Darzi, M.T., Ghalavand, A., Rajali, F., and Sefidkan, F. 2006. Study the effects of biofertilizers on yield and yield components of Foeniculum vulgar MiLL. Scientific and Research Journal of Iranian Medicinal and Aromatic Plants 22 (4): 276-292. (in Persian with English abstract).

Fujiu, C., Dao, Y., and Quing Sheng, W. 1995. Physiological effects of humic acid on drought resistance of wheat (in Chinese). Yingyong Shengtai Xuebao 6: 363-367.

Lio, Y., Bao, Y., Cai, Z., Zhang, Z., Cao, P., Li, X., and Zhou, Q. 2015. The effect of aging on sequestration and bioaccessibility of oxytetracycline in soils. Environmental Science and Pollution Research, 20:35-50.

Mao, L., Tang, D., Feng, H., Gao, Y., Zhou, P., Xu, L., and Wang, L. 2015. Determining soil enzyme activities for the assessment of fungi and citric acid-assisted phytoextraction under cadmium and lead contamination. Environmental Science and Pollution Research, 22(24):19860-19869.

Oka, H., Ito, Y., and Matsumoto, H. 2000. Chromatographic analysis of tetracycline antibiotics in foods. Journal of Chromatography. A 882,109-133.

Polat, E.M., Karaca, Demir, H., and Nacio Onus, A. 2004. Use of natural zeolite (Clinoptilolite) in agriculture.Journal of Fruit Ornamental and Plant Research. 12, 183-189.

Sabzevari, M. 2009. Effects of humic acid on root and shoot growth of wheat. (var. Sabalan and Sauonz). Journal of Water and Soil 23 (2):87-94. (in Persian with English abstract).

Sarmah AK,. Meyer,MT,. Boxall, ABA, 2006. . A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. Chemosphere65(5),725-759.

Serenella, N., Pizzeghelloa, D., Muscolob, A., and Vianello, A. 2002. Physiological effects of humic substances on higher plants. Soil Biology & Biochemistry 34: 1527-1536.

Shaw, J.W., and Andrews, R. 2001. Cation exchange capacity affects greens' truf growth. Golf Course Management, 73-77.

Way, X., Wu, S. C., Nie, X. P., Yediler, A. and Wong, M. H. 2014. The effects of residual tetracycline on soil enzymatic activities and plant growth. Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

The Effect of Zeolite and Humic Acid on Growth Characteristics of basil plant in a Saline soil Contaminated with Tetracycline

[1] Ahesteh, R.,[2*]Astaraei, A.R., [3]Lakzian, A.
[1] MSc. Student of Soil Science, Agriculture College, Fedowsi University of Mashhad
[2] Associate Professor of Soil Science, Agriculture College, Fedowsi University of Mashhad
[3] Professor of Soil Science, Agriculture College, Fedowsi University of Mashhad

Abstract

Soil problems such as salinity and pollution with heavy metals or antibiotics have caused widespread concerns in the world. Therefore, the use of organic and inorganic compounds as reclamation can be an appropriate management processes for the removal of pollutants and the maintaining soil aggregate stability. This research was performed to study the effect of zeolite and humic acid treatments along with different levels of antibiotic as contaminate in soil irrigated with saline water (3 dS. m-1) on the growth parameters of basil plant in greenhouse. This experiment was conducted as a completely randomized design with factorial arrangement. The treatments were: control (C), two zeolite levels (25 and 50 mg kg-1), and two humic acid levels (0.5 and 1 mg. kg-1) as first factor, and three antibiotic levels (0, 50 and 200 mg. kg-1 tetracycline) as second factor. Statistical analysis with JMP software at 1% probability level indicated that zeolite and humic acid treatments resulted in improving the negative effects of salinity and antibiotics and thus increased the plant height and dry weight of the basil plant compared to their control, and the antibiotic levels alone had negative impacts on plant height and dry weight of the plant.

Keywords: *Ocimum basilicum L.*, Organic and inorganic modifiers, antibiotic, sodium chloride stress,

*Corresponding author, Email: astaraei@um.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

ارزیابی خطر اکولوژیکی آرسنیک در گیاه و خاک اطراف یک معدن زغال‌سنگ

مجید امیرسبتکی[۱]، حمیدرضا عظیم‌زاده[۲*]، اصغر مصلح آرانی[۳]، محمدرضا علمی[۴]

[۱]دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و کویر شناسی، دانشگاه یزد

[۲]دانشیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و کویر شناسی، دانشگاه یزد

[۳]دانشیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و کویر شناسی، دانشگاه یزد

[۴]استادیار، گروه محیط‌زیست، دانشکده منابع طبیعی و کویر شناسی، دانشگاه یزد

چکیده

در گیاه‌پالایی با استفاده از گیاهان سبز شامل گونه‌های علفی و چوبی مواد آلاینده از آب و خاک برداشته و خطرات آلاینده‌های محیط‌زیست نظیر فلزات سنگین، عناصر کمیاب، ترکیبات آلی و مواد رادیواکتیو کاهش می‌یابد. نمونه‌برداری خاک با ابزار نمونه‌برداری فولاد ضدزنگ از خاک محوطه معدن زغال سنگ، محدوده باطله و شاهد (۱۰ کیلومتر دور از معدن) انجام شد و در مرحله‌ی نمونه‌برداری کلیه‌ی نکات کنترل کیفی نمونه‌برداری رعایت شد. بعد از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه بر اساس استاندارد ایزو ۱۱۴۶۶ نمونه‌ها آماده‌سازی و آرسنیک اندازه‌گیری شد. شاخص‌های آلودگی، زمین انباشت و ریسک اکولوژیکی برای استاندارد محیط‌زیست به ترتیب در کلاس‌های آلودگی شدید، آلودگی متوسط تا شدید و کم محاسبه شد. نتایج شاخص آلودگی برای گیاه به ترتیب آلودگی زیاد، آلودگی بسیار شدید و آلودگی خیلی زیاد می‌باشد. با توجه به نتایج گونه گیاهی علفی مرغ (*Elymus repens*) در خاک معدن (آلوده) به منظور گیاه‌پالایی عنصر آرسنیک قابل توصیه است.

کلمات کلیدی: خطر اکولوژیکی، آرسنیک، گیاه مرغ، خاک، معدن

مقدمه

یکی از مهم‌ترین موضوعات چالش‌برانگیز در جهان امروز آلودگی خاک‌ها به فلزات سنگین است. باید به این موضوع توجه نمود که همه‌ی عناصر به طور طبیعی در خاک وجود دارند و غلظت طبیعی آن‌ها در خاک به عوامل زمین‌شناسی و جغرافیایی بستگی دارد. فرآیندهایی طبیعی مانند خاکسازی و هوازدگی سنگ بستر باعث افزایش تدریجی غلظت عناصر مختلف در خاک می‌گردد (۱). آلودگی خاک به فلزات سنگین یکی از مشکلات زیست محیطی عمده در جوامع بشری است که علاوه بر اثرات زیان‌آور برجوامع گیاهی و جانوری خاک و آلودگی آب‌های زیرزمینی از طریق آبشویی موجب کاهش عملکرد وکیفیت محصول و در نهایت به خطر افتادن سلامتی افراد جامعه و دیگر موجودات زنده می‌شود (۲). اگرچه فلزات سنگین به طور طبیعی و از طریق هوادیدگی سنگ‌ها و کانی‌ها و طی فرآیند خاک‌سازی در خاک تجمع یابند ولی این منبع طبیعی در مقایسه با آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسان از جمله احداث کارخانه‌های صنعتی، استخراج معادن، سوخت‌های فسیلی، مصرف کودهای شیمیایی و آلی، فاضلاب‌های صنعتی و لجن فاضلاب دارای اهمیت کمی می‌باشد (۳).

بشر با فعالیت‌های صنعتی بی‌رویه و بدون رعایت قوانین محیط‌زیستی منجر به آلودگی محیط‌زیست به انواع مختلف فلزات سنگین، مواد رادیواکتیو، مواد شیمیایی و مواد آلی مختلف گردیده است و لزوم پاکسازی محیط از این آلودگی‌ها به منظور بهره‌برداری پایدار و طولانی مدت از محیط ضروری می‌باشد (۴). پاکسازی محیط با روش‌های مهندسی مرسوم بسیار پرهزینه و قابل اجرا در سطح کوچک می‌باشد و بدین علت لزوم بکارگیری روش پالایشی مناسب احساس می‌شود. لازم به ذکر است که برخی از فلزات سنگین در غلظت‌های پایین برای گیاهان مواد غذایی محسوب می‌شود ولی تمام فلزات سنگین در غلظت‌های بالا برای گیاهان سمیت ایجاد می‌نماید (۵).

گیاه‌پالایی با استفاده از مهندسی گیاهان سبز شامل گونه‌های علفی و چوبی برای برداشت مواد آلاینده از آب و خاک یا کاهش خطرات آلاینده‌های محیط‌زیست نظیر فلزات سنگین، عناصر کمیاب، ترکیبات آلی و مواد رادیواکتیو به کار برده می‌شود. مهم‌ترین ترکیبات معدنی آلاینده، فلزات سنگین بوده و میکروارگانیسم‌های خاک قادر به تجزیه آلاینده‌های آلی هستند، اما برای تجزیه میکروبی فلزات نیاز به آلی شدن وجود دارد که امروزه از گیاهان برای این بخش استفاده می‌شود (۶).

*ایمیل نویسنده مسئول: hazimzadeh@yazd.ac.ir

خاک علاوه بر این‌که پایگاه موجودات خشکی‌زی، به ویژه جوامع انسانی است، محیط منحصربه‌فردی برای زندگی انواع حیات بخصوص گیاهان به‌شمار می‌رود. بر خلاف آب و هوا، آلودگی خاک از نظر ترکیب شیمیایی به آسانی قابل اندازه‌گیری نبوده و یک خاک پاک یا خالص تعریف‌پذیر نیست بنابراین مسائل بالقوه آلودگی خاک را در چارچوب پیش‌بینی خطرات و صدمات احتمالی در کارکرد خاک مطالعه می‌شود (۷).

فلزات سنگین، عناصری با وزن اتمی ۵۴/۶۳ تا ۵۹/۲۰۰ و وزن مخصوص بیشتر از ۴ هستند. برخی از فلزات سنگین به مقدار کم مورد نیاز ارگانیسم‌های زنده هستند؛ هر چند افزایش بیش از حد همین فلزات سنگین ضروری می‌تواند برای ارگانیسم‌ها مضر باشد(۸، ۹)

آرسنیک که در فارسی به اکسید آن مرگ موش و سولفید آن زرنیخ گفته می‌شود، عنصر شیمیایی است که در جدول تناوبی با علامت *As* مشخص است و دارای عدد اتمی ۳۳ است. آرسنیک شبه فلز سمی معروفی است که به سه شکل زرد، سیاه و خاکستری یافت می‌شود. آرسنیک و ترکیبات آن به‌عنوان: آفت کش علف‌کش، حشره‌کش و آلیاژهای مختلف بکار می‌روند (۹، ۱۰، ۱۱). بنابراین پژوهش حاضر جهت خطر اکولوژیکی و بررسی میزان گیاه‌پالایی عنصر سنگین آرسنیک پرداخته است.

مواد و روش‌ها

پژوهش حاضر در محدوده‌ی معدن پابدانای جنوبی (تونل ۶) با مختصات جغرافیایی "۵۶°۲۹'۲۴ طول شرقی و "۳۱°۷'۵۸ عرض شمالی صورت گرفته است. بعد از بررسی منطقه، نمونه‌برداری خاک با ابزار نمونه‌برداری فولاد ضد زنگ انجام شد و در مرحله‌ی نمونه‌برداری کلیه‌ی نکات کنترل کیفی نمونه‌برداری رعایت شد. بعد از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه بر اساس استاندارد ایزو ۱۱۴۶۶ نمونه‌ها آماده‌سازی و آرسنیک آن اندازه‌گیری شد. از گیاه روئیده در خاک معدن نمونه برداری و سپس گیاه را شسته و در آون با دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۴۸ ساعت خشک و آسیاب گردید. نمونه‌ها به مدت ۴/۵ ساعت با دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد در کوره گذاشته، سپس ۱۰ سی‌سی اسید کلریدریک ۲ مولار اضافه کرده و بر روی هیتر گذاشته تا دو سوم محلول تبخیر شود و بعد با کاغذ صافی در بالن ۵۰ سی‌سی با آب دو بار تقطیر به حجم رسانده شد. غلظت عناصر سنگین نمونه‌ها به وسیله‌ی دستگاه هیدرید جذب اتمی مدل Analytik jena ساخت آلمان اندازه‌گیری شد. داده‌ها با نرم‌افزار Excel 2016 تجزیه و تحلیل شد. تجزیه آماری مقایسه‌ی میانگین‌ها با آزمون دانکن با احتمال آماری ۵ درصد انجام گردید.

معرفی شاخص‌های آلودگی عناصر سنگین:

الف) شاخص انباشت زمینی I_{geo}

شاخص انباشت زمینی توسط مولر معرفی شده‌است و روشی متداول برای تخمین شدت آلودگی خاک به فلزات سنگین می‌باشد این شاخص با به دست آوردن غلظت فلزات سنگین در نمونه خاک به غلظت زمینه آن فلز، به دست می‌آید و بر پایه رابطه ۱ استوار است (12).

$$I_{geo} = \mathrm{Log}_2 \frac{C_n}{1.5B_n}$$ رابطه ۱:

در این معادله ،I_{geo}: شاخص زمین انباشتگی، C_n: غلظت فلز سنگین در خاک و B_n: غلظت زمینه می‌باشد.

ب) شاخص آلودگی CF

ضریب آلودگی از تقسیم کردن غلظت عنصر در نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه که از رابطه ۲ بدست می‌آید (12).

$$CF = \frac{M_x}{M_b}$$ رابطه ۲:

در این معادله M_x: غلظت عنصر در نمونه و M_b: غلظت همان عنصر در ماده مرجع می‌باشد (12).

پ) شاخص ریسک اکولوژیکی RI

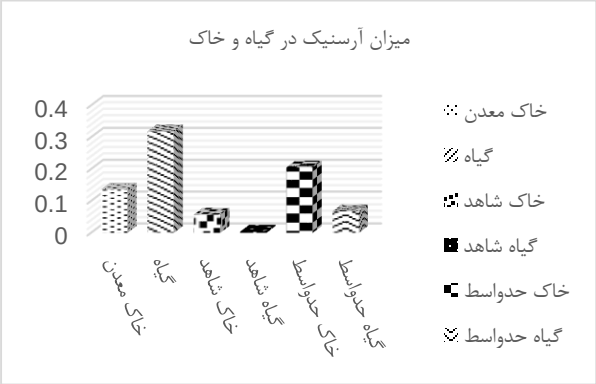
$$E_r^i = \frac{C^i}{C_0^i} \times T_r^i$$ رابطه۴:

$$RI = \sum_{i=1} E_r^i$$ رابطه۵:

در رابطه‌های ۴ و ۵، E^i_r شاخص پتانسیل ریسک اکولوژیکی، T^i_r، C^i_O،C^i، که به ترتیب مقدار اندازه‌گیری شده، مقدار پیش زمینه طبیعی و فاکتور سمیت فلز می‌باشد. فاکتور پاسخ سمیت برای عنصر سنگین آرسنیک برابر ۳۰ می‌باشد (13،12).

نتایج و بحث

به منظور تعیین شدت آلایندگی خاک به عناصر سنگین در یک منطقه، ابتدا غلظت عناصر در آن منطقه با مقادیر استاندارد شناخته شده مقایسه شود. بهترین نوع مقایسه، مقایسه با استانداردهای موجود برای همان منطقه می‌باشد زیرا شرایط زمین‌شناختی و اقلیمی گوناگون در نقاط مختلف دنیا، غلظت‌های متفاوتی را ایجاد می‌کند.



شکل۱: تغیرات آرسنیک در خاک و گیاه نمونه‌برداری شده

جدول۱: طبقه‌بندی کیفی تجمع زمینی آلاینده‌ها

شاخص آلودگی I_{geo}	طبقه‌ی کیفی آلودگی
$0<I_{geo}<1$	غیرآلوده تا متوسط
$1<I_{geo}<2$	آلودگی متوسط
$2<I_{geo}<3$	آلودگی متوسط تا شدید
$3<I_{geo}<4$	آلودگی شدید
$4<I_{geo}<5$	آلودگی شدید تا بسیار شدید
$I_{geo}>5$	آلودگی بسیار شدید

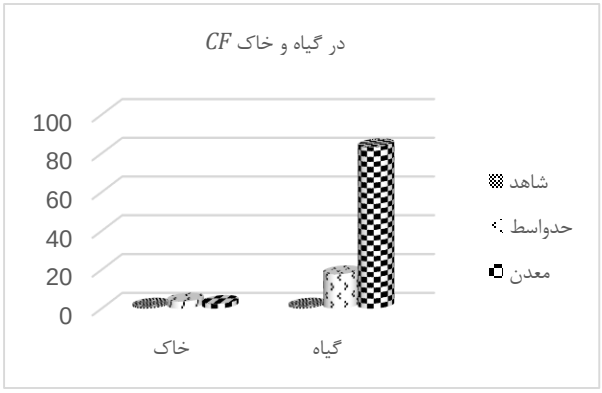
جدول۲: طبقه‌بندی کیفی شاخص آلودگی

شاخص آلودگی CF	میزان کیفی آلودگی
$CF<1$	آلودگی کم
$1\leq CF\leq 3$	آلودگی در حد متوسط
$3\leq CF\leq 6$	آلودگی در حد قابل ملاحظه
$CF\geq 6$	آلودگی بالا
-	-
-	-

جدول۳: طبقه‌بندی کیفی ریسک و پتانسیل اکولوژیکی

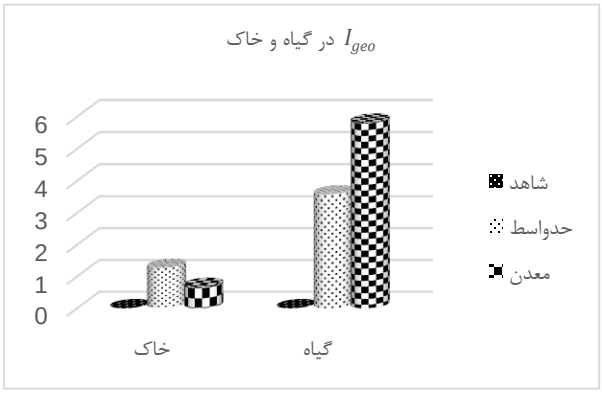
ریسک اکولوژیکی محیط‌زیستی	شاخص ریسک RI	ریسک اکولوژیکی هر فلز	E^i_r
پایین	$RI\leq 150$	پایین	$E^i_r\leq 40$
متوسط	$150\leq RI\leq 300$	متوسط	$40\leq E^i_r\leq 80$
قابل ملاحظه (زیاد)	$300\leq RI\leq 600$	قابل ملاحظه	$80\leq E^i_r\leq 160$
خیلی زیاد	$RI\geq 600$	زیاد	$160\leq E^i_r\leq 320$
-	-	خیلی زیاد	$E^i_r\geq 320$
-	-	-	-

با توجه به شکل ۱ مشخص می‌شود تغییرات آرسنیک در خاک حدواسط (محوطه انباشت باطله) بیشتر از بقیه‌ی خاک‌ها می‌باشد ولی آرسنیک جذب شده در گیاه مرغ در محدوده حدواسط (محوطه انباشت باطله) بیشتر می‌باشد. میانگین آرسنیک در گیاهان ۰/۱۶۶۱ ± ۰/۱۲۹۸ و در خاک‌ها ۰/۱۳۲۸ ± ۰/۷۴۰۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. همانگونه که در شکل ۱، نشان داده شده است، مقدار آرسنیک به ترتیب در خاک شاهد، خاک معدن و حدواسط (محوطه انباشت باطله) زیاد شده است ولی میزان جذب در گیاهان این‌طور نیست با این‌که میزان آرسنیک در خاک حدواسط از خاک معدن بیشتر است ولی گیاه روئیده در معدن، جذب افزایش یافته است.



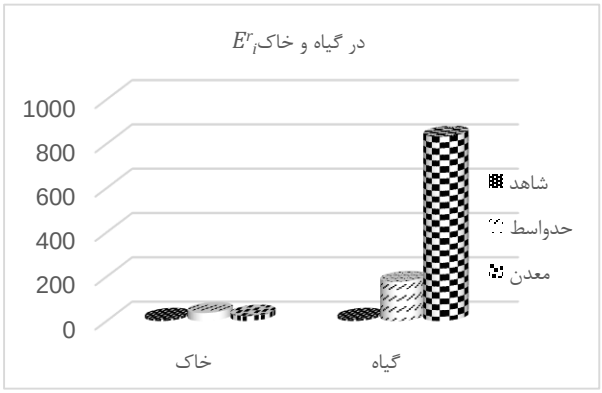
شکل۲: دامنه تغییرات شاخص CF استاندارد محیط‌زیست

شفیعی و همکاران در بررسی خاک‌های اطراف معدن مس سرچشمه، مقادیر فاکتور شاخص آلودگی عنصر آرسنیک را در تعدادی از نمونه‌ها بالاتر از غلظت زمینه‌ای گزارش کردند. بیشترین فاکتورغنی‌شدگی مربوط به مسیر رفسنجان نسبت دادندکه عامل افزایش غلظت عناصر در این مسیر مربوط به جهت باد غالب می‌باشد (۱۵) در مطالعه‌ای دیگر که توسط شریفی‌فرد و همکاران صورت گرفت تغییرات شاخص آلودگی در طبقه کیفی با آلودگی متوسط قرار گرفته است (۱۶). در مطالعه‌ای دیگر که توسط میرسنجری و همکاران صورت گرفت تغییرات شاخص آلودگی در طبقه کیفی با آلودگی متوسط قرار گرفته است (۱۷). نتایج حاصل از شاخص آلودگی بر اساس استاندارد محیط‌زیست، شکل۲ و جدول ۲ نشان می‌دهد که آرسنیک در خاک سه منطقه به ترتیب در شاهد، حدواسط و معدن افزایش می‌یابد و در طبقه کیفی به ترتیب آلودگی در حد متوسط، آلودگی در حد متوسط و آلودگی در حد قابل ملاحظه و در گیاهان بیشترین آلودگی در گیاهی که در خاک معدن روئیده و کمترین مربوط به گیاه شاهد می‌باشد. گیاه شاهد در طبقه کیفی با آلودگی در حد متوسط و گیاهان دو منطقه دیگر در طبقه کیفی با آلودگی بالا قرار می‌گیرند.



شکل۳: تغییرات در شاخص انباشت زمینی استاندارد محیط‌زیست

در مطالعه‌ای که توسط هاتفی و همکارن بر روی عناصر سنگین خاک اطراف گرانیتوئیدهای منطقه اهر انجام شده است عنصر آرسنیک دارای ریسک اکولوژیکی کم و شاخص زمین انباشت با آلودگی شدید و شاخص آلودگی با آلودگی زیاد می‌باشد (۱۴). در مطالعه‌ای دیگر که توسط شریفی‌فرد و همکاران صورت گرفت میزان تغییرات شاخص انباشت زمینی در طبقه کیفی با آلودگی کم تا زیاد قرار گرفته است (۱۶). با توجه به شکل ۳ و جدول ۱ آرسنیک در طبقه کیفی برای خاک شاهد غیر آلوده، حدواسط آلودگی متوسط و خاک معدن غیر آلوده تا متوسط و در گیاه شاهد غیرآلوده، گیاه حدواسط آلودگی شدید و گیاه رویده در خاک معدن بسیار شدید قرار می‌گیرد.



شکل۴: تغیرات ریسک کولوژیکی برای عنصر آرسنیک

در مطالعه‌ای که توسط شریفی‌فرد و همکاران صورت گرفت میزان تغییرات پتانسیل ریسک اکولوژیکی در طبقه کیفی با آلودگی بسیار زیاد قرار گرفته است (۱۶). در مطالعه‌ای دیگر که توسط میر سنجری و همکاران صورت گرفت میزان تغییرات ریسک اکولوژیکی در طبقه کیفی با آلودگی کم قرار گرفته است (۱۷).با توجه به شکل ۴ و جدول ۳ عنصر آرسنیک در خاک سه منطقه دارای ریسک اکولوژیکی پایین و در گیاه شاهد، حدواسط و گیاه رویده در خاک معدن به ترتیب در کلاس کیفی با ریسک اکولوژیکی پایین، زیاد و خیلی زیاد می‌باشند. پتانسیل ریسک اکولوژیکی خاک منطقه در طبقه کیفی پایین و برای گیاهان در طبقه کیفی خیلی زیاد قرار گرفته است.

نتیجه‌گیری

شاخص‌های آلودگی، زمین انباشت و ریسک اکولوژیکی برای استاندارد محیط‌زیست در مجموع خاک‌ها به ترتیب آلودگی بالا، آلودگی متوسط تا شدید و پایین و برای مجموع گیاهان به ترتیب آلودگی بالا، آلودگی بسیار شدید و آلودگی خیلی زیاد می‌باشد.یکی از دلایلی که خاک منطقه حدواسط دارای میزان عنصر سنگین بیشتر است آبشویی توسط باران و جابجای ریزگردها توسط باد می‌باشد. با توجه به شکل‌ها و داده‌های بدست آمده گیاه رویده (گیاه علفی مرغ) در خاک معدن (آلوده) می‌تواند جهت گیاه‌پالایی عنصر آرسنیک مورد استفاده قرار گیرد، زیرا نسبت غلظت آرسنیک در خاک و گیاه نزدیک به دو می‌باشد و این گیاه جاذب خوبی برای عنصر سنگین و سمی آرسنیک می‌باشد.

منابع

Pardakhti Alireza, Zahed Fatemeh; Pollution Indices and Ecological Risk Assessment for Heavy Metals in Side Soils of Interurban Roads, Iran; Environmental Sciences Studies, Volume 3, Number 3, Autumn, Pp 769-781, 2018.

Haghshenas A, Hatamimanesh M, Mirzaei M, Miransagari Mi, Hossein Khazri P; Measurement and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Surface Sediments of Pars Special Economic Region; Iran South Med J; 20(5): 448-469, 2017.

Cormont, A., J.M. Baveco, and N.M. Van den Brink. 2005. Effects of spatial foraging behaviour on risks of contaminants for wildlife. Breaking ecotoxicological restraints in spatial planning (BERISP): the development of a spatially explicit risk assessment. Report no., Alterra, Wageningen UR, Wageningen, The Netherlands, 1990.

Naderi A As, Erfani aware A; Rare elements guide; 1th ed. Shahrood University of Technology; 2008.

Abedin, M. J., Cotter-Howells, J. & Meharg, A. A. Arsenic uptake and accumulation in rice (Oryza sativa L.) irrigated with contaminated water. Plant and Soil, 240 (9), 311-319, 2002.

Chehregani A., Malayeri B. and Golmohammadi A. (2009). Effect of heavy metals on the developmental stages of ovules and embryonic sac in Euphorbia Cheirandenia, Pakistan Journal of Biological Sciences. 8: 622- 625.

Abedini M; Environmental Chemistry; 3th ed.University Publication Center; 2010.

Erfanmanesh M, Afuni M; Environmental pollution of water, soil and air; 2th ed. arcan; 2002.

Dabiri M; Environmental Pollution - Air-Water-Soil-Sound; 2th ed. Etahad; 2014.

Noori Jafar, Ferdowsi Saeed; Environmental Chemistry; 2th ed. Islamic Azad University; 2000.

Sereshti H, Environmental Analytical Chemistry, 2th ed. University of Tehran; 2014.

Azimzadeh HR, Dosavi L; Study of the Pollution Due to Heavy Metals in the Soil Near the Petrochemical Plant and Refinery of Qomishlou Wildlife Refuge; 2014; 4 Jul 67.

Cai L.M. Xu Z.C., Qi J.Y. Feng Z.Z. Xiang T.S.; Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near Tonglushan mine in Hubei, China, 127 (2015), pp. 127-135.

Hatefi R., Khazari M., Khodaee K., Shahsavari A. A., Modrabari S., Asadian F.; Estimation of Pollution and Ecological Risk of Heavy Metals in Surface Soils around the Granitoids of Ahar Region - East Azarbaijan; Earth Knowledge Research, seventh year, No. 62, summer of 2016, pp. 1-20.

Shafiei, N., Shirani, H., and Esfandiarpoor Borujeni, I. Enrichment of arsenic and selenium in the soils around Sarcheshmeh copper mine. J. Soil Manage. 2: 1-11, 2013.

Sharifi Fard M., Shakeri A., Mehrabi B., Ecological Risk Assessment and the Origin of Heavy Metals and Arsenic in Surface Sediments of the Khayv River in the Sabalan Territory Northwest of Iran, Advanced Applied Geology Journal, No. 26, 2017.

Siyahati Ardakani G., Mirsanjari M., Azimzade H.r., Solgi E., Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Topsoil around Major Industries of Ardakan City, J TOLOO E BEHDASHT, School of Public Health, Yazd Shahid Sadoughi Univ Med Sci, 17(6), 2019.

16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Ecological Risk Assessment of Arsenic in Plant and Soil around a Coal Mine

Amirsabetaki M. [1], Azimzadeh H. R. [2*], Mosleh Arani A.[3], Elmi M. R. [4]

[1] MSc Student, Department of Environmental Science, School of Natural Resources and Desert Studies, Yazd University

[2] Associate Prof, Department of Environmental Science, School of Natural Resources and Desert Studies, Yazd University

[3] Associate Prof, Department of Environmental Science, School of Natural Resources and Desert Studies, Yazd University

[4] Assistant Prof, Department of Environmental Science, School of Natural Resources and Desert Studies, Yazd University

Abstract

phytoremediation is one of the main methods for soil pollution reclamation by the usage of the herbal and woody plants. Trace elements, VOC's, and radioactive elements removed from the soil by phytoremediation. Soil and couch grass (*Elymus repens*) Samples were taken by stainless steel equipment and standard procedure. Samples were transferred to the laboratory and As were extracted according to international standard method, ISO11466. Total As of plant sample was extracted by Hydrochloric acid. Pollution indices such as Pollution Index, Geo-accumulation Index, and Ecological Risk were determined by considering the standard level of the Department of Environment. The results showed that soil pollution level is low far away from mine area, moderate, high in mining workplace area, and moderate to the high level mine tailings. Plant pollution increase from surrounding to the mining workplace areas. The result detected that couch grass was recommended for usage as a phytoremediation plant.

Keywords: Ecological risk, Arsenic, couch grass, Soil, Mine.

[*] Corresponding author, Email: hazimzadeh@yazd.ac.ir

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

ارزیابی وضعیت آلودگی خاک‌های اطراف معدن شیندستان زنجان به فلزات سنگین (آرسنیک، کادمیوم، کروم، مس، نیکل، سرب و روی)

غلامرضا اسد شهانقی[۱*]، فاطمه احمدی[۲]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه زمین شناسی اقتصادی دانشکده علوم زمین، دانشگاه ارومیه

[۲] دانشجوی دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

چکیده

خاک یکی از مهم‌ترین اجزای لیتوسفر بوده و به‌عنوان بخشی از اکوسیستم نقش بسیار مهمی در چرخه حیات ایفا می‌کند. هدف از این تحقیق، ارزیابی تأثیر فعالیت‌های معدن‌کاری بر آلودگی خاک و نحوه توزیع فلزات سنگین در محدوده‌ای از خاک‌های اطراف معدن شیندستان واقع در شهرستان طارم، استان زنجان است. در این راستا، ۱۰ نمونه خاک از عمق سطحی (۲۰-۰ سانتی‌متری) اطراف معدن به روش نمونه‌برداری تصادفی برداشت شد. نمونه‌های خاک منطقه پس از هضم با اسید نیتریک غلیظ (۴ نرمال) توسط دستگاه پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS) برای تعیین غلظت فلزات سنگین (As، Cd،Cr، Cu، Ni، Pb، Zn) آنالیز شدند. نتایج نشان می‌دهند که متوسط غلظت فلزات روی (۱۱۲۴/۴)، مس (۳۴۳/۱)، سرب (۲۲۹/۷)، آرسنیک (۴۰/۱)، کروم (۲۸/۳)، کادمیوم (۲۷/۱) و نیکل (۱۴/۶) برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم در نمونه‌های خاک نسبت به استاندارد کیفیت منابع خاک ایران (به‌جز Ni و Pb) بسیار بیشتر است. نمونه خاک‌های مطالعه شده از نظر شاخص زمین انباشت تمامی فلزات به‌جز نیکل و سرب در محدوده شدیداً آلوده قرار دارند. بر اساس آنالیز مؤلفه‌های اصلی، منشأ فلزات آرسنیک، کادمیوم، روی مشترک بوده و فلزات نیکل، کروم، سرب به دلیل رفتار ژئوشیمیایی مشابه منشأ یکسانی دارند و فلز مس به تنهایی در دسته‌ای جداگانه قرار دارد. نتایج نشان می‌دهند که فعالیت‌های معدنکاری و استخراج کانسنگ می‌تواند باعث افزایش غلظت فلزات سنگین و یا دسترس‌پذیری آن‌ها در محیط خاک و گیاه شود.

کلمات کلیدی: آلاینده‌های شیمیایی، شاخص زمین انباشت، آنالیز مؤلفه‌های اصلی

مقدمه

آلاینده‌های شیمیایی از جمله فلزات سنگین تولیدشده از طریق فرآیندهای طبیعی و یا فعالیت‌های انسانی یکی از عوامل اصلی آلودگی آب و خاک به شمار می‌رود (Vural, 2015). منابع طبیعی فلزات سنگین را می‌توان سنگ‌های آتش‌فشانی، رسوبی، دگرگونی و هوادیدگی تشکیلات خاک در نظر گرفت و منابع غیرطبیعی این فلزات را می‌توان متأثر از فعالیت‌های انسان همچون معدنکاری، کشاورزی و فعالیت‌های صنعتی دانست (Zhen و همکاران ۲۰۱۲). پیشرفت، صنعتی شدن و نیاز فزاینده به انرژی و مواد معدنی، منجر به افزایش استخراج از معادن شده است که همین امر باعث ایجاد عدم توازن در تعادل اکولوژی شده و همچنین خطرهای زیست‌محیطی فراوانی را به وجود آورده است که با افزایش آلودگی‌ها امکان حیات و استفاده از محیط‌زیست سالم را از بشر می‌گیرد (Mirnejad و همکاران ۲۰۱۳). به‌طورکلی، زمانی که آلاینده‌ها بیش‌ازحد مجاز وارد محیط خاک می‌شوند، باعث آلودگی خاک شده و به آسانی به اطراف و سایر بخش‌های محیط پراکنده می‌شوند. با توجه به این‌که منابع معدنی خصوصاً کانسارهای فلزی حاوی مقادیر قابل‌توجه عناصر سنگین و مقادیر بالقوه سمی هستند، تماس آب‌های سطحی و زیرزمینی با سنگ میزبان و توده‌ها و رگه‌های معدنی و هوادیدگی سنگ‌ها در کانسارها باعث آزادسازی عناصر مختلف شده و مقدار زیادی از فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمی را در رسوبات پایین‌دست و خاک‌های مجاور برجای می‌گذارد (Barkett and Akun, 2018). به همین جهت در بسیاری از کشورها، تأثیرات زیست‌محیطی عملیات معدنکاری مورد بررسی قرار گرفته است.

فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمی از جمله عناصر پایدار در خاک بوده و از آن‌جایی که توسط موجودات خاک تجزیه نمی‌شوند، از خاک به گیاه، محصولات کشاورزی و در نتیجه فرآورده‌های دامی منتقل شده و وارد چرخه غذایی انسان می‌گردند. شماری از فلزات سنگین مانند آرسنیک (As)، کادمیوم (Cd)، سرب (Pb)، کروم (Cr) و جیوه (Hg) بسیار سمی بوده و باعث آسیب جدی به سلامت انسان می‌شوند (Hooda, 2010). مطالعات گسترده‌ای در رابطه با ورود فلزات سنگین به خاک در مناطق معدنکاری کانسارهای فلزی انجام شده است. برای نمونه، در مطالعه‌ای که جهت ارزیابی بار آلودگی خاک و رسوبات متأثر شده از معدن سرب در جمهوری کره صورت گرفت، مشخص شد که فلزات سنگین As، Cd، Pb در خاک‌های سطحی

* ایمیل نویسنده مسئول: shahanaghireza@gmail.com

اطراف محدوده معدنی دارای غلظت بالایی هستند (Lee, 2003). در معادن قدیمی، به علت استفاده از روش‌های ساده و ناکارآمد، مواد باطله تولیدی دارای غلظت فلزی بالایی بوده که با قرارگیری در معرض عوامل جوی شرایط رهاسازی فلزات به محیط خاک و آب فراهم می‌شود (Ruiz و همکاران ۲۰۱۰). در مطالعه‌ای که جهت ارزیابی خاک کشاورزی و باطله کانسارها در معدن متروکه روی در منطقه شمال یونان انجام شد، نمونه‌های باطله غلظت بسیار بالایی از عناصر روی (Zn)، نیکل (Ni) و مس (Cu) را نشان دادند. نمونه خاک‌های نزدیک به محدوده معدن نیز دارای غلظت فلزات سنگین بالایی بودند که نشان‌دهنده وابستگی آلودگی خاک به فعالیت‌های معدنکاری است (Nikolaidis و همکاران ۲۰۱۰). در مطالعه‌ای که بر روی آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های اطراف معدن فعال سرب–روی و مس در ترکیه انجام شد، مشخص گردید که اکسیداسیون کانی‌های سولفیدی و ورود آن‌ها به منابع آبی، باعث تولید آب‌های اسیدی با مقادیر بالای سولفات (SO_4^{2-}) می‌شوند. آب‌های اسیدی منجر به انحلال فلزات سنگین و عناصر بالقوه سمی آهن (Fe)، منگنز (Mn)، Pb و Zn و ورود آن‌ها به آب‌های سطحی و زیرزمینی هستند (Keskin and Toptas, 2012).

با توجه به تحقیقات زیست‌محیطی موجود در ارتباط با ارزیابی میزان آلودگی خاک‌های اطراف معدن شیندستان واقع در اطراف استان زنجان، در این پژوهش به بررسی آلودگی خاک منطقه به فلزات سنگین (As، Cd، Cr، Cu، Ni، Pb و Zn) با استفاده از شاخص‌های ژئوشیمیایی شامل ضریب زمین انباشت (I_{geo}) و همچنین بررسی منشأ توزیع فلزات سنگین در خاک‌های مورد مطالعه با استفاده از آنالیز مؤلفه‌های اصلی پرداخته شد.

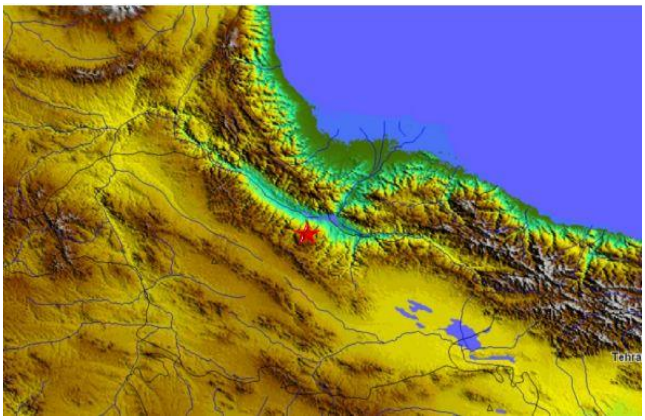
مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه اطراف معدن شیندستان، در بخشی از رشته‌کوه‌های طارم قرار می‌گیرید. محدوده مورد نظر بین مختصات جغرافیایی ۵۸ ۱۸ ۴۸ ° طول شرقی و ۳۲ ۴۵ ۳۶ ° عرض شمالی واقع شده است. نمونه‌برداری از خاک‌های اطراف معدن در مردادماه سال ۱۳۸۶ صورت گرفت. به‌طوری‌که ۱۰ نمونه خاک از عمق سطحی (۲۰-۰ سانتی‌متری) به روش نمونه‌برداری تصادفی از اطراف معدن جمع‌آوری گردید و به آزمایشگاه انتقال داده شد. غلظت کل فلزات سنگین (آرسنیک، کادمیوم، کروم، مس، نیکل، سرب و روی) به روش استاندارد (Sposito, 1982) تعیین گردید. در این روش ۲ گرم خاک به همراه ۱۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک ۴ نرمال به مدت ۱۲ ساعت در حمام بخار در دمای ۸۰ درجه سانتی‌گراد هضم شد و پس از صاف کردن عصاره‌ها، غلظت فلزات سنگین به کمک پلاسمای جفت شده القایی (ICP-OES) اندازه‌گیری شد.

به‌منظور تعیین خطر آلودگی به فلزات سنگین مختلف در منطقه از شاخص ژئوشیمیایی زمین انباشت (Geoaccumulation Index) استفاده گردید که از رابطه زیر محاسبه شد (Muller, 1969);

$$I_{geo} = \log_2 C_n / 1.5 \times B_n$$

در این رابطه، C_n غلظت عنصر مورد مطالعه در نمونه خاک یا رسوب (میلی‌گرم در کیلوگرم)، B_n غلظت عنصر مورد مطالعه (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در مقدار زمینه (متوسط شیل جهانی) و ضریب ۱/۵ به‌عنوان ضریب تصحیح اثرات احتمالی ناشی از لیتولوژی‌های مختلف در نظر گرفته می‌شود. مولر بر اساس این شاخص خاک‌ها را از نظر درجه آلودگی به ۷ گروه طبقه‌بندی نمود (جدول ۲). به‌منظور درک بهتر روابط بین فلزات سنگین مختلف در منطقه مطالعه شده، آنالیز مؤلفه‌های اصلی بر داده‌های اندازه‌گیری شده با استفاده از نرم‌افزار MINITAB. 16.0 انجام گرفت.



شکل ۱. تصویر TEM منطقه مطالعه شده

نتایج و بحث

نتایج مربوط به اندازه‌گیری غلظت فلزات سنگین مختلف در جدول (۲) ارائه گردیده است. از مقایسه نتایج به دست آمده با میزان مجاز غلظت فلزات سنگین در خاک بر اساس استاندارد کیفیت منابع خاک ایران می‌توان دریافت که در تمامی نمونه خاک‌های مطالعه شده غلظت عناصری همچون As، Cd، Cr، Cu و Zn بیش‌ازحد مجاز تعیین شده و غلظت Ni و Pb کمتر از میزان مجاز است. این موضوع نشان‌دهنده آلودگی خاک‌های مطالعه شده به As، Cd، Cr، Cu و Zn می‌باشد که به‌طور میانگین به ترتیب ۲/۳، ۶/۹، ۲۰، ۵/۴ و ۵/۶ برابر بیش‌ازحد مجاز در خاک می‌باشند.

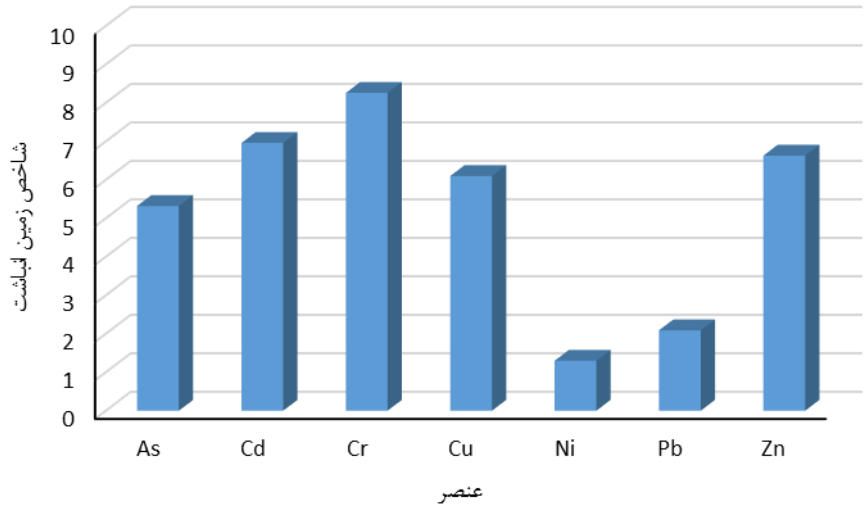
جدول ۱. غلظت کل فلزات سنگین در خاک‌های مورد مطالعه

نمونه خاک	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	(میلی‌گرم بر کیلوگرم)						
۱	۶۳/۵	۲۶/۹	۱۱	۳۹۹	۲۲	۲۳۵	۱۰۷۰
۲	۵۶/۷	۴۱/۷	۱۴	۳۵۲	۱۱	۲۰۴	۱۳۱۰
۳	۲۲/۵	۲۶/۷	۲۵	۴۸۱	۱۳	۱۹۳	۶۶۸
۴	۳۱/۹	۳۰/۲	۱۷	۳۵۹	۱۴	۱۴۸	۱۲۹۰
۵	۴۷/۶	۴۴/۴	۲۷	۱۵۴	۱۳	۱۹۸	۱۴۲۰
۶	۳۴/۲	۲۲/۷	۳۴	۱۹۹	۱۱	۲۶۳	۸۴۵
۷	۳۳/۶	۲۹/۲	۲۹	۸۲۶	۱۰	۱۰۷	۱۱۲۳
۸	۴۶/۶	۱۶/۴	۴۴	۱۲۵	۹	۲۰۷	۱۲۵۰
۹	۵۳/۶	۳۲/۶	۴۳	۳۱۲	۱۵	۲۰۹	۹۴۸
۱۰	۲۱/۲	۱۶/۸	۳۹	۲۲۴	۲۸	۲۹۳	۱۳۲۰
میانگین	۴۰/۱	۲۷/۱	۲۸/۳	۳۴۳/۱	۱۴/۶	۲۲۹/۷	۱۱۲۴/۴
غلظت مجاز در خاک (استاندارد کیفیت منابع خاک ایران)	۱۷	۳/۹	۱/۴	۶۳	۵۰	۳۰۰	۲۰۰

بر اساس نتایج به دست آمده از شاخص زمین انباشت فلزات سنگین مختلف، به ترتیب فلزات سنگین Cr، Cd، Zn، Cu و As با ضرایب انباشتگی ۸/۲، ۶/۹، ۶/۶، ۶/۱ و ۵/۳ بیشترین میزان انباشتگی در نمونه خاک‌های مطالعه شده را نشان دادند و بر اساس طبقه‌بندی مولر، خاک‌های مطالعه شده به فلزات سنگین ذکر شده شدیداً آلوده هستند. درحالی‌که فلزات Ni و Pb به ترتیب با ضرایب انباشتگی ۱/۳ و ۲/۰ کمترین میزان انباشتگی در خاک‌های مطالعه شده را نشان دادند. نمونه خاک‌های مطالعه شده نسبت به فلز نیکل و سرب در گروه خاک‌های کمی آلوده طبقه‌بندی می‌شوند.

جدول ۲- طبقه‌بندی میزان شاخص زمین انباشت (I_{geo}) در بیان درجه آلودگی خاک (Muller, 1969)

درجه آلودگی خاک	I_{geo}
غیر آلوده	۰ >
غیر آلوده تا کمی آلوده	۰-۱
کمی آلوده	۱-۲
کمی آلوده تا خیلی آلوده	۲-۳
خیلی آلوده	۳-۴
خیلی آلوده تا شدید آلوده	۴-۵
شدید آلوده	۵ >

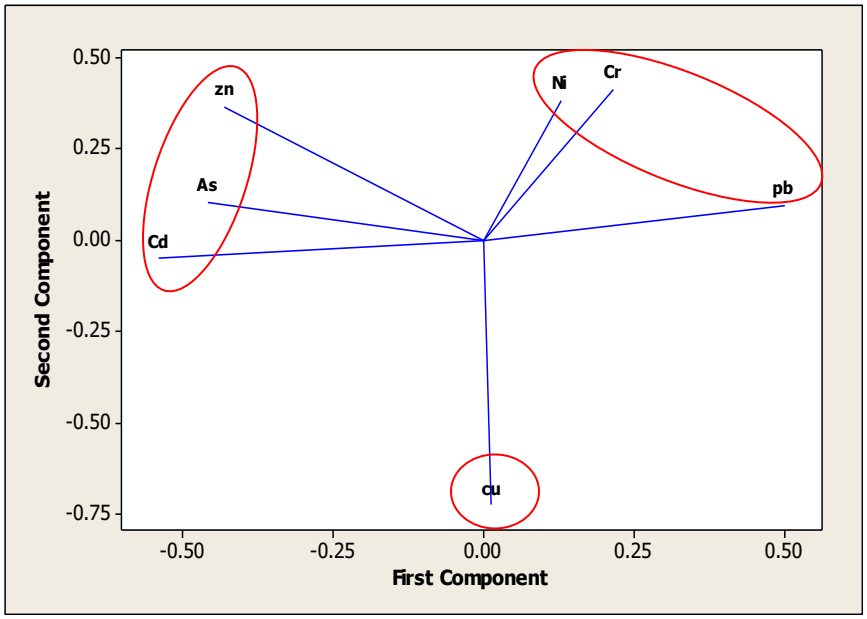


شکل ۲- میانگین ضرایب زمین انباشت فلزات سنگین در نمونه خاک‌های مطالعه شده

در جدول ۳ نتایج حاصل از تحلیل مؤلفه اصلی ارائه شده است. شکل ۳ نیز نمودار سه‌بعدی مؤلفه‌های استخراج شده را نشان می‌دهد. در مؤلفه اول فلزات As، Cd و Zn و در مؤلفه دوم فلزات Cr، Ni و Pb و در مؤلفه سوم فلز Cu به‌صورت مجزا قرار گرفته است. بر اساس این نتایج می‌توان چنین استنباط کرد که آرسنیک، کادمیوم و روی منشأ یکسانی در خاک‌های مطالعه شده دارند. قرارگیری نیکل، کروم و سرب در یک مؤلفه به دلیل منشأ مشترک زمین‌زاد و رفتار ژئوشیمیایی مشابه آن‌هاست. قرارگیری فلز مس در یک مؤلفه جدا می‌تواند به غلظت بالای آن و در نتیجه تغییرپذیری زیاد آن در نمونه خاک‌های مورد مطالعه مربوط باشد.

جدول ۳- نتایج حاصل از تحلیل مؤلفه اصلی

	مؤلفه		
	۱	۲	۳
As	**۰/۸۵۳**	-۰/۰۹۹	۰/۱۶۳
Cd	**۰/۸۰۳**	-۰/۰۸۶	-۰/۱۲۵
Cr	-۰/۰۹۷	**۰/۷۹۴**	۰/۱۱۹
Cu	۰/۰۲۳	-۰/۰۶۵	**۰/۷۰۲**
Ni	-۰/۰۱۲	**۰/۸۰۲**	-۰/۰۱۶
Pb	۰/۰۲۹	**۰/۷۰۲**	۰/۱۲۱
Zn	**۰/۹۰۶**	۰/۰۱۶	-۰/۱۶۵



شکل ۳- نمودار سه‌بعدی تحلیل مؤلفه‌های استخراج شده

نتیجه‌گیری

در این پژوهش وضعیت آلودگی شماری از خاک‌های اطراف معدن شیندستان زنجان با استفاده از برخی شاخص‌های ژئوشیمیایی مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج این پژوهش نشان داد که در نمونه خاک‌های مطالعه شده از نظر آلودگی زیست‌محیطی، به ترتیب فلزات Cr، Cd و Zn به‌عنوان آلاینده‌ترین فلزات سنگین شناخته شده، درحالی‌که فلز Ni با غلظتی کمتر از حد مجاز در خاک، کمترین میزان آلودگی را نشان داد. نتایج به دست آمده از محاسبه شاخص ژئوشیمیایی زمین انباشت مولر نیز نمونه خاک‌های مطالعه شده را در گروه خاک‌های شدیداً آلوده به فلزات سنگین ذکر شده نشان داد، احتمال می‌رود که فلزات روی و کادمیوم منشأ آلودگی یکسانی در خاک‌های مطالعه شده داشته باشند. بر اساس نتایج به دست آمده از این مطالعه مشخص می‌شود که فعالیت‌های معدنکاری بر میزان فلزات سنگین خاک‌های اطراف تأثیرگذار است که می‌بایست در ارزیابی‌های زیست‌محیطی آتی مدنظر قرار گیرد.

منابع

Barkett, M. O., Akun, E. 2018. Heavy metal contents of contaminated soils and ecological risk assessment in abandoned copper mine harbor in Yedidalga, Northern Cyprus. Environmental Earth Sciences, 77, 378-389.

Hooda, P. S., 2010- Trace elements in soil, Blackwell Publishing Ltd, London, 618 pp.

Keskin, T., Toptaş, E. 2012. Heavy metal pollution in the surrounding ore deposits and mining activity: a case study from Koyulhisar (Sivas-Turkey). Environmental Earth Science 67, 859-866.

Lee, Ch.2003. Assessment of contamination load on water, soil, and sediment affected by the Kongjujeil mine drainage, Republic Korea. Environmental Geology, 44, 501-515.

Mirnejad, H., Mathur, R., Hassenzadeh, J., Shafaie, B., Nourali. S. 2013. Linking Cu mineralization to host porphyry emplacement: Re-Os ages of molybdenites versus u-Pb ages of zircons and sulfur isotope compositions of pyrite and chalcopyrite from the Iju and Sarkuh porphyry deposits in southeast Iran. Economic Geology, 108, 861-870.

Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. Geo journal. 2:108-118.

Nikolaidis, Ch., Zafiriadis, I., Mathioudakis, V., Constantinidis, Th. 2010. Heavy metal pollution associated with an abandoned Lead-Zinc mine in the Kirki Region, NE Greece. Bulletin of environmental contamination and toxicology, 85, 307-312.

Ruiz, E., Azcarate, J. A., Rodriguez, L. Rincon, J. 2009. Assessment of metal availability in soil from a Pb- Zn Mine site of south-Central Spain. Soil and Sediment Contamination, 18, 619-641.

Sposito, G. 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 Society of America Journal, 46, 260-264.

Vural, A. 2015. Contamination assessment of heavy metals associated with an alteration area: Demirören Gumushane, NE Turkey. Journal Geological Society of India, 86,215-222.

Zhen, H. A. O., Dong-Mei, Z. H. O., Dan-Dan, L. I., and Jiang, P. 2012. Growth, cadmium and zinc accumulation of ornamental sunflower (*Helianthus annuus* L.) in contaminated soil with different amendments. Pedosphere, 22, 631-639.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health, and Bioremediation

Assessment of soil heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) pollution around Shindestan mine, Zanjan province

Shahanaghi*[1], Gh. Ahmadi[2], F.

[1] M. Sc. Student, Economic Geology Department, Faculty of Geology University of Urmia, Iran
[2] Ph.D. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Urmia, Iran

Abstract

Soil, as one of the important elements of the lithosphere and a part of the ecosystem, plays a crucial role in the life cycle. The goal of the present research was to assess the influence of mineralization on soil pollution and distribution of heavy metals around Shindestan mine, Zanjan province. In this regard, 10 soil samples, 0-20 cm depth, were taken according to a random sampling method. The ICP-MS techniques were employed to determine the concentration of heavy metals (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn) in soil samples after digestion with HNO_3 (4 N). The results show that the mean concentration of the heavy metals namely Zn, Cu, Pb, As, Cr, Cd, and Ni are 1124.4, 343.1, 229.7, 40.1, 28.3, 27.1, and 14.6 respectively (all in mg kg^{-1}), which all are higher than the Iranian soil quality standard except for the Ni and Pb. In terms of Geoaccumulation Index, the soil samples of the mine area show extremely level of pollution based on all heavy metals except Ni and Pb. According to the multiple component analysis, the origin of the As, Cd, and Zn heavy metals is common, as well as, Ni, Cr, Pb have the same origin due to the same geochemical behavior and Cu is in a separate category. Based on our results, mining activities might enhance the soil metal pollution and make metals more available in soil and plant that is should be considered in future assessments.

Keywords: Chemical pollutants, Geoaccumulation index, Principle component analysis

* Corresponding author, Email: shahanaghireza@gmail.com

آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تاثیر مایکوریز و سطوح مختلف مس بر برخی خصوصیات رویشی و بیوشیمیایی گیاه شاهدانه (*cannabis sativa*)

ترانه تجربه کار[۱*]، مهدی سرچشمه‌پور[۲]، ناصر برومند[۳]، همایون فرهمند[۴]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

[۲]استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

[۳] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

[۴]دانشیار گروه علوم باغبانی دانشکده کشاورزی،دانشگاه شهید باهنرکرمان

چکیده

در این پژوهش تاثیر قارچ میکوریز و سطوح مختلف مس بر برخی ویژگیهای رشدی و بیوشیمیای گیاه شاهدانه(***Cannabis sativa***) مورد مطالعه قرار گرفت. آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملا تصادفی بود که با ۵ سطح مس و دو سطح قارچ میکوریز با ۴ تکرار در گلخانه دانشگاه شهید باهنر کرمان انجام شد. در نهایت پس از یک دوره رشد رویشی۱۲۰ روزه، برخی صفات رویشی گیاه مانند وزن خشک اندام هوایی، وزن خشک ریشه، غلظت مس در ریشه و اندام هوایی، درصدکلنیزاسیون میکوریزی و سنجش فعالیت آنزیم کاتالاز و آسکوربات پراکسیداز اندازه گیری شد. تاثیر مایه زنی شاهدانه با میکوریز بر تمامی صفات در سطح یک درصد معنی دار شد و سطوح بالای مس باعث کاهش تمامی صفات شد. اثر متقابل مس و میکوریز نیز بر کلیه صفات اثر معنی داری داشت. استفاده از میکوریز باعث افزایش وزن خشک اندام هوایی به میزان.۲۰درصد در سطح صفر (تیمار Cu0M1) و ۲۰درصد در سطح ۸۰۰ میلی‌گرم مس به ازاء کیلوگرم خاک (تیمارCu800M1) نسبت به تیمارهای بدون میکوریز شد. تاثیر میکوریز بر تغییرات وزن خشک ریشه نیز مشابه اندام هوایی بود. میزان همزیستی میکوریزی در بالاترین سطح مس (Cu800) نسبت به شاهد بدون مس حدود ۲۷ درصد کاهش یافت. با افزایش سطوح مس، غلظت مس اندام هوایی و ریشه و میزان فعالیت آنزیم‌های کاتالاز و آسکوربات پراکسیداز اندام هوایی نیز افزایش یافت و استفاده از میکوریز به طور معنی‌داری باعث کاهش مس و افزایش آنزیم‌های فوق در اندام هوایی گردید.

کلمات کلیدی: گیاه‌پالایی، کاتالاز، همزیستی میکوریز

مقدمه

خاک به عنوان جزیی از بیوسفر، نقش مهمی در تولید غذا و پایداری محیط زیست دارد. سلامت و پایداری خاک به عنوان یک منبع تجزیه ناپذیر، به فعالیت های انسانی وابسته است و دارای ارتباط تنگاتنگی با محیط زیست می باشد. لزوم پاکسازی محیط از انواع آلاینده ها به منظور بهره برداری پایدار و طولانی مدت از آن، امری ضروری است که با استفاده از روشهای مهندسی مرسوم بسیار پرهزینه است و فقط در سطوح کوچک قابل اجرا میباشد و بدین علت لزوم بکارگیری روشهای فراگیر و کاربردی ضروری و اجتنابناپذیر است (عابدی کوپایی ۱۳۸۵). یکی از بهترین روشهای، زیستپالایی و ایجاد رویشگاهی سبز در جهت جلوگیری از پراکنش آلودگیهای فلزی اینگونه خاکها میباشد (Reeves و همکاران،۲۰۰۰). آلودگی فلزات سنگین همچنین ترکیب میکروبی خاک را تغییر می دهد که در نهایت باعث تخریب خواص بیوشیمیایی و باروری خاک می‌شود (Kozdroj و Van Elsas ۲۰۰۱؛ Kurek وBollag،۲۰۰۴). بعضی از گونه های اختصاصی گیاهان میتوانند مدار قابل توجهی از فلزات سنگین را به اندام هوایی انتقال دهند. برداشت اندام هوایی غنی از فلزات سنگین از مکان های آلوده می تواند در خروج فلزات سنگین از خاک بدون صرف هزینه های بالایی همچون خاک برداری و انتقال و خروج خاک های سطحی از منطقه موثرباشد. موفقیت در امر گیاه پالایی مشروط به تولید زیست توده زیاد و تجمع زیاد فلزات سنگین در اندام هوایی گیاهان است. به طور کلی در انتخاب یک گیاه برای گیاه پالایی خاک باید عواملی چون قدرت جذب زیاد، تولید زیست توده بالا و انتقال زیاد عناصر از ریشه به ساقه را در نظرگرفت. همزیستی گیاه با میکرو ارگانیسم ها و سایر موجودات زنده موجب حفظ و پایداری گونه ها و جوامع گیاهی میگردد. ریشه گیاهان یک نیچ اکولوژیک را برای بسیاری از میکروارگانیسم های خاک فراهم میکنند. میکوریز یکی از سودمند ترین همزیستی ها میباشد که در آن گیاه میزبان و قارچ همزیست به طور متقابل از رابطه ایجاد شده سود میبرند (Turk وهمکاران،۲۰۰۶). میکوریز نقش حیاتی در ساختار جوامع گیاهی بازی می‌کند و به واسطه اثر برتوسعه و ثبات سیستم خاک-گیاه نیز اهمیت دارد (Cakan وKaratas،۲۰۰۶). رابطه همزیستی میکوریزی بین اغلب خانواده های گیاهی گسترش دارد و تنها تعداد محدودی از گیاهان، غیرمیکوریزی هستند (Allen،۱۹۹۱). شاهدانه یک گیاه زینتی علفی،یک ساله و دارای واریته و شکل های مختلفی است. این گیاه سرعت رشد بالایی دارد و ارتفاع آن معمولا به یک و حتی تا چهارمتر نیز می-

* ایمیل نویسنده مسئول: taranetajrobehkar@gmail.com

رسد و حجم ریشه آن نیز زیاد است و باعث می شود عناصر بیشتری جذب کند. اثرات متقابل میکوریز و غلظت‌های بالای مس و پتانسیل گیاه‌پالایی این گیاه کمتر مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روش‌ها

تهیه مایه‌تلقیح: ابتدا تعداد ۲۰ نمونه ریزوسفری ریشه گیاه شاهدانه از مزارع تحقیقاتی کرمان جمع آوری و درصد کلنیزاسیون میکوریزی آنها تعیین گردید و تعداد ۶ نمونه با درصد بالا انتخاب و با استفاده از گیاه سورگوم طی یک دوره رویش ۷۵ روزه تکثیر شدند. درصد کلنیزاسیون میکوریزی ریشه ها با استفاده از روش رنگبری و رنگ‌آمیزی سریع تعیین شد. جهت رنگ آمیزی از روش phillips وHayman (۱۹۷۰) استفاده گردید و سپس برای تعیین درصد کلنیزاسیون طبق روش Giovannetti وMosse (۱۹۸۰)، اقدام و در نهایت جدایه با بالاترین درصد همزیستی انتخاب شد و به عنوان مایه تلقیح استفاده شد.

اعمال تیمارها و کاشت گیاه: ابتدا مقدار کافی خاک از مزرعه تحقیقاتی دانشگاه شهید باهنر کرمان جمع آوری شد و از الک ۴میلیمتری عبور داده شد. نمونه ای از خاک تهیه و برخی از ویژگی های فیزیکی و شیمیای آن تعیین گردید . ترکیب نهایی خاک مورد استفاده در گلدانها دارای ۵۸/۳٪ شن، ۳۱/۵ ٪ سلیت، ۱۰/۲٪ رس، PH برابر۸/۷، EC برابر ۱/۶ و ۳۷٪کربن آلی بود. آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملا تصادفی بود که با ۵ سطح مس(۰، ۱۰۰، ۲۰۰، ۴۰۰، ۸۰۰ میلی گرم مس بر کیلوگرم خاک) از منبع سولفات مس و دو سطح قارچ میکوریز (تلقیح با میکوریز و شاهد بدون تلقیح) با ۴ تکرار در گلخانه دانشگاه شهید باهنر کرمان انجام شد. ابتدا میزان ۴ کیلوگرم خاک به ازاء هر گلدان توزین و سپس بر حسب تیمار مربوطه سطوح مورد نظر مس از طریق تهیه یک محلول مادر به گلدان‌ها اضافه و به مدت ۱ماه با رطوبت مناسب نگهداری شدند. سپس به نیمی از گلدان‌ها مقدار ۱۰۰ گرم مایه‌تلقیح در دولایه اضافه و تعداد ۶ عدد بذر جوانه دار کشت گردید. به نیمی دیگر از گلدانها ۱۰۰ گرم خاک مشابه استریل اضافه ، تعداد گیاهچه‌ها به ۳ عدد گیاه یکنواخت در هر گلدان کاهش یافت. آرایش گلدان‌ها هر هفته یک بار عوض میشد تا شرایط کاملا تصادفی برای گلدان ها ایجاد شود و آبیاری به گونه‌ای بود که زه‌آب خارج نشود. پس از اتمام یک دوره رویشی ۴ماهه که گیاهان به رشد کافی رسیدند، ابتدا آنزیم آنتی آکسیدان(کاتالاز، آسکوربات) تعیین و سپس هر تیمار جداگانه برداشت و وزن خشک اندام هوایی، وزن خشک ریشه، درصد کلنیزاسیون میکوریزی ریشه، غلظت مس در اندام هوایی و ریشه از طریق تهیه خاکستر خشک و هضم با اسیدکلریدریک اندازه گیری شد.

سنجش فعالیت‌های آنزیمی: سنجش فعالیت‌های آنزیم کاتالاز (CAT) بر اساس روش(Velikova و همکاران،۲۰۰۰) تعیین شد. بر اساس این روش ۳میلی لیترمخلوط واکنش شامل۲۸۸۰میکرولیتر بافر پتاسیم فسفات ۵۰میلی مولار(PH=7)، ۲۰میکرو لیترآب اکسیژنه ۰/۷۵٪ و ۱۰۰میکرولیتر عصاره آنزیمی بود. با افزودن آب اکسیژنه به مخلوط واکنش، واکنش شروع و کاهش در جذب آب اکسیژنه در بازه های ۳ثانیه ای برای ۲دقیقه در طول موج ۲۴۰نانومتر با دستگاه اسپکتروفتومتری اندازه گیری شد. فعالیت آنزیم آسکوربات (APX) نیز بر اساس روش Nakano و Asadi (۱۹۸۱) اندازه گیری شد.در این روش۳میلی لیتر مخلوط واکنش حاوی۲۶۸۰میکرولیتر بافر پتاسیم فسفات۵۰ میلی مولار(PH=7/5)، ۱۰۰میکرولیترآسکوربات ۰/۵میلی مولار، ۱۰۰میکرولیتر EDTA۱۰میلی مولار،۳۰ میکرولیترآب اکسیژنه۱۵میلی مولار و ۱۰۰میکرولیتر عصاره آنزیمی بود. فعالیت آسکوربات بر اساس اکسیداسیون آسکوربیک اسید و میزان کاهش در جذب در طول موج ۲۹۰نانومتر به مدت۳دقیقه با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتری اندازه گیری شد.در نهایت داده‌ها با استفاده از نرم افزار SAS تجزیه واریانس و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه ای دانکن انجام و نمودار ها با استفاده از اکسل رسم شدند.

نتایج و بحث

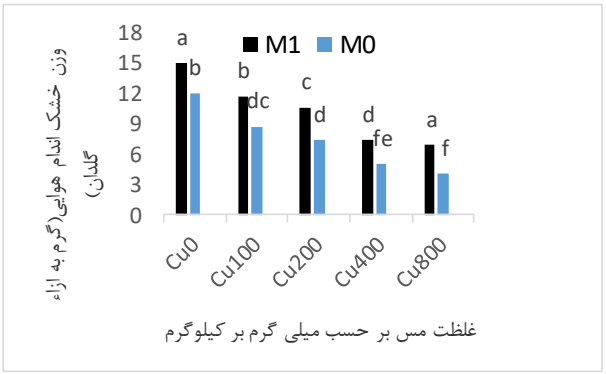
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها. نشان دادکه، اثرات اصلی میکوریز و مس بر تمام صفات در سطح یک درصد معنی‌دار شدند. اثرات متقابل میکوریز و مس نیز در مورد درصد کلنیزاسیون در سطح پنج درصد در مورد وزن خشک و غلظت مس اندام هوایی و ریشه و آنزیم کاتالاز در سطح یک درصد معنی‌دار شد و آنزیم اسکوربات پراکسیداز معنی‌دار نشد. اثرات اصلی و متقابل سطوح مس و میکوریز بر وزن خشک اندام هوایی در سطح یک درصد معنی دار شد. با توجه به نتایج مقایسه میانگین، استفاده از میکوریز باعث افزایش وزن خشک اندام هوایی به میزان ۲۰درصد در سطح Cu0M1 (۱۵/۰) نسبت به شاهد غیر میکوریزی شد و ۲۰درصد در سطح Cu800M1 (۶/۹۴) نسبت به شاهد غیرمیکوریزی شد. نتایج نشان داد که وزن خشک

اندام هوایی در گیاهان تلقیح شده با میکوریز نسبت به گیاهان تلقیح نشده بیشتر است (شکل۱). در آزمایش رمضانی و قاسمی (۱۳۹۰) نیز مصرف غلظت های مختلف سرب در گیاه ذرت باعث کاهش وزن تر و خشک گیاه شد.

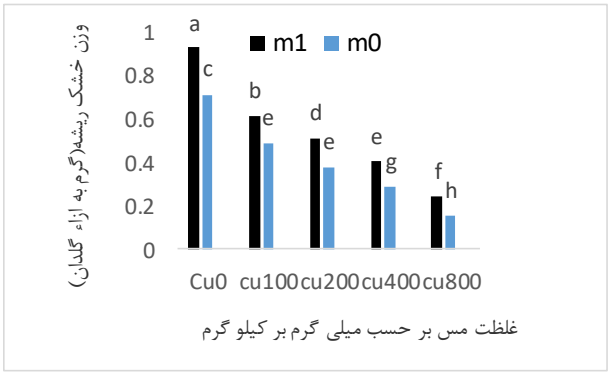
اثرات اصلی و متقابل سطوح مس و میکوریز بر وزن خشک ریشه نیز در سطح یک درصد معنی دار شد. بیشترین وزن خشک ریشه بر اساس نتایج مقایسه میانگین مربوط به تیمار CU0M1 (۰/۹۳۴گرم به ازای گلدان) بود که نسبت به شاهدغیرمیکوریزی ۲۳ درصد افزایش داشت. کمترین مقدار این صفت در تیمارCU800M0(۰/۱۵۷گرم به ازاء گلدان) مشاهده شدکه نسبت به شاهدغیرمیکوریزی ۷۸درصد کاهش داشت. نتایج نشان داد که میانگین وزن خشک ریشه درگیاهان تلقیح شده با میکوریز در تمام تیمارها نسبت به گیاهان تلقیح نشده بیشتر است(شکل ۲). در بررسیEl-Tayeb و همکاران (۲۰۰۶) نیز مس باعث کاهش وزن تر و خشک ساقه و ریشه آفتابگردان زینتی شد.

اثرات اصلی سطوح مس و میکوریز و نیز اثرات متقابل آنها بر غلظت مس اندام هوایی گیاه در سطح یک درصد معنی دار شد. با توجه به نتایج مقایسه میانگین، غلظت مس در بافت های گیاهان تلقیح شده بدون تلقیح با افزایش سطوح مس، افزایش یافت. بیشترین غلظت مس اندام هوایی مربوط به تیمار cu800m0 (۲۹/۵۲ میلی گرم برکیلوگرم ماده خشک گیاه) بود که نسبت به شاهد ۸۲ درصد افزایش داشت و کمترین مقدار این صفت در تیمار cu0m1(۳/۱۷ میلی گرم برکیلوگرم ماده خشک گیاه) مشاهده شد. غلظت مس در تیمارهای حاوی میکوریز به طور معنی داری کمتر بود (شکل ۴). Kopittke و همکاران در سال ۲۰۰۷نشان دادند که میزان جذب سرب در ریشه های گونه vigna unguiculata به میزان ۱۰-۱۵ برابر بیشتر از بخش های هوایی میباشد. Yan و همکاران (۲۰۰۶) با بررسی انباشتگی سرب در بخش های مختلف گونه valisnerria spinulosa و Leung در سال ۲۰۰۲ با مطالعه اثرات سرب در گونه pinus radiate نتایج مشابهی را گزارش کردند.

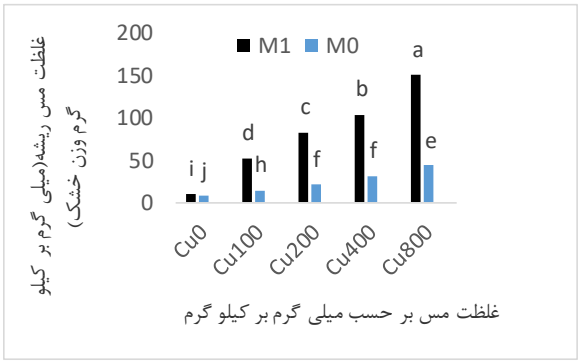
اثرات اصلی سطوح مس و میکوریز و نیز اثرات متقابل آنها بر غلظت مس ریشه در سطح یک درصد معنی دار شد. نتایج مقایسه میانگین نشان دادکه غلظت مس در ریشه گیاهان تیمار شده با قارچ میکوریز نسبت به گیاهان بدون تلقیح در سطح بالاتری قرار داشت. همچنین با افزایش سطوح مس، غلظت مس در ریشه گیاهان تلقیح شده و نشده افزایش یافت.کمترین مقدار این صفت درتیمار cu0m0 (۷/۲۳میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک) و بیشترین غلظت مس مربوط به تیمار cu800m1 (۱۵۰/۱۸میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک) مشاهده شد که نسبت به شاهد ۹۵درصد افزایش داشت (شکل ۵). برخی تحقیقات نشان داده که میزان فلزاتی مانند کادمیم،کروم و سرب در ریشه گیاهان بیشتر از اندام هوایی است (Bennett و همکاران،۲۰۰۰).



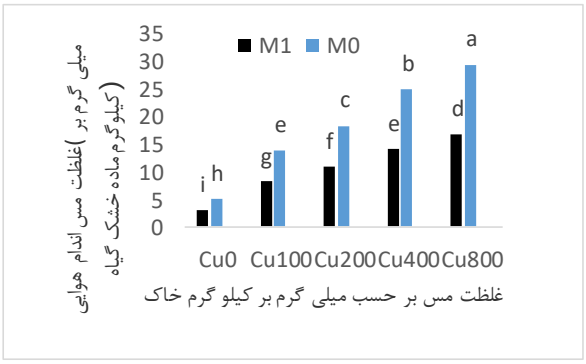
شکل ۱ نمودارتاثیرسطوح مختلف مس و میکوریز بر وزن خشک اندام هوایی



شکل۲نمودارتاثیر سطوح مختلف مس و میکوریز بر وزن خشک ریشه



شکل۵ نمودارتاثیر سطوح مختلف مس و میکوریز بر غلظت مس ریشه



شکل ۴ تاثیر سطوح مختلف مس و میکوریز برغلظت مس دراندام هوایی

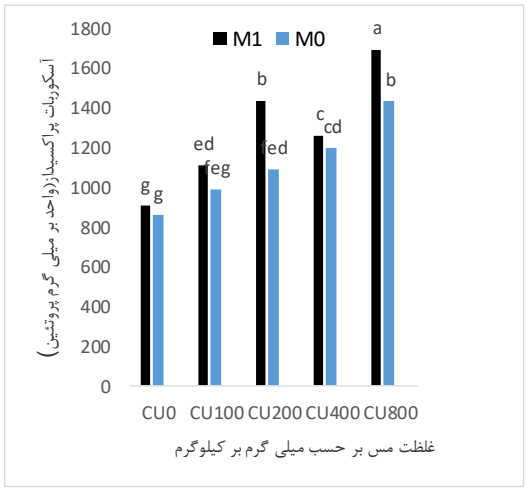
اثرات اصلی سطوح مس و میکوریز بر درصد کلنیزاسیون ریشه در سطح یک درصد و اثر متقابل آنها در پنج درصد معنی دار شد. با توجه به نتایج مقایسه میانگین، بیشترین درصد کلنیزاسیون مربوط به تیمار Cu0M1(۹۳/۰۵درصد) و کمترین مقدار این صفت در تیمار Cu800M1 (۶۸/۰۵درصد) مشاهده شد.نتایج نشان داد که با افزایش سطوح مس،درصد کلنیزاسیون به طور معنی داری کاهش یافت(شکل۶). ضمنا هیچ‌گونه آثار همزیستی میکوریز در ریشه گیاهان بدون تلقیح مشاهده نشد. طبق پژوهش‌های انجام شده، عنصر مس حتی در غلظت‌های پایین برای اکثر قارچ‌ها سمی است و تاثیر سمیت مس و اثر بازدارندگی آن بر توسعه برون ریشه‌ای هیف قارچ موجب کاهش فعالیت های متابولیکی شده و بر درصد همزیستی میکوریزی تاثیر منفی دارد (Baldrian، ۲۰۰۳).



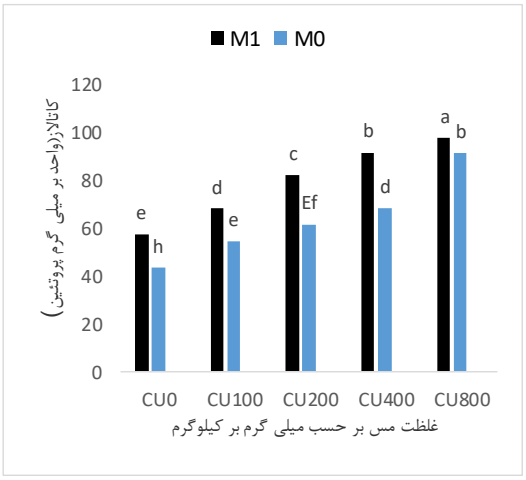
شکل۳ - نمودار تاثیر سطوح مختلف مس بر درصدکلنیزاسیون میکوریزی

اثرات اصلی سطوح مس و میکوریز و اثرات متقابل آنها بر فعالیت آنزیم کاتالاز در سطح یک درصد معنی دار شد. کمترین مقدار فعالیت این آنزیم مربوط به تیمار cu0M0 (۴۳/۴۱ واحد بر میلی گرم پروتئین) و بیشترین مقدار آن مربوط به تیمار cu800M1(۹۷/۵۷ واحد بر میلی گرم پروتئین) بود (شکل ۶). میکوریز باعث افزایش ۲۱درصدی کاتالاز در گیاهان تلقیح شده با میکوریز نسبت به گیاهان تلقیح نیافته شده است.گیاهان داتوره و گونه‌ای از سلمه توانستند در برابر فلز مس آنزیم های دارای فعالیت آنتی اکسیدانی تولید کنند(Boojar و Goodarzi،۲۰۰۷).

آنزیم آسکوربات پراکسیداز(APX)،اثرات اصلی سطوح مس و میکوریز بر فعالیت آنزیم آسکوربات پراکسیداز در سطح یک درصد معنی دار شد، اما اثرات متقابل آن‌ها معنی‌دار نشد.کمترین مقدار فعالیت این آنزیم مربوط به تیمار cu0M0 (۸۶۱/۶۱ واحدبرمیلی گرم پروتئین) و بیشترین مقدار آن مربوط به تیمار cu800M1 (۱۶۹۴/۶۱ واحد بر میلی گرم پروتئین) است (شکل ۷). همچنین تلقیح گیاه با میکوریز به طور میانگین باعث افزایش ۱۲درصدی آسکوربات پراکسیداز در گیاهان تلقیح شده با میکوریز نسبت به گیاهان تلقیح نیافته شد. پژوهش انجام شده توسط کیم و همکاران بر روی گیاه کاملیا نیز نشان داد که غلظت های بالای مس در این گیاهف باعث افزایش تولید آنزیم سوپراکسید دیسموتاز و پراکسیداز شد (Kim و همکاران،۲۰۰۵).



شکل ۷ نمودار تاثیرسطوح مختلف مس و میکوریز بر آنزیم



شکل ۶ نمودار تاثیر سطوح مختلف مس و میکوریز بر آنزیم کاتالاز

نتیجه گیری

نتایج این پژوهش نشان داد که سطوح مختلف مس باعث کاهش شاخص‌های مورفولوژیکی گیاه شاهدانه از جمله وزن خشک ریشه و اندام هوایی و طول گیاه و افزایش فعالیت آنزیم‌های اکسیداتیو در ساقه می‌گردد. تلقیح گیاهان با میکوریز باعث افزایش ماندگاری مس در ریشه و انتقال کمتر آن به اندام هوایی شد و بدین جهت بود که شاخص های رویشی گیاه در گیاهان تلقیح شده با میکوریز در حضور و عدم حضور مس بیشتر بود.

منابع

رمضانی،م. و ث. قاسمی.۱۳۹۰.بررسی گیاه پالایی سرب در خاک توسط گیاه ذرت(Zea mays L). اولین همایش ملی گیاه پالایی. کرمان.۵صفحه.

Allen, F. M. 1991. The ecology of micorrhizae. London: Cambridge university press 32-40

Baldrian, P. 2003. Interactions of heavy metals with white-rot fungi. Enzyme and Microbial Technology, 32(1), pp.78-91.

Bennett, J.P., Chiriboga, E, Coleman, J. and Waller, D.M., 2000. Heavy metals in wild rice from northern Wisconsin. Science of the Total Environment, 246(2), pp.261-269.

5Boojar, M. M. and F. Goodarzi. 2007. The copper tolerance strategies and the role of antioxidative enzymes in three plant species grown on copper mine. PubMed.

Cakan, H. and C. Karatas. 2006. Interaction between mycorrhizal colonization and plant life forms along the successional gradiental of coastal sand dunes in the eastern Mediterraean. Turkey Ecological Research, 21: 301-310.

El-Tayeb, M. A., A. E. El-Enany and N. L. Ahmed. 2006. Salicylic acid-induced adaptive response to copper stress in sunflower (Helianthus annuus L.). Plant Growth Regulation .50:191-199. 8-Kim, S. H. and I. S. Lee.2005. phytoremediation of Cu-contaminated Soil and Water by commelina comminis. The Korean Journal of ecology.28(1):7-13.

Kim, S. H. and I. S. Lee.2005. phytoremediation of Cu-contaminated Soil and Water by commelina comminis. The Korean Journal of ecology.28(1):7-13.

Molassiotis, A., G. Tanoug and A. Patakas. 2005. Effect of 4-month Fe deficiency exposure on Fe reduction mechanism, photosynthetic gas exchange chlorophyll fluorescene and antioxidant defense in two peach rootstocks differing in Fe deficiency tolerance. Journal Plant Nutrition. 25: 843-860

Turk, M. A., T. A. Assaf, K. M. Hameed and A. M. A1- Tawaha. 2006. Significance of Mycorrhizae. World Journal ofAgricultural science, 2 (l): 16-20.

Yan, X., D. Yu, H. Wang and J. Wang. 2006. Response of submerged plant (Vallisneria spinulosa) clones to lead stress in the heterogenous soil. Chemosphere. 63 : 1459-1465.

16th Iranian Soil Science Congress

University of Zanjan, Iran, August 27-29, 2019

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Impact of mycorrhiza and different levels of copper on some vegetative and biochemical properties of cannabis (cannabis sativa)

Tajrobeh Kar*[1], T., Sarcheshmeh Pour [2], M., Boroumand, N[3], Farahmand ,H[4]

[1] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture Shahid Bahonar University of Kerman, Iran
[2] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture Shahid Bahonar University of Kerman, Iran
[3] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture Shahid Bahonar University of Kerman, Iran
[4] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture Shahid Bahonar University of Kerman, Iran

Abstract

In this research, the effects of mycorrhizal fungi and different levels of copper on some of the cannabis growth and biochemical properties were studied. The experiment was factorial based on a completely randomized design with 5 levels of copper (0, 100, 200, 400, 800 mg / kg soil) and two levels of mycorrhiza (inoculation with mycorrhiza and control without inoculation) with 4 replicates. In the greenhouse of Shahid Bahonar University of Kerman. Finally, after a period of growth of 120 days, some vegetative traits such as dry weight of the shoot increased by 20% compared to non-metizing control, and the lowest of these traits decreased by 66% compared to non-mycorrhizal control, and the percentage of colonization was highest (93.5%) and the lowest (68.5%) were measured. The results showed that the effect of hemp inoculation with mycorrhiza on all traits was significant at 1% level, and high levels of copper reduced all traits. The interaction of copper and mycorrhiza had a significant effect on all traits. The level of mycorrhiza coexistence at high copper levels was reduced by 27% compared to non-copper treatment. The results of this study showed that different levels of copper reduced morphological traits and increased biochemical traits.stract

Keywords: Cannabis, Copper, Phytoremediati

* Corresponding author, Email: Taranetajrobehkar@gmail.com

آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

توزیع مکانی و ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین بر سلامت انسان در خاک‌های مناطق صنعتی اراک

عباس طاعتی*[۱]، محمد حسن صالحی[۲]، جهانگرد محمدی[۳]، رضا مهاجر[۴]

[۱] دانشجوی دکتری مهندسی علوم خاک دانشگاه شهرکرد

[۲] و [۳] استادان گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه شهرکرد

[۴] استادیار گروه کشاورزی دانشگاه پیام نور شهرکرد

چکیده

این مطالعه به منظور توزیع مکانی و ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین بر سلامت انسان در خاک‌های مناطق صنعتی اراک واقع در غرب ایران انجام شد. بدین منظور ۲۳۵ نمونه خاک سطحی از عمق ۵-۰ سانتی‌متری جمع‌آوری شد. غلظت کل سرب و روی نمونه‌های خاک بعد از هضم توسط اسید نیتریک ۴ نرمال توسط دستگاه جذب اتمی تعیین شد. همچنین سطح آلودگی خاک‌های منطقه با استفاده از شاخص‌های آلودگی شامل شاخص زمین انباشتگی و فاکتور غنی‌شدگی محاسبه شد. نتایج نشان داد که توزیع مکانی آلودگی سرب و روی دارای الگوی مشابهی است، به طوری که بیشترین غلظت این عناصر در قسمت جنوب منطقه بود. مقادیر شاخص زمین انباشتگی نشان داد که منطقه مورد مطالعه دارای سطح بدون آلودگی تا آلودگی شدید است و فاکتور غنی‌شدگی در این خاک‌ها نیز نشان داد که منطقه مورد مطالعه دارای غنی‌شدگی کم تا قابل توجه است که منشأ این عناصر عمدتاً فعالیت‌های انسانی در منطقه است.

کلمات کلیدی: شاخص آلودگی، زمین انباشتگی، فاکتور غنی‌شدگی، فعالیت‌های انسانی

مقدمه

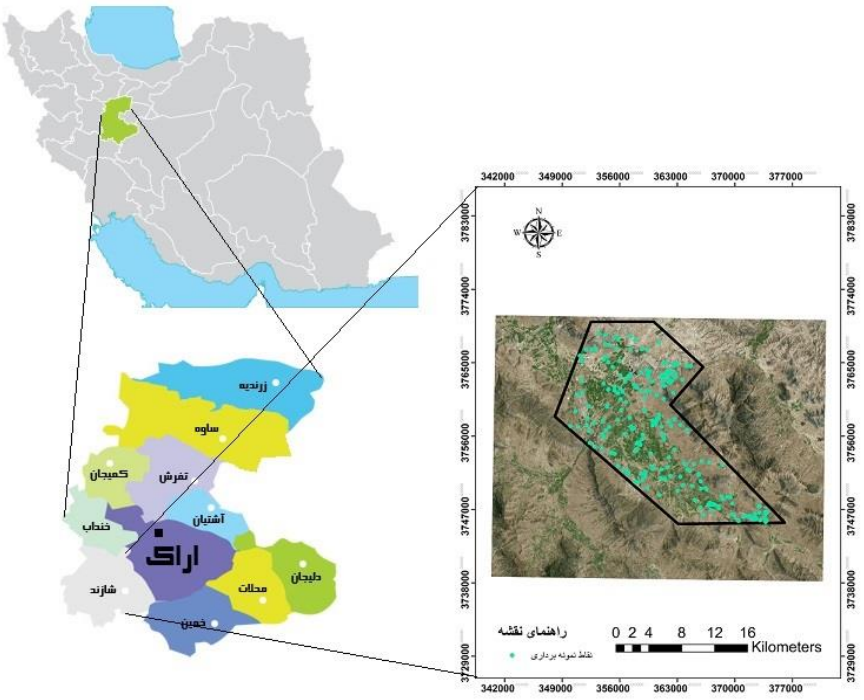
آلودگی خاک با فلزات سنگین به علت صنعتی شدن و گسترش شهرنشینی یکی از مشکلات زیست محیطی عمده در جوامع بشری است و افزایش مقدار این عناصر در خاک به دلیل غیر قابل تجزیه بودن توسط میکروارگانیسم‌های خاک، تجمع زیستی در بافت جانداران، ورود به زنجیره غذایی به یکی از نگرانی‌های بزرگ در سطح جهان تبدیل شده است و در دهه‌های اخیر مورد توجه محققان مختلفی قرار گرفته‌اند (Chen و همکاران، ۲۰۱۶). در میان فلزات سنگین، سرب، کادمیم، نیکل، آرسنیک، کبالت، جیوه، کروم، مس و روی بیشترین اثر سمی و مخرب را بر روی اکوسیستم می‌گذارند (Oves و همکاران، ۲۰۱۲). غلظت‌های بالای فلزات سنگین در خاک اثرات نامطلوبی بر سلامت انسان‌ها دارد زیرا به آسانی می‌تواند از طریق گرد و غبار یا تماس مستقیم به انسان انتقال پیدا کند (Krishna and Mohan, 2016). همچنین از طریق جذب توسط گیاهان مختلف، وارد زنجیره غذایی شده و یا از طریق نوشیدن آب‌های آلوده سلامتی انسان را به مخاطره می‌اندازد. به منظور بررسی آلودگی‌های زیست محیطی ناشی از غلظت فلزات سنگین، شاخص‌های مختلفی همچون فاکتور غنی‌شدگی و شاخص زمین انباشتگی پیشنهاد شده است. Wang و همکاران (۲۰۱۶) با بررسی شاخص‌های آلودگی و پتانسیل خطر زیست محیطی در خاک‌های سطحی اطراف صنعت پتروشیمی در شینجیانگ چین بیان کردند که این خاک‌ها توسط فلزات سنگین آلوده بوده و خطر زیست محیطی بالا را نشان می‌دهند. استان مرکزی علاوه بر موقعیت خاص جغرافیایی، به سبب وجود کارخانه‌های صنعتی از جمله پالایشگاه، پتروشیمی، نیروگاه، آلومینیوم و بسیاری از شرکت‌ها و کارخانه‌های صنعتی و تولیدی، یکی از قطب‌های اصلی صنعتی کشور محسوب می‌شود و به سبب وجود صنایع فوق جزء هشت شهر آلوده کشور می‌باشد. این مطالعه با هدف توزیع مکانی و ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین بر سلامت انسان در خاک‌های مناطق صنعتی اراک انجام شد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه به وسعت ۳۴۰۰۰ هکتار بخشی از اراضی اطراف مجموعه صنایع پالایشگاه امام خمینی (ره)، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی برق و معدن سرب و روی عمارت در منطقه شازند است که در ۲۵ کیلومتری غرب شهرستان اراک واقع شده است. این منطقه در محدوده‌ی طول جغرافیایی ′۲۲ °۴۹ تا ′۳۷ °۴۹ شرقی و عرض جغرافیایی ′۵۰ °۳۳ تا ′۰۳ °۳۴ شمالی قرار دارد. که در سیستم UTM در زون ۳۹ قرار گرفته است. متوسط ارتفاع از سطح دریا ۱۹۰۰ متر و متوسط بارندگی منطقه طبق آمار ایستگاه هواشناسی شازند ۴۲۷ میلی‌متر گزارش شده است. میانگین دمای

* ایمیل نویسنده مسئول: taatyabbas@yahoo.com

سالیانه نیز ۱۲/۱ درجه سانتیگراد است. رژیم رطوبتی منطقه زریک و رژیم حرارتی مزیک است. از نظر پتروگرافی و چینه‌شناسی، رخنمون‌های قابل مشاهده شامل دو نوع سازندهای آذرین و سازندهای رسوبی می‌باشد. در این تحقیق از روش نمونه‌برداری تصادفی طبقه‌بندی شده استفاده شد. در مجموع تعداد ۲۳۵ نمونه خاک سطحی از عمق ۵-۰ سانتی‌متری جمع‌آوری شد. پراکنش نقاط نمونه برداری در شکل ۱ نشان داده شده است نمونه‌های خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هواخشک شده و از الک دو میلی‌تر عبور داده شد و مقدار کل فلزات سنگین به روش هضم با اسید نیتریک ۴ نرمال عصاره‌گیری (Sposito و همکاران، ۱۹۸۲) و مقادیر سرب، کادمیم توسط دستگاه جذب اتمی مدل GBC 932plus قرائت شد. تمامی تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS 22.0 صورت گرفت. برای تهیه نقشه توزیع مکانی فلزات سنگین از روش کریجینگ معمولی در نرم افزار ArcGIS 10.3 استفاده شد.



شکل۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه و پراکنش نقاط نمونه‌برداری

شاخص‌های ارزیابی آلودگی

فاکتور غنی‌شدگی (EF)

این فاکتور به طور گسترده‌ای برای مشخص کردن میزان تأثیر فعالیت‌های انسانی استفاده می‌شود. فاکتور غنی‌شدگی با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$EF = \frac{(Cn/Cref)sample}{(Bn/Bref)background} \quad (1)$$

در این رابطه C_n غلظت عنصر در نمونه مورد مطالعه و C_{ref} غلظت عنصر مرجع در نمونه مورد مطالعه، که معمولاً از آهن و آلومینیوم که کمترین سطح آلودگی انسانی را دارند استفاده می‌شوند. و B_n و B_{ref} به ترتیب غلظت عنصر مورد نظر و مرجع در زمینه (خاک یا پوسته زمین) می‌باشند.EF بیشتر از

۱۰ منشأ عناصر از منابع غیر طبیعی و انسان‌زاد را بیان می‌کند (Wang و همکاران، ۲۰۱۵). پنج گروه آلودگی بر اساس میزان فاکتور غنی‌شدگی بیان شده است. اگر EF<۲ (غنی‌شدن کم)، EF=۲-۵ (غنی‌شدن متوسط)، EF=۵-۲۰ (غنی‌شدن قابل توجه)، EF=۲۰-۴۰ (غنی‌شدن خیلی‌زیاد)، EF>۴۰ (غنی‌شدن فوق العاده زیاد).

شاخص زمین انباشتگی (Igeo)

این شاخص به طور گسترده‌ای برای اندازه‌گیری درجه آلودگی فلزات سنگین در خاک مورد استفاده قرار گرفته است (Yuan و همکاران،۲۰۱۷). این شاخص با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود (Muller, 1969).

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5B_n}\right] \qquad (۲)$$

در این رابطه C_n غلظت اندازه‌گیری شده عنصر در نمونه‌های خاک و B_n غلظت زمینه‌ای ژئوشیمیایی همان عنصر می‌باشد. به منظور تصحیح و کاستن اثرات مواد مادری خاک و نوسانات طبیعی و هم‌چنین برای تعیین اثرات انسان‌زاد بسیار کوچک، از ضریب ۱/۵ در معادله استفاده می‌شود. طبقه‌بندی مقادیر شاخص زمین انباشتگی در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- طبقات آلودگی بر اساس شاخص زمین انباشتگی

کلاس	مقدار	درجه آلودگی
۰	Igeo<۰	غیر آلوده
۱	۱-۰	غیر آلوده تا آلودگی متوسط
۲	۲-۱	آلودگی متوسط
۳	۳-۲	آلودگی متوسط تا شدید
۴	۴-۳	آلودگی شدید
۵	۵-۴	آلودگی شدید تا خیلی شدید
۶	Igeo >۵	آلودگی خیلی شدید

در این مطالعه به دلیل عدم ارائه مقدار زمینه عناصر در منطقه مورد مطالعه و حتی در کشور، از مقادیر متوسط پوسته زمین استفاده شد (Rodríguez و همکاران، ۲۰۰۹).

نتایج و بحث

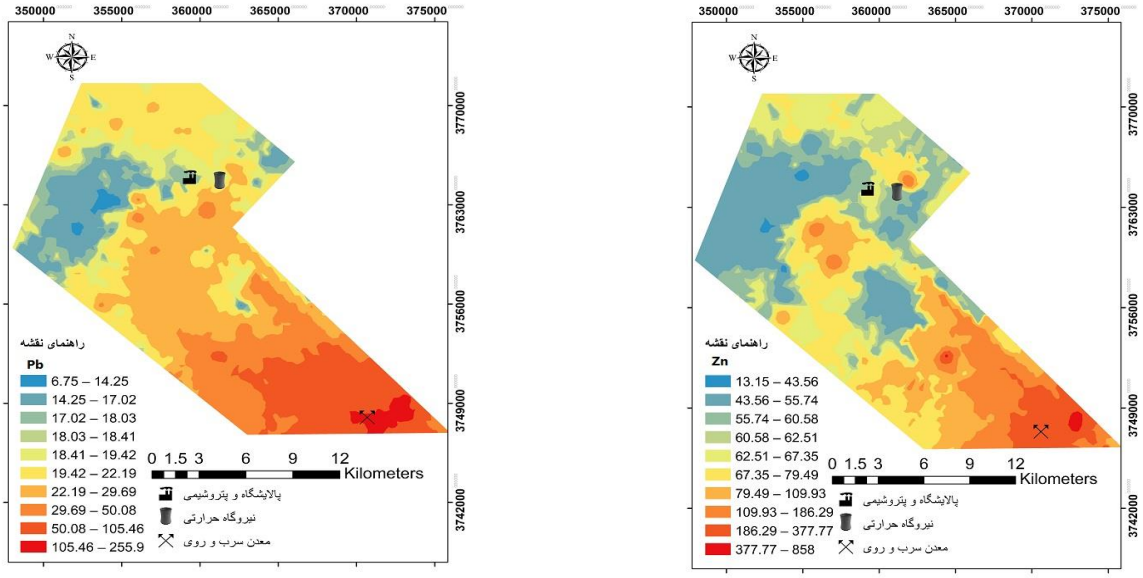
غلظت سرب و روی همراه با استاندارد کشور سوئد و متوسط پوسته زمین در جدول ۲ آمده است. با توجه به این‌که کشور سوئد استانداردهای سخت‌گیرانه‌تری برای غلظت فلزات سنگین نسبت به سایر کشورها دارد در این مطالعه از این استاندارد استفاده شد. غلظت سرب و روی به ترتیب ۶/۷۵ تا ۲۵۵/۹و ۱۳/۱۵ تا ۸۵۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. با مقایسه میانگین غلظت کل فلزات با استاندارد کشور سوئد مشاهده می‌شود که غلظت سرب و روی کمتر از استاندارد این کشور و بیشتر از پوسته زمین می‌باشد. درصد ضریب تغییرات عناصر سرب و روی به ترتیب ۱۱۲/۱۹ و ۱۲۵/۶ است.

جدول۲- خلاصه آماری غلظت کل فلزات سنگین منطقه مورد مطالعه، استاندارد سوئد و متوسط پوسته زمین (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

	Pb	Zn
حداقل	۶/۷۵	۱۳/۱۵
حداکثر	۲۵۵/۹	۸۵۸
میانگین	۳۷/۳۳	۱۰۳/۰۱
انحراف معیار	۴۱/۸۹	۱۲۹/۳۸
درصد ضریب تغییرات	۱۱۲/۱۹	۱۲۵/۶
استاندارد سوئد	۸۰	۳۵۰
متوسط پوسته زمین	۲۰	۹۵

نقشه توزیع مکانی فلزات سنگین

نقشه توزیع مکانی غلظت فلزات سنگین به منظور تشخیص منابع احتمالی آلاینده‌ها و مشخص کردن مناطق بالای غلظت بالای فلزات سنگین مفید می‌باشد (Martín و همکاران، ۲۰۰۶). با توجه به شکل ۲، نقشه توزیع مکانی عناصر سرب و روی از الگوی مشابهی پیروی می‌کنند. Zhang و همکاران (۲۰۱۶) بیان کردند عناصری که الگوی تغییرات مکانی مشابهی را نشان می‌دهند، به احتمال زیاد دارای منشأ یکسانی هستند. الگوی توزیع مکانی سرب و روی از قسمت جنوب (معدن سرب و روی) به سمت مرکز منطقه (پالایشگاه و نیروگاه) کاهش می‌یابد. بیشترین غلظت سرب و روی با مقدار ۲۵۵/۹ و ۸۵۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم در قسمت جنوبی منطقه، جایی که بیشترین فعالیت معدن است مشاهده می‌شود که در مقایسه با استاندارد کشور سوئد به ترتیب ۳/۲ و ۲/۵ برابر بیشتر است که این امر از لحاظ سلامتی برای افراد ساکن در منطقه خطرناک می‌باشد. Hu و همکاران (۲۰۱۸) نیز با ارزیابی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی اطراف معدن سرب و روی دکسینگ چین بیشترین غلظت سرب و روی را در اطراف معدن مشاهده کردند.



شکل۲. نقشه توزیع مکانی فلزات سنگین مورد مطالعه

مقادیر فاکتور غنی‌شدگی و شاخص زمین انباشتگی فلزات سرب و روی در جدول ۳ نشان داده شده است. شاخص زمین انباشتگی برای عنصر سرب نشان دهنده این است که منطقه مورد مطالعه در محدوده بدون آلودگی تا آلودگی شدید (۱۵/۲- تا ۳/۱) و برای روی در محدوده بدون آلودگی تا آلودگی متوسط تا شدید (۰/۹۷- و ۲/۵۹) تغییر می‌کند. فاکتور غنی‌شدگی نیز برای عنصر سرب بین ۴/۶۹ تا ۹/۹۷ و برای روی بین ۰/۱۷ تا ۷/۰۴ تغییر می‌کند. بر اساس طبقه‌بندی Wang و همکاران (۲۰۱۵) خاک‌های منطقه مورد مطالعه دارای غنی‌شدگی کم تا قابل توجه می‌باشند. EF نزدیک به ۱ نشان می‌دهد که عناصر از منابع طبیعی منشأ گرفته‌اند. در حالیکه EF بین ۱ تا ۱۰ منشأ عناصر از منابع طبیعی و تا حدودی منابع انسان‌زاد و EF بیشتر از ۱۰ منشأ عناصر از منابع غیر طبیعی و انسان‌زاد را بیان می‌کند (Wang و همکاران، ۲۰۱۵). بر این اساس با توجه به اینکه میانگین فاکتور غنی‌شدگی عناصر سرب و روی بیشتر از یک می‌باشد می توان بیان کرد منشأ عناصر مورد مطالعه از منابع طبیعی (مواد مادری) و غالباً انسانی (معدن کاری در قسمت جنوب و فعالیت‌های صنعتی (پالایشگاه، پتروشیمی و نیروگاه در قسمت مرکزی منطقه است). Nekoeinia و همکاران (۲۰۱۶) با بررسی شاخص آلودگی زمین انباشتگی فلزات سنگین (مس، روی، سرب، کادمیم و نیکل) خاک‌های کشاورزی اطراف معدن سرب و روی ایرانکوه اصفهان بیان کردند که خاک‌های مورد مطالعه دارای آلودگی متوسط تا زیاد بودند.

جدول۳- مقادیر شاخص زمین انباشتگی و فاکتور غنی‌شدگی

شاخص	مقادیر	سرب	روی
Igeo	میانگین	-۰/۱۶	-۰/۹۷
	حداقل	-۲/۱۵	-۳/۴۴
	حداکثر	۳/۱۰	۲/۵۹
EF	میانگین	۱/۸۱	۱/۱۵
	حداقل	۴/۶۹	۰/۱۷
	حداکثر	۹/۹۷	۷/۰۴

نتیجه‌گیری

ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های مناطق صنعتی اراک نشان داد در خاک‌های این منطقه، غلظت سرب و روی کمتر از استاندارد سوئد و بیشتر از پوسته زمین است. الگوی توزیع مکانی سرب و روی نیز از قسمت جنوب (معدن سرب و روی) به سمت مرکز منطقه (پالایشگاه و نیروگاه) کاهش می‌یابد. مقادیر شاخص زمین انباشتگی نشان داد که منطقه مورد مطالعه دارای سطح بدون آلودگی تا آلودگی شدید است و میانگین فاکتور غنی‌شدگی در این خاک‌ها نشان داد که منشأ این عناصر عمدتاً فعالیت‌های انسانی در منطقه است. با توجه به غنی‌شدگی قابل توجه سرب و ورود آن از طریق زنجیره‌غذایی یا تنفس غبارات حاوی این عنصر به سیستم متابولیسمی انسان، در نتیجه آسیب به سیستم ایمنی، عصبی و گردش خون، پایش منظم ارزیابی آلودگی سایر فلزات در خاک منطقه به منظور کنترل انتشارات منابع آلاینده ضروری است. بنابر این پیشنهاد می‌شود در مطالعات آتی ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در غبار و گیاهان موجود در منطقه، همچنین ارزیابی خطرات بهداشتی انسانی فلزات، و استفاده از شاخص‌های دیگر آلودگی انجام شود.

منابع

Chen, H., Teng, Y., Lu, S., Wang, Y., Wu, J. and Wang, J. 2016. Source apportionment and health risk assessment of trace metals in surface soils of Beijing metropolitan, China. Chemosphere 144, 1002-1011.

Hu, J., Lin, B., Yuan, M., Lao, Z., Wu, K., Zeng, Y., Liang, Z., Li, H., Li, Y., Zhu, D. and Liu, J. 2018. Trace metal pollution and ecological risk assessment in agricultural soil in Dexing Pb/Zn mining area, China. Environmental geochemistry and health. 41, 967-980.

Krishna, A.K. and Mohan, K.R.. 2016. Distribution, correlation, ecological and health risk assessment of heavy metal contamination in surface soils around an industrial area, Hyderabad, India. Environmental Earth Sciences. 75, 1-17.

Martín, J.A.R., Arias, M.L. and Corbí, J.M.G., 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.

Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. GeoJournal, 2, 108–118.

Nekoeinia, M., Mohajer, R., Salehi, M.H. and Moradlou O. 2016. Multivariate statistical approach to identify metal contamination sources in agricultural soils around Pb–Zn mining area, Isfahan province, Iran. Environmental Earth Sciences. 75, 1-10.

Oves, M., Khan, M.S., Zaidi, A. and Ahmad E. 2012. Soil contamination, nutritive value, and human health risk assessment of heavy metals: an overview. 1-27.

Rodríguez, L., Ruiz, E., Alonso-Azcárate, J. and Rincón J. 2009. Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb–Zn mine in Spain. Journal of Environmental Management. 90, 1106-1116.

Sposito, G., Land, L.J., and Chang A.C. 1982. Trace metal chemistry in aird-zone field soils amended with sewage sludge: I .Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. Soil Science Society of American Journal, 46: 260-264.

Wang, R., Zou, X., Cheng, H., Wu, X., Zhang, C. and Kang L. 2015. Spatial distribution and source apportionment of atmospheric dust fall at Beijing during spring of 2008–2009. Environmental Science and Pollution Research. 22, 3547-3557.

Wang, W., Lai, Y., Ma, Y., Liu, Z., Wang, S. and Hong C. 2016. Heavy metal contamination of urban topsoil in a petrochemical industrial city in Xinjiang, China. Journal of Arid Land. 8, 871-880.

Yuan, Z., Yao, J., Wang, F., Guo, Z., Dong, Z., Chen, F., Hu, Y. and Sunahara G. 2017. Potentially toxic trace element contamination, sources, and pollution assessment in farmlands, Bijie City, southwestern China. Environmental Monitoring and Assessment. 189, 1-125.

Zhang, J., Wang, Y., Liu, J., Liu, Q. and Zhou Q. 2016. Multivariate and geostatistical analyses of the sources and spatial distribution of heavy metals in agricultural soil in Gongzhuling, Northeast China. Journal of Soils and Sediments. 16, 634-644.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Spatial Distribution and assessment of Heavy Metals Contamination on Human Health in Soils of Arak Industrial areas

Taati*[1], A., Salehi[2], M.H., Mohammadi, J.[3] Mohajer, R[3]

[1] PhD Student, Department of Soil Science Engineering, University of Shahrekord, Iran

[2, 3] Professor, Department of Soil Science Engineering, University of Shahrekord, Iran

[4] Assistant Department of Agriculture, Payame Noor University, Shahrekord, Iran

Abstract

This study was conducted to assess the spatial distribution and assessment of heavy metal contamination on human health in the soils of industrial areas of Arak, western Iran. For this purpose, 235 soil samples from a depth of 0-5 cm were collected. The concentration of total lead and zinc in soil samples were determined by an atomic absorption spectrometer following the digestion with 4 N nitric acid solution. The degree of Soil contaminationl was calculated using pollution indices including geo-accumulation index and enrichment factor. The results showed that spatial distribution of Pb and Zn contamination was similar, with the highest concentrations of these elements in the south of the region.The values of geo-accumulation index showed that the study area had a level of unpolluted to highly polluted, and the enrichment factor in these soils showed that the study area had minimal to significant enrichment that the source of these elements was mainly Human activities are in the region.

Keywords: Pollution Index, geo-accumulation, enrichment factor, Human activities

* Corresponding author, Email: taatyabbas@yahoo.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

ارزیابی غلظت عنصر سرب در رسوب‌های رودخانه‌ی زنجانرود

بهناز پرداختی[۱*]، عباسعلی زمانی[۲]، عبدالحسین پری‌زنگنه[۳]، بهنام پرداختی[۴]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم علوم محیط‌زیست دانشکده علوم، دانشگاه زنجان

[۲] دانشیار گروه علوم محیط زیست دانشکده علوم، دانشگاه زنجان

[۳] استاد گروه علوم محیط زیست دانشکده علوم، دانشگاه زنجان

[۴] دانشجوی دکترای زمین شناسی زیست‌محیطی، دانشگاه ارومیه

چکیده

آلودگی ناشی از فعالیت‌های انسانی سبب افزایش غلظت فلزهای سنگین در محیط رودخانه‌ها می‌شود، بنابراین بررسی رسوب‌های رودخانه‌ها به عنوان اصلی‌ترین جاذب آلاینده‌های فلزی دارای اهمیت بسیاری است. رودخانه‌ی زنجانرود یکی از رودخانه‌های طویل و مهم در استان زنجان است که از حاشیه‌ی جنوب شهر زنجان عبور می‌کند. مطالعه‌ی حاضر با هدف بررسی غلظت آلودگی عنصر سرب در رسوب‌های رودخانه‌ی زنجانرود پایه‌گذاری شده است. جهت انجام این مطالعه نمونه‌بردرای از رسوب‌های رودخانه در ۱۶ ایستگاه انجام گرفت. غلظت فلز سرب در نمونه‌های رسوب بدست آمده پس از هضم به روش چهار اسیدی با استفاده از دستگاه پلاسمای جفت شده القایی- اسپکتروسکوپی نشر نوری اندازه‌گیری شد. نتایج به دست آمده نشان از افزایش میزان غلظت عنصر سرب در رسوب‌های جنوب شهر زنجان، پایین دست شرکت ملی سرب‌و روی ایران (بیش‌ترین غلظت)، پایین دست شرکت آرمان روی و رسوب‌های پس از تلاقی آبراهه‌های شهرک تخصصی روی به رودخانه‌ی زنجانرود است. پس از اندازه‌گیری و ترسیم نقشه‌پهنه‌بندی پراکندگی فلز سرب در رسوب‌های مورد مطالعه در مسیر رودخانه، می‌توان گفت که بیش‌ترین مقدار این فلز در ناحیه‌ی بین ایستگاه کوشکن تا نزدیکی نیک‌پی قرار دارد.

کلمات کلیدی: فلزهای سنگین، پهنه‌بندی، اکوسیستم‌های آبی، آلودگی

مقدمه

غلظت فلزهای سنگین در رسوب‌ها به عملکرد اکوسیستم‌های آبی وابسته بوده و تغییر غلظت فلزها در رسوب‌ها کوچک‌تر از آب است. بر همین اساس عمده تحقیق‌های صورت گرفته برای ارزیابی فلزهای سنگین در فاز رسوبی است. فلزها پس از ورود به محیط آبی از طریق فرآیندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در رسوب‌ها نهشته می‌شوند (Unlu و همکاران ۲۰۰۸). فلزهای سنگین به طور عمده از طریق منابع طبیعی هم‌چون هوازدگی و فرسایش و منابع انسانی از جمله فعالیت‌های شهری، صنعتی، کشاورزی، رواناب زمینی و دفع فاضلاب وارد اکوسیستم آبی می‌شوند (Cevik و همکاران ۲۰۰۹). رسوب‌های رودخانه مخزنی برای تجمع عنصرهای سمی به شمار می‌روند به گونه‌ای که این عنصرها با ذخیره در رسوب‌ها به زنجیره‌ی غذایی راه می‌یابند (Khosravi و همکاران ۲۰۱۱). اگر فلزهای سنگین وارد زنجیره‌ی غذایی انسان شوند می‌توانند سلامت عمومی را به خطر بیندازند (Shrivastava و همکاران ۲۰۰۳). سرب به عنوان یکی از فلزهای خطرناک شناخته شده برای گیاهان، حیوان‌ها و انسان‌ها است (Li و همکاران ۲۰۰۴). این عنصر با تحت تاثیر قرار دادن سیستم خونی و کلیوی، سبب ناهنجاری‌های متابولیکی و نقایص عصبی- فیزیکی در کودکان می‌شود. هم‌چنین، گزارش شده است که چنان‌چه مقدارهای زیادی از فلزهای سنگین از جمله سرب وارد بدن مادران باردار شود، تولد نوزادان نارس و عقب ماندگی ذهنی شدید نوزادان افزایش چشم‌گیری خواهد داشت (Zagrodzki و همکاران ۲۰۰۳). از این رو در این مقاله به بررسی غلظت عنصر سرب در رسوب‌های رودخانه‌ی زنجانرود پرداخته شده است.

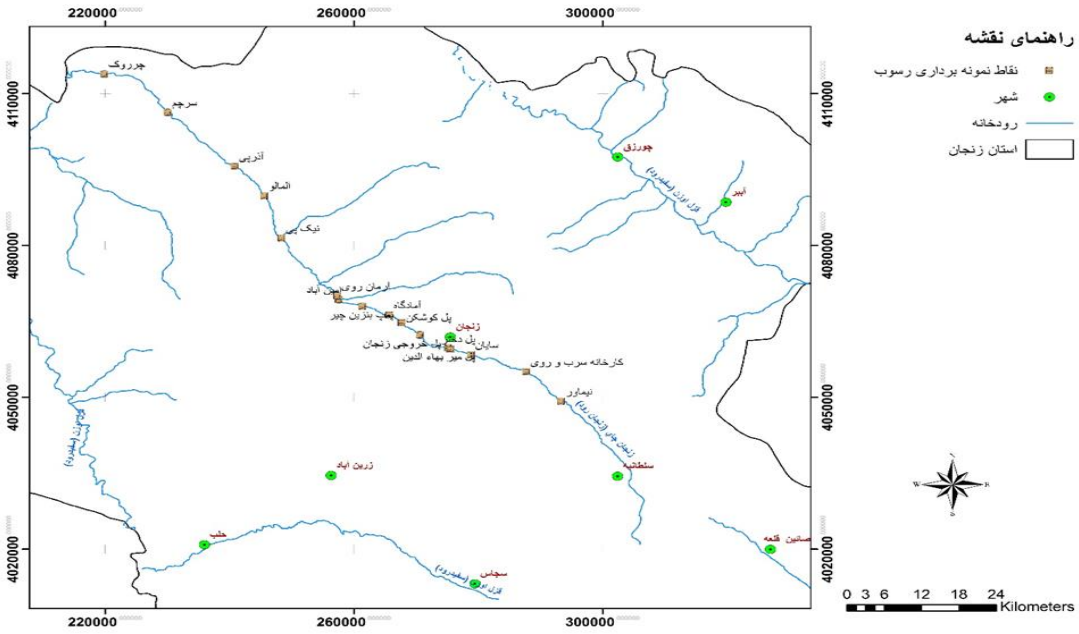
* ایمیل نویسنده مسئول behnaz1pardakhti@gmail.com

منطقه مورد مطالعه

زنجانرود در آبرفت‌های دشت زنجان، در حد فاصل بین کوه‌های طارم در شمال و کوه‌های سلطانیه در جنوب واقع شده است و از جنوب شرق به طرف شمال غرب، جریان دارد. این رودخانه در تأمین آب مصرفی باغ‌ها و روستاهای اطراف بسیار با اهمیت است. روزانه بیش از ۸۱۱۹۱ متر مکعب فاضلاب، وارد رودخانه‌ی زنجانرود می‌شود که شامل پساب کارخانه‌های سرب و روی، پارس سوئیچ و ایران ترانسفو، کشتارگاه زنجان، واحدهای صنعتی مستقر در شهرک صنعتی شماره یک زنجان و هم‌چنین فاضلاب‌های خانگی و شهری شهرهای زنجان، سلطانیه، روستاهای اطراف در حاشیه اصلی رودخانه است. این رودخانه عاملی جهت ایجاد اراضی کشاورزی متعدد، تمرکز مرکزهای شهری و روستایی و هم‌چنین مرکزهای صنعتی مختلف در منطقه شده است و تأثیر به سزایی در اقتصاد منطقه دارد (شاهمرادی، ۱۳۹۲). بیش‌ترین ارتفاع حوضه آبریز این رودخانه ۳۲۰۰ متر و کمینه آن ۱۱۳۰ متر از سطح دریا است (عینلو و همکاران، ۱۳۹۵).

مواد و روش‌ها

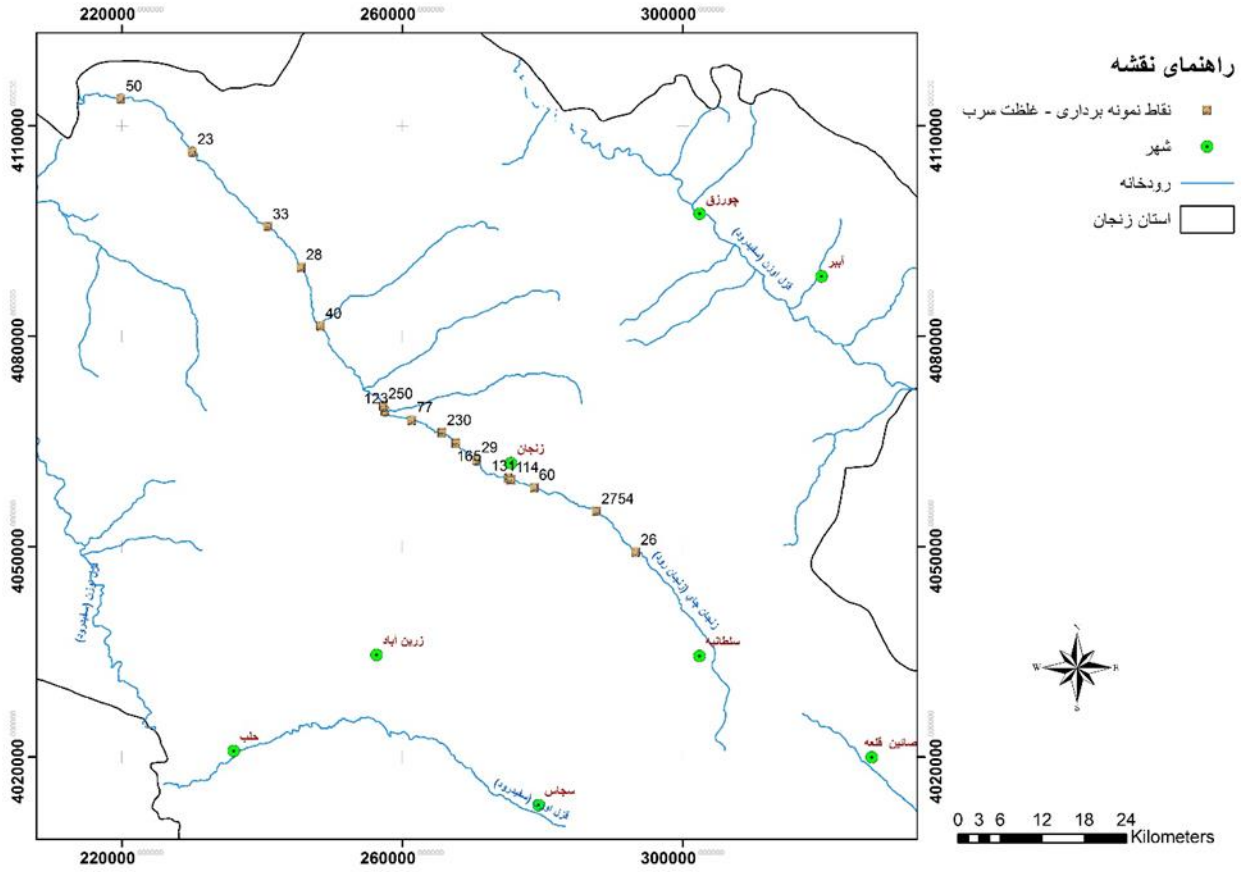
از کل مسیر رودخانه‌ی زنجانرود ۱۶ نمونه مرکب اخذ گردید. نمونه‌برداری از ۵ سانتی‌متر فوقانی رسوب‌های دست نخورده ترسیب شده به صورت مرکب (۵ نمونه در هر ایستگاه برداشت و پس از مخلوط نمودن نمونه‌ها یک نمونه یک کیلوگرمی به عنوان نمونه مرکب برای هر ایستگاه) برداشت شد. در نقشه‌ی ۱ مختصه‌های جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در کار حاضر نشان داده شده است. سپس نمونه‌ها به آزمایشگاه اداره‌کل حفاظت محیط زیست و زرآزما منتقل و پس از هوا خشک نمودن و الک‌گیری (مش ۲۰۰ میکرون)، آماده فرآیند هضم گردید. از هر نمونه ۱ گرم توزین و سپس با روش چهار اسید نمونه‌ها هضم گردیدند. پس از این مرحله محلول‌های حاصل از هضم نمونه را به حجم ۱۰۰ سی سی رسانده و سپس توسط دستگاه ICP-OES غلظت سرب موجود در رسوب‌ها سنجش و خوانده شد. نتایج به دست آمده از این آزمایش پس از اعمال محاسبه‌های مربوطه با واحد میلی‌گرم بر کیلوگرم بیان گردید. سپس داده‌ها وارد محیط ARCmap 10.5 گردیده و نقشه پهنه‌بندی غلظت عنصر سرب در رسوب‌های رودخانه‌ی زنجانرود در راستای رودخانه از اراضی روستای نیماور تا روستای چروک ترسیم شد.



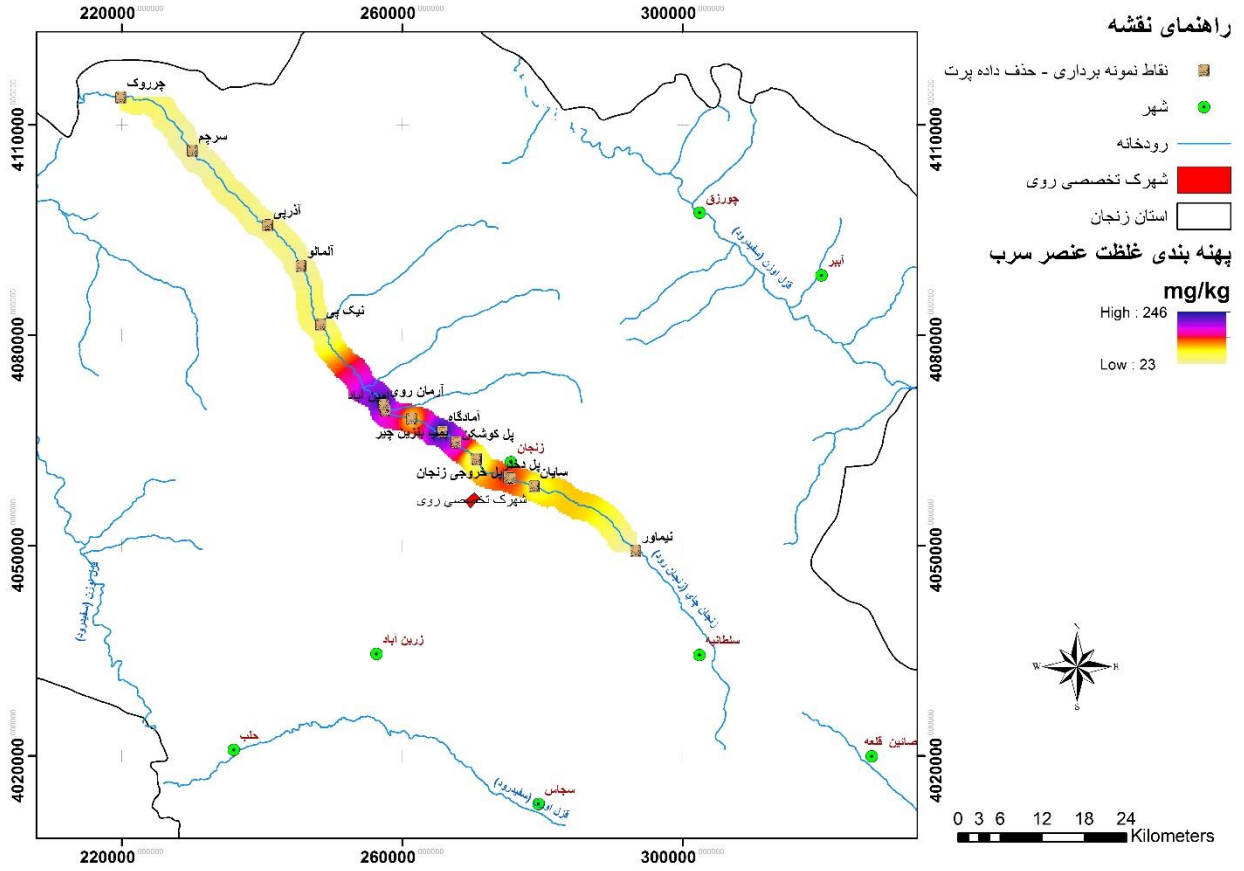
شکل ۱- موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه برداری از رسوب‌های زنجانرود

نتایج و بحث

در شکل ۲ مقدار اندازه‌گیری شده سرب برحسب میلی‌گرم بر گیلوگرم رسوب در ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان داده شده است. در ایستگاه روبه‌روی شرکت ملی سرب و روی بیش‌ترین مقدار فلز سرب (۲۷۵۴ میلی‌گرم سرب بر کیلوگرم رسوب) اندازه گیری شد. جهت مطالعه‌ی پراکندگی توزیع فلزهای سنگین در منطقه‌ی مورد مطالعه در گام نخست با توجه به این‌که در ایستگاه کارخانه سرب و روی عنصر سرب بیش‌ترین مقدار فلز سرب اندازه‌گیری شده در ترسیم نقشه پهنه‌بندی غلظت عنصر سرب از این داده استفاده نشد تا تخمین‌بهتر و صحی‌تری بین ایستگاه‌های مورد مطالعه انجام شود (شکل۳).



شکل ۲- مقدار غلظت سرب در رسوب‌های نمونه‌برداری شده برحسب میلی‌گرم بر گیلوگرم



شکل۳- پهنه‌بندی غلظت عنصر سرب در رسوبات رودخانه زنجانرود بدون در نظر گرفتن ایستگاه شرکت ملی سرب و روی ایران

نتیجه‌گیری

نتایج به دست آمده در کار حاضر نشان از افزایش میزان غلظت عنصر سرب در رسوب‌های جنوب شهر زنجان، پایین دست شرکت ملی سرب‌و روی ایران (بیش‌ترین غلظت)، پایین دست شرکت آرمان روی و رسوبات پس از تلاقی آبراهه‌های شهرک تخصصی روی به رودخانه زنجانرود است. ایستگاه روبه‌روی کارخانه سرب‌و روی ایران نسبت به سایر نمونه‌ها آلوده ترین نمونه اخذ شده در این مطالعه شناخته شد. دلیل بیش‌تر بودن عنصر سرب در برخی ایستگاه‌ها را در وهله اول عدم توجه واحدهای استحصال سرب و روی به مقررات محیط‌زیستی و در وهله دوم آلودگی رودخانه به فاضلاب شهری عنوان نمود.

منابع

شاهمرادی، ب. ۱۳۹۳، بررسی غلظت فلزات سنگین در آب و رسوبات سطحی رودخانه ی زنجانرود(بین دو سرشاخهی ذاکر و سهرین، استان زنجان، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی شاهرود.

عینلو، ف. معافی رابری، ع. ملکیان، ا. قضاوی، ر. محسنی ساروی، م. ۱۳۹۵، بررسی کیفیت آب زیرزمینی دشت زنجان از نظر استانداردهای شرب، با استفاده از رویکرد زمین آمار، مجله جغرافیا و برنامه ریزی محیطی، ۶۲ (۲)، ۱-۱۶.

Çevik, F., Göksu, M. Z. L., Derici, O. B., & Fındık, Ö. 2009. An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. Environmental Monitoring and Assessment, 152, 309–317.

Khosravi, M., Bahramifar, N. and Ghasempouri, M., 2011. Survey of heavy metals (Cd, Pb, Hg, Zn and Cu) contamination in sediment of three sites Anzali Wetland. Iranian Journal of Health and Environment, 4, 223-232.

Li, X., Lee, S.L., Wong, S.C., Shi, W. and Thornton, I., 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. Environmental Pollution, 129, 113-124.

Shrivastava, P., Saxena, A. and Swarup, A., 2003. Heavy metal pollution in a sewage fed lake of Bhopal,(MP) India. Lakes & Reservoirs: Research & Management, 8, 1-4.

Unlu. S., Topcuoglu. S., Alpar.B., Kirbasoglu.C., Yilmaz.Y.Z., 2008, Heavy metal pollution in surface sediment and mussel samples in the Gulf of Gemlik, Environmental Monitoring and Assessment, 144, 169–178.

Zagrodzki, P., Zamorska, L. and Borowski, P., 2003. Metal (Cu, Zn, Fe, Pb) concentrations in human placentas. Central European Hournal of Public Health, 11, 187-191.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Evaluation of lead concentration in sediments of Zanjanrood River

Pardakhti, B., [*1] Zamani, A.,[2] Parizanganeh, A.A.,[4] Pardakhti, B.[3]

[1] M. Sc. Student, Department of Environmental Science, Faculty of Science, University of Zanjan, Iran
[2] Associate Prof., Department of Environmental Science, Faculty of Science, University of Zanjan, Iran
[3] Prof., Department of Environmental Science, Faculty of Science, University of Zanjan, Iran
[4] PhD Student, Department of Environmental Geology, University of Urmia Iran

Abstract

The contamination caused by human activities increases the heavy metals concentration in rivers, so the study of river sediments as the main sorbent of metal contaminants is very important. Zanjanrood River is one of the long and important rivers in Zanjan province that passing in the southern of Zanjan city. The purpose of this study is to the assessment of the concentration of lead in Zanjanrood River sediments. For this study, river sediments were collected at 16 sampling stations. Lead concentration was determined in collected sediments after digestion method of four acids by inductive coupled plasma- optical emission spectroscopy. The results showed an increase in the concentration of lead in southern Zanjan sediments, downstream of the Iranian National Lead and Zinc Company (highest concentration), downstream of Arman Company Zinc and sediments after the confluence of streams of the specialized township to the Zanjanrood River. Consider to assessment and mapping lead concentration can be said that the highest values of this element were placed between Koshkan to near the Nikpay stations.

Keywords: Heavy Metals, Mapping, Water Ecosystems, Pollution

[*] Corresponding author, Email: behnaz1pardakhti@gmail.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

بررسی تاثیر بیوسورفاکتانت باکتریایی بر فراهمی کادمیم در یک خاک آهکی

سحر عرب تیموری[۱*]، اکرم حلاج نیا[۲]، امیر لکزیان[۳]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی

[۲] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی

[۳] استاد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی

چکیده

اغلب سورفاکتانت‌های تولید شده در حال حاضر از لحاظ شیمیایی از نفت استخراج می‌شوند. در سال‌های اخیر، این موضوع موجب شده است که محققان به دنبال تولید و استفاده از سورفاکتانت‌هایی باشند که در محیط‌زیست سازگارترند مانند آن‌هایی که از طریق تولید میکروبی به دست می‌آیند و به عنوان بیوسورفاکتانت شناخته شده است. در این پژوهش تاثیر دو نوع بیوسورفاکتانت باکتریایی بر فراهمی کادمیم دریک خاک آلوده بررسی گردید. آزمایش در قالب طرح کاملا تصادفی با آرایش فاکتوریل و با دو تکرار در شرایط آزمایشگاه انجام شد. تیمارهای آزمایش شامل دو نوع بیوسورفاکتانت و پنج سطح غلظت بیوسورفاکتانت (۰،۲۵،۵۰،۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) بود. نتایج نشان داد که اثر نوع بیوسورفاکتانت و غلظت آن بر فراهمی کادمیوم در سطح یک درصد معنی‌دار بود. با افزایش غلظت بیوسورفاکتانت تولید شده بوسیله باسیلوس سابتیلس تا ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و بیوسورفاکتانت تولید شده بوسیله سودوموناس پوتیدا تا غلظت ۵۰ میلی‌گرم در لیتر میزان فراهمی در مقایسه با تیمار شاهد افزایش یافت. بیوسورفاکتانت استخراج شده از باکتری باسیلوس سابتیلس در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر موجب افزایش ۷۶/۴ درصدی کادمیوم محلول در مقایسه با بیوسورفاکتانت استخراج شده از سودوموناس پوتیدا در همین غلظت شد.

کلمات کلیدی: باسیلوس سابتیلس، سودوموناس پوتیدا، آلودگی خاک

مقدمه

آلودگی محیط‌زیست ناشی از فعالیت‌های صنعتی مختلف در دهه‌های اخیر توجه زیادی را به خود جلب کرده است. مشکل اصلی مربوط به فلزات سنگین آن است که این آلاینده‌های غیر آلی برخلاف آلاینده‌های آلی تجزیه‌پذیر نیستند و این واقعیت، فلزات سنگین را به یکی از خطرناک‌ترین گروه آلاینده‌های محیطی مبدل ساخته است. یکی از خطرناک‌ترین آلاینده‌های خاک کادمیم (Cd) است که اثرات سوء آن بر گیاه شامل جلوگیری از رشد ریشه و اندام هوایی گیاه، کاهش شدید عملکرد محصول، تأثیر بر جذب عناصر غذایی و تعادل زیستی می‌باشد. به علاوه، این فلز با تجمع در محصولات زراعی مهم و متعاقباً ورود به زنجیره‌های غذایی، معضلات بسیار جدی را برای سلامت و بهداشت انسان‌ها و حیوانات ایجاد می‌کند (Majer و همکاران، ۲۰۰۲). اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با استفاده از تکنیک‌های شیمیایی، فیزیکی و یا زیستی صورت می‌پذیرد.

استفاده از میکروارگانیسم‌ها و گیاهان یک راه‌حل ممکن برای رفع آلودگی فلزات سنگین است زیرا دارای فن‌آوری‌های پایدار برای اصلاح و بازگرداندن شرایط طبیعی خاک هستند. زیست پالایی که در آن از میکروب‌ها جهت سمیت زدایی، تجزیه آلاینده‌های زیست‌محیطی و با کمک به افزایش راندمان گیاه‌پالایی استفاده می‌شود گزینه‌ای مناسب برای حذف فلزات سنگین است (Robinson و همکاران، ۱۹۹۷).

از آنجایی که میکروارگانیسم‌ها انواع مختلفی دارند، استراتژی‌هایی برای بقای آن‌ها در زیستگاه‌های آلوده به فلزات سنگین شناخته شده است. میکروارگانیسم‌ها طیف وسیعی از ترکیبات را به نام بیوسورفاکتانت تولید می‌کنند. بیوسورفاکتانت ها، سورفاکتانت‌های طبیعی‌اند که باعث کاهش کشش سطحی بین فاز مایع، امولسیون کنندگی و افزایش حلالیت می‌شود (Gautam و Tyagi، ۲۰۰۷). بیوسورفکتانت‌ها مولکول‌های میکروبی آمفیفیلی هستند که دارای اجزای هیدروفیلی و هیدروفوب هستند. بخش هیدروفیلی (آب دوست) شامل اسید آمینه یا پپتید، آنیون یا کاتیون، پلی‌ساکارید و بخش هیدروفوب (آب گریز) شامل اسیدهای چرب اشباع شده یا اشباع نشده و یا هیدروکربن‌ها است (Georgiou و همکاران، ۱۹۹۲). بیوسورفاکتانت‌ها انواع مختلفی دارند و نوع رامنولیپید آن‌ها برای افزایش بهبود فعالیت‌های گیاه پالایی مورد استفاده قرار می‌گیرد. تحقیقات نشان داده است که افزودن محلول سورفاکتانت در فرآیندهای الکتروکینتیک می‌تواند تحرک آلاینده‌ها و فلزات سنگین را افزایش دهد (Saichek and Reddy ، ۲۰۰۵). مطالعات اخیر

* ایمیل نویسنده مسئول: sahararabteamoory@gmail.com

Mulligan و همکاران (۱۹۹۹) سورفاکتانت تولید شده توسط *Bacillus subtilis* برای اصلاح خاک و رسوبات آلوده به Zn، Cu، Cd، روغن و گریس استفاده کرده است. مشخص شد که فلزات سنگین با مواد کربنات، اکسید و کریستال‌های آلی در مواد آلوده همراه بوده و می‌توانند با استفاده از ترکیبی از سورفاکتانت و NaOH حذف شوند. پیشنهاد شد که استخراج بتواند به منظور ارتقاء روش‌های شستشوی خاک توسعه یابد. برخی مطالعات نشان می‌دهد که بیوسورفکتانت‌ها در حذف آرسنیک از خاک‌های آلوده تحت شرایط قلیایی کارایی دارند (Wang and Mulligan، ۲۰۰۹). تولید بیوسورفاکتانت توسط *Basillus atrophaeus* عملکرد مناسبی در ایجاد یک امولسیون پایدار داشت و باعث حذف روغن از شن و کاغذ فیلتر شد. طیف‌سنجی مادون قرمز نشان داد که ترکیبی از لیپوپپتیدها، بیوسورفاکتانت قدرتمندی هستند که معمولا توسط گونه‌های باسیلوس تولید می‌شود (Wang and Mulligan، ۲۰۰۶).

با وجود این واقعیت که میکروارگانیسم‌ها توانایی اصلاح خاک‌های آلوده را دارند، اما مطالعات محدودی وجود دارد که بطور مستقیم اثر بیوسورفاکتانت بر افزایش راندمان گیاه پالایی را بررسی کرده باشند. بنابراین در این مطالعه تاثیر بیوسورفاکتانت باکتری‌های *Pseudomonas putida*، *Basillus subtilis* بر فراهمی کادمیم در یک خاک آلوده به کادمیم مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق به منظور بررسی اثر بیوسورفاکتانت باکتریایی بر فراهمی کادمیم در یک خاک آلوده آزمایشی در چند بخش به صورت مجزا انجام شد. به این صورت که در ابتدا جهت تولید و استخراج بیوسورفاکتانت باکتری‌های *Pseudomonas putida*، *Basillus subtilis* در محیط کشت متشکل از KH_2PO_4 (1g)، $MgSO_4$ (0.1g) ، $CaCl_2$ (0.025g)، $Na_2HPO_4.H_2O$ (1g)، KCl (0.5g)، $FeSO_4.7H_2O$ (0.001g)، $NaNO_3$(2g) در لیتر و ۲ میلی‌گرم در لیتر محلول متشکل از عناصر میکرو $FeCl_3.6H_2O$ (60mg)، $CuSO_4.5H_2O$ (590mg)، $ZnSO_4.7H_2O$ (600mg)، $COCl_2.6H_2O$ (60mg)، $MnSO_4.H_2O$ (200mg) و۲۰ گرم گلوکز به عنوان منبع اصلی کربن و pH تنظیم شده ۷ به مدت پنج روز در دمای ۳۰ درجه رشد داده شدند (Silva و همکاران، ۲۰۱۰).

سپس جهت استخراج و خالص سازی بیوسورفاکتانت محیط کشت حاوی باکتری به مدت ۳۰ دقیقه در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد سانتریفوژ شد تا سلول‌های باکتری از محیط کشت حاوی سورفاکتانت حذف شود. سپس pH محلول رویی با استفاده از اسید کلریدریک به ۲ رسانده شد (Das و همکاران، ۲۰۰۸). پس از اسیدی کردن، محلول به مدت یک شب در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگه‌داری شد تا رسوب بیوسورفاکتانت را ایجاد کند. سپس رسوب حاصله با سانتریفوژ کردن به مدت ۳۰ دقیقه در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد جدا گردید. برای خالص سازی بیوسورفاکتانت خالص، به رسوب ۵۰ میلی‌لیتر آب مقطر با pH ۷/۵ اضافه گردید (Das و همکاران، ۲۰۰۸). سپس بیوسورفاکتانت سه مرتبه با حجم مساوی از مخلوط کلروفوم-متانول با نسبت ۲ به ۱ استخراج گردید .

برای تشخیص تولید بیوسورفاکتانت از تست اسپری روغن استفاده شد. به این صورت که ۱۰ میکرولیتر از روغن خام به سطح ۴۰ میلی‌لیتر آب مقطر در یک ظرف پتری دیش اضافه شد تا یک لایه نازک ایجاد شود. سپس ۱۰ میکرولیتر از محیط کشت در مرکز لایه روغن به آرامی قرار داده شد. حضور لایه سفید اطراف آن نشان دهنده حضور بیوسورفاکتانت است.

جهت تهیه خاک آلوده، یک کیلوگرم خاک از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری برداشته و پس از هوا خشک کردن و عبور از الک ۲ میلی‌متری ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک اندازه‌گیری شد. پس از آن نمونه خاک با نیترات کادمیم به میزان ۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم آلوده شد. برای ایجاد تعادل میان کادمیم و خاک نمونه‌ها به مدت ۴ هفته در آزمایشگاه قرار گرفت و رطوبت خاک در حد ظرفیت زراعی نگه داشته شد.

این آزمایش در قالب طرح کاملا تصادفی با ازایش فاکتوریل بود. تیمارهای آزمایش شامل دو نوع بیوسورفاکتانت باکتریایی (سودوموناس پوتیدا و باسیلوس سابتیلیس) و چهار سطح غلظتی (۰، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر) با سه تکرار بودند. روش انجام بدین صورت بود که ۱۰ میلی‌لیتر از محلول حاوی بیوسورفاکتانت با غلظت‌های تعیین شده به ۲ گرم خاک آلوده به کادمیم اضافه گردید و بعد از ۷۲ ساعت تکان دادن غلظت کادمیم در محلول رویی در هر تیمار بعد از سانتریفوژ کردن بوسیله دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. در نهایت داده‌های آزمایش با نرم‌افزار JMP 8 آنالیز شده و از آزمون LSD برای مقایسه میانگین‌ها استفاده شد.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک در جدول (۱) ارائه گردیده است.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

بافت خاک	شن (در صد)	سیلت (در صد)	رس (در صد)	سنگریزه (در صد)	پ.هاش	کربنات کلسیم معادل (در صد)	ماده آلی (در صد)
لوم رسی شنی	۶۰/۳۲	۱۰/۰۷	۲۹/۵۹	۳۱/۸	۷/۷	۱۱/۲۵	۰/۴۷

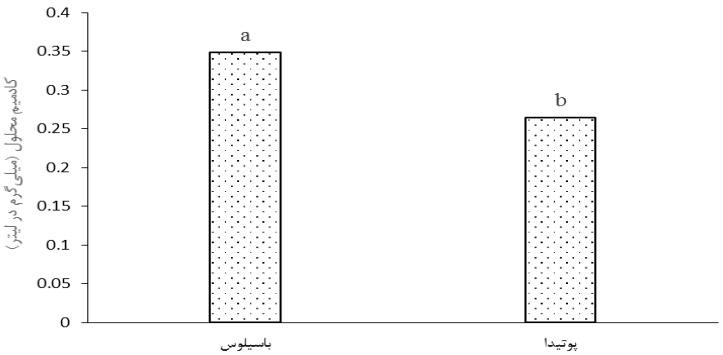
نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر ساده نوع بیوسورفاکتانت، اثر ساده غلظت بیوسورفاکتانت و همچنین اثر متقابل این دو تاثیر معنی‌داری ($p<0.01$) بر میزان کادمیم محلول داشتند (جدول ۲).

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس تاثیر تیمارهای آزمایش بر میزان کادمیم محلول

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F
نوع بیوسورفاکتانت	۱	۰/۰۲۸۴	۴۸/۸۱ **
غلظت بیوسورفاکتانت	۳	۰/۰۶۳۰	۳۵/۰۴۵ **
نوع بیوسورفاکتانت*غلظت	۳	۰/۰۶۲۵	۳۵/۴۱**
خطا	۸	۰/۰۰۰۶	-

**: معنی‌دار در سطح یک درصد.

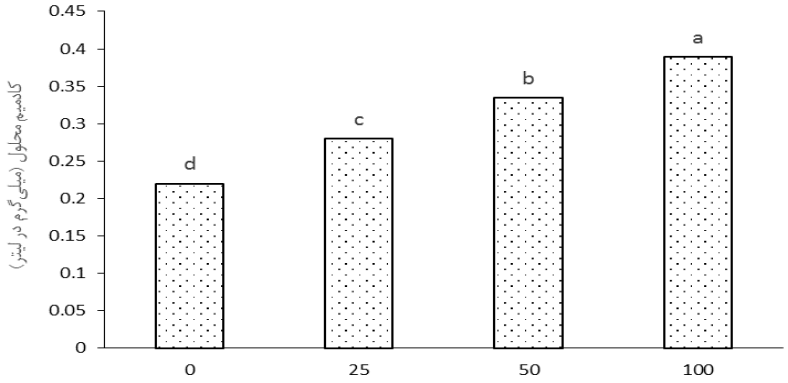
شکل (۱) نتایج مقایسه میانگین اثر ساده دو نوع بیوسورفاکتانت تولید شده از دو گونه سودوموناس پوتیدا و باسیلوس سابتلیس بر میزان کادمیم محلول را نشان می‌دهد. بر طبق این نتایج بییوسورفاکتانت گونه باسیلوس توانایی بیشتری در فراهمی کادمیم از خاک داشت. میزان کادمیم محلول در دو تیمار پوتیدا و باسیلوس به ترتیب ۰/۲۶۳ و ۰/۳۴۸ میلی‌گرم در لیتر بود. به عبارت دیگر بیوسورفاکتانت استخراج شده از باسیلوس سابتیلس ۳۲/۳ درصد غلظت کادمیم محلول را نسبت به بیوسورفاکتانت استخراج شده از سودوموناس پوتیدا افزایش داد. در مورد افزایش حلالیت کادمیم این گونه می‌توان گفت که بیوسورفاکتانت آنیونی مانند رامنولایپید دارای بار منفی است، بنابراین وقتی مولکول با یک فلز کاتیونی مانند Cd (II) که بار مثبت را حمل می‌کند، پیوند یونی تشکیل می‌شود. این پیوند قوی‌تر از پیوند فلزی با خاک است.



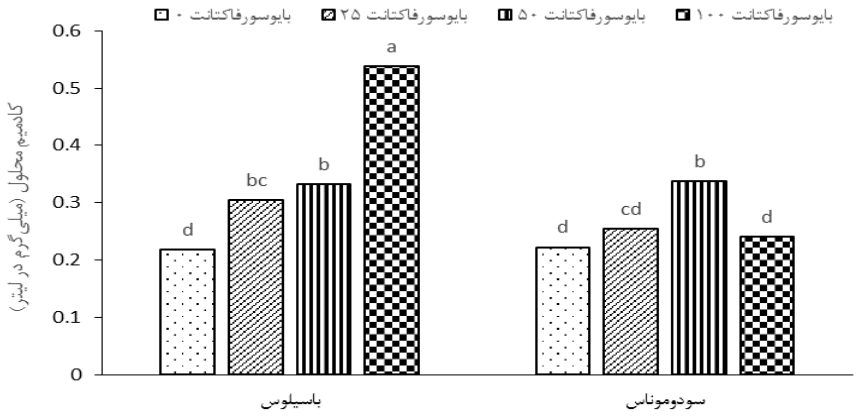
شکل ۱- اثر ساده بیوسورفاکتانت دو نوع باکتری بر میزان کادمیم محلول

شکل ۲ نتایج مقایسه میانگین اثر ساده سطوح غلظتی دو نوع بیوسورفاکتانت را بر میزان کادمیم محلول نشان می‌دهد. بر طبق این نتایج با افزایش میزان بیوسورفاکتانت، میزان فراهمی کادمیم بیشتر شد. بیشترین و کمترین میزان کادمیم محلول به ترتیب در دو سطح ۱۰۰ و ۰ میلی‌گرم در لیتر

بیوسورفاکتانت با مقادیر ۰/۳۸۸ و ۰/۲۲ میلی‌گرم در لیتر مشاهده شد. سه سطح ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر بیوسورفاکتانت در مقایسه با شاهد به ترتیب باعث افزایش ۲۷/۲۷، ۵۹/۱ و ۷۶/۴ درصدی میزان کادمیم محلول شدند. در همین راستا در مطالعه انجام شده توسط Mulligan و همکاران (۲۰۰۱) بر روی بیوسورفاکتانت، حذف بیشتر عنصر روی در سطح ۲ درصد سورفاکتانت گزارش شد. Wen و همکاران (۲۰۰۹) تجزیه رامنولیپید را در خاک های آلوده به Cd و Zn مورد بررسی قرار دادند. آنها پیشنهاد کردند که رامنولایپید در خاک به اندازه کافی می تواند باعث افزایش حذف فلزات سنگین شود. بیوسورفکتانت ها در تجمع و تخریب خاک آلوده به فلزات سنگین توسط Juwarkar و همکاران (۲۰۰۸) تأیید شد که از بیوسورفکتانت دی رامنولیپید تولید شده توسط *Pseudomonas aeruginosa BS2* برای تجمع فلزات از خاک آلوده استفاده کردند. برای بررسی اثر دی رامنولیپید برای حذف کروم، سرب، کادمیم و مس از خاک، یک مطالعه ستونی انجام شد. خاک خرد شده حاوی فلزات سنگین در یک ستون شیشه ای با محلول بیوسورفکتانت۰/۱٪ di-rhamnolipid ترکیب شدند. نتایج نشان داد که دی رامنولیپید به طور انتخابی فلزات سنگین را از خاک به ترتیب Cd = Cr> Pb = Cu> Ni حذف می کند. نتایج حاصل از Lima و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که بیوسورفکتانت ها می توانند با موفقیت برای حذف همزمان یون های فلزات سنگین و آلاینده های آلی استفاده شوند. گزارش شده است که استفاده از لیپوپپتیدهای حاصل شده از گونه های مختلف باکتری به طور قابل توجهی مقدار حذف کادمیوم (۹۹٪) و همچنین فنانترن (۸۸-۸۰٪) را افزایش داد.



شکل ۲- اثر ساده سطوح غلظت بیوسورفاکتانت دو نوع باکتری (میلی‌گرم بر لیتر) بر میزان کادمیم محلول



شکل ۳- اثرات متقابل نوع باکتری و غلظت بیوسورفاکتانت (میلی‌گرم بر لیتر) بر میزان کادمیم محلول

نتایج اثرات متقابل باکتری و سطوح بیوسورفاکتانت بر میزان کادمیم محلول نشان داد که در هر دو نوع باکتری، با افزایش سطوح بیوسورفاکتانت تا ۵۰ میلی‌گرم در لیتر، میزان کادمیم محلول افزایش یافت. در باکتری باسیلوس این روند ادامه داشت و سطح ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر بیوسورفاکتانت این باکتری بیشترین مقدار کادمیم محلول را دارا بود که اختلاف معنی‌داری در مقایسه با شاهد داشت و این در حالی است که در مورد باکتری سودودوموناس

در سطح ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر بیوسورفاکتانت این باکتری، میزان کادمیم محلول در مقایسه با دو سطح دیگر کاهش یافت و اختلاف این سطح با شاهد معنی‌دار نبود. این تاثیر می‌تواند ناشی از تاثیر غلظت بر تشکیل میسل در نتیجه همگرایی مولکول‌های بیوسورفاکتانت باشد که می‌تواند موجب کاهش نقش آن در کمپلکس کردن فلزات و یا کاهش کشش سطحی باشد. بیوسورفاکتانت‌ها از نظر غلظتی که بیش از آن تشکیل میسل صورت می‌گیرد متفاوت هستند. در غلظت‌های کمتر از ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر تاثیر نوع بیوسورفاکتانت از دو باکتری مورد مطالعه بر غلظت کادمیوم محلول معنی‌دار نبود و در این تحقیق تنها در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر این تاثیر به طور مشخص موجب برتری بیوسورفاکتانت استخراج شده از باکتری باسیلوس سابتیلس نسبت به سودوموناس پوتیدا شد.

نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد که کاربرد هر دو نوع بیوسورفاکتانت تولید شده توسط باکتری‌های سودوموناس پوتیدا و باسیلوس سابتیلیس باعث افزایش غلظت کادمیم محلول شدند و تاثیر بیوسورفاکتانت استخراج شده از باکتری باسیلوس سابتیلس بیشتر از باکتری سودوموناس پوتیدا بود. افزایش غلظت بیوسورفاکتانت دو نوع باکتری نیز تاثیر مثبتی بر افزایش کادمیم محلول داشت. از بیوسورفاکتانت ها می‌توان در جهت افزایش فراهمی عناصر سنگین در روش‌های گیاه پالایی یا روش‌های شستشو استفاده کرد.

منابع

Das, P., Mukherjee, S. and Sen, R. 2008. Antimicrobial potential of a lipopeptide biosurfactant derived from a marine Bacillus circulans. Journal of applied microbiology, 104(6), 1675-1684.

Georgiou, G., Lin, S.C. and Sharma, M.M. 1992. Surface active compounds from microorganism. Biotechnology, 10, 60–5.

Gautam, K. K. and Tyagi, V.K. 2006. Microbial surfactants: a review. Journal of oleo Science, 55(4), 155-166.

Juwarkar, A.A., Dubey, K.V., Nair, A., Singh, S.K.2008. Bioremediation of multi-metal contaminated soil using biosurfactant—a novel approach. Indian Journal of Microbioogyl. 48, 142–146.

Lima TMS, Procópio LC, Brandão FD, Leão BA, TótolaMR, Borges AC .2011. Evaluation of bacterial surfactant toxicity towards petroleum degrading microorganisms. Bioresoure Technology ,102,2957–2964

Majer, B.J., Tscherko, D. and Paschke, A. 2002. Effects of heavy metal contamination of soils on micronucleus induction in Tradescantia and on microbialenzyme activities. A comparative investigation. Mutation Research, 515, 111-124.

Mulligan, C.N., Wang. S. 2006. Remediation of a heavy metal-contaminated soil by a rhamnolipid foam, Engineering Geology, 85, 75–81.

Mulligan, C.N., Yong R.N., Gibbs B.F. 2001. Surfactant-enhanced remediation of contaminated soil: a review. Engineering Geology, 60, 371–380.

Mulligan, C.N., Yong, R.N., Gibbs, B.F., James, S. and Bennett, H.P.J. 1999. Metal removal from contaminated soil and sediments by the biosurfactant surfactin. Environmental Science and Technology, 33, 3812–3820.

zinc Saichek, R.E. and Reddy, K.R. 2005. Surfactant-enhanced electrokinetic remediation of polycyclic aromatic hydrocarbons in heterogeneous subsurface environments. Journal of Environmental Science and Engineering,4, 327–339.

Silva, S., Farias, C., Rufino R., Luna, J., Sarubbo, L .2010. Glycerol as substrate for the production of biosurfactant by Pseudomonas aeruginosa UCP0992. Colloids and Surfaces B, Biointerfaces, 79, 174–183.

Robinson, B.H., Brooks, R.R., Howes, A.W., Kirkman, J.H. and Gregg, P.E.H. 1997. The potential of the high biomass nickel hyper accumulator *Berkheya coddii* for phytoremediation and phytomining. Journal of Geochemical Exploration, 60, 115–126.

Wang, S. and Mulligan, C.N. 2009. Arsenic mobilization from mine tailings in the presence of a biosurfactant. AppliGeochemistry, 24(5), 928-935.

Wen J, Stacey SP, McLaughlin MJ, Kirby JK .2009. Biodegradation of rhamnolipid, EDTA and citric acid in cadmium and contaminated soils. Soil Biology and Biochemistry, 41, 2214–2221.

Topic for submission: Biomedical pollution, human health and bioprocessing

Ee effect of bacterial biosurfactant on cadmium availability in a calcareous soil

Arabteymori*[1] , S., Halajnia[2] , A., Lakzian[3] , A.

1 M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran
2Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran
3Professor, Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Abstract

Most produced surfactants are currently chemically extracted from oil. In recent years, such issues have prompted the scientific community to seek more surfactants that are more environmentally friendly than those obtained through microbial production and are known as biosurfactant. In this study, the effect of biosurfactant of two types of bacteria on the cadmium tracer Contaminated soil was investigated. The experiment was conducted in a completely randomized design with factorial arrangement and two replications in laboratory conditions. The treatments consisted of two types of biosurfactant and five levels of biosurfactant concentration (100, 50, 25, 0 mg / l). The results showed that the effect of biosurfactant type application and its concentration on cadmium in 1% level was significant. By increasing the concentration of biosurfactant, the amount of viability increased compared to the control treatment. The extracted biosurfactant from Bacillus subtilis bacterium resulted in a 76/4% increase in solution cadmium in comparison with the extracted biosurfactant extracted from Pseudomonas putida.

Keywords: Bacillus subtilis, Pseudomonas putida, Soil contamination

* Corresponding author, Email: sahararabteamoory@gmail.com

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

تولید محصولات کشاورزی تحت مدیریت طولانی مدت پساب فاضلاب شهری

ناهید کاوه زاده[۱*]، بابک خیام باشی[۲]، نصرت اله منتجبی[۲]

[۱] کارشناس ارشد، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان

[۲] استادیار، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، اصفهان

چکیده

شناسایی و ارائه روش‌ها و مدیریت‌های مناسب استفاده از منابع آبهای نامتعارف، میتواند ضمن افزایش تولید پایدار از عواقب ناگوار زیست محیطی نیز جلوگیری به عمل آورد. یکی از منابع آبهای نامتعارف پساب فاضلاب شهری است که در استان اصفهان بطور وسیعی در اراضی شمال و شرق اصفهان مورد استفاده قرار می‌گیرد. تاثیر ماده اصلاح کننده زئولایت بر عملکرد گیاهان زراعی جو، ذرت و سورگوم تحت آبیاری دراز مدت با پساب فاضلاب شهری (حدود ۲۵ سال) در یک شرایط اقلیمی مورد بررسی قرار گرفت. آزمایش با دو سطح تیمار مواد اصلاح کننده معدنی زئولایت در دو سطح ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار و یک تیمار شاهد بدون کاربرد زئولایت بصورت طرح آماری بلوک های کامل تصادفی در سه تکرار در دو سال زراعی اجراء شد. در این پروژه تأثیر مواد اصلاحی بر عملکرد هر یک از گیاهان مورد کشت مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. نتایج نشان داد که استفاده از ماده اصلاح کننده تاثیری بر عملکرد محصولات مورد بررسی ندارد.

کلمات کلیدی: آب‌های نامتعارف، پساب فاضلاب شهری، جو، ذرت، سورگوم علوفه‌ای

مقدمه

استان اصفهان به‌عنوان یکی از مناطق خشک و نیمه‌خشک کشور دارای محدودیت کمی و کیفی منابع آب می‌باشد و در شرایط بحران کمبود آب استفاده از فاضلاب تصفیه‌شده شهری در آبیاری محصولات کشاورزی یک ضرورت اجتناب‌ناپذیر است. در حال حاضر در نقاط مختلف کشور تصفیه‌خانه‌های فاضلاب در حال توسعه هستند و شاید یکی از بهترین راه‌های بهره‌برداری از پساب خروجی این تصفیه‌خانه‌ها، در صورت رعایت نکات فنی و زیست‌محیطی استفاده آن‌ها به‌عنوان آب آبیاری در محصولات کشاورزی، گیاهان صنعتی و زینتی می‌باشد. در اصفهان نیز تعدادی تصفیه‌خانه تاکنون ایجاد و عمدتاً پساب تصفیه‌شده آن‌ها در بخش کشاورزی استفاده می‌گردد. ولی متأسفانه چالش‌های فراوانی بین نهادهای مختلف تصمیم گیر و برنامه‌ریز استان و کشاورزان این مناطق وجود دارد و برخی اعتقاد به مصرف این‌گونه پساب‌ها در صنایع و برخی به استفاده از آن‌ها در احیای کویر و تالاب گاوخونی اصفهان را دارند لیکن با توجه به کمبود منابع آب در عرصه‌های کشاورزی استان و وجود پساب‌های فاضلاب تصفیه‌شده به‌عنوان یک منبع پایدار، کاربرد این‌گونه پساب‌ها در بخش کشاورزی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. از طرف دیگر در اطراف تصفیه‌خانه محل اجرای این طرح در شمال شرق اصفهان منابع آب‌های زیرزمینی بسیار کاهش‌یافته است و با ایجاد تصفیه‌خانه فاضلاب در این منطقه که قدمت آن به حدود ۲۸ سال می‌رسد کشاورزان از این پساب‌ها در امر کشاورزی استفاده می‌نمایند و با توجه به قرار گرفتن این منطقه در حاشیه کویر، عدم فعالیت‌های کشاورزی می‌تواند سبب پیشروی کویر و خسارات زیان باری به شهر اصفهان گردد. در حال حاضر با این پساب فاضلاب حدود ۵۰۰۰ هکتار از اراضی این منطقه به کشت گیاهانی از قبیل غلات اختصاص دارد و بیش از ۱۰۰۰ کشاورز در این منطقه به‌طور مستقیم مشغول فعالیت کشاورزی و دامداری می‌باشند (فیضی ۱۳۸۰)

به‌کارگیری فاضلاب‌ها و پساب حاصل از تصفیه آن‌ها در امر آبیاری محصولات کشاورزی، از جمله راه‌کارهای مواجه با مسئلهٔ بحران آب به شمار می‌آید که در سطح وسیعی، به‌خصوص در مناطق خشک و نیمه‌خشک با این مشکل روبرو می‌باشیم و مورد توجه خاص قرار گرفته است. فاضلاب‌های شهری و خانگی با ترکیبی مشتمل بر ۹۹/۹ درصد آب و ۰/۱ درصد مخلوطی از انواع مواد آلی، معدنی و گازها جزء آب‌های نامتعارف یا آب‌های با کیفیت پایین به شمار می‌آیند. البته این امر دلیلی بر غیرقابل مصرف بودن این نوع آب‌ها نبوده، بلکه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن‌ها موجب می‌شود تا ضمن کاربرد، عملیات مدیریتی ویژه‌ای از جمله رعایت اصول تصفیه و بخصوص رعایت استانداردهای بهداشتی آن مورد توجه می‌باشد که در استفاده از آب‌های با کیفیت مناسب معمول نیست (حسن اقلی و همکاران،۱۳۸۲، فیجین و همکاران،۱۹۹۱).

* نویسنده مسئول nkavezadeh@gmail.com

مجیری (۲۰۱۱) اثرات پساب فاضلاب بر روی تجمع فلزات سنگین در خاک و گندم را با دو روش آبیاری کرتی و قطره¬ای در منطقه¬ی فریدون‌شهر واقع در استان اصفهان بررسی کرد. این مطالعه شامل نمونه‌گیری‌هایی از عمق ۰ تا ۲۰ سانتیمتری خاک دارای کشت گندم و شامل ۴ تیمار آزمایشی بود. خصوصیات خاک مانند pH، هدایت الکتریکی خاک، ماده آلی، میزان آهن، منگنز و نیکل قبل و بعد از آزمایش تعیین گردید. شواهد نشان داد که فاضلاب شهری منجر به افزایش فلزات سنگین در گندم در هر دو روش آبیاری کرتی و قطره¬ای گردید و تجمع فلزات سنگین در روش آبیاری کرتی دارای اهمیت بیشتری نسبت به روش آبیاری قطره¬ای داشت.

جعفرنژادی و همکاران (۱۳۹۳) در ایستگاه مرکز تحقیقات کشاورزی استان خوزستان مطالعه¬ای را درزمینه‌ی بررسی اثرات فاضلاب تصفیه شده بر آلودگی میکروبی و شیمیایی خاک و گندم انجام دادند. نتایج آن‌ها نشان داد، کادمیم کل خاک کمتر از ۱/۶ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود. همچنین، میانگین غلظت کادمیم قابل جذب گیاه نسبت به خاک اولیه اندکی کاهش یافت. تجزیه واریانس نشان داد که تیمارهای فاضلاب در مقایسه با آب معمولی تأثیر معنی‌داری بر غلظت عناصر دانه و غلظت کادمیم بذر نداشت. همچنین، میانگین غلظت کادمیم قابل جذب در هر مرحله از رشد، نسبت به غلظت اولیه خاک افزایشی نشان نداد.

ناداو و همکاران (۲۰۱۲) به بررسی چندین رژیم نفوذ با هدف دستیابی به سرعت نفوذ بالا در سیستم تغذیه مصنوعی با پساب پرداختند و نتیجه گرفتند که سرعت نفوذ آب به داخل خاک شنی در اثر انباشتگی مواد آلی کاهش خواهد یافت و تجمع مواد آلی در لایه سطحی خاک مهم‌ترین عاملی است که باعث کاهش نفوذپذیری در خاک می¬شود. تقی خو (۱۳۹۰) نیز در بررسی تأثیر پساب بر خصوصیات خاک بیان کرد که در تیمارهای مورد آزمایش، هدایت هیدرولیکی اشباع خاک با افزایش در صد پساب به آب آبیاری کاهش یافت و دلیل این امر را مواد جامد و معلق موجود در پساب، سله¬بندی سطحی خاک و افزایش میزان سدیم خاک در اثر آبیاری با پساب عنوان کرد. همچنین با افزایش درصد پساب در آب آبیاری، جرم ویژه ظاهری خاک به‌طور معنی‌داری افزایش یافت. در پایان آزمایش¬های نامبرده جرم ویژه ظاهری خاک ۰/۱۳ گرم بر سانتیمتر مکعب افزایش یافت و بیان کرد که اگرچه مقدار این افزایش زیاد نمی‌باشد ولی با کاربرد بلند مدت پساب ممکن است این افزایش حائز اهمیت شود.

در بررسی توسط رحمانی (۱۳۹۴) بر روی ترکیب لجن فاضلاب تصفیه‌خانه‌های شاهین‌شهر و شمال اصفهان و اثرات آن‌ها بر خاک و گیاه گزارش گردید که با توجه به کاربرد لجن فاضلاب حدود ۱۵ تن در هکتار توسط کشاورزان منطقه برخوار، میزان عناصر غذایی اضافه شده به خاک از این طریق بر حسب کیلوگرم در هکتار برای ازت، فسفر، پتاسیم، کلسیم و منیزیم به ترتیب برای لجن تصفیه‌خانه فاضلاب شاهین‌شهر برابر ۳۵۱، ۲۱۰، ۹۷/۵، ۲۵۸ و ۳۹ و برای لجن تصفیه‌خانه فاضلاب شمال اصفهان ۲۱۳، ۱۹۳/۵، ۶۰، ۳۴۸ و ۴۶/۵ برابر می‌باشد که ارقامی قابل توجه برای این عناصر به‌استثنای منیزیم و پتاسیم می‌باشد. اما بررسی میکروبی لجن‌های فاضلاب نشان داد که بار میکروبی در لجن تولیدی زمانی که آبگیری نشده بسیار بالاست و برای مصرف محدودیت جدی دارد. برای رفع این معضل لازم است لجن تثبیت و آبگیری شود و به مدت دو سال در کنار مزرعه هوادهی شده تا بار میکروبی آن کاهش و در حد مجاز قرار گیرد آنگاه استفاده شود. همچنین اثر استفاده از لجن فاضلاب بر خاک در دراز مدت برای هدایت الکتریکی (شوری) چه از نظر مقدار و چه با عمق در اراضی با لجن و بدون لجن نامشخص بود، اما برای درصد کربن و درصد ازت مقایسه میانگین‌ها معنی‌دار و مقادیر آن‌ها در تیمار با لجن بسیار بالاتر بود. همچنین مقادیر آن‌ها با عمق نیز کاهش نشان داد که بیانگر تأثیر استفاده از لجن در افزایش مقادیر کربن و ازت خاک است. میزان سدیم، پتاسیم، کلسیم و منیزیم هم در اراضی با لجن بالاتر نشان داد اما با عمق خاک مقادیر پتاسیم و کلسیم افزایش و مقادیر منیزیم و سدیم کاهش یافتند. لذا تأثیر استفاده از لجن بر افزایش غلظت این عناصر در خاک به‌ویژه منیزیم و سدیم در درازمدت است. همچنین در بررسی میانگین غلظت عناصر سنگین در گیاه گندم در اراضی با لجن نسبت به اراضی بدون لجن مشخص گردید مقایسه غلظت عناصر سنگین در گندم در اراضی با لجن نسبت به اراضی بدون لجن دارای اختلاف معنی‌دار نبود اما در بیشتر موارد غلظت عناصر سنگین در گیاه گندم در اراضی با لجن بالاتر بوده است.

مواد و روش‌ها

جهت تعیین میزان تجمع عناصر شیمیایی در گیاهان زراعی تحت تناوب‌های زراعی گندم _ ذرت، گندم _ سورگوم و کاربرد ماده اصلاح کننده زئولایت و در یک شرایط اقلیمی به شرح ذیل به مورد اجرا قرار گرفت. آزمایش در اراضی که در مدت ۲۵ سال تحت آبیاری با پساب شهری خارج شده از تصفیه‌خانه شمال اصفهان قرار داشته و همواره با همین پساب آبیاری گردیده است به اجرا درآمد. این پژوهش در منطقه برخوار و در اراضی محدوده تصفیه‌خانه فاضلاب شمال اصفهان به اجرا درآمد. برای افزایش دقت اندازه‌گیری از هر واحد آزمایشی سطحی معادل ۲۰ متر مربع برداشت گردید. نمونه‌های جو پس از برداشت تهیه و پس از جدا نمودن کاه از دانه عملکرد هر یک از قسمت‌ها به‌طور مجزا محاسبه شد. در خصوص ذرت و سورگوم نیز پس از برداشت محصول نمونه‌ها توزین و پس از مشخص نمودن رطوبت آن در دمای ۷۵ درجه سانتی‌گراد وزن خشک نمونه‌ها محاسبه و

مورد بررسی آماری قرار گرفت. کلیه محاسبات بر اساس تن بر هکتار یکسان‌سازی و مورد بررسی قرار گرفت. در زمان کاشت و برداشت کلیه محصولات از خاک نمونه‌برداری صورت گرفت و به آزمایشگاه ارسال گردید. نمونه خاک قبل و بعد از کشت از دو عمق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری تهیه و مقدار عناصر غذایی، بافت، واکنش خاک، هدایت الکتریکی و مقادیر عناصر سنگین کل مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. در نمونه‌های خاک، بافت به روش هیدرومتری، درصد سنگریزه به روش وزنی، پ.هاش با استفاده از pH سنج، ماده آلی به روش والکی-بلک و کربنات کلسیم معادل به روش خنثی‌سازی با اسید اندازه‌گیری شدند. سایر اندازه‌گیری‌های دیگر نیز بر اساس دستورالعمل‌های موسسه تحقیقات خاک و آب انجام شد. محاسبات با نرم‌افزار Excel نسخه ۲۰۱۳ و تجزیه آماری با نرم‌افزار SAS نسخه ۹/۱ و مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح احتمال آماری ۵ درصد انجام گردید.

نتایج و بحث

نتایج مربوط به برخی از ویژگی‌های خاک در جدول (۱) ارائه گردیده است. خاک مورد بررسی دارای آهک نسبتاً زیاد با ماده آلی کم (کمتر از ۱ درصد) بود.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

شن (در صد)	سیلت (در صد)	رس (در صد)	سنگریزه (در صد)	پ.هاش	کربنات کلسیم معادل (در صد)	ماده آلی (در صد)
۳۹/۱۵	۲۵/۲۲	۳۵/۶۰	۳/۵	۷/۳	۲۷/۳۵	۰/۸۵

جدول تجزیه واریانس عملکرد دانه و کاه گندم در جدول ۲ و نتایج میانگین‌ها نیز در جدول ۳ آمده است. بر اساس جدول ۲ تأثیر تیمارهای زئولایت در دانه جو معنی‌دار شده است ولی در خصوص سایر پارامترها تأثیر معنی‌داری نداشته است. با توجه به جدول ۳ مشاهده می‌شود که استفاده از زئولایت در این شرایط تأثیری بر عملکرد کاه و دانه جو نداشته است. همچنین عدم وجود تفاوت معنی‌دار در سایر محصولات نیز بیانگر عدم تأثیر تیمار زئولایت در عملکرد خشک سورگوم و ذرت می‌باشد.

جدول ۲: نتایج میانگین مربعات در تجزیه واریانس عملکرد محصولات مورد کشت

منبع	df	دانه جو	کاه جو	سورگوم	ذرت
تیمار	۲	۵/۰۵ns	۳/۲۰ns	۵۶/۸۲ns	۲۴۶۰/۰۴ns
بلوک	۲	۰/۵۵ns	۶/۰۲ns	۱۷۱/۵۴ns	۳۰۴/۴۶ns
خطا	۴	۲/۲	۶/۲۱	۱۴۷/۰۴	۱۳۱۲/۴۰
ضریب تغییرات		۷/۲۴	۲۸/۲۱	۲۵/۰۶	۴۳/۴۸

ns، به مفهوم غیر معنی‌دار می‌باشد

جدول ۳ – نتایج میانگین عملکرد کاه و دانه جو، عملکرد خشک سورگوم و ذرت بر حسب تن در هکتار

تیمار	دانه جو	کاه جو	سورگوم	ذرت
شاهد	۴/۹۶۷	۸/۸۳۳	۴۵/۶۲۸	۶۰/۸۳۰
۲۰ تن در هکتار زئولایت	۷/۶۱۷	۷/۸۰۰	۵۳/۴۰۲	۱۱۵/۵۵۰
۴۰ تن در هکتار زئولایت	۶/۷۸۳	۹/۸۶۷	۴۶/۱۲۵	۷۳/۵۶۰

در مجموع می‌توان چنین نتیجه گرفت که تیمار زئولایت هیچ‌گونه اثر معنی‌داری روی عملکرد دانه و کاه جو و نیز عملکرد خشک سورگوم و ذرت در تیمارهای متفاوت نداشته است.



شکل شماره ۱: کشت تیمارهای جو، ذرت و سورگوم



شکل شماره ۲: کشت تیمارهای جو، ذرت و سورگوم

نتیجه گیری

بین بلوک‌ها و یا تیمارها در کلیه محصولات تفاوت معنی‌داری مشاهده نشد. عدم وجود تفاوت معنادار در تیمارها بیانگر عدم تأثیر تیمار زئولایت در عملکرد دانه و کاه جو و نیز عملکرد خشک سورگوم و ذرت می‌باشد. در مجموع می‌توان چنین نتیجه گرفت که تیمار زئولایت هیچ‌گونه اثر معنی‌داری روی عملکرد دانه و کاه جو و نیز عملکرد خشک سورگوم و ذرت در تیمارهای متفاوت نداشت.

منابع

احمدپور،ا ،دهکردی تدین م و تدین ،ع (۱۳۹۴) تأثیر پساب شهری و منابع مختلف کودی بر غلظت برخی عناصر و رشد شاخساره چغندر قند

تقی خو، م. (۱۳۹۰). تأثیر آبیاری با پساب شهرکرد بر برخی ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک، رشد و عملکرد لوبیای قرمز. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

جعفرنژادی، ع. و موسوی فضل، س. م. (۱۳۹۳). بررسی اثرات فاضلاب تصفیه شده بر آلودگی میکروبیوشیمیایی خاک و گندم. نشریه پژوهش آب در کشاورزی. جلد ۲۸ شماره ۳ .

حسن اقلی، ع.، ع. لیاقت، م. میراب زاده، م. وثوقی و ح. فرداد. (۱۳۸۲). بررسی اثرات آبیاری با فاضلاب‌های خانگی بر انتقال مواد به عمق خاک و کیفیت زه آب‌های خروجی از لایسیمتر. مجموعه مقالات یازدهمین همایش کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. ۳و۴ دی ماه، تهران.

رحمانی ح. ر، (۱۳۹۴). بررسی ترکیب لجن فاضلاب شهری و اثرات کوتاه مدت، میان مدت و درازمدت آن بر خاک و گیاه، گزارش نهایی موسسه تحقیقات خاک و آب.

فیضی.م، ۱۳۸۰، تاثیر مصرف پساب فاضلاب بر روی خاک و گیاه در منطقه شمال اصفهان، هفتمین کنگره علوم خاک ایران، دانشگاه شهرکرد.

Feigin, A., I. Ravina and J. Shalhevet. (1991). Irrigation with Treated Sewage Effluent: Management for Environmental Protection. Springer- Verlag Pub., Berlin.

Mojiri, A. and Hamidi, A.A. (2011). Effects of Municipal Wastewater on Accumulation of Heavy Metals in Soil and Wheat (Triticum aestivum L.) With Two Irrigation Methods.

Nadav, I. Arye, G., Tarchitzky, J., and Chen, Y. (2012). Enhanced infiltration regime for treated wastewater purification in Soil Aquifer Treatment. (SAT). Journal of Hydrology Volume. 421, pp: 275-283.

Sepaskhah A.R., and Karizi A. (2011). Effects of alternate use of wastewater and fresh water on soilsaturatedhydraulic conductivity. J of Agronomy and Soil Science. 57:149–158.

Singh, A. and Agrawal, M. (2012). Effects of waste water irrigation on physical and biochemical characteristics of soil and metal partitioning in beta vulgaris L. Agricultural Research, 1(4): 379–391.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Agricultural production under long-term management of municipal wastewater

Kavehzadeh N.*[1], Khayambashi B[2], Montajabi M.[2]

[1] Msc. soil and water Research Department, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Isfahan, Iran

[2] Assistant Prof., Animal Science Research Department, Isfahan Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Isfahan, Iran

Abstract

Identifying and providing appropriate methods and management for the use of unconventional water sources can prevent sustainable environmental impacts while increasing sustainable production. One of the most unconventional waters which is widely used in the northern and eastern lands of Isfahan is municipal waste water. The effect of zeolite as a soil amendment on yield of barley, corn and sorghum under long-term irrigation with urban waste water (about 25 years) was investigated in a uniform climate condition. The Experiment was conducted with two levels of zeolite as o soil amendment that included 20 and 40 tons / ha and a control treatment (without application of zeolite) in a randomized complete block design with three replications in two years. In this project, the effect of soil amendment was investigated on the yield of crops. The outcomes show that the use of the modifier does not affected the yield of the barley, corn and sorghum.

Key words: Unconventional waters, municipal wastewater, Barley, Corn, Sorghum

* Corresponding author, Email nkavezadeh@Gmail.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

پسماندهای کشاورزی جاذب‌هایی کارآمد در حذف انواع آلاینده‌ها از محلول‌های آبی آلوده

*سمانه عبدالرحیمی[۱]، نسرین قربان‌زاده[۲]، محمد باقر فرهنگی[۲]

[۱]دانش‌آموخته کارشناسی ارشد علوم خاک، دانشگاه گیلان

[۲]استادیار علوم خاک، دانشگاه گیلان

چکیده

افزایش فعالیت‌های کشاورزی و همچنین گسترش صنایع سبب ورود انواع آلاینده‌ها به محیط زیست و به ویژه منابع آبی می‌شود. با توجه به بحران شدید کمبود آب در جهان طی دو دهه آینده بازیافت آب و استفاده دوباره از فاضلاب تصفیه شده برای مقاصد مفید مانند آبیاری کشاورزی و در بعضی مواقع مصارف شهری ضروری است. بنابراین توجه به روش‌های اقتصادی و کارآمد به منظور حذف آلاینده‌ها از پساب‌ها امری ضروری و اجتناب‌ناپذیر است. استفاده از مواد ارزان‌قیمت به عنوان جاذب مورد توجه بسیاری از پژوهشگران در این زمینه قرار گرفته است. در این میان پسماندهای کشاورزی به عنوان جاذب‌هایی با هزینه کم و بازده مناسب بسیار مورد توجه قرار گرفته‌اند. هدف این مقاله سازماندهی اطلاعات در دسترس و اما پراکنده‌ای می‌باشد که در رابطه با طیف گسترده‌ای از پسماندهای کشاورزی و تا حدودی جنگلی به عنوان جاذب‌های کم‌هزینه با قابلیت حذف آلاینده‌ها هستند. پژوهش‌های انجام شده گنجایش پسماندهای کشاورزی را به عنوان جاذب برای حذف انواع آلاینده‌های آلی و غیرآلی مشخص می‌کند. اصلاح پسماندهای کشاورزی به عنوان جاذب می‌تواند گنجایش جذب این مواد را افزایش دهد. بنابراین حذف آلاینده‌ها از محلول‌های آلوده توسط پسماندهای کشاورزی هم از جنبه زیست¬محیطی و هم از جنبه استفاده بهینه از این پسماندها بسیار قابل ملاحظه می‌باشد.

کلید واژه‌ها: جذب سطحی، پسماندهای جنگلی، فلز سنگین، شلتوک برنج

مقدمه

طبیعت به طور پیوسته با مقدار زیادی از مواد شیمیایی پرخطر با ساختارها و درجات مختلف سمیت آلوده می‌شود. منابع اصلی آلودگی شامل فعالیت‌های صنعتی (نساجی، چرم، کاغذ، پلاستیک، زغال سنگ، مواد غذایی، پتروشیمی، داروسازی، صنایع رنگی و غیره)، فعالیت‌های کشاورزی (استفاده از آفت کش‌ها، علف‌کش‌ها، سموم و کودها، داروهای دامپزشکی و آبزی‌پروری)، استفاده از فاضلاب‌های شهری و سایر تغییرات زیست‌محیطی و جهانی می‌باشند که سلامت انسان را از راه مصرف غذا و آب آلوده در معرض خطر قرار می‌دهند (Schutz و همکاران ۲۰۱۳). توسعه صنایع سبب تولید ترکیب‌های شیمیایی گوناگون مانند علف‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها، سوخت‌ها، حلال‌ها، هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای[۱](PAHS)، مواد منفجر شونده و رنگ‌ها شده است (Lee و همکاران ۲۰۱۱). فلزهای سنگین گروه عمده‌ای از آلاینده‌های غیرآلی هستند و با توجه به این‌که در لجن‌های فاضلاب، پساب‌ها، کودها، علف‌کش‌ها، معادن رها شده و صنایع ذوب فلزها وجود دارند، مناطق وسیعی را آلوده می‌کنند (Halim و همکاران ۲۰۰۲). بنابراین برای مهار آسیب‌های زیست‌محیطی ایجاد شده از روش‌های مختلف پالایش منابع آب و خاک بهره گیری می‌شود. فن‌آوری‌های متعددی برای حذف آلاینده‌های فلزی از منابع آبی آلوده وجود دارد. روش‌های تصفیه معمول شامل رسوب، تبادل یونی، فیلتراسیون غشایی، اسمز معکوس و جذب سطحی می‌باشند (Banerjee و همکاران ۲۰۱۲). در سال‌های اخیر، به استفاده از پسماندهای کشاورزی و جنگلی به عنوان جاذب‌ها توجه قابل ملاحظه‌ای شده است. تعدادی از این پسماندها شامل شلتوک برنج، کاه گندم، پوست برخی میوه‌ها (پرتقال، هندوانه، موز و ...)، پوسته سویا، پنبه دانه، الیاف نارگیل، پوست بادام زمینی، گردو، پسته و فندق، ضایعات چای و قهوه، تفاله نیشکر، پوست درخت کاج، خاک اره و ... می‌باشند که به طور طبیعی یا به عنوان پسماندهای حاصل از عملیات کشاورزی و صنعتی بسیار فراوان می‌باشند. خلاصه‌ی از پژوهش‌های انجام شده در رابطه با استفاده از پسماندهای کشاورزی به عنوان جاذب در حذف انواع آلاینده‌ها در جدول ۱ آمده است و در ادامه نیز به توضیح مختصری در رابطه با برخی انواع جاذب‌های پرکاربردتر حاصل از پسماندهای کشاورزی پرداخته شده است.

ویژگی‌های ساختاری پسماندهای کشاورزی

در دسترس و کم هزینه بودن، امکان اصلاح فیزیکی و شیمیایی و قابلیت جذب بالای فلزهای سنگین از فاضلاب‌ها این پسماندهای کشاورزی را به جاذب‌هایی مؤثر تبدیل می‌کند. پسماندهای کشاورزی و جنگلی بیشترین تولید و دسترسی را در سراسر جهان دارند. این پسماندها موادی مقرون به صرفه و دوست‌دار محیط زیست هستند و این امر به سبب داشتن ترکیب‌های شیمیایی منحصر به فرد، دسترسی

* نویسنده مسئول: samaneh.abduolrahimi@gmail.com

[1] Polycyclic Aromatic Hydrocarbons

فراوان، طبیعت تجدیدپذیر و هزینه‌ی کم آن‌ها است. ترکیب‌های اصلی پسماندهای کشاورزی همی‌سلولز، لیگنین، لیپیدها، پروتئین‌ها، قندهای ساده، آب، هیدروکربن‌ها و نشاسته است که حاوی گروه‌های عاملی مختلف مانند استامیدو، الکلی، کربونیل، فنولیک، آمید، آمین و سولفیدریل می‌باشند. این گروه‌ها توانایی اتصال به یون‌های فلزی را از طریق دادن جفت الکترون از این گروه‌ها به منظور تشکیل ترکیبات پیچیده با یون‌های فلزی در محلول دارند (Sene و همکاران ۲۰۰۲).

جدول-۱- پژوهش‌های انجام شده در رابطه با استفاده از پسماندهای کشاورزی به عنوان جاذب در حذف انواع آلاینده‌ها

جاذب(ها)	آلاینده‌های آلی	فلزهای سنگین
شلتوک برنج	مالاکیت سبز، زرد اسیدی۳۶، آبی اسیدی	
تفاله نیشکر	رنگ نارنجی اسیدی ۱۰	
پوسته نارگیل		کروم
تفاله نیشکر		کروم
پوست درخت کاج		کادمیوم
خاک اره چوب درخت سپیدار		مس، کادمیوم، روی
پوست پرتقال		نیکل
مغز ساقه چغندر قند		مس
خاک اره چوب و تفاله نیشکر اصلاح شده با EDTA		روی
پوست پرتقال اصلاح شده با استیک اسید مرکاپتو		کادمیوم
پوست پرتقال، خاک اره و تفاله نیشکر		مس
ضایعات پرتقال		کادمیوم
پوست نخودفرنگی و ازگیل، برگ انجیر، ضایعات باقلا		کادمیوم
سبوس برنج		کادمیوم، مس، سرب، روی
خاک اره درخت سپیدار		کادمیوم، مس، روی
ضایعات چای		نیکل
پوست سیب‌زمینی		مس
الیاف نارگیل		آرسنیک
پوست پیاز		سرب
برگ کاج		آرسنیک
پوسته بادام‌زمینی	رنگ قرمز کنگوو و سبز بریلیانت	
پوست پسته		مس
ساقه سویا اصلاح شده با اسید سیتریک		سرب
پوست خردل		سرب و کادمیوم
سبوس گندم		مس
سبوس برنج		کادمیوم، مس، سرب و روی
تفاله زیتون		سرب و مس و کادمیوم
ضایعات ساقه درخت تاک		مس و نیکل
خاک اره کاج		مس
پوست موز		سرب و کادمیوم
پوست درخت کاج	هیدروکربن‌های آروماتیک چندحلقه‌ای	

ساقه چغندر قند	Gemazol turquoise blue-G	
ضایعات چای	آبی متیلن	
پوست لیمو	سبز مالاکیت	
پوست تخمه آفتابگردان		سرب
پوست مرکبات		سرب
چوب ذرت		سرب
ضایعات چای و قهوه		مس، روی، کادمیوم و سرب
پوست درخت کاج	آبی متیلن	

ضایعات چای

در سال‌های اخیر از ضایعات کارخانه چای به دلیل توانایی بالای آن برای حذف فلزهای سنگین استفاده می‌شود. دیواره سلولی نامحلول برگ‌های چای حاوی مقادیر زیادی از سلولز و همی‌سلولز، لیگنین، تانن‌های متراکم و پروتئین‌های ساختاری می‌باشد. به عبارت دیگر یک سوم کل ماده خشک برگ چای به دلیل دارا بودن گروه‌های عاملی زیاد گنجایش زیادی برای جذب فلزهای سنگین دارند. گروه‌های مسئول در لیگنین، تانن یا سایر ترکیب‌های فنلی عمدتاً کربوکسیلات، کربوکسیلات آروماتیک و گروه هیدروکسیل فنل هستند (Wasewar و همکاران ۲۰۰۸). حذف مس، روی، کادمیوم کروم شش ظرفیتی نیز توسط ضایعات چای گزارش شده است. نتایج محمدپور و همکاران (۲۰۱۶) نشان داد که فیلتر زیستی[1]ستونی تهیه شده با چای کمپوست کارایی بالایی در حذف فلزهای سنگین کبالت، مس، نیکل و سرب دارد و قادر است بیش از ۹۵ درصد از فلزهای مذکور را در مدت زمان ۳۰ دقیقه حذف کند (Mohamadpuor و همکاران ۲۰۱۶). حسینی و همکاران (۲۰۱۲) نشان دادند که پسماندهای چای اصلاح شده با نانو ذرات مگنتیت برای حذف فلزهای سنگین از محلول‌های آبی بسیار مناسب و کارآمد است. ضمن این‌که جداسازی پسماندهای چای اصلاح شده با نانو ذرات مگنتیت پس از جذب مس از محلول‌های آبی راحت‌تر انجام می‌شود (Hosseini و همکاران ۲۰۱۲).

تفاله نیشکر

تفاله نیشکر یک محصول فرعی از فرآوری نیشکر است. تفاله نیشکر هم به عنوان سوخت و هم به عنوان مواد اولیه کارخانه تولید کاغذ مورد استفاده قرار می‌گیرد (Garg و همکاران ۲۰۰۷). پژوهش بر روی تفاله نیشکر و سلولز اصلاح شده با انیدرید سوکسینیک حذف Cu^{+2},Cd^{+2} و Pb^{+2} را از محلول‌های آبی را نشان داد (Gurgel و همکاران ۲۰۰۸). گروه‌های هیدروکسیل و فنولیک در تفاله نیشکر به آسانی از طریق اصلاح با انیدرید سوکسینیک به گروه‌های کربوکسیلیک تبدیل می‌شوند و مواد اصلاح شده یون‌های مس، کادمیوم و سرب را از محلول‌های آبی حذف می‌کنند (Li و همکاران ۲۰۰۸).

خاک اره چوب

خاک اره چوب که یک ماده زیستی جامد به دست آمده از پردازش مکانیکی چوب است که به سبب ترکیب لیگنوسلولزی‌اش می‌تواند به عنوان یک جاذب ارزان قیمت برای حذف فلزهای سنگین مورد استفاده قرار گیرد. این ترکیب بطور عمده از سلولز (۴۵-۵۰ درصد) و لیگنین (۲۳-۳۰ درصد) تشکیل شده است. سلولز و لیگنین به دلیل گروه‌های هیدروکسیل، کربوکسیلیک و فنول موجود در ساختار آن‌ها گنجایش اتصال با فلزهای کاتدی را دارند. علاوه بر این، خاک اره چوب به طور گسترده‌ای در دسترس است و دارای ثبات مکانیکی خوب و همچنین برخی از مزایای دیگر می‌باشد. حداکثر کارایی خاک اره در حذف رنگ قرمز کاتیونی و مس به ترتیب برابر با ۹۸/۳ و ۹۹/۹ درصد گزارش شده است (Mehrabpuor و همکاران ۲۰۱۶).

پوست پرتقال

توانایی پوست پرتقال به عنوان یک ماده جاذب، با توجه به مقدار بالای سلولز، پکتین (اسید گالاکتورونیک)، همی‌سلولز و لیگنین بالا است. این اجزاء دارای گروه‌های عملکردی قطبی مختلف از جمله گروه‌های اسید کربوکسیلیک و فنولیک درگیر اتصال با فلز هستند (Ajmal و همکاران ۲۰۰۰). بعضی از پژوهشگران استفاده از ضایعات پرتقال را به عنوان پیش ماده‌ای برای آماده‌سازی یک جاذب از طریق اصلاح شیمیایی مانند تیمار قلیایی، اسیدی، اتانول و استون گزارش کردند (Liang و همکاران ۲۰۰۹). برگ درخت پرتقال قابلیت حذف فلزات سرب، روی و مس از پساب را نیز دارد (Pashazanosi, 2013). حذف فلزات سرب و مس از محلول‌های آبی نیز به وسیله پوست پرتقال اصلاح شده با سود و اسید نیتریک گزارش شده است (Akati, 2013).

[1] Biofilter

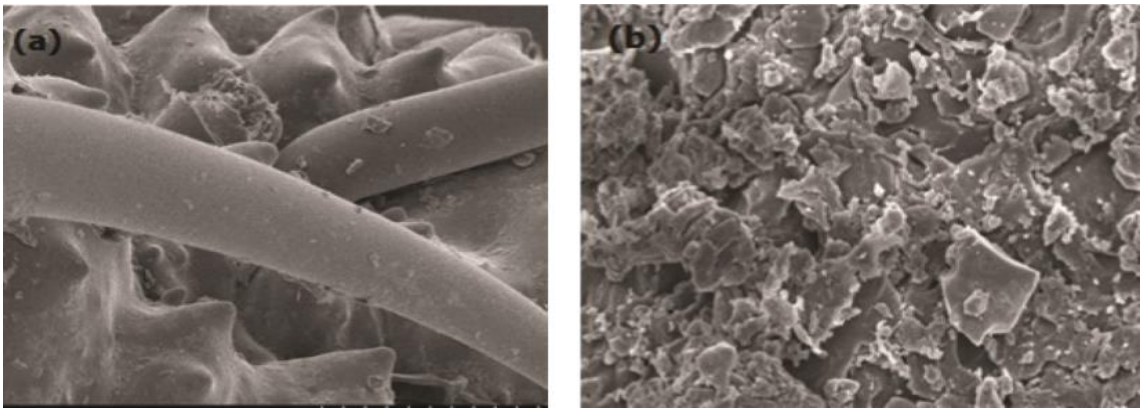
شلتوک برنج

شلتوک ۲۰٪ از کل دانه‌ی برنج را شامل می‌شود و دارای حدود ۲۰٪ سیلیس می‌باشد و دارای ساختار دانه‌ای، نامحلول در آب، ثبات شیمیایی و استحکام مکانیکی بالا و سطح ویژه ۲۷۲/۵ مترمربع بر گرم می‌باشد(Chuah و همکاران ۲۰۰۵). شلتوک برنج یک نوع ماده‌ی فیبری شامل مقدار زیادی سیلیس به مقدار تقریبی ۹۶/۳۴ درصد می‌باشد (WanNgah and Hanafiah, 2008). به علاوه سلولز، همی-سلولز و لیگنین ترکیب‌های آلی عمده‌ی شلتوک برنج هستند که سبب می‌شود شلتوک برنج به عنوان یک جاذب مناسب مطرح باشد. پژوهش‌ها نشان داده است که شلتوک برنج برای حذف رنگ‌های یونی از محلول‌های آبی نیز کاربرد دارند (Chuah و همکاران ۲۰۰۵). جاذب‌های طبیعی مثل شلتوک برنج به علت داشتن گروه‌های عاملی مختلف مانند پلی‌ساکارید، لیگنین و غیره از طریق فرایندهای تشکیل کمپلکس و تبادل یونی قابلیت جذب یون‌های فلزی را دارند. سطح شلتوک برنج اصلاح شده با تیمار اسیدی دارای گروه‌های عاملی اسیدی حاوی کربن مانند COOH– و OH– هستند که مسئول تبادل یونی می‌باشند و می‌توانند کاتیون‌های عناصر سنگین مانند کادمیوم را جذب نمایند. اصلاح شلتوک برنج با اسید فسفریک به دلیل داشتن گروه‌های فعال اسیدی هیدروکسیل، کربوکسیل و گروه‌های هیدروکاربیل سبب افزایش گنجایش جذب سطحی آن می‌شود (Zhang و همکاران ۲۰۱۴). جذب فلزهای سنگین به وسیله‌ی شلتوک برنج به شرایط آزمایشگاهی مانند pH، غلظت فلزهای سنگین، دما، زمان تماس و اندازه‌ی ذره‌ی شلتوک برنج وابسته است (Chuah و همکاران ۲۰۰۵). حداکثر جذب فلز سنگین کادمیوم توسط شلتوک برنج ۲۱/۳۶ میلی‌گرم بر گرم در محلول آلوده گزارش شده است (Roy و همکاران ۱۹۹۳). جاذب‌های طبیعی مثل شلتوک برنج به علت داشتن گروه‌های عاملی مختلف مانند پلی‌ساکارید، لیگنین و غیره از طریق فرآیندهای تشکیل کمپلکس و تبادل یونی قابلیت جذب یون‌های فلزی را دارند. سطح شلتوک برنج اصلاح شده با تیمار اسیدی دارای گروه‌های عاملی اسیدی حاوی کربن مانند COOH– و OH– هستند که مسئول تبادل یونی می‌باشند و می‌توانند کاتیون‌های عناصر سنگین مانند کادمیوم را جذب نمایند که در روابط ۱-۱ و ۱-۲ نشان داده شده است (El-Shafey, 2007).

$$2-COOH + Cd^{2+} = -(COO)_2Cd + 2H^+ \quad (۱-۱)$$

$$2-COH + Cd^{2+} = -(CO)_2Cd + 2H^+ \quad (۱-۲)$$

حذف کادمیوم دو ظرفیتی به وسیله‌ی شلتوک برنج طبیعی و اصلاح شده با اسید فسفریک از خاک آلوده مشخص کرد که شلتوک برنج اصلاح شده با اسید فسفریک توانایی جذب آلودگی بیشتری از شلتوک برنج طبیعی و اصلاح نشده دارد (Abduolrahimi و همکاران ۲۰۱۸). نتایج حاصل از تصاویر میکروسکوپ الکترونی روبشی[1]شلتوک برنج طبیعی و اصلاح شده با اسید فسفریک نشان داد که در سطح شلتوک برنج طبیعی ساختمان منظم و بعضاً متقاطع وجود دارد که در پوسته بیرونی آن ساختارهایی به صورت مخروطی، سوزنی و شبیه کُرک دیده می‌شود. بعد از اصلاح با تیمار اسیدی، شلتوک برنج ساختار سطحی نامنظم و متخلخل پیدا می‌کند (شکل ۱). منافذ باز و حفره مانند روی سطح شلتوک برنج اصلاح شده با اسید فسفریک جریان محلول آلوده را به داخل حفره‌های آن تسهیل و سرعت جذب را افزایش می‌دهد. نتایج حاصل از طیف‌سنجی فلوروسانس پرتو ایکس[2]نیز نشان داد که شلتوک برنج تیمار شده با اسید فسفریک افزایش نسبی در مقدار عناصر سدیم، سلیسیم و فسفر و کاهش در مقدار عناصر پتاسیم و کلسیم در مقایسه با شلتوک برنج طبیعی دارند (Zhang و همکاران ۲۰۱۴).



شکل۱- تصاویر میکروسکوپ الکترونی از (a) شلتوک برنج طبیعی با ۱۰۰۰ برابر بزرگنمایی و (b) شلتوک برنج اصلاح شده با اسید فسفریک با ۳۰۰۰ برابر بزرگنمایی (Zhang و همکاران ۲۰۱۴).

[1]Scanning electron micrographs
[2]X-Ray fluorescence

پوست درخت کاج

پوست درخت کاج یک محصول جانبی در صنعت چوب است که گنجایش جذب بالای آن نسبت به فلزهای سنگین توجه پژوهشگران و مهندسین محیط زیست را به خود جلب کرده است. پژوهشگران عنوان کردند که پوست درخت کاج در حفظ و نگهداری ترکیب‌های آلی هیدروفوبیک مانند آفت‌کش‌های ارگانوکلرین، پنتاکلروفنول و PAHs موثر است. پنتاکلروفنول می‌تواند به شدت با پوست درخت کاج پیوند برقرار کند و میانگین حذف با ۰/۱ گرم پنتاکلروفنول پوست درخت کاج ۹۲ درصد گزارش شده است (Seo و همکاران ۲۰۰۷). استفاده از پوست درخت کاج در حذف آلودگی PAHsها از آب‌های زیرزمینی راندمان بالایی را نشان داد که همبستگی بالا با مواد هیدروفوبیکی پوست درخت کاج به ترکیب آلی نسبت داده شده است (Ratola و همکاران ۲۰۰۳). ترکیب‌های عمده‌ی لیگنین موجود در پوست درخت کاج شامل پلی‌فنولیک‌ها (۴۴ درصد وزنی)، پلی‌ساکاریدها، (۳۹ درصد وزنی) آب و عصاره‌های حلال آلی (۱۷ درصد وزنی) به‌علاوه خاکستر (۱ درصد وزنی) می‌باشد که لیگنین در پوست درخت کاج محیط عمده و اصلی جذب آلودگی‌های آلی به دلیل ماهیت نسبتا هیدروفوبیکی آن است (Huang و همکاران ۲۰۰۶).

نتیجه‌گیری

جذب سطحی یک روش نسبتا جدید است که روند بسیار امیدوار کننده‌ایی در حذف آلاینده‌ها از محلول‌های آبی آلوده نشان داده است. بهترین جاذب در فرآیند جذب سطحی، کربن فعال است اما بسیار گران بوده و نیاز به بازیابی و احیای مجدد آن بعد از فرآیند جذب دارد. بنابراین کربن فعال تجاری می‌تواند به وسیله‌ی انواع مواد فرعی و پسماندهای کشاورزی ارزان قیمت، دردسترس و دارای راندمان بالا در جذب انواع آلاینده‌های آلی و غیرآلی جایگزین شود. استفاده از جاذب‌های کم‌هزینه در تیمار فاضلاب‌ها و محلول‌های آبی برای پژوهشگران زیست‌محیطی و مقامات دولتی به سبب ارزان بودن و در دسترس بودن این نوع جاذب‌ها بسیار رضایت‌بخش است. اگرچه مقالات زیادی در این موضوع در دسترس هستند، اما استفاده از این جاذب‌ها در مقیاس وسیع توسعه نیافته‌اند و بنابراین نیاز به پژوهش‌هایی برای بررسی پیامد و کارایی این پسماندها به منظور حذف آلاینده‌ها از پساب‌های کشاورزی و صنعتی در مقیاس واقعی وجود دارد.

منابع

Abduolrahimi, S., Ghorbanzadeh, N., Ramezanpuor, H and Farhangi, M.B. 2018. Efficiency of Natural and Modified Bentonite and Rice Husk on Immobilization of Cadmium and Its Effect on Some Biological Properties of Soil. Water and Soil J. 32, 1.169-183. (In Persian)

Ajmal, M., Rao, R A K., Ahmad, R and Ahmad, J. 2000. Adsorption studies on *Citrus reticulata* (fruit peel of orange): Removal and recovery of Ni(II) from electroplating wastewater. Hazard Mater J. 79, 117−131.

Akati, N. 2013. Use of modified orange peel as absorbent to remove lead and copper heavy metals from aqueous solution. Journal of Environmental Science. 56, 45-56. (In Persian)

Banerjee, K., Ramesh, S.T., Nidheesh, P.V and Bharathi, K.S. 2012. A novel agricultural waste adsorbent, watermelon shell for the removal of copper from aqueous solutions. Iranica Energy Environ J. 3, 143-156.

Chuah, T.G., Jumasiah, A., Azni, I., Katayon, S and Choong, S.Y. T. 2005. Rice husk as a potentially low-cost biosorbent for heavy metal and dye removal: an overview. Desalination J. 175(3), 305–316.

El-Shafey, E.I. 2007. Sorption of Cd(II) and Se(IV) from aqueous solution using modified rice husk. Journal of hazarduoz material. 147, 546–555.

Gurgel, L.V.A., de Freitas, R.P and Gil, L.F. 2008. Adsorption of Cu(II), Cd(II), and Pb(II) from aqueous single metal solutions by sugarcane bagasse and mercerized sugarcane bagasse chemically modified with succinic anhydride, Carbohydr. Polym J. 74, 922–929.

Garg, U.K., Kaur, M.P., Garg, V.K and Sud, D. 2007. Removal of hexavalent chromium from aqueous solution by agricultural waste biomass. Hazardous Materials J. 140, 60–68.

Halim, M., Conte, P and Piccolo, A. 2002. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. Chemosphere J. 52, 26–75.

Hosseini, S.M., Farrokhian Firouzi, A., Babaei, A.A and Heidarizadeh, F. 2012. Removal of Cu(II) from Aqueous Solution by Modified Tea Waste with Magnetic Nanoparticles. Water and Wastewater J. 4, 112–119. (In Persian)

Huang, L., Boving, T.B and Xing, B. 2006. Sorption of PAHs by aspen wood fibers as affected by chemical alterations. Environ. Sci. Technol J. 40: 3279–3284

Lee, S., Kim, H., Park, E.Y., Yun, H.J and Kim, J.G. 2011. In situ stabilization of arsenic and metal-contaminated agricultural soil using industrial by-products. Geoderma J. 161(1), 1–7.

Li, X.M., Tang, Y.R., Cao, X.J., Lu, D.D., Luo, F and Shao, W.J. 2008. Preparation and evaluation of orange peel cellulose adsorbents for effective removal of cadmium, zinc, cobalt and nickel, Colloids Surf. Agriculture J. 317, 512–521.

Liang, S., Guo, X., Feng, N and Tian, Q. 2009. Adsorption of Cu^{2+} and Cd^{2+} from aqueous solution by mercapto-acetic acid modified orange peel Colloids Surf. B: Biointerfaces J. 73, 10–14.

Mohamadpuor, E., Yaftiyan, M., Zamani, A.A and Gharbani, P. 2016. Study of the efficiency of a composting compost column filter to remove some heavy metal ions from aqueous solutions. New Materials Magazine. 7(4), 67–80. (In Persian).

Mehrabpuor, M., Davoodi, M., Alidadi, H and Dolatabadi, M. 2016. Evaluation of the efficiency of bitter olive tree sawdust in removal of heavy metals and heavy metals from the textile industry. Health J. 3(2), 55-69. (In Persian)

Pashazanosi, M.B. 2013. Removal of metal ions from wastewater using orange leaves with atomic absorption spectrometry technique (Case study: Nowshahr city). Journal of Quantum Chemistry and Spectroscopy. 3(8), 21–26. (In Persian)

Ratola, N., Botelho, C., and Alves, A. 2003. The use of pine bark as a natural adsorbent for persistent organic pollutants-study of lindane and heptachlor adsorption. Chem. Technol. Biotechnol J. 78: 347–351.

Roy, D., Greenlaw, P.N and Shane, B.S. 1993. Adsorption of heavy metals by green algae and ground rice hulls. Journal of Environmental Science and Health. 28, 37–50.

Schutz, T., Dolinska, S and Mockovciakova, A. 2013. Characterization of bentonite modified by manganese oxides. Universal Journal of Geoscience J. 1(2), 114–119.

Sene, L., Converti, A., Felipi, M.G.A and Zilli, M. 2002. Sugarcane bagasse as alternative packing material for bio-filtration of benzene polluted gaseous streams: Apreliminary study. Bioresour. Technol J. 83, 153–157.

Seo, Y., Jang, A., and Bishop, P.L. 2007. Organic mulch biowall for PAH contaminated groundwater remediation. Eur Soil Biol J. 43: 304–309.

Wasewar, K.L., Mohammad, A., Prasad, B and Mishra, I.M. 2008. Adsorption of Zn using factory tea waste: kinetics, equilibrium and thermodynamics. Clean: Soil, Water, Air J. 36(3), 320–329.

Wan Ngah, W.S., and Hanafiah, M.A.K.M, (2008), "Removal of heavy metal ions from wastewater by chemically modified plant wastes as adsorbents: A review", Bioresource Technology, Vol. 99, pp 3935-3948.

Zhang, Y., Zheng, R., Zhao, J., Ma, F., Zhang, Y and Meng, Q. 2014. Characterization of H_3PO_4 treated rice husk adsorbent and adsorption of copper(II) from aqueous solution. Hindawi Publishing Corporation BioMed Research International, pp 1–8.

Topic for submission: Ecosystem pollution, human health and Bioremediation

Agricultural wastes effective adsorbents in removing various types of pollutants from contaminated water solutions

*Samaneh Abduolrahimi[1], Nasrin Ghorbanzadeh[2], Mohammad Bagher Farhangi[2]

[1]M.Sc., Dept. of Soil Science, University of Guilan,

[2]Assistant Prof., Dept. of Soil Science, University of Guilan

Abstract

Released pollutants from agricultural activities and the extension of industries will lead to the entry of various pollutants into the environment, especially water resources. As for the severe water deficiency in the world over the next two decades, water recycling and reuse of refined wastewaters is essential for useful purposes, such as irrigation of agriculture and in some cases urban consumption. Therefore, consideration of economical and efficient methods for the removal of pollutants from wastewaters is necessary and inevitable. The use of inexpensive materials has attracted many researchers in this field. Agricultural wastes are considered as low cost and good return adsorbents. The purpose of this paper is to organize accessible but dispersed information that relates to a wide range of agricultural wastes and, to a lesser extent, forests as low-cost adsorbents capable of removing pollutants. Research has shown the capacity of agricultural wastes as adsorbents for the removal of organic and inorganic pollutants. Modified of agricultural wastes as adsorbents can increase the adsorption capacity of these materials. So, removing pollutants from contaminated solutions by agricultural wastes from the environmental point of view and as well as optimal utilization of this wastes is very significant.

Keywords: Adsorption, Forest waste, Heavy metals, Rice husk

*Corresponding author: samaneh.abduolrahimi@gmail.com

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

اثر نانو ذرات و نیترات نقره بر فعالیت آنزیم اوره آز به‌عنوان شاخصی از چرخه‌ی نیتروژن در یک خاک آهکی

احمد بازوبندی[۱*]، امیر فتوت[۲]، اکرم حلاج نیا[۳]، نرگس عابدین زاده[۴]، الهام خاکزار[۴]

[۱] دانشجوی دکتری گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۲] دانشیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۳] استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

[۴] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

چکیده

کاربرد گسترده نانو ذرات نقره در بخش‌های مهم صنعتی می‌تواند زنگ خطر جدی برای محیط‌زیست باشد، چراکه خاصیت ضد باکتریایی و ضد میکروبی این نانوذره به‌صورت انتخابی عمل نمی‌کند و می‌تواند طیف گسترده‌ای از ریز جانداران مفید موجود در محیط‌های آبی و خاکی را در معرض خطرات جدی قرار دهد. از طرفی یکی از مهم‌ترین شاخص‌های بیولوژیکی خاک فعالیت آنزیمی خاک است، دراین‌بین نیتروژن یکی از مهم‌ترین عناصر موردنیاز گیاه بوده و چرخه این عنصر وابستگی زیادی به ریز جانداران خاک دارد. با استناد به این موارد و همچنین فرضیات کلی، مطالعه‌ی حاضر اثرات این نوع نانوذره را در مقایسه با شکل نمکی آن (نیترات نقره) موردبررسی قرارداد. در این میان با توجه به اهمیت مدت‌زمان حضور نانو ذرات در محیط خاک این پارامتر هم به‌عنوان یک عامل مهم در نظر گرفته شد. نتایج حاصل نشان داد که شکل نانوذره نقره نسبت به شکل نمکی (نیترات نقره) بازدارندگی بیشتری برای فعالیت‌های آنزیمی اوره آز داشته است. همچنین مشاهده شد هرچه زمان حضور نانو ذرات و حتی نیترات نقره در خاک بیشتر باشد میزان اثرگذاری آن بر فعالیت آنزیمی هم بیشتر است.

کلمات کلیدی: آنزیم اوره آز، چرخه‌ی نیتروژن، نانو ذرات نقره، نیترات نقره.

مقدمه

فناوری ابزار جدیدی برای حل مشکلات ساده و پیچیده فراهم می‌کند و امروزه، نانوتکنولوژی مجموعه‌ای از تکنیک‌ها، روش‌ها و محصولاتی را برای پیشرفت‌های جدید در چندین زمینه کلیدی مانند پزشکی، مهندسی، کشاورزی و دریایی ارائه می‌دهد. نانو مواد به مواد طبیعی و یا مصنوعی که حداقل یک بعد خارجی از آن بین ۱ تا ۱۰۰ نانومتر باشد و سطح حجم مشخصی از آن بیشتر از ۶۰ مترمربع (توصیه‌ی کمیسیون نانو مواد اروپا در تاریخ ۱۸ اکتبر ۲۰۱۱) باشد گفته می‌شود. به دلیل خصوصیات منحصربه‌فرد نانو مواد، معمولاً در کاربردهای مختلفی مورداستفاده قرار می‌گیرند. نقره یک فلز گران‌بهای طبیعی است و در انواع فعالیت‌های کاربردی مانند پزشکی، اثاث منزل، ظروف غذا، جواهرات، سکه، پارچه و مواد ساختمانی حتی در تمدن‌های باستانی استفاده‌شده است (Abraham 2015) در مقیاس نانو مواد دارای خواص منحصربه‌فرد فوق‌العاده‌ای‌اند که در حالت توده‌ای مواد دیده نمی‌شود (Hiemstra 2018). با ورود فناوری نانو در بخش صنعت و تولید نانو نقره استفاده از این فلز به‌شدت افزایش پیداکرده است، اثرات ضد باکتریایی، ضد قارچی و ضدویروسی نانو ذرات نقره باعث شده است که امروزه این ماده جزء اصلی، تقریباً تمامی محصولات بهداشتی و بخش اعظمی از دیگر محصولات تولیدی برای مثال بسته‌بندی مواد غذایی، فیلترهای آب، لباس، افشانه‌ها خوشبوکننده، شوینده‌ها، ماشین‌های لباسشویی، رنگ‌ها، صابون‌ها و انواع لوسیون، ابزار جراحی، وسایل ایمپلنت، محصولات بهداشتی، صوت و تصویر و ... در سراسر جهان باشد (Abraham 2015). استفاده از نانو ذرات در محصولات مختلف و به‌تبع آن ورود این مواد به محیط‌زیست (Zhang و همکاران ۲۰۱۶) باعث به وجود آمدن این سؤال می‌شود که آیا وجود این ذرات در محیط‌زیست و به‌خصوص خاک بدون خطر خواهد بود؟ برای پاسخ به این سؤال باید جنبه‌های مختلف زیست‌محیطی را در نظر گرفت. خصوصیات ضد میکروبی نانو ذرات نقره یکی از عوامل اصلی نگرانی جامعه علمی در خصوص ورود این ماده به خاک است چراکه وجود ریز جانداران خاک از عوامل مهم کیفیت و سلامت خاک است، حال‌آنکه حضور این نانو مواد می‌تواند باعث از بین رفتن بخش زیادی از ریز جانداران مفید خاک، کرم‌های خاکی (Schlich و همکاران ۲۰۱۳) ، آنزیم‌ها (Rahmatpour و همکاران ۲۰۱۷) و آسیب به گیاهان مختلف (Zuverza-Mena و همکاران ۲۰۱۶) شود. از طرفی آنزیم‌های خاک از طریق واکنش‌های شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی بسیار، نقش حیاتی در فرآیندهای خاک مانند چرخه غذایی و تبدیل انرژی بازی می‌کنند.

* ایمیل نویسنده مسئول: bazoobandi.ahmad@mail.um.ac.ir

محققین مختلفی آنزیم‌های خاک را به‌عنوان شاخص‌های قابل‌استفاده برای آلودگی، حاصلخیزی، سلامت و بلوغ خاک پیشنهاد کرده‌اند (Machulla, Bruns, and Scow 2005). ازجمله دلایل اصلی این رویکرد می‌توان به ارتباط نزدیک آنزیم‌های خاک با ماده آلی و ویژگی‌های فیزیکی و بیولوژیکی خاک، سهولت در اندازه‌گیری و پاسخ سریع آن‌ها به تغییرات در مدیریت خاک اشاره کرد. میزان فعالیت آنزیم‌های خاک وابسته به روند و شدت فرآیندهای بیوشیمیایی بوده و تحت تأثیر نوع خاک، نوع کاربری، پوشش گیاهی و طرح مدیریتی خاک قرار دارد. یکی از دلایل عمده تفاوت در میزان فعالیت آنزیم‌ها در خاک‌های مختلف، نوع خاک است. چراکه این عامل به‌نوعی بر سطح مواد آلی خاک، ترکیب و فعالیت میکروارگانیسم‌ها تأثیر دارد. طبیعتاً قدم اول در فهم رفتار نانو ذرات در محیط‌های خاکی، شناخت رفتار نانو ذرات در خاک‌های مختلف است. ازآنجاکه پروژه‌ی نانو نقره، افق جدیدی در علم شیمی خاک است و بیشتر مطالعات انجام‌شده در کشورهای اروپایی و خاک‌هایی با ماده آلی بالا انجام‌شده است، نمی‌توان رفتار این نانو ذرات را به اقلیم‌های خشک با خاک‌های آهکی تعمیم داد. بر این اساس مطالعه حاضر باهدف شناخت رفتار و اثرگذاری این نانو ذرات در خاک‌های آهکی بر اوره آز به‌عنوان یکی از مهم‌ترین آنزیم‌های خاک انجام خواهد شد.

مواد و روش‌ها

سنتز نانو ذرات خاک

نانو ذرات نقره سنتز شده از روش‌های مختلف، اندازه، شکل و ریخت‌شناسی‌های مختلفی دارد و برای کاربردهای مختلفی به کار گرفته می‌شود. باید گفت که در اینجا سنتز نانو نقره از روش احیا و آن‌هم نوع خاص احیای شیمیایی، مطالعه و بررسی‌شده است. در مطالعه‌ی حاضر از سیترات سدیم به‌عنوان احیاکننده استفاده شد همچنین سیترات عامل پایدارکننده نانو ذرات بوده و از فولیکولِ شدن نانو ذرات در محیط سوسپانسیون جلوگیری می‌کند.

اعمال تیمارهای آزمایشی

این آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل در سه تکرار انجام‌شده است. فاکتورهای آزمایش شامل زمان (سه ماه و صفر)،نوع نقره استفاده شده (نیترات نقره و نانو ذرات نقره) و سه سطح غلظتی (۵، ۲۵ و ۱۲۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) در سه تکرار، بوده است. با مخلوط کردن سوسپانسیون حاوی نیترات و نانو ذرات نقره با خاک موردنظر و نگهداری آن‌ها در ظروف پلاستیکی مخصوص درب دار به مدت سه ماه و همچنین برای زمان صفر مخلوط کردن نانو ذرات در زمان انجام نمونه‌برداری برای بررسی میزان فعالیت آنزیمی اوره آز مطالعه‌ی حاضر شروع شده است. پس از نمونه برداری از خاک و انتقال به آزمایشگاه، نمونه ها در دمای ۴ درجه نگهداری شدند. سپس در روز بعد مقدار فعالیت آنزیمی با استفاده از روشی که در ادامه شرح داده خواهد شده اندازه گیری شد.

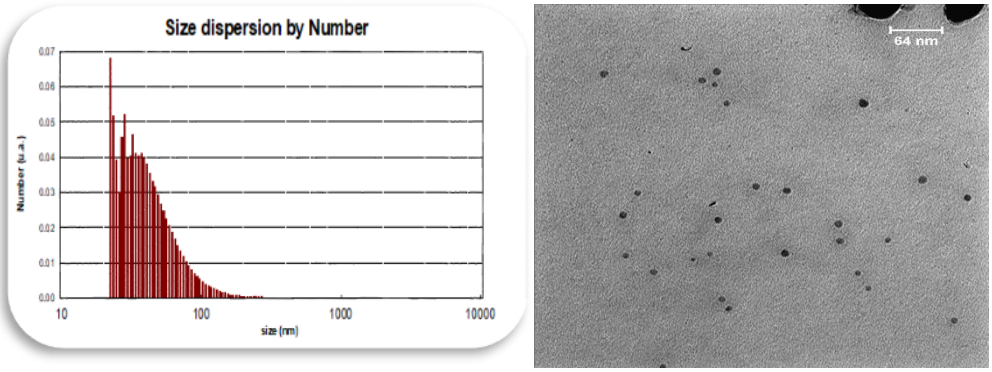
اندازه‌گیری آنزیم اوره آز

برای اندازه‌گیری میزان فعالیت آنزیم اوره آز ابتدا ۵ گرم خاک با ۰/۲ میلی‌لیتر تولوئن (به جهت توقف فعالیت‌های میکروبی) تیمار شده و سپس ۹ میلی‌لیتر بافر تریس (تریس هیدروکسی متیل آمینو متان، pH=۷) و یک میلی‌لیتر محلول ۰/۲ مولار اوره به آن افزوده شد و به مدت ۲ ساعت در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد در انکوباتور قرار گرفت. پس از انکوباسیون ۳۵ میلی‌لیتر محلول KCl-Ag_2SO_4 (۲/۵ مولار نسبت به KCl و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر نسبت به Ag_2SO_4) به آن افزوده شده، سپس ظرف در دمای اتاق سرد شد و بعدازآن، سوسپانسیون خاک را با محلول KCl-Ag_2SO_4 به حجم ۵۰ میلی‌لیتر رسانده و سپس مقدار آمونیوم آزادشده در مخلوط خاک به روش تقطیر با بخار آب تعیین شد (Keeney and Nelson 1982). برای این کار ۲۰ میلی‌لیتر از سوسپانسیون به ظرف تقطیر منتقل‌شده و ۰/۲ گرم اکسید منیزیم فوراً به آن افزوده شد و در دستگاه کجدال قرار داده شد. سپس محلول به‌دست‌آمده با اسیدسولفوریک ۰/۰۰۱ نرمال تیتر شد.

نتایج و بحث

مشخصات نانو ذرات نقره

شکل ۲ نشان‌دهنده‌ی توزیع اندازه ذرات نانو ذرات نقره در محدوده‌ی نانو است، همان‌طور که مشاهده می‌شود اکثریت ذرات در محدوده‌ی ۴۰ تا ۱۰۰ نانومتر هستند. از طرف دیگر شکل ۱ تأیید مناسبی برای اندازه ذرات است. همان‌طور که در شکل نشان داده‌شده ذرات نتنها در محدوده نانو قرار دارند بلکه هیچ تجمع یا اگلومره شدنی هم در ذرات دیده نمی‌شود.



شکل ۱. نمودار مربوط به‌اندازه نانو ذرات (اندازه‌گیری شده توسط دستگاه PSA[1]) و تصویر میکروسکوپ الکترونی عبوری (TEM[2]) نانو ذرات سنتز شده

خصوصیات خاک

خصوصیات فیزیک و شیمیایی خاک‌های استفاده‌شده در این مطالعه در جدول ۱ مشخص‌شده است. با توجه به داده‌های جدول و با استفاده از روش تیتراسیون به‌وسیله‌ی اسیدکلریدریک، میزان آهک ۱۵ درصد به‌دست‌آمده و مشخص شد این خاک جز خاک‌های آهکی است، بافت خاک با استفاده از روش هیدرومتری، لومی به‌دست آمد ، همچنین pH با استفاده از پی اچ متر در عصاره اشباع اندازه‌گیری شده و در محدوده‌ی خنثی بوده است، ازنظر نمک‌های محلول میزان EC با استفاده از ای سی متر در عصاره اشباع تعیین و مشخص شد خاک در محدوده‌ی غیر شور است. میزان کربن آلی نیز بسیار محدود بود.

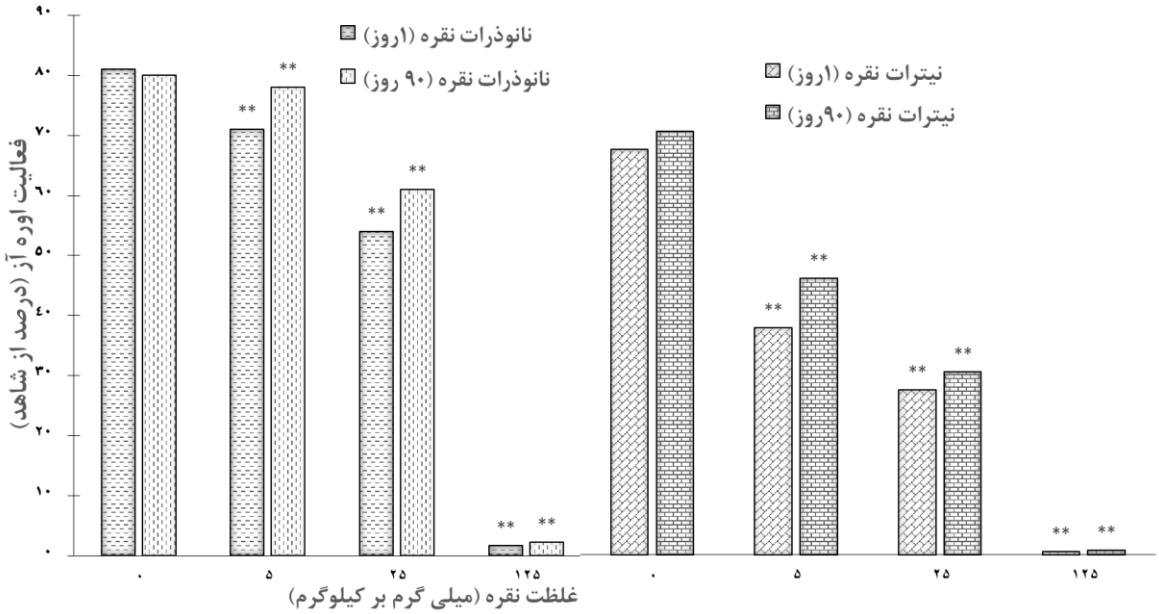
جدول ۱. خصوصیات خاک استفاده‌شده در این مطالعه.

پارامتر	درصد رس	درصد شن	درصد سیلت	درصد آهک	درصد کربن آلی	EC (دسی زیمنس بر متر)	pH
	۲۰	۳۵	۴۵	۱۵/۴	۰/۵۸۵	۲/۴	۷/۴

اثرات نانو ذرات نقره و نیترات نقره بر فعالیت آنزیم اوره آز

نتایج مقایسه میانگین نشان می دهد که با افزایش غلظت نانو ذرات و نیترات نقره فعالیت آنزیمی اوره آز کاهش‌یافته است (جدول ۲). نکته‌ی قابل‌توجه اثر بیشتر نانو ذرات نقره نسبت به نیترات نقره در کاهش فعالیت آنزیمی بوده است. در همین زمینه Rahmatpour و همکاران (۲۰۱۷) گزارش کردند که نانو ذرات نقره نسبت به نیترات نقره در فعالیت آنزیمی اوره آز و دهیدروژناز اثر بازدارندگی بیشتری داشته‌اند. همچنین در مطالعه‌ای (Peyrot و همکاران ۲۰۱۴) به بررسی اثرات نانو ذرات و یون نقره بر فعالیت آنزیمی پرداختند، آن‌ها گزارش کردند که اثرات نانو ذرات نقره نسبت به یون نقره به‌شدت بازدارنده‌تر بوده است. بازدارندگی فعالیت آنزیم‌های خارج سلولی توسط نانو ذرات ممکن است به دلیل اثرات منفی نانو ذرات نقره و یا یون‌های آزاد نقره باشد (Morones و همکاران ۲۰۰۵). اما بااین‌حال برخی از شواهد نشان می‌دهد که اثرات بازدارندگی نانو ذرات نقره برای فعالیت آنزیمی بیشتر به دلیل خصوصیات خود نانو ذرات است (Peyrot و همکاران ۲۰۱۴ ؛ Shin, Kwak, and An 2012). همان‌طور که در شکل ۲ نشان داده‌شده است اثرات بازدارندگی نانو ذرات نقره و نیترات نقره که ۹۰ روز در حالت ظرفیت زراعی قرارگرفته‌اند نسبت به خاک‌هایی که به‌تازگی به نانو ذرات و نیترات نقره آلوده‌شده‌اند بیشتر بوده است این مسئله را می‌توان به اثرات بلندمدت نانو ذرات نقره ربط داد، احتمالاً حل شدن کامل نانو ذرات در خاک به زمان نیاز داشته و پس از انحلال کامل نانو ذرات و همچنین نیترات نقره اثرات بازدارندگی بیشتری از خود نشان خواهند داد. همچنین امکان از بین رفتن پوشش نانو ذرات نقره و آزاد شدن یون‌های نقره در فواصل زمانی طولانی‌تر بیشتر بوده و اثرات یون‌های آزاد ممکن است باعث کاهش فعالیت آنزیمی اوره آز شود (Hiemstra 2018). این مسئله تأییدکننده این اصل است که باید در آنالیز اثرات بازدارندگی فلزات محلول و همچنین نانو ذرات برای فعالیت‌های آنزیمی اثر عمر را نیز در نظر گرفت (Rahmatpour و همکاران ۲۰۱۷) .

[1] Particle Size Analyzer
[2] Transmission Electron Microscopy



شکل ۲. فعالیت آنزیم اوره آز تحت تأثیر غلظت‌های متفاوت نانو ذرات نقره و نیترات نقره و دو زمان ظرفیت زراعی (یک روز و سه ماه) که به شکل درصدی از میانگین در شاهد بیان‌شده است. ستاره‌ها نشان‌دهنده‌ی تفاوت معنی‌دار بین تیمار و شاهد (تست توکی؛ $P<0.01$)

جدول ۲- نتایج تجزیه واریانس مالچ کاه و کلش گندم بر مقدار متوسط رطوبت خاک در طی دوره آزمایش

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F
نوع نقره	۱	۳۰/۴۳	۰/۰۱۵۶ *
سطح غلظت	۲	۲۹/۰۶	۰/۰۰۵۷ *
زمان	۱	۱۵/۳۴	۰/۰۷۱*
خطای آزمایش	۲۴	۴/۴۹	-
اثر متقابل نوع و سطح	۲	۷/۷۸	۰/۱۹۸*
اثر متقابل نوع و زمان	۱	۱/۶۴	۰/۵۵*
اثر متقابل سطح و زمان	۱	۱۳/۲۴	۰/۰۷*
اثر سطح، نوع و زمان	۲	۸/۵۸	۰/۱۷ns

ns و *: به ترتیب غیرمعنی‌دار، معنی‌دار در سطح پنج درصد

نتیجه‌گیری

مطالعه حاضر باهدف مقایسه‌ی اثرات نانو ذرات و نیترات نقره در دو زمان صفر و ۹۰ روز بر فعالیت آنزیم اوره از در خاک انجام شد. نتایج نشان داد که اثر بازدارندگی نانو ذرات نقره به‌مراتب بیشتر از نیترات نقره بوده است که این مسئله احتمالاً به دلیل خصوصیات ویژه نانو ذرات مانند سطح ویژه بالا و واکنش‌پذیری بیشتر آن است. از طرف دیگر با مقایسه‌ی زمان حضور نانو ذرات و نیترات نقره در خاک، مشخص شد که هرچه زمان حضور نانو ذرات و نیترات نقره در خاک بیشتر باشد احتمالاً به دلیل انحلال کامل آن‌ها و همچنین آزادسازی یون‌های نقره از نانو ذرات اثر بازدارندگی بیشتری برای فعالیت‌های آنزیمی از خود نشان می‌دهند.

منابع

Abraham, Priya Mary. 2015. “Attachment of Engineered Silver Nanoparticles to Collector Surfaces-A Batch Sorption Study

Using Model and Environmental Surfaces."

Hiemstra, Tjisse. 2018. "Surface Structure Controlling Nanoparticle Behavior: Magnetism of Ferrihydrite, Magnetite, and Maghemite." *Environmental Science: Nano* 5 (3): 752–64. https://doi.org/10.1039/c7en01060e.

Keeney, Dennis R, and D Wl Nelson. 1982. "Nitrogen—Inorganic Forms 1." *Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties*, no. methodsofsoilan2: 643–98.

Machulla, Galina, Mary Ann Bruns, and Kate M Scow. 2005. "Microbial Properties of Mine Spoil Materials in the Initial Stages of Soil Development." *Soil Science Society of America Journal* 69 (4): 1069–77.

Morones, Jose Ruben, Jose Luis Elechiguerra, Alejandra Camacho, Katherine Holt, Juan B Kouri, Jose Tapia Ramírez, and Miguel Jose Yacaman. 2005. "The Bactericidal Effect of Silver Nanoparticles." *Nanotechnology* 16 (10): 2346.

Peyrot, Caroline, Kevin J Wilkinson, Mélanie Desrosiers, and Sébastien Sauvé. 2014. "Effects of Silver Nanoparticles on Soil Enzyme Activities with and without Added Organic Matter." *Environmental Toxicology and Chemistry* 33 (1): 115–25.

Rahmatpour, Samaneh, Mehran Shirvani, Mohammad R. Mosaddeghi, Farshid Nourbakhsh, and Mehdi Bazarganipour. 2017. "Dose–Response Effects of Silver Nanoparticles and Silver Nitrate on Microbial and Enzyme Activities in Calcareous Soils." *Geoderma* 285: 313–22. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.006.

Schlich, Karsten, Thorsten Klawonn, Konstantin Terytze, and Kerstin Hund-Rinke. 2013. "Hazard Assessment of a Silver Nanoparticle in Soil Applied via Sewage Sludge." *Environmental Sciences Europe* 25 (1): 17. https://doi.org/10.1186/2190-4715-25-17.

Shin, Yu-Jin, Jin Il Kwak, and Youn-Joo An. 2012. "Evidence for the Inhibitory Effects of Silver Nanoparticles on the Activities of Soil Exoenzymes." *Chemosphere* 88 (4): 524–29.

Zhang, Xin, Chuan-Wang Yang, Han-Qing Yu, and Guo-Ping Sheng. 2016. "Light-Induced Reduction of Silver Ions to Silver Nanoparticles in Aquatic Environments by Microbial Extracellular Polymeric Substances (EPS)." *Water Research* 106: 242–48.

Zuverza-Mena, Nubia, Raul Armendariz, Jose R. Peralta-Videa, and Jorge L. Gardea-Torresdey. 2016. "Effects of Silver Nanoparticles on Radish Sprouts: Root Growth Reduction and Modifications in the Nutritional Value." *Frontiers in Plant Science* 7 (February): 1–11. https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00090.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of AgNPs and $AgNO_3$ on soil urease activities as nitrogen cycle index in calcareous soil

Bazoobandi*[1], A., Fotovat[2], A., Halajnia, .[3] N., Abedinzadeh, Khakzar, E. [4]

[1] PhD. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran

[2] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran

[3] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran

[4] M. Sc. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture Ferdowsi University of Mashhad, Iran

Abstract

The widespread use of silver nanoparticles in important industrial section can be a serious environmental hazard since the antibacterial and antimicrobial properties of this nanoparticle are not selective and can threat a wide range of beneficial microorganisms in the aquatic and terrestrial environments and expose them to serious risks. On the other hand, soil enzyme activity is one of the most important biological indices of soil. Nitrogen is one of the most important elements for the plant, and the cycle of this element depends on soil microorganisms. Based on these and general assumptions, the current study examined the effects of this type of nanoparticle in comparison to its salt form (silver nitrate). Considering the importance of the presence of nanoparticles in the soil environment, this parameter was considered as an important factor. The results showed that the silver nanoparticle shape was inhibitorier to urease enzyme activity than salt form (silver nitrate). It was also observed that if the presence of nanoparticles and even silver nitrate in soil last for longer time, it will be more affective on soil enzymatic activity.

Keywords: Enzymatic activity, Nitrogen cycle, silver nanoparticles, silver nitrate.

* Corresponding author, Email: bazoobandi.ahmad@mail.um.ac.ir

محور مقاله: آلودگی خاک و آب و سلامت محصولات کشاورزی

ارزیابی سطح آلودگی فلزات سنگین در حوضه آبخیز باغان، بوشهر

سمیه دهقانی[۱*]، مهدی نادری خوراسگانی[۲]، جهانگرد محمدی [۳]، احمد کریمی[۴]

[۱] دانشجوی دکتری خاکشناسی- فیزیک و حفاظت خاک، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

[۲] دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

[۳] استاد گروه علوم خاک, دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

[۴]استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

چکیده

آلودگی‌های محیطی و خطرات مرتبط با آن به یک معضل مهم در سطح جهان تبدیل شده است. این پژوهش در حوضه آبخیز باغان در جنوب شرقی استان بوشهر با هدف بررسی آلودگی خاک حوضه آبخیز به فلزات سنگین انجام گرفت. تعداد ۱۲۰ نمونه مرکب خاک با استفاده از تکنیک ابرمکعب لاتین انتخاب شدند. عناصر سنگین شامل Cd، Mn، Ni، Pb، Zn، Cu، Fe به روش اسپوزیتو عصاره‌گیری و به کمک دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شدند. با استفاده از شاخص‌های ژئوشیمیایی ضریب آلودگی (CF) و ضریب زمین انباشت (I_{geo}) آلودگی خاک‌ها مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که خاک‌های منطقه نسبت به همه فلزات در کلاس آلودگی متوسط ($1 \leq CF < 3$) قرار داشتند. به طور کلی رتبه‌بندی فاکتور آلودگی Cd>Mn>Ni>Pb>Zn>Cu>Fe می‌باشد. بیشترین میانگین I_{geo} مربوط به فلز سنگین کادمیوم (۰/۹) گرم بر کیلوگرم و میانگین I_{geo} برای عناصر مورد بررسی در خاک Cd>Mn>Ni>Pb>Zn>Cu>Fe می‌باشد. به نظر می‌رسد ترکیبی از فعالیت‌های پالایشگاه گاز و کشاورزی (مصرف کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها) موجب تجمع فلزات سنگین در خاک شده‌اند.

کلمات کلیدی: آلودگی خاک، عناصر سنگین، فاکتور آلودگی، شاخص زمین انباشت،حوضه باغان

مقدمه

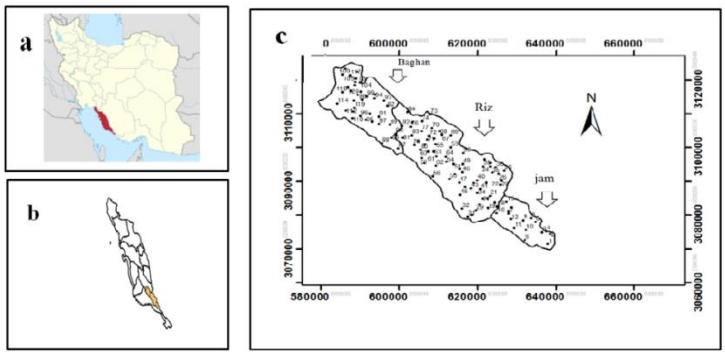
خاک منبع طبیعی فلزات سنگین و دیگر عناصر شیمیایی است (Yalcin و همکاران، ۲۰۰۷). آلودگی خاک به‌طور قابل توجهی کیفیت محیط را کاهش می‌دهد و بر سلامت انسان تأثیر می‌گذارد (Chandrasekaran و همکاران، ۲۰۱۵). فلزات سنگین موجود در خاک‌های مختلف از منابع لیتوژنیک، پدوژنیک و آنتروپوژنیک نشأت می‌گیرند (Zhang و همکاران، ۲۰۱۹). در پژوهش‌های زیست محیطی برخی از شاخص‌های محاسباتی به منظور مقایسه، ارزیابی، پایش و همچنین مدیریت اثرات عناصر آلوده‌کننده استفاده می‌شود که بر مبنای آن‌ها نوع عناصر آلوده‌کننده و شدت آلودگی مورد ارزیابی قرار می‌گیرد. در این مطالعات به ویژه زمانی که توزیع ژئوشیمیایی عناصر در محیط، حاصل ترکیبی از عوامل انسانی و طبیعی باشد، روند تغییرات با استفاده از شاخص‌های آلودگی ارزیابی می‌شود (Paramasivam و همکاران ۲۰۱۵؛ Zhang و همکاران ۲۰۱۹، ؛ ۲۰۱۹، Lv and Liu). ارزیابی آلودگی با شاخص‌های ژئوشیمیایی می‌تواند اطلاعاتی چشمگیر از منابع آلودگی فلزات سنگین و سهم نسبی منابع مختلف داشته باشد. غنی شدن معنی‌دار خاک‌ها با فلزات تیتانیم، منگنز، روی، سرب، آرسنیک، آهن، استرانسیم و آنتیموان با استفاده از فاکتور آلودگی، شاخص زمین انباشتگی و شاخص بار آلودگی در خاک‌های کشاورزی شمال بنگلادش ناشی از فعالیت‌های معدنی گزارش شد (Bhuiyan و همکاران، ۲۰۱۰). Chandrasekaran و همکاران (۲۰۱۵) آلودگی خاک با عناصر Mg, Al, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni و Zn را در بخشی از هند با استفاده از شاخص‌های ضریب آلودگی (Contamination Factor , CF)، ضریب غنی‌شدگی (Enrichment Factor, Ef)، شاخص زمین انباشتگی (Geo-Accumulation Index,Igeo) و شاخص بار آلودگی (Pollution Load Index, PLI) ارزیابی کردند و به این نتیجه رسیدند که در خاک‌های منطقه مورد مطالعه، شاخص EF دارای میانگین کمتر از ۲ و شاخص PLI و CF و Igeo کمتر از ۱ را نشان دادند که نشان‌دهنده وضعیت بدون آلودگی خاک‌ها می‌باشد. آگاهی از منشأ فلزات سنگین و ارزیابی آلودگی در اندازه‌های مختلف ذرات خاک در حوضه‌های آبخیز به دلیل اثرات مخرب فلزات سنگین روی انسان و محیط زیست می¬تواند اطلاعات سودمندی راجع به رفتار این عناصر کمیاب در خاک‌ها در راستای جلوگیری

* ایمیل نویسنده مسئول: somayehdehghany@yahoo.com

از ورود آن‌ها به حلقه‌های انتهایی زنجیره غذایی انسان، در دسترس قرار دهد. همچنین با توجه به اهمیت رودخانه باغان در حوضه آبخیز به منظور تأمین آب شرب، تأسیس سد باغان و تخصیص حقابه کشاورزی و نامشخص بودن تأثیر پالایشگاه گاز جم بر خاک‌های منطقه در حوضه آبخیز باغان، ضرورت بررسی آلودگی در حوضه را اجتناب ناپذیر می‌کند. از این رو پژوهش حاضر با هدف بررسی آلودگی خاک حوضه آبخیز باغان به فلزات سنگین با استفاده از شاخص‌های ژئوشیمیایی ضریب آلودگی (CF) و ضریب زمین انباشت (Igeo) انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

حوضه آبخیز باغان در جنوب شرقی استان بوشهر و در ۹۰ کیلومتری شرق شهرستان خورموج واقع شده است (شکل ۱). این حوضه با وسعت ۹۲۹ کیلومتر مربع دارای مختصات ۵۸۰۰۰۰ تا ۶۴۰۰۰۰ طول شرقی و ۳۱۲۵۰۰۰ تا ۳۰۷۰۰۰۰ عرض شمالی در سیستم متریک (WGS 1984, Zone 39) می‌باشد. رودخانه فصلی باغان رودخانه اصلی این حوضه می‌باشد و از شرق به غرب جریان دارد. این رودخانه دارای دو شاخه اصلی جم – ریز و حرمیک می‌باشد که از ابتدای شهر جم تا الحاق باغان به رودمند را شامل می‌شوند. طول رودخانه ۷۰ کیلومتر و شیب متوسط بستر حوضه ۱۵/۴ درصد می‌باشد رژیم رطوبتی خاک اریدیک (Aridic) ضعیف تا زریک و رژیم حرارتی خاک هایپرترمیک (Hyper Thermic) (Soil Taxonomy, 2010) است. متوسط بارندگی سالانه ۲۴۲ میلی‌متر می‌باشد. موقعیت نمونه‌برداری خاک به روش ابر مکعب لاتین (Latin Hypercube) و با استفاده از نقشه‌های کاربری، خاک و مدل رقومی ارتفاعی در محیط نرم‌افزار R، مشخص شد (Roudier و همکاران، ۲۰۱۲؛ ۲۰۰۶ و۲۰۱۰و Minasny and McBratney). نمونه‌های خاک از ۱۲۰ نقطه به صورت مرکب، به طوری که یک نمونه از مرکز و چهار نمونه به فاصله ۳۰ متر از مرکز و از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متر با یک بیلچه از جنس پلی اتیلن برداشته شد (یانگ و همکاران، ۲۰۱۶؛ لی و همکاران، ۲۰۱۶). عصاره‌گیری غلظت کل (Total) عناصر به روش اسپوزیتو (۱۹۸۲) از ترکیب اسید کلریدریک (HCL) و اسید نیتریک (HNO3) استخراج و با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت شد. به منظور ارزیابی آلودگی خاک منطقه مورد مطالعه از شاخص‌های ضریب آلودگی (Contamination Factor, ,CF) و شاخص زمین انباشتگی (Geo-Accumulation Index,Igeo) استفاده شد. برای تعیین میزان آلایندگی فلزات سنگین در محیط می‌بایست غلظت به دست آمده با یک استاندارد مشخص سنجیده شود. در این پژوهش برای تعیین غلظت‌های زمینه طبیعی (Natural background concentration) در منطقه مطالعاتی، از مناطق بکر و طبیعی (بای و همکاران، ۲۰۱۱) که دور از فعالیت‌های انسانی قرار داشتند تعداد ۲۱ نمونه خاک جمع‌آوری و غلظت فلزات سنگین در آن‌ها اندازه گیری شد و به عنوان غلظت زمینه در منطقه مورد مطالعه مورد بهره‌برداری قرار گرفت.



شکل ۱. موقعیت منطقه مورد مطالعه و مکان نقاط نمونه‌برداری در حوضه آبخیز باغان، بوشهر

از آنجا که میانگین هندسی معیار مناسبی از میانگین غلظت فلزات در خاک‌ها می‌باشد؛ میانگین هندسی غلظت ۲۱ نمونه خاک به عنوان غلظت زمینه محاسبه شد. در مطالعه حاضر از غلظت زمینه در اندازه ذرات <۲۰۰۰ میکرون برای سرب ۶/۹، روی ۱۸، نیکل ۲۵/۸، منگنز ۵۰، مس۳/۱۵، کادمیوم

۰/۷۵، آهن ۸۲۹/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم برآورد شدند. ضریب آلودگی از تقسیم کردن غلظت عنصر در نمونه برداشت شده به غلظت همان عنصر در نمونه زمینه به دست می‌آید و بیانگر میزان آلودگی رسوبات به عناصر سنگین است.

رابطه ۱

$$CF = \frac{C_{SAMPLE}}{C_{BACKGROUND}}$$

که درآن: CF، فاکتور آلودگی خاک، C_{Sample} غلظت عنصر در نمونه خاک، $C_{background}$ غلظت عنصر در نمونه زمینه می‌باشد.

شاخص زمین انباشتگی (Index of geo-accumulation) برای اولین بار توسط مولر پیشنهاد و اندیس مولر نامیده شد (Muller ، ۱۹۷۹). این شاخص برای ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین در رسوبات به کار برده می‌شود (آدری و همکاران، ۲۰۰۴). شاخص زمین‌انباشتگی(I_{geo}) هفت گروه دارد که بر اساس مقادیر آن (جدول ۱) رسوبات از غیرآلوده تا به شدت آلوده طبقه‌بندی می‌شوند.

جدول ۱-رده بندی شاخص زمین انباشتگی بر حسب شاخص مولر، ۱۹۶۹ .

کیفیت خاک	مقادیرIgeo	رده
آلودگی جزیی	Igeo<0	0
بدون آلودگی تا آلودگی متوسط	0< Igeo <1	1
آلودگی متوسط	1< Igeo <2	2
آلودگی متوسط تا قابل توجه	2< Igeo <3	3
آلودگی قابل توجه	3< Igeo <4	4
آلوگی قابل توجه تا شدید	4< Igeo <5	5
آلودگی شدید	5< Igeo <6	6

شاخص زمین انباشتگی از رابطه زیر محاسبه شد (Chandrasekaran و همکاران، ۲۰۱۵).

رابطه ۲

$$Igeo = log_2^{\frac{Cn}{K*BN}}$$

که در آن: I_{geo} شاخص زمین انباشتگی، Cn غلظت فلزات سنگین در نمونه سطحی و Bn غلظت عنصر مورد مطالعه در مقدار زمینه (غلظت همان عنصر در پوسته زمین یا غلظت عنصر در شیل و یا غلظت اولیه عناصر در زمانیکه آلودگی وجود نداشته است) می‌باشد. و ضریب K برابر ۱/۵ برای حذف تاثیر عوامل زمین‌شناسی می‌باشد. در این تحقیق میانگین غلظت عنصر در اراضی طبیعی (مرتع) دست نخورده به عنوان BN در نظر گرفته شد.

نتایج و بحث

خصوصیات آماری مربوط به فاکتور آلودگی (Contamination Factor, CF) برای هر فلز سنگین در جزء <۲۰۰۰ میکرون ذرات خاک منطقه مورد مطالعه محاسبه شد (جدول ۲). نتایج نشان داد کمترین میانگین CF مربوط به Fe (۱/۰۴) و بیشترین میانگین مربوط به کادمیوم (۲/۹۱) می‌باشد. در این تحقیق فاکتور آلودگی خاک منطقه نسبت به فلزات سنگین مطابق رده بندی هنکسون (۱۹۸۰) شناسایی شد. هکنسون ضریب آلودگی را در چهار رده شرح داده است:CF< 1 آلودگی پایین (Low Contamination)،1 ≤ CF< 3 آلودگی متوسط(Moderate Contamination)، 3≤CF<6 آلودگی قابل توجه (Considerable Contamination) و 6≤CF آلودگی بسیار بالا (Very High Contamination). در میان همه فلزات سنگین مورد مطالعه، فاکتور آلودگی همه فلزات، آلودگی متوسط (3 >CF ≤ 1) را نشان داد. به طور کلی رتبه‌بندی فاکتور آلودگی Cd>Mn>Ni>Pb>Zn>Cu>Fe می‌باشد. یکی از فاکتورهای ژئوشیمیایی مهم برای توصیف غلظت فلزات در هر منطقه شاخص زمین انباشتگی می‌باشد. میانگین شاخص زمین انباشتگی فلزات سنگین مورد مطالعه در ۱۲۰ نمونه خاک در حوضه آبخیز باغان در جدول ۱

نشان داده شده است. نتایج نشان می‌دهد که بیشترین میانگین I_{geo} مربوط به فلز سنگین کادمیوم (۰/۹) می‌باشد. میانگین I_{geo} در خاک Cd>Mn>Ni>Pb>Zn>Cu>Fe می‌باشد. مولر ۷ کلاس مختلف را برای طبقه‌بندی این شاخص عنوان کرد (Zhuang و همکاران، ۲۰۱۸) که در آن، در بالاترین کلاس یعنی کلاس آلودگی ۶، مقادیر عناصر حداقل ۱۰۰ برابر مقادیر مرجع می‌باشند. میانگین این شاخص، خاک منطقه را نسبت به Cd, Mn در سطح بدون آلودگی تا آلودگی متوسط و نسبت به سایر فلزات دارای سطح بدون آلودگی نشان داد. با توجه به نتایج می‌توان احتمال داد فعالیت‌های انسانی تاثیرگذار بر آلودگی خاک به کادمیوم، فعالیت‌های کشاورزی و اضافه شدن کودهای کشاورزی به ویژه کودهای فسفاته می‌باشد که موجب افزایش کادمیوم در خاک می‌شوند و می‌توان نتیجه گرفت که آلودگی متوسط خاک به کادمیوم و منگنز ناشی از فعالیت‌های انسانی باشد.

جدول۲- مقادیر فاکتورآلودگی(CF) و شاخص زمین انباشتگی (I_{geo})

شاخص های آلودگی	میانگین						
	Pb	Zn	Ni	Mn	Cu	Cd	Fe
فاکتورآلودگی(CF)	۱/۴۱	۱/۳۱	۱/۴۹	۸۷۱	۱/۲۷	۲/۹۱	۱/۰۴
شاخص زمین انباشتگی(I_{geo})	-۰/۱۹	-۰/۲۱	-۰/۱۱	۰/۰۸	-۰/۲۹	۰/۹	-۰/۷

جدول ۳- همبستگی بین فاکتورهای آلودگی عناصر مورد مطالعه

Variable	Pb	Zn	Ni	Mn	Cu	Cd	Fe
Pb	۱						
Zn	-۰/۲۹**	۱					
Ni	۰/۱۸*	-۰/۰۸	۱				
Mn	۰/۰۴	۰/۱۹*	۰/۰۰۶	۱			
Cu	۰/۲۰*	-۰/۰۰	۰/۰۸۱	-۰/۰۸	۱		
Cd	-۰/۰۵	۰/۰۴۸	-۰/۱۲	-۰/۰۴	-۰/۲۰*	۱	
Fe	-۰/۱۰	۰/۲۷**	-۰/۱۴	۰/۱۵	۰/۰۸	-۰/۰۲	۱

همبستگی بین فاکتورهای آلودگی در جدول شماره ۳ نشان داده شده است. مطابق نتایج به‌دست آمده، همبستگی مثبت و معنی‌دار بین فاکتور آلودگی خاک Cf- Pb وCf-Cu,Cf- Ni و بین Cf-Fe و Cf- Zn ,Cf-Mn و رابطه منفی و معنی دار بین و CF-Zn و CF-Pb و بین CF- CU و CF- CD مشاهده شد (جدول ۳). ارتباط بین فلزات سنگین در خاک پیچیده و مبهم هست. فاکتورهای زیاد و برجسته‌ای از قبیل غلظت فلزات سنگین در سنگ‌ها و مواد مادری، فرآیندهای مختلف تشکیل خاک و فاکتورهای انسانی، تعیین کننده فراوانی نسبی غلظت آن‌ها در خاک‌ها هستند. لذا بر این اساس، هماهنگی بین Cu,Ni, Pb نشان دهنده عوامل تأثیرگذار مشترک می‌باشد. که احتمالا ناشی از عوامل طبیعی در حوضه آبخیز باشند.

نتیجه‌گیری کلی

نتایج نشان داد کمترین میانگین CF مربوط به Fe (۱/۰۴) و بیشترین میانگین مربوط به Cd (۲/۹۱) می‌باشد. در میان همه فلزات سنگین مورد مطالعه در خاک منطقه، فاکتور آلودگی همه فلزات، آلودگی متوسط را نشان داد. همچنین مشاهدات نشان داد بیشترین میانگین I_{geo} مربوط به فلز سنگین Cd (۰/۹) می‌باشد. باتوجه به میانگین این شاخص، خاک منطقه نسبت به فلزات Cd, Mn در سطح بدون آلودگی تا آلودگی متوسط و نسبت به سایر فلزات دارای سطح بدون آلودگی می باشد. منابع اصلی ورود فلزات سنگین به خاک به دو دستهء صنعتی و کشاورزی که هر دو جزء منابع غیر طبیعی هستند، تقسیم می شوند. به نظر می‌رسد فعالیت‌های پالایشگاه گاز، و عملیات کشاورزی و مصرف زیاد کودهای شیمیایی به خصوص کودهای فسفاته و حتی آفت‌کش‌ها و علف‌کش موجب تجمع فلزات سنگین در خاک می‌شود و خسارات زیادی را به محیط زیست وارد نموده است. به

طور کلی نتایج نشان داد که همواره عوامل انسانی و طبیعی همراه با یکدیگر در پراکنش و میزان غلظت فلزات سنگین دخیل هستند، به‌همین دلیل برای حفظ تعادل اکوسیستم، سلامت انسان، شناسایی اثرات سوء وارده بر محیط زیست خاکی و مدیریت مناسب محیط زیست نیاز است تا غلظت زمینه و یا حدود اطمینان زیست محیطی با توجه به شرایط اقلیمی، منطقه‌ای و خصوصیات خاک برآورد گردند. در مجموع اندازه‌گیری غلظت عناصر سنگین در خاک می‌تواند اطلاعات ارزشمندی را برای ارزیابی خطر آلایندگی خاک‌های آلوده سطحی در مناطق صنعتی تحت فرسایش فراهم نماید. بنابراین غلظت‌های به دست آمده در این تحقیق می‌تواند به عنوان پایه‌ای برای مطالعات آتی قرار گیرد و با توجه به حساسیت زیست محیطی و فعالیت‌های پالایشگاه و عملیات کشاورزی لزوم مدیریت زیست محیطی دقیق‌تر در این حوضه احساس می‌گردد.

منابع

Audry, S., Schäfer, J., Blanc, G., & Jouanneau, J. M. (2004). Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). Environmental Pollution, 132(3), 413-426.

Bai J., Xiao R., Gong A., Gao H. and Huang L. 2011. Assessment of heavy metal contamination of surface soilsfrom typical paddy terrace wetlands on the Yunnan Plateau of China. Physics and Chemistry of the Earth, 36:447-450.

Bhuiyan, M. A. H., L. Parvez, M. A. Islam, S. B. Dampare and S. Suzukia. 2010. Heavy metal pollution of coalmine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh. J. Hazard. Mater. 173: 384-392.

Chandrasekaran, A., Ravisankar, R., Harikrishnan, N., Satapathy, K. K., Prasad, M. V. R., & Kanagasabapathy, K. V. 2015. Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri Hills, Tamilnadu, India–Spectroscopical approach. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy, 137, 589-600.

Li F. Zhang J. Huang J. Huang D. Yang J. Song Y. and Zeng G. 2016. Heavy metals in road dust from Xiandao District, Changsha City, China: characteristics, health risk assessment, and integrated source identification. Environmental Science and Pollution Research, 23(13), pp.13100-13113.

Lv, J., & Liu, Y. (2019). An integrated approach to identify quantitative sources and hazardous areas of heavy metals in soils. Science of the Total Environment, 646, 19-28.

Minasny B and McBratney A. B. (2006). A conditioned Latin hypercube method for sampling in the presence of ancillary information. Computers and Geosciences 32, 1378–1388.

Minasny B and McBratney A. B. (2010). Methodologies for global soil mapping. In J. Boettinger, D. Howell, A. Moore, A. Hartemink, and S. Kiesnast-Brown (Eds.), Digital Soil Mapping: Bridging Research, Environmental Application, and Operation, Progress in Soil Science. New York: Springer.

Muller, G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. Geo. J., 2: 108-118.

Paramasivam, K., Ramasamy, V., & Suresh, G. (2015). Impact of sediment characteristics on the heavy metal concentration and their ecological risk level of surface sediments of Vaigai river, Tamilnadu, India. Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy, 137, 397-407.

Roudier P. Beaudette D and Hewitt A. 2012. A conditioned Latin hypercube sampling algorithm incorporating operational constraints. Digital Soil Assessments and Beyond; CRC Press: Sydney, NSW, Australia, pp.227-231.

Yalcin, M.G., Battaloglu, R., Ilhan, S., 2007. Heavy metal sources in Sultan Marsh and its neighborhood, Kayseri, Turkey. Environ Geol 53. 399-415.

Yang Y. Li Y. and Zhang J. 2016. Chemical speciation of cadmium and lead and their bioavailability to cole (Brassica campestris L.) from multi-metals contaminated soil in northwestern China. Chemical Speciation & Bioavailability, 28(1-4), pp.33-41.

Zhang, T., Xu, W., Lin, X., Yan, H., Ma, M., & He, Z. (2019). Assessment of heavy metals pollution of soybean grains in North Anhui of China. Science of The Total Environment, 646, 914-922.

Zhuang, Q., Li, G., & Liu, Z. (2018). Distribution, source and pollution level of heavy metals in river sediments from South China. Catena, 170, 386-396.

Topic for submission: Soil and Water Pollution and Crop Health

Evaluation of Heavy Metal Contamination Levels in Baghan watershed, Bushehr

Dehghani*[1], S., Naderi Khorasgani[2], M., Mohammadi, J.[3] Karimi, A. [4]

[1] Ph.D. Student, Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Shahrekord, Iran

[2] Associate Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Shahrekord, Iran

[3] Professor., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Shahrekord, Iran

[4] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture University of Shahrekord, Iran

Abstract

Environmental pollution and its relevant hazards have become complex issues in the world. The aim of this study was evaluation of soil pollution in Baghan watershed, southeast of Bushehr province, Iran. To fulfill the aim, 120 surficial composite soil samples were collected. After pretreatments Contamination Factor (CF) and Geo-Accumulation Index (I_{geo}) were calculated. The results showed that soils were in medium pollution for all of the considered heavy metals. In general, contamination indices were ordred: Cd>Mn>Ni>Pb>Zn>Cu>Fe. The highest and lowest mean Igeo were for Cd and Fe, respectedly. It seems that combination of the gas refinery plant, agricultural activities and the high consumption of chemical fertilizers, pesticides and insecticides led to accumulation of heavy metals in the soils.

Keywords: Soil contamination, Heavy metals, Contamination factor, Geo-Accumulation Index, Bagan watershed.

* Corresponding author, Email: SOMAYEHDEHGHANY@YAHOO.COM

محور مقاله: آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی.

اثر قارچ میکوریز آربوسکولار بر پارامترهای رشد گیاه شیرین بیان (*Glycyrrhiza glabra* L.) تحت تنش سرب

الهام یگانه[1*]، الهه وطن خواه[2]، زهره طغرانگار[2]، ستاره امانی فر[3]

[1] دانشجوی کارشناسی ارشد گروه زیست شناسی دانشکده علوم، دانشگاه زنجان

[2] استادیار گروه زیست شناسی دانشکده علوم ، دانشگاه زنجان

[3] استادیار گروه علوم و مهندسی خاک دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

چکیده

قارچ‌های میکوریز آربوسکولار (AM) اثر مثبتی بر رشد و تغذیه گیاهان دارند و توانایی سازگاری آن‌ها برای مقابله با انواع تنش‌ها را افزایش می‌دهند. به منظور بررسی اثر کلونیزاسیون قارچ *Funneliformis mosseae* بر رشد گیاه شیرین بیان تحت تنش سرب، آزمایشی به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با ۴ تکرار انجام شد. فاکتورهای آزمایش شامل دو سطح قارچ (تلقیح شده و بدون تلقیح) و چهار سطح مختلف سرب (بدون سرب (Pb0)، ۱۵۰(Pb150)، ۳۰۰ (Pb300) و ۴۵۰ (Pb450) میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) بود. گیاهان تلقیح شده و بدون تلقیح به مدت ۳ ماه در معرض غلظت‌های مختلف سرب قرار گرفتند. نتایج نشان داد تغییرات پارامترهای رشد در سطوح مختلف سرب به جز وزن تر بخش هوایی و ریشه و سطح برگ در سطح Pb150 همچنین سطح برگ در سطح Pb300، نسبت به شاهد بدون سرب (Pb0) معنی‌دار نبود. در این تحقیق، وزن تر و خشک بخش هوایی، طول بخش هوایی و سطح برگ در گیاهان میکوریزی در تمام سطوح سرب به‌طور معنی‌داری بیشتر از گیاهان غیرمیکوریزی بود درحالیکه نسبت وزن خشک ریشه به اندام هوایی در گیاهان غیرمیکوریزی بیشتر بود. نتایج نشان می‌دهد که همزیستی گیاه شیرین بیان با قارچ میکوریزا می‌تواند باعث بهبود شاخص‌های رشدی آن تحت سطوح مختلف سرب گردد.

کلمات کلیدی: تلقیح با قارچ، زیست توده، فلزات سنگین

مقدمه

رشد و عملکرد گیاهان تحت تاثیر تنش‌های زیستی و غیر زیستی محدود می‌شود. تنش فلزات سنگین یکی از مشکلات جدی زیست محیطی در جهان و ایران است. فلزات سنگین گروهی از عناصر هستند که وزن مولکولی بالاتر از ۵ $g\ cm^{-3}$ دارند. برخی از این فلزات (Co, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn, Cu) ریزمغذی‌های ضروری برای رشد گیاه هستند که در واکنش‌های اکسایش-کاهش، انتقال الکترون و سایر فرآیندهای متابولیک مهم گیاه نقش دارند، ولی در غلظت‌های بالا جایگزین فلزات ضروری در رنگدانه‌ها و آنزیم‌ها می‌شوند و با محدود کردن فعالیت آن‌ها برای گیاه سمیت ایجاد می‌کنند. در واقع زمانی که غلظت این فلزات در محیط زیست و نیز در بافت‌های گیاهان بالاتر از حد کفایت گیاه باشد باعث تغییرات فیزیولوژیک و کاهش توان رشد و عملکرد گیاه شده و گاهی حتی باعث از بین رفتن گیاه می‌شود. برخی دیگر نیز فلزاتی غیر ضروری (Pb, Cd, Cr, Hg,...) بوده و برای گیاهان بسیار سمی هستند (Michalak, 2006، مهدویان و همکاران، ۱۳۹۴) این آلاینده‌ها از طریق فعالیت‌های شهری، عملیات کشاورزی و صنعتی وارد محیط می‌شوند (Clemens, 2001). فلزات سنگین فرآیندهای فیزیولوژیک از جمله تنفس، فتوسنتز، طویل شدن سلول، روابط آبی گیاه، متابولیسم نیتروژن و تغذیه معدنی گیاه را مهارمی‌کنند (Zomoza و همکاران ۲۰۰۲). سرب یکی از عناصر واسطه درجدول تناوبی با عدد اتمی ۸۲ و نماد شیمیایی Pb ، سمی‌ترین فلز سنگین است که اغلب کاهش جوانه‌زنی و رشد گیاهچه در اثر سمیت آن مشاهده شده است. فتوسنتز یکی ازحساس‌ترین فرآیندهای متابولیکی نسبت به سمیت سرب است و مطالعات متعددی، بازدارندگی فتوسنتز در گیاهان مختلف رشد یافته تحت تنش سرب را گزارش کرده است. سمیت سرب، تنش اکسیداتیو را از طریق تولید بیش از حد گونه‌های فعال اکسیژن شامل رادیکال‌های سوپراکسید، رادیکال‌های هیدروکسیل و هیدروژن پراکسید القا می‌کند (Reddy و همکاران ۲۰۰۵). برقراری رابطه همزیستی با ریزجانداران خاکزی از جمله راهکارهایی است که

* ایمیل نویسنده مسئول: e.yeganeh.t@gmail.com

موجب تعدیل سمیت ایجاد شده توسط فلزات سنگین برای گیاه می‌شود. قارچ‌های میکوریز آربوسکولار (AM) پس از همزیست شدن بر برخی جنبه‌های فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی گیاه اثر گذاشته و موجب بهبود رشد و روابط آب در گیاه، افزایش جذب فسفر و سایر عناصر غذایی، بهبود کیفیت خاک، افزایش مقاومت در مقابل عوامل بیماریزا و نیز کاهش اثرات منفی ناشی از تنش‌های زیستی و غیر زیستی از جمله تنش فلزات سنگین می‌شوند. تلقیح ریشه‌های گیاه میزبان با قارچ‌های AM، بر بیان چندین ژن کدکننده پروتئین‌هایی که در تحمل و یا سمیت‌زدایی فلزات سنگین درگیر هستند موثر بوده است. هم‌چنین گزارش شده است که گلومالین (گلیکوپروتئین نامحلول) که توسط هیف‌های قارچ‌های AM تولید می‌شود توانایی اتصال به فلزات سنگین را از خود نشان می‌دهد. بنابراین قارچ‌های AM به عنوان یک فیلتر زیستی برای فلزات سنگین در غلظت‌های بالا عمل می‌کنند و آن‌ها را از گیاهان دور می‌نمایند (Edelstein and Ben-Hur, 2017).گیاه شیرین بیان یکی از قدیمی‌ترین گیاهان دارویی با نام علمی *Glycyrrhiza glabra* L. از تیره بقولات Fabaceae گیاهی علفی و پایا است که دارای ارتفاعی درحدود ۱/۸-۱/۲ متر بوده و سیستم ریشه‌ای وسیعی در خاک دارد. این گیاه با تولید تری ترپن گلیسیریزین در ریشه‌های خود، ازدیرباز توجه پژوهشگران را به خود معطوف داشته است. Liu و همکاران (۲۰۱۴) گزارش کردند که قارچ‌های AM نقش مهمی در افزایش رشد و نمو گیاهان شیرین بیان داشته و هم‌چنین موجب بهبود محتوای متابولیت ثانوی و بازده ترکیبات دارویی از ریشه این گیاه شده است. در این مطالعه با توجه به فراگیرشدن آلودگی‌های زیست محیطی و هم‌چنین ارزش دارویی گیاه شیرین بیان درکشورهای در حال توسعه، پارامترهای رشد این گیاه در شرایط بدون تنش و تحت تنش سرب و در حضور قارچ AM بررسی شد.

مواد و روش‌ها

این تحقیق به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی با ۴ تکرار در آزمایشگاه تحقیقاتی گروه زیست شناسی دانشگاه زنجان در طی سال های ۱۳۹۷ و ۱۳۹۸ انجام شد. فاکتور اول شامل تلقیح با قارچ میکوریز آربوسکولار *Funneliformis mosseae* (AM) و بدون تلقیح (NM) و فاکتور دوم شامل تنش فلز سنگین سرب در چهار سطح بدون سرب (Pb0)، ۱۵۰ (Pb1)، ۳۰۰ (Pb2) و ۴۵۰ (Pb3) میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بود. بذرهای گیاه شیرین بیان از شرکت پاکان بذر اصفهان تهیه شدند. باتوجه به این که بذرهای شیرین بیان دارای پوسته سختی هستند به منظور غلبه بر مشکل جوانه‌زنی، بذرها به مدت ۲۰ دقیقه در اسید سولفوریک ۱۰۰ درصد، سه بار شستشو با آب مقطر و ۱۵ دقیقه در هیپوکلریت سدیم ۳ درصد قرار گرفتند. نیمی از بذرها در خاک حاوی مایه تلقیح خاکی اتوکلاو شده در سینی نشاء کاشته شدند. نیمی دیگر از بذرها در خاک حاوی مایه تلقیح خاکی قارچ در سینی نشاء کاشته شدند (شکل ۱الف) و در شرایط کنترل شده به مدت دو ماه با آب مقطر آبیاری شدند. جهت تیمار تنش سرب از محلول نیترات سرب $Pb(NO_3)_2$ با غلظت‌های ۰، ۱۵۰، ۳۰۰ و۴۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک خشک استفاده شد و سطح نیتروژن همه تیمارها با افزودن نیترات آمونیوم یکسان گردید. بعد از آلوده کردن نمونه‌های خاک از طریق اسپری نمودن آن‌ها با مقادیر مختلف نیترات سرب و نیترات آمونیوم حل شده در آب مقطر، به منظور به تعادل رسیدن آن‌ها، کلیه نمونه‌های خاک به مدت دو ماه با دوره‌های تر و خشک شدن در دمای محیط خوابانیده شدند. کشت نشاءهای شیرین بیان که نیمی میکوریزی و نیمی دیگر غیر میکوریزی بودند داخل گلدان‌هایی که حاوی خاک با مقادیر مختلفی از نمک نیترات سرب بودند انجام شد. بعد از کاشت، گلدان‌ها در قفسه‌های اتاقک رشد با دوره‌ی نوری ۸ ساعت تاریکی و ۱۶ ساعت روشنایی و دمای حدود ۲۵ تا ۲۷ درجه سانتی گراد قرار گرفتند. آبیاری گلدان‌ها به مدت سه ماه با آب مقطر به میزان ۸۰٪ ظرفیت زراعی خاک برای همه گلدان‌ها انجام شد (شکل ۱ب). پس از ۳ ماه گیاهان برداشت و پارامترهای رشد اندازه‌گیری شد.



ب الف

شکل ۱. مراحل آماده سازی گیاه شیرین بیان تحت تنش سرب. (الف) بذرهای شیرین بیان جوانه‌زده تلقیح شده با AM در سینی نشا و (ب) گیاهان تحت تنش سرب پس از ۳ ماه.

اندازه‌گیری پارامترهای رشد

بلافاصله بعد از خارج کردن گیاه از گلدان طول کلی گیاه ، طول اندام هوایی، طول اندام زیرزمینی با خط کش برحسب سانتی‌متر اندازه‌گیری شد و هم‌چنین وزن تر هر یک از اندام‌های هوایی و زیرزمینی با استفاده از ترازو با دقت سه رقم اندازه‌گیری شدند. برای هر تیمار، ۴ تکرار محاسبه و میانگین بر اساس واحد گرم در گلدان گزارش شد. جهت تعیین وزن خشک، نمونه ها به مدت ۲۴ ساعت در آون ۷۰ درجه قرار گرفتند و سپس مجددا توزین شدند.

برای اندازه گیری محتوی نسبی آب برگ (RWC)، هر گلدان به عنوان یک تکرار و هر گیاه به عنوان یک نمونه در نظر گرفته شد. از هر گیاه دو برگ تهیه و از هر برگ ۳ دیسک با قطر ۱ سانتی‌متر تهیه شد و با ترازو وزن گردید (FW). سپس دیسک‌ها در ظروف پتری حاوی آب مقطر به مدت ۵-۴ ساعت غوطه‌ور گردیدند. دیسک‌ها پس از این مدت از پتری خارج شده و با استفاده از کاغذ صافی خشک و دوباره وزن شدند تا وزن حالت تورژسانس کامل (TW) به‌دست آید. برای محاسبه وزن خشک (DW) دیسک‌ها درون فویل آلومینیومی پیچیده شدند و به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد انکوباتور قرار داده شدند و سپس وزن گردیدند. محتوای نسبی آب برگ از رابطه زیر محاسبه شد (Weatherley, 1950).

$$RWC\ (\%) = [(FW-DW)/\ (TW-DW)] \times 100$$

اندازه گیری سطح برگ با استفاده از کاغذ شطرنجی با شمارش مربعات کوچک برحسب میلی متر مربع انجام شد.

رسم نمودارها با نرم افزار Excel نسخه ۲۰۱۳ و تجزیه آماری با نرم افزار SPSS نسخه ۱۷و مقایسهٔ میانگین‌ها با آزمون دانکن در سطح احتمال آماری ۵ درصد انجام گردید.

نتایج و بحث

مطالعه میکروسکوپی حاکی از کلونیزاسیون موثر ریشه‌ها با قارچ در تیمارهای میکوریزی بود. مقایسه میانگین‌های اثر سطوح مختلف سرب و تلقیح با قارچ *F. mosseae* بر پارامترهای رشد در جدول ۱ گزارش شده است. وزن تر و خشک بخش هوایی در سطوح مختلف سرب، تغییر معنی-داری را نسبت به شاهد سرب نشان نداد. اما تلقیح با قارچ *F. mosseae* موجب افزایش وزن تر و خشک بخش هوایی گیاه نسبت به گیاهان شاهد (غیرمیکوریزی) گردید. هم‌چنین وزن تر و خشک ریشه در غلظت‌های مختلف سرب نسبت به شاهد سرب هم در گیاهان میکوریزی و هم غیرمیکوریزی بیشتر بود. تنش سرب، نسبت وزن خشک ریشه به اندام هوایی را هم در گیاهان میکوریزی و هم غیرمیکوریزی افزایش داد. به طور کلی این نسبت در گیاهان غیرمیکوریزی نسبت به گیاهان میکوریزی بیشتر بود. بنابراین می‌توان گفت همزیستی با قارچ، باعث افزایش وزن خشک اندام هوایی در مقایسه با گیاهان غیرمیکوریزی شده است. افزایش زیست توده گیاه شیرین بیان تلقیح شده با قارچ در شرایط درون شیشه گزارش شده (Yadav و همکاران، ۲۰۱۳؛ Liu و همکاران، ۲۰۱۴) که مطابق با نتایج این پژوهش می‌باشد. قارچ‌های میکوریزی نقش عمده‌ای در افزایش انحلال‌پذیری فسفر و نیز جذب

P، N، Ca، S، K، Mg، Mn و Cl توسط گیاهان دارند (Vestberg و Estaun، ۱۹۹۴) که ممکن است به این علت باشد که هیف‌های گسترش یافته قارچ در خارج از ناحیه تخلیه از مواد غذایی می‌تواند جذب عناصر غیر متحرک مانند فسفر را تحت تاثیر قرار دهد. بنابراین هیف‌های قارچی، فسفات را از محدوده وسیعی در اطراف ریشه به داخل سلول‌های پوست ریشه انتقال می‌دهند. همچنین قارچ‌ها مواد محرک رشد مانند موادی شبیه ایندول استیک اسید، سیتوکینین‌ها و ژیبرلین را تولید می‌کنند (Kaushish و همکاران، ۲۰۱۱).

طول بخش هوایی به طور معنی‌داری تحت تنش سرب قرار نگرفت اما در گیاهان میکوریزی در همه سطوح سرب نسبت به غیرمیکوریزی به‌طور معنی‌داری بیشتر بود. سطح برگ گیاهان غیرمیکوریزی در سطوح مختلف سرب نسبت به شاهد سرب کاهش نشان داد که تنها در سطح Pb300 معنی‌دار بود اما سطح برگ گیاهان میکوریزی در سطوح Pb150 و Pb300 نسبت به شاهد سرب افزایش معنی‌داری را نشان داد و بیشترین میزان سطح برگ در گیاهان میکوریزی در سطح Pb150 مشاهده شد. تغییرات RWC در سطوح مختلف سرب در گیاهان میکوریزی و غیرمیکوریزی نسبت به شاهد سرب معنی‌دار نبود. همچنین RWC در گیاهان غیرمیکوریزی نسبت به گیاهان میکوریزی بیشتر بود که تنها در سطح Pb150 معنی‌دار بود. افزایش سطح برگ در گیاهان تلقیح شده ممکن است بخاطر افزایش جذب فسفر باشد که منجر به افزایش فرایندهای فتوسنتزی تعیین کننده رشد و نمو می‌گردد (Schemidt و همکاران، ۲۰۱۰).

در این پژوهش، تلقیح با قارچ میکوریزی، وزن تر و خشک، طول بخش هوایی و هم‌چنین سطح برگ را به‌طور معنی‌داری در سطوح مختلف سرب افزایش داد. گزارش شده قارچ‌های میکوریزی می‌توانند غلظت فلزات سنگین را تغییر دهند و منجر به افزایش تحمل گیاهان از طریق مکانیسم‌های مختلف گردند. مکانیسم‌های مطرح شده در این رابطه عبارتند از: اتصال فلزات به دیواره سلول‌های قارچی و به دنبال آن انباشتگی در واکوئول، جداسازی فلزات با رسوب در آپوپلاسم ریشه یا کمپلکس فلزات با متالوتیونین‌ها و یا فیتوکلاتین‌های سنتز شده توسط قارچ یا گیاه، هم‌چنین اسیدهای آلی، آمینواسیدها و چاپرون‌های ویژه فلز و نیز کلاته شدن فلز توسط ترکیبات قارچی مانند گلومالین (Fusconi و Berta، ۲۰۱۲).

جدول ۱. مقایسه میانگین‌های اثر سطوح مختلف سرب و تلقیح با قارچ *F. mosseae* بر پارامترهای رشد گیاه شیرین بیان

قارچ	تنش سرب	FW_S (g pot^{-1})	FW_R (g pot^{-1})	DW_S (g pot^{-1})	DW_R (g pot^{-1})	L_S (cm)	LA (mm^2)	RWC (%)	RDW/SDW
NM	Pb0	۰/۲۱۴^{c}	۰/۱۶۸^{b}	۰/۰۰۱^{c}	۰/۰۸۱^{ab}	۱۸/۰۲۹^{b}	۳۱۰/۵^{c}	۶۴/۹۱^{a}	۰/۹۷۰^{a}
	Pb150	۰/۲۱۶^{c}	۰/۲۷۰^{a}	۰/۱۰۱^{c}	۰/۱۴۰^{a}	۱۵/۸۰۰^{b}	۲۷۸/۲^{cd}	۶۲/۷۲^{a}	۱/۴۷۹a
	Pb300	۰/۲۱۲^{c}	۰/۱۸۱^{b}	۰/۰۹۶^{c}	۰/۰۸۲^{ab}	۱۷/۹۲۲^{b}	۲۰۶/۲^{d}	۵۴/۴۲^{abc}	۰/۹۶۸abc
	Pb450	۰/۲۱۴^{c}	۰/۲۲۵^{ab}	۰/۱۱۲^{bc}	۰/۱۵۶^{a}	۱۶/۸۶۰^{b}	۲۴۷/۰^{cd}	۵۷/۳۷^{ab}	۱/۴۳۱a
AM	Pb0	۰/۳۸۲^{b}	۰/۲۰۴^{ab}	۰/۱۳۴^{abc}	۰/۰۶۴^{b}	۲۳/۱۲۰^{a}	۴۲۲/۲^{b}	۵۶/۳۷^{ab}	۰/۴۵۹ab
	Pb150	۰/۴۶۷^{a}	۰/۲۲۶^{ab}	۰/۱۸۰^{a}	۰/۰۸۱^{ab}	۲۵/۴۹۱^{a}	۶۴۸/۲^{a}	۴۳/۵۵^{c}	۰/۴۴۶bc
	Pb300	۰/۳۹۱^{b}	۰/۱۹۸^{ab}	۰/۱۵۸^{ab}	۰/۰۸۶^{ab}	۲۲/۶۲۵^{a}	۵۹۲/۵^{a}	۴۴/۹۷^{bc}	۰/۵۷۰bc
	Pb450	۰/۳۹۸^{ab}	۰/۲۷۰^{a}	۰/۱۵۵^{ab}	۰/۱۱۰^{a}	۲۲/۱۱۹^{a}	۴۴۲/۵^{b}	۶۰/۶۳^{a}	۰/۷۱۰ab

AM و **NM** به‌ترتیب عبارتند از تلقیح شده با قارچ و بدون تلقیح با قارچ. **FW_S** : وزن تر اندام هوایی، **FW_R:** وزن تر ریشه، **DW_S** : وزن خشک اندام هوایی، **DW_R** : وزن خشک ریشه، **L_S** : طول اندام هوایی، **LA** : سطح برگ ، **RWC** : محتوی نسبی آب برگ. **RDW/SDW** نسبت وزن خشک ریشه به اندام هوایی. میانگین‌های دارای حداقل یک حرف مشترک اختلاف معنی‌داری ندارند (**آزمون دانکن، $p\leq$۰/۰۵**)

در این پژوهش پارامترهای رشد گیاهان تلقیح شده با قارچ و بدون تلقیح، تغییرات معنی‌داری را در سطوح مختلف سرب نشان ندادند و نسبت به تنش سرب مقاومت نشان دادند. تاکنون گزارشی مبنی بر آستانه تحمل گیاه شیرین بیان نسبت به سطوح مختلف سرب ارایه نشده است اما تحمل این گیاه نسبت به فلز کادمیوم بررسی شده است و به عنوان یک گیاه بیش از حد انباشته کننده کادمیوم معرفی شده که می تواند در جهت پاکسازی محیط‌های آلوده به کادمیوم به‌کار رود (سرمدی و همکاران، ۱۳۹۰).

نتیجه‌گیری

این پژوهش نشان داد سطوح مختلف سرب، پارامترهای رشد گیاه شیرین بیان را به‌طور معنی‌داری تحت تاثیر قرار نداد. هم‌چنین تلقیح با قارچ، پارامترهای رشدی بخش هوایی را بیشتر از ریشه تحت تاثیر قرارداد. بنابراین پیشنهاد می‌شود کشت این گیاه به عنوان گیاه علوفه‌ای در خاک‌های آلوده به سرب و هم‌چنین نقش آن در گیاه پالایی مورد بررسی بیشتر قرار گیرد. هم‌چنین قارچ‌های میکوریزی می‌توانند برای افزایش زیست توده بخش هوایی در گیاه شیرین بیان به کار برده شوند.

منابع

سرمدی، م.، ایرانی، م. و برنارد، ف. ۱۳۹۰. بررسی تحمل و تجمع کادمیوم در گیاهچه های شیرین بیان. مجله علوم محیطی، ۸(۳): ۶۹-۸۰.

Michalak, A. (2006) Phenolic compound and their antioxidant activity in plants growing under heavy metal stress.Polish Journal of Environmental 15:523-530

Clemens, S. (2001) Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. Planta 212:475-486

Zornoza, P.V. Estebane, F., Pascual, R. and Carpena, R. (2002) Cadmium- stress in nodulated white lupin: Strategies to avoid toxicity. Plant physiology and Biochemistry 40:1003-1009

Reddy, A.M., Kumar, S.G., Jyonthsnakumari, G., Thimmanaik, S. and Sudhakav, C. 2005. Lead induced changes in antioxidant metabolism of horsegram (Macrotyloma uniflorum(Lam.) Verdc.) and bengalgram (Cicer arietinum L.). Chemosphere 60:97-104

Edelstein and Ben-Hur M. Heavy metals and metalloids: Sources, risks and strategies to reduce their accumulation in Horticultural crops. Sci. Hort (in press). 2017. Liu H, Tan Y, Nell M, Zitter-Eglseer K, Wawscrah Ch, Kopp B, Wang Sh. Arbuscular mycorrhizal fungal colonization of *Glycyrrhiza glabra* roots enhances plant biomass, phosphorus uptake and concentration of root secondary metabolites. journal of Arid Land (2014);6(2):186–19.

Weatherley P, 1950. Studies in the water relations of the cotton plant. New Phytologist 49: 81-97.

Vestberg M, Estaun V (1994) Micropropagated plants, an oppor tunity to positively manage mycorrhizal activities. In: Gianinazzi S, Schu¨epp H (eds) Impact of AMF on sustainable agriculture and natural ecosystem. Birkhauser Verlag, Basel, pp 217–225

Kaushih S, Kumar A, Aggarwal A (2011) Influence of hosts and substrates on mass multiplication of Glomus mosseae. Afr J Agric Res 6:2971–2977

Schemidt B, Domonkos M, Sumalan R, Biro B (2010) Suppression of arbuscular mycorrhiza's development by high concentration of phosphorus at Tagetes patula L. Res J Agric Sci 42:156–162

Fusconi, A. and Berta, G. 2012. Environmental stress and role of arbuscular mycorrhizal symbiosis. In: Ahmad, P. and Prasad, M.N.V., Abiotic stress responses in plants. Springer, Pp: 197-214.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Effect of arbuscular mycorrhizal fungus on growth parameters of liquorice (*Glycyrrhiza glabra* L.) under lead stress

Yeganeh[*1], E., Vatankhah[2], E., Toghranegar, Z.[2] Amanifar, S. [3]

[1] M. Sc. Student, Biology Department, Faculty of Sciences, University of Zanjan, Iran
[2] Associate Prof., Biology Department, Faculty of Sciences, University of Zanjan, Iran
[3] Assistant Prof., Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Zanjan, Iran

Abstract

Arbuscular mycorrhizal fungi (AM) have a positive effect on plant growth and nutrition, as well as increase the host plant's ability for coping with different types of stress. To assess the effect of *Funneliformis mosseae* inoculation on *Glycyrrhiza glabra* L. growth under Pb stress conditions, an experiment was conducted in a factorial randomized complete design with combination of two factors, fungi (inoculated and non- inoculated) and soil Pb levels (0, 150, 300 and 450 mg/Kg soil) with four replicates. Mycorrhizal and non-mycorrhizal plants were exposed to different concentrations of Pb for 3 months. The results showed that the changes of growth parameters at different Pb levels were not significant with the exception of shoot and root fresh weights and leaf area at Pb150 level also leaf area at Pb300 level in comparison with control (Pb0). In this study, shoot fresh and dry weights, shoot length and leaf area in inoculated plants were higher than non- inoculated plants under different Pb levels while root/shoot dry weight ratio was higher in non- inoculated plants. Overall, our results showed that inoculation of liquorice with mycorrhizal fungus could improve growth parameters under Pb stress condition.

Keywords: Inoculation with fungus, Biomass, heavy metals

[*] Corresponding author, Email: e.yeganeh.t@gmail.com

شانزدهمین کنگره علوم خاک ایران

دانشگاه زنجان، ۵ تا ۷ شهریور ۱۳۹۸

محور مقاله: آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

بررسی نقش دو گیاه زراعی در جذب هیدروکربن‌های نفتی در اراضی کشاورزی خوزستان

سیدمحمد هادی موسوی فضل [۱*]، رسول میرخانی[۲]، مریم جوادزاده[۳]

[۱] عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان

[۲] عضو هیئت علمی موسسه تحقیقات خاک و آب

[۳] محقق مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان

چکیده

وجود بخش عظیمی از صنایع سنگین، نفت، گاز، پتروشیمی وبهره‌برداری‌های مختلف وسیع صنعتی وکشاورزی در استان خوزستان زمینه ایجاد آلودگیهای وسیع نفتی و عناصر سنگین را فراهم نموده است. همچنین بروز برخی پدیده‌ها از جمله وقوع جنگ تحمیلی و نیز سایرجنگهای بعد ازآن در منطقه وآتش زدن برخی تأسیسات نفتی را باید به این مطلب اضافه نمود. به منظور بررسی امکان استفاده از گیاهان برای پالایش خاک‌های آلوده به عناصر سنگین و آلاینده‌های نفتی در اراضی کشاورزی استان خوزستان ونیز بررسی میزان تأثیر گیاهان زراعی و باغی مختلف از نظر پتانسیل جذب هیدروکربنهای نفتی، این تحقیق با استفاده از دو نوع گیاه زراعی شامل ذرت و خربزه در سال ۱۳۹۰ در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در ایستگاه تحقیقات کشاورزی شاوور به اجرا در آمد. نتایج نشان داد گیاهان مورد استفاده دارای تأثیر معنی‌دار بر جذب برخی آلاینده‌های نفتی مانند Phenanthrene و Pyrene بوده‌اند و همچنین میزان جذب این هیدروکربنها در بخشهای مختلف اندامهای گیاه با هم تفاوت داشته اند.

کلمات کلیدی: آلاینده‌های نفتی، گیاه پالایی، خوزستان

مقدمه

استان خوزستان با ذخایر عظیم نفت وگاز از مهمترین مراکز نفتی ایران به شمار می آید. آلودگی خاک ناشی از مواد هیدروکربنه نفتی، به شکل وسیع در اطراف تأسیسات اکتشاف و پالایش، وبه شکل موضعی در مسیرهای انتقال این مواد در سطح استان خوزستان قابل مشاهده است. با افزایش جمعیت وبه دنبال آن توسعه پالایشگاه‌ها وصنایع پتروشیمی موجب افزایش فعالیت‌های حفاری چاه‌های نفت وگاز واستخراج مداوم نفت از این استان وانتقال آن به پالایشگاه‌ها وسپس انتقال فرآورده‌های نفتی به مکان‌های مصرف گردید. از سوی دیگر عدم رعایت الزامات زیست محیطی ونیز رهاسازی ضایعات هیدروکربنی در طبیعت موجب شده تا در دهه‌های اخیر مقادیر زیادی از آلاینده‌های هیدروکربنی وارد محیط زیست شده وباعث ایجاد آلودگی‌های زیست‌محیطی در استان خوزستان گردد(خادمی فر،۱۳۸۹).

یکی از بزرگترین دلایل آلودگی نفتی، استفاده بی وقفه ومداوم و فزاینده منابع نفتی در مقیاس‌های بزرگ است(دبیری،۱۳۷۹). ریزشهای نفت خام باعث آسیب های زیادی به وضعیت زیست وسلامت خاک وآب ودرنتیجه به سلامت انسانها ومنابع طبیعی شده است(پرزپاون وهمکاران،۲۰۰۶). یکی از بزرگترین تراوش های تصادفی نفت در سال۱۹۹۱ در جریان جنگ دوم خلیج فارس اتفاق افتاد (کیم وهمکاران،۲۰۰۷). دراثر این ریزش نفتی حدود یک میلیون تن نفت خام در طول بیش از ۷۷۰ کیلومتر از سواحل کویت وعربستان پخش شد وبسیاری از موجودات زنده شامل اکثر جمعیت حیوانات وگیاهان محلی از بین رفت(بارت،۲۰۰۳). ترکیبات حاصل از احتراق مواد نفتی تمایل به جذب سریع روی ذرات وتجمع در رسوبات دارند(تولوسا وهمکاران،۲۰۰۴). یکی از خطرناک ترین این مواد بنزو(a)پیرین است که خاصیت سرطان زایی بسیار زیادی دارد(وانگ وهمکاران،۲۰۰۲). مهمترین مناطقی که این مواد در مقادیر بیشتری تجمع پیدا می کند شامل اطراف پالایشگاهها، تأسیسات نفتی، صنایع آلومینیم، آهن و قیرسازی می-باشد(جاکب،۲۰۰۲).

روشهای گوناگونی جهت کاهش یا رفع آلودگی منابع آب وخاک وجود دارد. برخی از این روشها شامل روشهای استفاده از تکنیکهای مهندسی مثل شستشو با اسید یا خاکبرداری روشهای گران وپرهزینه‌ای هستند ودر بسیاری از موارد روشهای اقتصادی وقابل اجرایی نیستند. با توجه به ضرورت رفع یا کاهش انواع آلودگی‌های نفتی، در سالهای اخیر پژوهشگران به روشهای استفاده از گیاهان برای زدودن آلودگی‌ها یا گیاه‌پالایی توجه نموده‌اند (گلیک،۲۰۰۳). در گیاه‌پالایی از گیاهان برای از بین بردن، تجزیه کردن و یا غیرفعال کردن آلاینده‌ها در خاک استفاده می شود. در این روش آلاینده‌ها

* ایمیل نویسنده مسئول: mousavifazl@yahoo.com

بوسیله ریشه جذب ودر گیاه ذخیره شده و مورد متابولیسم قرار می‌گیرند(مرکی وهمکاران،۲۰۰۵). خداوردی لو وهمکاران(۱۳۸۶) گزارش نموده اند که روش استفاده از گیاهان برای زدودن آلودگی(پالایش سبز) علاوه بر اینکه می تواند برای هر دو نوع آلاینده‌های معدنی وآلی مورد استفاده قرار گیرد، در مقایسه با سایر روش‌های پالایش، کم هزینه وساده نیز هست. فرایند گیاه‌پالایی برای تصفیه وزدودن سیستم‌های خاک یا آب آلوده‌ای که غلظت آلاینده‌های آن کم است، بیشتر مورد استفاده قرار می‌گیرد.

فرایند گیاه‌پالایی دارای مزایا و معایبی نیز هست. اجرای آسان واقتصادی وساده بودن این روش ونیز تأثیر بر طیف وسیعی از آلودگی‌ها از مزایای این روش وامکان تغذیه حیات وحش از گیاهان آلوده، تأثیر در دامنه کم غلظت آلاینده‌ها وزمان طولانی تر این فرایند نسبت به سایر روش‌ها از معایب این روش محسوب می‌شوند (کاردان،۱۳۹۱). فرایند گیاه‌پالایی دارای مزایا و معایبی نیز هست. اجرای آسان واقتصادی وساده بودن این روش ونیز تأثیر بر طیف وسیعی از آلودگی‌ها از مزایای این روش وامکان تغذیه حیات وحش از گیاهان آلوده، تأثیر در دامنه کم غلظت آلاینده‌ها وزمان طولانی تر این فرایند نسبت به سایر روش‌ها از معایب این روش محسوب می‌شوند (کاردان،۱۳۹۱). لندی و همکاران(۱۳۸۵) در بررسی توانایی گیاه پالایی شبدر در کاهش مقدار آلاینده های نفتی گزارش دادند که حضور گیاه شبدر باعث حذف آلاینده ها در حدود۷۰٪ می شود. بسالت‌پور و همکاران(۱۳۸۶) در آزمایشی در مورد پالایش خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی به روش گیاه‌پالایی ومکانیکی اثر چهار نوع گیاه شامل گیاه آفتابگردان، گلرنگ، اگروپایرون و تال فسکیو را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که وجود هیدروکربنهای نفتی در خاک، موجب کاهش رشد وعملکرد اندام‌های هوایی و ریشه در همه تیمارهای گیاهی در مقایسه با شاهد شد و این کاهش در در غلظت‌های بالاتر هیدروکربن‌های نفتی بیشتر بوده است. بیشترین میزان کاهش در غلظت مواد نفتی نیز با استفاده از گیاهان اگروپایرون وتال فسکیو به خصوص در سطح پایین آلودگی بوده است. همچنین گیاه آفتابگردان نیز تأثیر معنی‌داری بر کاهش غلظت این آلاینده‌ها در هیچ یک از تیمارها نداشته است.

محبی(۱۳۸۹) در بررسی اثرات گیاه پالایی چند گونه گیاهی شامل ذرت، یونجه و آفتابگردان همراه با خرما بر کاهش مقادیر آلاینده های خاک در خوزستان در خاکهای آلوده به ترکیبات نفتی خوزستان نشان داد که بین گیاهان مختلف به کار برده شده در آزمایش اختلاف معنی دار وجود دارد وگیاه یونجه نسبت به گیاهان ذرت وآفتابگردان باعث حذف مقادیر بیشتری از ترکیبات نفتی از خاک شده است.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی امکان استفاده از گیاهان برای پالایش خاک‌های آلوده به آلاینده‌های نفتی در اراضی کشاورزی استان خوزستان این تحقیق با استفاده از دو نوع گیاه زراعی شامل ذرت و خربزه در سال ۱۳۹۰ در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی در ایستگاه تحقیقات کشاورزی شاوور به اجرا در آمد.

ایستگاه شاوور در ۷۰ کیلومتری شمال اهواز درطول جغرافیایی ۴۸ درجه و ۲۷ دقیقه وعرض جغرافیایی ۳۱ درجه و۵۰ دقیقه در مسیر محور اهواز اندیمشک و در حد فاصل رودخانه های کرخه و کارون و اقع شده است. حداکثر دمای مطلق ماهیانه ۵۱ سانتیگراد و حداکثر و حداقل رطوبت نسبی به ترتیب ۷۳ و ۲۲ درصد و متوسط بارندگی سالیانه حدود۲۴۰میلی متر خواهد بود. خاکهای ایستگاه در یک واحد فیزیوگرافی دشت آبرفتی رودخانه ای قرارگرفته است وخاک ایستگاه از نظر رده‌بندی خاک تا حد فامیل بصورت fine,mixed,hypertermic,AericHaplaquepts می‌باشد (طاهرزاده،۱۳۶۱). برای انتخاب محل مناسب اجرای پروژه، از پنج منطقه که احتمال آلودگی زیادی وجود داشت نمونه‌برداری ومیزان عناصر سنگین وآلاینده های نفتی در خاک سطحی در عمق۳۰-۰ سانتیمتری اندازه‌گیری گردید(جدول۱).

جدول ۱- میزان PAHs در نمونه‌های خاک (بر حسب mg/kg)

ردیف	آنالیت	امیدیه	شادگان	خرمشهر	ایستگاه شاوور	روستای بنی صالح
۱	Naphtalene	۰/۲۶	۱/۹۰	۰/۱۸	۱/۲۰	۱/۱۰
۲	Acenaphthene	۰/۱۶	۰/۱۲	۰/۱۹	۰/۱۱	۰/۱۸
۳	Acenaphthylene	۱/۵۷	۰/۰۹	۰/۷۹	۰/۶۸	۱/۲۰
۴	Fluorene	۰/۱۶	۰/۰۷	۰/۰۵	۰/۰۴	۱/۲۳
۵	Phenanthrene	۰/۰۷	۰/۷۰	۰/۰۴	۰/۰۸	۰/۱۱
۶	Anthracene	۰/۰۹	۰/۱۸	۰/۱۵	۰/۱۱	۱/۰۰
۷	Fluoranthene	۰/۱۶	۰/۱۰	۰/۰۹	۰/۱۳	۱/۰۰
۸	Pyrene	۰/۰۵	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۰۷	۰/۰۵
۹	Benz[a]anthracene	۰/۰۶	۰/۰۲	۰/۰۶	۰/۰۵	۱/۰۰
۱۰	Chrysene	۰/۰۷	۰/۰۲	۰/۰۶	۰/۷۷	۰/۹۱
۱۱	Benzo[b]fluoranthene	۰/۰۴	۰/۰۵	۰/۰۳	۰/۴۱	۱/۰۰
۱۲	Benzo[k]fluoranthene	۰/۰۶	۰/۰۲	۰/۱۳	۰/۱۷	۱/۰۰
۱۳	Benzo[a]pyrene	۰/۰۲	۰/۰۳	۰/۹۹	۰/۰۴	۱/۰۰
۱۴	Benzo[g,h,i]perylene	۰/۲۰	۰/۰۳	۰/۲۳	۰/۱۶	۰/۸۷
۱۵	Benzo [1,2,3-c,d]pyrene	۰/۹۲	۰/۵۳	۰/۱۴	۰/۱۵	۰/۶۲
۱۶	Dibenz[a,h]anthracene	۰/۱۷	۰/۰۲	۰/۱۴	۰/۱۴	۰/۹۹

سپس با در نظر گرفتن میزان آلاینده‌ها وسایر شرایط محل اصلی انجام آزمایش انتخاب گردید. با انتخاب محل آزمایش و تعیین نمونه‌های قبل از کشت جهت تعیین خصوصیات فیزیکی وشیمیایی(جدول۲)، کشت محصولات مورد نظر در تاریخهای کشت مناسب هر محصول انجام گردید. بعد از برداشت محصول نیز غلظت آلاینده‌های نفتی در خاک وگیاه اندازه‌گیری شده و داده‌های به دست آمده با استفاده از نرم‌افزار آماری mstatc مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفتند.

جدول ۲ – تجزیه خاک محل آزمایش

عمق نمونه	Ec $dS.m^{-1}$	pH	O. C %	P $mg.kg^{-1}$	K $mg.kg^{-1}$	Zn $mg.kg^{-1}$	Fe $mg.kg^{-1}$	Mn $mg.kg^{-1}$	Cu $mg.kg^{-1}$
Cm۰-۳۰	۲/۹	۷/۲	۰/۸۵	۹/۳	۲۴۰	۰/۹	۲/۸	۲/۳	۱/۴
۳۰-۶۰	۴/۴	۷/۳	۰/۶۵	۶/۴	۲۴۵	۰/۴	۱/۶	۱/۵	۱/۱

نتایج و بحث

نتایج اندازه‌گیری‌های انجام شده بر روی نمونه خاک‌های برداشت شده در جدول ۳ آورده شده است. غلظت برخی آلاینده‌ها مانند Acenaphthene ، Anthracene ، Benzo [1,2,3-c,d]pyrene، به دلیل مقادیر بسیار کم آن قابل اندازه‌گیری نبودند.

جدول۳- میزان آلاینده های نفتی(میلی‌گرم بر کیلوگرم)

نوع آلاینده	خربزه			ذرت		
	تکرار ۱	تکرار ۲	تکرار ۳	تکرار ۱	تکرار ۲	تکرار ۳
Naphtalene	0	0	0	0.07587	0.0331	0
Acenaphthene						
Acenaphthylene	0.13292	0.1045	0.11139	0.1349	0.1301	0.12356
Fluorene	0.033453	0.029796	0.095817	0.042494	0.052459	0.046311
Phenanthrene	0	0.270219	0	0	0.031105	0.204143
Anthracene	0	0	0	0	0	0
Fluoranthene	0.034073	0.0751	0.022065	0.461658	0.137241	0.142345
Pyrene	0	0	0	1.730163	1.24542	1.334043
Benz[a]anthracene	0.06268	0.075335	0.360669	0.182934	0.066502	0.068945
Chrysene	0.086156	0.133947	0.137952	0.123069	0.086156	0.11875
Benzo[b]fluoranthene	0.007776	0.007776	0.007776	0.028188	0.007776	0.026784
Benzo[k]fluoranthene	0.008633	0	0.03885	0	0	0
Benzo[a]pyrene	0.038701	0	0.320113	0.00072	0	0.027911
Benzo[g,h,i]perylene	0.613917	0.478066	0.216945	0.20667	0.490887	0.515292
Benzo [1,2,3-c,d]pyrene						
Dibenz[a,h]anthracene	0.08196	0.09732	0	0.0097	0.05134	0.06924

نتایج تجزیه واریانس نمونه‌های خاک اندازه‌گیری شده در جدول ۴ آورده شده است. همانگونه که ملاحظه می‌شود به جزدر مورد ترکیبات نفتی Phenanthreneو Pyrene ، سایر عناصر وترکیبات اندازه‌گیری شده در خاک دارای تفاوت معنی‌دار نبوده‌اند یا به عبارت دیگر گیاهان کشت شده به جز در این دو مورد تفاوت معنی‌داری در تغییر آلاینده‌های مورد نظردر خاک نداشته‌اند. بر این اساس کرتهای تحت کشت ذرت دارای مقدارPhenanthrene کمتر ودر مورد Pyrene گیاه خربزه باعث کاهش مقدار بیشتر این ترکیب در خاک نسبت به ذرت شده است.

جدول۴- نتایج تجزیه واریانس آلاینده‌های نفتی و عناصر سنگین در نمونه‌های خاک

منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات							
		Naphtalene	Acenaphthene	Fluorene	Phenanthrene	Fluoranthene	Pyrene	Benz[a]anthracene	Chrysene
تکرار	2	0.001	0.000	0.001	0.012	0.016	0.033	0.011	0.000
محصول	1	0.002 ns	0.000 ns	0.000 ns	0.000**	0.062 ns	3.095*	0.005 ns	0.000 ns
خطا	2	0.001	0.000	0.001	0.025	0.019	0.033	0.022	0.000
کل	5								

ادامه جدول۴- نتایج تجزیه واریانس آلاینده‌های نفتی و عناصر سنگین در نمونه‌های خاک

منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات						
		Benzo [b]fluoranthene	Benzo [k]fluoranthene	Benzo [a]pyrene	Benzo [g,h,i]perylene	Dibenz [a,h]anthracene	Pb.(ava)	Ni.(ava)
تکرار	2	0.000	0.000	0.018	0.007	0.001	0.001	0.001
محصول	1	0.000 ns	0.000 ns	0.018 ns	0.002 ns	0.000 ns	0.056 ns	0.022 ns
خطا	2	0.000	0.000	0.013	0.063	0.006	0.012	0.001
کل	5							

همچنین میزان ترکیبات وآلاینده‌های نفتی درقسمتهای مختلف گیاهان برداشت شده به صورت جداگانه در قسمت رویشی و دانه یا بذر گیاهان ذرت و خربزه اندازه‌گیری گردید. همانگونه که ملاحظه می‌گردد مقادیر سایر آلاینده‌های مورد نظر ناچیز بوده است. نتایج تجزیه واریانس میزان آلاینده‌های در قسمتهای مختلف گیاهان مورد نظر در جدول ۵ آمده است. چنانکه ملاحظه می‌گردد از نظر میزان جذب عنصر سرب بین قسمتهای مختلف گیاهان مورد نظر تفاوت معنی‌داری وجود نداشته است. اما این اختلاف برای عنصر نیکل در سطح یک درصد وبرای عنصر وانادیم در سطح پنج درصد معنی‌دار بوده است.

جدول۵- نتایج تجزیه واریانس آلاینده‌های نفتی در نمونه‌های گیاهی

منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات		
		Pb.(ava)	Ni.(ava)	V.(ava)
تکرار	2	۱۴۲۲۶۰۱۴۵,۴	۷۰۳۵۱۲۶,۲	۱۶۳۰۴۴,۴
قسمتهای مختلف گیاهی	۴	۱۶۴۱۸۷۸۳۵,۵۸ ns	۸۲۰۲۴۸۲۰,۶**	۱۹۷۶۵۲۴,۹*
خطا	۸	۱۴۹۸۱۳۱۴۴	۷۳۷۷۵۱۲,۸	۲۹۴۰۳۱,۵
کل	۱۴			

نتیجه‌گیری

همانطوریکه از نتایج مشاهده می‌گردد توانایی جذب برخی از آلاینده‌های اندازه‌گیری شده توسط گیاهان مختلف وهمچنین قسمتهای مختلف این گیاهان متفاوت بوده است. این موضوع از دو جنبه قابل بررسی است. اول اینکه با استفاده از گیاهان با پتانسیلهای متفاوت جذب آلاینده‌ها می‌توان نسبت به کاهش مقادیر برخی آلاینده‌ها اقدام نمود که به موضوعاتی در این زمینه در قسمت نتایج اشاره شده است. اما با توجه به اینکه برخی گیاهان به صورت مستقیم وغیر مستقیم مورد استفاده انسان می‌باشند بنابراین توجه به مقادیر این آلاینده‌ها، بخصوص در بخشهای خوراکی آنها ضروری است. اگرچه این مطلب مستقیما به اهداف این پروژه مربوط نیست اما با توجه به اینکه در برنامه‌های گیاه‌پالایی یک از اهداف نحوه برخورد با گیاهان برداشت شده از مزارع دارای آلودگی می‌باشد بنابراین توجه به این مطلب هم ضروری به نظر می‌رسد. با توجه به گسترش آلودگیهای مختلف نفتی و فلزات سنگین پیشنهاد می‌گردد بررسیهای مستمر و گسترده‌تری در خصوص روشهای کاهش میزان آلاینده‌ها به خصوص با استفاده از روشهای گیاه‌پالایی مدنظر قرارگبرد.

منابع

بسالت‌پور، اصغر،محمدعلی حاج‌عباسی،امیرحسین خوش‌گفتارمنش ومجید افیونی.۱۳۸۶. اثر چهار نوع گیاه آفتابگردان، گلرنگ، اگروپایرون و تال فسکیو درروش گیاه‌پالایی ومکانیکی به منظور کاهش آلودگی خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی. مجموعه مقالات دهمین کنگره علوم خاک ایران،کرج.

دبیری، مینو.۱۳۹۲.آلودگی محیط زیست(هوا،آب، خاک،صوت).تهران:انتشارات اتحاد.

خادمی فر، شیرین.۱۳۸۹. مطالعه تأثیر پالایش بیولوژیکی ومکانیکی بر خواص فیزیکی وشیمیایی خاک آلوده به گل پایه روغنی حفاری. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی،واحد علوم وتحقیقات خوزستان.

خداوردی لو، حبیب، مهدی همایی، عبدالمجید لیاقت و سیدخلاق میرنیا. ۱۳۸۶.ارزیابی کمی امکان پالایش سبزخاک آلوده به سرب به وسیله شاهی. مجله علوم کشاورزی ۱۳(۲): ۳۷۰-۳۵۷.

طاهرزاده، محمدحسن. ۱۳۶۱. مطالعه خاکشناسی تفصیلی ایستگاه تحقیقاتی خاک و آب شاوور. موسسه تحقیقات خاک و آب. نشریه فنی شماره ۶۵۱. تهران،ایران.

کاردان، الهه. ۱۳۹۱ .بررسی اثر کود آلی بر افزایش توان جذب آرسنیک توسط گیاه شاهی در خاک آلوده به آرسنیک. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی،واحد علوم وتحقیقات خوزستان.

لندی،احمد و نفیسه رنگ زن.۱۳۸۵.بررسی اثر گیاه شبدر برکاهش مقدار آلاینده های نفتی(گازوئیل) در یک طرح گیاه پالایی. سومین همایش ملی بحرانهای زیست محیطی ایران وراهکارهای بهبود آنها.اهواز

محبی، حمید.۱۳۸۹. بررسی اثرات گیاه پالایی چند گونه گیاهی همراه با خرما بر کاهش مقادیر آلاینده های خاک. گزارش نهایی موسسه تحقیقات خرما و میوه های گرمسیری کشور

GLIK B.R.2003.PHYTOREMEDIATION: SYNERGISTIC USE OF PLANTS AND BACTERIA TO CLEAN UPTHE ENVIRONMENT. BIOTECHNO.ADV,21:383-393.

JACOBE, J. AND A. SEIDEL. 2002. BIOMONITORING OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN HUMAN URINE. JOURNAL OF CHROMATOGRAPHY B.778:31.48.

KIM,S.H.,S. LEE, D.Y. KIM AND J.G. KIM.2007. DEGRADATION CHARACTERISTIC OF VAST LUBRICANTS UNDER DIFFERENT NUTRIENT CONDITION. JOURNAL OF HAZARDOUS MATERIALS,143:65-72.

MERKI, N., R. SCHULTZE KRAFT AND C. INFANTE.2005. PHYTOREMEDIATION IN THE TROPICS INFLUENCE OF HEAVY CRUDE OIL ON ROOT MORPHOLOGICAL CHARACTERISTICS OF GRAMINOIDS, ENVIRONMENTAL POLLUTION, 138:89-91.

PEREZ PAVON J.L., A.GUERRERO PENA, C.GARCA PINTO, B. MARENO CORDERO.2006. DIFFERENTATION OF TYPES OF CRUDE OILS IN POLLUTED SOIL SAMPLES BY HEADSPACE-FAST GAS CHROMATOGRAPHT-MASS SPECTROMETRY, JOURNAL OF CHROMATOGRAPHY A 1137:101-109.

TOLOSA, I., S. DE MORA ,M.R. SHEIKHOLESLAMI ,J.P. VILLENEUVE , BARTOCCI AND C. CATTINI . 2004.ALIPHATIC AND AROMATIC HYDROCARBONSIN COASTAL CASPIAN SEA SEDIMENTS. MAR POLLUT BULL. 2004 JAN;48(1-2):44-60.

WANG, XL., S. TAO, RW. DAWSON AND FL. XU.2002.CHARACTERIZING AND COMPARING RISKS OF POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS IN ATIANJIN WASTEWATER-IRRIGATED AREA

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Investigating the role of two crops in the absorption of oil hydrocarbons in agricultural lands of Khuzestan

Mousavifazl[*1], S.M.H, Mirkhani[2],R., Javadzadeh, M.[3]

[1] Member of Scientific Board of Agriculture and Natural Resources Research Center and Education of Khuzestan, Iran
[2] Member of Scientific Board of Soil and Water Institute of Iran, Iran
[3] Agriculture and Natural Resources Research Center and Education of Khuzestan Researcher,Ahwaz, Iran

Abstract

The existence of a large part of the heavy industry, oil, gas, petrochemicals, and various large industrial and agricultural sectors in Khuzestan province has created a vast source of oil pollution. Also, the occurrence of some of the phenomena, including the occurrence of the imposed war, as well as other subsequent wars in the area and the burn of some oil facilities, should be added to this. In order to study the possibility of using plants to pollute soils contaminated with and oil pollutants in agricultural lands of Khuzestan province. To study the effect of different crops and arable crops on the potential of adsorption of hydrocarbons, this study was carried out using two types of crops including corn and melons were planted in a completely randomized block design in Shavour Agricultural Research Station in 2011. The results showed that the plants used had a significant effect on the absorption of some oil pollutants such as Phenanthrene and Pyrene, and also the absorption rate of these hydrocarbons in different parts of the plant organs was different.

Keywords: Oil

[*] Corresponding author, Email: mousavifazl@yahoo.com

آلودگی زیست‌بوم، سلامت انسان و زیست‌پالایی

ارزیابی خطر سلامتی فلزات سنگین در گیاه دارویی بومادران (مطالعه موردی: منطقه صنعتی اراک)

عباس طاعتی*[۱]، محمد حسن صالحی[۲]، جهانگرد محمدی[۳]، رضا مهاجر[۴]

[۱] دانشجوی دکتری مهندسی علوم خاک دانشگاه شهرکرد

[۲] و [۳] استادان گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه شهرکرد

[۴] استادیار گروه کشاورزی دانشگاه پیام نور شهرکرد

چکیده

این مطالعه به منظور ارزیابی خطر سلامتی فلزات سنگین گیاه دارویی بومادران برداشت شده از اراضی منطقه صنعتی اراک انجام شد. بدین منظور ۳۰ نمونه گیاه دارویی بومادران جمع‌آوری شد. غلظت فلزات سنگین کادمیم، سرب و نیکل نمونه‌های گیاه بعد از هضم توسط اسید کلریدریک دو نرمال توسط دستگاه جذب اتمی تعیین شد. به صورت کلی میانگین فلزات سنگین برای کادمیم، سرب و نیکل به ترتیب ۰/۶۱، ۶/۳۰ و ۸/۴۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شد. مقایسه غلظت میانگین فلزات سنگین با استاندارد WHO نشان داد که غلظت کادمیم بیشتر و سرب کمتر از رهنمود WHO است. مقدار پتانسیل خطرپذیری (THQ) برای گروه سنی کودکان و بزرگسالان به ترتیب برای سرب (۰/۰۸۷، ۰/۰۵۶)، نیکل (۰/۰۲۱، ۰/۰۱۳) و کادمیم (۰/۰۳، ۰/۰۱۹) محاسبه شد. با توجه به نتایج، مشاهده می‌شود که مقدار THQ برای تمام فلزات کوچکتر از یک به دست آمد که نشان دهنده ایمن بودن آن برای مصرف افراد است. با توجه به گسترش مصرف گیاهان دارویی، پایش مستمر مقادیر تجمع یافته فلزات سنگین در گیاهان دارویی توصیه می‌شود.

کلمات کلیدی: کادمیم، سرب، نیکل، استاندارد WHO، پتانسیل خطرپذیری (THQ)

مقدمه

امروزه آلودگی خاک‌ها با فلزات سنگین به علت صنعتی شدن و گسترش شهرنشینی یکی از مهم‌ترین تنش‌های محیطی برای گیاهان محسوب می‌شود که از طریق زنجیره غذایی زندگی بشر را به مخاطره می‌اندازد. گیاهان دارویی یک دسته مهم از انواع مختلف طب سنتی هستند و در سال‌های اخیر، به طور فزاینده‌ای به عنوان مکمل مراقبت‌های بهداشتی اولیه در کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه درحال افزایش است (Dghaim و همکاران، ۲۰۱۵). به موازات افزایش توجه به مزایای درمانی استفاده از گیاهان دارویی، نگرانی‌های فزاینده‌ای در مورد ایمنی و سمیت این گیاهان وجود دارد (Giri and Singh, 2017). یک تصور اشتباه در اذهان مردم عادی و گاهی حتی متخصصان آشنا به گیاه این باور پیدا شده است که گیاهان دارویی به صرف طبیعی بودن عاری از هر گونه عوارض جانبی هستند در حالیکه حجم زیادی از گزارش‌ها مربوط به شیوع سمیت و عوارض جانبی از جمله وجود فلزات سنگین در این گیاهان و فرمولاسیون آنها در نقاط مختلف جهان وجود دارد (Ernst, 2002). به طور کلی، جغرافیا، ویژگی‌های ژئوشیمیایی خاک، انواع آلودگی‌ها در خاک، آب و هوا و سایر شرایط رشد، حمل و نقل و ذخیره سازی می‌تواند به طور قابل توجهی بر خصوصیات و کیفیت گیاهان گیاهی و فرمولاسیون آنها تاثیر بگذارد (Saad و همکاران، ۲۰۰۶). بومادران از گیاهان خانواده گل‌ستاره‌ای‌ها است. گل‌ها، برگ‌ها و پیگر رویشی بومادران خاصیت دارویی دارند. در ایران گیاه بومادران از اهمیت بسزائی در صنایع آرایشی، بهداشتی و دارویی برخوردار است. این گیاه در درمان اختلالات روده، معده، بیماری کبد و صفرا استفاده شده و علاوه بر آن به عنوان داروی افزایش دهنده اشتها، درمان زخم و التهاب پوستی استفاده می‌گردد. در ایران گیاهان دارویی اغلب از بین گیاهان خودرو (طبیعی) و مکان‌های معمولاً نامعلوم از طبیعت جمع‌آوری شده و به دلیل امکان برداشت از مکان‌های آلوده احتمال به خطر افتادن سلامت و ایمنی مصرف کنندگان وجود دارد بنابر این این مطالعه با هدف ارزیابی خطر سلامتی فلزات سنگین گیاه دارویی بومادران برداشت شده از اراضی منطقه صنعتی اراک انجام شد.

* ایمیل نویسنده مسئول: taatyabbas@yahoo.com

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه بخشی از اراضی اطراف مجموعه صنایع پالایشگاه امام خمینی (ره)، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی برق و معدن سرب و روی عمارت در منطقه شازند است که در ۲۵ کیلومتری غرب شهرستان اراک واقع شده است. این منطقه در محدوده‌ی طول جغرافیایی '۲۲ ° ۴۹ تا '۳۷° ۴۹ شرقی و عرض جغرافیایی '۵۰ °۳۳ تا '۰۳ °۳۴ شمالی قرار دارد. که در سیستم UTM در زون ۳۹ قرار گرفته است. متوسط ارتفاع از سطح دریا ۱۹۰۰ متر و متوسط بارندگی منطقه طبق آمار ایستگاه هواشناسی شازند ۴۲۷ میلی‌متر گزارش شده است. میانگین دمای سالیانه نیز ۱۲/۱ درجه سانتیگراد است. رژیم رطوبتی منطقه زریک و رژیم حرارتی مزیک است. از نظر سنگ‌شناسی و چینه‌شناسی، رخنمون‌های قابل مشاهده شامل دو نوع سازندهای آذرین و سازندهای رسوبی می‌باشد. در این تحقیق از روش نمونه‌برداری تصادفی طبقه‌بندی شده استفاده و در مجموع تعداد ۳۰ نمونه گیاه دارویی بومادران جمع‌آوری شد. نمونه‌ها پس از انتقال به آزمایشگاه، هواخشک شدند. سپس برای خشک کردن کامل، آن‌ها را به مدت ۲۴ ساعت در دستگاه آون در دمای ۶۵ درجه سلسیوس قرار داده شد. در مرحله بعد نمونه‌ها را آسیاب کرده تا کاملاً پودر شوند، در نهایت مقدار فلزات سنگین به روش هضم با اسید کلریدریک دو نرمال عصاره‌گیری و مقادیر سرب، کادمیم توسط دستگاه جذب اتمی مدل GBC 932plus قرائت شد (Wilde و همکاران، ۱۹۷۹). تمامی تحلیل‌های آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS 22.0 صورت گرفت.

محاسبه جذب روزانه فلزات سنگین (EDI) و پتانسیل خطرپذیری (THQ)

برای محاسبه احتمال خطرپذیری افراد به بیماری‌های غیرسرطانی از فرمول ارائه شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA) استفاده شد (USEPA, 1997، Zhuang و همکاران، ۲۰۱۴).

$$EDI = \frac{C \times IR \times FI \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

که در این رابطه EDI= مقدار جذب روزانه فلزات سنگین (µg/kg bw day)، C= میانگین غلظت فلزات سنگین در گیاه (µg/kg)، IR= نرخ روزانه مصرف غذایی (g/day) که در این مطالعه ۵ گرم در روز در نظر گرفته شد (Kohzadi و همکاران، ۲۰۱۹)، FI= ضریب تصحیح بین ۰/۲۵ تا ۰/۴ که در این مطالعه ضریب ۰/۴ استفاده شد، ED = دفعات مصرف در سال است (برابر با ۳۶۵ روز)، ED= تعداد سال‌هایی که از این ماده خوراکی استفاده می‌شود. این مقدار برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب برابر ۶ و ۶۰ سال می‌باشد (Song و همکاران، ۲۰۰۹)، BW= متوسط وزن بدن که برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۳۲/۷ و ۶۳/۹ کیلوگرم است. AT= احاصل‌ضرب ED در تعداد روزهای سال است. سپس احتمال خطرپذیری به بیماری‌های غیرسرطانی (THQ) از رابطه زیر محاسبه شد.

$$THQ = \frac{EDI}{Rfd} \quad (2)$$

در این رابطه، THQ: مقدار پتانسیل خطرپذیری است و RfD: نشان‌دهنده مقدار خوراکی مرجع (میکروگرم بر کیلوگرم در روز) است که میزان پیشنهادی آن برای Ni، Cd و Pb به ترتیب ۲۰، ۱ و ۳/۵۷ میکروگرم در روز است (Song و همکاران، ۲۰۰۹). اگر مقدار THQ کمتر از یک به دست آمد مصرف کننده از اثرات سوء بیماری‌های غیر سرطانی در محدوده امن قرار دارد و با افزایش THQ احتمال تأثیرات بیماری‌های غیرسرطانی افزایش می‌یابد (Adusei-Mensah و همکاران، ۲۰۱۹).

نتایج و بحث

در جدول ۱ خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت فلزات سنگین در گیاه دارویی بومادران و استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO) ارائه شده است.میانگین غلظت کادمیم، سرب و نیکل در گیاه دارویی بومادران به ترتیب ۰/۶۱، ۶/۳ و ۸/۴۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آمد. Ozyigit و همکاران (۲۰۱۸) نیز با بررسی غلظت فلزات سنگین در گیاهان دارویی کشور ترکیه، مقدار سرب، کادمیم و نیکل را در بومادارن به ترتیب ۰/۳۵، ۰/۱۵ و ۰/۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم به دست آوردند. مقایسه غلظت میانگین فلزات سنگین با استاندارد WHO نشان داد که غلظت کادمیم بیشتر و سرب کمتر از رهنمود WHO است، درحالیکه برای نیکل استانداردی توسط WHO تعریف نشده است. Cheraghi و همکاران (۲۰۱۳)، غلظت فلزات سنگین گیاهان دارویی از جمله بومادران را در اطراف اراضی معدن سرب و روی آهنگران مورد بررسی قرار دادند و نتیجه گرفتند که غلظت کادمیم، مس، سرب و روی بیشتر از محدوده استاندارد ارائه شده توسط WHO بود. با توجه به وجود صنایع پالایشگاه، پتروشیمی، نیروگاه حرارتی و همچنین معدن سرب و روی در قسمت جنوب منطقه، فلزات سنگین ناشی از فعالیت این صنایع، معدن‌کاری و همچنین غبارات اتمسفری به محیط وارد می‌شود و بخشی از آن‌ها پس از تجمع در خاک، توسط گیاهان از جمله گیاهان دارویی جذب و در بافت آن‌ها تجمع می‌کند، از این رو، آلودگی خاک یکی از مهم‌ترین تنش‌های محیطی برای گیاهان و مصرف کنندگان سطوح بالاتر زنجیره غذایی محسوب می‌شوند (Wyszkowska و همکاران، ۲۰۰۷).

جدول۱- خلاصه آماری غلظت فلزات سنگین (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در گیاه دارویی بومادارن و استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO.2007)

فلز	حداقل	حداکثر	میانگین	انحراف معیار	سازمان بهداشت جهانی (WHO)
کادمیم	۰/۲	۲	۰/۶۱	۰/۴۶	۰/۳
سرب	۱	۴۰	۶/۳۰	۷/۸۵	۱۰
نیکل	۲/۴	۱۳/۱۵	۸/۴۴	۲/۹۰	-

میزان جذب روزانه فلزات سنگین

جدول ۲ مقدار ورود روزانه فلزات سنگین از مصرف گیاه دارویی بومادران را نشان می‌دهد. با توجه به جدول ۲، مقدار ورود فلز کادمیم از مصرف گیاه بومادران در طول روز برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۰/۰۳ و ۰/۰۱۹ میگروگرم بر کیلوگرم در روز می‌باشد. این مقدار برای سرب به ترتیب ۰/۳۱ و ۰/۲ میکروگرم بر کیلوگرم و برای نیکل به ترتیب ۰/۴۱ و ۰/۲۶ میکروگرم بر کیلوگرم به دست آمد.

پتانسیل خطرپذیری فلزات سنگین (THQ)

با توجه به اینکه استانداردها و دستورالعمل‌های تهیه شده برای فلزات سنگین وابسته به ایالت‌ها و سیاست‌های تصمیم‌گیری کشورهای مختلف دارد و از یک کشور به کشور متفاوت است، اما برای برآورد خطر سلامتی به علت تفاوت توالی مصرف، تغییرات مقدار مصرف و وزن اشخاص قابل اعتماد نیستند، بنابر این مقدار پتانسیل خطرپذیری (THQ) پارامتر بسیار مفیدی برای ارزیابی خطرات زیستی است. در این مطالعه مقدار پتانسیل خطرپذیری برای کادمیم برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۰/۰۳ و ۰/۰۱۹ به دست آمد (جدول ۲). این مقدار برای سرب در کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۰/۰۸۷ و ۰/۰۵۶ و برای نیکل به ترتیب ۰/۰۲۱ و ۰/۰۱۳ محاسبه شد.

جدول۲- میزان جذب روزانه (EDI) و خطرپذیری غیر سرطانی (THQ) فلزات سنگین برای گروه سنی کودکان و بزرگسالان ناشی از مصرف گیاه بومادران

رده سنی	شاخص	واحد	کادمیم	سرب	نیکل
کودکان	EDI	µg/kg bw day	۰/۰۳	۰/۳۱	۰/۴۱
	THQ		۰/۰۳	۰/۰۸۷	۰/۰۲۱
بزرگسالان	EDI	µg/kg bw day	۰/۰۱۹	۰/۲	۰/۲۶
	THQ		۰/۰۱۹	۰/۰۵۶	۰/۰۱۳

مقدار پتانسیل خطرپذیری (THQ) برای گروه سنی کودکان و بزرگسالان به صورت سرب> نیکل> کادمیم محاسبه شد. با توجه به نتایج، مشاهده می-شود که مقدار THQ برای تمام فلزات کوچکتر از یک به دست آمد که بیان‌گر عدم بروز مخاطره برای مصرف کنندگان است. میزان تخمین ورود روزانه فلزات As، Cd، Pb و Ni از مصرف گیاه بومادران در شهر سنندج برای افراد بزرگسال به ترتیب ۰، ۰، ۰ و ۰/۰۰۰۰۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن بدن در روز گزارش شده است (Kohzadi و همکاران، ۲۰۱۹). Adusei-Mensah و همکاران (۲۰۱۹) مقدار پتانسیل خطرپذیری برای گیاهان دارویی برای فلزات As ، Cd، Pb و Hg محاسبه کردند. نتایج نشان داد بیشترین مقدار پتانسیل خطرپذیری برای کادمیم با مقدار $۸/۰۳ \times ۱۰^{-۵}$ به دست آمد که نشان می‌دهد مصرف کنندگان گیاهان دارویی در منطقه امن سلامت قرار دارند.

نتیجه‌گیری

ارزیابی خطر سلامتی فلزات سنگین گیاه دارویی بومادران برداشت شده از اراضی منطقه صنعتی اراک نشان داد میانگین غلظت فلز سنگین کادمیم بیشتر از استاندارد WHO است. مقدار پتانسیل خطرپذیری (THQ) نیز برای گروه سنی کودکان و بزرگسالان به صورت سرب> نیکل> کادمیم محاسبه شد. مقدار THQ برای تمام فلزات مورد مطالعه در گیاه بومادران کوچکتر از یک به دست آمد که نشان دهنده ایمن بودن آن برای مصرف افراد غیر سرطانی است. با توجه به اینکه گیاهان دارویی مصرف وسیعی در کشور داشته و از مکان‌های نامعلومی برداشت و تهیه می‌شوند و احتمال تجمع زیستی و تأثیرات زیان‌بار فلزات سنگین در طولانی مدت، پایش دوره‌ای گیاهان دارویی پرمصرف به منظور حفظ امنیت غذایی و سلامت انسان توصیه می‌شود.

منابع

Adusei-Mensah, F., Essumang, D.K., Agjei, R.O., Kauhanen, J., Tikkanen-Kaukanen, C. and Ekor, M. 2019. Heavy metal content and health risk assessment of commonly patronized herbal medicinal preparations from the Kumasi metropolis of Ghana. Journal of Environmental Health Science and Engineering. 56, 1-10.

Benedek, B. and Kopp, B. 2007. Achillea millefolium L. revisited: Recent findings confirm the traditional use. Wien Med Wochenschr. 157, 312-314.

Cheraghi, M., Mosavinia, S.M. and Lorestani, B. 2013. Heavy metal contamination in soil and some medicinal plant species in Ahangaran lead-zinc mine, Iran. Journal of Advances in Environmental Health Research. 1(1), 29-34.

Dghaim, R., Al Khatib, S., Rasool, H. and Ali Khan, M. 2015. Determination of heavy metals concentration in traditional herbs commonly consumed in the United Arab Emirates. Journal of environmental and public health, 1-15.

Ernst, E. 2002. Toxic heavy metals and undeclared drugs in Asian herbal medicines, Trends in Pharmacological Sciences. 23, 136–139.

Geneva.Wyszkowska, J., Boros, E. and Kucharski, J. 2007. Effect of interactions between nickel and other heavy metals on the soil microbiological properties. Plant Soil and Environment. 53(12), 500-504.

Giri., S. and Singh, A.K. 2017. Human health risk assessment due to dietary intake of heavy metals through rice in the mining areas of Singhbhum Copper Belt, India. Environ Sci Pollut Res Int. 24, 14945-14956.

Kohzadi, S., Shahmoradi, B., Ghaderi, E., Loqmani, H. and Maleki, A. 2019. Concentration, Source, and Potential Human Health Risk of Heavy Metals in the Commonly Consumed Medicinal Plants. Biological trace element research. 187(1), 41-50.

Ozyigit, I.I., Yalcin, B., Turan, S., Saracoglu, I.A., Karadeniz, S., Yalcin, I.E. and Demir, G. 2018. Investigation of heavy metal level and mineral nutrient status in widely used medicinal plants' leaves in Turkey: Insights into health implications. Biological trace element research. 182(2), 387-406.

Song, B., Lei, M., Chen, T., Zheng, Y., Xie, Y., Li, X. 2009. Assessing the health risk of heavy metals in vegetables to the general population in Beijing, China. Journal of Environmental Sciences. 21, 1702-1709.

USEPA U. 1997. Exposure factors handbook. Office of Research and Development,

Washington.WHO .2007. Guidelines for assessing quality of herbal medicines with reference to contaminants and residues,

Wilde, S.A., Corey, R.B., and Iyer, J.G. 1979. Soils and plant analysis for tree culture. Part 3. Analysis of plant tissue. Oxford and IBH, New Delhi, pp 93-106.

Zhuang P, Lu H, Li Z, Zou B, McBride MB. 2014. Multiple exposure and effects assessment of heavy metals in the population near mining area in South China. PLoS One. 9(4), 1-11.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Health risk assessment of heavy metals in Yarrow's Medicinal Plant (a case study: Arak Industrial areas)

Taati*[1], A., Salehi[2], M.H., Mohammadi, J.[3] Mohajer, R[3]

[1] PhD Student, Department of Soil Science Engineering, University of Shahrekord, Iran

[2, 3] Professor, Department of Soil Science Engineering, University of Shahrekord, Iran

[4] Assistant Department of Agriculture, Payame Noor University, Shahrekord, Iran

Abstract

This study was conducted to assess the health risk of heavy metals of Medicinal Plant harvested from the lands of Arak Industrial areas. For this purpose, 30 medicinal herbs were collected. The concentrations of cadmium, lead and nickel were determined by an atomic absorption spectrometer following the digestion with 2 N nitric acid solution. Generally, the average of heavy metals for cadmium, lead and nickel was 0.61, 6.30, and 8.44 mg/kg, respectively. Comparison of the average heavy metals concentration with the WHO standard showed that the concentration of cadmium was higher and the lead is less than the WHO guidelines. Estimation Target Hazard Quotient (THQ) for the age group of children and adults was calculated for lead (0.087, 0.056), nickel (0.021, 0.013) and cadmium (0.030, 0.019), respectively. According to the results, it is found that the THQ value for all metals were less than 1, which is considered as safe for human consumption. According to the increasing use of medicinal plants, continuous monitoring of levels of heavy metals accumulated in medicinal plants is recommended.

Keywords: cadmium, lead, nickel, WHO standard, target hazard quotient (THQ).

* Corresponding author, Email: taatyabbas@yahoo.com

محور مقاله: آلودگی زیست بوم، سلامت انسان و زیست پالایی

جداسازی باکتری‌های مقاوم و جاذب روی از پساب آلوده در شهرستان زنجان

محمدعلی حسنلوئی[۱]، فروزان قاسمیان رودسری[*۲]

[۱] دانش آموخته کارشناسی ارشد علوم محیط‌زیست دانشگاه زنجان

[*۲] استادیار گروه زیست‌شناسی دانشگاه زنجان

چکیده

فلزات سنگین با تجمع در زنجیره غذایی مشکلات عدیده‌ای را برای موجودات زنده به وجود می‌آورندو هنگامی‌که غلظت این فلزات در محیط پایین باشد، از روش‌های بیولوژیکی برای پاک‌سازی استفاده می‌شود. هدف این پژوهش شناسایی گونه‌های باکتریایی جاذب روی از پساب-های آلوده جنوب شهر زنجان است. برای این منظور ۲۰ نمونه پساب آلوده جمع‌آوری و حداقل غلظت مهارکننده رشد در باکتری‌های جداشده بر روی محیط کشت شامل غلظت‌های ۲۰۰ تا ۳۷۵۰ میلی‌گرم در لیتر سولفات روی مورد بررسی قرار گرفت. نتایج سویه‌های جداشده باکتریایی مقاومت بالای ۱۸ ایزوله را نشان داد. ایزوله‌های Z1، Z8، Z10، Z13 و Z25 در محیط کشت حاوی سولفات روی تا غلظت ۳۷۵۰ میلی‌گرم بر لیتر رشد کردند. ایزوله‌های Z1 و Z13 تا ۱۵۰۰، Z25 تا ۲۰۰۰ و Z8 و Z10 تا ۳۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر رشد را نشان دادند. ایزوله Z13 با جذب معادل ۱۸۶/۰۸ بیشترین مقدار جذب روی را در بین پنج ایزوله دیگر داشت. مطالعات فیلوژنتیکی نشان داد که این ایزوله متعلق به جنس *Sphingomonas sp.* است، که با سویه‌های گزارش‌شده تابه‌حال تفاوت دارد. با توجه به آستانه تحمل بالای سویه Z13 می‌توان از آن به‌عنوان جاذب زیستی مناسب در حذف آلاینده روی استفاده کرد.

کلمات کلیدی: پاک‌سازی زیستی، باکتری‌های مقاوم، روی، زنجان

مقدمه

امروزه در نتیجه فعالیت‌های انسان از قبیل استخراج معادن، فعالیت‌های ذوب فلزات، صنایع خودروسازی، صنایع باطری‌سازی، تولید انرژی، سوخت، کودها، فاضلاب شهری و صنعتی و کاربرد علف‌کش‌ها، مشکلات بسیار زیاد زیست‌محیطی ایجادشده است (). آلودگی فلزات سنگین ناشی از منابع شهری، صنعتی و کشاورزی به‌عنوان یک مشکل عمده زیست‌محیطی در حواشی شهرها محسوب می‌گردد و تجمعشان در زنجیره غذایی منجر به مشکلات جدی برای سلامت موجودات زنده می‌شود (Kabata-Pendias, 2000)؛ این فلزات از نظر بیولوژیکی سمّی بوده و به‌صورت پایدار در محیط باقی می‌مانند. فلزات سنگین جذب خاک و رسوبات شده و به‌تدریج میکروارگانیسم‌هایی که در معرض این فلزات قرار دارند نسبت به آن‌ها مقاوم می‌شوند (کرمانشاهی و همکاران، ۱۳۷۷). فلزات سنگین در غلظت کم برای رشد سلولی و فعالیت‌ها متابولیکی ضروری هستند اما در غلظت‌های بالا و بیشتر از حد مجاز سبب جلوگیری از واکنش‌های بیولوژیکی می‌شوند (Hughes and Poole, 1989). فلز روی یک عنصر اساسی برای موجودات زنده است و باعث افزایش فعالیت برخی از آنزیم‌ها می‌شود و روزانه از طریق مواد غذایی مختلف تقریباً ۱۰ تا ۱۵ میلی‌گرم به بدن انسان وارد می‌شود. مقدار کل روی در بدن انسان بالغ، در حدود ۲ گرم تخمین زده‌شده است و معمولاً در هیچ عضوی به‌طور اختصاصی تجمع نمی‌یابد. روی در گستره زیادی از پردازش‌های سلولی نقش دارد و به ثبات ساختار مولکولی کمک کرده و در بیش از ۳۰۰ آنزیم به‌عنوان کوفاکتور عمل می‌کند (McCall et al.,2000). عنصر روی نقش مهمی در بیان ژن‌های که به روی وابسته هستند، دارد. عنصر روی اگرچه بیشتر در زنجیره تنفسی هوازی وجود دارد، ولی دارای اثرات سمی نیز بوده و به‌عنوان مختل‌کننده سیستم بیولوژیکی نیز عمل می‌کند (Hynninen.,2010). در پروکاریوت‌ها مکانیسم‌های اصلی برای مقابله با افزایش عنصر روی شامل روش‌های تنظیم‌شده‌ای هستند که این عنصر را وارد سلول کرده و یون‌های فلز را با روشی به نام متالوچاپرون[1] تجزیه و از غشای سیتوپلاسمی خارج می‌کند (Blencowe and Morby, 2003). بررسی‌ها نشان داده است که روش‌های شیمیایی و فیزیکی حذف این آلاینده‌ها مانند اکسیداسیون، احیاء، رسوب دادن شیمیایی، فیلتراسیون، تیمار الکتروشیمیایی، تبخیر، تبادل یونی و فرایندهای اسمز معکوس محدودیت‌هایی دارند و ازنظر اقتصادی نیز مقرون‌به‌صرفه نیستند. زیرا این روش‌ها برای تصفیه پساب‌های حاوی مواد آلی پیچیده مناسب نیست و زمانی که غلظت فلزات سنگین در حد خیلی کم باشد این روش‌ها کارایی چندانی ندارند (کریم سلطانی و همکاران،۱۳۸۷). از طرفی دیگر حذف این فلزات سنگین از محیط بسیار ضروری است. پاک‌سازی زیستی یک راه کار جهت رفع آلودگی‌های زیست‌محیطی به‌وسیله فرایندهای بیولوژیکی است و شامل هر نوع عملکردی است که در آن از میکروارگانیسم‌ها و موجودات مختلف مانند قارچ‌ها، باکتری‌ها، کرم‌ها، مخمرها، آنزیم‌ها و گیاهان سبز جهت بازگرداندن محیط طبیعی تغییریافته توسط آلاینده‌ها به

*ایمیل نویسنده مسئول:f-ghasemian@znu.ac.ir

[1] Metallochaperron

شرایط اولیه آن استفاده می‌گردد (Kabata-Pendias, 2000). پاک‌سازی فلزات سنگین از پسابهای زائد از اهداف مهم مهندسی زیست‌محیطی است. برخی از میکروارگانیسم‌ها زمانی که می‌که در معرض غلظت بالای فلزات سنگین نظیر مس، روی و کلسیم قرار می‌گیرند، در پاسخ مولکول‌های پروتئینی کوچک غنی از سیستئین به نام متالوتیونیین‌ها[1] تولید می‌کنند. متالوتیونیین‌ها تمایل و ظرفیت بالایی برای اتصال به یون‌های فلزات سنگین دارا هستند. Liu و همکاران (2003) انواع متالوتیونئین‌ها را در اشرشیا کلی کلون و بیان نموده‌اند که رابطه مستقیمی بین میزان متالوتیونیین بیان‌شده و تجمع عناصر مس، کادمیم و روی در درون سلول باکتری مشاهده‌شده است. مطالعه انتقال، ژنتیک و مکانیسم‌های متفاوت به فلزات سنگین در باکتری‌ها ممکن است در درک عملکرد فیزیولوژی سلول‌ها و افزایش دادن توانایی میکروارگانیسم‌ها برای خارج کردن یون‌های فلزی زیان‌آور مفید باشد. ازاین‌رو امروزه استفاده از میکروارگانیسم‌ها برای پاک‌سازی محیط از فلزات سنگین یک راه حل طبیعی، پایدار و اقتصادی است. در شرایط وجود غلظت‌های بالای آلاینده‌های فلزی در محیط‌های طبیعی باکتری‌ها خود را با آلاینده‌های فلزی تطبیق می‌دهند. میکروارگانیسم‌ها فلزات سنگین محیط را جذب کرده و در سلول‌های خود نگه می‌دارند. میکروارگانیسم‌ها از روش‌های مختلف و مکانیسم‌های متفاوت به حضور آلاینده‌ها مقاومت نشان می‌دهند (Nies, 2003). سطح مقاومت باکتری‌ها بسته به نوع باکتری و حتی جنس‌های مختلف یک‌گونه متفاوت است، بنابراین می‌توان با شناسایی نوع باکتری مقاوم به فلز سنگین، به بالاترین راندمان جذب این فلزات از محیط‌های آلوده دست یافت.

مواد و روش‌ها

نمونه‌های پساب از ۲۰ ایستگاه شامل کارخانه‌های تولید، ذوب، فراوری و تغلیظ روی در مناطق مختلف شهرستان زنجان در ظرف‌های پلاستیکی درب‌دار استریل جمع‌آوری و بلافاصله با حفظ شرایط به آزمایشگاه منتقل گردیدند. غلظت روی در نمونه‌ها با دستگاه ICP-AES قرائت و مناطق آلوده شناسایی گردید. از نمک سولفات روی محلول مادر با غلظت ۴۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر تهیه و سپس از محلول مادر غلظت‌های ۲۰۰ تا ۳۷۵۰ میلی‌گرم در لیتر برای شناسایی باکتری‌های مقاوم به روی تهیه و به مدت یک هفته در یخچال نگهداری و سترون گردید. کشت سطحی با اضافه نمودن ۸۰۰ میکرومول از رقت ۰/۰۱ نمونه در محیط کشت شامل ۰/۵ در صد عصاره مخمر، ۱ در صد تریپتون و ۱/۵ در صد آگار در محیط با پ‌هاش معادل هفت، با سطح آلودگی مختلف نمک‌های سولفات روی انجام شد. پلیت‌ها به مدت ۲۴ تا ۷۲ ساعت در انکوباتور در دمای ۳۱ درجه سلسیوس قرار داده شدند. کلنی‌های به‌دست‌آمده در مرحله بعد به‌صورت کشت خطی در محیط کشت با سطوح آلودگی از ۲۰۰ تا ۳۷۵۰ میلی‌گرم در لیتر سولفات روی به صورتی که کلنی‌های رشد یافته در هر مرحله به مرحله بعد با سطح آلودگی بالاتر انتقال و کشت داده می‌شد. درنهایت حداقل غلظت مهارکننده رشد[2] و حداقل غلظت نابودکننده باکتری[3] تعیین گردید. شناسایی ایزوله‌های باکتریایی که بالاترین جذب فلز روی را داشتند بر اساس مشخصات مورفولوژیکی کلنی و رنگ‌آمیزی گرم انتخاب گردید. برای محاسبه میزان کمّی جذب فلز توسط هر یک از سویه‌های مقاوم غربال‌شده و در نهایت انتخاب بهترین باکتری‌های جاذب روی ابتدا ۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر محلول سولفات روی تهیه و ۱۰ میلی‌لیتر از این محلول با بیوماس‌های باکتریایی به مدت پنج ساعت در انکوباتور شیکر دار در دمای ۳۰ درجه سلسیوس و ۹۰ دور در دقیقه مجاور سازی شد. پس از گذشت زمان موردنظر با دور ۱۰۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفوژ گردید. غلظت محلول رویی با دستگاه آی سی پی با دو بار تکرار قرائت و میانگین آن‌ها به‌صورت عدد نهایی جذب، گزارش گردید. برای ارزیابی داده‌ها از معادله ۱ استفاده گردید.

$$Q=V(C_i - C_f)/M$$ معادله ۱

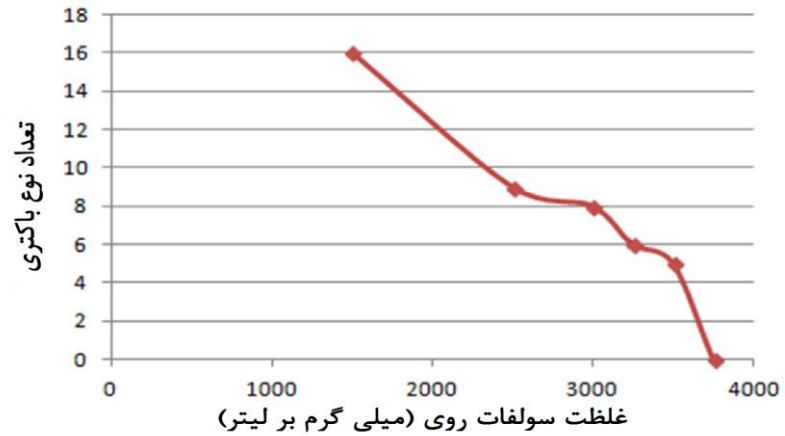
در این معادله Q معرف میزان جذب فلز توسط بیوماس است که برحسب میلی‌گرم فلز جذب‌شده در هر گرم وزن خشک باکتری گزارش می‌گردد، پارامتر V معرف حجم محلول مجاورسازی برحسب لیتر، C_i غلظت اولیه محلول فلزی برحسب میلی‌گرم بر لیتر، C_f غلظت فلز پس از مجاور سازی برحسب میلی‌گرم بر لیتر و M وزن خشک بیوماس برحسب گرم است. استخراج DNA ژنومی باکتری‌ها با استفاده از روش اختصاصی Corbin و همکاران ۱۹۹۴ انجام گردید. نتایج توالی یابی پس از بررسی و مطابقت آن‌ها با کروماتوگراف‌های مربوطه از لحاظ صحت نوکلئوتیدهای توالی یابی شده، به کمک نرم‌افزارهای dnadist، negbor، Drawgram و توالی‌های موجود در بانک اطلاعاتی جهانی ژن[4] موردبررسی قرار گرفتند و درخت فیلوژنیتیکی سویه‌های جدید رسم گردید.

[1] Metallothioneins
[2] Minimum Inhibitory Concentration, MIC
[3] Minimum Bactericidal Concentration, MBC
[4] National Center for Biotechnology Information

نتایج و بحث

نتایج مرحله غربال‌سازی

از کشت نمونه‌ها بر روی محیط کشت حاوی غلظت‌های مختلف سولفات روی، ۱۸ ایزوله باکتریایی به دست آمد، که با بالا بردن مقدار سولفات روی تعداد ایزوله کاهش پیدا کردند. درنهایت پنج ایزوله که بیشترین غلظت مهارکننده رشد را داشتند انتخاب شدند. ایزوله‌های Z1، Z8، Z10، Z13 و Z25 در محیط کشت حاوی سولفات روی تا غلظت ۳۷۵۰ میلی‌گرم بر لیتر رشد کردند. ایزوله‌های Z1 و Z13 تا ۱۵۰۰، Z25 تا ۲۰۰۰ و Z8 و Z10 تا ۳۵۰۰ میلی‌گرم بر لیتر رشد را نشان دادند.



شکل ۱- تعداد کلنی‌های متفاوت رشد کرده در غلظت‌های مختلف سولفات روی

نتایج میزان جذب کمّی فلز روی

نتایج به‌دست‌آمده طبق جدول ۱ نشان می‌دهد که ایزوله‌های Z13 و Z8 به ترتیب با جذب معادل ۱۸۶/۰۸ و ۱۵۶/۲۲ بیشترین مقدار جذب سولفات را داشتند.

جدول ۱- میزان جذب سولفات روی توسط سویه‌های باکتریایی

باکتری	مورفولوژی	جذب خوانده‌شده (mg/l)	غلظت محلول اولیه (mg/l)	حجم محلول مجاورسازی (l)	وزن خشک بیوماس (g)	میزان جذب (Mg/g.dw)
Z1	باسیل گرم منفی	۲۸۰/۱۱۶	۳۱۰/۲۵۲	۰/۰۰۸	۰/۰۰۴	۶۰/۲۷۲
Z8	باسیل گرم منفی	۲۹۰/۷۲۴	۳۱۰/۲۵۲	۰/۰۰۸	۰/۰۰۱	۱۵۶/۲۲۴
Z10	باسیل گرم منفی	-	۳۱۰/۲۵۲	۰/۰۰۸	ناچیز	ناچیز
Z13	باسیل گرم منفی	۲۴۰/۴۷۱	۳۱۰/۲۵۲	۰/۰۰۸	۰/۰۰۳	۱۸۶/۰۸۲
Z25	کوکسی گرم مثبت	۲۹۰/۹۵۹	۳۱۰/۲۵۲	۰/۰۰۸	۰/۰۰۵	۳۰/۸۷۳

مطالعه داده‌های ژن *16SrRNA* ایزوله Z13 نشان می‌دهد این ایزوله بالاترین شباهت را با ۹۹ درصد و با سه تفاوت بارز نوکلئوتیدی با باکتری *Sphingomonas sp. AC83* دارد؛ و با توجه به این‌که اختلاف معنی‌داری در تفاوت نوکلئوتیدی این دو باکتری دیده نمی‌شود به نظر می‌رسد که این دو باکتری به یک‌گونه تعلق دارند. در نتیجه پیشنهاد می‌شود که ایزوله Z13 به‌عنوان سویه جدیدی از باکتری جنس *Sphingomonas sp*در نظر گرفته می‌شود. Mergeay (۱۹۹۵) بیان نمود حداقل غلظت مهارکننده فلز روی برای *E.coli* به ترتیب برابر ۱ میلی مول است. Bautista-Hernández و همکاران (۲۰۱۲) گزارش نموده‌اند که سویه باکتری *Delftia tsuruhatensis* مقاوم به فلز روی غلظت مهارکننده رشد معادل ۲۵ میلی مول داشتند. خدابخشی و همکاران (۱۳۸۹) گزارش نمودند که باکتری *Salinivibrio costicola* از خانواده *Vibrionaceae* توانسته غلظت ۲ میلی مول روی محیط را تحمل کرده و زنده بماند. متشرع زاده و همکاران (۱۳۸۷) نتایج تجزیه خاک کشاورزی اطراف معدن شازند اراک را بررسی و نشان دادند که میزان فلزات سنگین بیشتر از حد متوسط خاک‌ها است و این امر موجب نگرانی

است. همچنین با جداسازی باکتری‌های خاک از محیط ریزوسفر و خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، هفت جدایه مقاوم به فلزات سنگین شناسایی و گزارش گردید که می‌توان از زاد مایه آن‌ها برای آزمایش‌های گیاه‌پالایی استفاده نمود.

نتیجه‌گیری

نتایج غربال‌گری، کشت نمونه‌ها و سنجش مقاومت آن‌ها نشان داد که پنج باکتری مقاوم به سولفات روی ایزوله‌های Z1، Z8، Z10، Z13 و Z25 هستند. ایزوله‌های Z8 و Z13 به ترتیب با ۱۵۶/۲۲ و ۱۸۶/۰۸ میلی‌گرم فلز جذب‌شده در هر گرم وزن خشک باکتری جذب بالای از فلز روی را نشان دادند. مطالعات بیوشیمیایی و ژنوتیپی ایزوله Z13 با سه تفاوت بارز نوکلئوتیدی و شباهت ژن 16srRNA، ۹۹ درصدی از سویه Sphingomonas sp. AC83 متمایز و گزارش گردید. ایزوله Z13 غلظت ۱۸ میلی مول روی را در محیط تحمل کرده و زنده مانده است. به علت مقاومت و جذب بالای فلز روی توسط این ایزوله نسبت به گزارش‌های نتایج مطالعات قبلی از این ایزوله می‌توان جهت تولید بیوجاذب‌ها و تصفیه پساب‌های آلوده به فلزات سنگین روی استفاده کرد.

منابع

خدابخش، ف، ناظری، س، آموزگار، م.ح، خداکرمیان، غ. ۱۳۸۹. جدا شده از دریاچه نمک آران و بیدگل، یک باکتری نمک دوست نسبی مقاوم به برخی فلزات سمی *Salinivibrio sp.* اولین همایش ملی کشاورزی پایدار و تولید محصول سالم.

سلطانی، ک، آموزگار، م. حامدی، ج. ۱۳۸۷. جذب زیستی سرب توسط باکتری‌های جداشده از پساب‌های صنایع پتروشیمی. مجله علوم و تکنولوژی محیط‌زیست، دوره سیزدهم، شماره ۲.

کرمانشاهی، ک، قاضی فرد، ا. توکلی، آ. ۱۳۷۷، جداسازی و شناسایی باکتری‌های مقاوم به فلزات سنگین در رسوبات حاشیه زاینده‌رود، مجله آب و فاضلاب، شماره ۲۷.

متشرع زاده، ب. ثواقبی فیروزآبادی، غ. علیخانی، ح. میر سید حسینی، ح. ۱۳۸۷، شناسایی گیاهان بومی و باکتری‌های مقاوم به فلزات سنگین در اراضی اطراف معدن سرب و روی عمارت شازند اراک. مجله تحقیقات آب‌وخاک ایران، دوره ۳۹، شماره ۱، ص ۱۷۴-۱۶۳.

Bautista-Hernández, D.A., Ramírez-Burgos, L.I., Duran-Páramo, E. and Fernández-Linares, L., 2012. Zinc and lead biosorption by Delftia tsuruhatensis: a bacterial strain resistant to metals isolated from mine tailings. Journal of Water Resource and Protection, 4(04), p.207.

Blencowe, D.K. and Morby, A.P., 2003. Zn (II) metabolism in prokaryotes. FEMS microbiology reviews, 27(2-3), pp.291-311.

Choudhury,R and S.Srivastava. 2001. Zinc resistance mechanisms in bacteria. Current Science, 81(7). pp: 768-775.

Corbin, D.R., Greenplate, J.T., Wong, E.Y. and Purcell, J.P., 1994. Cloning of an insecticidal cholesterol oxidase gene and its expression in bacteria and in plant protoplasts. Appl. Environ. Microbiol. 60(12), pp.4239-4244.

Kabata-Pendias, A., 2000. Trace elements in soils and plants. CRC press.

Hynninen, A., 2010. Zinc, cadmium and lead resistance mechanisms in bacteria and their contribution to biosensing.

Hughes, M.N. and Poole, R.K., 1989. Metals and Micro-organisms. Chapman and Hall.

Liu, Y., Xu, H., Yang, S.F. and Tay, J.H., 2003. A general model for biosorption of Cd^{2+}, Cu^{2+} and Zn^{2+} by aerobic granules. Journal of biotechnology, 102(3), pp.233-239.

McCall, K.A., Huang, C.C. and Fierke, C.A., 2000. Function and mechanism of zinc metalloenzymes. The Journal of nutrition, 130(5), pp.1437S-1446S.

Nies, D.H., 2003. Efflux-mediated heavy metal resistance in prokaryotes. FEMS microbiology reviews, 27(2-3), pp.313-339.Mergeay, M., 1995. Heavy metal resistances in microbial ecosystems. In Molecular microbial ecology manual (pp. 439-455). Springer, Dordrecht.

Topic for submission: Ecosystem Pollution, Human Health and Bioremediation

Isolation of zinc absorption and resistance bacteria of sludge in Zanjan city

Mohammadali Hassanloei [1], Forouzan Ghasemian Roodsary[2]

[1] MSc of the Environmental Science Department, Faculty of Science, University of Zanjan, Iran

[2] Assistant Prof., Bioloy Department, Faculty of Science, University of Zanjan, Iran

Abstract

Heavy metals accumulate in the food chain, causing numerous problems for living organisms. When these metals are concentrated in the environment, biological methods are used for purification. The purpose of this study was to identify resistant bacterial species of zinc absorbent from contaminated wastewater in the south of Zanjan. For this purpose, 20 samples of contaminated wastewater were collected and the minimum concentration of growth inhibitor in isolated bacteria was investigated on medium containing concentrations of 200 to 3750 mg / L zinc sulfate. The results of isolated bacterial strains revealed a high resistance of 18 isolates. Z1, Z8, Z10, Z13, and Z25 isolates were grown in zinc sulfate-containing media to a concentration of 3750 mg / L. Z1 and Z13 to 1500, Z25 to 2000, Z8 and Z10 to 3500 mg / L isolates showed growth. The Z13 isolate with the absorption of 186.08 was the highest zinc absorption in five other isolates. Phylogenetic studies showed that this isolate belongs to sp. *Sphingomonas sp*, which is different from the reported strains. Due to the high tolerance threshold for the Z13 strain, it can be used as an appropriate adsorbent in the removal of zinc contaminants.

Keywords: Bioremedation Resistant bacteria,Zinc, Zanjan