



## تأثیر ذرات نانو و کانی‌های رسی بر بخش‌بندی کادمیم در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب

مرتضی فیضی، محسن جلالی

به ترتیب دانشجوی دکتری و استاد خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا

### چکیده:

در این مطالعه تأثیر کانی‌های اصلاح شده (بنتونیت و زئولیت) و نانوذرات ( $MgO$  و  $ZnO$ ) بر بخش‌بندی کادمیم در خاک تیمار شده با نمونه‌های لجن فاضلاب اراک، اصفهان، رشت، ساوه و شیراز بررسی شد. بخش اعظم کادمیم در خاک شاهد و خاک تیمار شده با نمونه‌های لجن فاضلاب ۵ روز پس از انکوباسیون به صورت تبادلی ( $44/9-34/5$  درصد) بود. حضور بنتونیت، زئولیت،  $MgO$  و  $ZnO$  باعث کاهش معنی‌دار بخش تبادلی کادمیم در خاک تیمار شده با نمونه‌های لجن فاضلاب شد. فاکتور تحرک کادمیم به طور میانگین در خاک تیمار شده با نمونه‌های لجن فاضلاب پس از ۵، ۱۵، ۲۹، ۵۷ و ۹۲ روز انکوباسیون به ترتیب برابر  $50/0$ ،  $34/9$ ،  $52/4$ ،  $51/6$  و  $56/4$  بود. نتایج نشان داد که از جاذب‌های ذکر شده در کاهش قابلیت دسترسی کادمیم در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب می‌توان استفاده کرد. واژه‌های کلیدی: لجن فاضلاب، کادمیم، کانی‌ها، نانوذرات، بخش‌بندی

### مقدمه

اخیرا کشاورزان به طور فزاینده‌ای از لجن فاضلاب در کشاورزی به ویژه در سیستم‌های کشت در مناطق خشک و نیمه خشک به منظور نگهداشت تولیدپذیری و افزایش میزان محصول استفاده می‌کنند (Usman et al. 2012). کاربرد لجن فاضلاب باعث بهبود بعضی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک شامل ظرفیت تبادل کاتیونی، ظرفیت نگهداشت آب، تهویه و تخلخل می‌شود (Hashimoto et al. 2009). با این حال، اجزاء مضر و مشکل ساز آن مانند فلزات سنگین و عوامل بیماری زا نباید نادیده گرفته شود (Usman et al. 2012). بهترین روش زیست محیطی برای کاهش قابلیت دسترسی فلزات در خاک بی-جنش‌سازی آنها با استفاده از مواد با ظرفیت تثبیت بالا می‌باشد (Ma et al. 1993). نقش اولیه این مواد تثبیت کننده تغییر شکل کادمیم موجود در خاک به فازهای با پایداری ژئوشیمیایی بالا از طریق فرآیندهای جذب سطحی، رسوب و کمپلکس می-باشد (Hashimoto et al. 2009). به دلیل قابلیت دسترسی بالا، قیمت پایین و ایمن بودن آنها برای محیط زیست، کانی‌ها به عنوان جاذب‌هایی برای حذف آلاینده‌ها از طریق مکانیزم‌های تبادل یونی و جذب سطحی استفاده شده‌اند (Kubilay et al. 2007). همچنین در دهه‌های اخیر، نانوذرات سنتز شده مانند اکسیدهای فلزی نانو کریستالی مانند اکسید روی ( $ZnO$ ) و اکسید منیزیم ( $MgO$ ) به عنوان جاذب‌هایی برای حذف آلاینده‌ها استفاده شده‌اند (Hu et al. 2010). با فرض اینکه که نمونه‌های لجن فاضلاب می‌توانند کم و بیش کادمیم را وارد خاک کنند و انکوباسیون مخلوط خاک و لجن فاضلاب می‌تواند بر توزیع کادمیم در بخش‌های شیمیایی مختلف تأثیر داشته باشد و همچنین رس‌ها و نانوذرات به عنوان جاذب توانایی کاهش دسترسی کادمیم را دارند، مطالعات زیر انجام شد: (۱) بررسی اثر نانوذرات و رس‌های اصلاح شده بر روی بخش‌بندی کادمیم در خاک اصلاح شده با لجن فاضلاب در آزمایش انکوباسیون به مدت سه ماه، (۳) ارزیابی فاکتور تحرک کادمیم در طول زمان انکوباسیون.

### مواد و روش‌ها

۲.۱. ویژگی‌های خاک و آنالیز نمونه‌های لجن فاضلاب

نمونه خاک سطحی (۰ تا ۳۰ سانتی متر، لومی شنی، USDA Typic calcixerepts) از منطقه کشاورزی ازندریان در استان همدان جمع‌آوری شد. نمونه‌های لجن فاضلاب، از تصفیه خانه‌های اراک، اصفهان، رشت، ساوه و شیراز نمونه‌برداری شدند. خصوصیات شیمیایی خاک و نمونه‌های لجن فاضلاب با استفاده از روش‌های معمول آزمایشگاهی اندازه‌گیری شد.

### ۲,۲. آماده‌سازی تیمارها و بخش‌بندی کادمیم

نانوذرات ZnO و MgO از شرکت پیشگامان نانو مواد ایرانیان (مشهد) و رس‌های زئولیت و بنتونیت از همدان تهیه شدند. برای افزایش ظرفیت جذب، رس‌ها توسط محلول کلرید کلسیم اصلاح شدند (Zhang et al. 2011). نمونه‌های لجن فاضلاب در سطح ۱۰٪، نانو ذرات ZnO و MgO در سطح ۱٪ و رس‌های اصلاح شده بنتونیت و زئولیت در سطح ۳٪ به خاک اضافه و به طور یکنواخت با هم مخلوط شدند. همچنین نمونه‌های شاهد خاک و لجن (بدون کانی و نانوذرات) و نمونه خاک تنها (بدون لجن، کانی و نانوذرات) آماده شدند. تمامی این نمونه‌ها در ظروف پلاستیکی به مدت ۹۲ روز در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد در سطح رطوبت ۳۰ درصد در انکوباتور قرار داده شدند. در زمان‌های ۵، ۱۵، ۲۹، ۵۷ و ۹۲ روز پس از شروع انکوباسیون نمونه-برداری انجام شد و پس از هواخشک کردن نمونه‌ها، بخش‌بندی کادمیم توسط روش عصاره‌گیری متوالی ۵ مرحله‌ای انجام شد (Tessier et al. 1979). در این روش ۵ بخش کادمیم به صورت زیر تعیین شد: بخش اول: تبادلی و محلول، بخش دوم: پیوند یافته به کربنات‌ها، بخش سوم: پیوند یافته به اکسیدهای آهن و منگنز، بخش چهارم، پیوند یافته به مواد آلی، بخش پنجم: باقی‌مانده. همچنین فاکتور تحرک کادمیم از نسبت مجموع بخش‌های تبادلی و کربناتی به مجموع ۵ بخش محاسبه شد.

### ۲,۳. آنالیز آماری داده‌ها

آنالیز واریانس (GLM) برای تجزیه داده‌ها و آزمون دانکن در سطح اطمینان ۹۵٪ برای مقایسه میانگین‌ها توسط برنامه آماری SAS استفاده شدند. داده‌ها به صورت میانگین  $\pm$  انحراف استاندارد گزارش شده‌اند. حروف نشان دهنده اختلاف معنی-دار بین میانگین‌ها می‌باشد.

## نتایج و بحث

### ۳,۱. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و نمونه‌های لجن فاضلاب

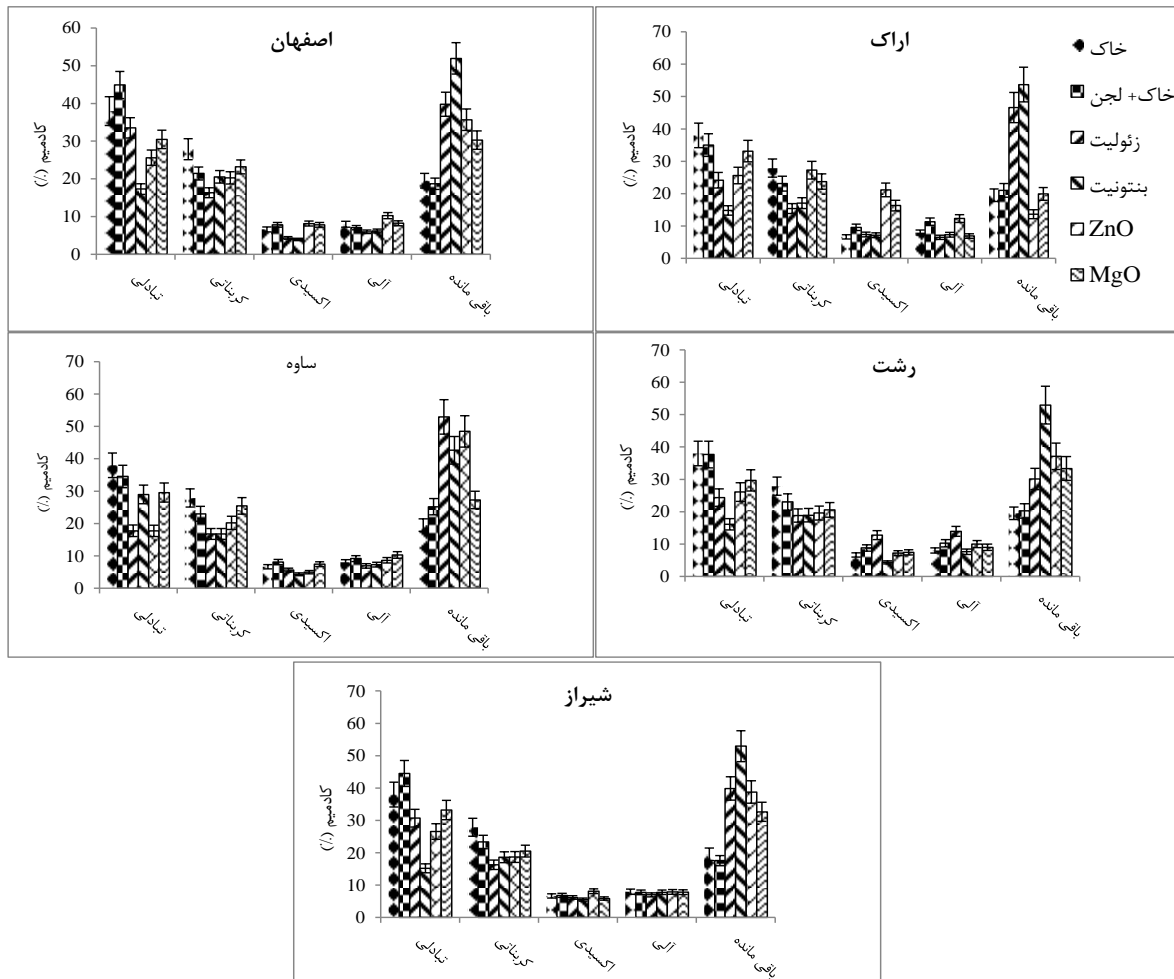
بافت خاک لومی شنی، پی‌اچ ۷/۶، ظرفیت تبادل کاتیونی ۱۲/۶ سانتی‌مول بر کیلوگرم و غلظت کل کادمیم در خاک برابر ۳/۱۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. ویژگی‌های شیمیایی و غلظت کل کادمیم در نمونه‌های لجن فاضلاب در جدول ۱ نشان داده شده است. پی‌اچ نمونه‌ها در دامنه ۸/۹-۷/۳، درصد ماده آلی در دامنه ۵۴/۰-۲۹/۶ بدست آمد. بیشترین غلظت کل کادمیم مربوط به نمونه لجن فاضلاب اراک بود. با توجه به حد مجاز غلظت کادمیم در لجن فاضلاب که توسط کشور انگلیس برای لجن فاضلاب و کمپوست ارائه شده است (BSI, 2005). تمام نمونه‌های لجن فاضلاب از نظر کادمیم آلوده محسوب می-شوند.

جدول ۱. خصوصیات شیمیایی و غلظت کل کادمیم در نمونه‌های لجن فاضلاب

Cd	C:N	OM	EC	pH	لجن فاضلاب
mg kg <sup>-1</sup>		%	dS m <sup>-1</sup>		
۱۵/۳±۰/۶	۱۰/۳±۰/۵	۳۶/۳±۰/۹	۲/۶۲±۰/۰۵	۷/۴±۰/۱	اراک
۶/۱±۰/۳	۹/۴±۰/۷	۴۵/۶±۰/۹	۱/۷۰±۰/۰۴	۷/۳/۰۸	اصفهان
۱۱/۲±۰/۵	۷/۴±۰/۶	۲۹/۶±۰/۸	۰/۷۳±۰/۰۶	۷/۴±۰/۰۹	رشت
۹/۷±۰/۵	۱۷/۷±۰/۷	۵۴/۰±۱/۰	۳/۱۳±۰/۰۸	۸/۹±۰/۱	ساوه
۹/۵±۰/۳	۱۰/۵±۰/۳	۳۷/۱±۰/۷	۰/۶۶±۰/۰۹	۷/۳/۰۹	شیراز
۱/۵					حد مجاز

### ۳,۲. بخش‌بندی کادمیم در خاک تیمار شده در زمان اول انکوباسیون

شکل ۱ بخش‌بندی کادمیم را در نمونه‌های خاک تیمار شده با لجن فاضلاب، نانوذرات و رس‌ها پس از ۵ روز آنکوباسیون نشان می‌دهد. همانطور که شکل ۱ نشان می‌دهد بخش اعظم کادمیم در خاک شاهد و خاک تیمار شده با نمونه‌های مختلف لجن فاضلاب مربوط به بخش تبادل‌ی (۳۴/۵-۴۴/۹ درصد) می‌باشد. بیشترین درصد کادمیم در بخش تبادل‌ی مربوط به خاک تیمار شده با لجن فاضلاب اصفهان بود. اما هنگامی که نانوذرات و رس‌ها اضافه شدند مقدار تبادل‌ی کادمیم به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش یافت. بیشترین تغییر مشاهده شده مربوط به حضور بنتونیت در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب اصفهان بود که درصد کادمیم را از ۴۴/۹ درصد به ۱۷/۳ درصد کاهش داد.



شکل ۱. بخش‌بندی کادمیم در خاک‌های تیمار شده توسط نمونه‌های لجن فاضلاب در حضور کانی‌های رسی و نانوذرات پس از ۵ روز آنکوباسیون

افزودن جاذب‌ها باعث شد تا کادمیم در بخش تبادل‌ی به بخش‌های اکسید‌ی و باقی‌مانده انتقال داده شود و قابلیت دسترسی آن کاسته شود (شکل ۱). در بیشتر تیمارها افزودن نانوذرات و کانی‌های اصلاح شده باعث افزایش درصد کادمیم در بخش باقی‌مانده شد. به عنوان مثال افزودن کانی بنتونیت در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب اصفهان باعث افزایش کادمیم در بخش باقی‌مانده از ۱۸ درصد به ۵۲ درصد شد. این نتایج نشان می‌دهد که این جاذب‌ها تاثیر معنی‌داری را بر توزیع بخش‌های کادمیم در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب داشته‌اند. مقادیر بالای ماده آلی در لجن فاضلاب در تمام حالات در نتیجه

اکسیداسیون ماده آلی قابلیت دسترسی فلزات را افزایش نداد، بلکه به دلیل وجود سطوح جاذب فلزات رهاسازی آنها را در بعضی موارد کاهش داد.

۳,۳. تاثیرز مان انکوباسیون بر بخش‌بندی کادمیم

جدول ۲ نشان می‌دهد که با گذشت زمان به طور کلی غلظت تبادل کادمیم در تیمارها کاهش یافت، در حالی که بخش‌های کربناتی و آلی افزایش یافتند. همچنین با گذشت زمان غلظت کادمیم در بخش باقی‌مانده کاهش یافت. فاکتور تحرک کادمیم در طول زمان محاسبه شد و نتایج نشان داد به طور میانگین در خاک تیمار شده با نمونه‌های لجن فاضلاب پس از ۵، ۱۵، ۲۹، ۵۷، و ۹۲ روز انکوباسیون به ترتیب برابر ۵۰/۱، ۳۴/۹، ۵۲/۴، ۵۱/۶، ۵۶/۴ بود که نشان می‌دهد با گذشت زمان تحرک کادمیم اندکی افزایش یافت. فاکتور تحرک محاسبه شده در مطالعه Sanchez-Martin et al. (2007)، افزایش تحرک کادمیم را با گذشت زمان نشان داد. Jalali and Jalili (2011) عنوان کردند که ضریب جذب کادمیم در خاک‌های همدان در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب نسبت به خاک شاهد کمتر بود که بیانگر این است که کاربرد دراز مدت لجن فاضلاب بدون افزودن عامل تثبیت کننده‌ای می‌تواند باعث آلودگی خاک به کادمیم شود و به دنبال آن سلامت محیط زیست و انسان را به خطر بیندازد.

جدول ۲. بخش‌بندی کادمیم (میانگین تیمارهای مختلف) در طول زمان (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

بخش	زمان (روز)				
	۵	۱۵	۲۹	۵۷	۹۲
تبادلی	۱/۱۵±۰/۰۸ <sup>a</sup>	۰/۶۳±۰/۰۵ <sup>d</sup>	۰/۹۵±۰/۰۸ <sup>b</sup>	۰/۹۶±۰/۰۵ <sup>b</sup>	۰/۸۸±۰/۰۳ <sup>c</sup>
کربناتی	۰/۸۴±۰/۰۶ <sup>c</sup>	۰/۶۱±۰/۰۴ <sup>d</sup>	۱/۱۱±۰/۰۹ <sup>b</sup>	۱/۱۱±۰/۰۷ <sup>b</sup>	۱/۲۳±۰/۰۶ <sup>a</sup>
اکسیدی	۰/۳۱±۰/۰۴ <sup>b</sup>	۰/۲۱±۰/۰۳ <sup>c</sup>	۰/۴۸±۰/۰۵ <sup>a</sup>	۰/۴۸±۰/۰۴ <sup>a</sup>	۰/۲۶±۰/۰۲ <sup>c</sup>
آلی	۰/۳۴±۰/۰۵ <sup>c</sup>	۰/۱۹±۰/۰۲ <sup>d</sup>	۰/۵۴±۰/۰۴ <sup>b</sup>	۰/۵۴±۰/۰۳ <sup>b</sup>	۰/۶۲±۰/۰۴ <sup>a</sup>
باقیمانده	۱/۳۴±۰/۰۸ <sup>b</sup>	۱/۹۱±۰/۱ <sup>a</sup>	۰/۸۵±۰/۰۵ <sup>d</sup>	۰/۹۲±۰/۰۶ <sup>c</sup>	۰/۷۵±۰/۰۳ <sup>e</sup>

حروف یکسان در هر ردیف نشان دهنده‌ی عدم اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد می‌باشد.

جدول ۳ مقایسه میانگین تاثیر جاذب‌های مختلف بر بخش‌بندی کادمیم در ۵ مرحله انکوباسیون (به طور میانگین) را نشان می‌دهد. حضور کانی بنتونیت و نانوذرات ZnO و MgO باعث کاهش معنی‌دار بخش تبادل کادمیم در خاک تیمار شده با نمونه‌های لجن فاضلاب شد. به طور میانگین در ۵ مرحله انکوباسیون افزودن جاذب‌ها تاثیری بر توزیع بخش کربناتی کادمیم نداشت در حالی تاثیر کانی بنتونیت نسبت به سایر جاذب‌ها در کاهش بخش اکسیدی کادمیم در خاک تیمار شده به طور معنی‌داری بیشتر بود. همچنین کمترین میزان کادمیم در بخش اکسیدی مربوط به خاک شاهد بود. نانوذرات MgO به طور قابل ملاحظه‌ای بخش باقی‌مانده کادمیم را در خاک تیمار شده کاهش داد.

جدول ۳. تاثیر نوع جاذب بر بخش‌بندی کادمیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در خاک تیمار شده با نمونه‌های مختلف لجن فاضلاب (میانگین ۵ مرحله انکوباسیون)

بخش	تیمارهای شاهد				خاک + لجن فاضلاب + جاذب		
	خاک	خاک + لجن فاضلاب	زئولیت	بنتونیت	ZnO	MgO	
تبادلی	۰/۸۴±۰/۰۳ <sub>c</sub>	۰/۹۸±۰/۰۸ <sup>b</sup>	۱/۱۹±۰/۱ <sup>a</sup>	۰/۸۱±۰/۰۵ <sub>c</sub>	۱/۸۲±۰/۰۶ <sub>c</sub>	۰/۸۷±۰/۰۶ <sup>c</sup>	
کربناتی	۱/۹۵±۰/۰۴ <sub>a</sub>	۰/۹۹±۰/۰۶ <sup>a</sup>	۱/۹۹±۰/۰۹ <sub>a</sub>	۰/۹۵±۰/۱ <sup>a</sup>	۱/۰۱±۰/۰۸ <sub>a</sub>	۱/۰۱±۰/۰۹ <sup>a</sup>	
اکسیدی	۱/۲۸±۰/۰۲ <sub>d</sub>	۰/۳۴±۰/۰۴ <sup>b</sup>	۱/۳۵±۰/۰۶ <sub>b</sub>	۰/۳۲±۰/۰۳ <sub>c</sub>	۱/۴۳±۰/۰۴ <sub>a</sub>	۰/۳۶±۰/۰۵ <sup>b</sup>	
آلی	۱/۴۱±۰/۰۴ <sub>c</sub>	۰/۴۴±۰/۰۶ <sup>bc</sup>	۱/۴۸±۰/۰۸ <sub>a</sub>	۰/۴۵±۰/۰۵ <sub>ab</sub>	۱/۴۶±۰/۰۳ <sub>b</sub>	۰/۴۲±۰/۰۴ <sup>c</sup>	
باقیمانده	۱/۷۳±۰/۰۸ <sub>d</sub>	۰/۷۱±۰/۰۸ <sup>d</sup>	۱/۷۰±۰/۱۰ <sub>a</sub>	۱/۶۴±۰/۱۰ <sub>a</sub>	۱/۲۰±۰/۱۰ <sub>b</sub>	۰/۹۴±۰/۰۹ <sup>c</sup>	

حروف یکسان در هر ردیف نشان دهنده‌ی عدم اختلاف معنی‌دار در سطح ۵ درصد می‌باشد.

نتایج نشان داد که حضور نانوذرات می‌تواند در طول دوره انکوباسیون بر توزیع و بخش‌بندی کادمیم تاثیر داشته باشد. تمایل بالای ذرات نانو برای جذب کادمیم تنها مربوط به سطح ویژه بالای آنها نمی‌باشد، بلکه غلظت بالای مکان‌های واکنش-پذیر و آرایش ساختاری منحصر به فرد آنها تاثیر گذار است (Mishakov et al. 2002). سطوح واکنش‌پذیر زیاد و ظرفیت اکسیدهای فلزی به ویژه MgO موجب شده است که به عنوان جاذب‌های موثری برای حذف آلاینده‌ها به ویژه کادمیم در محیط‌های آلوده استفاده فراوانی را داشته باشند (Nagappa and Chandrappa, 2007). سطح ویژه نانوذرات ZnO و MgO مورد استفاده در مطالعه ما به ترتیب بیشتر از ۶۰ و ۶۰-۲۰ متر مربع بر گرم بود (شرکت پیشگامان نانومواد ایرانیان، مشهد). کارایی بالای نانوذرات ZnO و MgO در نگهداری کادمیم در مطالعه حاضر به سطوح ویژه بالای آنها مربوط می‌شود.

### نتیجه‌گیری نهایی

تغییر در قابلیت دسترسی کادمیم در نتیجه کاربرد لجن فاضلاب در خاک به نوبه خود قابلیت دسترسی کادمیم را برای ارگانیزم‌ها تحت تاثیر قرار می‌دهد. نمونه‌های لجن فاضلاب مناطق مختلف ویژگی‌های متفاوتی را نشان داد. انکوباسیون نمونه‌های خاک تیمار شده با لجن فاضلاب و کانی‌های بنتونیت و زئولیت و نانوذرات ZnO و MgO تاثیر معنی‌داری را بر توزیع کادمیم داشت. حضور جاذب‌ها باعث کاهش کادمیم قابل دسترس در خاک شد و در بعضی موارد کادمیم باقیمانده، آلی و کربناتی افزایش یافت. میزان و جهت تاثیر نانوذرات و کانی‌های اصلاح شده بر توزیع بخش‌های کادمیم در خاک تیمار شده وابسته به نوع لجن فاضلاب اضافه شده بود. تاثیر لجن فاضلاب بر روی توزیع فلزات در درازمدت باید با احتیاط ارزیابی شود زیرا چندین پارامتر مانند ویژگی‌های خاک، نوع فلز و لجن فاضلاب و مدت زمان انکوباسیون همگی نقش بسزایی را در سرنوشت فلزات در خاک ایفا می‌کنند. گذشت زمان پارامتر مهم و تعیین کننده چگونگی تاثیر نمونه‌های لجن فاضلاب بر روی توزیع و بخش‌بندی فلزات در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب به حساب می‌آید. استفاده از نانوذرات ZnO و MgO و کانی‌های زئولیت و بنتونیت به عنوان جاذب‌های نوین و موثر با ویژگی‌های منحصر به فرد در کاهش تاثیرات سمی فلزات توسط تغییر شکل آنها از فازهای متحرک به غیر متحرک در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب می‌تواند جایگزینی مناسب در فن‌آوری پالایش خاک‌های آلوده به حساب آید.



- BSI P. 2005. 100 Specification for composted materials. british standards institution, London, UK
- Engelhart M., Krüger M., Kopp J. and Dichtl N. 2000. Effects of disintegration on anaerobic degradation of sewage excess sludge in downflow stationary fixed film digesters. *Water Science and Technology*, 4: 171-179.
- Hashimoto Y., Matsufuru H., Takaoka M., Tanida H. and Sato T. 2009. Impacts of chemical amendment and plant growth on lead speciation and enzyme activities in a shooting range soil: an X-ray absorption fine structure investigation. *Journal of Environmental Quality*, 38: 1420-1428.
- Hu J., Song Z., Chen L., Yang H., Li J. and Richards R. 2010. Adsorption properties of MgO (111) nanoplates for the dye pollutants from wastewater. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 55: 3742-3748.
- Jalali M. and Jalili A. 2011. Competitive adsorption of trace elements in calcareous soils as affected by sewage sludge, poultry manure, and municipal waste compost, *Environmental Earth Sciences*. 63: 731-739.
- Kubilay Ş., Gürkan R., Savran A. and Şahan T. 2007. Removal of Cu (II), Zn (II) and Co (II) ions from aqueous solutions by adsorption onto natural bentonite. *Adsorption*, 13: 41-51.
- Ma Q.Y., Traina S.J., Logan T.J. and Ryan J.A. 1993. In situ lead immobilization by apatite. *Environmental Science and Technology*, 27: 1803-1810.
- Mishakov I.V., Bedilo A.F., Richards R.M., Chesnokov V.V., Volodin A.M., Zaikovskii V.I., Buyanov R.A. and Klabunde K.J. 2002. Nanocrystalline MgO as a dehydrohalogenation catalyst. *Journal of Catalysis*, 206: 40-48.
- Nagappa B. and Chandrappa G.T. 2007. Mesoporous nanocrystalline magnesium oxide for environmental remediation. *Microporous and Mesoporous Materials*, 106: 212-218.
- Sanchez-Martin M.J., Garcia-Delgado M., Lorenzo L.F., Rodríguez-Cruz M.S. and Arienzo M. 2007. Heavy metals in sewage sludge amended soils determined by sequential extractions as a function of incubation time of soils, *Geoderma*. 142: 262-273.
- Tessier A., Campbell P.G. and Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51: 844-851.
- Usman K., Khan S., Ghulam S., Khan M.U., Khan N., Khan M.A. and Khalil S.K. 2012. Sewage sludge: an important biological resource for sustainable agriculture and its environmental implications. *American Journal of Plant Sciences*, 3: 1708-1721.
- Zhang Z., Tan Y. and Zhong M. 2011. Defluorination of wastewater by calcium chloride modified natural zeolite. *Desalination*, 276: 246-252.

### The effect of nanoparticles and clays on the Cd fractionation in the soil amended with sewage sludge

M. Feizi<sup>1</sup>, M. Jalali<sup>2</sup>

<sup>1</sup>PhD student and <sup>2</sup>Professor of Soil Science, Bu-Ali Sina University

#### Abstract:

In this study the effect of modified clays (zeolite and bentonite) and nanoparticles (ZnO and MgO) on the cadmium (Cd) fractionation in the soil amended with sewage sludge samples from Arak, Isfahan, Rasht, Saveh and Shiraz was evaluated. The majority of Cd in the amended and unamended soil after 5 days of incubation was attributed to the exchangeable fraction (34.5-44.9%). The presence of zeolite, bentonite, ZnO and MgO significantly increased the available Cd in amended soil. Mobility factor of Cd (as average) in the amended soil after 5, 15, 29, 57, and 92 days of incubation was 50.0, 34.9, 52.4, 51.6 and 56.4, respectively. The results indicated that the adsorbents can be used to reduce Cd availability in the soil amended with sewage sludge.

**Keywords:** Sewage sludge, Cadmium, Clays, Nanoparticles, Fractionation