

## اثر کاتیون‌ها و آنیون‌ها بر جذب عناصر سنگین روی و مس توسط اصلاح‌کننده‌های آلی

عاطفه حامدی<sup>۱</sup>، محبوبه ضرابی<sup>۲</sup>، آذر باتمانی<sup>۳</sup>

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه ملایر، ۲- استادیار گروه علوم خاک دانشگاه ملایر

### چکیده

هدف از این مطالعه بررسی جذب فلزات روی و مس توسط جاذب‌های آلی در حضور آنیون‌ها و کاتیون‌ها می‌باشد. آزمایشات همدمای جذب فلزهای روی و مس در حضور آب مقطر و ۴ الکترولیت  $K_2SO_4$ ،  $KCl$ ،  $CaCl_2$ ،  $MgCl_2$  با غلظت ثابت ۱۰ میلی‌مولار توسط جاذب‌های آلی کود دامی و ورمی‌کمپوست دامی انجام شد. معادله‌های لانگمویر و فروندلیچ بر داده‌ها برازش داده شد. به‌طور کلی مدل لانگمویر با  $R^2=0/95$  در مقایسه با مدل فروندلیچ  $R^2=0/90$  توصیف بهتری از داده‌های جذب داشت. میانگین حداکثر ظرفیت جذب (Qm) روی به‌ترتیب توسط کود دامی و ورمی‌کمپوست دامی  $70/83/5$  و  $62/04/1$  میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌دست آمد. میانگین حداکثر ظرفیت جذب (Qm) مس به‌ترتیب توسط کود دامی و ورمی‌کمپوست دامی  $29147/3$  و  $16358/3$  میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌دست آمد. به‌طور کلی کود دامی در مقایسه با ورمی‌کمپوست دامی از توانایی جذب بالاتری برخوردار بود، و مقدار جذب فلز مس در تمامی تیمارها بیشتر از فلز روی بود. همچنین مقدار جذب به‌ترتیب در حضور آب مقطر بیشتر از حضور آنیون‌ها، و در حضور آنیون‌ها بیشتر از حضور کاتیون‌ها بود، و در بین آنیون‌ها، در حضور کلر بیشتر از سولفات و در بین کاتیون‌ها، در حضور منیزیم بیشتر از کلسیم بود.

واژه‌های کلیدی: فلزات سنگین، جاذب آلی، کاتیون، آنیون

### مقدمه

آلودگی آب به فلزات سنگین تهدیدی جدی برای محیط زیست و سلامت بشر است. عناصر سنگین از جمله مهمترین آلاینده‌های محیط زیست به‌شمار می‌آیند که در چند دهه اخیر به شدت مورد توجه قرار گرفته‌اند. فلزات سنگین به دلیل عدم تجزیه و تخریب از آلاینده‌های پایدار و با دوام محیط زیست به‌شمار می‌آیند. بنابراین در خاک‌ها و رسوبات تجمع یافته و مقادیر زیاد آن‌ها در محیط‌های دریایی و خشکی می‌تواند علاوه بر تأثیر مخرب بر موجودات زنده باعث مسمومیت انسان از طریق مصرف غذاهای حاصل از دریا و خشکی شود (گلچین، ۱۳۸۴). حذف فلزات سنگین به‌روش جذب به‌دلیل نسبتا ساده، کم هزینه و موثر بودن روش، در سال‌های اخیر به‌طور عمده‌ای توجه زیادی را به خود جلب کرده‌است. جذب سطحی یکی از مهم‌ترین فرآیندهای شیمیایی در خاک‌ها و کانی‌ها است. این فرآیند میزان جذب عناصر غذایی توسط گیاه، فلزات، آفت‌کش‌ها و دیگر ترکیبات شیمیایی آلی که بر روی ذرات نگهداری می‌شود را کنترل می‌کند و بنابراین یکی از مهمترین فرآیندهایی است که نقش مهمی در حرکت و آلودگی در خاک‌ها و محیط زیست ایفا می‌کند. جذب سطحی همچنین ویژگی‌های الکترواستاتیکی نظیر انعقاد و ته‌نشینی ذرات معلق و کلوئیدها را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Stumm, 1992). جذب فلزات سنگین در منابع علمی، بیشتر با دو فرآیند عمده توصیف می‌شود؛ جذب اختصاصی، که واکنش با گزینش‌پذیری بالا و برگشت‌پذیری کم است و در برگیرنده کمپلکس شیمیایی درونی می‌باشد و جذب غیراختصاصی یا تبادل یونی که در سطح بیرونی کمپلکس ایجاد می‌شود، نسبتا ضعیف است و گزینش‌پذیری اندک دارد (McBride, 1994). جاذب و یا اصلاح‌کننده‌ها به دو دسته‌ی آلی (زیستی) و معدنی تقسیم می‌شوند، که جاذب‌های آلی معمولا شامل همان پسماندهای کشاورزی می‌باشند، به‌دلیل قدرت جذب بالا، مقرون به‌صرفه بودن و قابلیت دسترسی اخیرا مورد توجه زیادی قرار گرفته‌اند. علاوه بر این، این بقایا مقدار نسبتا بالایی از کربن تثبیت شده را دارند که دارای ساختار متخلخل است. حضور ترکیباتی مانند سلولز، همی سلولز، لیگنین و سیلیسیم در این مواد همراه با مکان‌های پیوندی قادر به جذب عناصر هستند (Aloma & et al, 2012).

## مواد و روش‌ها

محلول‌های مورد نظر از یون فلز سنگین روی و مس به ترتیب با استفاده از نمک نیترات روی  $Zn(NO_3)_2$  و نیترات مس  $Cu(NO_3)_2$  تهیه گردید. برای به دست آوردن معادلات ایزوترم، به مقدار وزن بهینه به دست آمده جاذب‌های رنگ‌بری شده برای هر یون فلزی ۲۵ میلی‌لیتر از محلول‌های حاوی نیترات روی و نیترات مس به صورت جداگانه با غلظت‌های ۰، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر در حضور ۱۰ میلی‌مول از هر کدام از الکترولیت‌های  $MgCl_2$ ،  $CaCl_2$ ،  $KCl$ ،  $K_2SO_4$  و آب مقطر با پهاش بهینه مورد نظر اضافه شد و طبق زمان تماس بهینه شیک شد. سپس محلول‌ها صاف و مقدار یون‌های فلزی موجود در محلول زیر صافی به وسیله دستگاه قرائت شد. به ترتیب فرم خطی معادلات فروندلیچ و لانگ‌مویر را می‌توان به صورت زیر بیان کرد:

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad (1)$$

که در این رابطه  $C_e$  غلظت تعادلی محلول بر حسب میلی‌گرم بر لیتر،  $q_e$  مقدار فلز جذب شده در زمان تعادلی بر حسب میلی‌گرم بر گرم،  $K_f$  ضریب توزیع و  $n$  فاکتور تصحیح می‌باشد.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q_{mb}} + \frac{C_e}{Q_m} \quad (2)$$

$Q_m$  بر حسب میلی‌گرم بر گرم،  $b$  بر حسب لیتر بر میلی‌گرم به ترتیب فاکتورهای مربوط به ظرفیت جذب و انرژی جذب اند.

## نتایج و بحث

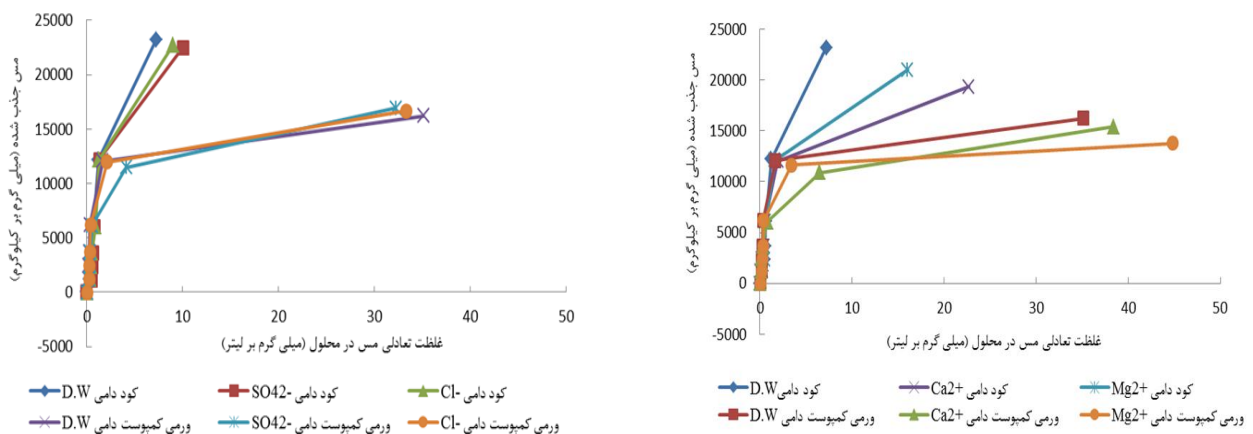
همان‌طور که در نمودارهای شکل ۱ مشاهده می‌شود درصد جذب روی توسط کود دامی بیشتر از ورمی‌کمپوست دامی بود، در غلظت‌های پایین روی تفاوت فاحشی بین درصد جذب به دست آمده در حضور آنیون‌ها با درصد جذب به دست آمده در حضور کاتیون‌ها وجود ندارد اما در غلظت‌های بالا درصد جذب روی در حضور آنیون‌ها بیشتر از کاتیون‌ها می‌باشد، که این نشان‌دهنده رقابتی است که بین فلز روی با کاتیون‌ها وجود دارد. شدت این رقابت با آنیون‌ها کمتر است، بنابراین درصد جذب در حضور آنیون‌ها افزایش می‌یابد. این تفاوت‌ها در غلظت‌های بالای روی به دلیل فراهم شدن محیط رقابتی شدیدتر بین کاتیون‌ها و روی نسبت به غلظت‌های پایین روی محسوس‌تر بود.

جذب در حضور آب مقطر به بالاترین مقدار خود می‌رسد زیرا در محیط یونی وجود ندارد که زمینه رقابت با فلز روی را فراهم آورد، اما زمانی که به محیط یونی اضافه شود رقابت بوجود آمده بین یون‌های مختلف مقدار جذب را تحت الشعاع قرار می‌دهد طوری که جذب در حضور کاتیون  $Mg^{2+}$  در مقایسه با  $Ca^{2+}$  به مقدار بیشتری صورت گرفته است. احتمالاً جذب بیشتر روی در پیش زمینه  $Mg^{2+}$  نسبت به  $Ca^{2+}$  می‌تواند به سبب طبیعت رقابتی کمتر  $Mg^{2+}$  با  $Zn^{2+}$  برای مکان‌های جذبی باشد، چون  $Mg^{2+}$  شعاع یونی کوچک‌تر و در نتیجه اندازه یون هیدراته بالایی دارد در صورتی که  $Ca^{2+}$  به دلیل شعاع یونی بزرگتر و شعاع هیدراته‌ی کوچکتر، زمینه رقابت بیشتری فراهم می‌کند. در بین آنیون‌ها نیز آنیون  $SO_4^{2-}$  مقدار جذب را نسبت به آنیون  $Cl^-$  بیشتر کاهش داد. شاید دلیل کاهش جذب، تشکیل زوج یونی روی با آنیون  $SO_4^{2-}$  باشد. آدامز (۱۹۷۱) اظهار کرد که کاتیون‌ها تمایل زیادی به تشکیل گونه یونی  $Cl^-$  ندارند، اما تمایل به تشکیل گونه یونی به ترتیب با  $NO_3^-$  و  $SO_4^{2-}$  افزایش می‌یابد، طوری که تمایل  $SO_4^{2-}$  به تشکیل جفت یونی با کاتیون‌ها بسیار بالا است. از طرفی جذب لیگاند‌های آنیونی توسط مواد جامد را می‌توان توسط مکانیسم جذب اختصاصی و غیراختصاصی توصیف کرد. در میان لیگاند‌های آنیونی،  $SO_4^{2-}$  به شکل کمپلکس‌های درون کره‌ای با سطح سایت‌های فعال پیوند ایجاد می‌کند، یون‌های  $Cl^-$  و  $NO_3^-$  کمپلکس‌های بیرون کره‌ای تشکیل می‌دهند و به طور غیر مستقیم جذب فلزی را افزایش می‌دهند (Davis & Burgoa, 1995; Gast, 1977).



در مطالعه‌ای جورداو و همکاران (۲۰۰۹) جذب روی توسط ورمی کمپوست دامی از دو محلول مصنوعی و فاضلاب صنعتی کائولن را بررسی کردند و معادله‌های لانگ‌مویر و فروندلیچ را بر داده‌ها برازش دادند. حداکثر ظرفیت جذب روی توسط ورمی کمپوست دامی از محلول مصنوعی ۲۰۴۸۰ و از فاضلاب صنعتی کائولن ۲۴۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شد که به ترتیب بیشتر و کمتر از مقدار جذب به‌دست آمده در این مطالعه که جذب از محلول آبی بود به‌دست آمد. بنابراین با توجه به نوع محلول، ظرفیت جذب ورمی کمپوست دامی می‌تواند تغییر کند. علاوه بر خواص فیزیکی و شیمیایی متفاوت جاذب‌ها، یک دلیل محتمل برای مقادیر ظرفیت جذب‌های مختلف می‌تواند به پتانسیل‌های طبیعی فلزات مورد مطالعه مربوط شود. هنگامی که مقدار پتانسیل طبیعی منفی‌تر است، فرآیند حذف هیدروژن از گروه عاملی مثل کربوکسیل موثرتر خواهد بود (Guzel & et al, 2008). یون‌های روی با منفی‌ترین پتانسیل نرمال در میان یون‌های مورد مطالعه مشخص شدند، و در نتیجه، فلز روی بیشترین توانایی حذف هیدروژن و پیوند با گروه‌های سطحی را دارد. در مقابل، پتانسیل نرمال کادمیم و مس به صفر نزدیک‌تر است، و در نتیجه، توانایی‌شان در پیوند با گروه‌های کربوکسیل ضعیف‌تر است و ظرفیت جذب پایین‌تر قابل مشاهده است (Bogusz & et al, 2015).

باتوجه به نمودارهای شکل ۲، جذب و غلظت تعادلی مس با افزایش مقدار مس اضافه شده در همه پیش‌زمینه‌های کاتیونی و آنیونی و آب مقطر افزایش یافت. میزان جذب سطحی در غلظت‌های کم مس اضافه شده بالا بود و درصد مس جذب شده با افزایش مقادیر مس اضافه شده کاهش یافت. نتایج نشان داد که بخش بزرگی از مس اضافه شده در غلظت‌های پایین مس، جذب شده و کاتیون‌ها بر جذب مس به‌ویژه در غلظت‌های بالای مس تاثیر بسزایی دارند.



شکل ۲- منحنی همدمای جذب سطحی مس توسط کود دامی و ورمی کمپوست دامی در حضور کاتیون‌ها و آنیون‌ها

منحنی‌های همدمای جذب سطحی به‌خوبی با مدل لانگ‌مویر با ضریب همبستگی بالا در جدول ۲ شرح داده شدند. جذب سطحی فلز مس همانند فلز روی، توسط کود دامی نسبت به ورمی کمپوست دامی به مقدار بیشتری صورت گرفت و این تایید کننده‌ی این مطلب است که توانایی جذب کود دامی بالاتر از ورمی کمپوست دامی است. جذب مس توسط کود دامی در حضور کاتیون  $Mg^{2+}$  بیشتر از  $Ca^{2+}$  به‌دست آمد و این روند در مورد فلز روی نیز صدق می‌کرد اما جذب مس توسط ورمی کمپوست دامی در حضور کاتیون  $Ca^{2+}$ ، بر خلاف روند موجود و توجیه شده توسط سایر جاذب‌ها، اندکی بالاتر از مقدار جذب مس در حضور کاتیون  $Mg^{2+}$  به‌دست آمد. از مقایسه نتایج فلز مس در حضور پیش‌زمینه‌های یونی و جاذب‌های آلی در این تحقیق مشاهده می‌شود، که جذب در حضور آب مقطر (عدم حضور آنیون و کاتیون) به حداکثر رسید و سپس به‌ترتیب در

حضور آنیون‌ها و کاتیون‌ها بیشترین مقدار جذب صورت گرفت. در بین یون‌های پیش‌زمینه آنیون  $SO_4^{2-}$  بیشتر از  $Cl^-$  و کاتیون  $Ca^{2+}$  بیشتر از  $Mg^{2+}$  رقابت ایجاد کرده و جذب مس را تحت تاثیر قرار دادند.

جدول ۲- پارامترهای همدمای جذب مس تحت تاثیر پیش‌زمینه‌های کاتیونی و آنیونی در جاذب آلی

ایزوترم لانگ مویر			ایزوترم فروندلیچ			پیش‌زمینه	جاذب آلی
$Q_m$ (mg kg <sup>-1</sup> )	$b$ (l mg <sup>-1</sup> )	$R^2$	$n$	$K_f$ (l kg <sup>-1</sup> )	$R^2$		
۳۴۱۶۵	۰/۳۰	۰/۹۵	۰/۶۱	۷۰۲۷	۰/۹۲	D.W	
۲۴۰۷۷	۰/۴۷	۰/۹۶	۰/۴۳	۶۴۶۵	۰/۹۰	MgCl <sub>2</sub>	
۲۰۶۵۶	۰/۶۸	۰/۹۹	۰/۳۵	۶۶۵۱	۰/۹۲	CaCl <sub>2</sub>	کود دامی
۳۱۱۰۰	۰/۳۱	۰/۹۵	۰/۵۷	۶۵۵۷	۰/۹۱	KCl	
۳۰۷۲۱	۰/۲۸	۰/۹۲	۰/۵۷	۶۱۱۰	۰/۸۹	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	
۱۷۰۱۴	۱/۱۶	۰/۹۶	۰/۲۸	۶۳۰۰	۰/۸۰	D.W	
۱۴۳۸۹	۱/۰۳	۰/۹۴	۰/۲۷	۵۳۴۸	۰/۷۸	MgCl <sub>2</sub>	
۱۴۵۷۱	۰/۹۱	۰/۹۷	۰/۳۰	۵۲۳۶	۰/۹۴	CaCl <sub>2</sub>	ورمی کمپوست دامی
۱۷۶۶۷	۰/۸۰	۰/۹۵	۰/۳۱	۵۸۶۶	۰/۸۲	KCl	
۱۷۴۹۵	۰/۵۷	۰/۹۶	۰/۳۵	۵۲۷۰	۰/۹۰	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	

در تحقیقی که توسط کیو و همکاران (۲۰۱۱) جهت بررسی اثر  $SO_4^{2-}$  بر جذب مس توسط پلیمرهای اصلاح شده با ذرات نانو صورت گرفت به این نتیجه رسیدند که مقدار جذب مس در حضور  $SO_4^{2-}$  افزایش یافته و در نهایت با افزایش غلظت  $SO_4^{2-}$  به مقدار ثابتی رسیده است. در غلظت اولیه مس، جذب مس در حضور سولفات حدود سه برابر سیستم‌های فاقد سولفات بود. در مطالعه‌ای توسط دولا و یوانو (۲۰۰۲) اثر آنیون‌های کلر، سولفات و نیترات بر جذب مس توسط نوعی ژئولیت بررسی گردید. جذب مس هنگامی که  $KNO_3$  به عنوان الکترولیت استفاده شد، در مقایسه با محلول KCl و  $K_2SO_4$  که تقریباً جذب مس در حضور این دو مقداری برابر بود، افزایش یافت. در تحقیق انجام شده‌ی بنایسا و الوکدی (۲۰۰۶) پتانسیل برگ‌های خشک شده گل آفتابگردان برای حذف یون‌های مس از محلول‌های آبی مورد ارزیابی قرار گرفت. نتایج نشان داد که مدل لانگ‌مویر نسبت به معادله فروندلیچ به داده‌های تجربی بطور قابل قبول‌تری برازش داده می‌شود. در مطالعه‌ای توسط ماتوس و آردا (۲۰۰۲) از ورمی کمپوست به‌عنوان جاذبی برای حذف فلزات سنگینی چون مس و روی از ضایعات آزمایشگاهی استفاده کردند. مواد هومیکی موجود در ورمی کمپوست به‌دلیل وجود گروه‌های عاملی با بار منفی مانند کربوکسیلیک اسید، هیدروکسیل‌های فنولی و الکی ظرفیت جذب بالایی برای فلزات دارند. حداکثر ظرفیت جذب ورمی کمپوست به ترتیب برای یون‌های مس و روی به ترتیب ۳۲۶۳۰ و ۲۸۴۳۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم به‌دست آمد که از ایزوترم مدل لانگ‌مویر تبعیت می‌کرد. کریشنانی و همکاران (۲۰۰۸) در مطالعه خود با بررسی کارایی کاه و کلش برنج در جذب فلزات سنگین، گزارش نمودند که ماکزیمم جذب مس و روی توسط این جاذب به ترتیب برابر ۱۰۹۰۰ و ۸۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد، همچنین بیان کردند که به دلیل ماهیت غیریکنواخت مکان‌های سطحی جاذب مربوط به جذب فلزات، فرآیند جذب از هر دو مدل لانگ‌مویر و فروندلیچ پیروی کرد.

منابع



گلچین ا. ۱۳۸۴. منابع آلاینده‌ی خاک‌ها و محصولات زراعی و باغی استان زنجان به فلزات سنگین. انتشارات سازمان مدیریت و برنامه‌ریزی استان زنجان.

- Adams F. 1971. Ionic concentrations and activities in soil solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 35, 420-426.
- Aloma I., Martin-Lar M. A., Rodriguez I. L., Blazquez G. and Calero M. 2012. Removal of nickel(II) ions from aqueous solutions by biosorption on sugarcane bagasse. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 43: 275-281.
- Bogusz A. Oleszczuk P. and Dobrowolski R. 2015. Application of laboratory prepared and commercially available biochars to adsorption of cadmium, copper and zinc ions from water. *Bioresource Technology*, 196: 540-549.
- Benaissa H. and Elouchdi M. A. 2006. Removal of copper ions from aqueous solutions by dried sunflower leaves. *Chemical Engineering and Processing*, 46: 614-622.
- Davis J. G. and Burgoa, B. 1995. Interactive mechanism of anion adsorption with calcium leaching and exchange. *Soil Science*, 160(4): 256-264.
- Doula M. K. and Ioannou A. 2003. The effect of electrolyte anion on Cu adsorption-desorption by clinoptilolite. *Microporous and Mesoporous Materials*, 58: 115-130.
- Gast R.G. 1977. Minerals in Soil Environments, Soil Science Society of America. in: J.B. Dixon et al. (Eds.) 2 Sub edition.
- Guzel F., Yakut H. and Topal G. 2008. Determination of kinetic and equilibrium parameters of the batch adsorption of Mn(II), Co(II), Ni(II) and Cu(II) from aqueous solution by black carrot (*Daucus carota L.*) residues. *Journal of Hazardous Materials*, 153: 1275-1287.
- Jordao C. P., Fernandes R. B., de Lima Ribeiro K., de Souza Nascimento B. and de Barros P. M. 2009. Zn(II) adsorption from synthetic solution and kaolin wastewater onto vermicompost. *Journal of Hazardous Materials*, 162(2-3): 804-811.
- Krishnani K. K., Meng X., Christodoulatos C. and Boddu V.M. 2008. Biosorption mechanism of nine different heavy metals onto biomatrix from rice husk. *Journal of Hazardous Materials*, 153: 1222-1234.
- Matos, G. D., & Arruda, M. A. Z. (2002). Vermicompost as natural adsorbent for removing metal ions from laboratory effluents. *Process Biochemistry*, 39, 81-88.
- Morera, M.T., Echeverria, J. C., Mazkarian, C., & Garrido, J. J. 2001. Isotherm and extraction procedures for evaluating sorption and distribution of heavy metals in soils. *Environmental Pollution*, 113, 135-144.
- Qiu H., Zhang Sh., Pan B., Zhang W. and Lv L. 2012. Effect of sulfate on Cu (II) sorption to polymer supported nano-iron oxides: Behavior and XPS study. *Journal of Colloid and Interface Science*, 366, 37-43.
- Stumm W. 1992. Chemistry of the solid-water interface. John Wiley and Sons. New York. 428-438.
- McBride, M. B. 1994. Environmental Chemistry of Soils. Oxford Univ. Press, New York.

### Effect of cations and anions on heavy metal sorption by organic amendments

A. Hamedi, M. Zarrabi and A. Batmani

Department of Soil Science, College of Agriculture, malayer university, Iran

#### Abstract

The aim of this study was to evaluate the adsorption of zinc ( $Zn^{2+}$ ) and copper ( $Cu^{2+}$ ) by organic adsorbents in the presence of anions and cations. Adsorption isotherms for  $Zn^{2+}$  and  $Cu^{2+}$  in the presence of distilled water and 4 electrolytes ( $MgCl_2$ ,  $CaCl_2$ ,  $KCl$  and  $K_2SO_4$  at a fixed concentration of 10 mM) by the organic adsorbents (sheep manure and sheep manure vermicompost) were determined. Langmuir and Freundlich equations were fitted to the data. In general, the Langmuir model ( $R^2=0.95$ ) compared to Freundlich model ( $R^2=0.90$ ) offered a better description of the adsorption data. The average maximum sorption capacity ( $Q_m$ ) of  $Zn^{2+}$  by sheep manure and sheep manure vermicompost was  $7083.5 \text{ mg kg}^{-1}$  and  $6204.1 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectively. The average maximum sorption capacity ( $Q_m$ ) of  $Cu^{2+}$  by sheep manure and sheep manure vermicompost was  $29147.3 \text{ mg kg}^{-1}$  and  $16358.3 \text{ mg kg}^{-1}$ , respectively. Our results showed that  $Zn^{2+}$  and  $Cu^{2+}$  adsorption ability of sheep manure was higher than that of sheep manure vermicompost. Organic adsorbents showed greater sorption capacity and binding strength for  $Cu^{2+}$  than  $Zn^{2+}$ . Both anions ( $Cl^-$  and  $SO_4^{2-}$ ) and cations ( $Ca^{2+}$  and  $Mg^{2+}$ ) decreased  $Zn^{2+}$  and  $Cu^{2+}$  adsorption compared to distilled water. However  $Zn^{2+}$  and  $Cu^{2+}$  adsorption in the presence of  $Cl^-$  was higher than  $SO_4^{2-}$ , and  $Mg^{2+}$  higher than  $Ca^{2+}$ .

**Keywords:** Heavy metal, Organic adsorbent, Cation, Anion