تغییرات میزان آهن کل ، ظرفیت تبادل کاتیونی و نوع کانی رسی تحت تاثیر تغییر کاربری اراضی در غرب اصفهان

علی غلامی
استادیار خاک‌شناسی و عضو هیأت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

رس‌ها بر بسیاری از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژ یکی خاکها اثر می گذارند. ظرفیت تبادل کاتیونی و ظرفیت تبادل آنیونی از جمله خصوصیات شیمیایی و سطح ویژه از جمله خصوصیات فیزیکی خاک می باشند که تحت تأثیر مقدار و نوع رس قرار دارند . کانیها در حدود ۵۰ درصد حجم بیشتر خاکها را تشکیل می دهند، آنها حمایت فیزیکی گیاه را بر عهده دارند و آب و هوای مورد نیاز برای رشد مطلوب گیاهان را فراهم می کنند، همچنین هوادیده شدن کانیها عناصر غذایی گیاهان را آزاد می سازد(ایوبی و همکاران، ۱۳۸۷). تصور ما از منشا بار منفی حاصل از اعتقاد پذیرفته شده‌ای است که بیانگر روند هوادیدگی میکا به میکای هیدراته و سپس به ورمیکولایت و هوادیدگی اسمکتیت به کائولینیت و نهایتاً به گیبسایت است . (رقیمی، ۱۳۸۶) تثبیت بعضی از کاتیونها همانند پتاسیم و آمونیوم و همین طور رها کردن عناصر غذایی به محلول خاک برای جذب توسط گیاه، به وسیله رس ها کنترل می شود. رس‌ها بر ظرفیت نگهداری آب در خاک، نفوذپذیری آب در خاک، ضریب آبگذری، خمیرسانی خاک و پایداری خاکدانه ها اثر می گذارند (برزگر۱۳۸۰). در این تحقیق ارتباط بین میزان آهن کل خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی با نوع کانی رسی در چهار نوع کاربری اراضی مرتع، کشاورزی آبی، کشاورزی دیم و دیمزار رها شده در غرب اصفهان در منطقه ای به وسعت حدوداً ۲۰۰۰ هکتار بررسی و نتایج بدست آمده در بخش نتایج و بحث ارائه گردیده است.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه بخشی از حوزه آبخیز آغچه با مساحت ۱۹۷۰ هکتار واقع در غرب استان اصفهان، از توابع شهرستان فریدن و در مرز استان لرستان می باشد که در محدودهٔ ″۱۳ ′۲ °۵۰ تا ″۵۶ ′۰۵ °۵۰ طول شرقی و ″۳۴ ′۰۳ °۳۳ تا ″۲۵ ′۰۷ °۳۳ عرض شمالی واقع شده است . این منطقه از شمال به جاده داران – الیگودرز و تپه های زرنه، از جنوب به افوس و کوه کلاه گز ، از شرق به بوبین و میاندشت و آبراهه آغچه و از غرب به ادامه ارتفاعات آقاگل و قلعه اخلاص محدود می گردد. نمونه برداری به روش متر طولی و از عمق لایه شخم از چهار نوع کاربری اراضی مرتع، کشت آبی، کشت دیم و دیمزار رها شده در منطقه مورد مطالعه صورت پذیرفت. به منظور بررسی تغییرات میزان آهن کل ، ظرفیت تبادل کاتیونی و نوع کانی رسی تحت تاثیر تغییر کاربری اراضی، میزان آهن کل در نمونه های خاک در چهار کاربری اراضی به روش استخراج با اسید نیتریک و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی PG Instrument مدل PG 990 در طول موج مربوطه تعیین شد(Baker and Macher, 1982). همچنین میزان ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه‌های خاک، در چهار مرحله آزمایشگاهی به روش اشباع با استات سدیم و با استفاده از دستگاه فلیم فتومتر تعیین شد (Page, 1992).

نتایج و بحث

رامشنی و بنائی (۱۳۷۸) در مطالعاتشان بر خاک‌های مناطق جنوب اردکان و اقلید دریافتند که در منطقه خشک و گرم به علت عدم هوادیدگی شیمیایی تغییر و تحول کانی ها کم بوده و انتظار حضور کانی های کلریت، میکا، ایلیت و پالی گورسکیت بیشتر است . با افزایش بارش و کاهش دما خاک ها از درجه تکامل پروفیلی، تنوع افق ها و افزایش مواد آلی برخوردار خواهند بود . ایشان اظهار داشتند که با کاهش بارش و افزایش دما افق های گچ، آهک و نمک در نزدیک سطح زمین ظاهر می شوند . افزایش کانی اسمکتیت و ظرفیت تبادل کاتیونی نیز در مناطق پر باران دیده شده که دلیلی که بر حاصلخیز بودن خاک ها است.

جدول۱- نتایج تجزیه واریانس اثر کاربری های مختلف اراضی بر آهن کل و ظرفیت تبادل کاتیونی

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	
		Fe ($mg.kg^{-1}$)	CEC ($meq.100g\ soil^{-1}$)
کاربری	۳	۱۹۷۰۹/۶۶۷*	۱۱۵/۵۰۲*

*بیانگراثر معنی دار در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن می باشد

جدول۲- مقایسه میانگین آهن و ظرفیت تبادل کاتیونی در کاربری های مختلف اراضی در منطقه

کاربری	میانگین شاخص	
	Fe ($mg.kg^{-1}$)	CEC ($meq.100g\ soil^{-1}$)
مرتع	۴۵۷/۹ a *	۲۲/۲۶ d
کشت آبی	۳۵۷/۲ d	۲۵/۶۵ c
کشت دیم	۴۲۵/۵ b	۲۷/۵۳ b
دیمزارهای رها شده	۳۸۴/۶ c	۳۰/۳۶ a

* : اعداد هر ستون که دارای حرف مشترک هستند، فاقد اختلاف معنی دار آماری در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن می باشند



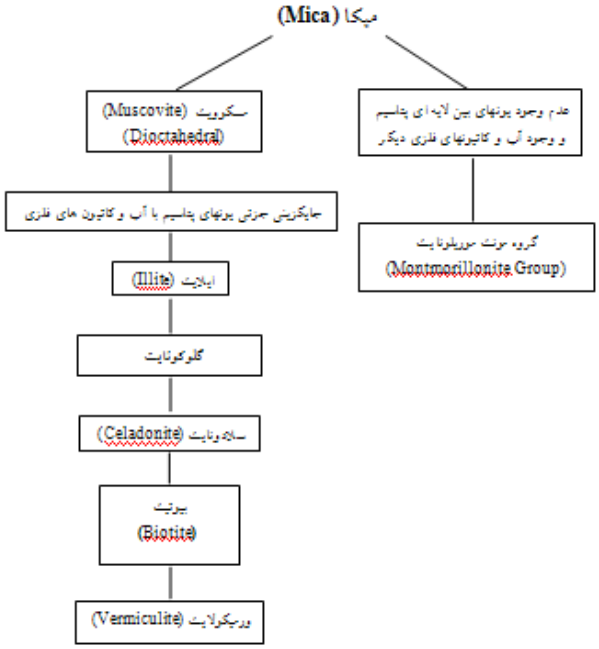
شکل۱- مقایسه مقدار آهن کل در کاربری های مختلف مورد بررسی

(حروف یکسان نشان دهنده عدم وجود تفاوت آماری در سطح ۵ درصد آزمون دانکن است)



شکل ۲- مقایسه مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در کاربری های مختلف مورد بررسی

با توجه به اینکه آزمایش پراش پرتو ایکس روی نمونه ها صورت پذیرفته و نتایج آن دقیقترین روش شناسایی کانی های رسی موجود در خاک می باشد لذا در این مبحث تنها هدف، عدد بدست آمده از ظرفیت تبادلی کاتیونی در خاکهای منطقه بوده که مطابق با نظر بوهن و همکاران (۱۳۷۳) و فوت (۱۳۷۷) چنانچه این میزان مابین ۲۰ تا ۴۰ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک باشد از وجود کانی های گروه میکا و کلرایت خبر می دهد . با توجه به نتایج تجزیه و تحلیل آماری در این تحقیق گرچه اختلاف معنی‌داری در میزان ظرفیت تبادلی کاتیونی نشان داده شده است ولی محدوده تغییرات زیاد نبوده و ما بین ۲۰ تا ۴۰ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک دیده می شود که وجود کانی های گروه میکا را تصدیق میکند با توجه به وجود کانی های گروه کائولینایت نیز، که در آزمایش حدود آتربرگ و در دیفراکتوگرام های حاصل از آزمایش پراش پرتو ایکس، وجود آن در منطقه اثبات شده است، وجود کانی کلرایت در نمونه های خاک رد می شود زیرا اصولاً وجود این دو کانی در یک نمونه رس بسیار نادر است که دلیل آن، تشکیل این دو کانی در دو شرایط آب و هوایی متفاوت، کلریت در محیط های خشک (خرمالی و همکاران، ۲۰۰۶) و کائولن در شرایط مرطوب می باشد (غلامی، ۱۳۸۹). نتایج مربوط به میزان آهن کل خاک نیز نشان از وجود مقادیر آهن در خاک داده که فرایند تخریب کانی های گروه میکا (ایلایت به ورمیکولایت) را مطابق نظریه "توالی منطقی تخ ریب کانی میکا " که توسط دورتی کرول در شکل ۳ ارائه گردیده است، تأیید می‌کند (غلامی، ۱۳۸۹).



شکل۳- آرایش توالی منطقی تخریب کانی میکا

در بخش مطالعات مینرالوژی خاک نتایج حاصل از آنالیز آهن کل، ظرفیت تبادلی کاتیونی وجود کانی های ورمیکولایت، ایلایت، کائولینایت، آتاپولیگایت و کوارتز در خاک منطقه را تأیید کرد . همچنین نتایج این بخش نشان داد توالی منطقی تخریب کانی میکا در حال رخ دادن است بطوریکه آزاد شدن پتاسیم و جایگزینی آهن در روند تبدیل کانی ایلایت به ورمیکولایت مطابق با نظریه توالی منطقی ت خریب کانی میکا که توسط دورتی کرول، ارائه شده نیز می تواند سبب افزایش پتاسیم در طولانی مدت درخاک گردد

منابع

- اچ. دی. فوت. ۱۳۷۷. مبانی خاکشناسی. ترجمه: محمودی، ش. و م. حکیمیان. انتشارات دانشگاه تهران.
- اچ. ال. بوهن.، بی. ال. مک نیل.، جی. ای. اوکانر. ۱۳۷۳ . شیمی خاک. ترجمه: مجللی، ح. مرکز نشر دانشگاهی، تهران.
- ایوبی، ش.، ا. جلالیان و کریمیان اقبال، م.، ۱۳۷۸. بررسی برخی خصوصیات مورفولوژیکی، فیزیکی و شیمیایی خاکهای قدیمی به عنوان شاخصی از تغییر اقلیمی، رسوبگذاری و خاکسازی در منطقه اصفهان. صفحه‌های۱۵۷تا ۱۵۵. ه فتمین کنگره علوم خاک ایران.دانشگاه شهرکرد.شهرکرد، ایران.
- برزگر، ع. ۱۳۸۰. مبانی فیزیک خاک. انتشارات دانشگاه شهید چمران.
- خرمالی، ف.، ر. قربانی و عموزاده عمرانی، ر.، ۱۳۸۴. منشاء و پراکنش کانی های رسی در لندفرم های مختلف سه حوزه آبخیز شرق استان گلستان . گزارش طرح پژوهشی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.

- رامشنی ، خ. و بنایی، م.، ۱۳۷۸. بررسی خاک های بخشی از مناطق جنوب و نواحی اردکان و اقلید . چکیده مقالات ششمین کنگره علوم خاک ایران. دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.
- رقیمی، م.، ۱۳۸۶. مقدمه ای بر کانی های رسی. انتشارات دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- غلامی، ع.، ۱۳۸۹. بررسی چهل ساله تغییرات کاربری اراضی و اثرات آن بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و مینرالوژی خاک . رساله دکتری تخصصی خاکشناسی ، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران.

- Baker DE, and Macher MC, 1982. Nickel, copper, zinc, ferric and cadmium. pp. 323-334. In: A. L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney (eds.) Methods of soil analysis. Part 2- chemical and Microbiological properties (2nd Ed.) Agronomy 9.
- Page AL, RH Miller and Jenney DR, 1992. Methods of Soil Analysis, Part 2.Chemical and mineralogical properties. SSSA Pub. Madison, WI. 1159 p.

تغییرات میزان آهن کل ، ظرفیت تبادل کاتیونی و نوع کانی رسی تحت تاثیر تغییر کاربری اراضی در غرب اصفهان

علی غلامی
استادیار خاک‌شناسی و عضو هیأت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

رس‌ها بر بسیاری از خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژ یکی خاکها اثر می گذارند. ظرفیت تبادل کاتیونی و ظرفیت تبادل آنیونی از جمله خصوصیات شیمیایی و سطح ویژه از جمله خصوصیات فیزیکی خاک می باشند که تحت تأثیر مقدار و نوع رس قرار دارند . کانیها در حدود ۵۰ درصد حجم بیشتر خاکها را تشکیل می دهند، آنها حمایت فیزیکی گیاه را بر عهده دارند و آب و هوای مورد نیاز برای رشد مطلوب گیاهان را فراهم می کنند، همچنین هوادیده شدن کانیها عناصر غذایی گیاهان را آزاد می سازد(ایوبی و همکاران، ۱۳۸۷). تصور ما از منشا بار منفی حاصل از اعتقاد پذیرفته شده‌ای است که بیانگر روند هوادیدگی میکا به میکای هیدراته و سپس به ورمیکولایت و هوادیدگی اسمکتیت به کائولینیت و نهایتاً به گیبسایت است . (رقیمی، ۱۳۸۶) تثبیت بعضی از کاتیونها همانند پتاسیم و آمونیوم و همین طور رها کردن عناصر غذایی به محلول خاک برای جذب توسط گیاه، به وسیله رس ها کنترل می شود. رس‌ها بر ظرفیت نگهداری آب در خاک، نفوذپذیری آب در خاک، ضریب آبگذری، خمیرسانی خاک و پایداری خاکدانه ها اثر می گذارند (برزگر۱۳۸۰). در این تحقیق ارتباط بین میزان آهن کل خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی با نوع کانی رسی در چهار نوع کاربری اراضی مرتع، کشاورزی آبی، کشاورزی دیم و دیمزار رها شده در غرب اصفهان در منطقه ای به وسعت حدوداً ۲۰۰۰ هکتار بررسی و نتایج بدست آمده در بخش نتایج و بحث ارائه گردیده است.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه بخشی از حوزه آبخیز آغچه با مساحت ۱۹۷۰ هکتار واقع در غرب استان اصفهان، از توابع شهرستان فریدن و در مرز استان لرستان می باشد که در محدودهٔ ″۱۳ ′۲ °۵۰ تا ″۵۶ ′۰۵ °۵۰ طول شرقی و ″۳۴ ′۰۳ °۳۳ تا ″۲۵ ′۰۷ °۳۳ عرض شمالی واقع شده است . این منطقه از شمال به جاده داران – الیگودرز و تپه های زرنه، از جنوب به افوس و کوه کلاه گز ، از شرق به بوبین و میاندشت و آبراهه آغچه و از غرب به ادامه ارتفاعات آقاگل و قلعه اخلاص محدود می گردد. نمونه برداری به روش متر طولی و از عمق لایه شخم از چهار نوع کاربری اراضی مرتع، کشت آبی، کشت دیم و دیمزار رها شده در منطقه مورد مطالعه صورت پذیرفت. به منظور بررسی تغییرات میزان آهن کل ، ظرفیت تبادل کاتیونی و نوع کانی رسی تحت تاثیر تغییر کاربری اراضی، میزان آهن کل در نمونه های خاک در چهار کاربری اراضی به روش استخراج با اسید نیتریک و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی PG Instrument مدل PG 990 در طول موج مربوطه تعیین شد(Baker and Macher, 1982). همچنین میزان ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه‌های خاک، در چهار مرحله آزمایشگاهی به روش اشباع با استات سدیم و با استفاده از دستگاه فلیم فتومتر تعیین شد (Page, 1992).

نتایج و بحث

رامشنی و بنائی (۱۳۷۸) در مطالعاتشان بر خاک‌های مناطق جنوب اردکان و اقلید دریافتند که در منطقه خشک و گرم به علت عدم هوادیدگی شیمیایی تغییر و تحول کانی ها کم بوده و انتظار حضور کانی های کلریت، میکا، ایلیت و پالی گورسکیت بیشتر است . با افزایش بارش و کاهش دما خاک ها از درجه تکامل پروفیلی، تنوع افق ها و افزایش مواد آلی برخوردار خواهند بود . ایشان اظهار داشتند که با کاهش بارش و افزایش دما افق های گچ، آهک و نمک در نزدیک سطح زمین ظاهر می شوند . افزایش کانی اسمکتیت و ظرفیت تبادل کاتیونی نیز در مناطق پر باران دیده شده که دلیلی که بر حاصلخیز بودن خاک ها است.

جدول۱- نتایج تجزیه واریانس اثر کاربری های مختلف اراضی بر آهن کل و ظرفیت تبادل کاتیونی

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	
		Fe ($mg.kg^{-1}$)	CEC ($meq.100g\ soil^{-1}$)
کاربری	۳	۱۹۷۰۹/۶۶۷*	۱۱۵/۵۰۲*

*بیانگراثر معنی دار در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن می باشد

جدول۲- مقایسه میانگین آهن و ظرفیت تبادل کاتیونی در کاربری های مختلف اراضی در منطقه

کاربری	میانگین شاخص	
	Fe ($mg.kg^{-1}$)	CEC ($meq.100g\ soil^{-1}$)
مرتع	۴۵۷/۹ a *	۲۲/۲۶ d
کشت آبی	۳۵۷/۲ d	۲۵/۶۵ c
کشت دیم	۴۲۵/۵ b	۲۷/۵۳ b
دیمزارهای رها شده	۳۸۴/۶ c	۳۰/۳۶ a

* : اعداد هر ستون که دارای حرف مشترک هستند، فاقد اختلاف معنی دار آماری در سطح احتمال ۵٪ آزمون دانکن می باشند



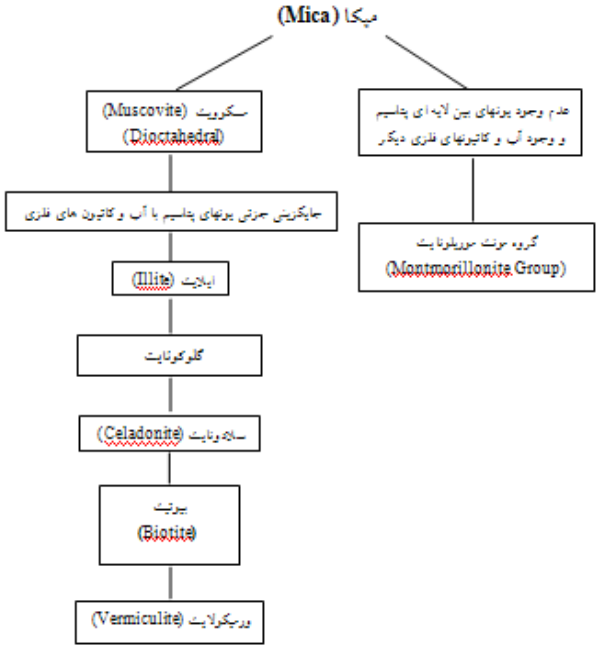
شکل۱- مقایسه مقدار آهن کل در کاربری های مختلف مورد بررسی

(حروف یکسان نشان دهنده عدم وجود تفاوت آماری در سطح ۵ درصد آزمون دانکن است)



شکل ۲- مقایسه مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در کاربری های مختلف مورد بررسی

با توجه به اینکه آزمایش پراش پرتو ایکس روی نمونه ها صورت پذیرفته و نتایج آن دقیقترین روش شناسایی کانی های رسی موجود در خاک می باشد لذا در این مبحث تنها هدف، عدد بدست آمده از ظرفیت تبادلی کاتیونی در خاکهای منطقه بوده که مطابق با نظر بوهن و همکاران (۱۳۷۳) و فوت (۱۳۷۷) چنانچه این میزان مابین ۲۰ تا ۴۰ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک باشد از وجود کانی های گروه میکا و کلرایت خبر می دهد . با توجه به نتایج تجزیه و تحلیل آماری در این تحقیق گرچه اختلاف معنی‌داری در میزان ظرفیت تبادلی کاتیونی نشان داده شده است ولی محدوده تغییرات زیاد نبوده و ما بین ۲۰ تا ۴۰ میلی اکی والان بر ۱۰۰ گرم خاک دیده می شود که وجود کانی های گروه میکا را تصدیق میکند با توجه به وجود کانی های گروه کائولینایت نیز، که در آزمایش حدود آتربرگ و در دیفراکتوگرام های حاصل از آزمایش پراش پرتو ایکس، وجود آن در منطقه اثبات شده است، وجود کانی کلرایت در نمونه های خاک رد می شود زیرا اصولاً وجود این دو کانی در یک نمونه رس بسیار نادر است که دلیل آن، تشکیل این دو کانی در دو شرایط آب و هوایی متفاوت، کلریت در محیط های خشک (خرمالی و همکاران، ۲۰۰۶) و کائولن در شرایط مرطوب می باشد (غلامی، ۱۳۸۹). نتایج مربوط به میزان آهن کل خاک نیز نشان از وجود مقادیر آهن در خاک داده که فرایند تخریب کانی های گروه میکا (ایلایت به ورمیکولایت) را مطابق نظریه "توالی منطقی تخ ریب کانی میکا " که توسط دورتی کرول در شکل ۳ ارائه گردیده است، تأیید می‌کند (غلامی، ۱۳۸۹).



شکل۳- آرایش توالی منطقی تخریب کانی میکا

در بخش مطالعات مینرالوژی خاک نتایج حاصل از آنالیز آهن کل، ظرفیت تبادلی کاتیونی وجود کانی های ورمیکولایت، ایلایت، کائولینایت، آتاپولیگایت و کوارتز در خاک منطقه را تأیید کرد . همچنین نتایج این بخش نشان داد توالی منطقی تخریب کانی میکا در حال رخ دادن است بطوریکه آزاد شدن پتاسیم و جایگزینی آهن در روند تبدیل کانی ایلایت به ورمیکولایت مطابق با نظریه توالی منطقی ت خریب کانی میکا که توسط دورتی کرول، ارائه شده نیز می تواند سبب افزایش پتاسیم در طولانی مدت درخاک گردد

منابع

- اچ. دی. فوت. ۱۳۷۷. مبانی خاکشناسی. ترجمه: محمودی، ش. و م. حکیمیان. انتشارات دانشگاه تهران.
- اچ. ال. بوهن.، بی. ال. مک نیل.، جی. ای. اوکانر. ۱۳۷۳ . شیمی خاک. ترجمه: مجللی، ح. مرکز نشر دانشگاهی، تهران.
- ایوبی، ش.، ا. جلالیان و کریمیان اقبال، م.، ۱۳۷۸. بررسی برخی خصوصیات مورفولوژیکی، فیزیکی و شیمیایی خاکهای قدیمی به عنوان شاخصی از تغییر اقلیمی، رسوبگذاری و خاکسازی در منطقه اصفهان. صفحه‌های۱۵۷تا ۱۵۵. ه فتمین کنگره علوم خاک ایران.دانشگاه شهرکرد.شهرکرد، ایران.
- برزگر، ع. ۱۳۸۰. مبانی فیزیک خاک. انتشارات دانشگاه شهید چمران.
- خرمالی، ف.، ر. قربانی و عموزاده عمرانی، ر.، ۱۳۸۴. منشاء و پراکنش کانی های رسی در لندفرم های مختلف سه حوزه آبخیز شرق استان گلستان . گزارش طرح پژوهشی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.

- رامشنی ، خ. و بنایی، م.، ۱۳۷۸. بررسی خاک های بخشی از مناطق جنوب و نواحی اردکان و اقلید . چکیده مقالات ششمین کنگره علوم خاک ایران. دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران.
- رقیمی، م.، ۱۳۸۶. مقدمه ای بر کانی های رسی. انتشارات دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- غلامی، ع.، ۱۳۸۹. بررسی چهل ساله تغییرات کاربری اراضی و اثرات آن بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و مینرالوژی خاک . رساله دکتری تخصصی خاکشناسی ، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران.

- Baker DE, and Macher MC, 1982. Nickel, copper, zinc, ferric and cadmium. pp. 323-334. In: A. L. Page, R.H. Miller, and D.R. Keeney (eds.) Methods of soil analysis. Part 2- chemical and Microbiological properties (2nd Ed.) Agronomy 9.
- Page AL, RH Miller and Jenney DR, 1992. Methods of Soil Analysis, Part 2.Chemical and mineralogical properties. SSSA Pub. Madison, WI. 1159 p.

بررسی تأثیر توزیع زمانی شدت بارندگی بر هدررفت خاک با استفاده از باران شبیه‌سازی شده

فرزاد بشارت[1]، علی‌رضا واعظی[2]
1- کارشناس ارشد علوم خاک گرایش فیزیک و حفاظت خاک از دانشگاه زنجان
2- استادیار گروه علوم خاک دانشگاه زنجان

مقدمه

در بین عوامل اقلیمی، باران یکی از مهم‌ترین عوامل فرساینده خاک است (Bonilla and Vidal., 2011). شدت بارندگی و توزیع زمانی آن، در کنار مدت بارندگی از خصوصیات مهم باران در فرسایش خاک می‌باشند (Gungor and Dudu, 2012). با افزایش شدت بارندگی به دلیل افزایش اندازه قطرات باران و انرژی جنبشی آن‌ها، هدررفت خاک افزایش می‌یابد (Salako., 2008). شدت بارندگی مهم‌ترین مشخصه باران در فرسایش خاک می‌باشد (Zhang et al., 2011). یکی از عوامل مؤثر در میزان فرسایش خاک، توزیع زمانی شدت بارندگی طی یک رخداد است (Ahmed et al., 2012). الگوی توزیع زمانی که در واقع نحوه تغییر شدت بارندگی طی مدت بارندگی را نشان می‌دهد، تاثیری مستقیم بر حجم رواناب می‌گذارد. در برخی از باران‌ها حداکثر شدت بارندگی در اوایل بارندگی رخ می‌دهد (رگبار پیش‌افتاده) در حالی که ممکن است در برخی دیگر در اواسط (رگبار بینابین) و یا در مراحل پایانی بارندگی (رگبار دیرکرده) حادث شود (Umakhanthan, 2012). بررسی‌های Truman و همکاران (2007) نشان داد که میزان هدررفت خاک تولیدی در الگوهای غیریکنواخت، 36-19 درصد بیش‌تر از الگوهای یکنواخت بود و بیش‌ترین هدررفت خاک در فواصل زمانی 5 دقیقه‌ای در الگوهای غیریکنواخت، یک تا چهار دقیقه سریع‌تر از الگوهای یکنواخت رخ داد. در مطالعه‌ای Ahmed و همکاران (2012) نشان دادند که متوسط سرعت فرسایش در رخدادهای دارای توزیع زمانی شدت بارندگی نسبت به رخدادهای با شدت ثابت بارندگی به میزان معنی‌داری بالاتر بود.

بررسی پژوهش‌های پیشین نشان داد که شدت بارندگی در فرسایش خاک حائز اهمیت است، با این وجود تاکنون پژوهشی دقیق در مورد اثر شدت بارندگی و توزیع زمانی آن بر هدررفت خاک در منطقه نیمه‌خشک انجام نگرفته است. این پژوهش به منظور بررسی تأثیر شدت بارندگی و تغییرات زمانی آن طی مدت بارندگی بر هدررفت خاک بر اساس باران‌های شبیه‌سازی شده انجام گرفت.

مواد و روشها

این پژوهش در دامنه‌ای بکر با شیب 9 درصد در غرب استان زنجان در سال 1391 انجام گرفت. ویژگی‌های خاک از جمله درصد توزیع اندازه ذرات، میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار، ماده‌آلی، جرم مخصوص ظاهری، هدایت الکتریکی و واکنش با استفاده از روش‌های رایج اندازه‌گیری شدند. برای انجام پژوهش یک دستگاه شبیه‌ساز باران مطابق با شدت‌های معمول منطقه طراحی و ساخته شد. در دستگاه مذکور آب به صورت

ثقلی از مخزن آب نصب شده در بالای دستگاه به صفحه بارش می‌رسید. دستگاه مذکور قابلیت تولید شدت‌های باران 100-7 میلی‌متر بر ساعت با متوسط قطر 2/8 میلی‌متر را داشت.

به منظور بررسی اثر شدت بارندگی و توزیع زمانی آن سه نوع رگبار غیریکنواخت (رگبار پیش‌افتاده، بینابین و دیرکرده) همراه با یک رگبار یکنواخت در نظر گرفته شد (جدول 1). رگبارهای غیریکنواخت دارای تداوم 15 دقیقه‌ای شدت اوج بارندگی (40 میلی‌متر بر ساعت) طی مدت بارندگی (45 دقیقه) بودند. رگبار یکنواخت نیز دارای شدت ثابت بارندگی 20 میلی‌متر بر ساعت طی مدت بارندگی بود. در کل رگبارها مدت (45 دقیقه) و ارتفاع بارندگی (20 میلی‌متر) یکسان بود.

جدول1- الگوی توزیع زمانی شدت بارندگی در رگبارهای مختلف

الگوی زمانی بارندگی	مدت بارندگی (دقیقه)	مقدار بارندگی (میلی‌متر)	زمان اوج شدت بارندگی (دقیقه)
رگبار یکنواخت	45	20	بدون شدت اوج بارندگی
رگبار پیش‌افتاده	45	20	0-15
رگبار بینابین	45	20	15-30
رگبار دیرکرده	45	20	30-45

برای بررسی هدررفت خاک تحت باران‌های شبیه‌سازی شده، تعداد چهار کرت به ابعاد 60 سانتی‌متر در 80 سانتی‌متر مطابق با ابعاد صفحه بارش دستگاه شبیه‌ساز باران ایجاد شد. تعداد پنج رخداد با فواصل زمانی یک هفته بر روی کرت‌های فرسایشی اعمال شد. رواناب و رسوب تولید شده بعد از هر رخداد به وسیله ظرف 10 لیتری جمع‌آوری و حجم آن اندازه‌گیری گردید. سپس یک نمونه 0/5 لیتری برای تعیین جرم رسوب برداشت شد و در آزمایشگاه نمونه به وسیله آون در درمای 105 درجه سانتی‌گراد به مدت 24 ساعت خشک گردید. جرم کل رسوب بر مبنای غلظت رسوب در نمونه و حجم کل مخلوط در هر رخداد تعیین گردید.

نتایج و بحث

ویژگی‌های خاک دامنه در جدول 2 ارائه شده است. خاک دامنه دارای بافت لوم شنی با واکنش خنثی و نسبتاً شور بود. مقدار ماده‌آلی خاک پایین بود (0/84درصد) و پایداری خاکدانه‌ها در آب اندک بود (2/1 میلی‌متر).

جدول2- ویژگی‌های خاک دامنه مورد بررسی

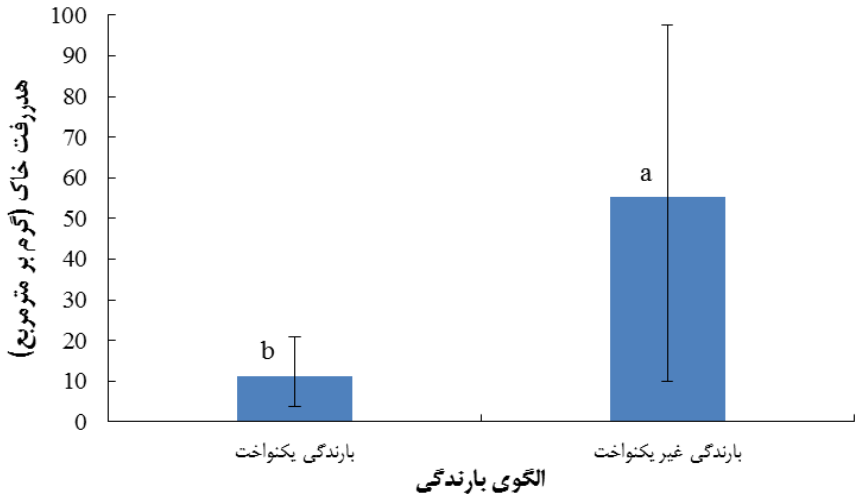
ویژگی خاک	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	میانگین وزنی قطر خاکدانه‌های پایدار (mm)	ماده آلی (٪)	جرم مخصوص ظاهری ($gr.cm^{-3}$)	هدایت الکتریکی ($dS.m^{-1}$)	واکنش
مقدار	68	14	18	2/1	0/84	1/52	2/81	7/2

مقایسه بین الگوی یکنواخت بارندگی با الگوهای غیریکنواخت از نظر هدررفت خاک (جدول 3) نشان داد که تفاوتی معنی‌دار بین آن دو وجود دارد ($p<0/01$).

جدول3- تجزیه واریانس هدررفت خاک بین الگوی یکنواخت و الگوهای غیریکنواخت بارندگی

منبع	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F	سطح معنی‌داری
هدررفت خاک	7221/885	1	7221/885	11/882	0/003
خطا	10940/329	18	607/796	-	-

براساس نتایج میزان هدررفت خاک در الگوهای غیریکنواخت بیش‌تر (به طور میانگین پنج برابر) از الگوی یکنواخت بود (شکل 1). در الگوهای غیریکنواخت با افزایش شدت بارندگی طی بارندگی و تأثیر بیش‌تر ضربه مکانیکی قطرات باران، به دلیل تخریب بیش‌تر ساختمان خاک (McDowell and Sharpley, 2002)، کاهش چسبندگی بین ذرات و پایین آمدن نفوذپذیری خاک (Xue and Gavin, 2008) میزان هدررفت خاک افزایش پیدا کرد.



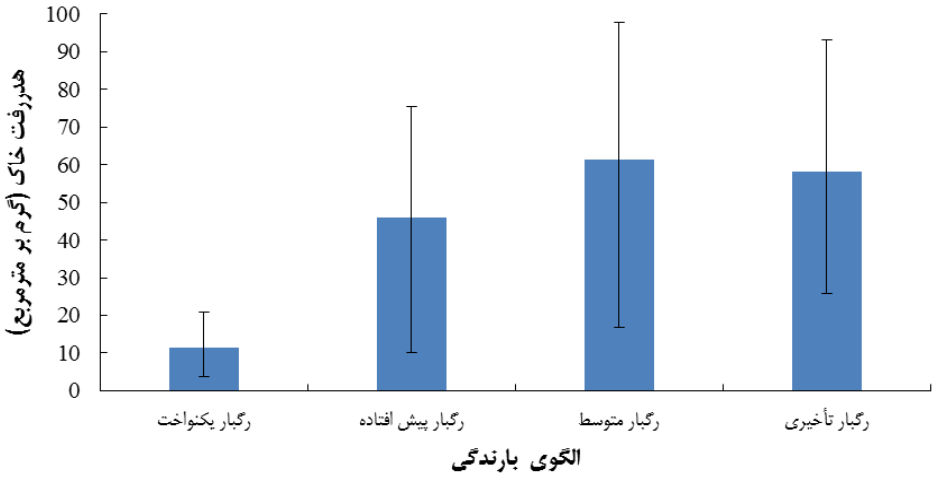
شکل 1- مقایسه میانگین هدررفت خاک بین الگوهای بارندگی

مقایسه بین رگبارهای غیریکنواخت (رگبارهای پیش‌افتاده، بینابین و دیرکرده) و رگبار یکنواخت نشان داد که تفاوتی معنی‌دار بین رگبارها از نظر هدررفت خاک وجود داشت ($p<0/01$) (جدول 4).

جدول4- تجزیه واریانس هدررفت خاک بین الگوهای بارندگی

منبع	مجموع مربعات	درجه آزادی	میانگین مربعات	F	سطح معنی‌داری
هدررفت خاک	7890/410	3	2630/137	4/097	0/025
خطا	10271/804	16	641/988	-	-

بررسی اثر رگبار یکنواخت و رگبارهای غیریکنواخت در هدررفت خاک نشان داد که بیش‌ترین و کم‌ترین میزان هدررفت خاک به ترتیب در رگبار بینابین و رگبار یکنواخت بود (شکل 2). همچنین میزان هدررفت خاک در رگبارهای بینابین نسبت به رگبارهای پیش‌افتاده و دیرکرده بیش‌تر بود. دلیل این امر این بود که در رگبارهای بینابین از ابتدای بارندگی به دلیل رطوبت اولیه خاک و اثر ضربه قطرات باران تخریب خاک شروع شد و سپس در اواسط بارندگی با افزایش شدت بارندگی تخریب خاک شدیدتر شد و هدررفت خاک به دلیل تخریب شدید خاک افزایش یافت. همچنین در رگبارهای دیرکرده میزان هدررفت خاک نسبت به رگبارهای پیش‌افتاده بیش‌تر بود. دلیل این امر این بود که در رگبارهای دیرکرده، شدت اوج بارندگی زمانی روی داد که نفوذ پذیری خاک به علت بالا رفتن رطوبت خاک و مسدو شدن منافذ درشت خاک در اثر نفوذ ذرات به درون این منافذ کاهش یافته بود. به همین دلیل با افزایش آب جاری شده بر روی سطح خاک، ذرات بیش‌تری از سطح خاک جدا و منتقل شدند.



شکل 2- مقایسه هدررفت خاک بین الگوهای مختلف بارندگی

منابع

1. Ahmed, S.I., Rudra, R.P. Gharabaghi, B., Mackenzie, K. and Dickinson, W.T. 2012. Within-storm rainfall distribution effect on soil erosion rate. International Scholarly Research Network 4: 1-7.
2. Bonilla, C.A. and Vidal, K.L., 2011. Rainfall erosivity in Central Chile. Journal of Hydrology 410: 126–133.
3. Gungor, H. and Dudu, D. 2012. Relations between erosion and water and the case of Eskisehir. Pp. 318-322. 8th International Soil Science Congress on Land Degradation and Challenges in Sustainable Soil Management. Izmir, Turkey.
4. McDowell, R. W. and Sharpley, A. N. 2002. The effect of antecedent moisture conditions on sediment and phosphorus loss during overland flow: Mahantango Creek catchment, Pennsylvania, USA. Hydrology Processes 16: 3037–3050.
5. Salako, F. K. 2008. Rainfall variability and kinetic energy in Southern Nigeria. Climatic Change 86: 151–164.

6. Truman, C.C., Strickland, T.C., Potter, T.L., Franklin, D.H. and Bosch, D.D. 2007. Variable rainfall intensity and tillage effects on runoff, sediment, and carbon losses from a loamy sand under simulated rainfall. Journal of Environment Quality 36(5): 1495-1502.
7. Umakhanthan, K., 2002. Estimation of the spatio-temporal heterogeneity of rainfall and its importaance towards Robust catchment simulation, within a hydroinformatic environment. Ph. D thesis, University of New South Wales, Sydney, Australia.
8. Xue, J. and Gavin, K. 2008. Effect of Rainfall Intensity on Infiltration into Partly Saturated Slopes. Geotechnical and Geological Engineering 26: 199-209.
9. Zhang, G.H., Liu, G.B., Wang, G.L. and Wang, Y.X. 2011. Effect of vegetation cover and rainfall intensity on sediment-associated nitrogen and phosphorus losses and particle size composition on the Loess Plateau. Journal of Soil and Water Conservation 66(3): 192-200.

بررسی روند آلودگی آب رودخانه گوهررود رشت به روی، سرب و کادمیوم

هانیه نورانی ماسوله[1]، اکبر فرقانی[2] ، حسن رمضانپور[2]

۱- کارشناسی ارشد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان
۲- استادیار و دانشیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان

مقدمه

در دهه گذشته ورود آلاینده ها با منشأ انسانی مانند فلزات سنگین به داخل محیط های دریایی به مقدار زیادی افزایش یافته است که به عنوان یک خطر جدی برای حیات محیط های آبی بشمار می آیند. سیستم‌های آبی به طور طبیعی دریافت کننده نهایی این فلزات هستند. آلاینده‌هایی که در آب یافت می‌شوند ناشی از پساب-های خانگی، تخلیه محصولات شیمیایی، سموم، حشره کش‌ها و علف کش ها، تخلیه صنعتی، پساب های رادیو اکتیو، هیدروکربن‌های نفتی و رنگی می‌باشد. رودخانه‌ها و آب‌های جاری، از دیرباز مورد نیاز و مورد توجه جوامع بشری بوده‌اند. [Sajwan et al, 1996] . پروژه‌ی فوق به منظور شناسایی و تعیین میزان عناصر سنگین موجود آب رودخانه گوهررود و نیز شناسایی منابع آلاینده صنعتی، کشاورزی و آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی در رودخانه گوهررود صورت گرفت.
[سعیدی ،۱۳۸۵] در ارزیابی وضعیت عناصر سنگین Ni، Fe، Zn، Pb، Cd در آب رودخانه تجن مازندران و تغییرات آن در آب بندان‌های ذخیره‌ای توضیح می دهد که نتایج بررسی های انجام شده حاکی از آن است که غلظت عناصر سنگین فوق در آب رودخانه پایین‌تر از حد سمیت بوده اما مقدار آن ها در محدوده شهر و پس از رهاسازی فاضلاب شهری و صنعتی در رودخانه‌ها افزایش می‌یابد.

مواد و روشها

رودخانه گوهر رود یکی از رودخانه های مهم رشت محسوب می شود که از ارتفاعات ۷۰۰ متری کوههای سراوان سرچشمه گرفته وپس ازعبور از روستای لاکان از ضلع غربی شهر رشت می گذرد در منطقه پیربازار رشت با زرجوب تلاقی پیدا کرده و با نام رودخانه پیربازار وارد تالاب انزلی می گردد طول این رودخانه در استان گیلان ۴۰ کیلومتر است. به منظور ارزیابی میزان فلزات سنگین در آب رودخانه گوهررود نمونه برداری از رودخانه با فواصل دو کیلومتر و تعداد نقاط کافی (حداقل سی نقطه، از هر نقطه سه تکرار) انجام گرفت. در زمان نمونه برداری مختصات نقاط نمونه برداری با استفاده از دستگاه موقعیت یاب جغرافیایی (GPS) تعیین شد.

اندازه‌گیری میزان فلزات سنگین (Pb، Cd ، Zn) به روش اسید نیتریک غلیظ

جهت هضم نمونه‌های آب، طبق استاندارد آب [Eaton et al, 2005]، با چند قطره اسیدنیتریک غلیظ pH آن به کمتر از ۲ رسانده شد (قبل از هضم، pH نمونه‌های اولیه بین محدوده ۶/۲ تا ۷/۲ اندازه‌گیری شد)، سپس نمونه‌ها زیر هود حرارت داده شدند ولی به مرحله جوش نرسیدند . پس از آن تمامی نمونه ها از کاغذ صافی واتمن عبور داده شدند تا رسوبات معلق در آنها جدا گردند. اندازه‌گیری فلزات سنگین (سرب، روی و کادمیوم) در نمونه‌های آب به‌وسیله دستگاه جذب اتمی شعله‌ای صورت پذیرفت[page, et al., 1982] .

نتایج و بحث

جدول(۱) میانگین، حداقل، حداکثر و واریانس برخی خصوصیات آب را نشان می دهد

جدول۱- آمار توصیفی متغیرهای مورد مطالعه

متغییر	واحد اندازه‌گیری	میانگین	حداقل	حداکثر	واریانس
روی آب	ppm	۰/۰۰۶	۰	۰/۰۶	۰
سرب آب	ppm	۰/۰۷	۰	۰/۱۷	۰/۰۰۲
کادمیوم آب	ppm	–	–	–	–
pHآب		۷/۳۷	۶/۵۷	۸/۱۰	۰/۱۳۳
ECآب	µmho/cm	۲۰۴	۴۱/۵۰	۲۶۹	۴/۱۹

با توجه به جدول (۲) مقدار روی در ورودی شهر، داخل شهر و خارج شهر به صورت معنی داری(۹۵ درصد) از حداکثر مجاز جهت حیات آبزیان، آبیاری ، آب های سطحی و آشامیدن دام ها کمتر است. دلیل دسته بندی ایستگاهها، موقعیت‌های مکانی متفاوت (ورودی، داخل و خروجی شهر) است.

جدول۲- مقایسه میانگین فلز روی در ایستگاهای مختلف نمونه‌های آب با مقادیر استاندارد

	میانگین ایستگاهها mg/L	t۱	t۲	t۴	sig۱	sig۴و۲
ایستگاه ۱۰-۱	۰/۰۰۴	-۸/۴۱	-۱/۶۱	-۷/۷۵	۰	۰
ایستگاه ۲۰-۱۱	۰/۰۰۲	-۲۲/۲۷	-۳/۹۷	-۱/۹۰	۰	۰
ایستگاه ۳۰-۲۱	۰/۰۱	-۲/۸۷	-۸۳۴/۸۳	-۴/۰۲	۰/۲	۰

با توجه به جدول(۳) مقدار سرب در ورودی شهر از حداکثر مجاز جهت آب آشامیدنی دام ها و آبیاری کمتر است و در ایستگاه داخل و خارج شهر به صورت معنی داری از حداکثر مجاز جهت آب آشامیدنی دام‌ها و آبیاری بالاتر است.

جدول۳- مقایسه میانگین فلز سرب در ایستگاهای مختلف نمونه‌های آب با مقادیر استاندارد

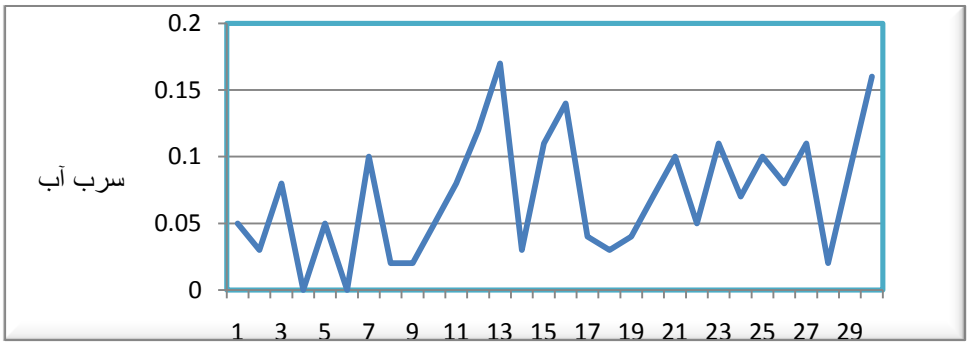
	میانگین ایستگاه‌ها mg/L	t۱	t۲	sig۱	sig۲
ایستگاه ۱۰-۱	۰/۰۴	-۴۸۰/۲۵	-۵/۸۱	۰	۰
ایستگاه ۲۰-۱۱	۷/۵	۲/۹۲	۸/۶۳	۰/۰۲	۰
ایستگاه ۳۰-۲۱	۷/۷	۲/۷۵	۷/۷۶	۰/۰۲	۰

کادمیوم در آب

مقدار کادمیوم آب و رسوب در حد تشخیص دستگاه نبوده است احتمالاً دلیل آن به علت مقدار زیاد بارندگی در استان و شستشوی این عناصر از آب و بالطبع رسوب می باشد . همچنین این نتایج نشان می دهد احتمالاً که مقدار کادمیوم در مواد مادری نیز پائین بوده است و احتمالاً دلیل بالا بودن کادمیوم کل در بقیه نمونه ها را می توان به استفاده دراز مدت از کودها فسفاته در شالیزارهای استان ارتباط داد . بینای مطلق [۱۳۵۹] مقدار آن را در حدود ۰/۰۰۲۵ میلی‌گرم در لیتر عنوان نموده است. وجود غلظت بالای کادمیوم ناشی از راهیابی آثار و بقایای کود و سموم کشاورزی از اراضی اطراف رودخانه به آب و رسوب بوده است . و با افزایش جریان آب و بارندگی اندکی از غلظت آنها کاسته گردید. الگوی افزایش و کاهش متناوب عناصر کادمیوم، سرب و روی نشان داد که نوع منابع آلاینده کادمیوم، سرب و روی و میزان تخلیه آن، از منابع گوناگونی با منشأهای مختلف به رودخانه صورت گرفته است. می‌توان نتیجه گرفت که آب کلیه ایستگاهها به منظور آب آشامیدنی دامها ، آبیاری، آب‌های سطحی و حیات آبزیان کاملا قابل استفاده است . زمان نمونه برداری که در شهریور ۱۳۹۰ انجام گرفت و نیز میزان بارش در این سال ۱۶۳۷ میلی متر گزارش شده است.

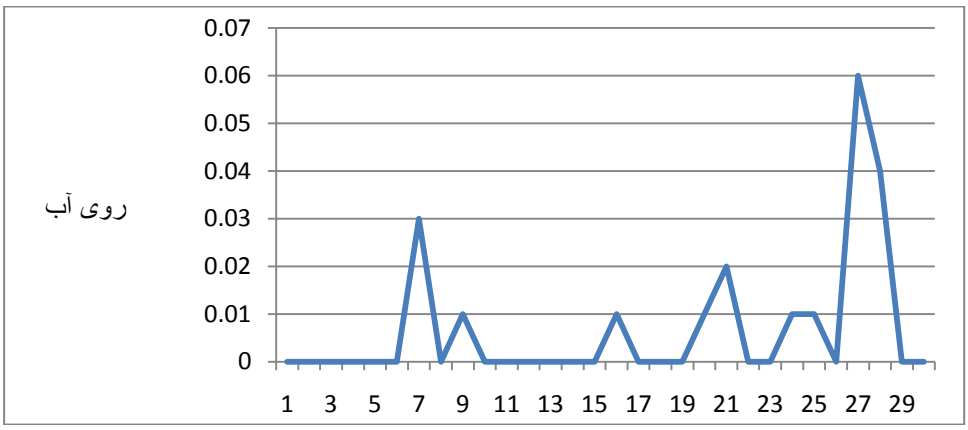
برآورد وجود روند

با توجه به شکل (۱) میزان سرب در آب در ابتدا کم و در ایستگاه سیزدهم به بیشترین مقدار خود می رسد و دوباره کاهش مختصری پیدا کرده و تا آخر ادامه می‌یابد.



شکل۱-روند تغییرات میزان سرب آب(mg/l)در نقاط نمونبرداری

با توجه به شکل (۲) میزان روی در آب در ابتدا ناچیز، سپس در ایستگاه هفتم افزایش چشمگیری داشته و در ایستگاه بیست و هشتم به اوج خود می‌رسد



شکل۲- روند تغییرات میزان روی آب(mg/l)در نقاط نمونه‌برداری

منابع

بینای مطلق، پ. ۱۳۵۹. بررسی آلودگی رودخانه زرجوب شهرستان رشت به فلزات سنگین و تعیین منابع آلودگی آن. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده بهداشت دانشگاه تهران.

سعیدی، م.، ع. کرباسی، غ. نبی هندی و ن. مهردادی. ۱۳۸۵. اثر فعالیت‌های انسانی بر تجمع فلزات سنگین در آب رودخانه تجن در استان مازندران. مجله محیط شناسی. شماره ۴۰. صفحه ۴۱-۵۰.

Eaton, AD., LS. Clesceri , E.W. Rice. 2005 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21, editor. Washington D. C: Amrican Water Works Assocation (AWWA).

Page, A. L., R.H. Miller and D.R. Keeney. 1982. Method of Soil Analysis. Part 2: Chemical and microbial properties. ASA and SSSA, Madison, Wisconsin. USA.

Sajwan, K.S., W.H. Orines, T.V. Youngblood , A.K. Alva. 1996. Uptake of soil applied cadmium, Nickel and selenium by Bush Beans. J. Water, Air and Soil pollution, 91: 209-217.

ارتباط برخی شاخص‌های بافری حاصل از هم‌دماهای جذب سطحی فسفر با ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک

عبدالامیر بستانی
استادیار گروه علوم خاک دانشگاه شاهد تهران

مقدمه

بررسی نحوه تغییرات فسفر قابل جذب خاک از نظر جذب سطحی این عنصر توسط اجزاء خاک حائز اهمیت بوده و می‌تواند بطور مؤثری در امر توصیه کودی فسفر خاک مفید باشد. جذب سطحی فسفر در خاک توسط مدلهای مختلفی قابل توصیف بوده که برخی مدلهای رایج عبارتند از مدل لانگ‌مویر($X = \frac{KAC}{1+KC}$)، مدل فروندلیچ($X=aC^b$)، مدل تمکین($X=K_1 \ln (K_2 C)$) و مدل ون‌های($X=m+n\sqrt{C}$). در این معادلات X مقدار جذب فسفر برحسب میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و C غلظت تعادلی فسفر در محلول بر حسب میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. پارامترهای این مدلها بیانگر ویژگیهای جذب فسفر توسط خاک بوده و هر عاملی که بر جذب فسفر تأثیر بگذارد، می‌تواند این پارامترها راتغییر دهد. از مهمترین کاربردهای هم‌دمای جذب فسفر تعیین شاخص‌های ظرفیت بافری[1] خاکهاست. ظرفیت بافری خاک عبارت است از پایداری آن در برابر تغییرات غلظت فسفر محلول(Moughli, Westf all et al. 1993; Probert and Moody 1998)). شاخصهای بافری ارائه شده برای مدل لانگ‌مویر عبارتند از گنجایش بافری حداکثر(MBC) که حاصلضرب حداکثر جذب (A) و ثابت متناسب با انرژی پیوند (K) است، برای معادله فروندلیچ شیب معادله خطی این مدل به عنوان گنجایش بافری تعادلی(EBC) در نظر گرفته شده است. شاخص‌های بافری مدلهای تمکین و ون‌های نیز به ترتیب عبارتند از ضریب K_1 و n موجود در این دو مدل(Soils and Torrent 1989). همچنین با استفاده از این معادلات مقدار فسفر جذب شده در غلظت 0/3 میلی‌گرم در لیتر محاسبه و به عنوان نیاز استاندارد فسفر (SPR) در نظر گرفته شد(Juo and Fox 1977). هدف از این مطالعه بررسی همبستگی شاخص‌های بافری حاصل از هم‌دماهای جذب سطحی فسفر با برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک می‌باشد.

مواد و روشها

شش نمونه خاک سطحی (0–30Cm) بصورت مرکب از مناطق مختلف زراعی انتخاب و پس از هوا خشک و نرم‌کردن، از الک 2 میلیمتری عبور داده شدند. نمونه‌ها به گونه‌ای برگزیده شدند که از نظر مقدار فسفر و خصوصیات فیزیکوشیمیایی مؤثر در قابلیت دسترسی فسفر در خاک تفاوت داشته باشند. اندازه‌گیری درصد اشباع، تهیه عصاره اشباع و تعیین pH آن به روش رودز (Rhoades 1982) انجام گرفت . درصد کربنات کلسیم معادل

[1] : Buffering Capacity indices

به روش کلسیمتر فشاری(Nelson 1982)، درصد کربن آلی به روش اکسایش تر (Nelson and Sommers 1982)، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش باور و همکاران (Bower, Reitemeier et al. 1952) و فسفر قابل دسترس برای گیاه به روش اولسن (Kuo, 1996) اندازه‌گیری گردید. برای بررسی هم‌دمای جذب فسفر، محلول کلرید کلسیم 0/01 مولار حاوی مقادیر صفر، 2/5، 4، 7/5، 12/5، 18، 25 و 33 میکروگرم از P در میلی-لیتر از ترکیب KH_2PO_4 به نمونه‌های سه گرمی خاک در سه تکرار افزوده و به مدت 24 ساعت در دمای ^oc 25 ±1 به وسیله دستگاه تکان دهنده الکتریکی به هم زده شد. سپس محلولهای تعادلی با سانتریفیوژ کردن در 3000 rpm به مدت پنج دقیقه و عبور از کاغذ صافی واتمن شماره 42 از نمونه‌ها جدا گردید. غلظت فسفر در این محلولها با روش آسکوربیک اسید اصلاح شده[۲] و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر قرائت شد. مقدار فسفر جذب شده در نمونه از طریق تفاوت فسفر در محلولهای اولیه و نهایی اندازه‌گیری و داده‌های حاصل به وسیله هم‌دمای جذب لانگ موير، فروندليچ، تمکین و ون‌های برآزش داده و مورد مقایسه قرار گرفت. در نهایت شاخص‌های بافری حاصل از برآزش مدلهای مختلف تعیین و ارتباط آنها با برخی از ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک بررسی شد.

نتایج و بحث

جدول یک برخی از ویژگیهای آماری خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد مطالعه را نشان می‌دهد. همانگونه که مشخص است این ویژگیها از گستره تغییرات بالایی برخوردار می‌باشند.

جدول 1- برخی از پارامترهای آماری خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد مطالعه

	رس	OC	CCE*	pH	Olsen-P	CEC
واحد		(درصد)		-	$mgKg^{-1}$	$Cmol_c\ Kg^{-1}$
دامنه	36-	4/17 –	49/5 -	5/16 – 8/35	85/6 –	19/87 –
	7/55	0/43	5		4/23	6/71
انحراف از معیار	7/55	1/13	14/5	0/89	24/86	4/21

*: کربنات کلسیم معادل

نتایج نشان داد که هر چهار مدل قادر به توصیف جذب سطحی فسفر در حد قابل قبولی می‌باشد. ولی در مجموع شش خاک و بر اساس ضریب همبستگی، مدل فروندلیچ نسبت به دیگر مدلها از کارایی بالاتری برخوردار بود. این نتایج با یافته‌های دیگر محققین مطابقت دارد(خورشید و همکاران، 1387). جدول 2 ارتباط بین ویژگیهای خاک با شاخصهای مدلهای هم‌دمای جذب فسفر را نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که در بین ویژگیهای خاک، درصد رس بیشترین ارتباط را با شاخصهای بافری همدماهای مختلف دارا می‌باشد. از طرفی نیاز استاندارد فسفر (SPR) بدست آمده حاصل از مدلهای مختلف با درصد رس برای تمام مدلهای مختلف در سطح یک درصد

[2] Modified Ascorbic Acid Method

معنی‌دار شد. از آنجایی که شاخص SPR با نیاز فسفر برخی از گیاهان ارتباط مستقیم دارد(حسین‌پور و عنایت-ضمیر، 1384) لذا بنظر می‌رسد که ارتباط مستقیمی بین درصد رس با فسفر لبایل در این خاکها وجود دارد.

		P اولسن-	CCE	pH	CEC	OC	Clay	Silt
لانگ موییر	SPR	-0/489	0/282^{ns}	-0/062	0/475	-0/419	0/797**	0/026^{ns}
	MBC	-0/149	-0/028	0/238^{ns}	0/210	-0/170	0/567^{ns}	0/258^{ns}
	K	0/078	-0/530	0/619*	-0/073	0/237^{ns}	0/075^{ns}	0/548^{ns}
فروندلیچ	SPR	-0/383	0/365^{ns}	-0/141	0/503	-0/430	0/875**	-0/032
	EBC	0/132	0/728**	-0/833**	-0/572	-0/355	-0/358	-0/876**
تمکین	SPR	0/687*	0/810**	-0/442	0/311	-0/664*	0/923**	-0/342
	K_1	-0/460	0/462^{ns}	-0/213	0/388	-0/562	0/811**	-0/120
ون‌های	SPR	-0/213	-0/086	0/314^{ns}	0/636*	-0/119	0/844**	0/422^{ns}
	n	-0/373	0/845**	-0/697*	0/090	-0/687*	0/581*	-0/629*

ns، * و ** به ترتیب عدم معنی‌دار، معنی‌دار در سطح آماری 5 و 1 درصد

جدول 2- نتایج ارتباط ویژگیهای خاک با شاخصهای بافری معادلات همدمای جذب فسفر در خاکهای مطاله شده

جدول3 همبستگی بین پارامترهای مدلهای هم‌دمای جذب با یکدیگر را نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که بین نیاز استاندارد فسفر محاسبه شده در مدلهای مختلف ارتباط معنی‌داری در سطح یک درصد وجود دارد. همچنین نتایج نشان داد که گنجایش بافری حداکثر (MBC) حاصل از معادله لانگ‌موییر با انرژی جذب (K) معادله لانگ‌موییر، گنجایش بافری تعادلی(EBC) معادله فروندلیچ، ضریب K_1 معادله تمکین و نیاز استاندارد (SPR) حاصل از تمامی مدلهای جذب رابطه معنی‌داری وجود دارد.

جدول 3- نتایج ارتباط بین پارامترهای معادلات همدمای جذب فسفر در خاکهای مطاله شده

		معادله لانگ موییر			معادله فروندلیچ		معادله تمکین		معادله ون‌های	
		SPR	MBC	K	SPR	EBC	SPR	K_1	SPR	n
لانگ موییر	SPR	-	0/811**	0/267^{ns}	0/986**	-0/395^{ns}	0/959**	0/979**	0/868**	0/723**
	MBC		-	0/758**	0/771**	-0/612*	0/760*	0/728**	0/853**	0/352^{ns}
	K			-	0/181	-0/708**	0/137^{ns}	0/121^{ns}	0/483ns	-0/291
فروندلیچ	SPR				-	-0/339	0/960**	0/984**	0/870**	0/759**
	EBC					-	-0/179	-0/223	-0/741**	0/347
تمکین	SPR						-	0/957**	0/991**	0/797*
	K_1							-	0/788**	0/834**
ون‌های	SPR								-	0/342
	n									

ns، * و ** به ترتیب عدم معنی‌دار، معنی‌دار در سطح آماری 5 و 1 درصد

منابع

حسن‌پور،ع. و عنایت ضمیر،خ. 1385. مشخصات جذب سطحی فسفر و رابطه آن با ویژگیهای خاک در شماری از خاکهای همدان. مجله علوم کشاورزی،37(3)، 516- 509.

خورشید،م. حسین‌پور، ع. و اوستان، شاهین. 1387. تأثیر لجن فاضلاب بر جذب فسفر و فسفر قابل استفاده در برخی از خاکهای آهکی. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، 12(ب)، 801 – 791.

Bower, C. A., R. F. Reitemeier, et al. (1952). " Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. ." Soil Sci. 73: 251–261.

Juo, A.S.R. and R.L. Fox 1977. Phosphate sorption of some benchmark soils of west Africa. Soil Sci. 124: 370-376.

Kuo, S. 1996. Phosphorus. P.869-919. In D.L. Sparks (ed.) Methods of soil analysis. Part 3. 3nd ed. . American Society of Agronomy, Madison, WI.

Moughli, l., D.G. Westfall and A. Boukhial 1993. Use of adsorption and buffer capacity in soil testing phosphorus. Comm. Soil Sci. Plant Anal. 24: 1959-1974.

Nelson, D. W. and L. E. Sommers 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. P.539-579. In: A.L. Page (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. . Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am. Madison, WIs., USA.

Nelson, R.E. 1982. Carbonate and gypsum. P.181-196. In: A.L. Page (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. . Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am., Madison, WIs., USA.

Probert, M.E. and W. Moody 1998. relating phosphrous quantity, intensity and buffer capacity to phosphrous uptake. Aust. J. Soil res. 36: 389-393.

Rhoades, J.D. 1982. Soluble salts. P. 167-179. In: A.L. Page (ed.). Methods of soil analysis. Part 2. . Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am., Madison, WIs., USA.

Soils, P. and J. Torrent 1989. Phosphate sorption by calcareous Vertisols and inceptisols of spain. Soil Sci. Soc. Am. J. 53: 456-459.

سینتیک آزادشدن منگنز از خاکهای مختلف ایران
(تفکیک داده‌های سینتیکی به منابع مستقل از یکدیگر با استفاده از معادله مرتبه اول)

عبدالامیر بستانی[1]، حسن توفیقی[2]
1- استادیار گروه علوم خاک دانشگاه شاهد تهران
2- دانشیار گروه خاکشناسی، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

مقدمه

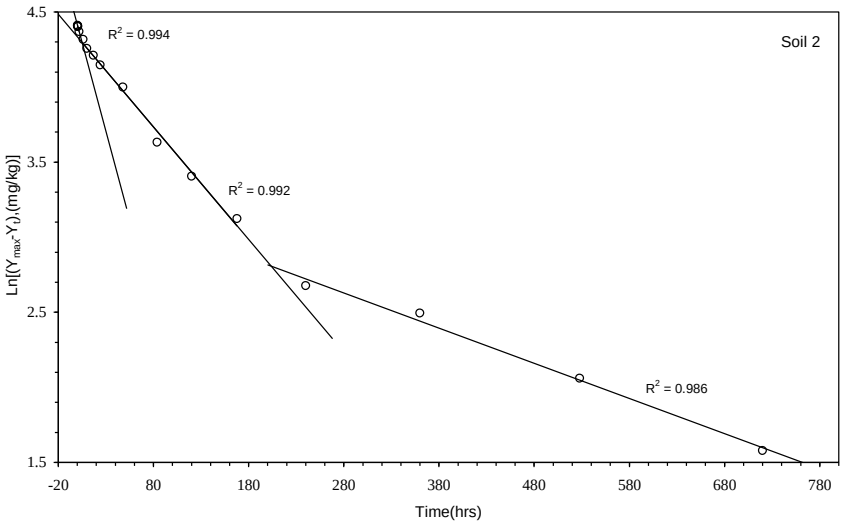
منگنز یک عنصر ضروری برای گیاهان است. برداشت منگنز توسط گیاهان فرآیند پیوسته‌ای است که با جذب منگنز توسط ریشه گیاه و تخلیه آن در منطقه ریشه منجر به آزادشدن منگنز از فازهای مختلف می‌گردد. بنابراین علاوه بر غلظت منگنز در فاز محلول، سرعت آزادشدن منگنز نقش تعیین‌کننده‌ای در تأمین منگنز برای گیاهان بازی می‌کند. مطالعات گوناگون نشان داده است که منگنز در اجزاء مختلف خاک با مکانهای متفاوتی که دارای انرژی خاص می‌باشد نگهداری می‌گردد(زیانگ و بانین، 1996). بستانی و توفیقی (1387) نشان دادند که برآزش معادلات سینتیکی مرتبه‌ای بر داده‌های حاصل از آزاد شدن منگنز در زمانهای کوتاه غالباً رضایت‌بخش نیست. این مسئله ممکن است بیانگر آن باشد که یا آزادشدن منگنز در زمانهای ابتدایی از مکانیسم دیگری پیروی می‌کند و یا ثابت سرعت ظاهری با پیشرفت واکنش تغییر می‌کند. هدف از این مطالعه تفکیک داده‌های سینتیکی به منابع مستقل از یکدیگر و برازش معادله سینتیکی مرتبه اول بر داده‌های اصلاح شده جهت توصیف مناسبتر سینتیک آزادشدن منگنز می‌باشد.

مواد و روشها

در این بررسی سینتیک آزاد شدن منگنز در 22 نمونه مرکب خاک سطحی با استفاده از DTPA تحت شرایط 35٪ رطوبت اشباع(شرایط اکسیدی) و در دامنه زمانی 0/25 تا 960 ساعت مطالعه گردید(بستانی و توفیقی، 1388). برای تفکیک داده‌های سینتیکی به منابع مستقل آزادکننده منگنز از یکدیگر براساس معادله مرتبه اول از روش گریفین و بورو(1974) استفاده شد. روش کار به این صورت بود که با برازش یک خط مستقیم با r^2 نسبتاً بالا به داده‌های زمانهای انتهایی، عرض از مبداء خط برازش داده شده را بدست می‌آوریم. عرض از مبداء خط برازش داده‌شده بیانگر مقدار منگنز موجود در مکان اول (در صورتی که منگنز بطور مستقل و همزمان از دو منبع آزاد شود)، و یا مکانهای اول و دوم (در صورتی که منگنز بطور مستقل و همزمان از سه منبع آزاد شود) می باشد. با توجه به شیب خط برازش داده شده، سهم مکان دوم (با فرض دو منبعی بودن) و یا مکان سوم (با فرض سه منبعی بودن) در آزادسازی منگنز در زمانهای مختلف تعیین و از مقدار منگنز آزادشده در زمان مربوطه کسر می‌گردد.

نتایج و بحث

شکل یک آزاد شدن منگنز از سه منبع مستقل را برای یکی از خاکها نشان می‌دهد. تفکیک داده‌ها بر اساس معادله مرتبه اول نشان داد که سهم منبع اول(منابع منگنز با حلالیت بالا) در خاکهایی که به سه منبع تفکیک شده‌اند، معادل 4/17 تا 9/93 درصد را شامل می‌شود و در سایر خاکها (خاکهای دو منبعی)، سهم این منبع آنقدر پایین بوده که قابل تفکیک نمی‌باشد.



شکل 1- تفکیک داده‌های سینتیکی آزادشدن منگنز به سه واکنش مرتبه اول

سهم منبع دوم نیز برای خاکهای مختلف از 46/01 تا 85/14 درصد از کل منگنز آزاد شده بدست آمد. همچنین تفکیک داده‌ها بر اساس معادله مرتبه اول نشان داد که علاوه بر دو منبع اول، یک منبع سوم با سهم متوسط و ثابت سرعت ظاهری بسیار اندک وجود دارد که منگنز را در طول مدت آزمایشات سینتیکی و به-آهستگی آزاد می‌کند. این فرم عمدتاً شامل منگنزی است که بصورت اکسیدهای آزاد با درجه کریستالی بالا و یا بفرم هم‌رسوبی با کانیهای دیگر در خاک قرار داشته که به‌علت موقعیت فضایی و یا حلالیت کم به کندی انحلال می‌یابد. سرعت آزاد شدن منگنز از این به اصطلاح سه مکان (برا اساس معادله مرتبه اول) از مکان اول به سوم کاهش یافته و میانگین آن به ترتیب 0/3158 ، 0/0075 و 0/0025 بر ساعت بدست آمد. آزمون مقایسه میانگین‌ها نشان داد که سرعت ظاهری آزادشدن منگنز از این مکانها تفاوت معنی‌داری در سطح یک درصد دارند. این مسئله می‌تواند شاهدی بر وجود مکانهای متفاوت آزادشدن منگنز باشد. کاهش سرعت آزادشدن منگنز از این مکانها یا بدلیل کاهش ضریب دیفیوژن منگنز از داخل خلل و فرج خاک به محلول و یا

کاهش میانگین حلالیت کانیها در اثر انحلال کانیهایی با حلالیت بیشتر و یا افزایش انرژی نگهداری منگنز توسط سطوح جامد و یا تلفیقی از اثرات همه این عوامل می‌باشد.

منابع

بستانی،ع. و ح. توفیقی. 1388. سینتیک آزاد شدن منگنز در برخی از خاکهای آهکی ایران. مجله تحقیقات آب و خاک ایران. 40 (2): 138-133.

بستانی، ع. 1387. سینتیک آزاد شدن منگنز از خاکهای مختلف ایران و رابطه پارامترهای سینتیکی با ویژگیهای خاک و جذب منگنز در سورگوم و سویا. رساله‌ی دکتری تخصصی گروه خاکشناسی دانشگاه تهران.

Griffin, R.A., and R.G. Burau. 1974. Kinetic and equilibrium studies of boron desorption from soil. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38: 892-897.

Xiang, H.F. and A. Banin. 1996. Soild-phase manganese fractionation change in saturated arid-zone soils: Pathways and kinetics. Soil Sci. Soc. Am. J. 60: 1072-1080.

اختلاط بقایای گیاهان گلرنگ، شبدر، آفتابگردان و سورگوم با خاک بر میزان کربن آلی محلول خاک

هادی حبیبی[۱]، مجید افیونی[۲]، امیرحسین خوش‌گفتارمنش[۲]

۱-دانشجوی دکتری فیزیک و حفاظت خاک، دانشگاهعلوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

۲-استاد، گروه خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

ترکیبات آلی محلول خاک که تحت عنوان کربن آلی محلول شناخته می‌شوند قادرند کمپلکس‌های نسبتاً قوی با کاتیون فلزی در محلول برقرار کنند. منشا اصلی کربن آلی خاک مواد آلی محلول می باشد که در حقیقت شامل مولکول‌هایی با اندازه و ساختارهای شیمیایی متفاوت شامل مولکول هایی با وزن مولکولی کم حاصل از متابولیسم میکروبی و تجزیه گیاهی بوده که پس از عبور از کاغذ صافی ۰/۴۵ میکرومتر با نام کربن آلی محلول شناخته می‌شوند [۲]. کربن آلی محلول در خاک به خاطر تأثیر بر pH خاک، فعالیت میکروبی و نیز حلالیت عناصر غذایی و قابلیت پویایی آنها دارای اهمیت خاصی است [۶]. کربن آلی محلول از طریق کمپلکس های محلولی که با فلزات تشکیل می دهد در حرکت، انتقال و فراهمی آنها تأثیرگذار است [۳]. با افزایش مواد آلی به خاک مقدار کربن آلی محلول نیز افزایش می‌یابد. حضور کربن آلی محلول سبب کاهش جذب بعضی از عناصر بر سطح رس‌های خاک شده و غلظت کل آنها در محلول خاک را افزایش می دهد [۱]. هدف از این تحقیق بررسی و مقایسه اثر اختلاط بقایای گیاهان گلرنگ، شبدر، آفتابگردا ن و سورگوم با خاک بر کربن آلی محلول خاک می‌باشد.

مواد و روشها

این آزمایش به صورت گلخانه‌ای و در قالب طرح فاکتوریل در گلخانه دانشگاه صنعتی اصفهان انجام پذیرفت . گیاهان شبدر (*Trifolium pretense* L.)، گلرنگ (*Carthamus tinectirus* L.)، آفتابگردان (*Heliantus annus* L.) و سورگوم (*Sorghum bicolor* L.) به عنوان بقایای مورد استفاده در این تحقیق انتخاب شدند . بعد از تهیه بقایا، ابتدا در شرایط هوای آزاد خشک گردیدند و سپس به منظور برگرداندن آنها به خاک، در اندازه‌های نیم تا یک سانتیمتری خرد شدند. نرخ افزودن بقایا به خاک ۶/۵ تن ماده خشک در هکتار انتخاب شد (جدول شمار ۱ برخی از خصوصیات خاک و بقایای گیاهی مورد استفاده در این تحقیق را نشان می دهد). تعداد ۱۲ گلدان در هر تیمار وجود داشت که هر یک از بقایای گیاهی در خاک ۶ گلدان از این تیمارها مخلوط شد و هیچگونه بقایایی به ۶ گلدان باقیمانده در هر تیمار افزوده نگردید. پس از گذشت دو هفته از اختلاط بقایای گیاهی با

خاک، دو رقم گندم شامل رقم بک‌کراس روشن بهاره و رقم کویر در این گلدانها کشت گردیدند. هر کدام از این ارقام در ۶ گلدان کشت شدند که ۳ گلدان بقایا دریافت کرده و ۳ گلدان دیگر بدون بقایای گیاهی بودند. پس از بلوغ کامل دانه گندم، نمونه‌ای از خاک هر گلدان به منظور آنالیزهای آزمایشگاهی برداشته شد. به منظور اندازه-گیری کربن آلی محلول در خاک از عصاره اشباع خاک استفاده شد و سپس کربن آلی محلول توسط دستگاه TOC ANALYSER (Model CS 22, Netherland) قرائت گردید.

جدول شماره ۱- برخی از ویژگیهای خاک و بقایای گیاهی مورد استفاده در این تحقیق

خصوصیات خاک		خصوصیات بقایای گیاهی		
			درصد نیتروژن کل	نسبت کربن به نیتروژن
بافت خاک	رس سیلتی	گلرنگ	۲/۶	۱۴
درصد ماده آلی	۰/۶	شبدر	۴/۲۸	۹
پتاسیم قابل جذب (mg/kg)	۲۸۹	سورگوم	۱/۸	۱۸
فسفر قابل جذب (mg/kg)	۱۱	آفتابگردان	۱/۱۳	۱۱
درصد نیتروژن کل	۰/۰۹			
قابلیت هدایت الکتریکی (dS/m)	۱۲			
پ هاش	۷/۷			
درصد آهک	۳۴			
کربن آلی محلول (mg/lit)	۵۴/۳۴			

نتایج و بحث

اضافه کردن بقایای گیاهی تأثیر معنی‌داری در سطح ۱ درصد بر افزایش کربن آلی محلول خاک داشت (جدول ۲). بقایای گیاهی مهمترین منبع کربن آلی محلول در خاک محسوب می شوند [۵]. در واقع با افزایش مواد آلی در خاک، تجزیه آنها در خاک بیشتر شده و باعث بیشتر شدن آنیون‌های آلی در خاک می‌شود که این آنیون‌ها به شکل غیرمستقیم از طریق افزایش فعالیت میکروبی ریزجانداران و در نتیجه تجزیه بیشتر بقایا، موجب افزایش کربن آلی محلول خاک می‌گردند. در نتیجه حلالیت مواد آلی خاک افزایش یافته و در پی آن کربن آلی محلول خاک نیز افزایش پیدا می کند. بیشتر شدن کربن آلی محلول خاک اثرهای مفیدی بر فعالیت ریزجانداران و همچنین جذب عناصر غذایی (بواسطه کمپلکس‌های بین کربن آلی و عناصر غ ذایی) بوسیله گیاهان خواهد داشت.

جدول ۲- تأثیر افزودن بقایای گیاهی و رقم گندم بر کربن آلی محلول خاک

	با بقایا	بدون بقایا
کربن آلی محلول (mg/Lit)	۷۳/۶۰ a	۶۵/۴۵ b

بیشترین مقدار کربن آلی محلول خاک در تیمارهای گلرنگ و شبدر و کمترین آن در تیمار شاهد مشاهده گردید (جدول ۳). بیشتر بودن نسبت کربن به نیتروژن در بقایای گلرنگ بواسطه رکود نیتروژن ممکن است باعث تجزیه ناقص بقایای آن در خاک شده باشد . در واقع بیشتر بودن درصد ماده آلی خاک باعث بیشتر شدن کربن آلی محلول در خاک می شود. تیمار بقایای سورگوم دارای کمترین مقدار کربن آلی محلول بود که احتمالاً به علت تأثیر منفی بقایای سورگوم بر جمعیت میکروبی خاک می باشد که باعث تأثیر کمتر ریزجانداران بر تجزیه این بقایا شده و در نتیجه کربن کمتری وارد فاز محلول خاک شده است . از تجزیه بقایای سورگوم و آفتابگردان موادی نظیر سیانید هیدروژن (HCN) حاصل می‌شوند که به شدت رشد ریزجانداران ریزوسفری را تحت تاثیر قرار می‌دهند [۴].

جدول ۳- تأثیر تیمار بقایای گیاهی بر کربن آلی محلول

تیمار	شبدر	گلرنگ	آفتابگردان	سورگوم
کربن آلی محلول (mg/Lit)	۷۴/۴ a	۷۹/۵ a	۶۹/۶ b	۶۴/۰ b

منابع

[1] Antoniadis V, and Alloway BJ. 2002. The role of dissolved organic carbon in the mobility of Cd, Ni, and Zn in sewage sludge-amended soils. Environ. Pollut. 117:515-521.
[2] Bowen S. 2006. Biologically-relevant characteristics of dissolved organic carbon (DOC) from soil. Submitted for the degree of Doctor of Philosophy.
[3] Dowell WHM. 1985. Kinetics and mechanisms of dissolved organic carbon retention in a headwater stream. Biogeochemistry. 1:329-352.

[4] Einhellig FA, and Rasmussen JA. 1989. Prior cropping with grain sorghum inhibitions weeds. J. Chem. Ecol. 15: 951-960.
[5] Kaiser K, Guggenberger G, and Zech W. 1997. Natural dissolved organic matter in forest soils: 2. Biotic immobilization in the mineral soil. Proc. Symposium 'Refractory organic substances in the environment', Karlsruhe. 6–8 October 1997. p.p. 232–235.
[6] Thurman, E. M. 1985. Organic Geochemistry of Natural Waters. M. Nijhoff/W. Junk Publishers, Boston.

وضعیت شکل‌های مختلف روی و بررسی تأثیر کشت بر آن‌ها با مقایسه دو روش عصاره-گیری متوالی در خاک‌های آهکی استان لرستان

هانیه سپهوند[1]، اکبر فرقانی[2]
۱- دانشجوی دکتری شیمی و حاصلخیزی خاک، دانشگاه لرستان
۲- دکتری شیمی و آگروشیمی خاک، دانشگاه گیلان

مقدمه

کمبود روی یکی از شایع‌ترین کمبودهای عناصر غذایی کم‌مصرف در خاک‌های آهکی و قلیایی به حساب می-آید. علت اصلی آن اغلب نه کمی مقدار کل، بلکه کمی قابلیت استفاده شکل‌های عنصر در این خاک‌هاست. روش‌هایی که برای آگاهی از توزیع عناصر در بخش جامد خاک به طور گسترده‌ای استفاده می‌شوند، روش‌های عصاره‌گیری متوالی هستند. روش‌های عصاره‌گیری متوالی گوناگونی برای جداسازی شکل‌های عناصر کم-مصرف و از جمله روی در خاک‌ها و رسوبات ابداع شده‌است. با توجه به تنوع روشهای موجود و فقدان یک روش مشخص در برنامه‌های استفاده شده به وسیله افراد متفاوت، در سال ۱۹۸۷، کمیته استاندارد اروپا، روشی را به عنوان روش مرجع در سراسر دنیا معرفی کردند (کئواویلر و همکاران ۱۹۹۴). رئورت و همکاران (۱۹۹۹) نسخه دوم طرح BCR را ارائه دادند و پیشنهاد کردند که یک مرحله هضم نمونه بر طبق روش ایزو ۱۱۴۶۶ برای کنترل داخلی افزوده شود. آن‌ها غلظت عصاره‌گیر مورد استفاده در مرحله دوم طرح اصلی BCR را نیز به ۰/۵ مول برلیتر محلول هیدروکسیل آمونیوم کلراید در اسید نیتریک افزایش دادند. به منظور ارزیابی روش اخیر در کشور، شکل‌های مختلف عنصر روی در برخی خاک‌های آهکی استان لرستان به دو روش سینگ و همکاران (۱۹۸۸) و روش BCR (رئورت و همکاران۱۹۹۹) مورد مطالعه قرار گرفت. در پژوهش حاضر همچنین تأثیر کشت بر وضعیت شکل‌های مختلف روی در این خاک‌ها نیز با استفاده از این دو روش مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

بیست نمونه خاک از افق سطحی (۰ تا ۳۰ سانتی‌متری) نقاط مختلف استان لرستان که دارای دامنه نسبتاً وسیعی از نظر ویژگی‌های خاکی بودند، انتخاب و پس از خشک کردن در هوا و عبور از الک ۲ میلی‌متری، pH (نسبت آب/خاک ۲/۵ : ۱(W:V))، EC (هدایت الکتریکی در عصاره اشباع خاک)، ماده آلی، فسفر قابل جذب، کربنات کلسیم معادل و روی قابل استخراج با DTPA با استفاده از روش‌های معمول اندازه‌گیری شد. مطابق گفته کشاورزان مربوط، در این خاک‌ها هیچ‌گاه از کود روی استفاده نشده است.

برای جداسازی و تعیین شکل‌های شیمیایی روی در خاک از دو روش سینگ و همکاران (۱۹۸۸) و روش BCR (رئورت و همکاران ۱۹۹۹) استفاده شد. در این مطالعه همه شکل‌ها و مراحل جداسازی روی در دو تکرار انجام گرفت. مقدار روی کل نیز به روش مورد استفاده برای عصاره‌گیری شکل باقیمانده در هر یک از دو روش، در دو تکرار به دست آمد. کشت گلخانه‌ای گیاه ذرت سینگل کراس ۷۰۴ در دو تکرار انجام شد. آبیاری با آب مقطر صورت گرفت. پس از یک دوره دو ماهه گیاهان برداشت شدند و شکل‌های مختلف روی در همه خاک‌ها به هر

دو روش تعیین شدند. مقدار روی کل نیز به طور مجزا در نمونه‌های خاک پس از کشت تعیین شد. در این مطالعه شکل‌های مختلف روی با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل واریان ۲۲۰ اندازه‌گیری شد.

جدول ۱- روش عصاره‌گیری جزء به جزء سینگ و همکاران (۱۹۹۸)

شکل شیمیایی روی	عصاره گیر	مدت تکان دادن (ساعت)	میلی لیتر عصاره برای یک گرم خاک
محلول + تبادلی	1M $Mg(NO_3)_2$	۲	۴
کربناتی	1M NaOAc+ CH_3COOH (pH=5)	۵	۴
آلی	0.7M NaOCl (pH=8.5)	۰/۵	۳*
متصل به اکسیدهای منگنز	1M $NH_2OH.HCl$ +HNO_3 (pH=2)	۰/۵	۱۰
متصل به اکسیدهای آهن بی شکل	0.25M $NH_2OH.HCl$ +0.25M HCl	۰/۵	۱۰
متصل به اکسیدهای آهن متبلور	0.2M$(NH4)_2C_2O_4$ +0.2M $H_2C_2O_4$	۰/۵	۱۰
باقیمانده	HF+$HClO_4$+ HNO_3	–	۱۰۰

* دو مرتبه عصاره گیری می شود

جدول ۲- روش عصاره‌گیری جزء به جزء BCR (رئورت و همکاران ۱۹۹۹)

شکل شیمیایی روی	مدت زمان تکان دادن (ساعت)	ترکیب عصاره‌گیر	مقدار عصاره‌گیر برای یک گرم خاک
تبادلی و محلول در آب و اسید	۱۶	CH_3COOH 0.11 M	۴۰
کاهشی	۱۶	0.5M $NH_2OH.HCl$+ 2M HNO_3	۴۰
اکسیدی	۱۶	8.8H_2O_2+1M NH_4COOH(pH=2,HNO_3)	۵۰
باقیمانده	–	12M HCL+15.8M HNO_3	۱۰۰

نتایج و بحث

نتایج تجزیه شیمیایی در خاک‌های مورد مطالعه نشان داد که، pH بین ۷/۴۸ تا ۸، EC بین ۵۶۲/۵ تا ۱۷۷۴/۵ میکرو موهس بر سانتی متر، مواد آلی بین ۱/۱۱ تا ۳/۱۶ درصد و کربنات کلسیم معادل بین ۵ تا ۴۵/۵ درصد متغیر می‌باشد. میانگین مقادیر شکل‌های روی به دست آمده در نمونه‌های خاک قبل از کشت و بعد از کشت در جدول‌های ۳ و ۴ نشان داده شده است. لازم به یادآوری است که چون روی کل خاک‌ها از هضم نمونه‌های جداگانه در اسیدهای مربوطه اندازه‌گیری می‌شود، جمع شکل‌های اندازه‌گیری شده لزوماً با مقدار کل روی مساوی نیست. در میان شکل‌های روی استخراج شده به روش سینگ، شکل متصل به اکسیدهای منگنز سهمی را به خود اختصاص نداد. برای انجام مقایسه بهتر بین دو روش، اجزاء عصاره‌گیری شده توسط روش سینگ نیز مانند روش BCR ، به چهار جزء تبادلی و محلول در آب و اسید(تبادلی+کربناتی)، کاهشی(متصل به اکسیدهای منگنز+ متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل+ متصل به اکسیدهای آهن متبلور)، اکسیدی(آلی) و

باقیمانده(باقیمانده) تقسیم بندی شد که مقدار میانگین آنها برای نمونه خاک‌های قبل و بعد از کشت در جدول ۳ آورده شده است. بنابراین می‌توان گفت در خاک‌های مورد مطالعه میانگین شکل‌های مختلف روی به دست آمده توسط روش سینگ، دارای ترتیب روبرو است:

تبادلی و محلول در آب و اسید < اکسیدی < کاهشی<< باقیمانده

جدول ۳- میانگین شکل‌های روی قبل و بعد از کشت در روش سینگ و همکاران (۱۹۸۸)

شکل روی	قبل از کشت ($mg\ kg^{-1}$)	بعد از کشت ($mg\ kg^{-1}$)	مقدار T
تبادلی و محلول در آب و اسید	۰/۶۰	۰/۷۹	۰/۹۵ ^{ns}
کاهشی	۴/۲۷	۳/۶۶	۱/۱۶ ^{ns}
اکسیدی	۲/۳۴	۳/۸۵	۵/۱۹ **
باقیمانده	۷۵/۱۵	۸۶/۶۸	۴/۱۲ *
روی کل	۸۰/۲۶	۸۰/۲۸	۱/۴۷ ^{ns}

میانگین شکل‌های مختلف روی به دست آمده توسط روش BCR در نمونه خاک‌های قبل و بعد از کشت نیز در جدول ۴ نشان داده شده است. با توجه به نتایج داده شده در این جدول میانگین شکل‌های مختلف روی به دست آمده توسط روش BCR، دارای ترتیب روبرو است:

تبادلی و محلول در آب و اسید < کاهشی < اکسیدی << باقیمانده

جدول٤- میانگین شکل‌های روی قبل و بعد از کشت در روش BCR (رئورت و همکاران ۱۹۹۹)

شکل روی	قبل از کشت ($mg\ kg^{-1}$)	بعد از کشت ($mg\ kg^{-1}$)	مقدار T
تبادلی و محلول در آب و اسید	۰/۳۴	۰/۹۵	۱۳/۲۲ ***
کاهشی	۱/۹۷	۳/۱۹	۱/۰۷ ^{ns}
اکسیدی	۱۷/۶۴	۲۴/۲۳	۵/۳۳ *
باقیمانده	۵۹/۴۸	۴۵/۱۳	−۱۳/۲۷ ***
روی کل	۶۴/۴۴	۶۳/۲۲	۰/۲۲ ^{ns}

با توجه به نتایج ملاحظه می‌شود که در روش سینگ، شکل کاهشی بعد از باقیمانده در رتبه دوم قرار دارد. در روش سینگ از محلول بافری اگزالات–اسیداگزالیک استفاده می‌شود. شومان (۱۹۸۲) گزارش کرد که یکی از بزرگترین مشکلات استفاده از محلول اگزالات–اسیداگزالیک، تشکیل کمپلکس‌های بسیار مستحکم با آلومینیوم است که می‌تواند دلیل مقدار بالای روی به دست آمده برای روی متصل به اکسیدهای آهن، توسط روش سینگ در این مطالعه باشد. در روش BCR، شکل اکسیدی روی بعد از باقیمانده بیشترین مقدار را تشکیل دادند. در این مورد ریکو و همکاران (۲۰۰۹) با مقایسه دو روش BCR و اصلاح شده تسیر، گزارش کردند که روش BCR توانایی استخراج شکل اکسیدی بیشتری را نسبت به روش تسیر دارد و دلیل این نتیجه را به توانایی عصاره‌گیری همزمان روی متصل به ماده آلی و سولفیدهای خاک نسبت دادند.

برای بررسی اثر کشت و مقایسه بهتر بین مقادیر روی استخراج شده در نمونه خاک‌های قبل و بعد از کشت، آزمون توزیع تی انجام گرفت که نتایج آن برای دو روش سینگ و BCR به ترتیب در جدول‌های ۳ و ۴ آورده شده است. ملاحظه می‌شود که مقدار شکل‌های تبادلی و محلول در آب و اسید و همچنین اکسیدی، در روش BCR افزایش معنی‌داری را پس از کشت نشان دادند. شکل باقیمانده روی نیز کاهش معنی‌داری را در نمونه-های پس از کشت نشان داد. این موضوع بیانگر این مطلب است که مقداری از روی طی زمان کشت از شکل غیر قابل دسترس (شکل باقیمانده) به شکل‌های قابل دسترس (تبادلی و محلول در آب و اسید و اکسیدی) توسط گیاه تبدیل شده‌اند. مارشنر (۱۹۹۳) گزارش کرد که وضعیت خاک ریزوسفر اصلی‌ترین نقش را در رشد گیاه بازی می‌کند و هر گونه تغییری در شیمی خاک این منطقه به ویژه pH خاک می‌تواند اثر قابل توجهی بر دسترسی روی برای گیاه را به همراه داشته باشد. ریلی و باربر (۱۹۷۱) نشان دادند که pH خاک در منطقه ریزوسفر می‌تواند به اندازه دو واحد تغییر کند. همان‌طور که در جدول ۳ ملاحظه می‌شود، مقادیر به دست آمده توسط روش سینگ، بر خلاف آنچه انتظار می‌رود افزایش معنی‌دار را برای شکل اکسیدی و باقیمانده نشان می-دهد. از این بررسی می‌توان به این نتیجه دست یافت که در روش BCR نتایج یکنواخت تری در رابطه با تأثیر کشت بر وضعیت شکل‌های مختلف روی به دست آمده است. این موضوع می‌تواند گویای این مطلب باشد که اصلاحات انجام شده و شیوه‌های به کار گرفته شده در این روش مانند بالا بودن حجم عصاره‌گیر مورد استفاده و افزایش زمان تماس عصاره‌گیر با خاک در هر مرحله می‌تواند در نتایج به دست آمده تاثیرگذار باشد.

نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که جداسازی شیمیایی روی در خاک‌های غیر آلوده بسته به روش‌ها و شرایط اجرایی مورد استفاده به طور زیادی تغییر می‌کند.

منابع

Marschner H, 1993. Zinc uptake from soils. Chap 5 in Robson. A. D. (ed) Zinc in soils and plants. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. pp: 59-78.

Quevauviller Ph, Rauret G, Muntau H, Ure A M, Rubio R, Lopez-Sanchez J F, Fiedler H D, and Griepink B, 1994. Evalution of a sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metal contents in sediments. Fresenius, J. Anal. Chem. 349: 808-814.

Riley D, and Barber S.A, 1971. Effect of ammonium nitrate fertilization on phosphorous uptake as related to root-induced pH changes at the root-soil interface. Soil Science society of America Proceedings. 35: 301-306.

Rauret G, Lo´pez-Sa´nchez J F, Sahuquillo A, Rubio R, Davidson C M, Ure A M and Quevauviller Ph, 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to certification of new sediment and soil reference materials. Journal of Environmental Monitoring. 1: 57-61.

Rico M I, Alvarez J M, Lopez-Valdivia L M, Novillo J and Obrador A, 2009. Manganese and Zinc in Acidic Agricultural Soils From Central Spain: Distribution and Phytoavailability Prediction With Chemical Extraction Tests. Soil Sci. 174: 94-104.

Shuman L M, 1982. Separating soil iron and manganese oxide fractions for micronutrient analysis. Soil Sci. Am. J. 46: 1099-1102.

Singh J P, Karwasra S P S and Singh M, 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese and zinc in calcareous soils of India. Soil Sci. 146: 359-366.

بررسی تاثیر شوری و شاخص سدیمی بودن خاک‌بر غلظت بور در خاک‌های حاشیه رودخانه هلیل‌رود جیرفت

مجتبی مقبلی[1]*. محسن فرحبخش[2]. ناصر برومند[3]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه تهران m_moghbeli@ut.ac.ir
۲-استادیار گروه علوم خاک دانشگاه تهران mfbakhsh@ut.ac.ir
۳-استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه جیرفت nbroomand@yahoo.com

۱. مقدمه

بور عنصری کم مقدار و یکی از عناصرضروری کم مصرف با سمیت بالقوه جهت رشد گیاه به شمار می آید (Goldberg et al., 2000). حد فاصل آستانه کمبود و سمیت بور در خاک برای گیاهان نسبت به تمام عناصرغذایی ضروری دیگر کمتر می باشد (Goldberg, 1997) و ممکن است حتی طی یک فصل رشد، سطوح کمبود و سمیت بور در محلول خاک به وجود آید (Reisenauer et al., 1973). لذا آگاهی از عوامل موثر بر غلظت بور در محلول خاک و چگونگی جذب و آزاد شدن و توزیع بور بین فازهای جامد و محلول خاک ضروری به نظر می‌رسد (Goldberg, 1997; Gupta et al., 1985).

رفتار جذب سطحی بور در طی دهه های اخیر به طور گسترده‌ای مطالعه شده است و مهم‌ترین عوامل موثر بر جذب سطحی بورpH محیط (Goldberg et al., 2000)، غلظت بور محلول(Arora et al.,2006) ، بافت خاک(Goldberg and Forster,1991) کانی‌های رسی (Goldberg and Glaubig, 1986) ، مواد آلی (Xu and Peak, 2007) و نوع یون‌های تبادلی (Keren and Gast, 1981) شناخته شده است.

با افزایش قدرت یونی محلول جذب سطحی بور روی رس‌ها افزایش می‌یابد(Keren and Sparks, 1994). تاثیر قدرت یونی روی رس های سدیم‌دار بیشتر از رس های کلسیم‌دار است. (Keren and O'Connor,1982) افزایش قدرت یونی علاوه بر افزایش بارهای وابسته به pH کانی‌ها موجب کاهش ضخامت لایه دوگانه الکتریکی سطح کانی ها می گردد. کاهش ضخامت لایه دوگانه سطح کانی های رس آلومینیوسلیکاته موجب کاهش دافعه بارهای همنام و در نتیجه موجب نزدیک تر شدن یون های بورات به لبه کانی های رس می گردد (Keren and Sparks,1994).

با توجه به اینکه شهرستان ج یرفت یکی از تولید کنندگان عمده مرکبات در کشور به حساب می آید و از آنجایی‌که کیفیت میوه و عملکرد مرکبات تا حدی تحت تاثیر میزان بور می باشد و گزارشاتی مبنی برسمیت بور در حاشیه هلیل رود ارائه شده است (مقبلی و همکاران، ۱۳۹۱) و علیرغم تحقیقات مختلف در رابطه با رفتار بور در خاک، اثر عواملی چون قدرت یونی، غلظت سدیم، کلسیم و منیزیم کمتر مورد مطالعه قرار گرفته و در مورد تاثیر نسبت جذب سدیم بر رفتار جذبی بور گزارشی ارائه نشده است . لذا در این تحقیق نقش این عوامل در سمیت بور در حاشیه هلیل رود مورد بررسی قرار گرفت.

۲.مواد و روشها

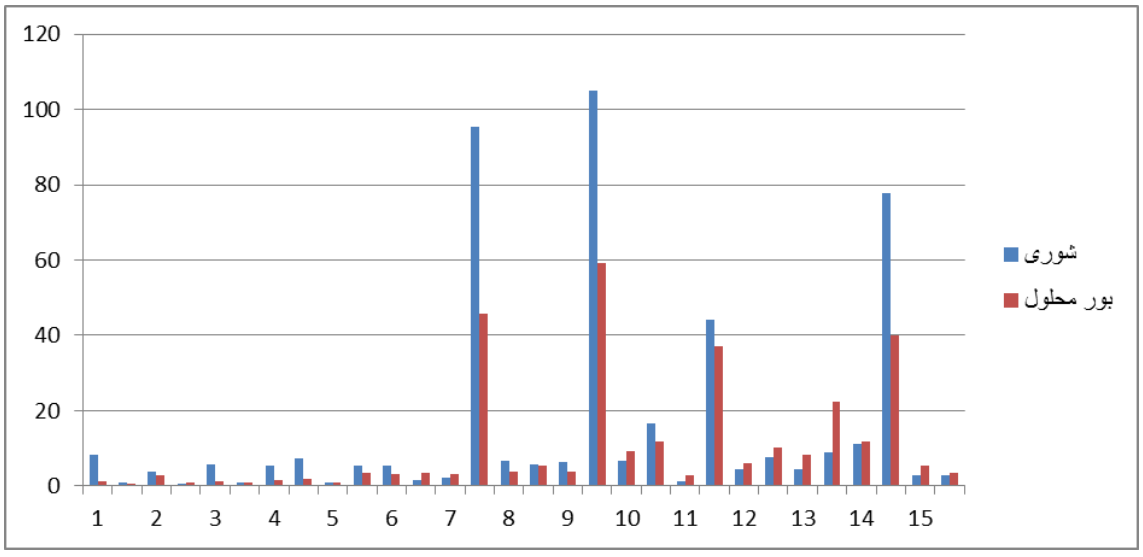
* نویسنده مسئول

۳۰ نمونه خاک از عمق صفر تا ۲۰ سانتی متری مناطق کشاورزی و غیرکشاورزی شه رستان جیرفت تهیه و پس از انتقال به آزمایشگاه نمونه‌ها هوا خشک، نرم شده و از الک دو میلی متر رد شد . مقدار شوری در گل اشباع با استفاده از دستگاه هدایت سنج اندازه گیری شد (Rhoades,1996)، غلظت سدیم محلول در خاک بوسیله دستگاه فلیم‌فتومتر و غلظت کلسیم و منیزیم محلول بوسیله روش کمپلکسومتری با EDTA اندازه‌گیری گردید(Suarez,1996) و غلظت بور محلول در خاک با روش آزومتین–H اندازه گیری گردید (Keren,1996).

۳.نتایج و بحث

۳-۱- شوری(EC)

شوری(EC) بیانی از غلظت کل املاح محلول در خاک می باشد و بور بدلیل پتانسیل یونی پایینی که دارد قسمت عمده آن در محلول خاک وجود دارد به بیان دیگر شوری رابطه مستقیم با بور محلول در خاک دارد و یکی از علت های شوری خاک آنیون بورات است(Cotton et al., 1995). یافته‌های ما نیز بیانگر روند افزایشی رابطه شوری و بور محلول می‌باشد به عنوان مثال همانطور که در نمودار ۱ دیده می‌شود نمونه ۹ از خاک‌های غیر زراعی دارای بیشترین مقدار شوری (۶/۳۱ ds/m) بوده که با داشتن غلظت ۵۹/۱۲ میلی‌گرم بر لیتر دارای بیشترین غلظت بور موجود در محلول خاک و نمونه ۱ و ۲ دارای کمترین مقدار شوری (به ترتیب ۰/۸۷ ds/m و ۰/۶۷ ds/m) می‌باشد که غلظت بور محلول خاک در این نمونه‌ها (به ترتیب ۰/۵۳۲ و ۰/۷۵۱ میلی گرم بر لیتر) کمترین مقدار می‌باشند. پس در نتیجه میزان شوری از فاکتورهایی است که مستقیماً بر غلظت بور موجود در خاک تاثیر مستقیم می‌گذارد.

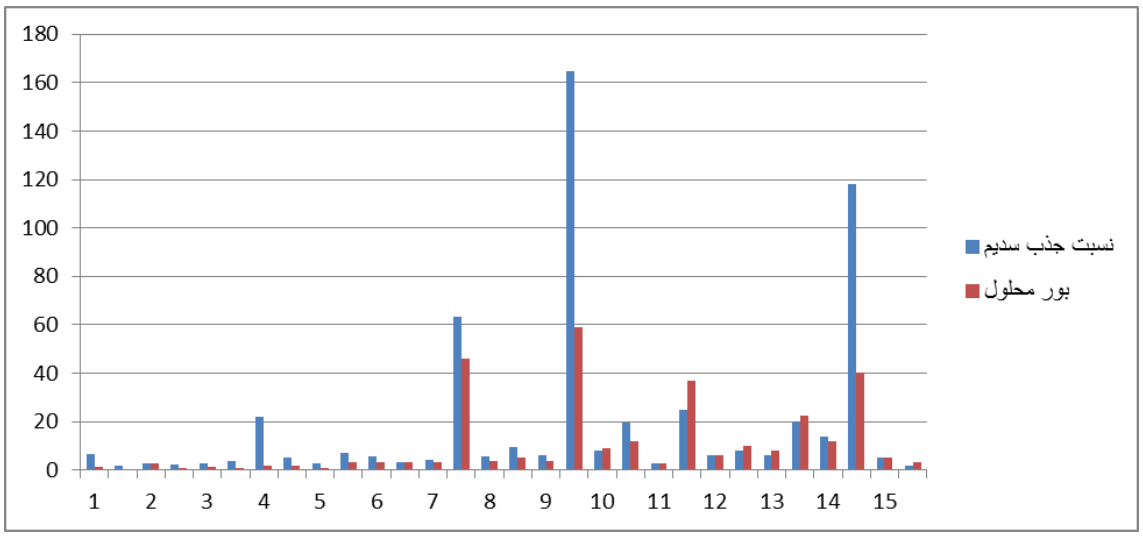


نمودار۱– رابطه شوری و بور محلول

۲-۳- شاخص سدیمی بودن خاک

شاخص‌های سدیمی بودن خاک عبارتند از: نسبت جذب سدیم(SAR) ، نسبت سدیم تبادلی (ESP) و درصد سدیم تبادلی (ESP). که در این پژوهش نسبت جذب سدیم (SAR) مورد استفاده قرار گرفت . شوری و سدیمی بودن می توانند تاثیر عمده‌ای بر ساختمان خاک داشته باشند . ساختمان خاک یا آرایش ذرات خاک در کنار یکدیگر، عامل تعیین کننده مهمی در گذرپزیری و نفوذ است. نفوذ عبارت است از وارد شدن رو به پایین آب در خاک از میان سطح خاک (Glossary of soil science Terms, 1987). چنانچه خاک مقدار زیادی Na^+ داشته و EC آن کم باشد، گذرپذیری، هدایت آبی و سرعت نفوذ به خاطر آماس کردن و پراکنده شدن رس ها و نیز متلاشی شدن خاکدانه ها کاهش می یابد (Shainberg,1990). سدیم بعلت شعاع هیدراته بزرگ و بار الکتریکی کمی که دارد از جمله کاتیون هایی است که دارای پتانسیل یونی بالایی می باشد و تمایل زیادی دارد که در محلول خاک باشد به این دلیل یکی از عوامل اصلی شوری در خاک است (Rytkönen and Manninen.,2003). در نتیجه زمانی‌که این کاتیون با آنیون بورات کنار هم قرار بگیرند تمایل بر این است که بیشتر در محلول خاک باقی بمانند.

به عنوان مثال همانطور که در نمودار ۲ دیده می‌شود نمونه ۹ از خاک‌های غیرزراعی دارای بیشترین نسبت جذب سدیم بوده که با داشتن نسبت جذب سدیم ۷۰/۴۲ دارای بیشترین غلظت بور موجود در محلول خاک و نمونه ۱ و ۲ از خاک‌های غیر زراعی دارای کمترین نسبت جذب سدیم می باشد که غلظت بور محلول خاک در این نمونه‌ها کمترین میزان می‌باشند از آنجایی که با افزایش نسبت جذب سدیم نسبت غلظت سدیم به مجموع کلسیم و منیزیم افزایش می یابد خصوصا در SAR های بالای ۱۵ ذرات خاک دیسپرس شده در نتیجه گذرپذیری، هدایت آبی، سرعت نفوذ به خاطر آماس کردن و پراکنده شدن رس‌ها و نیز متلاشی شدن خاکدانه‌ها کاهش می‌یابد. در نتیجه احتمال سطوح قابل دسترس خاک برای جذب بور کاهش می یابد و میزان جذب کمتر خواهد شد و در نتیجه بور محلول در خاک میزان بیشتری به خود اختصاص می‌دهد.



نمودار۲- رابطه نسبت جذب سدیم و بور محلول

منابع:

مقبلی م. ،م فرحبخش و ن.برومند.۱۳۹۱ بررسی عوامل سمیت بور در خاک های حاشیه رودخانه هلیل‌رود جیرفت اولین کنفرانس ملی راهکارهای دستیابی به توسعه پایدار در بخشهای کشاورزی ، منابع طبیعی و محیط زیست.

Arora H., Bhardwaj S., Sharma B. (2006) Boron adsorption on benchmark soils of Punjab. ASIAN JOURNAL OF CHEMISTRY 18:1313-1320.

Committee S.S.G.T., America S.S.S.O. (1987) Glossary of Soil Science Terms: 2008 ASA-CSSA-SSSA.

Cotton F.A., Wilkinson G., Gaus P.L., Bryant R. (1995) Basic inorganic chemistry.3rd ed. John Wiley and sons, Inc., New York.

Gupta U.C., Jame Y., Campbell C., Leyshon A., Nicholaichuk W. (1985) Boron toxicity and deficiency: a review. Canadian Journal of Soil Science 65:381-409.

Goldberg S. (1997) Reactions of boron with soils. Plant and Soil 193:35-48.

Goldberg S., Forster H. (1991) Boron sorption on calcareous soils and reference calcites. Soil Science 152:304-310.

Goldberg S., Glaubig R. (1986) Boron adsorption and silicon release by the clay minerals kaolinite, montmorillonite, and illite. Soil Science Society of America Journal 50:1442-1448.

Goldberg S., Lesch S.M., Suarez D.L. (2000) Predicting boron adsorption by soils using soil chemical parameters in the constant capacitance model. Soil Science Society of America Journal 64:1356-1363.

Keren, R. 1996. Boron. P. 601-626. In Sparks D.L., Page A., Helmke P., Loeppert R., Soltanpour P., Tabatabai M., Johnston C., Sumner M. (1996) Methods of soil analysis. Part 3-Chemical methods Soil Science Society of America Inc.

Keren R., Gast R., Bar-Yosef B. (1981) pH-dependent boron adsorption by Na-montmorillonite. Soil Science Society of America Journal 45:45-48.

Keren R., Sparks D. (1994) Effect of pH and ionic strength on boron adsorption by pyrophyllite. Soil Science Society of America Journal 58:1095-1100.

Reisenauer H., Walsh L., Hoeft R. (1973) Testing soils for sulfur, boron, molybdenum and chloride. Chap. 12. Soil Testing and Plant Analysis. Soil Science Society of America, Madison, Wis.

Rhoades, J.D., (1996) Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America and Amarican Socciety of Agronomy, 677: 601-626

Rytkönen A., Manninen M. (2003) Effect of melting on ionization potential of sodium clusters. The European Physical Journal D-Atomic, Molecular, Optical and Plasma Physics 23:351-357.

Suarez, D.L, (1996) Methods of soil analysis. Part 3. Chemical Methods. Soil Science Society of America and Amarican Socciety of Agronomy, 575-603.

Shainberg I., Singer M. (1990) Soil response to saline and sodic conditions. Agricultural salinity assessment and management. Am. Soc. Civil Eng. ASCE New York: Manuals and Reports on Engineering Practice.

Xu D., Peak D. (2007) Adsorption of boric acid on pure and humic acid coated am-Al (OH) 3: a boron K-edge XANES study. Environmental Science & Technology 41:903-908.

تاثیر دما و قدرت یونی بر جذب مس توسط لیکا

وحید مرادی نسب[1]، مهدیه حیدری[1]، وحید ماندگاران[1]، سمیه بختیاری[2] و مهران شیروانی[3]
۱-دانشجویان کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان
۲-دانشجوی سابق دکتری گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان
۳-استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

آلودگی محیط زیست به انواع ترکیبات شیمیایی و آلی در اثر توسعه صنایع و ورود پساب‌های کارخانجات صنعتی به محیط، به یک تهدید جدی تبدیل شده است. آلودگی فلزات سنگین به‌دلیل غیر قابل تجزیه بیولوژیکی بودن، سمیت بالا، قابلیت تحرک زیاد و قابلیت تجمع در بافت‌های موجودات زنده مشکلات بسیار جدی برای انسان‌ها و سایر موجودات زنده را سبب شده است (Maleki and Zarasvand, 2008). از مهمترین این فلزات سنگین می‌توان به روی، مس، جیوه، کادمیوم، کبالت و نقره اشاره کرد که در اطراف کارخانجاتی که با این فلزات سروکار دارند به فراوانی یافت می‌شوند (Diels et al., 1999). مس عنصری است که از طریق عملیات معدن-کاری، کارخانجات تولید برنج و برنز، پساب‌های محلی، احتراق سوخت‌های فسیلی، تولید هیزم، کودهای فسفاته و منابع طبیعی وارد محیط می‌شود. این عنصر یک ترکیب شیمیایی مقاوم و سمی است که در محیط زیست غیر قابل تجزیه بوده و به‌راحتی می‌تواند در زنجیره غذایی تجمع یابد و برای سلامت انسان یک خطر جدی تلقی شود. مقادیر زیاد مس در آب آشامیدنی منجر به بروز عوارض جدی در انسان خواهد شد(Al-Qunaibit et al., 2005). جذب سطحی یکی از رایج‌ترین روش‌هاست که جهت حذف فلزات سنگین با استفاده از جاذب‌های مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرد (Al-Qunaibit et al., 2005). کانی‌های رسی از جمله ترکیباتی هستند که به دلیل فراوانی در طبیعت، قابلیت جذب بالا و ارزان بودن به مقدار زیاد مورد استفاده قرار می‌گیرند. جاذب مورد نظر در این مطالعه، لیکا یک نوع رس منبسط شده است که در کوره‌های گردان و در حرارت حدود ۱۲۰۰ درجه سانتی‌گراد، از انبساط نوع خاصی از خاک رس تولید می‌شود. دانه‌های لیکا دارای شکل تقریباً گرد و سطح زبر و ناهموارند. رویه میکروسکوپی خارجی دانه‌ها دارای خلل و فرج زبر قهوه‌ای رنگ و بخش داخلی دانه‌ها دارای بافت سلولی سیاه رنگ است (Malakootian et al., 2009). در این مطالعه، به دلیل خصوصیات منحصر بفرد این ترکیب چون سبکی، عایق حرارتی و رطوبتی، تراکم ناپذیری، غیر قابل تجزیه بودن، مقاوم بودن در برابر آتش، pH حدود ۷ و مقاوم بودن به ذوب و انجماد، استفاده از آن به‌عنوان جاذبی جهت حذف عنصر مس از محلول‌های آبی مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

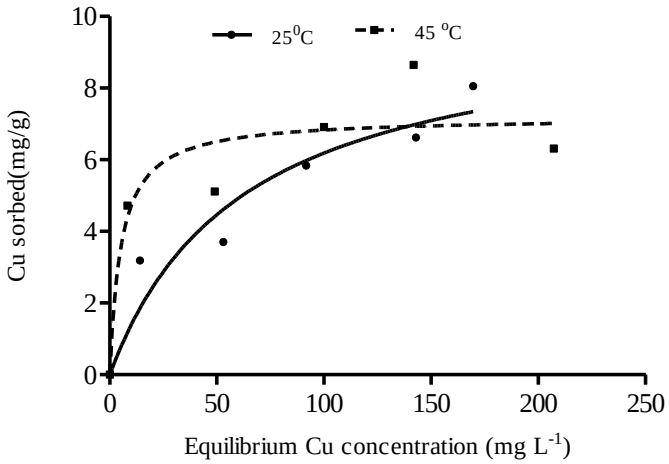
دانه‌های لیکا به منظور یکنواختی در اندازه ذرات، پس از آسیاب شدن، از الک ۲۷۰ مش عبور داده شدند. ۰/۳ گرم جاذب توزین و ۳۰ سی‌سی از هر غلظت جذب‌شونده مس به آن اضافه شد. به‌منظور بررسی قدرت یونی،

سوسپانسیون ۱ درصد از جاذب و جذب شونده (محلول‌های ۰/۰۱ و ۰/۱ مولار $CaCl_2$ حاوی غلظت‌های ۲۵۰-۰ میلی‌گرم بر لیتر مس) به میزان سه تکرار برای هر غلظت، به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد شیک و پس از شیک، سانتریفیوژ و محلول رویی جهت اندازه‌گیری مس باقیمانده در محلول با استفاده از دستگاه طیف‌سنج جذب اتمی جمع‌آوری گردید. مقدار مس جذب شده از تفاوت مقدار مس اولیه و مس باقیمانده در محلول محاسبه شد.

جهت بررسی تاثیر افزایش دما بر جذب مس، آزمایشی مشابه آزمایش قبل فقط با استفاده از محلول ۰/۰۱ مولار $CaCl_2$ در دمای ۴۵ درجه سانتیگراد انجام گردید. معادلات متعددی جهت بیان ریاضی رابطه بین مقدار جذب یک ترکیب به‌وسیله فاز جامد و غلظت آن در محلول در حالت تعادل مورد استفاده قرار می‌گیرد که در این مطالعه از معروف‌ترین آن‌ها معادلات لانگمویر و فروندلیچ استفاده شد و بر اساس این معادلات، تاثیر قدرت یونی و دما بر جذب مس توسط لیکا مورد بررسی قرار گرفت.

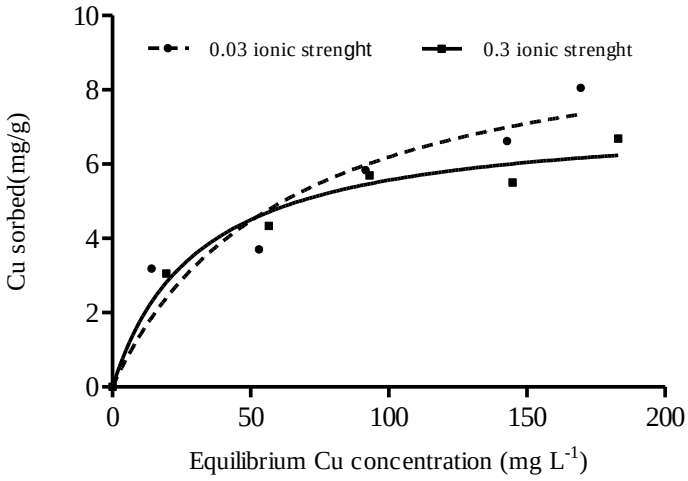
نتایج و بحث

تاثیر افزایش دما بر جذب مس توسط لیکا در شکل ۱ نشان داده شده است. در غلظت‌های کم، افزایش دما منجر به افزایش مقدار جذب مس شد. حداکثر جذب مس در دمای ۴۵ درجه سانتیگراد در غلظت‌های اولیه کمتری نسبت به دمای ۲۵ درجه سانتیگراد ایجاد گردید. جدول ۱ نشان می‌دهد که هر دو مدل لانگمویر و فروندلیچ به‌خوبی توانسته‌اند داده‌های حاصل از جذب مس توسط لیکا را در هر دو دما برازش دهند. همان‌طور که مشخص است. با افزایش دما، ثابت KL مدل لانگمویر که نشان‌دهنده تمایل جذب است، افزایش یافته است.



شکل ۱- جذب مس توسط لیکا در دو دمای مختلف

با افزایش قدرت یونی، جذب مس توسط لیکا به‌خصوص در غلظت‌های بالا، کاهش پیدا کرد (شکل ۲). این کاهش جذب می‌تواند ناشی از رقابت باشد. پارامتر Qmax حاصل از مدل لانگمویر نیز بیانگر کاهش جذب در قدرت یونی ۰/۳ مولار نسبت به قدرت یونی ۰/۰۳ مولار است. داده‌های حاصل از KF مدل فروندلیچ تایید کننده نتایج مربوط به Qmax مدل لانگمویر است (جدول ۱).



شکل ۲- جذب مس توسط لیکا در دو قدرت یونی مختلف

جدول ۱- پارامترهای مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ برازش یافته بر داده‌های جذب مس توسط لیکا

پارامترها	Langmuir constants				Freundlich constants			
	q_{max}	K_L	R^2	SE	K_F	N	R^2	SE
T(˚C)25	۱۰/۰۴	۰/۰۰۱۶	۰/۹۲	۰/۹	۰/۷۷	۰/۴۴	۰/۹۶	۰/۶
T(˚C)45	۷/۱۹	۰/۱۹	۰/۸۷	۱/۱۶	۳/۳۲	۰/۱۵	۰/۸۹	۱/۰۹
Ionic strength(0.03)	۹/۰۴	۰/۰۰۱۶	۰/۹۲	۰/۹	۰/۷۷	۰/۴۴	۰/۹۶	۰/۶
Ionic strength(0. 3)	۷/۲۹	۰/۰۳	۰/۹۷	۰/۴۲	۱/۱۸	۰/۳۲	۰/۹۸	۰/۳۷

منابع

Al-Qunaibit MH, Mekhemer WK and Zaghloul AA, 2005. The adsorption of Cu(II) ions on bentonite—a kinetic study. Journal of Colloid and Interface Science 283: 316-321.
Colder M and Reeves S, 1994. Biosorption of nickel in complex aqueous waste streams by cyanobacteria. Applied Biochemistry and Biotechnology 45.
Diels L, De Smet M, Hooyberghs L and Corbisier P, 1999. Heavy metal Bioremediation of soil. Molecular Biotechnology 12: 149-158.
Malakootian M, Nouri J and Hossaini H, 2009. Removal of heavy metals from paint industry's wastewater using Leca as an available adsorbent. International Journal of Environmental Science and Technology 6: 183-190.
Maleki A and Zarasvand MA, 2008. Heavy metals in selected edible vegetables and estimation of their daily intake in Sanandaj, Iran. Southeast Asian, Journal of Tropical Medicine and Public Health 39:335-340.

جذب سطحی بور توسط کانی بیوتیت

فریده زارع پور رفسنجانی[۱]، محسن حمیدپور[۲]، حسین شیرانی[۳]، سیدجواد حسینی فرد[٤]، محمد حشمتی[٥]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه ولی عصر رفسنجان
۲-استادیار گروه علوم خاک دانشگاه ولی عصر رفسنجان
۳-دانشیار گروه علوم خاک دانشگاه ولی عصر رفسنجان
٤-استادیار پژوهش مؤسسه تحقیقات پسته کشور
٥-استادیار گروه علوم خاک دانشگاه ولی عصر رفسنجان

مقدمه

بور یکی از عناصر ضروری کم‌مصرف برای رشد گیاه است و دامنه‌ی بین کمبود و سمیّت این عنصر نسبت به عناصر غذایی دیگر، نزدیک به هم است. به‌طوری‌که در مقادیر کمتر از یک میلی‌گرم در کیلوگرم خاک (اندازه‌گیری شده به روش عصاره‌گیر آب داغ) علایم کمبود بور و در مقادیر بیشتر از دو میلی‌گرم در کیلوگرم، علایم سمیّت بور در گیاهان دیده می‌شود. این عنصر به‌صورت مولکولی (H_3BO_3) جذب گیاه می‌شود. کمبود بور در مناطقی که بارندگی زیاد می‌باشد، بحرانی است. در صورتی‌که سمیّت بور در خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک شایع می‌باشد (Keren et al., 1985).

به‌دلیل این‌که محدوده‌ی غلظت بین کمبود و سمیّت بور گیاه خیلی کم است، گیاهان فقط به فعالیت بور در محلول خاک واکنش نشان می‌دهند. سمیّت بور در مناطق خشک و نیمه خشک، در نتیجه‌ی غلظت‌های زیاد بور محلول خاک و اضافه شدن مقدار زیاد بور از طریق آب آبیاری است. بور جذب سطحی شده برای گیاه قابل دسترس نمی‌باشد و سمیّتی برای گیاهان ایجاد نمی‌کند (Keren et al., 1985). بنابراین، واکنش‌های جذب سطحی بور روی کانی‌های خاک، نقش مهمی در کنترل غلظت‌های بور محلول خاک ایفا می‌کند. یکی از عوامل مؤثر بر جذب سطحی بور و کاهش غلظت آن در محلول خاک، نوع کانی غالب در بخش رس خاک می‌باشد (Goldberg and Glaubig, 1988). اگر چه هیچ روش آسانی برای اصلاح خاک‌های مبتلا به سمیّت بور وجود ندارد، با این حال، بررسی عوامل مؤثر بر جذب سطحی بور روی کانی‌های متداول در خاک‌های مناطق خشک، می‌تواند در اصلاح و مدیریت خاک‌های مبتلا به سمیّت بور، حائز اهمیت باشد. کانی‌های میکایی به عنوان یکی از مهم‌ترین کانی‌های بخش رس در خاک‌های مناطق مختلف ایران گزارش شده‌اند (حسین پور، ۱۳۷۸). تحقیق حاضر با هدف بررسی برهمکنش بور با کانی بیوتیت و تعیین ویژگی‌های جذبی این کانی برای بور انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

قبل از انجام آزمایش، برخی از خصوصیات شیمیایی جذب‌کننده مانند سطح ویژه، ظرفیت تبادل کاتیونی، میزان کربنات‌ها و تجزیه عنصری اندازه‌گیری شد و کانی‌ها به‌وسیله‌ی محلول یک مولار کلرور سدیم، اشباع شد. آزمایشات جذب بور در قالب دو آزمایش جذب وابسته به pH و هم‌دمای جذب انجام شد. تمامی آزمایش‌های جذب در دمای آزمایشگاه (۱±۲۵ درجه سلسیوس) با دو تکرار و به روش پیمانه‌ای انجام شد. آزمایش‌های جذب وابسته به pH بور، در دامنه pH (۶ تا ۸/۵) و دو غلظت بور (۵ و ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر) انجام شد. بدین منظور، مقادیر معینی از محلول اسید بوریک از محلول ذخیره‌ای (غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر) به‌وسیله‌ی پیپتور برداشته

و به ظروف پلی‌اتیلنی ۱۵ میلی‌لیتری حاوی۰/۱ گرم کانی و الکترولیت زمینه‌ی نیترات‌کلسیم ۰/۰۳ مولار اضافه شد. به‌منظور تعیین هم‌دماهای جذب بور، ۰/۱ گرم از هر کانی به ظروف پلی‌اتیلنی ۱۵ میلی‌لیتری حاوی ۱۰ میلی‌لیتر الکترولیت زمینه نیترات کلسیم ۰/۰۳ مولار حاوی ۷ سطح غلظت بور، ۱ تا ۱۵ میلی‌گرم در لیتر اضافه گردید. pH سوسپانسیون‌ها به‌وسیله‌ی مقادیر ناچیزی از محلول ۰/۰۳ مولار اسید نیتریک بر اساس منحنی‌های تیتراسیون پیش آزمایش‌ها، تنظیم شد. به‌طوری‌که pH نهایی همه نمونه‌ها ۰/۱±۸/۵ بود. سوسپانسیون‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دمای آزمایشگاه روی شیکر تکان داده شده و پس از سانتریفیوژ، ۵ میلی‌لیتر از عصاره تعادلی موجود در ظرف به‌وسیله‌ی پیپتور برداشته شده و در یخچال نگهداری شدند. برای اندازه‌گیری غلظت بور از روش رنگ‌سنجی آزومتین–H استفاده شد (Goldberg and Glaubig, 1988).

میزان بور جذب شده به‌وسیله‌ی کانی بیوتیت در هر نمونه با توجه به غلظت‌های اولیه و تعادلی بور بر اساس رابطه‌ی زیر محاسبه شد.

$$q_e = \frac{(C_i - C_e)V}{M} \qquad [۱]$$

که در این رابطه q_e میزان بور جذب شده توسط کانی (میلی‌مول بر کیلوگرم)، C_i و C_e غلظت‌های اولیه و تعادلی بور (میلی‌مول بر لیتر)، V حجم محلول حاوی بور (لیتر) و M جرم کانی (گرم) می‌باشد. برازش هم‌دمای فروندلیچ با استفاده از روش رگرسیون غیرخطی به‌کمک نرم‌افزار Excel انجام شد. شکل کلی معادله‌ی تجربی فروندلیچ عبارت است از:

$$q_e = K_F C_e^n \qquad [۲]$$

که در آن qe مقدار عنصر جذب شده (میلی‌مول بر کیلوگرم)، Ce غلظت عنصر در حال تعادل (میلی‌مول بر لیتر) و KF و n ضرایب مدل می‌باشند (Hamidpour et al., 2010).

نتایج و بحث

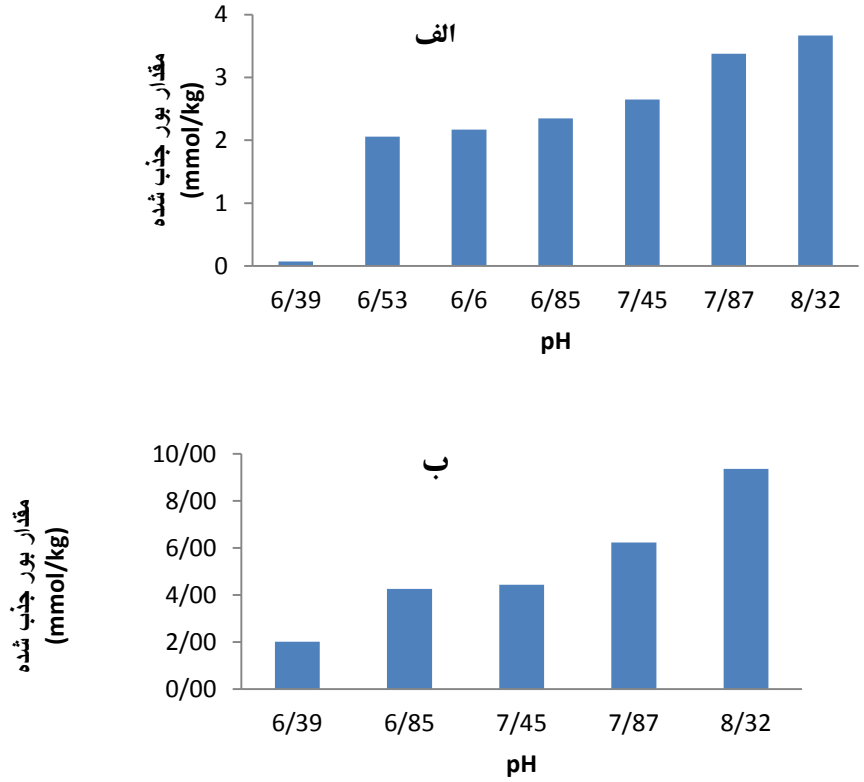
اثر pH برکارآیی جذب بور توسط کانی بیوتیت در شکل ۱ ارائه شده است. با افزایش pH مقدار جذب بور در هر دو سطح غلظت ۵ و ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر توسط کانی بیوتیت افزایش یافت. با تغییر pH از ۶ تا ۸/۵، جذب بور در سطح غلظت پنج میلی‌گرم بر لیتر بور از ۰/۰۶ به ۳/۶ میلی‌مول بر کیلوگرم، و در سطح غلظت ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر، از ۲/۰۱ به ۹/۳ میلی‌مول بر کیلوگرم افزایش یافت. مقدار جذب بور به غلظت اولیه‌ی بور و pH محلول بستگی دارد (Goldberg and Suarez, 2011).

به‌منظور تفسیر اثر pH بر رفتار جذبی بور به‌وسیله‌ی بیوتیت اطلاعاتی ازگونه‌بندی بور درمحلول لازم است. مطابق با واکنش زیر در pH کمتر از ۹ گونه غالب بور در محلول، گونه مولکولی $\mathbf{B(OH)_3}$ می‌باشد که با افزایش pH گونه باردار منفی $\mathbf{B(OH)_4^-}$ غالب می‌شود.

$$\mathbf{B(OH)_3 + H_2O \leftrightarrow B(OH)_4^- + H^+ \quad pKa = 9.2} \qquad [۳]$$

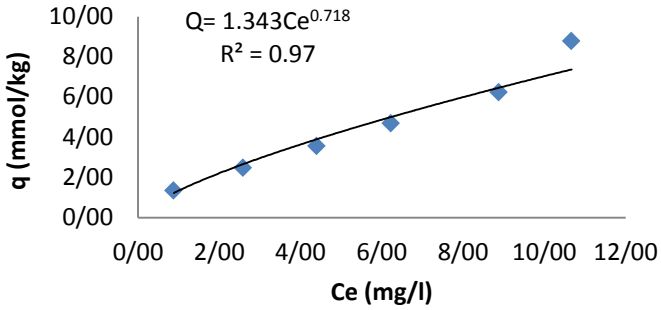
دلیل افزایش جذب بور با افزایش pH، افزایش غلظت گونه $\mathbf{B(OH)_4^-}$ می‌باشد که به‌وسیله‌ی مکانیسم تبادل لیگاندی (نفوذ آنیونی) جذب رس می‌شود. بر اساس این تئوری اکسیژن‌های موجود در سطح و لبه‌های رس‌های

سیلیکاتی توسط آنیون $B(OH)_4^-$ جایگزین می‌شوند و چون این جایگزینی در داخل کریستال بوده و باعث منفی‌تر شدن سطح کانی می‌شود به آن نفوذ آنیونی یا تبادل لیگاندی گویند. به علت جذب لیگاندی آنیون‌های اسیدی ضعیف، بیشترین جذب‌شان را در pH حدوداً مساوی با pKa همان آنیون نشان می‌دهند.



شکل ۱- اثر pH بر میزان جذب بور توسط کانی بیوتیت در دو سطح غلظت الف) ۵ و ب) ۱۵ میلی‌گرم بر لیتر

شکل ۲، هم‌دمای جذب سطحی بور روی بیوتیت را نشان می‌دهد. مدل فروندلیچ با R^2 = ۰/۹۷ جذب بور به‌وسیله‌ی بیوتیت را به‌خوبی توصیف کرد. ضریب n مدل فروندلیچ که به‌عنوان معیاری از شدت جذب است، برای این کانی ۰/۷ تعیین شد. انحراف n از واحد، نشان‌دهنده‌ی جذب غیرخطی بر روی سطوح غیرهمگن می‌باشد (Demircivi and Nasun-Saygili, 2010). به‌عبارت دیگر، با افزایش پوشش سطحی بر روی کانی، انرژی جذب به‌صورت نمایی کاهش می‌یابد. ضریب n مدل فروندلیچ مربوط به شکل هم‌دما مطابق با تقسیم بندی گیلز می‌باشد. با توجه به اینکه ضریب n مدل کوچکتر از یک می‌باشد، هم‌دمای جذب بور در بیوتیت در کلاس L از نظر نوع شکل قرار گرفت. همدماهای کلاس L معمول ترین نوع همدما در شیمی خاک است. چنین رفتار جذبی را می‌توان نشان دهنده تمایل زیاد بیوتیت به بور در غلظت‌های کم و کاهش این تمایل با افزایش غلظت دانست (Hamidpour et al., 2010).



شکل ۲- هم‌دمای جذب بور و برازش مدل فروندلیچ بر داده‌های جذبی کانی بیوتیت

به طور کلی، جذب سطحی بور در pH های پائین ناچیز است و بتدریج با افزایش pH افزایش می‌یابد. مقدار بور جذب سطحی شده روی اجزای اصلی خاک با میزان رس خاک همبستگی دارد و خاک‌های با میزان زیاد رس، پتانسیل رقیق کردن غلظت‌های سمی بور را دارند (Goldberg and Glaubig, 1988). به طور قابل توجهی یک همبستگی بالایی بین میزان کانی‌های رسی خاک و ماکسیمم جذب سطحی بور وجود دارد به‌طوری‌که ماکسیمم جذب سطحی بور روی کانی‌های رسی در pH=۸-۱۰ رخ می‌دهد (Hingston, 1964) و این آزمایش که در pH=۶-۸/۵ کار شد مشاهده شد که با افزایش pH میزان جذب بور روی سطح کانی بیوتیت افزایش یافته است.

منابع

حسین پور، ع ،. ۱۳۷۸ . مطالعه تثبیت پتاسیم، کمیت - شدت پتاسیم و سرعت آزاد شدن پتاسیم غیرتبادلی در تعدادی از خاک های ایران . پایان نامه دکتری خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

Demircivi P and Nasun-Saygili G, 2010. Removal of boron from wastewaters using HDTMA-modified zeolites. Desalination and Water Treatment. 23:110–117.

Goldberg S and Glaubig R. A, 1988. Boron and silicon adsorption on an aluminum oxide. Soil Science. 152: 304-310

Goldberg S and Suarez D. L, 2011. Influence of soil solution cation composition on boron adsorption by soils. Soil Science. 75:80-83.

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

Hingston F. J, 1964. Reactions between boron and clays: Aust. J. Soil Res. 2: 83-95.

Keren R, Bingham F. T and Rhoades J. D, 1985. Plant uptake of boron as affected by boron distribution between liquid and solid phases in soil. Soil Science. Society of America. Journal. 49: 279-302.

ارزیابی روشهای مختلف اندازه‌گیری CEC در خاکهای گچی-آهکی با استفاده از دیاگرام CSF

اکبر حسنی، حسینعلی بهرامی، شاهین اوستان، احسان خوش کلام، علی اکبر نوروزی
۱-دانشجوی دکتری دانشگاه تربیت مدرس
۲- دانشیار گروه خاک دانشگاه تربیت مدرس
۳- دانشیار گروه خاک دانشگاه تبریز
۴- استادیار پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری تهران
۵- دانشجوی کارشناسی ارشد گروه خاک دانشگاه تربیت‌مدرس

مقدمه

حضور ترکیبات کربناتی و سولفاتی همچون آهک و گچ در اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) خاک مزاحمت ایجاد می‌کند. با حل شدن این ترکیبات، اشباع مکانهای تبادلی خاک به طور کامل انجام نشده و CEC کمتر از مقدار واقعی اندازه‌گیری می شود. اغلب سعی شده است که حلالیت این ترکیبات در حین اندازه‌گیری حداقل باشد. کنترل pH برای جلوگیری از انحلال آهک و استفاده از الکل یا نمکی از کاتیون شاخص که کلسیم را رسوب دهد برای جلوگیری از مزاحمت انحلال گچ پیشنهاد شده است. با این وجود، همه این روشها ممکن است منجر به نتایج غیرقابل اعتماد گردد. دیاگرام محدوده سولفات–کربنات (Carbonate Sulfate Field-CSF) اولین بار توسط دورمن (۲۰۰۶) برای ارزیابی روشهای مختلف اندازه‌گیری CEC ارائه شد. دیاگرام CSF در حقیقت بر مبنای تفاوت در میزان انحلال کربنات‌ها وسولفات‌ها در نسبت‌های مختلف جامد به محلول می-باشد. به طور کلی مقادیر CEC و میزان کاتیون‌های تبادلی در خاک‌های غیراسیدی نباید وابستگی زیادی به نسبت جامد به محلول داشته باشد ولی وجود ترکیبات کلسیم با حلالیت قابل ملاحظه موجب اندازه‌گیری مقادیر نادرست می‌شود. این دیاگرام تاکنون در رابطه با نتایج حاصل از روشهای مختلف اندازه‌گیری CEC در خاکهای گچی – آهکی آزمون نشده است و لذا در این تحقیق مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روشها

در این تحقیق از پنج نمونه خاک گچی–آهکی جمع آوری شده از نقاط مختلف کشور استفاده شد. مشخصات نمونه‌ها در جدول ۱ دیده می‌شود. CEC نمونه‌ها در دو نسبت محلول به جامد ۲۰ و ۴۰ به پنج روش (۱) استات سدیم بافر شده (Bower et al., 1952)، (۲)کلرید باریم بافرشده (Bascomb, 1964)، (۳) کلرید باریم حاوی الکل که اولین بار در این پژوهش انجام شد (۴) اگزالات سدیم (Sayegh et al, 1978) و (۵) استات سدیم–کلرید سدیم بافر شده حاوی الکل (Polemic and Rhoades, 1977) اندازه گیری شد که دو روش اخیر به طور ویژه برای خاکهای گچی ارائه شده است. در روش پولمیو و رودز(۱۹۷۷) ابتدا خاک با محلول ۶۰ درصد اتانول و استات سدیم ۰/۴ مولار و کلرید سدیم ۰/۱ مولار در pH=۸/۲ شستشو می‌شود تا سدیم جایگزین کاتیونهای تبادلی شود. سپس خاک با محلول نیترات منیزیم در pH=۷ شستشو می‌شود تا سدیم با منیزیم تبادل شود. در روش سیگ و همکاران(۱۹۷۸) ابتدا خاک با اگزالات سدیم اشباع شستشو می‌شود. اگزالات سدیم با کلسیم واکنش داده و تشکیل رسوب غیرقابل حل اگزالات کلسیم می‌دهد که به عنوان یک لایه محافظ از حل شدن آهک و گچ جلوگیری می‌نماید. از طرف دیگر یون سدیم جایگزین کاتیونهای تبادلی می‌شود که پس از

تبادل با آمونیوم اندازه‌گیری می‌گردد. اندازه‌گیری CEC به روش کلرید باریم به دو روش کلرید باریم بافر شده (pH=۸/۲) و کلرید باریم (۲۵ g/L) حل شده در الکل ۷۵ درصد انجام شد. ابتدا خاک با کلرید باریم شستشو می‌شود. سپس باریم جذب سطحی‌شده از طریق شستشو با محلول کلرید منیزیم رهاسازی شده و اندازه‌گیری می‌شود. روش استات سدیم نیز یک روش متداول اندازه‌گیری CEC خاکهای مناطق خشک و نیمه خشک می-باشد که در آن مکانهای تبادلی خاک (در pH=۸/۲) با سدیم اشباع شده و بعد از تبادل با آمونیوم اندازه‌گیری می‌شود. همچنین CEC نمونه‌های سولفات کلسیم خالص و کربنات کلسیم خالص شرکت Merck آلمان نیز به ۵ روش فوق اندازه گیری شد.

جدول۱- برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی نمونه خاکها

ویژگی خاک	خاک ۱	خاک ۲	خاک ۳	خاک ۴	خاک ۵
درصدگچ	۰/۱	۵۱/۴	۰/۳	۵/۰	۸۱/۴
درصد کربنات کلسیم معادل	۲۱/۲	۱۷/۱	۳۸/۵	۲۳/۳	۴/۱
pH	۷/۹۱	۷/۵۱	۷/۴۶	۷/۴۸	۷/۲۷
درصد رس	۲۱	۷	۲۴	۱۸	۴
درصد مواد آلی	۰/۷۲	۰/۰۹	۰/۴۳	۰/۶۴	۰/۰۳

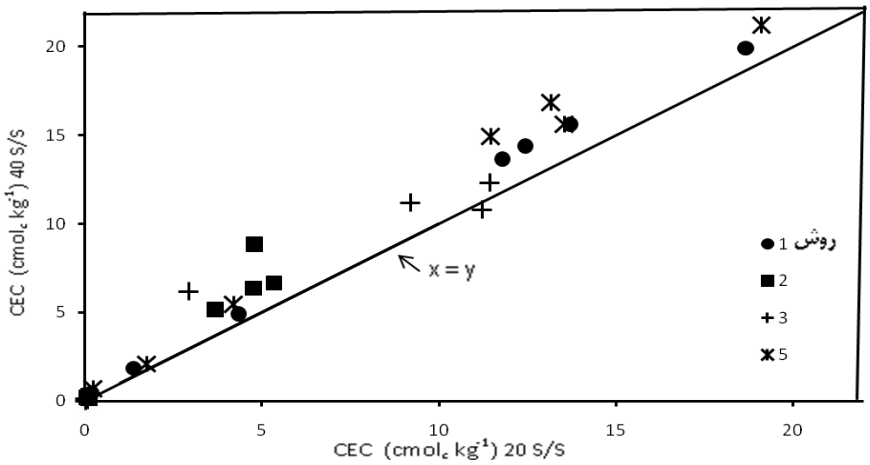
نتایج و بحث

نتایج اندازه‌گیری CEC در دو نسبت متفاوت جامد به محلول در جدول ۲ بیانگر این است که استفاده از روشهای مختلف منجر به نتایج متفاوتی می‌شود. به نظر می‌رسد که نتایج حاصل از روش اگزالات سدیم (روش ۴) خیلی دور از انتظار و نادرست باشد. زیرا گچ و آهک خالص تنها کانی موجود در سیستم هستند و مقدار CEC آنها خیلی کم (کمتر از ۰/۱ $\mathbf{cmol_c\ kg^{-1}}$) می‌باشد در حالیکه مقادیر خیلی زیاد حدود ۵۰ $\mathbf{cmol_c\ kg^{-1}}$ در این روش بدست آمده است. احتمالا رسوب تازه تشکیل یافته اگزالات کلسیم حاوی محلول اگزالات سدیم بوده که در مرحله شستشو با مخلوط آب و الکل حذف نشده و انحلال آن در استات آمونیوم باعث آزاد شدن سدیم و اندازه‌گیری مقدار بالای CEC به طور کاذب شده است. این مشکل با درجات کمتر در مورد روش های کلرید باریم با تشکیل رسوب کربنات باریم نیز وجود دارد. در نمونه گچ خالص و نمونه‌های با مقدار گچ زیاد (نمونه شماره ۲ و ۵) رسوب کربنات باریم تشکیل نشده است و لذا این مشکل وجود ندارد. ممکن است حلالیت بالای گچ مانع از حل شدن ترکیبات کربناتی شده و از رسوب کربنات باریم ممانعت شود. مقادیر بالای CEC بدست آمده در نمونه کربنات کلسیم خالص تایید کننده این موضوع می باشد.

جدول۲- مقادیر CEC نمونه‌ها بر حسب $\mathbf{cmol_c\ kg^{-1}}$ در دو نسبت متفاوت جامد به محلول

روش	کلرید سدیم حاوی الکل		اگزالات سدیم		کلرید باریم‌حاوی الکل		کلرید باریم بافری		استات سدیم	
نمونه	۲۰	۴۰	۲۰	۴۰	۲۰	۴۰	۲۰	۴۰	۲۰	۴۰
خاک ۱	۱۹/۱۰	۲۱/۲۰	۸۰/۵۲	۱۰۳/۹۵	۹/۲۰	۱۱/۲۱	۳/۷۰	۵/۱۴	۱۸/۶۷	۱۹/۹۳
خاک ۲	۱۳/۵۶	۱۵/۵۸	۵۸/۲۲	۶۴/۱۴	۰/۰۳	۰/۱۷	۰/۱۳	۰/۶	۱۱/۷۹	۱۳/۶۴
خاک ۳	۱۳/۱۸	۱۶/۸۳	۸۳/۸۶	۱۱۸/۲۹	۱۱/۴۲	۱۲/۳۲	۴/۷۸	۶/۳۸	۱۳/۷۰	۱۵/۶۰
خاک ۴	۱۱/۴۷	۱۴/۹۰	۶۳/۶۵	۸۳/۸۶	۱۱/۲۱	۱۰/۸۲	۵/۳۴	۶/۶۷	۱۲/۴۳	۱۴/۳۷

خاک ۵	۴/۲۱	۵/۴۳	۴۵/۳۴	۵۱/۵۵	۰/۰۶	۰/۰۸	۰/۱۵	۰/۱۲	۴/۳۴	۴/۸۹
گچ	۱/۷۵	۲/۱۲	۵۵/۹۳	۸۹/۵۰	۰/۰۰	۰/۰۱	۰/۰۹	۰/۱۶	۱/۳۷	۱/۸۶
آهک	۰/۲۴	۰/۶۷	۵۵/۴۳	۶۶/۴۴	۲/۹۴	۶/۱۷	۴/۸۱	۸/۸۲	۰/۱۸	۰/۴۲



شکل ۱- کاربرد دیاگرام CSF در مقادیر CEC بدست آمده از روشهای مختلف داده‌های روش اگزلات سدیم به دلیل نتایج دور از انتظار حذف شده‌اند

استفاده از دیاگرام CSF در مورد نتایج حاصل از اندازه‌گیری CEC در خاکهای مختلف در شکل ۱ دیده می‌شود. در این دیاگرام مقادیر CEC نمونه ها در دو نسبت متفاوت محلول به جامد در یک نمودار پیاده می شود. نسبت بزرگتر در محور عمودی و نسبت کوچکتر در محور افقی قرار داده می شود. در این دیاگرام نقاط مربوط به داده‌ها سه حالت خواهند داشت: ۱. اگر داده ها تقریبا روی خط با شیب یک (خط y=x) قرار گرفته باشد مقادیر CEC با احتمال بالایی صحیح می‌باشند. در این حالت میانگین دو داده را می توان به عنوان مقدار CEC گزارش کرد. ۲- اگر داده ها بالای خط y=x قرار گرفته باشد به نحوی که انحراف آن بیش‌تر از خطاهای رایج و مجاز آزمایشگاهی باشد آنگاه می‌توان احتمال داد که مقادیر به دست آمده صحیح نیستند. ۳- هیچگاه داده‌های CEC زیر خط y=x قرار نمی گیرند مگر اینکه یک اشتباه فاحش در انجام آزمایش رخ داده باشد.

تقریبا در همه روشها، نقاط بدست آمده در بالای خط x=y قرار گرفتند که نشان‌دهنده حل شدن جزئی کربنات و سولفات کلسیم طی فرایند اندازه‌گیری CEC می‌باشد. مقدار حلالیت این ترکیبات به عواملی همچون نسبت محلول به جامد، زمان واکنش، غلظت و نوع الکترولیت موجود بستگی دارد. نتایج حاصل از دو روش کلرید باریم نشان می دهد که احتمالا استفاده از الکل مشکل حل شدن گچ را برطرف نکرده است. زیرا مقادیر CEC در این دو روش کمتر از سایر روشها به دست آمده است. نتایج دو روش استات سدیم بافر شده و استات سدیم- کلرید سدیم بافر شده حاوی الکل نزدیک به یکدیگر می‌باشند و این در حالی است که روش استات سدیم- کلرید سدیم بافر شده حاوی الکل به عنوان روش اختصاصی برای خاکهای گچی معرفی شده است.

نتایج بدست آمده از اندازه‌گیری مقادیر کلسیم تبادلی نیز تایید کننده ناکارامدی این روشها می‌باشد(جدول ۳). همان طور که در این جدول دیده می شود، مقادیر کلسیم تبادلی در بیشتر موارد بیش از مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی بدست آمده است و این به معنای حل شدن ترکیبات سولفات و کربنات کلسیم در طی انجام این روشها

می باشد. در حقیقت مقادیر بدست آمده مجموع کلسیم تبادلی و کلسیم حل شده می‌باشد. مقدار کسیم تبادلی برای روش اگزالات سدیم خیلی کمتر از مقدار واقعی بدست آمده است. به نظر می‌رسد اگزالات سدیم در جلوگیری از حل شدن گچ و آهک به خوبی عمل کرده است اما همزمان به دلیل نگهداری بخشی از محلول اگزالات سدیم در رسوب اگزالات کلسیم منجر به نتایج نادرست شده است.

جدول ۱- مقادیر کلسیم تبادلی نمونه‌ها بر حسب $cmol_c\ kg^{-1}$

روش–نمونه	کلرید سدیم حاوی الکل	اگزالات سدیم	کلرید باریم‌حاوی الکل	کلرید باریم بافری	استات سدیم
خاک ۱	۸/۷۱	۰/۲۰	۶/۱۰	۲۲/۷۶	۱۹/۲۲
خاک ۲	۱۱۴/۰۰	۰/۵۰	۱۰۲/۷۳	۷۸/۹۴	۱۰۷/۴۵
خاک ۳	۳۳/۴۳	۰/۱۵	۲۸/۵۷	۴۱/۴۲	۱۹/۴۷
خاک ۴	۴۰/۰۹	۰/۳۰	۳۸/۲۶	۵۷/۸۹	۷۱/۷۸
خاک ۵	۸۲/۶۵	۰/۷۰	۷۴/۲۳	۱۲۲/۷۳	۱۰۸/۲۰
گچ	۱۸۸/۷۳	۰/۷۲	۱۶۸/۸۴	۲۹۸/۹۷	۲۳۷/۵۴
آهک	۲۱/۳۰	۰/۲۱	۱۷/۵۵	۵۰/۰۶	۴۳/۱۱

به طور کلی نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که روشهای مورد بررسی در این تحقیق نتایج قابل اعتمادی بدست نمی‌دهند و حل شدن جزئی از فاز جامد ترکیبات سولفات و کربنات کلسیم همچنان مشکلی جدی در اندازه‌گیری مقدار CEC در این خاکها محسوب می‌شود. بر اساس نتایج به دست آمده روش اگزالات سدیم روشی غیر قابل اعتماد می‌باشد و رسوب اگزالات کلسیم در مرحله اشباع کردن، منجر به نتایج نادرست می‌شود و این مسئله با درجات کمتر در روشهای کلرید باریم نیز وجود دارد. استفاده از محلول کلرید باریم حاوی الکل تا حدودی مشکل حل شدن گچ را در خاکهای گچی برطرف کرد. استفاده از روش کلرید باریم در خاکهای با مقادیر زیاد گچ (بیشتر از ۲ درصد) به دلیل عدم تشکیل رسوب کربنات باریم نتایج قابل اعتمادتری بدست داد.

منابع

Bascomb, C.L., 1964. Rapid method for the determination of the cation exchange capacity of calcareous and non-calcareous soils. Journal of the Science of Food and Agriculture 15: 821–823.

Bower CA, ReiteMeier PF and Fireman M .1952. Exchangeable cation analysis of saline and alkali soils. Soil Sci., 73, 251–261

Dohrmann, R., 2006. Cation exchange capacity methodology I: An efficient model for the detection of incorrect cation exchange capacity and exchangeable cation results. Appl. Clay Sci 34: 31-37

Polemic, M. and Rhoades, J.D. 1977. Determining cation exchange capacity: a new procedure for calcareous and gypsiferous soils. Journal of the Soil Science Society of America 41:524 - 528.

Sayegh, A.H., Khan, N.A., Khan, P. and Ryan, J. 1978. Factors affecting gypsum and cation exchange capacity determinations in gypsiferous soils. Soil Science 125: 294 - 300.

بررسی نقش کربنات کلسیم در فراوانی نسبی ذرات تشکیل دهنده خاک

حامد کاشی[۱]، هادی قربانی[۲]، صمد امامقلی زاده[۳]

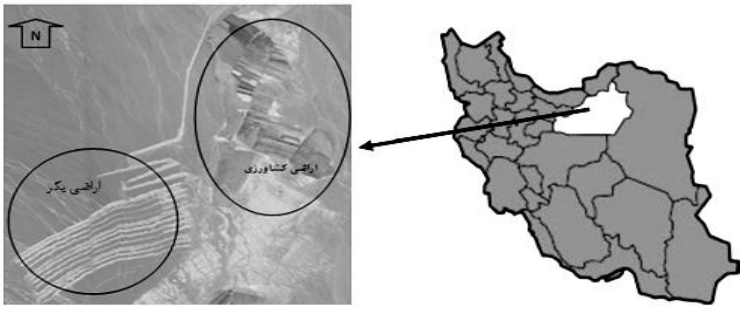
۱- فارغ التحصیل کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شاهرود
۲- دانشیار گروه آب و خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهرود
۳- استادیار گروه آب و خاک دانشکده کشاورزیدانشگاه شاهرود

مقدمه

بافت خاک از نسبت ذرات رس، سیلت و شن تشکیل شده است که در ترکیب با یکدیگر ۱۲ کلاس بافتی خاک را تشکیل می دهند (soil survey staff, 1975). فراوانی نسبی ذرات تشکیل دهنده خاک بر ویژگی های نظیر نفوذ آب در خاک، ظرفیت نگهداری آب در خاک و هدایت ه یدرولیکی موثر است. بنابراین صحت بررسی ویژگی های خاک به شدت به صحت اندازه گیری ذرات تشکیل دهنده خاک وابسته است. بسته به شدت دما، اغلب خاکهای بیابانی فقیر از مواد آلی و غنی از مواد معدنی می باشند. این شرایط منجر به تشکیل خاکهای شور و قلیایی و ایجاد کربنات کلسیم ثانویه در خاک می گردد (Mc Ginnies, 1981). کربنات اغلب به صورت کریستالهای سیلتی شکل رسوب می کند اما اغلب به صورت گرهک ها یا سخت لایه های آهکی درمی آید (Fairbridge and Finkl, 1979). تراکم زیاد ذرات خاک توسط کربنات کلسیم ممکن است باعث تشخیص اشتباه ذرات رس به عنوان شن یا لوم درشت و خطا در محاسبات گردد. یکی از قوانین مهم در اندازه گیری بافت خاک قانون استوکز و روشهای هیدرومتری بایکاس و پیپت روبینسون می باشد که از مقادیر متوسط چگالی ذرات در تعیین زمان ته نشینی ذرات استفاده می نمایند. اعمال پیش تیمار در تعیین فراوانی نسبی ذرات خاک، احتمال جداسازی ذرات متراکم را افزایش می دهد. بنابراین به عنوان مرحله ای کلیدی در تعیین فراوانی نسبی ذرات خاک به حساب آمده و توصیه می گردد. تیمار فیزیکی پراکندگی ذرات خاک را افزایش می دهد در حالیکه تیمار شیمیایی سبب حذف عوامل سیمانی کننده از سطح و درون ذرات می گردد (Gee and Bauder, 1986). Gunal و همکاران (۲۰۱۱) در بررسی خود به تفاوت معنی داری در مقادیر رس، سیلت و شن خاک پس از حذف آهک دست پیدا نکردند در حالیکه با حذف ماده آلی خاک فراوانی نسبی ذرات تغییرات معنی داری را نشان داد. این محققین پس از مطالعه خاکهای نیمه خشک مکزیک به افزایش معنی دار مقادیر رس و کاهش معنی دار مقادیر شن پس از حذف کربنات کلسیم خاک دست پیدا کردند (Francis and Aguilar, 2009). در تحقیقی با عنوان تاثیر حذف کربنات کل در تعیین میزان اجزا بافت خاک در خاکهای آهکی به کاهش معنی دار ذرات سیلت و رس و افزایش معنی دار ذرات شن پس از تیمار حذف کربنات کلسیم خاک دست پیدا کردند (جعفرزاده و موسوی، ۱۳۷۸). هدف از این تحقیق بررسی تاثیر پیش تیمار حذف کربنات کلسیم در فراوانی نسبی ذرات تشکیل دهنده بافت خاک در اراضی کشاورزی و مرتعی با مقادیر بالای کربنات کلسیم می باشد. همچنین به نقش کربنات کلسیم در افزایش یا کاهش مقادیر رس، سیلت و شن اراضی کشاورزی و مرتعی با تهیه جدول همبستگی پرداخته شده است. تاثیر تغییر کاربری اراضی از مرتع به کشاورزی بر فراوانی نسبی ذرات و درصد آهک خاک نیز از دیگر اهداف این تحقیق بشمار می آید.

مواد و روشها

برای این منظور تعداد ۲۰ نمونه از اراضی مرتعی پخش سیلاب قوشه دامغان و ۲۰ نمونه از اراضی کشاورزی مجاور آن از عمق ۶۰-۰ سانتی متری خاک جمع آوری گردید (شکل ۱). منطقه مورد مطالعه دارای آب و هوای بری و میزان متوسط بارندگی منطقه حدود ۱۲۰ میلی متر در سال می باشد. برای انجام آزمایشات در مرحله اول فراوانی نسبی ذرات تشکیل دهنده خاک (رس، سیلت و شن) با روش هیدرومتری بایکاس و درصد کربنات کلسیم خاک با روش حجم سنجی اندازه گیری گردید. در مرحله دوم پیش تیمار استات سدیم ۱ نرمال برای حذف کربنات کلسیم نمونه ها اضافه گردید و فراوانی نسبی ذرات برای مرحله دوم قرائت گردید . پس از جمع آوری داده ها بررسی آماری به صورت آزمون تی تست و با استفاده از نرم افزار SPSS 19 انجام گرفت.



شکل ۱- شماتیک اراضی پخش سیلاب قوشه و زمینهای زراعی مجاور

نتایج و بحث

برخی از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاکهای مناطق مورد مطالعه در جداول (۱) و (۲) ارائه شده است . مقایسه فراوانی نسبی ذرات تشکیل دهنده خاک پس از حذف کربنات کلسیم نیز به کمک آزمون تی تست در جدول (۳) نشان داده شده است. بر اساس نتایج به دست آمده از جداول ۱ و ۲ بافت خاک غالب در اراضی کشاورزی رسی و لوم رسی و در اراضی مرتعی شنی می باشد. همچنین مقادیر کربنات کلسیم در هر دو نوع کاربری اراضی حاکی از وجود مقادیر بالای کربنات کلسیم در خاک دارد که اهمیت حذف آن در اندازه گیری مقادیر فراوانی نسبی ذرات خاک دوچندان می کند. مقایسه فراوانی نسبی ذرات پس از حذف کربنات کلسیم نشان دهنده وجود تفاوت معنی دار از لحاظ آماری در سطح ۱ درصد برای ویژگی های میزان رس و شن در هر دو نوع کاربری دارد به طوریکه در اراضی کشاورزی و مرتعی میانگین مقادیر رس پس از حذف کربنات کلسیم به ترتیب افزایش ۸۶ و ۹۲ درصدی و میانگین مقادیر شن به ترتیب کاهش ۷۳ و ۵۸ درصدی نشان می دهند. در حالیکه مقادیر سیلت در هر دو نوع کاربری اراضی تفاوت معنی داری را نشان نمی دهند.

جدول ۱- پارامترهای آماری داده های استفاده شده در خاکهای کشاورزی

	همرا ه با کربنات کلسیم				حذف کربنات کلسیم		
	رس	سیلت	شن (درصد)	کربنات کلسیم	رس	سیلت (درصد)	شن
کمترین	۹	۸/۵	۱۶/۵	۱۰	۲۳/۵	۱۰	۹
بیشترین	۳۸/۵	۶۲	۷۸	۲۹	۶۰	۶۲/۵	۶۴
میانگین	۲۲/۶	۳۴/۱۵	۴۳/۲۵	۱۸/۹	۳۹/۰۵	۳۱/۵	۲۹/۴۵
انحراف معیار	۹/۷۲	۱۲/۰۵	۱۶/۸۳	۴/۲	۱۰/۷۳	۱۱/۲۱	۱۵/۵۸

جدول ۲- پارامترهای آماری داده های استفاده شده در خاکهای مرتعی

	همرا ه با کربنات کلسیم				حذف کربنات کلسیم		
	رس	سیلت	شن (درصد)	کربنات کلسیم	رس	سیلت (درصد)	شن
کمترین	۴	۵/۵	۵۷	۵	۱۶	۴	۴۵
بیشترین	۳۲/۵	۲۰/۵	۹۰	۳۰	۳۹	۱۸	۸۰
میانگین	۱۴/۶۵	۱۰/۱۷	۷۵/۱۷	۱۶/۰۷	۲۷/۱۷	۸/۲	۶۴/۶۲
انحراف معیار	۸/۵	۴/۶۵	۱۰/۹۸	۶/۱۹	۷/۹	۴	۱۰/۵۲

جدول ۳- مقایسه فراوانی نسبی ذرات خاکهای مرتعی و کشاورزی به کمک آزمون تی تست

منبع تغییرات	اراضی کشاورزی			اراضی مرتعی		
	رس	سیلت	شن	رس	سیلت	شن
حذف کربنات کلسیم	-۴/۴۶**	۰/۴۶^{ns}	۲/۶۹**	-۴/۸۳**	۱/۴۴^{ns}	۳/۱**

** بیانگر اثر معنی داری در سطح ۱ درصد و ns بیانگر عدم وجود اثر معنی دار می باشد.

مقادیر ضریب همبستگی تاثیرپذیری مقادیر رس، سیلت و شن از درصد کربنات کلسیم اراضی کشاورزی و مرتعی در جدول ۴ آمده است. بر اساس نتایج به دست آمده بر خلاف مقادیر سیلت که همبستگی ناچیزی را با درصد کربنات کلسیم در اراضی کشاورزی و بکر نشان می دهد، درصد شن همبستگی مثبت و معنی دار و درصد رس همبستگی منفی و معنی داری را با درصد کربنات کلسیم هر دو نوع کاربری اراضی نشان می دهند.

جدول ۴- ضرایب همبستگی بین کربنات کلسیم و مقادیر رس، سیلت و شن اراضی کشاورزی و مرتعی

نوع کاربری	متغیر	ضرایب همبستگی (r)

		رس	سیلت (درصد)	شن
خاکهای کشاورزی	کربنات کلسیم (درصد)	-۰/۵۵**	-۰/۰۳ns	۰/۶۳**
خاکهای مرتعی		-۰/۷۷**	-۰/۰۱ns	۰/۶۸**

** بیانگر اثر معنی داری در سطح ۱ درصد و ns بیانگر عدم وجود اثر معنی دار می باشد.

از دیگر نتایج به دست آمده از این تحقیق می توان به نقش تغییر کاربری اراضی در مقادیر رس، سیلت، شن و کربنات کلسیم خاک اشاره نمود. بر اساس نتایج به دست آمده از جدول ۵، تغییر در کاربری اراضی از مرتع به کشاورزی سبب بروز تغییرات معنی دار رس، سیلت و شن در سطح ۱ درصد گردیده است ولی مقادیر کربنات کلسیم در هر دو نوع کاربری اراضی مشابه بوده و تغییرات معنی داری را نشان نمی دهد.

جدول ۴- مقایسه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای مرتعی و کشاورزی به کمک آزمون تی تست

منبع تغییرات	رس	سیلت	شن	کربنات کلسیم
نوع کاربری	-۳/۹۸**	-۸/۷۵**	۸/۳۶**	-۱/۶۹ns

** بیانگر اثر معنی داری در سطح ۱ درصد و ns بیانگر عدم وجود اثر معنی دار می باشد.

نتیجه گیری

نتایج این پژوهش گویای وجود تفاوت معنی دار در مقادیر فراوانی نسبی ذرات خاک پس از حذف کربنات کلسیم در آزمایش بافت خاک بخصوص در اراضی آهکی منطقه مورد مطالعه دارد. مقادیر شن پس از حذف کربنات کلسیم در هر دو نوع کاربری اراضی کاهش معنی دار و مقادیر رس افزایش معنی داری را نشان دادند . همچنین جدول ضرایب همبستگی نشان دهنده همبستگی مثبت و منفی معنی دار درصد شن و رس با کربنات کلسیم خاک هر دو نوع کاربری اراضی دارد. مقایسه مقادیر رس، سیلت، شن و کربنات کلسیم پس از تغییر کاربری اراضی از مرتع به کشاورزی نیز حاکی از اختلاف معنی دار در مقادیر رس، سیلت و شن خاک می باشد.

منابع

جعفرزاده، ع. و موسوی ب.، ۱۳۷۸. تاثیر حذف کربنات کل در تعیین میزان اجزای بافت خاک در خاکهای آهکی. صفحه ۶۴. خلاصه مقالات ششمین کنگره علوم خاک ایران. دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد.

Gunal H, Ersahin S, Buket Y, Budak M and Asir N, 2011. Soil Particle Size Distribution and Solid Fractal Dimension as Influenced by Pretreatments. Journal of Agricultural Sciences 17: 217-229.

Gee GW and Bauder JW, 1986. Particle size analysis. In: Methods of Soil Analysis. A. Klute (Ed), Part 1, 2nd ed. Agronomy No. 9. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 825-844.

Francis R and Aguilar R, 1995. Calcium carbonate effects on soil textural class in semiarid wildland soils. Arid Soil Research and Rehabilitation 9: 155-165.

Fairbridge RW and Finkl, CW, 1979. The encyclopedia of soil science, part 1: Physics,chemistry, biology, fertility, and technology. Dowden, Hutchinson and Ross, Stroudsburg, Pennsylvania.

McGinnies WG, 1981. Discovering the desert. University of Arizona Press, Tucson, Arizona.

Soil Survey Staff. 1975. Soil taxonomy. USDA Soil Conservation Service, Agriculture Handbook 436. U.S. Government Printing Office, Washington, D. C.

تغییرات محتوی کربن آلی در اراضی زیرکشت نیشکر خوزستان.

مرجان انصاری دزفول[1]، شهلا محمودی[2]، محمدحسن مسیح آبادی[3]، عبدعلی ناصری[4]، حسن حمدی[5]
۱-دانشجوی دکتری، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات،گروه خاکشناسی،تهران، ایران
پست الکترونیکی:marjan.ansari@gmail.com
۲-عضو هیات علمی دانشگاه تهران
۳-عضو هیات علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات، تهران، ایران
۴-عضو هیات علمی دانشگاه شهید چمران
۵-مدیر موسسه تحقیقات و آموزش توسعه نیشکر و صنایع جانبی خوزستان

مقدمه

محتوی کربن آلی خاک قوی ترین شاخص حاصلخیزی خاک تحت تاثیر کاربریهای گوناگون است (Ayoubi، ۲۰۱۱). مطالعات زیادی در مورد تاثیر کاربری بر محتوی مواد آلی خاک انجام شده است . Presley (۲۰۰۴) ، در بررسی تاثیرات بوجود آمده در اراضی که به مدت ۳۰ سال زیر آبیاری فشرده بودند، تاثیر معنی داری را بر محتوای کربن خاک نشان نداد، در حالیکه تحقیقات مشابه نتایج معکوسی را گزارش داده اند. Lueking و همکاران(۱۹۸۵)، افزایش این فاکتور را در اثر آبیاری گسترده در تپه های شنی نبراسکا در مقایسه با اراضی بکر ارایه دادند . Bagher nejad(۲۰۰۰) ، افزایش فاکتور مذکور را در افقهای سطحی خاک ناشی از آبیاری بیان نمود . برخی دیگر از این تحقیقات بطور اختصاصی تاثیرات کشت نیشکر را بر روی کربن آلی خاک مورد بررسی قرار داده اند . Antwerpen و Meyer در سال ۱۹۹۶ کاهش مواد آلی خاک را در افقهای سطحی اراضی زیر کشت نیشکر و روند کاهشی آن را با افزایش عمق خاک گزارش د ادند. برزگر در سال ۲۰۰۵ افزایش محتوی کربن آلی را در افق سطحی خاکهای زیر کشت نیشکر هفت تپه نسبت به اراضی بایر گزارش کرد، در حالیکه این افزایش را برای سایر افق ها بی معنی عنوان کرد . این مطالعه با هدف بررسی تاثیر نوع کاربری کشت نیشکر در اراضی جنوب خوزستان انجام شد.

مواد و روشها

مطالعه حاضر در اراضی زیرکشت نیشکر جنوب خوزستان با قدمت ۱۷ سال و شمال خوزستان با قدمت ۵۰ سال انجام شد. ۶ پروفیل در مزارع زیرکشت و ۲ پروفیل در اراضی بایر مجاور مزارع به عنوان شاهد انتخاب و حفاری و نمونه برداری شدند(جدول۱).

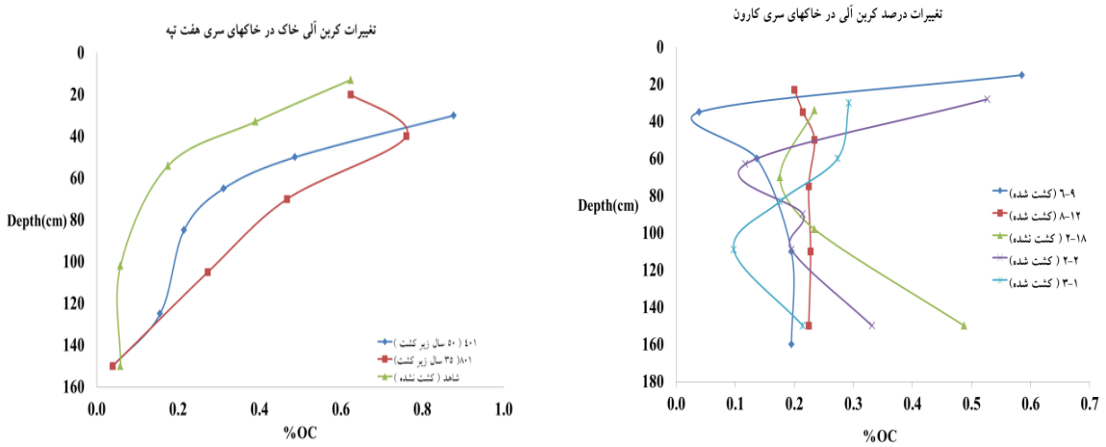
برای اندازه گیری مواد آلی خاک از روش Walkly and Black (Jackson, ۱۹۷۵) استفاده شد. نمونه برداری برای تهیه مقاطع نازک، به منظور مطالعه زیر میکروسکوپ پلاریزان، با استفاده از جعبه کوبینا انجام و مقاطع تهیه شده با میکروسکوپ مدل (Motic BA300 POL) مشاهده شدند. تفسیر مقاطع بر اساس متد(Stoops،۲۰۰۳) و عکسبرداری از مقاطع با استفاده از دوربین مدل Motic cam pro 252A انجام گرفت.

جدول۱- موقعیت نیمرخهای مطالعه شده

شماره پروفیل	شماره مزرعه	سری خاک	سن مزرعه (سال)
۱	۶-۹	کارون	۱۲
۲	۸-۱۲	کارون	۱۳
۳	۲-۲	کارون	۱۷
۴	۲-۱۸	کارون	بایر
۵	۳-۱	کارون	۱۲
۶	۴۰۱	هفت تپه	۵۰
۷	۸۰۱	هفت تپه	۳۵
۸	شاهد هفت تپه	هفت تپه	بایر

نتایج و بحث

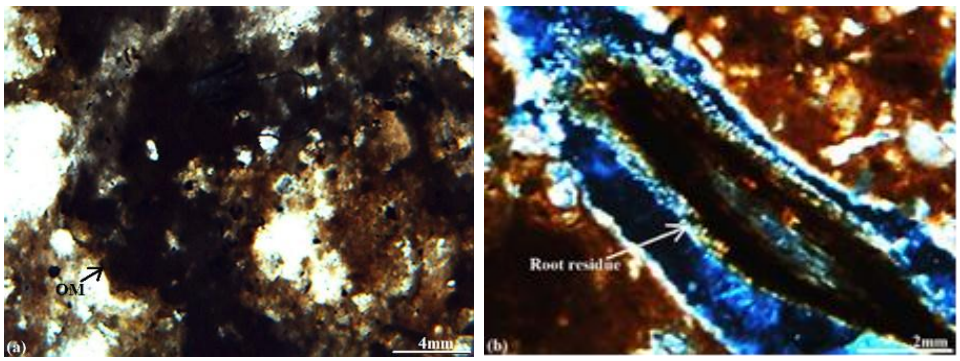
مقدار کربن آلی در پدونهای مطالعه شده در شکل ۱ نشان داده شده است.

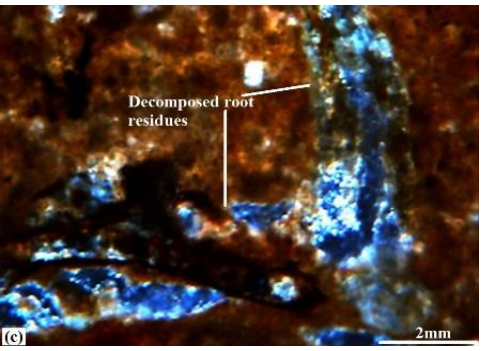


شکل۱. مقایسه تغییرات کربن آلی در سری خاک کارون

در اراضی جنوب خوزستان غیراز مزرعه ۱۲-۸ ، محتوی کربن آلی خاک در افقهای سطحی (Ap) این مزارع بیش از افقهای زیرسطحی و در محدوده ۰/۶۲ – ۰/۲۳ درصد است و در اکثر موارد با افزایش عمق روند کاهشی نشان داد. همچنین در افقهای سطحی مزارع زیرکشت افزایش قابل توجه فاکتور مذکور در مقایسه با پدون شاهد به چشم می خورد و تنها مزرعه ۱۲-۸ ناقض این اختلاف می باشد . در پروفیلهای مزارع ۱-۳ ، ۲-۲ و پروفیل شاهد ۱۸-۲ ، در افق زیرین در عمق بین ۱۶۰- ۱۴۰ سانتی متری افزایش دوباره کربن آلی دیده شد. بالاترین درصد کربن آلی خاک در افق انتهایی پروفیل شاهد به میزان ۰/۴۹ درصد اندازه گیری شد. افزایش محسوس محتوی کربن آلی خاک در اراضی زیر کشت نیشکر نسبت به زمین بایر دیده شد. چرم در ۲۰۰۹ نتیجه مشابه را در مورد تغییرات محتوی مواد آلی در اراضی زیر کشت نیشکر این منطقه اعلام کرد. افق Ap این اراضی، بخصوص مزرعه ۴۰۱ ، درصد کربن آلی بیشتری از افق های مشابه در مقابل اراضی جنوب خوزستان را نشان دادند. بالاترین مقدار SOC را در افق Ap مزرعه ۴۰۱ که ۵۰ سال قدمت بهره برداری دارد به میزان ۰/۸۸ درصد مشاهده می شود . این مقدار با توجه به قدمت پروفیلهای زیر کشت دور از انتظار نیست و هم انگونه که دیده می شود افق سطحی مزرعه ۸۰۱ با قدمت ۳۵ سال کشت و کار نیشکر در رتبه دوم قرار دارد . برخی از افقهای سطحی در نیمرخهای مطالعه شده مزارع جنوب (کشت و صنعت امیرکبیر) محتوی کربن آلی مشابه مزرعه ۸۰۱ داشتند که این نرخ تغییرات را نسبت به مزرعه شاهد این اراضی در مقایسه با نرخ تغییرات اراضی هفت تپه نسبت به شاهدشان می توان سریعتر یافت. بنابراین از این مقایسه امید آن می رود که بهره برداری اراضی شور و بایر جنوب خوزستان در مدت کوتاهتری به افزایش محتوی مواد آلی آنها منجر شود.

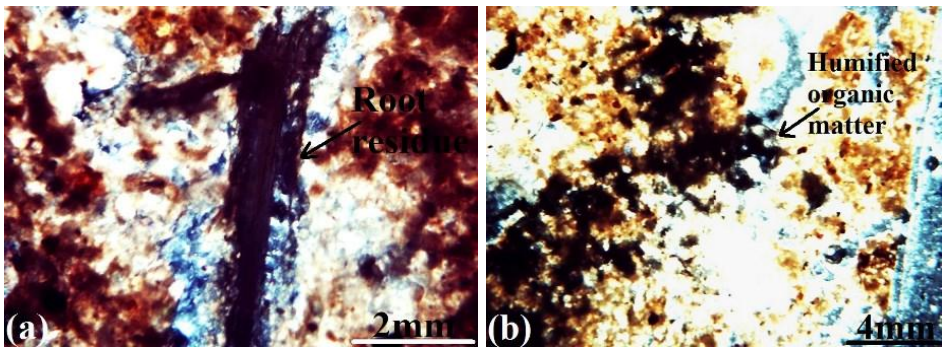
در بررسی مقاطع نازک تهیه شده از اراضی زیرکشت و بایر این منطقه بقایای گیاهی در مراحل مختلف تجزیه مشاهده شدند(شکل۲ و ۳).

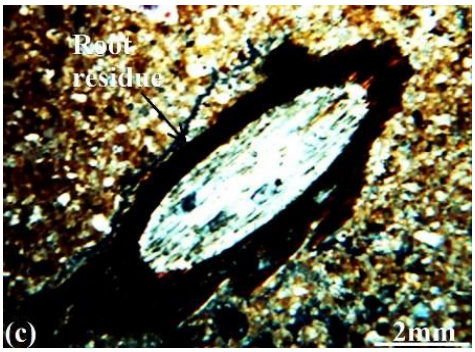




شکل۲. مواد آلی کاملا هوموسی شده بی شکل در افقA ، عمق ۳۴-۰ سانتی متری پدون‌زمین بایر(a). بقایای تازه تجزیه شده ریشه در کانال، افقBtk، عمق ۳۵-۲۰ سانتی مtری پروفیل مزرعه۱۲-۸ (b)، بقایای ریشه کاملا تجزیه شده در کانال، افق Ap، عمق ۳۲-۰ سانتی متری پروفیل مزرعه۱۳-۱۵، (c).

در مقاطع نازک زمین بایر بقایای گیاهی غیرقابل شناسایی عمدتا هوموسی شده و آمورف (بی شکل) هستند، در حالیکه آثار ریشه های نیشکر تازه تجزی ه شده و یا تا حدودی تجزیه شده در م قاطع نازک اراضی زیرکشت دیده شد. در اراضی زیرکشت اگرچه محتوی مواد آلی نسبت به بایر افزایش پیدا کرده است، ولی درجه هوموسی شدن این مواد در زمین بایر بیشتر است.





شکل۳. بقایای بافت تجزیه شده ریشه در کانال(a) و مواد آلی هوموسی شده بی شکل (b) در افق A ، عمق ۱۳-۰ سانتی متری زمین بایر هفت تپه بقایای ریشه کمی تجزیه شده در افقAp، عمق ۳۰-۰ سانتی متری پدون مزرعه ۴۰۱(c).

منابع

1. Ayoubi S, Khormali F, Sahrawat KL, Rodrigues de Lima AC, 2011. Assessing impacts of land use change on soil quality indicators in a loessial soil in Golestan province, Iran. J. Agr. Sci. Tech. 13: 727–742.
2. Antwerpen RV, Meyer JH, 1996. Soil degradation under sugarcane cultivation in northern Kwazulu-Natal. Proc S Af Sug Technol Ass. (1996) 70: 29-33.
3. Baghernejad M, 2000. Genesis and morphological changes of soils under irrigated Date Palm in southern Iran. J. Agr. Sci. Tech. 2: 243-256.
4. Chorom M, Baghernejad M, Jafari S., 2009. Influence of rotation cropping and sugarcane production on the clay mineral assemblage. J. Applied clay science. 46: 385-395.
5. Luedking M.A., Shepers J.S., 1985. Changes in Soil Carbon and Nitrogen Due to Irrigation Development in Nebraska's Sandhill Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 49:626-630.
6. Presley DR, Ransom MD, Kluitenberg GJ, Finnell PR, 2004. Effect of thirty years of irrigation on the genesis and morphology of two semiarid soils in Kansas. Soil Sci. Soc. Am. J. 68: 1916-1926.
7. Jackson ML, 1975. Soil Chemical Analysis. Advanced Course. University of Wisconsin, College of Agriculture, Department of Soils, Madison, Wisconsin, USA.
8. Soil Survey Staff, 1981. Examination and description of soils in the field. In Soil survey manual. Soil Conservation Service, U.S.D.A., Washington, DC.
9. Stoops G, 2003. Guidelines for analysis and description of soil and regolith thin sections (1st Edition).

برهم‌کنش باکتری *سودوموناس پوتیدا* با رس‌های پالیگورسکیت و سپیولیت

مرضیه توانایی[1]، سمیه بختیاری[2]، مهران شیروانی[3]، فرشید نوربخش[3]، محمدرضا مصدقی[3]
۱- دانشجوی تحصیلات تکمیلی دانشگاه صنعتی اصفهان
۲- عضو هیئت علمی دانشگاه صنعتی سیرجان
۳- عضو هیئت علمی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

سودوموناس پوتیدا از ریزوباکترهای افزاینده رشد گیاه (PGPR) است. این باکتری‌ها می‌توانند به دو روش مستقیم و غیرمستقیم بر رشد و نمو گیاه آثار مفید داشته باشند. در روش مستقیم، باکتری‌ها با تولید یک ترکیب خاص و مؤثر بر رشد گیاه و یا تسهیل در جذب عناصر غذایی موردنیاز گیاه، رشد آن را بهبود می‌بخشند. در روش غیرمستقیم، این باکتری‌ها برخی از پیامدهای مضر جانداران بیماری‌زا را با استفاده از یک یا چند فرآیند حذف یا تعدیل می‌نمایند و به این صورت به سلامت گیاه کمک کرده و در نهایت منجر به افزایش رشد گیاه می‌شوند.

سودوموناس پوتیدا، ریزجانداری منحصر به‌فرد در خاک است که می‌تواند در برابر بسیاری از حلال‌های آلی مقاومت کند. این باکتری گرایش زیادی به سمت تعدادی از ترکیبات آروماتیک از جمله آلاینده‌های زیست-محیطی دارد، بنابراین برخی سویه‌های پوتیدا به‌عنوان باکتری‌های از بین برنده آلاینده‌های آلی شناخته شده‌اند (Fakhruddin et al., 2003).

کانی‌های رسی، ریزترین اجزاء معدنی خاک‌ها و رسوبات هستند. این ذرات کلوئیدی ریز، دارای سطح ویژه زیادی بوده و تمایل زیادی برای جذب باکتری‌ها دارند (Rong et al., 2008). پالیگورسکیت و سپیولیت از کانی‌های فیبری (رشته‌ای) مخصوص مناطق خشک و نیمه‌خشک می‌باشند. پالیگورسکیت در بسیاری از خاک-های مناطق خشک و نیمه‌خشک کشور وجود داشته و حتی در برخی خاک‌ها به‌عنوان کانی غالب بخش رس خاک گزارش شده است. وجود سپیولیت در خاک‌های ایران اثبات نشده است ولی نهشته‌های غنی از این کانی در ایران یافت شده است. این کانی‌ها به دلیل داشتن سطح ویژه زیاد و ظرفیت جذب زیاد برای گازها و مواد محلول، کاربردهای مختلفی در صنعت و محیط زیست دارد (et al., 2007Shirvani).

فعالیت و تحرک ریزجانداران خاک وابستگی زیادی به برهم‌کنش آنها با کانی‌های خاک دارد. به‌علاوه، برهم‌کنش بین باکتری‌ها و کانی‌ها بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک‌ها هم‌چون هوازدگی کانی‌ها، تشکیل خاکدانه‌ها، تجزیه مواد آلی، رهاسازی مواد غذایی، انتقال و سرنوشت نهایی آلاینده‌ها و انتقال پاتوژن‌ها تاثیر دارد (Ueshima et al., 2008).

از آنجا که بقاء و تحمل باکتری‌ها در برابر تنش‌های محیطی و حمله شکارچیان، کارکردهای بیولوژیکی آن‌ها در انجام فرایندهای بیوشیمیایی و برقراری چرخه عناصر و هم‌چنین تحرک و جابه‌جایی باکتری‌ها وابستگی زیادی به برهم‌کنش این ریزجانداران با کلوئیدهای خاک دارد، مطالعه جذب باکتری‌ها به‌وسیله رس‌ها از اهمیت زیادی برخوردار است. با وجود برخی پژوهش‌های انجام‌گرفته در این زمینه، تاکنون برهم‌کنش باکتری‌ها با رس‌های رشته‌ای بررسی نشده است. از آنجا که باکتری *سودوموناس پوتیدا* از باکتری‌های افزاینده رشد گیاه بوده و نقش مهمی در انجام فرایندهای بیوشیمیایی خاک دارد، مطالعه برهم‌کنش این باکتری با رس-

های فیبری اطلاعات مهمی برای پیش‌بینی بقاء، تحرک و کارکردهای این باکتری در خاک‌های مناطق خشک در اختیار محققین قرار خواهد داد.

مواد و روش‌ها

در این مطالعه از پایگورسکیت استاندارد فلوریدا (انجمن کانی‌های رسی، CMS) و سپیولیت یزد به‌عنوان جاذب و از باکتری *سودوموناس پوتیدا* (سویه P168) خریداری‌شده از موسسه آب و خاک تهران به‌عنوان باکتری مدل استفاده شد.

نمونه‌های رس مورد استفاده آسیاب شده و از الک ۲۷۰ مش (۰/۰۵ میلی‌متر) عبور داده شدند. نمونه‌های پودری پس از شستشو با آب مقطر، به‌وسیله محلول ۰/۵ مولار کلرید کلسیم اشباع گردید. در نهایت نمونه‌ها تا زمانی که عاری از یون کلر گردند با آب مقطر شسته شدند. عدم حضور یون کلر به‌وسیله $AgNO_3$ تایید گردید. پس از این مرحله، نمونه‌ها هوا–خشک شده و مجدداً از الک ۰/۰۵ میلی‌متر عبور داده شدند.

جهت کشت باکتری از محیط کشت Nutrient broth (NB) استفاده شد و پس از واردکردن کلنی‌ها در حجم مناسب محیط کشت (در شرایط کاملاً استریل)، نمونه‌ها به‌مدت ۴۸ ساعت درون انکوباتور شیکردار در دمای ۳۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند (Rong et al., 2008).

جهت تعیین مقدار جذب باکتری توسط رس‌ها، حجم‌های مختلف (۳۰– ۱ میلی‌لیتر) از سوسپانسیون باکتری (با جمعیت مشخص، شمارش‌شده توسط میکروسکوپ نوری) به لوله‌های سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری حاوی ۰/۱ گرم کانی افزوده شده و حجم نهایی آن‌ها با استفاده از آب مقطر به ۴۰ میلی‌لیتر رسانیده شد. سوسپانسیون‌های حاصله در ۲۵ درجه سانتی‌گراد تا زمان رسیدن به تعادل تکان داده شدند. سپس نمونه‌ها پس از تزریق ۲ میلی‌لیتر محلول ساکاروز (۶۰٪ w/w)، با ۱۵۰۰ دور در دقیقه به‌مدت ۵ دقیقه سانتریفیوژ شد. سوسپانسیون باکتری‌های غیرمتصل در محلول رویی به‌وسیله پیپت خارج شده و غلظت باکتری در آن مستقیماً به روش اسپکتروفتومتری در طول موج ۴۱۰ نانومتر اندازه‌گیری شد. درصد باکتری جذب‌شده با تفریق مقدار باکتری جذب‌نشده از کل مقدار اولیه تعیین گردید. در نهایت جذب باکتری به‌وسیله رس‌ها به عنوان تابعی از غلظت باکتری در محلول (هم‌دمای جذب) مورد بررسی قرار گرفت و مدل‌سازی آن با مدل‌های لانگمویر و فروندلیخ انجام گرفت (Rong et al., 2008)

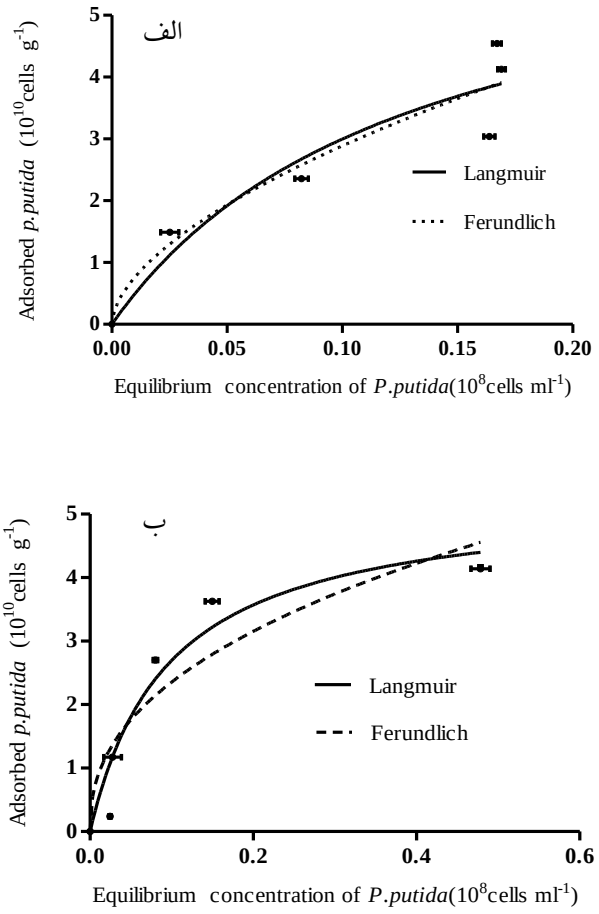
نتایج و بحث

در شکل ۱، هم‌دمای جذب *سودوموناس پوتیدا* به‌وسیله پالیگورسکیت و سپیولیت همراه با مدل‌های لانگمویر و فروندلیخ برازش‌یافته بر آن‌ها ارائه گردیده است. پارامترهای مدل‌های لانگمویر و فروندلیخ برای توصیف جذب *سودوموناس پوتیدا* به‌وسیله رس‌ها در جدول ۱ ارائه گردیده است.

مطابق تقسیم‌بندی گیلز و همکاران (۱۹۷۴) شکل هم‌دمای جذب توسط سپیولیت در کلاس نوع L قرار گرفته است که تمایل نسبتاً زیاد این رس برای جذب *سودوموناس پوتیدا* را نشان می‌دهد. شکل هم‌دمای جذب به‌وسیله پالیگورسکیت در کلاس نوع S قرار گرفت، که این نوع جذب، جذب تعاملی نامیده می‌شود و زمانی که

یک لایه اولیه از *سودوموناس پوتیدا* جذب کانی شد، لایه‌های بعدی بر روی گونه‌های جذب‌شده لایه اولیه جذب می‌شوند و اجتماعی از سلول‌های باکتری تشکیل می‌شود و یک‌مرتبه جذب زیاد شده و نهایتاً ثابت می‌شود. این نوع جذب در گونه‌های آب‌گریز مثل *سودوموناس پوتیدا* اتفاق می‌افتد (Giels et al., 1974).

سطح پالیگورسکیت دارای بار منفی بیش‌تری نسبت به سپیولیت است و سطح سلول‌های باکتری *سودوموناس پوتیدا* نیز دارای بار منفی است، وجود نیروی دافعه بین پالیگورسکیت و *سودوموناس پوتیدا* احتمالاً می‌تواند دلیلی بر جذب کم‌تر این باکتری توسط پالیگورسکیت نسبت به سپیولیت و تشکیل اجتماع باکتری‌ها در جذب توسط پالیگورسکیت باشد. قبل از تشکیل این اجتماع باکتری‌ها، هم‌بستگی مثبتی بین باکتری جذب‌شده و سطح ویژه کانی‌ها مشاهده نشد، چراکه سطح ویژه سپیولیت و پالیگورسکیت به‌ترتیب ۱۰۲ و ۱۲۰ مترمربع بر گرم است. سطح ویژه زیاد این کانی‌ها مربوط به سطوح داخلی بوده و با توجه به اندازه سلول‌های *سودوموناس پوتیدا*، امکان ورودشان به‌درون کانال‌های رس‌های رشته‌ای وجود نداشته و احتمالاً تنها جذب در سطوح خارجی رس‌ها صورت گرفته است. در مجموع می‌توان گفت کانی‌های فیبری به دلیل سطح ویژه زیاد قادر به جذب مقدار زیادی باکتری *سودوموناس پوتیدا* می‌باشند.



شکل ۱- هم‌دماهای جذب *سودوموناس پوتیدا* توسط رس‌های الف) پالیگورسکیت و ب) سپیولیت

جدول ۱- پارامتر مدل‌های لانگمویر و فروندلیخ برازش‌یافته بر داده‌های جذب *سودوموناس پوتیدا* توسط سپیولیت و پالیگورسکیت

	مدل فروندلیخ				مدل لانگمویر		
کانی رسی	SE	R^2	K_F	n	SE	R^2	K_L (ml/ 10^8 cells)	q_{max} (10^{10}cells/ g clay)
سپیولیت	۰/۶۶	۰/۸۵**	۶/۲۲	۰/۴۲	۰/۴۴	۰/۹۳***	۱۰/۴۱	۵/۲۹
پالیگورسکیت	۰/۴۸	۰/۹۲***	۱۰/۹۶	۰/۵۸	۰/۵۱	۰/۹۰***	۷/۷۶	۶/۸۶

*** و ** به‌ترتیب بیان‌گر معنی‌داری برازش مدل در سطوح احتمال آماری ۰/۰۰۱ و ۰/۰۱ می‌باشند.

منابع

Essington ME, 2004. Soil and water chemistry: An Interactive Approach. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Fakhruddin ANM, 2003. A study of the Growth of *Pseudomonas putida* CP1 on Mono-chlorophenols.

Giels CH, Silva APD and Easton IA, 1974. A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm. Part. II. Experimental interpretation. Journal of Colloid and Interface Science 47: 766–778.

Rong XQ, Huang X, He H, Chen PC and Liang W, 2008. Interaction of *Pseudomonas putida* with kaolinite and montmorillonite: A combination study by equilibrium adsorption, ITC, SEM and FTIR. Colloid and Surface 64: 49–55.

Shirvani M, Shariatmadari H and Kalbasi M, 2007. Kinetics of cadmium desorption from fibrous silicate clay minerals: Influence of organic ligands and aging. Applied Clay Science 37: 175–184.

Ueshima M, Ginn BR, Haack EA, Szymanowski JES and Fein JB, 2008. Cd adsorption onto *Pseudomonas putida* in the presence and absence of extracellular polymeric substances. Geochem. Cosmochim. Acta 72: 5885–5895.

Wu H, Jiang D, Cai P, Rong X and Huang Q, 2011. Effect of low-molecular-weight organic ligands and phosphate on adsorption of *Pseudomonas putida* by clay minerals and iron oxide. Colloid and Surface 82: 147–151.

جذب مس توسط زئولیت: اثر زمان تماس و قدرت یونی

مرضیه توانایی[۱]، فرناز هدایی[۱]، نسیم ذوق[۱]، سمیه بختیاری[۲]، مهران شیروانی[۳]
۱- دانشجویان تحصیلات تکمیلی دانشگاه صنعتی اصفهان
۲- عضو هیئت علمی دانشگاه صنعتی سیرجان
۳- عضو هیئت علمی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

فلزات سنگین از آلاینده‌های پایدار غیرقابل تجزیه بیولوژیکی هستند که می‌توانند در محیط زیست به آب و خاک وارد شده و از آنجا جذب گیاه شده و وارد زنجیره غذایی گردند. برای هر کدام از فلزات سنگین حدی تعیین شده است که بالاتر از آن می تواند سمی و خطرناک باشد. فلزات سنگین تحت تاثیر فعالیت‌های صنعتی و توسعه فن‌آوری بیشتر از میزان طبیعی در محیط زیست منتشر شده‌اند (Gadd, 1992). این فلزات به دلیل سمی بودن، اثرات نابهنجاری بر محیط زیست و سلامتی موجودات به ویژه انسان‌ها دارند. مس از جمله این فلزات سنگین است که از طریق فعالیت‌های صنعتی مثل آبکاری، ذوب و تصفیه فلزات، معادن، نیروگاه‌ها، صنایع نساجی، مصرف کودهای شیمیایی، قارچ‌کش‌های محتوی مس و لجن فاضلاب وارد محیط زیست می‌شود، بنابراین توسعه روش‌هایی که بتواند فلزات سنگین را از محیط زیست حذف کند بسیار مهم است (Adriabo, 2001 and Mc Bride, 1994).

فلزات سنگین از پساب‌ها به روش‌های مختلفی از جمله: برون جذب، تبادل یونی، رسوب شیمیایی و اسمز معکوس حذف می‌شوند. در بین این روش‌ها، فرآیند برون جذب بازده بالاتری در حذف فلزات سنگین دارد (Lin and Juang, 2002). کانی‌های رسی، ریزترین جزء معدنی در خاک‌ها و رسوبات هستند. این ذرات کلوئیدی به دلیل سطح ویژه زیاد، ظرفیت تبادل کاتیونی بالا، فراوانی طبیعی هم در خاک و هم به‌صورت نهشته‌های عظیم در مناطق مختلف به‌عنوان جاذب به‌منظور حذف فلزات سنگین مورد استفاده قرار می‌گیرند. در این تحقیق از رس زئولیت که در گروه آلومینوسیلیکات‌های بلوری و هیدراته فلزات قلیایی و قلیایی خاکی قرار می‌گیرد به‌عنوان جاذبی جهت حذف عنصر مس از محلول‌های آبی استفاده شد. همچنین در این مطالعه اثر زمان تماس جاذب و جذب شونده و تاثیر قدرت یونی بر حذف مس مورد بررسی قرار گرفت.

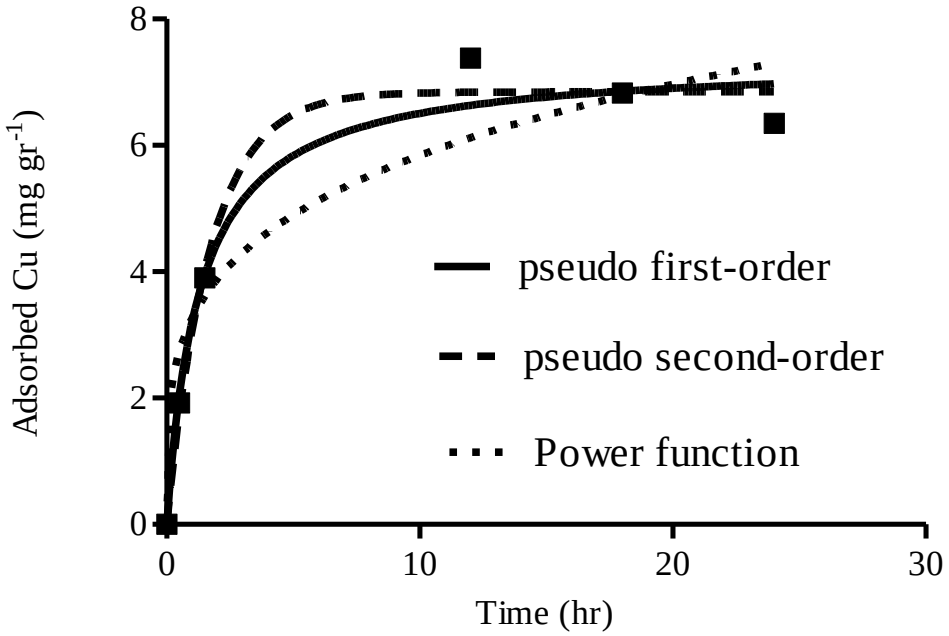
مواد و روش‌ها

نمونه رس‌زئولیت تهیه شده از معدنی در سمنان آسیاب و از الک ۲۷۰ مش عبور داده شد. جهت به‌دست آوردن زمان رسیدن به تعادل، سینتیک جذب مس توسط زئولیت در زمان‌های ۰/۵، ۱/۵، ۳، ۱۲،۱۶، ۱۸و ۲۴ ساعت انجام شد. بدین منظور، مقدار ۰/۳ گرم زئولیت و ۳۰ میلی‌لیتر محلول ۲۵۰ پی‌پی‌ام مس حاوی محلول الکترولیت ۰/۰۱ مولار کلرید کلسیم در زمان‌های مختلف در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد شیک گردید و پس از شیک، سانتریفیوژ و محلول رویی جهت اندازه‌گیری مس باقیمانده در محلول با استفاده از دستگاه اتمیک جمع‌آوری شد. اختلاف مقدار مس اولیه و باقی‌مانده بیان‌گر مس جذب شده توسط زئولیت بود.

به‌منظور بررسی اثر قدرت یونی، سوسپانسیون ۱ درصدی از جاذب و جذب شونده حاوی غلظت‌های ۲۵۰-۰ پی‌پی‌ام مس با استفاده محلول‌های ۰/۰۱ و ۰/۱ مولار کلرید کلسیم با سه تکرار تهیه شد. پس از شیک نمونه‌ها به‌مدت ۲۴ ساعت، سانتریفیوژ و محلول رویی جهت اندازه‌گیری مقدار مس باقیمانده جمع‌آوری گردید.
برازش مدل‌های شبه رده اول، دوم و تابع توانی بر داده‌های حاصل از سینتیک جذب و برازش مدل‌های لانگمویر و فروندلیخ بر داده‌های حاصل از هم‌دمای جذب با استفاده از روش رگرسیون غیرخطی به‌کمک نرم‌افزار GraphPad Prism انجام گرفت.

نتایج و بحث

سینتیک جذب بیانگر شدت جذب توسط جذب‌کننده و زمان رسیدن واکنش به تعادل است که در درک فرآیند جذب وکارایی جاذب نقش اساسی دارد. در شکل ۱، اثر زمان بر جذب مس توسط زئولیت همراه با مدل‌های برازش یافته بر آن‌ارائه گردیده است.
داده‌های سینتیک جذب مس توسط زئولیت نشان می‌دهد که مدل‌های شبه‌رده اول، دوم و تابع توانی در توصیف سینتیک جذب موفق بودند. بیشترین مقدار جذب توسط این کانی در ۱۰ ساعت اولیه صورت گرفت و بعد از آن افزایش معنی‌داری در میزان جذب دیده نشد.



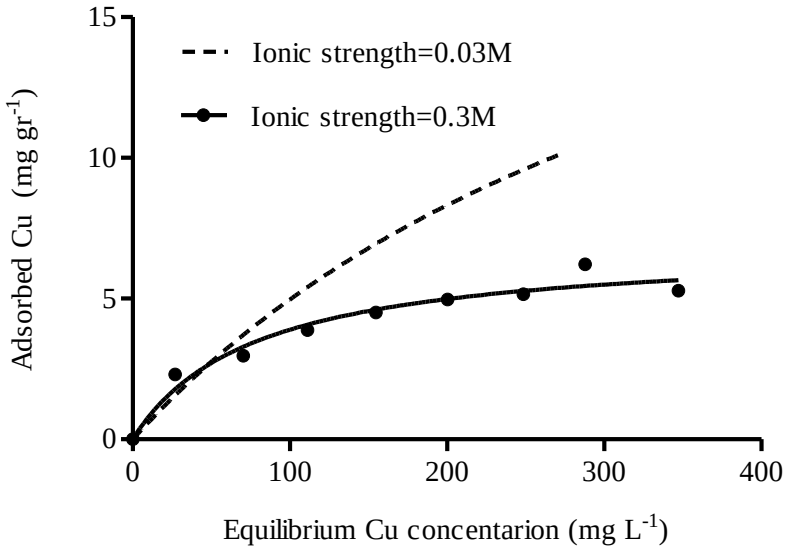
شکل ۱- سینتیک جذب مس توسط زئولیت

جدول ۱- پارامترهای حاصل از برازش مدل‌های مختلف سینتیکی بر داده‌های جذب مس توسط زئولیت

مدل‌ها	Pseudo firs-order			Pseudo second-order			Power function			
پارامترها	q_e	K_1	r^2	q_e	k_2	r^2	a	b	ab	r^2
	۶/۸۵	۰/۵۴	۰/۹۹	۰/۱۰۵	۰/۳۵	۰/۹۸	۳/۲۵	۰/۲۵	۰/۸۱	۰/۹۳

با افزایش قدرت یونی، به دلیل افزایش رقابت یون‌ها جهت مکان‌های جذب، میزان جذب کاهش یافت. پارامترهای مربوط به مدل‌های لانگمویر و فروندلیخ برازش یافته بر جذب مس توسط زئولیت در دو قدرت یونی ۰/۳ و ۰/۰۳ مولار در جدول ۲ ارائه گردیده است.

پارامتر Q_{MAX} مدل لانگمویر (جدول ۲)که نشان‌دهنده حداکثر جذب است، با افزایش قدرت یونی کاهش یافته است و ثابت K_F مدل فروندلیخ نیز تایید کننده این نتیجه است.



شکل ۲- هم‌دماهای جذب مس توسط زئولیت در دو قدرت یونی مختلف

جدول ۱- پارامترهای مدل‌های لانگمویر و فروندلیچ برازش داده شده بر داده‌های جذب مس توسط زئولیت

مدل‌ها	Langmuir			Freundlich		
پارامترها	Q_{max}	K_L	R^2	K_F	N	R^2
Ionic strength (0.03)	۲۵/۵۸	۰/۰۰۲۴	۰/۹۶	۰/۶۷	۰/۳۷	۰/۹۶
Ionic strength (0. 3)	۶/۹۲	۰/۰۱۳	۰/۹۶	۰/۱۶۳	۰/۷۴	۰/۹۶

منابع:

Adriabo DC, 2001. Trace elements in terestial environments; Biochemistry, bioavailability and risks of metals. 2 nd ed. Springer, New York.

Gadd GM, 1992. FEMS Microbial. Lett 100: 197-204.

Lin SH, and Juang RS, 2002. Heavy metal removal from water by sorption using surfactant-modified montmorilonite. Journal of Hazardous Materials 92:315-326.

Mc Bride MB, 1994. Environmental Chemistry of Soils. Oxford University Press, New York.

تأثیر نوع خاک، برخی منابع کودهای شیمیایی و گوگرد فعال شده بر شکلهای معدنی فسفر خاک

مهرزاد مستشاری(محصص)
۱- استادیار پژوهشی و رئیس مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی قزوین mm_mohasses@yahoo.com
قزوین، بلوار شهید بهشتی، روبروی مجتمع هلال احمر پلاک ۱۱۸- صندوق پستی: ۶۱۸-۳۴۱۸۵
تلفن همراه:۰۹۱۲۱۸۱۵۵۸۷، mm_mohasses@yahoo.com

مقدمه

ملکوتی (۱۳۷۸) گزارش کرد که از ۷۵۰ هزار تن کود فسفاته مصرفی سالیانه ۲۵۰ هزار تن در داخل کشور تولید و بقیه از خارج وارد می شود، با عنایت به وجود معادن و ارزانی خاک فسفات در داخل ک شور می توان روشی برای جایگزینی این کود به جای کودهای رایج فسفره تعیین نمود. در حالت عادی فسفر قابل جذب در این ماده زیاد نیست ولی نتایج تحقیقات انجام شده توسط گانی و همکاران (۱۹۹۴) نشان می دهد که می توان با اعمال روشهایی فسفر قابل جذب را در این ماده افزایش داد. از جمله این روش ها کاربرد گوگرد همراه با تیوباسیلوس می باشد. استیونسون وکول (۱۹۹۹) گزارش کردند اسید سولفوریکی که از اکسیداسیون گوگرد توسط باکتریهای اکسید کننده گوگرد تولید می شود با خاک فسفات واکنش داده و تولید مواد محلول تری مانند دی و مونوکلسیم فسفلت می کنند.

موچووج و همکاران (۱۹۸۹) در پژوهشی اثرات اصلاح کنندگی سنگ فسفات همراه با باکتری تیوباسیلوس، گوگرد و مواد آلی بر روی تغییرات شکلهای مختلف فسفر را بررسی کردند بعد از ۷ هفته خوابانیدن میزان فسفر پیوند شده با آلومینیوم افزایش یافت و فسفر پیوند شده با مواد آلی بعد از ۳ هفته به حداکثر رسید و سپس کاهش یافت، تیمار گوگرد و تیوباسیلوس pH خاک را به ۴ کاهش داد و سبب افزایش سطوح فسفر شد بعد از خوابانیدن اقدام به کشت سورگوم به مدت ۳۰ روز گردید، البته در شرایط بدون مصرف کودهای فسفری و مصرف کود سوپر فسفات تریپل که در نهایت مقایسه عملکرد گیاه در تیمارهای بدون مصرف کود با شاهد - مصرف کود سوپر فسفات تریپل- معنی دار نگردید . باید توجه داشت که کاربرد خاک فسفات به تنهایی برای خاک های آهکی مناسب نمی باشد چون به طور طبیعی و به دلیل فراوانی یون کلسیم ، واکنش فسفر با کلسیم فعال خاک به سمت تشکیل آپاتیت پیش می رود و فسفر آزاد در خاک رهاسازی نمی گردد

مواد و روشها

این آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح پایه بلوکهای کامل تصادفی با ۱۶ تیمار در سه تکرار در شرایط کنترل شده شامل نوع خاک در ۲ سطح آهک زیاد (۳۵٪) و کم (۷/۶٪) ، کود فسفره با چهار سطح (بدون مصرف کود ، مصرف ۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم فسفر خالص از منبع سوپر فسفات تریپل ، مصرف ۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم فسفر خالص از منبع فسفات آمونیوم ، مصرف ۱۰۰ میلی گرم در کیلوگرم فسفر خالص از منبع خاک فسفات) ، گوگرد فعال شده با دو سطح (۲٪ وزن خاک) (مصرف تیوباسیلوس(۱۰٪ وزن گوگرد) و بدون مصرف گوگرد فعال شده) انجام شد .

پس از اعمال تیمارها رطوبت خاک در شرایط FC ۰/۸ نگهداری شد ، شکلهای معدنی فسفر پس از ۸۰ روز مورد بررسی قرار گرفت و توسط نرم افزارهای آماری تجزیه و تحلیل گردید .

ویژگی خاکهای مورد مطالعه در (جدول ۱)آمده است.

جدول ۱- خصوصیات شیمیایی و شکل های معدنی خاکهای مورد بررسی

شماره خاک	رس %	واکنش خاک	هدایت الکتریکی $ds\ m^{-1}$	آهک فعال %	مواد خنثی شونده ٪	پتاسیم قابل جذب	روی قابل جذب	منگنز قابل جذب	مس قابل جذب	آهن قابل جذب
						$mg\ kg^{-1}$				
۱	۲۶	۸/۱	۱	۱۹	۳۵	۲۶۰	۰/۴۴	۱۵	۲/۲	۱۵
۲	۲۱	۷/۹	۰/۷۷	۳/۲۰	۷/۶	۳۶۳	۰/۱۸	۱۶	۲	۱۶

شماره خاک	ظرفیت تبادل کاتیونی $cmol.kg^{-1}$	SAR	Ca_2-P	Ca_8-P	Al-P	Fe-P	O-P	Ca_{10}-P	فسفر کل	فسفر محلول	فسفر قابل جذب
							$mgkg^{-1}$				
۱	۲۲	۶/۲	۵/۲	۱۸۵	۲۸	۱۶	۱۵	۲۹۳	۷۹۰	۰/۴۷	۵/۱
۲	۳۱	۲/۱	۹/۲	۲۱۲	۳۴	۱۵	۱۴	۶۹۷	۱۰۱۸	۳/۴	۸/۸

Ca_2-P دی کلسیم فسفات، Ca_8-P اکتا کلسیم فسفات، Al-P فسفات آلومینیوم، Fe-P فسفات آهن، O-P فسفر محبوس،Ca_{10}-P آپاتیت

نتایج و بحث

جدول۲- نتایج تجزیه واریانس اثرات نوع خاک، منابع کود فسفره، گوگرد بهمراه تیوباسیلوس بر روی شکلهای معدنی فسفر خاک

منابع تغییر	df	Ca_2-P	Ca_8-P	Al-P	Fe-P	O-P	Ca_{10}-P
تکرار	۲	۹/۳۰۳ *	۳۴/۵۲ ns	۱/۵۳ ns	۲/۶۸ ns	۵۰ ns	۵۴۳۹ **
اثر نوع خاک	۱	۲۰/۶۷**	۵۳۹۹**	۹۱۷**	۲۵۰**	۶۲۷**	۱۷۷۴۶۵۹**
اثر تیوباسیلوس	۱	۰/۰۳ns	۲۳۵۶**	۱۰۴**	۴/۲۳ ns	۸۴ ns	۸۲۹۱۷**
اثر متقابل خاک و تیوباسیلوس	۱	۸/۴۱۷ ns	۶۵/۶ ns	۱/۱۳ ns	۲۰/۴**	۱۹۴ ns	۱۸۶ ns
اثر منابع کود فسفره	۳	۳۷۹۵ **	۱۰۷۸۵**	۱۶۶**	۸۴/۴**	۳۲۴**	۳۶۴۸۸**
اثر متقابل خاک و منابع کود فسفره	۳	۱۷/۵۲**	۱۱/۲۶ ns	۱۱/۹۵ ns	۲/۷۵ ns	۴۲۹**	۳۱۷۳*
اثر متقابل تیوبسیلوس و منابع کود فسفره	۳	۱۱/۷۳**	۶۰۰**	۴/۹۴ ns	۷/۶۲*	۱۰۸ ns	۱۶۳۴ ns
اثر متقابل خاک و تیوباسیلوس و منابع کود فسفره	۳	۱۵/۵۲**	۱۰۵ ns	۵/۴۵ ns	۸/۱۵*	۱۵۵*	۲۴۱۳*
اشتباه آزمایشی	۳۰	۲/۵۶۲	۷۷	۹/۱۸	۲/۱۶	۵۶/۲	۷۱۲/۵

* ، ** و ns معنی دار در سطح پنج و یک درصد و معنی دار نمی باشد .

جدول ۲ نتایج تجزیه واریانس اثرات نوع خاک ، منابع کود فسفره و گوگرد فعال شده با تیوباسیلوس بر روی شکلهای معدنی فسفر خاک را نشان می دهد ، این نتایج نشان می دهد که، نوع خاک بر کلیه شکلهای معدنی فسفر در سطح یک درصد اثر معنی داری دارد ، اث ر مصرف گوگرد فعال شده با تیوباسیلوس بر شکلهای اکتاکلسیم فسفات ، فسفات آلومینیوم و آپاتیت در سطح یک درصد معنی دار است و اثرات متقابل خاک و مصرف گوگرد فعال شده با تیوباسیلوس تنها بر فسفات آهن در سطح یک درصد معنی دار گردیده است.

منابع کود فسفره بر تمامی شکله ای معدنی فسفر خاک در سطح یک درصد اثر معنی دار داشته ولی اثر متقابل خاک و منابع کود فسفره تنها بر دی کلسیم فسفات ، فسفر محبوس شده و آپاتیت معنی دار گشته است، اثر متقابل مصرف گوگرد فعال شده با تیوباسیلوس و منابع کودی نیز بر شکلهای دی کلسیم فسفات ، اکتا کلسیم فسفات در سطح یک درصد و بر فسفات آهن در سطح ۵ درصد معنی دار گردیده است .

اثر متقابل خاک ، گوگرد فعال شده با تیوباسیلوس و منابع کود فسفره نیز بر شکلهای دی کلسیم فسفات در سطح یک درصد و بر فسفات آهن ، فسفرمحبوس شده وآپاتیت درسطح پنج درصد معنی دارگشته است.

اثر متقابل خاک، گوگرد فعال شده با تیوباسیلوس و منابع کود فسفره نیز بر شکلهای دی کلسیم فسفات در سطح یک درصد و بر فسفات آهن، فسفر محبوس شده آپاتیت در سطح پنج درصد معنی دار شده است

در شرایط مصرف کود فسفره از منبع سوپر فسفات تریپل و فسفات آمونیوم میزان دی کلسیم فسفات خاک شدیداً افزایش یافته و در صورت استفاده از گوگرد به همراه تیوباسیلوس افزایش این شکل از فسفر کمتر می شود . در ضمن در صورت عدم مصرف کود فسفره از میزان دی کلسیم فسفات خاک کاسته شده که کاملاً منطقی به نظر می رسد .

عدم مصرف کود فسفره و مصرف کود فسفره از منبع سوپر فسفات تریپل و خاک فسفات در خاک شماره ۱ با آهک بالا سبب افزایش اکتاکلسیم فسفات خاک گردیده است . در صورتی که در خاک شماره ۲ عدم مصرف

کود فسفره و مصرف کود فسفره از منبع فسفات آمونیوم و خاک فسفات سبب کاهش میزان اکتاکلس یم فسفات خاک گردیده و مصرف گوگرد به همراه تیوباسیلوس از میزان تثبیت فسفر به این شکل به طور معنی داری کاسته است . در اینجا نیز مشاهده می گردد کود سوپر فسفات تریپل به میزان بیشتری نسبت به فسفات آمونیوم به شکل اکتاکلسیم فسفات تثبیت می شود . به این ترتیب تأثیر میزان آهک و فسفر اولیه خاکهای مورد بررسی در تثبیت فسفر به شکل اکتاکلسیم فسفات مشخص می گردد.

در کلیه تیمارها میزان فسفات آهن افزایش یافته است و این افزایش در شرایط مصرف کود بیشتر از شرایط عدم مصرف کود می باشد . مصرف گوگرد به همراه تیوباسیلوس به خصوص در خاک شماره ۱ با آهک بالا سبب افزایش تثبیت فسفر به شکل فسفات آهن شده که شاید به دلیل افزایش حلالیت اکسیدهای آهن در خاک و واکنش پذیری آن با فسفر قابل جذب باشد .

در شرایط عدم مصرف کودهای فسفره میزان تثبیت فسفر به این شکل کاهش یافته ولی مصرف تیوباسیلوس وگوگرد به همراه منابع مختلف کودی سبب افزایش تثبیت فسفر به شکل آپاتیت گردیده است . احتمالاً کاهش ناچیزpH پس از ۸۰ روز سبب انحلال آهک در خاک شده و یونهای کلسیم سریعاً با فسفر قابل جذب خاک واکنش داده اند و این واکنش در خاک شماره ۱ با آهک بالا بیشتر از خاک شماره ۲ با آه ک پایین می باشد.

از آنجایی که درصد زیادی از مجموع شکلهای معدنی فسفر خاک را آپاتیت تشکیل می دهد روند تغییر مجموع شکلهای معدنی فسفر خاک شباهت زیادی با تغییر آپاتیت در خاکهای مورد مطالعه داشته ولی با عنایت به اینکه فسفر مصرفی از منبع سوپر فسفات تریپل به خصو ص در خاک شماره ۱ با آهک بالا به شکل اکتا کلسیم فسفات تثبیت گردیده است ، لذا افزایش مجموع شکلهای معدنی فسفر در شرایط مصرف این کود را می توان به این شکل از فسفر نسبت داد .

در خاک شماره ۱ مصرف تیوباسیلوس به همراه گوگرد به طور معنی داری از تشکیل دی کلسیم فسفات کاسته است . بیشترین میزان اکتاکلسیم فسفات نیز در خاک شماره ۱ در شرایط مصرف سوپر فسفات تریپل و عدم مصرف تیوباسیلوس به همراه گوگرد می باشد که نشان دهنده تأثیر آهک در تثبیت فسفر به این شکل می باشد . در خاکهای آهکی شدید محصول اولیه افزایش مونوکلسیم فسفات ، اکتاکلسیم فسفات خواهد بود ولی در سایر خاکها دی کلسیم فسفات در اثر مرور زمان به اکتاکلسیم فسفات تبدیل می شود (استرانگ و راسز ، ۱۹۷۰) .با افزایش pH و آهک ، تبدیل دی کلسیم فسفات به اکتاکلسیم فسفات سریعتر اتفاق می افتد (بل و بلک ، ۱۹۷۰) .

با مقایسه منابع کو دی نیز مشاهده می گردد تثبیت فسفر از منبع کودی سوپرفسفات تریپل به شکل اکتاکلسیم فسفات در هر دوخاک بیشتر از منبع کودی فسفات آمونیوم می باشد و مصرف تیوباسیلوس به همراه گوگرد از میزان این تثبیت مخصوصاً در خاک شماره ۲ به طور معنی داری کاسته است . بیشترین میزان فسفات آلومینیوم نیز در خاک شماره ۲ و در شرایط مصرف کود فسفات آمونیوم بدست آمد ولی این میزان اختلاف معنی داری با شرایط مصرف کود سوپر فسفات تریپل ندارد ، مصرف گوگرد به همراه تیوباسیلوس از تثبیت فسفر به شکل فسفات آمونیوم به خصوص در خاک شماره ۱ کاسته است . بیشترین میزان فسفات آهن نیز در شرایط مصرف کودهای سوپرفسفات تریپل و فسفات آمونیوم بدست آمد و مصرف تیوباسیلوس و به همراه گوگرد تأثیر چشمگیری بر تثبیت فسفر به این شکل را نداشت . میزان فسفر محبوس شده خاک نیز به طور معنی دار تحت تأثیر کودهای فسفری و بیولوژیکی قرار نگرفته است . ماگوئیر و همکاران (۲۰۰۰) در بررسی شکلهای فسفر

خاکهای اصلاح شده توسط کودهای بیولوژیکی از ۸ خاک با تاریخچه های مختلف مدیریتی ، میزان فسفر محلول ، فسفات آلومینیوم ، فسفات آهن ، فسفر محبوس شده ، فسفات کلسیم و فسفر کل را اندازه گیری کردند ، افزایش کودهای بیولوژیکی سبب افزایش فسفر کل ، فسفات آهن و فسفات آلومینیوم گردید.
بیشترین میزان آپاتیت نیز در شرایط مصرف کودهای فسفری بخصوص خاکه فسفات بدست آمد. اختلاف شدید میزان آپاتیت در خاک شماره ۲ نسبت به خاک شماره ۱ به دلیل میزان اولیه بالای این شکل از فسفر در خاک شماره ۲ می باشد . همچنین تأثیر مصرف گوگرد به همراه تیوباسیلوس در افزایش تثبیت فسفر به شکل آپاتیت مشاهده شد و پس از ۸۰ روز مصرف کودهای فسفری تثبیت فسفر به شکل آپاتیت به طور معنی داری مشخص گردید .

منابع

۱ –ملکوتی ، محمد جعفر . ۱۳۷۸. روش جامع تشخیص نیاز گیاهان و مصرف بهینه کودهای شیمیایی در اراضی زراعی ایران. چاپ سوم. انتشارات دانشگاه تربیت مدرس.

2- Muchovej, R. M. C. and V. H. Alvarez. 1989. Temporal relations of phosphorus fractions in Oxisol amended with rock phosphate and Thiobacillus thioxidans. Soil Sci. Soc. Am. J. 53:1096-1100.

3- 3-Bell. L. C. and C. A. Black. 1970. Crystalline phosphate produced by interaction of orthophosphate fertilizers with slightly acid and alkaline soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34:735-740.

4- Ghani, A., S. S. S. Rajan and A. Lee. 1994. Enhancement of phosphate rock solubility through biological processes. Soil Biology and Biochemistry, 26:127-136.

5- 5-Maguire, R. O., J. T. Sims, and F. J. Coale. 2000. Phosphorus fractionation in biosolids–amended soils: Relationship to soluble and desorbable phosphorus. Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 2018-2024.

6- Stevenson. F. J. and M. A. Cole. 1999. Cycles of soil phosphorus .^{2n}ded. edition pg. 427. John Wiley a Sons. Inc. New York.

7- 7-Strong, J. and G. J. Racz. 1970. Reaction products of applied ortho phosphate in some Manitoba soils as affected by calcium and magnesium content and time of incubation. Soil Sci. 110:258-262.

بررسی تاثیر اعمال کمپوست زباله شهری به خاک‌بر فاکتور دسترسی زیستی سرب و نیکل

نداصفاری انارکی[1]، عبدالامیر بستانی[2]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه شاهد

۲- استادیار گروه علوم خاک دانشگاه شاهد

مقدمه

در دهه‌های اخیر حجم پسمانده‌های شهری در اکثر کشورهای در حال توسعه افزایش یافته است که مدیریت آنها دشوار است، امروزه مردم به اهمیت بازیافت پی برده اند و تولید کمپوست زباله شهری نیز یکی از بهترین روش‌های کاهش و بازیافت این پسماند های شهری و کاربرد آن به عنوان کود در کشاورزی منبع مهمی برای تامین ماده آلی خاک می باشد (Madrid et al., 2007). به هر حال صنعتی شدن شهر ها تعداد و غلظت آلاینده‌هایی را که می‌توانند در منبع اولیه زباله‌های شهری برای تولید کمپوست حضور داشته باشند، افزایش می دهد از مهم‌ترین این آلاینده ها فلزات سنگین است (Deportes et al., 1995). امروزه به دلیل اینکه فلزات سنگین افزوده شده به خاک دچار تجزیه میکروبی و شیمیایی نمی‌شود نگرانی‌هایی در مورد استفاده از کمپوست به عنوان کود وجود دارد. غلظت کل این فلزات اگرچه شاخصی برای تعیین آلودگی خاک است ولی اطلاعاتی درباره تحرک و قابلیت دسترسی زیستی آنها ایجاد نمی کند (McLaughlin et al., 2000) بنابراین بهتر است که مرزها و محدودیات فلزات سنگین در خاک بر اساس شکل قابل دسترس آن تنظیم شود. فرم قابل دسترس، شاخص بهتر و با ارزش تری برای دسترسی زیستی فلزات سنگین نسبت به مقدار کل فلزات در خاک است (Merrington et al., 2003).کاربرد کمپوست در خاک قابلیت دسترسی فلزات سنگین را به طور مستقیم (از راه افزایش فلزات سنگین و ظرفیت جذب ترکیبات آلی و غیر آلی) و غیر مستقیم (از طریق pH، مقدار نیتروژن معدنی و شوری) تحت تاثیر قرار می‌دهد. در کوتاه مدت خصوصیات کمپوست قابلیت دسترسی فلزات سنگین را در خاک تحت تاثیر قرار می‌دهد ولی در درازمدت خصوصیات خاک است که نهایتاً کنترل کننده قابلیت دسترسی فلزات سنگین است (Smith, 1996). هدف از این مطالعه بررسی فاکتور با ارزش دسترسی زیستی[1] سرب و نیکل تجمع یافته در خاک به دلیل کاربرد کمپوست زباله شهری می‌باشد.

مواد و روشها

به منظور بررسی سطوح مختلف کمپوست زباله شهری تهران، بر تجمع فلز ات سرگین سرب، نیکل آزمایشی در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهد، به صورت طرح فاکتوریل در قالب بلوک‌های کامل تصادفی، در سه تکرار، در سال ۹۰-۸۹ و ۹۱-۹۰ انجام شد. عامل اول چهار سطح تیمار کمپوست شامل شاهد، ۱۵، ۳۰ و ۶۰ تن بر هکتار و عامل دوم کاربرد یکساله و دو ساله در نظر گرفته شد. به این صورت که کرت اصلی در سال اول مشخص و سطوح مختلف تیمار به آن افزوده شد و در سال دوم هر کرت به دو قسمت مساوی تقسیم و

1 -bioavailability

تنها به یک قسمت آن همان تیمار سال قبل افزوده شد . افزودن تیمارهای مذکور به ۲۴کرت در اردیبهشت ماه انجام شد. ابعاد کرت در سال اول ۱۲ و در سال دوم ۶ متر مربع تعیین شد .بعد از گذشت چند ماه که تعادل بین کمپوست و خاک ایجاد گردید از عمق صفر تا ۲۵ سانتی‌متری خاک هر کرت یک نمونه مرکب برداشته و پس از انتقال به آزمایشگاه و هوا خشک شدن، نمونه‌ها به صورت جداگانه کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد. برای تعیین مقدار کل عناصر از روش اسیدنیتریک، آب اکسیژنه و اسید کلریدریک عصاره تهیه شده (Gupta, 2000) و سپس با دستگاه جذب اتمی مدل Analytic Jena Contra AA300 قرائت انجام شد. برای اندازه-گیری سرب و نیکل قابل دسترس خاک نیز روش DTPA مورد استفاده قرر گرفت(Lindsay and Norvell, 1978). داده‌های بدست آمده با نرم افزار SAS تجزیه و تحلیل شد.

نتایج و بحث

خاک مورد مطالعه دارای بافت لوم بوده و در حدود ۱۱/۵ درصد کربنات کلسیم معادل و ۱/۱۷ درصد کربن آلی دارد، pH خاک معادل ۸/۲ و هدایت الکتریکی ۱۰ دسی زیمنس بر متر می‌باشد. نتایج حاصل از تجزیه واریانس و مقایسه میانگین ها نشان داد که کمپوست زباله شهری اثر معنی داری بر غلظت سرب و نیکل کل و قابل دسترس در خاک دارد (صفاری و همکاران ،۱۳۹۲). فاکتور دسترسی زیستی (BF) که از تقسیم غلظت قابل دسترس عنصر به غلظت کل آن حاصل می‌گردد، نشان دهنده پتانسیل ویژه یک عنصر در ماتریکس خاک برای ورود به محلول خاک است. عوامل زیادی از جمله pH، مقدار ماده آلی، مقدار و شکل های اکسیدها و کربنات‌ها فاکتور زیستی فلزات سنگین را تحت تاثیر قرار می دهد (Fageria et al., 2002). جدول یک نتایج حاصل از تجزیه واریانس فاکتور دسترسی زیستی سرب و نیکل را در سطوح و دفعات اعمال کمپوست زباله شهری نشان می‌دهد، نتایج نشان داد که تاثیر کمپوست زباله شهری، تعداد اعمال کمپوست و اثر متقابل آنها بر فاکتور دسترسی زیستی معنی‌دار ولی تاثیر تکرار معنی‌دار نشد.

جدول ۱- تجزیه واریانس BF سرب و نیکل در سطوح و دفعات اعمال کمپوست زباله شهری

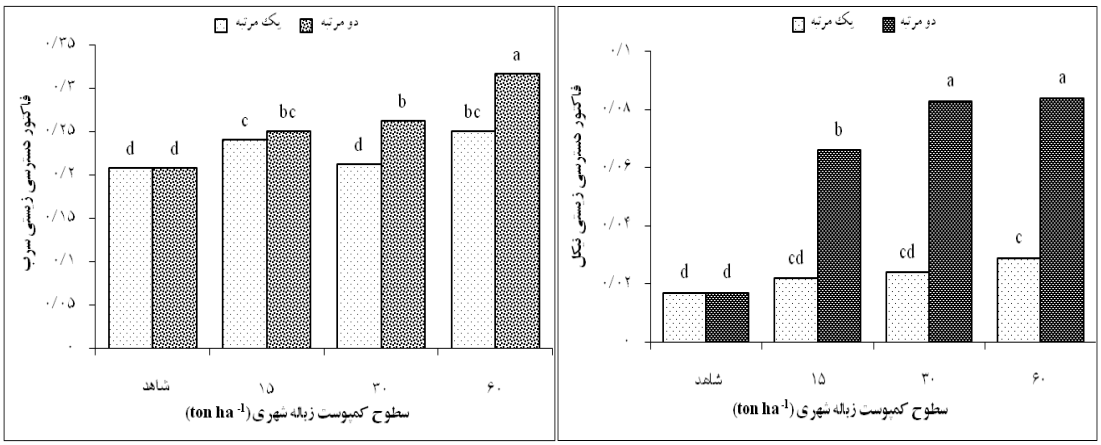
منابع تغییرات	درجه آزادی	نیکل	سرب
تکرار	۲	۰/۰۰۰۰۱ ns	۰/۰۰۰۰۹ ns
کمپوست زباله شهری	۳	۰/۰۰۱۹ **	۰/۰۰۵۷ **
دفعات اعمال	۱	۰/۰۰۹۲ **	۰/۰۰۵۷ **
کمپوست× دفعات اعمال	۳	۰/۰۰۱۰ **	۰/۰۰۱۵ **
خطا	۱۴	۰/۰۰۰۳	۰/۰۰۰۰۷
ضریب تغییرات		۱۳/۱۲	۳/۵۶

* و ** و ns به ترتیب معنی دار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد وغیرمعنی‌دار

نتایج نشان داد که کمپوست زباله شهری برای هر دو عنصر سرب و نیکل سبب افزایش فاکتور دسترسی زیستی شد. این افزایش برای نیکل بیش از سرب بود برای مثال فاکتور دسترسی زیستی سرب و نیکل به ترتیب

از۰/۲۰ و۰/۰۱۷ در تیمار شاهد به ۰/۲۸۳ و۰/۰۵۷ در تیمار ۶۰ تن بر هکتار افزایش یافت. این یافته‌ها با نتایج آدجیا و همکاران (۲۰۰۸) که عنوان کردند ترتیب فاکتور دسترسی زیستی فلزات سنگین به صورت Zn > Cd > Cu > Pb > Ni است، مطابقت دارد. به نظر می‌رسد یکی از دلایل اصلی تفاوت بین این دو عنصر مربوط به ماهیت کمپلکس‌های ایجاد شده با اجزاء ماده آلی باشد . مطالعات متعددی نشان می‌دهد که سرب در مقایسه با نیکل کمپلکس‌های بسیار پایدارتر با اجزا ء مواد آلی ایجاد کرده لذا قابلیت دسترسی این عنصر کاهش می یابد (Adriano, 2001; Smith, 1996).

شکل یک اثر متقابل کمپوست زباله شهری و دفعات اعمال آن را بر فاکتور دسترسی زیستی نیکل و سرب نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که بیش‌ترین و کم‌ترین BF به ترتیب مربوط به دو مرتبه اعمال کمپوست در تیمار ۶۰ تن بر هکتار و تیمار شاهد می باشد. به طوری که تفاوت BF بین این دو تیمار برای سرب و نیکل به ترتیب ۱/۵۱ و ۴/۹۴ برابر بدست آمد. این نتایج تاثیر مضاعف کمپوست ز باله شهری را بر دسترسی زیستی نیکل در مقایسه با سرب نشان می دهد. هارگیریوز و همکاران (۲۰۰۸) اظهار داشتند که قابلیت دسترسی فلزات در کمپوست بسته به درجه بلوغ آن متفاوت است به طوری‌که در یک کمپوست بالغ مواد هومیکی افزایش می یابد، این مواد تمایل به ایجاد پیوند با فلزات داشته بنابراین تحرک و دسترسی زیستی آن‌ها را کاهش می‌دهد.



شکل۱- اثر متقابل سطوح و دفعات اعمال کمپوست زباله شهری بر فاکتور دسترسی زیستی سرب و نیکل

منابع

صفاری انارکی، ن.، بستانی،ع. ا و امیدی، ح. ۱۳۹۲. تاثیر افزودن کمپوست زباله شهری بر تجمع سرب و خصوصیات خاک. هفتمین کنگره روز جهانی محیط زیست. دانشگاه تهران، تهران.

صفاری انارکی، ن.، بستانی،ع. ا و امیدی، ح. ۱۳۹۲. تاثیر کمپوست زباله شهری بر تجمع نیکل و کادمیوم در خاک. هفتمین کنگره روز جهانی محیط زیست. دانشگاه تهران، تهران.

Adjia, R., W. M L Fezeu, J. B. Tchatchueng, S Sorho3, G Echevarria and M. B Ngassoum 2008. Long term effect of municipal solid waste amendment on soil heavy metal content of sites used for periurban agriculture in Ngaoundere, Cameroon. African Journal of Environmental Science and Technology 2: 412-421 .

Adriano, D. C 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. In Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, 2nd ed.

Deportes, I, J.L Benoit-Guyod and D Zmirou 1995. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review. Sci.Total Environ 172: 197–222 .

Fageria , NK, VC Baligar and RB Clark 2002. Micronutrients in crop production. Adv. Agron 77: 185-268 .

Gupta, P. K 2000. Soil, plant, Water and Fertilizer Analysis. In Soil, plant, Water and Fertilizer Analysis. New Delhi, India.

Hargreaves, J.C, M.S Adl a and P.R Warman 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment 123: 1-14 .

Lindsay, W. L and W. A Norvell 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J 42: 421-428 .

Madrid, F, R Lopez and F Cabrera 2007. Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. . Agric. Ecosyst. Environ 199: 249-256 .

McLaughlin, M.J, B.A Zarcinas, D. P Stevens and N. Cook 2000. Soil testing for heavy metalsCommun. Soil Sci. Plant Anal 31: 1661-1700 .

Merrington, G, I Oliver, R.J Smernik and M. L McLaughlin 2003. The influence of sewage sludge properties on sludge-borne metal availability. Adv. Environ. Res 8: 21–36 .

Smith, S. R. 1996. Agricultural Recycling of Sewage Sludge and the Environment. In Agricultural Recycling of Sewage Sludge and the Environment. CAB: International, Wallingford.

بررسی امکان آلودگی خاک به برخی فلزات سنگین با کاربرکمپوست زباله شهری

نداصفاری انارکی[1]، عبدالامیر بستانی[2]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه شاهد

۲- استادیار گروه علوم خاک دانشگاه شاهد

مقدمه

مهم‌ترین آلاینده‌های خاک شامل فلزات سنگین، بارش اسیدی و مواد آلی است، در سال‌های اخیر فلزات سنگین به خاطر خصوصیات آلایندگی‌شان بسیار مورد توجه قرار گرفته‌اند. تجمع این فلزات می‌تواند ناشی از مواد مادری و یا فعالیت‌های انسانی باشد (Yalcin et al., 2007). منابع اصلی ورود فلزات سنگین به خاک‌های کشاورزی به طور عمده شامل استفاده از کمپوست لجن فاضلاب، کمپوست جامد زباله شهری (MSW) و آبیاری باپساب می‌باشد (Carbonell et al., 2011). کاربرد مکرر کمپوست می‌تواند باعث تجمع فلزات سنگین در خاک شود. این عناصر می‌توانند توسط گیاه جذب شوند و با آلودگی چرخه غذایی برای سلامت انسان تهدید کننده باشند . بنابراین این فلزات می‌توانند مانعی برای مصرف کمپوست زباله شهری در زمین های کشاورزی گردند (Zhang et al., 2008). مطالعات مختلفی نشان داد که افزودن کمپوست زباله شهری، غلظت فلزات سنگینی مثل نیکل، کادمیوم، سرب، مس و .. را در خاک افزایش می دهد (Achiba et al., 2009 Madrid et al., 2007;). باتوجه به تولید روزانه ۷۵۰۰ تن زباله در کلان شهر تهران و ضرورت تبدیل این زباله ها به کمپوست به عنوان یک کود کشاورزی، هدف از این مطالعه بررسی امکان آلودگی خاک در اثر کاربرد کمپوست زباله شهری در اراضی کشاورزی می‌باشد.

مواد و روشها

به منظور بررسی سطوح مخ تلف کمپوست زباله شهری تهران، بر تجمع فلز ات سنگین سرب، نیکل و کادمیوم آزمایشی در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهد، به صورت طرح فاکتوریل در قالب بلوک های کامل تصادفی، در سه تکرار، در سال ۹۰-۸۹ و ۹۱-۹۰ انجام شد. عامل اول چهار سطح تیمار کمپوست شامل شاهد، ۱۵، ۳۰ و ۶۰ تن بر هکتار و عامل دوم کاربرد یکساله و دو ساله در نظر گرفته شد . به این صورت که کرت اصلی در سال اول مشخص و سطوح مختلف تیمار به آن افزوده شد و در سال دوم هر کرت به دو قسمت مساوی تقسیم و تنها به یک قسمت آن همان تیمار سال قبل افزوده شد . افزودن تیمارهای مذکور به ۲۴کرت در اردیبهشت ماه انجام شد. ابعاد کرت در سال اول ۱۲ و در سال دوم ۶ متر مربع تعیین شد .بعد از گذشت چند ماه که تعادل بین کمپوست و خاک ایجاد گردید از عمق صفر تا ۲۵ سانتی‌متری خاک هر کرت یک نمونه مرکب برداشته و پس از انتقال به آزمایشگا ه و هوا خشک شدن، نمونه ها به صورت جداگانه کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد . برای تعیین مقدار کل عناصر از روش اسیدنیتویک، آب اکسیژنه و اسید کلریدریک

عصاره تهیه شده (Gupta, 2000) و سپس با دستگاه جذب اتمی مدل Analytic Jena Contra AA300 قرائت انجام شد. داده‌های بدست آمده با نرم افزار SAS تجزیه و تحلیل شد.

نتایج و بحث

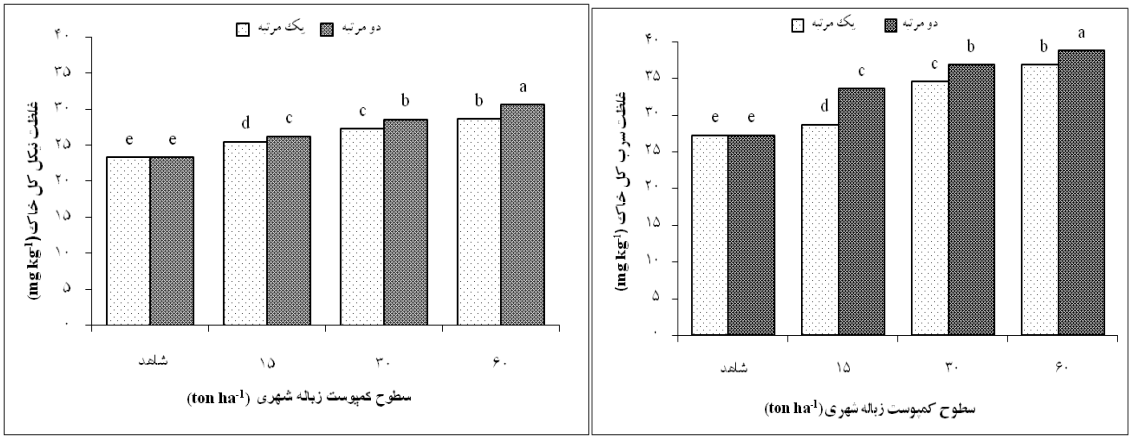
خاک مورد مطالعه دارای بافت لوم بوده و در حدود ۱۱/۵ درصد کربنات کلسیم معادل و ۱/۱۷ درصد کربن آلی دارد، pH خاک معادل ۸/۲ و هدایت الکتریکی ۱۰ دسی زیمنس بر متر می باشد. جدول یک نتایج حاصل از تجزیه واریانس مقادیر سرب و نیکل کل را در سطوح و دفعات اعمال کمپوست زباله شهری نشان می‌دهد. نتایج نشان داد که بین تیمارهای مختلف کمپوست، دفعات مصرف و اثرات متقابل آن‌ها، در سطح یک درصد اختلاف معنی‌دار وجود دارد اما اثر تکرار معنی‌دار نشد.

جدول۱- تجزیه واریانس مقادیر سرب و نیکل کل در سطوح و دفعات اعمال کمپوست زباله شهری

منابع تغییرات	درجه آزادی	نیکل	سرب
		کل	
تکرار	۲	۰/۱۷۰۳ ns	۰/۳۴۷ ns
کمپوست زباله شهری	۳	۱۳۰/۴۴ **	۴۰۰/۶۶ **
دفعات اعمال کمپوست	۱	۲۳/۸۶ **	۹۵/۶۵ **
کمپوست × دفعات اعمال	۳	۳/۱۳ **	۱۸/۴۷ **
خطا	۶۲	۰/۵۶۵	۱/۰۰۷
ضریب تغییرات		۲/۸۱۱	۳/۰۳۷

* و ** و ns به ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد و غیرمعنی‌دار

از آنجایی که برای بررسی امکان آلودگی خاک در اثر افزودن کمپوست زباله شهری از مقایسه غلظت کل فلزات با غلظت های استاندارد و مجاز تعیین شده استفاده می گردد، شکل یک به منظور مقایسه میانگین اثر متقابل سطوح و دفعات اعمال کمپوست زباله شهری بر غلظت سرب و نیکل کل خاک آورده شده است.



شکل ۱- اثر متقابل سطوح و دفعات اعمال کمپوست زباله شهری بر غلظت سرب و نیکل کل خاک

همان طور که از شکل یک مشخص است بالاترین غلظت سرب و نیکل کل مربوط به تیمار ۶۰ تن بر هکتار با دو مرتبه اعمال کمپوست طی دو سال متوالی می باشد که این مقادیر به ترتیب ۳۸/۸ و ۳۰/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. در این مطالعه غلظت کادمیوم درتمام نمونه‌های خاک کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بود. کشورهای مختلف با توجه به خصوصیات خاک‌های خود استانداردهایی برای آلودگی خاک به فلزات سنگین در نظر گرفته‌اند ولی در ایران استاندارد مناسبی برای تعیین آلودگی خاک وجود ندارد لذا باید از استاندارد کشور-های دیگر برای مقایسه استفاده نمود. از آن‌جایی که استاندارد اتحادیه اروپا مقادیر فلزات مختلف را بر اساس pH خاک تعیین نموده است (European Union, 2000)، به نظر می‌رسد که نسبت به استانداردهای سایرکشورها قابل اطمینان‌تر باشد. با توجه به استاندارد فلزات سنگین ارائه شده توسط اتحادیه اروپا این مقایسه انجام گرفت. در این استاندارد با توجه به شرایط pH خاک مورد مطالعه، حد مجاز نیکل و سرب کل به ترتیب ۷۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است، با مقایسه اعداد به دست آمده در این تحقیق تجمع سرب و نیکل خاک مورد مطالعه با افزودن دو سال متوالی کمپوست زباله شهری در محدوده مجاز قرار دارد و هنوز در زمره خاک -های آلوده قرار نگرفته است. البته باید خاطرنشان کرد که تحرک بسیار اندک و ابقاء تقریباً کامل این فلزات در خاک باعث می‌شود که تکرار افزودن کمپوست زباله شهری بدون تمهیدات خاص در دراز مدت خاک را در زمره خاک‌های آلوده به این فلزات قرار دهد. نتایج تحقیقات پرز و همکاران (۲۰۰۷) نشان داد که اگر چه کاربرد کمپوست زباله شهری در خاک باعث افزایش غلظت سرب و مس در خاک گردید ولی این غلظت ها در محدوده مقادیر مجاز بوده و آلودگی ایجاد نکرده است. مطالعات بالدونتینی و همکاران(۲۰۱۰) در همین رابطه بر دو خاک با بافت لوم شنی و رسی نشان داد که که بعد از سه سال، خاک لوم شنی بیش‌ترین غلظت کل روی و کادمیوم را داشته و بسته به مقدار کود مصرفی غلظت در دسترس سرب، کادمیوم و روی نیز افزایش می یابد ولی در خاک رسی با ماده آلی کم این افزایش، کمتر بود البته این مقادیر زیر حد بحرانی این فلزات قرار داشت و هنوز خاک را آلوده نکرده است البته باید توجه کرد که نسبت کاربردی کمپوست زباله شهری نیز در اراضی کشاورزی بسیار حایز اهمیت بوده و در نسبت‌های بالاتر و در چند سال متوالی امکان آلودگی خاک بیشتر خواهد شد

منابع

Achiba, V. B., N. Gabteni, A Lakhdar, G Du Laing, M Verloo, N Jedidi and T Gallali 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. Agriculture, Ecosystems and Environmen 130: 156-163

Baldantoni , D, A. Leone, P Iovieno, L Morra, M Zaccardelli and A Alfani 2010. Total and available soil trace element concentrations in two Mediterranean agricultural systems treated with municipal waste compost or conventional mineral fertilizers. Chemosphere 80: 1006-1013

Carbonell , G, R Miralles de Imperial, M Torrijos , M Delgado and J Rodriguez 2011. Effects of municipal solid waste compost and mineral fertilizer amendments on soil properties and heavy metals distribution in maize plants (Zea mays L). Chemosphere 85: 1614-1623

Gupta, P. K 2000. Soil, plant, Water and Fertilizer Analysis. In Soil, plant, Water and Fertilizer Analysis. New Delhi, India.

Madrid, F, R Lopez and F Cabrera 2007. Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. . Agric. Ecosyst. Environ 199: 249-256 .

Perez, D, S Alcantra, C Ribeiro, R ereira, G Fontes, M Wasserman, T Venezuela, N Meneguelli and C Parradas 2007. Composted municipal waste effects on chemical properties of Brazilian soil. Biores. Technol 98: 525-533 .

UnionEuropean 2000. working document on sluge . brussles .

Yalcin, M. G, R Battaloglu and S Ilhan 2007. Heavy metal sources in Sultan Marsh and its neighborhood,Kayseri, Turkey. Environ Geol 55: 399-415 .

Zhang, H., P He and L.M Shao 2008. Implication of heavy metals distribution for a municipal solid waste management system — a case study in Shanghai. Science of the total environment 402: 257-267 .

تحلیل مکانی کیفیت و کمیت آب زیرزمینی آبخوان دشت تبریزبا روش‌های کریجینگ و وزندهی معکوس فاصله و مقایسه آنها

سولماز بی دست[1]، احمد فاخری فرد[2]، اکبر فرقانی[3]، نازنین ابراهیمی[4]

۱-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه گیلان
۲-استاد گروه مهندسی آب دانشگاه تبریز
۳-استادیار گروه علوم خاک دانشگاه گیلان
۴-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه تبریز

مقدمه

مدیریت بهینه‌ی منابع آبی و حفظ و ارتقای کیفیت آنها، نیازمند استفاده از داده‌هایی در زمینه ی موقعیت، مقدار و پراکنش عوامل شیمیایی آب در یک منطقه ی جغرافیایی معین می‌باشد. انتخاب و دقت روش‌های مناسب پهنه‌بندی و تهیه‌ی نقشه تغییرات ویژگی‌های کیفی آب‌های زیرزمینی به شرایط منطقه و وجود آمار و داده های کافی در آن بستگی دارد و انتخاب صحیح آن‌ها گامی اساسی و مهم در مدیریت منابع آبی منطقه بشمار می‌رود. جمع آوری داده برای تهیه نقشه‌های مورد نیاز کشاورزی دقیق با توجه به افزایش هزینه های تجزیه آزمایشگاهی بسیار گران تمام می‌شود. توسعه تکنیک های مدرن نظیر زمین‌آمار این مشکل را تا حد زیادی حل کرده است و می توان با داشتن داده‌های کمتر نقشه‌هایی با دقت منطقی تهیه نمود [بورگس و وبستر، ۱۹۸۰]. زمین‌آمار شاخه‌ای از آمار است که در آن مختصات مربوط به جامعه تحت بررسی و به تبع آن ساختار مکانی داده‌های مربوطه مورد مطالعه قرار می گیرد . اساس این شاخه از آمار بر تعریف و توسعه روابط متغیر ناحیه‌ای بنا گردیده است [حسنی پاک، ۱۳۸۶]. این علم، شاخه‌ای از علم کاربردی است که قادر به ارائه مجموعه وسیعی از تخمین‌گرهای آماری به منظور برآورد خصوصیت مورد نظر در مکانی که نمونه‌برداری نشده است، با استفاده از اطلاعات حاصله از نقاط نمونه‌برداری شده می‌باشد. در سال‌های اخیر مطالعات فراوانی در سطح جهان و ایران برای بررسی تغییرات مکانی خواص کمی و کیف ی آب‌های زیرزمینی انجام شده است که در این تحقیق به چند مورد از این مطالعات اشاره می‌شود.

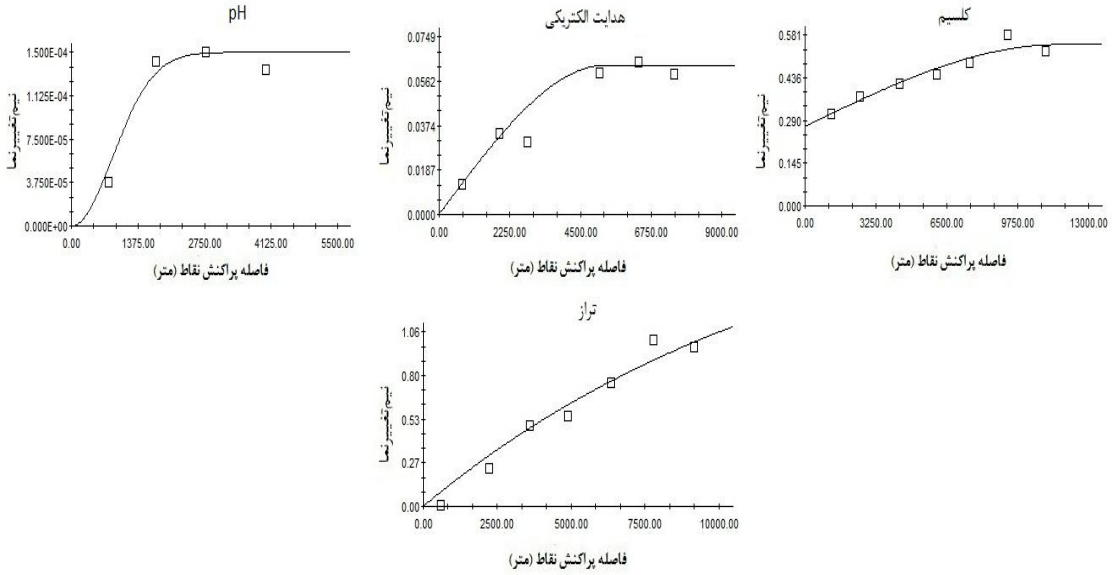
احمدی و صدق‌آمیز (۲۰۰۷) تغییرات زمانی و مکانی نوسانات ماهانه‌ی سطح آب زیرزمینی را در طول ۱۲ سال (۱۹۹۳-۲۰۰۴) بررسی کردند. نتایج آنان ساختار مکانی و زمانی قوی را برای نوسانات سطح آب زیرزمینی نشان داد. تقی زاده مهرجردی و همکاران (۲۰۰۹) جهت ارزیابی دقت روش‌های درون یابی مکانی برای پیش بینی پراکنش مکانی برخی ویژگی‌های کیفی آب زیرزمینی، روش های معکوس فاصله، کریجینگ و کوکریجینگ را مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد روش‌های کریجینگ و کوکریجینگ بر روش IDW ارجحیت دارند . دمیر و همکاران (۲۰۰۹) تغییرات مکانی عمق و شوری آب زیرزمینی مناطق کشاورزی در شمال ترکیه را بررسی کردند . سان و همکاران (۲۰۰۹) در ارزیابی روش‌های درون‌یابی برای تغییرات مکانی عمق سفره‌های آب زیرزمینی در شمال چین نشان دادند روش IDW در مقایسه با روش‌های کریجینگ ساده و عام برتر و دقیق‌تر بود.

مواد و روش‌ها

محدوده مورد مطالعه با مساحت حدود ۸۸۰ کیلومتر مربع در استان آذربایجان شرقی در شمال غربی ایران و در حد فاصل طول‌های جغرافیایی ″۴۳ ,′۴۸ ,°۴۵ تا ″۴۱ ,′۲۲ ,°۴۶ شرقی و عرض ″۱۰ ,′۵۰ ,°۳۷ تا ″۷/۸ ,′۱۳ ,°۳۸ شمالی و در حوضه آبریز دریاچه ارومیه قرارگرفته است . اقلیم منطقه باتوجه به سیستم طبقه بندی دومارتن از نوع نیمه خشک و در سیستم طبقه بندی آمبرژه از نوع خشک سرد می باشد. منحنی‌های هم دمای منطقه نشان می‌دهد که میانگین دمای محدوده مطا لعاتی تبریز معادل ۹/۵ درجه سانتی گراد می‌باشد. هم‌چنین میانگین بارندگی سالانه بر طبق آمار ایستگاه سینوپتیک تبریز برابر با ۲۷۹/۳ میلیمتر در سال می‌باشد. در این پژوهش از داده‌های کیفی مربوط به ۴۷ حلقه چاه مشاهداتی و داده‌های کمی مربوط به ۵۸ حلقه چاه پیزومتری آبخوان دشت تبریز در سال۱۳۹۱ استفاده شد. جهت پهنه‌بندی پارامترهای کیفی و تراز آب زیرزمینی از روش‌های میان-یابی، وزن‌دهی عکس فاصله و کریجینگ ساده استفاده شد . پس از نرمال‌سازی داده‌ها، واریوگرام مربوط ترسیم گردید و بهترین مدل بر روی آن برازش داده شد . سپس با استفاده از روش ارز یابی متقاطع و پارامتر آماری RMSE مناسب‌ترین روش میان‌یابی انتخاب شد.

بحث و نتایج

برای نرمال‌سازی داده‌های کلسیم، هدایت الکتریکی و pH از تبدیل لگاریتمی و برای نرمال‌سازی داده‌های تراز از ریشه دوم آن ها استفاده شد. همه‌ی داده‌های مربوط به تراز از عدد ۱۲۷۰ کسر گردید تا تغییرات در سطح آبخوان به طور واضح نمایان شود. پس از نرمال‌سازی داده‌ها واریوگرام‌های پارامترها ترسیم شد و بهترین مدل با توجه به R^2 بالاتر و RSS کم‌تر برازش داده شد [ژنگ و همکاران، ۲۰۰۸]. شکل (۱) واریوگرام خواص مورد مطالعه را نشان می‌دهد. هم‌چنین پارامترهای مربوط به واریوگرام‌ها در جدول (۱) آورده شده است.



شکل ۱- واریوگرام‌های پارامترهای مورد مطالعه

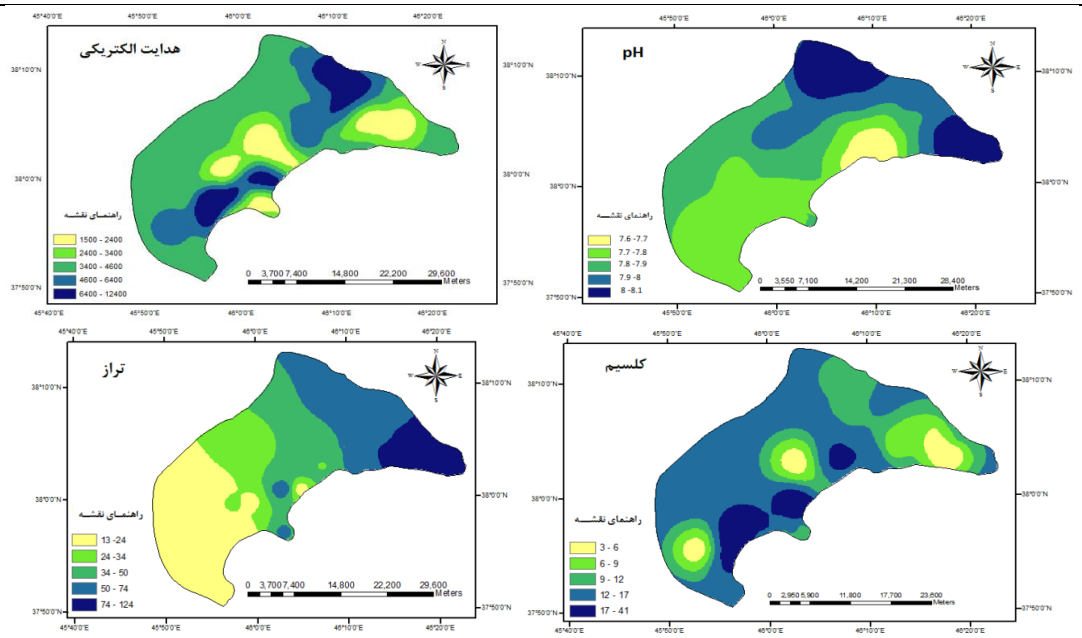
جدول ۱- پارامترهای حاصل از برازش مدلهای زمین‌آماری

پارامترها	بهترین مدل	اثر قطعه‌ای	سقف	دامنه تأثیر (متر)	R^2	RSS
کلسیم	کروی	۰/۲۷۰	۰/۵۴۹	۱۱۶۱۰	۰/۹۳	$۳/۵۳\times۱۰^{-۳}$
هدایت الکتریکی	کروی	۰/۰۰۰۱	۰/۰۶۳	۵۳۰۰	۰/۸۲۲	$۵/۴۱\times۱۰^{-۴}$
تراز	نمایی	۰/۰۰۱	۲/۰۱۱	۳۹۹۹۰	۰/۹۷۵	۰/۰۳۳
pH	گوسی	۰	۰/۰۰۰۱۵	۲۰۷۸	۰/۹۵۴	$۴/۸۲\times۱۰^{-۱۰}$

برای مقایسه و ارزیابی صحت روش‌های کریجینگ ساده و وزن‌دهی معکوس فاصله از معیار ارزیابی متقاطع توسط پارامترهای میانگین قدر مطلق خطا، میانگین انحراف خطا، مجذور میانگین مربعات خطا استفاده شد. نتایج نشان داد برای تخمین داده‌های کیفی روش کریجینگ (مطابق نتایج تقی‌زاده مهرجردی و همکاران) و برای تخمین تراز روش IDW از دقت بیش‌تری برخوردار است که با نتایج سان و همکاران مطابقت دارد (جدول ۲). پهنه‌بندی متغیرهای مورد نظر در محیط GIS انجام شد (شکل ۲). درنهایت تهیه ی پروفیل های مکانی پارامترهای مورد نظر نیز در محیط GIS صورت گرفت. در شکل (۳) برای نمونه پروفیل های مکانی تراز و هدایت الکتریکی آورده شده است.

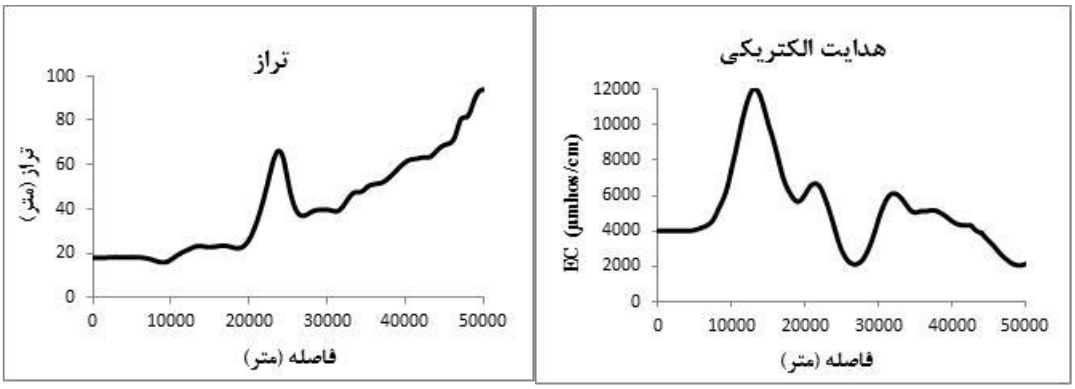
جدول ۲- مقایسه دقت روش‌های میان‌یابی برای تخمین پارامترها

پارامتر	روش میان‌یابی	MAE	MBE	RMSE
کلسیم	IDW	۸/۴۱	-۲/۳۰	۱۲/۲۰
	کریجینگ ساده	۷/۶۷	-۲/۴۰	۱۱/۱۹
هدایت الکتریکی	IDW	۱۸۰۲	-۴۶۹/۸۵	۲۲۵۱
	کریجینگ ساده	۱۳۷۳	-۴۳۳/۳۵	۱۸۲۶
تراز	IDW	۴/۷۶	-۰/۶۳	۹/۴۶
	کریجینگ ساده	۵/۷۸	-۰/۶	۹/۶۹
pH	IDW	۰/۲۲	-۰/۰۲	۰/۲۸
	کریجینگ ساده	۰/۲۱	-۰/۰۱	۰/۲۸



شکل ۲- نقشه پراکنش خواص مورد مطالعه

با توجه به نقشه‌ی پهنه‌بندی و پروفیل مکانی، تراز آب زیرزمینی به طرف شرق منطقه افزایش می‌یابد. احتمالا قرار گرفتن این بخش در دامنه‌ی کوه سهند و تغذیه از دامنه دلیل این امر می‌باشد. مقدار pH در بخش های شمالی و شرقی آبخوان بیش‌تر می‌باشد. باتوجه به پروفیل مکانی و نقشه‌ی هدایت الکتریکی، بیش‌ترین مقدار این پارامتر در فاصله ۱۰ کیلومتری به طرف مرکز و شمال‌شرقی منطقه دیده می شود . کلسیم هم در بخش مرکزی آبخوان بیش‌ترین مقدار را دارد احتمالا در این قسمت ها بیش‌تر از کودهای حاوی کلسیم استفاده می - شود.



شکل ۳- پروفیل مکانی هدایت الکتریکی و تراز

منابع

حسنی پاک، ع.ا. ۱۳۸۶. زمین‌آمار (ژئواستاتیستیک). انتشارات دانشگاه تهران، ۳۱۴ صفحه.

Ahmadi, H. and A. Sedghamiz. 2007. Geostatistical analysis of spatial and temporal variations of groundwater level. Environ. Monit. Assess., 129: 277-294

Burgess, T.M., and R. Webster. 1980. Optimal interpolation and isar1 thmic mapping of soil properties.1. The semivariogram and punctual kriging. Soil Science 31: 315-331.

Demir, Y., S. Sahin, M. Guler, B. Cemek, H. Gunal and H. Arsalan. 2009. Spatial variability of depth and salinity of groundwater under irrigated ustifluvents in the Middle Black Sea Region of Turkey. Environ. Monit. Assess., 158: 279-294.

Sun Y., Shaozhong K., Li F., and Zhang L. 2009. Comparison of interpolation methods for depth to groundwater and its temporal and spatial variations in the Minqin oasis of northwest China. Enviromental Modeling and Software. 24: 1163-1170

Taghizadeh, R., M. Zaryan, S.H. Mahmoudi, A. Heidari and F. Sarmadian, 2009. Spatial Interpolation methods for determining spatial variation characteristics of groundwater quality plain Rafsanjan, Iran Watershed Science and and Engineering Journal. Second Year, pp:5.

Zheng, Y.M., T.B. Chen and J.Z. He. 2008. Multivariate geostatistical analysis of heavy metals in top soils fom beijing,China. Journal of soil Sediments. 8(1): 51-58.

بررسی امکان استفاده ازپلیمر زیستی رزین و زئولیت جهت کنترل سرعت رهاسازی یون‌های نیترات و پتاسیم

مهدیه حیدری[1]، سمیه بختیاری[2] مهران شیروانی[3] محمود کلباسی[4] و ژاله ورشوساز[5]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان
۲-استادیار دانشگاه صنعتی سیرجان
۳-استادیار علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان
۴- استاد علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان
۵- استاد دانشکده داروسازی دانشگاه اصفهان

مقدمه

امروزه مصرف بیش از اندازه کودهای شیمیایی منجر به کاهش بهره وری، به هم خوردن تعادل عناصر غذایی در خاک و هدرروی عناصر از طریق آبشویی و فرایندهای بیوشیمیایی مختلف شده است(Loneragen, 1997). آبشویی و هدرروی عناصر، بویژه نیتروژن، علاوه بر آلودگی‌های زیست محیطی، هزینه‌های اقتصادی ناشی از مصرف آن را نیز افزایش می‌دهد. در نتیجه نیاز به راهکارهایی جهت افزایش کارآیی این عناصر غذایی و کاهش اثرات مضر آن‌ها است (Ni et al., 2010).

در سال‌های اخیر توجه زیادی به تکنولوژی کنترل کردن میزان عناصر مورد نیاز گیاه در خاک و یا دیگر محیط‌های رشد متمرکز شده است. بر این اساس، کودهای کندرهش مختلف توسعه داده شده که منجر به فراهم شدن عنصر غذایی در مدت زمان طولانی‌تری گردیده و کارآیی مصرف کود را افزایش می‌دهند (Fernandez-Escobar et al., 2004). مواد مختلفی جهت کندرهش کردن عناصر غذایی استفاده شده است که از جمله مواد کندرهش کننده می‌توان به رزین و رس زئولیت اشاره کرد.

رزین (Rosin) یک پلیمر زیستی آبگریز است که به‌دلیل ارزان و کم خطر بودن از نظر ایجاد آلودگی در خاک می‌تواند به‌عنوان یک ماده پوشش‌دهنده و یا به عنوان ماتریکس سیستم‌های کند رهش استفاده شود (Ibrahim and Jibril, 2005). کانی‌های رسی نیز از جمله مواد مورد استفاده به‌عنوان حامل عناصر غذایی هستند که به‌دلیل داشتن سطح باردار می‌توانند عناصر را در سطح خود نگه‌داری و در کندرهش شدن عناصر کمک کنند. زئولیت یکی از کانی‌های رسی است که از واحدهای چهار وجهی سیلیسیم تشکیل شده و دارای ظرفیت تبادل کاتیونی و فضای آزاد داخلی زیادی بوده و قادر به جذب و رهاسازی تدریجی یون‌ها و مولکول‌ها می‌باشد. با توجه به اهمیت استفاده از سیستم‌های کندرهش در تأمین عناصر غذایی گیاه و کاهش اثرات زیست محیطی مضر آنها، هدف از این تحقیق، بررسی امکان استفاده از پلیمر زیستی رزین و رس زئولیت در کندرهش کردن نیترات و پتاسیم بود.

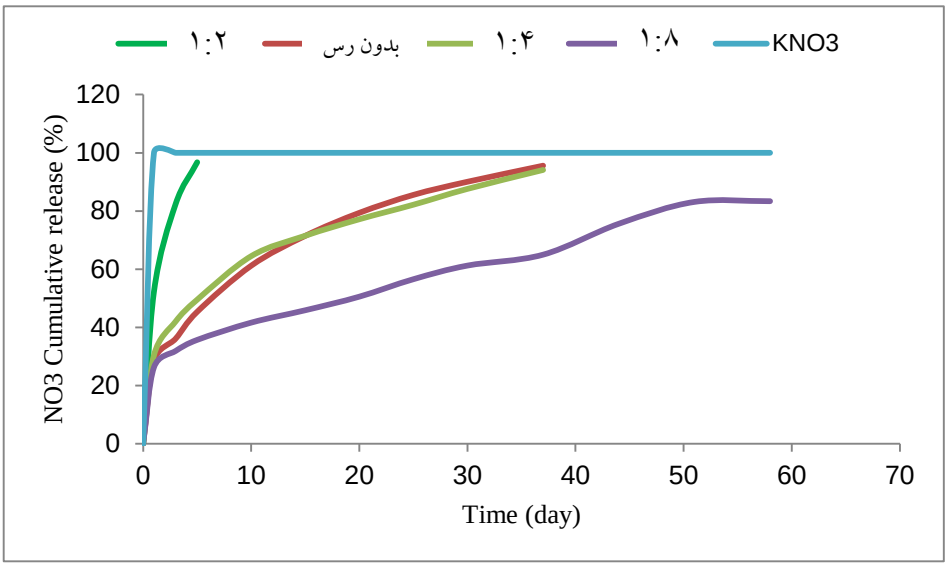
مواد و روش‌ها

به‌منظور تهیه سیستم‌های کندرهش با استفاده از رزین، جرم ماتریکس (ترکیب رزین و رس زئولیت) معادل ۶۰ گرم ثابت در نظر گرفته شد و مقدار رزین و رس مورد نیاز جهت تهیه نسبت های ۱:۲، ۱:۴ و ۱:۸ رزین:زئولیت محاسبه گردید. به‌منظور حل نمودن رزین، جرم تعیین شده به تدریج به ۱۰۰ میلی لیتر استون در حال شیک اضافه و پس از انحلال کامل رزین، مقدار مناسب رس به آن اضافه گردید. پس از ایجاد یک مخلوط همگن از رس و رزین، ۱۰ گرم نیترات پتاسیم به هر سیستم اضافه شد و جهت یکنواخت شدن ترکیب، همزدن مواد مخلوط شده ادامه یافت. مخلوط تهیه شده پس از خروج کامل استون از آن، در اندازه های ۴-۳ میلی‌متری قالب‌گیری و در دمای محیط خشک گردید.

جهت مطالعه سینیتیک آزادسازی یون‌های نیترات و پتاسیم از سیستم‌های سنتز شده، مقدار یک گرم از هر نمونه تهیه و داخل ۱۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر قرار داده شد و به‌منظور جلوگیر ی از رشد میکروب ها، دو قطره تولوئن به هر نمونه اضافه گردید. اندازه‌گیری مقادیر نیترات و پتاسیم آزاد شده از نمونه‌ها به آب در زمان های مختلف در دمای اتاق انجام گرفت. قبل از هر اندازه‌گیری، جهت همگن شدن محلول، نمونه‌ها به مدت نیم ساعت شیک شدند. اندازه‌گیری غلظت نیترات با دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۲۲۰ و ۲۷۵ نانومتر به روش Ultraviolet Spectrophotometric Screening انجام گرفت (Armstrong, 1963). غلظت پتاسیم موجود در محلول نیز با استفاده از دستگاه فلیم‌فتومتر تعیین گردید.

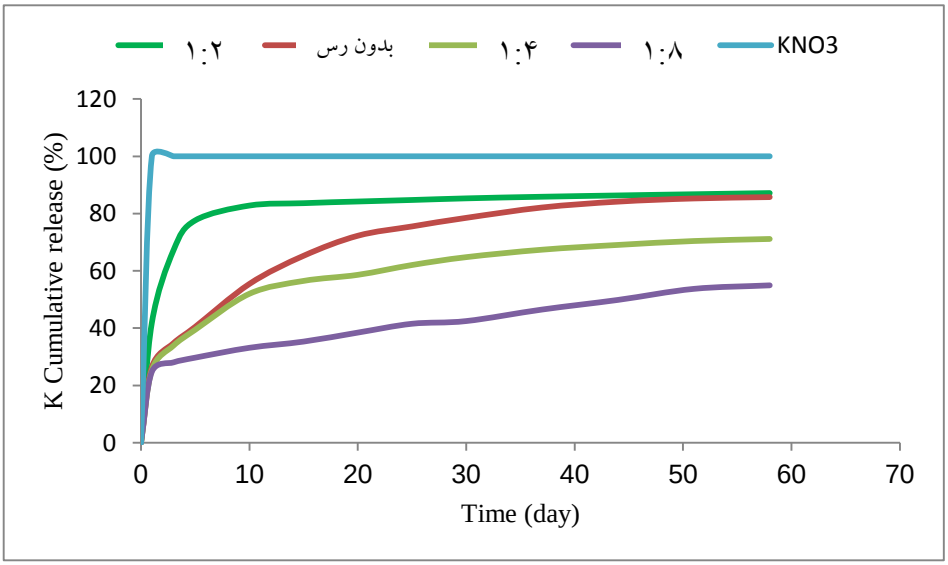
نتایج و بحث

آزادسازی تجمعی نیترات از سیستم های کند رهش در مقایسه با نیترات پتاسیم در شکل ۱ نشان داده شده است. نتایج واجذب نیترات از سیستم ها نشان می‌دهد بیشترین آزادسازی نیترات در واحد زمان مربوط به سیستم دارای نسبت ۱:۲ رزین:زئولیت می‌باشد که در طی ۵ روز ٪ ۹۶/۷ آزادسازی نیترات را به همرا ه داشته است. درحالی‌که سیستم دارای نسبت ۱:۸ بعد از گذشت ۵۸ روز با ٪ ۸۳/۳ آزادسازی، در مقایسه با دیگر تیمارها در مدت زمان طولانی‌تری نیترات را آزاد کرده است.



شکل ۱- آزادسازی تجمعی نیترات از سیستم‌های کندرهش بر پایه رزین‌و زئولیت با نسبت‌های ۱:۲، ۱:۴، ۱:۸ و رزین بدون رس

شکل ۲ نشان‌دهنده آزادسازی تجمعی پتاسیم در مقایسه با نمک نیترات پتاسیم در طول زمان است . نتایج آزمایش نشان می‌دهد مقدار آزادسازی پتاسیم در واحد زمان از سیستم کندرهش با نسبت ۱:۲ رزین :زئولیت بیشترین مقدار بود بطوریکه در طی ۱۰ روز اول آزمایش، درصد آزادسازی پتاسیم از این سیستم برابر با ۸۲ ٪ بود. این درحالی است که کمترین مقدار آزادسازی پتاسیم مربوط به نسبت ۱:۸ بود به‌طوری‌که مقدار آزادسازی پتاسیم از این سیستم بعد از ۲۴ ساعت، ۲۴ درصد بود و بعد از این مدت، آزادسازی به‌آرامی انجام و پس از ۵۸ روز به ۵۴ درصد رسید. ابراهیم و جیبریل (۲۰۰۵) اثر موم و رزین را در کندرهش کردن نمک های مختلف از جمله نیترات پتاسیم مطالعه و گزارش کردند زمانی که موم و رزین توام أ استفاده شوند، سرعت آزادسازی عناصر کمتر می‌شود، در حالی‌که در نمونه‌های بدون رزین، سرعت آزادسازی عناصر بسیار بیشتر بود (Ibrahim and Jibril, 2005).



شکل ۲- آزادسازی تجمعی پتاسیم از سیستم‌های کندرهش بر پایه رزین و زئولیت با نسبت‌های ۱:۲، ۱:۴، ۱:۸ و رزین بدون رس

منابع

Armstrong FAJ, 1963. Determination of nitrate in water by ultraviolet spectrophotometry. Analitical Chemistry, 35: 1292

Fernandez-Escobar R, Benlloch M, Herrera E and Garcia-Novelo JM, 2004. Effect of traditional and slow-release N fertilizers on growth of olive nursery plants and N losses by leaching. Science Horticulture 101: 39-49.

Ibrahim A.A. and Jibril B.Y., 2005. Controlled Release of paraffin Wax/Rosin-Coated Fertilizers. Indian Engineering chemistry. Resources 44: 2288-2291.

Loneragen, JP, 1997. Plant nutrition in 20th and perspectives for the 21st century. Plant and Soil 196: 163-174.

Ni B, Liu M, Lu S, Xie L, Wang Y, 2010. Multifunctional Slow-Release Organic-Inorganic Compound Fertilizer. Journal of Agriculture and Food Chemistry 58: 12373-12378.

Xiang y, Ping JYH and Zao LM, 2008. Recent Advances on the Technologies to increase Fertilizer Use Efficiency. Agricultural sciences in china 7: 469-479.

بررسی توانایی لیکا در حذف مس از محلول‌های آبی

مهدیه حیدری[۱]، وحید مرادی نسب[۱]، مرضیه توانایی[۱]، زهرا یاحقی[۲]، سمیه بختیاری[۳] و مهران شیروانی[٤]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان
۲-دانشجوی دکتری علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان
۳-استادیار دانشگاه صنعتی سیرجان
٤-استادیار علوم خاک، دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

خاک‌ها مستعد آلودگی با عناصر سنگین فلزی از طریق فعالیت‌های انسانی نظیر کشاورزی، حمل و نقل، کاربرد لجن فاضلاب و زباله‌های شهری و صنعتی هستند. سالانه هزاران تن از این عناصر وارد محیط زیست شده و ایجاد آلودگی می‌نمایند (Ozturk. and Ennil, 2008). عنصر مس یکی از این عناصر سنگین است که وجود مقادیر زیاد آن در پساب‌های کارخانجات و صنایع منجر به صدمات جبران ناپذیری بر سلامت انسان شده است، در حالی‌که تجمع مس در بدن انسان باعث بیماری‌های قلبی، پوستی، مغزی و لوزالمعده می‌شود. مس از معمول‌ترین فلزات سنگین در ضایعات و فاضلاب‌های صنعتی می‌باشد که بر سلامت موجودات زنده اثر می‌گذارد. سالانه ۹۳۹۰۰۰ تن مس وارد محیط زیست می‌شود. مقادیر زیادی از مس در کشاورزی، باغبانی و دامداری از طریق مصرف کودهای شیمیایی، قارچ‌کش‌های محتوی مس شامل اکسی‌کلراید مس، بهسازی آلی مثل کمپوست، کود مرغی و لجن فاضلاب به خاک اضافه می‌شود به‌طوری‌که مصرف زیاد این کودها و قارچ کش‌ها باعث ایجاد مسمومیت گیاهی می‌گردد (Adriano, 2001). غلظتی از مس که مسمومیت در گیاهان را سبب می‌شود بسته به نوع گیاهان متفاوت است (Marschner, 1995). سطح سالم مس در آب اشامیدنی برای انسان‌ها ۲-۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر گزارش شده است. بنابراین حذف این عنصر از آب از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. روش‌های متعددی چون ترسیب، انعقاد، لخته‌سازی، سل‌های الکتروشیمیایی، تبادل یونی، استخراج با حلال، اسمز معکوس و جذب سطحی جهت حذف فلزات سنگین از محلول‌های آبی پیشنهاد شده‌اند (Lin and Juang, 2002). جذب سطحی یکی از رایجترین روش‌هاست که جهت حذف فلزات سنگین با استفاده از جاذب‌های مختلف مورد استفاده قرار می‌گیرد. در سال‌های اخیر، توجه ویژه‌ای به استفاده از جاذب‌های ارزان قیمتی مانند کانی‌های رسی معطوف شده است و مطالعات مختلف قابلیت بالای این جاذب‌های طبیعی را در حذف عناصر سنگین از آب نشان داده‌اند. لیکا یک نوع رس منبسط شده است که در کوره‌های گردان و در حرارت حدود ۱۲۰۰ درجه سانتی‌گراد، از انبساط نوع خاصی از خاک رس تولید می‌شود (Malakootian, 2009). هدف از انجام این مطالعه، بررسی قابلیت لیکا در حذف فلز سنگین مس از محلول‌های آبی بود.

مواد و روش‌ها

پس از عبور دادن دانه‌های لیکا از الک ۲۷۰ مش، از آن به‌عنوان جاذب جهت حذف مس استفاده گردید. بدین منظور، ۰/۳ گرم لیکا توزین و ۳۰ سی‌سی از هر غلظت جذب‌شونده مس (غلظت‌های ۲۵۰-۰ میلی‌گرم بر لیتر مس حاوی ۰/۰۱ مولار $CaCl_2$)به آن اضافه شد. برای هر غلظت سه تکرار در نظر گرفته شد. نمونه‌ها به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد شیک و پس از شیک، سانتریفیوژ و محلول رویی جهت اندازه‌گیری مس

باقیمانده در محلول با استفاده از دستگاه اتمیک جمع‌آوری شد. مقدار مس جذب شده از تفاوت مقدار مس اولیه و مس باقیمانده در محلول محاسبه شد.

جهت بررسی همدمای جذب مس توسط لیکا از معادلات لانگمویر و فروندلیچ استفاده گردید.

برای یک جذب شونده، معادله لانگمویر به صورت زیر است:

[۱]

$$\frac{x}{m}=\frac{v_m k c_e}{1+kc_e}$$

C_e: غلظت جذب شونده در محلول تعادلی (mg/L)

x/m: مقدار ماده جذب شده به ازای واحد جرم جاذب (mg/g)

m: جرم جاذب (mg)

V_m: ظرفیت جذب

فرمول معادله فروندلیچ به صورت زیر است:

[۲]

$$\frac{X}{M}=K_f C_e^{1/n}$$

k_f: شاخص ظرفیت جذب

1/n: شاخص شدت جذب

پارامترهای دیگر این ایزوترم در مدل لانگمویر توصیف شده‌اند.

با ترسیم log(x/m) در مقابل $\log C_e$ یک خط راست حاصل می‌شود که شیب و عرض از مبدأ آن به ترتیب برابر با 1/n و k_f است.

به‌منظور بررسی سینتیک جذب مس توسط لیکا، سوسپانسیون ۱ درصد جاذب و جذب شونده (غلظت ۴۰۰ میلی‌گرم بر لیتر مس) در بازه زمانی ۲۴-۰/۵ ساعت در تماس با یکدیگر بودند و پس از هر زمان، غلظت مس باقیمانده در محلول پس از سانتریفیوژ و جداسازی محلول رویی با استفاده از دستگاه اتمیک تعیین گردید.

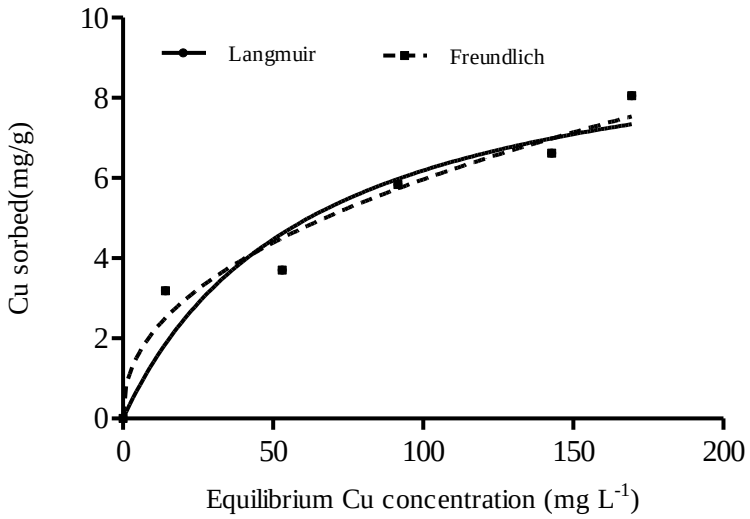
نتایج و بحث

در شکل ۱، هم‌دماهای جذب مس توسط لیکا در همراه با مدل‌های لانگمویر و فروندلیخ برازش یافته بر آنها ارائه گردیده است. هم‌دماهای جذب به عنوان ساده‌ترین روش برای تعیین ویژگی‌های پدیده جذب در نظر گرفته می‌شوند. مقدار و تمایل جذب بین ماده جذب‌شونده و جاذب را می‌توان بوسیله این هم‌دماها مطالعه نمود، به‌طوری‌که شیب اولیه نمودارهای هم‌دما اطلاعاتی درباره تمایل بین ماده جذب شونده و جاذب می‌دهد.

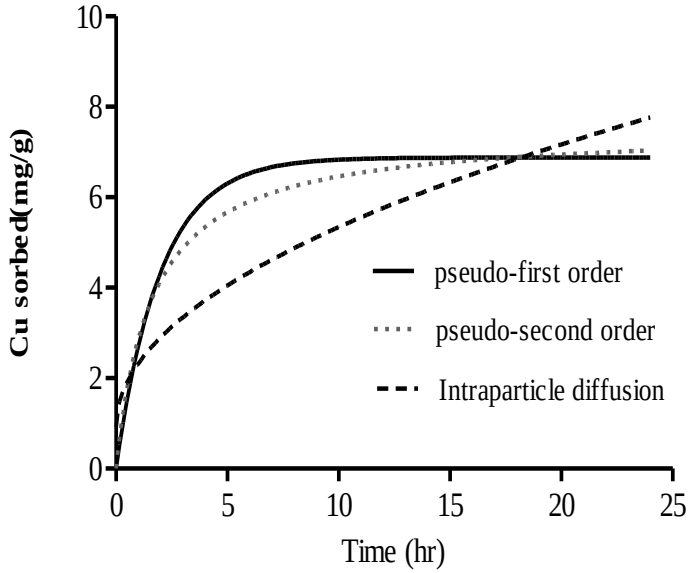
هر دو مدل فروندلیچ و لانگمویر جذب مس بوسیله لیکا را به‌طور معنی‌داری توصیف نمودند. مطابق تقسیم بندی گیلز و همکاران [۷۷]، شکل هم‌دماهای جذب مس بوسیله لیکا در کلاس نوع L قرار می‌گیرد که نشانگر تمایل نسبتاً زیاد بین جذب‌شونده (مس) و فاز جامد (لیکا) در غلظت‌های کم یون فلزی می‌باشد. به‌طوری‌که این تمایل با نزدیک شدن غلظت یون فلزی به حداکثر ظرفیت جذب فاز جامد کاهش می‌یابد.

سینتیک جذب بیانگر سرعت جذب توسط جذب‌کننده و زمان رسیدن واکنش به تعادل است که در فهم فرآیند جذب و کارایی جاذب نقش اساسی دارد. در شکل ۲، سینتیک جذب مس توسط لیکا همراه با مدل‌های برازش یافته بر آن ارائه گردیده است. همانگونه که مشاهده می‌شود منحنی‌های سینتیک جذب مس از دو مرحله

مشخص تشکیل شده است: مرحله اول که در آن جذب یون‌های فلزی توسط کانی‌ها سریع بود، به‌طوری‌که q_t (مقدار یون فلزی جذب شده در زمان t) در طول مرحله شروع جذب به سرعت افزایش یافت و به دنبال آن مرحله دوم، جذب تدریجی یون‌های فلزی قبل از رسیدن به تعادل بوده که با نزدیک شدن واکنش به حالت تعادل سرعت جذب به آهستگی کم شد.



شکل ۱- همدماهای جذب مس توسط لیکا



شکل ۲- سینتیک جذب مس توسط لیکا بر اساس مدل‌های کینتیکی مختلف

منابع

Adriano DC, 2001. Trace elements in terestial environments; Biochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd ed. Springer, New York.

Lin SH and Juang RS, 2002. Heavy metal removal from water by sorption using surfactant-modified montmorillonite. Journal of Hazardous Materials 92: 315-326.

Malakootian M, Nouri J and Hossaini H, 2009. Removal of heavy metals from paint industry's wastewater using Leca as an available adsorbent. International Journal of Environmental Science and Technology 6: 183-190.

Marschner H, 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. Academic Press, New York.

Ozturk N and Ennil T, 2008. A kinetic study of nitrite adsorption onto sepiolite and powdered activated carbon. Desalination 223: 174-179.

توزیع عمقی پتاسیم محلول و تبادلی‌تحت تأثیر حجم آبشویی‌های مختلف

منصور میرزایی ورویی[1] و مجید فکری[2]
۱-دانش‌آموخته کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشگاه شهید باهنر کرمان
mansourmirzaei63@gmail.com
۲-دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان
mjdfekri@yahoo.com

مقدمه

پتاسیم نقش اساسی در رشد و متابولیسم گیاه دارد . از طرفی، مناطق وسیعی از زمین های کشاورزی جهان با کمبود پتاسیم مواجه هستند (Romheld و Kirkby، ۲۰۰۷). برداشت زیاد توسط گیاهان و آبشویی پتاسیم موجب پایین آمدن مقدار پتاسیم خاک شده است (Rengel و Damon، ۲۰۰۸). پتاسیم در خاک به چهار شکل: محلول، تبادلی، غیرتبادلی و معدنی در خاک وجود دارد که در این میان پتاسیم محلول و تبادلی شکل هایی از پتاسیم هستند که به طور عمده، تحت تأثیر آبشویی قرار می‌گیرند (Kolahchi و Jalali، ۲۰۰۷).

آبشویی پتاسیم از لحاظ هدررفت مواد غذایی مورد نیاز گیاهان و آلودگی آب های زیرزمینی از اهمیت بالایی برخوردار است. امروزه به دلیل اهمیت آلودگی آب های زیرزمینی و هدررفت مواد مغذی و مواد شیمیایی موجود در کودها، آبشویی مورد توجه بسیاری از محققان قرار گرفته است(Jalali و Rowell، ۲۰۰۹). آبشویی پتاسیم به عواملی همچون حجم آبشویی و غلظت کاتیون‌ها بخصوص کلسیم در محلول خاک بستگی دارد (Kolahchi و Jalali، ۲۰۰۷). از این رو، هدررفت مواد غذایی از خاک از لحاظ اقتصادی و زیست محیطی بسیار حائز اهمیت است. آبشویی مواد شیمیایی از خاک و انتقال آن ها به آب های زیرزمینی باعث آلودگی منابع آب می شود، همچنین آبشویی کودها و انتقال آن‌ها به خارج از منطقه ریشه باعث کاهش بازدهی کودها خواهد شد (شعبانپور شهرستانی،۱۳۸۴). بنا به آنچه که گفته شد، ضرورت بررسی توزیع پتاسیم در خاک و عوامل مؤثر بر آبشویی آن بیش از پیش آشکار می‌گردد. از این رو، با توجه به تأثیر مهم میزان حجم آبشویی بر هدررفت پتاسیم و اثر آن بر آلودگی آب‌های زیرزمینی، پژوهش حاضر به بررسی میزان توزیع عمقی پتاسیم محلول و تبادلی تح ت تأثیر حجم آبشویی‌های مختلف می پردازد.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق، خاک مورد مطالعه از مزرعه دانشگاه باهنر کرمان با کاربری زراعی تهیه شد . نمونه برداری از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری سطح خاک صورت گرفت. پس از انجام نمونه برداری، نمونه مورد نظر هوا خشک و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شد و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن در آزمایشگاه تعیین شد (جدول ۱).

آزمایش‌ها به‌صورت فاکتوریل با طرح پایه کاملاً تصادفی انجام شد. تیمارهای مورد مطالعه در این تحقیق شامل: حجم آبشویی با ۳ سطح (۰/۲۵ حجم تخلخل[1] (0.25PV)، ۰/۷۵ حجم تخلخل (0.75PV) و ۲حجم تخلخل (2PV)) و تیمار عمق با ۳ سطح (صفر تا ۵، ۵ تا ۱۰ و ۱۰ تا ۲۰ سانتی‌متر) بودند که تمام آزمایش‌ها در ۳ تکرار انجام شد. برای انجام آزمایش، ستون هایی از جنس پلی ونیل کلراید (PVC) به قطر داخلی ۱۰ سانتی‌متر و

1 . Pore Volume

ارتفاع ۲۵ سانتی‌متر تهیه و ستون‌ها تا ارتفاع ۲۰ سانتی‌متری از خاک پر شد. مقدار خاک داخل ستون با توجه به حجم ستون خاک (سطح مقطع × ارتفاع ستون خاک (۲۰ سانتی‌متر)) و جرم مخصوص ظاهری (۱/۳۵ گرم بر سانتی‌متر مکعب) محاسبه شد. سپس این میزان خاک در چند مرحله (لایه) به ستون‌ها اضافه شد و در هر مرحله

جدول ۱- ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

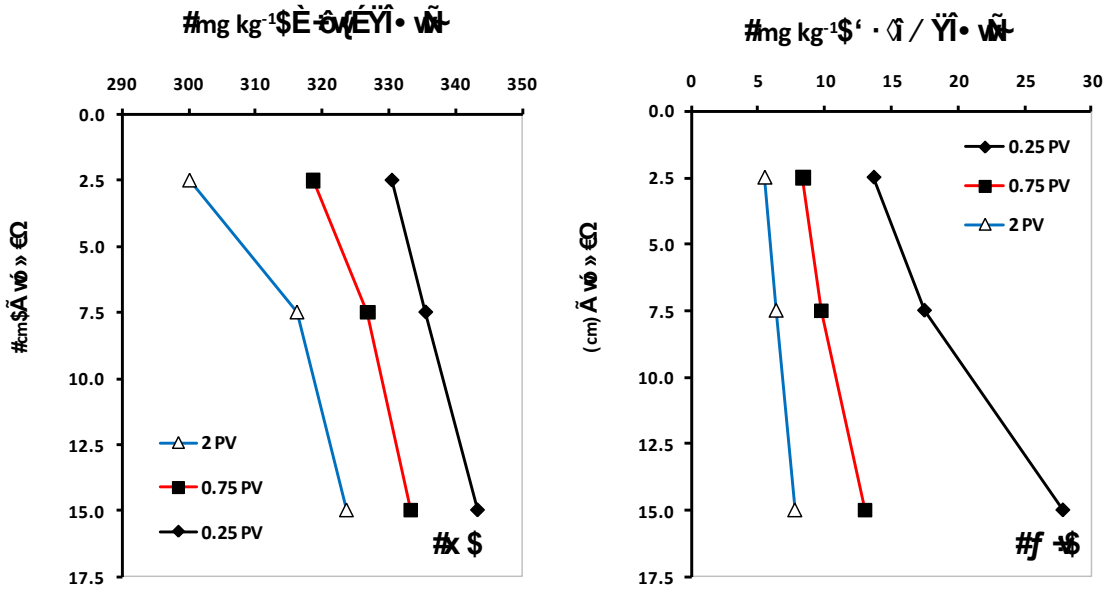
ویژگی	مقدار	ویژگی	مقدار
سدیم محلول (میلی‌اکی‌والان بر لیتر)	۸/۷۵	گچ (درصد)	۲۷
پتاسیم محلول (میلی‌اکی‌والان بر لیتر)	۰/۴۴	pH	۷/۶۶
کلسیم محلول (میلی‌اکی‌والان بر لیتر)	۳۲	EC (دسی‌زمینس بر متر)	۲/۵
منیزیم محلول (میلی‌اکی‌والان بر لیتر)	۲	جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتی‌متر مکعب)	۱/۳۵
پتاسیم قابل استفاده (میلی‌گرم بر کیلوگرم)	۳۵۸	تخلخل (درصد)	۴۸
کلر (میلی‌اکی‌والان بر لیتر)	۸	شن (درصد)	۳۵
بیکربنات (میلی‌اکی‌والان بر لیتر)	۷/۵	سیلت (درصد)	۲۷
کربن آلی (درصد)	۰/۳۵	رس (درصد)	۳۸
کربنات کلسیم معادل (درصد)	۱۳/۷۵		

ضربات ملایم و یکسان به ستون ها وارد می شد تا مقدار خاک داخل ستون به ارتفاع مورد نظر (۲۰ سانتی‌متر) برسد. بعد از آماده سازی ستون‌های خاک، مرحله انکوباسیون به مدت ۴۵ روز در رطوبت ظرفیت زراعی (FC) و دمای ۵±۲۵ سانتی‌گراد انجام شد. در طول این دوره در صورت نیاز آب مقطر به نمونه ها اضافه می گردید تا رطوبت در حد FC باقی بماند. در طی مرحله انکوباسیون دهانه ستون‌های خاک با نایلون پوشیده شد تا از تبخیر جلوگیری شود. بعد از مرحله انکوباسیون ستون‌ها آبشویی شدند. اساس آبشویی بر مبنای PV بود، هر PV تقریباً برابر ۹۴۴ میلی لیتر محاسبه شد. برای بدست آوردن PV، حجم کل ستون خاک ضربدر درصد تخلخل خاک شد (Jalali و Rowell، ۲۰۰۳). با توجه به تعداد ستون ها، یک سوم ستون ها یک مرحله (0.25 PV برابر با ۲۳۶ میلی‌لیتر)، یک سوم ستون ها ۳ مرحله (0.75 PV برابر با ۷۰۸ میلی‌لیتر) و یک سوم ستون ها ۸ مرحله (2 PV برابر با ۱۸۸۸ میلی‌لیتر) آبشویی شدند. ضمن اینکه هر مرحله ۲۳۶ میلی‌لیتر آب مقطر معادل 0.25PV به ستون-های خاک اضافه می شد و فواصل بین آبشویی ها ۵ روز بود. پس از مراحل آبشویی، ستون های خاک در سه عمق (صفر تا ۵، ۵ تا ۱۰ و ۱۰ تا ۲۰ سانتی‌متر) بصورت عرضی برش داده شد.

بعد از هوا خشک شدن کامل، خاک هر یک از عمق ها کوبیده و از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شد. نمونه‌های خاک برای آنالیزهای فیزیکی و شیمیایی به آزمایشگاه انتقال داده شد . ویژگی‌های شیمیایی شامل، پتاسیم محلول با استفاده از عصاره‌گیر آب مقطر (نسبت ۱:۵ خاک به آب) و در ادامه با استفاده از فلیم‌فوتومتر قرائت شد و پتاسیم تبادلی نیز به روش استات آمونیوم اندازه گیری شد (Pansu و Gautheyrou، ۲۰۰۶).

نتایج و بحث

رابطه پتاسیم محلول با عمق خاک در حجم آبشویی های مختلف در شکل ۱-الف نشان داده شده است. غلظت پتاسیم محلول در حجم آبشویی های مختلف با افزایش عمق خاک روند افزایشی نشان داده است . در حجم آبشویی 0.25 PV تفاوت بین عمق ۲/۵ و ۱۵سانتی‌متر نسبت به دیگر حجم آبشویی های بیشتر بود. این تفاوت می تواند ناشی از حجم آبشویی کمتر در تیمار 0.25 PV باشد. چون در این حجم آبشویی، مقدار آب نتوانسته که پتاسیم را از عمق ۱۵ سانتی‌متر خارج کند. در نتیجه پتاسیم شسته شده از عمق‌های بالایی در عمق ۱۵ سانتی-متر تجمع یافته و اختلاف زیادی با عمق ۲/۵ سانتی‌متر ایجاد کرده است. اما در حجم آبشویی های 0.75 و 2 PV به علت حجم آبشویی بیشتر این اختلاف کمتر احساس می شود، و همان‌طور که در شکل ۱-الف مشاهده می‌شود، مقادیر پتاسیم محلول در عمق‌های مختلف برای حجم آبشویی 2 PV تقریباً در یک راستا قرار گرفته‌اند. به‌عبارتی دیگر این بیانگر آبشویی زیاد پتاسیم در این حجم است که اختلاف بین عمق ها را به کمترین حد رسانده است. درصد اختلاف بین عمق ۲/۵ و ۱۵ سانتی‌متر در حجم آبشویی 0.25 PV ، ۳۸/۴۵ درصد محاسبه گردید، که این درصد اختلاف برای حجم آبشویی 2 PV ، ۲۰/۰۳ درصد بود. همچنین، اختلاف بین حجم آبشویی 0.25 PV و 2 PV در عمق ۲/۵ سانتی‌متر ۶۳/۸۵ درصد، و این اختلاف برای عمق ۱۵ سانتی‌متر ۷۲/۱۸ درصد بود. این نشان می دهد که با افزایش عمق درصد اختلاف بین حجم آبشویی 0.25 PV و 2 PV بیشتر شده است . Feigenbaum (۱۹۸۶) بیان کرد که، مقدار ح رکت پتاسیم در خاک بستگی به مقدار آب و سرعت حرکت آن به سمت پایین دارد . غلظت پتاسیم در حجم آبشویی 2 PV نسبت به 0.25 PV و 0.75 PV کمتر است. Oliveira و همکاران (۲۰۰۲) نیز گزارش کردند که با افزایش حجم آبشویی غلظت پتاسیم محلول کاهش می‌یابد.



شکل ۱- اثر حجم آبشویی بر تغییرات عمقی غلظت پتاسیم محلول(الف) و پتاسیم تبادلی(ب)

شکل ۱-ب رابطه پتاسیم تبادلی با عمق خاک در حجم آبشویی های مختلف را نشان می دهد. همان‌طور که مشاهده می‌شود در هر سه حجم آبشویی غلظت پتاسیم تبادلی با افزایش عمق افزایش یافته است . در پتاسیم تبادلی بر خلاف پتاسیم محلول، با افزایش عمق درصد اختلاف بین حجم آبشویی ها کمتر شده است. آبشویی پتاسیم محلول از سطح و تجمع در عمق خاک ممکن است باعث شده باشد تا پتاسیم تبادلی در عمق نسبت به سطح کمتر وارد محلول خاک شود . به عبارتی دیگر در عمق های پایینی نیاز به تبادل پتاسیم از فاز تبادلی به محلول به دلیل وجود پتاسیم محلول، کمتر شده است. همچنین در یک عمق معین افزایش حجم آبشویی موجب کاهش غلظت پتاسیم تبادلی شده است. درصد اختلاف غلظت پتاسیم بین حجم آبشویی 0.25 PV و 2 PV در عمق ۲/۵ سانتی‌متر ۹/۲ درصد، و در عمق ۱۵ سانتی‌متر ۵/۷۳ درصد بود. ضمن اینکه درصد اختلاف بین عمق ۲/۵ و ۱۵ سانتی‌متر در حجم آبشویی 0.25 PV، ۳/۷۵ درصد محاسبه گردید، که این درصد اختلاف برای حجم 2 PV، ۷/۲۹ درصد بود. یزدان‌پناه و محمودآبادی (۱۳۹۰) دریافتند که، غلظت پتاسیم با افزایش عمق روند افزایشی را نشان داد. نتایج این تحقیق حاکی از آن بود که آبیاری با حجم های بالا، پتاسیم را به سمت آب های زیرزمینی هدایت کرده و نه تنها پتاسیم را از دسترس گیاهان خارج می‌کند بلکه باعث آلودگی آب‌های زیر زمینی نیز می‌شود.

منابع

۱. شعبانپور شهرستانی، م. ۱۳۸۴. مقایسه سه مدل انتقال املاح با استفاده از ردیاب برماید. هشتمین کنفرانس علوم خاک ایران.

۲. یزدان‌پناه، ن. و محمودآبادی م. ۱۳۹۰. بررسی تغییرات عناصر غذایی پرمصرف نیتروژن، فسفر و پتاسیم و تنفس میکروبی طی فرآیند اصلاح خاک شور وسدیمی. نشریه آب و خاک ۲۶: ۲۱۳-۲۰۳.

3. Feigenbaum S, 1986. Potassium distribution in a sandy soil exposed to leaching with saline water. In: Nutrient Balances and the Need for Potassium. International Potash Institute, Reims, pp. 155–162.
4. Jalali M and Rowell DL, 2003. The role of calcite and gypsum in the leaching of potassium in a sandy soil. Experimental Agriculture. 39:379–394.
5. Jalali, M., Rowell, D. L., 2009. Potassium leaching in undisturbed soil cores following surface applications of gypsum. Environ Geol, 57:41–48.
6. Kolahchi Z and Jalali M, 2007. Effect of water quality on the leaching of potassium from sandy soil. Journal of Arid Environments. 68:624–639.
7. Oliveira MW, Trivelin PCO, Boaretto AE, Muraoka T and Mortatti J, 2002. Leaching of nitrogen, potassium, calcium and magnesium in a sandy soil cultivated with sugarcane. Pesq, agroppec. Brasilia. 37: 6, 861-868.
8. Pansu M and Gautheyrou J, 2006. Handbook of Soil Analysis, Mineralogical, Organic and Inorganic Methods. Springer. 993 p.
9. Rengel Z and Damon PM, 2008. Crops and genotypes differ in efficiency of potassium uptake and use. Physiol Plant 133:624–636.
10. Römheld V and Kirkby EA, 2007. Magnesium functions in crop nutrition and yield. Proc 616 Intern Fert Soc York UK.

تعیین شکل‌های مختلف آهن و بررسی تأثیر کشت بر وضعیت آهن در خاک‌های آهکی استان کردستان

بهجت محمدی [۱]، اکبر فرقانی [۲]، سید محمد طاهر حسینی [۳]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه گیلان
۲- عضو هیئت علمی دانشگاه گیلان
۳- عضو هیئت علمی دانشگاه کردستان

مقدمه

در مطالعات مربوط به خاک-گیاه، اطلاع از توزیع عناصر کم مصرف بین اجزای خاک، برای درک شیمی آنها از اهمیت ویژه ای برخوردار بوده و در شناخت برهمکنش آنها با ریشه های گیاه در ریزوسفر کمک زیادی میکند. لذا آگاهی از شکل های شیمیایی عناصر کم مصرف، در فهم شیمی آن در خاک و همچنین در درک جنبه های حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه از نظر این عنصر اهمیت دارد [Han et al., 2003]. آهن جزء عناصر کمیابی است که در همه خاک‌ها ،گیاهان و حیوانات وجود دارد و برای رشد طبیعی گیاهان، حیوانات و انسانها ضروری می‌باشد. آهن پنج درصد پوسته زمین را تشکل می دهد و ار نظر فراوانی چهارمین عنصردر پوسته زمین می باشد [Lindsay, 1979]. روش‌هایی که برای آگاهی از توزیع عناصر در بخش جامد خاک به طور گسترده استفاده می‌شوند، روش‌های عصاره‌گیری دنباله‌ای هستند. روش‌های عصاره‌گیری دنباله‌ای گوناگونی برای جداسازی شکل‌های عناصر کم مصرف و از جمله آهن در خاک‌ها و رسوبات ابداع شده است. با توجه به تنوع روش‌های موجود و فقدان یک روش مشخص در برنامه‌های استفاده شده به وسیله افراد متفاوت، در سال ۱۹۸۷، کمیته اروپایی استانداردها، اندازه‌گیری‌ها و برنامه آزمایشی[۱](BCR-SM&T سابق) یک پروژه هماهنگ را با این اهداف آغازکردند: طراحی یک روش عصاره‌گیری دنباله‌ای سه مرحله‌ای، آزمایش طرح انتخابی، طی مطالعات درون آزمایشگاهی در آزمایشگاه‌های مجهز اروپا، ارزشگذاری محتویات عناصر کمیاب قابل عصاره-گیری مواد رسوبی [Quevauviller et al., 1994] دستورالعمل پیشنهادی آنان برای اندازه‌گیری‌های محتویات فلزات کمیاب در رسوبات با کارهای درون آزمایشگاهی آغاز شد و به یک روش ۳ مرحله ای قابل استفاده توسعه داده شد: اسید استیک ۰/۱۱ مول بر لیتر (مرحله اول)، هیدروکسیل آمین ۰/۱ مول بر لیتر (مرحله دوم)، پراکسید هیدروژن (مرحله سوم). رئورت و همکاران (۱۹۹۹) نسخه اصلاح شده طرح BCR را ارائه دادند و پیشنهاد کردند که یک مرحله هضم محلول مادر نمونه و باقیمانده بعد از عصاره‌گیری، بر طبق روش ایزو ۱۱۴۶۶برای کنترل داخلی افزوده شود. آنها غلظت عصاره‌گیر مورد استفاده در مرحله دوم طرح اصلیBCR را به ۰/۵ مول بر لیتر محلول هیدروکسیل آمونیوم کلراید در اسید نیتریک افزایش دادند. هدف از پژوهش حاضر، تعیین شکل‌های مختلف آهن در خاک‌های استان کردستان با استفاده از روش اصلاح شده BCR و همچنین بررسی اثر کشت بر وضعیت شکل‌های آهن در آن خاک‌ها می باشد.

1- Standards, Measurements and Testing programme

مواد و روش ها:

بیست نمونه خاک از افق سطحی (۰تا۳۰ سانتی متری) از نقاط مختلف استان کردستان که دارای دامنه نسبتاً وسیعی از نظر ویژگی های خاکی بودند، انتخاب و پس از خشک کردن در هوا و عبور از الک ۲ میلیمتری، pH (نسبت آب/خاک 1:2/5)، EC (هدایت الکتریکی در عصاره اشباع خاک)، ماده آلی [Walkey and Black, 1934]، کربنات کلسیم معادل [Allison and Moodie, 1965]، بافت خاک به روش هیدرومتری، آهن قابل استخراج با DTPA [Lindsay and Norvell, 1978] اندازه گیری شد. مطابق گفته کشاورزان مربوط، در این خاک‌ها هیچ گاه از کود آهن استفاده نشده است .

برای جداسازی و تعیین شکل‌های شیمیایی آهن در خاک از روش اصلاح شده BCR [Rauret et al., 1999] استفاده شد. این روش آهن را به شکل‌های تبادلی، و محلول در آب و اسید، کاهشی، اکسیدی و باقیمانده جدا میکند. در این مطالعه همه شکل‌ها و مراحل جداسازی آهن در سه تکرار انجام گرفت. مقدار آهن کل نیز مانند آهن باقیمانده به روش هضم در اسیدکلریدریک و اسید نیتریک غلیظ، به طور مجزا در سه تکرار به دست آمد. کشت گلخانه‌ای گیاه ذرت سینگل کراس ۷۰۴ در سه تکرار انجام شد. آبیاری با آب مقطر صورت گرفت. پس از یک دوره دو ماهه گیاهان برداشت شدند و شکل‌های مختلف آهن در همه خاک‌ها به روش اصلاح شده BCRتعیین شدند. مقدار آهن کل به طور مجزا در نمونه‌های خاک پس از کشت تعیین شد. در این مطالعه شکل‌های مختلف آهن با استفاده از دستگاه جذب اتمی مدل واریان ۲۲۰ اندازه‌گیری شد.

نتایج و بحث

جدول ۱ خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نمونه های خاک را نشان می دهد. میانگین مقادیر شکل‌های آهن به دست آمده در نمونه‌های خاک قبل از کشت و بعد از کشت در جدول ۲ نشان داده شده است. لازم به یادآوری است که چون آهن کل خاک‌ها از هضم نمونه‌های جداگانه دراسیدهای مربوطه اندازه‌گیری می‌شود، جمع شکل‌های اندازه‌گیری شده لزوماً با مقدار کل آهن مساوی نیست. بنابراین میتوان گفت در خاک‌های مورد مطالعه میانگین شکل‌های مختلف آهن دارای ترتیب زیر است:

تبادلی و محلول در آب و اسید < اکسیدی < کاهشی << تتمه

جدول ۱ - دامنه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک های مورد مطالعه

خصوصیات	دامنه	میانگین
شن (درصد)	۱۴/۱ – ۷۶	۳۵/۰۶
رس (درصد)	۱۵/۲۱ – ۶۵/۱۳	۴۳/۸۷
سیلت (درصد)	۸/۷۹ – ۳۴/۸۶	۲۱/۰۷
قابلیت هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	۰/۳۰ – ۲/۰۰	۰/۹۲
واکنش گل اشباع	۶/۸۸ – ۷/۸۹	۷/۳۸
کربنات کلسیم معادل (درصد)	۴/۸ – ۴۲/۰۰	۲۲/۰۱
کربن آلی (درصد)	۰/۱۵ – ۱/۳۳	۰/۶۲
آهن قابل جذب (میلی گرم در کیلوگرم – DTPA)	۱/۲۴ – ۹/۲۶	۴/۷۲

جدول ۲ - میانگین شکل‌های آهن به دست آمده توسط روش اصلاح شده BCR در نمونه‌های خاک قبل و بعد کشت

شکل آهن	قبل کشت ($mg\ kg^{-1}$)	بعد کشت ($mg\ kg^{-1}$)	نمونه های افزایش یافته (%)	مقدار F
تبادلی و محلول در آب و اسید	۲/۹	۷/۲۸	۸۵	۳۰/۳۷ **
کاهشی	۳۱۵۲/۶۱	۴۲۵۰/۶۸	۷۰	۱/۹ ns
اکسیدی	۸۷۵/۸۳	۱۴۱۵/۴۵	۷۵	۴/۱۰*
باقیمانده	۱۲۳۷۲/۰۴	۶۵۱۰/۶۰	۱۰	۱۷/۴۶**
آهن کل	۱۲۵۳۷/۱۰	۱۱۷۴۰/۸۰	۲۵	۰/۱۴۷ns

Ns، * و**: به ترتیب معرف معنی دار نبودن، معنی داربودن در سطح ۰/۰۵ و ۰/۰۱ هستند

نکته مهم در این مطالعه این است که شکل تبادلی و محلول در آب و اسید کمترین مقدار را به خود اختصاص داده است. در این مورد ضرابی و همکاران (۱۳۹۰) در بررسی خاک‌های آهکی استان یزد، شکل کربناتی آهن را شکل کمترین مقدار شکل آهن گزارش کردند .با توجه به اینکه در این مطالعه مقدار بدست آمده برای این شکل، کمترین مقدار را نشان میدهد، میتوان این احتمال را داد که کربنات کلسیم در خاکهای استان کردستان، در وضعیتی مشابه با استان یزد است. رایان و همکاران (۱۹۸۵) و پنا و تورنت (۱۹۹۰)گزارش کردند که مقدار کل کربنات کلسیم تأثیر کمی بر میزان فسفر متصل به مواد آهکی دارد و اندازه ذرات کربنات کلسیم در این مورد از اهمیت بیشتری برخوردار است. این موضوع می‌تواند در مورد آهن نیز صادق باشد. بنابراین واکنش کربنات کلسیم با آهن در خاک‌ها به سطح ویژه کربنات کلسیم که نشانه توزیع اندازه کربنات کلسیم خاک است، بستگی بیشتری دارد تا با مقدار کل کربنات کلسیم.

برای مقایسه بهتر بین مقادیر آهن استخراج شده در نمونه خاک‌های قبل و بعد از کشت، تجزیه واریانس توسط نرم افزار SAS انجام گرفت که نتایج آن نیز به همراه درصد افزایش مقدار شکل آهن در نمونه‌ها تحت اثر کشت، در جدول ۲ آورده شده است. ملاحظه می‌شود که مقدار شکل‌های تبادلی و محلول در آب و اسید و همچنین اکسیدی آهن، افزایش معنی‌داری را پس از کشت نشان دادند. شکل باقیمانده آهن نیز کاهش معنی-داری را در نمونه‌های پس از کشت نشان داد. این موضوع بیانگر این مطلب است که مقداری از آهن طی زمان کشت از شکل غیر قابل دسترس (شکل باقیمانده) به شکل‌های قابل دسترس (تبادلی و محلول در آب و اسید و اکسیدی) توسط گیاه تبدیل شده‌اند. مارشنر (۱۹۹۳) گزارش کرد که وضعیت خاک ریزوسفر اصلی‌ترین نقش را در رشد گیاه بازی می‌کند و هر گونه تغییری در شیمی خاک این منطقه به ویژه pH خاک می‌تواند اثر قابل توجهی بر دسترسی آهن برای گیاه را به همراه داشته باشد. گیاه در طول رشد برای متعادل نگه داشتن بار در منطقه ریشه، کاتیون یا آنیون جذب میکند. برای مثال اگر گیاه نیتروژن را به صورت NO_3^- جذب کند باعث افزایش مقدار یون HCO_3^- و در نهایت افزایش pH خاک می‌شود. در حالیکه هنگامی که نیتروژن را به صورت NH_4^+ جذب کند، باعث کاهش pH به دلیل غلبه یون H^+ می‌شود. ریلی و باربر (۱۹۷۱) نشان دادند که pH خاک در منطقه ریزوسفر می‌تواند به اندازه دو واحد تغییر کند. توانایی ریشه گیاهان برای اصلاح pHریزوسفر بین گونه‌ها و واریته‌های گیاهان متفاوت است .ظرفیت بافری خاک نیز می‌تواند در این مورد تأثیرگذار باشد .

نتایج این مطالعه نشان می‌دهد که بیشترین مقدار آهن موجود در خاک‌های آهکی استان کردستان، در قالب شکل باقیمانده است .میزان بیشتر آهن باقیمانده در این خاک‌ها احتمالاً این موضوع را منعکس می‌کند که آهن در خاک‌های آهکی استان کردستان تمایل زیادی به غیر قابل دسترس شدن دارد.

قدردانی

هزینه انجام این پژوهش از اعتبارات پژوهشی دانشگاه گیلان تأمین شده است که بدین وسیله سپاسگزاری می‌شود.

منابع:

ضرابی ا، یثربی ج، و رونقی ع. بررسی توزیع شکلهای شیمیایی عناصر روی و آهن در خاکهای آهکی استان یزد. دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران ، ۱۴-۱۲ شهریور۱۳۹۰. تبریز.

Allison LE and Moodie CD, 1965. Carbonate.In: Black, C. A., et al., (Eds.), Methods of Soil Analysis. Agronomy no.9, Part 2,2nd ed. ASA, Madison, WI, USA, p1379-1400.

Bouyoucos GJ,1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. Agron. J. 54: 464-465.

Han FX Kingery WL and Selim HM, 2003. Accumulation, redistribution, transport, and bioavailability of heavy metals in waste-amended soil. In: Iskandar IK KirkhamMB, (Eds.), Trace elements in soils, LEWIS Publishers. P: 145-173.

Lindsay WL,1979. Chemical equilibria in soils. Wiley Interscience, New York, NY.

Lindsay WL and WA Norvell, 1978. Development of a soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 421-428.

Marschner H, 1993. Zinc uptake from soils. Chap 5 in Robson. A. D. (ed) Zinc in soils andplants. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. pp: 59-78.

Pena F, and Torrent J, 1990. Predicting phosphate sorption in soils of Mediterraean regions.Ferti. Res. 23: 173-179.

Quevauviller Ph, Rauret G, Muntau H, Ure A M, Rubio R, Lopez-Sanchez J F, Fiedler H D, and Griepink B, 1994. Evalution of a sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metal contents in sediments. Fresenius, J. Anal. Chem. 349: 808-814.

Riley D, and Barber S.A, 1971. Effect of ammonium nitrate fertilization on phosphorous uptake as related to root-induced pH changes at the root-soil interface. Soil Science society of America Proceedings. 35: 301-306.

Rayan J, Curtin D and Cheema M A, 1985. Significance of iron oxides and calcium carbonate particle size in phosphate sorption by calcareous soils. Soil Sci. Soc. Amer. J. 48: 74-76.

Rauret, G, Lo´pez-Sa´nchez J F, Sahuquillo A, Rubio R, Davidson C M, Ure A M and Quevauviller Ph, 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to certification of new sediment and soil reference materials. Journal of Environmental Monitoring. 1: 57-61.

Walkey A and Black I A, 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid in soil analysis.1. Experimental. Soil Sci., 79: 456- 465.

بررسی کارآیی روش عصاره‌گیری با تیو اوره نقره برای اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی خاک‌های آهکی

فرهاد دهقانی[1]، رسول راهنمایی[2]، منیره ابوئی[3]، سعید سعادت[4]،
۱-دانش آموخته دکتری دانشگاه تربیت مدرس و عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی یزد،
۲- استادیار دانشگاه تربیت مدرس،
۳- کارشناس، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی یزد،
۴- دانشیار موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه

ظرفیت تبادل کاتیونی یکی از مهمترین شاخص های فیزیکوشیمیایی خاک و معیاری از توان خاک برای جذب سطحی کاتیون‌ها است. با توجه به اهمیت ظرفیت تبا دل کاتیونی خاک، در طی ۱۰۰ سال گذشته، روش های متفاوت یک، دو، و یا سه مرحله ای برای برآورد آن ابداع شده است، هر یک از این روش ها مزایا و معایب متعددی، بویژه در خاک ها و رس های اسیدی، شور، آهکی و یا گچی دارند . مثلاً در روش باور به دلیل انحلال کامل و یا جزئی برخی از کانی ها در طول آزمایش، مکان‌های تبادلی بطور کامل با کاتیون شاخص (یون سدیم) اشباع نمی‌شوند. در مرحله جانشینی نیز، امکان باقی ماندن بخشی از کاتیون شاخص بین لایه‌های رس‌های ۲:۱ وجود دارد (Dohrmann, 2006a, Dohrmann, 2006c, Polimo and Rhoads, 1977). در روش پالیمو وردز نیز انحلال کانی های کم محلول موجب کاهش سیستماتیک در برآورد ظرفیت تبادل کاتیونی، حتی زمانی که از اتانول به جای آب مقطر در مرحله شستشو استفاده شود، می شود (Dohrmann, 2006c). استفاده از کمپلکس تیو اوره نقره به عنوان کاتیون شاخص برای اندازه گیری ظرفیت تبادل کاتیونی، اولین بار توسط Cremers and Pleysier (1973) برای رس مونت موریلونیت انجام شد . در این روش، با توجه به انرژی جذب سطحی بسیار بزرگتر تیواوره نقره در مقایسه با کاتیون های معمول در محلول خاک، ظرفیت تبادل کاتیونی و کاتیون های تبادلی در یک مرح له عصاره گیری و اندازه گیری می‌شوند (Pleysier and Cremers, 1975) عدم پایداری کمپلکس کلسیم–تیواوره این امکان را می دهد تا با اشباع محلول تبادلی تیواوره نقره نسبت به کانی کلسایت بتوان از آن برای اندازه گیری ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک های آهکی نیز بهره برد (Dohrmann and Kaufhold, 2009). استفاده از محلول تیواوره نقره اشباع نسبت به کلسایت خطای ناشی از انحلال کانی های کربناته را بشدت کاهش می‌دهد.

در این تحقیق، کارآیی روش اصلاح شده یک مرحله ای تیواوره نقره، روش دُرمن، با روش های معمول در آزمایشگاه‌های کشور (روش باور و روش پالیمو و رودز) برای اندازه گیری ظرفیت تبادل کاتیونی در دو نمونه خاک آهکی، یک نمونه خاک آهکی–گچی و یک نمونه خاک غیر آهکی مورد بررسی و مقایسه قرار گرفت

مواد و روشها

به منظور ارزیابی روش‌های اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی، آزمایش‌ها روی دو نمونه خاک آهکی (خاک های ۱ و ۲)، یک نمونه خاک آهکی–گچی (خاک ۳)، و یک نمونه خاک "غیر آهکی" (خاک ۴) با مشخصات مندرج در جدول ۱، انجام گردید . ظرفیت تبادل کاتیونی خاک ها در دو نسبت فاز محلول به فاز جامد اندازه گیری گردید، بدین صورت که حجم معینی از محلول تبادلی (بتوجه به روش مورد نظر) با دو وزن ۲/۵ و ۵ گرم خاک در حال تعادل تعادل قرار گرفت . روش‌های مورد استفاده در این مطالعه عبارت بودند از : الف– روش دُرمن (تیو

اوره نقره): در این روش یک مرحله ای، محلول تبادلی تیواوره نقره با افزودن تدریجی ۳۰۰ میلی لیتر محلول دارای ۳/۳۹۷ گرم نیترات نقره به ۱۴۰۰ میلی‌لیتر محلول دارای ۱۵/۲ گرم تیواوره تهیه شد. سپس ۲۰۰ میلی‌لیتر محلول استات آمونیوم یک مولار به آن اضافه و حجم کل به ۲ لیتر رسانده شد (Dohrmann, 2006b). به منظور اشباع محلول نسبت به کانی کلسایت، ۱ گرم کلسایت نرم به محلول اضافه شد. پس از به تعادل رسیدن، محلول صاف گردید (Dohrmann, 2006d). به هر یک از نمونه های خاک ۴۵ میلی‌لیتر محلول تیواوره نقره اشباع از کلسیم اضافه شد. بعد از دو ساعت بهم زدن، سوسپانسیون سانتریفیوژ گردید و محلول صاف رویی با استفاده از صافی به بالن ۲۵۰ میلی لیتری حاوی ۲۵ میلی لیتر اسید نیتریک ۰/۵ مولار منتقل گردید. باقیمانده سوسپانسیون در دو مرحله شست وشو داده شد تا نقره جذب سطحی نشده از خاک خارج شود . این مراحل به سرعت انجام گردید تا از افزایش pH به مقادیر بیش از ۸ جلوگیری شود. ب- روش پالیمو و رودز (استات سدیم، کلرید سدیم و الکل): در این روش از مخلوط استات سدیم (۰/۴ N)، کلرید سدیم (۰/۱ N) و الکل اتانول ۶۰ درصد با pH برابر ۸/۲ به عنوان عصاره‌گیر استفاده شد. سپس، یون‌های سدیم جذب سطحی شده با استفاده از محلول نیترات منیزیم (۱ N) در سه مرحله متوالی استخراج شد. ج- روش باور (استات سدیم):در این روش سه مرحله‌ای، از استات سدیم (۱ N)، استفاده شد.بعد از شست و شو با الکل اتیلیک سدیم فاز تبادلی با استات آمونیم یک نرمال عصاره‌گیری و اندازه‌گیری گردید (Bower et al. 1952).

نتایج و بحث

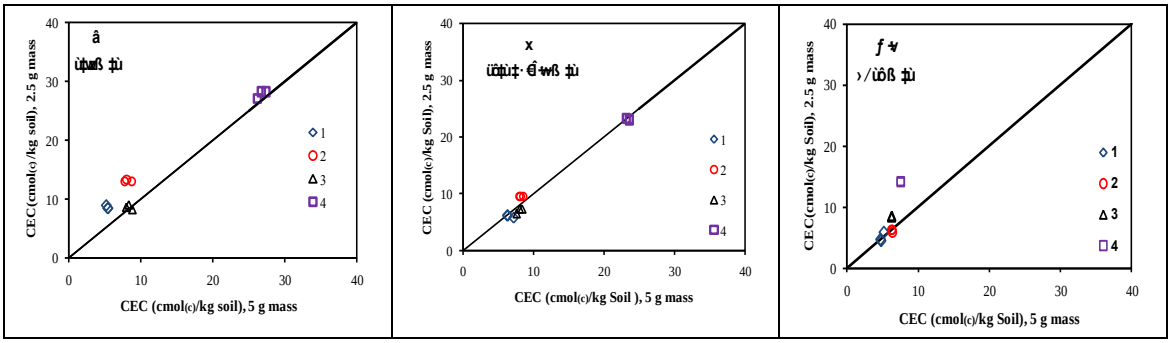
از روش گرافیکی برای بررسی صحت مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی اندازه گیری شده استفاده شد. بر اساس این روش، چنانچه ظرفیت های تبادل کاتیونی اندازه گیری شده در دو نسبت خاک به آب روی خط یک به یک (x=y) قرار گیرند، نشان می‌دهد که آن‌ها مستقل از نسبت خاک به آب و در نتیجه صحیح هستند . ظرفیت‌های تبادل کاتیونی اندازه‌گیری شده به روش دُرمن در شکل ۱ نشان می‌دهد که مقادیر دو نمونه خاک آهکی ۱ و ۲ دارای انحراف بسیار کمی از خط یک به یک هستند. بنابراین، هر دو روش آماری و گرافیکی نشان می‌دهند که روش دُرمن ظرفیت تبادل کاتیونی خاک های آهکی را مستقل از نسبت خاک به آب و در نتی جه بدرستی اندازه‌گیری می‌کند. مقایسه گرافیکی (شکل ۱الف) نشان می‌دهد که داده‌های مربوط به خاک ۳ (خاک آهکی-گچی) و خاک ۴ مستقل از نسبت خاک به آب نیستند. اختلاف داده‌های خاک ۳ احتمالاً ناشی از انحلال گچ و در نتیجه برآورد بیشتر ظرفیت تبادل کاتیونی در نمونه خاک ۲/۵ گرمی است. محاسبات نشان داد که ظرفیت تبادل کاتیونی در نمونه ۲/۵ گرمی در حدود ۳۳ درصد بیشتر از نمونه خاک ۵ گرمی است. لذا چنین به نظر می رسد که روش دُرمن ظرفیت تبادل کاتیونی خاک های آهکی-گچی را، بدلیل انحلال سریع و نسبتاً زیاد گچ، بزرگتر از مقدار واقعی برآورد می کند و مناسب برای استفاده در این خاک ها نمی‌باشد. همان‌طور که در شکل ۱الف دیده می شود ظرفیت‌های تبادل کاتیونی اندازه‌گیری شده برای خاک ۴ نیز به شدت از خط یک به یک انحراف دارد. لذا این روش داده قابل اعتمادی برای خاک ۴ نیز ارائه نداده است . نتایج حاصل از اندازه گیری ظرفیت تبادل کاتیونی با روش پالمیو و رودز در شکل ۱ب نشان داده شده است . همان طور که در این شکل دیده می‌شود داده‌های مربوط به هر ۴ نمونه خاک در مجاورت خط یک به یک قرار دارند . اما محاسبات آماری نشان داد که مقادیر برآورد شده برای ظرفیت تبادل کاتیونی خاک های ۱، ۲ و ۳ در دو وزن ۵ و ۲/۵ گرم با یکدیگر اختلاف معنی دار دارند. لذا با توجه به اینکه نتایج این روش تابع ی از نسبت خاک به محلول است، می‌توان نتیجه گرفت که روش پالیمو و رودز نتایج قابل اعتمادی برای خاک‌های آهکی و یا آهکی-گچی ارائه

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه خاک‌های آزمایشی

خاک	EC dS m^{-1}	pH	OC	CCE g kg^{-1}	Gypsum	Clay	Silt g kg^{-1}
۱	۷/۲۵	۷/۷	۱/۱	۲۵۱	nd	۲۲۱	۱۹۲
۲	۹/۲۷	۷/۶	۵/۲	۳۲۶	nd	۱۲۶	۳۲۰
۳	۱۳/۶	۷/۴	۱/۶	۲۳۴	۲۴/۵	۱۵۰	۲۹۶
۴	۰/۹۷	۷/۶	۱۷/۴	<۱	nd	۲۴۸	۴۲۶

- اندازه‌گیری شده در عصاره اشباع

نمی‌دهد. این در حالی است که مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی برآورد شده برای خاک غیر آهکی ۴، در دو وزن ۵ و ۲/۵ گرم، با یکدیگر اختلاف معنی‌داری ندارند (جدول ۲). نتایج اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی با روش باوردر شکل ۱ج ارائه شده است. همان طور که در این شکل دیده می شود ظرفیت تبادل کاتیونی اندازه گیری شده در دو نمونه خاک آهکی (خاک های ۱ و ۲) در مقایسه با روش های دُرمن و پالیمو و رودز از خط یک به یک انحراف بیشتری دارند. محاسبات نیز نشان داد که اختلاف بین دو مقدار از نظر آماری معنی‌دار است. بدین ترتیب که در روش دُرمن، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک‌های ۱ و ۲ با کاهش وزن نمونه از ۵ به ۲/۵ گرم، به ترتیب ۱/۸ و ۷/۷- درصد نسبت به خط یک به یک انحراف نشان دادند، در حالی که در روش باور ظرفیت تبادل کاتیونی خاک‌های ۱ و ۲ در حدود ۶۰/۱ و ۶۰/۷ درصد بیشتر برآورد شدند. در مقابل، داده‌های مربوط به خاک آهکی-گچی (خاک ۳) و غیر آهکی (خاک ۴) دارای انحراف کمتری نسبت به خط یک به یک هستند (به ترتیب ۸/۱ و ۴/۱ درصد).



شکل ۱- ارزیابی و مقایسه روش‌های دُرمن، پالمیو و رودز، و باور برای اندازه گیری ظرفیت تبادل کاتیونی دو نمونه خاک آهکی(خاک های ۱ و ۲)، یک نمونه خاک آهکی-گچی (خاک ۳)، و یک نمونه خاک غیر آهکی(خاک ۴) اندازه‌گیری شده در دو نسبت [illegible]جامد به محلول

اختلاف کوچکتر نتایج حاصل از روش پالیمو و رودز با روش دُرمن در مقایسه با روش باور احتمالاً ناشی از کنترل نسبی خطای ناشی از انحلال کانی‌های کربناته در این روش است. نکته دیگر این که در خاک غیر آهکی (خاک ۴) مورد بررسی مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی در روش دُرمن نسبت به دو روش دیگر کاهش معنی‌دار دارد (۴۰ درصد کاهش). مقایسه مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی در دو وزن ۵ و ۲/۵ گرم در این خاک نیز نشان می‌دهد که مقدار بر آورد شده برای نمونه ۵ گرمی در حدود ۵۰ درصد کوچکتر از نمونه ۲/۵ گرمی است. تفاوت اصلی این خاک بالاتر بودن میزان رس و خصوصاً مواد آلی آن نسبت به خاک های ۱، ۲ و ۳ است (جدول ۱).

جدول ۲- مقایسه میانگین ظرفیت تبادل کاتیونی($cmol(c).kg^{-1}$ soil) در چهار نوع خاک با سه روش باور، پالیمو و رودز و دُرمن، اندازه گیری شده‌در دو وزن ۵ و ۲/۵ گرم خاک

روش / شماره خاک	روش باور	روش پالیمو و رودز	روش درمن	میانگین
شماره خاک	وزن نمونه	روش باور	روش پالیمو و رودز	روش دُرمن	میانگین
۱	۵	۵/۳۶ m	۶/۵۹ k	۴/۹۳ m	۵/۶۳ g
	۲/۵	۸/۶۱ g	۶/۰۴ l	۵/۰۳m	۶/۵۶ f
۲	۵	۸/۲۰g h	۸/۲۲ gh	۶/۳۵ kl	۷/۵۹ e
	۲/۵	۱۳/۰۹ e	۹/۶۹ f	۶/۱۴ kl	۹/۶۴ c
۳	۵	۳۵ ۸/ gh	۸/۰۲ h	۶/۳۱ kl	۷/۵۶ e
	۲/۵	۸/۶۱ g	۷/۰۹ j	۸/۴۱ gh	۷/۰۴ d
۴	۵	۲۶/۷۸ b	۲۳/۴۹ c	۷/۵۵ i	۱۹/۲۷ b
	۲/۵	۲۷/۸۷ a	۲۳/۰۹ c	۱۴/۱۹ d	۲۱/۷۲ c

منابع

Bower, C.A., Reitemeier, R.F., and Fireman, R. (1952).Exchangeable cation analysis of saline and alkaline soils. Soil Sci. Soc., 251-261.

Cremers, A., and Pleysier, J. (1973).Adsorption of the Silver-Thiourea Complex in Montmorillonite.nature physical science 243, 86-87.

Dohrmann, R. (2006a). Cation exchange capacity methodology I: An efficient model for the detection of incorrect cation exchange capacity and exchangeable cation results. Applied Clay Science 34, 31-37.

Dohrmann, R. (2006b). Cation exchange capacity methodology II: A modified silver-thiourea method. Applied Clay Science 34, 38-46.

Dohrmann, R. (2006c). Problems in CEC determination of calcareous clayey sediments using the ammonium acetate method. Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde169, 330-334.

Dohrmann, R. (2006d). Cation exchange capacity methodology III: Correct exchangeable calcium determination of calcareous clays using a new silver-thiourea method. Applied Clay Science 34, 47-57.

Dohrmann, R., and Kaufhold, S. (2009 .(Three new, quick CEC methods for determining the ammounts of exchangeable calcium cations in calcareous clays. Clays and Clay Minerals 57, 338-352.

Pleysier, J., and Cremers, A. (1975).Stability of silver-thiourea complexes in montmorillonite clay. Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions 1: Physical Chemistry in Condensed Phases 71, 256-264.

Polimo, M., and Rhoads, J.D. (1977).Determining Cation Exchange Capacity: A New Procedure for Calcareous and Gypsiferous Soils. Soil Science Society of America 41, 524-528

بررسی وضعیت نسبت کلسیم به منیزیم در برخی از آبهای آبیاری کشور و اهمیت آن

فرهاد دهقانی[1]، رسول راهنمایی[2]، محمد جعفر ملکوتی[3]، منیره ابوئی[4]
دانش آموخته دکتری دانشگاه تربیت مدرس و عضو هیئت‌علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی یزد- استادیار دانشگاه تربیت مدرس،۳- استاد، دانشگاه تربیت مدرس،۴- کارشناس، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی یزد

مقدمه

برداشت بی‌رویه آب از سفره‌های زیرزمینی باعث افت سطح آب شده تنزل کیفیت آب‌های آبیاری را بدنبال دارد. ترکیب شیمیایی آب آبیاری و خاک بر یکدیگر اثرات متقابل دارند و در مجموع بر جذب و انتقال آب و عناصر غذائی توسط گیاه اثر می‌گذارند. افزایش غلظت یونی و به هم خوردن نسبت‌های یونی از مشخصات منابع آب و خاک شور است. تحقیقات نشان داده است که در منابع آب زیرزمینی استان یزد، افت سطح آب همراه با افزایش شوری و تغییر در نسبت و فراوانی یون ها است (دهقانی، ۱۳۸۰). مطالعات انجام شده در منطقه تجرک همدان نیز نشان می دهد که ۳۵ درصد از نمونه های مورد بررسی دارای نسبت Ca:Mg کوچکتر از یک بوده است(Jalali, 2007). نسبت سدیم به مجموع کلسیم و منیزیم (SAR) از معروف ترین و پرکاربرد ترین نسبت‌های یونی مورد بررسی می‌باشد، که در آن یون‌های کلسیم و منیزیم از لحاظ تاثیر بر بهبود و حفظ ساختمان خاک مشابه فرض شده اند. لیکن همواره این حساسیت نیز وجود داشته که منیزیم می تواند باعث تخریب ساختمان خاک و ایجاد سولنتزهای منیزیمی شود . همچنین عنوان شده که جمع کردن غلظت این دو یون هیچ پایه نظری ندارد (Bresler et al. 1982). مطالعات آزمایشگاهی نیز دلالت بر این امر دارد که منیزیم تحت شرایط خاصی می تواند مخرب باشد (Dontsova and Norton, 2002 , Shainberg and Letey, 1984). نسبت کلسیم به منیزیم نیز در منابع مختلف به عنوان شاخصی در بررسی کیفیت آب های آبیاری و خاک مورد توجه قرار گرفته است (Ayers and Westcot, 1985)، و نسبت Ca: Mg بالاتر از یک مناسب دانسته شده است، لیکن در مورد حد نامناسب و عوارض ناشی از زیادی منیزیم بر شرایط شیمیایی و فیزیکی خاک و ایجاد ناهنجاری‌های احتمالی تغذیه‌ای بحث زیادی صورت نگرفته است . مطالعات صورت گرفته در جنوب قزاقستان نشان داده است که آبیاری با آب‌های دارای مقادیر زیاد منیزیم (Ca:Mg <1) در بیش از ۳۰ درصد خاک‌ها، درصد منیزیم تبادلی به ۲۵ تا ۴۵ و حتی ۶۰ درصد رسیده و مصرف ۴/۵ تن در هکتار گچ‌های فسفاته در این اراضی موجب کاهش منیزیم تبادلی و افزایش محصول پنبه شده است (Vyshpolsky et al. 2008, Bekbaev et al. 2005). با توجه به چنین نتایجی، در برخی منابع منیزیم از رابطه محاسبه SAR حذف شده است (Sumner, 2000). نرخ رهاسازی پتاسیم در محلول‌های متفاوت نشان داده، پتاسیم رها شده با SAR محلول و نسبت Ca:Mg در هر نسبت جذبی سدیم رابطه عکس دارد (Jalali, 2008). اثر نسبت Ca:Mg بر گیاهان از چندین دهه پیش شناخته و نشان داده شده است که محلول هایی با غلظت‌های بزرگ‌تر از یک Mg:Ca، مانند آب دریای رقیق شده، باعث کاهش عملکرد گیاهان مختلف (Key et al. 1962) و یا کاهش بیشتر رشد ریشه در مقایسه با سدیم در اوکالیپتوس (Marcar and Termaat, 1990) می‌شود. در مقابل کمبود منیزیم ناشی از زیادی کلسیم نیز در برخی گیاهان دیده شده است (Ma et al. 2008). افزایش غلظت منیزیم و کاهش نسبت کلسیم به منیزیم در بسیاری از آب های آبیاری، در دراز مدت می تواند روی کیفیت خاک های کشور و در نهایت تولید محصولات کشاورزی اثر نامطلوبی داشته باشد. بر این اساس در این تحقیق و به عنوان اولین قدم، شناسایی و تعیین پراکندگی منابع آب دارای منیزیم بالا و یا نسبت پایین کلسیم به منیزیم، مورد توجه و بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

به منظور بررسی وضعیت نسبت Ca:Mg درآب‌های آبیاری کشور، نتایج تجزیه بیش از ۶۰۰۰ نمونه آب آبیاری از ۱۱ استان کشور، که منابع آب و خاک اکثر آن‌ها دارای مشکل شوری است، جمع آوری شد (داده‌ها مربوط به بازه زمانی ۱۳۸۵ الی ۱۳۹۰ می‌باشد). داده‌های مورد بررسی شامل EC و غلظت یون‌های Na^{+}، Ca^{2+} و Mg^{2+} است. برای هر استان، نتایج به صورت تصادفی از نمونه های آب آبیاری ارسالی به آزمایشگاه‌های بخش خاک و آب مراکز تحقیقاتی استخراج گردید . پارامترهای آماری با استفاده از نرم افزار SPSS (ویراست 16) محاسبه گردید. برای درک بهتر تغییرات این پارامتر ها، مشخصات آماری آن ها به طور جداگانه برای هر استان نیز محاسبه شد. افزون بر این، تغییرات میانگین Ca:Mg در هر گروه شوری نیز به طور جداگانه بررسی گردید. پس از بررسی وجود همبستگی بین پارامترها، روابط رگرسیون خطی نیز محاسبه شد

نتایج و بحث

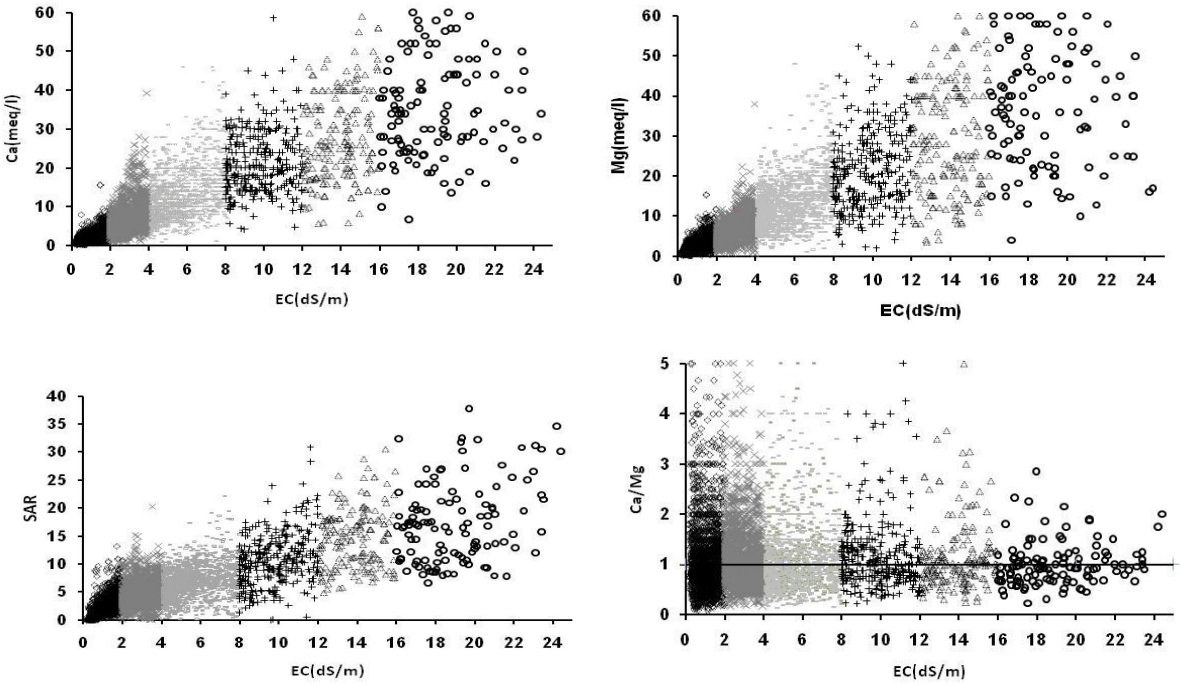
نتایج نشان داد، در کلیه استان های مورد بررسی، آب های آبیاری با نسبت های Ca:Mg کوچکتر از یک با درصدهایی متفاوت، وجود دارد . بیشتر اطلاعات، مربوط به سه استان کرمان، یزد و سمنان، است که در آنها کاشت و بهره برداری از پسته با استفاده از آب‌های شور و با اعمال آبشویی زیاد صورت میپذیرد. این امر موجب تأثیرپذیری زیاد ویژگی‌های محلول خاک و فاز تبادلی از ویژگی های آب آبیاری شده است. در این استان‌ها، به طور میانگین ۴۶ درصد از منابع آبی مورد استفاده دارای نسبت Ca:Mg کوچکتر از یک که این میزان در مورد رفسنجان به ۶۱ درصد می‌رسد.

جدول ۱: خلاصه‌ای از پارامترهای آماری مربوط به کلیه دادهای مورد استفاده

	حداقل	حداکثر	میانگین	مد	میانه	انحراف معیار	چولگی	کشیدگی
EC(dS/m)	۰/۱۲	۲۴/۴	۴/۱۳	۱/۹۵	۳/۱۳	۳/۷۱	۲/۰۲	۵/۰۱
Ca(meq/L)	۰/۳	۸۵/۰	۹/۳	۱۰/۰	۶/۲	۹/۲	۲/۴	۸/۱
Mg(meq/L)	۰/۱	۹۴/۰	۹/۳	۱۰/۰	۶/۶	۹/۴	۲/۷	۱۰/۱
Ca/Mg	۰/۰۸	۳۰/۰	۱/۱۹	۱/۰۰	۱/۰۰	۱/۰۸	۱۰/۴۹	۲۱۰/۲۵
Ca/(Ca+Mg)	۰/۰۷	۰/۹۷	۰/۵۰	۰/۵۰	۰/۵۰	۰/۱۳	۰/۱۰۲	۰/۲۱
Na(meq/L)	۰/۰۵	۲۴۳/۰	۲۵/۶	۲۵/۰	۱۶/۸	۲۹/۱	۲/۸	۱۰/۲
SAR	۰/۰۲	۴۰/۹	۵/۷	۵/۹	۴/۸	۴/۴	۱/۹	۶/۱

در جدول ۱، خلاصه‌ای از پارامترهای آماری مربوط به کلیه داده های مورد بررسی ارائه شده است . بررسی داده ها نشان می دهد که غلظت کلسیم و منیزیم در آب های آبیاری کشور دارای تغییراتی گسترده است به طوری که. غلظت یون کلسیم از ۰/۳ تا ۸۵ و غلظت یون منیزیم از ۰/۱ تا ۹۴ میلی اکی والان بر لیتر تغییر می کند. برغم دامنه گسترده غلظت این دو یون، میانگین غلظت آن ها به یکدیگر بسیار نزدیک می باشد (۹/۲۵ برای کلسیم و ۹/۳ برای منیزیم، جدول ۱). از طرف دیگر محاسبه فراوانی نسبت های مختلف Ca:Mg نشان می‌دهد که در حدود ۵۴/۵ درصد از نمونه‌های آب مورد بررسی دارای نسبت مساوی یا کوچکتر از یک هستند، که نیمی

از آن‌ها (۲۵/۱ درصد) دارای نسبت کوچکتر از ۰/۷ می‌باشند. محاسبات نشان داد که نسبت Ca:Mg در محدوده ۰/۰۸ تا ۳۰ قرار دارد که نشان دهنده پراکندگی بسیار زیاد این پارامتر در آب های آبیاری مورد بر رسی است. مقادیر SAR محاسبه شده نشان داد که اگر چه دامنه تغییرات آن در نمونه های مورد بررسی بسیار گسترده (۰/۰۲ تا ۴۰/۹) است، اما میانگین آن، ۵/۷، نسبتاً کوچک است (جدول ۱). لیکن با توجه به بزرگتر بودن شعاع هیدراته یون منیزیم (۴/۲۸ انگستروم) نسبت به کلسیم (۴/۱۲) و سدیم (۳/۵۸)، همیشه این نگرانی وجود داشته است که چنانچه غلظت منیزیم در محلول خاک و در نتیجه در فاز تبادلی افزایش یابد، موجب تخریب ساختمان خاک و کاهش نفوذپذیری آن شود (Vyshpolsky et al. 2008 و Dontsova and Norton, 2002)، یعنی منیزیم رفتاری شبیه سدیم رشان خواهد داد نه مشابه کلسیم. بدین دلیل، استفاده از آب‌هایی با نسبت کلسیم به منیزیم کوچکتر از یک، بویژه همراه با غلظت زیاد سدیم، می تواند موجب کاهش کیفیت خاک گردد (Zhang and Norton, 2002) . محاسبات نشان می‌دهد که ۵۰ درصد داده‌ها دارای شوری کمتر از ۳/۱۳ دسی زیمنس بر متر و Ca:Mg کوچکتر از یک و SAR کمتر از ۴/۸ است.



شکل ۱- روابط همبستگی بین شوری و پارامترهای مورد بررسی در داه‌ای آزمایشگاهی

بیشترین فراوانی، مربوط به نسبت کلسیم به منیزیم کوچکتر از یک است . ۲۰ درصد داده‌ها شوری بالاتر از ۶ دسی‌زیمنس بر متر دارند که بیشتر مناطق کاشت پسته در این محدوده شوری قرار می‌گیرند. از طرف دیگر بیش از ۱۰ درصد نمونه‌ها نسبت کلسیم به منیزیم کمتر از ۰/۵ دارند که باید از لحاظ اثرات مخرب آن مورد بررسی قرار گیرند. توزیع Ca: Mg در تمام گروه‌های شوری، یعنی بین سطح شوری و این نسبت ارتباطی دیده نمی‌شود.

روابط همبستگی بین شوری و پارامترهای اندازه گیری شده در نمونه های مورد بررسی نشان دهنده این موضوع است که در بیشتر نمونه‌ها، یون سدیم فراوان‌ترین کاتیون موجود است. این فراوانی با افزایش شوری بیشتر شده و تا ۹۰ درصد مجموع کاتیون‌ها را یون سدیم تشکیل می دهد. پراکندگی داده‌ها ارتباط ضعیف‌تر بین شوری و میزان یون‌های کلسیم و منیزیم را نشان می دهد. یعنی در هر شوری خاص، تنوع مقادیر این دو یون بیشتر است. بیشترین پراکندگی هم مربوط به نسبت Ca:Mg است که روندی خاص را نشان نمی‌دهد و در هر شوری، نسبت‌های Ca:Mg<1 مشاهده می‌گردد (شکل ۱).

منابع

دهقانی ف. ، م. گلشن. ۱۳۸۰ . مدیریت منابع آب و خاک شور باغات پسته شمال اردکان، ارزیابی وضع موجود. اردکان –

Ayers, R.S., and Westcot, D.W. (1985). Water Quality for Agriculture. In FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29 (Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations).

Bekbaev, R., Vyshpolsky, F., Ibatullin, S., Mukhamedjanov, K., and Bekbaev, U. (2005). Influence of application of phosphogypsum on infiltration rate of solonetzic soil. Bull. Agr. Sci. Kazakhstan (in Russian) 7, 18-20.

Bresler, E., McNeal, B.L., and Carter, D.L. (1982). Saline and sodic soils: principles, dynamics, modeling. (Springer-Verlag).

Dontsova, K.M., and Norton, D.L. (2002). Clay dispersion,infiltration and erosion as influenced by exchangeable Ca and Mg. Soil Sci 167, 184-193.

Jalali, M. (2007). Phosphorus status and sorption characteristics of some calcareous soils of Hamadan, western Iran. Environmental Geology 53, 365-374.

Jalali, M. (2008). Effect of sodium and magnesium on kinetics of potassium release in some calcareous soils of western Iran. Geoderma 145, 207-215.

Key, I.L., Kurtz, L.T., and Tucker, P.B. (1962). Influence of ratio of exchangeable calcium-magnesium on yield and composition of soybeans and corn. Soil Sci 93, 265—270.

Ma, E., ShaSha, F., and Bo, Z.H. (2008). Effects of excessive Mg2+ on the germination characteristics of crop seeds. Agricultural Science & Technology - Hunan 9, 26-29.

Marcar, N., and Termaat, A. (1990). Effects of root-zone solutes on Eucalyptus camaldulensis and Eucalyptus bicostata seedlings: Responses to Na+, Mg2+ and Cl. Plant and Soil 125, 245-254.

Shainberg, I., and Letey, J. (1984). Response of soil to saline and sodic conditions. Hilgardia 52, 1-53.

Sumner, M.E. (2000). Handbook of soil science. (CRC Pre)

Vyshpolsky, F., Qadir, M., Karimov, A., Mukhamedjanov, K., Bekbaev, U., Paroda, R., Aw-Hassan, A., and Karajeh, F. (2008). Enhancing the productivity of high-magnesium soil and water resources in Central Asia through the application of phosphogypsum. Land Degradation & Development 19, 45-56.

Zhang, X.C., and Norton, L.D. (2002). Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils. Journal of Hydrology 260, 194-205.

اثر نسبت کلسیم به منیزیم آب آبیاری بر قابلیت دسترسی فسفر در خاک

فرهاد دهقانی[۱]، منیره ابوئی[۲]، سعید سعادت[۳]، احمد رضا اخوتیان[۴]
۱-عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی یزد، ۲ و ۴- کارشناس، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی یزد، ۳- دانشیار موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه

قابلیت دسترسی فسفر در خاک و کارآیی جذب آن توسط گیاهان متاثر از مجموعه ای از عوامل است که از یک سو به خصوصیات خاک نظیر pH، بافت، نوع و میزان مواد معدنی، شوری و ترکیب یونی فاز محلول، و از سوی دیگر به خصوصیات فیزیولوژیکی گیاه و مورفولوژی ریشه آن بستگی دارد . خصوصیات ذاتی خاک، نظیر pH و نوع کانی های تشکیل دهنده فاز جامد آن، هم بر واکنش های جذب سطحی و رهاسازی و هم بر واکنش های انحلال و رسوب فسفر تاثیر می گذارند. از عوامل موثر بر قابلیت دسترسی فسفر در خاک مقدار کل املاح و ترکیب یونی فاز محلول است. نشان داده شد که در SAR = ۴۵ و Ca/Mg = ۰/۳۳ بیشترین و در SAR = ۱۵ و Ca/Mg = ۳ کمترین مقدار فسفر از خاک عصاره‌گیری می‌شود (Khanlari and Jalali 2011). از دلایل اثر منیزیم روی میزان فسفر قابل دسترس، به میل ترکیبی کمتر فسفات با منیزیم در مقایسه با کلسیم نسبت داده شده است. اگر این نسبت برابر یا کمتر از ۲:۱ باشد، جذب سطحی فسفر روی کلسیت کاهش و قابلیت دسترسی آن در خاک های آهکی افزایش می یابد. افزایش نسبت منیزیم به کلسیم تا ۱/۵ در محلول خاک و آب آبیاری سبب افزایش قابلیت دسترسی فسفر در خاک و جذب آن توسط گیاه می شود (Ghafoor 2011). در نسبت‌های منیزیم به کلسیم بالاتر از ۱/۵ قابلیت دسترسی فسفر در اثر تشکیل مقادیر زیاد دی‌منیزیم فسفات و تری‌منیزیم فسفات، افزایش می یابد (Al-Khateeb et al. 1986). اسیدهای آلی و یون های کربنات و منیزیم با تشکیل کمپلکس روی سطوح تازه تشکیل شده و اخلال در تشکیل هسته های جدید مانع از رسوب فسفات های کلسیم می‌شوند. Mg اثر بازدارندگی مشخصی روی رشد کریستال هیدروکسی آپاتیت (HAP) دارد، روی اکتا کلسیم فسفات (OCP) اثر کمی دارد، و تقریباً هیچ اثری روی رشد دی‌کلسیم فسفات (DCP) ندارد. کربنات‌ها با متوقف کردن تشکیل هسته های فسفات و یا با ایجاد رسوب کلسیت بر رسوب HAP اثر منفی می گذارد (Cao and Harris 2008). البته نتایج آزمایش دیگری با گونه های ایزوتوپی فسفر بر اشکال مختلف فسفر نشان داده است که منیزیم مصرفی در محدوده مورد آزمایش تاثیر محسوسی بر تبادلات فسفر ندارد و منیزیم مقدار فسفر قابل دسترس گیاه از منبع کود مصرفی در خاک آهکی را افزایش نمی دهد (Xiong and Zhou 1995). در این تحقیق اثر سطوح مختلف شوری و نسبت های متفاوت کلسیم به منیزیم آب آبیاری بر فسفر قابل دسترس و فسفر محلول در آب اعماق مختلف یک خاک آهکی بررسی گردید.

مواد و روشها

به منظور بررسی تاثیر شوری و نسبت کلسیم به منیزیم آب آبیاری بر فسفر قابل دسترس و فسفر محلول در آب افق‌های مختلف خاک، آزمایشی به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک های تصادفی در گلدان‌های آزمایشی و در داخل گلخانه به اجرا درآمد . مشخصات آب آبیاری مورد استفاده در جدول ۱ آمده است. چهار سطح شوری خاک S1 (آب با شوری ۶ $dS\ m^{-1}$ و درصد آبشویی ۵۰)، S2 ، S3، وS4 (آب با شوری ۹ $dS\ m^{-1}$ و به ترتیب

درصدهای آبشویی ۵۰، ۳۰ و ۲۰) و سه نسبت کلسیم به منیزیم M1، M2، و M3 (به ترتیب معادل نسبت ۱، ۰/۵، ۰/۲۵) به عنوان تیمارهای آزمایشی انتخاب گردید. خاک مورد نیاز برای پر کردن گلدان های آزمایشی از عمق ۵۰-۰ سانتی‌متری یک باغ پسته (یزد) جمع آوری شد. بر اساس داده‌های این جدول، نمونه خاک آزمایشی کاملاً آهکی (CCE=25%) است با هدایت الکتریکی ۷/۲۵ dS/m و pH=7.8. نهال‌های بذری پسته رقم بادامی زرند به گلدان‌های اصلی منتقل شده و بر اساس تیمارها آبیاری شد. به منظور تامین نیاز غذایی نهال‌های بذری، نیم لیتر محلول کودی حاوی ۲۰۰ ppm فسفر از منبع فسفات پتاسیم، ۴۰۰ ppm پتاسیم از منبع نیترات پتاسیم، و ۱/۷ درصد ازت از منبع سولفات آمونیم در دو نوبت مصرف شد. بعد از برداشت نهال‌ها (۲۵ هفته پس از انتقال دانهال‌ها در گلدان‌های اصلی)، از اعماق ۵-۰ ، ۲۵-۵ ، ۵۰-۲۵ و ۷۵-۵۰ سانتیمتری خاک گلدان‌ها نمونه تهیه شد. میزان فسفر قابل دسترس گیاه در خاک (عصاره‌گیری با روش اولسن، Po، Olsen et al. 1954) فسفر محلول در آب (Pw، Olsen and Sommers 1982) و فسفر کل (Pt، Olsen and Sommers 1982) نمونه‌های خاک اندازه‌گیری شد.

نتایج و بحث

داده‌های حاصل از اندازه‌گیری غلظت فسفر قابل دسترس به روش اولسن در چهار عمق ۵-۰، ۲۵-۵، ۵۰-۲۵، و ۷۵-۵۰ سانتی‌متری گلدان های آزمایشی در شکل ۱ و جدول ۲ ارائه شده است . مقایسه میانگین داده ها در اعماق مختلف با غلظت فسفر قابل دسترس در نمونه اولیه خاک نشان می دهد که مقدار فسفر در افق سطحی (ناشی از افزایش کود شیمیایی) بشدت افزایش یافته است، یعنی از مقدار اولیه ۴/۲ میلی‌گرم در کیلوگرم به طور متوسط به ۳۵/۶۹ میلی‌گرم در کیلوگرم رسیده است. در سه عمق دیگر، میزان افزایش در غلظت فسفر به طور نسبی بسیار کمتر است (به ترتیب: ۵/۷۷، ۴/۸۷، و ۴/۶۹ میلی گرم در کیلوگرم). این داده‌ها مبین این است که فسفر افزوده شده به خاک به شدت با یون های فاز محلول (کلسیم و منیزیم) و با سطوح باردار ذرات کلوئیدی واکنش داده و بنابراین، بیش از ۹۰ درصد از آن در لایه سطحی خاک باقی مانده است.

جدول ۱. خصوصيات عمومي و تركيب يوني نمونه اوليه آب آبياري و نمونه هاي آب اصلاح شده با استفاده از نمك‌هاي NaCl، $CaCl_2$، و $MgCl_2$ به منظور اعمال تيمارهاي آزمايشي

پارامتر / تیمار	EC	pH	K^+	Na^+	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Ca/Mg	Cl^-	SO_4^{2-}	SAR
	dS m^{-1}	-	meq L^{-1}							-
نمونه اولیه	۷/۰	۷/۹۸	۰/۱۷	۷۴/۶	۱۵/۶	۱۶/۳	۰/۹۶	۹۰/۰	۱۲/۹	۱۸/۷
S1M1	۶/۱	۸/۲۵	۰/۱۷	۳۸/۱	۱۴/۹	۱۶/۵	۰/۹۰	۵۴/۴	۱۰/۵	۹/۶
S1M2	۶/۲	۸/۲۰	۰/۳۵	۳۱/۸	۱۲/۸	۲۲/۳	۰/۵۷	۵۸/۶	۱۱/۲	۷/۶
S1M3	۶/۳	۸/۱۱	۰/۵۰	۲۳/۹	۹/۵	۳۳/۸	۰/۲۸	۶۱/۳	۸/۵	۵/۱
S2M1	۹/۲	۸/۰۰	۰/۱۹	۶۵/۷	۱۷/۲	۱۸/۱	۰/۹۵	۹۰/۱	۱۱/۸	۱۵/۶
S2M2	۹/۱	۸/۰۴	۰/۴۷	۵۵/۳	۱۵/۹	۳۲/۷	۰/۴۸	۹۰/۷	۱۲/۸	۱۱/۲
S2M3	۹/۱	۸/۰۸	۰/۸۴	۳۷/۹	۱۲/۴	۵۰/۸	۰/۲۴	۹۱/۸	۱۰/۶	۶/۷

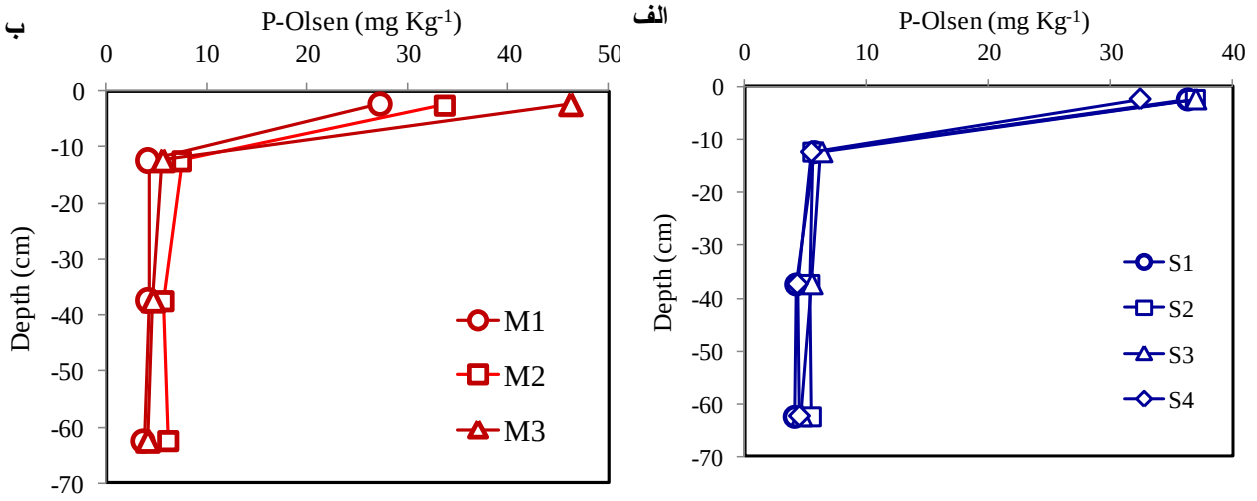
مقایسه اثر تیمارهای شوری و نسبت کلسیم به منیزیم آب آبیاری بر حلالیت و در نتیجه قابلیت تحرک فسفر در خاک گلدان‌ها (شکل ۱) نشان می‌دهد، تغییر در شوری آب آبیاری (تیمارهای S1، S2، S3، و S4) اثر معنی‌داری روی غلظت فسفر افق سطحی و سه عمق دیگر نداشته است . ولی کاهش نسبت کلسیم به منیزیم، و یا ب ه عبارتی افزایش غلظت منیزیم، موجب افزایش غلظت فسفر قابل دسترس گردید . به طوری که میزان آن در تیمارهای M2 وM3 به ترتیب ۲۴/۴ و ۷۰/۱ درصد نسبت به تیمار M1 افزایش یافت. اثر این سه تیمار روی افق‌های زیرین بسیار کمتر بود. دلیل این موضوع می‌تواند تغییر در توزیع گونه‌های فسفر در فاز محلول خاک به دنبال تغییر در ترکیب یونی آب آبیاری (با افزایش غلظت یون منیزیم در محلول خاک، بر غلظت گونه محلول فسفات منیزیم افزوده می شود) و تشکیل رسوبات مختلف فسفات های کلسیم و منیزیم باشد . محاسبه شاخص اشباع (SI) برای فسفات‌های مختلف کلسیم و منیزیم نشان داد که در محدوده pH خاک مورد بررسی، شاخص اشباع فسفات‌های منیزیم بسیار کوچکتر از فسفات‌های کلسیم می باشد، این بدین معنی است که افزایش غلظت یون منیزیم و تشکیل رسوب فسفات منیزیم موجب می شود که غلظت تعادلی فسفات در فاز محلول افزایش یابد. از طرف دیگر افزایش شوری اثر مٍعنی داری روی فسفر محلول در آب نداشت، اما کاهش نسبت کلسیم به منیزیم آب آبیاری موجب افزایش معنی دار فسفر محلول در آب در افق سطحی گردید(جدول ۲).

جدول ۲- اثر شوری و نسبت کلسیم به منیزیم آب آبیاری بر میزان فسفر عصاره‌گیری شده با روش‌های مختلف ($mg\ kg^{-1}$) در عمق‌هاي مختلف خاك گلدان

روش / عمق (cm)	فسفر کل ۵-۲۵	فسفر کل ۰-۵	فسفر محلول در آب ۵-۲۵	فسفر محلول در آب ۰-۵	فسفر قابل دسترس (روش اولسن) ۵۰-۷۵	فسفر قابل دسترس (روش اولسن) ۲۵-۵۰	فسفر قابل دسترس (روش اولسن) ۵-۲۵	فسفر قابل دسترس (روش اولسن) ۰-۵
S1	۹۱/۸۷	۱۰۸/۶	۰/۸۳	۴/۵۶	۴/۱۳	۴/۲۵	۵/۷۰	۳۶/۳۶
S2	۸۹/۵۵	۱۱۴/۰	۰/۶۹	۴/۰۷	۵/۴۶	۵/۳۷	۵/۶۶	۳۶/۹۱
S3	۸۷/۹۰	۱۰۱/۷	۰/۷۰	۴/۲۷	۴/۶۴	۵/۴۹	۶/۳۰	۳۷/۰۳
S4	۷۱/۸۱	۱۱۳/۰	۰/۵۳	۲/۸۸	۴/۵۳	۴/۳۵	۵/۴۱	۳۲/۴۵
M1	۸۴/۹۳	۱۱۲/۷	۱/۰۵a	۱/۹۱b	۵/۷۴a	۴/۲۰	۴/۱۷b	۲۷/۱۴c
M2	۸۰/۵۶	۱۰۳/۲	۰/۵۹b	۲/۱۹b	۴/۶۵ab	۵/۷۴	۷/۶۱a	۳۳/۷۷b
M3	۹۰/۳۷	۱۱۲/۹	۰/۴۴b	۷/۸۲a	۴/۲۰b	۴/۶۵	۵/۶۰ab	۴۶/۱۶a

داده‌های حاصل ا ز اندازه‌گیری فسفر کل در عمق های مختلف، افزایش معنی دار فسفر کل در لایه سطحی را نشان داد که منطبق با داده های فسفر قابل دسترس و فسفر محلول در آب است . چنانچه پیش‌بینی می‌شد تیمارهای آزمایشی بر میزان فسفر کل اثر معنی‌داری نداشت، چرا که تیمارها حداکثر موجب تغییر در شکل فسفر می شوند (جدول ۲). از آن جا که در افق سطحی (۵-۰ سانتی متری) نهال پسته ریشه فعالی ندارد، بنابراین تغییرات مشاهده شده در غلظت فسفر قابل دسترس و فسفر محلول در آب را می توان به طور کامل به واکنش‌های شیمیایی فسفر با خاک نسبت داد . رابطه مشابهی بین فسفر محلول در آب با نسبت کلسیم به

منیزیم مشاهده گردید. اما بین فسفر اولسن لایه‌های زیرین و فسفر کل با نسبت کلسیم به منیزیم عصاره اشباع خاک رابطه معنی‌داری مشاهده نگردید.



شکل ۱- تغییرات غلظت فسفر قابل دسترس (عصاره گیری شده با روش اولسن) با عمق خاک تا بعی از تیمارهای شوری و نسبت کلسیم به منیزیم آب آبیاری

منابع

Al-Khateeb I K, Raihan M J and Asker S R 1986 Phase Equilibria and Kinetics of Orthophosphate in Some Iraqi Soils. Soil Science 141, 31-37.

Bernstein N and Kafkafi U 2002 Root Growth Under Salinity Stress. In Plant Roots. pp 787-805. CRC Press.

Cao X and Harris W 2008 Carbonate and magnesium interactive effect on calcium phosphate precipitation. Environmental Science Technology 15, 436-442.

Ghafoor A M R 2011 The role of magnesium in increasing of phosphorous fertilizer efficiency and wheat yield Mesopotamia Journal of Agriculture 39, 33-39.

Khanlari Z V and Jalali M 2011 Effect of Sodium and Magnesium on Kinetics of Phosphorus Release in Some Calcareous Soils of Western Iran. Soil and Sediment Contamination: An International Journal 20, 411-431.

Olsen S R, C.V. Cold, Watanabe F S and Dean L A 1954 Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. Ed. U S D o Agriculture, Washington D.C.

Olsen S R and Sommers L E 1982 Phosphorus. In Methods of Soil Analysis: Chemical and microbiological properties. Eds. A Klute and A L Page. pp 403-427. American Society of Agronomy

Xiong L M and Zhou Z G 1995 Magnesium influence on plant uptake of phosphorus in a calcareous soil. Journal of Plant Nutrition 18, 1251-1261

مقایسه تثبیت پتاسیم و آمونیوم توسط رس‌های جداسازی شده از خاک با سیستم‌های مختلف کشاورزی

معصومه پیشگیر[1*] و سیروس جعفری[2]
[1]دانش آموخته کارشناسی ارشد گروه خاکشناسی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین، خوزستان
[2]استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین، خوزستان

مقدمه

تثبیت پتاسیم توسط رس‌های خاک چالشی است که بر مدیریت مصرف کودهای پتاسیمی اثر گذار است. تثبیت پتاسیم شامل به تله افتادن یون‌های پتاسیم در فضای بین لایه‌ای کانی‌های رسی ۲:۱ است. از آنجا که شعاع یون آمونیوم حدوداً برابر با یون پتاسیم است با وضعیتی مشابه در میان لایه‌های سیلیکاتی ۲:۱ تثبیت می‌گردد. قرار گرفتن یون‌های آمونیوم در بین لایه کانی‌های رسی موجب می‌گردد تا ظرفیت تثبیت پتاسیم در بین لایه‌ها کاهش یافته و قابلیت جذب آن برای گیاه فزونی یابد و بالعکس (تیسدل و همکاران، ۲۰۰۳). نتایج دوراک و همکاران (۱۹۹۶) در بررسی تثبیت آمونیوم توسط دو گروه بزرگ خاک‌های ترکیه و پیشگیر (۱۳۹۰) در بررسی مقایسه تثبیت پتاسیم و آمونیوم رس‌ها در خوزستان نشان دادند با افزایش همزمان پتاسیم و آمونیوم به خاک‌ها، مقدار آمونیوم تثبیت شده به علت غالبیت کانی‌های رسی اسمکتیت بیشتر از پتاسیم تثبیت شده است. در حالی که توفیقی و عباسیان (۲۰۰۹) در بررسی سینتیک تثبیت یون‌های پتاسیم و آمونیوم در برخی از نمونه‌های رس و سیلت خاک‌ها نشان دادند به علت حضور میکا یا ایلایت و ورمی‌کولیت مقدار تثبیت پتاسیم در نمونه‌های سیلت و رس بیش از مقدار آمونیوم است. نظر به این که افزایش آمونیوم بر جذب و رهاسازی پتاسیم اثر گذار است و برعکس و تعیین این روند در مدیریت مصرف کودهای حاوی این ترکیبات موثر است، بنابراین در این پژوهش رقابت تثبیت پتاسیم و آمونیوم توسط کانی‌های رسی در سیستم‌های مختلف کشت بررسی خواهد شد.

مواد و روشها

این پژوهش در اراضی کشت و صنعت کارون در شمال استان خوزستان انجام شد. برای این منظور اراضی با کشت نیشکر و اراضی با کشت‌های تناوبی و بکر نمونه‌برداری شد. برای هر سیستم کشت از سه نقطه و از اعماق ۳۰-۰ و ۶۰-۳۰ سانتی‌متری تعداد ۱۸ نمونه جمع‌آوری گردید. نمونه‌های جمع‌آوری شده، پس از هوا خشک شدن، آسیاب شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شده و برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها اندازه‌گیری شد. بعد از حذف آهک، ماده آلی و اکسیدهای آزاد آهن برای شناسایی کانی‌های رسی از روش جکسون (۱۹۷۹) استفاده شد. به منظور بررسی رقابت تثبیت پتاسیم و آمونیوم، به نیم گرم از نمونه‌های رس خالص شده از خاک‌های مورد مطالعه در دو تکرار به طور همزمان ۵ میلی‌لیتر از محلول‌های کلرید پتاسیم و کلرید آمونیوم با غلظت‌های به رس‌های خاک اضافه شد (کیلیچ و همکاران، ۱۹۹۹). برای جلوگیری از فعالیت میکروارگانیسم‌ها چند قطره دی‌سیانید آمید اضافه شد. سپس به مدت ۲۴ ساعت در شرایط آزمایشگاهی (دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد بدون تکان دادن)، این محلول‌ها برای به تعادل رسیدن به حال خود رها شدند. پتاسیم و آمونیوم قابل استخراج در نمونه‌های رس با استفاده از استات منیزیم نیم مولارعصاره‌گیری شد. پتاسیم قابل

جذب با استفاده از فلیم فتومتر و آمونیوم قابل جذب نیز با استفاده از روش میکرودیفیوژن (مالوینی، ۱۹۹۶) تعیین گردید. در نهایت بعد از محاسبه مقدار پتاسیم و آمونیوم تثبیت شده طبق فرمول زیر، مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن بوسیله نرم‌افزار SPSS انجام گرفت.

مقدار عصاره‌گیری شده از تیمار نمونه – (مقدار اضافه شده + مقدار عصاره‌گیری شده از تیمار شاهد) = مقدار تثبیت شده

جدول۱- مقادیر غلظت‌های اضافه شده آمونیوم و پتاسیم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) به رس‌های خاک

تیمار	شاهد	تیمار۱	تیمار۲	تیمار۳	تیمار٤	تیمار٥	تیمار٦	تیمار۷	تیمار۸
پتاسیم	۰	۰	۵۰	۱۰۰	۲۰۰	٤۰۰	٦۰۰	۸۰۰	۱۰۰۰
آمونیوم	۰	۱۰۰۰	۸۰۰	٦۰۰	٤۰۰	۲۰۰	۱۰۰	۵۰	۰

نتایج و بحث

نتایج برخی از تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه نشان داد، که بافت خاک‌ها عموماً سنگین، آهکی و با pH قلیایی هستند. مواد آلی و نیتروژن خاک‌ها کم و خاک‌های زیر کشت، قابلیت هدایت الکتریکی کمتری نسبت به خاک‌های کشت نشده دارند. پتاسیم محلول، تبادلی و غیر تبادلی خاک‌های کشت شده کمتر از خاک‌های کشت نشده است. همچنین کانی‌های عمده شناسایی شده خاک‌های مورد مطالعه شامل کائولینیت، ایلیت، پالی‌گورسکایت، اسمکتیت، کلریت و کوارتز می‌باشد. نتایج تحلیل آماری مربوط به تثبیت پتاسیم توسط رس‌های خاک نشان می‌دهد که بین مقادیر پتاسیم تثبیت شده با توجه به نوع کشت، عمق نمونه و غلظت‌های اعمال شده تفاوت آماری معنی‌داری در سطح احتمال یک درصد وجود دارد (جدول ۲).

جدول۲- تحلیل آماری مربوط به مقادیر تثبیت پتاسیم و آمونیوم (میلی‌گرم بر کیلوگرم) توسط رس‌ها در ارتباط با نوع کشت، عمق نمونه‌برداری و اثرات متقابل آن‌ها

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات	
		پتاسیم تثبیت شده	آمونیوم تثبیت شده
نوع کشت	۲	۱٦٥٥۱۸۸/٥٤**	۳٥٤٥۹/۱۹ns
عمق نمونه	۱	۲۲٥۰۹/۳۷**	۸۱۳۷٥/۲٦*
تیمار	۷	۱۰۸۰/۷۷**	٤۰۱۸/۱۰**
نوع کشت × عمق نمونه	۲	۲۷٤۳۷۱/۸۷**	۱٦۳۷۷/٦۳ns
نوع کشت × تیمار	۱٤	۲٦۱۸۱۹/٤۹**	٥٦٦۲۰/٥٥**
عمق نمونه × تیمار	۷	۱٥۲٦۱/۷٥**	٥۷٤۰/۲۸ns
نوع کشت× عمق نمونه× تیمار	۱٤	٥۸٤٥۹/۹۷**	٥۰۸۰/٦٥ns
اشتباه آزمایشی	٤۸	۳۱۰٥/۲۰	۱٤۳۹۱/۸۳
کل	۹٦		

ns ,* ,** به ترتیب غیر معنی‌دار، معنی‌دار در سطح ۰/۰۵ و ۰/۰۱

نتایج حاصل از تثبیت پتاسیم توسط رس‌های جداسازی شده از نمونه‌های خاک، توسط غلظت‌های مختلف به همراه میانگین‌های مربوطه نیز در جدول ۳ نشان داده شده است. این نتایج نشان می‌دهد با افزایش غلظت پتاسیم، تثبیت پتاسیم نیز بیشتر می‌شود. حرکت پتاسیم در خاک تابع فرآیند انتشار است که با افزایش غلظت پتاسیم محلول برای ایجاد تعادل بخشی از پتاسیم تثبیت می‌شود. چنین نتایجی توسط جعفری و باقرنژاد (۱۳۸۶) و نیز گزارش شده است. بیشترین تثبیت پتاسیم در تیمار ۸ با بیشترین غلظت و کمترین آن به تیمار ۱ با کمترین غلظت مربوط می‌شود (جدول ۱).

جدول۳- مقایسه میانگین پتاسیم و آمونیوم تثبیت شده (میلی‌گرم بر کیلوگرم) توسط رس‌های خاک در ارتباط با نوع کاربری، عمق نمونه و تیمار

	نوع کاربری	عمق نمونه	تیمار (میلی‌گرم بر کیلوگرم)							
			T_1	T_2	T_3	T_4	T_5	T_6	T_7	T_8
پتاسیم	نیشکر	۰-۳۰	-۷۵^{g}	٤٥^{fg}	۱٤٥^{f}	۳۷٥^{e}	۸۲٥^{d}	۱۳۳۰^{c}	۱٦۸۰^{b}	۲۲۱٥^{a}
		۳۰-٦۰	-۸۰^{h}	٤۰^{g}	۱٤٥^{f}	۳٥۰^{e}	۸۱٥^{d}	۱۱۳۰^{c}	۱۲٥٥^{b}	۱٤٤۰^{a}
	تناوبی	۰-۳۰	-۱۱٥^{h}	۳۰^{g}	۲۰۰^{f}	٥٤٥^{e}	۱۱۸٥^{d}	۱٦۸٥^{c}	۲۲۲۰^{b}	۳۰۳۰^{a}
		۳۰-٦۰	-۱۰٥^{g}	٥٥^{g}	۲٥۰^{f}	٦٤۰^{e}	۱۲٤۰^{d}	۱۸۸٥^{c}	۲۸۲٥^{b}	۳۳۱۰^{a}
	بایر	۰-۳۰	-۱۰۰^{h}	۲۰^{g}	۱۷٥^{f}	٤۰۰^{e}	۹٥٥^{d}	۱٤٥٥^{c}	۱۷٦٥^{b}	۲۲۳۰^{a}
		۳۰-٦۰	-۹٥^{h}	٦۰^{g}	۲۲٥^{f}	٤٦۰^{e}	۱۱۳۰^{d}	۱٤۷۰^{c}	۲۰٦٥^{b}	۲٤٤٥^{a}
آمونیوم	نیشکر	۰-۳۰	٤۸۰۰^{a}	۳۹۹٥^{b}	۲۸۷۰ ^{c}	۲۱٦۷/٥^{d}	۱۲۷۰^{e}	٦٥٥/٥^{f}	۳۰۷/٥^{g}	-٥۷/٥^{h}
		۳۰-٦۰	٤۸۲۰^{a}	۳۹۷٥^{b}	۲۷۱۰ ^{c}	۲۲٦۷/٥ ^{d}	۱۳٥۲/٥ ^{e}	٦۸٥^{f}	۲۹۰^{g}	-۳٥^{h}
	تناوبی	۰-۳۰	٥۰۸۲/٥ ^{a}	٤۱۱٥^{b}	۳۰٤۲/٥^{c}	۱۹۸۷/٥ ^{d}	۱۰۰۲/٥ ^{e}	٥٦۲/٥^{f}	۳۲٥^{g}	-۷۰^{h}
		۳۰-٦۰	٥۱۸۷/٥ ^{a}	٤۱۳۲/٥^{b}	۳۰٦۰^{c}	۲۰٤۰^{d}	۱۱۷۷/٥ ^{e}	٦٦۷/٥^{f}	۳۷۷/٥^{g}	۰^{h}
	بایر	۰-۳۰	٤۷٥۰^{a}	۳۹۰٥^{b}	۳۰۲٥^{c}	۲۰٥۷/٥ ^{d}	۱۰۰۲/٥ ^{e}	٤۹۲/٥^{f}	۲٤٤/٥^{g}	-۳٥^{h}
		۳۰-٦۰	٤۹۹٥^{a}	٤۰۱۰^{b}	۳۱۸۲/٥ ^{c}	۲۱۸۰^{d}	۱۰۷۲/٥^{e}	٤۹۲/٥^{ef}	۲۷۲/٥^{f}	-۱۷/٥^{f}

میانگین‌های هر ردیف دارای حداقل یک حرف مشترک بر اساس آزمون دانکن با احتمال ۹۵ درصد تفاوت معنی‌دار ندارند.

همچنین نتایج نشان داد در لایه سطحی میزان تثبیت پتاسیم در اراضی با کشت تناوبی بیشتر از نیشکر و بایر بوده است. کشت مستمر گیاهان و آبشویی ناشی از آبیاری به مدت بیش از صدها سال در اراضی تحت کشت تناوبی بدون مصرف هیچ گونه کود پتاسیمی باعث تخلیه بیشتر پتاسیم از محل ذخیره آن از بین لایه‌های کانی و ورود آن به محلول خاک شده است. تخلیه پتاسیم از خاک و عدم جایگزینی آن با کودهی، باعث شده که پتاسیم تخلیه شده از فضای بین لایه‌ای کانی‌های رسی جایگزین شود (منگل و کرکبی، ۲۰۰۱). در نتیجه پتانسیل رس‌ها برای تثبیت پتاسیم اضافه شده در مکان‌های بین لایه‌ای خاک افزایش یافته است. در اراضی تحت کشت نیشکر با این که در اثر تخلیه پتاسیم توسط گیاه نیشکر تثبیت رخ داده بود ولی میزان این تثبیت با اراضی بایر تفاوت چندانی باهم نداشتند. این نتیجه بیانگر این است که در خاک کشت نشده حضور کانی‌های رسی اسمکتیت باعث تثبیت پتاسیم در این اراضی گردیده است. در این اراضی که از آبرفت‌های رسوبی رودخانه‌ای تشکیل شده است کانی‌های رسی اسمکتیت در مطالعات XRD ملاحظه شد (پیشگیر، ۱۳۹۰). با افزایش عمق خاک نیز، میزان تثبیت پتاسیم در اراضی تحت کشت تناوبی افزایش یافته است. روند تثبیت

پتاسیم در اراضی بایر نیز مشابه کشت تناوبی است ولی میزان تثبیت به مراتب کمتر از اراضی کشت شده است. این امر تا حدودی به تشابه ترکیب کانی‌های رسی موجود در دو نمونه مربوط می‌گردد. نتایج حاصل از مقایسه میانگین‌ها توسط رس‌های خاک در جدول ۳ نشان داد که میزان تثبیت آمونیوم با افزایش غلظت آمونیوم اضافه شده افزایش یافته است. چنین نتایجی توسط دوراک و همکاران (۱۹۹۶) نیز گزارش شده است. بیشترین تثبیت آمونیوم در تیمار ۱ با بیشترین غلظت و کمترین آن به تیمار ۸ با کمترین غلظت مربوط می‌شود (جدول ۱). همچنین بیشترین میزان تثبیت در اراضی تحت کشت تناوبی و کمترین آن در اراضی بایر بوده است. در لایه‌های ۶۰-۳۰ سانتی‌متری نیز مقدار تثبیت در اراضی تحت کشت تناوبی نسبت به اراضی بایر و تحت کشت نیشکر بیشتر بوده است. نتایج نشان داد میزان تثبیت آمونیوم در این اراضی توسط این رس‌ها بیشتر از پتاسیم بوده است که این امر ممکن است به اثر کانی‌های رسی اسمکتیت و تثبیت بیشتر آمونیوم توسط این کانی نسبت به کانی‌های رسی دیگر باشد. چنین نتایجی با نتایج دوراک و همکاران (۱۹۹۶)، پیشگیر (۱۳۹۰) مطابقت و با نتایج توفیقی و عباسیانی (۲۰۰۹) مغایرت دارد. همچنین نتایج نشان داد افزایش غلظت هر یک از این یون‌ها، باعث افزایش تثبیت آن یون توسط کانی‌های رسی و آزادسازی دیگری می‌شود. در تیمار ۱ با افزایش غلظت آمونیوم، تثبیت پتاسیم کاهش یافته که نشان دهنده‌ی اشباع مکان‌های تثبیت کننده توسط آمونیوم بوده است. افزایش غلظت پتاسیم در تیمار ۸، باعث آزادسازی آمونیوم از مکان‌های تبادلی و کاهش تثبیت آن گردیده است. این نتیجه می‌تواند در مدیریت مصرف کودهای پتاسیمی و آمونیومی در خاک‌های زراعی مثمر ثمر بوده و مورد استفاده قرار گیرد.

منابع

۱. پیشگیر، م.، ۱۳۹۰. مقایسه تثبیت پتاسیم و آمونیوم در اراضی با کاربری‌های مختلف. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین، خوزستان.

۲. جعفری، س. و باقرنژاد م.، ۱۳۸۶. اثرات تر و خشک شدن و سیستم‌های کشت بر تثبیت پتاسیم در برخی از خاک‌ها و رس‌های خوزستان. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان. شماره ۴۱. صفحه‌های ۷۵ تا ۹۰.

3. Durak A, Kilic K and Yildiz H, 1996. The ammonium fixation in two great soil groups having different clay mineralogy during growth season. European Society for New Methods in Agricultural Research. 15-21.
4. Jackson ML, 1979. Soil mineralogy. In: Fairbridge RW and Finkl JR (Eds.), the encyclopedia of soil science. Part 1. Stroudsburg. 475-482.
5. Kilic K, Derici MR and Saltali K, 1999. The Ammonium fixation in great soil groups of tokat region and some factors affecting the fixation. Journal of Agriculture and Forestry. 23: 673-678.
6. Mengel K and Kirkby EA, 2001. Potassium in crop production. Advances in Agronomy. 33: 59-110.
7. Mulvaney RL, 1996. Methods of soil analysis. Soil Science Society of American Society of Agronomy. 1121-1176.
8. Tisdale SL, Nelson WL, Beaton JD and Havlin JL, 2003. Soil Fertility and Fertilizers. Prentice-Hall of India. 231-243.
9. Tofighi H and Abasiyan S, 2009. Kinetics of competitive fixation of potassium and ammonium ions by some soils and their clay and silt components. P. 579. XIV International Clay Conference. Castellaneta Marina Italy.

سینتیک آزاد سازی مس در حضور و عدم حضور کمپوست در خاک

لیلا مصطفایی آبش احمدلو[1] ، محسن فرح بخش[2]

۱- کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران

۲-استادیار گروه خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران

چکیده

این تحقیق به منظور بررسی سینتیک آزاد شدن مس و برآورد تاثیر کمپوست بقایای گیاهی بر روند آزاد سازی مس از خاک انجام گرفت . بررسی به روش پیمانه ای با عصاره گیرِ DTPA-TEA انجام گرفت. آزاد سازی مس در هر دو حالت با و بدون افزودن کمپوست در ابتدا سریع بود و با گذشت زمان کاهش یافت . از بین هفت مدل سینتیکی مورد بررسی، معادلات الوویچ ساده شده، تابع توانی و پخشیدگی پارابولیک بهترین معادلات برای بیان آزادسازی مس در خاک در حضور و عدم حضور کمپوست بودند. در حضور کمپوست مقدار ثابت‌های a ، b معادله تابع توانی به ترتیب کاهش و افزایش و همچنین مقدار ثابت‌های α_s و β_s معادله الوویچ ساده شده به ترتیب کاهش و افزایش نشان داد که بیانگر کاهش میزان آزاد سازی مس در حضور کمپوست است.

مقدمه

مس یکی از عناصر کم مصرف است که گیاه برای رشد بهینه به آن نیاز دارد. مس برای زندگی انسان و برای انجام فعالیت‌های بیولوژیکی ضروری است، ولی شبیه تمام فلزات سنگین دیگر دارای پتانسیل سمیت بالا است (نوهوگلو و همکاران، ۲۰۰۲). غلظت مس در محلول خاک و همچنین مس قابل استفاده برای گیاه به مقدار زیادی به pH محلول، مس جذب سطحی شده روی سطح رسها و ماده آلی خاک وابسته است . بیشتر مس محلول در خاک به فرم کاملپکس شده است و پیوند بین Cu و مواد آلی نسبت به دیگر عناصر کم مقدار قوی‌تر است. نتایج بررسی‌های انجام شده نشان دهنده اثر افزایشی کود کمپوست در مقدار آهن، منگنز، مس و روی قابل جذب و نیز کاهش این عناصر با زمان بر اثر جذب و تثبیت درخاک می‌باشد (لی و همکاران، ۲۰۰۳). هدف از انجام این تحقیق بررسی سینتیک آزاد شدن مس و برآورد تاثیر کمپوست بر روند آزاد سازی مس از خاک می‌باشد.

مواد و روشها

بیش از ۱۰ نمونه خاک سطحی (۳۰cm-۰) از زمین‌های زراعی و باغی استان‌های البرز و مازندران جمع - آوری و به آزمایشگاه منتقل و پس از هوا خشک کردن از الک دو میلی متری عبور داده شد. خصوصیات فیزیکو شیمیایی آنها با هدف انتخاب نمونه خاک مورد نظر بر مبنای مقدار مس قابل استفاده و کربن آلی اندازه‌گیری

شد. به منظور بررسی تاثیر کمپوست بقایای گیاهی بر سینتیک آزاد سازی مس، نمونه خاک در ظروف پلاستیکی داخل انکوباتور و تحت شرایط رطوبت زراعی و در سطح ۱٪ کمپوست بقایای گیاهی در دمای ۲۵°C به مدت سه ماه انکوبه شد .بررسی سینتیک آزادشدن مس با استفاده از عصاره گیر DTPA-TEA انجام شد. برای این منظور به ۱۰ گرم خاک از نمونه‌های خاک و خاک + کمپوست پس از افزودن ۰/۰۲ گرم تیمول ،۲۰ میلی‌لیتر محلول ۰/۰۰۵M DTPA و ۰/۱ M TEA در ۰/۰۱ M $CaCl_2$ در pH = ۷/۳ اضافه گردید. پس از تکان‌دادن مداوم در دمای ۲۵°C با سرعت ۹۰ دور در دقیقه در زمان‌های ۰/۱۳، ۰/۱۶، ۰/۲۵، ۱، ۲، ۴، ۶، ۸، ۱۲، ۲۴، ۳۶، ۴۸، ۶۰، ۷۲، ۸۴، ۹۶ ساعت، پنج دقیقه در ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ و بلافاصله صاف گردید. کلیه آزمایش‌ها حداقل در دو تکرار انجام شد و پس از قرائت غلظت مس در نمونه ها با دستگاه جذب اتمی (AAS) میانگین تکرارها به عنوان غلظت مس آزادشده در هر زمان بدست آمد.

بحث و نتایج

برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه خاک مورد استفاده در جدول ۱ ارائه شده است.

جدول ۱- برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد استفاده

ویژگی خاک	pH	کربن آلی	CEC	رس	CCE	DTPA-Cu	EC	فسفر قابل استفاده	SP
واحد	_	%	$cmol_C kg^{-1}$	%	%	$mgkg^{-1}$	dSm^{-1}	$mgkg^{-1}$	%
	۷/۵	۱/۸	۲۰/۹	۲۴	۴	۳/۹۶	۱/۰۴	۴۱/۴	۶۰

مدل‌های سینتیکی مرتبه صفر، مرتبه اول، مرتبه دوم، مرتبه سوم، پخشیدگی پارابولیک، تابع توانی و الویچ ساده شده برای توصیف سینتیک آزاد شدن مس در دوره زمانی ۵۷۶۰–۸ دقیقه مورد بررسی قرار گرفت. شکل خطی معادلات یاد شده در جدول ۲ ارائه شده است.

جدول ۲ شکل خطی معادلات سینتیکی استفاده شده در این پژوهش

مرتبه صفر	$q_t = q_0 - k_0 t$
مرتبه اول	$\ln q_t = \ln q_0 - k_1 t$
مرتبه دوم	$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{q_0} - k_2 t$
مرتبه سوم	$\frac{1}{q_t^2} = \frac{1}{q_0^2} - k_3 t$
پخشیدگی پارابولیک	$q_t = q_0 - k_d t^{0.5}$
تابع توانی	$\ln q_t = \ln a + b \ln t$
الوویچ ساده شده	$q_t = {}^{1}/_{\beta_s} \ln \alpha_s \beta_s + {}^{1}/_{\beta_s} \ln t$

q_0 و q_t به ترتیب بیانگر مقدار مس آزاد شده در $t = 0$ و در زمان t ($mg\ Cu\ Kg^{-1}$) و t زمان(h)، K_0 ثابت سرعت معادله مرتبه صفر($mg\ Cu\ kg^{-1}h^{-1}$)، K_1 ثابت سرعت معادله مرتبه اول(h^{-1})، K_2 ثابت سرعت معادله مرتبه دوم[$(mg\ Cu\ kg^{-1})^{-1}$]، K_3 ثابت سرعت معادله مرتبه سوم [$(kg^{-1})^{-2}h^{-2}$]، K_d ثابت سرعت پخشیدگی [$(mgCu\ kg^{-1})^{0.5}$]، a و b در معادله تابع توانی به ترتیب ثابت سرعت آزاد سازی مس اولیه($mg\ Cu\ Kg^{-}$ ($mg\ Cu$)

(h^{-1}) و ضریب آزادسازی مس$^{-1}$($mg\ Cu\ kg^{-1}$)$^{-1}$، α_s و β_s در معادله الوویچ ساده شده به ترتیب ثابت آزاد سازی مس اولیه ($mg\ Cu\ Kg^{-1}h^{-1}$) و ثابت آزادسازی مس$^{-1}$ ($mg\ Cu\ kg^{-1}$) می‌باشند (دنگ و همکاران،۱۹۹۴).

ارزیابی مدل‌ها با توجه به مقدار ضریب تعیین (R^2) و خطای معیار تخمین (SE) انجام شد. معادلاتی که دارای بیشترین مقدار R^2 و کمترین مقدار SE باشند به عنوان بهترین مدل های توصیف کننده آزاد سازی مس انتخاب شدند. جدول ۳ R^2 و SE محاسبه شده در نمونه خاک در حضور و عدم حضور کمپوست را نشان می‌دهد. همانطور که در این جدول مشاهده می شود با افزایش مرتبه واکنش از مرتبه صفر به سه در معادلات مرتبه‌ای مقدار R^2 در تمام نمونه‌ها کاهش و مقدار SE در تمام آنها افزایش یافت. این مطلب بیانگر این است که افزایش مرتبه واکنش کارایی معادلات مرتبه ای در توصیف آزاد سازی مس را کاهش می دهد. معادله الوویچ ساده شده و تابع توانی بهترین برازش را بر داده های بدست آمده از آزادسازی مس در نمونه خاک نشان داد. معادله پخشیدگی پارابولیکی بهترین معادله برای بیان آزادسازی مس از خاک مورد مطالعه در شرایط حضور کمپوست بود. معادله الوویچ ساده شده و تابع توانی برازش خوبی با داده های آزادسازی مس در شرایط حضور کمپوست داشتند.

جدول ۳ – محدوده تغییرات و میانگین ضریب تشخیص(R^2) و خطای معیار تخمین(SE) برای هفت معادله سینتیکی در یک نمونه خاک در حضور و عدم حضور کمپوست

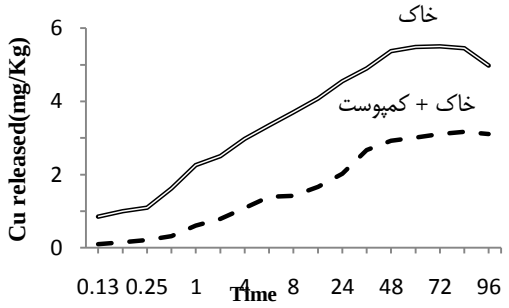
	مرتبه صفر		مرتبه اول		مرتبه دوم		مرتبه سوم		پخشیدگی پارابولیک		تابع توانی		الوویچ ساده شده	
	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE
خاک	۰/۶۶	۱	۰/۵	۰/۴۵	۰/۳۴	۰/۲۵	۰/۲۲	۰/۳۵	۰/۸۵	۰/۶۶	۰/۹۵	۰/۱۴	۰/۹۸	۰/۲۳
خاک+کمپوست	۰/۸۲	۰/۵۱	۰/۵۳	۰/۸۰	۰/۲۴	۲/۴۱	۰/۱۳	۲۳/۵	۰/۹۵	۰/۲۵	۰/۹۴	۰/۲۱	۰/۹۴	۰/۲۷

مقایسه مقادیر ضرایب معادلات سینتیکی مربوط به نمونه خاک همراه با کمپوست با مقادیر این ضرایب در نمونه خاک به تنهایی (جدول۴)نشان می‌دهد که در تیمار کمپوست با خاک مقدار ثابت α_s کاهش و مقدار ثابت β_s افزایش و مقدار ثابت a کاهش و مقدار ثابت b افزایش یافت. مقدار ab نسبت به خاک به تنهایی کاهش یافته است، که احتمالا نشان می‌دهد آزاد شدن در زمان های اولیه به مقدار کمتری انجام می شود. دلال و همکاران(۱۹۸۵) گزارش کردند که مقدار ab احتمالا بازگو کننده واجذب ابتدایی عناصر در خاک است . یافته-های چن و کلایتون (۱۹۸۰) بیان کرد زمانی که در معادله الوویچ ساده شده مقدار α_s افزایش و β_s کاهش یابد مقدار واجذب افزایش می یابد. دانگ و همکاران (۱۹۹۴) افزایش در مقدار ضریب a و کاهش ضریب b در معادله تابع توانی را نشان دهنده کاهش جذب دانستند . صادق و همکاران (۲۰۱۰) گزارش کردند که در تیمار کود مرغی واجذب مس نسب به خاک شاهد افزایش و مقدار ثابت های α_s افزایش و β_s کاهش یافت و در تیمارکمپوست پسته واجذب مس نسبت به خاک شاهد کاهش نشان داد مقدار ثابت‌های α_s کاهش و β_s افزایش داشت.

جدول ۴ –مقادیر ثابت‌های معادلات سینتیکی مختلف‌در نمونه خاک در حضور و عدم حضور کمپوست

	تابع توانی			الوویچ ساده شده	پخشیدگی پارابولیک
	a	b	ab	α_s	β_s	K_d
خاک	۱/۸۶	۰/۲۶	۰/۴۸۳	۱۵/۰۷	۱/۳۷	۰/۴۶
خاک+کمپوست	۰/۴۴	۰/۴۸۸	۰/۲۱۴	۲/۲۲۵	۲/۰۲	۰/۳۴۱

شکل۱ نشان می‌دهد که افزودن کمپوست (در سطح ۱٪) به خاک منجر به کاهش آزادشدن مس شد و در هر دو تیمار بیشترین میزان آزادشدن در زمانهای اولیه صورت گرفت (بیش از ۵۰٪ آزادسازی در ۸ ساعت اولیه). آزاد شدن سریعتر فلزات سنگین از خاک در زمان‌های ابتدایی می تواند بیانگر آن باشد که آزادسازی این فلزات از جایگاه‌های جذبی با انرژی پایین تری انجام می شود (جزء قابل تبادل). آزاد شدن آهسته تر فلزات، حاصل آزادسازی از جایگاه های جذبی با انرژی بیشتر است (کاندپال و همکاران، ۲۰۰۵). نتایج مشاهده شده می تواند موید این مطلب باشد که مس کامپلکس شده با مواد آلی پایداری بالایی داشته و سبب کند شدن روند آزاد شدن مس از خاک مورد مطالعه شده است.



شکل۱ – مقایسه روند آزاد شدن مس از خاک و خاک کمپوست

منابع

اسپارکس، د. شیمی خاک با نگرش زیست محیطی، ترجمه ش . اوستان، ۱۳۸۳، انتشارات دانشگاه تبریز . ۳۷۵ صفحه.

برومند، ن. ۱۳۸۸. سینتیک آزادسازی روی و رابطه پارامترهای آن با ویژگی های خاک و جذب روی توسط گیاه در برخی خاک‌های ایران. پایان‌نامه دکتری خاکشناسی دانشگاه تهران.

Chien, S.H., and W.R. Clayton. 1980. Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 265-268.

Dang,Y.P., R.C. Dala, D.G. Edwards and K.G. Tiller. 1994. Kinetics of zinc desorption from Vertisols.Soil Sci. Soc. Am. J. 58:1392-1399.

Lee, Y.C., Y.L.Wie. 2003. Characterization of Copper Sorbed by Compost. Environ. Contam. Toxicol. 71:848-855.

Sadegh, L., M. fekri and N. gorgin. . 2010 Effect of poultry manure and pistachio compost on the kinetics of copper desorption from two calcareous soils. Arab. J. ajeosci. Arab jeoscience. 307-318.

مطالعه تاثیر وضعیت خواص فیزیکوشیمیایی خاک بر مقادیر و شکل های مختلف پتاسیم باغ های چای ایران

علی فطمی چوکامی[1]-- احمد شیرین‌فکر[2] – رضا آزادی گنبد[2] - کتایون اسلامی[3]
۱ - محق ۲- هیا ت علمی ۳- کارشناس مرکز تحقیقات چای کشور

مقدمه:

وضعیت یک عنصر در یک خاک معین تنها با مقدار آن مشخص نمی گردد، بلکه عناصر در اشکال و وضعیت‌های متفاوتی یافت می‌شوند و علاوه بر آن تبدیل از یک شکل به شکل دیگر و اضافه نمودن و خارج شدن آنها از خاک، تماماً سبب ایجاد نظامی پویا می‌گردند. بنا براین شناخت وضعیت پتاسیم در خاک های مناطق چایکاری، می‌تواند در بهبود مدیریت حاصلخیزی این عنصر مفید واقع شود. در حالیکه ما اطلاعاتی از وضعیت شکل های مختلف پتاسیم در باغ های چایکاری نداریم. تاکنون مطالعات متعددی در زمینه توزیع اشکال مختلف پتاسیم خاک انجام شده است. بعنوان مثال اوریب و کاکس(۱۹۸۸) اثر کاربرد (مصرف) کود پتاسه را در افزایش پتاسیم محلول در آب ، مالوین و همکاران (۱۹۸۴) بر روی پتاسیم تبادلی و وود و دتارک(۱۹۴۱) بر روی پتاسیم غیرتبادلی بررسی نمودند. امیری پس از آزمایش بر روی تعدادی از سری خاکهای شرق گیلان نشان داد که این خاکها از نظر پتاسیم محلول، قابل تبادل و غیرقابل تبادل در سطح پایینی قرار دارند (امیری، ۱۳۷۴).

این تحقیق تلاش دارد ضمن برآورد توزیع فراوانی اشکال مختلف پتاسیم، تأثیر خواص فیزیکی و شیمیایی موثر در رفتار پتاسیم را در باغ های چای مورد ارزیابی قرار دهد.

با توجه به نتایج این تحقیق کود پاشی پتاسیم در باغ های چایکاری شرق گیلان و غرب مازندران در مقایسه با غرب گیلان از اهمیت ویژه ای برخوردار است و از طرفی پتاسیم محلول در غرب گیلان بیشتر از دو منطقه یاد شده می باشد که خطر آبشوی دارد.

مواد و روش ها :

در ابتدا یک صد و هفتاد و سه نمونه خاک سطحی(عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متر) از باغ‌های چای کشور تهیه و پس از آماده سازی ، بافت خاک به روش هیدرومتر، کربن آلی به روش والکی بلاک، واکنش خاک در گل اشباع اندازه گیری شدند(علی احیایی، ۱۳۷۲).

پتاسیم قابل استخراج به روش استات آمونیوم:

پتاسیم قابل استخراج خاک با استفاده از استات آمونیوم مولار خنثی به نسبت ۰/۰۲ دسی متر مکعب محلول برگرم خاک عصاره‌گیری شد. ابتدا سوسپانسیون به مدت یک ساعت در دستگاه شیکر رفت و برگشتی تکان داده شد و سپس به مدت شانزده ساعت در دمای ۲۶ درجه سانتیگراد قرار گرفت تا به تعادل برسد. عمل هم زدن سوسپانسیون مجدداً به مدت ۱۵ دقیقه در دستگاه شیکر ادامه یافت و سپس با استفاده از کاغذ صافی واتمن ۲ صاف گردید (کاندسن، ۱۹۹۰).پتاسیم موجود در عصاره با استفاده از دستگاه فلیم فتومتر اندازه‌گیری شد.

پتاسیم محلول در آب:

پتاسیم محلول در خاک با استفاده از آب مقطر عصاره گیری شد. کلیه مراحل (نسبت محلول به خاک، تکان دادن، زمان و دمای تعادل و دستگاه اندازه‌گیری پتاسیم) مشابه روش عصاره‌گیری پتاسیم تبادلی بود.

پتاسیم قابل استخراج به روش اسید نیتریک جوشان:
به ده گرم خاک ۲۵ میلی‌لیتر اسید نیتریک یک نرمال اضافه و به مدت ۲۵ دقیقه در دمای ۱۱۳ درجه سانتیگراد در حمام روغن قرار گرفت. پس از سرد شدن محلول و به حجم رساندن آن، پتاسیم موجود در عصاره با استفاده از فلیم‌فتومتر اندازه‌گیری شد (کاندسن، ۱۹۹۰).
پارامترهای آماری و توزیع فراوانی جمعیت و برازش متغیرهای مورد مطالعه بر یکدیگر از طریق روابط رگرسیون با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام گردید.

نتایج و بحث:

در کل مناطق چایکاری پتاسیم محلول از ۴ تا ۲۴۳ میلی گرم بر کیلوگرم متغیر بوده و میانگین آن ۴۳ میلی گرم بر کیلوگرم ، پتاسیم تبادلی در بین ۴۴ تا ۱۳۸۸ میلی گرم بر کیلوگرم بوده که میانگین آن ۲۱۶ میلی گرم بر کیلوگرم و مقدار پتاسیم بین لایه ای ۲ تا ۸۰۱ میلی گرم بر کیلوگرم و میانگین آن ۱۱۵ میلی گرم بر کیلوگرم بود (جدول ۱). در مناطق غربی، خاک‌هایی که پتاسیم بین‌لایه‌ای آنها بیش از ۴۰ درصد از پتاسیم کل یک خاک را در بر می‌گیرد ۵۳ درصد فراوانی دارد. در حالی که این عدد در منطقه شرق گیلان ۲۲ درصد و در مازندران ۲۱ درصد فراوانی دارد. مقدار پتاسیم تبادلی، ۵۸ درصد از خاک‌های باغ‌های شرق گیلان پتاسیم تبادلی بالاتر از ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم دارند در حالی که این عدد در خاک‌های باغ‌های مازندران ۳۲ درصد و در غرب گیلان ۴۷ درصد است .از نظر پتاسیم محلول ۷۲ درصد از باغ‌های غرب گیلان دارای پتاسیم محلول بیشتر از ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم دارند. فراوانی این نوع از پتاسیم در خاک‌های شرق گیلان ۲۲ درصد است. درحالی که در مازندران این عدد ۳۲ درصد است. یعنی از غرب به شرق پتاسیم محلول خاک کاهش یافته است. از دید کلی، حدود ۷/۱۶ درصد از باغ‌های چای کشور پتاسیم بین لایه‌ای آنها بیش از ۵۰ درصد از پتاسیم خاک را تشکیل می‌دهد.

جدول۱- شکل‌های مختلف پتاسیم خاک در مناطق مختلف چایکاری

شکل تاسیم	منطقه	حداقل	حداکثر	میانگین	میانه
بین لایه ای	غرب گیلان	۷	۴۴۸	۱۷۳	۱۶۶
بین لایه ای	شرق گیلان	۲	۸۰۱	۱۰۳	۷۳
بین لایه ای	مازندران	۳	۲۴۳	۷۹	۷۱
بین لایه ای	کل مناطق	۲	۸۰۱	۱۱۵	۹۶
تبادلی	غرب گیلان	۴۴	۱۰۵۱	۲۱۷	۱۷۹
تبادلی	شرق گیلان	۸۷	۱۳۳۸	۲۵۳	۲۱۹
تبادلی	مازندران	۹۴	۵۴۶	۱۸۵	۱۶۱
تبادلی	کل مناطق	۴۴	۱۳۳۸	۲۱۶	۱۹۱
محلول	غرب گیلان	۱۰	۳۴۹	۷۴	۵۵
محلول	شرق گیلان	۴	۱۹۸	۳۶	۲۵
محلول	مازندران	۱۱	۱۲۴	۳۹	۳۳
محلول	کل مناطق	۴	۲۴۳	۴۳	۳۱

در خاکهای مورد مطالعه ناحیه گیلان غربی و شرقی مقدار پتاسیم قابل استفاده نسبتاً کم است که ناشی از سابقه طولانی کشت بدون اضافه نمودن کود پتاسه است.زیرا رده‌های غالب در خاکهای گیلان غربی و شرقی عبارت از اینسپتی‌سول، انتی‌سول و آلفی‌سول می‌باشند (وزارت نیرو، ۱۳۵۵). اسکات و اسمیت(۱۹۸۷) معتقدند در شرایط طبیعی مقدار کاتیونهای بازی (از جمله پتاسیم) در خاکهای انتی‌سول و اینسپتی‌سول بسته به نوع مواد مادری آنها متغیر است، اما آلفی‌سولها به دلیل قابل ملاحظه بودن مقدار کانیهای غیر هوادیده در آنها دارای مقدار نسبتاً زیادی کاتیونهای بازی هستند.

در این آزمایش میانگین‌های پتاسیم محلول در آب ۱/۲ میلی‌مول در لیتر است که با این روش در محدوده دامنه لازم (بین ۰/۱ تا ۱۰ میلی‌مول در لیتر) برای تعادل با پتاسیم هیدراته قرار دارد (منگل، ۱۹۹۳) امّا از دامنهٔ پیشنهادی تیسدال و همکاران که بین ۰/۰۳ تا ۰/۲۶ میلی‌مول بر لیتر است، بسیار بالاتر است (تیستال و همکاران، ۱۹۸۵) . به نظر می‌رسد بالابودن نسبت آب به خاک و مدت زمان طولانی تماس آب با خاک سبب می گردد علاوه بر اثر رقّت، بخشی از پتاسیم تبادلی و حتی جزء کوچکی از پتاسیم مواضع گوه ای شکل کلوئیدهای خاک آزاد و وارد محلول خاک گردد و در نتیجه غلظت‌های بالاتری از پتاسیم اندازه‌گیری شود.

میانگین پتاسیم قابل استخراج بوسیله اسید نیتریک جو

شان نشان داد که خاکهای مورد مطالعه در سطح نسبتاً کم تا کم قرار دارند. سخون و همکاران (۱۹۹۲) اعتقاد دارند که خاکهای غنی از کانی اسمکتیت دارای $K\text{-}HNO_3$ نسبتاً کم می‌باشند. کانی رسی غالب در استان گیلان عمدتاً از گروه اسمکتیت می‌باشند (سخون و همکاران، ۱۹۹۲). خاکهای غالب از اسمکتیت قدرت بافری بالاتری نسبت به خاکهای غالب از کائولینیت یا ایلیت دارند و برای مدت طولانی تری پتاسیم را عرضه می‌نمایند اما نسبت فعالیت پتاسیم در آنها پایین می‌باشد. این خاکها هرچند از نظر $K\text{-}NH_4OAC$ غنی هستند اما $K\text{-}HNO_3$ در آنها نسبتاً کم و رهاسازی پتاسیم در آنها در مقایسه با خاکهای غنی از ایلیت یا کائولینیت متوسط است (بهونسل و همکاران، ۱۹۹۲).

در مناطق غربی، خاک‌هایی که پتاسیم بین‌لایه‌ای آنها بیش از ۴۰ درصد از پتاسیم کل یک خاک را در بر می‌گیرد ۵۳ درصد فراوانی دارد. در حالی که این عدد در منطقه شرق گیلان ۲۲ درصد و در مازندران ۲۱ درصد فراوانی دارد . این موضوع ظرفیت بالقوه خاک برای ارایه پتاسیم را در آینده نشان می دهد. ظرفیت بافری خاک یکی از پارامترهایی است که این پدیده را به خوبی توصیف می کند. توفیقی و بلالی (۱۳۷۸) میزان این پارامتر را در گیلان بیشتر از مازندران ارزیابی کردند. این موضوع می‌تواند نقش پتاسیم بین لایه‌ای را در غرب گیلان در آینده توصیه های کودی موثر نشان دهد.

مقدار پتاسیم تبادلی، ۵۸ درصد از خاک‌های باغ‌های شرق گیلان پتاسیم تبادلی بالاتر از ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم دارند در حالی که این عدد در خاک‌های باغ‌های مازندران ۳۲ درصد و در غرب گیلان ۴۷ درصد

با وجود این‌که پتاسیم تبادلی درصد بزرگ‌تری از شکل‌های پتاسیم خاک های مازندران (۵۸ درصد) را نسبت به خاک‌های غرب گیلان (۱۴ درصد) دارد. از نظر مقدار پتاسیم تبادلی، درصد خاک‌هایی که پتاسیم تبادلی آنها بیش از ۲۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم است در غرب (۴۷ درصد) به مراتب بیشتر از مازندران(۳۲ درصد) است. این مسئله متفاوت بودن توصیه کودی را نشان می‌دهد و اهمیت کودی پاشی منظم در مناطق شرقی و مازندران را نشان می‌دهد. البته باید به موضوع پتاسیم محلول توجه داشت.

از نظر پتاسیم محلول ۷۲ درصد از باغ‌های غرب گیلان دارای پتاسیم محلول بیشتر از ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم دارند . فراوانی این نوع از پتاسیم در خاک‌های شرق گیلان ۲۲ درصد است. درحالی که در مازندران این عدد ۳۲ درصد است. یعنی از غرب به شرق پتاسیم محلول خاک کاهش یافته است.

از دید کلی، حدود ۷/۱۶ درصد از باغ‌های چای کشور پتاسیم بین لایه‌ای آنها بیش از ۵۰ درصد از پتاسیم خاک را تشکیل می‌دهد. از این حیث باغ‌های چای کشور در افق سطحی (۰ تا ۳۰ سانتی‌متری) ذخیر پتاسیم چندانی ندارند.

منابع:

۱ امیری، ر. ۱۳۷۴. بررسی پتانسیل تثبیت و اشکال مختلف پتاسیم در اراضی شالیکاری شرق گیلان . موسسه تحقیقات خاک و آب. نشریه فنی شماره ۹۳۳.

۲ توفیقی، ح. ۱۳۷۷. بررسی پاسخ برنج به کود پتاسه در خاکهای شالیزاری شمال ایران. مجله علوم کشاورزی ایران. جلد ۲۹. شماره ۴ : ۸۸۳-۸۶۹.

۳ علی‌احیایی، مریم و علی اصغر بهبهانی زاده، ۱۳۷۲ . شرح روش های تجزیه شیمیایی خاک، تهران، انتشارات موسسه تحقیقات خاک و آب، نشریه ۸۹۳،

۴ مطالعات خاکشناسی نیمه تفضیلی مناطق شرق و غرب گیلان. ۱۳۵۵. مهندسین مشاور ایس. امور توسعه آب. وزارت نیرو. تهران، ۲۴۴.

5 **Bhonsle,** M. S., S. K. Pal and G. S. Sekhon. 1992. Relationship of K forms and release characteristics with clay mineralogy. Geoderma. 54: 285-293.

6 **Knudsen**, D., G., A. Peterson, and P. F. Pratt. 1990. Lithium, sodium, and potassium. P. 237. In: A. L. page et al (ed.) Methods of soil analysis, part 2. Chemical and microbiological properties. Agronomy monograph no.9 (2nd Edition). Soil Science of American, Inc. publisher, Madison, Wisconsin USA. P 225-246

7 **Malvin, J**. L., D. G. Westfall, and H. M. Colus. 1984. Six years of phosphorus and potassium fertilization of irrigated alfa alfa on calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34: 1111-1115.

8 **Mengel,** K. 1993. Potassium status of soils, assesment and utilization. In: K. mengel and K. Krauss (Eds.) availability of soils in West Asia and North Africa- status and perspectives. SWRI and IPI, Tehran. P: 21-37

9 **Scott, A.** D. and S. J. smith. 1987. Source, amounts and forms of alkali elements in soils. Adv. Soil Sci. 6. 101-147

10 **Sekhon, G.** S., M. S. Brar and A. Subba Rao. 1992. Potassium in some Benchmark soils of India, PRll special publications. 3: 1-83

11 **Tisdale**, S. L., W. L. Nelson, and J. D. Beaton. 1985. Soil fertility and fertilizers. 4th edition, 1 26 - Macmillan publishing Co., Newyourk

12 **Uribe, E.,** and F. R. Cox. 1988. Soil properties affecting the availability of potassium in highly weathered soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 148-152.

13 **Wood, L.** K., and E. E. Deturk. 1941. The absorption of potassium soils in non-replaceable forms. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 5: 152-161.

14 **Young,** F. G., R. D. Hammer and D. Larsen. 1999. Frequency distributions of soil properties on a loess- manhed Missouri watershead. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 178-185.

ارزیابی شاخص‌های زمین انباشتگی و فاکتور آلودگی در برآورد شدت آلودگی فلزات سنگین در گرد و غبار کف خیابان‌های مرکز شهر اهواز

امین نخبه، مینا حسینی سبزواری، ولی زارع شاه آبادی

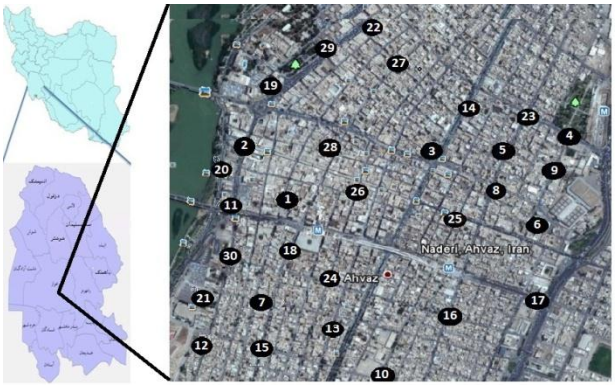
amin_nokh@yahoo.com

مقدمه

تغییر در ویژگی‌های اجزای تشکیل دهنده‌ی محیط به طوری‌که عملکرد طبیعی و تعادل زیستی آنها مختل گردد و به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم منافع و حیات موجودات زنده را به مخاطره اندازد، آلودگی محیط زیست گفته می‌شود(اختر و همکاران، ۱۹۹۳). در دهه گذشته ورود آلاینده ها با منشاء انسانی مانند فلزات سنگین درون اکوسیستم، به مقدار زیادی افزایش یافته است که این به عنوان یک خطر جدی برای حیات اکوسیستم زمین به شمار می آید. فلزات سنگین در یک مقیاس وسیع، از منابع طبیعی و انسان‌ساخت وارد محیط زیست می‌شوند. مواد انسان‌زاد(آنتروپوژنیک) از ذرات خروجی اگزوز یا دیگر اجزاء وسایل نقلیه، ضایعات نفتی و روغنی روغنکاری‌ها، ذرات پوشش لاستیک‌های چرخ‌های ماشین‌ها، فعالیت‌های ساخت و ساز و تخریب بناها و غیره تولید می‌شوند و مواد بیوژنیک طبیعی شامل برگ‌های درختان و دیگر مواد گیاهی که از طریق عبور و مرور افراد و ترافیک وسایل نقلیه ساییده می‌شوند، می‌باشند(سعیدی و همکاران، ۲۰۱۲).فلزات سنگین به‌دلیل سمیت و ماندگاری در محیط‌زیست در میان خطرناکترین گروه از آلاینده‌های انسان‌ساخت طبقه‌بندی می‌شود(لی و همکاران، ۲۰۰۱ و فایز و همکاران، ۲۰۰۷). ماده جامد که از خاک، ترکیبات فلزی انسان‌زاد و مواد طبیعی تشکیل یافته است، گرد و غبار نامیده می‌شود.در یک تعریف ساده‌تر دیگر می‌توان عنوان نمود که گرد و غبار خیابان به ذرات جامدی که بر روی سطوح بیرونی زمین در نواحی شهری انباشته شده‌اند، گفته می‌شود(فایز و همکاران، ۲۰۰۷). این پژوهش به منظور ارزیابی میزان آلودگی فلزات سنگین موجود در گرد و غبار کف خیابان-های مرکز شهر اهواز صورت گرفته است.

مواد و روش‌ها

اهواز مرکز استان خوزستان در موقعیت جغرافیایی ۳۱ درجه و ۲۰ دقیقه عرض شمالی و ۴۸ درجه و ۴۰دقیقه طول شرقی و با ارتفاع ۱۸ متر از سطح دریا واقع می‌باشد.ابتدا محدوده خیابان‌های مرکز شهر اهواز با استفاده از نرم‌افزار Google Earth ۲۰۱۳ مشخص گردیدو سپس به صورت تصادفی به‌طوری‌که تمام مساحت محدوده انتخاب‌شده را پوشش دهد، اقدام به برداشت نمونه گردید(شکل۱). در مجموع تعداد ۳۰ نمونه و به وزن ۲۵۰ گرم توسط دستگاه مکنده کوچک جمع‌آوری شد و جهت اندازه‌گیری غلظت فلزات سرب، نیکل و کادمیوم به آزمایشگاه منتقل گردید.



شکل ۱- تصویر ماهواره‌ای از خیابان‌های مرکز شهر اهواز به همراه موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری

ارزیابی آلودگی ناشی از فلزات سنگین با استفاده از شاخص زمین انباشت (I_{geo}) طبق رابطه (۱) و شاخص آلودگی (PI) طبق رابطه (۲) محاسبه شد.

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1.5B_n}\right] \quad [۱]$$

$$\mathrm{PI} = \frac{C_n}{B_n} \quad [۲]$$

که در این شاخص‌ها C_n میزان غلظت فلز در نمونه n و B_n مقدار استاندارد این فلز در خاک یا حداقل اندازه-گیری شده در محل مورد مطالعه به عنوان مقدار ژنز ناشی از فرایندهای طبیعی را نشان می‌دهد. جدول ۱ چگونگی طبقه‌بندی شاخص‌های آلودگی مورد ارزیابی را نشان می‌دهد. در تحلیل‌های زیست محیطی، از این شاخص‌ها به منظور مشخص کردن سطح آلودگی و میزان تاثیر عوامل انسان ساز از عوامل طبیعی استفاده می‌شود.

جدول ۱- شاخص انباشت زمین (I_{geo}) و شاخص آلودگی (PI) و کلاس‌بندی آلودگی

مقدار شاخص Igeo	درجه آلودگی	مقدار شاخص Igeo	درجه آلودگی	مقدار شاخص PI	درجه آلودگی
۰>	غیرآلوده	۳-۲	کمی آلوده تا خیلی آلوده	۱<	آلودگی کم
۱-۰	غیرآلوده تا کمی آلوده	٤-۳	خیلی آلوده	۳-۱	آلودگی متوسط
۲-۱	کمی آلوده	٥-٤	خیلی آلوده تا شدیداً آلوده	۳>	آلودگی زیاد

نتایج و بحث

در ابتدا غلظت عناصر سنگین(سرب، نیکل و کادمیوم) گرد و غبار برداشت شده از کف خیابان در ۳۰ نمونه ازخیابان‌های مرکز شهر اهواز اندازه‌گیری گردید(جدول۲).

جدول۲- غلظت فلزات سنگین در گرد و غبار کف خیابان‌های مرکز شهر اهواز

مقادیر آماری	سرب	نیکل	کادمیوم
	غلظت ($mgKg^{-1}$)		
کمترین	۴۶	۳۳	۰/۸۵
بیشترین	۲۵۰	۹۷	۳
میانگین	۹۰	۵۴	۱

براساس شاخص زمین انباشت(I_{geo}) و با استفاده از طبقات این شاخص(جدول ۱)، حد آلودگی هرسه عنصر غیر آلوده(جدول ۳) و از نظر شاخص خطر آلودگی(PI) سرب و کادمیوم در سطح خطر کم و فلز نیکل در سطح خطر متوسط قرار دارند(جدول ۴).

جدول۳- وضعیت آلودگی عناصر سنگین گرد و غبار خیابان‌های مرکز اهواز براساس شاخص زمین انباشت

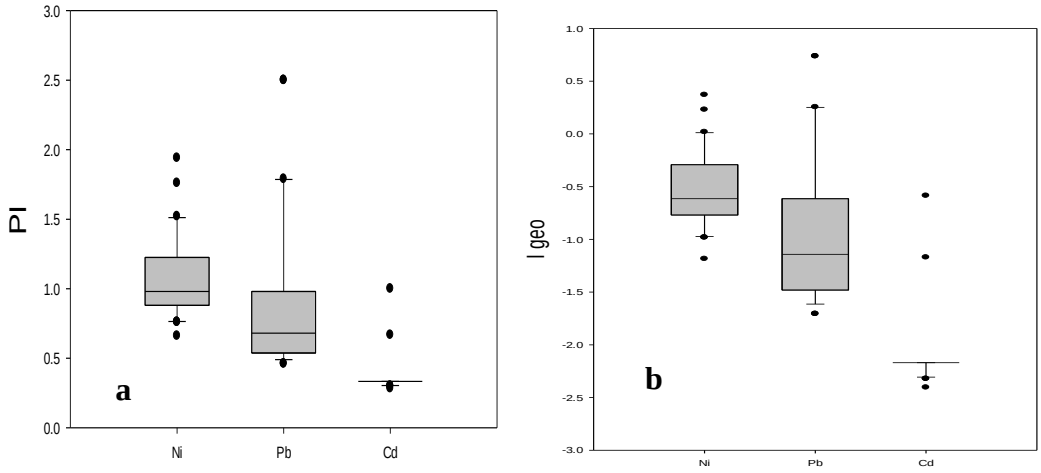
مقادیر آماری	فلزات سنگین		
	سرب	نیکل	کادمیوم
حداکثر	۰/۷	۰/۳۷	−۰/۶
حداقل	−۱/۷	−۰/۹۸	−۲/۴
میانگین	−۰/۹	−۰/۵۲	−۲/۱
میزان آلودگی	غیرآلوده	غیرآلوده	غیرآلوده

جدول۴- وضعیت آلودگی عناصر سنگین گرد و غبار خیابان‌های مرکز اهواز براساس شاخص آلودگی

مقادیر آماری	فلزات سنگین		
	سرب	نیکل	کادمیوم
حداکثر	۲/۵	۱/۹	۱
حداقل	۰/۵	۰/۷	۰/۳
میانگین	۰/۹	۱/۱	۰/۴
میزان آلودگی	کم	متوسط	کم

شکل۲a نشان می‌دهد که با احتمال ۱۰، ۲۵، ۵۰، ۷۵ و ۹۰ درصد، شاخص I_{geo} بدست آمده برای عنصر نیکل به ترتیب برابر ۰/۹۷− ، ۰/۷۸− ، ۰/۶۲− ، ۰/۲۹− و ۰/۰۱۲ است. برای عنصر سرب، با احتمال ۱۰، ۲۵، ۵۰، ۷۵ و ۹۰ درصد، شاخص I_{geo} بدست آمده در محدوده نمونه برداری به ترتیب برابر ۱/۶۱− ، ۱/۴۷− ، ۱/۱۴− ،

۰/۶۲- و۰/۲۵ است. شکل ۲b نشان می‌دهد که با احتمال ۹۰، ۷۵، ۵۰، ۲۵ و ۱۰ درصد، شاخص PI بدست آمده برای عنصر نیکل به ترتیب برابر ۰/۷۶، ۰/۸۷ ، ۰/۹۸ ، ۱/۲۲ و۱/۵۱ است. برای عنصر سرب، با احتمال ۹۰، ۷۵، ۵۰، ۲۵ و ۱۰ درصد، شاخص آلودگی بدست آمده در محدوده نمونه برداری به ترتیب برابر ۰/۴۹ ، ۰/۵۴ ، ۰/۶۸ ، ۰/۹۸ و ۱/۷۷ است.همان‌طورکه در شکل۲a و ۲b مشاهده شد دامنه توزیع غلظت‌ها برای عنصر کادمیوم بسیار کوچک بوده و غلظت‌ها در محدوده نمونه‌برداری دارای اختلاف کمی با یکدیگر می‌باشند.



شکل۲- احتمال شاخص I_{geo}و PIقابل دست‌یابی در نمونه‌های گرد و غبار

از این رو ترکیبات و میزان غبار کف خیابان شاخص مهمی برای ارزیابی آلودگی محیطزیست شهری می‌باشد. یکی از دلایل اصلی بررسی گردوغبار خیابان این است که این گردوغبار به‌صورت آزادنه توسط افرادی که از خیابان‌ها عبور می‌کنند و کسانی که در مجاورت آن ساکن هستند استنشاق می‌شود، بنابراین این افراد در معرض مخاطرات بهداشتی مرتبط با این آلودگی‌ها قرار می‌گیرند.

منابع

1- Akhter MS and Madany, IM, 1993. Heavy metals in street and house dust in Bahrain.Water Air and Soil Pollution. 66: 111-119.

2- Faiz Y,Tufail M, TayyebJaved M, Chaudhry M.M and Siddique N,2007. Road dust pollution of Cd, Cu, Ni, Pb and Zn along Islamabad Expressway, Pakistan.Microchemical Journal.92: 186- 192.

3- Li X, Poon CS, and Liu PS, 2001. Heavy metals contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong.Applied Geochemistry.16: 1361- 1368.

4- Saeedi M, Li L and Salmanzadeh M, 2012. Heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons: pollution and ecological risk assessment in street dust of Tehran. Journal of Hazardous Materials.9: 34- 44.

بررسی روند تغییرات کیفی آب زیرزمینی جهت مصارف کشاورزی (مطالعه موردی: دشت ایذه)

حسن آخوردزاده [1] ، نوشین شاهین زاده [2]
1- **کارشناس ارشد سازه های آبی ، کارشناس مسئول معاونت مطالعات سازمان آب و برق خوزستان**
Email: h.akhordzadeh@yahoo.com
2- **دانشجوی دکتری شیمی و حاصلخیزی خاک ، کارشناس معاونت مطالعات سازمان آب و برق خوزستان**
Email: shhnzdh_nshn@yahoo.com

مقدمه

آب از جنبه‌های مختلف در زندگی انسان‌ها دارای اهمیت است. در بسیاری از مناطق جهان، مقدار رطوبت طبیعی خاک که از باران یا آب‌های زیرزمینی تامین می‌گردد، جوابگوی نیاز آبی گیاهان زراعی در طول دوره رشد نمی‌باشد. مهمترین اقدام برای رشد تولید محصولات کشاورزی تامین آب کافی است. منابع آب مشتمل بر آب‌های سطحی و زیرزمینی نقش بسزایی در گسترش فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی و بطور کلی توسعه اقتصادی و اجتماعی دارد. یکی از عوامل مهم توسعه یک منطقه، فراهم بودن منابع آب مناسب می‌باشد که علاوه بر کمیت، وضع کیفی آن نیز با توجه به تاثیر بر سلامتی انسان از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. مناسب بودن آب از روی مقدار و یا انواع مواد محلول در آن تعیین می‌شود و در اثر آبیاری با آب نامناسب ممکن است مسایل مختلفی در خاک و زراعت پیش آید در حالیکه بروز چنین مسایلی از آبیاری با آب‌های مرغوب انتظار نمی‌رود(داورپناه و عبدی، 1387). محدوده مورد بررسی دشت ایذه می‌باشد. در این مطالعه توصیفی، داده‌های مربوط به پارامترهای کیفی آب چاه‌های منطقه از جمله کاتیون‌ها (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+})، آنیون‌های (SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^-) ، pH, EC, SAR در دو فصل خشک 1392و تر 1391 استخراج شده و روند تغییرات آنها به منظور استفاده برای آبیاری بررسی شده است.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد مطالعه در دشت ایذه واقع شده است که دشت ایذه با وسعتی حدود 388 کیلومترمربع به فاصله 205 کیلومتری شمال شرق مرکز استان خوزستان اهواز، بین طول‌های 45 و 49 تا 00 و 50 درجه شرقی و عرض‌های 45 و 31 تا 00 و 32 درجه شمالی قرار دارد. ارتفاع متوسط دشت نسبت به سطح دریا حدود 830 متر ومیزان متوسط تبخیر سالانه برابر 2375 میلی‌متر می‌باشد.

روش آنالیز داده‌ها

بدین منظور 14 منبع آب زیرزمینی دشت ایذه مورد بررسی قرار گرفت و نمونه‌ها در طول دو فصل خشک و تر در ظرف‌های پلی اتیلنی مناسب برای آنالیز شیمیایی جمع آوری و پارامترهای هدایت الکتریکی، سدیم، SAR، کلسیم، منیزیم، سختی، قلیائیت، اسیدیته، سولفات و کلرید، pH بر طبق روش‌های موجود در کتاب استاندارد

متد اندازه گیری گردید. از آمار موجود برای هریک از خصوصیات کیفی آب که مربوط به چاه‌های مختلف بود برای هرکدام از دو فصل تر و خشک متوسطی تهیه گردید که نتایج آن در جدول شماره 2 آمده است.

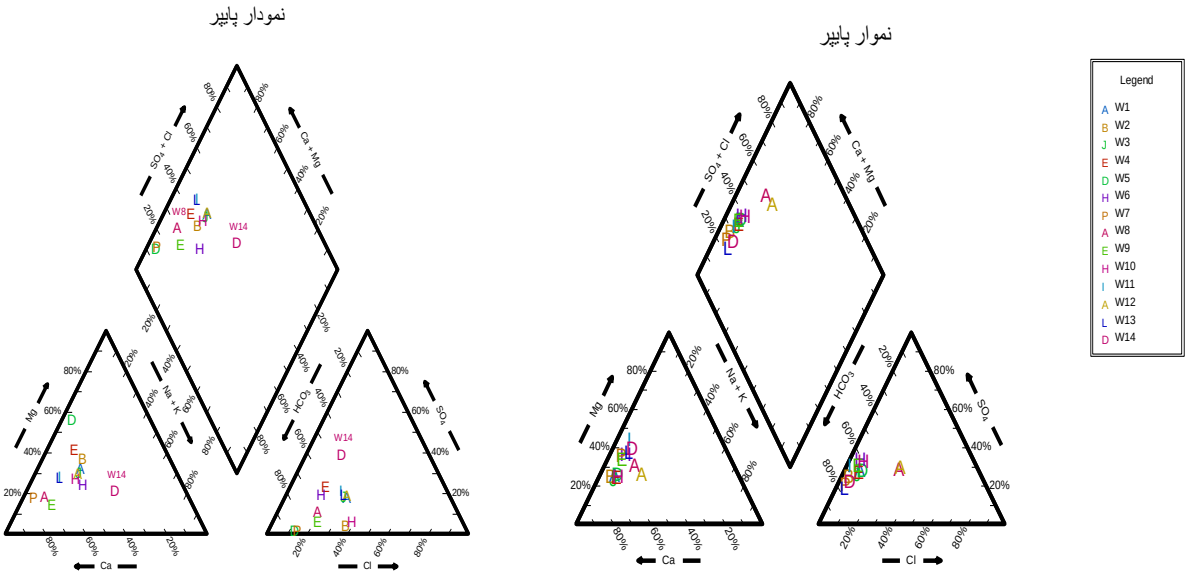
طبقه بندی آب از نظر کیفیت برای مصارف کشاورزی

با توجه به جدول شماره (2)، میانگین EC آب چاه‌ها را در دو فصل خشک و تر طبقه بندی کردیم. همانگونه که در جدول شماره 1 ملاحظه می‌کنید، میانگین EC را در دو فصل تر و خشک در کلاس II قرار دارد که با توجه به کلاس شوری مقدار شوری در حد متوسط است، باید در انتخاب روش آبیاری دقت لازم به عمل بیاید تا در آینده مشکل شوری کنترل شود.

جدول(1) طبقه بندی آب از نظر کشاورزی به روش ویلکوکس

EC	کلاس	کیفیت آب(درجه)	مقدار شوری
EC< 250	I	عالی	**شوری کم**
250< EC <750	II	مناسب	**شوری متوسط**
750< EC <2250	III	قابل قبول	**شوری زیاد**
2250< EC <3000	VI	نامناسب	**شوری بسیار زیاد**
EC > 3000	VII	غیر قابل استفاده	**بسیار شور**

نمودار پایپر (1944)



شکل(1): نمودار پایپر فصل تر

شکل(2): نمودار پایپرفصل خشک

با توجه به تفاسیر موجود برای این نمودارها نتیجه می‌شود که در تمام چاه‌ها مورد مطالعه در دو فصل تر و خشک قلیایی‌های خاکی بر نمک‌های قلیایی ارجحیت دارند، همچنین در تمامی ایستگاه‌ها اسیدهای ضعیف (آنیون‌های بی‌کربنات) بیش از اسیدهای قوی (سولفات و کلرور) می‌باشد. به‌عبارتی سختی کربناتی همه نمونه‌ها بیش از 50 درصد می‌باشد و قلیایی های خاکی و اسیدهای ضعیف غالب هستند.
خصوصیات کیفی آب چاه‌ها را در ادامه با استانداردهای طبقه بندی آب آبیاری مقایسه خواهیم کرد و تغییر هر کدام از پارامترها را در طول دو فصل تر و خشک مورد بررسی قرار خواهیم داد.

جدول (2): میانگین فصلی آمار برخی خصوصیات کیفی آب چاه‌های دشت ایذه 92-1391

فصل	EC (ds/m)	SAR	%Na	pH	سدیم (mg/l)	بی کربنات(mg/l)	کلر(mg/l)
تر	533/07	0/43	10/44	7/7	18/25	273/1	27/49
خشک	517/87	0/91	18/46	7/6	34/06	187/5	71/37

جدول (3): رهنمودهای ارزیابی آب آبیاری – آیرز و وسکات 1985

اجزای تشکیل دهنده آب آبیاری		درجه پیامد بد آبیاری		
	واحد	هیچ	کم تا متوسط	بالا
شوری(اثر بر روی آب قابل استفاده بر روی گیاه)				
هدایت الکتریکی	ds/m	<0/7	0/7 تا 3	> 3
SAR=0-3		EC>0/7	0/7-0/2	>0/2
3-6		>1/2	1/2-0/3	<0/3
6-12		>1/9	1/9-0/5	<0/5
12-20		>2/9	2/9-1/3	<1/3
20-40		>5	5-2/9	< 2/9
باقی‌مانده کلر (آبیاری بارانی)	mg/l	<1	1-5	>5
بی‌کربنات (فقط برای آبیاری بارانی)	mg/l	<90	90-500	>500

نتایج حاصله از جداول و دیاگرام:

شوری و نسبت جذب سدیم: براساس استاندارد آب آبیاری آیرز و وسکات (جدول 3)، استفاده از آب این چاه‌ها در تمام فصول از نظر شوری برای آبیاری محصولات کشاورزی، دارای محدودیت کم تا متوسط می‌باشد، آب این چاه‌ها دارای پیامد بدی نمی‌باشد و با توجه به طبقه‌بندی ویل‌کوکس، آب چاه‌ها در فصول تر و خشک از نظر درصد سدیم، در گروه 1 (عالی) و از نظر شوری در گروه 2 (شوری متوسط) ، قرار گرفته و دارای کلاس C2S1 و کمی شور و مناسب برای کشاورزی می‌باشند.

اسیدیته و بی‌کربنات: با بررسی اطلاعات مربوط به اسیدیته چاه‌های مورد بررسی و مراجعه به جدول رهنمودهای آیرز و وسکات جدول 3، آب این چاه‌ها از نظر اسیدیته مطلوب می‌باشد. مقدار بی‌کربنات آب چاه‌ها، طبق (جدول 3) برای استفاده در آبیاری بارانی دارای محدودیت کم تا متوسط می‌باشد.

کلر: با بررسی نتایج بدست آمده و مقایسه با جدول آیرز و وسکات (جدول 3) برای کلر، مشخص می‌شود این آب برای آبیاری سطحی گیاهان حساس و آبیاری بارانی دارای محدودیت زیاد می‌باشد.

تشکر و قدردانی :

نویسندگان مراتب تشکر و قدردانی خود را از معاونت مطالعات پایه و طرحهای جامع منابع آب ودفتر تحقیقات و استانداردهای مهندسی سازمان آب و برق خوزستان به‌واسطه حمایت از این کار تحقیقاتی را اعلام می داریم .

منابع

1. داورپناه، غ. و عبدی، پ.، 1385 . بررسی کیفیت و عوامل آلاینده رودخانه زنجانرود. هفتمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، دانشگاه شهید چمران ، اهواز.
2. Ayers. R. S. and D.W.Westcot. 1985. Water quality for agriculture, Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nation. Irri. And Drain, Paper No.29.
3. Piper AM (1944) A graphical procedure in the geochemical interpretation of water analysis. Am Geophys Union Trans 25:914 - 928.
4. Wilcox LV(1955) Classification and use of irrigation waters. USDA, Circular 969, Washington.

تعیین روابط کمیت به شدت پتاسیم و ارتباط پارامترهای آن با خصوصیات مهم فامیلی های خاکهای استان کرمانشاه

محمود شریعتمداری، فردین حامدی و عادل نعمتی[1]
۱- کارشناس ارشد و اعضای هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی کرمانشاه

مقدمه

توانایی عرضه پتاسیم خاک برای تامین نیازگیاه در طول فصل رشد به سرعت متوسط آزاد شدن پتاسیم از شکلهای غیر تبادلی به تبادلی و محلول مربوط می باشد. بنابراین تکیه بر پتاسیم قابل جذب خاک که توسط استات آمونیوم استخراج شده باشد، کافی نبوده و بایستی عوامل دیگری را نیز مد نظر قرارداد. کاهش غلظت پتاسیم در محلول خاک باعث بوجود آمدن نیروی اصلی جهت خروج پتاسیم از بین لایه ها و آزاد سازی این یون می شود بر اساس آزمایشات انجام شده در آلمان آزاد سازی پتاسیم غیر تبادلی زمانی شروع شده که غلظت پتاسیم در محلول خاک به کمتر از ۳ میکرو مول در لیتر رسیده و بیشتر توسط کانیهای میکا و فلدسپات و تثبیت آن توسط ورمیکولیت، بیدلیت و میکای قسمتی هوا زده صورت می گیرد. پتاسیم در مسکویت دی اکتاهیدرال تقریبا ۵ در صد بیوتیت تری اکتاهیدرال می باشد. بلالی و توفیقی(۱۳۷۸) با تهیه منحنی های شدت و کمیت پتاسیم خاک های شالیزاری دو استان گیلان و مازندران به این نتیجه رسیدندکه ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم(PBC^K) خاک های گیلان بیشتر از استان مازندران و نسبت فعالیت تعادلی پتاسیم در خاک های گیلان کمتر و پتاسیم قابل تبادل خاک های دو استان مشابه می باشد. همچنین آنها مشخص نمودندکه ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم(PBC^K) بیشترین همبستگی را با ظرفیت تبادل کاتیونی دارد و در نهایت معادله زیر را به عنوان بر آورد کننده ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم در خاک های شالیزاری شمال پیشنهاد کردند:

$$PBC^K = 3.72+3.13CEC_{(PH=7)} \qquad r^2=0.793^{**}$$

حسین پور و کلباسی(۱۳۷۹) منحنی های شدت و کمیت را در برخی خاک های مناطق مرکزی و شمال ایران تهیه و مشخص نمودند که بین ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم و ظرفیت تبادل کاتیونی با پتاسیم به سهولت قابل تبادل و پتاسیم قابل تبادل، همبستگی معنی داری وجود دارد. آنها پایین بودن ضرایب همبستگی بین خصوصیات خاک ها و پارامتر های کمیت به شدت پتاسیم را ناشی از تفاوت زیاد خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک های مطالعه شده دانستند. جلالی(۱۳۸۰) روابط شدت و کمیت پتاسیم در خاک های همدان را مورد بررسی قرار داده و حدود تغییرات پتاسیم قابل جذب را بین ۰/۶۴-۰/۲ سانتی مول بار در کیلوگرم خاک و حدود تغییرات ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم خاک ها را بین ۱۷۰/۵ -۲۳/۳ $(mmol\ Kg^{-1}) / (mmol\ L^{-1})^{0.5}$ بدست آورده و مشخص نمود که بین غلظت پتاسیم محلول خاک و پتاسیم به سهولت قابل تبادل با پتاسیم قابل جذب به روش استات آمونیوم در سطح ۵ درصد همبستگی معنی داری وجود دارد. السادات بیابانکی وحسین پور(۱۳۸۲) همبستگی پارامترهای نسبت شدت و کمیت پتاسیم را با پتاسیم قا بل استفاده و شاخص های گیاه سیر مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج تجزیه فیزیکی و شیمیایی خاک ها نشان داد که دامنه تغییرات خصوصیات فیزیکی وشیمیایی خاک ها نسبتاً وسیع است. آنها گزارش نمودند که رابطه بین پتاسیم تبادلی با مقادیرکم نسبت فعالیت پتاسیم، به صورت غیرخطی و در مقادیر بالای نسبت فعالیت پتاسیم، خطی بوده ولی از نظر پارامترهای نسبت شدت و کمیت پتاسیم تفاوت های زیادی بین خاکها مشاهده شده وجود دارد. این تفاوت ها نمایانگر

وضعیت متفاوت پتاسیم در این خاکها است. نتایج ارتباط پارامترهای نسبت شدت و کمیت و شاخص های گیاهی نشان داد که همبستگی معنی داری بین پتاسیم به سهولت قابل تبادل و شاخص های عملکرد نسبی، جذب و غلظت پتاسیم وجود داشته و ضرایب همبستگی در مورد شاخص های عملکرد نسبی و پاسخ گیاهی بسیار بالا می باشد. استان کرمانشاه با وجود داشتن منابع آب، دشت های مناسب، خاک و اقلیم های متنوع یکی از قطب های مهم و استراتژیک کشاورزی کشور می باشد. توصیه های کودی که تاکنون بعمل آمده برای یک محصول خاص در خاک های مختلف استان یکسان صورت پذیرفته است، بنابراین مطالعه رفتار و سرنوشت عناصر غذائی از جمله پتاسیم در خا ک به ما کمک خواهد کرد که بتوانیم مدیریت بهتری در کود دهی و در نهایت افزایش عملکرد محصولات داشته باشیم. بوسیله تعیین روابط شدت و کمیت پتاسیم می توان پتاسیم به سهولت قابل تبادل (ΔK_0) در حالت تعادل و ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم (PBC^K) را برآورد نمود. مقادیر بالای پتاسیم به سهولت قابل تبادل(ΔK_0) نشان دهنده آزاد شدن بیشتر پتاسیم در محلول خاک است. بالا بودن ظرفیت بافری بالقوه بدین مفهوم است که قابلیت جذب پتاسیم برای مدت طولانی پایداراست ولی مقدار کم ظرفیت بافری بالقوه نشان دهندۀ توانایی کم خاک درحفظ پتاسیم قابل جذب برای گیاه است و نشانگر آن است که کود پاشی منظم ضروری می باشد. بنابراین تحقیق حاضر با هدف تعیین روابط کمیت به شدت پتاسیم و ارتباط پارامترهای آنها با برخی از خصوصیات فامیلی های مهم خاکهای استان کرمانشاه و بدست آوردن شاخصی برای اصلاح توصیه های کودی در برنامه ریزی های آینده انجام شد.

مواد و روشها

در این آزمایش که از سال ۱۳۸۴ به مدت سه سال و در دو تکرار اجرا گردید. ابتدا ۵۰ نمونه خاک سطحی(۳۰-۰ سانتیمتر) از فامیلی های مهم خاک های استان کرمانشاه و از زیرگروه های Typic Calcixerepts، Vertic Calcixerepts ، Aquic Calcixerepts، Typic Calciustepts، Typic Haploustepts، Typic Haploxerepts، Vertic Haploxerepts، Typic Calcixererts ، Chromic Haploxererts و Chromic Calcixererts بر اساس مساحت های غالبی که زیرگروه های فوق در دشت های قصر شیرین، سرپل ذهاب، حسن آباد، ماهیدشت،کرمانشاه، صحنه، سنقر، بیله وار، دینه ور و کنگاور دارند تهیه گردید و خصوصیاتی نظیر: پ هاش، عصاره گل اشباع، قابلیت هدایت الکتریکی در عصاره گل اشباع، بافت خاک با روش هیدرومتری، درصد آهک، ظرفیت تبادل کاتیونی پس از جدا سازی اجزا با روش استات سدیم در پ هاش ۷ ، پتاسیم محلول در عصاره گل اشباع، پتاسیم تبادلی با روش استات آمونیوم یک مولار و پتاسیم غیر تبادلی با روش اسید نیتریک یک مولار عصاره گیری و اندازه گیری شد. سپس از این ۵۰ نمونه خاک، ۱۲ نمونه با خصوصیات خاک متفاوت انتخاب و۲۵ میلی لیتر محلول۰/۰۰۲ مولارکلریدکلسیم، که حاوی غلظتهای متفاوتی از پتاسیم شامل صفر، ۰/۱، ۰/۲، ۰/۴، ۰/۸، ۱/۶، ۲/۴ و۳/۲ میلی مولار به نمونه های دو گرمی اضافه گردید و به مدت دو ساعت در دمای ۲۹۹ درجه کلوین تکان داده شدند. پس از سانتریفوژ کردن سوسپانسیون در ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت پنج دقیقه، قابلیت هدایت الکتریکی عصاره خاک به وسیله دستگاه هدایت سنج، غلظت کلسیم+ منیزیم بوسیله تیتراسیون با EDTA و غلظت پتاسیم با روش اسپکتروسکوپی نشر اتمیک روش فلیم فتومتر اندازه گیری گردید

و تغییر در پتاسیم تبادلی(ΔK) از تفاوت غلظت پتاسیم در محلول اولیه و محلول تعادلی بدست آمد. برای محاسبه فعالیت پتاسیم(AR^K) ، از روابط زیر استفاده شد:

$ai = \lambda i.Ci$, $\log \lambda i = - A\ Ci^2 (\mu^{0.5} / 1 + \mu^{0.5} - 0.3\ \mu)$, $\mu = 0.013\ EC(ds/m)$

ai = فعالیت هر یون، λi = ضریب فعالیت هر یون، Ci = غلظت هر یون، μ = قدرت یونی محلول

$AR^K = a_k / (a_{Ca} + a_{Mg})^{0.5}$, $A = 0.509$

سپس با رسم ΔK($mmol\ Kg^{-1}$) در مقابل $AR^K (mmol\ L^{-1})^{0.5}$ ، شکل عمومی منحنی کمیت به شدت (Q/I) بدست آمد (بخش خطی و غیر خطی) و با مشخص شدن غلظت های لازمه کلرید پتاسیم برای بخش خطی منحنی، آنگاه با این غلظتها بخش خطی منحنی شدت به مقدار (Q/I) را برای بقیه نمونه ها به روش ذکر شده محاسبه نموده و با محاسبه اجزای منحنی و همبستگی هر یک از این اجزا، بخصوص ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم(PBC^K) با ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) خاکها با درصد رس، و پتاسیم به سهولت قابل تبادل($\Delta K0$) با پتاسیم تبادلی خاک تعیین گردید.

نتایج و بحث

با توجه به نتایج بدست آمده معلوم می گردد همبستگی روابط شدت به مقدار سریهای خاک استان بسیار بالا و در سطح یک درصد معنی دار می باشد و این امرنشان دهنده بالا بودن ظرفیت بافری بالقوه پتاسم خاکهای استان است. همچنین همبستگی بین ظرفیت تبادل کاتیونی(CEC) خاکهای استان با درصد رس آنها بسیار بالا بوده و در سطح یک درصد معنی دار می باشند و این نتیجه با تحقیق قنواتی(۱۳۸۳) مطابقت دارد. ولی رابطه معنی داری بین ظرفیت تبادل کاتیونی خاکهای استان(CEC) با کربن آلی و پتاسیم تبادلی با ظرفیت تبادل کاتیونی(CEC) آنها وجود ندارد و نتیجه بدست آمده با تحقیق قنواتی(۱۳۸۳) مطابقت دارد. از طرف دیگر همبستگی بین ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم(PBC^K) خاکهای استان با ظرفیت تبادل کاتیونی(CEC) آنها در سطح ۵ درصد معنی دار می باشد و گزارش سایر محققین منجمله بلالی(۱۳۷۶) بیابانکی و حسین پور(۱۳۸۲)، خراسانی(۱۳۷۴)، بکت و نفادی(۱۹۶۷) و دهیلون و همکاران(۱۹۹۰) این نتیجه گیری را تایید می کند. در ضمن رابطه ضعیف و غیر معنی داری بین پتاسیم تبادلی خاکهای استان با ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم(PBC^K) آنها وجود دارد و این امر ممکن است بخاطر نوع کانیهای خاک بوده که احتمالا شامل ایلایت و مونتموریلونایت می باشند. همچنین هیچگونه رابطه ای بین ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم(PBC^K) خاکهای استان با کربن آلی OC(%) وجود ندارد و این امر بدلیل مقدار کم کربن آلی خاکهای استان می باشد که این نتیجه در مطابقت با تحقیق قنواتی(۱۳۸۳) می باشد. نتایج بدست آمده نیز مشخص می کندکه بین پتاسیم به سهولت قابل تبادل($\Delta K0$)خاکهای استان با پتاسیم تبادلی آنها همبستگی بالا و معنی داری در سطح یک درصد وجود دارد که گزارش سایر محققین دیگر از جمله بلالی(۱۳۷۶) ، بیابانکی و حسین پور(۱۳۸۲)، خراسانی(۱۳۸۴) را تایید می کند. خاکها ی مختلف با داشتن AR0 های(نسبت فعالیت پتاسیم درحالت تعادل) یکسان، می توانند پتاسیم تبادلی متفاوتی داشته باشند. همچنین علاوه بر اینکه بین پتاسیم به سهولت قابل تبادل($\Delta K0$) شاخص خوبی برای پتاسیم تبادلی می باشد ولی برآورد بهتری برای پتاسیم محلول در خاک بوده بطوریکه مقادیر بالای پتاسیم به سهولت قابل تبادل($\Delta K0$) نشان دهنده آزاد شدن بیشتر پتاسیم در محلول خاک است.

همچنین بین پتاسیم به سهولت قابل تبادل(Δ K0) با پتاسیم محلول همبستگی کمی وجود دارد و این نتیجه می تواند بدلیل نوع کانی های رس منطقه و کم بودن پتاسیم به سهولت قابل تبادل بوده که فاز به سهولت قابل تبادل(Δ K0) نمی تواند به مقدار کافی پتاسم را وارد محلول خاک نماید. از طرف دیگر رابطه معنی داری بین پتاسیم به سهولت قابل تبادل(Δ K0) و کربن آلی (OC%) خاکهای استان وجود ندارد که این نتیجه بدست آمده با تحقیق قنواتی(۱۳۸۳) یکسان می باشد. پس گرچه خاکهای استان از ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم بالایی برخوردار بوده و همبستگی بالایی بین ظرفیت تبادلی خاک با درصد رس، ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم با ظرفیت تبادل کاتیونی و پتاسیم تبادلی با پتاسیم به سهولت قابل تبادل خاک(ΔK0) وجود دارد ولی پتاسیم به سهولت قابل تبادل (Δ K0) برآورد بهتری برای پتاسیم محلول در خاک می باشد بطوریکه مقادیر بالای پتاسیم به سهولت قابل تبادل(Δ K0) نشان دهنده آزاد شدن بیشتر پتاسیم در محلول خاک است. ولی بدلیل کم بودن ماده آلی خاکهای استان، زیاد بودن رس خاک(اغلب دارای بافتهای سنگین)، نوع کانیهای خاک که ممکن است بیشتر شامل ایلایت و مونتموریلونایت باشند و تمایل بالایی برای جذب وتثبیت پتاسیم خاک دارند نمی گذارند فاز پتاسیم به سهولت قابل تبادل بمقدار کافی پتاسیم را وارد محلول خاک کرده و نیاز گیاه را تامین کند(کم بودن پتاسیم به سهولت قابل تبادل خاکهای استان موید این نکته می باشد.

فهرست منابع

۱- السادات بیابانکی، ف. و ع. حسین پور.۱۳۸۲.همبستگی پارامترهای نسبت کمیت- شدت پتا سیم با پتاسیم قا بل استفاده و شاخص های گیاهی. مجموعه مقالات هشتمین کنگره علوم خاک ایران، دانشگاه رشت، رشت، ایران.

۲- بلالی، م. ۱۳۷۶. بررسی ظرفیت بافری بالقوه در خاکهای شالیزار شمال ایران. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

۳- بلالی،م. و ح. توفیقی.۱۳۷۸.بررسی ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم در خاک های شالیزاری شمال ایران، مجموعه مقالات ششمین کنگره علوم خاک ایران، دانشگاه مشهد، مشهد، ایران.

۴- جلالی، م.۱۳۸۰. روابط کمیت به شدت پتاسیم در خاک های همدان. مجموعه مقالات هفتمین کنگره علوم خاک ایران، دانشگاه شهرکرد، شهرکرد، ایران.

۵- حسین پور، ع. و م.کلباسی.۱۳۷۹. نسبت کمیت ـ شدت پتاسیم و همبستگی آن با خصوصیات خاک در تعدادی از خاک های ایران. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، جلد ۴ ، شماره ۱ ، دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.

۶- خراسانی، ر. ۱۳۷۴. بررسی روابط کمیت- شدت پتاسیم درخاکهای شالیزار شمال کشور، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

۷- قنواتی، ن. ۱۳۸۳ . همبستگی پارامترهای کمیت- شدت(Q/I) پتاسیم خاک با شاخصهای گیاهی گندم در منطقه آبیک، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.

8-Beckett, P.H.T., and Nafady, M.H. 1967. Effect of potassium release and fixation on the ion-exchange property of illite. Soil Sci. 103: 410-416.

اثر کرم‌خاکی و قارچ میکوریزا بر شکل‌های شیمیایی کادمیم در خاک‌های تحت کشت آفتابگردان (*Helianthus annuus* L.)

فاطمه آقابابائی[1*]، فایز رئیسی[2] و علیرضا حسین پور[2]
1- **نویسنده مسوؤل: دانشجوی دکتری بیولوژی و بیوتکنولوژی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد**
2-**به ترتیب استاد بیولوژی و بیوشیمی خاک، و شیمی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد**

مقدمه

یکی از مهمترین آلودگی‌های زیست‌محیطی که سلامت انسان و دیگر موجودات زنده را به خطر انداخته، آلودگی فلزات سنگین است. در میان فلزات سنگین آلوده کننده خاک، کادمیم اهمیت ویژه‌ای دارد. وجود کادمیم در خاک، رشد و فعالیت جانداران خاک را دچار اختلال می‌کند و علاوه بر آن آلودگی زنجیره غذایی را نیز به دنبال خواهد داشت. بسته به میزان قابلیت دسترسی یون کادمیم یعنی زیست فراهمی آن در خاک، شدت تأثیر آن تغییر می‌کند. زیست فراهمی و قابلیت دسترسی آلاینده‌ها در خاک به فرم شیمیایی و حلالیت عنصر سمی وابسته است (پلفیرین و همکاران، 2012). شکل شیمیایی فلزات سنگین در محلول خاک به شدت به غلظت و میزان عنصر سنگین، pH و سایر یون‌های موجود (همراه) در محلول خاک وابسته است (یو و همکاران، 2005). در واقع شرایط شیمیایی خاک یکی از عوامل تعیین کننده تحرک فلزات سنگین می‌باشد (ناهمانی و همکاران، 2007). کادمیم در خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک معمولاً به شکل‌های محلول، تبادلی، پیوند شده با مواد آلی، کربنات‌ها و سولفیدها وجود دارد (اسپوزیتو و همکاران، 1982) و لازم است مشخص گردد که کدام یک از شکل‌های شیمیایی کادمیم بر قابلیت دسترسی آن برای گیاه و موجودات زنده خاک مؤثرتر و مهم‌تر است. عصاره‌گیری دنباله‌ای یک روش ارزان قیمت برای پی بردن به گونه‌های مختلف عناصر سنگین و تعیین قابلیت دسترسی آنها در خاک می‌باشد (اسپوزیتو و همکاران، 1982). از سوی دیگر برخی جانداران خاک‌زی نیز با تغییر شرایط شیمیایی خاک، تحرک فلزات سنگین را افزایش یا کاهش می‌دهند (ناهمانی و همکاران، 2007 و یو و همکاران، 2005). مطالعات متعدد نشان داده‌اند موجودات زنده خاک مانند قارچ‌های میکوریزا، ریزوباکترهای محرک رشد گیاه (PGPR) و کرم‌های خاکی قادر به تغییر جزءبندی فلزات سنگین در خاک هستند (یو و همکاران، 2005 و رویز و همکاران، 2011). ازاین‌رو درک عوامل مؤثر بر قابلیت استفاده کادمیم و تغییر و تبدیل آن در خاک تحت تأثیر جانداران خاک‌زی از اهمیت فراوانی برخوردار است. این پژوهش به‌منظور بررسی نقش قارچ میکوریزا و کرم خاکی به تنهایی و باهم در کشت گیاه آفتابگردان (*Helianthus annuus* L.)، بر تغییرات جزء بندی Cd در خاک آلوده شده به سطوح مختلف کادمیم انجام گرفت.

مواد و روشها

در این تحقیق فاکتورهای میکوریزا (*Glomus intraradices*، *Glomus mosseae* و شاهد)، کرم خاکی *Lumbricus rubellus* L. (با و بدون کرم خاکی) و سطوح مختلف کادمیم (0، 10 و 20 میلی‌گرم کادمیم در کیلوگرم خاک) در سه تکرار مطالعه شدند. جهت ارزیابی اثر تیمارها بر جزءبندی کادمیم در محیط کشت آفتابگردان، آزمایش به صورت فاکتوریل 3×2×3 در قالب طرح کاملاً تصادفی در شرایط گلخانه اجرا شد. برخی خصوصیات خاک مورد آزمایش عبارتند از: بافت لوم شنی، آهک ٪19، کربن آلی ٪0/28، نیتروژن کل ٪0/06،

اسیدیته 8/1، هدایت الکتریکی 0/20 دسی‌زیمنس بر متر و کادمیم کل ($0/02(mg\ kg^{-1})$. در تمامی واحدهای آزمایشی جهت جلوگیری از گرسنگی کرم‌های خاکی معادل 1/5 درصد ماده آلی به شکل بقایای گیاه یونجه اضافه شد. شکل‌های شیمیایی کادمیم با روش عصاره‌گیری متوالی اسپوزیتو و همکاران (1982) جدا شدند. کادمیم موجود در شکل‌های محلول و تبادلی، پیوند شده با مواد آلی، کربنات‌ها و سولفیدها نیز به ترتیب با کمک عصاره‌گیری متوالی توسط 25 میلی‌لیتر از معرف‌های KNO_3 0/5 مولار، NaOH 0/5 مولار، Na_2EDTA 0/05 مولار و HNO_3 4 مولار تعیین شدند در پایان غلظت Cd توسط دستگاه جذب اتمی تعیین شد (اسپوزیتو و همکاران، 1982). پس از داده برداری مقادیر کمتر از حد دقت دستگاه جذب اتمی صفر در نظر گرفته شدند. تجزیه واریانس (ANOVA) و مقایسه میانگین‌ها به روش توکی در سطح احتمال پنج درصد ($p<0/05$) توسط نرم افزار آماری Minitab16 انجام گرفت.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد بخش عمده کادمیم موجود در خاک با کربنات‌ها پیوند شده است (شکل 1). این روند در کلیه سطوح تیمار کادمیم مشاهده شد. به‌طوری‌که در سطوح 0، 10 و $20\ mg\ kg^{-1}$ کادمیم به ترتیب 87/6، 51/4 و 50/9 درصد کادمیم جذب کربنات‌های خاک شده است (شکل 1). شکل 1 نشان دهنده آن است که با افزیش کادمیم کل خاک به مقدار 10 و $20\ mg\ kg^{-1}$، جزء پیوند شده با کربنات‌ها بیشتر از بقیه بخش‌ها افزایش می‌یابد (4/65 و $4/99 mg\ kg^{-1}$) و پس از آن جزء پیوند شده با سولفیدها در رده دوم قرار دارد (3/94 و $4/90\ mg\ kg^{-1}$). ولی چنان‌که مشهود است دو بخش تبادلی+محلول و پیوند شده با ماده آلی تحت تأثیر مقدار کادمیم خاک در سطوح 10 و $20\ mg\ kg^{-1}$ کادمیم قرار نگرفتند (شکل 1). با توجه به آن‌که مکان‌های مناسب برای تبادل فلزات در خاک محدود هستند به نظر می‌رسد که این روند قابل انتظار است. روش‌های مختلف عصاره‌گیری دنباله‌ای کادمیم خاک نشان داده است بخش عمده کادمیم به شکل کربناتی است و ظرفیت نگهداری کادمیم در خاک‌های آهکی بیشتر است (رنللا و همکاران، 2004). رجائی و کریمیان (1386) نیز پس از جزء بندی کادمیم در یک خاک آهکی به روش عصاره‌گیری دنباله‌ای بیان کردند که بخش عمده کادمیم اضافه شده به خاک در جزء پیوند شده با کربنات‌ها است و بخش‌های تبادلی+محلول و پیوند شده با ماده آلی کمتر تحت تأثیر کادمیم کل خاک هستند.

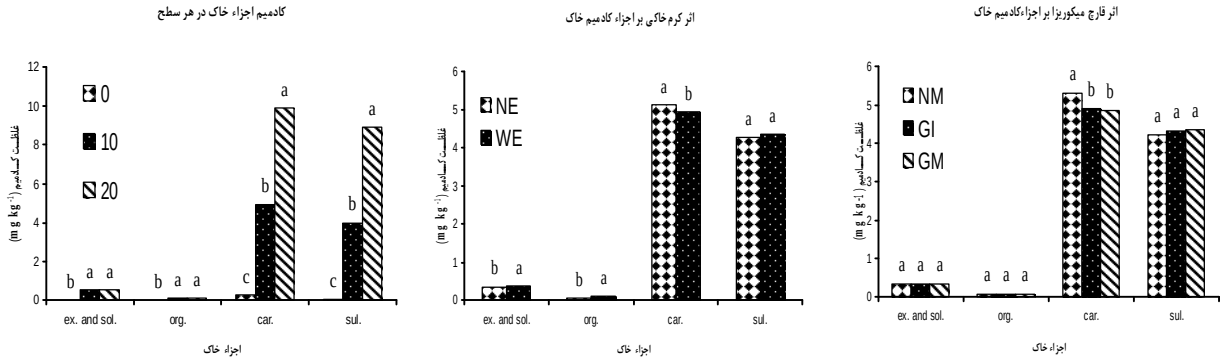
نتایج این مطالعه نشان داد جانداران خاک‌زی مورد بررسی به‌طور عمده دارای اثرات متقابل معنی‌دار بر جزءبندی کادمیم نیستند و اثرات اصلی آنها نیز فقط بر برخی از اجزاء کادمیم در خاک معنی‌دار است (جدول1). کرم‌خاکی قادر به افزایش مقدار کادمیم در بخش‌های سهل‌الوصول برای گیاه است (شکل 1). طی کشت آفتابگردان کرم‌خاکی کادمیم تبادلی+محلول و پیوند شده با ماده آلی را در سطوح بالای کادمیم (10 و $20\ mg\ kg^{-1}$) به ترتیب 7/6 و 45/3 درصد افزایش داد (شکل 1). در حالی‌که کادمیم پیوند شده با کربنات‌ها را 2/8 درصد کاهش داد (شکل 1). رویز و همکاران (2011) نشان دادند فعالیت کرم خاکی زیست فراهمی فلزات سنگین را در خاک افزایش می‌دهد. در گزارش‌های گذشته اظهار شده است که فعالیت کرم خاکی لامبریکاس ترس تریس موجب افزایش Cd اجزاء محلول و تبادلی می‌شود ولی در جزء متصل به اکسیدها کاهش دیده می‌شود (رویز و همکاران، 2011). اثر متقابل کادمیم و کرم‌خاکی نشان داد اثر افزایشی کرم‌خاکی بر اجزاء تبادلی+محلول و پیوند شده با ماده آلی در سطح آلودگی $10\ mg\ kg^{-1}$ بیشتر از $20\ mg\ kg^{-1}$ است (داده‌ها نشان داده نشده). این ممکن است به دلیل مسمومیت شدیدتر کرم‌خاکی در سطوح بالای آلودگی و کاهش فعالیت آن باشد.

جدول 1- نتایج تجزیه واریانس اثر کادمیم، کرم‌خاکی و قارچ میکوریزا در خاک‌های آلوده به Cd با کشت ذرت و آفتابگردان بر جزء بندی کادمیم

	اثرات اصلی			اثرات متقابل			
	Cd	EW	AMF	EW×Cd	AMF×Cd	AMF×EW	AMF×EW×Cd
درجه آزادی	2	1	2	2	4	2	4
تبادلی و محلول (ex. and sol. Cd)	9073**	47/0**	0/450	12/9**	0/190	0/010	0/170
متصل به ماده آلی (org. Cd)	695**	94/0**	0/590	27/3**	0/280	0/050	0/080
متصل به کربنات‌ها (car. Cd)	16325**	9/85**	25/1**	1/72	5/50**	0/010	0/030
متصل به سولفیدها (sul. Cd)	5490**	2/15	3/33*	1/33	2/01	0/360	0/160
کادمیم کل (total Cd)	17649**	0/390	1/91	0/060	1/07	0/310	0/170

*= معنی‌دار در سطح پنج درصد ($p<0/05$)

**= معنی‌دار در سطح یک درصد ($p<0/01$)



شکل 1- اثر کادمیم، کرم‌خاکی و قارچ میکوریزا بر جزء بندی کادمیم در اجزاء خاک در در خاک‌های آلوده به کادمیم طی رشد گیاه آفتابگردان (ex. and sol.، org.، car. و sul به ترتیب تبادلی و محلول، پیوند شده با مواد آلی، پیوند شده با کربنات‌ها و پیوند شده با سولفیدها)

قارچ میکوریزا در هیچ یک از سطوح 10 و $20\ mg\ kg^{-1}$ کادمیم، مقدار کادمیم تبادلی+محلول، پیوند شده با ماده آلی و سولفیدی را تغییر نداد (شکل 1)، ولی کادمیم کربناتی را 8/42 درصد کاهش داد (شکل 1). ممکن است قارچ میکوریزا به دلیل گستردگی شبکه هیف‌ها و تماس بیشتر با کادمیم پیوند شده با کربنات‌ها، آن‌ها را جذب و در ریسه‌های خود جمع کرده و یا حتی به گیاه همزیست انتقال دهد. این جانداران در تغییر و تحولات عناصر سنگین در خاک بسیار مؤثر هستند. گزارش شده که این قارچ‌ها قادر به جذب کادمیم و قرار دهی آن در دیوار سلولی خود هستند (گاور و آدولیا، 2004). همچنین گزارش‌های متعدد و متفاوتی در خصوص اثر قارچ‌های میکوریزا بر جذب عناصر سنگین توسط خود آنها و یا توسط گیاه وجود دارد. به عنوان مثال جانوسکوا و همکاران (2005) نشان دادند برداشت Cd توسط گیاه تنباکو همزیست با قارچ میکوریزا در واحد زیست‌توده اندام هوایی کاهش نشان می‌دهد. در حالی‌که گاور و آدولیا (2004) بیان داشتند تلقیح میکوریزایی گیاهان سوپر جاذب فلزات سنگین موجب افزایش جذب فلز سنگین شده و گیاه پالایی را به نحو بهتری انجام می‌دهد. به نظر می‌رسد قارچ‌های میکوریزا با ترشح آنزیم‌هایی از ریسه‌های خود کادمیم بیشتری را در خاک به شکل محلول در می‌آورند ولی این کادمیم ممکن است دوباره به شکل‌های دیر انحلال مانند شکل سولفیدی تبدیل شود یا توسط ترشحات آنها مانند گلومالین ترسیب شود. لی و همکاران (2006) نیز بیان کردند قارچ‌ها می‌توانند ظرفیت Cd

محلول در آب را در خاک بالا ببرند. در حالی‌که ما و همکاران (2006) نشان دادند در سطوح بالای آلودگی فلزات سنگین قارچ‌های میکوریزا جذب فلز توسط ریشه گیاه را کاهش می‌دهند. از این‌رو منطقی به نظر می‌رسد که پس از افزایش کادمیم در بخش محلول و عدم جذب توسط ریشه گیاه، یون‌های کادمیم دوباره به شکل رسوب‌های دیر احلال درآیند.

به‌طور کلی حضور کرم‌خاکی و قارچ میکوریزا در محیط کشت آفتابگردان به دلیل تأثیر بر مقدار Cd در بخش‌های مختلف خاک، جذب Cd را توسط گیاه در خاک‌های آلوده به سطوح مختلف آن تغییر می‌دهد. این تغییر در مقدار جذب، به کادمیم کل خاک نیز بستگی دارد. به‌طوری که در سطوح پایین آلودگی، کرم‌خاکی و قارچ میکوریزا Cd موجود در اجزاء محلول و تبادلی را افزایش می‌دهند و لذا جذب Cd توسط گیاه بیشتر می‌شود. ولی در سطوح بالای آلودگی، این جانداران اثر کاهشی بر جذب Cd توسط گیاه دارند. از سوی دیگر به نظر می‌رسد بهترین کارآیی هر یک از این جانداران در محدوده خاصی از غلظت آلاینده دیده می‌شود. لذا با توجه به سطح آلودگی Cd در خاک‌های مختلف می‌توان از کرم‌خاکی یا قارچ میکوریزا جهت بهبود شرایط رشد گیاه و پالایش خاک‌ها استفاده نمود.

منابع

1. رجائی م. و کریمیان ن. 1386. اثر کادمیم اضافه شده و زمان خواباندن بر شکل‌های شیمیایی کادمیم در دو گروه بافتی خاک. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. 108-97: (1)11.
2. Gaur A. and Adholeya A. 2004. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. Current Science 86:528–534.
3. Janouskova M. Pavlikova D. Macek T. and Vosatka M. 2005. Influence of arbuscular mycorrhiza on the growth and cadmium uptake of tobacco with inserted metallothionein gene. Applied Soil Ecology 29:209–214.
4. Li, Q., Jiang, Y. and Liang, W. J. 2006. Effect of heavy metals on soil nematode communities in the vicinity of a metallurgical factory. *J. Environ. Sci.* 18: 323–328.
5. Ma, Y., Dickinson, N.M., Wong, M.H., 2006. Beneficial effects of earthworms and arbuscular mycorrhizal fungi on establishment of leguminous trees on Pb/Zn mine tailings. Soil Biol. Biochem. 38, 1403–1412.
6. Nahmani, J., Hodson, M.E., Black, S., 2007. A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms. Environmental Pollution 145: 402–424.
7. Pelfrêne A., Waterlot C., Mazzuca M., Nisse C., Cuny D., Richard A., Denys S., Heyman C., Roussel H., Bidar G., Douay F. 2012. Bioaccessibility of trace elements as affected by soil parameters in smelter-contaminated agricultural soils: A statistical modeling approach. Environmental Pollution 160: 130–138.
8. Renella, G., Landi, L., Nannipieri, P., 2004. Degradation of low molecular weight organic acids complexed with heavy metals in soil. Geoderma 122, 311–315.
9. Ruiz E. Alonso-Azcárate J. and Rodríguez L. 2011. *Lumbricus terrestris* L. activity increases the availability of metals and their accumulation in maize and barley. Environmental Pollution 159:722–728.
10. Sposito, G., L. J. Lund and A. C. Chang. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in soil phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 260–264.
11. Yu X. Cheng J. and Wong M.H. 2005. Earthworm–mycorrhiza interaction on Cd uptake and growth of ryegrass. Soil Biology and Biochemistry 37:195–201.

تاثیر کاربرد اسید سالسیلیک بر نیاز استاندارد و شاخص های بافری فسفر

رقیه موسوی[۱]، ابراهیم سپهر[۲]
۱- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد دانشگاه ارومیه
۲- عضو هیئت علمی دانشگاه ارومیه

مقدمه

فسفر یکی از عناصر غذایی ضروری برای تغذیه گیاهی است که قابلیت کم جذب فسفر، اصلی ترین عامل محدود کنندهٔ محصولات کشاورزی می باشد. گیاهان می توانند با استفاده از استراتژیهای مختلف بر کمبود فسفر فائق آیند که تشکیل همزیستی میکوریزی، اسیدی کردن ریزوسفر و ترشح فسفاتازها و اسیدهای آلی از مهمترین آنها می باشد (Raghothama و Karthikeyan ، ۲۰۰۵) اولین بار Gardner و همکاران (۱۹۸۲) دریافتند سیترات ترشح شده از ریشه گیاه *Lupinus albus* در آزادسازی فسفر از منابع نامحلول خاک و افزایش جذب فسفر مؤثر می باشد. این اسیدها که شامل: اسید سالیسیلیک، مالیک، سیتریک، فوماریک، اگزالیک و غیره است توسط ریشه گیاهان، ریز موجودات خاک و یا در طی تجزیه مواد آلی خاک تولید می شوند. اسید سالیسیلیک یا اورتو هیدروکسی بنزوئیک اسید (SA) یکی از اسید های آلی با جرم مولکولی کم (Low Molecular Weight Organic Acids) می باشد (El-Taybe، ۲۰۰۵a) که به وسیله سلول های ریشه تولید و به عنوان ماده شبه هورمونی نقش مهمی در تنظیم رشد و نمو گیاهان دارد. از طرفی اسید های آلی با جرم مولکولی کم در شرایط محدودیت عناصر غذایی مانند کمبود فسفر به ریزوسفر ترشح می شوند (Strobel، ۲۰۰۱) اسیدهای آلی خصوصیات شیمیایی سطح کلوئیدهای خاک های با بار متغیر را تحت تأثیر قرار داده و بر جذب سطحی K^+، NO_3^- و Cl^- مؤثر واقع می شوند (Xu و همکاران، a ۲۰۰۴). این اسیدها گروه های کربوکسیل و هیدروکسیل فراوانی دارند که بار منفی ایجاد می کنند. بسته به تعداد گروه های کربوکسیل و هیدروکسیل، اسیدهای آلی شامل بارهای منفی متفاوت می باشند به این دلیل با کاتیون های فلزی محلول کمپلکس تشکیل داده و یا جایگزین آنیون ها در خاک می گردند بطوری که مولکول های اسید آلی با تغییر بار سطحی سطوح خاک بر جذب سطحی عناصر مؤثر بوده و سبب مسدود شدن مکان های سطحی و کاهش تثبیت فسفر می گردند (Simeoni و همکاران، ۲۰۰۳). در این مطالعه به منظور بررسی تاثیر اسید سالیسیلیک بر رفتار جذب فسفر توسط ذرات خاک در شرایط آهکی، غلظت های مختلفی از اسید سالیسیلیک بر روند جذب فسفر در یک خاک آهکی در شرایط آزمایشگاهی مورد بررسی قرارگرفت.

مواد و روشها

آزمایش به صورت دسته ای (Batch) در چهار سطح اسید سالسیلیک (۰، ۲، ۵ و ۱۰ میلی مول بر لیتر) و با هشت سطح فسفر ۰- ۴۵ میلی گرم بر لیتر از منبع (KH_2PO_4) در قدرت یونی ۰/۰۱ مولار $CaCl_2$ انجام شد. بدین صورت ۲/۵ گرم از نمونه خاک را در داخل لوله سانتریفیوژ ریخته و ۲۵ میلی لیتر مواد سالیسیلیکی افزوده شد و بعد از تعادل بمدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد با سانتریفیوژ در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۵ دقیقه محلول روئی جدا گردید و مقدار فسفر با استفاده از روش رنگ سنجی مولیبدات آمونیوم اندازه گیری شد و مقدار فسفر جذب شده از تفاوت غلظت فسفر در محلول های اولیه و تعادلی تعیین گردید. سپس نتایج بر روی معادلات لانگمویر و فروندلیچ برازش داده شدند.

معادلهٔ لانگمویر $$q_e = (K_L C_e q_{max})/ (1+ K_L C_e)$$ [۱]

که C_e: غلظت فسفر محلول تعادلی (mg/L)؛ q_e: مقدار فسفر جذب شده بر واحد وزن خاک (mg/kg)؛ K_L: ضریب لانگمویر و نشانگر انرژی پیوند و q_{max}: حداکثر جذب تک لایه ای (mg/kg)

$$q_e = K_f C_e^{1/n}$$ معادله فروندلیچ [۲]

C_e و q_e قبلاً تعریف شد. K_f و n ضرایب معادله فروندلیچ که به ترتیب نمایانگر ظرفیت و شدت جذب می باشند.
با استفاده از هم دماهای جذب، شماری از شاخص های جذب سطحی و بافری فسفر خاک به صورت زیر محاسبه گردید:

ظرفیت بافری حداکثر (Maximum Buffer Capacity): از حاصلضرب شدت و حداکثر مقدار جذب محاسبه شد عبارت است از شیب حداکثر معادله لانگمویر $MBC_L = K_L * q_{max}$

ظرفیت بافری استاندارد (Standardized Buffer Capacity): شیب همدماهای جذب در غلظت ۰/۳ میلی گرم فسفر در لیتر

نیاز استاندارد فسفر (Standard P Requirement) : مقدار فسفر جذب شده به وسیله خاک در غلظت ۰/۳ میلی گرم فسفر در لیتر محلول خاک از همدماهای جذب استخراج شد. برای آنالیز آماری داده ها از نرم افزار SAS و برای رسم نمودارها از نرم افزار EXCEL استفاده شد.

نتایج و بحث

تأثیر اسید سالسیلیک بر ضرایب معادلات جذب

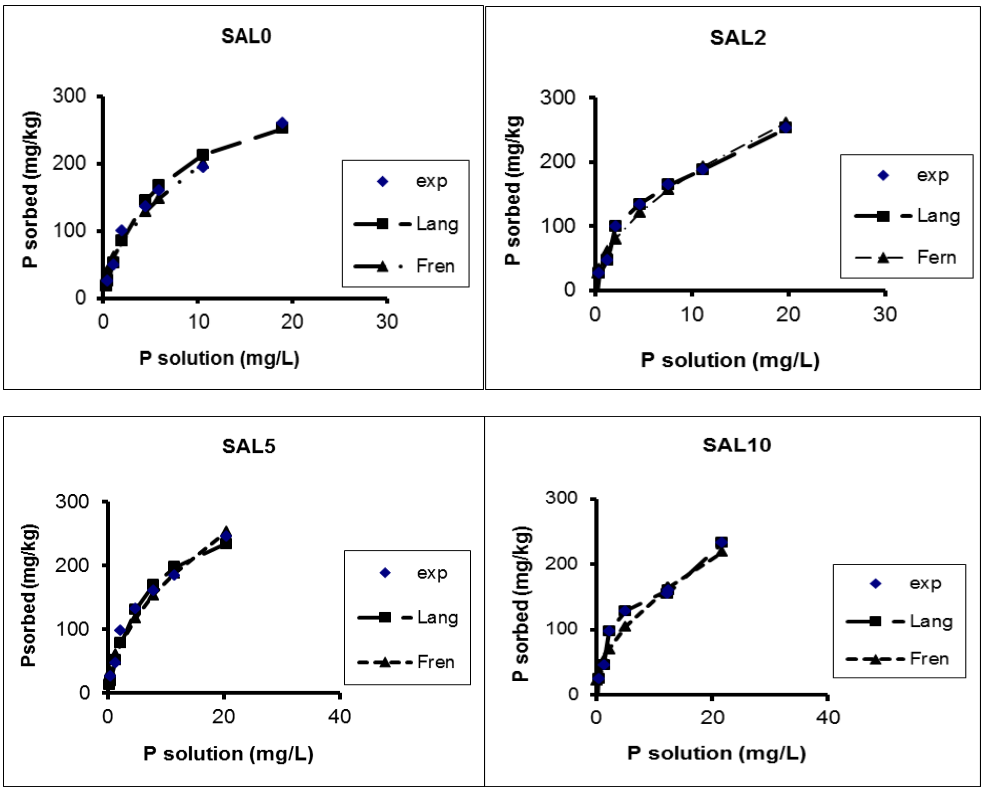
پارامترهای همدماهای جذب که نشانگر ویژگی های جذب فسفر در خاک مورد مطالعه می باشد در (جدول ۱) گزارش شد. مقدار ضریب تبیین (R^2) معادلات نشان داد که این معادلات توانستند ارتباط بین مقدار فسفر جذب سطحی شده با غلظت تعادلی فسفر را به خوبی توصیف نمایند (شکل ۱). حداکثر جذب فسفر لانگمویر (q_{max}) با افزایش غلظت اسید سالیسیلیک از ۳۲۶ به ۲۴۶ میلی گرم در کیلوگرم کاهش یافت که بیانگر اشغال مکان های تثبیت فسفر توسط اسید آلی و افزایش فراهمی فسفر می باشد و می تواند دلیلی بر اهمیت اسیدهای آلی در کاهش مصرف کودهای فسفاته باشد.

جدول۱ : برازش داده های جذب فسفر با معادلات لانگمویر و فروندلیچ و محاسبه ی ضرایب و نیاز استاندارد فسفر بر اساس معادلات

SAL (mmol/L)	q_{max} (mg/kg)	K_L (L/mg)	R_L^2 (%)	SPR_L (mg P/kg)	K_f (L/kg)	1/n	R_f^2 (%)	SPR_f (mg P/kg)
۰	۳۲۶a	۰/۲۰a	۰/۹۹	۱۶/۴a	۵۹a	۰/۵۲a	۰/۹۸	۳۱/۵a
۲	۳۱۹b	۰/۱۸ba	۰/۹۸	۱۴/۲b	۵۳b	۰/۵۰b	۱/۰۰	۲۸/۲b
۵	۳۰۸c	۰/۱۶b	۰/۹۹	۱۳/۸c	۵۲b	۰/۵۰b	۰/۹۹	۲۷/۸c
۱۰	۲۴۶d	۰/۱۴bc	۰/۹۸	۱۳/۲d	۴۶c	۰/۵۰b	۰/۹۸	۲۴/۷d
CV	۰/۲۴	۰/۰۳	۵/۶	۰/۳۲	۷/۰	۲/۳	۸/۴	۶/۳
LSD	۱/۴	۷/۰	۰/۰۱۳	۰/۰۹	۱/۱	۰/۰۲	۰/۰۱۲	۰/۰۹

SAL: غلظت اسید سالیسیلیک، q_{max} : حداکثر جذب فسفر لانگمویر، K_L: انرژی جذب لانگمویر، R_L^2 : ضریب تبیین معادله لانگمویر، SPR_L : نیاز استاندارد فسفر محاسبه شده بر اساس معادله لانگمویر، 1/n: شدت جذب فسفر فروندلیچ، K_f: ظرفیت جذب فروندلیچ، R_f^2 : ضریب تبیین معادله فروندلیچ، SPR_f : نیاز استاندارد فسفر محاسبه شده بر اساس معادله فروندلیچ

ظرفیت جذب فروندلیچ (K_f) که میزان جذب فسفر در غلظت تعادلی یک میلی گرم فسفر بر لیتر می باشد، در حضور اسید آلی از ۵۹ به ۴۶ لیتر در کیلوگرم کاهش یافت که بیانگر افزایش تحرک فسفر و کاهش تعداد مکان های جذب فسفر در حضور اسید سالیسیلیک می باشد که این نتایج در راستای نتایج Moradi و همکاران (۲۰۱۲a) می باشد.



شکل ۱. برازش داده های جذب با ایزوترم های لانگمویر و فروندلیچ

محاسبه شاخص های بافری و نیاز استاندارد فسفر

از مهمترین کاربردهای هم دماهای جذب فسفر، تعیین شاخص های ظرفیت بافری و نیاز کودی خاک ها می باشد. با افزایش غلظت اسید سالیسیلیک گنجایش بافری فسفر (PBC) از ۵۸/۳ به ۲۲/۲ میلی لیتر بر گرم کاهش یافت (جدول۲) از آنجایی که ظرفیت بافری بیانگر تغییرات فاکتور کمیت (فسفر قابل جذب و ذخیره شده در خاک) به ازاء واحد تغییرات در فاکتور شدت (فعالیت فسفر در فاز محلول که به وسیله آب یا کلرید کلسیم تعیین می شود (Fox و Kamprath، ۱۹۷۰) است بنابراین کاهش این شاخص بیانگر کاهش مقدار جذب سطحی فسفر می باشد. ظرفیت بافری حداکثر (MBC_L) با افزایش غلظت اسید سالیسیلیک از ۵۷/۶ به ۴۶/۵ میلی لیتر بر گرم خاک کاهش یافت که این نتایج در توافق با نتایج Moradi و همکاران (۲۰۱۲b) می باشد. ظرفیت بافری استاندارد (SBC) که نشان دهنده شیب معادلات جذب فسفر در غلظت تعادلی ۰/۳ میلی گرم فسفر در لیتر می باشد با افزایش غلظت اسید سالیسیلیک بطور معنی دار کاهش یافت (جدول۲). نیاز استاندارد فسفر محاسبه شده از طریق معادله لانگمویر (SPR_L) و معادله فروندلیچ (SPR_F) با

افزایش غلظت اسید سالیسیلیک کاهش یافت که این کاهش می تواند بیانگر افزایش فسفر قابل استفاده گیاه و کاهش نیاز کودی باشد مطالعات نشان داده این شاخص به شدت تحت تأثیر میزان رس ، آهک و ظرفیت بافری خاک است (Samadi، ۲۰۰۶). نتایج این پژوهش نشان داد با افزایش غلظت اسید سالیسیلیک میزان جذب فسفر توسط ذرات خاک و نیاز استاندارد فسفر (SPR) بطور معنی دار کاهش یافت. بنابراین مصرف اسید سالیسیلیک به همراه کودهای فسفره و یا اصلاح ژنتیکی گیاهان برای ترشح بیشتر اسیدهای آلی از ریشه، می تواند قابلیت دسترسی فسفر را بالا برده و کارایی مصرف کود را افزایش دهد، همچنین ترشح این اسید به ریزوسفر کارایی گیاه را در جذب فسفر و توانایی گیاهان را در استفاده از فسفر بومی خاک افزایش می دهد که این امر منجر به کاهش مصرف کودهای فسفره و در نتیجه اثرات زیست محیطی آنها می گردد.

جدول ۲. تأثیر اسید سالسیلیک بر شاخص های بافری

غلظت اسید آلی (mM)	MBC (ml/g)	PBC_1 (ml/g)	SBC_L (ml/g)	SBC_F (ml/g)
۰	۵۷/۶a	۵۸/۳ a	۵۱/۹a	۵۴/۵a
۲	۴۹/۴b	۲۹/۳ b	۴۷/۲b	۴۰/۹b
۵	۴۸/۲c	۳۹/۳c	۴۳/۹c	۴۸/۶c
۱۰	۴۶/۵d	۲۲/۲d	۴۱/۶d	۴۱/۹d
CV	۲/۳	۱/۲	۸/۴	۱۲
LSD	۰/۳۳	۰/۱۲	۱/۱۵	۴/۵

MBC: حداکثر ظرفیت بافری، PBC_1: ظرفیت بافری فسفر در غلظت تعادلی ۱ میلی گرم فسفر در لیتر، SBC_L، SBC_F و SBC_T بترتیب ظرفیت بافری استاندارد محاسبه شده توسط معادلات لانگمویر، فروندلیچ و تمکین

منابع مورد استفاده

El- Tayba, M.A. (2005). Response of barley grains to the interactive effect of salinity and salicylic acid. Journal Soil Science, 12(53), 654-668.

Gardner, WK. Parbery, DG. and Barber, DA. (1982). The acquisition of phosphorus by Lupinusalbus L.II: the effect of varying phosphorus supply and soil type on some characteristics of the soil/root interface. Plant Soil, (68), 33-41.

Moradi, N. and Rasouli sadaghiani, H. (2012). Effects of low-molecular weight organic acids on phosphorus sorption in some calcareous soils. *Iranin Journal of soil and water Research*, 2(42), 233-239. (In Farsi)

Strobel, B.W. 2001. Influence of vegetation on low-molecular-weight carboxylic acids in soil solution – a review. Geoderma, 99, 169–198.

Simeoni, M. A. Batts, B. D. and McRae, C. (2003). Effect of groundwater fulvic acid on the adsorption of Arsenate by ferrihydrite and gibbsite, Apple. *Geochemistry*. (18), 1507-1515.

Samadi, A. (2006). Phosphorus sorption characteristics in relation to soil properties in calcareous soils of Western Azarbaijan provinet. Eds. John wiley&sonsl, 2nded. *Iran Journal Agricultural Science and Technology*, (8), 251-264.

Vance, C.P. Uhde-Stone, C. and Allan, D.L. (2003). Phosphorus acquisition anduse: critical adaptations by plants for securig a nonrenewable resource. *New Pytologist*, (157), 423-447.

Xu, R.K. Li, C.B. & Ji, G. L. (2004a). The effecte of anions of low molecular weight organic acids on electrokinetic properties of variable charge soil. *Journal of Colloid and Interface Science*, (277), 243-247.

تأثیر اسید سیتریک بر جذب و واجذب روی در یک خاک آهکی

مرضیه پیری، ابراهیم سپهر
دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه ارومیه
عضو هیات علمی گروه علوم خاک, دانشکده کشاورزی, دانشگاه ارومیه

(e.sepehr@urmia.ac.ir)

۱- مقدمه

غلظت روی در محلول خاک و دسترسی آن برای گیاهان از طریق واکنش های جذب و واجذب بر سطح مواد کلوییدی خاک کنترل می شود (Backes و همکاران، ۱۹۹۵). خصوصیات جذب و واجذب روی در خاک های مختلف متفاوت است و تحت تأثیر برخی خصوصیات خاک مثل مقدار pH، مواد آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و کربنات کلسیم قرار می گیرد (McBride، ۱۹۹۷). حضور اسیدهای آلی نیز می تواند جذب فلزات کمیاب را تحت تأثیر قرار دهند (Naidu و Harter، ۱۹۹۸؛ Elliott وShastri، ۱۹۹۹). در خاک به ویژه در ریزوسفر اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم (سیتریک، اگزالیک و مالونیک) بوسیله تراوشات ریشه گیاهان، قارچ ها و تجزیه مواد آلی تولید می شوند که نقش مهمی در جذب و واجذب و تحرک فلزات کمیاب دارند (Dinkelaker و همکاران، ۱۹۹۵؛ Huang و Violant، ۱۹۸۶) بیشتر مطالعات انجام شده در مورد نقش اسید های آلی در افزایش حلالیت عناصر، در ارتباط با فسفر، آهن و آلومینیوم و عمدتا در خاک های اسیدی بوده است (خادمی و همکاران، ۱۳۸۶). هدف این پژوهش ارزیابی تأثیر اسید سیتریک بر جذب و واجذب روی در یک خاک آهکی است.

۲- مواد و روشها

آزمایش بصورت بچ (Batch) در یک خاک آهکی (جدول ۱) در سه سطح اسید سیتریک (۱ mM ، ۰/۵ ،۰) و دوازده غلظت روی ($0-450\ mg\ L^{-1}$) در قدرت یونی ثابت (۰/۰۵ M NaCl) انجام شد. بطوریکه ۲/۵ گرم از نمونه های خاک را داخل لوله سانتریفیوژ ریخته و به هر یک از لوله ها ۲۵ میلی لیتر مواد سیتریکی حاوی سری غلظتی تعیین شده روی افزوده شد و به مدت ۲۴ ساعت شیک گردید. سپس با سانتریفیوژ در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه محلول رویی جدا و از کاغذ صافی عبور داده شد. مقدار روی با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت شد. برای اندازه گیری روی آزاد شده بر روی خاک درون لوله ها ۵mL DTPA ۰/۰۰۵ مولار ریخته و به مدت ۲ ساعت شیک گردید. سپس با سانتریفیوژ در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه محلول روئی جدا و از کاغذ صافی عبور داده شد و با دستگاه جذب اتمی قرائت شد. مقدار جذب روی از طریق معادله ۱ محاسبه گردید و نتایج بر معادلات لانگمویر [معادله ۲] ، فروندلیچ [معادله ۳] و تمکین [معادله ۴] برازش داده شدند.

جدول ۱: ویژگی های فیزیکی شیمیایی خاک

%OC	pH	$Zn(mg\ kg^{-1})$	%Clay	$\%CaCO_3$
۰/۵۲	۷/۶	۰/۵	۳۰	۲۳

$$q_e = (C_i - C_e)*V/m \quad [۱]$$

$$q_e = (K_L C_e q_{max})/(1+ K_L C_e) \quad [۲]$$

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad [۳]$$

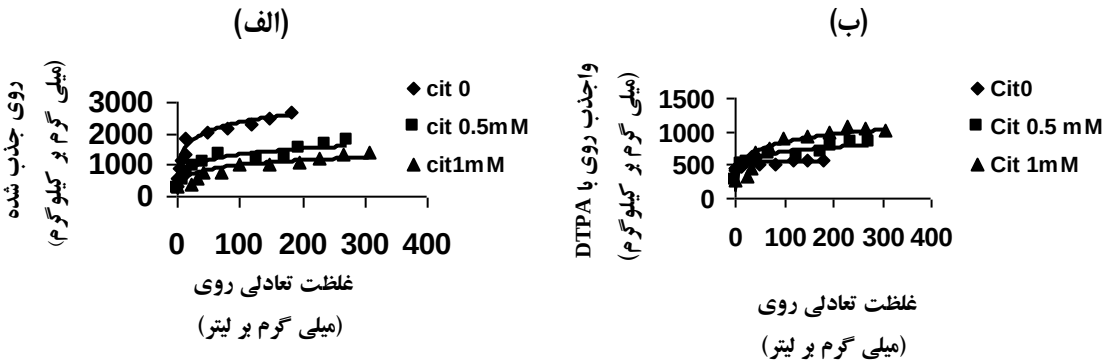
$$q_e = A + K_T \ln C_e \quad [۴]$$

C_e غلظت تعادلی جذب شونده ($mg\ L^{-1}$)؛ q_e وزن جذب شونده در واحد وزن جذب کننده ($mg\ kg^{-1}$)؛ K_L ضریب لانگمویر و نشانگر قدرت اتصال جذب شونده به ماده جاذب و q_{max} حداکثر جذب تک لایه ای($mg\ kg^{-1}$). K_F و n ضرایب معادله فروندلیچ که به ترتیب نمایانگر ظرفیت و شدت جذب می باشند، K_T و A ضرایب معادله تمکین که به ترتیب شیب و عرض از مبدا معادله می باشند در نهایت برازش داده ها با معادلات جذب در Sigmaplot انجام گردید.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- تأثیر اسید سیتریک بر جذب و واجذب روی

بطوریکه در شکل ۱-الف نشان داده شده است با کاربرد اسید سیتریک در غلظتهای ۰/۵ و یک میلی مولار منحنی های جذب روند کاهشی نشان داده اند و با افزایش اسید سیتریک در حد یک میلی مولار، متوسط روی جذب شده از ۱۴۸۴به ۸۲۴ ($mg\ kg^{-1}$) کاهش یافت (جدول۲). در حالیکه با افزایش اسید سیتریک منحنی های واجذب روی روند افزایشی نشان دادند (شکل ۱-ب) و کاربرد غلظت یک مولار اسید سیتریک، متوسط روی واجذب شده را از ۴۵۹ به ۷۰۵ ($mg\ kg^{-1}$) افزایش داد (جدول۲).



شکل ۱: تأثیر اسید سیتریک بر جذب (الف) و واجذب (ب) روی

جدول ۲: تأثیر غلظت های مختلف اسید سیتریک (Cit.) بر متوسط جذب و واجذب روی

متوسط جذب و واجذب	Cit. (mM)		
($mg\ kg^{-1}$)	۰	۰/۵	۱
متوسط جذب	۱۴۸۴	۱۰۲۵	۸۲۴
متوسط واجذب	۴۵۹	۵۶۸	۷۰۵

اسید سیتریک احتمالا به علت اینکه یک تری کربوکسیلیک اسید می باشد و قادر است کمپلکس های محلول با کاتیون های چند ظرفیتی تشکیل دهد سبب کاهش جذب فلزات کمیاب شود (Marschner و همکاران، ۱۹۸۷). Shan و همکاران (۲۰۰۲) نیز بیان کردند که در حضور اسید مالیک و اسید سیتریک جذب فلزات سنگین بطور قابل ملاحظه ای کاهش می یابد که احتمالا به علت اشغال مکان های جذب فلزات در سطوح کانی های خاک توسط لیگاندهای اسیدهای آلی می باشد (Hu و همکاران ۲۰۰۵) . همچنین ممکن است به علت تشکیل کمپلکس های محلول اسید آلی – فلز در محلول خاک باشد (Shan و همکاران ۲۰۰۲). Li و همکاران (۲۰۱۱) در بررسی تأثیر اسیدهای آلی بر جذب و واجذب روی و کادمیم در خاک های مختلف گزارش کردند که حضور اسیدهای آلی سبب کاهش ظرفیت جذب و افزایش واجذب فلزات گردید.

۳-۲- تأثیر اسیدسیتریک بر همدماهای جذب روی

داده های حاصل از آزمایش بر روی ایزوترم های جذب لانگمویر، فروندلیچ و تمکین برازش داده شدند و پارامترهای معادلات محاسبه گردید (جدول ۳). نتایج حاصل از بررسی ضرایب رگرسیونی (R^2) لانگمویر (۰/۹۵-۰/۹۲)، فروندلیچ (۰/۸۹-۰/۹۶) و تمکین (۰/۸۷-۰/۹۶) نشان داد که این مدل ها واکنش جذب روی بر خاک را می توانند توصیف کنند و در این میان معادله لانگمویر با (R^2=۰/۹۵-۰/۹۲) برازش بهتری نسبت به معادلات فروندلیچ و تمکین نشان داد (جدول ۳).

جدول ۳: ثابت های ایزوترم های فروندلیچ، تمکین و لانگمویر در حضور غلظت های مختلف اسید سیتریک

معادلات جذب	پارامترهای معادلات	Cit(mM)		
		۰	۰/۵	۱
لانگمویر	q_{max}	۲۵۱۵±۱۲۵	۱۶۷۸±۱۰۱	۱۴۹۳±۱۳۵
	K_L	۰/۱۳±۰/۰۳۲	۰/۰۵±۰/۰۱۱	۰/۰۲±۰/۰۰۴
	R^2	۰/۹۵	۰/۹۲	۰/۹۴
فروندلیچ	K_f	۶۳۰±۱۰۰	۳۲۷±۵۸	۱۵۱±۳۱
	1/n	۰/۲۸±۰/۰۴	۰/۳۰±۰/۰۳	۰/۴۱±۰/۰۴
	R^2	۰/۸۹	۰/۹۶	۰/۹۲
تمکین	A	۶۲۰±۷۴	۲۰۶±۱۲۱	۱۶۲±۱۰۵
	K_T	۳۷۲±۲۲	۲۸۱±۲۸	۱۷۲±۲۴
	R^2	۰/۹۸	۰/۸۹	۰/۸۷

خطای استاندارد (± SE)

با افزایش اسید سیتریک (۱ mM)، حداکثر جذب تک لایه ای لانگ موير (q_{max}) و شاخص انرژی پیوندی (K_L) به ترتیب ۴۱٪ و ۸۴٪ کاهش یافتند. ضرایب جذب فروندلیچ (K_f و n) و تمکین (A و K_T) نیز روند

مشابهی را نشان دادند و با کاربرد اسید سیتریک بطور معنی داری کاهش یافتند (جدول ۲). نتایج مشابهی در مورد تأثیر اسید های آلی در جذب روی و کادمیم در خاک های اسیدی و آهکی توسط Rudrappa و همکاران (۲۰۰۸) گزارش شده است. بنابراین اسید سیتریک به علت تشکیل کمپلکس های محلول اسید آلی- فلز سبب کاهش کمیت و شدت جذب روی در خاک می گردد و باعث افزایش یون فلزی بصورت محلول شده و در نتیجه میزان روی قابل دسترس گیاه را در خاک افزایش می دهد.

منابع:

خادمی، ز.، ملکوتی، م.، جونز، د.، ۱۳۸۶. اثر اسیدهای آلی در قابلیت جذب عناصر غذایی در ریزوسفر. مجله علوم خاک و آب. جلد ۲۱.

Backes C A, McLaren R G, Rate A W and Shift R S, 1995. Kinetic of cadmium and cobalt desorption from iron and manganese oxides. Soil Science Society of America Journal 59:778-785.

Dinkelaker B, Romheld V, Marschner H, 1989. Citric acid excretion and precipitation of calcium citrate in the rhizosphere of white lupin (Lupinus albus L.). Plant Cell Environ. 12: 285–92.

Elliott H A and Shastri N L, 1999. Extractive decontamination of metal-polluted soils using oxalate, Water, Air, and Soil Pollut. 110, 335–346.

Huang J W W, Blaylock M J, Kapulnik Y, Ensley B D, 1998. Phytoremediation of uranium contaminated soils: role of organic acids in triggering uranium hyperaccumulation in plants. Environ. Sci. Technol. 32: 2004–8.

Hu H Q, Liu H L, He J Z, 2005. Effects of several organic acids on copper adsorption by soils with permanent and variable charge. Acta Pedologica Sinica (in Chinese). 42(2): 232-237.

Marschner H, Romheld V, Cakmak I, 1987. Root- induced changes of nutrient availability in the rhizosphere. J. Plant Nutr. 10: 1175-1184.

McBride M, Sauve S and Hendershot W, 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. European Journal of Soil Science . 48:337-346.

Naidu R, and Harter R D, 1998, 'Effect of different organic ligands on cadmium sorption by and extractability from soils', Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 644–650.

Rudrapp T, Bais H P, Spark D L, 2008. The Effect of Organic Acids from Rice (Oryza sativa L.) on Cadmium and Zinc Bioavailability in Thai Paddy Soils. Joint Annual Meeting. Poster

Li T, Di Z, Yang X and Sparks D, 2011. Effect of dissolved organic matter from rhizosphere of the hyperaccumulator sedum alfredii on sorption of zinc and cadmium by differentsoils,J.HazardousMaterials.192:1616-1622

Shan X, Lian Q, Wen J , B, 2002. Effect of organic acids on adsorption and desorption of rare earth elements. Chemosphere. 47: 701–710.

ارزیابی کیفی و میزان سمیت عناصر کلر،بی‌کربنات و سولفات آب آبیاری اراضی کشاورزی‌دشت دزفول- اندیمشک

حسن آخوردزاده[1] ، نوشین شاهین زاده[2]
۱- کارشناس ارشد سازه های آبی ، کارشناس مسئول معاونت مطالعات سازمان آب و برق خوزستان
Email:h.akhordzadeh@yahoo.com
۲- دانشجوی دکتری شیمی و حاصلخیزی خاک، کارشناس سازمان آب و برق خوزستان
Email: shhnzdh_nshn@yahoo.com

مقدمه

غلظت کل نمک ها مهمترین شاخص ارزیابی کیفیت آب های آبیاری می باشد و وجود غلظت های زیاد برخی از آنیون‌ها و یا کاتیون‌ها می‌تواند به‌طور مستقیم و یا غیر مستقیم کاهش کیفیت آب‌های مورد استفاده در آبیاری را به‌دنبال داشته باشد. حضور آب مهمترین عامل برای هوادیدگی است . آب به‌عنوان یک واکنش دهنده در تغییر کانی‌ها بوده و محیطی برای انتقال مواد حل شده و مواد معلق از سیستم به‌شمار می‌رود.
عناصر اصلی ایجاد شوری در خاک ها، شامل سدیم، کلسیم، منیزیم، پتاسیم، کلر، سولفات و بر می باشند(فائو/ یونسکو، ۱۹۷۳). کلرید سدیم همراه با سولفات سدیم و منیزیم مهمترین نمک های محلول شور را تشکیل می‌دهند. شرایط محیطی از قبیل شوری، مسمومیت عناصر سنگین خاک و گرما، بر روی رشد گیاه و جذب نیتروژن توسط ریشه و متابولیسم آن در گیاه اثر نامطلوب دارند (ملکوتی،۱۳۷۲). لذا بررسی وضعیت کیفی این آب‌ها با توجه به مشکلاتی که ممکن است در بخش کشاورزی به وجود آورد یک امر ضروری است (رحمت آبادی‌و همکاران، ۱۳۸۷). به‌منظور ارزیابی کیفیت آب های زیرزمینی مور د استفاده در آبیاری زمین‌های کشاورزی دشت دزفول- اندیمشک تعداد ۴۰ نمونه آب آبیاری زمینهای کشاورزی نمونه برداری شد، و به منظور ارزیابی تناسب آب در آبیاری، نتایج بدست آمده براساس رهنمودهای فائو مورد بررسی قرار گرفت . نتایج نمودارهای پایپر نشان داد تیپ آب براس‌اس اولویت غلظت آنیونی، سولفاته و براساس غالبیت کاتیونی رخساره آب ،کلسیک می‌باشد و نتایج حاصل از آنالیز یون‌های کلر، بی کربنات و سولفات با استفاده از نرم افزار SPSS18 و آزمون T با مقدار استاندارد مربوطه مقایسه شدند.

مواد و روش‌ها

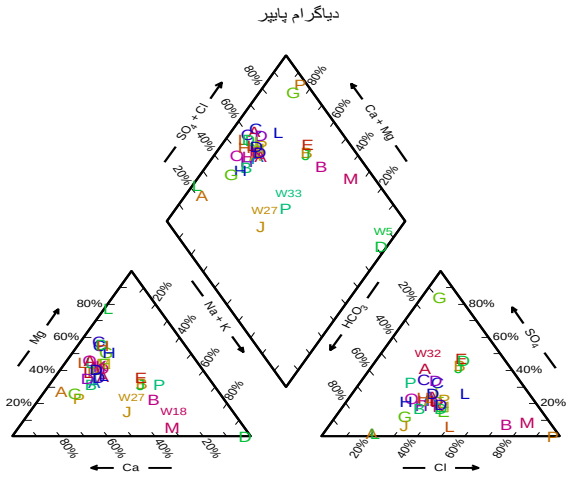
منطقه مورد مطالعه

محدوده مطالعاتی دزفول- اندیمشک با مساحتی حدود ۲۴۷۸ کیلومترمربع و مختصات جغرافیایی ´۵۱ °۳۱ تا´۵ °۳۳ ´۵۱ عرض شمالی و ´۵۰ °۴۵ تا ´۱۴ °۴۸ طول شرقی در شمال‌غرب استان خوزستان واقع شده، محدوده مورد مطالعه بخشی از حوضه رودخانه دز به‌شمار می‌آید که تقریبا در قسمت میانی تا بخش انتهایی آن قرار دارد.

زمین شناسی محدوده مطالعاتی دزفول- اندیمشک نهشته های ژوراسیک تا عهد حاضر را شامل می شود که عمدتا از سازندهای آسماری، آغاجری و کنگلومرای بختیاری تشکیل شده اند. به علت حضور کنگلومرای بختیاری در قسمت‌های بالا و تخریب، فرسایش و حمل مواد این سازند در قسمت اعظم محدوده، آبرفت دشت دزفول- اندیمشک بیشتر شامل مواد دانه درشت و قلوه ای بوده که در قسمت های جنوبی به تدریج به رسوبات دانه ریز تبدیل می‌گردند. در دشت دزفول- اندیمشک بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی توسط چاه‌های عمیق و نیمه عمیق صورت می‌گیرد. این دشت دارای اقلیمی خشک و گرم (در روش دو مارتن) با تابستانهای بسیار گرم و زمستانهای معتدل می باشد و در روش آ مبرژه بیابانی گرم میانه طبقه بندی گردید. منطقه مطالعاتی دارای تابستانهای طولانی وگرم و زمستانهای معتدل می باشد و متوسط هوای سالیانه آن ۲۵ درجه سانتی‌گراد است .
در تفسیر نتایج شیمیایی نمونه های آب، نمودار پایپر کاربرد زیادی دارند (گوپتا و همکاران، ۲۰۰۹). این نمودارها علاوه بر اینکه ترکیب یک آب معین را نشان می دهند، مقایسه نمونه ها را نیز امکان پذیر می‌نماید. با توجه به ترکیب شیمیایی آب‌ها می توان آن‌ها را به ۹ تیپ مختلف تفسیم‌بندی نمود. براساس اولویت غلظت آنیونی، به سه تیپ کربناته، سولفاته و کلروره و براساس غالبیت کاتیونی به سه تیپ کلسیک، منیزیک و سدیک (سدیم و پتاسیم) تقسیم می‌شوند.
ارزیابی هیدروشیمی آب‌های مورد استفاده بوسیله نمودارهای پایپر انجام شد (شکل ۱) و در ارزیابی کیفی آب از لحاظ مصرف در آبیاری، نتایج تجزیه شیمیایی نمونه های آب، با استانداردهای فائو مورد مقایسه قرار گرفت، و همچنین مقادیر اندازه گیری شده کلر، بی‌کربنات و سولفات با مقادیر استاندارد مربوطه با استفاده از آزمون T مقایسه شدند.

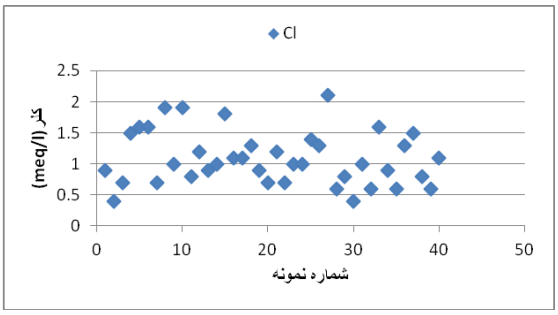
نتایج و بحث

غلظت کلر در آب های مورد مطالعه از ۰/۴ – ۲/۱ میلی اکی والان در لیتر متغیر بود (شکل ۲) . براساس رهنمودهای ارائه شده بوسیله فائو غلظت بیشتر از ۴ میلی اکی والان در لیتر کلر، سبب کاهش گیاهان حساسی نظیر درختان و گیاهان چوبی می شود. از این رو استفاده از این آب ها جهت گیاهان حساس بدون محدودیت می‌باشد. گیاهان یکساله نظیر گندم و جو حساسیت کمتری به کلر نشان می دهند. طبق گزارش مس (۱۹۷۷) گندم و جو قادرند در غلظت های به ترتیب ۶۰ و ۸۰ میلی اکی والان در لیتر کلر بدون کاهش عملکرد رشد نمایند. غلظت سولفات در نمونه های آب‌های مورد بررسی از ۰/۱۴ – ۶/۱۹ میلی اکی والان در لیتر متغیر بود (شکل ۳). اگرچه در رهنمودهای فائو درجه محدودیت سولفات مطرح نمی‌باشد، اما در آب‌های با کیفیت مطلوب، دامنه سولفات از ۵ تا ۲۰ میلی اکی والان در لیتر متغیر است (آیرز و وسکات، ۱۹۸۵). نتایج حاصل از آب‌های مورد مطالعه در این بررسی همچنین نشان داد دامنه تغییرات (کربنات + بی‌کربنات) از ۱/۹ تا ۵/۳۷ میلی اکی والان در لیتر متغیر بود (شکل ۴). براساس جدول راهنمایی فائو (آیرز و وسکات، ۱۹۸۵) مقادیر ۱/۷ تا ۳/۳ میلی اکی والان در لیتر بی‌کربنات، ایجاد محدودیت متوسط و مقادیر بیش از ۸/۵ میلی اکی والان در لیتر، محدودیت شدید در استفاده از آب را به دنبال دارند لذا در کلیه نمونه آب‌های مورد استفاده در این مطالعه محدودیتی از لحاظ میزان بی‌کربنات وجود ندارد. از نظر غلظت کاتیونها، کلسیم کاتیون اصلی در اغلب نمونه‌های آب مورد مطالعه بود، در حالیکه سدیم و منیزیم از نسبتهای متفاوتی برخوردار بودند. تیپ اکثر نمونه‌ها سولفاته و رخساره آنها کلسیک می باشد.

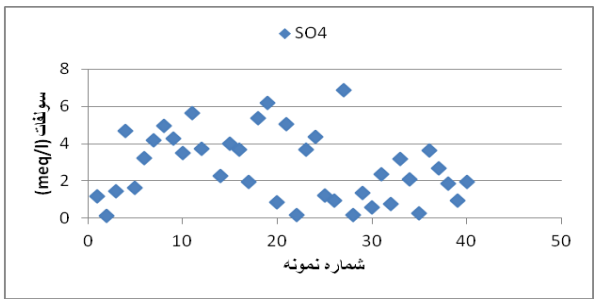


شکل ۱- نمودار پایپر آبهای مورد مطالعه

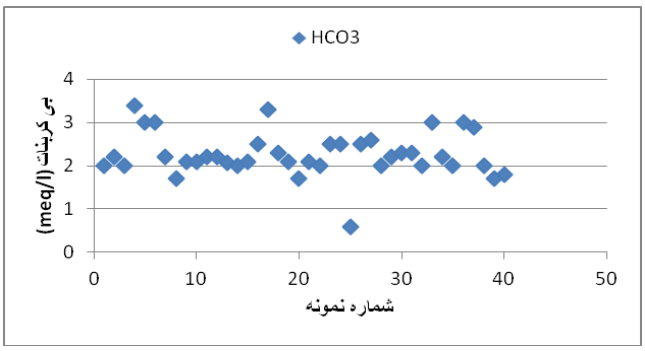
براساس آزمون T نتایج نشان می دهد میانگین کل و بی کربنات و سولفات آب آبیاری در ۴۰ نمونه مورد مطالعه ($P \leq 0$) است ، که نشان دهنده تفاوت آشکار کلر ، بی‌کربنات و سولفات آب نمونه‌های برداشت شده از آب آبیاری دشت مورد مطالعه با حد مجاز ۱۰ میلی اکی والان بر لیتر کلر(جهت آبیاری سطحی) و حد مجاز ۸/۵ میلی اکی والان بی‌کربنات (منحصرا در مورد آبیاری بارانی) و حد مجاز ۲۰ میلی اکی والان در لیتر سولفات می‌باشد، با توجه به راهنمایی کیفیت آب آبیاری FAO-1985، آب آبیاری این اراضی از لحاظ میزان کلر، بی‌کربنات و سولفات هیچ‌گونه مشکلی ندارد.



شکل ۲- نمودار پراکنش میزان یون کلر



شکل۳- نمودار پراکنش میزان یون سولفات



شکل ۴- نمودار پراکنش میزان یون بی‌کربنات

نتیجه گیری:

- با توجه به نتایج نمودار پاپیر در همه ایستگاهها قلیایی‌های که بر نمک‌های قلیایی ارجحیت دارند و اسیدهای قوی(سولفات و کلرور) بیش از اسیدهای ضعیف (آنیون‌های بی‌کربنات) هستند.
- مقدار بی‌کربنات آب‌های آنالیز شده برای استفاده در آبیاری بارانی فاقد محدودیت می‌باشند.
- مقدار کلر در تمام چاه های نمونه‌برداری شده، از نظر کاربرد در آبیاری سطحی و بارانی فاقد محدودیت می‌باشند.
- آب‌های زیرزمینی مورد بررسی از نظر مسمومیت یون سولفات جهت استفاده در آبیاری بارانی و آبیاری سطحی دارای پیامد بدی نبودند.

در نهایت به این نتیجه می رسیم آب زیرزمینی منطقه مورد مطالعه برای استفاده در کشاورزی مناسب می باشد.

تشکر و قدردانی:

نویسندگان مراتب تشکر و قدردانی خود را از معاونت مطالعات پایه و طرحهای جامع منابع آب و دفتر تحقیقات و استانداردهای مهندسی سازمان آب و برق خوزستان بهواسطه حمایت از این کار تحقیقاتی را اعلام می داریم.

منابع:

۱- ملکوتی، م. و همایی، م ؛ ۱۳۷۲. حاصلخیزی مناطق خشک. انتشارات دانشگاه تربیت مدرس. صفحه ۴۹۴

۲- رحمت آبادی، و. و هوشمند، ع. و حمزه، س.، ۱۳۸۷. بررسی کیفیت و تیپ منابع آب زیرزمینی دشت کنگاور جهت مصارف کشاورزی. دومین همایش ملی مدیریت شبکه های آبیاری و زهکشی. دانشگاه شهید چمران اهواز، دانشکده مهندسی علوم آب.

3- FAO- UNESCO,1973. Irrigation, Drainage and Salinity. An International Source Book.

4- Gupta, S., P.S. Dandele, M.B. Verma and P. B. Maithani, 2009. Geochemical Assessment of Groundwater Around Macherla – Karempudi Area, Guntur District, Andhra Pradesh. J. Geol. Soc. India 73: 202-212.

سینتیک جذب آمونیوم در برخی خاک های استان گلستان

صفیه چرکزی[1]، اسماعیل دردی پور[2]، مجتبی بارانی مطلق[2]، سعید نصرالله نژاد[2]

۱- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

۲- اعضای هیئت علمی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

safiye.charkazi@yahoo.com

مقدمه

در کشاورزی مدرن، کمبود نیتروژن بیشتر از هر عنصر دیگر، عامل محدود کننده رشد می‌باشد. بنابراین تأمین نیتروژن قابل استفاده کافی در خاک برای رشد بهینه گیاه از اهمیت ویژه ای برخوردار است. شکل‌های نیتروژن در خاک شامل نیتروژن آلی و معدنی[محلول (عمدتاً آمونیوم و نیترات)، تبادلی و تثبیت شده (آمونیوم)] می‌باشد. مجموع این شکل‌ها نیتروژن کل خاک را تشکیل می دهد (یثربی، ۱۳۷۳). آمونیوم می‌تواند بین لایه‌های برخی از رس های ۲:۱ به خصوص ورمیکولایت و ایلایت تثبیت شود (حاداس و همکاران، ۱۹۸۶). مقدار آمونیوم تثبیت شده و ظرفیت تثبیت آمونیوم همبستگی مثبتی با مقدار کانی‌های رسی نوع ۲:۱ دارد (ژانگ، ۲۰۰۶). جذب سطحی را می‌توان انباشتگی جسم یا ماده در فصل مشترک بین سطح جامد و محلول احاطه کننده دانست. جذب سطحی تعیین کننده مقدار عناصر غذایی مورد نیاز گیاه، فلزها، آفت کش ها و سایر ترکیبات شیمیایی آلی نگهداری شده در سطوح خاک می‌باشد (اوستان، ۱۳۸۳). واکنش های جذب و واجذب در بسیاری از سیستم های ناهمگن مهم شناخته شده‌اند. جذب و واجذب، فرآیندهای وابسته به زمان هستند و شناخت سرعت جذب و واجذب برای طراحی و ارزیابی و بازیابی جاذب ضروری و مهم است. لازم است که سینتیک جذب و واجذب را تشخیص داده و ضرایب نموداری آن ها، که انتقال ماده جذب شونده به ماده جذب کننده را نشان می‌دهد، تعیین کنیم. سینتیک با تغییرات خصوصیات شیمیایی در واحد زمان سر و کار دارد و به طور ویژه-ای با سرعت تغییرات در ارتباط است (عزیزیان، ۲۰۰۶). محققان زیادی سینتیک جذب آمونیوم را مورد بررسی قرار داده و مدل‌های سینتیکی مختلفی را برای برازش آن مورد استفاده قرار دادند. ون و همکاران (۲۰۰۶)، گزارش کردند که معادله شبه مرتبه دوم به خوبی می‌تواند جذب آمونیوم را توجیه کند. هدف از این تحقیق بررسی سینتیک جذب در تعدادی از خاک های استان گلستان و انتخاب بهترین معادله سینتیکی جذب می‌باشد.

مواد و روشها

سه نمونه خاک از مناطق گالیکش، آق توقی ۱ و آق توقی ۲، در استان گلستان انتخاب شدند. نمونه خاک‌ها جمع آوری و هوا خشک شده و پس از کوبیده شدن از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. بافت (دی، ۱۹۶۵)، کربنات کلسیم معادل (نلسون، ۱۹۸۲)، کربن آلی (نلسون و سامرز، ۱۹۸۲)، پ. هاش و قابلیت هدایت الکتریکی (روول، ۱۹۹۵) و CEC (باور، ۱۹۶۶) نمونه خاکها تعیین شدند. آزمایشات سینتیکی با استفاده از روش پیمانه‌ای انجام گرفت (ون و همکاران، ۲۰۱۱). دو گرم از هر خاک در سه تکرار توزین و در لوله های سانتریفیوژ ریخته شد. سپس ۲۰ میلی لیتر از محلول آمونیوم کلراید (۱۰۰میلی گرم آمونیوم در لیتر) به آن اضافه گردید و در زمان

های۰/۲۵، ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۸، ۱۶، ۲۴، ۴۸، ۹۶، ۱۹۲و ۳۸۴ ساعت تکان داده شد (استیفن و اسپارکس، ۱۹۹۷). پس از پایان شیکر، هر یک از نمونه ها به مدت ۵ دقیقه با دور ۳۰۰۰ سانتریفیوژ شده و سپس غلظت آمونیوم تعادلی با استفاده از تقطیر دستی تعیین گردید. میزان آمونیوم جذب شده از اختلاف غلظت اولیه و تعادلی بدست آمد. به منظور جلوگیری از رشد و فعالیت میکرو ارگانیسم های خاک، دو قطره کلروفرم به تمامی نمونه‌ها در ابتدای آزمایش اضافه گردید. شش مدل سینتیکی شبه مرتبه دوم، مرتبه اول، مرتبه صفر، الوویچ ساده شده، دیفیوژن پارابولیکی و تابع نمایی برای برازش داده‌ها مورد استفاده قرار گرفتند. معادلاتی که سرعت جذب آمونیوم را توضیح می‌دهند بر اساس ضرایب تشخیص و اشتباه استاندارد برآورد، انتخاب شدند.

نتایج و بحث

برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک های مورد بررسی در جدول ۱ آورده شده است.

جدول۱- برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک ها

خاک	هدایت الکتریکی dS/m	ظرفیت تبادل کاتیونی Cmol(+)/kg	کربنات کلسیم %	ماده آلی %	پ. هاش	بافت خاک	درصد رس %
گالیکش	۱/۲۲	۲۳	۵	۰/۵	۷/۳	C	۴۵
آق توقی ۱	۲/۱۶	۱۷/۲	۱۷	۱/۳	۷/۸	SiC	۲۱
آق توقی ۲	۱/۹۹	۱۳/۵	۱۳	۰/۹۵	۷/۲	SL	۱۱

pH خاک ها در محدوده خنثی بود و از نظر شوری مشکلی نداشتند.

روند جذب آمونیوم به صورت تابعی از زمان در خاک در شکل ۱ نشان داده شده است. در زمان‌های اولیه آمونیوم سریعا جذب خاک می‌شود. ولی با گذشت زمان شیب نمودار کم و جذب آمونیوم کم می‌شود. ظرفیت جذب در تمامی خاک ها از صفر تا ۸ ساعت به تندی افزایش پیدا می‌کند، سپس از ۸ تا ۲۴ ساعت به کندی تغییر کرده، و در نهایت پس از ۲۴ ساعت به تعادل رسیده و ثابت می‌شود.

این امر با توجه به در دسترس بودن نقاط جذب در مراحل اولیه جذب، و اشباع شدن آن به وسیله آمونیوم پس از گذشت زمان قابل توجیه می‌باشد. ون و همکاران (۲۰۱۱)، نیز به نتایج مشابهی دست یافتند. آن ها گزارش

کردند که جذب آمونیوم با مواد مختلف در ابتدا به تندی افزایش، و پس از مدتی افزایش کمی داشته و در نهایت به میزان ثابتی می‌رسد.



شکل۱- منحنی جذب آمونیوم با محلول آمونیوم کلراید (۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) در خاک های مورد مطالعه

ضرایب تشخیص و خطای استاندارد برآورد معادلات سینتیکی در توصیف سرعت جذب در جدول ۲ آورده شده است. بر اساس نتایج جدول ۲ معادله شبه مرتبه دوم و تابع نمایی به ترتیب بهترین مدل توجیه کننده جذب آمونیوم بودند. محققان دریافتند که اگر یک واکنش با تبادل یونی کنترل شود، معادله شبه مرتبه دوم بهترین مدل توجیه کننده خواهد بود (ژنگ و همکاران، ۲۰۰۸).

جدول ۲. ضرایب تشخیص (r^2) و اشتباه استاندارد(SE) معادلات سینتیک جذب آمونیوم

نوع خاک	معادله الوویچ		تابع نمایی		دیفیوژن پارابولیک		معادله شبه مرتبه دوم		معادله شبه مرتبه اول	
	r^2	SE	r^2	SE	r^2	SE	r^2	SE	r^2	SE
گالیکش	۰/۹۳	۳/۴۷	۰/۹۲	۰/۰۱	۰/۵۷	۸/۶۳	۱	۰/۰۰۱	۰/۸۱	۰/۵۶
آق توقی ۱	۰/۸۷	۵/۶۹	۰/۸۶	۰/۳	۰/۴۷	۱۱/۵۷	۱	۰/۰۰۰۹	۰/۹۲	۰/۳۲
آق توقی ۲	۰/۵۷	۳/۱۳	۰/۸۴	۰/۶	۰/۴۷	۵/۹۲	۱	۰/۰۰۲	۰/۸۰	۰/۳۸

ون و همکاران (۲۰۱۱)، نیز گزارش کردند که معادله شبه مرتبه دوم بهترین مدل توجیه کننده جذب آمونیوم می‌باشد. هانگ و همکاران (۲۰۱۰)، نیز معادله شبه مرتبه دوم را بهترین معادله جهت توصیف سینتیک جذب آمونیوم معرفی کردند.

منابع

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

یثربی، ج.، کریمیان ن، ۱۳۷۳. توزیع شکل‌های مختلف ازت در خاک‌های اراضی زیر سد درودزن استان فارس. گزیده مقالات سومین کنگره علوم خاک ایران، کرج، ص ۱۱۸– ۱۰۷: ۲.

Azizian A, 2004. Kinetic models of sorption: a theoretical analysis. J. Col. Int. Sci. 276: 47–52.

Bower CA, Hatcher JT, 1966. Simultaneous determination of surface area and cation exchange capacity. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30: 525-527.

Day PR, 1965. Particle fractionation and particle size analysis. PP. 545–567. In C.A. Black et al. (eds.) Methods of soil analysis. Part 1. 1st ed. Agron. Monogr. 9. ASA, Madison, WI.

Hadas A, Feigenbaum S, Feigin A and Portnoy R, 1986. Distribution of nitrogen forms and availability indices in profiles of differently managed soil types. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 308-313.

Huang H, Xiao X, Yan B and Yang L, 2010. Ammonium removal from aqueous solutions by using natural Chinese (Chende) zeolite as adsorbent. J. Haz. Mat. 175: 247-252.

Nelson DW, Sommers LE, 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. PP. 539-579. In A. L. Page et al. (eds.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. ASA. SSSA. Madison, WI. USA.

Nelson RE, 1982. Carbonate and gypsum. PP. 181-197. In: A. L. Page et al. (eds.) Methods of soil analysis. Part 2. 2nd ed. ASA. SSSA. Madison, WI. USA.

Rowell DL, 1995. Soil Science: Methods and Applications. Longman Scientific and Technical, Harlow, UK. 350p.

Steffens D and Sparks DL, 1997. Kinetics of nonexchangeable ammonium release from soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 61: 455-462.

Wen-Ling Z, Li-Hua C, Ying O, Xiao-Dan T, 2011. Kinetic adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetlands. Soil Sci. Soc. Chin. J. 21 (4): 454-463.

Zhang YZ, 2006. Fixed ammonium content and maximum capacity of ammonium fixation in major types of tillage soils in Hunan province, China. Agriccultural Sciences in China, 6 (4): 466-474.

Zheng H., Han LJ, Ma HW, Zheng Y, Zhang HM, Liu DH and Liang SP, 2008. Adsorption characteristics of ammonium ion by zeolite 13 X. J. Hazard. Mater. 158: 577-584.

بررسی تأثیر کاربرد سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی بر پ‌هاش و هدایت الکتریکی خاک‌های آهکی استان خوزستان

راضیه نوذرپورشمی*[1]، علیرضا جعفرنژادی[2]، علی غلامی[3]
۱- گروه خاکشناسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان
۲- استادیار خاکشناسی، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان
۳- استادیار خاکشناسی، دانشگاه آزاداسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

سوپرجاذب پلیمری (درشت مولکولی) آبدوست است که قابلیت جذب و نگهداری مقادیر زیادی آب و محلول‌های آبی را دارد. وقتی پلیمر در مقابل اکسیژن موجود در آب که هر دو دارای بار منفی هستند قرار می‌گیرد، دافعه شدیدی بین آن‌ها ایجاد می‌گردد و در نتیجه زنجیرهای پلیمر از هم فاصله‌ی بیشتری گرفته، و آب بیشتری را در خود جای می‌دهند. بدین ترتیب پلیمر از حالت کلافی درآمده و آب محیط اطراف خود را تا چندین برابر جذب می‌کند. در حالی‌که در زمانی که محیط اطراف ماده عاری از آب شد عکس حالت فوق اتفاق می‌افتد (پورجوادی، ۱۳۸۵ ؛ عبدالمهدی، ۲۰۰۷ ؛ موحدی نائینی و همکاران، ۲۰۰۴). آزمایش زنگوئی نسب و همکاران (۱۳۹۱) نشان داد، استفاده از ۰/۴ درصد وزنی سوپرجاذب سبب کاهش هدایت الکتریکی به میزان ۳۹ درصد نسبت به تیمار شاهد می‌گردد. کاهش هدایت الکتریکی خاک‌ها به این علت است که پلیمر سوپرجاذب می‌تواند مقادیر زیادی آب و محلول‌های فیزیولوژیکی را جذب و در خود نگه دارد. در این آزمایش تلاش شد تا پیرو آزمایشات سایر محققین در خاک‌های غیرآهکی، با استفاده از موادآلی و سوپرجاذب A300 میزان شوری و پ‌هاش خاک آهکی مورد مطالعه مورد تحقیق قرار گیرد.

مواد و روشها

این تحقیق در قالب طرح کاملاً تصادفی در پنج تیمار و سه تکرار اجرا شد. تیمارهای آزمایش شامل: تیمار اول: شاهد (خاک زراعی). تیمار دوم: کاربرد موادآلی، بر اساس توصیه کاربردی۱۰ تن در هکتار. تیمار سوم: کاربرد سوپرجاذب A300 به خاک، بر اساس توصیه کاربردی ۱۰۰ گرم در هر متر مربع خاک. تیمار چهارم: افزودن ۵۰ درصد توصیه موادآلی و ۵۰ درصد توصیه کود شیمیایی به خاک، بر اساس توصیه کاربردی (کود شیمیائی بر اساس توصیه کاربردی ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار مورد استفاده قرار گرفت). تیمار پنجم: افزودن ۵۰ درصد توصیه موادآلی و ۵۰ درصد توصیه سوپر جاذب (برای کاربرد مخلوط موادآلی و سوپرجاذب نیمی از مقادیر توصیه شده مورد استفاده قرار گرفت). به منظور مطالعه بر چگونگی تغییرات شیمیائی خاک مورد نظر در حضور سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی و مقایسه آن با عدم استفاده از سوپر جاذب‌ها، در هر تکرار یک تیمار شاهد در نظر گرفته شد. نتایج حاصل از اندازه‌گیری پ‌هاش و هدایت الکتریکی خاک شاهد اعداد ۸ برای پ‌هاش و ۴۴/۲ دسی زیمنس بر متر را برای هدایت الکتریکی نشان داد. بدین ترتیب ۹۰ روز پس از اعمال تیمارها، تعداد ۱۵ نمونه از تیمارها، تهیه و جهت آزمایش به آزمایشگاه منتقل شد. در این پژوهش جهت تعین پ‌هاش و هدایت الکتریکی از پ-هاش سنج و هدایت سنج استفاده گردید.

نتایج و بحث

تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد اثر تیمارهای مختلف بر ویژگی‌های مورد مطالعه معنی دار بود (جدول ۱).

جدول ۱- تجزیه واریانس و میانگین مربعات ویژگی‌های مورد مطالعه

منابع تغیرات	درجه آزادی	پ‌هاش	شوری (ds/m)
تکرار	۲	۰/۰۰۲*	۲/۹۱۲ns
تیمار	۴	۰/۰۱۷*	۶۶/۲۱۵ns
خطا	۸	۰/۰۰۸*	۲/۶۲۷ns

*معنی دار در سطح ۰/۰۵و ** معنی دار در سطح ۰/۰۱ و ns عدم وجود اختلاف معنی دار

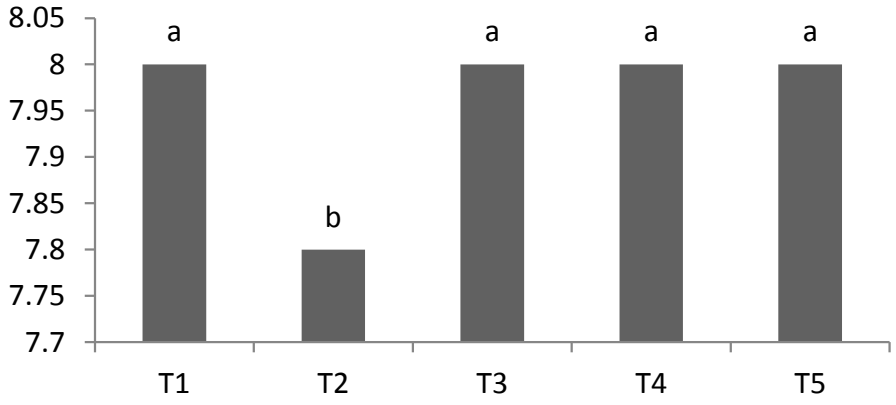
بر این اساس در پ‌هاش، بین تیمارهای مورد مطالعه اختلاف معنی دار وجود داشت ($p<۰/۰۵$)، اما در شوری اختلاف معنی دار مشاهده نشده است. مقایسه میانگین نتایج حاصل از تجزیه خصوصیات مورد مطالعه در ارتباط با کاربرد تیمارهای مختلف در جدول (۲) نشان داده شده است. نتایج نشان داد، میزان خصوصیات مورد مطالعه با کاربرد سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی، نسبت به نمونه اولیه خاک تغییر داشته اند.

جدول ۲- مقایسه میانگین تیمارهای مورد مطالعه (دانکن)

تیمار	پ‌هاش	شوری(ds/m)
شاهد	۸a	۱۷/۸ a
موادآلی	۷/۸ b	۹bc
سوپرجاذب	۸a	۸/۳c
موادآلی و کودشیمیائی	۸ a	۱۱/۸b
موادآلی و سوپرجاذب	۸ a	۱۸a

۱.تیمارهایی که حداقل یک حرف مشترک دارند از لحاظ آماری در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری ندارند

یکی از مهمترین ویژگی‌های مؤثر در وضعیت قابل جذب بودن عناصر پ‌هاش خاک است. همچنین این ویژگی نقش مهمی را در فعل و انفعالات موجودات زنده در خاک ایفا می‌کند. مقایسه میانگین تیمارهای اعمال شده بر تغییرات پ‌هاش در شکل (۱) نشان داده شده است.

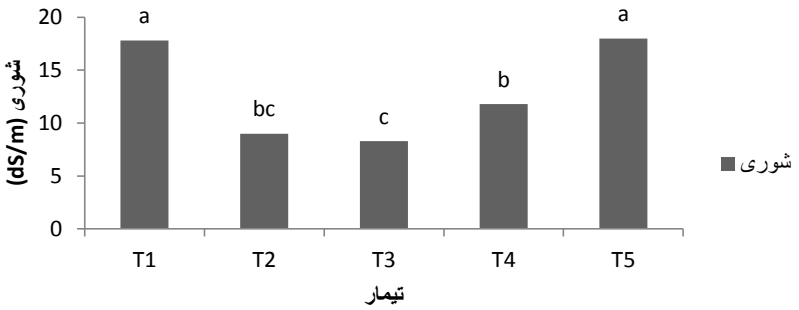


شکل ۱- پ‌هاش تیمارهای مورد مطالعه

۱.تیمارهایی که حداقل یک حرف مشترک دارند از لحاظ آماری در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری ندارند.
T1: تیمار شاهد T2: تیمار موادآلی T3: تیمار سوپرجاذب T4:تیمار اثر ترکیبی موادآلی و کودشیمیائی
T5: تیمار اثر ترکیبی موادآلی و سوپرجاذب

با توجه به نتایج حاصل از جدول (۱) و شکل (۱)، با کاربرد موادآلی میزان پ‌هاش کاهش یافته و تفاوت معنی داری را با سایر تیمارها نشان داد ($p<۰/۰۵$)، اما در سایر تیمارها این ویژگی‌ها تغییری نداشت. با توجه به جدول (۲) پ‌هاش در تیمار T2 (موادآلی) به میزان ۲/۵٪ نسبت به خاک شاهد کاهش داشت. علت کاهش پ‌هاش در تیمار T2 (موادآلی) به دلیل وجود گروه‌های اسیدی موجود در موادآلی است. احمد آبادی و همکاران (۱۳۹۰)، به کاربردن ورمی‌کمپوست موجب کاهش پ‌هاش در خاک می‌گردد.

شوری خاک موجب افزایش مکش آب خاک شده و بنابراین آب مفید خاک برای گیاه کم و گیاه دچار کمبود آب می‌گردد. اثر دیگر شوری در گیاه، سمیت خاص یون‌های موجود در محلول خاک است. مقایسه میانگین تیمارهای اعمال شده بر تغییرات شوری در شکل (۲) نشان داده شده است.



شکل ۲- شوری تیمارهای مورد مطالعه

۱.تیمارهایی که حداقل یک حرف مشترک دارند از لحاظ آماری در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری ندارند.
T1: تیمار شاهد T2: تیمار موادآلی T3: تیمار سوپرجاذب T4:تیمار اثر ترکیبی موادآلی و کودشیمیائی
T5: تیمار اثر ترکیبی موادآلی و سوپرجاذب

با توجه به نتایج جدول (۱) میزان شوری در بین تیمارهای مورد مطالعه تفاوت معنی داری نداشت. نتایج حاصل از جدول (۲) و شکل (۲) نیز نشان داد، میزان شوری در تیمار T5 (اثر ترکیبی موادآلی و سوپرجاذب) با ۵۹/۲۷٪ کاهش نسبت به خاک شاهد و تیمار T1 (شاهد) با ۵۹/۵٪ کاهش نسبت به خاک شاهد، در مقایسه با سایر تیمارهای مورد مطالعه بیشترین مقدار را دارد. میزان شوری در تیمار T3 (سوپرجاذب) با ۸۱/۲۲٪ کاهش نسبت به خاک شاهد، کمترین مقدار را نشان داد. با افزایش پلیمر سوپرجاذب، هدایت الکتریکی خاک به طور معنی داری در سطح ۵ درصد کاهش یافت.

هدف از انجام این آزمایش بررسی تأثیر کاربرد سوپرجاذب‌های طبیعی و مصنوعی بر پ‌هاش و هدایت الکتریکی خاک‌های آهکی استان خوزستان بود. با توجه به نتایج بدست آمده در این تحقیق، عملکرد سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی بر خصوصیات مورد نظر خاک‌های آهکی متفاوت است.

بر اساس نتایج حاصل، کاربرد سوپرجاذب مصنوعی A300 موجب کاهش هدایت الکتریکی (۸۱/۲۲٪ نسبت به خاک شاهد) در خاک‌های آهکی مورد مطالعه گردید. همچنین استفاده از سوپرجاذب طبیعی نظیر موادآلی باعث تعدیل اسیدیته خاک، کاهش هدایت الکتریکی (۵۹/۷٪ نسبت به خاک شاهد) در خاک آهکی مورد مطالعه گردید. همچنین استفاده توأم از سوپرجاذب‌های طبیعی و مصنوعی موجب کاهش هدایت الکتریکی (۵۹/۲۷٪ نسبت به خاک شاهد) در خاک آهکی مورد مطالعه گردید.

منابع

۱-احمدآبادی، زهرا.، م. قاجار سپانلو، س. رحیمی آلاشتی.۱۳۹۰. اثر کاربرد ورمی کمپوست بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیائی خاک. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک، سال پانزدهم، شماره پنجاه و هشتم، زمستان ۱۳۹۰.

۲- پورجوادی، ع. ۱۳۸۵. سنتز و شناسایی هیدروژل ابر جاذب کامپوزیتی کلاژن –g– (پلی اکریلیک اسید)، کائولن و بررسی رفتار تورمی آن. پایان نامه کارشناسی ارشد شیمی. دانشکده صنعتی شریف.

۳-زنگوئی نسب، ش.، امامی. ا، آستارائی. ع، یاری. ع. ۱۳۹۱. تأثیر مقادیر مختلف سوپرجاذب و دورآبیاری بر برخی خصوصیات فیزیکی خاک و شاخصهای رشدی گیاه آتریپلکس. پژوهش آب در کشاورزی. جلد بیست و ششم. شماره ۲.

4- Abd El_Mohdy, H.L.2007. water sorption behavior of CMC/PAM hydrogels by irradiation and rekease of potassium nitrat as agrochemical. Reactive and fanctial Polymers.67,1094-1102.

5-Movahedi naeini,S.A, and M. Taban.2004.factors offecting Aquasorb polyacryamid Hydration in soil.

بررسی تأثیر کاربرد سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک‌های آهکی استان خوزستان

راضیه نوذرپورشمی*[۱]، علیرضا جعفرنژادی[۲]، علی غلامی[۳]،
۱- گروه خاکشناسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان
۲- استادیار خاکشناسی، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان
۳- استادیار خاکشناسی، دانشگاه آزاداسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

کاربرد برخی مواد افزودنی طبیعی (نظیر بقایای گیاهی، کود دامی، کود کمپوست و غیره) و یا مواد سنتزی (پلیمرسوپرجاذب) بر خواص شیمیایی و فیزیکی، به ویژه نگهداری و ذخیره موادغذایی و آب مؤثر بوده و قابلیت نگهداری و ذخیره سازی این عناصر و آب را در خاک افزایش می‌دهند. مواد سوپرجاذب در سال‌های اخیر در دنیا کاربرد وسیعی یافته و می‌توانند با بهبود شرایط خاک مقادیر قابل توجهی از موادغذایی و آب را به سرعت و به مقدار قابل توجه جذب نمایند. از این‌رو، افزایش بازده کاربرد کودهای شیمیایی و راندمان آبیاری با استفاده از این مواد، از روش‌های افزایش کارآیی نهادهای کشاورزی و صرفه‌جویی در مصرف آب است. بنابراین اعمال مدیریت صحیح و به کارگیری شیوه‌های کارآمد به منظور افزایش بهره‌وری از منابع خاک و نگهداشت آب کافی در خاک امری ضروری است. بر اساس تعادل ترمودینامیکی در این مواد در حالتی که پتانسیل شیمیایی آب در محیط بیش از سوپرجاذب باشد، نفوذ آب از محیط به داخل این مواد صورت گرفته که این عمل جذب باعث تورم این پلیمرها تا چندین برابر حجم اولیه خواهد شد و در حالتی که پتانسیل شیمیایی آب در هیدروژل بالاتر از محیط باشد، نفوذ آب از هیدروژل به سمت محیط اطراف بوده و یا به عبارت دیگر عمل دفع صورت می‌گیرد که این پدیده نیز با انقباض هیدروژل همراه است. این خاصیت باعث شده است که از این مواد به منظور حفظ رطوبت خاک استفاده گردد (نادری و واشقانی، ۱۳۸۵). موادآلی موجود در خاک باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک می‌گردد (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۱). تأثیر بالای موادآلی بر افزایش CEC به دلیل سطح ویژه‌ی زیاد موادآلی و داشتن گروه‌های عامل می باشد (میرخانی و همکاران، ۱۳۸۴). تات و جوزفاسیک (۲۰۰۲) در تحقیقات خود نشان دادند، با افزایش ماده آلی، مقدار رس خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی، مقدار سطح ویژه ذرات خاک می‌یابد.

در این آزمایش تلاش شد تا پیرو آزمایشات سایر محققین در خاک‌های غیرآهکی، با استفاده از موادآلی و سوپرجاذب A300 میزان ظرفیت تبادل کاتیونی خاک آهکی مورد مطالعه مورد تحقیق قرار گیرد.

مواد و روشها

این تحقیق در قالب طرح کاملاً تصادفی در پنج تیمار و سه تکرار اجرا شد. تیمارهای آزمایش شامل: تیمار اول: شاهد (خاک زراعی). تیمار دوم: کاربرد موادآلی، بر اساس توصیه کاربردی۱۰ تن در هکتار. تیمار سوم: کاربرد سوپرجاذب A300 به خاک، بر اساس توصیه کاربردی ۱۰۰ گرم در هر متر مربع خاک. تیمار چهارم: افزودن ۵۰ درصد توصیه مواد آلی و ۵۰ درصد توصیه کود شیمیایی به خاک، بر اساس توصیه کاربردی (کود شیمیائی بر اساس توصیه کاربردی ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار مورد استفاده قرار گرفت). تیمار پنجم: افزودن ۵۰ درصد توصیه

موادآلی و ۵۰ درصد توصیه سوپر جاذب (برای کاربرد مخلوط مواد آلی و سوپرجاذب نیمی از مقادیر توصیه شده مورد استفاده قرار گرفت). به منظور مطالعه بر چگونگی تغییرات شیمیائی خاک مورد نظر در حضور سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی و مقایسه آن با عدم استفاده از سوپر جاذب‌ها، در هر تکرار یک تیمار شاهد در نظر گرفته شد. میزان ظرفیت تبادل کاتیونی اندازه گیری شده در خاک شاهد، ۱۰/۳ میلی اکی والان بر صدگرم خاک تعیین شد. بدین ترتیب ۹۰ روز پس از اعمال تیمارها، تعداد ۱۵ نمونه از تیمارها، تهیه و جهت تعیین ظرفیت تبادل کاتیونی به آزمایشگاه منتقل شد.

نتایج و بحث

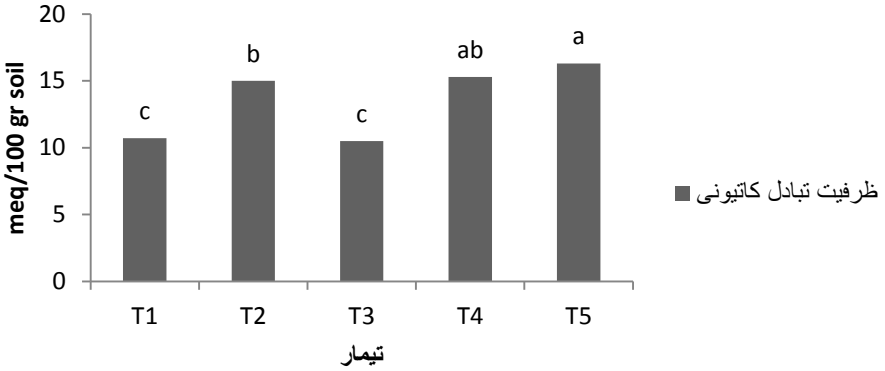
مقایسه میانگین نتایج حاصل از تجزیه خصوصیت مورد مطالعه در ارتباط با کاربرد تیمارهای مختلف در جدول (۱) نشان داده شده است. نتایج نشان داد، میزان خصوصیات مورد مطالعه با کاربرد سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی، نسبت به نمونه اولیه خاک تغییر داشته اند.

جدول ۱- میانگین تیمارهای مورد مطالعه

تیمار	CEC (meq/100gr soil)
شاهد	۱۰/۷c
موادآلی	۱۵b
سوپرجاذب	۱۰/۵c
موادآلی و کودشیمیائی	۱۵/۳ab
موادآلی و سوپرجاذب	۱۶/۳ a

۱.تیمارهایی که حداقل یک حرف مشترک دارند از لحاظ آماری در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری ندارند

ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک، مجموع نقاط تبادلی کلوئیدهای آلی و معدنی خاک است. موادآلی در اغلب خاک‌ها دارای بیشترین ظرفیت تبادل کاتیونی می‌باشند و با افزایش درجه هوموسی شدن افزایش می‌یابد. در مجموع ظرفیت تبادل کاتیونی خاک‌ها تابع پ‌هاش خاک است. مقایسه میانگین تیمارهای اعمال شده بر تغییرات ظرفیت تبادل کاتیونی در شکل (۱) نشان داده شده است.



شکل ۱- ظرفیت تبادل کاتیونی تیمارهای مورد مطالعه

۱.تیمارهایی که حداقل یک حرف مشترک دارند از لحاظ آماری در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری ندارند. T1: تیمار شاهد T2: تیمار موادآلی T3: تیمار سوپرجاذب T4:تیمار اثر ترکیبی موادآلی و کودشیمیائی T5: تیمار اثر ترکیبی موادآلی و سوپرجاذب

نتایج شکل (۱) نشان داد، موادآلی موجود در خاک باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک می‌گردد (ابراهیمی و همکاران، ۱۳۸۱). با توجه به جدول (۱) تیمار T5 (اثر ترکیبی موادآلی و سوپرجاذب) با افزایش ۵۸/۲٪ ظرفیت تبادل کاتیونی نسبت به خاک شاهد، بیشترین ظرفیت تبادل کاتیونی را در مقایسه با سایر تیمارهای مورد مطالعه به خود اختصاص داده است. این افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی به علت اثربخشی موادآلی و سوپرجاذب بر روی هم و افزایش سطح ویژه موادآلی و پلیمرهای سوپرجاذب بوده است. تیمار T4 (اثر ترکیبی مواد آلی و کودشیمیائی) با ۴۸/۵٪ افزایش نسبت به خاک شاهد، پس از تیمار T5 در مقایسه با سایر تیمارهای مورد مطالعه ظرفیت تبادل کاتیونی بالاتری دارد. ظرفیت تبادل کاتیونی در تیمار T2 (موادآلی) نیز ۴۵/۶٪ نسبت به خاک شاهد افزایش یافت.

هدف از انجام این آزمایش بررسی تأثیر کاربرد سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک-های آهکی استان خوزستان بود. با توجه به نتایج بدست آمده در این تحقیق، عملکرد سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی بر ظرفیت تبادل کاتیونی خاک آهکی مورد مطالعه متفاوت است.

بر اساس نتایج حاصل، کاربرد سوپرجاذب مصنوعی A300 موجب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی (۱/۹٪ نسبت به خاک شاهد) در خاک آهکی مورد مطالعه گردید. همچنین استفاده از سوپرجاذب طبیعی نظیر موادآلی باعث افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی (۴۵/۶٪ نسبت به خاک شاهد)، در خاک آهکی مورد مطالعه گردید. همچنین استفاده توأم از سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی موجب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی (۵۸/۲٪ نسبت به خاک شاهد) در خاک آهکی مورد مطالعه گردید.

منابع

۱-ابراهیمی، سهیلا.۱۳۸۱. اثر مواد آلی در کاهش فرسایش پذیری خاک. نشریه فنی شماره ۲۸٤و مؤسسه تحقیقات خاک و آب.

۲-احمدآبادی، زهرا.، م. قاجار سپانلو، س. رحیمی آلاشتی.۱۳۹۰. اثر کاربرد ورمی کمپوست بر برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیائی خاک. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک، سال پانزدهم، شماره پنجاه و هشتم، زمستان ۱۳۹۰.
۳-میرخانی، رسول.، م. شعبانپور، س. سعادت.۱۳۸۴. استفاده از فراوانی نسبی ذرات و درصد کربن آلی برای برآورد ظرفیت تبادل کاتیونی خاکهای استان لرستان. مجله علوم خاک و آب، جلد نوزدهم، شماره دوم.
۴-نادری، فهیمه.، ا. واشقانی فراهانی.۱۳۸۵. حفظ رطوبت خاک با استفاده از پلیمرهای جاذب آب (هیدروژل). مجله علوم خاک و آب، جلد بیستم، شماره یک.
4-Toth, T., and Jozefaciuk, G. 2002. Ohysicochemical properties of a solonetzic toposequence Geoderma. 106:137-159.

اثر آبیاری با پساب بر شوری ثانویه و قلیائیت خاک دردشت سجزی اصفهان

اخوان قالیباف م.[1]، زمانی ف.[2] و م.ع. کاظمی[2]
۱-استاد یار گروه خاکشناسی و ۲-دانشجویان کارشناسی ارشد دانشکده منابع طبیعی و کویر شناسی دانشگاه یزد

مقدمه

دشت سجزی اصفهان یکی از کانون های فرسایش بادی در شرق اصفهان است. لذا تثبیت خاک و تقویت پوشش گیاهی با احیای اراضی تاغ کاری به منظور کنترل فرسایش بادی از الویت های ایستگاه منابع طبیعی شهید طاهری به شمار می رود. یکی از راه های آبیاری در این دشت با حفظ سفره های آب زیر زمینی استفاده از آب پساب تصفیه خانه های فاضلاب اصفهان می باشد. بکارگیری فاضلاب های پالایش شده در آبیاری اراضی، بسته به منطقه جغرافیایی می تواند سودمند یا زیان بار باشد(آیرز و وستکات (۱۹۸۵) و بولز و همکاران (۱۹۸۶)). عابدی کوپایی و همکاران (۱۳۸۰)، در مطالعه ای اثر آبیاری بارانی و سطحی با پساب تصفیه شده بر شوری خاک را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که استفاده از پساب، کاهش شوری خاک (هدایت الکتریکی اشباع) را به همراه داشته است. از طرف دیگر حسن اقلی و همکاران (۱۳۸۵)، با بررسی چگونگی تغییرات هدایت الکتریکی اشباع خاک در نتیجه اجرای عملیات آبیاری با فاضلاب خانگی و پساب تصفیه شده نشان دادند که کاربرد دوساله آب پساب جهت آبیاری و کشت سبزیجات موجب افزایش هدایت الکتریکی اشباع خاک در مقایسه با تیمار شاهد گردیده است. ولی نژاد و همکاران (۱۳۸۱)، در تحقیقات خود با استفاده از پساب اثر معنی داری بر افزایش سرعت نفوذ پذیری خاک در مقایسه با کاربرد آب چاه را نشان دادند. موحدیان و افیونی (۱۳۸۵)، در بررسی اثر پساب و لجن صنعتی بر روی خصوصیات خاک، و نیز افزایش غلظت عناصر سنگین را در عمق صفر تا ۲۰سانتی متری کلیه تیمار های آزمایشی خود مشاهده کردند. انصاری نژاد و همکاران (۱۳۸۹)، اثرات مثبت استفاده از پساب را در احیای پوشش گیاهی دشت سجزی پساب، مورد ارزیابی قرار دادند و بیان نمودند که استفاده از پساب جهت آبیاری علی رغم وجود خاکهای شور و قلیا بر رشد و شادابی نهال ها تاثیر بسزایی داشته است. بنا به گزارش نریمانی و انصاری نژاد(۱۳۹۱) متوسط بارش این دشت ۹۹/۶ میلی متر و تبخیر و تعرق سالانه آن معادل ۲۲۱۰ میلی متر است و نهال کاری و بیابان زدایی در این منطقه از سال ۱۳۵۸ شروع شده و تاکنون حدود ۱۲۰۰۰ هکتار جنگل های دست کاشت تاغ ایجاد گردیده است. اخوان قالیباف (۲۰۰۲) تیپ های شوری خاک را در دشت یزد اردکان مورد بررسی قرار داد . همچنین اخوان قالیباف و کوهساری (۱۳۸۴) نشان دادند که آب های حاوی یون سولفات در مجاورت املاح سدیم کلراید قادر به ایجاد تبخیری هایی از نوع سدیم سولفات است که آن قادر است خاکهای شور و سولونجاکی از نوع کویر های پف کرده را ایجاد کند. هدف از این تحقیق ضمن دست یابی به روش و شاخص سریع و آسان در بررسی و پایش وضعیت ناپایداری خاک ها، تعیین ارتباط نحوه آبیاری با پساب در افزایش و یا کاهش پایداری خاک است.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه در دشت سجزی اصفهان به مساحت ۴۳۰۰۰ هکتار می باشدکه در ۲۵کیلومتری شهر اصفهان قرار دارد و دارای مختصات جغرافیایی″۲۶ ′ ۳۳ °۳۲ تا ″۰۲ ′ ۲۰ °۳۲ عرض شمالی و ″۴۲ ′ ۵۶ °۵۱ تا ″۰۶ ′ ۰۸ °۵۲ طول شرقی می باشدبرای بررسی اثر پساب بر خاک منطقه، از دو لایه در عمق های ۲۰-۰ و ۴۰-۲۰ در ۲۰ نقطه به فواصل تقریبا مساوی از قبل تعیین شده به صورت تصادفی در خرداد سال

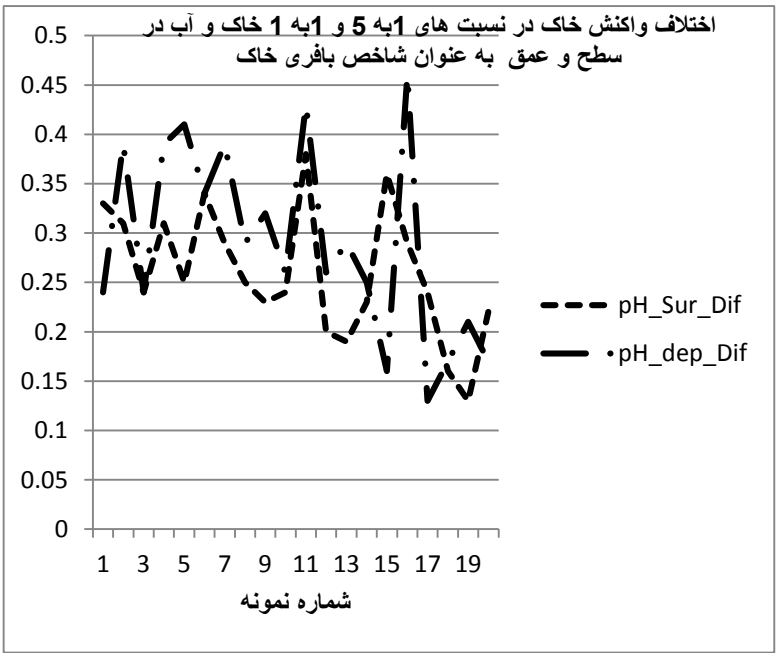
۱۳۹۲ از خاک نمونه برداری شد. موقعیت های نمونه برداری مجددا با استفاده از سامانه موقعیت یاب جهانی (GPS) ثبت گردید. نمونه های خاک به آزمایشگاه منتقل گردید. از نمونه های خاک در آزمایشگاه آزمایش های معمول فیزیکی و شیمیایی خاک به عمل آمد. pH در محلول یک به یک و یک به پنج و EC در عصاره یک به پنج خاک اندازه گیری شد تا از اختلاف آن به عنوان شاخصی جهت تخمین قدرت بافری خاک استفاده گردد. از متوسط واکنش خاک در نسبت ۱به ۱ خاک و آب به عنوان بررسی روند شدت قلیائیت خاک استفاده شد. از نسبت هدایت الکتریکی خاک در افق سطحی به هدایت الکتریکی خاک در افق زیر سطحی در نسبت ابه ۵ خاک و آب به عنوان شاخصی در مقایسه شدت شوری ثانویه یا شوری هیدرومرف استفاده گردید که حدود تعریف شده جهت هدایت الکتریکی و واکنش خاک در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول۱-براورد شدت شوری ثانویه و قلیائیت

گستره نسبت هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	گستره واکنش خاک	شدت
EC_A/EC_B <۰/۵	pH≤۷	۱-کم
۰/۵≤ EC_A/EC_B <۰/۸	۷/۰<pH≤۷/۵	۲- متوسط
۰/۸≤ EC_A/EC_B <۱/۰	۷/۵<pH≤۸/۵	۳- شدید
۱/۰≤ EC_A/EC_B	۸/۵<pH	۴- بسیار شدید

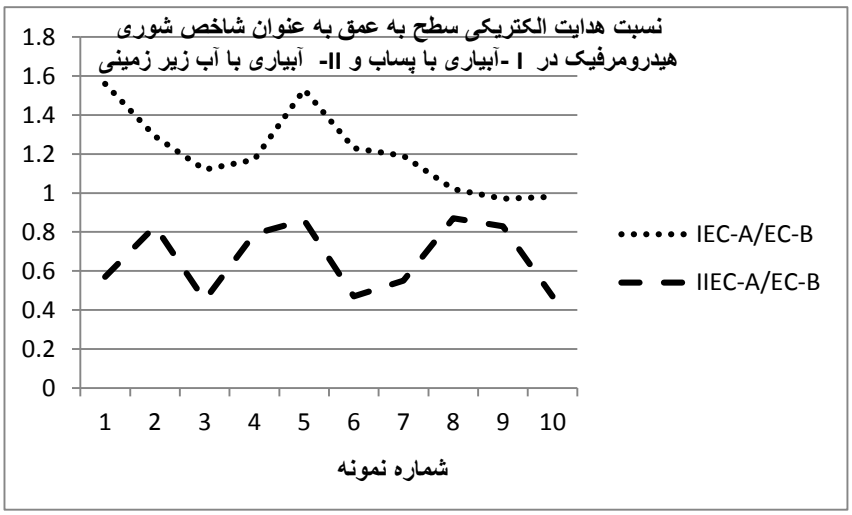
نتایج و بحث

اختلاف بین pH از نسبت های ۱به ۱ و ۱به ۵ خاک و آب در افق های سطحی و زیر سطحی خاک در شکل یک نشان داده شده است. به طوری که در نمونه های با شماره بالا تر که مربوط به نمونه های طبیعی خاک و آبیاری با آب زیر زمینی با مقادیر کم تر آب بوده است این اختلاف کمتر شده است که نشانه قوی تر بودن خاصیت بافری خاک است. بیشتر نمونه ها در سطح دارای خاصیت بافری بیشتر و یا اختلاف واکنش خاک کمتری را در دو نسبت آب و خاک نشان دادند.



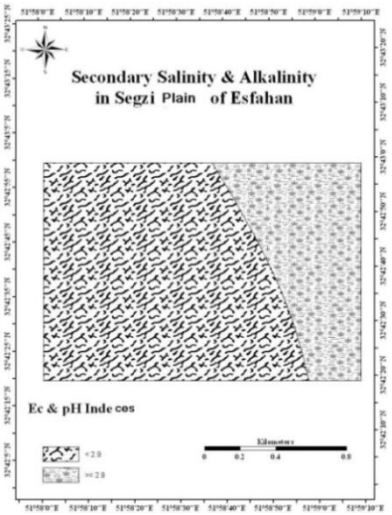
شکل ۱- بررسی واکنش خاک در نسبت های خاک و آب ۱به ۱و ۱به ۵ درافق های سطحی وزیر سطحی خاک

نسبت هدایت الکتریکی افق سطحی به هدایت الکتریکی افق زیر سطحی خاک در شکل ۲ نشان داده شده است. این نسبت که به عنوان شاخصی از شوری هیدرومرفیک در ناحیه مورد مطالعه استفاده گردید در روش آبیاری با پساب نسبت به شرایط طبیعی خاک و آبیاری کوتاه مدت با آب زیر زمینی افزایش قابل توجه به میزان تا دوبرابر رانشان داد.



شکل ۲-مقایسه شوری ثانویه در موقعیت های نمونه برداری خاک

با میانگین هندسی از دو شاخص شوری ثانویه و قلیائیت در ایستگاه شهید طاهری سجزی مطابق با جدول ۱ دو بخش در شمال شرق و جنوب غرب ناحیه مورد مطاله به ترتیب با شدت های شدید و متوسط شوری و قلیائیت قابل تفکیک است(شکل ۳).



شکل ۳- پهنه بندی شدت شوری ثانویه و قلیائیت خاک در محدوده ایستگاه شهید طاهری اداره منابع طبیعی سجزی

خاک های دشت سجزی با افق مشخصه سالیک در سطح و یا نزدیک سطح و افق مشخصه جیپسیک در سطح در زیر رده جیپسیک هاپلوسالیدز[1] قرار دارد. واکنش خاک از ۷/۵تا ۸/۵ در نسبت ۱به ۱ خاک و آب تغییر می کند و متوسط هدایت الکتریکی خاک ها از ۳/۴۰ تا ۱۸/۱۹ دسی زیمنس بر متر در نسبت ۱به ۵ خاک و آب است. به دلیل مجاورت با معادن گچ در بسیاری از موقعیت ها در سطح دارای مقادیر زیادی گچ (حتی بیش از ۵ درصد) است. هم سو با تحقیقات اخوان قالیباف و کوهساری(۱۳۸۶) گچ با انحلال در محلول خاک در واکنش با سدیم کلراید فراوان در محلول مطابق رابطه ۱ املاح تبخیری سولفات سدیم را پدید آورده است که این املاح در زمستان با کاهش درجه حرارت خاک حلالیت کمتری داشته و خاک را به سمت سولونچاک های با سطح سست و پف کرده متحول نموده است.

$$CaSO_4 + 2NaC \rightleftharpoons CaCl_2 + Na_2SO_4 \qquad [۱]$$

منابع

۱-اخوان قالیباف م. و ا. کوهساری. ۱۳۸۶. بررسی ترمودینامیکی نمکهای تبخیری در یکی از گودال های نمکی اسنان یزد با نمونه برداری های زمینی و دورسنجی. مجله بلورشناسی و کانی شناسی ایران. ۲: ۴۱۲-۴۰۱.

۲. انصاری نژاد .ه، مرادی .ف، نریمانی .ح. ۱۳۸۹. طرح استفاده ازپساب برای احیای پوشش گیاهی دشت سجزی. اداره منابع طبیعی و آبخیزداری شهرستان اصفهان.(گزارش داخلی اداره کل منابع طبیعی اصفهان).

۳. حسن اقلی، علیرضا، عبدالمجید لیاقت و مهدی میراب زاده، .1385تاثیر آبیاری با فاضلاب خانگی خام ورودی و پساب تصفیه خانه شهرک اکباتان بر میزان انتقال فسفر به زیر عمق توسعه ریشه ها. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان، سال دهم/ شماره۴: ۲۹-۴۴.

۴. عابدی کوپایی، ج.، باقری، م، ر.، افیونی، م.، مصطفی‌زاده، ب. ۱۳۸۰. مطالعه آلودگی آبهای زیرزمینی اطراف تصفیه‌خانه شاهین‌شهر اصفهان. مجموعه مقالات سومین کنفرانس هیدرولیک ایران. دانشکده فنی دانشگاه تهران. ص ۶۴۰-۶۳۳.

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

۶.. موحدیان، ف، و افیونی، م. ۱۳۸۵. اثر پساب و لجن صنعتی روی برخی خصوصیات شیمیایی و تجمع عناصر سنگین خاک در اصفهان .مجموعه مقالات دومین کنفرانس مدیریت منابع آب ، اصفهان.۶صفحه.

۷.. نریمانی، ح. و انصاری نژاد، ه. ۱۳۹۱ . بررسی اثر پساب در احیای پوشش گیاهی در مناطق بیابانی (مطالعه موردی: دشت سجزی شهرستان اصفهان). اولین همایش ملی بیابان . مرکز تحقیقات بین المللی بیابان .دانشگاه تهران .۵ صفحه.

8.Akhavan Ghalibaf M. 2002. Salinity types of the soils related to climatic and lithogenic microzonesin Central Iran. 17th World Congress of Soil Science. Bankok-Thailand.

9. Ayers, R. S., and D. W. Westcot. 1985. Water quality for agricultjre. Rev. 1, FAO Rom

10- Boll, R., H. Dernbach, an R. Kayser. 1986. Aspects of Land disposal of wastewater as experienced in Germany. Wat. Sci. Tech. 18:383-390.

1.Gypsic Haplosalids

تأثیر دو نوع بیوچار تهیه شده از چوب و کاه و کلش برنج بر کلسیم و فسفر خاک

رضا نجمی[1]، اکبر فرقانی[2]، عاطفه صبوری[3]
۱-دانشجو کارشناسی ارشد گروه خاکشناسی دانشگاه گیلان۲ – استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه گیلان ۳- استادیار گروه زراعت دانشگاه گیلان

مقدمه

بیوچار[1] به عنوان پتانسیل بالقوه‌ای از ذغال چوب شناخته م ی‌شود و می‌تواند به طرز شا یسته‌ای باعث بهبود خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک‌ها شود (Lehmann et al., 2006). بیوچار محصولی از تجزیه گرمایی و شیمیایی مواد آلی در غیاب اکسیژن (پیرولیز) است (Lehmnn and Joseph, 2009). مواد مختلف زیادی برای ساخت بیوچار پیشنهاد می‌شوند از جمله: چوب، سبوس جو، پوست فندق، بقایای گیاهی و کشاورزی که همگی ظرفیت کربن بسیار بالایی دارند (Vanzweiten et al., 2007). بیوچار غنی از کربن است و این یکی از دلایلی است که توجه زیادی به آن می‌شود زیرا باور بر این است که کربن را صدها تا هزاران سال در خاک ذخیره می-کند و پتانسیل برجسته‌ای در کاهش معنی‌دار سطوح گازهای گلخانه‌ای در اتمسفردارد (Lehmann, 2007). علاوه بر این گزارش شده که حضور آن در خاک باعث بهبود خصوصیات شیمیایی خاک مانند pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و کاتیون‌ها می‌شود (Oguntunde et al., 2004). هم‌چنین ترکیب کردن بیوچار با خاک می‌تواند خواص فیزیکی خاک مانند ساختمان، جرم مخصوص، تهویه و ظرفیت نگه‌داری آب را اصلاح کند (Downie et al., 2009). اضافه کردن بیوچار در خاک نه تنها بر جمعیت میکروبی خاک و فعالیت‌های آنها اثر می‌گذارد بلکه بر فعالیت‌های درونی میکروبی-گیاهی که بر دسترسی مواد غذایی و تغذیه زیستگاه‌ها ریشه موثر است اثر می‌گذارد (Giller, 2001).

ریگوسی و همکاران (Nigussie et al., 2012) تاثیر کاربرد بیوچار ساقه ذرت را بر یک نوع خاک رسی آلوده شده به کروم بررسی کردند. آنها بیوچار را در رنج‌های ۰، ۵ و ۱۰ تن در هکتار در خاک آلوده شده به کروم، در مقدار ۰، ۱۰ و ۲۰ ppm به کار بردند. مطالعات افزایش معنی دار در مقدار pH، هدایت الکتریکی، کربن آلی، نیتروژن کل، فسفر قابل جذب و ظرفیت تبادل کاتیونی را به دلیل کاربرد بیوچار نشان داد. کاهش معنی دار در جذب کروم، به دلیل کاربرد بیوچار در خاک آلوده شده به کروم ملاحظه شد

هدف از انجام این پژوهش، توانایی بیوچار و مطالعه تأثیر دو نوع بیوچار بر فسفرکل و کلسیم تبادلی خاک بود.

مواد و روشها

به منظور بررسی تأثیر دو نوع بیوچار تهیه شده از چوب وکاه و کلش برنج بر روی نمونه خاک رسی، مراحل انکوباسیون در سه زمان ۱، ۳ و ۶ ماه انجام گردید. آزمایشات در ۳ تکرار انجام شد و بیوچارها در سه سطح ۱۰، ۲۰ و ۳۰ g kg-1 به خاک اعمال گردید. هم‌چنین رطوبت نمونه‌ها در حد ظرفیت مزرعه قرار داده شد . الگوی

[1] - Biochar

آماری مورد استفاده در این آزمایش، اسپلت پلات بر پایه طرح کاملا تصادفی بود. مقایسه میانگین‌ها زمان به روش توکی در سطح ۵ درصد با استفاده از نرم افزار SAS انجام شد.

ساخت نمونه‌های بیوچار

برای ساخت بیوچارها، بیومس چوب و کاه و کلش برنج را در کوره مخصوص ساخت بیوچار قرار داده و تحت شرایط بدون اکسیژن کُند و در دمای ۵۰۰°C به بیوچار تبدیل شدند. بیومس‌ها به مدت ۶ – ۵ ساعت در کوره باقی ماندند.

اندازه‌گیری کلسیم و فسفر

کلسیم تبادلی نمونه‌های بیوچار و خاک‌ها به‌وسیله استرایپون با استفاده از EDTA اندازه‌گیری شد (Miller and Keeney, 1989). نمونه فسفر زمان در خاک و بیوچارها از طریق روش اولسن و به‌وسیله اسپکتروفتومتری اندازه‌گیری شد (Olsen and Sammers, 1990).

نتایج و بحث

نتایج آزمایش‌های صورت گرفته بر روی نمونه‌ی خاک و بیوچارهای به کار رفته در این پژوهش در جدول ۱ نشان داده شده است.

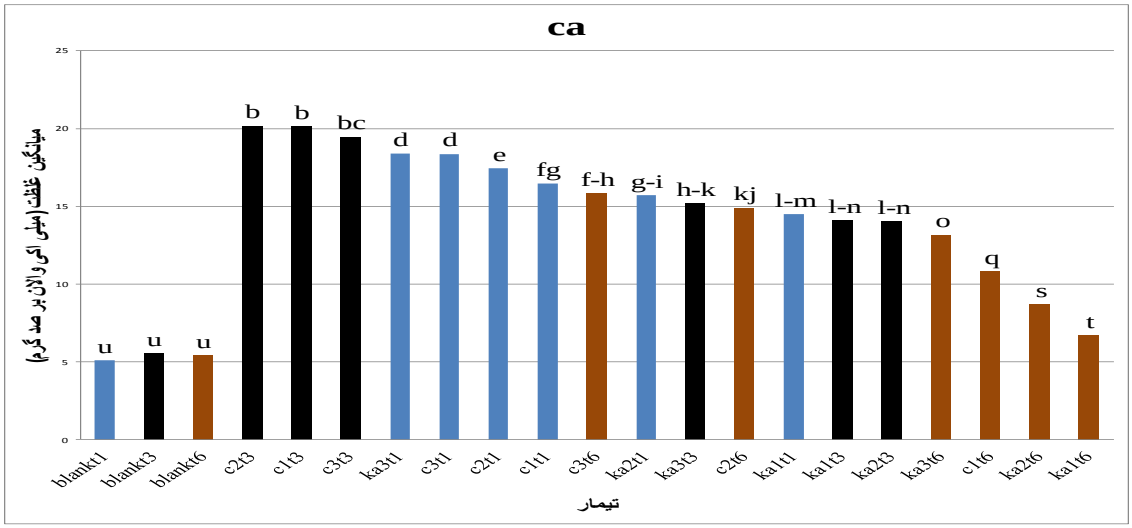
جدول ۱- خصوصیات شیمیایی خاک و بیوچارها

	P Mg/kg	Ca Meq/100g
خاک رسی	۲۲/۸	۴/۸
بیوچار چوب	۵۹/۴	۸/۱
بیوچار کاه و کلش	۸۳/۶	۱۶/۳

نتایج تجزیه واریانس نمونه‌ها نشان داد که کاربرد بیوچارها در خاک بر تمامی پارامترها در سطح احتمال ۱ درصد اثر معنی‌دار گذاشته است.

نتایج مقایسه میانگین عنصر کلسیم(شکل۱) نشان می‌دهد که تمامی خاک‌ها نسبت به شاهد خود افزایش معنی‌داری نشان دادند. این امر را می‌توان به مقدار زیاد کلسیم در بیوچار ربط داد که با اضافه کردن به خاک، وارد خاک شده است. در ماه اول بیشترین مقدار مربوط به بیوچار کاه و چوب در سطح ۳ درصد و کمترین مقدار مربوط به بیوچار کاه در سطح ۱ درصد بود. در ماه سوم زمان تمامی خاک‌ها افزایش معنی‌داری را نشان دادند و بیشترین مقدار کلسیم مربوط به بیوچار چوب در سطوح ۲، ۱ و ۳ درصد بود و کمترین مقدار را بیوچار کاه در سطوح ۲ و ۱ درصد نشان داد که اختلاف معنی‌داری زمان با یکدیگر نداشتند. در ماه ششم زمان بیشترین مقدار را بیوچار چوب در سطح ۳ درصد به خود اختصاص داد و کمترین مقدار مربوط به بیوچار کاه در سطح ۱ درصد بود

که آن نیز افزایش معنی‌داری را نسبت به شاهد خود نشان داد. در مقایسه بیوچار ها در سطوح مختلف و زمان-های متفاوت بیشترین مقدار کلسیم را بیوچار چوب به ترتیب در سطوح ۲، ۱ و ۳ درصد نشان دادند.

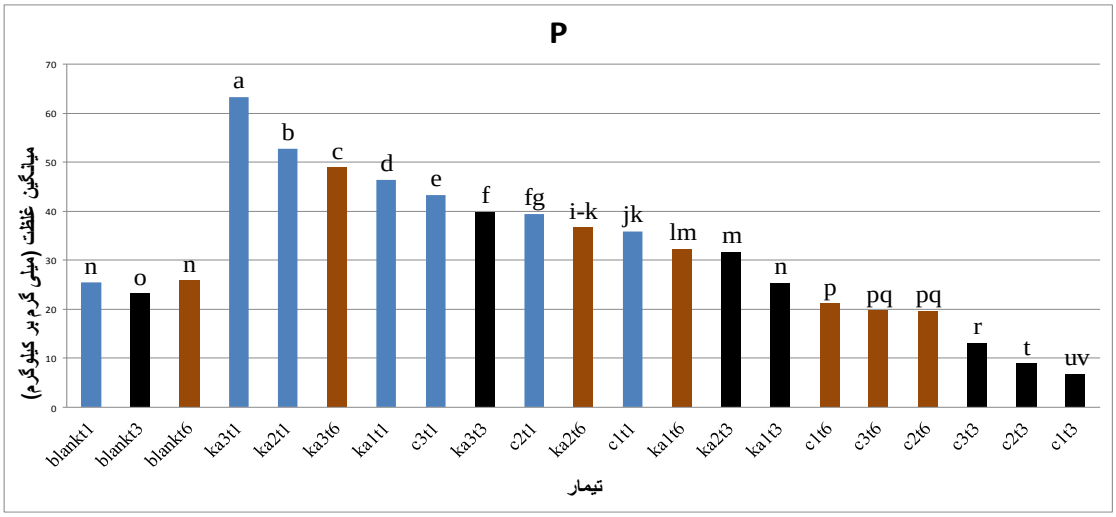


شکل ۱- مقایسه میانگین کلسیم تبادلی

* میانگین‌های دارای حروف مشترک در آزمون توکی اختلاف معنی‌دار ندارند.

نتایج حاصل از مقایسه میانگین عنصر فسفر(شکل۲) نشان داد که در ماه اول تمامی تیمارها نسبت به شاهد خود افزایش معنی‌داری داشتند که علت آن وجود مقدار زیاد فسفر در بیوچار و pH مناسب خاک (۶-۷) بود. بیشترین مقدار، مربوط به تیمار بیوچار کاه و کلش در سطح ۳ درصد بود و کمترین مقدار فسفر را چوب در سطح ۱ درصد دارا می‌باشد. در ماه سوم و ششم سه تیمار بیوچار کاه و کلش افزایش معنی‌داری را نشان دادند اما در تیمارهای بیوچار چوب شاهد کاهش معنی‌دار مقدار فسفر نسبت به خاک شاهد بود یم. با توجه به افزایش pH به بالاتر از ۷، این پدیده قابل توجیه است. در pH بالاتر از ۷ یونهای کلسیم و منیزیم و همچنین کربنات‌های این فلزات در خاک سبب رسوب فسفر افزوده شده م یشود و قابلیت جذب آن کاهش م یابد (Wang et al., 2011). در مقایسه کلی تیمارها مشاهده کردیم مقدار فسفر در تیمار کاه و کلش در سطح ۲ درصد در ماه اول بیشتر از بقیه تیمارها بود و تیمار بیوچار چوب در سطح ۱ درصد و ماه سوم کمترین مقدار را به خود اختصاص داد.

بنابراین بیوچارها دارای عناصر ضروری زیادی برای بهبود کیفیت خاکهای کشاورزی هستند و استفاده از بیوچارها می‌تواند به بهبودخصوصیات شیمیایی خاک و افزایش محصول کمک کند.



شکل ۲- مقایسه میانگین فسفر کل

* میانگین‌های دارای حروف مشترک در آزمون توکی اختلاف معنی‌دار ندارند.

منابع

Downie, A., Crosky, A., Munroe, P., 2009. Physical properties of biochar. In: Biochar for Environmental Management: Science and Technology (Eds. Lehmann, J. & Joseph, S.), Earthscan.

Giller, K.E., 2001.Nitrogen Fixation in Tropical Cropping Systems, 2nd ed., CAB International, Wallingford.

Lehmann, J., Gaunt, J., Rondon, M. 2006.Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems a review. Mitigation and Adaption Strategies for Global Change 11: 403-427.

Lehmann, J., Joseph, S., 2009.Biochar for Environmental Management: an introduction. In: Lehmann, J., Joseph, S. (Eds).,Biochar for Environmental Management: Science and Technology. Earthscan, London, pp. 1e12.

Lehmann, J., 2007. A handful of carbon. Nature 447, 143-144.

Miller, R. H. and D. R. Keeney. 1989. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and properties hief ASA publication 3th edit.

Nigussie, A., Kissi, E., Misganaw, M., Ambaw, G., 2012. Effect of biochar application on soil properties and nutrient uptake of lettuces (lactuca sativa) grown in chromium polluted soils. American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci., 12(3): 369-376.

Oguntunde, P.G., Fosu, M., Ajavi, A.E., Van De Gisen, N.D., 2004.Effect of Charcoal Production on Maize Yield, Chemical Properties and Texture of soil. Biology and Fertility of Soil 39, 295-299.

Olsen, S. R. and L. E. Sommers. 1990. Phosphorous, PP. 403-431. In,: Page, A. L., et. Al., Method of soil analysis. Part 2. 2nd ed., Aggron. Monogr., ASA, Madison, WI.

Van Zwieten, L., Kimber, S., Downie, A., Joseph, F., Chan, K. Y., Cowie, A., Wainberg, R., and Morris, S., 2007. Paper mill char: benefits for soil health and plant production. Proceedings, International Agrichar Initiative Conference, 30th April - 2nd May 2007, Terrigal, Australia.

Wang, T., 2011. Phosphorus bioavailability from ash-rich biochars produced at different pyrolysis temperatures. New Zealand biochar research center.

پراکنش سرب و کادمیوم در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک سطحی سپاهان شهر اصفهان

شهناز محمودی[1]، جهانگرد محمدی[2]، مهدی نادری[3]
۱-کارشناسی ارشد خاکشناسی۲- دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهرکرد۳- استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهرکرد

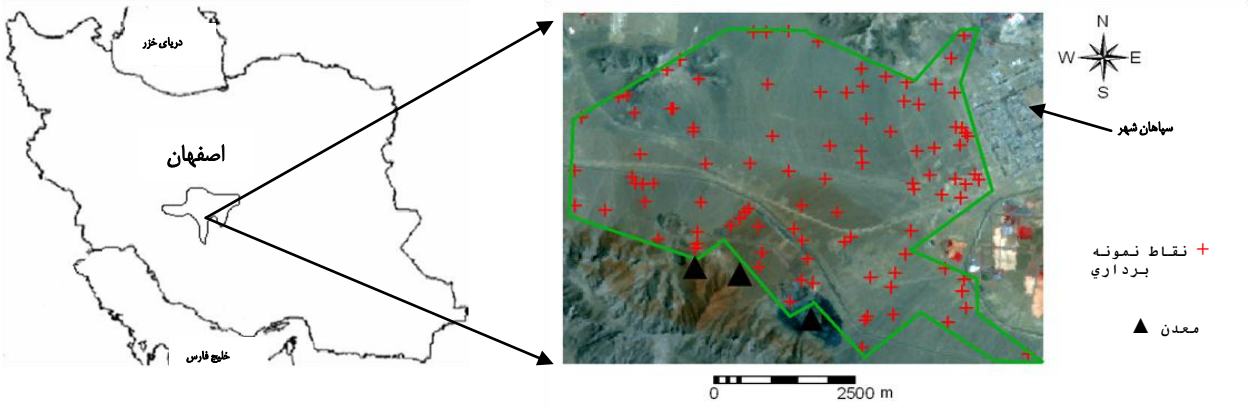
مقدمه

آلودگی عناصر سنگین در خاک‌ها به‌طور معمول از طریق مقایسه‌ی غلظت‌های کل عناصر سنگین در نمونه‌های توده‌ای خاک برداشت شده از منطقه ی مرجع با استانداردها یا حدود بحرانی مقرر شده ی کیفیت خاک مورد ارزیابی قرار می‌گیرد (لانگ و همکاران، ۲۰۰۶). این در حالی است که بسیاری از مطالعات نشان داده است که غلظت عناصر فلزی در خاک‌ها با کاهش اندازه‌ی ذرات خاک، افزایش پیدا می‌کنند (منیر شاه و همکاران، ۲۰۰۶ و آکوستا و همکاران، ۲۰۰۹). ذرات ریزتر دارای سطح ویژه بالایی بوده و لذا قادر به نگه‌داشت مقادیر بیش‌تری از عناصر سنگین می باشند (وانگ و همکاران، ۲۰۰۶). ذرات بسیار ریز (معمولاً با اندازه ی کوچک‌تر از ۱۰۰ میکرون) به‌راحتی در هوا به صورت معلق درآمده و توسط نیروی باد در پهنه ی جغرافیایی بسیار وسیع منتقل و منتشر می‌شوند (منیر شاه و هم‌کاران، ۲۰۰۶). علاوه بر آن، ذرات کوچک‌تر حل شدنی‌تر بوده و به همراه مخاط دستگاه گوارشی راحت‌تر و سریع‌تر منتقل و در مقایسه با ذرات درشت‌تر به گونه‌ای مؤثرتر در نسوج و بافت‌های انسانی جذب می شوند. یافته‌ها حاکی از این واقعیت است که ذرات خاک در اندازه ی سیلت و کوچک‌تر از آن، بسیار مستعد برای جدا شدن از توده ی خاک بوده و در نتیجه، بسیار حساس به فرسایش بادی و انتقال و انتشار در راستای وزش بادهای غالب می باشند (آکوستا و همکارن، ۲۰۰۹). بنابراین، دست‌یابی به اطلاعات در زمینه چگونگی توزیع فلزات سنگین در کلاس های اندازه‌ای مختلف خاک جهت ارزیابی واقعی تر ریسک آلودگی خاک‌های حومه‌ی کلان شهرها از اهمیّت بسیار زیادی برخوردار می باشد (لانگ و همکاران، ۲۰۰۶ و آکوستا و همکاران، ۲۰۰۹).

دیانی و محمدی (۲۰۱۰) در ارزیابی زمین آماری آلودگی خاک منطقه ی مطالعاتی حاضر که بر روی نمونه های توده‌ای خاک انجام گرفت، گزارش دادند که خاک های حد واسط بین معادن فعال واقع در حاشیه ی شهرک و مناطق مسکونی، درجات مختلفی از آلودگی را نشان می دهند. مع‌الوصف، آن‌ها خاطر نشان ساختند که از آن جایی که این محدوده‌ی ترانزیت و حد واسط بین منابع آلودگی و مناط ق مسکونی عمدتاً اراضی بایر و لم یزرع می‌باشد؛ لذا، نتایج آن ها نمی تواند مستقیماً بیان گر ریسک بلاواسطه ی آلودگی برای سلامت افراد مقیم در شهرک باشد. آن‌ها ضرورت توجه به مسیر و چرخه ی تنفس و استنشاق، به عنوان یکی از مسیرهای پر مخاطره‌ی اثر گذاری آلاینده های فلزی بر سلامت اهالی منطقه را یادآوری و بررسی چگونگی توزیع فلزات سنگین مورد نظر در کلاس های اندازه‌ای مختلف خاک را توصیه نمودند. بدین ترتیب، هدف اصلی از مطالعه ی حاضر، عبارت از تعیین توزیع غلظت کل عناصر سرب و کادمیوم و فاکتور تجمع این عناصر در کلاس های اندازه‌ای مختلف ذرات خاک بوده است.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه با وسعتی حدود ۹۰۰۰ هکتار در جنوب شهر اصفهان و در حومه سپاهان شهر واقع شده، و از لحاظ جغرافیایی در حد فاصل طـول‌های جغرافیـایی ″۳۸ ′۴۰ °۵۱ و ″۲۴ ′۳۵ °۵۱ شرقی و عرض‌های جغرافیایی ″۷۹ ′۳۰ °۳۳ و ″۴۷ ′۳۳ °۳۲ شمالی قرار دارد (شکل ۱) و جهت باد غالب منطقه به سمت شمال شرق می‌باشد. در قسمت‌های جنوبی منطقه، معدن دولتی باما و چند معدن خصوصی دیگر وجود دارد که غنی از رگه‌های سرب می‌باشند. ۱۰۰ نمونه مرکب از خاک سطحی در عمق ۱۰-۰ سانتی‌متری برداشت شد. جداسازی ذرات خاک براساس قطر در پنج کلاس اندازه‌ای ۵۰۰-۲۵۰، ۲۵۰-۱۲۵، ۱۲۵-۷۵، ۷۵-۵۰ و ۵۰> میکرون از طریق عملیات همزمان تکان دادن توسط دستگاه شیکر و ساطع نمودن امواج ماورای صوت توسط دستگاه التراسونیک به‌مدت یک ساعت و سپس غربال نمودن توسط الک های با اندازه های مورد نظر صورت گرفت . غلظت کل عناصر سرب و کادمیوم پس از هضم نمونه ها دراسید نیتریک ۴ مولار و با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی اندازه‌گیری شد (اسپوزیتو، ۱۹۸۲).



شکل ۱- موقعیت منطقه مورد مطالعه و الگوی نمونه‌برداری بر روی تصویر ماهواره‌ای

فاکتور تجمع فلز (Accumulation Factor) (AF_x) در هر کلاس اندازه‌ای نسبت به توده خاک (کوچکتر از ۲ میلی‌متر) با توجه به معادله زیر محاسبه شد (آکاستا و همکاران، ۲۰۰۹):

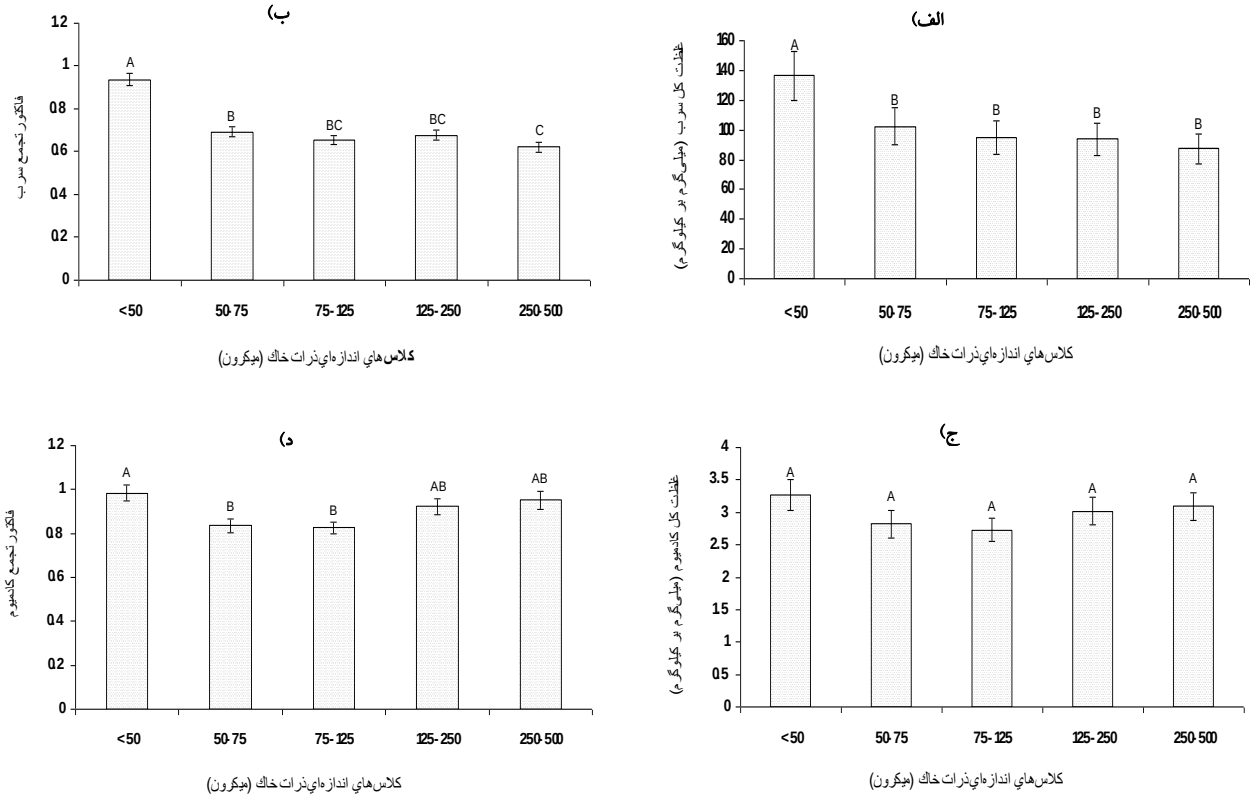
$$AF_x = \frac{X_{fraction}}{X_{bulk}} \qquad [۱]$$

که در این معادله $X_{fraction}$ و X_{bulk} به ترتیب غلظت فلز (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در هر کلاس اندازه‌ای و توده خاک (کوچکتر از ۲ میلی‌متر) می‌باشد. این فاکتور نشان دهنده میزان فلز تجمع یافته در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک است.

نتایج و بحث

حداکثر مقدار میانگین برای سرب و کادمیوم، در کلاس ذرات ریز کوچک تر از ۵۰ میکرون به‌دست آمد. روند افزایش غلظت عناصر با کاهش اندازه‌ی ذرات برای دو عنصر فلزی کاملاً مشهود می‌باشد؛ اگرچه، برای کادمیوم

برخی نوسانات مشاهده گردید (شکل ۲). با در نظر گرفتن مقدار غلظتی راهنما ۲۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای سرب (سابی و همکاران، ۲۰۰۶)، حدود ۱۴ درصد از داده های کلاس کوچک‌تر از ۵۰ میکرون دارای غلظت سرب بالاتر از این حد آستانه می‌باشند. این در حالی است که در نمونه‌های توده‌ای خاک، تنها ۱۵ درصد داده‌ها دارای غلظت بیش‌تر از حد آستانه ی ۲۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشند. برای کادمیوم و با در نظر گرفتن حد آستانه برابر با ۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم (کاباتا–پندیاس، ۲۰۰۰)، حدود ۴۵ درصد از نمونه های کلاس اندازه ای کوچک‌تر از ۵۰ میکرون و حدود ۳۹ درصد از نمونه های توده‌ای دارای غلظت بیش از این مقدار رفرانس می‌باشند. آماره‌های فا کتور تجمع حاکی از انباشت عناصر فلزی در تمامی کلاس های اندازه ی ذرات خاک می‌باشد. اگرچه مقدار میانگین فاکتور تجمع برای دو عنصر فلزی از واحد فزونی نگرفته است؛ لیکن، این فاکتور برای هر دو عنصر الگوی مشابهی به صورت روند افزایشی فاکتور انباشت با کاهش اندازه ی ذ رات خاک به نمایش گذاشته است.



شکل ۲- **میانگین غلظت کل فلزات سنگین و فاکتورهای تجمعی آنها در کلاس‌های اندازه‌ای ذرات خاک**

(میانگین‌های دارای حروف مشترک از نظر آماری در سطح احتمال آماری پنج درصد براساس آزمون LSD فیشر دارای اختلاف معنی‌دار نیستند)

وانگ و همکاران (۲۰۰۶) اظهار داشتند که ذرات ریزتر از ۱۲۵ میکرون به سهولت به‌وسیله رواناب سطحی به آبریزها یا به وسیله باد به اتمسفر انتقال پیدا می‌کنند و سبب توزیع آلودگی فلزات سنگین می‌شوند. منیر شاه و

همکاران (۲۰۰۶) به این نتیجه رسیدند که منشأ اصلی ذرات معلق در هوا عبارت از ذرات ۱۰ تا ۱۰۰ میکرونی بوده که روابط هم بستگی بالایی با غلظت فلزات سنگین دارند . آکاستا و همکاران (۲۰۰۹) نیز به این نتیجه رسیدند که با افزایش اندازه ذرات خاک مقادیر فلزات سنگین کاهش می‌یابد و فلزات سنگین به طور ذاتی در ذرات خاک با اندازه کمتر از ۱۵۰ میکرون تجمع می‌یابند، آن‌ها با استفاده از فاکتور تجمع نشان دادند که با کاهش اندازه ی ذرات، نسبت تجمع افزایش پید ا نموده است. ذرات ریز خاک غلظت‌های بالاتری از فلزات سنگین را نسبت به ذرات درشت‌تر نشان می‌دهند که به دلیل سطح ویژه بالاتر ذرات، وجود کانی‌های رسی بیشتر، مقدار مواد آلی و حضور اکسیدهای آهن و آلومینیوم است (وانگ و همکاران، ۲۰۰۶ و آکاستا و همکاران ۲۰۰۹).

نتیجه‌گیری

نتایج تحقیق حاضر، بسیاری از گزارش های اخیر در مورد تقسیط ترجیحی غلظت فلزات در اندازه های ذرات ریزتر خاک را مورد تأیید قرار می دهد. به دلیل حساسیت ذرات ریز خاک به فرسایش بادی و اینکه به آسانی در هوا معلق می‌شوند به نظر می‌رسد که منبع اصلی آلودگی خاک ممکن است با انتشار و پراکندگی این ذرات مرتبط باشد. ذرات ریز نسبت به ذرات درشت‌تر خاک براحتی از طریق تنفس و استنشاق وارد غشاهای مخاطی شده و بیشتر جذب بافت‌های بدن انسان می‌شوند. با توجه به غلظت بالای عناصر در خاک‌های منطقه، تجمع زیاد این عناصر در ذرات ریز خاک و گسترش فعالیت‌های معدنی ساکنین منطقه در معرض خطر آلودگی قرار دارند.

منابع

Acosta JA, Faz Cano A, Arocena JM, Debela F and Martinez-Martinez S, 2009. Distribution of metals in soil particle size fractions and its implication to risk assessment of playgrounds in Murcia City (Spain). Geoderma 149: 101-109.

Dayani M and Mohammadi J, 2010. Geostatistical assessment of Pb, Zn and Cd contamination in near-surface soils of the urban-mining transitional region of Isfahan, Iran. Pedosphere 20: 568-577.

Kabata-pendias A and Pendias HK, 2000. Trace Elements in soils and plants. CRC Press, United States.

Ljung K, Selinus O, Otabbong E and Berglund M, 2006. Metal and arsenic distribution in soil particle size relevant to soil ingestion by children. Applied Geochemistry 21: 1613-1624.

Munir-Shah H, Shaheen N, Jaffar M, Khalique A, Tariq SR and Manzoor S, 2006. Spatial variations in selected metal contents and particle size distribution in an urban and rural atmosphere of Islamabad, Pakistan. Journal of Environmental Management 78: 128-137.

Saby N, Arrouays D, Boulonne DL, Jolivet C and Pochot A, 2006. Geostatistical assessment of Pb in soil around Paris, France. Science of the Total Environment 367: 212-221.

Sposito G, Lund LJ and Chang AC, 1982. Trace metal chemistry in arid- zone field soils amended sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, Pb in solid phases. Soil Science Society of American Journal 46:260-264.

Wang X, Qin Y and Chen Y, 2006. Heavy metals in urban roadside soils, part 1: effect of particle size fractions on heavy metals partitioning. Environmental Geology 50: 1061-1066.

بررسی و مقایسه توزیع شکل‌های شیمیایی روی در زیر و خارج از سایه انداز درختبلوط در خاک آهکی (مطالعه موردی منطقه کازرون استان فارس)

زهرا اسدی[1]،دکترجعفریشربی[2]،دکتر عبدالمجیدثامنی[2]،امیرحسین اسدی[3]

۱-کارشناس ارشدعلوم خاک ۲-استادبخش علوم خاک دانشگاه شیراز۳-دانشجو کارشناس ارشد آبیاری زهکشی دانشگاه آزاد واحد مرودشت

مقدمه

هر عنصر با اجزا تشکیل دهنده خاک به صورت های مختلفی در ارتباط است و این ارتباط ، تحرک و قابلیت دسترسی این عنصر را در خاک تعیین میکند (اهومادا و همکاران، ۱۹۹۹، کاباتا و پندیاس، ۱۹۹۲).روی موجود در خاک به شکل‌های مختلفی دیده شده، و هر کدام توسط مواد شیمیایی مناسب عصاره گیری می شوند (کاباتا و پنداس، ۲۰۰۰)؛ این شکل ها بطور کلی عبارتند از :۱-روی تبادلی ، که شامل یون هایی است که توسط بارهای الکتریکی به ذرات خاک متصل شده اند . ۲-روی متصل به کربناتها، که ا ین شکل به تغییرات پ هاش حساس است. ۳-روی متصل به مواد آلی ، که شامل یون های جذب سطحی شده، کلاته شده یا کمپلکس شده با مواد آلی است. این شکل تحت شرایط اکسایش، مواد آلی تخریب و عناصر آزاد می شود . ۴-روی پیوندمتصل به اکسیدهای آهن و منگنز بی شکل و کریستالی، که به صورت نودول، سخت دانه، سیمان شده ، یا به صورت پوشش روی ذرات وجود دارد، این شکل تحت شرایط احیایی ناپایدار می باشد ۵-شکل تتمه، شکلی از روی، که کانی های اولیه و ثانویه در درون ساختمان کریستالی خود نگه می دارند. ازشکل‌های فوق، تنها روی موجود در شکل تبادلی می تواند به آسانی در دسترس گیاه قرار گیرد و سایر شکل ها، مانند شکل آلی ، کربناتی و یا اکسیدهای آهن و منگنز بسته به ترکیب و ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها نسبتاً فعال می‌باشند، و یا اینکه مانند روی موجود در شکل تتمه اصلاً غیر قابل دسترس برای گیاه است (اهومادا و همکاران، ۱۹۹۹،کاباتا و پندیاس، ۲۰۰۰). سه شکل محلول، تبادلی، و آلی در حال تعادل با یکدیگر می‌باشند که این تعادل تحت تاثیرpH و Eh و غلظت فلز و نوع لیگاند می باشند (ناروال و همکاران، ۱۹۹۹).بن آچیبا(۲۰۰۹) گزارش کردند که کاربرد ماده آلی سبب افزایش معنی دار مقدار نسبی روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز و نیز افزایش ناچیزی در غلظت روی متصل به شکل آلی شده است .ژلجازکو(۲۰۰۴) در آزمایشات گلخانه ای در یافتند که افزایش کمپوست زباله شهری غلظت روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز را به طور قابل توجهی افزایش داده است. اگرچه شکل قابل جذب گیاه کاهش یافته بود . با توجه به اینکه مواد آلی گوناگون اثرات متفاوتی بر شکل های مختلف روی دارد و تاکنون مطالعه ای در رابطهبا اثر سایه انداز گیاه بر شکل های مختلف روی مشاهده نگردید لذا هدف از این تحقیق بررسی اثر سایه انداز درخت بلوط بر توز یع شکلهای شیمیایی روی در خاکهای آهکی شهرستان کازرون در استان فارس می باشد

مواد و روشها

خا کهای مورد مطالعه از منطقه به نام کوه بره در ۴۵ کیلومتری شمال شهرستان کازرون فارس نمونه برداری شدند. این تحقیق در قالب یک طرح فاکتوریل ۲×۲ (دو عمق و دو فاصله) و برپایه‌ی طرح بلوک کامل تصادفی در ۳ تکرار انجام گردید. گونه مورد بررسی عبارتند از : بلوط ایرانی(*Fagaceae*) . *Quercus brantii Lindl*. در محل هر نمونه گیاهی فوق الذکر یک نیم‌رخ در سایه انداز و یک نیم رخ در خارج سایه انداز (جمعاً ۶

نیم‌رخ) حفر کرده و از هر نیم رخ از دو عمق صفر تا ۲۰ و ۲۰ تا ۴۰ سانتی‌متری نمونه برداری خاک صورت گرفت (جمعاً ۱۲ نمونه خاکی) نمونه‌های دست خورده پس از خشک کردن و گذراندن خاک ها از الک ۲ میلی‌متری شکل های مختلف روی به روش عصاره گیر دنباله‌ای سینگ و همکاران ۱۹۸۸ استخراج گرددید و سپس مقدار روی استخراجی توسط جذب اتمی شیماتزو AA-670 قرائت شد.

نتایج و بحث

با توجه به روش عصاره گیر دنباله ای سینگ و همکاران ۱۹۸۸ هفت شکل روی عصاره گیری شد که تنها شکل روی متصل به مواد آلی به دلیل ناچیز بودن در منطقه توسط دستگاه جذب اتمی قابل اندازه گیری نبود . میانگین میزان روی کل در این منطقه ۶۰/۴۸ $mg.kg^{-1}$ خاک می باشد. که در این تحقیق مشاهده شد مقدار قابل توجهی (حدود ۹۰درصد) از روی کل به شکل تتمه و متصل به اکسیدهای آهن بلورین می باشد که تقریبا غیرقابل استفاده گیاه می باشد. مقایسه میانگین با آزمون LSD در جدول۱ نشان داد سایه انداز درخت بلوط و عمق اثر معنی داری بر شکل محلول و تبادلی روی نداشته ولی شکل کربناتی در خارج سایه انداز ، از لحاظ آماری ۴۰ درصد افزایش معنی دار داشته است که دلیل آن را می توان به افزایش ماده آلی و کاهش پ هاش خاک و در نتیجه کم شدن کربناتها در زیر سرایه انداز نسبت به خارج سایه انداز ارتباط داد. بین دو عمق مورد مطالعه تفاوت معنی داری مشاهده نگردید.

جدول۱- مقایسه میانگین شکل‌های روی محلول و تبادلی(میلی‌گرم در کیلوگرم).

	محلول و تبادلی ($mgkg^{-1}$)			کربناتی ($mgkg^{-1}$)		
عمق (cm)	زیرسایه انداز	خارج‌سایه انداز	میانگین	زیرسایه انداز	خارج‌سایه انداز	میانگین
۰-۲۰	۰/۳۱۸ b*	۰/۶۴ a	**۰/۴۷۹ A**	۲/۶۳۵ c	۳/۷۰۸ ab	**۳/۱۷۲ A**
۲۰-۴۰	۰/۳۰۶ b	۰/۲۸۵ b	**۰/۲۹۵ A**	۲/۸۳۱ bc	۳/۹۶۳ a	**۳/۳۹۷ A**
میانگین	**۰/۳۱۲ A**	**۰/۴۶۲ A**	۰/۳۸۷	**۲/۷۳۳ B**	**۳/۸۳۶ A**	۳/۲۸۴

با توجه به جدول ۲، از آنجا که شکل متصل به اکسید منگنز نسبت به شکل های بعدی قابلیت استفاده بیشتری برای گیاه دارد و در زیر سایه انداز نسبت به خارج سایه انداز افزایش معنی داری داشته، می توان نتیجه گرفت که قابلیت استفاده روی برای گیاه با فاصله گرفتن از درخت کاهش یافته است. سایه‌انداز درخت بر شکل متصل به آهن بی شکل اثر معنی دار نداشته ولی با افزایش عمق به صورت معنی دار افزوده شده است. که می توان به وجود شرایط احیا و و ماده آلی بیشتر تجزیه شده در عمق ۲۰ تا ۴۰ سانتی متری ارتباط داد.

جدول۲- مقایسه میانگین شکل‌های روی متصل به اکسیدهای منگنز و متصل به اکسیدهای آهن بی شکل (میلی‌گرم در کیلوگرم).

عمق (cm)	روی متصل به اکسیدهای منگنز ($mgkg^{-1}$)			روی متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل ($mgkg^{-1}$)		
	زیرسایه انداز	خارج‌سایه انداز	میانگین	زیرسایه انداز	خارج‌سایه انداز	میانگین
۰-۲۰	۰/۲۹۷ b	۰/۲۶۶ b	**۰/۲۸۱ B**	۱/۲۶۴ b	۲/۳۰۲ a	**۱/۷۸۳ B**
۲۰-۴۰	۰/۹۴۲ a	۰/۳۰۶ b	**۰/۶۲۴ A**	۲/۸۱۹ a	۲/۳۳۶ a	**۲/۵۷۷ A**
میانگین	**۰/۶۲ A**	**۰/۲۸۶ B**	۰/۴۳۵	**۲/۰۴۲ A**	**۲/۳۱۹ A**	۲/۱۸

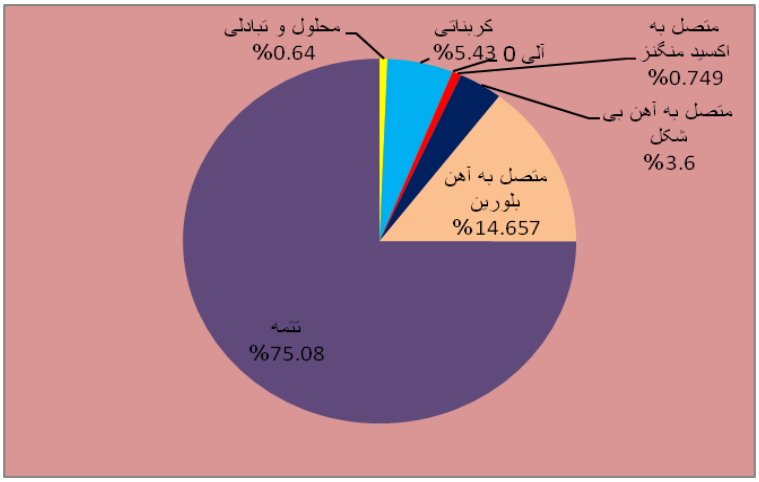
در جدول ۳ مشاهده می گردد که شکل متصل به اکسید آهن بلورین که قابیت استفاده برای گیاه کم است در زیر سایه انداز به میزان ۴۳ درصد کاهش یافته که علت آن می تواند تبدیل شدن به شکل های قابل استفاده بیشتر (شکل متصل به اکسید منگنز) باشد. اثر سایه انداز و عمق بر شکل تتمه تفاوت معنی دار لحاظ آماری داشته است این تفاوت می تواند به دلیل تبدیل شکل ها به یکدیگر باشد.

جدول۳- مقایسه میانگین شکل‌های روی متصل به اکسیدهای آهن بلورین و تتمه(میلی‌گرم در کیلوگرم).

عمق (cm)	روی متصل به اکسیدهای آهن بلورین ($mgkg^{-1}$)[1]			روی تتمه ($mgkg^{-1}$)		
	زیرسایه انداز	خارج‌سایه انداز	میانگین	زیرسایه انداز	خارج‌سایه انداز	میانگین
۰-۲۰	۷/۲۴ b	۱۰/۳۰۶ a	**۸/۷۷۳ A**	۴۸/۸۶ a	۴۳/۳۲ c	**۴۶/۰۹ A**
۲۰-۴۰	۷/۱۸۴ b	۱۰/۳۵۲ a	**۸/۷۶۸ A**	۴۶/۵۶ b	۴۲/۹۳ c	**۴۴/۷۵ B**
میانگین	**۷/۲۱۲ B**	**۱۰/۳۲۹ A**	۸/۷۷	**۴۷/۷۱ A**	**۴۳/۱۳ B**	۴۵/۴۲

* اعدادی که در هر ستون یا ردیف دارای حرف آماری کوچک یا بزرگ مشترک هستند از ل حاظ آماری در سطح ۵ درصد با آزمون LSD اختلاف معنی‌داری ندارند

با توجه به شکل ۱ که مقدار نسبی شکل های شیمیایی روی صرف نظر از اثر سایه انداز و عمق را نشان می دهد توزیع شکل های شیمیایی روی در این منطقه به این صورت می باشد: آلی < محلول و تبادلی < متصل به اکسیدهای منگنز < متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل < کربناتی < متصل به اکسیدهای آهن بلورین < < تتمه.



شکل۱توزیع شکل های شیمیایی‌روی (درصد) بدون در نظرگرفتن ترسایه انداز و اثر عمق

منابع

Ahumada, I. , J. Mendoza, and L. Ascar. 1999. Sequential extraction of heavy metals in soils irrigated with waste water. Commun. Soil Science. Plant Anal. 30: 1507-1519.

Ben Achiba, W., N. Gabteni, A. Lakhdar, G.D. Laing, M. Verloo, N. Jedidi, T. Gallali. 2009.Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil,vol. 130, Agric. Eco and Environ, pp.156–163

Kabata-Pendias, A., and H. Pendias. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. CRC. Press, Inc. Boca Raton, FL.

Kabata-Pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. 3rd (ed). CRC Press, Boca Raton, FL.

Narwal, R. P., B. R. Singh, and B. Salbu. 1999. Association of cadmium, zinc, copper, and nickel with components in naturally heavy metal-rich soilsstudied by parallel and sequential extractions. Commun. Soil Science. Plant Anal. 30: 1209-1230.

Singh, J. P., S. P. S. Karwasra, and M. Singh. 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. Soil Science. 146: 359-366.
Zheljazkov, V., P.R. Warman. 2004. Source separated municipal solid waste compost application to Swiss chard and basil. Vol,. 33, J. Environ. Qual. , pp. 542–552

فرایند آبشویی عناصر روی و کادمیوم در ستون های خاک تحت اصلاح کننده های آلی و غیر آلی

سحر نصیری۱، محمد فیضیان۲، زهرا کلاه چی۳
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان
۲- استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه لرستان
۳- استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان

مقدمه

حرکت آب و املاح در خاک از دیدگاه خاک شناسی و آلودگی خاک و آب دارای اهمیت ویژه ای است. عناصر سنگین به دلیل سمی بودن و جذب توسط گیاهان و اثر سوء بر میکروارگانیسم های خاک و نیز انسان بسیار مورد توجه قرار گرفته اند. آلودگی فلزات سنگین در محیط زیست به خاطر عدم کنترل و ضعف مدیریت پسابها و مواد زائد صنعتی می باشد. حفاظت محیط زیست از آلوده کننده های خطرناک مانند فلزات سنگین همراه با تولید مواد زائد و سمی و در معرض قرار گرفتن این مواد در طبیعت از جمله مسائل مهم و اصلی است که امروزه جهان صنعتی شده با آن رو به رو است. در دسترس قرار گرفتن مواد زائد صنعتی و به کارگیری کود های شیمیایی و علف کش ها در کشاورزی سهم مهمی در تجمع فلزات سنگین در خاک ها داشته است (آدریانو، ۱۹۸۶؛ آلووی و جکسون، ۱۹۹۱). لیکن افزایش خطر مربوط به آبشویی عناصر سنگین در حضور اصلاح کننده های آلی باید مورد توجه ویژه قرار گیرد. به واسطه افزایش سطح ویژه و واکنش پذیری، کلوئیدهای جامد آلی متحرک میل ترکیبی بیشتری برای جذب عناصر سنگین نسبت به ماتریکس خاک از خود نشان می دهند. بنابراین حرکت فلزها تسهیل شده و خطر آلودگی فلزها بالا می رود (آدریانو و همکاران، ۲۰۰۴). با کاربرد مواد آلی اصلاح کننده خاک، این مواد از راه های گوناگونی بر زیست فراهمی عناصر سنگین تاثیر می گذارند ویژگیهایی از خاک مثل pH، پتانسیل رداکس، گنجایش تبادل کاتیونی، نمک های محلول همراه با دادن کود های آلی به خاک دگرگون می شود. علاوه بر این مواد آلی محلول توانایی تشکیل کمپلکس محلول و پایدار با عناصر سنگین را دارا می باشند. بنابراین با این که یون های فلزی آزاد یا کمپلکس شده معدنی به آسانی جذب بخش جامد خاک می شوند، کمپلکس های آلی– فلز محلول می توانند در فاز محلول خاک حفظ شوند. در نتیجه مواد آلی محلول در آب می تواند نقش مهمی در آبشویی فلز های سنگین به آب های زیرزمینی داشته باشد. لذا هدف از این پژوهش بررسی اثر تیمارهای مختلف جهت غیر متحرک کردن عناصر روی و کادمیوم و در نتیجه کاهش مقدار قابل جذب آن ها در خاک می باشد.

مواد و روش ها

ستون های شیشه ای با قطر ۵ سانتیمتر و ارتفاع ۳۰ سانتیمتر از خاکهای آلوده شده با فلزات سنگین روی به مقدار ۵۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم و کادمیوم به مقدار ۸ میلی گرم بر کیلو گرم تیمار شده تا ارتفاع ۲۰ سانتیمتر با ضربات آرام به بدنه ستون ها و به صورت یکنواخت پر شدند. تیمار های اعمال شده در خاکها شامل: تیمار شیمیایی (زئولیت) و تیمارهای آلی (کمپوست زباله، کود دامی، کود مرغی و بقایای گندم) و به مقدار ۱.۵ درصد بودند. نمونه ها به مدت یک هفته انکوباسیون شدند و جهت انجام آزمایش آبشویی آماده شدند. آبشویی به مدت ۴۰ روز (تا مشاهده شکل کامل منحنی های رخنه) با استفاده از آب مقطر با حجم یکسان برای همه ستون ها ادامه یافت. زهاب خروجی جمع آوری و غلظت فلزات سنگین با استفاده از دستگاه اسپکترومتری جذب اتمی، هدایت الکتریکی و پ هاش آنها اندازه گیری شد. خاک با بافت لوم رسی نیز از عمق ۰ تا ۳۰ سانتیمتری مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی لرستان تهیه گردید. برخی از خصوصیات اولیه خاک و تیمارهای آلی در جدول ۱ و ۲ ارائه گردیده است.

جدول ۱- خصوصیات اولیه خاک مورد آزمایش

رس (٪)	سیلت (٪)	شن (٪)	ماده آلی (٪)	کربنات کلسیم معادل (٪)	pH	EC ($dS\ m^{-1}$)	CEC ($cmol_+\ kg^{-1}$)	Zn ($mg\ kg^{-1}$)	Cd ($mg\ kg^{-1}$)
۱۹/۶	۴۴	۳۶/۴	۰/۲۱	۱۳/۷۵	۷/۳۲	۰/۲۷	۲۴/۱۵	۲۲/۱۲	۱/۷۲

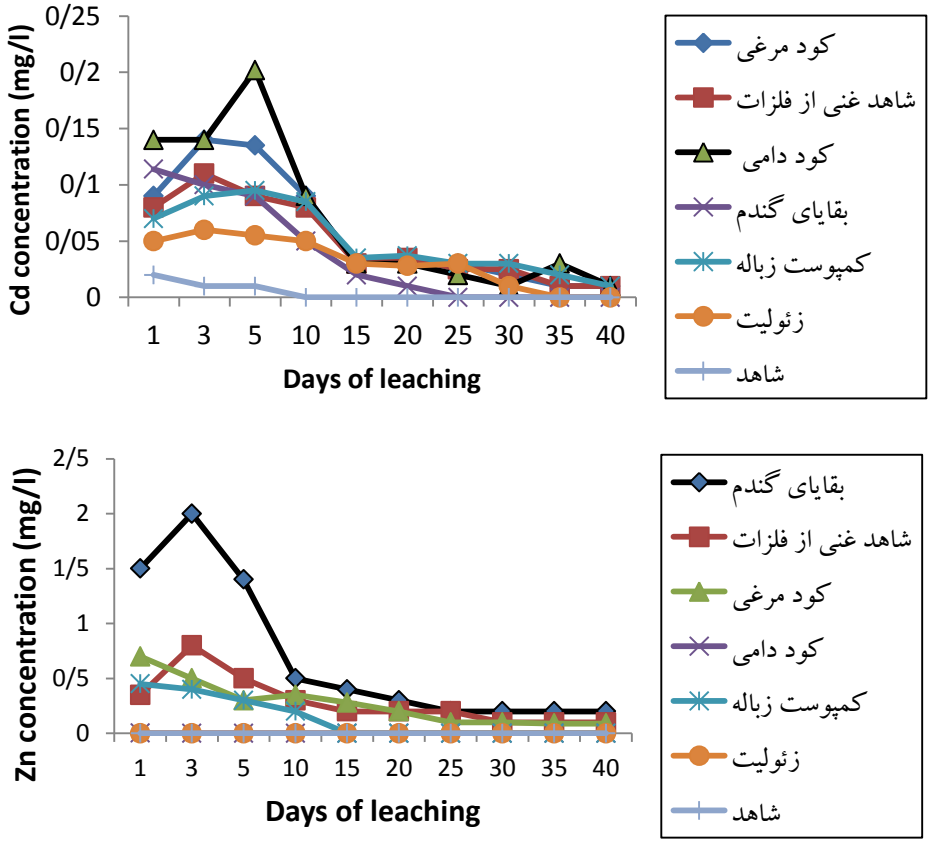
جدول ۲- خصوصیات شیمیایی تیمارهای آلی

اصلاح کننده	کربن آلی (٪)	نیتروژن کل (٪)	نسبت (C/N)	ماده آلی (٪)	فسفر (٪)	نسبت (C/P)
کود مرغی	۲۳	۲/۹۸	۷/۷۱	۳۹/۶۵	۱/۱۲	۲۰/۵۳
کود دامی	۳۱/۶	۱/۲۵	۲۵/۲۸	۵۴/۴۷	۰/۷۷	۴۱/۰۳
کمپوست	۱۷	۲/۰۷	۸/۲۱	۲۹/۳۰	۰/۱۳	۱۳۰/۷۶
بقایای گندم	۵۳/۰۵	۰/۴۱	۱۲۹/۳۹	۹۱/۴۵	۰/۱۵	۳۵۳/۶۶

نتایج و بحث

با توجه به شکل ۱ غلظت کادمیوم موجود در زهاب تمامی تیمارها در آغاز آبشویی بالاست ولی با ادامه آبشویی به تدریج کاهش می یابد. میزان کادمیوم آبشویی شده از خاک تیمار شده با کود دامی به طور معنی داری در مقایسه با دیگر تیمارها بیشتر می باشد، که علت آن ممکن است مربوط به پایین بودن pH باشد، که حاصل از آزاد شدن H^+ از گروه های عامل مواد آلی یا تبادل بین فلزات اضافه شده با پروتون موجود در سطوح گروه های مواد آلی باشد. همچنین میزان روی آبشویی شده از خاک تیمار شده با بقایای گندم در مقایسه با دیگر تیمارها بیشتر می باشد، و تفاوت معنی داری داشته است که علت آن شاید به خاطر تشکیل کمپلکس های محلول مواد آلی–روی باشد که جریان

آب موجود در ستون آبشویی می تواند این کمپلکس های محلول مواد آلی- فلز را آبشویی کند (کاشل و همکاران، ۲۰۰۲). چون روی همبستگی زیادی با مواد آلی خاک دارد، بدون توجه به تحرک این عنصر، این عنصر در فرم پیوند شده با مواد آلی آبشویی زیادی دارد (توریبو و رومانیا، ۲۰۰۶). افزایش قابلیت آبشویی کادمیوم و روی از خاک تیمار شده با مواد آلی مانند لجن فاضلاب می توان از طریق تشکیل کمپلکس کادمیوم و روی با ترکیبات آلی مانند اسید های هومیک و فولولیک (داسیلوا و اولیویرا، ۲۰۰۲) و یا از طریق تغییر pH قابل توجیح باشد. سوماری و همکاران (۲۰۰۳) دریافتند که ماده آلی خارج شده از خاک تیمار شده با کمپوست زباله شهری در زهاب ها حاوی مقادیر زیادی گروه عامل کربوکسیلیک COOH می باشد، که مقادیر زیاد این گروههای کربوکسیلیک در خاک تیمار شده با مواد آلی نقش مهمی در تشکیل کمپلکس با فلزات سنگین دارد (کاشل و همکاران، ۲۰۰۲). به طور کلی از این پژوهش نتیجه می شود که تیمار زئولیت و کمپوست در مقایسه با خاک غنی شده با فلزات سنگین باعث کاهش آبشویی روی و کادمیوم شده است و تیمار کود دامی و بقایای گندم در مقایسه با خاک شاهد غنی شده با فلزات سنگین باعث افزایش آبشویی روی و کادمیوم شده است.



شکل ۱- تغییرات غلظت کادمیوم و روی در زهاب خروجی خاک تحت تاثیر تیمارهای مختلف در دوره آبشویی

منابع

Adriano DC. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. New York: Springer-Velag.

Adriano, D.C., Wenzel, W.W., Vangrosveld, J., Bolan, N.S., 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup.. Geoderma 122, 121–142.

Alloway,B.J.and Jackson,A.P.(1991)"The behavior of heavy metals in sewage sludge amended soils"sci.total Environ.100:151-176.

Dasilva, J.C.G.E., and Oliveira, C.J.S. (2002) "Metal ion complexation properties of fuldic acids extracted from composted sewage sludge as compared to soil fuldic acid"Water Res 36: 3404-3409.

Kashl, A., Romheld, V. and Chen, Y . (2002). "The influence of soluble organic matter from municipall solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils" Sci, Total Environ. 291: 45-57.

Toribio, M. and Romanya, J. (2006) "Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean soils" Sci. Total Environ. 363: 11-21.

Soumaree M, Tack FMG and Verloo MG, 2003. Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali. Bioresource Technology, 86:15 – 20.

کاربرد هیدروکسید مضاعف لایه‌ای (LDH) برای کاهش آبشویی نیترات و افزایش جذب نیتروژن در ذرت

اکرم حلاج نیا[1]، شاهین اوستان[2]، نصرت اله نجفی[2]، علیرضا ختائ[3]، امیر لکزیان[4]
۱-دانشجوی دکتری سابق گروه علوم خاک‌دانشکده کشاورزی‌دانشگاه تبریز،۲-دانشیار گروه علوم خاک‌دانشکده کشاورزی‌دانشگاه تبریز،۳-دانشیار گروه شیمی کاربردی‌دانشکده شیمی دانشگاه تبریز،۴-استاد گروه علوم خاک‌دانشکده کشاورزی‌دانشگاه فردوسی مشهد

مقدمه

هیدروکسیدهای مضاعف لایه‌ای[1] (LDHs) گروهی از ترکیبات غیر سیلیکاتی هستند که به طور شگفت آوری دارای ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی مشابه کانی های رس می‌باشند. ساختمان LDHs بر اساس ورقه‌های شبه بروسایت مثبت بار بنا شده است که در آن کاتیون دو ظرفیتی در هشت وجهی بوسیله گروه های هیدروکسیل هم‌آرایی شده است. در واحدهای هشت وجهی برای تشکیل ورقه های شبه بروسایت یال ها به اشتراک گذاشته می‌شوند. جانشینی همشکل در این ورقه بوسیله کاتیون سه ظرفیتی انجام می‌پذیرد. بار مثبت ایجاد شده بوسیله آنیون‌های بین لایه‌ای خنثی می‌شود. فرمول شیمیایی عمومی این ترکیبات به صورت زیر می‌باشد.

$$[M^{+2}_{1-x}M^{3+}_{x}(OH)_2]^{x+}[A^{m-}_{x/m}].nH_2O$$

در این فرمول M^{+2} و M^{+3} عبارتند از کاتیون‌های دو و سه ظرفیتی. x عبارت است از نسبت $M^{+3}/(M^{+2}+M^{+3})$ و A^{m-} عبارت است از آنیون بین لایه‌ای با m بار منفی (فورانو و همکاران، ۲۰۰۶). علی‌رغم کاربردهای بسیار زیاد این ترکیبات در علوم مختلف تنها در دهه اخیر امکان استفاده از هیدروکسیدهای مضاعف لایه‌ای به‌عنوان کود کندرها[2] و یا استفاده از آنها برای افزایش قدرت بافری نیترات در خاک مطرح شده است (اولانریواج و همکاران، ۲۰۰۰؛ تورز دورانت و همکاران، ۲۰۰۹). اگرچه این مطالعات تأثیر مثبت استفاده از LDHs را در کاهش هدررفت نیترات از خاک نشان دادند ولی انجام مطالعات بیشتر ضروری به‌نظر می‌رسد. در حالی‌که چند مطالعه معدود در خاک‌های با pH اسیدی و نزدیک به خنثی انجام پذیرفته است (گیلمن و نوبل، ۲۰۰۵؛ تورزدورانت و همکاران، ۲۰۰۹) ولی تاکنون مطالعه‌ای در مورد تأثیر کاربرد این ترکیبات در خاک های با pH قلیایی گزارش نشده است. علاوه بر این از تأثیر این ترکیبات بر محلول خاک گزارشی در دست نیست. از طرف دیگر، مطالعات انجام شده در خصوص تأثیر این ترکیبات بر جذب نیتروژن از منابع نیتراتی بوده و گزارشی مبنی بر تأثیر این ترکیبات بر افزایش کارایی دیگر منابع تولید کننده نیترات مانند اوره ارائه نگردیده است. بر این اساس هدف از این تحقیق استفاده از Mg-Al-LDH (۴:۱) دارای ظرفیت جذب بالا (۱/۹ میلی‌مول بر گرم) و گزینش‌پذیری نسبت به نیترات (حلاج نیا و همکاران، ۲۰۱۲؛ ۲۰۱۳) در یک خاک آهکی با بافت شنی و بررسی تأثیر کاربرد آن بر کاهش آبشویی نیترات و افزایش راندمان مصرف نیتروژن بوسیله ذرت از دو منبع اوره و نیترات آمونیوم بود.

مواد و روشها

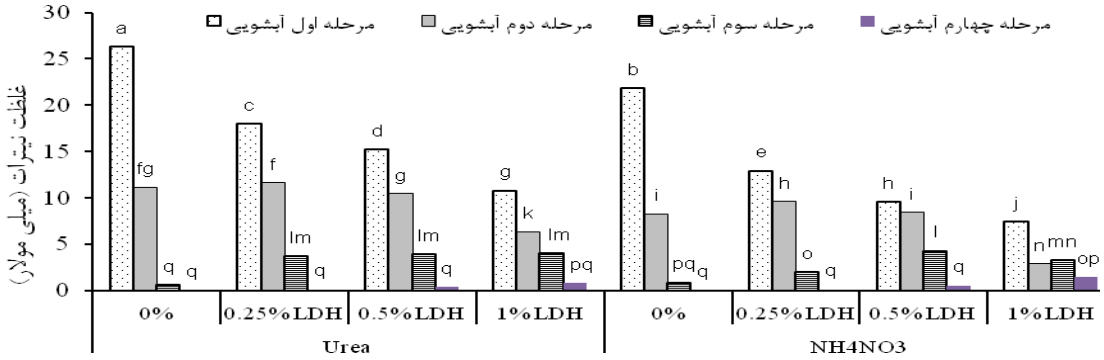
بعد از ساخت Mg-Al-LDH (۴:۱) به روش هم رسوبی و بررسی خصوصیات جذبی آن در محلولهای مشابه محلول خاک (حلاج نیا و همکاران ۲۰۱۲؛ ۲۰۱۳) یک آزمایش گلخانه‌ای به‌صورت فاکتوریل، در قالب طرح پایه

[1] Layerd Double Hydroxide
[2] Slow-release fertilizer

کاملاً تصادفی با سه تکرار، در چهار سطح کاربرد LDH شامل صفر، ۰/۲۵، ۰/۵ و ۱ درصد و دو منبع کود اوره و نیترات آمونیوم انجام شد. خاک مورد نظر یک خاک آهکی با بافت لوم شنی انتخاب شد و به آن بر اساس نتایج آزمون خاک و نیاز کودی ذرت عناصر غذایی لازم به جز نیتروژن افزوده شد . در کنار گلدان ها سوراخی برای خروج زه‌آب تعبیه و لوله ای برای انتقال زه آب از گلدان به یک ظرف جمع آوری در نظر گرفته شد . گلدان‌ها به ترتیب با شن درشت، یک کیلوگرم خاک بدون LDH، سه کیلوگرم خاک حاوی مقادیر صفر، ۰/۲۵، ۰/۵ و ۱ درصد LDH و در نهایت یک کیلوگرم خاک فاقد LDH پر شدند. بعد از کاشت ۸ بذر در هر گلدان نیتروژن از منابع اوره و نیترات آمونیوم به مقدار ۲/۵ میلی‌مول بر کیلوگرم خاک تقریباً معادل با ۱۵۰ کیلوگرم اوره در هکتار به صورت محلول در حجم آبی معادل ظرفیت مزرعه به گل دان‌ها اضافه شد. بعد از یک هفته و اطمینان از استقرار گیاهان، تعداد بوته‌ها در هر گلدان به ۳ عدد کاهش داده شد. بعد از ۲ هفته، آبشویی گلدان‌ها با فواصل زمانی ۷ روز تا پایان دوره رشد رویشی (۶۰ روز) انجام گردید. میزان آبشویی معادل ۲۰ درصد مازاد بر حالت اشباع در نظر گرفته شد . در زه‌آب هر گلدان غلظت کل نمک ها یا شوری و غلظت نیترات به روش UV (ادواردس و همکاران، ۲۰۰۱) اندازه‌گیری شد. گیاهان قبل از آغاز مرحله زایشی (۶۰ روز) کف‌بر شده ارتفاع ، وزن تر، وزن خشک و مقدار نیتروژن کل در برگ گیاه اندازه‌گیری شد. تجزیه آماری داده‌های حاصل با استفاده از نرم افزار MSTATC و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج اندازه‌گیری غلظت نیترات در زه آب خروجی از گلدان ها نشان داد که کاربرد Mg-Al-LDH (۴:۱) به‌طور مؤثری آبشویی نیترات را کاهش داد . از آنجا که تأثیر سطوح LDH فقط تا چهارمین مرحله آبشویی بر غلظت نیترات در زه‌آب معنی‌دار بود مقایسه میانگین تیمارهای آزمایش تا این مرحله در شکل ۱ نشان داده شده است. در تیمارهای صفر، ۰/۲۵، ۰/۵ و ۱ درصد LDH در کاربرد اوره به‌ترتیب ۴۲/۲، ۲۸/۸، ۲۴/۴ و ۱۷/۳ درصد و در کاربرد نیترات آمونیوم، به ترتیب ۳۵، ۲۰/۷، ۱۵/۴ و ۱۱/۹ درصد نیتروژن افزوده شده به هر گلدان در اولین آبشویی از گلدان‌ها خارج شد.



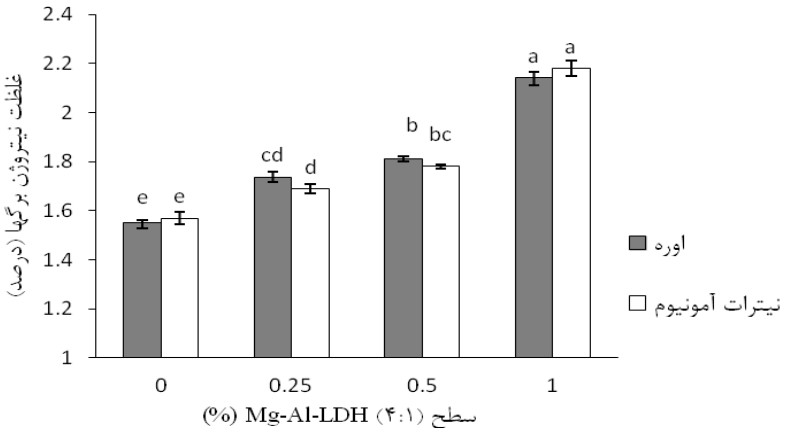
شکل ۱- مقایسه میانگین غلظت نیترات در زآب گلدان‌ها در ۴ مرحله اول آبشویی تحت تأثیر درصدLDH و نوع کود نیتروژن

درصد خروج نیتروژن افزوده شده از منبع نیترات آمونیوم در همه مراحل آبشویی و در همه سطوح LDH نسبت به استفاده از اوره کمتر بود . با توجه به این که در هیدرولیز اوره کربنات آمونیوم تشکیل می گردد جذب آنیون کربنات با گزینش‌پذیری بسیار بالا در جذب بوسیله LDH، می‌تواند بخشی از مکان‌های تبادلی LDH را بلوکه کند. از این رو، در کاربرد مقدار یکسان نیتروژن از منبع اوره در مقایسه با نیترات آمونیوم مقادیر بیشتری LDH جهت کاهش آبشویی نیترات مورد نیاز است . استفاده از کود نیترات آمونیوم به همراه یک درصد LDH در مقایسه با کاربرد اوره به‌تنهایی با مقدار یکسان نیتروژن موجب کاهش ۶۰/۵ درصدی آبشویی نیترات گردید
نتایج نشان داد که کاربرد LDH تأثیر معنی‌داری بر وزن تر گیاه، ارتفاع و غلظت نیتروژن برگ‌ها داشت (جدول ۱). اگرچه تأثیر LDH بر کاهش آبشویی نیترات از گلدان‌ها در استفاده از نیترات آمونیوم بیشتر از اوره بود با این-حال نوع کود تنها بر وزن خشک گیاه تأثیر معنی‌دار داشت و اثر متقابل نوع کود و سطح LDH بر دیگر ویژگی-های اندازه‌گیری شده تأثیر معنی دار نداشت. اندازه‌گیری غلظت نیتروژن برگ‌های تیمارهای آزمایش نشان داد که این غلظت به‌طور معنی‌داری با افزایش سطح LDH افزایش یافت و جذب نیتروژن به وسیله گیاه ذرت را در تیمار یک درصد LDH به‌طور میانگین ۴۴ نسبت به تیمار شاهد درصد افزایش داد (شکل ۲).

جدول۱- جدول تجزیه واریانس برخی ویژگی‌های گیاه ذرت تحت تأثیر نوع کود و سطحLDH

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات			
		وزن تر	وزن خشک	ارتفاع	غلظت نیتروژن در برگ‌ها
نوع کود	۱	۴/۰۷۵^{ns}	۴/۴۴۶*	۱/۶۶۴^{ns}	۰/۰۰۰^{ns}
سطح LDH	۳	۱۲۶/۷۴۴*	۰/۱۰۷^{ns}	۲۶/۵۷۴*	۰/۳۹۱*
نوع کود×سطح LDH	۳	۲۶/۱۵۱^{ns}	۰/۰۷۵^{ns}	۳/۷۹۶^{ns}	۰/۰۰۲^{ns}
خطا	۱۶	۱۴/۴۴۷	۰/۵۱۰	۴/۶۳۲	۰/۰۰۱

* معنی‌داری در سطح احتمال ۵ درصد، ns غیر معنی‌دار



شکل ۲- درصد نیتروژن برگ‌های ذرت تحت تأثیر درصدLDH و نوع کود نیتروژن

اگرچه کاربرد LDH به‌ویژه در سطح یک درصد در ممانعت از آبشویی نیترات و افزایش جذب نیتروژن به وسیله گیاه ذرت به‌طور قابل‌توجه‌ای مؤثر بود اما یکی از مسائل مهم در استفاده از این ترکیبات پایداری آن ها در خاک است. نتایج نشان داد که حل شدن بخشی از LDH افزوده شده به خاک موجب افزایش قابل‌ملاحظه قابلیت هدایت الکتریکی بویژه در اولین مرحله آبشویی (در حدود ۱۰ واحد نسبت به تیمار شاهد در تیمار یک درصد LDH) گردید. جوباجی و رجازوری (۲۰۱۱) حل‌پذیری کم Mg-Al-LDHs در محیط‌های آبی را به‌دلیل تشکیل یک لایه غیر فعال هیدروکسید آلومینیم بی‌شکل در سطح LDH نامتجانس[3] عنوان کردند. این در حالی است که در محیط پیچیده خاک تشکیل یا دوام لایه هیدروکسید آلومینیم بی شکل بر سطح LDH می‌تواند تحت تأثیر واکنش‌های محلول خاک قرار گیرد به‌طوری‌که وجود آنیون‌های آلی و معدنی کمپلکس کننده آلومینیم می‌توانند موجب افزایش حل‌پذیری این لایه و در نتیجه حل‌پذیری بیشتر LDH گردند. علاوه بر این، خاک‌های آهکی با ظرفیت بافری بالا می توانند حل‌پذیری LDHs را در pH کمتر از حداقل pH مناسب برای حضور LDH تحت تأثیر قرار دهند. از طرف دیگر اندازه ذرات نیز می‌تواند عامل مؤثر دیگری بر حل‌پذیری این ترکیبات باشد. از این رو مطالعات بیشتر در خصوص کاهش حل‌پذیری این تبادل کننده ارزشمند نیترات ضروری به نظر می‌رسد.

منابع

Edwards AC, Hooda SP and Cook Y. 2001. Determination of nitrate in water containing dissolved organic carbon by ultraviolet spectroscopy. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 80: 49-59.

Forano C, Hibino T, Leroux F and Taviot-Gueho C. 2006. layered double hydroxides. In: F Bergaya, BKG Theng, G Lagaly (eds). Handbook of Clay Science. Elsevier Ltd. 1021-1095.

Gillman G and Noble A. 2005. Environmentally manageable fertilizers: A new approach. Environmental Quality Management 366: 926-931.

Halajnia A, Oustan S, Najafi N, Khataee AR and Lakzian A. 2012. The adsorption characteristics of nitrate on Mg–Fe and Mg–Al layered double hydroxides in a simulated soil solution. Applied Clay Sience 70: 28-36.

Halajnia A, Oustan S, Najafi N, Khataee AR and Lakzian A. 2012. Adsorption–desorption characteristics of nitrate, phosphate and sulfate on Mg–Al layered double hydroxide. Applied Clay Sience 80-81: 305-312.

Jobbágy M and Regazzoni A.E. 2011. Dissolution of nano-size Mg–Al–Cl hydrotalcite in aqueous media. Applied Clay Science 51: 366–369.

Olanrewaju J, Newalkar BL Mancino C and Komarneni S. 2000. Simplified synthesis of nitrate form of layered double hydroxide. Materials Letters 45: 307-310.

Torres-Dorante LO, Lammel J and Kuhlmann H. 2009. Use of a layered double hydroxide (LDH) to buffer nitrate in soil: long-term nitrate exchange properties under cropping and fallow conditions. Plant and Soil 315: 257-272.

[3] Incongruent

بررسی روابط سرعت رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی با برخی خصوصیات خاکهای لسی استان گلستان

مهدی بحرینی طوحان، اسماعیل دردی پور و فرهاد خرمالی

به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد دانشیار و استاد گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

نقش پتاسیم به عنوان عنصر ضروری در محصولات کشاورزی به خوبی شناخته شده است . پتاسیم در خاک معمولاً به شکل های ساختاری، تثبیت شده، تبادلی و محلول یافت می شود و میان آنها رابطه تعادلی وجود دارد و این روابط تعادلی در تغذیه گیاه از اهمیت بالایی برخوردار می باشند (اسپارکس و هوانگ، ۱۹۸۵، اسپارکس، ۱۹۸۷). نقش پتاسیم غیر تبادلی خاک در تأمین پتاسیم مورد نیاز گیاه به عوامل مختلفی مانند نوع کانی، میز ان پتاسیم درکانی و فراوانی کانی‌های پتاسیم دار و اندازه ذرات آنها، مقدار پتاسیم قابل استفاده خاک، غلظت پتاسیم در آب آبیاری، میزان پتاسیم آزاد شده از بقایای گیاهی و غیره بستگی دارد (استفن و اسپارکس ۱۹۹۷، جلالی ۲۰۰۵). دو دلیل عمده برای مطالعه سرعت واکنشهای شیمیایی در خاک عبارتند از : ۱- پیش بینی اینکه واکنشها با چ ه سرعتی به تعادل یا شبه تعادل می رسند و ۲- پیش بینی مکانیسم واکنشها (اسپارکس۱۹۸۵؛ حسین پور و کلباسی ۲۰۰۲). برای درک کامل سینتیک واکنش های شیمیایی خاک، دانستن معادله سرعت یا قانون سرعت که سیستم واکنش را توضیح دهد، ضروری است. معادلات متعددی برای توصیف سرعت واکنشها در کانیهای رسی و خاک استفاده شده ا ست. بسیاری از این معادلات رابطه ای را برای محاسبه ضرائب سرعت پیشنهاد می‌کنند. از آنجا که در مطالعات رهاسازی پتاسیم توسط عصاره گیرهای مختلف، معادله پخشیدگی یکی ازبهترین معادلات توصیف کننده فرآیند رهاسازی می باشد، این احتمال وجود دارد که فرآیند آزاد شدن پتاسیم غیر تبادلی از خاکها توسط پدیده پخشیدگی کنترل شود (مارتین واسپارکس،۱۹۸۳، سریواسارائو و همکاران ، ۲۰۰۰). مهدوی (۱۳۸۰) نیز در بررسی سرعت رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی توسط اسید سیتریک ۰/۰۱ مولار در برخی خاک های استان همدان به این نتیجه رسید که معادلات پخشیدگی و مرت به اول به بهترین شکل فرآیند رهاسازی پتاسیم را توجیه می کنند و فرآیند رها سازی بوسیله اسید سیتریک متأثر از پدیده پخشیدگی و میزان و نوع ذخایر پتاسیم غیر تبادلی می باشد. ازمیان فاکتورهای مؤثر در رهاسازی پتا سیم، اسیدهای آلی از طریق تشکیل کمپلکس های آلی – فلزی، هوادیدگی کانی‌ها و سنگ‌ها را آسان می سازند. غلظت این اسیدها درمحلول خاک بین ۰/۰۵ تا ۵ مول بر متر مکعب می باشد (ضرابی و همکاران،۱۳۸۵).

مواد و روشها

این تحقیق در۱۲ نمونه از خاک‌های استان گلستان انجام شد. نمونه ها از عمق ۳۰-۰ سانتیمتری برداشت شد که پس از انتقال به آزمایشگاه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک ها بر طبق روش های معمول آزمایشگاهی تعیین گردید. مطالعه سرعت آزاد شدن پتاسیم غیر تبادلی به روش عصاره‌گیری متوالی با اسید سیتریک با غلظت ۰/۰۱ مولار انجام شد (سریواسارائو و همکاران،۲۰۰۰). به این منظور یک گرم از نمونه‌های اشباع از کلسیم (در

چهار تکرار) را در لوله سانتریفیوژ ریخته و به آن ۱۰ میلی لیتر اسید سیتریک اضافه گردید. نمونه ها برای ۲ تا ۱۸۴۴ ساعت در دستگاه انکوباتور و در دمای ثابت ^{o}C ۰/۵ ± ۲۷ قرار داده شد. لازم به ذکر است که به طور کلی اگر غلظت پتاسیم در محلول از حدود ۰/۱ مول در متر مکعب بیشتر شود از آزاد شدن پتاسیم غیر تبادلی جلوگیری خواهد کرد. لذا برای جلوگیری از این عمل از عصاره گیری متوالی استفاده شد و در فواصل زمانی مشخص سوسپانسیون با ۳۰۰۰ دور در دقیقه و به مدت ۵ دقیقه سانتریفیوژ و محلول رویی جمع آوری شد . سپس ۱۰ میلی لیتر اسید سیتریک دیگر اضافه و تکان دادن نمونه ها تکرار شد. غلظت پتاسیم نمونه های صاف شده به روش فلیم فتومتری تعیین گردید. سپس پنج معادله سینتیکی شامل معادله مرتبه اول، مرتبه صفر، توانی، الوویچ ساده شده و پخشیدگی پارابولیکی جهت بررسی سرعت رهاسازی پتاسیم از خاک ها مورد برازش قرار گرفتند و با توجه به ضریب تعیین و اشتباه استاندارد برآورد، معادله یا معادلاتی که بیشترین ضریب تشخیص و کمترین اشتباه استاندارد برآورد د اشتند انتخاب و ثابتهای آنها محاسبه شد . اشتباه استاندارد برآورد (SE) با استفاده از فرمول زیر محاسبه شد:

$$SE = [\ \sum(Kt - K^*)2\ /n-2\ ]1/2 \qquad [۱]$$

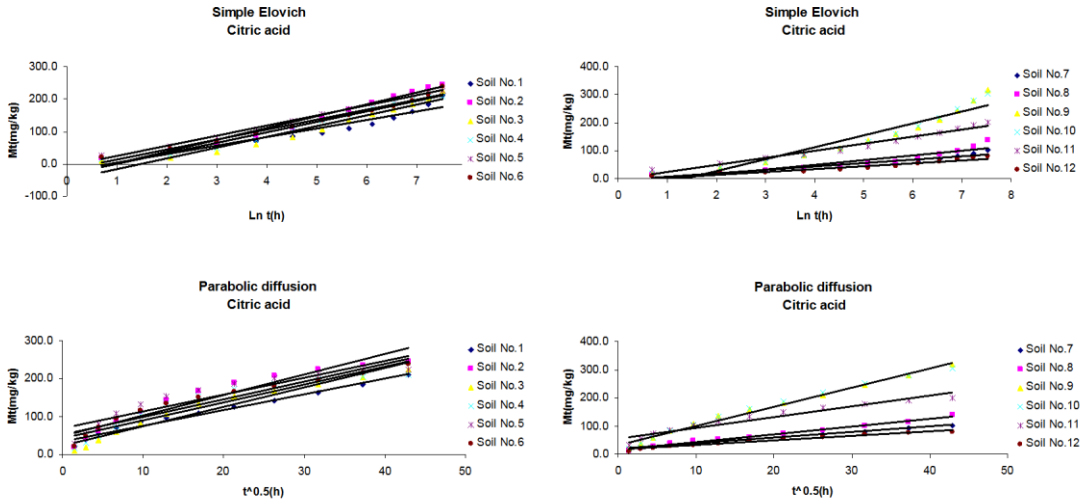
در این معادله Kt و K^* به ترتیب نشان دهنده مقدار پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده و برازش شده به وسیله مدل در زمان t و n تعداد نقاط آزمایش (n=۱۲) می باشد.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که خاک های مطالعه شده دارای طیف گسترده ای از نظر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی می باشند. پتاسیم غیر تبادلی که در بین لایه های کانی های رسی فیلوسیلیکاتی نگه داری می شود می تواند منبع مهم پتاسیم قابل استفاده برای گیاهان باشد . فراهمی پتاسیم غیر تبادلی بستگی به سرعتی دارد که این نوع پتاسیم می تواند به فرمهای قابل استفاده تبدیل شود . مقدار پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده در مراحل اولیه عصاره گیری در خاک‌ها متفاوت می باشد. علاوه بر تفاوت پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده در مراحل اولیه، مقدار پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده در مراحل کند بعدی نیز متفاوت است . بولت و همکاران (۱۹۶۳) آزاد شدن سریع اولیه پتاسیم را به آزاد شدن پتاسیم لبه ای و آزاد شدن کند تر را به آزاد شدن پتاسیم بین لایه ای نسبت دادند . دامنه تغییرات پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده پس از ۱۸۴۴ ساعت ۸۰ تا ۳۱۷ با میانگین ۲۰۸ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود. نتایج نشان داد که معادلات پارابولیک و الوویچ دارای ضریب همبستگی بیشتر و خطای معیار تخمین کمتری بوده و در نتیجه به طور رضایت بخشی روند رهاسازی را توجیه کردند (شکل، ۱).

نتایج تجزیه های آماری نشان داد که پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده با عصاره گیر پس از پایان آزمایش همبستگی معنی داری با درصد سیلت ورس نداشت، این نتیجه می تواند نشان دهنده تفاوت نوع و میزان کانیهای رسی در خاکها باشد (جدول، ۱). به دلیل عدم وجود همبستگی بین میزان رس و ظرفیت تبادل کاتیونی با پتاسیم عصاره-گیری شده با اسید سیتریک می توان گفت که علاوه بر مقدار رس خاکها احتمالاً نوع کانیها و مرحله هوادیدگی کانیها نیز در رهاسازی پتاسیم از خاکها مؤثر می باشد . ضرابی و همکاران (۱۳۸۵) نیز نتایج مشابهی به دست آوردند. توفیقی (۱۳۷۴) در مطالعه خود نشان داد که با توجه به عدم وجود همبستگی بین ظرفیت تبادل کاتیونی و عصاره گیرها می توان نتیجه گرفت که علاوه بر اندازه ظرفیت تبادل کاتیونی نوع پدیده پخشیدگی اعم از

دیفیوژن ذره‌ای و فیلم دیفیوژن نیز بررهاسازی پتاسیم تأثیر گذار می باشند. دلیل همبستگی بین میزان سیلت و پتاسیم عصاره‌گیری شده با استات آمونیوم و اسید نیتریک را می توان اینگونه بیان کرد که نوع کانیهای بخش سیلت(فلدسپارها) از اهمیت زیادی بر خوردار نیست بلکه اندازه ی ذرات سیلت مهم می باشد. در مقایسه با ذرات ریز خاک، ذرات درشت به علت هوادیدگی کمتر، حاوی پتاسیم بیشتری هستند. همچنین با وجود فراوانی بالفعل پتاسیم در ذرات رسی، درصد پتاسیم ذخیره (بالقوه) در ذرات شن وسیلت با توجه به نوع کانیهای تشکیل دهنده و درجه تخریب آنها، در بعضی موارد بیشتر از ذرات رس می باشد (ملکوتی و همایی، ۱۳۸۴). نتایج جدول همچنین همبستگی معنی دار منفی بین درصد شن و پتاسیم رهاسازی شده با سه عصاره گیر نشان می‌دهد، که می تواند بیانگر توانایی کم شن در ذخیره و تثبیت پتاسیم باشد . بین پتاسیم عصاره گیری شده با اسید سیتریک و درصد ماده آلی همبستگی معنی دار مشاهده شد که اهمیت ماده آلی و اسیدهای آلی موجود در خاک را در حاصلخیزی خاک‌ها بیان می کند. بدیهی است به دلیل تفاوت درصد رس و سیلت و همچنین تفاوت نوع و مقدار کانی های رسی در بخش سیلت ورس، درجه تخلیه خاک ها از پتاسیم در مدیریت ها و کشتهای متفاوت در خاک‌های مطالعه شده، مقدار پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده از خاک ها متفاوت باشد (جلالی، ۲۰۰۵ و ۲۰۰۶؛ ضرابی و همکاران، ۱۳۸۵؛ توفیقی، ۱۳۷۴).



شکل ۱- برازش معادلات الوویچ و پخشیدگی بر رهاسازی پتاسیم از خاکها توسط اسیدسیتریک

(نمونه هاي خاك به ترتيب از ۱ تا ۱۲ شامل سري هاي دهنه، صوفيان، مينودشت، گاليكش، راميان، دلند، حاجي كلاته، بهلكه، علي آباد، كردكوي، هاشم آباد و رحمت آباد مي باشد)

جدول ۱- همبستگی بین برخی ویژگیهای خاک و عصاره گیر

	استات آمونیوم	اسید نیتریک جوشان	اسید سیتریک
رس(%)	-۰/۲۶	-۰/۳	۰/۳۷
سیلت(%)	۰/۶۹*	۰/۵۸*	۰/۲۲
شن(%)	-۰/۵۸	-۰/۴۱	-۰/۶۰*
ظرفیت تبادل کاتیونی (Cmol/kg soil)	-۰/۲۶	-۰/۳۲	۰/۱۳
ماده آلی(%)	۰/۰۷	۰/۰۲	۰/۵۸*
استات آمونیوم	۱	۰/۹۲**	۰/۱۹
اسید نیتریک جوشان	۰/۹۲**	۱	۰/۱۰
اسیدسیتریک	۰/۱۹	۰/۱۱	۱

*در سطح پنج درصد معني دار ، **در سطح یک درصد معني دار

منابع

توفیقی، ح. ۱۳۷۴. سینیتیک آزاد شدن پتاسیم از خاک های شالیزاری شمال ایران : ۱- مقایسه و ارزیابی معادلات سنتیکی مرتبه اول، مرتبه صفر و دیفیوژن پارابولیکی . مجله علوم کشاورزی ایران. سال ۲۶، شماره ۴: ۴۱-۲۷.

ضرابی، م.، جلالی، م. و مهدوی حاجیلویی، ش. ۱۳۸۵. بررسی سرعت رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی و قابلیت جذب آن با استفاده از اسید مالیک در بعضی از خاکهای استان همدان . مجله علوم کشاورزی ایران. جلد ۳۷. شماره ۶: ۹۶۴-۹۵۱.

مهدوی، ش. ۱۳۸۰. مطالعه سینتیک رها سازی پتاسیم غیر تبادلی و همبستگی آن با جذب گیاه در سری های غالب خاکهای استان همدان. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی دانشگاه تهران، ایران.

Bolt GA, Sumner ME and Kamphort A. 1963. A study of the equilibria between three categories of potassium in an illitic soils. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 27:294-299.

Hosseinpur A and Kalbasi M. 2002. Kinetics of nonexchangeable potassium release from soils and soil separates in some central region soils of Iran. Proceedings of 17th WCSS, 14 – 21 August, Bangkok, Thailand.

Jalali M. 2005. Release kinetics of non-exchangeable potassium in calcareous soils. Commun. Soil Sci. and Plant Anal. 36: 1903-1917.

Jalali M. 2006. Kinetics of non-exchangeable potassium release and availability in some calcareous soils of western Iran. Geoderma. 135: 63-71.

Martin HW and Sparks DL. 1983. Kinetics of non-exchangeable potassium release from two coastal plain soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 47: 883-887.

Sparks DL. 1987. Potassium dynamics in soils.Adv. Soil Sci. 6:1-63.

Sparks DL and Huang PM. 1985. Physical chemistry of soil potassium. In: R. Munson (ed.) Potassium in Agriculture. ASA-CSSA-SSSA. Madison, Wis., USA.

Srinivasarao Ch, Subba Rao A and Rupa R. 2000. Plant mobilization of soil reserve potassium from fifteen smectitic soils in relation to soil test potassium and mineralogy. Soil Sci. 156:578-586.

Steffens D and Sparks DL. 1997. Kinetics of nonexchangeable ammonium release from soils. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI, pp. 201-276.

مطالعه اثر کاربرد فیلتر کیک در خصوصیات شیمیایی خاک

سعید صفیرزاده– حمید رضا بهروان– افشین آریز[1]

۱- به ترتیب، دانشجوی دکترای خاکشناسی دانشگاه شهید چمران اهواز، فوق لیسانس خاکشناسی و معاون کشاورزی شرکت کشت و صنعت حکیم فارابی خوزستان فوق لیسانس خاکشناسی و مدیر مطالعات کاربردی شرکت کشت و صنعت حکیم فارابی خوزستان

مقدمه

کمبود مواد آلی در مناطق خشک و نیمه خشک دارای اثراتی است که شرایط نامناسبی را برای گیاه و محیط ریشه ایجاد می‌کند. بنابراین افزایش مواد آلی به خاک در این مناطق یکی از عملیاتی است که می‌تواند در حفظ و سلامت خاک و افزایش حاصلخیزی خاک و تولید محصولات و کشاورزی پایدار کمک نماید . مواد آلی گوناگونی از جمله کود حیوانی، کود سبز و کمپوست را می توان استفاده کرد اما از جنبه کاربردی باید ماده‌ای را برگزید که علاوه بر اثرات مفید ماده آلی از لحاظ هزینه برای کاربران مقرون به صرفه و به آسانی قابل دسترس باشد. فیلتر کیک حاصل از کارخانه شکر در مناطق نیشکر کاری ترکیبی است که می توان به عنوان یک ماده دارای درصد بالای ماده آلی به خاک اضافه کرد. فرآوری صنعتی نیشکر برای تولید شکر و الکل ، بقایایی را از قبیل فیلتر کیک و ویناس تولید می کند که پتانسیل زیادی بعنوان اصلاح کننده خاک و کود برای استفاده در کشاورزی دارند. فیلتر کیک، محصول فرعی و باقیمانده فیلتراسیون عصاره نیشکر است که یک منبع غنی از فسفر و ماده آلی است و رطوبت زیادی دارد. پیشنهاد شده است که استفاده از فیلتر کیک و ویناس که مواد ی با هزینه پایین هستند، می تواند حاصلخیزی خاک را بهبود ببخشد (Prado et al. 2013). استفاده از فیلتر کیک به عنوان اصلاح‌کننده خاک، کیفیت خاکهای تحت تاثیر نمک و خاکهای با مشکلات دیگر را به بود می‌بخشد. در تحقیقی به منظور بررسی اثرات استفاده از فیلتر کیک در مزارع ذرت نشان داده شد که استفاده از ۴۰ تن در هکتار فیلتر کیک سبب افزایش معنی دار فسفر و بسیاری از عناصر ریز مغذی شده بود اما pH خاک را به مقدار کوچکی افزایش داده بود (Ossom and Dlamini, 2012). بنابراین بررسی حاضر به منظور مطا لعه تاثیر فیلتر کیک به عنوان یک اصلاح کننده خاک در خصوصیات شیمیایی خاک در منطقه دارای پتانسیل شور شدن انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

به منظور انجام بررسی مورد نظر تیمار فیلترکیک در دو سطح ۰ و ۵۰ تن در هکتار با سه تکرار اعمال گردید . منطقه مورد آزمایش واقع در شرکت کشت و صنعت حکیم فارابی خوزستان بود و ابعاد هر کرت ۱۸۰m × ۳۵/۷ m انتخاب شد. نمونه‌های خاک در تمام مراحل از دو عمق ۳۰ cm – ۰ و ۶۰ cm –۳۰ بدست

آمدند. قبل از اضافه کردن فیلترکیک، از خاک به منظور تعیین بافت خاک به روش هیدرومتری و از فیلترکیک به منظور آنالیز اولیه نمونه‌برداری شد. پس از این مرحله، فیلترکیک به کرتهای مورد نظر اضافه گردید . سپس فیلترکیک بصورت سطحی پخش شد و پس از کاهش مقداری از رطوبت آن جهت سهولت کار ماشین آلات، با خاک مخلوط گردید. پس از گذشته ۵ ماه از اضافه کردن فیلترکیک، نمونه‌برداری خاک و آنالیز نمونه‌های خاک در دو عمق و در هر دو تیمار شاهد و تیمار با ۵۰ تن در هکتار فیلترکیک انجام شد. تهیه نمونه‌های خاک به این صورت بود که در هر کرت از پنج نقطه در دو عمق نمونه برداری انجام گرفت و هر کدام از این نمونه ها مورد آنالیز قرار می‌گرفتند و در نهایت میانگین این پنج اندازه‌گیری برای هر کرت گزارش شده است. در طول مدت ۵ ماه، ۲ نوبت آبشویی در هر یک از کرتها انجام شد. آنالیز نمونه‌های خاک توسط روشهای معمول آز مایشگاهی انجام شد (Carter and GreGorich, 2007). همچنین از کرتها به منظور اندازه‌گیری وزن مخصوص ظاهری خاک، نمونه‌های دست نخورده توسط نمونه‌گیر مغزه ای (Core Sampler) تهیه شدند. تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم افزار آماری MINITAB انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج تعیین بافت خاک نشان داد که در هر دو عمق مورد بررسی بافت خاک لوم رسی سیلتی (Silty Clay loam) می‌باشد. همچنین نتایج حاصل از تجزیه فیلتر کیک در جدول ۱ نشان می‌دهد که این ماده دارای EC بالا و کربن آلی و مقدار رطوبت زیاد می‌باشد.

جدول 1- نتایج حاصل از تجزیه فیلترکیک

نمونه	pH	EC (dS/m)	N(%)	P(%)	K(%)	O.C (%)	مقدار رطوبت	C/N
فیلترکیک	5/31	10/86	1/16	0/95	0/51	50/81	65/98	43/8

EC: هدایت الکتریکی

O.C: ماده آلی

اندازه‌گیری وزن مخصوص ظاهری در دو عمق ۲۰ cm-۰ و ۴۰cm-۲۰ نشان داد که با افزایش فیلتر کیک وزن مخصوص ظاهری خاک کاهش یافته بود . تغییرات وزن مخصوص ظاهری در تیمار شاهد در عمق ۲۰ cm-۰ برابر ۱/۶۹ g/cm^3 – ۱/۶۶ می‌باشد که این مقدار در تیمار فیلتر کیک برابر ۱/۴۱ g/cm^3 – ۱/۲۶ است. در عمق

cm ۴۰–۲۰ این تغییرات ۱/۹۹ – ۱/۹۲ و g/cm^3 ۱/۴۸ – ۱/۴۲ به ترتیب برای تیمار شاهد و فیلتر کیک بدست آمد. بررسی نتایج تجزیه نمونه‌های خاک (جدول ۲) نشان می‌دهد که با افزایش فیلتر کیک مقدار pH در عمق cm ۳۰ – ۰ خاک افزایش معنی‌داری ($P<0/05$) داشته است. همچنین مقایسه تیمارها نشان می دهد که افزایش فیلتر کیک سبب کاهش مقدار کلسیم موجود در محلول خاک می شود و مقدار بی کربنات محلول را افزایش می‌دهد. افزایش غلظت بی کربنات می تواند یکی از دلایل افزایش pH محلول خاک با افزایش فیلتر کیک باشد. در تحقیقی نشان داده شد که استفاده از فیلتر کیک pH خاک را افزایش داده بود (Prasad, 1974). کاهش کلسیم در فاز محلول می تواند به دلیل افزایش انحلال فاز جامد کل سیم به علت افزایش و تجزیه فیلترکیک در خاک و خروج کلسیم توسط آ بشویی باشد. افزایش فیلترکیک سبب کاهش معنی دار ($P<0/05$) در مقدار کلسیم محلول در هر دو عمق ۳۰ – ۰ و cm ۶۰ – ۳۰ گردید. همزمان با تغییرات کلسیم، بررسی تغییرات منیزیم و سدیم در فاز محلول نشان می ده‌د که منیزیم نیز با افزایش فیلتر کیک به خا ک کاهش معنی‌داری را فقط در عمق cm ۳۰ – ۰ نشان داده بود و نیز سدیم محلول کاهش می یابد ولی تغییرات سدیم کمتر از کلسیم و منیزیم می باشد و معنی‌دار نبود که این می تواند پتانسیل ایجاد شرایط سدیمی را بویژه در خاکهای غیرآهکی افزایش دهد. نیتروژن کل در عمق cm ۳۰ – ۰ با افزایش فیلترکیک کاهش می یابد اما در عمق cm ۶۰ – ۳۰ افزایش را نشان می‌دهد. همچنین با افزایش فیلتر کیک مقادیر فسفر و پتاسیم قابل جذب در خاک در هر دو عمق مورد بررسی افزایش می‌یابد اما این افزایش از نظر آماری معنی‌دار نبود.

جدول ۲- نتایج حاصل تجزیه نمونه‌های خاک دو تیمار شاهد و فیلترکیک

تیمار	تکرار	عمق نمونه برداری (cm)	pH	N(ppm)	P(ppm) قابل جذب	K(ppm) قابل جذب	Ca^{+2} (meq/L)	Mg^{+2} (meq/L)	Na^{+} (meq/L)	HCO_3^{-} (meq/L)	CEC (meq/100g)
تیمار شاهد	1	0-30	7/82	390	6/38	127/25	21/8	14	16/43	3/4	26/22
		30-60	7/69	220	5/11	84/91	29	20/4	18/09	2/7	31/01
	2	0-30	7/76	400	6/16	132/66	37/4	21/65	20/96	2/9	32/73
		30-60	7/8	260	4/67	116/65	31/4	14/85	17/39	3/2	30/55
	3	0-30	7/65	375	6/84	135/96	32/6	19/9	18/56	3/1	28/62
		30-60	7/78	246	4/79	110/78	27/2	18/7	18/85	3	31/57
تیمار فیلتر کیک	1	0-30	7/91	376/5	7/2	121/13	6/8	7/2	14/04	4/3	36/12
		30-60	7/99	304/9	8/75	102/45	8/6	7/6	14/8	4/5	36/12
	2	0-30	7/98	397/6	6/73	149/63	10/4	11/2	17/45	4/9	37/29
		30-60	7/94	309/1	5/7	179/74	13/2	16/8	18/61	5/6	32/1
	3	0-30	7/95	380/5	6/98	138/87	9/5	10/8	16/57	4/7	37/84
		30-60	8/1	301/8	7/27	145/5	12/6	11/4	17/74	4/9	35/6

اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) در خاک در دو تیمار نشان داد که با افزایش فیلتر کیک این پارامتر نیز افزایش یافته بود. در تیمار فیلتر کیک ظرفیت تبادل کاتیونی در عمق ۳۰ cm – ۰ نسبت به شاهد ۱/۲۷ برابر شده بود و این تغییر در عمق ۶۰ cm – ۳۰ نسبت به تیمار شاهد ۱/۱۲ برابر بود. بررسی شاخص نسبت جذب سدیم (SAR) نشان داد که تغییرات این شاخص در تیمار فیلتر کیک نسبت به تیمار شاهد معنی‌دار بود اما مقدار آن کمتر از حد مورد نیاز برای سدیمی شدن خاک بود. Morris و همکاران (۲۰۰۷) آزمایشی را به‌منظور ارزیابی استفاده از فیلترکیک در میزان محصول‌دهی و تاثیر روی خصوصیات شیمیایی در خاک شنی انجام دادند. استفاده از فیلتر کیک مقدار پتاسیم خاک سطحی را ۲/۲ برابر و میزان فسفر قابل استخراج خاک را ۶/۵ برابر تیمارهای مصرف کود شیمیایی افزایش داده بود همچنین فیلترکیک pH خاک را نیز افزایش داده بود.

منابع

1- Carter MR and Gregorich EG, 2007. Soil Sampling and Methods of Analysis. CRC Press.

2- Morris DR, Gilbert RA, Rainbolt CR, Perdomo RE, Powell G, Eiland B, Montes G, 2007. Sugarcane yields and soil chemical properties due to mill mud application to a sandy soil. International Society of Sugar Cane Technologists Proceedings 26: 444-448.

3- Ossom EN, Dlamini FT, 2012. Effects of filter cake on soil mineral nutrients and maize (Zea mays L.) agronomy. Tropical Agriculture 89: 141-150.

4- Prado RM, Caione G, Campos Cid NS, 2013. Filter cake and vinasse as fertilizers contributing to conservation agriculture. Review Article. Applied and Environmental Soil Science 1-8.

5- Prasad M, 1974. The effect of filter press mud on the availability of macro- and micronutrients. Proc. Int. Soc. Sugar Cane Technol 15: 568-575.

مطالعه اثر زمان و غلظت‌های سرب در رطوبت ظرفیت مزرعه و غرقاب بر فعالیت آنزیم اوره‌آز خاک

معصومه تقی زاده اشکوایی[۱]، اکبر فرقانی[۲]، بابک ربیعی[۲]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه گیلان
۲- عضو هیئت علمی دانشگاه گیلان

مقدمه

آلودگی محیطزیست و افزایش روند تخریب اکوسیستم‌های طبیعی از جمله خاک که جهان کنونی با آن رو به رو است ناشی از برخورد غیرمسئولانه انسان با محیطزیست و استفاده نامناسب از منابع پایه می‌باشد. آلودگی محیطی خاک‌ها با فلزات سنگین باعث ایجاد اثرات سمی بر فرآیندهای بیوشیمیایی و بیولوژی خاک می‌شود. ورود فلزات سنگین به خاک علاوه بر خطر جذب شدن توسط گیاه و ورود به زنجیره‌های غذایی که سبب به مخاطره افتادن سلامت انسان و دام می شود، سلامت خاک و بقای موجودات بومی این زیستگاه را نیز مورد تهدید جدی قرار داده است (فتحی واجارگاه ۱۳۸۲). خاک‌های کشاورزی عموماً آلودگی فلزات‌شان از اتمسفر، کودهای شیمیایی، آفت‌کش‌ها و کود کشاورزی می‌باشد. آنزیم‌ها نقش کاتالیزوری دارند و بدون اینکه متحمل تغییرات دائمی شوند با کاهش انرژی فعالسازی واکنش، سرعت واکنش‌های شیمیایی را افزایش می‌دهند. قابل ذکر است که آنزیم‌ها برای انواع واکنش‌های شیمیایی اختصاصی می‌باشند (طباطبایی ۱۹۷۴). آنزیم‌های خاک نقش مهمی در تجزیه مواد آلی، تغییر شکل مواد آلی بومی خاک، آزادسازی مواد غذایی معدنی برای رشد گیاه، سمیت‌زدایی موادی که به تجزیه زیستی مقاوم هستند، تثبیت N2، نیتریفیکاسیون و دنیتریفیکاسیون دارند. آنزیم‌های خاک به طور عمده منشأ میکروبی دارند (لاد ۱۹۷۸)، اما از گیاهان و حیوانات نیز منشأ می‌گیرند (طباطبایی۱۹۷۷).

مواد و روشها

نمونه‌برداری خاک از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری آن انجام گرفت. بعد از هوا خشک شدن، خاک کوبیده و با الک دو میلی‌متری الک شد. سپس یک کیلوگرم از خاک درون ۳۰ گلدان ریخته شد. از آنجایی که آزمایش در دو رژیم رطوبتی ظرفیت مزرعه و غرقاب باید انجام می‌شد در ۱۵ گلدان، خاک ابتدا در پلاستیک ریخته شد و سپس ۵ تیمار سرب در غلظت‌های ۲۰۰،۱۵۰،۱۰۰،۵۰،۰ میلی‌گرم سرب در کیلوگرم خاک بر گلدان‌ها اعمال گردید. سپس گلدان‌ها در رطوبت موردنظر تنظیم گردیدند یعنی ۱۵ گلدان از آب پر شدند به طوریکه ارتفاع آب بر روی خاک ۴ الی ۵ سانتی‌متر بود و ۱۵ گلدان دیگر در حد رطوبت ظرفیت مزرعه تنظیم گردیدند .گلدان‌ها هر روز از نظر رطوبت تحت کنترل بودند. پارامترهایی نظیر pH به روش پتانسیومتری، درصد کربن آلی به روش والکلی بلک، درصد کربنات کلسیم به روش خنثی سازی با اسید کلریدریک، سرب و آهن کل با روش هضم در اسید نیتریک چهار مولار و سرب تبادلی با روش DTPA و ظرفیت تبادل کاتیونی با روش جایگزینی استات

آمونیوم مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند. و سپس در زمان‌های مختلف ۲، ۴، ۶، ۸، ۱۰ هفته، آنزیم اوره‌آز مورد اندازه‌گیری قرار گرفت.

برای تعیین فعالیت آنزیم اوره‌آز ابتدا ۵ گرم خاک با یک میلی‌لیتر اوره ۰/۲ مولار تیمار شده، و پس از افزودن ۹ میلی‌لیتر بافر تریس (تریس هیدروکسی متیل آمینومتان ۹ =pH)، به مدت دوساعت در دمای ۳۷ درجه سانتیگراد انکوباسیون شده، آنگاه ۳۵ میلی‌لیتر محلول KCl-Ag2SO4 (۲/۵ مولار نسبت به KCl و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر نسبت به Ag2SO4) به آن افزوده شد. سپس بعد از خنک شدن با اضافه کردن محلول KCl-Ag2SO حجم را به ۵۰ میلی‌لیتر رسانده شد و یک ساعت شیک گردید و سپس با کاغذ صافی صاف گردید. مقدار آمونیوم آزاد شده در سوسپانسیون موجود، به روش رنگ‌سنجی با دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۶۰ نانومتر تعیین و پس از کم کردن مقدار آمونیوم در تیمار شاهد، بر حسب میلی‌گرم آمونیوم آزاد شده به ازای هر گرم خاک در دو ساعت انکوباسیون (mg N-NH4+ g-1 soil hr-1) گزارش گردید (طباطبایی ۱۹۸۲). لازم به یادآوری است که این واحد معمول‌ترین واحد گزارش فعالیت آمیدوهیدرولازها است (فرنکن برگر۱۹۹۳).

نتایج و بحث

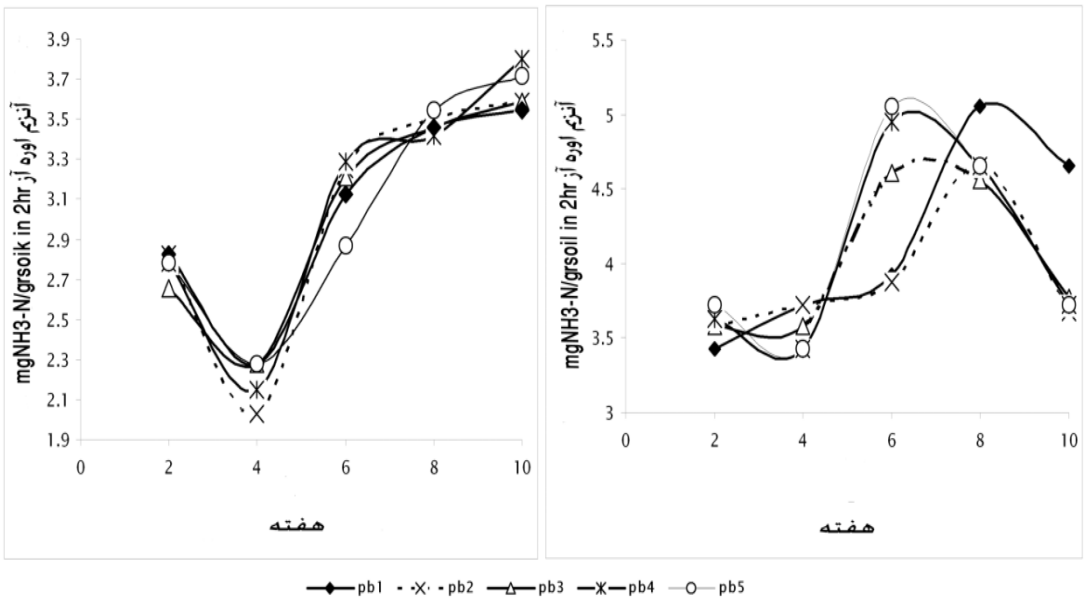
با توجه به جدول زیر pH خاک تقریبا قلیایی بوده و بافت خاک با توجه به درصد ذرات خاک در محدوده سندی کلی لوم قرار می‌گیرد. مقدار آهن کل خاک زیاد بوده و مقدار سرب کل خاک در حد پایینی می‌باشد. ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نیز در حد بالایی قرار دارد.

جدول ۱ خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش

pH	رس	شن	سیلت	سرب کل	سرب قابل جذب	آهن کل	کربن آلی	کربنات کلسیم معادل	CEC
	(درصد)			(mg kg $^{-1}$)			(درصد)		(meq 100gr $^{-1}$)
۷/۹۵	۲۸	۶۶	۶	۲/۱۱	۴/۸	۳۶/۳۹	۱/۷	۱/۱۷	۱۸/۶

در هفته دوم آنزیم اوره‌آز در رطوبت ظرفیت مزرعه در سطح اول و دوم سرب بیشترین فعالیت و سطح سه سرب کمترین فعالیت را دارد. این وضعیت در شرایط غرقاب برای سطح پنج سرب بیشترین فعالیت و سطح یک سرب کمترین فعالیت می‌باشد. در هفته چهارم فعالیت آنزیم اوره‌آز در رطوبت ظرفیت مزرعه در سطح یک و سه و پنج سرب بیشترین فعالیت و در سطح دوم سرب کمترین فعالیت را نشان می‌دهد در حالیکه در شرایط غرقاب بیشترین فعالیت در سطح یک و دو سرب و کمترین فعالیت در سطح چهار و پنج سرب می‌باشد. در هفته ششم فعالیت آنزیم اوره‌آز در رطوبت ظرفیت مزرعه در سطح چهار سرب بیشترین و در سطح پنج سرب کمترین بوده و در شرایط غرقاب سطح پنج سرب بیشترین فعالیت و سطح دوم سرب کمترین فعالیت را دارا می‌باشد. در هفته هشتم فعالیت آنزیم اوره‌آز در رطوبت ظرفیت مزرعه بیشترین فعالیت در سطح پنج سرب و کمترین فعالیت در سطح چهار سرب می‌باشد و در شرایط غرقاب بیشترین فعالیت آنزیم در سطح یک سرب و کمترین فعالیت در سطح سه سرب می‌باشد. در هفته دهم فعالیت آنزیم اوره‌آز در رطوبت ظرفیت مزرعه بیشترین فعالیت در سطح

چهار سرب و کمترین فعالیت در سطح یک سرب می‌باشد و در شرایط غرقاب فعالیت این آنزیم در سطح یک سرب بیشترین و در سطح دوم سرب کمترین است. همانطور که در شکل ۱ مشاهده می‌شود به‌طور کلی تغییرات آنزیم اوره‌آز بعد از ده هفته در رطوبت ظرفیت مزرعه افزایش می‌یابد این نشان می‌دهد که سطوح مختلف سرب اثر معنی داری بر آنزیم اوره‌آز نداشته است و آنزیم اوره‌آز در حضور سرب با غلظت‌های اعمال شده به فعالیت خود ادامه می‌دهد. لذا می‌توان به این نتیجه رسید که رطوبت نقش موثرتری برای فعالیت آنزیم اوره‌آز دارد. به‌طورکلی در شرایط غرقاب فعالیت آنزیم اوره‌آز در طول ده هفته نوسانات تقریباً شدیدی داشته است. شرایط ماندابی ممکن است باعث بازدارندگی فعالیت‌های آنزیمی از طریق تغییرات در اجتماع میکروبی، کاهش سنتز آنزیم، افزایش غلظت بازدارندهایی مانند Fe^{2+} تحت شرایط احیا گردد (فریمن و همکاران ۱۹۹۶). با انتشار کم اکسیژن درون خاک ماندابی متابولیسم غیر هوازی تحریک می‌شود که نسبت به متابولیسم هوازی تاثیر کمتری دارد (استنیر و همکاران ۱۹۸۶). برخی از مطالعات نشان می‌دهد که سرب نسبت به فلزات سنگین دیگر مانند کادمیوم و روی بازدارندگی معنی‌داری بر فعالیت آنزیم‌های اوره‌آز، فسفاتاز قلیایی ندارد در حالیکه کادمیوم بازدارندگی معنی‌داری بر فعالیت این آنزیم‌ها دارد (ایوازی و همکاران ۱۹۷۷).



شکل ۱- تغییرات فعالیت آنزیم اوره‌آز در طی زمان‌های مختلف اندازگیری در رطوبت ظرفیت مزرعه (چپ)و غرقاب(راست) اوره

منابع

فتحی واجارگاه، ک.، م. فرمیهنی فراهانی. ۱۳۸۲. دانش زیست‌محیطی زنان برای توسعه پایدار، انتشارات دانشگاه شهید بهشتی.

Eivazi F and Tabatabi M A, 1977. Phosphatases in soils. Soil Biol. Biochem. Vol 9. PP. 167-172.

Frankenberger JrWT and Dick WA, 1993. Relationships between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 47: 945-951.

Freeman C, Liska G, Ostle NJ, Lock MA, Reynolds B and Hudson J, 1996. Microbial activity and enzymic decomposition processes following peatland water table drawdown. Plant and Soil, 180: 121-127.
Ladd JN, 1978. Origin and range of enzymes in soil. In: Burns, R. G. (Ed,). Soil enzymes. Academic press, London, pp. 51-96.
Stanier RY, Ingraham JL, Wheelis ML and Painter PR, 1986. The microbial world, Prentice-Hall, Engle Wood Cliffs, pp. 78-101.
Tabatabai MA, 1977. Effects of trace elements on urease activity in soils. Soil Biol Biochem, 9: 9-13.
Tabatabi MA, 1982. Soil enzymes. PP. 539-579. In: A. C. page (ed). Methods of soil analysis. Part 2. Am. Soc. Agron. Madison. WI. USA.
Tabatabai MA, 1994. Soil enzymes. In: R.W. et al. (Ed,). Methods of soil analysis, part 2, Soil Science Society of America Madison, pp. 797-798.

ارزیابی وضعیت کمیت-شدت(Q/I) پتاسیم در باغ‌های چای و ارتباط آن با خصوصیات شیمیایی خاک

احمد شیرین‌فکر[1] – مسعود کاوسی[2] – کتایون اسلامی[3]
۱-هیات علمی مرکز تحقیقات چای کشور ۲- هیات علمی موسسه تحقیقات برنج کشور ۳- کارشناس مرکز تحقیقات چای کشور

مقدمه

پتاسیم بعد از نیتروژن بیشترین مقدار را در برگ سبز چای دارد حد بحرانی پتاسیم در برگ سوم چای ۱/۶ درصد وزن خشک است(ویلسن، ۱۹۹۹). از این رو کفایت پتاسیم قابل دسترس خاک برای حفظ حداکثر تولید اقتصادی در گیاه چای که در خاک های اسیدی با ظرفیت تبادل کاتیونی پایین رشد می کند، اهمیت فراوان دارد . ارزیابی وضعیت پتاسیم قابل دسترس خاک و تعیین نیاز این گیاه به کودهای پتاسیمی ، به وسیله استات آمونیم یک نرمال انجام می‌شود. این عصاره‌گیر در خاک‌های غنی از کانی های میکایی، به دلیل وجود مواضع اختصاصی، برآورد بیشتر از واقعیت از پتاسیم قابل دسترس (صمدی ۲۰۰۶، حسین‌پور و کلباسی۲۰۰۰) را نشان می‌دهد. این موضوع احتمالا یکی از دلایل همبستگی ضعیف بین پتاسیم عصاره گیری شده با استات آمونیم و عکس‌العمل گیاه به کودهای پتاسه در این خاک‌ها است (منگل و کرک‌بای، ۱۹۸۷). درسال‌های اخیر، کوشش‌هایی برای پیدا کردن روش‌های مناسب دیگری برای ارزیابی نیاز گیاه به کود پتاسه، در خاک های غنی از کانی‌های میکایی به عمل آمده، که از جمله می توان به روش استفاده از روابط تبادلی پتاسیم با مجموع کلسیم و منیزیم اشاره کرد ماتئوس و بکت (۱۹۶۲) روشی برای توصیف رابطه بین پتاسیم تبادلی ومحلول معرفی کردند، که رابطه کمیت-شدت[1] پتاسیم نامیده شد.

در سال‌های اخیر از این روش برای توصیف وضعیت پتاسیم در خاک‌های نقاط مختلف جهان استفاده شده است. طالبی‌زاده و همکاران (۱۳۸۸)، در تحقیقی بر روی خاک‌های گرگان نتیجه گرفتند که PBC^K به نوع رس ، سطح ویژه و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک بستگی دارد. حسین پور و کلباسی (۱۳۷۹)، ضریب همبستگی بین PBC^K و CEC را **۰/۶۶ ، نسبت فعالیت پتاسیم با درصد پتاسیم تبادلی (**۰/۷۶)، نسبت فعالیت پتاسیم با پتاسیم محلول (**۰/۸۹) و بالاخره پتاسیم قابل دسترس(ΔK_0) و پتاسیم تبادلی (**۰/۷۹) بدست آمد. عباسلو و ابطه‌ی (۲۰۰۸)، طی تحقیقی در استان فارس در یافتند که فعالیت پتاسیم در این خاک‌ها تحت کنترل م نان سرلت (**۰/۸۰) و منگنز عصاره‌گیری شده با یکربنات سزیم دیونات (*۰/۶۷) و اگزالات (*۰/۷۳) می‌باشد. دواتگر و همکاران (۱۳۸۲) وضعیت کمیت به شدت پتاسیم خاک شالیزار های دو استان گیلان و مازندران را بررسی کردند. آنها مشاهده کردند که هم بستگی خوبی بین پتاسیم نگهداری شده در مواضع ویژه با غلظت و مقدار پتاسیم گیاه برنج وجود دارد(**r= ۰/۸۳) و نتیجه گرفتند که بخشی از پتاسیم مورد نیاز گیاه برنج از مواضع لبه‌ای و گوه‌ای کانی‌های رسی تأمین می شود. همچنین دریافتند که حد استانه رهاسازی برای پتاسیم تبادلی کمتر از پتاسیم قابل استخراج توسط استات آمونیم است که نشانگر عدم مشارکت پتاسیم غیر قابل تبادل در تغذیه پتاسیم گیاه برنج است. کاوسی (۱۳۷۸) دریافت که در همه خاک‌های شالیزاری مورد مطالعه منحنی های آزاد سازی Q/I پتاسیم نسبت به منحنی های جذب از شیب کمتری برخوردار است که علت اصلی آن تثبیت پتاسیم در خاک است.

[1] . Quantity/Intensity (Q/I)

هدف ازاین مقاله، تعیین پارامترهای کمیت–شدت پتاسیم در برخی از خاک‌های اسیدی باغ چای کشور و رابطه آنها با برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک است.

مواد و روش‌ها

ابتدا ۵۳ نمونه از عمق صفر تا ۳۰ سانتی‌متری سطح خاک باغ های چای واقع در دو استان گیلان و مازندران گرفته شد. پس از آماده سازی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی از جمله، بافت خاک، pH، درصد کربن آلی به روش‌های مرسوم(علی احیایی و بهبهانی زاده ۱۳۷۱) و ظرفیت تبادل کاتیونی (گراو و همکاران، ۱۹۸۲) تعیین شد. نمودارهای کمیت- شدت هر یک از خاک‌ها انتخابی از سری محلول های حاوی پتاسیم بدست آمد. برای هرنمونه خاک شش سوسپانسیون تهیه شد که حاوی ۲ گرم خاک و ۲۰ میلی‌لیتر محلول ۰/۰۱ مولار کلسیم و غلظت‌های فزاینده ۰/۳۳، ۰/۶۷، ۱، ۱/۳۴، و ۲ میلی مولار پتاسیم (از کلرید پتاسیم) بود (کاووسی، ۱۳۷۸). سوسپانسیون‌ها به مدت ۳۰ دقیقه در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد و با استفاده از تکان دهنده برقی رفت و برگشتی تکان داده شدند. سپس به مدت ۱۸ ساعت به حال خود در این دما گذاشته شده و در پایان با استفاده از سانتریفیوژ محلول خاک جدا شده در نهایت مقدار پتاسیم با استفاده از فلیم فتومتر اندازه گیری شد . کلسیم و منیزیم عصاره‌ها نیز با روش عیار سنجی با EDTA یک صدم نرمال تعیین شدند(علی احیایی و بهبهانی زاده ۱۳۷۱). با ترسیم منحنی های کمیت- شدت (Q/I) ، پارامترهای جذب پتاسیم شامل: میانگین ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم (PBC^K)، پتاسیم نگهداری شده درمکان های اختصاصی و غیر اختصاصی (K_L)، میانگین پتاسیم نگهداری شده با انرژی زیاد (K_X)، میانگین پتاسیم قابل دسترس (ΔK_0) و همچنین فعالیت پتاسیم در حال تعادل (AR^K_0) تعیین شدند. در نهایت روابط بین پارامترهای فوق با خصوصیات شیمیایی خاک توسط روابط رگرسیونی و همبستگی و با استفاده از نرم افزارهای SPSS و Excel بدست آمد.

نتایج و بحث

خلاصه نتایج در جدول ۱ آمده است. نتایج نشان می دهد که کمترین مقدار PBC^K ۴۹/۷ سانتی مول بر کیلوگرم بر (مول بر لیتر)$^{-1/2}$ مربوط به خاک منطقه شفت (لپوندان) است که رس نسبتا پایین (۱۵/۴ درصد) و به شدت اسیدی ۳/۸۴ و CEC پایین (۴/۶۶ سانتی‌مول بار بر کیلوگرم) دارد. اما بزرگترین ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم مربوط به خاک منطقه رحیم آباد رودسر است که درصد رس بالا (۲۶/۳)، pH بالاتر از حد اپتیمم چای‌کاری‌ها (۶/۱) و CEC بالا (۱۸/۲۸) داشت.

مقدار PBC^K از روی داده‌های پتاسیم محلول در آب، pH و CEC برآورد شد. ضریب تبیین تعدیل شده این معادله ***۰/۸۲ است: معادله(۱) $PBC^K = 13.3(CEC) - 1.7(K_{water}) + 23.9(pH) - 54.34$

نسبت فعالیت تعادلی پتاسیم (AR^K_0) در نقطه $\Delta k=0$ خاک باغ های مورد مطالعه، دارای محدوده‌ای بین ۰/۰۰۰۱۲ تا ۰/۰۰۸۴۹ است. چنانچه مقدار AR^K_0 بین ۰/۰۰۰۶ تا ۰/۰۱ (مول بر لیتر)$^{-1/2}$ باشد، پتاسیم در لبه‌ها و در مقادیر بالاتر از ۰/۰۱ در سطح کانی‌ها نگه‌داری می‌شود (اسپارک و لیب‌هارت، ۱۹۸۱).

پتاسیم نگه‌داری شده در مکان های اختصاصی (K_x) دارای گستره‌ای بین ۰/۰۳ تا ۱/۶ و میانگین ۰/۲۸ ومیانه ۰/۱۹ سانتی مول پتاسیم بر کیلوگرم می‌باشد. مقدار K_x با ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک هم بستگی نداشت.

پتاسیم نگه‌داری شده در مکان‌های غیر اختصاصی(ΔK_0) را معیاری برای پتاسیم به سهولت قابل تبادل می‌دانند (اسپارک و لیب‌هارت، ۱۹۸۱). عقیده بر این است که ΔK_0 نسبت به روش استات آمونیم تخمین بهتری از مقدار پتاسیم نگه‌داری شده در مکان های غیر اختصاصی در خاک های با ظرفیت تثبیت بالا ارائه می دهد (اسپارک، مارتین و زلانزی، ۱۹۸۰).

جدول ۱- فراوانی داده‌های خاک و پارامترهای منحنی Q/I

	Avail-K	O.C%	pH	Clay %	CEC	PBC^K	K_L	ΔK_0	K_X	AR^K_o
میانگین	153	1.91	4.53	21.2	10.6	170.9	.45	.17	.28	.0014
میانه	124	1.73	4.37	20.2	8.1	111.2	.31	.11	.19	.00070
کمترین	55	0.80	3.42	7.4	3.0	49.7	.13	.01	.03	.00012
بیشترین	776	6.40	6.33	35.4	27.5	695.7	1.72	1.22	1.59	.0085

Avail- K: پتاسیم قابل جذب با استات آمونیم بر حسب mg/Kg. - CEC: بر حسب $Cmol_c/Kg$ – PBC^K: بر حسب
K_L - (Cmol/Kg)/$(mol/l)^{1/2}$: بر حسب (Cmol/Kg) – K_0 : برحسب Cmol/Kg - K_x : برحسب Cmol/Kg -
AR^K_o : برحسب $(mol/l)^{1/2}$

جدول ۱ نشان می‌دهد که ۵۰ درصد از خاک های مطالعه شده در این تحقیق دارای ΔK_0 کمتر از ۰/۱۱ سانتی‌مول بر کیلوگرم می‌باشند (یعنی ۴۳ میلی‌گرم پتاسیم در کیلوگرم خاک). حال اگر این مقدار را با پتاسیم استخراج شده به روش استات آمونیم مقایسه کنیم (۱۲۴ میلی‌گرم پتاسیم در کیلوگرم خاک) تفاوت زیادی بین این دو مشاهده می‌شود. از این رو به نظر می‌رسد که استات آمونیم پتاسیم بیشتری را استخراج می کند این امر می تواند ارزیابی نیاز خاک از روی آزمون خاک را دچار چالش کند . با وجود این، مقدار همبستگی خوبی بین مقدار ΔK_0 (برحسب میلی‌گرم در کیلوگرم) با پتاسیم عصاره‌گیری شده با استات آمونیم وجود دارد (ضریب تبیین ۰/۹۲***) معادله رگرسیون این دو پارامتر بدین شرح است:

$$\Delta K0 = 0.626(K_{amo\text{-}act}) - 27.46 \qquad \text{معادله (۲)}$$

پتاسیم کل فعال نگهداری شده در مکان‌های اختصاصی و غیر اختصاصی(K_L)، مجموع پتاسیم به سهولت قابل دسترس (K_0) و پتاسیم نگهداری شده در مکان های اختصاصی (K_x) است. عباسلو و ابطه‌ی (۲۰۰۸)، معتقدند که این بخش از پتاسیم (K_L) می‌تواند رابطه گیاه را به خوبی پوشش دهد. لذا هر چقدر مقدار آن بالاتر باشد رابطه به استفاده از کود پتاسیمی کمتر خواهد بود. در این تحقیق ۵۰ درصد از خاک‌ها دارای K_L کمتر از ۰/۳۱ سانتی‌مول پتاسیم بر کیلوگرم خاک یا ۱۲۱ میلی‌گرم پتاسیم در کیلوگرم خاک هستند. این عدد بر میانه پتاسیم عصاره گیری شده با استات آمونیم(جدول ۱) تا حدی منطبق است. با این همه همبستگی این دو ویژگی خیلی بالا نیست(r=۰/۷۵**).

معادله ۱ نشان می‌دهد، افزایش pH و CEC در خاک افزایش PBC^K خاک را به همراه خواهد داشت. حسن پور و کلباسی (۱۳۷۹) نیز رابطه مثبت بین CEC و PBC^K را تایید می‌کنند. از آنجایی که ۵۰ درصد از خاک‌های باغ‌های چای pH کمتر از مقدار اپتیمم دارند (شیرین‌فکر، ۱۳۸۸)، لذا افزایش pH این خاک‌ها سبب افزایش PBC^K خواهند شد. افزودن کودهای آلی نیز CEC خاک را افزایش داده و در نتیجه PBC^K خاک نیز افزایش خواهد یافت. افزایش PBC^K در باغ‌های چای که باران فراوانی در طول سال دریافت می کنند و به شدت اسیدی هستند می‌تواند در ابقای پتاسیم و کاهش مصرف کود پتاسیمی موثر باشد

منابع

حسن‌پور، علی‌رضا و محمود کلباسی. ۱۳۷۹. نسبت کمیت- شدت پتاسیم و همبستگی پارامترهای آن با خصوصیات خاک در تعدادی از خاک‌های ایران. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی،۴ (۱):۴۳- ۵۵.

دواتگر، ناصر . ۱۳۸۲ . ارزیابی وضعیت پتاسیم در شالیزارهای استان گیلان و مازندران با استفاده از روابط مقدار به شدت تغییریافته و قدرت بافری. گزارش پایانی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، مؤسسه تحقیقات برنج کشور. شماره طرح: ۰۳۷-۷۶-۱۸-۱۰۰

شیرین‌فکر ا.، ۱۳۸۸. استفاده از مدل‌های هم‌دمای جذب سطحی فسفر و ارتباط آن با خصوصیات خاک‌های اسیدی باغ چای. گزارش نهایی، مرکز تحقیقات چای کشور، لاهیجان، شماره ثبت ۸۲۰۱۵/۱۵۲۳.

طالبی‌زاده، عفت، سید علیرضا موحدی ناینی و مجتبی معمارنژاد فرد. ۱۳۸۸. بررسی روابط کمیت به شدت (Q/I) پتاسیم در دو خاک پردیس گرگان و صالحان خمینی با سطوح ویژه متفاوت. مجموعه خلاصه مقالات یازدهمین کنگره علوم خاک ایران، ۲۱ لغایت ۲۴ شهریور ماه ، گرگان، پردیس علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ایران، ص، ۵۱۶.

علی‌احیایی، مریم و علی‌اصغر بهبهانی‌زاده. ۱۳۷۱. شرح روش‌های تجزیه شیمیایی خاک. جلد اول، نشریه شماره ۸۹۳، مؤسسه تحقیقات خاک و آب کشور، تهران، صفحات ۲۳-۵۰.

کاووسی مسعود. ۱۳۷۸. مطالعه عوامل موثر در جذب پتاسیم از خاک توسط گیاه برنج و تعیین عصاره‌گیر مناسب برای پتاسیم در برخی از شالیزارهای گیلان. رساله دکتری خاکشناسی. دانشگاه صنعتی اصفهان.

Abaslou, H. and A. Abtahi. 2008. Potassium Quantity-Intensity parameters and its correlation with selected soil properties in some soil of Iran. Journal of Applied Science 8(10):1875-1882.

Grove, J. H., C. S. Fowler and M. E. Sumner. 1982. Determination of the charge character of selected acid soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:32-38.

Hosseinpour A.R. and M. Kalbasi. 2000. Potassium quantity-intensity ratio and the correlation of its parameters with soil properties in some Iranian soils. Journal of Science and Technology of Agricultural and Natural Resources. 4: 43-55.

Mathews, B. C. and Beckett. P. H. T. 1962. A new procedure for studying the release and fixation of K ion on soils. J. Agric. Sci. 58:59-64.

Mengel K and Kirkby E A 1987 Principles of Plant Nutrition, 4th end. International Potash Institute, 687 pp.

Samadi, A., 2006. Potassium Exchange Isotherms as a Plant Availability Index in Selected Calcareous Soils of Western Azarbaijan Province, Iran. Turkish Journal of Agriculture and Forestry. 30:213-222.

Sparks, D.L. and W.C. Liebhardt. 1981. Effect of long-term lime and potassium application on quantity-intensity relationships in sandy soil. Soil Science Society of. America. Journal. 45: 786-790.

Willson K.C., 1999. Coffee, cocoa and tea. CABI. Publishing. Landon. UK.

تاثیر بافت و ماده آلی بر تجزیه و پایداری علف کش گلایفوزیت در خاک

معصومه یحیی زاده[۱]، اکبر فرقانی[۲]، علی محمدخواه[۲]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه گیلان
۲- عضو هیئت علمی دانشگاه گیلان

مقدمه

علف کش ها یکی از مهمترین آلاینده های آلی هستند که نقش مهمی در آلودگی منابع آب و خاک در سراسر دنیا دارند. این مواد مهمترین و پر کاربرد ترین آفت کش های کشاورزی هستند (Lin et al., 2003). مشکلات زیست محیطی ناشی از کاربرد روز افزون علف کش ها و اثرات سو آنها بر جانوران وگیاهان ضرورت شناخت اثرات زیست محیطی به ویژه در محیط خاک و آب را بیش از پیش نمایان می کند Gunther et al) 1989). مطالعه سرنوشت علف کش ها در خاک به منظور حفظ کیفیت محیط زیست و برای بهینه سازی فعالیت کشاورزی ضروری است. کارایی علف کش ها و رفتار آنها در محیط زیست بستگی به شرایط و عوامل محیطی دارد(Cupples et al .,2000). گلایفوزیت (N-(phosphonomethyl) glycine)یک علف کش غیر انتخابی است که برای کنترل علف های هرز چند ساله کشاورزی بکار می رود (Williams et al., 2000). گلایفوزیت یکی از پرکاربردترین علف کش های جهان است که از سال ۱۹۷۵ مورد استفاده قرار گرفت این علف کش به سرعت توسط برگ جذب شده و به گیاه انتقال می یابد(Börjesson et al., 2000). گلایفوزیت علف کشی است که بعد از سبز شدن گیاه مورد استفاده قرار می گیرد. این علف کش فوق العاده موثر و غیر انتخابی است از این رو برای کنترل کلیه علف های هرز استفاده می شود(Franz et al., 1997). گلایفوزیت بر روی قسمت های هوایی به کار برده می شود از این رو مصرف آن برای گیاه رزاعی غیر سمی است زیرا می تواند با اجزای خاک پیوند بر قرار کرده و از دسترس گیاه زراعی خارج شود. در این شرایط می توان از گلایفوزیت به صورت انتخابی استفاده نمود که از تماس با گونه های مطلوب جلوگیری شده ولی شاخ و برگ علف های هرز علف کش را دریافت می کنند(Franz et al., 1997). در شرایط مزرعه علایم اثر علف کش گلایفوزیت معمولا به کندی ظاهر می شود به طور کلی بعد از مصرف آن یک دوره تاخیر دو تا سه هفته ای وجود دارد(taylor., 2002). فلورس وهمکاران(Flores et al., 2008) در یک مطالعه جذب علف کش را در دو خاک کشاورزی با مقادیر مختلف ماده آلی مورد بررسی قرار دادند. نتایج نشان داد که فرایند جذب علف کش در خاک با ماده آلی بالاتر بیشتر است. فروزان گهر و همکاران(۱۳۸۴) به منظور بررسی اثر بافت خاک بر تجزیه علف کش ها در دو خاک با بافت های لوم شنی و رس سیلتی نشان دادند که بافت خاک اثر مشخصی روی سرعت تجزیه علف کش دارد. در این بررسی تاثیر ماده آلی (کمپوست) در سه سطح ۵ در صد و ۲ درصد در برابر شاهد (بدون افزودن کمپوست) بر روی تجزیه و پایداری گلایفوزیت در دو بافت خاک سبک و سنگین بررسی گردید.

مواد و روشها

ابتدا خاک با بافت های سنگین و سبک که سابقه استفاده علف کش در آنها وجود نداشت انتخاب و بعد نمونه ها از عمق بین ۰-۲۵ سانتی متر برداشت شد و پس از هواخشک شدن از الک ۲ میلی متری رد شد. سپس خصوصیات فیزیکی و شیمیایی شامل بافت, CEC , EC , pH , ماده آلی , آهک اندازه گیری شده (جدول ۱)

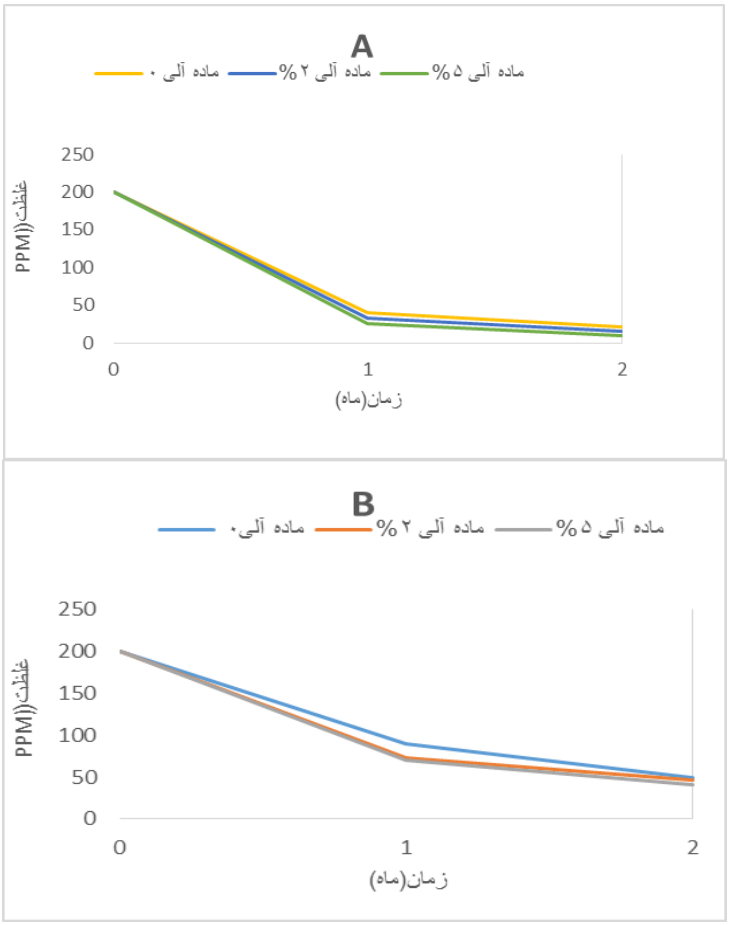
برای تهیه تیمارها ۲۰۰گرم خاک با درصد رطوبت معین در یک ظرف پلاستیکی ریخته نمونه علف کش را در الکل خالص حل کرده و بعد به خاک اضافه سپس ماده آلی در سه سطح ۰, ۲, ۵ درصد به نمونه های خاک اضافه کرده و بعد از تبخیر الکل در دمای اتاق ماده آلی را به طور یکنواخت با خاک ترکیب کرده به نمونه های خاک را با آب مقطر به رطوبت ظرفیت زراعی می رسانیم و در تمام طول آزمایش این رطوبت را حفظ می کنیم تیمار ها را در دمای ثابت نگهداری می کنیم. بعد از گذشت زمان های یک ماه و دو ماه از تیمارها نمونه برداری کرده و مقدار باقیمانده را پس از عصاره گیری با دستگاه اسپکتروفتومتر در طول موج ۳۴۵ نانومتر اندازه گیری می شود(Rasul Jan et al., 2009). آنالیز داده ها با نرم افزار SAS در غالب طرح کاملا تصادفی وبه صورت فاکتوریل در سه تکرار انجام شد.

	خاک شنی	خاک رس سیلتی
درصد شن	۹۰.۲	۱۳
درصد سیلت	۸.۶	۴۳
درصد رس	۱.۲	۴۴
درصد ماده آلی	۰.۰۴	۱.۴۸۲
درصد آهک	۱	۸.۵
ظرفیت تبادل کاتیونی	۹	۸۳.۸۶۹
PH عصاره اشباع	۷.۱۷	۷.۱۳
PH عصاره ۱:۱	۷.۱۹	۷.۰۴
EC عصاره اشباع dsm^{-1}	۱۳.۱۷.	۶۲۱
درصد اشباع	۲۳.۲	۳۵.۵۲
درصد رطوبت ظرفیت زراعی	۵.۰۴۶	۱۸.۳۴

جدول ۱: خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد آزمایش

نتایج و بحث

بر اساس نتایج به دست آمده در دو خاک رس سیلتی و شنی در سطوح ماده آلی ۰, ۲, ۵ درصد ماده آلی استخراج باقیمانده گلایفوزیت به ترتیب ۱۴.۰۷–۱۲.۳۲۵–۱۰.۶۲۲ و ۳۴.۸۴–۲۹.۸۴۵–۲۵.۵۴۵ درصد بوده است(شکل ۱). باقی مانده گلایفوزیت بعد از گذشت یک ماه و دو ماه در دو خاک اختلاف معنی داری نداشتند اما بعد از گذشت یک ماه روند تجزیه گلایفوزیت در خاک رسی سیلتی بیشتر از خاک شنی بود. چرا که باقیمانده در خاک رس سیلتی کمتر از خاک شنی بوده است. بافت خاک یکی از عوامل مهم و تاثیر گذار بر پایداری و تجزیه آفت کش ها در خاک است . برجستورم و همکاران (Börjesson et al., 2000) در یک آزمایش تجزیه گلایفوزیت را در دو خاک در لایسیمتر مورد مطالعه قرار دادند که نتایج نشان داد که با افزایش محتوای رس خاک تجزیه گلایفوزیت نیز افزایش یافت.



شکل ۱: تجزیه گلایفوزیت در خاک شنی (B)و رس سیلتی (A) در سطوح ۰, ۲, ۵ درصد ماده آلی

یکی دیگر از عوامل مهم محتوای مواد آلی خاک است . افزایش ماده آلی خاک سبب افزایش تجزیه آفت کش ها می شود . گریتس و همکاران (Gerritse et al., 1996) در یک تحقیق نشان بر روی خاک های غرب استرالیا نشان دادند که با افزایش ماده آلی جذب گلایفوزیت در خاک نیز افزایش یافته با در نظر گرفتن این مسایل در صد رس از طریق افزایش هیدرولیز ماندگاری علف کش را کاهش داده است. با توجه به این موضوع به نظر می رسد بافت و ماده آلی خاک از طریق تاثیر بر جمعیت میکروبی در روند تجزیه گلایفوزیت نقش به سزایی داشته باشد. بر اساس نتایج به دست آمده از آزمایشات افزایش ماده آلی در هر دو بافت رس سیلتی و شنی اثر معنی داری بر تجزیه گلایفوزیت داشت که این اثر در بافت رس سیلتی بیشتر از از خاک شنی است به طوری که افزایش ۵درصد و ۲ درصد ماده آلی در خاک شنی درصد باقیمانده گلایفوزیت از ۶۸.۵۴۳و۷۳.۰۰۵ در ماه اول به ۴۱.۲۶۷و۴۶.۰۳۶ در ماه دوم و در خاک رس سیلتی از ۳۳.۲۶۲و۲۵.۳۵۴ در ماه اول به ۱۲.۵۴و۱۵.۶۸۶ در ماه دوم تغییر یافت.

مطالعه در رابطه با پایداری و تجزیه علف کش ها در خاک مهم بوده و می تواند در مدیریت کاربردی آن موثر باشد. این در حالی است مطابق این نتایج با نتایجی که در مزرعه به دست می آید ممکن است متفاوت باشد بنابراین پیشنهاد می شود مطالعات تکمیلی و مزرعه ای در مقیاس کامل تر در تحقیقات آینده انجام شود.

منابع

فروزان گهر، م.، غ. حق نیا، ع. کوچکی و ف. طباطبایی یزدی. ۱۳۸۴. تاثیر ماده ی آلی و بافت خاک بر تجزیه علف‌کش آترازین و متامیترون. نشریه علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، شماره اول، صفحه:۱۴۱- ۱۳۱

Bergström, L., Börjesson, E., & Stenström, J. (2011). Laboratory and lysimeter studies of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a sand and a clay soil. *Journal of Environmental Quality*, *40*(1), 98-108.

Börjesson, Elisabet, and Lennart Torstensson.2000. "New methods for determination of glyphosate and (aminomethyl) phosphonic acid in water and soil." *Journal of Chromatography A* 886: 207-216.

Cupples, A. M., G. K. Sims, R. P. Hultgren and S. E. Hart. 2000. Effect of soil conditions on the degradation of cloransulam-methyl. J. Environ. Qual. 29:786-794.

Franz,J.E.,Mao,M.K.,Sikorski,J.A.,1997. Glyphosate a unique global herbicide. ACS Monograph 189. American Chemical Society,Washington, DC

Gerritse,R.G.,Beltran,J.,Hernandez,F.,1996.Adsorptionofatrazine,simazine,andglyphosateinsoilsoftheGnangaraMound,WesternAustralia.Aust.J.SoilRes.34,599-607

Gunther P., Rahman A., Peastemer W. 1989. Quantitative bioassays for determining residues and availability to plants of sulfonylurea herbicides. Weeds Res. 29:141-146.

Jan, M. R., Shah, J., Muhammad, M., & Ara, B. (2009). Glyphosate herbicide residue determination in samples of environmental importance using spectrophotometric method. *Journal of hazardous materials*, *169*(1), 742-745.

Lin C. H., Lerch R. N., Garrett H. E., Johnson W. G., Jordan D., and Georg M. F.2003. The effect of five forage species on transport and transformation of atrazine and isoxaflutole (Balance) in lysimeter Leachate. Journal of Environmental Quality. 32:1999-2000

taylor M.F2002, molecular biology and evolution of resistance to toxication. molecular biology and evolution, 17: 719-734

Williams, G.M., Kroes, R., Munro, I.C., 2000. Safety evaluation and risk assessment of the herbicide roundup and its active ingredient, glyphosate, for humans. Regulat. Toxicol. Pharmacol. 31, 117–165.

اثرات سطح و سال‌های کاربرد لجن فاضلاب بر شکل‌های آلی فسفر

مریم معینی[1]، مجید حجازی مهریزی[2]
۱ - دانشجوی کارشناسی ارشد شیمی و حاصلخیزی خاک،دانشگاه شهید باهنر کرمان
۲ - استادیار بخش مهندسی خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه

فسفر یک ماده مغذی مهم و ضروری برای ه مه گیاهان به شمار می رود (Attia and Mallarino 2002). با ظهور کشاورزی متمرکز کمبود فسفر به پدیده ای گسترده مبدل شد . اگر چه مقدار فسفر کل در اغلب خاک ها فراتر از نیاز گیاهی است اما به دلیل واکنش پذیری بالای فسفر با اجزای خاک، بخش عمده‌ای از فسفر در خاک به شکل غیر قابل استفاده برای گیاه می‌باشد (دهقان و همکاران، ۱۳۸۶). در خاک های آهکی، کربنات های کلسیم و در خاک های اسیدی اکسید ها و هیدروکسید های آهن و آلومینیوم سبب کاهش فسفر قابل دسترس گیاهان می‌شود (Johnson and Loeppert 2006).

پایداری تولیدات کشاورزی برای نسل بشر یک مساله حیاتی است زیرا کشاورزی منبع اصلی تولید غذا برای جمعیت در حال افزایش جهان است . طی چند دهه اخیر استفاده از انواع کودهای شیمیایی فسفره در ایران به طور چشمگیر رواج یافته است به طوریکه میزان کود مصرفی تا پایان سال ۱۳۸۸ به ۷۴۰ تن رسیده است. به کارگیری لجن فاضلاب (به عنوان یک کود آلی ارزان قیمت) در عرصه کشاورزی نقش مهمی در تامین عناصر غذایی در خاک و قابلیت دسترسی آنها برای گیاه و در نهایت افزایش عملکرد محصولات کشاورزی دارد . لجن فاضلاب سرشار از عناصر غذایی نظیر فسفر بوده و کاربرد آن در خاک های آهکی می‌تواند به عنوان راهکاری برای افزایش قابلیت دسترسی فسفر مد نظر قرار گیرد. خورشید و همکاران (۱۳۸۷) نشان دادند که در اثر کاربرد لجن فاضلاب فسفر قابل استفاده نسبت به تیمار شاهد افزایش معنی دار یافت. Zheng و Simard (۲۰۰۱) گزارش کردند که کشاورزی و کوددهی به زمین سبب تغییر شکل‌های فسفر آلی و معدنی در خاک شد.

تاکنون مطالعات چندانی در زمینه اثر کاربرد سطوح مختلف لجن فاضلاب بر قابلیت دسترسی فسفر آلی صورت نگرفته است. این مطالعه با هدف بررسی تاثیر سطح و سال‌های کاربرد لجن فاضلاب بر شکل‌های آلی فسفر از لحاظ قابلیت دسترسی در یک خاک آهکی صورت گرفت.

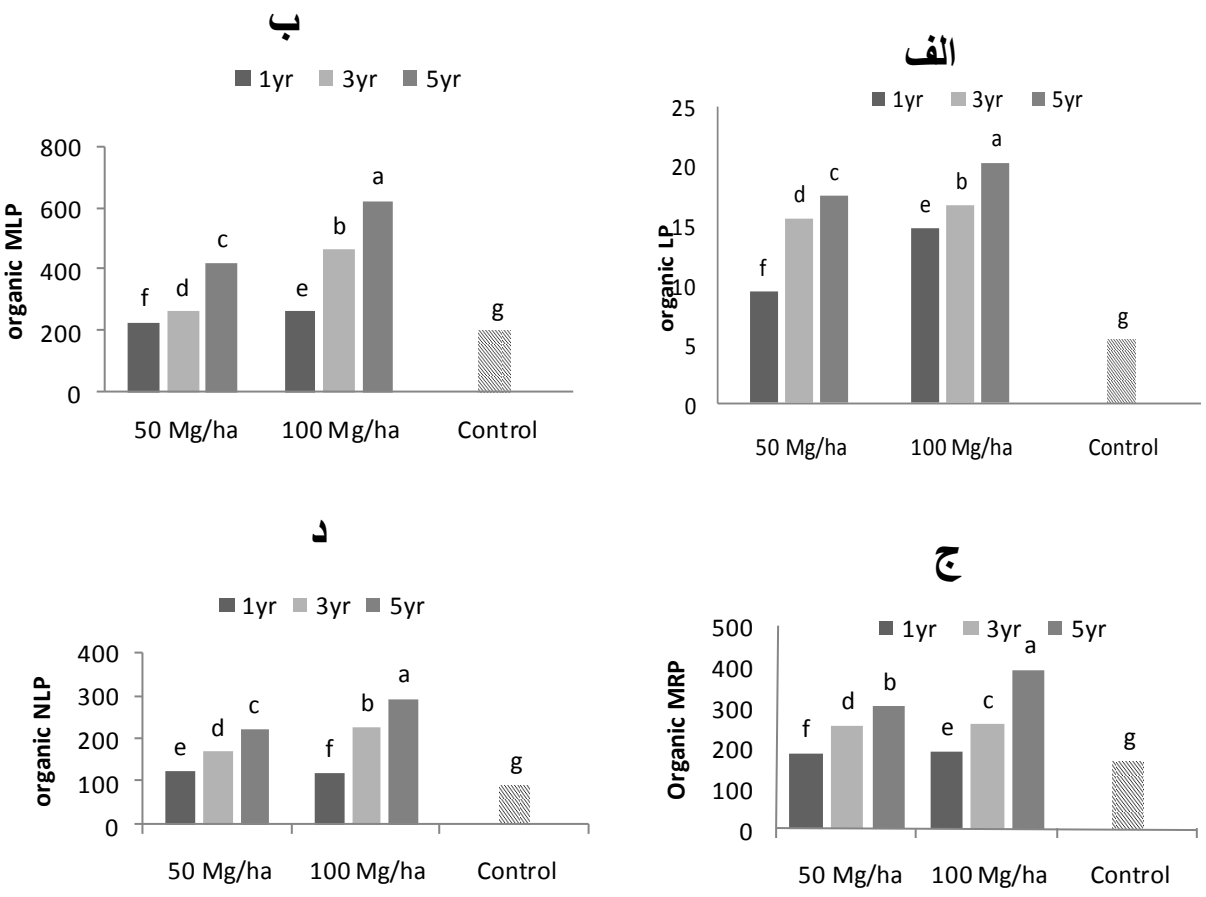
مواد و روشها

این مطالعه در قالب یک طرح بلوک‌های کامل تصادفی با دو سطح لجن فاضلاب (۵۰ و ۱۰۰ مگاگرم بر هکتار) و در سه سطح ۱، ۳ و ۵ سال کوددهی به همراه یک تیمار شاهد در مزرعه با انجا م گرفت. در پایان سال پنجم نمونه‌های مرکب خاک (عمق۳۰-۰ سانتیمتری) از کرت های با سابقه ۱، ۳ و ۵ سال کوددهی برداشت شد. نمونه‌های خاک به آزمایشگاه ان‌تقال و بعد از هوا خشک شدن نمونه ها به طور جداگانه کوبیده و از الک ۲ میلیمتری عبور داده شدند . فسفر آلی طبق روش بومن و کول (۱۹۷۸) به ۴ بخش قابل دسترس، نسبتا قابل

دسترس، نسبتا مقاوم و غیر قابل دسترس تفکیک و اندازه‌گیری شد. میزان فسفر موجود در عصاره ها به روش اسپکتروفوتومتری و بر اساس روش مورفی و رایلی (۱۹۵۲) تعیین شد.

نتایج و بحث

با افزایش سطح و سال های کاربرد لجن فاضلاب، تمام شکل های فسفر آلی به طور معنی داری افزایش یافتند (شکل ۱). در بین شکل‌های مختلف فسفر آلی، فسفر آلی قابل دسترس کمترین مقدار را در بین سایر شکل‌های آلی به خود اختصاص داده‌است (شکل ۱–الف). بیشترین مقدار فسفر آلی قابل دسترس در تیمار ۱۰۰ مگاگرم در هکتار با سابقه ۵ سال کوددهی اندازه‌گیری شد. فسفر آلی قابل دسترس به راحتی توسط میکروارگانیزم‌ها تحت تاثیر فرایند معدنی شدن قرار گرفته و به صورت فسفر آلی قابل دسترس معدنی در خاک در می‌آید. اگرچه مقدار فسفر آلی قابل دسترس کم می باشد ولی همین میزان کم نیز می‌تواند تأمین کننده نیاز گیاه به فسفر باشد.



شکل ۱- تأثیر سطح و سال‌های کاربرد لجن فضلاب بر فسفر آلی قابل دسترس (الف)، فسفر آلی نسبتا قابل دسترس (ب)، فسفر آلی نسبتا مقاوم (ج) و فسفر آلی غیر قابل دسترس(د)

فسفر نسبتاً قابل دسترس شامل فسفری است که با شدت نسبتاً زیادی جذب سطوح معدنی و آلی شده و به راحتی توسط گیاهان و میکروارگانیسم‌ها قابل استفاده نمی‌باشد و به همین دلیل مقدار آن از فسفر قابل دسترس خاک بیشتر است. فسفر آلی نسبتا قابل دسترس بیشترین مقدار را در بین اجزای آلی داراست. با افزایش سطح و سال‌های کاربرد، میزان فس‌فر آلی نسبتا قابل دسترس به طور معنی داری نسبت به شاهد افزایش یافت به طوریکه بیشترین مقدار در تیمار ۱۰۰ مگاگرم در هکتار با سابقه ۵ سال کوددهی مشاهده شد (شکل ۱- ب). دهقان و همکاران (۱۳۸۶) اعلام کرد که در خاک های زراعی بخش عمده فسفر آلی به صورت نسبتا قابل دسترس می‌باشد و کود دهی باعث افزایش این بخش از فسفر آلی بیش از سایر اجزا گردیده است. شارپلی و همکاران (۱۹۸۵) گزارش کردند که تأثیر کودهای آلی در افزایش فسفر آلی نسبتاً قابل دسترس بیشتر از سایر شکل‌ها بوده است.

با افزایش سطح و سال های کاربرد لجن فاضلاب میزان فسفر آلی نسبتا مقاوم خاک به طور معنی داری افزایش یافت. بیشترین مقدار فسفر آلی نسبتاً مقاوم (۳۹۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در تیمار ۱۰۰ مگاگرم در هکتار با سابقه ۵ سال کاربرد و کمترین مقدار (۱۶۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در تیمار شاهد اندازه‌گیری شد (شکل۱- ج).

افزایش سطح و سال های کاربرد لجن فاضلاب سبب افزایش فسفر آلی غیر قابل دسترس شد (شکل۱- د). بررسی اثرات باقیمانده نیز نشان داد که با گذشت ۴ سال از کاربرد لجن هنوز مقدار فسفر آلی غیر قابل دسترس از تیمار شاهد بیشتر است.

برای تعیین نقش اجزای آلی فسفر خاک در تأمین فسفر قابل جذب خاک از آزمون همبستگی استفاده شد (جدول ۱). نتایج نشان داد که تمام شکل‌های فسفر آلی با فسفر قابل جذب همبستگی مثبت و معنی داری دارند در بین شکل‌های آلی، همبستگی فسفر آلی قابل دسترس با فسفر قابل جذب بیش از سایر شکل‌ها بود که نشان می‌دهد این بخش از فسفر آلی به راحتی توسط میکروارگانیسم ها به شکل معدنی وارد فاز محلول خاک شده و به صورت قابل جذب برای گیاه در آمده‌است.

جدول ۱- روابط ساده خطی بین شکل‌های آلی فسفر و فسفر قابل جذب

معادله	r
LPO = ۱/۴۴ (فسفر قابل جذب) ـ ۰/۲۸	۰/۷۳**
MPLO = ۰/۰۵ (فسفر قابل جذب) + ۳/۱	۰/۶۸**
MRPO = ۰/۰۶ (فسفر قابل جذب) + ۳/۲۱	۰/۵۳**
NLPO = ۳/۵۶ (فسفر قابل جذب) + ۱۰۲/۳	۰/۵۵**

LPO : فسفر آلی قابل دسترس MLPO : فسفر آلی نسبتا قابل دسترس MRPO : فسفر آلی نسبتا مقاوم NLPO : فسفر آلی مقاوم

نتیجه گیری

نتایج این تحقیق نشان داد که کاربرد لجن فاضلاب سبب افزایش معنی دار شکل های فسفر آلی در خاک در مقایسه با تیمار شاهد شد و این افزایش از روند قابل دسترس > غیر قابل دسترس > نسبتا مقاوم > نسبتا قابل دسترس تبعیت کرد. با توجه به فراهمی فسفر در خاک های آهکی، کاربرد لجن فاضلاب می تواند به عنوان

راهکاری برای تأمین پایدار فسفر خاک مورد توجه قرار گیرد هر چند به دلیل حضور فلزات سنگین کاربرد این کود بایستی آگاهانه باشد.

منابع

خورشید، م. حسین پور، ع ر . و اوستان، ش. ۱۳۸۷. تاثیر لجن فاضلا ب بر جذب فسفر قابل استفاده در برخی خاک‌های آهکی. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، شماره ۴۶. صفحه ه‌ای ۸۰۱-۷۹۱ .

دهقان، ر. شریعتمداری، ح. و خادمی ح.، ۱۳۸۶. شکل‌های فسفر خاک در چهار ردیف ارضی از مناطق اصفهان و شهر کرد. مجله علوم و فنون کشاورزی، شماره ۴۲، صفحه های ۴۷۲-۴۶۳.

Attia A M and Mallarino AP, 2002. Agronomic and environmental soil phosphorus testing in soils receiving liquid swine manure. Soil Science Society of American Journal 66:1696-1705.

Bowman RA and Cole, CV, 1978. An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils, Soil Science 125: 95-101.

Johnson SE and Loeppert RH, 2006. Role of organic acids in phosphorus mobilization from iron oxid. Soil Science Society of American Journal 70:222–234.

Murphy J and Riley JP, 1952. A modified single solution method for determination of phosphate uptake by rye grass, Soil Science Society of American Journal 48: 31-36.

Sharpley A and Smith SJ, 1985. Fractionation of inorganic and organic Phosphorus in virgin and cultivated soils, Soil Science Society of American Journal 49: 127-130.

Zheng A, Simard RR, Lafond J and Parent. LE, 2001. Changes in phosphorus fractios of a Humic Gelysol as influenced by cropping system and nutrient sources. Canadian Journal of Soil Science 88. 175-183.

بررسی اثر نوسانات آب زیرزمینی‌بر مقدار و شکل اکسیدهای آهن و منگنز در جنوب شوش

مصطفی پژوهان نیا[1]، مصطفی چرم[2] و سیروس جعفری[3]
[1و2] به ترتیب دانشجوی ارشد و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهیدچمران اهواز
[3] استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین

مقدمه

در کاری‌های اولیه آهن به صورت Fe^{3+} است که طی هوادیدگی در محیطی با تهویه نامناسب این کانی‌ها حل شده و Fe^{2+} آزاد می‌کنند در حالی که در خاک های با تهویه خوب به Fe^{3+} تبدیل و به صورت اکسید و هیدروکسید Fe^{3+} رسوب می‌کند. توزیع رس و عناصری مانند Fe فرایندهای ژنز خاک را تحت تأث یر قرار می‌دهند (استون هوس و همکاران، ۱۹۷۱). از طرفی مقایسه مقدار آهن در افق های مختلف خاک بیانگر میزان آبشوئی این عنصر در خاک می‌باشد که در تشخیص انواع خاک به طور اجمالی اهمیت دارد. در طول هوادیدگی مقداری از آهن ساختمانی مواد مادری آزاد می‌شود که در خاک‌ها به صورت بی شکل یا بلوری ضعیف، اکسید آهن بلوری و یا هیدروکسی و اکسی هیدروکسی رنگی دوباره رسوب می‌کند. با افزایش سن خاک، میزان این محصولات افزایش پیدا می‌کند(اگناسولا و همکاران، ۱۹۸۹). در نتیجه درصد آهن آزاد اغلب می‌تواند به عنوان وسیله ای برای تعیین سن نسبی خاک‌ها به کار برده شود. ورهی (۱۹۷۳) نشان داد که ترکیبات آهن بلوری و بی شکل با بخش رس خاک پیوند می‌یابند. به نظر می‌رسد اکسیدهای آزاد آهن عامل اتصال ذرات ریز به هم هستند. تبلور خیلی بالای اکسیدهای آزاد آهن در خاک‌ها، شاید نتیجه محیط اسیدی متوسط، تر و خشک شدن پی در پی و سن بالا باشد . یون سه ظرفیتی آهن در خاک تقریباً تحرکی نداشته و در اکثر موارد غیر محلول است و در بعضی از لجن‌ها و توربها به خاک و لجن رنگ قرمز می‌دهد. در حالی که در شرایط احیایی خاک که در این حالت آهن دو ظرفیتی در خاک غالب می‌باشد رنگ خاک خاکستری و گاهی آبی به نظر می‌رسد. بنابراین رنگ‌های خاک می‌توانند تحت تأثیر اکسیدهای آهن باشند، اکسیدهای آهن نظیر گئوتایت و هماتیت در اکثر موارد عامل تغییر رنگ در خاک ها می‌باشند. لایر و همکاران (۲۰۰۹) به بررسی تأثیر سن خاک بر کریستالی شدن اکسید آهن در خاک‌های ساحل رودخانه ای با سن‌های مختلف در وی‌ینا استرالیا پرداختند و نتایج آن‌ها نشان داد نسبت اکسالات به دی تیونایت قابل استخراج آهن (Fe_0/Fe_d) که یک شاخص جهت نشان دادن میزان کریستاله شدن آهن است به صورت فزاینده ای از میزان ۰/۵ به کمتر از ۰/۰۲ با افزایش سن خاک کاهش یافت. محققین عنوان می‌دارند نتایج آن‌ها نشان می‌دهد که این شاخص یک شاخص قابل اعتماد برای تشخیص سن و بلوغ خاک می‌باشد. هدف از این تحقیق بررسی اثر تغییرات سطح آب زیرزمینی بر روند آزادسازی و تجمع اشکال اکسیدهای آهن و منگنز در خاکهای شمال اهواز بود.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه در ۲۰ کیلومتری جنوب شوش و در مسیر جاده شوش – اهواز قرار دارد. با استفاده از نقشه توپوگرافی، عکس ها هوایی، تصاویر ماهواره ای و بازدیدهای صحرایی، ۶ پروفیل در منطقه حفر گردید، تشریح و نمونه برداری از آنها صورت گرفت . سپس نمونه به آزمایشگاه منتقل شدند و پس از آماده سازی بافت خاک

نمونه ها، pH، EC، کربن آلی و جرم مخصوص ظاهری به روش های م عمول اندازه گیری شدند. سپس برای اندازه گیری آهن کریستالی از سیترات – بی کربنات – دی تیونایت سدیم (مهرا و جکسون ۱۹۶۰) و برای اندازه گیری آهن نسبتاً کریستالی از تیمار اکسالات آمونیوم اسیدی استفاده شد (مک کیگو و دی۱۹۶۶). تفاضل مقدار آهن قابل استخراج با دی تیونایت و اکسالات آمونیوم، میزان آهن کریستالی در خاک را نشان می دهد (مانچ، ۱۹۸۳).

نتایج و بحث

دامنه تغییرات pH خاکها از خنثی تا کمی قلیایی ر انشان می دهد (جداول ۱ تا ۶). میزان کربن آلی درپروفیل ها با عمق کاهش یافته و از حداکثر ۰/۶ درصد در افق A پروفیل ۱و حداقل ۰/۱۸ درصد در افق C پروفیل ۵ متغیر است. دامنه تغییرات منگنز اگزالاتی (Mn_o) از ۴/ ۱۱۳ میلی گرم بر کیلوگرم در افق C1 پروفیل ۴ تا ۳۰/۸ میلی گرم بر کیلوگرم در افقC1 پروفیل ۳ و برای منگنز کریستالی (Mn_d) از ۱۳۱/۵میلی گرم بر کیلوگرم در افقC1 پروفیل ۲ تا ۶۵/۵ میلی گرم بر کیلو گرم افقC پروفیل ۱ می باشد(جداول ۱ تا ۶) . هر دو شکل منگنز در افق‌های سطحی بیشترین میزان را نشان می دهند و در اکثر پروفیل های مطالعه شده بعد از کاهش در افق میانی افزایش در افق های تحتانی مشاهده می شود.

بیشترین مقدار آهن قابل استخراج با اگزالات آمونیوم (Fe_o) از ۳۰۲/۵ میلی گرم بر کیلوگرم در افق A پرفیل ۶ و کمترین میزان آن ۲۴۳/۲ میلی گرم بر کیلوگرم در افق Bw پروفیل ۵ می باشد. بیشترین میزان این شکل آهن در افق‌های سطی بوده و در برخی از نیمرخ ها در افق های تحتانی افزایش می‌یابد. همچنین دامنه تغییرات آهن قابل استخراج با دی تیونایت سدیم (Fe_d) از حداقل ۵۲۰ میلی گرم بر کیلو گرم در افق C1 پروفیل ۲ تا حداکثر ۷۰۲ میلی گرم بر کیلوگرم افق Bw افق ۵ متغییر است. نسبت تقریباً ثابت Fe_d/clay در این خاکها نشان دهنده حرکت همزمان آهن و رس به افقهای زیرین است همبستگی بالای Fe_d ومیزان رس (R^2=۰/۷۳) نیز میتواند مؤید این مطلب باشد. آهن قابل استخراج با سیترات -دی- تیونات شامل آهن در پیوند با ماده آلی، آهن غیر بلورین و آهن بلورین است .در اکثر پروفیل ها با افزایش عمق میزان نسبت Fe_d آهن بلورین بیشتر شده که باعث مقادیر بیشتر به افقهای سطحی شده است. حضور مقدار زیادی ماده آلی در خاک سطحی برخی پروفیل‌ها و کاهش آهن قابل استخراج با اکسالات آمونیم نشان می دهد که این نوع آهن در پیوند با ماده آلی به خصوص در افق Ap است (رضاپور و همکاران، ۲۰۰۱). منگنز در خاک عمدتاً در شکل‌های با تبلور کم و در پیوند با ماده آلی وجود دارد.

پراکندگی و مقادیر ترکیبات گوناگون آهن و منگنز در خاک تا حد زیادی به وسیله ماهیت مواد مادری، شرایط اقلیمی، فرآیندهای خاکسازی، چرخه های زیستی، نوسانات فصلی آب‌های زیرزمینی، پتانسیل اکسایش وکاهش، مواد آلی و برهم کنش این عناصر غذایی تعیین می گردد. شرایط زهکشی به دلیل تأثیر بر فرآیندهای اکسایش-کاهش خاک، برشکل‌های شیمیایی و ترکیبات آهن و منگنز از جمله اکسیدها و هیدروکسیدهای این عناصر و توزیع آنها در نیمرخ خاک اثرات شدیدی دارد (اولیای و همکاران، ۱۳۸۸) مواد آلی می توانند تبلور کانیهای ثانویه ازجمله کانیهای آهن و منگنز را تحت تأثیر قرار دهند و پوششهای آلی بر روی هسته اولیه بلور می تواند از رشد آن جلوگیری کند.

جدول ۱: مشخصات پروفیل ۱

افق	عمق cm	Fe_d mg/kg	Fe_o mg/kg	Feo/fed	Mn_d mg/kg	Mn_o mg/kg	بافت	شن %	سیلت %	رس %	مواد آلی %	EC dS/m	pH	Bd g/cm^3
پروفیل ۱ Fine, Mixed, HypertermicN 244849 E 3549142														
A	۳۰- ۰	۰/۶ ۶۳۶	۰/۳ ۲۴۶	۳۸ ۰/	۷۳/۹	۴۵/۲	SiC	۱۸	۴۱	۴۱	۶۴ ۰/	۹۳ ۲/	۲۳ ۷/	۱/۴۹
C	۴۵-	۰/۲ ۵۹۵	۱/۰ ۲۵۶	۴۳ ۰/	۶۵/۵	۳۱/۸	SiCL	۱۹	۴۵	۳۶	۵۷ ۰/	۵۸ ۲/	۱/۱ ۷	۱/۵۱

جدول ۲: مشخصات پروفیل ۲

افق	عمق cm	Fe_d mg/kg	Fe_o mg/kg	Feo /fed	Mn_d mg/kg	Mn_o mg/kg	بافت	شن %	سیلت %	رس %	مواد آلی %	EC dS/m	pH	Bd g/cm^3
پروفیل ۲ Fine- Lomy, Mixed, HypertermicN 244744 E 3548661														
A	۱۲- ۰	۰/۴ ۵۹۸	۰/۶ ۲۵۲	۴۲ ۰/	۹۸/۶	۸۲/۴	SiCL	۱۹	۴۵	۳۶	۴۳ ۰/	۴۶ ۲/	۷۱ ۷/	۱/۴۹
C1	۳۸-	۰/۸ ۵۲۰	۲۷۸	۵۳ ۰/	۰/۵ ۱۳۱	۰/۸ ۱۱۳	SiCL	۱۷	۵۴	۲۹	۳۹ ۰/	۷۱ ۰/	۸۱ ۷/	۱/۵۰
C2	۹۸-	۰/۳ ۵۸۵	۲۷۶	۴۷ ۰/	۰/۵ ۱۲۲	۰/۸ ۱۰۸	SiCL	۱۹	۴۷	۳۴	۳۶ ۰/	۰/۸ ۰	۹۶ ۷/	۱/۵۴

جدول ۳: مشخصات پروفیل ۳

افق	عمق cm	Fe_d mg/kg	Fe_o mg/kg	Fe_o/fe_d	Mn_d mg/kg	Mn_o mg/kg	بافت	شن %	سیلت %	رس %	مواد آلی %	EC dS/m	pH	Bd g/cm^3
پروفیل ۳ Fine, Mixed, HypertermicN 245030 E 3548790														
A	۲۰- ۰	۰/۵ ۶۸۵	۰/۱ ۲۴۸	۳۶ ۰/	۹۲/۶	۰/۲ ۴۷	SIC	۱۷	۴۱	۴۲	۰/۴۳	۶۷ ۳/	۰/۶ ۷	۱/۵۲
C1	۷۱-	۰/۲ ۶۲۴	۰/۶ ۲۴۳	۳۹ ۰/	۹۱/۳	۰/۸ ۳۰	SIC	۱۸	۴۱	۴۱	۰/۳۵	۳۸ ۲/	۰/۶ ۷	۱/۵۵
C2	۹۶-	۰/۶ ۵۸۰	۰/۷ ۲۶۳	۴۵ ۰/	۰/۳ ۱۱۸	۰/۷ ۷۱	SiCL	۱۸	۴۹	۳۳	۰/۴۶	۵۸ ۱/	۶۹ ۷/	۱/۴۹
C3	۱۵۰ -	۵۹۰	۰/۶ ۲۶۲	۴۴ ۰/	۰/۴ ۱۲۴	۰/۲ ۸۷	SiCL	۱۹	۴۶	۳۵	۰/۲۴	۹۵ ۰/	۸۲ ۷/	۱/۵۰

جدول ۴: مشخصات پروفیل ۴

افق	عمق cm	Fe_d mg/kg	Fe_o mg/kg	Feo /fed	Mn_d mg/kg	Mn_o mg/kg	بافت	شن %	سیلت %	رس %	مواد آلی %	EC dS/m	pH	Bd g/cm^3
پروفیل ۴ Fine- Lomy, Mixed, HypertermicN 3203003 E 4317419														
A	-۱۷ ۰	۵۶۶/۶	۲۸۳/۱	/۴۹ ۰	۱۰۸/۶	۹۷/۷	SiCL	۱۸	۵۱	۳۱	/۴۸ ۰	/۵۳ ۰	/۷۶ ۷	۱/۴۳
C1	-۵۰	۵۷۴/۶	۲۷۱	/۴۷ ۰	۱۲۰/۸	۱۱۳/۴	SiCL	۱۸	۵۰	۳۲	/۳۰ ۰	۰/۳	/۵۹ ۸	۱/۵۰
C2	-۹۰	۵۶۵	/۲ ۲۸۲	۴۹ ۰/	/۲ ۱۲۸	۱۱۸/۲	SiCL	۱۸	۵۱	۳ ۱	۲۱ ۰/	۲۸ ۰/	۱۷ ۸/	۱/۵۴

جدول ۵: مشخصات پروفیل ۵

افق	عمق cm	Fe_d mg/kg	Fe_o mg/kg	Fe_o/ fe_d	Mn_d mg/kg	Mn_o mg/kg	بافت	شن %	سیلت %	رس %	مواد آلی %	EC dS/m	pH	Bd g/cm^3
پروفیل ۵ Fine- Lomy, Mixed, HypertermicN3202224 E 4816356														
A	۰-۱۷	۶۱۲/۵	/۷ ۲۸۶	۴۶ ۰/	/۱ ۱۲۱	/۲ ۷۰	SiCL	۱۸	۴ ۴	۳۸	۳۹ ۰/	۲۷ ۰/	۷/۵۸	۱/۴۹
Bw	-۵۰	۷۰۲/۲	/۲ ۲۴۳	۳۴ ۰/	۸۶/۸	/۴ ۳۵	SiC	۱۶	۴ ۱	۴۳	۳۵ ۰/	۲۴ ۰/	۷/۷۵	۱/۵۰
C	-۱۵۰	۵۷۲/۱	/۸ ۲۷۶	۴۸ ۰/	/۲ ۱۱۶	/۳ ۸۶	SiCL	۱۸	۵ ۰	۳۲	۱۸ ۰/	۴۸ ۰/	۷/۸۰	۱/۵۴

جدول ۶: مشخصات پروفیل ۶

اف ق	عمق cm	Fe_d mg/kg	Fe_o mg/kg	Feo /fed	Mn_d mg/kg	Mn_o mg/kg	بافت	شن %	سیلت %	رس %	مواد آلی %	EC dS/m	pH	Bd g/cm^3
پروفیل ۶ Fine- Lomy, Mixed, Hypertermic N 3204325 E 4917265														
A	۲۰ ۰-	۵۳ ۴	۳۰۲/۵	۵۶ ۰/	/۲ ۱۰۹	۹۷/۶	SiC L	۱۹	۵۱	۳۰	۰/۴	۰/۸	۸/۰۷	۱/۴۸
Bw	۳۷ -	/۵ ۵۸ ۷	۲۷۳/۳	۴۶ ۰/	/۲ ۱۲۶	/۴ ۱۰۸	SiC L	۱۸	۴۷	۳۵	۰/۲۳	۰/۲۳	۷/۹۲	۱/۵
C	۱۵ -۰	/۳ ۵۴ ۰	۲۷۰/۲	۵۰ ۰/	/۸ ۱۲۳	۸۲/۲	SiC L	۱۸	۵۲	۳۰	۰/۲۶	۰/۲۶	۸/۰۸	۱/۴۸

منابع

اولیایی، ح. ر، ا. ادحمی، س. جعفری، ر. قاسمی و م، رجایی. ۱۳۸۸. توزیع پذیری رفتاری مغناطیسی در ارتباط با ترکیبات آهن در برخی خاک‌های انتخابی استان فارس. (پژوهشهای خاک علوم خاک وآب) جلد ۲۳، شماره۲، ۱۹۱-۲۰۴

Lair, G. J. Zehetner, Hrachowitz, M , Franz, N Maringer, F. J. and M.H. Gerzabek. 2009. Dating of soil layers in a young floodplain using iron oxide crystallinity. Quaternary Geochronology 4 ; 260–266.

Mc Keague J. A and Day J. H, 1966. Dithionite and oxalate extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soil. Canadian Journal of Soil Science 46: 13-22.

Mehra, O. P and Jackson M. L, 1960. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite citrate system buffered with sodium bicarbonate. Clays and Clay Minerals 7: 317-327.

Munch, J. C., and Ottow, J. C. G. 1983. Reductive transformation mechanism of ferric oxides in hydromorphic soils. Environment Biogeochem Ecological Bulletins, 35: 383-394.

Ogunsola, O. A., A. J. A. Omueti., O. Olade. And E. J. Udo, 1989. Free oxide status anddistribution in soils system buffered with sodium bicarbonate. Clays and Clay Minerals 7: 317-327.

Rezapour S., Jafarzadeh A. A, Samadi A and Oustan S, 2010. Distribution of iron oxides forms on a transect of calcareous soils, northwest of Iran. Archives of Agronomy and Soil Science 56:165-182.

Stonehouse, H. B. and R. J. St. Arnaud, 1971. Distribution of Iron, clay and extractable Iron and Aluminum in some Skatchewan soils. Can. J. Soil Sci. 51: 283-292.

Verheye, W, 1973. Formation, classification and land evaluation of soils in mediterrean areas. University of Gent, 122pp.

اثر کشت گندم در تغییر شکلهای شیمیایی کادمیوم بومی خاک در برخی از خاکهای آلوده استان خوزستان

بیژن رحمانی[1]، محمد مهدی طهرانی[2]، علی خانمیرزایی فرد[3]
۱- دانش آموخته کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج
۲- عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات آب و خاک
۳- عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج

مقدمه

امروزه یکی از مسائل مهم جهانی آلودگی محیط زیست می باشد. خاک به عنوان قشر رویی سطح زمین، نگهدارنده و تغذیه کننده گیاه و یکی از اجزای مهم تشکیل دهنده محیط زیست، در این راستا نقش مهمی را بر عهده دارد. فلزات در خاک به شکلهای شیمیائی مختلفی وجود دارند که اطلاع از این شکلها به درک بهتر دینامیک این فلزات در خاک کمک میکند. برخی از این شکلها به صورت قابل دسترس تر بوده و برخی دیگر غیر قابل جذب برای گیاهان میباشند(ما و اورن ۱۹۹۷). پس از ورود عناصر به خاک شکلهای مختلف شیمیائی تشکیل شده در یک تعادل دینامیکی قرار می گیرد. شکلهای شیمیائی همیشه در تعادل با هم بوده و برآیند آن تخمین بسیار خوبی از مقدار قابل استفاده آنها برای گیاه را مشخص می سازد (سرکار و دب ۱۹۸۲). بنابراین فراهمی این عناصر برای گیاه بیش از آنکه به مقدار کل این عناصر در خاک وابسته باشد به تعادل های شیمیائی بین شکلهای مختلف آنها بستگی دارد (ینگار و همکاران، ۱۹۸۱). با توجه به وجود عناصر سنگین حاصل از آلودگیهای صنایع مختلف نفت و پتروشیمی و اثرات سلاحهای مورد استفاده در جنگهای به وقوع پیوسته منطقه خلیج فارس، در خاکهای ایران، همیشه این دغدغه وجود داشته که اثرات این عناصر آلاینده در کشتهای بعدی چگونه بوده و تا چه حدی به صورت شکلهای قابل جذب برای گیاه و یا به شکلهای دیگر باعث آلودگیهای وسیع زیست محیطی می شود؟

این تحقیق با هدف بررسی شکلهای مختلف شیمیایی کادمیوم در برخی از خاکهای آلوده استان خوزستان تحت تاثیر کشت گندم صورت گرفت. تا اینکه بدانیم کشت گیاهان شاخص منطقه چه اثری بر شکلهای مختلف شیمیایی کادمیم خاک دارد؟آیاشکلهای شیمیایی کادمیوم تحت تاثیر کشت گیاهان قابل تغییر می باشد یا نه ؟ آیا گیاهان باعث تبدیل شکلهای با قابلیت استفاده کم به شکلهای با قابلیت استفاده بیشتر میشوند؟ میزان کادمیم آلاینده عصاره گیری شده از هر گونه شیمیایی می تواند ما را به شناخت درجه آلایندگی و تعادلات موجود بین گونه های شیمیایی عنصر آلاینده و گیاه رهنمون نماید.

مواد و روشها

۳۰ نمونه از خاکهای سطحی (عمق صفر تا ۳۰ سانتی متر) از مناطق مختلف استان خوزستان برداشت گردید. پس از هوا خشک کردن نمونه‌ها و عبور دادن آنها از الک ۲ میلی‌متری، آزمایشات مربوط به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و عصاره‌گیری متوالی بر روی آنها طبق روشهای معمول انجام گرفت. شکلهای شیمیایی کادمیوم (تبادلی، جذب سطحی شده، آلی، کربناتی و باقیمانده) در تمامی خاکها با در نظر گرفتن سه تکرار تعیین

گردید. جهت تعیین شکل‌های شیمیایی کادمیوم در خاک از روش (اسپوزیتو و همکاران۱۹۸۲))، که تغییر شکل یافته روش (استور و همکاران ۱۹۷۶) می‌باشد، مورد استفاده قرار گرفت. لازم به یادآوری است که در این روش عناصر به صورتهای قابل تبادل، جذب سطحی شده، آلی، کربناتی و باقیمانده تقسیم‌بندی گردیده است. پس از عصاره‌گیری براساس روش فوق، مقدار کادمیوم در هر مرحله توسط دستگاه ICP (پلاسمای دوتایی القایی) و دستگاه جذب اتمی (AAS) تعیین گردید. مقدار کادمیوم استخراج شده به وسیله ماده عصاره‌گیر از رابطه ۱ محاسبه گردید (اسپوزیتو و همکاران ۱۹۸۲) :

$$Cd = \frac{(C \times V) - (C' \times V')}{2} \qquad [1]$$

که در این معادله Cd مقدار کادمیوم استخراج شده در هر گرم خاک بر حسب میکروگرم، C غلظت کادمیوم بر حسب میکروگرم در هر میلی‌لیتر محلول عصاره‌گیری شده، C' غلظت کادمیوم بر حسب میکروگرم در هر میلی‌لیتر محلولی که از مرحله قبل باقیمانده، V حجم محلول عصاره‌گیر بکار رفته (در مراحل F_1 , F_3 , F_4 , ۲۵ F_5 میلی لیتر و در مرحله F_2 ۷۵ میلی‌لیتر)، m وزن نمونه خاک بکار رفته بر حسب گرم و $V`$ حجم محلول باقیمانده بر حسب میلی‌لیتر، از عصاره قبلی که به مرحله بعد منتقل شده و بدین ترتیب تعیین می‌گردد که بعد از هر مرحله عصاره‌گیری، سانتریفیوژ و صاف کردن، خاک درون ظرف همراه با باقیمانده محلول عصاره‌گیر، توزین و بعد از کسر نمودن وزن خاک، وزن محلول باقیمانده بر حسب گرم (M) مشخص و با اندازه‌گیری وزن مخصوص عصاره‌گیر (d در آزمایشگاه تعیین می شود) که در جدول ۱ آمده است، حجم محلول باقیمانده با استفاده از رابطه ۲ تعیین شد:

$$V = \frac{M}{d} \qquad [2]$$

جدول ۱. دستور و ترتیب روش عصاره‌گیری متوالی و مشخصات شکل کادمیوم استخراج شده

مشخصات شکل‌های شیمیایی کادمیوم*	زمان به تعادل رسیدن (ساعت)	وزن مخصوص (گرم بر میلی‌لیتر)	غلظت عصاره‌گیر (مولار)	ماده عصاره‌گیر
تبادلی	۱۶	۱/۰۲	۰/۵	KNO_3
جذب سطحی شده**	۲	۰/۹۹	-	H_2O
آلی	۱۶	۱/۰۱	۰/۵	NaOH
کربناته	۶	۱/۰۰	۰/۰۵	Na_2EDTA
باقیمانده	۱۶	۱/۱۲	۴/۰۰	HNO_3

*شکل شیمیایی استخراج شده لزوما بدین معنی نیست که کادمیوم تنها در این شکلها می‌باشد، بلکه شکلی است که تصور می‌رود بوسیله مواد عصاره‌گیر فوق استخراج شده باشد. ** سه مرتبه عصاره‌گیری شد.

پس از تهیه مقدار کافی از نمونه های خاک مورد نظر از عمق صفر تا۳۰ سانتی متر و خشک کردن آنها در هوا و عبور از الک ۵ میلی‌متری، مقدار۵ کیلوگرم از هر خاک (در سه تکرار) توزین شد و داخل کیسه‌های پلاستیکی ریخته شد. سپس کیسه های حاوی خاک به گلخانه منتقل و خاک آنها در گلدانهای ۷/۵ کیلوگرمی ریخته شد. در گلخانه آزمایش با سه تکرار (۳۰خاک در سه تکرار جمعا ۹۰ گلدان) در قالب طرح کاملاً تصادفی

به اجرا درآمد. در هر گلدان ۱۰ عدد بذر گندم رقم پیشتاز کاشته شد. گیاهان به مدت ۱۳ هفته رشد داده شدند. در طول مدت رشد تا رسیدن به ظرفیت زراعی (FC) آبیاری به صورت دوره ای انجام گرفت.
اطلاعات گردآوری شده توسط نرم افزارهایExcel, Minitab, SPSS مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. همبستگی بین انواع شکلهای مختلف شیمیائی عنصر کادمیم با میزان جذب ان توسط گیاه گندم بوسیله مدلهای رگرسیونی چند متغیره انجام گرفت.

نتایج و بحث

جداسازی اشکال شیمیایی کادمیوم در دو مرحله قبل از کاشت و پس از برداشت

شکلهای شیمیایی کادمیوم در ۳۰ نمونه خاک مورد مطالعه با سه تکرار، به روش عصاره گیری متوالی تعیین گردید توزیع شکلهای شیمیایی کادمیوم خاک در دو مرحله قبل از کاشت و پس از برداشت بادر نظر گرفتن مقادیر میانگین آنها بر حسب میلی گرم در کیلوگرم، به صورت زیر بود:

جدول ۲. توزیع شکلهای شیمیایی کادمیوم خاک در دو مرحله قبل از کاشت و پس از برداشت

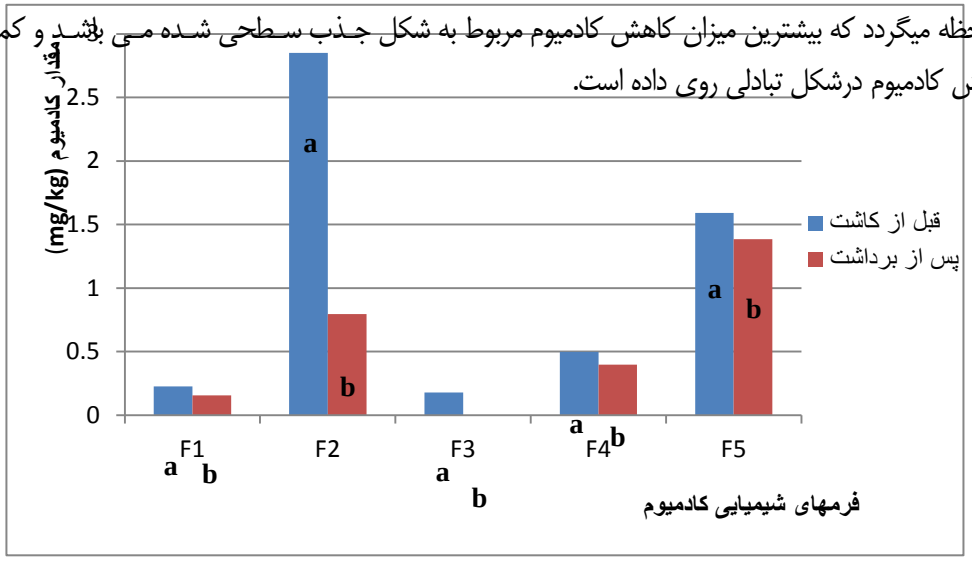
	تبادلی	جذب سطحی شده	آلی	کربناتی	باقیمانده
قبل از کاشت	۰/۲۲	۲/۸۵	۰/۱۸	۰/۵۰	۱/۵۹
پس از برداشت	۰/۱۵	/۸۰	ناچیز	۰/۴۰	۱/۳۸

با مطالعه و بررسی جدول ۲ ملاحظه می گردد که در مرحله قبل از کاشت میزان کادمیوم جذب سطحی شده بسیار بیشتر از سایر شکلها بوده و کادمیوم باقیمانده از این حیث در مقام دوم قرار دارد؛ حال آنکه کادمیوم آلی در بعضی خاکها با مقادیر ناچیزتر از حد تشخیص دستگاه، کمترین میزان را به خود اختصاص داده است. درحالیکه در مرحله پس از برداشت میزان کادمیوم باقیمانده بیشتر از سایر شکلها بوده و کادمیوم جذب سطحی شده از این حیث در مقام دوم قرر دارد؛ حال آنکه کادمیوم آلی در همه خاکها با مقادیر ناچیزتر از حد تشخیص دستگاه، کمترین میزان را به خود اختصاص داده است.

تغییرات کادمیوم خاک پس از کاشت گیاه

به منظور بررسی اثرات گیاه گندم بر شکلهای شیمیایی کادمیوم خاک، میانگین شکلهای شیمیایی کادمیوم در دو مرحله قبل از کاشت و پس از برداشت مقایسه گردیدند. نتایج آزمون t نمونه های جفت شده نشان داد که اختلاف معنی داری در سطح احتمال ۱٪ بین میانگین مقدار کادمیوم (برحسبmg/kg) برای تمامی شکلهای کادمیوم در دو مرحله قبل از کاشت و پس از برداشت وجود دارد. مقادیر میانگین نمونه های جفت شده شکلهای مختلف شیمیایی کادمیوم در دو مرحله قبل از کاشت و پس از برداشت در نمودار ۱ نشان داده شده است. با توجه به

نمودار ملاحظه میگردد که بیشترین میزان کاهش کادمیوم مربوط به شکل جذب سطحی شده می باشد و کمترین میزان کاهش کادمیوم درشکل تبادلی روی داده است.



نمودار ۱. مقادیر میانگین نمونه های جفت شده فرمهای مختلف شیمیایی کادمیوم در دو مرحله قبل از کاشت و پس از برداشت

منابع

1- Iyengar SS, Martens DC, and Miller WP, 1981. Distribution and plant availability of soil zinc fractions. Soil Sci. Soc. Am. J., 45: 735-739

2- Ma YB, and Uren NC, 1997. The fate and transformation of zinc added to soil, Aust. J. Soil. Res., 35: 727-738.

3- Sarka AK, and Deb DL, 1982. Zinc fractions in rice soils and their contribution to plant uptake. J. Indian Soc. Soil Sci., 30: 63-69.

4- Sposito G, Lund LJ, and Chang AC, 1982. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Cd, and Pb in solid phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 260-264.

تأثیر کاربرد اسیدهای هومیک و فولویک به همراه کود شیمیایی بر مقدار و شکل آزادسازی فسفر در خاک

زهرا ابراهیمی[1*]، مجید حجازی[2]، مهدی سرچشمه‌پور[3]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشگاه شهید باهنر کرمان. ۲-استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه شهید باهنر کرمان. ۳- استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه:

فسفر یکی از عناصر مورد نیاز گیاه بوده و بعد از نیتروژن به عنوان محدود کننده‌ترین عنصر در تولید محصولات به شمار می‌رود(Dail et al., 2009). کمبود فسفر در خاک‌های آهکی مناطق خشک و نیمه خشک، که از کمبود ماده آلی نیز رنج می‌برند، به وفور گزارش شده است (Jalali and Ranjbar, 2010، سمواتی و حسین پور، ۱۳۹۰). اگرچه کاربرد کودهای شیمیایی فسفره به عنوان یکی از راه حل‌های اصلی در افزایش فسفر قابل جذب در این خاک‌ها شناخته شده است اما به دلیل وجود مقادیر بالای کربنات کلسیم، pH بالا و کمبود ماده آلی راندمان مصرف این کودها بسیار پایین است. در خاک‌های آهکی تشکیل کانی‌های فسفات کلسیم به عنوان عامل اصلی کاهش قابلیت جذب فسفر اضافه شده به خاک محسوب می‌شود (Uygur and karbatak, 2009).یکی از اهداف اصلی کشاورزی پایدار استفاده مؤثر از عناصر غذایی نظیر فسفر با حداقل هدررفت در خاک می‌باشد(Loberman et al., 2007). امروزه کاربرد بقایای آلی نظیر کودهای دامی، بقایای گیاهی و محصولات جانبی صنایع در اراضی کشاورزی برای افزایش تولید محصول به عنوان امری رایج شناخته شده است (Uygur and karbatak, 2009). کاربرد بقایای آلی سبب بهبود قابلیت جذب فسفر در خاک می‌شود، هرچند قابلیت استفاده فسفر موجود در کود نه تنها به مقدار کل فسفر، بلکه به شکل‌های فسفر موجود در بقایا و واکنش‌های آن با اجزای خاک وابسته است (Dail et al., 2009). کاهش ظرفیت تثبیت خاک برای فسفر و کاهش سرعت تبدیل فسفر قابل جذب خاک به شکل‌های پایدارتر از دلایل عمده افزایش قابلیت جذب فسفر بعد از کاربرد بقایای آلی گزارش شده است (Uygur and karbatak, 2009; Loberman et al., 2007). اسیدهای هومیک و فولویک از اجزای فعال و اصلی هوموس می‌باشد که کاربرد آنها از طریق آزادسازی آرام عناصر غذایی، افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، افزایش حلالیت و تحرک برخی از عناصر و تغییر pH سبب افزایش حاصلخیزی خاک و رشد گیاه می‌شوند (Brunetti et al., 2007). مطالعات شریف و همکاران (۲۰۰۲) نشان داد که کاربرد اسید هومیک سبب افزایش رشد گیاه ذرت شده است. آنها دلیل این افزایش رشد را در وهله اول به افزایش حلالیت برخی از عناصر غذایی کم‌مصرف نظیر آهن و روی و در وهله دوم به برخی عناصر پرمصرف نظیر پتاسیم، نیتروژن و فسفر نسبت دادند.به نظر می‌رسد که کاربرد اسید هومیک و اسید فولویک بتواند وضعیت فسفر در خاک را به نفع گیاه تحت تأثیر قرار دهد هر چند اطلاعات چندانی در این زمینه وجود ندارد. در بیشتر مطالعات انجام شده به نقش اسید هومیک و اسید فولویک در افزایش حلالیت عناصر کم‌مصرف در خاک پرداخته شده است. در این مطالعه اثر سطوح مختلف اسید هومیک و اسید فولویک در مقایسه با ورمی-کمپوست بر سرعت و شکل آزاد سازی فسفر از یک خاک آهکی در طول زمان مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها:

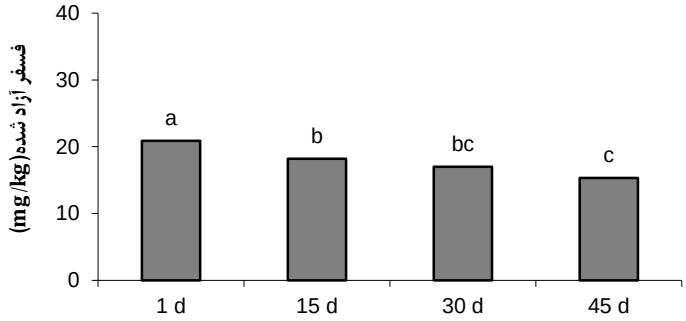
این آزمایش در سال ۱۳۹۱ در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید باهنر کرمان، به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی در ۳ تکرار انجام شد. یک نمونه خاک (عمق ۰-۳۰ سانتی‌متری) با کمبود فسفر از منطقه ماهان کرمان جمع‌آوری گردید. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده است. خاک مورد نظر دارای بافت سبک، آهکی و میزان ماده آلی کم می-باشد. همچنین میزان فسفر قابل جذب خاک ۰/۳۸ میلی گرم بر کیلوگرم می‌باشد که از لحاظ تأمین فسفر مورد نیاز گیاه دارای کمبود می‌باشد. نمونه خاک بعد از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلیمتری به داخل گلدانهای پلاسیتکی انتقال و به میزان ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم فسفر از منبع KH_2PO_4 به این گلدانها اضافه گردید. تیمارها شامل سطوح ۲ و ۴ درصد اسید هومیک، اسید فولویک و ورمی‌کمپوست و یک تیمار مخلوط (اسید هومیک+اسید فولویک+ورمی کمپوست) در گلدانها اعمال و به مدت ۴۵ روز در شرایط رطوبت مزرعه در گلخانه نگهداری شدند. نمونه برداری غیر تخریبی از گلدانها در زمانهای صفر، ۱۵، ۳۰ و ۴۵ روز بعد از اعمال تیمارهای آلی صورت گرفت. میزان فسفر آزاد شده در نمونه‌ها از طریق سنجش فسفر قابل جذب به روش اولسن مورد ارزیابی قرار گرفت. مقایسه میانگین‌ها از طریق آزمون دانکن و با استفاده از نرم افزار SPSS صورت گرفت.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

خصوصیت	شن	سیلت	رس	pH	EC	OM	CCE
	درصد				$dS\ m^{-1}$	$g\ kg^{-1}$	درصد
مقدار	۵۸/۲۸	۲۸/۵۶	۱۳/۱۶	۷/۷۰	۱/۷۰	0/7	۲۴/۲۵

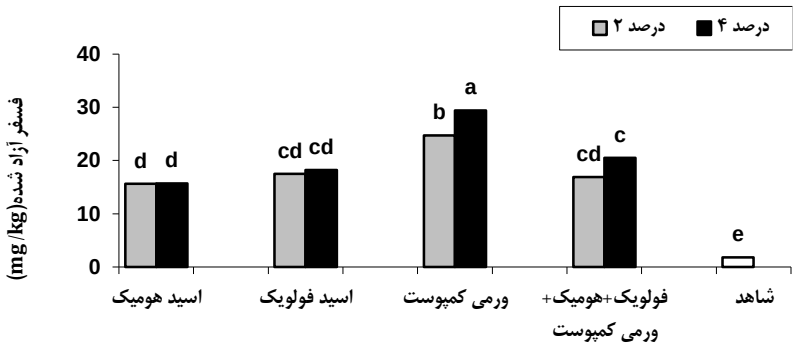
نتایج و بحث:

تأثیر زمان بر میزان فسفر آزاد شده معنی‌دار بود به نحوی که بیشترین فسفر آزاد شده از خاک در زمان ۱ روز پس از انکوباسیون و کمترین مقدار در زمان ۴۵ روز اندازه‌گیری شد. تنها بین زمان‌های ۱۵ و ۳۰ روز اختلاف معنی‌داری از لحاظ فسفر آزاد شده مشاهده نشد (شکل ۲). این نتایج نشان می‌دهد که با گذشت زمان بخشی از فسفر آزاد شده از خاک به شکل‌های پایدارتر تبدیل شده است. دیل و همکاران (۲۰۰۹) نیز نشان دادند که با گذشت زمان از کاربرد کود مرغی بخش عمده‌ای از فسفر قابل دسترس به شکل‌های پایدارتر نظیر فسفات کلسیم و فسفات آهن و آلومینیوم تبدیل شده است.



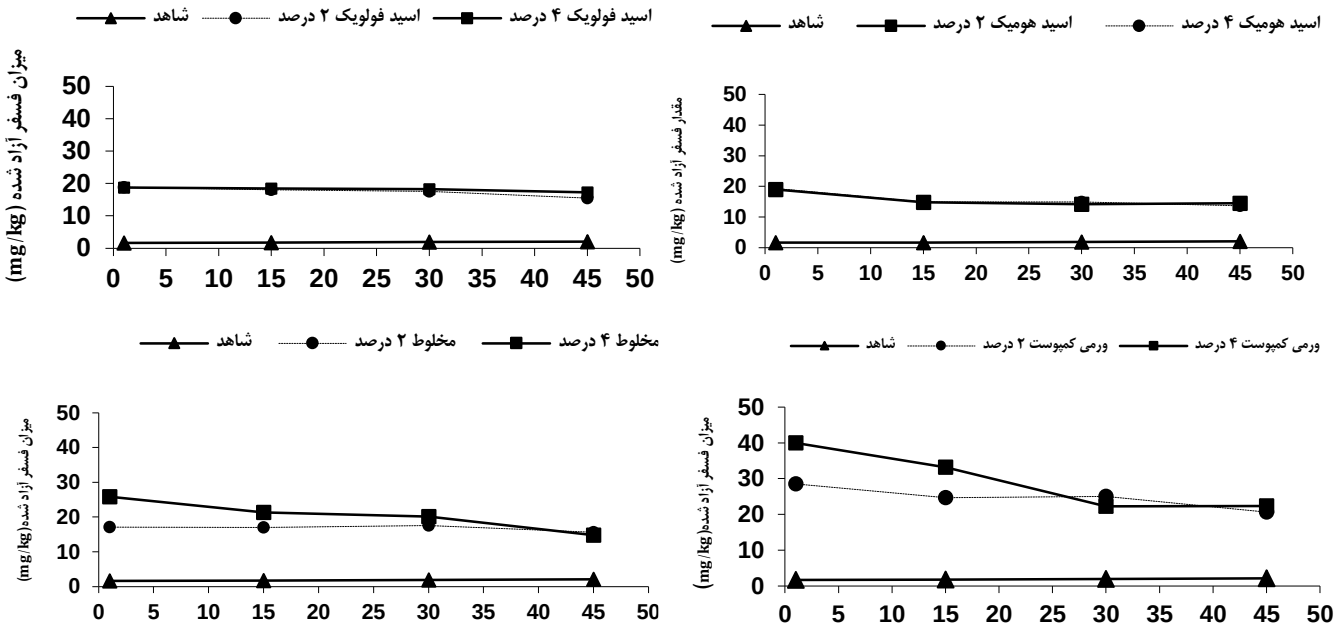
شکل ۱- تأثیر زمان بر میزان فسفر آزاد شده از خاک

کاربرد کودهای آلی سبب افزایش معنی‌دار آزاد سازی فسفر از خاک در مقایسه با تیمار شاهد شد (شکل ۲). بیشترین میزان فسفر آزاد شده به ترتیب در تیمار ۴ و ۲ درصد ورمی‌کمپوست اندازه‌گیری شد. اگرچه کاربرد اسید هومیک و اسید فولویک سبب افزایش آزادسازی فسفر در خاک شد ولی این افزایش در مقایسه با تیمار ورمی-کمپوست کمتر بود. کاربرد همزمان هر سه کود نیز اگرچه سبب افزایش فسفر آزاد شده از خاک در مقایسه با تیمار شاهد شد اما این افزایش در مقایسه با کاربرد تنهای ورمی‌کمپوست کمتر بود. بین سطوح کاربردی اسید هومیک و اسید فولویک تفاوت معنی‌داری از لحاظ میزان آزاد سازی فسفر مشاهده نشد. افزایش آزاد سازی فسفر از خاک در اثر استفاده از کودهای آلی توسط محققین دیگری نیز گزارش شده است(Dail et al., 2009; Delgado and Torrent, 2002). طاهر و همکاران (۲۰۱۰) نشان دادند که کاربرد اسید هومیک به دلیل کاهش رسوب کانی‌های فسفات کلسیم سبب افزایش آزاد سازی فسفر در خاک شده است.



شکل ۲- تأثیر تیمارهای مختلف کودی بر قابلیت جذب فسفر در خاک

در کلیه تیمارها با گذشت زمان میزان فسفر آزاد شده از خاک کاهش یافت به طوری‌که بیشترین فسفر آزاد شده در زمان ۱ روز بعد از انکوباسیون مشاهده شد (شکل ۳). به استثنای تیمار ۴ درصد ورمی‌کمپوست، در سایر تیمارها با گذشت زمان ۱۵ روز بعد از انکوباسیون میزان فسفر آزاد شده کاهش و بعد از آن تقریباً یک روند ثابتی را در پیش گرفت. (شکل ۳). نتایج دیل و همکاران (۲۰۰۹) نیز نشان داد که آزاد شده با آب و بیکربنات در زمان‌های اولیه بیشترین مقدار را داشته و با گذشت زمان از مقدار آن کاسته شد. در بین تیمارهای آلی بیشترین آزاد سازی فسفر (۲۹/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) در زمان ۱ روز بعد از انکوباسیون در تیمار ۴ درصد ورمی-کمپوست و کمترین میزان (۱۵/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک) در تیمار ۲ و ۴ درصد اسید هومیک اندازه‌گیری شد. در تیمارهای اسید هومیک و اسید فولویک زمان تأثیر قابل توجهی بر میزان فسفر آزاد شده از خاک نداشت. به نظر می‌رسد به دلیل فعال بودن اسید هومیک و اسید فولویک بخش عمده‌ای از سایتهای جذب فسفر توسط این دو اسید اشباع و واکنشهای تبدیل فسفر محلول به شکل‌های پایدارتر نظیر کانی‌های فسفاته کلسیم به تأخیر افتاده است. نتایج کلی این تحقیق نشان داد که کاربرد اسیدهای هومیک و فولویک در مقایسه با ورمی-کمپوست و تیمار مخلوط تأثیر کمتری در آزادسازی فسفر داشت هر چند با توجه تأثیرپذیری کم فسفر آزاد شده از خاک در این دو تیمار نسبت به زمان، به نظر می‌رسد که کاربرد این دو کود در خاک می‌تواند با کاهش تثبیت فسفر در خاک به عنوان راه حلی برای تأمین پایدار فسفر در خاک مد نظر قرار گیرد. آزمایشات تکمیلی در گلخانه با حضور گیاه برای بررسی این ادعا پیشنهاد می‌شود.



شکل۳- تاثیر سطح و نوع کود آلی بر میزان آزادسازی فسفر از خاک (میلی‌گرم بر کیلوگرم)

منابع

سمواتی، م.و حسین‌پور، ع.، ۱۳۹۰. اجزای مختلف فسفر معدنی و قابلیت فراهمی آن در تعدادی از خاک‌های استان همدان. مجله علوم و فنون کشاورزی، علوم آب و خاک. صفحه های ۱۲۷ تا۱۳۷.

Brunetti G, Plaza C, Clapp CE and Senesi N, 2007. Compositional and functional features of humic acids from organic amendments and amended soils in Minnesota, USA. Soil Biology & Biochemistry 39: 1355–1365.

Dail HW, He Z, Erich SM and Honeycutt C, 2009. Soil phosphorus dynamics in response to poultry manure amendment. Soil Science 174:195-201.

Delgado A and Torrent J, 2000. Phosphrus forms and desorption patterns in heavily fertilized calcareous and limes acid soils. Soil Science Society of American Journal 64:2031-2037.

Jalali M and Ranjbar F, 2010. Aging effect on phosphorus transformation rate and fractionation in some calcareous soils. Geoderma 155:101-106.

Loberman BE, Kohne S and Koppen D, 2007. Effect of organic, inorganic and combined organic and inorganic P fertilization in plant P uptake and soil P pools. Journal of Plant nutrition and Soil Science 170:623-628.

Sharif M, Khattak RA and Sarir MS, 2002. Effect of dif-ferent levels of lignitic coal derived humic acid on growth of maize plants. Communication in Soil Science and Plant Analysis 33: 3567–3580.

Tahir MM, Khurshid M, Khan MZ, Abbasi MK and Kazmi, MH, 2011. Lignite-Derived Humic Acid Effect on Growth of Wheat Plants in Different Soils. Pesosphere. 21(1): 124–131.

Uygur V and Karabatak I, 2009. The effect of organic amendments on mineral phosphate fractions in calcareous soils. Journal of Plant nutrition and Soil Science 172:336-345.

بررسی همدمای جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت

مهدی باهمت[1]، محسن فرحبخش[2]
۱- دانشجوی دکتری، گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران
۲- استادیار گروه مهندسی علوم خاک، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران
آدرس الکترونیکی مکاتبه کننده(مهدی باهمت): MBahemmat@ut.ac.ir

مقدمه

فلوئور واکنش پذیرترین و الکترونگاتیوترین عنصر جدول تناوبی بوده و بنابراین بندرت در طبیعت بطور آزاد یافت می‌شود. عمده‌ترین فعالیت های انسانی افزاینده فلوراید به خاک ها تخلیه فاضلاب های حاوی فلوراید برخی صنایع مانند؛ آلومینیوم، استیل، نیمه رساناها، شیشه و همچنین کاربرد بیش از حد کودهای فسفاتی (حاوی ۱/۵ تا ۴ درصد فلوراید) در کشاورزی می‌باشد. میانگین غلظت آن در لیتوسفو زمین حدود ۹۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد (Elrashidi and Lindsay, 1987). مقادیر زیادی فلوراید در آب منجر به بیماری‌های مختلفی از جمله پوکی استخوان، التهاب مفاصل، شکنندگی استخوان، سرطان، ناباروری، آسیب مغزی، نشانگان آلزایمر و اختلالات تیروئیدی می شود (Sasaki et al., 2012). آگاهی از سرنوشت فلوراید در محیط زیست به منظور به حداقل رساندن آلودگی منابع آبی، نیازمند مطالعه رفتار جذبی آن در خاک می‌باشد. جذب سطحی، تعیین کننده‌ی رفتار و مقدار ماده جذب شونده ی نگهداری شده بر جذب کننده بوده و بنابراین یکی از فرایند های اصلی و موثر در تحرک، انتقال و سرنوشت آن ماده می باشد. هدف از انجام مطالعات همدمای جذب سطحی بدست آوردن پارامترهای جذب سطحی برای توصیف کمی جذب سطحی ترکیبی خاص در یک محیط خاص می باشد. برای توصیف همدماهای جذب سطحی چندین مدل ریاضی به کار رفته است . مدل تقسیم خطی، معادله فروندلیچ، معادله لنگمویر و تمکین متداول‌ترین مدل های ریاضی هستند که در مطالعه رفتار جذبی آلاینده های زیست محیطی بکار می‌روند (Limousin et al., 2007).

یکی از اجزای اصلی تشکیل دهنده‌ی بسیاری از خاک‌ها رس کائولینایت است که یک رس لایه‌ای بوده و دارای ساختار لایه‌ای با هم آرایی هشت وجهی Al^{3+} و چهاروجهی Si^{4+} به نسبت استوکیومتری ۱:۱ می‌باشد. بسیاری از مطالعات نشان داده اند که هیدروکسیدها و اکسیدهای آلومینیوم در خاک نقش مهمی در رفتار جذبی فلوراید دارند که این بدلیل تمایل اتم های Al به F می‌باشد. جذب فلوراید توسط کانی های آلومینوسیلیکات لایه‌ای ترجیحا بر مکان‌های آلومینیوم اتفاق می افتد و تحرک و رفتار فلوراید می تواند در خاک تحت تاثیر این کانی قرار گیرد (Kau et al., 1998; Weerasooriya et al., 1998). با توجه به اهمیت موضوع، در پژوهش حاضر رفتار جذبی آنیون فلوراید بر رس خالص کائولینایت به عنوان یکی از اجزای اصلی تشکیل دهنده بیشتر خاک‌ها که در جذب سطحی فلوراید نقش مهمی را ایفا می‌کند مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

کالیبراسیون دستگاه الکترود گزینشی یون (ISE)

رس کائولینایت، به منظور بررسی روند جذبی فلوراید بر آن از شرکت مرک آلمان تهیه شد . برای اندازه‌گیری غلظت آنیون فلوراید از دستگاه ISE مدل Metrohm 781 توسط الکترود فلوراید استفاده گردید. برای تعیین

همدماهای جذب، محلول‌های استاندارد از نمک فلوئورید سدیم (NaF) تهیه شده و کالیبراسیون دستگاه با غلظت‌های ۰/۵، ۲/۵، ۵، ۲۵ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر فلوراید انجام گرفت.

آزمایش تعیین زمان تعادل

برای پی بردن به دوره لازم همزدن برای اینکه غلظت F^- در محلول به یک حالت پایدار برسد، ۲۵ میلی‌لیتر از محلول ۵ میلی‌گرم بر لیتر فلوراید (تهیه شده در NaCl ۰/۰۱ مولار) را با ۱ گرم از رس کائولینایت در لوله سانتریفوژ ریخته و در انکوباتور با دمای ۲۵±۰/۲ درجه سانتیگراد همزده و پس از زمان‌های ۰/۵، ۱، ۲، ۴، ۶ و ۱۲ ساعت غلظت فلوراید در محلول رویی جدا شده (۵۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۵ دقیقه) قرائت شد.

جذب سطحی و همدماهای مختلف

مقدار یک گرم رس کائولینایت در لوله‌های سانتریفوژ ۵۰ میلی‌لیتری ریخته و ۲۵ میلی لیتر از محلول فلوراید در غلظت‌های ۱، ۲، ۳، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر کلرید سدیم ۰/۰۱ مولار به آن اضافه شد. برای رسیدن به حالت تعادل به مدت ۶ ساعت در شیکر–انکوباتور با دمای ۲۵±۰/۲ درجه سانتیگراد تکان داده شد و بعد از زمان معین، محلول رویی آن توسط سانتریفوژکردن در دور ۵۰۰۰ دور و ۱۵ دقیقه جدا گردید. غلظت فلوراید در محلول صاف شده با الکترود انتخابی یون قرائت شد. مقدار جذب شده توسط معادله ۱ محاسبه شد:

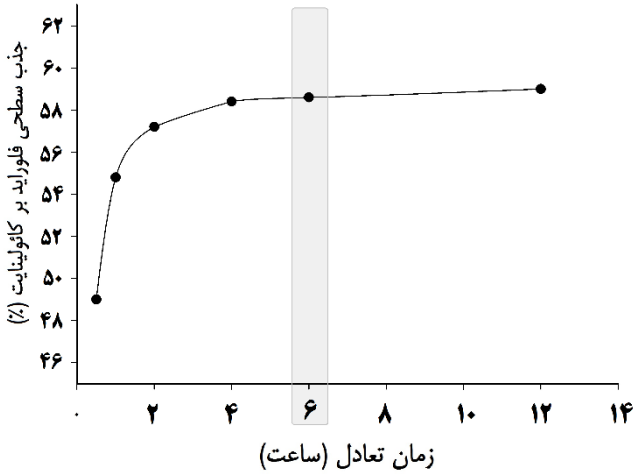
$$C_{ads} = \frac{(C_i - C_e)V}{M} \qquad [1]$$

جائیکه C_{ads}، C_i، C_e، M و V به ترتیب عبارتند از مقدار جذب شده از یون فلوراید (mg/g) غلظت اولیه فلوراید در محلول (mg/l)، غلظت تعادلی فلوراید (mg/l)، جرم جذب کننده (کائولینایت) (g) و حجم محلول (l).

نتایج و بحث

تعیین زمان تعادل

زمان تعادل، مدت زمانی است که جذب سطحی در آن به حالت پایا می رسد و پس از آن دیگر تغییری در مقدار جذب سطحی ایجاد نمی شود. با این وجود می بایست مراقب بود تا فرآیند برقراری حالت تعادل آنقدر طولانی نباشد تا واکنش های تشکیل رسوب و انحلال رخ دهد. همانطور که در شکل ۱ مشاهده می‌شود میزان جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت در زمان های ۴، ۶ و ۱۲ تغییر معنی‌داری نمی‌کند و بنابراین، زمان ۶ ساعت بعنوان زمان تعادل تعیین شد.



شکل ۱- زمان به تعادل رسیدن جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت

همدماهای مختلف جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت

معادله مدل تقسیم خطی، فروندلیچ، لنگمویر و تمکین متداول‌ترین مدل های ریاضیاتی هستند که در مطالعه رفتار جذبی آلاینده‌های زیست محیطی کاربرد زیادی دارند (Asgari et al., 2012).

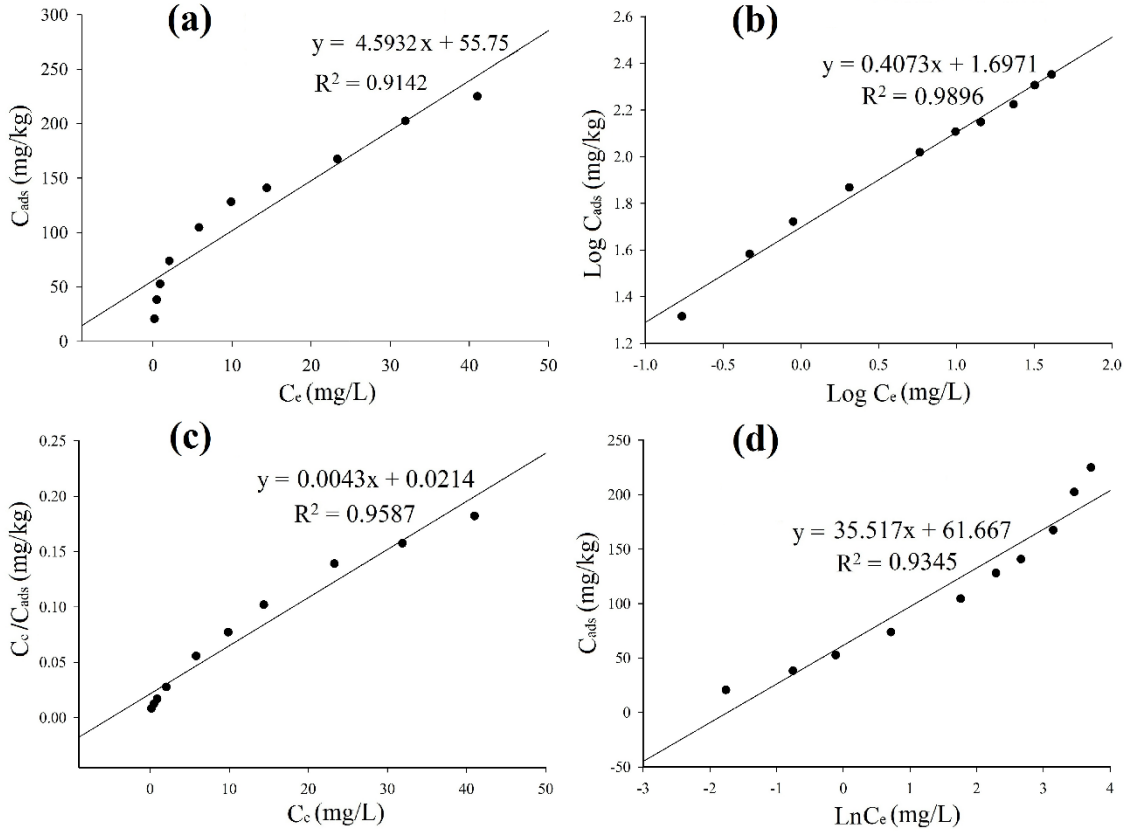
$$C_{ads} = K_d C_e \qquad \text{مدل تقسیم خطی} \qquad [۲]$$

$$\log C_{ads} = \log K_f + \left(\frac{1}{n}\right)\log C_e \qquad \text{مدل فروندلیچ} \qquad [۳]$$

$$\left(\frac{C_e}{C_{ads}}\right) = \frac{1}{bQ_{max}} + \frac{C_e}{Q_{max}} \qquad \text{مدل لانگمویر} \qquad [۴]$$

$$C_{ads} = B_T \ln A_T + B_T \ln C_e \qquad \text{مدل تمکین} \qquad [۵]$$

که در آن K_f (K_d) ضریب توزیع و n فاکتور تصحیح و پارامترهای C_e و C_{ads} به ترتیب غلظت تعادلی موجود در محلول و مقدار جذب شده بر فاز جامد است. b ثابتی که قدرت پیوند جذب شونده با جاذب را نشان می دهد و فقط به دما بستگی دارد . Q_{max} حداکثر مقدار جذب سطحی شونده (یک پوشش تک لایه از جذب شونده)، در مدل تمکین $A_T(L/g)$ ثابت پیوند بوده که حداکثر انرژی پیوند را نشان می دهد، $B_T=(RT)/b$ ثابت تمکین، R ثابت جهانی گازها، T دمای مطلق به کلوین و ثابت b در ارتباط با گرمای جذب سطحی می‌باشد.



شکل ۲- همدماهای جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت

براساس (a) معادله تقسیم خطی، (b) معادله فروندلیچ، (c) معادله لانگمویر و (d) معادله تمکین

برازش معادلات خطی همدماهای جذب سطحی تقسیم خطی، فروندلیچ، لنگمویر و تمکین بر داده های جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت در شکل ۲ نشان داده شده است.

ضریب همبستگی بالا (R^2>۰/۹۱) نشان‌دهنده‌ی برازش خوب همدمای جذب تقسیم خطی با داده‌های جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت می باشد (شکل ۲a) که می‌توان نتیجه گرفت که ممکن است جذب سطحی فلوراید به صورت تقسیم آن بین رس کائولینایت و فاز محلول باشد که به موجب آن یون‌های فلوراید بدون هیچ پیوند خاصی بین فاز مشترک و فاز توده محلول توزیع و یا تقسیم شده باشند

برازش معادله فروندلیچ با داده‌های جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت نسبت به سایر همدماهای جذب سطحی بیشترین ثابت تعیین (R^2 > 0.989) را داشته است (شکل ۲b). مقادیر 1/n کمتر از یک (۰/۴۰۷۳) گویای این مطلب است که همدما از نوع L بوده و جذب سطحی فلوراید بر کائولینایت به طور معنی‌داری در غلظت‌های بالاتر کاهش می‌یابد (Solangi et al., 2010).

با استفاده از ثابت مدل لانگمویر (شکل ۲c)، فاکتوری با عنوان فاکتور جدایی محاسبه می شود که شکل اساسی همدما لانگمویر می تواند با این فاکتور بدون واحد جدایی یا ثابت تعادل R_L توصیف شود، که برای توصیف شرایط جذب سطحی استفاده می‌شود (Asgari et al., 2012) و بصورت رابطه ۶ بیان می‌گردد:

$$R_L = \frac{1}{(1+bC_e)} \qquad [۶]$$

مقدار R_L نشان‌دهنده وضعیت جذب سطحی می باشد که شامل نامساعد ($R_L>1$)، خطی ($R_L=1$)، مساعد ($0< R_L<1$) و یا برگشت ناپذیر ($R_L= 0$) است. با توجه به رابطه ۶ مقدار محاسبه شده R_L برای فلوراید کمتر از یک (۰/۹۶۷– ۰/۱۰۹) می‌باشد که نشان می‌دهد شرایط جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت مساعد است همچنین برازش همدمای تمکین با داده های جذب سطحی فلوراید بر رس کائولینایت نیز همبستگی بالایی ($R^2>0/93$) را نشان داد (شکل ۲d). بطور کلی نتایج این پژوهش نشان می دهد که تمایل کائولینایت به جذب سطحی فلوراید زیاد بوده و می‌تواند رفتار و تحرک فلوراید را در خاک بشدت تحت تاثیر قرار دهد

منابع

Asgari Gh, Roshani B and Ghanizadeh Gh, 2012. The investigation of kinetic and isotherm of fluoride adsorption onto functionalize pumice stone. Journal of Hazardous Materials 217: 123-132.

Elrashidi MA and Lindsay W L, 1987. Effect of Fluoride on pH, organic matter and solubility of elements in soils. Environmental Pollution 47: 123-133.

Kau PMH, Smith DW and Binning P, 1998. Experimental sorption of fluoride by kaolinite and bentonite. Geoderma 84: 89-108.

Limousin G, Gaudet JP, Charlet L, Szenknect S, Barthes V and Krimissa M, 2007. Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement. Applied Geochemistry 22: 249-275.

Sasaki K, Fukumoto N, Moriyama S, Yu Q and Hirajima T, 2012. Chemical regeneration of magnesium oxide used as a sorbent for fluoride. Separation and Purification Technology 98:24-30.

Solangi IB, Memon Sh and Bhanger MI, 2010. An excellent fluoride sorption behavior of modified amberlite resin. Journal of Hazardous Materials 176 (1-3):186-92.

Weerasooriya R, Wickramarathne HUS and Dharmagunawardhane HA, 1998. Surface complexation modeling of fluoride adsorption onto kaolinite. Colloids and surfaces, A: Physicochemical and Engineering Aspects 144: 267-273.

رابطه کاربری اراضی با برخی از خصوصیات شیمیایی خاک

هما ابراهیمی[۱]، کامران چپی[۲]، لقمان قهرمانی[۳]، مسعود داوری[۴]
[۱]دانشجوی کارشناسی ارشد جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران، homaebrahimi22@yahoo.com
[۲]استادیار دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه کردستان، ایران، K.chapi@uok.ac.ir
[۳]عضو هیأت علمی گروه جنگلداری دانشگاه کردستان و مرکز پژوهش و توسعه جنگلداری زاگرس شمالی، دانشگاه کردستان، بانه، ایران، lghahramany@gmail.com
[۴]استادیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه کردستان، سنندج، ایران، m. davari@uok.ac.ir
***تلفن: ۰۹۱۸۵۱۴۲۲۸۰**

مقدمه

تغییر کاربری اراضی برخی از خصوصیات شیمیایی خاک‌های یک منطقه را تحت تأثیر قرار می‌دهد (Sanchez-Maranon *et al*., 2002). هرچند تأثیر این تغییرات بر خصوصیات خاک لزوماً منفی نبوده و ممکن است در برخی موارد مثبت نیز باشد (Carter *et al*., 2004). پژوهش‌های متعدد در نقاط مختلف جهان نشان داده که بین تغییر کاربری اراضی و خصوصیات خاک رابطه‌ای معنی‌داری وجود دارد (Wen-bin *et al*., 2007). تغییر کاربری اراضی و کشت و زرع به میزان قابل توجهی، ماده آلی و فسفر موجود در خاک را کاهش می‌دهد. این در حالی است که ماده آلی موجود در خاک مانع از فروپاشی خاکدانه‌ها (Emadi *et al*., 2009) و کاهش فرسایش پذیری خاک می‌شود (Celik, 2005). تغییر کاربری اراضی مرتع و جنگل سبب هدر رفت کربن آلی خاک می‌گردد (Canadell *et al*., 2001). نتایج حاصل از مطالعه تأثیر کاربری اراضی بر هدر رفت فسفر از لس‌های مناطق تپه ماهوری چین نشان داد که کاربری کشاورزی دارای بیشترین میزان هدر رفت فسفر از طریق فرسایش می‌باشد (Meng *et al*., 2008) میزان فسفر قابل جذب خاک با برخی خصوصیات شیمیایی خاک (مانند pH) در ارتباط است، به طوری که بین فسفر اندازه‌گیری شده به روش اولسن و بعضی از ویژگی‌های خاک مانند pH همبستگی معنی‌داری وجود دارد (نقی‌زاده و همکاران، ۱۳۸۸). این در حالی است که میزان اسیدیته سطح خاک عرصه‌های تحت پوشش کاج به دلیل فعالیت سطحی ریشه‌ها و مواد موجود در لاشبرگ‌ها کاهش یافته است (Fernandez, 1987). مطالعه‌ی تأثیر تغییر کاربری اراضی بر برخی از خصوصیات شیمیایی خاک در نواحی استوایی نشان داد که تغییر کاربری طی ۱۵ سال بر خصوصیات شیمیایی خاک‌های این منطقه تأثیری مشخص و معنی‌داری نداشته است (Geissen *et al*., 2009). با توجه به این که جنگل‌کاری نوعی تغییر کاربری محسوب می‌شود و با توجه به اهمیت جنگل‌کاری‌ها در حفظ خاک و همچنین اهمیت برخی از خصوصیات شیمیایی خاک به عنوان شاخص‌هایی مناسب جهت ارزیابی وضعیت خاک اکوسیستم‌های جنگلی و مرتعی، این تحقیق در نظر دارد با بررسی برخی از خصوصیات شیمیایی خاک، نقش جنگل‌های دست‌کاشت حسن‌آباد سنندج را در حفظ منابع خاک مورد ارزیابی قرار دهد. در واقع هدف از این تحقیق بررسی تغییر برخی از خصوصیات شیمیایی خاک (همچون pH خاک، فسفر خاک و کربن آلی خاک) تحت تأثیر تغییر کاربری مرتع می‌باشد.

مواد و روش‌ها

به منظور تعیین تأثیر تغییر کاربری مرتع با اقداماتی چون جنگل‌کاری بر برخی از خصوصیات شیمیایی خاک، یک حوضه آبخیز مرتع و دو حوضه آبخیز جنگل‌کاری شده متراکم و کم‌تراکم مجاور آن در جنگل‌های دست-کاشت حسن‌آباد سنندج انتخاب شدند که مساحت این سه حوضه به ترتیب معادل ۱۸۸۳/۳، ۳۱۴۶/۷ و ۲۸۹۸/۲ متر مربع می‌باشد. سه حوضه مورد بررسی از لحاظ شرایط دامنه، جهت و درصد شیب مشابه بودند. منطقه مورد مطالعه در ۵ کیلومتری جنوب غرب شهرستان سنندج بین طول جغرافیایی ۴۶ درجه و ۵۲ دقیقه تا ۴۶ درجه و ۵۸ دقیقه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۵ درجه و ۱۵ دقیقه تا ۳۵ درجه و ۱۹ دقیقه واقع شده است. متوسط شیب محدوده مورد مطالعه ۳۰ درصد و متوسط ارتفاع از سطح دریای آزاد حدود ۱۵۵۰ متر می‌باشد. دو حوضه جنگل-کاری شده در محدوده مورد مطالعه از نظر میزان تراکم در دو گروه متراکم و کم‌تراکم قرار می‌گیرند، به طوری که در حوضه جنگل‌کاری شده متراکم، درصد فراوانی گونه‌ها به ۳۱ درصد و در حوضه جنگل‌کاری شده کم-تراکم به ۲۸ درصد می‌رسد.

نمونه‌برداری از عمق ۲۰-۰ سانتی‌متری ۱۸ نقطه هر حوضه به صورت کاملاً تصادفی انجام شد. نمونه‌های خاک در هوای آزاد به مدت دو هفته خشک و پس از انتقال به آزمایشگاه خاک، از الک دو میلی‌متری عبور داده شدند سپس برخی از خواص شیمیایی خاک از جمله اسیدیته، کربن آلی و میزان فسفر قابل جذب خاک مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند.

اندازه‌گیری pH خاک از روش پتانسیومتری با به کارگیری دستگاه pH متر الکتریکی انجام شد. کربن آلی از روش والکی بلاک، بر پایه اکسید اسیون کربن آلی به کمک بیکرومات پتاسیم در محیطی کاملاً اسیدی و فسفر در عصاره خاک به روش اولسن و به کارگیری اسید آسکوربیک به عنوان ماده احیاکننده به طریق کالری‌متری مورد اندزه‌گیری قرار گرفتند (علی احیائی و بهبهانی‌زاده، ۱۳۷۲).

نتایج و بحث

در جدول ۱ نتایج حاصل از مقایسه میانگین برخی خصوصیات شیمیایی خاک در سه حوضه مورد مطالعه ارائه شده است.

جدول ۱- مقایسه میانگین برخی از مهمترین خصوصیات شیمیایی خاک در سه حوضه مورد مطالعه

مشخصه	حوضه جنگل‌کاری متراکم	حوضه جنگل‌کاری کم‌تراکم	حوضه مرتع
اسیدیته	۷/۸۸ [a]	۷/۸۹ [a]	۷/۹۶ [a]
کربن آلی (٪)	۲/۹۴ [b]	۲/۹۳ [b]	۳/۸۲ [a]
فسفر (ppm)	۶/۹۷[b]	۵/۹۵ [b]	۹/۰۸[a]

بر اساس نتایج ارائه شده در جدول ۱، از نظر pH خاک بین سه حوضه مورد بررسی (جنگل‌کاری متراکم، جنگل‌کاری کم‌تراکم و مرتع) در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌داری وجود ندارد. بیشترین و کمترین میانگین pH خاک به ترتیب در حوضه مرتع به مقدار ۷/۹۶ و حوضه جنگل‌کاری متراکم به مقدار ۷/۸۸ مشاهده شد. دلیل کاهش اسیدیته خاک در حوضه جنگل‌کاری متراکم (توده جنگل‌کاری خالص سوزنی‌برگ) نسبت به دو حوضه دیگر، تجمع میزان لاشبرگ گونه‌ها است که با نتایج تحقیقات Fernandez (۱۹۸۷) مطابقت دارد.

نتایج حاصل نشان داد بین داده‌های مربوط به درصد کربن آلی خاک در سه حوضه مورد بررسی در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌داری وجود دارد. بیشترین میانگین درصد کربن آلی خاک در حوضه مرتع به مقدار ۳/۸۲ و کمترین آن در حوضه جنگل‌کاری شده (کم‌تراکم) به مقدار ۲/۹۳ درصد مشاهده گردید (جدول ۱). به نظر می‌رسد که دلیل کاهش کربن آلی خاک در حوضه‌های جنگلی، شخم و دست‌خوردگی عمق اولیه خاک بر اثر جنگل‌کاری باشد. تغییر کاربری اراضی اثرات اساسی بر وضعیت هوموسی بخش سطحی خاک‌ها دارد و با تغییر کاربری اراضی از حالت طبیعی به کشاورزی، میزان کربن آلی خاک کاهش می‌یابد (Kollia *et al*., 2009). در تحقیق حاضر مشخص گردید که بین سه حوضه مورد بررسی از نظر میزان فسفر قابل جذب در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌داری وجود دارد (جدول ۱). میزان فسفر قابل جذب در حوضه‌های مرتعی نسبت به دو حوضه جنگل‌کاری شده (متراکم و کم‌تراکم) با اختلافی معنی‌دار در وضعیت بهتری قرار دارد. کاهش میزان فسفر قابل جذب در منطقه جنگل‌کاری شده (کم‌تراکم و متراکم) ممکن است به دلیل بر هم زدن پوشش طبیعی که می‌تواند سبب افزایش هدر رفت فسفر خاک در اثر فرسایش شود (شاهویی، ۱۳۸۵) و یا کاهش فعالیت بیولوژیکی خاک حوضه‌های جنگل‌کاری شده نسبت به مرتع باشد (زرین‌کفش، ۱۳۸۰). فسفر عنصری است که بیش از دیگر عناصر غذایی در خاک‌های جنگل‌کاری شده تخلیه می‌گردند (Bowen and Nambiar, 1984) جذب سریع و تثبیت عناصر در زی‌توده درخت علت اصلی این کاهش می‌باشد (Montagnini, 2000).

منابع

زرین‌کفش، م.، ۱۳۸۰. خاک‌شناسی جنگل. انتشارات مؤسسه تحقیقات جنگل‌ها و مراتع، شماره ۳۶۱، ۲۹۲ صفحه.

علی‌احیائی، م. و بهبهانی‌زاده، ع. ا.، ۱۳۷۲. شرح روش‌های تجزیه شیمیایی خاک. موسسه تحقیقات خاک و آب، جلد اول، نشریه فنی شماره ۸۹۳. ۷۶ صفحه.

نقی‌زاده اصل، ز.، دردی‌پور، ا.، قلیزاده، ع. و کیانی، ف.، ۱۳۸۸. بررسی رابطه بین فسفر قابل جذب گیاه و برخی ویژگی‌های خاک در خاک‌های جنوب گرگا رود. صفحه ۳۲۲. یازدهمین کنگره علوم خاک ایران.

شاهویی، ص.، ۱۳۸۵. سرشت و خصوصیات خاک‌ها. انتشارات دانشگاه کردستان، ۹۰۰ ص.

Bowen GD, and Nambiar 1984. Nutrition of plantation forests. Academic Press, New York, p. 516.

Canadell J and Noble I, 2001. Challenges of a changing Earth.Trends Ecology and Evolution, 16: 664.

Carter MR, Gregorich EG, Angers DA, Donald RG and Bolinder MA, 2004. Organic C and N storage and organic C fractions in adjacent cultivated and forested soils of eastern Canada. Soil and Tillage Research, 47: 253-261.
Celik, I. 2005, Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. Soil Till. Res. 83:270-27.
Emadi M, Baghernejad and Hm Memarian, 2009. Effect of land use change on soil fertility characteristics within water-stable aggregates of two cultivated soils in northern Iran. land use policy, 26: 452-457.
Fernandez RA, 1987. Effect of deforestation and reforestation with Pinus spp. on some soil chemical characteristics. Ciena del suelo, 5(2): 123-129.
Geissen V, Sánchez-Hernández R, Kampichler C, Ramos-Reyes R, Sepulveda-Lozada A, Ochoa-Goana S, de Jong BH, Huerta-Lwanga E and Hernández-Daumas S, 2009. Effect of land Use Change on some Properties of Tropical Soils-An Example from Southeast Mexico. Geoderma, 151: 87-97.
Kollia R, Ellermaea O, Kosterb T, Lemettia I, Asic E, Kauera K, 2009. Stocks of organic carbon in Estonian soils. Estonian Journal of Earth Sciences, 58, 2, 95.108.
Meng Q, Fu B, Tang X and Ren H, 2008. Effects of land use on phosphorus loss in the hilly area of the Loess Plateau, China. Environmental Monitoring and Assessment, 139:195–204.
Montagnini F, 2000. Accumulation in above-ground biomass and soil storage of mineral nutrients in pure and mixed plantations in a humid tropical lowland. Forest Ecology and Management 134(1-3): 257-270.
Sanchez-Maranon M, Soriano M, Delgado G, Delgado G and Delagdo R, 2002. Soil quality in Mediteranean mountain environments, effects of land use change. Soil Science Society of America Journal, 66: 948-958.
Wen-bin W, Peng Y, Hua-jun T, Luca O and Ryosuke SK, 2007. Regional variability of the effects of land use systems on soil properties. Agricultural Sciences in China, 6(11): 1309-1375.

تاثیر استفاده از رس اصلاح شده سپیولیت در کنترل آزادسازی جزء فعال علف‌کش 2,4-D

سمیه بختیاری[1]، مهران شیروانی[2]، حسین شریعتمداری[2] و مهران غیاثی[3]
۱- استادیار گروه عمران، دانشگاه صنعتی سیرجان
۲- استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان
۳- استاد گروه خاکشناسی، دانشگاه صنعتی اصفهان
٤- استاد گروه شیمی، دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

محدودیت منابع آبی، کمبود بارندگی، خطر بحران آب در کشور و اهمیت بازیابی مجدد آب از یک طرف و آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی به وسیله آلاینده‌های حاصل از فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی از سوی دیگر، یافتن راه حل‌های قابل قبول زیست محیطی را در جهت کاهش این آلاینده‌های خطرناک در منابع آبی ضروری می‌سازد. البته بدیهی است که این راه‌حل‌ها باید موثر، اقتصادی و قابل اجرا بوده و در جهت رسیدن به توسعه پایدار ما را یاری سازند. در سال‌های اخیر، استفاده از علف‌کش‌ها جهت مبارزه با علف‌های هرز رشد چشمگیری داشته است. به رغم مزایای کاربرد این ترکیبات جهت کنترل علف‌های هرز مختلف، استفاده غیر منطقی از آن‌ها موجب بروز مشکلات جدی شده است. در فرمولاسیون‌های تجاری علف‌کش‌ها، کل جزء فعال علف‌کش در همان ابتدای کاربرد، آزاد شده و فقط قسمتی از آن موجب از بین رفتن علف‌های هرز می‌گردد (لاگالی، ۲۰۰۱). استفاده از راهکارهایی که منجر به افزایش کارایی علف‌کش‌ها و کاهش اثرات جانبی نامطلوب آن‌ها شود الزامی به نظر می‌رسد (ریتوو و تراپ، ۲۰۰۱). یکی از این راهکارها، استفاده از فرمولاسیون کندرهای علف‌کش‌هاست. کانی‌های رسی از جمله موادی هستند که به‌دلیل دارا بودن خصوصیات منحصر به فرد از جمله قیمت، فراوانی در طبیعت، پایداری زیست محیطی، توانایی جذب‌کنندگی و تبادل یونی بسیار خوب و امکان تغییر سطح آنها از حالت آبدوست به آبگریز و تشکیل رس‌های اصلاح شده در فرمولاسیون‌های کندرهای علف‌کش-ها، به عنوان حامل مورد استفاده قرار می‌گیرند.

هدف استفاده از تکنیک رهاسازی کنترل شده، کاهش فراهمی بیش از حد آفت‌کش و جلوگیری از هدرروی آن در نتیجه تجزیه، تخریب و تصعید و افزایش کارایی آفت‌کش در مدت زمان طولانی‌تر است (گوک و همکاران، ۲۰۰۸). همچنین این تکنیک از طریق توزیع کنترل شده آفت‌کش‌ها به حفظ محیط زیست کمک می‌کند (گوتاردی و گالین، ۱۹۸۵).

اخیراً استفاده از فرمولاسیون‌های کندرها (کمپلکس علف‌کش – رس اصلاح شده) به‌عنوان روشی مناسب در جلوگیری از آبشویی و مهاجرت علف‌کش‌ها در طول پروفیل خاک موثر بوده است. در بعضی موارد، جهت کاهش آبشویی علف‌کش‌های آبگریز و آنیونی و بهبود کارایی آن‌ها از رس‌های اصلاح شده استفاده می‌شود. بدین صورت که علف‌کش‌های آبگریز به یک کمپلکس رس اصلاح شده متصل می‌گردند (ریتوو و همکاران، ۲۰۰۵). هرموسین (۲۰۰۱) کاهش آبشویی علف‌کش فنرون را با استفاده از کمپلکس رس اصلاح شده – فنرون به نصف و یک چهارم علف‌کش آزاد گزارش کرد. کورنجو و همکاران (۲۰۰۸) نیز نشان دادند که فرمولاسیون کندرهای آفت‌کش سیمازین ایجاد شده از مونت موریلونایت– HDTMA، باعث می‌شود که جزء فعال این علف‌کش به

آهستگی به درون فاز محلول خاک آزاد شود و در نتیجه آبشویی علف‌کش در ستون خاک در مقایسه با فرم آزاد علف‌کش کاهش یابد.

مواد و روش‌ها

تهیه حامل‌ها

از سپیولیت تهیه شده از معدنی در یزد به‌عنوان حامل علف‌کش استفاده گردید. همچنین به‌منظور بررسی تاثیر اصلاح سطح رس بر آزاد سازی جزء فعال علف‌کش 2,4-D، اصلاح این رس با استفاده از سورفاکتانت ستیل پیریدینیوم برمید به اندازه دو برابر ظرفیت تبادل کاتیونی سپیولیت (۲/۵Cmol/kg) به‌عنوان یک کاتیون کواترنری آمونیومی انجام گرفت.

تهیه فرمولاسیون کندرها

جهت ایجاد فرمولاسیون‌های کندرهای علف‌کش، کمپلکس قوی از رس‌های اصلاح شده و علف‌کش ساخته شد و در آزمایشات رهاسازی علف‌کش در آب وآبشویی آن در ستون خاک مورد استفاده قرار گرفت. بدین منظور، ۱۰ میلی لیتر متانول به ۱ گرم مخلوط حاوی ۴ میلی‌گرم علف‌کش و ۹۶۰ میلی‌گرم از هر کدام از حامل‌ها به‌طور جداگانه اضافه شد و به‌مدت ۲۴ ساعت شیک و سپس خشک گردید، نمونه‌ها مجدداً از الک ۲۷۰ مش عبور داده شدند و جهت آزمایشات بعدی در یخچال نگهداری گردیدند (سلیس و همکاران، ۲۰۰۲).

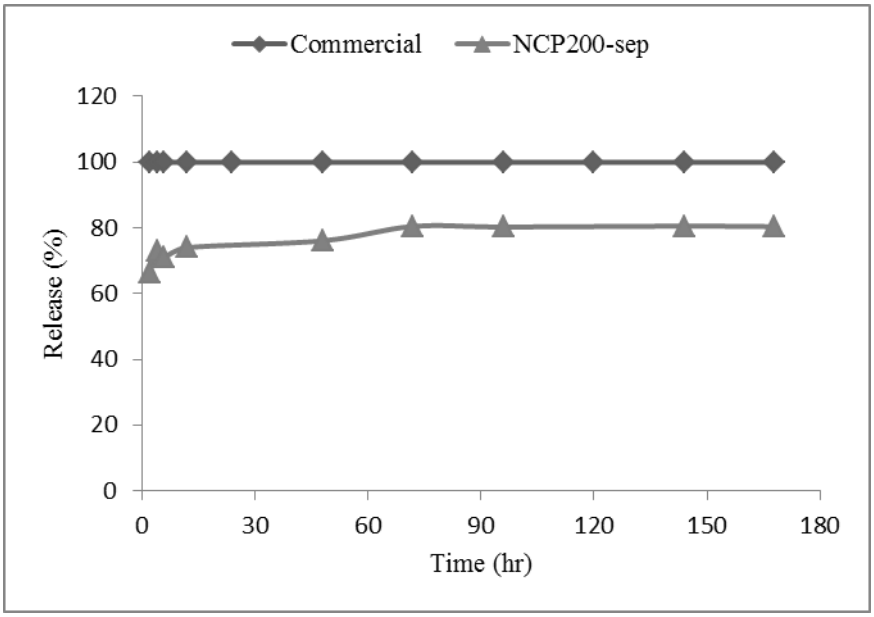
بررسی آزادسازی جزء فعال علف‌کش

جهت بررسی رفتار آزاد سازی علف‌کش 2,4-D از دو فرمولاسیون تجاری و کندرها، مقدار پنج میلی‌گرم از کمپلکس رس اصلاح شده–علف‌کش به ۲۵۰ میلی لیتر آب مقطر در بطری‌های شیشه‌ای اضافه شد و در مدت زمانی مشخص پس از به‌کارگیری علف کش (۰ تا ۱۶۸ساعت) شیک شد. به مدت ۱۰ دقیقه بطری‌ها به‌صورت ثابت نگهداشته شدند تا محتویات آن‌ها ته‌نشین شوند. در نهایت ۲ میلی لیتر از محلول رویی سانتریفیوژ و غلظت علف‌کش 2,4-D در محلول با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر UV-visible در طول موج ۲۸۲ نانومتر اندازه-گیری و سینتیک آزادسازی 2,4-D در سه تکرار بررسی شد (کاریزوسا و همکاران، ۲۰۰۰).

نتایج و بحث

آزاد سازی علف‌کش از کمپلکس‌های مختلف رس سپیولیت–علف‌کش در مقایسه با فرمولاسیون تجاری در شکل ۱ نشان داده شده است. رس کمپلکس شده در مقایسه با فرمولاسیون تجاری با سرعت کمتری علف‌کش را آزاد نمود. مقدار آزاد سازی علف‌کش از فرمولاسیون کندرها در مقایسه با آزاد سازی سریع علف‌کش از فرمولاسیون تجاری (نزدیک به ۱۰۰ درصد در دقایق اولیه آزمایش) از ۶۵ تا ۸۰ درصد متغیر بود. این مقدار آزاد سازی علف‌کش از این نوع فرمولاسیون، احتمالاً ناشی از ظرفیت جذبی این جاذب برای 2,4-D می‌باشد. فرناندزپرز و همکاران (۲۰۰۶) با مطالعه رهاسازی آترازین از فرمولاسیون‌های کندرها به این نتیجه رسیدند که

عامل اصلی در آزاد سازی، ظرفیت جاذب برای علف‌کش است. تریگو و همکاران (۲۰۰۹) به نتایج مشابهی با تحقیق حاضر دست یافتند و نشان دادند که مقدار آزاد سازی علف‌کش از فرمولاسیون تجاری در ساعات اولیه نزدیک به ۱۰۰ درصد است. این محققین دلیل آزاد سازی متفاوت علف‌کش از فرمولاسیون‌های مختلف کندرها را تمایل متفاوت جاذب‌ها جهت نگهداری علف‌کش دانستند. بیشترین مقدار آزاد سازی مربوط به فرمولاسیون تجاری و کمترین آن مربوط به فرمولاسیون سنتز شده با استفاده از سپیولیت اصلاح شده با سورفاکتانت به اندازه دو برابر ظرفیت تبادل کاتیونی بود. گرستل و همکاران (۱۹۹۸) موقعیت، ویژگی‌ها، طرز آرایش و نوع سورفاکتانت مورد استفاده در فرمولاسیون‌های کندرها را از عوامل موثر بر آزاد سازی علف‌کش دانستند.



شکل ۱- درصد تجمعی آزاد سازی علف‌کش 2,4-D از فرمولاسیون‌های تجاری و سنتز شده با رس سپیولیت اصلاح شده

منابع

Carrizosa MJ, Calderin MJ, Hermosin MC and Cornejo J, 2000. Organosmectites as sorbent and carrier of the herbicide bentazone. Science Total Environment 247: 285-293.

Celis R, Hermosin M, Carrizosa M and Cornejo J, 2002. Inorganic and Organic Clays as Carriers for Controlled Release of the Herbicide Hexazinone. Journal of Agriculture and Food chemistry 50: 2324-2330.

Cornejo L, Celis R, Dominguez C, Hermosin MC and Cornejo J, 2008. Use of modified montmorillonites to reduce herbicide leaching in sports turf surfaces: Laboratory and field experiments. Applied Clay Science 42: 284-291.

Gerstel Z, Nasser A and Mingelgrin U. 1998. Controlled release of pesticides into water from clay-polymer formulations. Journal of Agriculture and Food chemistry 46: 3803-3809.

Fernández-Pérez M, Flores-Céspedes F, González-Pradas E, Villafranca-Sanchez M, Pérez-García S. and Garrido-Herrera FJ, 2004. Use of activated bentonites in controlled-release formulations of atrazine. Journal of Agriculture and Food chemistry 52: 3888-3893.

Guk O, Ozcan AS and Ozcan A, 2008. Adsorption kinetics of naphthalene onto organo-sepiolite from aqueous solutions. Desalination 220: 96-107.

Guttardi G and Galli E, 1985. Natural Zeolite. Springer, Berlin.

Hermosin MC, Calderón MJ, Aguer JP and Cornejo J, 2001. Organoclays for controlled release of the herbicide fenuron. Pesticide Management Science 57: 803-809.

Lagaly G, 2001. Pesticide-clay interactions and formulations. Applied Clay Science 18: 205-209.

Rytwo G and Tropp D, 2001. Improved efficiency of a divalent herbicide in the presence of clay, by addition of monovalent organocations. Applied Clay Science 18: 327-333.

Rytwo G, Gonen Y, Afuta S and Dultz S, 2005. Interactions of pendimethalin with organo-montmorillonite complexes. Applied Clay Science 28: 67-77.

Trig, C, Celis R, Hermosin MC and Cornejo J, 2009. Organoclay-based formulations to reduce the environmental impact of the herbicide diuron in Olive groves. Soil Science Society of American Journal 73: 1652-1657.

بررسی تأثیر کاربرد سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی بر ظرفیت زراعی و نقطه پژمردگی دائم خاک‌های آهکی استان خوزستان

راضیه نوذرپورشمی[1]، علیرضا جعفرنژادی[2]، علی غلامی[3]

۱- گروه خاکشناسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

استادیار خاکشناسی، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان

استادیار خاکشناسی، دانشگاه آزاداسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

با توجه به محدودیت منابع آب ایران، صرفه جویی در مصرف آب کاملاً ضروری می‌باشد. با اعمال مدیریت صحیح و بکارگیری روش‌های پیشرفته از طریق حفظ و ذخیره رطوبت در خاک، بهبود نفوذپذیری آب در خاک و افزایش بازده آب مصرفی می‌توان گامی مؤثر در جهت بهره‌وری از منابع محدود آب برداشت. سوپرجاذب‌ها پلیمرهای به شدت آبدوست بوده که به دلیل وجود پیوندهای عرضی اندک در ساختار آنها در آستانه حل شدن به شکل متورم در می‌آیند و مقدار زیادی مولکول آب را جذب و در خود، حتی تحت فشار، نگه می‌دارند. پلیمرهای سوپرجاذب را بر دو نوع تقسیم نموده‌اند: گروه اول دارای ساختمان شبکه‌ای بوده و تمایل برای جذب آب در هنگام بارندگی و آبیاری داشته و در موقع خشکی با تخلیه آب، آن را در اختیار گیاه قرار می‌دهند. گروه دوم پلیمرهای غیرآبدوست بوده که تمایلی به جذب آب نداشته و ذرات خاک را به هم می‌چسبانند. کوچک زاده و همکاران (۱۳۷۹)، با به کار بردن ۰/۳ درصد وزنی پلیمر سوپرجاذب توانستند میزان درصدرطوبت وزنی خاک-های لومی و لومی شنی را به ترتیب ۴/۶ و ۷/۲۴ درصد افزایش دهدند. زنگوئی نسب و همکاران (۱۳۹۱)، در تحقیقی بیان نمودند، به طور کلی با افزایش سطوح پلیمر سوپرجاذب، مقدار رطوبت حجمی اشباع خاک و رطوبت قابل استفاده گیاه، به طور چشمگیری افزایش می‌یابد. همچنین ایشان ذکر نمودند کاربرد ۰/۴ درصد وزنی پلیمر سوپرجاذب در خاک میزان آب قابل استفاده گیاه را ۴۶ درصد نسبت به تیمار شاهد افزایش می‌دهد.
در این آزمایش تلاش شد تا پیرو آزمایشات سایر محققین، با استفاده از موادآلی و سوپرجاذب A300 میزان ظرفیت رطوبت زراعی و نقطه پژمردگی دائم خاک آهکی مورد مطالعه، مورد تحقیق قرار گیرد.

مواد و روشها

این تحقیق در قالب طرح کاملاً تصادفی در پنج تیمار و سه تکرار اجرا شد. تیمارهای آزمایش شامل: تیمار اول: شاهد (خاک زراعی)، تیمار دوم: کاربرد موادآلی، بر اساس توصیه کاربردی۱۰ تن در هکتار، تیمار سوم: کاربرد سوپرجاذب A300 به خاک، بر اساس توصیه کاربردی ۱۰۰ گرم در هر متر مربع خاک، تیمار چهارم: افزودن ۵۰ درصد توصیه موادآلی و ۵۰ درصد توصیه کود شیمیایی به خاک، بر اساس توصیه کاربردی (کود شیمیائی بر اساس توصیه کاربردی ۳۵۰ کیلوگرم در هکتار مورد استفاده قرار گرفت) و تیمار پنجم: افزودن ۵۰ درصد توصیه موادآلی و ۵۰ درصد توصیه سوپرجاذب (برای کاربرد مخلوط موادآلی و سوپرجاذب نیمی از مقادیر توصیه شده مورد استفاده قرار گرفت). به منظور مطالعه بر چگونگی تغییرات شیمیائی خاک مورد نظر در حضور سوپرجاذب

طبیعی و مصنوعی و مقایسه آن با عدم استفاده از سوپر جاذب‌ها، در هر تکرار یک تیمار شاهد در نظر گرفته شد. میزان ظرفیت FC اندازه گیری شده در خاک شاهد ۳۰ درصد و میزان PWP اندازه گیری شده در خاک شاهد ۱۹ درصد تعیین شد. بدین ترتیب ۹۰ روز پس از اعمال تیمارها، تعداد ۱۵ نمونه از تیمارها، تهیه و جهت تعیین خصوصیات رطوبتی به آزمایشگاه منتقل شد. میزان ظرفیت رطوبت زراعی (FC) و مقدار رطوبت پژمردگی دائم (PWP) با استفاده از دستگاه‌ها و روش‌های استاندارد تعیین شد. سپس نتاج با استفاده از نرم افزار MSTAT-C و EXCEL تجزیه و تحلیل شد.

نتایج و بحث

تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد اثر تیمارهای مختلف بر ویژگی‌های مورد مطالعه معنی دار نبود (جدول ۱).

جدول ۱- تجزیه واریانس و میانگین مربعات ویژگی‌های مورد مطالعه

منابع تغیرات	درجه آزادی	FC	PWP
		(٪)	
تکرار	۴	۳۰/۷۶۹ns	۲۴/۴۲۱ns
تیمار	۱۰	۵۹/۱۸۱ns	۱۲/۰۲۰ns
خطا	۱۴	۱۹/۴۵۴ns	۲۴/۴۷۹ns

ns عدم وجود اختلاف معنی دار

بر این اساس ویژگی‌های مورد مطالعه اختلاف معنی دار مشاهده نشده است.

مقایسه میانگین نتایج حاصل از تجزیه خصوصیت مورد مطالعه در ارتباط با کاربرد تیمارهای مختلف در جدول (۲) نشان داده شده است. نتایج نشان داد، میزان خصوصیات مورد مطالعه با کاربرد سوپرجاذب طبیعی و مصنوعی، نسبت به نمونه اولیه خاک تغییر داشته اند.

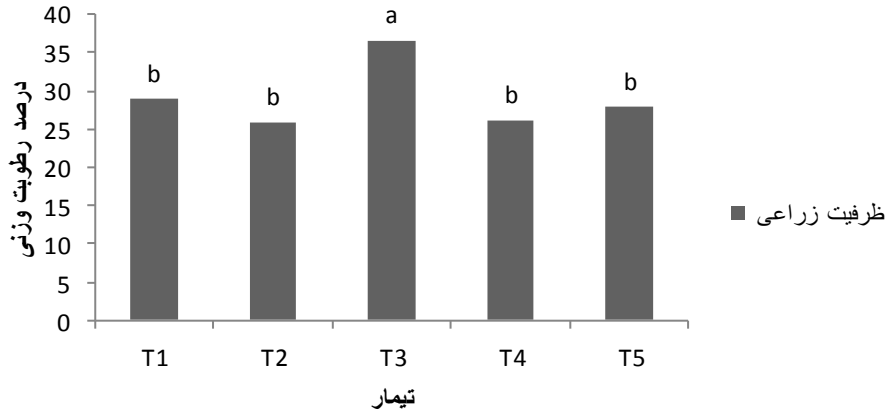
جدول ۲- میانگین تیمارهای مورد مطالعه

تیمار	FC	PWP
	(٪)	
شاهد	۲۸/۹[b]	۱۶/۲[a]
موادآلی	۲۵/۹[b]	۱۳/۹[a]
سوپرجاذب	۳۶/۵[a]	۱۹[a]
موادآلی و کودشیمیائی	۲۶/۱[b]	۱۴/۵[a]
موادآلی و سوپرجاذب	۲۷/۹[b]	۱۳/۹[a]

۱.تیمارهایی که حداقل یک حرف مشترک دارند از لحاظ آماری در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری ندارند

ظرفیت زراعی معرف توانایی یک توده خاک برای نگهداری آب در مقابل نیروی ثقل می‌باشد و مقدار آن به حد بالای آب کاپیلاریته مربوط است. ظرفیت نگهداری آب در خاک ارتباط مستقیم با میزان خلل و فرج دارد و در واقع قسمت اعظم مقدار آبی که نمایانگر این ظرفیت است خلل و فرج ریز خاک را پر می‌نماید. بافت که تعیین کننده کمیت و درشتی و ریزی خلل و فرج می‌باشد، در معرفی ظرفیت مذکور مؤثر است. در یک خاک که ساختمان فیزیکی مطلوب‌تر دارد هر قدر ذرات جامد تشکیل دهنده خاک و خاکدانه کوچکتر باشد مجموع سطوح ذرات مزبور زیادتر و نیروی نگهدارنده آب در خاک بیشتر خواهد بود.

مقایسه میانگین تیمارهای اعمال شده بر تغییرات ظرفیت زراعی در شکل (۱) نشان داده شده است.



شکل -۱ میزان ظرفیت زراعی تیمارهای مورد مطالعه

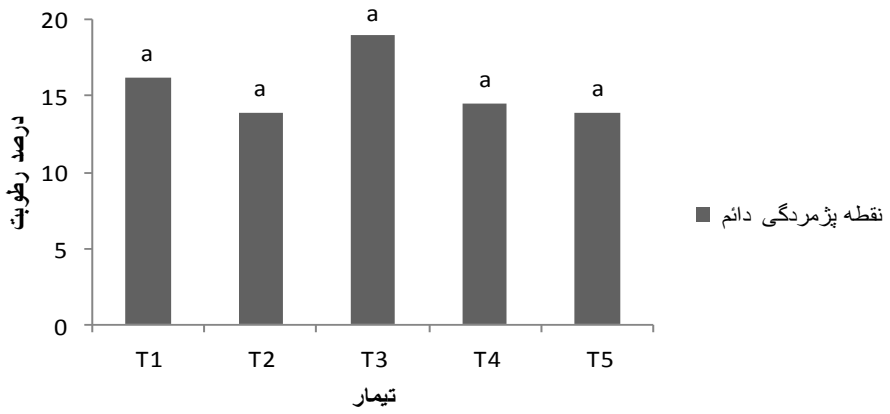
۱.تیمارهایی که حداقل یک حرف مشترک دارند از لحاظ آماری در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری ندارند.

T1: تیمار شاهد T2: تیمار موادآلی T3: تیمار سوپرجاذب T4:تیمار اثر ترکیبی موادآلی و کودشیمیائی

T5: تیمار اثر ترکیبی موادآلی و سوپرجاذب

شکل (۱) نشان داد، بیشترین مقادیر ظرفیت زراعی در تیمارهای T2 (موادآلی)، تیمار T4 (اثر ترکیبی موادآلی و کودشیمیائی) و تیمار T5 (اثر ترکیبی موادآلی و سوپرجاذب) اندازه گیری شد. با توجه به نتایج جدول (۱)بالاترین سطح ظرفیت زراعی مربوط به تیمار T3 (سوپرجاذب) با ۲۱/۶٪ افزایش ظرفیت زراعی نسبت به خاک شاهد به‌دست آمد. بیشتر بودن ظرفیت زراعی در تیمار سوپرجاذب به دلیل ویژگی‌های سوپرجاذب‌ها دور از انتظار نبود. افزایش سطوح مختلف پلیمر سوپرجاذب به خاک سبب افزایش رطوبت ظرفیت زراعی در خاک می‌گردد (اختر و همکاران، ۲۰۰۴).

مقایسه میانگین تیمارهای اعمال شده بر تغییرات نقطه پژمردگی دائم در شکل (۲) نشان داده شده است.



شکل -۲ نقطه پژمردگی دائم تیمارهای مورد مطالعه

۱.تیمارهایی که حداقل یک حرف مشترک دارند از لحاظ آماری در سطح پنج درصد تفاوت معنی داری ندارند.
T1: تیمار شاهد T2: تیمار موادآلی T3: تیمار سوپرجاذب T4:تیمار اثر ترکیبی موادآلی و کودشیمیائی
T5: تیمار اثر ترکیبی موادآلی و سوپرجاذب

با توجه به نتایج حاصل از جدول (۱) میزان نقطه پژمردگی دائم در بین تیمارهای مورد مطالعه تفاوت معنی دار نداشت. نتایج جدول (۲) و شکل (۲) نشان می‌دهد، PWP در تیمار T3 (سوپر جاذب) بدون هیچگونه افزایش و یا کاهش در نقطه پژمردگی دائم نسبت به نمونه شاهد، در مقایسه با سایر تیمارها بیشترین مقدار را داشته است. کمترین مقدار PWP مربوط به تیمارهای T2 (مواد آلی) و T5 (اثر ترکیبی موادآلی و سوپرجاذب) با ۲۶/۸٪ کاهش نسبت به خاک شاهد، بوده است. افزایش آب قابل استفاده گیاه در تیمارهای حاوی پلیمر سوپرجاذب نسبت به شاهد را می‌توان به ساختمان پلیمر و خواص آبدوستی آن نسبت داد.

منابع

۱–زنگوئی نسب، ش.، امامی. ا، آستارائی. ع، یاری. ع. ۱۳۹۱. تأثیر مقادیر مختلف سوپرجاذب و دور آبیاری بر برخی خصوصیات فیزیکی خاک و شاخص‌های رشدی گیاه آتریپلکس. پژوهش آب در کشاورزی. جلد بیست و ششم. شماره ۲.

۲– کوچک زاده، م.، ع. صباغ فرشی، و ن. گنجی خرم دل. ۱۳۷۹. تأثیر پلیمر فراجاذب آب بر روی برخی خصوصیات فیزیکی خاک. مجله علوم خاک و آب، جلد ۱۴، شماره ۲، صفحات ۱۷۶–۱۸۶.

3- Akhter J., Mahmood K., Malik K.A., Mardan A., Ahmad M. and Igbal M.M. 2004. Effects of hydrogel amendment on water storage of sandy loam and loam soils and seedling growth of barley, wheat and chickpea. Plant, Soil and Environment, 50 (10): 463-469.

ارزیابی دقت همدماهای جذب سطحی فسفر درخاکهای منطقه مغان

یاسر حسینی
استادیار دانشگاه محقق اردبیلی- دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی مغان

مقدمه

تاکنون محققین بسیاری برای ارزیابی وضعیت فسفر در خاک مطالعه کرده اند و روش های مختلفی را ارائه نموده اند. یکی از روش هایی که در سال های اخیر برای بررسی وضعیت فسفر در خاک پیشنهاد و ارائه شده استفاده از هم دماهای جذب فسفر توسط خاک می باشد. با استفاده از این روش می توان غلظت فسفر در فاز محلول خاک، انرژی جذب فسفر توسط خاک و حداکثر جذب آن توسط خاک، قدرت بافری خاک در برابر تغییرات غلظت فسفر در محلول و وضعیت تعادل بین فسفر در فاز محلول و فاز جامد و ارتباط بین آنها را برآورد نمود. همچنین در توصیه کود فسفره می توان از هم دماهای جذب فسفر کمک گرفت. محققینی چند طی نخستین مطالعات در این زمینه در یافتند که می توان معادلات هم دماهای جذب سطحی را، برای پیش بینی کود مورد نیاز محصولات درخاک های مختلف به کار برد، به شرط اینکه مقدار مورد نیاز فسفر محلول گیاه، مشخص باشد. غلظت فسفر در محلول خاک در نتیجه قابل استفاده بودن این عنصر غذایی برای گیاه ارتباط نزدیکی با فرآیندهای جذب سطحی به وسیله اجزای خاک از جمله کانی های رسی، اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم، کربنات کلسیم و مواد آلی و ... دارد. این ارتباط را می توان به وسیله هم دماهای جذب توصیف کرد، که در میان آنها معادله های لانگ موير (Langmuir)، فروندلیچ (Freundlich)، لانگ موير دو سطحی ولانگ موير – فراندلیچ و ون های (Van Huay) معروف تر از بقیه هستند.

آگبنین و تیسن (۱۹۹۴) ازمعادله لانگموير در برازش داده های جذب فسفر استفاده کرده و روابط معنی دار آماری میان پارامترهای این معادله و ویژگی های خاک، مانند درصد رس، کربن آلی، و همچنین Fe و Al قابل عصاره گیری با DCB به دست آوردند. انجینونی وهمکاران (۱۹۹۶) نیز اکسیدهای آهن آزاد در خاک را تنها عامل دارای رابطه معنی دار با حداکثر جذب فسفر تعیین شده از مدل لانگموير دانستند. بن نواح و اکوایه (۱۹۸۹) ضرایب همبستگی میان حداکثر جذب فسفر با ماده آلی و درصد رس را به ترتیب ۰/۸۹ و ۰/۷۹ گزارش کردند. آنها مشاهده نمودند که با وارد کردن کربن آلی، رس، اکسیدهای آهن و آلومینیوم آزاد در معادله رگرسیون چند متغیره، حداکثر جذب فسفر را بهتر می توان تخمین زد. از طرفی pH خاک تاثیر چندانی برجذب فسفر نداشته است. بلاکس و پیزلی (۱۹۷۵) اعلام کردند که در دامنه وسیعی از غلظت های تعادلی (۲-۱۵۰ قسمت در میلیون فسفر) میان حداکثر جذب فسفر و ماده آلی، اکسیدهای آهن و فسفات کلسیم همبستگی معنی داری وجود دارد. نینگ و همکاران (۲۰۰۲) گزارش می کنند که داده های جذب فسفر در ۱۲ خاک با معادلات لانگموير، فروندلیچ و تمکین قابل توجیه بوده، اما همدماهای فروندلیچ جذب فسفر را مخصوصاً در غلظتهای بالای فسفر بهتر نشان می دهد.

تئوری مسئله:

معادله لانگ موير

این معادله در اصل برای جذب سطحی گازها توسط جامدات مورد استفاده قرار گرفته بود. این معادله براساس سه فرضیه بنا شده است: الف- انرژی ثابت جذب سطحی که مستقل از میزان پوشش سطحی است (یعنی سطحی همگن)، ب- جذب سطحی به روی مکان های مشخص بدون هیچگونه برهم کنش بین ملکول های جذب شونده است و ج- حداکثر جذب سطحی ممکن عبارت است از جذب یک لایه ملکولی کامل به روی تمام سطوح فعال جذب کننده.شکل متداول معادله لانگ موير به شرح ذیل است:

$$\frac{x}{m} = \frac{kcb}{1+kc} \qquad [۱]$$

که در آن $\frac{x}{m}$ وزن جذب شونده در واحد وزن جذب کننده بر حسب میکروگرم در هر گرم جذب کننده ، c غلظت تعادلی جذب شونده برحسب میکرو گرم در هر گرم جذب کننده، k عدد ثابتی است که به قدرت پیوند یا قدرت جذب مربوط می باشد و b حداکثر مقدار ماده ای که می تواند جذب شود (یک لایه کامل مولکولی).

معادله فروندلیچ

اگر داده ها در تطابق با معادله لانگ موير دچار شکست شوند، آن وقت می توان از معادله ساده تر فروندلیچ به طور موفقیت آمیزی استفاده کرد. فروندلیچ طی مطالعات خود دریافت که جذب از محلول های رقیق از رابطه زیر پیروی می کند:

$$\frac{x}{m} = kc^{1/n} \qquad [۲]$$

معادله ون های

معادله ون های (Van Huay) یکی دیگر از معادلاتی که در توصیف هم دماهای جذب سطحی فسفر به کار می رود، و در آن جذب فسفر به عنوان تابعی از جذر غلظت تعادلی فسفر در محلول رسم می گردد. یاژبرینی ولچ از این مدل در بررسی خاک های مجارستان استفاده کرده و نشان دادند که روند جذب فسفر در این خاک ها از مدل ون های پیروی می کند.

$$X / m = m + n\sqrt{c} \qquad [۳]$$

که در آن $\frac{x}{m}$ مقدار ماده جذب شونده در واحد وزن ماده جذب کننده (میکروگرم در هر گرم)، c غلظت تعادلی ماده جذب شونده (میکروگرم در هر گرم جذب کننده)و m و n ثابت های تجربی می باشند.

مواد و روشها:

۱ - تعیین خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه به شرح زیر اندازه گیری شدند:بافت خاک به روش هیدرومتری ، هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک به وسیله دستگاه هدایت سنج WTW مدل 320 F ، اسیدیته نمونه های خاک از خمیر گل اشباع به وسیله دستگاه PH متر مدل متراهم 747، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون برگشتی با اسید کلریدریک ۰/۵ نرمال ، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش استات سدیم در ۷= pH ، تعیین گردیدند.آزمایش تعیین میزان سدیم و پتاسیم با استفاده از دستگاه فلم فتومتر مدل JENWAY PEP7و بر روی عصاره خاک اشباع صورت گرفت .آزمایش تعیین میزان کلر با استفاده از روش ASTM:D1411انجام شدومیزان سولفات با روش ASTM:C25 تعیین گردید. مقدار TDS با استفاده از دستگاه INOLAB مدل WTW تعیین گردید.نتایج آزمایشات فیزیکی و شیمیایی خاک در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

نمونه	فسفر (Ppm)	PH	هدایت الکتریکی (dS/m)	درصد کربن آلی OC%	درصد آهک TNV%	چگالی ظاهری (gr/cm3)	چگالی حقیقی (gr/cm3)	سیلت (٪)	رس (٪)	شن (٪)	بافت
۱	۷/۱۸	۶/۹۵	۱/۴۹۳	۰/۷۶	۱۶/۱	۱/۳۲	۲/۳۹	۳۵	۱۱	۵۴	لوم-شنی
۲	۶/۷۳	۷/۳۵	۰/۵۰۵	۰/۶۶۳	۱۸/۱۹	۱/۳۴	۲/۴۴	۲۵	۲۰	۵۵	لوم-شنی
۳	۷/۱۵	۷/۷۷	۰/۳۵۹	۰/۹۱۶	۱۳/۱۹	۱/۳۶	۲/۱۵	۴۵	۲۱	۳۴	لوم
۴	۶/۹۱	۷/۷۶	۱/۰۷	۰/۸۵۸	۱۱/۵۹	۱/۵۶	۲/۲۵	۳۵	۱۶	۴۹	لوم
۵	۲/۴۴	۷/۶۳	۳/۲۷	۳/۲۱	۱۹/۸۹	۱/۵۳	۲/۲۰	۴۵	۱۵	۴۰	لوم

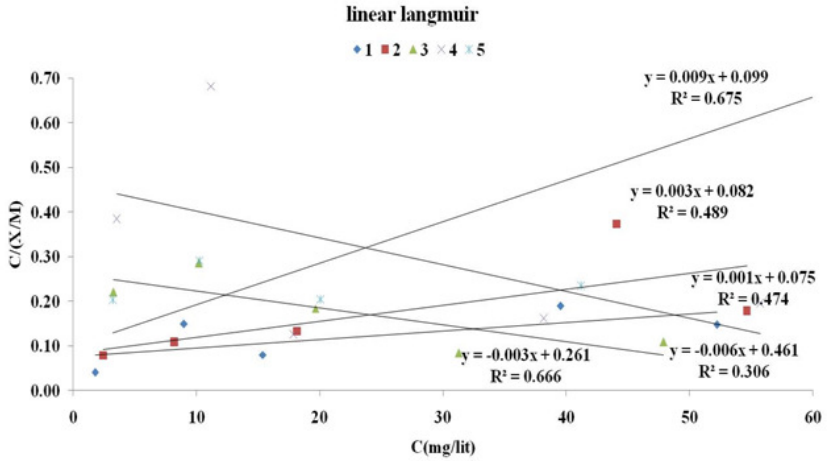
۲- آزمایشات جذب سطحی فسفر

آزمایشات جذب سطحی فسفر برروی ۵ نمونه خاک به صورت زیر انجام شد. مقدار ۲ گرم خاک را در داخل لوله سانتریفوژ ریخته و به آن ۴۰ میلی لیتر محلول کلریدکلسیم ۱٪ مولار حاوی فسفر به غلظت های ۴-۱۲-۲۵-۵۰-۷۰ میلی گرم در لیتر فسفر که از نمک با نمک دی آمونیوم فسفات[(NH4)2HPO4] تهیه شده است می ریزیم، دو قطره تولوئن (به منظور جلوگیری از فعالیت میکرو ارگانیزم ها)، اضافه گردید. نمونه ها به مدت ۳۰ دقیقه توسط تکان دهنده مکانیکی تکان داده شد. پس از ۲۴ ساعت سکون در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد به مدت ۳۰ دقیقه دیگر تکان داده شد.

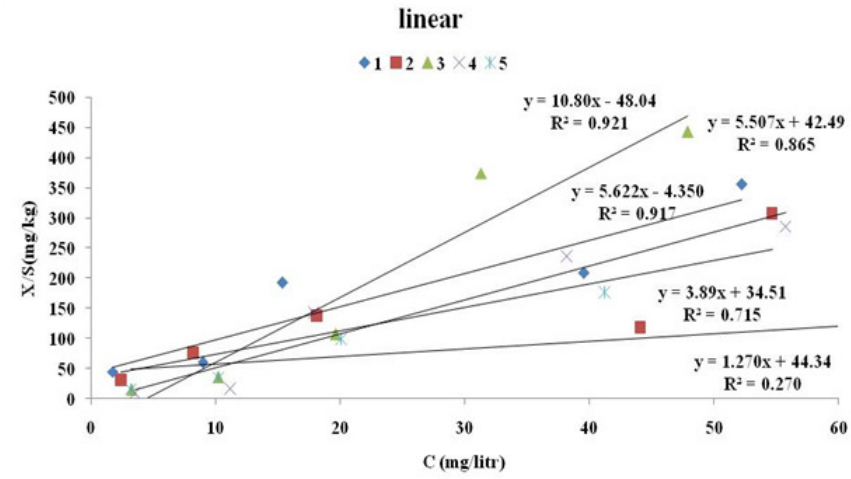
در پایان لوله های سانتریفوژ به مدت ۱۰ دقیقه با ۲۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفوژ (با استفاده از دستگاه سانتریفوژ مدل (Hettich K25) گردید. به منظور حصول اطمینان از زلال بودن محلول روئی از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده می شودشکل، سپس غلظت فسفر به روش مورفی و ریلی تعیین می گردد. تفاوت بین مقدار فسفر در محلول اولیه و محلول نهایی مساوی با مقدار فسفر جذب شده به وسیله خاک در نظر گرفته می شود. برای تعیین مقدار جذب شده فسفر توسط خاک بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم خاک عدد حاصل از تفریق بین مقدار فسفر در محلول اولیه و محلول نهایی را در حجم محلول بکار رفته (۴۰ میلی لیتر) ضرب و بر وزن خاک استفاده شده تقسیم می گردد.

نتایج

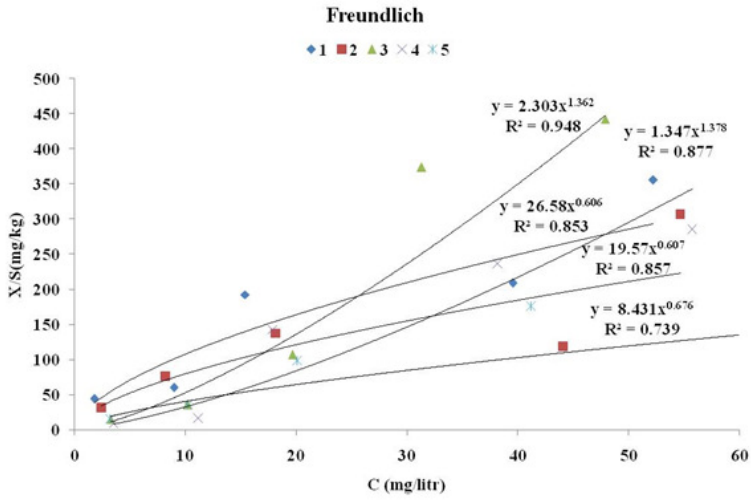
در اشکال ۱ تا ۴ نتایج حاصل از برازش مدلهای مختلف جذب فسفر برای خاکهای منطقه نشان داده شده است.همچنین در جدول ۲ ضرایب بدست آمده در مدلهای مختلف نشان داده شده است.



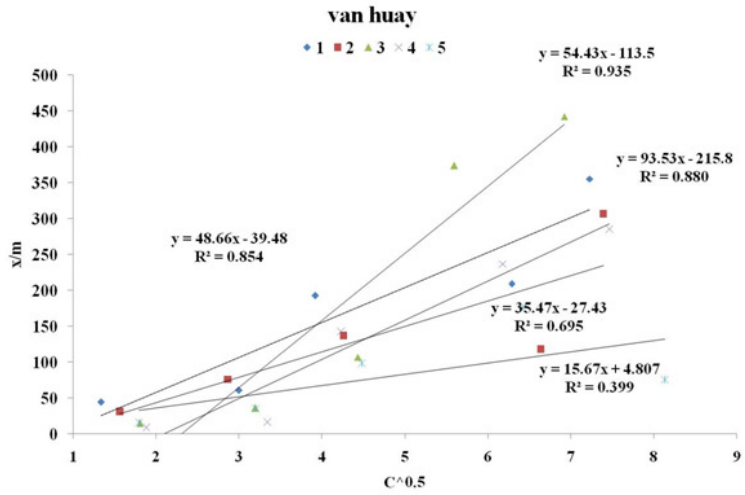
شکل۱- همدمای جذب لانگمویر یک سطحی



شکل۲- همدمای جذب خطی فسفر



شکل۳- همدمای جذب فروندلیچ



شکل٤- همدمای جذب ون های

جدول۲: نتایج مربوط به معادلات فروندلیچ و ون های و خطی و معادله لانگمویر

معادله	معادله فروند لیچ			معادله ون های		معادله خطی		معادله لانگمویر		
نمونه خاک	1/n	k	R2	n	R2	k	R2	B	k	R2
۱	۰/۶	۲۶/۵۸	۸۵	۴۸/۶۶	۸۵	۵/۵	۸۶	۱۰۰۰	۰/۰۱	۴۷
۲	۰/۶	۱۹/۵۷	۸۵	۳۵/۴۷	۶۹	۳/۸۹	۷۱	۳۳۳	۰/۰۳۶	۴۸
۳	۱/۳۶	۲/۳	۹۴	۹۳/۵۳	۸۸	۱۰/۹	۹۲	۳۳۳	۰/۰۱	۶۶
۴	۱/۳۷	۱/۳۴	۸۷	۵۴/۴۳	۹۳	۵/۶۲	۹۱	۱۶۶	۰/۰۱۳	۳۰
۵	۰/۶۷	۸/۴۷	۷۳	۱۵/۶۷	/۳۹	۱/۲۷	۲۷	۱۱۱	۰/۰۹	۶۷

** معنی دار در سطح یک درصد

نتایج بدست آمده از این پژوهش را می توان به شرح زیر ارائه نمود. برازش مدلهای مختلف جذب سطحی فسفر(خطی، لانگمویر، ون های، فروندلیچ) نشان داد که در این مورد هرکدام از مدلها به خوبی ارتباط فسفر محلول در تعادل و فسفر جذب سطحی شده را نشان می دهند و نتایج آزمون تفاوت میانگینها نشان داد که نتایج حاصل از برازش مدلهای جذب سطحی فسفر در سطح پنج درصد معنی دار نمی باشند. ایزوترم جذب فراندلیچ، با توجه به ضریب همبستگی بدست آمده برای هر یک از مدلها، دارای بیشترین دقت در برآورد میزان فسفر جذب شده بر روی سطح ذرات خاک در غلظتهای مختلف می باشد . دقت ایزوترمهای جذب در پیشبینی نتایج جذب سطحی فسفر در خاک به ترتیب از ایزوترم فروندلیچ، ایزوترم تک سطحی لانگمویر، ایزوترم خطی جذب، ایزوترم ون های، به میزان جزئی کاهش یافت. نیاز استاندارد فسفر محاسبه شده با استفاده از ایزوترم های مختلف جذب نتایج متفاوتی در برداشت. مقدار درجه اشباع فسفری محاسبه شده برای خاک نسبتا پایین می باشد و این نشان دهنده پایین بودن خطر آبشویی فسفر در خاک مورد مطالعه می باشد.

منابع فارسی:

۱- آبخوان ، مهندسین مشاور،۱۳۶۹. گزارش نهایی مطالعات مرحله اول. جلد چهارم، خاک شناسی. شرکت توسعه نیشکر و صنایع جانبی. طرح کشت و صنعت نیشکر دانیال (شعیبیه).

۲- اسفندیه، م.، ۱۳۸۴. بررسی سینتتیک واجذب کادمیوم از خاکهای استان گیلان . یازدهمین کنگره علوم خاک ایران، گرگان پردیس علوم کشاورزی و منابع طبیعی.
۳- انگوتی، م. و ع. نگارستان. ۱۳۷۳. مطالعه جذب سطحی فسفر در سه سری خاک منطقه شهریار با استفاده از هم دماهای جذب. خلاصه مقالات چهارمین کنگره علوم خاک ایران، دانشگاه صنعتی اصفهان.
۴- توللی، ح و ا. سمنانی. ۱۳۸۱. روش های تجزیه خاک ها، گیاهان ، آب ها و کودها انتشارات دانشگاه شهید چمران اهواز.
5- Allison LE and Moodie CD, 1962. Carbonate. Pp. 1379-1396. In: C. A.
6- Amer E, Boudin DR, Black CA, and Duke ER, 1955. Charaacterization of phosphorus by anion exchange resin adsorption and P32- equibliration. Plant Soil, 6: 391-408.
7- Amapu IY, Chude VO, Singl U, Jubrin JM and Adam S, 2000. Testing a dynamic phosphorus model in the sub-humid Nigeria savannah agro-ecology. Proceedings of the 26th Annual conference of soil science society of Nigeria, Ibadan, Oyo State Nigeria, Oct 30-Nov 3 2000. pp 270-278
8- Anderson MP,1997.using models to simulate the monvment of contaminates through ground water flow system: CRC critical Reviews in Environmental control, V. 9p.97-156.
9- Anghiononi I, Baligar VC and Wright R J, 1996. Phosphate sorption isotherm characteristics and availability parameters of Appalachian acidic soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal, 27:2033-2048.

بررسی تاثیر پارامتر های شیمیائی خاک برزرد برگی درختان چنار

الناز جاویزا، احمد جلالیان۲،محمود کلباسی۳

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، رشته خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان(اصفهان)
۲-عضو هیئت علمی، دکتری، رشته خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان(اصفهان)
۳- عضو هیئت علمی، دکتری، رشته خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان(اصفهان)

مقدمه

کمبود عناصر کم مصرف نظیر روی، منگنز وآهن در گیاهان فضای سبز اهمیت بیشتری نسبت به سایر عناصردارد به صورتی که کمبود این عناصر به ویژه آهن اغلب در بسیاری از درختان فضای سبز مشهود می باشد(ملکوتی ، ۱۳۷۹). علاوه بر کمبود آهن فعال در خاکهای فضای سبز، اثرات هم‌افتی سایر عناصر و عدم تعادل عناصر غذایی بر جذب آهن، باعث بروز پدیده زرد برگی در گیاهان می شود(وس، ۱۹۸۲). احتمال بروز این پدیده در خاکهای آهکی بیشتر می‌باشد(رومهلد، ۱۹۸۶). لیکن با توجه به وجود پارامتر های متعدد در جذب آهن توسط گیاهان، هر فاکتوری که در جذب، انتقال و یا متابولیسم آهن دخالت کند، ممکن است سبب کمبود آهن گردد(براون و همکاران،۱۹۸۲)، نتیجه کمبود آهن در خاک، بروز پدیده زرد شدن برگهای جوان گیاه می باشد ، این پدیده یک اختلال پیچیده ی فیزیولوژیکی است که بر روی برگهای درختان و درختچه های فضای سبز نیز به چشم می خورد که به دلیل کاهش کلروفیل کافی عمل فتوسنتز بطور کامل انجام نگرفته و رشد و عملکرد گیاه کاهش و در موارد شدید این اختلال ، گیاه نابود می گردد(میلر و همکاران، ۱۹۸۴). علت کمبود آهن یا کلروز به دلیل فقر آهن و یا غیر فعال شدن آهن در گیاه می باشد که در این امر عوامل شیمیایی و فیزیکی بستر کاشت بسیار موثر است. اعتقاد براین است که کمبود یا کلروز آهن به علت عدم تعادل یونهای فلزی نظیر Mn و Cu، بالا بودن میزان فسفر در خاک و ترکیبی از اسیدیته بالا وآهک آزاد فراوان ، رطوبت زیاد خاک، تهویهٔ ضعیف، دماهای پایین، کمبود آهن خاک، مقدار موادآلی کم و غلظت بالای بیکربنات در محیط ریشه ایجاد می شود (اِوکاس، ۱۹۷۲). غیر فعال شدن آهن در خاک آهکی، عموما در اثر بالا بودن بیکربنات خاک و آب آبیاری حادث می گردد(سوسین، ۱۹۹۶). به صورتی که در خاک های آهکی به دلیل وجود کربنات کلسیم و بطبع آن بالا بودن اسیدیته خاک، علی رغم غنی بودن عناصر غذایی اصلی، مقدار عناصر غذایی کم مصرف قابل حل در آب، بسیارکم است علت این امر قدرت بافری بالای خاک می باشد به صورتی که از یک طرف باعث کاهش حلالیت آهن و از طرف دیگر افزایش غلظت یونهای هیدروکسیل، کربنات و بیکربنات و در نتیجه رسوب و غیر فعال شدن آهن می شود(براون و همکاران،۱۹۸۲). از دیگر عوامل محدود کننده جذب آهن در خاک توسط گیاه، میزان بالای عناصر مس(Cu)، روی(Zn) و منگنز(Mn) می باشد این امر به ویژه در خصوص منگنز در اسیدیته مساوی ۶ و پایین تر رخ می دهد(وس، ۱۹۸۲). گزارشاتی مربوط به بالا بودن غلظت منگنز در گیاهان دچار زردبرگی در خاکهای آهکی نسبت به گیاهان سالم هم موجود می باشد که بیانگر تاثیر مصرف مقدار زیاد منگنز درغیر فعال شدن آهن در گیاهان حساس به کمبود آهن می باشد(لین شی، ۱۹۹۳) گزارشات مشابهی در خصوص مصرف مقادیر زیاد روی در خاک و کاهش آهن در بافتهای گیاهی هم وجود دارد(بلاک، ۱۹۸۶). ذکر این نکته ضروری است که با توجه به علائم مشابه کمبود روی و منگنز با علائم زردبرگی انجام مطالعات دقیق در این خصوص اجتناب ناپذیر می باشد، بصورتی که در اثر کمبود روی، کوچکی برگ در نوک شاخه حادث می گردد و همچنین در اثر کمبود منگنز زردی بین رگبرگها حادث می گردد که

در هر دو مورد، علائم حادث شده، مشابه با زرد برگی آهن در گیاهان می باشد با این تفاوت که زرد برگی منتج از کمبود منگنز در اواسط تابستان و روی برگهای پیرتر و کلروز منتج از کمبود آهن در ابتدای فصل رشد بر روی برگهای جوانتر، مشاهده می شود(بونتون، ۱۹۶۶). همانطور که در مباحث مطرح شده مشهود است پدیده زرد برگی به دلیل غیر فعال شدن آهن در خاک تابع شرایط بسیار پیچیده ای از پارامتر های فیزیکی و شیمیائی خاک می‌باشد، لذا در این تحقیق با انجام مطالعات دقیق فیزیکی و شیمیائی خاک سعی بر شناسایی علل زرد برگی درخت چنار به عنوان یکی از گونه های غالب و حساس به این پدیده در فضاهای شهری، شده است تا بر اساس نتایج مطالعات صورت گرفته مدیریت های لازم در خصوص تغذیه درختان دچار زرد برگی امکان پذیر گردد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد مطالعه پارک لاله با مختصات با طول جغرافیائی ۵۶۵۹۲۲ و عرض جغرافیائی ۳۶۱۷۴۵۸ ، با مساحت در حدود ۱۰۶۷۹۳ متر مربع از اصلی ترین عرصه های فضای سبز شهری در منطقه ده شهر اصفهان می باشد. گونه غالب درختان این پارک چنار(در حدود ۴۹ درصد) و شاخصه اصلی این پارک زرد برگی و خزان زودرس درختان چنار می باشد.

مطالعات میدانی

به منظور دستیابی به اهداف تحقیق پس از بررسی وضعیت ظاهری درختان به طریق Free Survey[۳] دو پروفیل با ابعاد ۱/۵*۱*۱ در محل درختان با وضعیت ظاهری نسبی مناسب(پروفیل شماره یک) و دیگری در محل درختان با وضعیت ظاهری نامناسب و دارای علائم زرد برگی شدید(پروفیل شماره دو) ،به منظور تشریح و نمونه‌برداری تعیین و بر اساس استاندارد مطالعات خاکشناسی از کلیه افقهای ژنتیکی و مورفولوژیکی نمونه برداری شد. نمونه های خاک برای انجام تجزیه های آزمایشگاهی به آزمایشگاه منتقل گردید.

تجزیه های آزمایشگاهی و فیزیکی

خاکها پس از خشک شدن از الک ۲ میلی متر عبور داده شدند. در این تحقیق بافت خاک پس از حذف مواد آلی(پیپت بلاک و همکاران۱۹۷۳) به روش هیدرومتر(بایکاس ۱۹۶۲)، واکنش عصاره اشباع خاک به روش پتانسیومتری، هدایت الکتریکی(EC) به روش هدایت سنجی(پیج و همکاران ۱۹۸۲)، اندازه گیری pH در سوسپانسیون ۱:۱(ریچاردز۱۹۵۴)، کربن آلی(والکلی و بلک، ۱۹۸۲)، کربنات کلسیم معادل(آهک) به روش تیتراسیون(پیج و همکاران،۱۹۸۲)، ظرفیت تبادل کاتیونی(CEC) به روش(باور ۱۹۶۵)، اندازه گیری غلظت Mg و Ca با استفاده از تامپون و اریوم کرم بلک تی و تیتر با ورسین(پیج و همکاران،۱۹۸۲)، اندازه گیری غلظت Ca با استفاده از سود و موراکسید و تیتر باورسین(پیج و همکاران،۱۹۸۲)، اندازگیری سدیم و پتاسیم محلول بامتد فلم فتومتر(زرین کفش۱۳۷۲)، اندازه گیری بیکربنات با استفاده از معرف متیل اورانژ و تیتر با اسیدسولفوریک(ریچاردز،۱۹۵۴)، اندازه گیری نیتروژن کل خاک به روش کلدال(انجمن زراعت آمریکا۱۹۶۵)، اندازه گیری فسفر قابل دسترس در خاک به روش اولسن(لودیک و همکاران۱۹۷۴)، اندازه گیری آهن، روی، منگنز، مس و کادمیم قابل دسترس از طریق عصاره گیری توسط DTPA و قرائت با دستگاه جذب اتمی، اندازه گیری آهن، روی، منگنز، مس، کادمیم و سرب کل در خاک از طریق عصاره گیری توسط هضم با اسیدسولفوریک و قرائت با دستگاه جذب اتمی، اندازه گیری وزن مخصوص ظاهری خاک به روش کلوخه و پارافین تعیین شد(برخی از نتایج آزمایشات مذکور در جداول یک و دو ارائه شده است). ضمنا از آب آبیاری محدوده

---

[۳] روش توصیه شده نقشه‌برداری خاک است که خاکشناس با توجه به تجربه شخصی, محل حفر پروفیل‌ها را مشخص می کند.

مورد مطالعه نمونه برداری شد و پارامتر های pH با استفاده از دستگاه pH متر، هدایت الکتریکی با استفاده از دستگاه ECمتر، Mg^{2+} و Ca^{2+} با استفاده از تامپون و اریوم کرم بلک تی و تیتر با ورسین(پیج و همکاران۱۹۸۲)، سدیم و پتاسیم با روش فلیم فوتومتر(زرین کفش۱۳۷۲)، یون کلر تیتراسیون بانیترات نقره(ریچاردز۱۹۵۴) بیکربنات بااستفاده ازمعرف متیل اورانژوتیترباسیدسولفوریک(ریچاردز۱۹۵۴) اندازه گیری شد

نتایج و بحث

نتایج آزمایشات فیزیکی و شیمیائی در هر دو پروفیل بیانگر خاک غیر شور، غیر سدیمی، و بافت بسیار سنگین محدوده مورد مطالعه می باشد لیکن مهمترین دلایل مناسب بودن وضعیت درختان اطراف پروفیل شماره یک نسبت به درختان اطراف پروفیل شماره دو با علائم زرد برگی شدید را می توان به عوامل زیر نسبت داد.

الف- نتایج آزمایشات غلظت فلزات کل بیانگر غنی بودن خاک از این فلزات می باشد بصورتی که مقادیر آهن کل در هر دو نمونه(پروفیل شماره یک ۳۲۰۱۳/۸ mg/kg و در پروفیل شماره دو ۵۱۱۲۶/۶ mg/kg) در حد بالا می باشد لیکن به دلیل درصد بالای اسیدیته و آهک خاک، میزان غلظت آهن در دسترس بسیار کاهش می یابد(نتایج جدول شماره یک و دو) و به همین دلیل در پروفیل شماره دو، به دلیل بالاتر بودن میزان اسیدیته(۸/۲۱)، درصد آهک(۴۴ درصد) و همچنین Hco_3^- در افق B_t(۵/۶ meq/l) نسبت به پروفیل شماره یک اسیدیته(۸)، درصد آهک(۳۹ درصد) و همچنین Hco_3^- در افق B_t(۴/۸ meq/l)، علی رغم بالا بودن میزان آهن کل در پروفیل شماره دو، غلظت آهن در دسترس در سطح پایین تری قرار گرفته و انتظار بروز علائم زرد برگی در درختان اطراف پروفیل شماره دو محتمل تر به نظر می رسد که این امر توسط نتایج سایر محققین تایید می گردد.

ب- بر اساس نتایج جدول شماره یک و دو میزان غلظت آهن در دسترس در درختان باوضعیت مناسب(پروفیل شماره یک) در تمامی افق ها بالاتر از افق های مشابه پروفیل شماره دو(با درختان دارای علائم زرد برگی شدید) می باشد نکته قابل تأمل پایین بودن غلظت عناصر در دسترس مس(Cu)، روی(Zn) و منگنز(Mn) در اغلب افق های پروفیل شماره یک نسبت به پروفیل شماره دو می باشد که بیانگر اثر متقابل این یونهای در رقابت در جذب آهن توسط گیاه می باشد که این امر با نتایج سایر پژوهشگران منطبق می باشد.

جدول شماره یک: نتایج آنالیزهای شیمیایی نمونه های خاک پروفیل شماره یک، در اطراف درختان با وضعیت نسبی مناسب

Depth (cm)	Total N (%)	P** (mg/kg)	K^+ (mg/kg)	Na^+ (meq/l)	Ca^{2+}**+ Mg^{2+}* (meq/l)	Fe** (mg/kg)	Zn** (mg/kg)	Mn** (mg/kg)	Cu** (mg/kg)	Cd** (mg/kg)	Hco_3^- (meq/l)
۱۹-۰	۰/۱۵	۱۴/۶۶	۱۵/ ۱۶۶	۳/۶۰	۲/۶۰	۱۴/۰۰	۱/۱۰	۹/۹۰	۲/۵۰	TD	۴/۰۰
۴۰-۱۹	۰/۰۳	۱۸/۳۳	۷۳/۰	۴/۵۰	۲/۴۰	۸/۲۲	۰/۵۵	۶/۰۵	۲/۷۸	TD	۵/۶۰
۶۵-۴۰	۰/۰۴	۱۲۳/۹۱	۸۵/۳۸	۴/۲۰	۲/۲۰	۵/۳۶	۰/۳۱	۴/۸۸	۳/۶۷	TD	۴/۴۰
۹۵-۶۵	۰/۰۱	۳۹/۸۲	۱۱۴/۶	۴/۷۰	۲/۰۰	۶/۱۵	۰/۶۱	۳/۹۶	۴/۵۱	TD	۴/۰۰
۱۱۶ ۹۵-	۰/۰۵	۱۳/۰۸	۷۳/۸۵	۶/۳۰	۱/۸۰	۸/۷۴	۰/۶۰	۳/۵۴	۴/۶۱	TD	۳/۸۰

جدول شماره دو: نتایج آنالیزهای شیمیایی نمونه های خاک پروفیل شماره دو، در اطراف درختان با وضعیت زرد برگی شدید

Depth (cm)	Total N (%)	P** (mg/kg)	** K^+ (mg/kg)	Na^+* (meq/l)	Ca^{2+}*+ Mg^{2+}* (meq/l)	Fe** (mg/kg)	Zn** (mg/kg)	Mn** (mg/kg)	Cu** (mg/kg)	Cd** (mg/kg)	Hco_3^- (meq/l)
۰-۱۴	۰/۱۹	۶۱/۴۳	/۳ ۳۳۵	۷/۱۰	۳/۴۰	۳/۵۲	۱/۱۲	۹/۸۵	۲/۴۹	TD	۴/۴۰
۱۴-۴۵	۰/۰۳	۱۴/۲۰	/۷ ۳۴۴	۳/۱۰	۲/۸۰	۴/۴۹	۰/۶۰	۵/۵۶	۲/۷۱	TD	۴/۸۰
۴۵-۷۶	۰/۰۳	۴۹/۸۷	/۰ ۱۲۰	۲/۸۰	۴/۲۰	۶/۳۹	۲/۲۹	۴/۷۵	۴/۵۱	TD	۳/۴۰
۷۶-۹۹	۰/۰۹	۱۲/۲۹	/۰۸ ۱۶۸	۲/۸۰	۵/۶۰	۳/۵۵	۳/۴۶	۶/۲۵	۵/۱۵	TD	۵/۰۰
۹۹-۱۳۱	۰/۰۹	۶۴/۰۴	/۸۵ ۷۳	۳/۸۰	۹/۴۰	۳/۳۳	۱/۳۸	۴/۰۶	۳/۹۸	TD	۴/۴۰

*: فرم محلول **: فرم قابل جذب

منابع

ملکوتی، م . ج.، نبی غیبی، م ،. ۱۳۷۹. *تعیین حد بحرانی عناصر غذایی مؤثر در خاک، گیاه و میوه در راستای افزایش عملکرد کمی و کیفی محصولات استراتژیک کشور*، چاپ دوم، نشر آموزش کشاورزی.

Blake, G. R. 1965. Bulk density. *Methods of Soil Analysis*, Part I., Madison, WI, Am. Soc. Agron. PP. 371-390.

Boynton, D., Oberly, G.H., 1966. *In Temperate to Tropical Fruit Nutrition*. Childers (eds). Hort. New Brunswick, NJ: Publ., Rutgers University, pp.1-50.

Brown, J.C. Wann, E.V., 1982. Breeding for Fe defficiency, use of indicator plants, *J. Plant Nutr*., 5: 623-635.

Lucas,R.E. and Kenzek, B.D., 1972. Climate and soil conditions promoting micronutrient deficiencies in plants, *soil Sci. Soc*. Inc. Madison Wisconsin, U.S.A.

Miller, R.W., 1988 Urban Forester; Planning and Managing Urban Greenspaces. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, Nj, 404p.

Romheld, V. and Marschner, H., 1986. Mobilization of iron in the rhizosphere of different plant species, Adv. *Plant Nutr*., 2: 155-204.

Susin, S., Abadia, A., González-Reyez, J.A., Lucena, J. and Abadia, J., 1996. The pH requirement for in vivo activity of the iron-deficiency-induced 'Turbo' ferric chelate reductase, *Plant Physiol*., 110: 111-123.

Vose, P. B. 1982. Iron nutrition in plants: A word overview. Journal of Plant Nutrition, 5: 233-249.

Yan Shi, Byrne, H.D. and Reed, D.W., 1993. Iron chlorosis development and growth response of peach rootstocks to bicarbonate, J. *Plant Nutr*., 16(6): 1039-1046.

ارزیابی و ارائه توابع انتقالی برای تخمین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک

سید مصطفی موسوی[1]، سید علی اکبر موسوی[2]، ناصر شهریور[3]، مرتضی پاکجو[4]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه شیراز ۲-استادیار دانشگاه شیراز،۳و۴ -دانشجویان کارشناسی ارشد دانشگاه شیراز

مقدمه

توابع انتقالی (PTF) در علم خاک‌شناسی به توابعی گفته می‌شود که قادرند برخی از ویژگی‌های خاک را با استفاده از ویژگی‌های زودیافت آن تخمین بزنند. این ویژگی‌های زودیافت یا به صورت معمول در آزمایشگاه اندازه‌گیری می‌شود و یا اینکه اندازه‌گیری آن‌ها نیاز به هزینه زیادی ندارد. واژه توابع انتقالی اولین بار توسط بوما در سال ۱۹۸۹ معرفی شد. ایشان واژه را به توابعی اطلاق کرد که داده‌های موجود ر ا به داده‌هایی که موجود نیستند ولی به آن‌ها نیاز داریم، تبدیل می‌کنند (نقوی و جعفری، ۱۳۸۸). اگر چه اغلب توابع انتقالی خاک برای برآورد ویژگی‌های هیدرولیکی خاک ایجاد شده‌اند، اما استفاده از این توابع به ویژگی‌های هیدرولیکی محدود نشده و برای برآورد برخی ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک از جمله ظرفیت تبادل کاتیونی به‌کار رفته‌اند (معلمی و دوات گر، ۱۳۸۸). ایجاد توابع انتقالی جدید مشکل است بنابراین منطقی است که از توابعی که قبلاً ایجاد شده استفاده شود اما از طرف دیگر از یک تابع انتقالی که در شرایط خاکی خاصی ایجاد شده نبایستی در شرایط متفاوت استفاده کرد و قبل از هر گونه اس‌تفاده از این توابع بایستی به تعی ین اعتبار منطقه‌ای آن‌ها مبادرت نمود (مک براتنی، ۲۰۰۲). از آنجا که توابع انتقالی بایستی برای هر منطقه واسنجی شوند و حتی در مواردی توابع جدیدی برای مناطق مختلف ارائه شود و از آنجایی که واسنجی این روابط کاری مشکل بوده و نیاز به داده‌های زیادی از منطقه مورد نظر دارد، از این رو روابطی که در شرایط خاصی ارائه شده‌اند اگر در شرایط مختلف در مناطق مختلف تخمین‌های مشابه ارائه کنند دارای ارزش بیشتری بوده و پس از حصول نتایج ثابت از چند واسنجی می‌توان آن‌ها را در شرایط مختلف و بدون واسنجی استفاده نمود.

مواد و روش‌ها

در این تحقیق با استفاده از اطلاعات ظرفیت تبادل کاتیونی و ویژگی های زودیافت اندازه گیری شده مربوط به ۸۰۰ خاک موجود در پایگاه داده‌های فائو و با استفاده از روش رگرسیون چندگانه در نرم افزار آماری STATA، توابع انتقالی برای تخمین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک ارائه شد (این بانک اطلاعاتی توسط فائو و موسسه بین المللی تحلیل سیستم‌های کاربردی ایجاد شد و سپس توسط سه موسسه اطلاعات خاک های جهان، دفتر شبکه خاک اروپا و موسسه علوم خاک چین تکمیل شد). برای بررسی دقت توابع انتقالی با استفاده از ویژگی های زودیافت مربوط به داده های آزمون (۲۰۰ داده دیگر از پایگاه داده مذکور)، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک برآورد شد و سپس مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی برآور د شده توسط توابع انتقالی با مقادیر اندازه گیری شده مقایسه شد. همچنین به منظور تعیین دقت توابع انتقالی معرفی شده برای تخمین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک به وسیله سایر

محققان، از دو معادله ارائه شده که دارای ضریب تعیین بیشتری بودند به شرح زیر و بااستفاده از داده‌های به‌کار برده شده برای آزمون توابع انتقالی معرفی شده استفاده شد:

الف- تابع انتقالی ارائه شده به وسیله کروگ و همکاران (۲۰۱۰) که با ضریب تبیین ۹۰/. ظرفیت تبادل کاتیونی خاک‌های کشور دانمارک را برآورد نموده است (معادله ۱).

$$CEC\ (cmolc/kg) = ۰/۹۵+۲/۹\ \%SOM+۰/۵۳\ \%clay \quad [1]$$

ب - تابع انتقالی ارائه شده به وسیله معلمی و دواتگر (۱۳۸۸) که ظرفیت تبادل کاتیونی خاک های استان گیلان را با ضریب تبیین ۰/۵۷ برآورد نموده است (معادله ۲).

$$CEC\ (cmolc/kg) = ۱۰/۴۱+۳/۲۲۱\ OC+۰/۲۳\ clay \quad [2]$$

در این توابع CEC ظرفیت تبادل کاتیونی (سانتی‌مول بار بر کیلوگرم خاک)، SOM، caly وOC به‌ترتیب درصد ماده آلی، درصد رس و درصد کربن آلی خاک می‌باشد.

نتایج و بحث

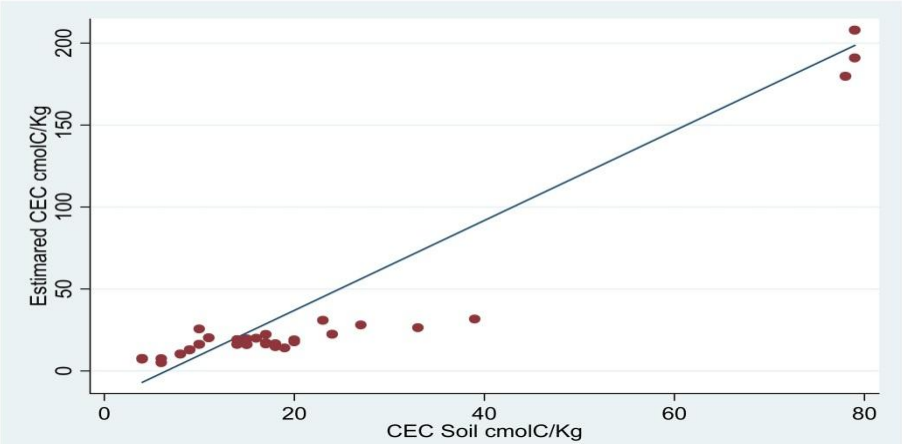
نتایج نشان داد ظرفیت تبادل کاتیونی حاصل از تخمین به وسیله دو تابع ارائه شده و ظرفیت تبادل کاتیونی اندازه‌گیری شده در همبستگی بسیار قوی معنی‌دار نشان دادند (جدول ۱).

جدول۱- ضرایب همبستگی بین مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی محاسبه شدتوسط توابع انتقالی و مقادیر اندازه گیری شده

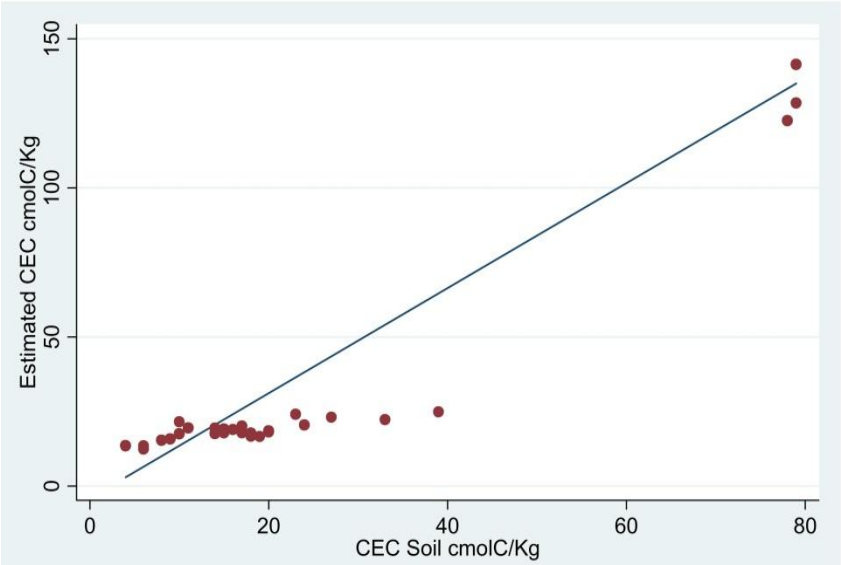
	Estimated CEC (Eq 1)	Estimated CEC (Eq 2)
Measured CEC	۰/۹۹۲**	۰/۹۹۰۸**

**معنی دار در سطح احتمال یک درصد

(همان‌گونه که در شکل‌های ۱ و ۲ نشان داده شده ضرایب تبیین معنی دار بسیار مناسبی بین مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی محاسبه شده توسط دو تابع انتقالی مذکور و مقادیر اندازه‌گیری شده وجود داشت. همچنین نتایج نشان داد توابع مذکور در خاک‌هایی که ظرفیت تبادل کاتیونی کمتری داشته‌اند برآورد بسیار خوبی ارائه می‌کنند درحالی که در خاک‌های با مقادیر زیاد ظرفیت تبادل کاتیونی، دقت تخمین‌ها کاهش یافته و هر دو تابع مذکور مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی را بیشتر از مقدار واقعی برآورد نموده‌اند.هرچند نتایج نشان داد مقدار خطای برآورد مربوط به تخمین‌های معادله ۱ بیشتر از معدله ۲ می باشد (در خاک‌های با مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد معادله‌های ۱ و ۲ به‌ترتیب مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی را معادل ۲۰۰ و ۱۵۰ سانتی‌مول بر کیلوگرم برآورد نمودند). به نظر می‌رسد در خاک‌هایی که ظرفیت تبادل کاتیونی زیادتری دارند، علاوه بر مقدار ماده آلی و رس که در دو تابع مذکور وارد شده‌اندعوامل دیگری نیز بر ظرفیت تبادلی کاتیونی خاک تأثیرگذار است.



شکل۱- رابطه بین مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی برآورد شده توسط تابع انتقالی و مقادیر اندازه‌گیری شده

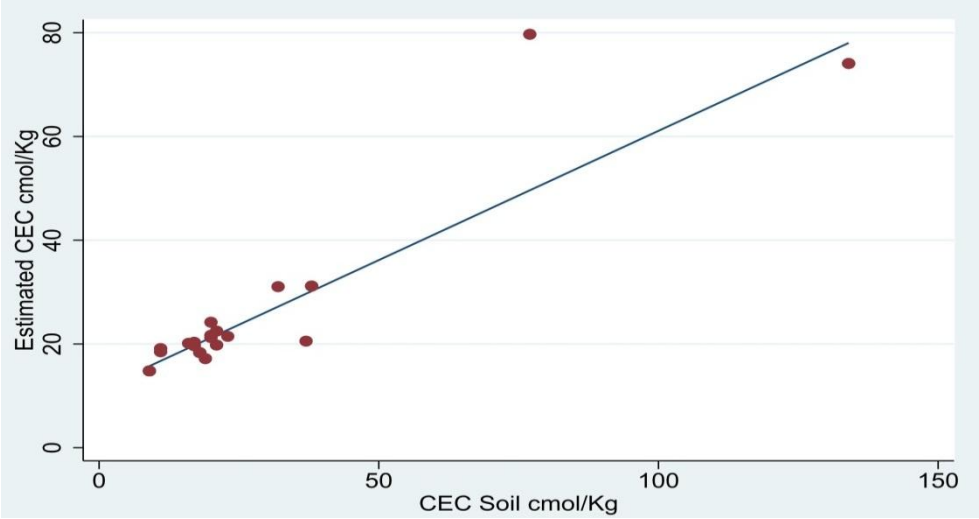


شکل۲- رابطه بین مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی برآورد شده توسط تابع انتقالی و مقادیر اندازه‌گیری شده

تابع انتقالی ایجاد شده برای ظرفیت تبادل کاتیونی ۸۰۰ خاک مربوط به پایگاه داده فائو نیز در جدول ۲ ارائه شده است. همانگونه که نتایج نشان می دهد در تابع مذکور نیز مشابه با توابع ارائه شده به وسیله سایر محققان (کروگ و همکاران، ۲۰۱۰ و معلمی و دوات گر،۱۳۸۸) متغیرهای درصد رس و ماده آلی خاک به عنوان متغیر مستقل به تابع تخمین وارد شدند و با ضریب تبیینی برابر ۸۱/ و ضریب تبیین تعدیل شده برابر ۰،۰/۸۱ ظرفیت تبادل کاتیونی خاک را برآورد نمودند. نتایج مربوط به آزمون معادله ارائه شده (جدول ۲)، در شکل ۳ نشان داده شده است.همان‌گونه که شکل ۳ نشان می‌دهد تابع جدید اشکال توابع قبلی را نداشته و در خاک‌هایی که ظرفیت تبادل کاتیونی زیاد داشتند در مقایسه با دو تابع قبل برآورد بهتری ارائه کرد.

جدول۲- تابع انتقالی ایجاد شده برای تخمین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با استفاده از ۸۰ داده پایگاه داده فائو

تابع	R^2	Adj R^2
CEC (cmolC/Kg) =۰ /۹۳۵ %OM+ ۰/۴۳۵ % clay+۸/۰۹۲	۰/۸۱	۰/۸۱



شکل ۳- رابطه بین مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی برآورد شده به‌وسیله تابع انتقالی ارائه شده (جدول ۲) و مقادیر اندازه گیری شده

منابع

معلمی، س. و دوات گر ن.، ۱۳۹۰. مقایسه توابع انتقالی رگرسیونی و شبکه عصبی مصنوعی در برآورد گنجایش تبادل کاتیونی خاک.علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک، سال ۱۵، شماره ۵۵، صفحات: ۱۶۹-۱۸۱

نقوی، ه. و جعفری ا.، ۱۳۸۴. معرفی توابع انتقالی در فیزیک خاک و استفاده از آنان در برآورد منحنی خصوصیت رطوبتی،همراه با اشاره ای به مد لهای مبتنی به شبکه های عصبی . دومین کنفرانس سراسری آبخیزداری و مدیریت منابع آب و خاک. کرمان.

Krogh L, Breuning-madsen H, and Greve MH, 2000. Cation-exchange capacity pedotransfer functions for Danish SoilsActa Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science. 50: 1–12

McBratney A, Minasny BB, Cattle SR, and Vervoort RW, 2002. From pedotransfer functions to soil inference systems. Geoderma 109:41-73.

اندازه گیری میزان نیترات در آب و خاک و گیاه تربچه شهرستان خرمشهر

عبدالکریم جعفری[1]، کامران محسنی فر[2]، تیمور بابایی نژاد[3]
[1]دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه علوم وتحقیقات خوزستان
[2]عضوهیئت علمی گروه خاکشناسی علوم وتحقیقات خوزستان
[3]عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز

مقدمه

محیط زیست و دستیابی به توسعه‌ی پایدار یکی از مباحث اصلی است با اجرای طرحهای جامع اقتصادی و اجتماعی و فرهنگی در سرلوحه‌ی کشورهای مختلف جهان از جمله کشور ما قرار گرفته است. به دلیل اثرات زیانبار نیترات اضافی در گیاهان خوراکی در سال‌های اخیر مطالعات زیادی در زمینه‌ی تجمع نیترات در محصولات زراعی بویژه سبزی‌ها انجام شده‌است. بنابراین به طور کلی بیشترین مقدار نیترات که به بدن وارد می شود بایستی روزانه کمتر از ۳٫۶۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن بدن باشد(cescf ۱۹۹۲) با این وجود یک فرد ۷۰ کیلوگرمی نباید بیشتر از ۲۵۵ میلی‌گرم نیترات مصرف کند. پس باید غلظت نیترات را مخصوصاً برای افرادی که در رژیم غذایی آنها سبزیجات زیاد مصرف می شود به حداقل ممکن کاهش داد (ماینارد و بارکر ۱۹۹۷ و سانتاماریا ۱۹۹۹). بالا بودن غلظت نیترات در اندام‌های قابل مصرف سبزی‌ها و علوفه و آب آشامیدنی انواعی از مسمومیت را در دامها، بیماری کم خونی هموگلوبینیمیا در اطفال و ماده‌ی سرطان‌زای نیتروزامین را در بزرگسالان بوجود می‌آورد. در واقع نیترات از جمله مواد سمی و آلاینده‌ی زیست محیطی و کشاورزی است که بررسی و تعیین غلظت آن در محصولات کشاورزی و همچنین آب آشامیدنی مهم است.در سایر کشورها در سال‌های اخیر تحقیقات زیادی در این زمینه صورت گرفته است، اما با وجود خطرات زیادی که غلظت بیش از حد استاندارد نیترات برای سلامتی انسان دارد مطالعات انجام شده در این زمینه در کشورها بسیار محدود است و می بایست سبزیجات در فصول مختلف سال به طور تصادفی مورد ارزیابی قرار گرفته و نیترات آن ها کنترل گردد و به دلیل اینکه هیچ استانداردی برای مقدار نیترات در سبزیجات در ایران و جود ندارد، به نظر می‌رسد تعیین بیشترین سطح استاندارد برای رسیدگی کردن در این شرایط در کشور ما ضروری است .این تحقیقات هرچند اندک و محدود در استان‌های دیگر از جمله فارس، اردبیل، تهران و .... صورت گرفته است و به نتایج مهمی دست یافته‌اند. نظر به این که تجمع نیترات باعث نیتروزامین می شود که از عوامل سرطان‌زا برای انسان است.این مسئله در شهرستان خرمشهر می‌تواند کمک شایانی به سلامت عمومی جامعه و مردم نماید. از آن جا که می‌توان طبق تحقیق‌های این چنین مقدار مصرف مجاز هریک از سبزی‌ها را برای پیش‌گیری از مصرف بیش از حد نیترات محاسبه کرد. بنابراین در این تحقیق غلظت نیترات تربچه مورد بررسی قرار خواهند گرفت تا مشخص شود وضعیت نیترات موجود در این سبزیجات که مصرف هر روزه دارند چگونه‌است.

مواد و روشها

این آزمایش در سال زراعی ۹۲-۹۳ در شهرستان خرمشهر به منظور بررسی میزان غلظت نیترات موجود در محصول سبزی تربچه فراوری شده از مزارع سبزی کاری خرمشهر اجرا شد. شهرستان خرمشهر دارای طول جغرافیایی ۴۸ درجه و ۱۷ دقیقه و عرض جغرافیایی ۳۰ درجه و ۲۰ دقیقه می باشد و در ارتفاع ۳ متر از سطح دریا واقع شده است.از مناطق مورد مطالعه نمونه برداری به صورت تصادفی به این صورت که از ردیف اول

کشت یک نمونهه مرکب برداشت کرده و همینطور از ردیف وسط زمین زراعی و از ردیف آخر زمین زراعی، که در کل ۳ نمونه از هر زمین کشاورزی برداشت کردیم. در این پژوهش برای تهیه نمونه‌های مورد نظر از قسمت‌های خوراکی اندام‌های گیاه محصول تربچه، نمونه گیری صورت گرفت.نمونه برداری در صبح و عصر انجام شد. در صبح در ساعت ۸ صبح و بعد از ظهر ساعت ۵ سپس نمونه‌ها به آزمایشگاه انتقال یافتند. ابتدا ۰/۱ گرم نمونه آون خشک و پودر شده گیاهی را توزین و بر روی آن ۱۰ میلی‌متر آب مقطر ریخته و بعد از بستن درب‌های ظروف، به مدت یک ساعت آنها را در دمای ۴۵ درجه سانتی‌گراد نگهداری، آنگاه مخلوط نمونه‌ها را با سرعت ۱۰۰۰ دور در دقیقه ساتریفیوژ می‌گردد. (یا به جای سانتریفیوژ می‌توان از زغال فعال و کاغذ صافی و اتمن جهت صاف کردن عصاره‌ها استفاده کرد(. از عصاره‌ای که بدین طریق بدست آمد، ۰/۲ میلی‌لیتر برداشته و بر روی آن ۰/۸ میلی‌لیتر مخلوط سولفوسالیسیلیک اسید ۵ درصد اضافه کرد. پس از سرد شدن بر روی این مخلوط ۱۹ میلی‌لیتر سود ۲ نرمال ریخته و شدت رنگ تولید شده در طول موج ۴۱۰ نانومتر به کمک دستگاه اسپکتروفتومتر قرائت می‌شود. بدیهی است برای قرائت نمونه‌های عصاره‌گیری شده که با استفاده از نمک نیترات پتاسیم خشک (KNO3) تهیه کرد و نمونه‌های مجهول را با توجه به آن قرائت نمود. نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل نمونه‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS18 و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن و میزان نیترات به روش آزمون T با مقادیر مجاز مقایسه و تجزیه تحلیل گردیدند. نمودارها نیز با استفاده از نرم‌افزار Excel رسم گردید.

نتایج و بحث

جدول۱- جدول نتایج آزمایشات خاک خرمشهر

مشخصات	عمق	E.C 10^3	PH	آزمایش بافت				N-Mineral	
				Clay	Silt	Sand	بافت	NO3	NH4
خاک خرمشهر	0-30 Cm	۱۲,۳۶	۸,۶	۴۰,۷۲	۵۵,۰۶	۴,۲۲	رسی‌سیلتی	۷,۳	۹,۱

جدول۲- جدول نتایج آزمایشات آب خرمشهر

مشخصات	PH	EC	NO3
آب خرمشهر	۸,۱	۳,۵۹	۳,۱۳

جدول۳- مقایسه میانگین نیترات در ماده تر گیاه تربچه در منطقه خرمشهر در دو نوبت صبح وعصربا استفاده از آزمونT

منطقه	گیاه	آزمونT					
		حد مجاز=۱۴۰۰PPMبرمبنای وزن تر					
		t	درجه آزادی	sig	تفاوت میانگین	فاصله اطمینان ۹۵٪	
						حدپایین	حدبالا

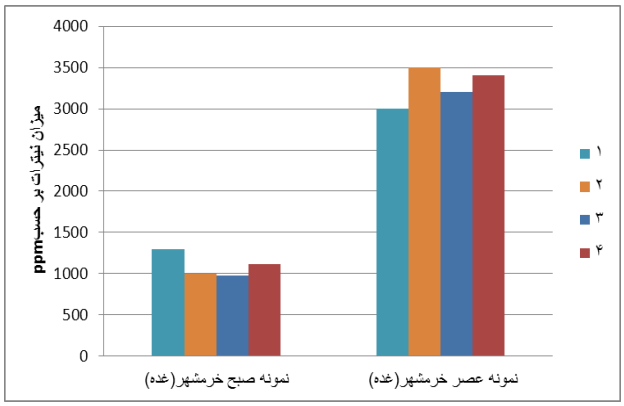
خرمشهر	صبح	-۹۲/۸۹۶	۴	۰/۰۰۰	-۱۳۳۵/۲۱۶	-۱۳۷۵/۱۲۲۵	-۱۲۹۵/۳۰۹۵
	عصر	-۵۰/۷۴۵	۳	۰/۰۰۰	-۱۳۰۷/۵۱۶۲۵	-۱۳۸۹/۵۱۵۷	-۱۲۲۵/۵۱۶۸

نتایج جدول نشان می دهد که:

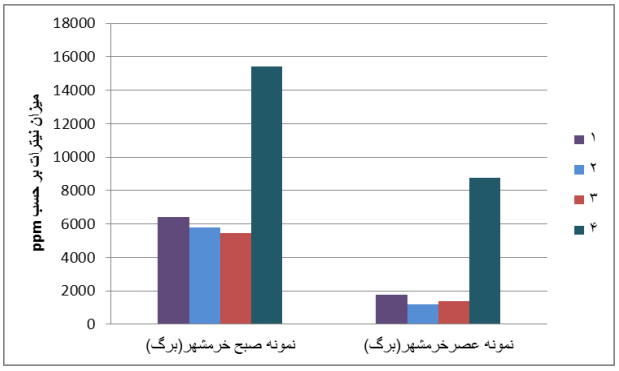
میزان نیترات در منطقه مورد مطالعه و در دو زمان صبح و عصر میزان p-valueاز α کوچکتر شده است(۰/۰۵ = p-value)پس فرضH0 رد می‌شود .و چون بازه فاصله اطمینان ۹۵٪ در تمامی موارد شامل صفر نمی‌باشد پس فرض H0 رد می‌شود (PPM1400برمبنای وزن تر H0:μ=)و نشان دهنده تفاوت آشکار می‌باشد. چون این بازه منفی است یعنی (PPM1400برمبنای وزن تر)- μ مثبت شده نشان می‌دهد که میانگین میزان نیترات کمتر از PPM1400 برمبنای وزن‌تر می‌باشد. پس در ماده تر محصول تربچه، در منطقه مورد مطالعه ما آلودگی نیترات را نداریم .با توجه به جدول فوق و با تاکید بر میزان t به دست آمده در صبح و عصر خرمشهر در سطح خطای ۰/۰۵ معنی دار نیست. می‌توان چنین عنوان کرد که بین میانگین واقعی صبح و عصر (۳۳۶ / ۱۳۲۱) و حد استاندارد (۱۴۰۰) تفاوت معنادار وجود ندارد. از آنجایی که میانگین واقعی به دست آمده کمتر از حد استاندارد است می توان به این نتیجه رسید که با اطمینان ۹۵٪ غلظت نیترات در محصول تربچه خرمشهر پایین تر از حد مجاز و استاندارد است. و مصرف آن برای سلامتی انسان خطری ندارد.



شکل ۱- نمودار میزان غلظت نیترات در غده و برگ سبزی تربچه شهرستان خرمشهر



شکل ۲- نمودار میزان غلظت نیترات در غده سبزی تربچه شهرستان خرمشهر در دو نوبت صبح و عصر



شکل ۳- نمودار میزان غلظت نیترات در برگ سبزی تربچه شهرستان خرمشهر در دو نوبت صبح و عصر

نتیجه‌گیری:

غلظت نیترات در خاک بسیار متغییر است و بستگی به زمان کود دهی، نوع کود، مقدار کود، زمان آبیاری و میزان جدب نیترات توسط گیاه دارد. به نظر می‌رسد با توجه به جذب نیترات توسط گیاه و آبشویی آسان آن نتوان نتیجه گیری مشخصی نمود اما آنچه مسلم است اینست که کود شیمیایی نیتروژنه اضافه شده بخشی از آن جذب گیاه شده و بخش اعظم آن از دسترس گیاه خارج و به لایه های زیرین خاک آبشویی شده است.متفاوت بودن میزان تجمع نیترات در برگ و غده تربچه را می توان به عوامل مختلفی از جمله نوع، واریته و سن گیاه، آنزیم کاهش دهنده نیترات، میزان نیترات و PH خاک، تنش رطوبتی، نوع کود، دفعات میزان کود دهی، نحوه کشت (سنتی و گلخانه ای) زمان برداشت محصول (صبح یا عصر) فصل برداشت و شرایط آب و هوایی (از جمله درجه حرارت و شدت نور) نسبت داد. از میان عوامل فوق بیشترین تاثیر را آنزیم کاهش دهنده ی نیترات و میزان نور در تجمع نیترات دارد. از آنجا که آنزیم کاهش دهنده ی نیترات در غده بیشتر از برگ است در نتیجه میزان تجمع نیترات در برگ بیشتر است. بنابراین استفاده از سبزیجات برگی با غلظت بالای نیترات می تواند در ایجاد مشکلاتی در سیستم گوارشی و سلامتی انسان و دام موثر باشد. برای مثال با مصرف سبزی های آلوده به نیترات توسط انسان موجب بروز بیماری مت هموگلوبین شده و همچنین در صورت ترکیب نیترات در معده با اسیدهای آمینه، ماده خطرناک و سرطانزای نیتروآمین تشکیل می شود. از این رو بررسی میزان نیترات در میوه ها و سبزی ها امری لازم و ضروری است.

پیشنهادات:

۱- نیاز کودی سبزیجات از ۲۵۰ تا ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار نیتروژن خالص (بر مبنای درصد مواد آلی خاک) تجاوز نمینماید. البته قبل از کوددهی حتما باید آزمون خاک انجام شود. لذا از مصرف بیش از حد، باید جلوگیری به عمل آید. با افزایش مصرف کودهای نیتروژنه مقدار ویتامین C در سبزیها کاهش می‌یابد.

۲-به منظور افزایش دقت و کارایی، لازم است آزمایشی چند ساله در قالب طرح‌های آزمایشی همراه با تقسیط کود نیتروژن و در فصول مختلف تکرار گردد.

منابع

CECSF (Commission of the European Communities Scientific Committee for Food).1992. Report of the scientific committee for food on nitrate and nitrite,XXXVI Series.Opinion of 19 Octobr1990.EUR.13913.

MAFF uk. 1997/1998. UK monitoring program for nitrate in lettuce and spinach. In food surveillance information sheet No. 154. Ed. By joint food safety and standards Group.http://www.maff.gov,uk./food/ inf sheet/ 1998.

اثر کاربرد پرلیت و لجن‌فاضلاب بر غلظت آهن و منگنز کل و قابل عصاره‌گیری با دی-تی‌پی‌ا در خاک

سمیه دهقانی[1]، سید علی اکبر موسوی [2]و مریم زاهدی فر[3]
۱و ۲- به‌ترتیب دانشجوی کارشناسی‌ارشد و استادیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
۳ - استادیار گروه مرتع و آبخیزداری، دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه فسا

مقدمه

آهن و منگنز از عناصرضروری گیاهان می‌باشند. در صورت کمبود آهن، در سلول‌های برگ، سبزینه به مقدار کافی تولید نمی‌شود و برگ‌ها رنگ پریده می‌شوند. مهمترین نقش منگنز در گیاه نیز در مرحله فتوسنتز و تولید اکسیژن است که از فعالیت رادیکال‌های آزاد جلوگیری کرده و مانع از تخریب اسیدهای‌چرب در غشاء می‌شود. خاک‌های زراعی ایران به‌دلایل متعددی مانند آهکی بودن، کم بودن درصد ماده‌آلی و ... دچار کمبود شدید برخی عناصر کم‌مصرف به‌ویژه روی و آهن می‌باشند و علی‌رغم فراوان بودن غلظت کل این عناصر، شکل قابل استفاده آنها بسیار کم است. یکی از روش‌های تامین عناصر غذایی در خاک، افزودن اصلاح‌کننده‌های‌آلی به خاک است که سالیان طولانی به صورت افزودن کودهای دامی، بقایای گیاهی و انواع کمپوست به خاک انجام می‌شد که البته در حال حاضر جواب‌گوی نیاز بخش کشاورزی نیست (کلباسی، ۱۳۷۵). از سوی دیگر با توجه به توسعه شهرنشینی و صنایع مختلف، میزان تولید لجن‌فاضلاب رو به افزایش است و با توجه به غنی بودن آنها از مواد آلی و معدنی مختلف، استفاده از آنها می‌تواند منجر به بهبود ویژگی‌های فیزیکی- شیمیایی خاک شود و به دلیل ارزان بودن مورد توجه کشاورزان قرار گیرد (افیونی و همکاران، ۱۳۷۷). نکته قابل توجه در کاربرد لجن-فاضلاب این است که استفاده از آن می‌تواند غلظت برخی عناصر سنگین را در خاک افزایش داده و جذب آن توسط گیاه و به دنبال آن ورود به زنجیره‌غذایی انسان را سبب شود لذا باید قبل از کاربرد آن، مورد تجزیه کامل قرار گیرد. عرفان منش (۱۳۷۶) نشان داد که افزودن لجن‌فاضلاب سبب افزایش غلظت کل و شکل قابل‌جذب عناصر آهن، روی، مس، منگنز، کادمیم، نیکل و سرب خاک می‌شود. بوستانی و رونقی (۱۳۹۱) نشان دادند کاربرد ۸۰ گرم لجن‌فاضلاب در کیلوگرم خاک، غلظت آهن عصاره‌گیری شده با دی‌تی‌پی‌ا را معادل ۲۲۶، ۲۵۶ و ۲۵۰ ددرصد و غلظت منگنز قابل عصاره‌گیری با دی‌تی‌پی‌ا را معادل ۷۹، ۵۳ و ۵۹ درصد به‌ترتیب در بافت‌های شنی، لوم‌شنی و لوم‌رسی نسبت به شاهد افزایش داد. امروزه با توجه به محدود بودن زمین‌های زراعی قابل‌کشت و افزایش نیاز غذایی به دنبال رشد جمعیت، توجه بیشتری به گسترش کشت‌های گلخانه‌ای و استفاده از بستر کشت در آنها جهت تولید محصولات شده است. یکی از این بسترها پرلیت است که آلومینوسیلیکاتی با منشاء آتشفشانی بوده، وزن کمی داشته، از نظر شیمیایی خنثی بوده، دارای خلل و فرج و ظرفیت نگهداری آب زیادی می‌باشد و سبب افزایش زهکشی بستر کشت و بهبود تهویه آن می‌شود ولی چون ظرفیت تبادل کاتیونی زیادی ندارد لذا کاربرد آن با موادی مانند لجن‌فاضلاب که دارای درصد زیادی از عناصرغذایی است می‌تواند بر قابلیت-دسترسی عناصر توسط گیاه موثر باشد. لذا این پژوهش با هدف بررسی اثر کاربرد مقادیر مختلف لجن‌فاضلاب و پرلیت بر غلظت کل و شکل قابل‌استفاده آهن و منگنز در یک خاک آهکی انجام شد.

مواد و روش‌ها

خاک مورد نظر از عمق صفر تا۲۰ سانتی‌متری سری‌کوی‌اساتید (Loamy skeletal, over fragmental, mesic, Fluventic Xerorthents) واقع در دانشکده‌کشاورزی دانشگاه‌شیراز در منطقه باجگاه جمع‌آوری و پس از

هواخشک شدن، از الک ۴/۷ میلی‌متری عبور داده شد. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک به روش‌های‌متداول اندازه‌گیری شد (جدول ۱). تیمارهای مورد استفاده شامل لجن‌فاضلاب و پرلیت بود که پس از عبور از الک ۲ میلی‌متری برخی ویژگی‌های آنها نیز اندازه‌گیری شد (جداول۱ و ۲) و به‌میزان موردنظر به خاک موجود در ظرف‌های ۳ کیلوگرمی اضافه و کاملاً مخلوط شد. تیمارهای مورداستفاده عبارت بودنداز: شاهد(T1)، تیمارهای کاربرد ۲ و ۴ درصدوزنی لجن‌فاضلاب (به‌ترتیب T2 و T3) تیمارهای کاربرد توام لجن‌فاضلاب و پرلیت به‌ترتیب شامل ۱ و ۱ درصد (T4)، ۱/۵ و ۰/۵ درصد (T5)، ۰/۵ و ۱/۵ درصد (T6). آزمایش در قالب طرح کاملاتصادفی با سه تکرار در شرایط آزمایشگاه و رطوبت ظرفیت‌مزرعه با توزین هفتگی و افزودن آب مقطر انجام شد. در دو زمان ۴۵ و ۹۰ روز پس از افزودن تیمارها، مقدار آهن و منگنز قابل‌عصاره‌گیری با دی‌تی‌پی‌ا (لیندسی و نورول، ۱۹۷۸) و آهن و منگنز کل (سینگ و همکاران، ۱۹۸۸) عصاره‌گیری و توسط دستگاه جذب‌اتمی اندازه‌گیری شد. تجزیه آماری و مقایسه میانگین‌ها با آزمون دانکن و با استفاده از نرم‌افزارهای MSTATC و SPSS انجام شد.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های خاک و لجن فاضلاب مورد استفاده

ویژگی	خاک	لجن فاضلاب
کلاس بافت	رسی شنی	-
سیلت (٪)	۴۷	-
شن (٪)	۴۰	-
رس (٪)	۱۳	-
پ.هاش در عصاره ۱ به ۵ خاک یا لجن فاضلاب به آب	۷/۶۱	۶/۸۶
ماده آلی (٪)	۰/۶۸	۲۸/۹۲
قابلیت هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)	۰/۲۸	۳/۶۵
روی کل (میلی گرم بر کیلوگرم)	۳/۶	۲۶۸
مس کل (میلی گرم بر کیلوگرم)	۲/۵	۱۳/۷
آهن کل (میلی گرم بر کیلوگرم)	۴/۱	۱۱۷/۸۵
منگنز کل (میلی گرم بر کیلوگرم)	۶/۳	۱۶
سرب کل (میلی گرم بر کیلوگرم)	**nd**	۸
کادمیم کل (میلی گرم بر کیلوگرم)	**nd**	۲/۱

nd: کمتر از حد کشف دستگاه جذب اتمی

جدول ۲. برخی ویژگی‌های پرلیت مورد استفاده

میزان عناصر (درصد)										
MgO	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	Na_2O_3	K_2O	TiO	pH	قطر (میلی‌متر)
۰/۱ – ۰/۵	۶۸ – ۷۵	۱۲ – ۱۸	۰/۵ – ۲	۰/۵ – ۲	۲ – ۵	۱ – ۴	۰/۲ – ۰/۳	۶/۷ – ۷/۵	۲ – ۵

نتایج و بحث

نتایج نشان داد میانگین غلظت‌آهن قابل‌استفاده گیاه (قابل عصاره‌گیری با دی‌تی‌پی‌ا) با کاربرد ۴ درصد لجن-فاضلاب بیشترین مقدار بوده و به‌طور معنی‌داری نسبت به شاهد و سایر تیمارها بیشتر بود. کاربرد پرلیت همراه با لجن‌فاضلاب غلظت آهن قابل‌استفاده را در مقایسه با کاربرد لجن‌فاضلاب به‌تنهایی به‌میزان معنی‌داری کاهش داد به‌طوری که کمترین غلظت آهن قابل‌استفاده با کاربرد بیشترین نسبت پرلیت به لجن‌فاضلاب حاصل شد ولی با شاهد تفاوت معنی‌داری نداشت (جدول ۳). سیلوریا و سامرز (۱۹۷۷) نیز گزارش کردند کاربرد لجن-فاضلاب به خاک سبب افزایش چشمگیر غلظت آهن، منگنز، روی و سرب قابل‌عصاره‌گیری با دی‌تی‌پی‌ا می-شود. کلباسی و همکاران (۱۹۷۸) نیز بیان کردند موادآلی اضافه شده به خاک با تشکیل کلات از رسوب آهن جلوگیری کرده و حلالیت آن را افزایش می‌دهند. البته این افزایش ممکن است به‌دلیل کاهش پ‌هاش خاک نیز باشد زیرا با تجزیه موادآلی موجود در لجن‌فاضلاب، اسیدکربنیک و اسیدهای‌آلی مانند اسیدسیتریک و ... ایجاد شده که منجر به کاهش پ‌هاش خاک و افزایش قابلیت‌دسترسی آهن و برخی عناصر دیگر می‌شود.

جدول ۳. اثر لجن‌فاضلاب و پرلیت برآهن قابل‌عصاره‌گیری با دی‌تی‌پی‌ا و کل خاک

زمان (روز)	تیمارهای لجن فاضلاب و پرلیت*						میانگین
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	
	آهن قابل قابل عصاره‌گیری با دی‌تی‌پی‌ا (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)						
۴۵	۲/۶۵** g	۲/۶۷ g	۸/۰۲ c	۶/۱۷ d	۱۳/۲۳ a	۱۰/۳۲ b	۶/۵۶ A
۹۰	۵/۷۸ de	۴/۳۵ f	۵/۷۱ de	۴/۶۹ ef	۳/۹۷ f	۲/۶۹g	۵/۱۵ B
میانگین	۲/۶۶ D	۷/۰۹ B	۱۱/۷۷ A	۵/۰۷ C	۵/۲۰ C	۳/۳۳ D	
	آهن کل (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)						
۴۵	۴۷۱۳ ab	۴۶۵۴ ab	۴۲۶۷ab	۳۹۷۷ b	۳۹۸۹ b	۴۲۵۶ ab	۴۶۳۵ A
۹۰	۶۱۴۷ a	۴۹۲۲ ab	۵۰۴۵ab	۳۷۸۵ b	۳۶۵۱ b	۵۵۴۵ ab	۴۵۲۳ A
میانگین	۴۶۸۳ A	۴۱۲۲ A	۴۱۲۳ A	۵۵۳۵ A	۴۴۱۵ A	۴۵۹۸ A	

* تیمارهای عبارت بودند از : شاهد (T1)، تیمارهای کاربرد ۲ و ۴ درصد وزنی لجن فاضلاب (به ترتیب T2 و T3)، تیمارهای کاربرد توام لجن فاضلاب و پرلیت به ترتیب شامل ۱ و ۱ درصد (T4)، ۱/۵ و ۰/۵ درصد (T5)، ۰/۵ و ۱/۵ درصد (T6).

**میانگین هایی که در هر ردیف یا ستون دارای حروف کوچک یا بزرگ مشابه هستند از نظر آماری و با استفاده از آزمون چنددامنه دانکن در سطح احتمال پنج درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

نتایج نشان می دهد با گذشت زمان ۹۰ روز میانگین غلظت آهن قابل استفاده خاک به‌طور معنی‌داری به میزان حدود ۲۲ درصد در مقایسه با زمان ۴۵ روز کاهش یافته است. نتایج برخی از تحقیقات دیگر نیز نشان می‌دهد که قابلیت دسترسی فلزات سنگین وارد شده به خاک همراه با کاربرد لجن فاضلاب با گذشت زمان به‌دلیل جذب

شدید آنها توسط خاک و مواد آلی لجن فاضلاب کاهش می‌یابد. کرمی و همکاران (۱۳۸۶) اثرات تجمعی و باقی مانده لجن فاضلاب شهری بر غلظت عناصر سرب و کادمیم در خاک و گیاه گندم را بررسی کردند. نتایج ایشان نشان داد که کاربرد تجمعی لجن فاضلاب در تمام سطوح سبب افزایش معنی‌دار غلظت‌های سرب و کادمیم کل و قابل عصاره گیری با دی‌تی‌پی‌ا خاک شد و پس از متوقف شدن کاربرد لجن با گذشت زمان غلظت‌های قابل عصاره‌گیری عناصر سنگین در خاک به‌طور پیوسته کاهش یافت. البته اندرسون و همکاران (۲۰۰۲) معتقدند که با گذشت زمان فلزات سنگین در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب، متحرک شده و قابلیت دسترسی آنها برای گیاه به‌دلیل اسیدی شدن خاک درنتیجه تجزیه مواد آلی و اکسایش گوگرد افزایش می‌یابد. نتایج نشان داد کاربرد مقادیر مختلف لجن فاضلاب و پرلیت و گذشت زمان اثر معنی‌داری بر غلظت آهن کل در خاک مورد مطالعه نداشت (جدول ۳).مقایسه میانگین غلظت منگنز کل و قابل استفاده در خاک نشان می‌دهد بیشترین غلظت منگنز قابل استفاده گیاه با کاربرد بیشترین میزان لجن فاضلاب (۴ درصد وزنی) به دست آمد (جدول ۴). درحالی‌که افزودن پرلیت به همراه لجن فاضلاب غلظت منگنز قابل استفاده گیاه را به‌میزان معنی‌داری کاهش داد به‌طوری‌که با کاربرد بیشترین نسبت پرلیت به لجن فاضلاب، غلظت منگنز قابل استفاده کاهش یافت (غلظت منگنز قابل استفاده در این تیمار با شاهد اختلاف معنی دار نداشت). سیلوریا و سامرز (۱۹۷۷) نیز گزارش کردند افزودن لجن فاضلاب به خاک سبب افزایش غلظت آهن، منگنز ، روی و سرب قابل عصاره‌گیری با دی-تی‌پی‌ا می‌شود. غلظت منگنز قابل با گذشت زمان به‌طور معنی‌داری (حدود ۱۱ درصد) اما به میزان کمتر از آهن قابل استفاده کاهش یافت. غلظت منگنز کل نیز مانند آنچه در مورد غلظت کل آهن ذکر شد در هیچ کدام از تیمارهای به کاربرده شده نسبت به شاهد تفاوت معنی داری نداشت (جدول ۴). هرچند اندرسون و همکاران (۲۰۰۲) معتقدند که با گذشت زمان فلزات سنگین در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب، متحرک شده و قابلیت دسترسی آنها برای گیاه افزایش می‌یابد.

جدول ٤. اثر لجن‌فاضلاب و پرلیت بر منگنز قابل‌عصاره‌گیری با با دی‌تی‌پی‌ا و کل خاک

زمان (روز)	تیمارهای لجن فاضلاب و پرلیت*						میانگین
	T1	T2	T3	T4	T5	T6	
	منگنز قابل عصاره‌گیری با دی‌تی‌پی‌ا (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)						
۴۵	۸/۱۸** fg	۹/۰۹ ef	۱۱/۶۰ b	۹/۶۳ de	۱۲/۸۱ a	۱۱/۰۱ bc	۱۰/۴۹ A
۹۰	۱۰/۳۹ cd	۹/۰۳ ef	۱۰/۶۲ c	۹/۵۲ de	۹/۳۴ e	۷/۸۹ g	۹/۳۶ B
میانگین	۸/۶۴ D	۱۰/۶۱ B	۱۱/۹۱ A	۹/۷۱ C	۱۰/۰۷ BC	۸/۶۲ D	
	منگنز کل (میلی‌گرم در کیلوگرم خاک)						
۴۵	۳۵۸ abc	۳۴۹ abc	۳۷۵ ab	۳۸۱ a	۳۲۴ c	۳۴۶ abc	۳۵۳ A
۹۰	۳۷۴ ab	۳۶۶ ab	۳۳۹ bc	۳۷۳ ab	۳۴۹ abc	۳۸۱ a	۳۶۶ A
میانگین	۳۵۴ AB	۳۷۸ A	۳۳۵ B	۳۷۰ A	۳۵۶ AB	۳۶۵ A	

* تیمارهای عبارت بودند از : شاهد (T1)، تیمارهای کاربرد ۲ و ۴ درصد وزنی لجن فاضلاب (به‌ترتیب T2 و T3)، تیمارهای کاربرد توام لجن فاضلاب و پرلیت به ترتیب شامل ۱ و ۱ درصد (T4)، ۱/۵ و ۰/۵ درصد (T5)، ۰/۵ و ۱/۵ درصد (T6).

**میانگین هایی که در هر ردیف یا ستون دارای حروف کوچک یا بزرگ مشابه هستند از نظر آماری و با استفاده از آزمون چنددامنه دانکن در سطح احتمال پنج درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

منابع

افیونی، م.، رضایی نژاد، ی. و خیامباشی، ب. ۱۳۷۷. اثر لجن فاضلاب بر عملکرد و جذب فلزات سنگین به وسیله کاهو و اسفناج. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، جلد ۱. شماره ۱، صفحات ۱۹ تا ۳۰.

بوستانی ،ح. و رونقی ،ع.۱۳۹۱. زیست‌فراهمی عناصرغذایی در سه بافت یک خاک‌آهکی تحت‌تاثیر کاربرد لجن-فاضلاب و کودشیمیایی پس از برداشت ذرت. مجله‌آب و خاک، جلد ۲۶، شماره ۲، صفحات ۲۷۲ تا ۲۸۱.

کرمی، م.، رضایی نژاد، ی.، افیونی، م. و شریعتمداری، ح. ۱۳۸۶. اثرات‌تجمعی و باقی مانده لجن‌فاضلاب‌شهری بر غلظت عناصر سرب و کادمیم در خاک و گیاه‌گندم. مجله‌علوم و فنون‌کشاورزی و منابع‌طبیعی، جلد ۱۱، شماره ۱، صفحات ۷۹ تا ۹۴.

عرفان منش، م. ۱۳۷۶. اثر تیمارهای لجن بر برخی خصوصیات خاک و جذب و تراکم عناصر سنگین به وسیله اسفناج و گوجه فرنگی. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

Andersen MK, Refsgaard A, Raulund- Rasmussen KW, Strobel B and Hansen CBH, 2002. Content, distribution, and solubility of cadmium in arable and forest soils. Soil Science Society of America Journal 66:1829- 1835.

Kalbasi M, Racz JG and Lewen-Rudger LA, 1978. Reaction products and solubility of applied zinc compounds in some Manitoba soils. Soil Science 25:55-64.

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

Silveria DJ and Sommers LE, 1977. Extractability of copper, zinc, cadmium and lead in soils incubated with sewage sludge. Journal of Environmental Quality 6:47-52.

Singh JP, Karwasra SPS and Singh M, 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. Soil Science 146:359-367.

تاثیر قارچ میکوریزا تحت تنش شوری بر روی میزان جذب ازت در گیاه نیشکر

فاطمه مقامیان زاده۱، سامان عنایت الهی۲
۱- کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان
۲- کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه آزاد اسلامی واحد دامغان

مقدمه

نیشکر از خانواده *Gramineae* و از جنس *Saccharum* است، که دارای چهار قسمت اصلی ریشه، ساقه، برگ و گل و یا خوشه می‌باشد. از نیشکر علاوه بر آن که قند استخراج می‌گردد، مواد دیگری نیز به‌دست می‌آید. واریته CP57 -614 جزء ارقام زود رس با دوره ی رشد ۱۵ ماه می باشد. برگ ها حالت ایستاده، رنگ برگ ها سبز روشن، چسبندگی غلاف زیاد، امتداد ساقه بصورت مستقیم، حالت مومی در این واریته خیلی زیاد، شکل میانگره ها ماشوره ای، فاقد ترک های چوب پنبه ای و جوانه های ساقه زا بزرگ و مدورمی باشد [۱].موجودات زنده با یکدیگر و محیط پیرامون خود دارای روابط پیچیده و همه جانبه ای هستند به طوریکه محیط و موجودات زنده تشکیل یک مجموعه مرتبط را می دهند و این مجموعه یک سیستم پیچیده اکولوژیکی را بوجود می آورد. بنابراین اگر دو موجود زنده در کنار یکدیگر زندگی می کنند و دارای روابط بسیار نزدیک باشند بطوریکه بدنبال این روابط، زندگی آنها امکان پذیر و یا بهتر گردد این دو موجود همزیست تلقی می شوند.از انواع همزیستی مسالمت آمیز در طبیعت (حالتی که هر دو طرف از هم سود می برند) می توان به میکوریزایی اشاره کرد. این همزیستی را بطه ای است پویا و مسالمت آمیز بین سیستم ریشه ای گیاه و دسته ی خاص از قارچ های خاکزی. [۲و۳].تحقیقات متعدد Azcon و همکاران (۱۹۹۸) نشان داد هنگامی که فسفر خاک در سطح پایینی باشد سیستم میکوریزا، جذب فسفر و در نتیجه رشد گیاه را به نحو چشمگیری افزایش می دهد [۶]. به عنوان مثال، میکوریزا آربسکولار می تواند ۸۰٪ از فسفر و ۲۵٪ از ازت مورد نیاز گیاه همزیست خود را تامین کنند [۹].
نتایج بدست آمده از تحقیقات Data و Kulkarni در زمینه گیاه نیشکر با یافته های قبلی که در آن رابطه منفی بین تراکم اسپور وغلظت فسفر قابل دسترس، سدیم، پتاسیم، کلسیم، منیزیم و غیره گزارش شده است، همخوانی دارد [۴و۷]. کاهش اسپور با افزایش فسفر قابل دسترس در گیاه نیشکر بیان کننده این واقعیت باشد که فسفر زیاد مانع کلونیزاسیون ریشه می شود [۵].در تحقیقات Gomathhi و Thandapani این مطلب را بیان می کند که N در گیاه نیشکر کاهش یافته و در شرایط شوری کاهش در برگ ۲۱/۵٪ و درغلاف ۶٪ و ساقه ۱۶/۹٪ که بیشترین کاهش N در برگ است که نشان دهنده حساسیت بالا برگ به شوری است[۸]. این یافته ها با نتایج حاصل از Muniaswamy در نیشکر که نشان دهنده ارتباط منفی بین N و Na تحت شرایط شوری است مطابقت دارد [۱۰].

مواد و روشها

آزمایش در خرداد ۱۳۹۱ در گلخانه تحقیقاتی موسسه تحقیقات و آموزش توسعه نیشکر و صنایع جانبی استان خوزستان اجرا گردید.قبل از اجرای طرح به منظور تعیین خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک،۳ نمونه مرکب از مخلوط خاک (ماسه شسته، ماسه بادی و خاک مزرعه بترتیب به نسبت ۴۰،۴۰و ۲۰ است) تهیه گردید و نمونه

ها جهت تجزیه های خاک شناسی به آزمایشگاه ارسال گردید. نتایج حاصل از تجزیه خاکشناسی نمونه های مرکب در جدول (۱) نشان داده شده است. این تحقیق در قالب طرح بلوک های کاملا تصادفی و به صورت آزمایش فاکتوریل با دو فاکتور اجرا گردید. فاکتورهای مورد بررسی شامل شوری و تلقیح میکوریزایی بودند که در سه تکرار به اجرا در آمد. که بدین ترتیب طرح متشکل از ۴۸ واحد آزمایشی می باشد.. به همین منظور ازرقم تجاری CP57-614 که از شرکت کشت صنعت نیشکر دهخدا اهواز تهیه شده بود استفاده شد. در این آزمایش از گونه قارچ میکوریزا *Glomus mosseae* اسفاده شد.همچنین از کود فسفره سوپر فسفات تریپل به منظور تلقیح با قارچ بصورت جامد استفاده شد.سطح شوری مورد استفاده در این تحقیق ۳، ۶، ۹، ۱۲ دسی زیمنس بر متر بود. بعد از کشت و تلقیح، تیمار ها اعمال شدند و عملیات آبیاری با آب شور پس از اسقرار بوته اعمال شد.

فسفر قابل جذبppm	CEC (Cmolc/kg)	PH	EC DS/M	مواد آلی٪	بافت خاک به روش هیدرومتری	ذرات تشکیل دهنده خاک بر حسب درصد		
						۴۰ درصد رس	۲۰درصد شن	۴۰ درصد سیلت
۱/۶۳۱	۱۵/۵	۷/۳	۵/۵	۰/۵۵	کلی لوم			

جدول (۱): خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک

نتایج و بحث

نتایج حاصل از تجزیه واریانس نشان می دهد که بین سطوح مختلف میکوریزا از لحاظ درصد ازت جذب شده در سطح ۵٪ اختلاف معنی دار وجود دارد (جدول۲). براساس نتایج بدست آمده در این تحقیق با کاربرد میکوریزا به همراه افزایش سطح فسفر درصد ازت جذب شده نیز افزایش پیدا می کند.بطوریکه بیشترین درصد ازت جذب شده با کاربرد میکوریزا و فسفر(M1P100) با میانگین ۱/۸۳درصد و کمترین درصد ازت جذب شده با میانگین ۱/۶۸ درصد بدست آمد (شکل۱). همچنین با افزایش شوری،میزان ازت جذب شده در گیاه کاهش پیدا کرد(شکل ۲). بدلیل افزایش جذب فسفر و سایر عناصر غذایی توسط میکوریزا و افزایش فعالیت آنزیم نیتروژناز باعث افزایش تثبیت نیتروژن و در نتیجه افزایش درصد نیتروژن جذب شده می گردد. در عنصر ازت جذب شده گیاه در اندام هوایی، میکوریزا به همراه میزان حداکثر فسفر مصرفی توانستن بیشتری جذب را برای این عنصر ذکر شده داشته باشند.اینکار از طریق ایجاد رابطه همزیستی بین میکوریزا و گیاه در میزان فسفر مصرفی و در نتیجه تقویت گیاه و برقراری روابط سینرژیسمی بین میکوریزا و میکروارگانیزم ها می تواند سطح جذب ریشه را جهت جذب بیشتر ازت افزایش دهد.

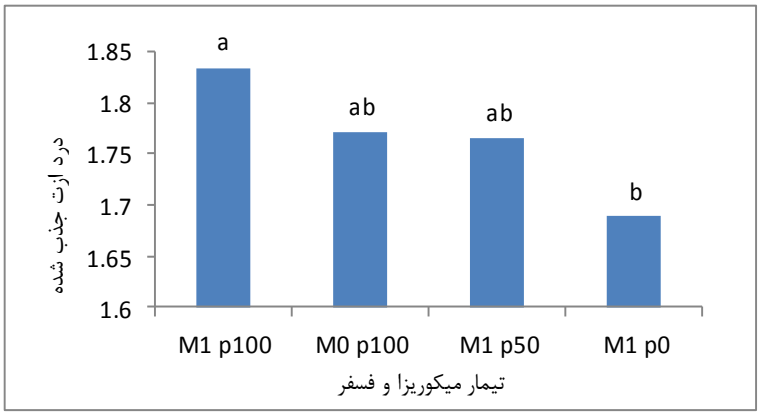
جدول(۲) خلاصه تجزیه واریانس اثر تیمار ها بر درصد ازت جذب شده

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات
		درصد ازت جذب شده
تکرار	۲	۰/۰۱۴
میکوریزا و فسفر (pm)	۳	۰/۰۴۲**
شوری (s)	۳	۳/۴۸۷**
اثرات متقابل میکوریزا بر شوری	۹	۰/۸۹۶ ns
اشتباه	۳۰	۰/۰۰۹

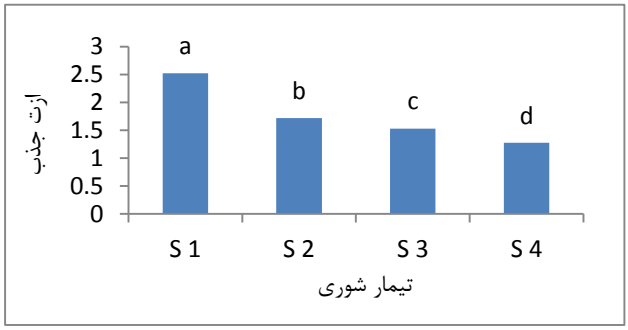
** = معنی دار در سطح ۱٪

* = معنی دار درسطح ۵٪

ns = معنی دار نشده است



شکل(۱) تاثیر سطوح میکوریزا و فسفر بر درصد ازت جذب شده



شکل(۲) تاثیر تیمار شوری بر ازت جذب شده

منابع

۱. رمضانی، م. ح.، ۱۳۷۸. کم آبیاری و تاثیر تنش خشکی روی سه واریته نیشکر. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گیلان.

۲. مستاجران، ا. ضوئی، ف. ۱۳۸۵. همزیستی. جلد اول، میکوریزا، انتشارات دانشگاه اصفهان. ۲۱۸ صفحه

۳. نادیان، ح. ۱۳۷۷، نقش میکوریزا در کشاورزی پایدار. پنجمین کنگره زراعت و اصلاح نباتات ایران، کرج موسسه تحقیقات اصلاح و تهیه نهال و بذر.

4. Aliasgharzadeh N, Saleh Rastin N, Towfighi H and Alizadeh A, 2001. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in salin soils of the Tabriz plain of Iran in relation to some physical and chemical properties of soil. Mycorrhiza 11: 119-122.

5. Anderson, A.J., Allen, M.J., 1992. The influence of the plant root on mycorrhizal formation, an integrative plant fungal. process Chapman and Hall, New York. P:37-64.

6. Azcon, R. E.L., Atrach, F., and Barea, J. M, 1988. Influence of mycorrhiza vs. soluble phosphate on growth, nodulation and N2- fixation in alfalfa under different levels of water potential. Biology and Fertility of Soils. 7: 28-31.

7. Datta, P., Kulkarni, M., 2012. Arbuscular Mycorrhizal Fungal Diversity in Sugarcane Rhizosphere in Relation with Soil Properties. Notulae Scientia Biologicae. 4(1):66-74.

8. Gomathi, R. and Thandapani, T.V., 2005. Salt Stress in Relation to Nutrient Accumulation and Quality of Sugarcane Genotypes. Sugar tech. 1: 39-47.

9. Marschner ,H. and Dell. B., 1994. Nutrient uptake in mycorrhizae symbiosis. Plant Soil 159: 89-102.

10. Muniaswamy., 1998. Growth and development of sugarcane varieties in saline environment MSc (Agri) Thesis submitted in Tamil Nadu Agricultural University Coimbatore and in collaboration with Sugarcane Breeding Institute, Coimbatore.

استفاده از سیستم تصفیه چند لایه زئولیت، کربن فعال و شن برای حذف فسفات از فاضلاب شهری اهواز

مریم احسانگر[۱]، مصطفی چرم[۲]، نعمت الله جعفرزاده حقیقی فرد[۳]، احمد فرخیان فیروزآبادی[۴]
[۱]دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهید چمران اهواز، [۲]دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهید چمران اهواز،
[۳]دانشیارگروه بهداشت محیط دانشگاه جندی شاپور اهواز، [۴]استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

یکی از آلودگی‌های موجود در فاضلاب‌های خانگی مواد شوینده می‌باشند. وجود بیش از حد کلسیم در آب باعث جلوگیری از عمل شویندگی مواد شوینده می‌گردد از این رو لازم است که کلسیم موجود در آب از محیط عمل خارج گردد به این منظور معمولاً از تری پلی فسفات استفاده می‌شود که با تشکیل کمپلکس با منیزیم و کلسیم آنها را بی اثر می‌کند، به همین دلیل همواره مقادیر قابل توجهی ترکیبات فسفات دار به شوینده‌ها اضافه شده که این فسفات‌ها به همراه پساب‌ها وارد آب رودخانه‌ها می‌گردد. با توجه به حجم عظیم فاضلاب‌های تولیدی، روش‌های متعددی در دهه گذشته در رابطه با تصفیه فاضلاب بوجود آمده‌اند. اخیراً دانشمندان براین باورند که جذب سطحی، یک روش ساده و موثر در تصفیه آب و فاضلاب می‌باشد. موفقیت این تکنیک به طور گسترده‌ای به پیشرفت جاذب‌های موثر بستگی دارد (تچوبانگلوس و همکاران[۱] ۱۹۹۱). در انتخاب مواد جاذب؛ در دسترس بودن مواد، خصوصیات فیزیکی مانند تخلخل و سطح ویژه، PH، ترکیب شیمیایی و توانایی حائز اهمیت می‌باشد، با توجه به این موارد زئولیت، کربن فعال و شن به عنوان محیط جاذب از میان دیگر جاذب‌های واجد شرایط برای این تحقیق انتخاب گردیدند. شن قدرت جذب خیلی کمی دارد اما درکنار مواد دیگر توانایی جذب آن زیاد می‌شود (گان سزار سزیک[۲] ۱۹۸۳). جاذب دیگرزئولیت بوده که در گروه کانی‌های ثانویه قرار می‌گیرد و به دو صورت طبیعی و مصنوعی وجود دارد (لئونگ و همکاران[۳] ۲۰۰۷). در سال‌های اخیر زئولیت‌ها به روش‌های مختلفی از جمله استفاده از اسیدها و باز ها، سورفکتنات‌ها، تبادل یونی، آلمینیوم زدایی وحرارت دادن اصلاح شده و مورد استفاده وسیعی قرار گرفته‌اند، زئولیت‌های اصلاح شده توانایی بالایی در جذب به خصوص جذب آنیون‌ها دارا می‌باشند. ساختار متخلخل و سطح ویژه بالای کربن فعال موجب شده تا در فرایند تصفیه از این ماده استفاده‌های زیادی شود. استفاده از کربن فعال اصلاح شده بوسیله اسید با ظرفیت جذب بالاتر باعث افزایش درصد حذف فسفات می‌گردد به گونه‌ای که اصلاح کربن فعال با اسید سیتریک موجب افزایش ۱۴۰٪ ظرفیت جذب کربن فعال اصلاح شده نسبت به کربن فعال طبیعی می‌شود (پائول و همکاران[۴]۲۰۰۳). تحقیقات زیادی در مورد استفاده از ستون‌های چند لایه‌ای، حاوی جاذب‌های گوناگون، به منظور حذف آلاینده‌ها از فاضلاب صورت گرفته است (لانمانی و همکاران[۵] ۲۰۰۱)، اما تاثیر ترتیب قرار گیری لایه‌ها درکارایی این ستون‌ها کمتر مورد بررسی قرار گرفته است. بنابراین این تحقیق با هدف بررسی تاثیر ترتیب قرار گیری لایه‌های

[1] Tchobanoglous et
[2] Ganczarczyk et
[3] Leung et
[4] Paul et
[5] Luanmanee et

زئولیت، کربن فعال و شن در حذف فسفات موجود در فاضلاب شهری اهواز با استفاده از ستون‌های چند لایه‌ای انجام شده است.

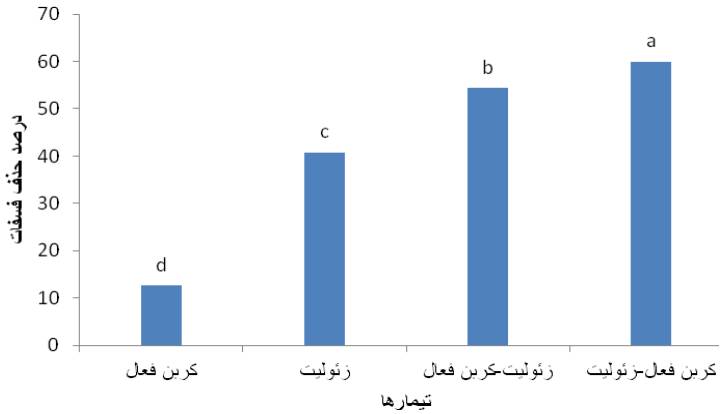
مواد و روش ها

به منظور انجام این پژوهش از آزمایش ستونی چند لایه استفاده شد. هر ستون شامل یک لوله‌ی PVC با ارتفاع ۲۰ سانتی متر و قطر ۷/۵ سانتی متر بود. زئولیت مورد استفاده از نوع زئولیت کلینوپتیلولیت بوده که به منظور افزایش جذب آنیونی آن را الک کرده سپس به وسیله اسید کلریدریک ۱ نرمال اصلاح گردید. مراحل فوق برای کربن فعال نیز اعمال گردید. شن مورد استفاده نیز پس از عبور از الک ۰/۵ میلی متر به منظور زدودن هر گونه آلودگی و ذرات خاک چندین بار با آب مقطر شست و شو داده شد. انتهای هر ستون به وسیله کاغذ صافی و توری، و برای جلوگیری از خروج آب از دیگر نقاط، توسط یک لایه پلاستیکی کاملا مسدود گردید. با توجه به هر تیمار هر ستون با لایه‌هایی به ارتفاع ۵ سانتیمتراز شن، زئولیت و کربن فعال پر گردیده شدند. آزمایش شامل ۹ تیمار و ۳ تکرار می‌باشد. همچنین در ارتفاع ۱۱ سانتیمتری ستون‌ها سوراخی به منظور ثابت نگه داشتن بار آبی ایجاد شد. در اجرای این تحقیق از فاضلاب شهری در مجاورت پل پنجم اهواز در چند نوبت و در حجم زیاد نمونه برداری و مورد استفاده قرار گرفت. سپس آنالیز فاضلاب و اندازه گیری میزان فسفات صورت گرفته و پس از عبور از هریک از ستون‌ها پساب خروجی را توسط ظروف پلاستیکی جمع آوری و سپس غلظت فسفات بعد از تصفیه بوسیله ی روش اسپکتروفتومتر اندازه گیری گردید. سپس پساب کل دوره‌ها میانگین گیری شد تا اثر تیمارها در کل دوره بررسی شود.

نتایج و بحث

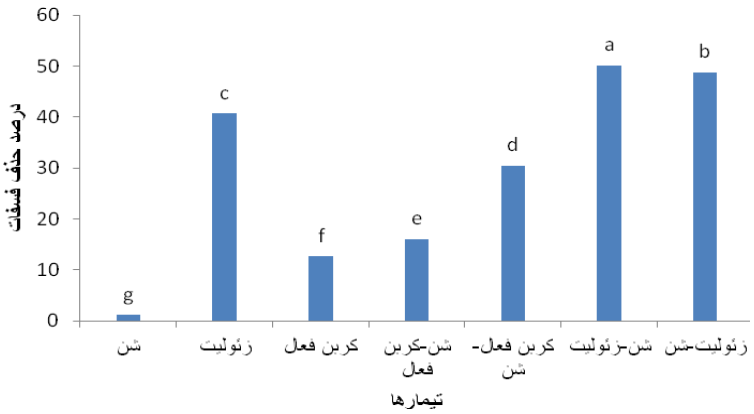
با توجه به شکل (۱) تیمار زئولیت- کربن فعال و کربن فعال- زئولیت بیشترین تفاوت معنی دار را با نمونه اولیه دارا می‌باشند، این دو تیمار در مقایسه با تیمارهای کربن فعال و زئولیت تاثیر بیشتری بر حذف فسفات داشته است. همچنین تیمار زئولیت- کربن فعال با تفاوت نسبتاً کمی نسبت به تیمار کربن فعال- زئولیت فسفات بیشتری حذف نموده است. عامل احتمالی موثر در این راستا تاثیر ضریب آبگذری کمتر زئولیت به علت تخلخل کمتر آن نسبت به کربن فعال بوده که این امر موجب افزایش زمان ماند فاضلاب در نتیجه تغییرات بیشتر گردیده است. در تحقیقی که توسط سیفلانی و همکاران صورت گرفت مشخص شد که قرار گرفتن زئولیت در لایه بالایی کربن تاثیر مثبت تری در حذف آلاینده هایی مانند فسفات دارد (سیفلانی و همکاران[6] ۲۰۱۲).

[6] Syafalni et



شکل ۱- درصد حذف فسفات در تیمارهای حاوی زئولیت و کربن فعال

نتایج مربوط به تیمارهایی که در ساختار آن‌ها شن، زئولیت وکربن فعال قرار داشت در شکل (۲) نمایش داده شده است. در تیمارهای حاوی شن و زئولیت مشاهده می‌شود که این تیمارها در مقایسه با ستون‌های حاوی زئولیت تفاوت معنی دار ناچیزی در حذف فسفات از فاضلاب داشته است، که می‌توان این تفاوت را اینگونه توضیح داد که با توجه به دولایه بودن ترکیب ستون‌های با تیمار زئولیت– شن و شن–زئولیت نسبت به ستون-های با تیمار زئولیت مدت زمان ماند به علت ضریب آبگذری شن و زئولیت میزان جذب نسبتاً افزایش یافته است. همچنین مشاهده می‌گرددکه استفاده کربن فعال و شن در یک ستون با ترتیب قرار گیری کربن در پایین و شن در بالا باعث حذف بیشتر فسفات شده است. به گونه‌ای که ترکیب این تیمار نسبت به تیمار شن در پایین و کربن فعال در بالا برای حذف فسفات تفاوت معنی داری داشته است.



شکل ۲- درصد حذف فسفات در تیمارهای حاوی شن، زئولیت وکربن فعال

کربن فعال پس از اصلاح به‌وسیله اسید علاوه بر جذب فسفات در گروه‌های عاملی خود قادر به دام انداختن آن در منافذ و خلل و فرج خود می‌باشد. همین امر موجب افزایش ظرفیت جذب کربن فعال می‌گردد. در تحقیقی که توسط احمد پور و همکاران صورت گرفت بیان شد که توان جذب کربن فعال تابع ساختار متخلخل آن یعنی تابع سطح فعال آن می باشد(احمد پور و همکاران ۱۳۹۰).

نتیجه گیری

با روش فیلتراسیون، جرم معینی از آلاینده‌ها در حجم محدود و قابل دسترسی از مواد جاذبی که به عنوان فیلتر استفاده می‌شوند تجمع کرده در نتیجه مقدار زیادی از آلاینده‌های موجود در فاضلاب از جمله آنیون‌های مانند فسفات حذف می‌گردند. مقدار فسفات جذب شده بر مواد جاذب تابع پیچیده‌ای از خصوصیات سطحی و پارامترهای محیطی و محلول می‌باشد. با در نظر گرفتن این موارد در این پژوهش می‌توان نتیجه گرفت که استفاده از زئولیت و کربن فعال به صورت اصلاح شده برای جذب فسفات موثر واقع گردیده شد. با توجه به بررسی داده‌ها می‌توان عنوان کرد که تیمارهای کربن فعال- زئولیت و زئولیت- کربن به ترتیب با حذف ۵۹/۸۶٪ و ۵۴/۳۴٪ و بعد از آن تیمارهای شن- زئولیت و زئولیت- شن به ترتیب با حذف ۵۰/۱٪ و ۴۸/۸٪ فسفات، بیشترین تاثیر را در حذف فسفات داشته‌اند. پس به طور کلی می‌توان بیان کرد حضور زئولیت در ترکیب ستون‌ها به خصوص به همراه کربن فعال باعث تصفیه بیشتر و بهتر خواهد شد اگر چه تیمارهای دو لایه نتایج بهتری را ارائه داده‌اند اما باید به کاربرد لایه زئولیت به تنهایی در تصفیه فاضلاب نیز توجه نمود.

منابع

۱. احمدپور، ا. جوهری، م.، ۱۳۹۰. مطالعه موردی استفاده از کربن فعال در تصفیه پساب واحد پلی اتیلن سبک شرکت پتروشیمی بندر امام. دومین همایش ملی مدیریت پساب و پسماند در صنایع نفت و انرژی

1. Ganczarczyk JJ, 1983. Activated Sludge Process Theory and Practice, Marcell DekkerInc ,NewYork.USA.
2. Paul Chen J, Shunnian Wu, Kai-Hau Chong , 2003. S urface modification of a granular activated carbon by citric acid for enhancement of copper adsorption. Carbon 41
3. Leung S, Barrington S, Wan Y, Zhao X, Husseini B, 2007. Zeolite (clinoptilolite) as feed additive to reduce manure mineral content. Bioresour Technol, 98: 3309-3316.
4. Luanmanee S, Attanandana T, Masunaga T, Wakatsuki T, 2001. Treatment of Domestic Wastewater with a Multi-Soil-Layerring (MSL) System in a Temperate and a Tropical Climate Soil. Chemistry Research GroupSoil Science Division, Department of AgricultureChatuchak, Bangkok, 10900,Thailand.
5. Syafalni S, Abustan I, Dahlan I, Kok Wah ch, Umar G, 2012. Treatment of Dye Wastewater Using Granular Activated Carbon and Zeolite Filter, Modern Applied Science, Vol. 6, No. 2: 37-51
6. Tchobanoglous G, Burton F, 1991. Wastewater engineering treatment, disposal and reuse, 4th Ed McGraw-Hill, Metcalf and Eddy, Boston.

بررسی تاثیر اجزاء مختلف ماده آلی(هومیک اسید و فولویک اسید) بر روی ظرفیت تبادل کاتیونی در خاک

سعیده احمدزاده سروستانی[1]، مصطفی چرم[2]، مجتبی آزاد[3]، رحیم محمدزاده کرکرق[1]
۱- دانشجوی دکتری علوم خاک دانشگاه شهید چمران اهواز
۲- دانشیار گروه علوم خاک دانشگاه شهید چران اهواز
۳- کارشناسی ارشد دانشگاه شهید بهشتی

مقدمه

ماده آلی بر بسیاری از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تأثیر می گذارد. اگر چه مقدار ماده آلی در اکثر خاکها در مقایسه با جزء معدنی خاک بسیار ناچیز می باشد ولی همین مقدار کم تأثیر شدیدی بر خواص فیزیکی و شیمیایی خاک دارد که از مهمترین آنها می توان به تأثیر بر تشکیل و پایداری ساختمان خاک ظرفیت نگهداری آب CEC قابلیت جذب عناصر غذایی فرسایش پذیری و پتانسیل میکروبی اشاره نمود. ظرفیت تبادل کاتیونی یکی از مهمترین خواص خاک در مطالعات خاکشناسی می‌باشد و بعنوان مقدار کل ظرفیت یک خاک برای نگهداری کاتیون های قابل تبادل تعریف میشود و نشان دهنده مقدار بار منفی موجود در هر واحد وزن خاک میباشد. هر چه ظرفیت تبادل کاتیونی خاک بالا باشد نشان دهنده این است که آن خاک توانایی بیشتری برای عرضه کاتیون های قابل ت بادل برای گیاهان دارد. در عمل CEC را میتوان بعنوان حداکثر تعداد یونهای جذب شده بر روی ۱۰۰ گرم از خاک خشک تعریف کرد. مهمترین کاتیون های قابل تبادل موجود در خاک عبارتند از کلسیم، منیزیم، سدیم، پتاسیم، هیدروژن و آلومینیم . این یونها با انرژی های مختلفی توسط کلوئیدها نگه داشته میشوند. معمولاً کلسیم بیشترین و پتاسیم کمترین انرژی جذب را دارند خاک میتواند دارای بار دائمی و بار موقتی باشد . بار دائمی حاصل جانشینی همشکل در بعضی از رسها (مثل اسمکتیت) میباشد اما بار متغیر که در بعضی از رس ها (مثل کائولینیت) و عمدتاً توسط مواد آلی خاک ایجاد میشود به قدرت یونی و بویژه به pH بستگی دارد و بنابراین تحت تاثیر خواص شیمیایی خاک میباشد. بنابراین با توجه به منشا بارهای منفی در خاک میتوان بیان کرد که در خاک دو نوع CEC وجود دارد: CEC_v (ظرفیت تبادل کاتیونی حاصل از بارهای متغیر)، و CEC_p (CEC حاصل از بارهای دائمی)، که مجموع این دو با هم بعنوان CEC_T (CEC کل) اندازه گیری میشود. میزان CEC مربوط به بار ثابت در خاک ها معمولاً کم است و مهمترین جزء CEC معمولاً به کلوئیدهای دارای بار متغیر مربوط میشود. از آنجائیکه در اکثر خاک ها هم بار دائمی و هم بار وابسته به pH وجود دارد بنابراین اینکه CEC را در چه pH ای اندازه گیری کنیم اهمیت می‌یابد. هر چه pH ای که CEC را در آن اندازه گیری میکنیم بالاتر باشد میزان CEC_v بیشتر شده و بنابراینCEC_T قرائت شده نیز طبیعتاً بالاتر خواهد بود، به همین دلیل pH ۸.۲ را بعنوان pH استاندارد برای اندازه‌گیری و گزارش CEC انتخاب مینمایند. اما اگر CEC خاک در pH واقعی خاک اندازه گیری شود به آن ECEC یا CEC موثر خاک میگویند.

تاثیر مواد آلی بر روی ظرفیت تبادل کاتیونی خاک

در رابطه با چگونگی تاثیر مواد آلی خاک بر روی CEC باید ذکر کرد که مواد آلی با کاهش ZPC باعث میشوند که خاک در اکثر pH ها دارای بار منفی باشد. ZPC در واقع pH ای (pH_0) است که در آن خالص بار موجود بر روی کلوئید صفر می باشد، یعنی تعداد مواضع پروتونه شده با دپروتونه شده برابر است . در واقع اثر

مواد آلی خاک بر روی نقطه بار صفر (pH_0) جزء دارای بار متغیر خاک، بعنوان مهمترین جنبه تاثیرگزاری مواد آلی بر روی CEC_v و در نتیجه CEC_T میباشد.

مواد آلی به خودی خود pH_0 پایینی دارند که ناشی از حضور گروه های عاملی (بالاخص کربوکسیل) میباشد (Oades و همکاران ۱۹۸۹). میزان تاثیر مواد آلی خا ک بر روی CEC در مطالعات مختلف متفاوت گزارش شده است اما بطور کلی حدود ۲۵ تا ۹۰٪ CEC خاک به مواد آلی مربوط میشود (Stevenson، ۱۹۹۴). البته باید در نظر داشت که نوع ماده آلی موجود در خاک نیز بر روی CEC تاثیر دارد. بطور کلی هر چه درجه هوموسی شدن یا تجزیه مواد آلی شدیدتر باشد آنها دارای CEC بیشتری خواهند بود

Aitken و همکاران (۱۹۹۰) نشان دادند که علیرغم رابطه نزدیک بین CEC و مقدار SOC ، مقدار رس، pH ، و مقدار ECEC اما SOC مهمترین عامل تاثیرگزار بر روی مقدار CEC خاک است.

Mc George (۱۹۳۱) یکی از اولی کسانی بود که بر روی ظرفیت تبادل کاتیونی خاکها و نقش مواد آلی خاک در CEC خاک مطالعه کرد. او در مطالعه خود لیگنین را بعنوان یک ماده هوموسی فرض کرد و مشاهده کرد که هرچه درجه تجزیه هوموس (یا همان لیگنین) بیشتر باشد مقدار CEC نیز افزایش می یابد. او نشان داد که یک رابطه خطی بین درجه تجزیه و تخریب لیگنین و میزان CEC آن وجود دارد. بطور کلی میتوان اظهار داشت که تاثیر مواد آلی بر روی CEC خاک‌های شنی بیشتر از خاک های رسی میباشد زیرا در خاک های رسی خود رس ها نیز دارای مقداری CEC حاصل از بارهای دائمی و موقتی میباشند . Allison (۱۹۷۳) نشان داد که مواد آلی در خاکهای معدنی ۳۰ تا ۴۵ درصد از CEC خاک را بر عهده دارند اما در خاکهای شنی این میزان به بیش از ۶۰ درصد و در خاک‌های آلی حتی به بیش از ۸۰ درصد میرسد. البته باید توجه داشت که مواد آلی خاک‌های مختلف با توجه به اینکه تحت شرایط متفاوتی روند هوموسی شدن را طی کرده‌اند و میزان بلوغ هوموسی متفاوتی دارند بنابراین ظرفیت تبادل کاتیونی این مواد در خاکهای مختلف با یکدیگر متفاوت خواهد بود. به همین دلیل در مطالعات مختلف میزان CEC مربوط به مواد آلی خاک و اجزاء آن (نظیر هومیک اسید و فولویک اسید) متفاوت گزارش شده است . اما بطور کلی میتوان محدوده ۱۵۰ تا ۳۰۰ میلی اکیوالان در ۱۰۰ گرم خاک را بعنوان بهترین شاخص برای CEC کل مواد آلی خاک بیان کرد . در این میان باید توجه داشت که ترکیبات هوموسی مواد آلی خاک معمولاً دارای CEC بیشتر از ۴۰۰ و اجزاء غیرآلی مثل کربوهیدرات ها معمولاً دارای CEC حدود ۸۰ میباشند. در میان مواد هوموسی نیز فولویک اسید بیشترین مقدار CEC را دارد و CEC هومیک اسید کمتر از فولویک اسید میباشد (Sparks، ۲۰۰۳). Abruna و Chandler (۱۹۵۵) در مطالعات خود مشاهده کردند که ظرفیت تبادل کاتیونی مواد آلی خاک (کل مو اد هوموسی و غیرهوموسی) معمولاً بین ۱۰۰ تا ۱۵۰ میلی اکیوالان در ۱۰۰ گرم میباشد. در مورد ظرفیت تبادل کاتیونی مواد آلی باید توجه داشت که این خاصیت در مواد آلی ناشی از تفکیک پروتون از گروه های عاملی نظیر کربوکسیل، OH فنولی و سایر گروه‌های عاملی میباشد. همچنین نکته دیگری که باید به آن توجه داشت این است که از آنجائیکه با افزایش عمق خاک، مقدار ماده آلی کاهش می یابد بنابراین میزان نقش و مشارکت مواد آلی خاک در CEC با افزایش عمق خاک کاهش می یابد (Broadbent، ۱۹۵۳).

روش های بررسی ظرفیت تبادل کاتیونی مربوط به مواد آلی‌ردخاک ها

یکی از رایجترین روش ها برای بررسی تاثیر ماده آلی بر روی CEC خاک تخریب و از بین بردن مواد آلی موجود در خاک بوسیله H_2O_2 و بررسی تغییرات میزان CEC خاک قبل و بعد از حذف مواد آلی آن میباشد .

روش دیگر برای بررسی تاثیر مواد آلی بر روی CEC خاک، جداسازی مواد آلی از خاک و اندازه گیری ظرفیت تبادل کاتیونی اجزاء مختلف مواد آلی میباشد

با توجه به مطالب گفته شده، هدف از این آزمایشات بررسی تغییرات میزان ماده آلی خاک در دو عمق مختلف و به تبع آن تغییرات ظرفیت تبادل کاتیونی و بررسی میزان تاثیر ماده آلی بر روی CEC و نیز جداسازی هومیک اسید و اندازه گیری CEC آن میباشد.

مواد و روش‌ها

خاک مورد بررسی در این آزمایش از منطقه بافت استان کرمان به آزمایشگاه منتقل شد . نمونه برداری در دو عمق متفاوت (۰-۲۵ و ۲۵-۵۰ سانتیمتری) صورت گرفت. نمونه‌های مورد نظر به مقدار کافی در پلاست یک ریخته و به آزمایشگاه منتقل شده و به منظور استفاده در آزمایشات الک شدند

جداسازی هومیک اسید خاک و اندازگیری CEC هومیک اسید

برای جداسازی هومیک اسید از خاک بدین صورت عمل شد که ابتدا حدود ۵ گرم از نمونه خاک افق سطحی در لوله های سانتریفیوژ ریخته شده و سپس به مدت ۲۴ ساعت با اسید HCl ۰.۱ مولار شیک شدند. پس از این مدت نمونه‌ها با دور ۸۰۰۰ rpm سانتریفیوژ شده و سوسپانسیون بالایی دورریز شده و نمونه ها با NaOH ۰.۵ مولار اشباع و به مدت ۲۴ ساعت شیک شدند و سپس با دور ۸۰۰۰ rpm سانتریفیوژ شدند. از آنجائیکه هومیک اسید و فولویک اسید در باز محلول میباشند ولی هومین نامحلول است بنابراین در این مرحله جزء هومین از HA و FA جدا میشود. در مرحله بعدی عصاره قلیایی حاصل از مرحله قبل با HCl ۶ مولار تیمار شد. میزان اسید اضافه شده به قدری بود که pH محلول به ۱ برسد. سپس عصاره اسیدی حاصل به مدت ۲۴ ساعت شیک شده و با دور ۸۰۰۰ rpm سانتریفیوژ شده و محلول بالایی دورریز شد. از آنجائیکه در این مرحله مقداری از ترکیبات غیر از هومیک اسید نیز همراه با HA رسوب کرده‌اند بنابراین نمونه‌ها مجدداً با NaOH ۰.۵ مولار اشباع شده و به مدت ۲۴ ساعت شیک شدند. پس از این مدت از HCl ۶ مولار برای رساندن pH محلول به ۱ استفاده میشود. پس از اینکه pH محلول بر روی ۱ تنظیم شد، سوسپانسیون با دور ۸۰۰۰ rpm سانتریفیوژ شد و محلول بالایی دور ریز شده و رسوب حاصل که هومیک اسید خالص میباشد در آون (با درجه حرارت ۷۰ درجه) خشک شده و برای اندازه گیری CEC مورد استفاده قرار گرفت. پس از جداسازی هومیک اسید از سایر اجزاء آلی خاک، مقدار ظرفیت تبادلی آن به روش اشباع با استات سدیم اندازه‌گیری شد.

نتایج و بحث

نتایج آزمایشات در جدول زیر ارئه شده‌اند:

جدول ۲- خصوصیات اندازه گیری شده در خاک

Sub-surface Soil	Surface Soil	
75	140	Available P(mg/kg)
6	37	K (mg/kg)
1.23	3.3	EC (dS/m)
7.8	8.01	pH
5.8	16.2	%OM
51.6	132	CEC (soil) (meq/100g)
17.1	18.4	$CEC_{(H2O2)}$ (meq/100g)
	438.1	$CEC_{(HA)}$ (meq/100g)

همانطور که در جدول ۲ مشاهده میشود میزان ماده آلی در افق سطحی (۰-۲۵) بسیار بیشتر از افق زیر سطحی (۲۵-۵۰) میباشد که این نشان میدهد که با افزایش عمق، میزان ماده آلی خاک کاهش می یابد . همانگونه که در جدول ۲ مشاهده میشود میزان ماده آلی در افق سطحی تقریباً ۳ برابر بیشتر از افق زیر سطحی است . البته باید توجه داشت که هر چند که میزان ماده آلی در افق زیر سطحی خیلی کمتر از افق سطحی میباشد ولی با این وجود باز هم میزان ماده آلی آن بسیار زیاد (۵.۸ درصد) می باشد. با مقایسه مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی این دو افق مشاهده میشود که ظرفیت تبادل کاتیونی افق سطحی نیز تقریباً ۳ برابر بیشتر از ظرفیت تبادل کاتیونی خاک زیر سطحی است. با مقایسه مقادیر ماده آلی این دو افق و ظرفیت تبادل کاتیونی آنها مشاهده می شود که ماده آلی تاثیر بسیار زیادی بر روی CEC داشته است بطوریکه وقتی که میزان ماده آلی در افق زیر سطحی نسبت به افق سطحی تقریباً به یک سوم کاهش یافته است میزان CEC افق زیر سطحی هم تقریباً به همان میزان کاهش یافته و به یک سوم CEC خاک سطحی رسیده است.اما زمانیکه نمونه‌های خاک با H_2O_2 تیمار شدند و در واقع ماده آلی آنها حذف شد مشاهده میشود که ظرفیت تبادل کاتیونی افق سطحی و زیر سطحی به ترتیب به ۱۶.۴ و ۱۷.۱ کاهش یافته‌اند. این نتایج در واقع نشان میدهند که در افق سطحی که میزان ماده آلی خاک بسیار زیاد است تقریباً ۸۰ درصد از CEC خاک حاصل مواد آلی خاک است و اجزاء معدنی خاک نقش بسیار کمی در CEC خاک دارند. اما با افزایش عمق مشاهده میشود که میزان تاثیر مواد آلی بر روی CEC نسبت به افق اول کاهش می یابد. البته در افق زیر سطحی نیز ماده آلی بیشترین تاثیر را بر روی CEC خاک دارد (حدود ۳۵ درصد از CEC خاک حاصل ماده آلی است) اما در مقایسه با افق سطحی مشاهده میشود که در این افق تاثیر اجزاء معدنی بیشتر میشود و بعبارت بهتر مواد و ترکیبات معدنی نقش فعالتری را در ایجاد ظرفیت تبادل کاتیونی کسب میکنند. ظرفیت تبادل کاتیونی خاک‌های آلی و افق O خاک‌های معدنی بسیار زیاد میباشد که دلیل آن به فراوانی گروه‌های عاملی کربوکسیلیک و فنولیک در این خاکها نسبت داده میشود. بطور میانگین میتوان CEC خاکهای آلی را ۱۳۰±۵۰ $cmol^{+}kg^{-1}$ بیان کرد (Sposito، ۲۰۰۰). در مورد CEC هومیک اسید باید گفت که هومیک اسید به همراه فولویک اسید جزء ترکیبات هوموسی به شمار میروند و در مقایسه با ترکیبات غیرهوموسی دارای CEC بسیار بیشتری میباشند که نتایج مشاهده شد ه در اینجا نیز موید این نکته است.

منابع

Aitken, R. L., Moody, P. W., and McKinley, P. G. (1990). Lime requirements of acidic Queensland soils. I. Relationships between soil properties and pH buffer capacity. Australian Journal of Soil Research 28, 695- 701.

Brady, N. C. (1990). 'The nature and properties of soils.' (MacMillan Publishing Company: New York.)

Clark, J. S. and Nichols, W. E. (1968). Estimation of the inorganic and oraganic pH dependent cation exchange capacity of the B horizon of podzolic and brunisolic soils. Canadian Journal of Soil Science 48, 53-63.

Fred Magdoff, Ray R.Weil. 2005. SOIL ORGANIC MATTER IN SUSTAINABLE AGRICULTUR. CRC PRESS Boca Raton London New York Washington, D.C.

Lopes, A. S. and Cox, F. R. (1977). A survey of the fertility status of surface soils under "cerrado" vegetation in Brazil. Soil Science Society of America Journal 41, 742-747.

McBride, M. B. (1994). 'Environmental chemistry of soils.' (Oxford University Press: Oxford.)

MICHAEL E. ESSINGTON, 2004. SOIL and WATER CHEMISTRY, An Integrative Approach. CRC PRESS Boca Raton London New York Washington, D.C.

Oades, J. M. (1989). An introduction to organic matter in mineral soils. In 'Minerals in soil environments. (Eds J. B. Dixon and S. B. Weed.) pp. 89-159. (Soil Science Society of America: Madison, WI.)

Peverill, K. I., Sparrow, L. A., and Reuter, D. J. (1999). 'Soil Analysis. An Interpretation Manual.' (CSIRO Publishing: Collingwood.)

Stevenson, F. J. (1994). 'Humus Chemistry. Genesis, composition, reactions.' (Wiley and Sons: New York.)

اثرآتش‌سوزی بر عناصر سنگین‌خاک در برخی از جنگل‌های سوزنی برگ شمال ایران

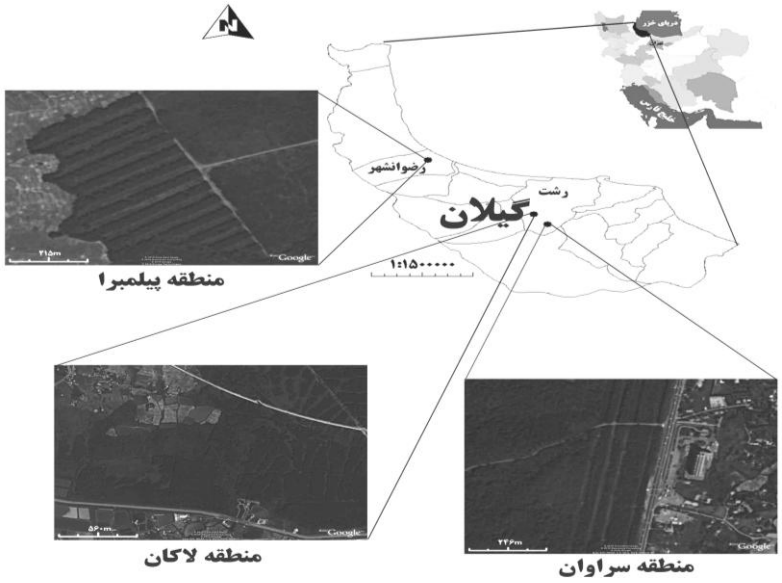
مهدی نوروزی[1]* و حسن رمضانپور[2]
[1]دانشجوی دکتری گروه خاکشناسی، دانشگاه تبریز و[2]دانشیار گروه خاکشناسی، دانشگاه گیلان
Email: Mehdi_uni2000@yahoo.com*

مقدمه

آتش‌سوزی ممکن است باعث آزاد شدن عناصر سنگین سمی در محیط زیست شود. بسیاری از خاک‌های آلوده به عناصر سنگین معمولاً با مقدار کم ماده آلی، عدم توازن pH و ناهنجاری‌های فیزیکی شناخته می شوند که خاک‌های مناطق سوخته برخی از این ویژگی‌ها را نشان می‌دهند (نوروزی و رمضانپور، ۲۰۱۳). رفتار عناصر کم مصرف از قبیل آهن، منگنز، مس، روی، بور و مولیبدن در رابطه با آتش‌سوزی به خوبی شناخته نشده است. زیرا مطالعات خاصی در رابطه با آن‌ها در دسترس نمی‌باشد. گنزالس- پررا و همکاران (۱۹۹۶) تحت پوشش گونه‌ای از کاج، مطالعه‌ای در رابطه با عنصر منگنز انجام دادند . آن‌ها، عوامل مقدار و تجزیه پذیر بودن (استخراج توسط استات آمونیوم و هیدروکینون) را دو عامل افزایش منگنز در خاک سوخته دانستند . نتایج آن‌ها نشان داد که منگنز تبادلی تغییری را نشان نداد. احتمالاً آهن، مس و روی رفتاری مشابه منگنز داشته و حرکت عمقی خیلی کمی را نشان خ‌واهند داد (سرتینی، ۲۰۰۵). هدف این مطالعه اثرات آتش سوزی بر عناصر سنگین آهن، منگنز، مس و روی در برخی خاک‌های جنگلی با پوشش سوزنی برگ در استان گیلان است.

مواد و روشها

این مطالعه در سه نهالستان پیلمبرا (واقع در عرض شمالی ۳۵ °۳۷ و طول شرقی ۴ °۴۹)، لاکان (واقع در عرض شمالی ۱۰ °۳۷ و طول شرقی ۳۵ °۴۹) و سراوان واقع در عرض شمالی ۶ °۳۷ و طول شرقی ۳۹ °۴۹) با پوشش گیاهی سوزنی برگ کاج (*Pinus taeda*) در استان گیلان انجام شد . رژیم رطوبتی این مناطق یودیک و رژیم حرارتی آن‌ها نیز ترمیک بود.

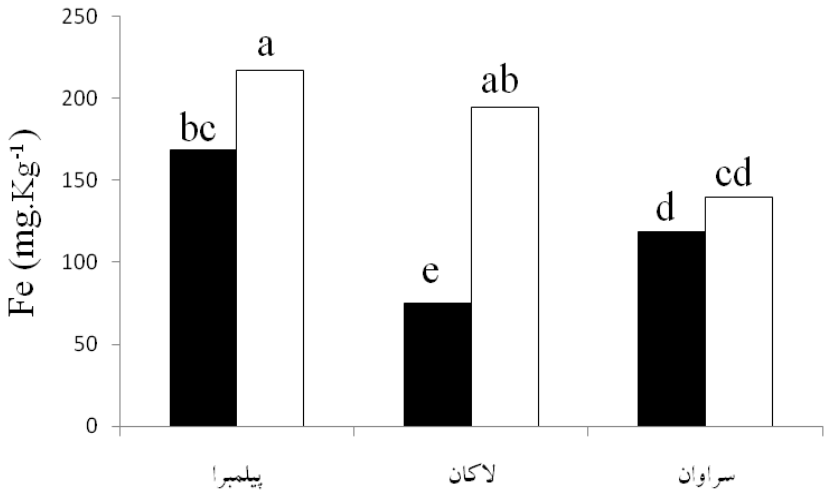


شکل ۱- مناطق مورد مطالعه در استان گیلان

نمونه‌برداری خاک از عمق‌های ۳-۰، ۶-۳ و ۹-۶ سانتی‌متر با سه تکرار از منطقه سوخته و غیرسوخته انجام شد (۵۴ نمونه خاک). نمونه برداری یک ماه پس از آتش سوزی انجام شد. جهت تعیین عناصر سنگین از دی اتیل تری آمین پنتا استیک اسید (DTPA) استفاده شد. بدین منظور ۱۰ گرم خاک توزین شد و ۲۰ میلی‌لیتر از محلول عصاره‌گیر که شامل DTPA، تری اتانول آمین (TEA) و کلرید کلسیم ($CaCl_2.2H_2O$) بود به آن اضافه گردید و پس از ۲ ساعت شیک در دمای محیط، در نهایت این سوسپانسیون سانتریفیوژ گردید با استفاده از دستگاه جذب اتمی عناصر آهن، منگنز، مس و روی اندازه گیری شد.

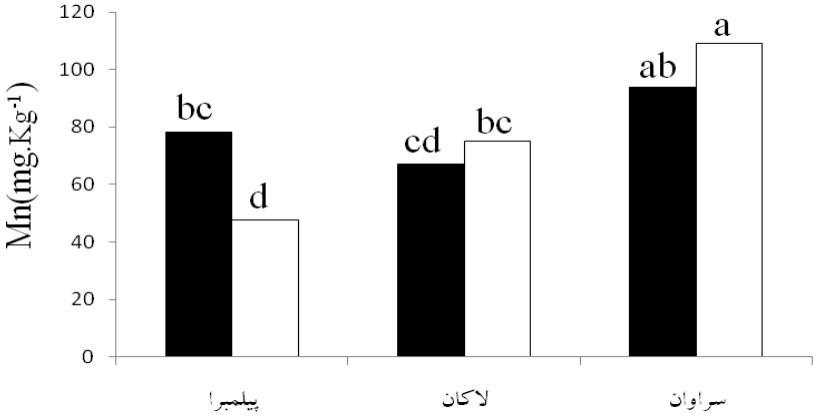
نتایج و بحث

نتایج مقایسه میانگین بین خاک ها در مناطق مورد مطالعه نشان داد که اختلاف معنی داری در مقادیر آهن، منگنز، مس و روی در مناطق سوخته و غیرسوخته مشاهده شد. مقایسه میانگین بین مقادیر آهن در خا ک‌های سوخته و غیرسوخته نشان داد که مقادیر آهن در هر سه منطقه در خاک های سوخته کمتر از خاک غیرسوخته بود (شکل ۲). در دو منطقه لاکان و پیلمبرا این اختلاف از نظر آماری معنی دار بود . تخلیه سطوح آهن در اثر آتش سوزی می تواند در اثر از دست رفتن آن در طی سوختن (گارسیا مارکو و گزالس پریتو) یا تغییر به فرم غیر محلول در خاک‌ها می باشد (بری و همکاران ۲۰۰۲).



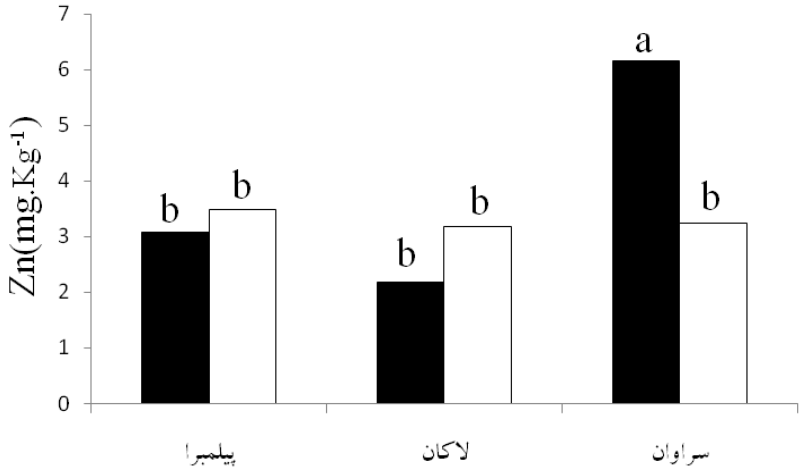
شکل ۲- تغییرات آهن در اثر آتش‌سوزی در مناطق مورد مطالعه

مقادیر منگنز در منطقه پیلمبرا بطور معنی داری در خاک سوخته بیشتر از خاک غیرسوخته بود ولی در سایر مناطق اختلاف معنی‌داری بین خاک سوخته و غیرسوخته مشاهده نشد (شکل ۳). نتایج گومز-ری و همکاران (۲۰۱۳) نشان داد که در اثر آتش سوزی فرم قابل دسترس منگنز افزایش می یابد. افزایش اولیه ممکن است به علت توزیع خاکستر پوشش گیاهی سوخته باشد که شامل مقادیر فراوانی از این عنصر بوده است (گومز-ری و همکاران، ۲۰۱۳). شکست ترکیبات کمپلکس شده منگنز با مواد آلی نیز در افزایش معنی دار مقادیر آن در خاک سوخته تاثیرگذار است (گومز-ری و همکاران، ۲۰۱۳).



شکل ۳- تغییرات منگنز در اثر آتش‌سوزی در مناطق مورد مطالعه

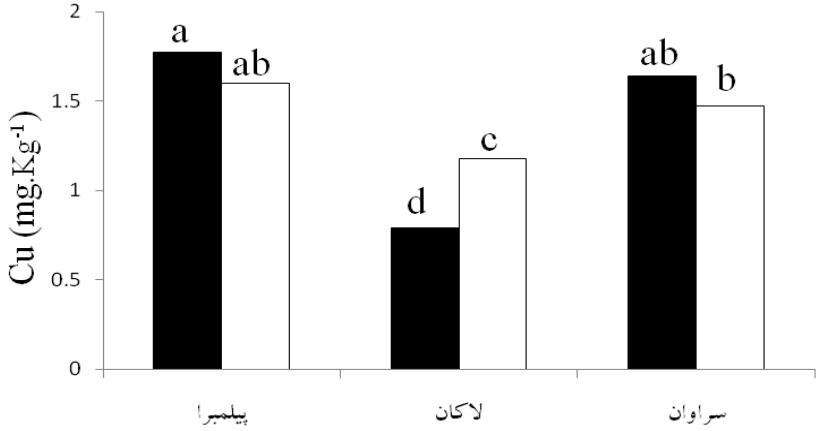
تنها اختلاف معنی دار در مقادیر روی در خاک سوخته و غیرسوخته مربوط به سراوان است که مقدار روی بطور معنی‌داری بیشتر از خاک غیرسوخته بوده است . نتایج گومز-ری و همکاران (۲۰۱۳) نشان داد که در اثر آتش-سوزی فرم قابل دسترس روی افزایش می‌یابد.



شکل ۴- تغییرات روی در اثر آتش‌سوزی در مناطق مورد مطالعه

مقادیر بالای مس در خاک غیرسوخته منطقه لاکان مشاهده شد . کاهش مقدار مس در این منطقه احتم الاً به علت تغییر در درصد اشباع بازی و افزایش مقدار pH می باشد. ه مبستگی مثبت و معنی دار (جدول ۱) بین مقدار مس و درصد اشباع بازی در خاک سوخته وجود دارد

اثرات آتش‌سوزی بر مقادیر عناصر سنگین در خاک بسیار متغیر و به بسیاری از عوامل از جمله pH، رس، کربن آلی و CEC خاک بستگی دارد و همبستگی های معنی‌دار بین عناصر سنگین و این و یژگی‌ها این مورد را تایید میکند (جدول ۱). البته باید این نکته توجه کرد که این اثرات بسته به شرایط آب و هوایی منطقه، نوع و شدت آتش‌سوزی نیز متغیر بوده و ممکن است نتایج متفاوتی ایجاد نماید. البته بطور کلی می‌توان گفت آزاد شدن این عناصر در خاک از طریق خاکستر اندام های گیاهی می‌تواند باعث افزایش مقادیر آن شود



شکل ۵- تغییرات آهن در اثر آتش‌سوزی در مناطق مورد مطالعه

		Texture			pH	EC	OC	CEC	BS
		Clay	Silt	Sand					
خاک غیرسوخته	Fe	۰/۷**	-۰/۳۴	-۰/۲۲	-۰/۵**	۰/۴*	۰/۶**	۰/۳۸*	۰/۰۴
	Mn	۰/۲۴	-۰/۱۲	-۰/۱	۰/۳۲	۰/۴*	۰/۷**	۰/۵۳**	۰/۵*
	Zn	۰/۶۸**	-۰/۲۹	-۰/۲۷	-۰/۱۱	۰/۳۹*	۰/۸۹**	۰/۶۸**	۰/۲۳
	Cu	۰/۴۵*	۰/۶**	-۰/۷**	-۰/۰۱	-۰/۴*	۰/۱	-۰/۱۶	۰/۴۱*
خاک سوخته	Fe	۰/۶**	۰/۶**	-۰/۸**	-۰/۳	-۰/۲	۰/۴*	۰/۵*	-۰/۰۴
	Mn	۰/۴*	۰/۰۴	-۰/۳	۰/۴۶*	۰/۶**	۰/۶**	۰/۷**	۰/۷**
	Zn	۰/۳۴	۰/۱۸	-۰/۳۲	۰/۲۴	۰/۶۳**	۰/۶۲**	۰/۶۴**	۰/۲۶
	Cu	۰/۵۲**	۰/۷۲**	-۰/۸**	-۰/۳۲	-۰/۲۹	۰/۴۱*	۰/۶**	۰/۳۹*

جدول ۱- ضرایب همبستگی بین غلظت عناصر سنگین در خاک‌های سوخته و غیرسوخته با ویژگی‌های خاک

منابع

Brye KR, Norman JM, and Gower ST, 2002. The fate of nutrients following three and six-year burn intervals in restored tall grass prairie in Wisconsin. American Middle Nature, 148: 28–42.

Certini G, 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. Oecologia 143: 1–10.

García-Marco S, and González-Prieto S, 2008. Shortand medium-term effects of fire and fire-fighting chemicals on soil micronutrient availability. Science of the total environment 407: 297-303.

Gonzalez Parra J, Cala Rivero V, and Iglesias Lopez T, 1996. Forms of Mn in soils affected by a forest fire. Science of Total Environment 181: 231–236.

Norouzi M, and Ramezanpour H, 2013. Effect of fire on chemical forms of iron and manganese in forest soils of Iran. Environmental Forensics 14:169–177.

Gómez-Rey MX, Couto-Vazquez A, García-Marco S, and González-Prieto SJ, 2013. Impact of fire and post-fire management techniques on soil chemical properties. Geoderma 195–196:155–164.

اثر نوع و سطوح مواد آلی بر جذب سطحی مس در یک خاک آهکی استان فارس

آیناز ارازی[1]، جعفر یثربی[2] و نجفعلی کریمیان[3]
۱- دانشجوی کارشناسی‌ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات فارس
۲- استاد گروه علوم خاک دانشگاه‌شیراز
۳- استاد گروه علوم خاک دانشگاه‌شیراز

مقدمه

مس به‌شدت جذب رس و مواد آلی می شود زیرا تحرک و پویایی مس در خاک ناچیز است بنابراین خاک‌های آلی مس را به شدت تثبیت می کنند. در خاک‌های آلی مس با اسیدهای هیومیک و فولیک پیوند محکمی ایجاد کرده و در نهایت تشکیل کمپلکس های مس – ماده آلی با وزن مولکولی زیاد را می دهد (جونز و بلینگ، ۱۹۶۷).

زو و وانگ (۲۰۰۱) گزارش کردند با کاربرد لجن فاضلاب و کمپوست لجن فاضلاب در خاک اسیدی و آهکی جذب سطحی مس به طور مشخصی کاهش می یابد به خ صوص در خاک های آهکی و همدماهای جذب سطحی مس را با معادله فروندلیچ توصیف کردند ضریب K_F را به عنوان ضریب توزیع تعادل (Equilibrium Partition) و توان $1/n$ را به عنوان شدت جذب معرفی کردند و بیان داشتند که ضریب K_F با ظرفیت جذب سطحی خاک ها رابطه مثبت دارد.

هالفورد (۱۹۷۹) گزارش کرد که کاربرد لجن به طور معنی داری ($P < ٪۵$)، پارامتر n را که در معادله فروندلیچ بیانگر شدت جذب است کاهش می‌دهد.

اهداف این تحقیق اینست که با کاربرد مواد آلی مختلف (ورمی‌کمپوست، کمپوست، کود مرغی و گوسفندی) به خاک و بررسی همدمای جذب سطحی فروندلیچ در یک خاک آهکی مشخص کرد که این مواد چه تاثیری روی جذب سطحی مس دارند و همچنین این مواد چه اثری بر ضرایب این معادله دارند. از آنجایی که در خاک مورد مطالعه در ایستگاه تحقیقاتی دانشگاه علوم و تحقیقات فارس مطالعاتی با مواد آلی مختلف بر جذب سطحی مس انجام نگرفته لذا این پژوهش جهت بررسی این موضوع صورت گرفته است.

مواد و روشها

ابتدا ۱۰ نمونه خاک از عمق ۳۰-۰ سانتی متری منطقه ایستگاه تحقیقاتی دانشگاه علوم و تحقیقات استان فارس نمونه برداری گردید . جهت آزمایش جذب سطحی مس از چهار نمونه کود آلی (کمپوست، ورمی - کمپوست، کود مرغی و کود گوسفندی) در چهار سطح (۰، ۱، ۲ و ۴ درصد) در سه تکرار که به صورت فاکتوریل ۴×۴ در قالب طرح آماری کاملاً تصادفی اجرا گردید، استفاده شد. با توجه به تیمارهای آزمایش، تعداد ۴۸ ظرف پلاستیکی ۳۰۰ گرمی انتخاب و شماره گذاری گردید. تیمارهای کودی را وزن و با ۲۰۰ گرم خاک به خوبی مخلوط و به ظرف های فوق منتقل کردیم سپس مقدار دو گرم خاک از هر تیمار را در لوله سانتریفوژ ۵۰ میلی-لیتری ریخته و به هر کدام ۴۰ میلی‌لیتر از محلول حاوی سولفات مس که در کلرید کلسیم یک صدم مولار، به

غلظت‌های اولیه (۱۰۰، ۲۰۰، ۳۰۰، ۴۰۰، ۵۰۰، ۶۰۰، ۸۰۰، ۱۰۰۰، ۱۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر که در کلرید کلسیم یک صدم مولار) تهیه شده بود اضافه نمودیم در محلول زلال به دست آمده غلظت مس با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت شد. در این آزمایش، معادله های همدمای جذب سطحی فروندلیچ بررسی شد و ضرایب این معادله محاسبه شد.

معادله خطی فروندلیچ (زو و وانگ، ۲۰۰۱).

$$\log (x/m) = \log K_F + 1/n \log C_F$$

x/m : مقدار مس جذب سحی شده (mg/kg)

C_F: غلظت مس تعادل (mg/l)

K_F: ضریب توزیع تعادل

$1/n$: شدت جذب

با استفاده از یک رابطه رگرسیونی خطی بین $\log C_F$ و $\log X$ در معادله فروندلیچ می توان ضرایب K_F (عرض از مبدأ) و $1/n$ (شیب) را به دست آورد.

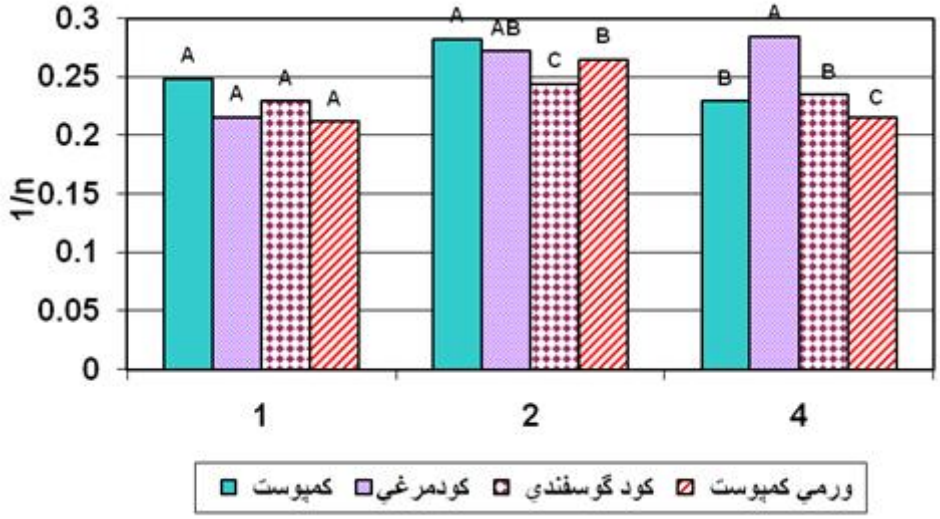
نتایج و بحث

در جدول شماره ۱ مقدار ضریب تبیین (R^2) و مقدار ضریب $1/n$ و مقدار ضریب K_F تیمارهای مختلف نشان داده شده است همانطور که مشاهده می کنید بیشترین مقدار ضریب تبیین (R^2)، بیشترین مقدار ضریب $1/n$ و کمترین مقدار ضریب K_F مربوط به کود مرغی در سطح چهار درصد می‌باشد.

جدول۱- ضرایب معادله فروندلیچ برای ایزوترم‌های جذب سطحی مس

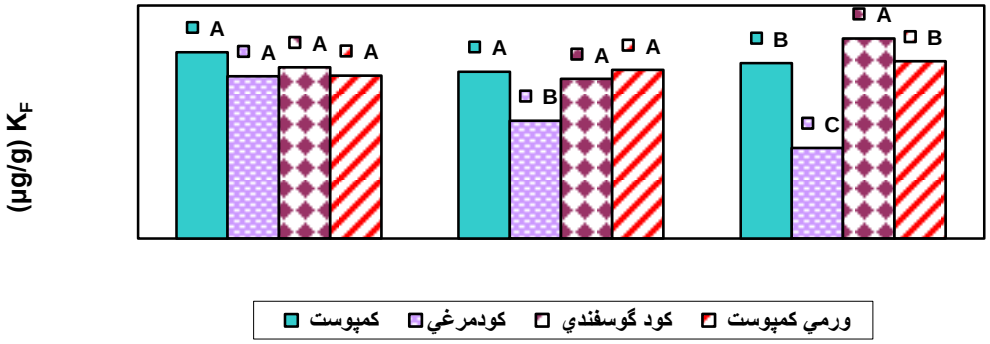
تیمار	R^2	$1/n$	K_F
کمپوست ۱٪	۰/۹۱۳	۰/۲۴۸	۴۰۰۰
کود مرغی ۱٪	۰/۸۷۴	۰/۲۱۵	۳۴۸۴
گوسفندی ۱٪	۰/۸۷۴	۰/۲۲۹	۳۶۷۶
ورمی‌کمپوست ۱٪	۰/۹۲۵	۰/۲۱۲	۳۴۹۴
کمپوست ۲٪	۰/۹۰۹	۰/۲۸۳	۳۵۸۰
کود مرغی ۲٪	۰/۸۷۰	۰/۲۷۲	۲۵۲۵
گوسفندی ۲٪	۰/۸۹۰	۰/۲۴۴	۳۴۲۶
ورمی‌کمپوست ۲٪	۰/۸۹۲	۰/۲۶۵	۳۶۱۸
کمپوست ۴٪	۰/۹۰۰	۰/۲۲۹	۳۷۶۶
کود مرغی ۴٪	۰/۹۵۵	۰/۲۸۴	۱۹۴۲
گوسفندی ۴٪	۰/۹۱۵	۰/۲۳۵	۴۲۸۹
ورمی کمپوست ۴٪	۰/۹۰۷	۰/۲۱۵	۳۸۰۱

همانطور که در شکل ۱ مشاهده می‌کنید با افزایش سطح ماده آلی در خاک تیمار شده با کود مرغی شدت جذب (1/n) بیشتر می شود.



شکل ۱- مقایسه ضرایب ثابت1/n همدماهای جذب سطحی مس در خاک تیمار شده با کودهای آلی مختلف در سطوح مختلف در سطح۵ درصد با آزمون دانکن در هر ستون با حرف-های مشابه از لحاظ آماری طبق آزمون دانکن تفاوت معنی‌داری ندارند

همانطور که در شکل ۲ مشاهده می‌کنید در سطوح یک، دو و چهار درصد کود مرغی K_F (ضریب توزیع) پایین تری نسبت به کودهای کمپوست، گوسفندی و ورمی کمپوست دارد که بیانگر این موضوع است زمانی که کود مرغی در تیمارها استفاده می شود، مس بیشتری در فاز محلول مانده برای انتقال، واکنش های شیمیایی و جذب گیاه در دسترس تر می‌باشد و در نتیجه به نظر می‌رسد کود مرغی از سایر کودها مناسب تر باشد.



شکل ۲- مقایسه ضریب ثابت K_F همدماهای جذب سطحی مس در خاک تیمار شده با کودهای آلی مختلف در سطوح مختلف در سطح ۵ درصد با آزمون دانکن. در هر ستون با حرف های مشابه از لحاظ آماری طبق آزمون دانکن تفاوت معنی‌داری ندارند

منابع

Halford ICR, 1979. Evaluation of soil phosphorus buffering indices. Aust. J. Soil Res. 17:495-540.

Jones GB and Belling GB, 1967. Movement of copper, molybdenum, and selenium in soil as indicated by radioactive isotopes. Aust. J. Agric. Res. 18: 733-740.

Zho LX and Wong JWC, 2001. Effect of dissolved organic matter from sludge and sludge compost on soil copper sorption. J. Environ. Qual. 30:875-883.

تاثیر گچ بر روی استخراج فسفر قابل استفاده گیاه درخاک

پریسا مشایخی[1]، علیرضا مرجوی[1]
۱-کارشناسان ارشد موسسه تحقیقات آب و خاک

مقدمه

انتخاب میزان صحیح عناصر غذایی مورد نیاز گیاه، تحت تاثیر آگاهی از نیاز گیاه به عنصر غذایی و نیز قدرت تامین عنصر غذایی توسط خاک می باشد. از آنجایی که روش های مختلف استخراج هر عنصر از خاک ممکن است در برخی شرایط در کنار فرم قابل دسترس برای گیاه بخشی از فاز تثبیت شده را نیز جدا نماید، به همین دلیل عصاره گیر انتخاب شده در هر منطقه باید متناسب با خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک آن منطقه باشد(مایرز،۲۰۰۵). روش متداول برای تعیین میزان فسفر قابل استفاده گیاه در کشور ما، با توجه به ماهیت آهکی خاک های اکثر مناطق، روش اولسن است. در حالیکه وسعت قابل توجهی از اراضی کشور به ویژه در مناطق جنوبی و مرکزی را خاک های گچی تشکیل می دهند و هزاران هکتار از این خاک ها تحت کشت محصولات مختلف قرار دارند. خاک های گچی یکی از خاکهای مساله دار مناطق خشک می باشند که به علت عدم وجود دانش کافی درباره آنها و آشنایی لازم با مدیریت این خاک ها معضلات آنها رو به تزاید است(محمودی، ۱۳۷۳). از طرفی گچ و آهک از نظر ماهیت شیمیایی و رفتار در خاک با هم متفاوتند (پناهی،۱۹۹۷). بنابراین انجام چنین تحقیقاتی برای حصول اطمینان از مناسب بودن روش اولسن برای خاک های گچی ضروری می نماید.

مواد و روشها

برای انجام این تحقیق یک آزمایش گلدانی بر روی گندم با ۳۰ نمونه خاک که از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی مختلف از جمله گچ در محدوده وسیعی قرار داشتند(جدول ۱) طراحی شد.

جدول ۱- دامنه تغییرات خصوصیات خاک های مورد مطالعه

EC dS/m	pH	فسفر (اولسن) Mg/kg	کربن آلی %	شن %	سیلت %	رس %	آهک %	گچ %
۱/۳ -۸	۸-۷	۴۰- ۰/۹	۲-۰/۱	۸۲-۱۲	۴۶/۶-۴/۶	۵۳/۲-۹/۲	۶۰- ۲۰	۲۱-۰/۲

آزمایش به صورت فاکتوریل(فاکتور اول شامل ۳۰ نمونه خاک و فاکتور دوم کود فسفره در دو سطح۰و ۵۰ میلی گرم P_2O_5 در هرکیلو گرم خاک) در ۳ تکرار در قالب طرح کاملاً تصادفی به اجرا در آمد. فسفر قابل استفاده گیاه با روش های اولسن(اولسن،۱۹۵۴)،سلطانپور(سلطانپور،۱۹۹۷)،مهلیچ۳(مهلیچ،۱۹۷۸) و عصاره اشباع با آب مقطر(پوئت،۱۹۹۹) استخراج شد. مقادیر لازم کود ازته و کود پتاسیمی با توجه به نتایج آزمون خاک به هر گلدان

اضافه و بذور گندم کاشته شد. برداشت گیاه۶۰ روز پس از کاشت انجام گرفت. ضرایب همبستگی(r)بین فسفر استخراج شده از خاک توسط عصاره‌گیرها با فاکتورهای گیاهی از جمله غلظت فسفر در گیاه و عملکرد وزن خشک، عملکـــرد نسبی،و افزایش عملکرد ، و نیز با خصوصیات خاک مانند درصدگچ، ماده آلی، و ... بررسی شد. برای روشن شدن تأثیر گچ در استخراج فسفر، خاکها به دو دسته(کمتر از ۵٪ گچ و بیشتر از ۵٪ گچ) تقسیم و رابطه بین فسفر استخراج شده توسط هر عصاره گیر با فسفر محلول در هر دو گروه بصورت مجزا بررسی گردید.

نتایج و بحث

طبق نتایج به دست آمده میـانگین فسفر اسـتخراجی به صورت مهلیچ-><اولسن><سلطانپور><عصاره اشباع بود که با نتایج پژوهش های سایر محققین از جمله حسین پور و قانع(۲۰۰۶) مشابه می باشد. در این مطالعه مانند تحقیقات صورت گرفته توسط محققینی چون ایندیتی و راسی (۱۹۹۹) بیشترین میزان همبستگی از نظر استخراج فسفر قابل استفاده گیاه، بین روش سلطانپور با روش اولسن ملاحظه شد(**۰/۹۷ =r^2) (جـدول ۲).

جدول ۲- ضرایب همبستگی خطی بین فسفر استخراج شده بوسیله روشهای مختلف عصاره گیری

روش عصاره گیری	اولسن	سلطانپور	مهلیچ۳
عصاره اشباع	^{ns}۰/۰۶	^{ns}۰/۱۶	^{ns}۰/۱۴
مهلیچ	۰/۷۸ **	۰/۷۶ **	
سلطانپور	۰/۹۷ **		

** معنی دار در سطح ۱ درصد ، ns غیر معنی دار درسطح ۵ درصد

مطالعه همبـــستگی بـــین فسفر اســـتخراجی از روش های مختلف و خصوصیات مختلف خاک نشان داد فسفر استخراج شده توسط عصاره اشباع با هیچ یک از پارامترهای اندازه‌گیری شده همبستگی نداشته است. اما در روش اولسن بیشترین میزان همبستگی با فاکتورهای مذکور و بعد از آن و با اختلاف بسیار کمی روش سلطانپور قرار گرفت(جدول ۳). همین نتیجه در ارتباط با فاکتور های گیاهی مورد مطالعه نیز حاصل شد(جدول ۴)

جدول۳- همبستگی مقادیرفسفر استخراجی با خصوصیات خاک

فاکتور	اولسن	سلطانپور	مهلیچ۳	عصاره اشباع
pH	**۰/۴۵	**۰/۴۳	*۰/۳۹	۰/۰۱۷^{ns}
آهک	**-۰/۵۲	**-۰/۴۹	*-۰/۴۰	-۰/۱۲^{ns}
گچ	*-۰/۴۸	*-۰/۴۹	**-۰/۵۹	-۰/۲۳^{ns}
مواد آلی	**۰/۵۱	**۰/۴۸	**۰/۴۷	۰/۰۵^{ns}
درصد رس	**-۰/۵۷	*-۰/۵۲	*-۰/۵۲	۰/۰۹^{ns}

** معنی دار در سطح ۱ درصد، * معنی دار درسطح ۵ درصد، ns غیر معنی دار درسطح ۵ درصد

جدول ۴ – همبستگی فسفر استخراجی به روشهای مختلف عصاره گیری با شاخصهای گیاهی

روش عصاره گیری	عملکرد وزن خشکg/pot	غلظت فسفردر گیاه	راندمان جذب فسفر	میزان جذب فسفر در اندام هوایی
اولسن	**۰/۷۸	**۰/۷۸	**۰/۶۱	**۰/۸۰
سلطانپور	**۰/۷۲	**۰/۷۵	**۰/۵۸	**۰/۷۷
مهلیچ	**۰/۶۴	**۰/۵۶	*۰/۵۰	**۰/۵۷
عصاره اشباع	۰/۲۲ns	۰/۲۲ns	۰/۱ ns	۰/۱۸ ns

** معنی دار در سطح ۱ درصد، * معنی دار درسطح ۵ درصد، ns غیر معنی دار درسطح ۵ درصد

انجام آزمون t در ۲ گروه خاک با مقادیر زیر ۵ و بالای ۵ درصد نشان داد که روش سلطانپور بهتر از همه تفاوت بین دو سطح گچ را از نظر میزان فسفر استخراجی نشان می دهد(بسیار معنی دار) (جدول ۵). از سوی دیگر با توجه به جدول ۴ بیشترین همبستگی منفی بین میزان گچ موجود در خاک و روش ها مربوط به روش مهلیچ (r= ۰/۵۹**) و پس از آن به ترتیب روش های سلطانپور و اولسن قرار گرفتند. ماتولا و همکاران(۲۰۰۵) هم نتایج مشابهی را دراین ارتباط گزارش نمودند. در کل عصاره گیر اولسن با داشتن همبستگی بالا با فاکتور های گیاهی مطالعه، برای استخراج فسفر قابل استفاده گیاه در خاک های مورد مطالعه روش مناسبی است. به نظر می رسد روش عصاره گیری سلطانپور، با توانایی عصاره گیری همزمان عناصر پر مصرف و کم مصرف ازخاک و در نتیجه صرفه جویی در زمان انجام آزمایشات و مواد شیمیایی مورد استفاده می تواند جاگزین مطمئن و مناسبی برای روش اولسن باشد.

جدول۵- نتیجه آزمون t برای روش های عصاره گیری مهلیچ، اولسن و سلطانپور

گروه	تعداد	میانگین فسفر استخراج شده توسط روش اولسن	میانگین فسفر استخراج شده توسط روش مهلیچ	میانگین فسفر استخراج شده توسط روش سلطانپور
۱(زیر ۵ ٪)	۲۲	۱۹/۶۱ **	۴۴/۱ **	۹/۵
۲(بالای ۵ ٪)	۸	۳/۷۵ *	۱۲/۵۱*	۱/۰۶ *
F		۰/۰۰۸۵ **	۰/۰۸۸۶ *	۰/۰۰۰۰ ***

*و ** و ***به ترتیب معنی دار در سطح احتمال ۵ و ۱ درصد و بسیار معنی دار

منابع

۱- محمودی ش، ۱۳۷۷. مدیریت و ارزیابی تناسب اراضی. ویژه نامه خاک های گچی. مجله علمی و پژوهشی خاک و آب، جلد ۱۲، شماره ۲.

2- Hosseinpur AR and Ghannee AH, 2006. Comparison of Iron Oxide, Impregnated paper strips with other extractants in determinating available soil phosphorus. Communications in Soil Science and Plant Analysis 37(5&6): 889-897.
3- Indiati R and Rossi N, 1999. Extractability of residual phosphorus from highly manured soils, Ital. J. Agron 3(2):63-73.
4- Matula J and Pechova M, 2005. Influence of gypsum treatment on extractability of nutrients from soils, Plant Soil Environ 51(8):368-375.
5- Mehlich A, 1978. New extrant for soil test evaluation of phosphorus, potassiumT magnesiumT calsiomT sodiumT manganese and zink. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 9(6): 477-499.
6- Myers RG, Sharply AN and Pierzynski GM, 2005. Ion sink phosphorus extraction methods applied on 24 soils from the continental USA, Soil Science Society of America Journal: 511-521.
7- Olsen SR, Cole CV, Watanabe FS and Dean LD, 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarnonate, U. S. Dep of gric. Cric. 939
8- Panahi KH, 1997. The effects of gypsum on the sorption reactions of phosphate in some calcareous soil, Thesis in fulfilment for the requirements for the degree of Doctor of Philosophy. Department of Soil Science Reading University,UK.
9- Pote DH, Daniel TC, Nichols DJ, Moore PA, Miller D.M and Edwards DR, 1999. Seasonal and soil-drying effects on run off phosphorus relationships to soil phosphorus. Soil Science Society of America Journal, 63:1006–1012.
10- Soltanpour PN and Schwab AP, 1997. A new soil test for simultaneous extraction. (pp.403-427). In :Methods of soil analysis.Part 2. Chemical and Macrobiological properties, Miller RH. and Keeney DR, 1982. Madison, Wisconsin USA.

ارزیابی عصاره گیر سلطانپور به عنوان یک عصاره گیر همزمان برای تخمین فسفر قابل استفاده گیاه در خاک های آهکی

پریسا مشایخی[1]، علیرضا مرجوی[2]

۱- کارشناس ارشد موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه

آزمون خاک مهمترین ضمانت در مصرف بهینه کودها است(سیمز وهمکاران،۱۹۹۸). در کشور ما با توجه به ماهیت آهکی خاک های اکثر مناطق،از روش اولسن(اولسن،۱۹۵۴) در تعیین فسفر قابل استفاده گیاه استفاده می شود. سلطانپور(۱۹۹۷) در تحقیقات خود به این نتیجه رسید که مخلوط بیکربنات آمونیم و DTPA برای استخراج فسفر قابل استفاده گیاه در خاک های قلیایی مناسب بوده و همبستگی بالایی با روش اولسن دارد. المصطفی و اید(۱۹۸۹) نیز در مطالعات خود این روش عصاره گیری همزمان را جایگزین مناسبی برای روش اولسن برای خاکهای عربستان معرفی نمودند. با توجه به اینکه عصاره گیری همزمان عناصر پر نیاز و کم نیاز به صرفه جویی در زمان و هزینه انجام جداگانه آزمایشات می انجامد لذا ارزیابی این روش در خاک های آهکی کشور برای حصول اطمینان از مناسب بودن آن در استخراج فسفر قابل استفاده گیاه و امکان استفاده از آن به جای روش متداول اولسن در این خاک ها از اهداف اصلی این مطالعه است است.

مواد و روشها

این مطالعه بر روی ۵۰ نمونه خاک متفاوت که میزان آهک آنها بین ۲۰تا ۶۰ در صد متغیر بود صورت گرفت. مشخصات این خاکها در جدول ۱ آمده است. این آزمایش به صورت فاکتوریل (فاکتور اول شامل ۵۰ نمونه خاک و فاکتور دوم کود فسفره در دو سطح۰و ۵۰ میلی گرم P_2O_5 در هرکیلو گرم خاک) در ۳ تکرار در قالب طرح کاملاً تصادفی به اجرا در آمد. فسفر قابل استفاده گیاه در خاکهای مورد نظر پس از غربال شدن با الک ۲ میلی متری با روش های اولسن و سلطانپور استخراج شد. سپس برای مرحله کشت گیاه مقادیر لازم کود ازته و کود پتاسیمی مورد نیاز برای هر نوع خاک با توجه به نتایج آزمون خاک به هر گلدان اضافه و بذور گندم کاشته شد. برداشت گیاه۶۰ روز پس از کاشت انجام گرفت. ضرایب همبستگی(r)بین فسفر استخراج شده از خاک توسط عصاره‌گیرها با فاکتورهای گیاهی از جمله غلظت فسفر در گیاه و عملکرد وزن خشک، عملکـــرد نسبی،و افزایش عملکرد ، و نیز با خصوصیات خاک مانند بافت، ماده آلی، و ... بررسی شد. در نهایت حد بحرانی فسفر برای گیاه گندم توسط روش کیت–نلسون تعیین شد.

جدول ۱- دامنه تغییرات خصوصیات خاک های مورد مطالعه

EC dS/m	pH	کربن آلی %	شن %	سیلت %	رس %	فسفر (اولسن) ppm	آهک %
۱/۳ -۸	۸-۷	۰/۱-۱/۵	۱۲-۸۲	۴/۶-۴۶/۶	۹/۲-۵۳/۲	۱-۴۰	۲۰-۶۰

نتایج و بحث

میانگین فسفر آزاد شده برای روش اولسن ۱۵/۳۸و برای روش سلطانپور ۷/۳۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک است که از نظر مقایسه میانگین‌ها به روش دانکن در ۲ گروه آماری متفاوت قرار گرفتند.در این مطالعه همبستگی بالایی بین روش سلطانپور با روش اولسن از نظر استخراج میزان فسفر قابل استفاده گیاه مشاهده شد(**r=۰/۹۷). ایندیتی و راسی (۱۹۹۹) و سلطانپور(۱۹۹۷) طی انجام تحقیقات خود در مقایسه عصاره‌گیرهای مختلف فسفر همین نتیجه را گزارش نمودند.

جدول۲ - میانگین و دامنه تغییرات فسفر استخراجی از عصاره گیرهای مختلف

عصاره گیرها	دامنه تغییرات mg/kg		میانگین mg/kg
	حداقل	حداکثر	
اولسن	۰/۱۶	۶۷/۱۷	۱۵/۳۸
سلطانپور	۰/۲	۳۶/۸	۷/۳

نتایج حاصل از مطالعه تأثیر عوامل خاکی از قبیل شوری، اسیدیته، بافت وکربن آلی بر مقادیر فسفر استخراجی به وسیله عصاره گیرهای مختلف، در جدول ۳ آمده است.

جدول۳- همبستگی مقادیرفسفر استخراجی با خصوصیات خاک

	pH	آهک	گچ	مواد آلی	درصد رس
اولسن	۰/۴۵**	-۰/۵۲**	-۰/۴۹*	۰/۵۱**	-۰/۵۷**
سلطانپور	۰/۴۳**	-۰/۴۹**	-۰/۴۹*	۰/۴۸**	-۰/۵۲*

** و * به ترتیب معنی دار در سطح ۱ و ۵ درصد ns غیر معنی دار درسطح ۵ درصد

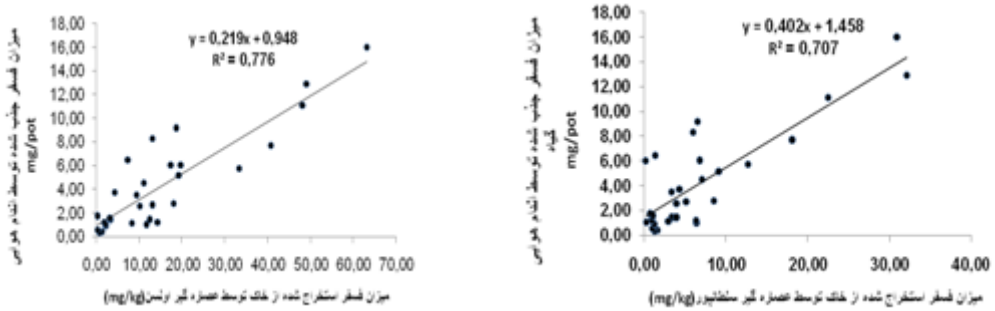
با توجه به جدول فوق روش سلطانپور از نظر میزان همبستگی منفی با مقدار آهک موجود در خاک تفاوت زیادی با روش اولسن نداشته ودر سطح ۱ درصد نیز معنی دار بوده است. همین رویه برای خصوصیات دیگر خاک از قبیل درصد ماده آلی، اسیدیته و درصد رس هم صادق بود. این نتیجه قبلا توسط آرشد و همکاران(۲۰۰۰) هم گزارش شده است. ارتباط منطقی مقدار جذب یک عنصر به وسیله گیاه با مقدار قابل جذب آن عنصر در خاک باعث شده که این موضوع به عنوان یکی از معیارهای انتخاب عصاره گیر مناسب در نظر گرفته شود. به همین دلیل همبستگی خطی فسفر استخراجی از ۳۰ نمونه خاک مورد مطالعه به وسیله عصاره گیرهای مورد نظر و شاخص های گیاهی مطابق جدول۴ ، مورد بررسی قرار گرفت.

جدول ۴ – همبستگی بین فسفر استخراجی توسط روشهای عصاره گیری اولسن و سلطانپور با شاخصهای گیاهی

فاکتور گیاهی	عملکرد وزن خشکg/pot	غلظت فسفردر گیاه%	راندمان جذب فسفر	جذب فسفر در اندام هوایی
اولسن	۰/۷۸**	۰/۷۸**	۰/۶۱**	۰/۸۰**
سلطانپور	۰/۷۲**	۰/۷۵**	۰/۵۸**	۰/۷۷**

*و** به ترتیب معنی دار در سطح ۵ و ۱ درصد و ns غیر معنی دار درسطح ۵ درصد

به طـــوری که مـلاحظه مـی شود. پس از روش اولسن، روش سلطانپور ضرایب همبستگی بالایی با فاکتورهای گیاهی ذکر شده داشت که در تمامی موارد در سطح ۱ درصد معنی دار بوده است. رابطه بین میزان جذب فسفر در گیاه و فسفر استخراج شده از خاک توسط روش های اولسن و سلطانپور در شکل ۱ نشان داده شده است.در نهایت از روش گرافیکی کیت–نلسون برای تعیین حد بحرانی فسفر برای گیاه گندم استفاده شد. در این مطالعه حد بحرانی فسفر در عصاره گیری به روش اولسن برابر با ۱۵و برای عصاره گیر سلطانپور حدود ۶/۵ بوده است که با نتایج تحقیقات المصطفی و اید(۱۹۸۹) بر روی خاک های عربستان مشابه است. بنابراین به نظر میرسد که در خاک های آهکی روش عصاره گیری سلطانپور جاگزین مطمئن و مناسبی برای روش اولسن در استخراج فسفر قابل استفاده گیاه بوده است.



شکل ۱- رابطه بین میزان جذب فسفر در گیاه و فسفر استخراجی در روش های اولسن و سلطانپور

المصطفی و اید(۱۹۸۹) هم با انجام آزمایشاتی ضمن تایید وجود همبستگی بالا بین روش‌های عصاره‌گیری اولسن و سلطانپور، روش سلطانپور را به دلیل توانایی استخراج همزمان عناصر پر و کم نیاز بهتر و کاراتر از روش اولسن برای استخراج فسفر معرفی نمودند.

منابع

Al-Mostafa WA and Ayed IA, 1989. Comparison of varios extrants for evaluating phosphorus availability to plants in Saudi Arabia soils. J. King Saud Univ. Agricu. Sci 10(1&2): 145-153.

Arshed R, Salim M and Yoosal M. 2000, Soil properties related to phosphorus sorption as cribbed by modified freundlich equation in some soils. phosphorus sorption in soil. Int. J . Agri. Biol 12(4).

Indiati R and Rossi N, 1999. Extractability of residual phosphorus from highly manured soils. Ital. J. Agron 3(2):63-73.

Olsen SR, Cole CV, Watanabe FS and Dean LD, 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarnonate, U. S. Dep of gric. Cric.939

Sims JT, 1998. Soil testing for phosphorus: Environmental uses and implications. Bull. No. 389. Univ. Delaware, Newark, DE.

Soltanpour PN and Schwab AP, 1997. A new soil test for simultaneous extraction .(pp.403-427) . In :Methods of soil analysis.Part 2. Chemical and Macrobiological properties. Miller, R. H. and D.R, Keeney. 1982. Madison, Wisconsin USA.

ارزیابی روند تجزیه و انتقال متری بیوزین در برخی از خاک های ایران

محمد رضا ریگی[1]، محسن فرحبخش[2]، غلامرضا ثواقبی فیروز آبادی[2]، کرامت اله رضایی[3]
به ترتیب: دانشجوی دکتری[1]، عضو هیات علمی گروه مهندسی علوم خاک[2]، عضو هیات علمی گروه صنایع غذایی[3]، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه تهران.

مقدمه

امروزه بعلت احتمال اثرات سمی آفت کش ها بر سلامت انسان و در محیط زیست، قوانین سختگیرانه‌ای برای استفاده از این ترکیبات در تمامی دنیا بویژه در کشور های توسعه یافته وضع شده است. اگرچه پیشرفت‌هایی در زمینه کنترل بیولوژیکی آفات صورت گرفته، اما با این حال برای افزایش تولید و از بین بردن بیماری ها چاره ای جز مصرف آفت‌کش‌ها نیست. علف‌کش‌ها مهمترین آفت کش ها محسوب می شوند (Tadeo, J. L., 2008).
متری بیوزین (Metribuzin) علف‌کشی از خانواده تریازین ها (Triazins) می باشد. علف‌کشی است انتخابی و پیش رویشی که برای مبارزه با گراس های یکساله و تعداد زیادی از پهن برگ ها مصرف می شود. تاثیر آن از طریق جلوگیری از فتوسنتز گیاه (فتوسیستم II) صورت می گیرد. (موسوی، ۱۳۷۶). افزایش روزافزون مصرف آفت کش ها در خاک های کشاورزی سبب تمایل به بررسی سرنوشت و انتقال این ترکیبات در خاک ها شده است. انتقال و سرنوشت ترکیبات آلی تحت تاثیر فرایندهای مختلفی شامل تصعید، آبشویی، جذب سطحی و تجزیه شیمیایی و زیستی می باشد. (Hegeman, et al. 1995).
پیتی‌گرو و نیلور (۱۹۸۵) گزارش نمودند که تجزیه متری بیوزین با معادله سنتیکی مرتبه دوم بهتر توصیف گردید و مقدار تجزیه بسته به نوع ماده آلی مصرفی در خاک می باشد. سویج (۱۹۷۷) نشان داد که سمیت متری بیوزین چند هفته بعد از مصرف در چندین خاک برطرف گردید که این مدت زمان پایداری اثر سمیت علف کش بستگی به نوع خاک دارد. تجزیه متری بیوزین در خاک هایی که اتوکلاو نشده و یا با گلوکز غنی شده، سریعتر از خاک های اتوکلاو شده می باشد. لاگات و همکاران (۲۰۱۱) تاثیر پارامترهای فیزیکوشیمیایی و محیطی را بر تحرک متری بیوزین مورد مطالعه قرار دادند. مقادیر ضریب جذب فروندلیچ (K_f) ۱۴/۹ بوده که نشان می دهد جذب تابعی از غلظت های علف‌کش می‌باشد و مقدار 1/n برابر با ۰/۲ میکروگرم در لیتر بوده که بیانگر درجه جذب علف‌کش می باشد. در آزمایش آبشویی مقدار متری بیوزین شسته شده ۸۹/۸۳ درصد مقدار مصرف شده بوده که ناشی از اثرات عوامل فیزیکوشیمیایی و شرایط آب و هوایی می باشد.
با توجه به اینکه طی سالیان متمادی علف‌کش متری بیوزین در اراضی کشاورزی در ایران استفاده شده و مشاهده شده است که، علی‌رغم مصرف مقادیر بالایی از این علف‌کش، تاثیر قابل توجهی بر حذف علف‌های هرز نداشته است. در این تحقیق روند تجزیه و انتقال این علف کش در خاک هایی با ویژگی های مختلف مورد بررسی قرار گرفت. لذا اهداف این مطالعه دنبال عبارتند از: بررسی سینتیک تجزیه متری بیوزین در شرایط استریل و غیر استریل در سه خاک مختلف، و تعیین پتانسیل آبشویی متری بیوزین در خاک‌های مورد بررسی

مواد و روش ها:

نمونه‌های خاک (سه منطقه) با توجه به نوع آزمایش طراحی شده از عمق مناسب (۱۵-۰ سانتی‌متر) نمونه‌برداری گردیدند. جهت آماده سازی، نمونه ها را در دمای اتاق هوا خشک کرده و بعد از عبور از الک ۲ میلی متری در

کیسه های پلاستیکی ریخته و تا زمان مصرف در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد نگه داری گردیدند. برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها (جدول یک) تعیین گردیدند.

جدول یک: برخی از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک ها

شماره خاک	رس (٪)	سیلت (٪)	شن (٪)	کربن آلی (٪)	اسیدیته	ظرفیت تبادل کاتیونی (meq/100 g)	سطح ویژه (m^2/g)
۱	۲۵/۴	۳۳/۶	۴۱	۲/۳۳	۷/۳	۲۳/۱۵	۵۲/۵
۶	۴۵/۴	۳۹/۶۴	۱۴/۹۶	۰/۷۶	۷/۷۸	۳۴/۹۷	۱۱۹/۴۱
۸	۱۳/۴	۳۵/۶۴	۵۰/۹۶	۰/۴۷	۷/۶	۱۲/۷۷	۲۲/۵۵

آزمایش بررسی آبشویی متری بیوزین در ستون های خاک:

الف) نمونه های بدون تیمار انکوباسیون زمانی: خاک ها درون ستون هایی از جنس PVC (۵۰ × ۳/۵ سانتی متر) تا ارتفاع ۳۸ سانتی متری ریخته شد. یک روز قبل از افزودن محلول متری بیوزین، ستون خاک با محلول 0.01 M $CaCl_2$ از ته ستون برای خروج هوای حبس شده اشباع گردید. ۲۰ گرم از نمونه های خاک با محلول متری بیوزین طوری تیمار گردید که غلظت متری بیوزین در خاک یک میلی‌گرم در کیلوگرم گردد. قسمت فوقانی ستون بطور یکنواخت با کاغذ صافی به منظور به حداقل رساندن بهم خوردگی سطح خاک، پوشانده شد. سپس به ستون خاک ۵۰۰ میلی لیتر از 0.01 M $CaCl_2$ با دبی ۲۰ میلی‌لیتر در ساعت اضافه شد و محلول خروجی از ته ستون جمع آوری گردید. در پایان شستشو، ستون خاک به بخش های هشت سانتی متری تقسیم شد و خاک هر بخش در دمای اتاق خشک شده و یکنواخت گردید. تمامی این آزمایشات در دو تکرار انجام گرفت. غلظت علف‌کش در نمونه‌ها با استفاده از کروماتوگرافی گازی تعیین شد.

ب) نمونه های تحت تیمار انکوباسیون زمانی: ۲۰ گرم از نمونه های خاک (سه نمونه خاک) با محلول متری بیوزین طوری تیمار گردید که غلظت متری بیوزین در خاک یک میلی‌گرم در کیلوگرم گردد. خاک‌های تیمار شده با محلول علف کش به مدت ۳۰ روز در دمای ثابت، انکوبیت شدند. بعد از گذشت این مدت خاک تیمار شده بر روی سطح خاک درون ستون به صورت یک لایه قرار داده شد. قسمت فوقانی ستون بطور یکنواخت با کاغذ صافی به منظور به حداقل رساندن بهم خوردگی سطح خاک، پوشانده شد. سایر مراحل مشابه شرایط آزمایش آبشویی بدون تیمار زمانی می باشد.

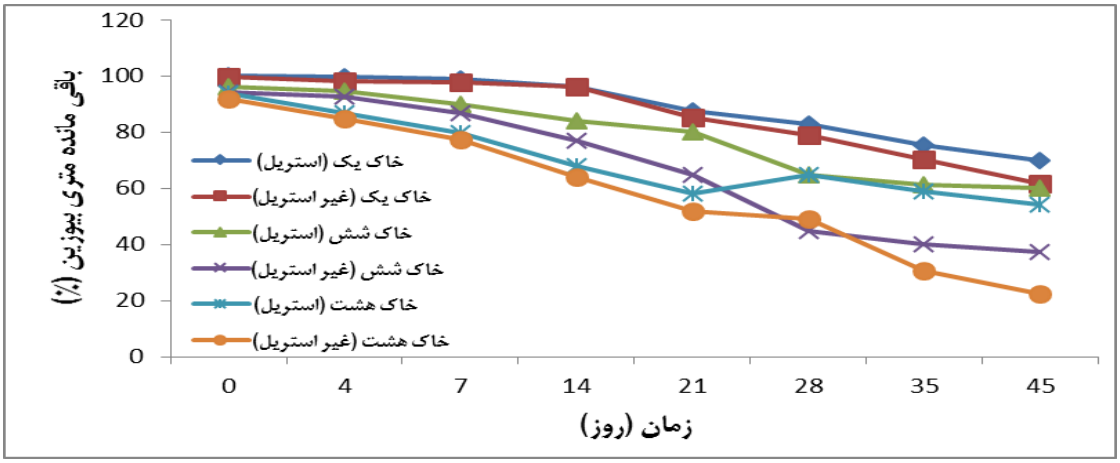
آزمایش تجزیه متری بیوزین در خاک:

الف) خاک های غیر استریل: به پانزده گرم از نمونه های خاک (سه نمونه خاک) مقدار مناسبی از محلول متری بیوزین اضافه شد تا غلظت علف کش در خاک یک میلی‌گرم در کیلوگرم شود. نمونه های حاصل به مدت ۴۸ ساعت در دمای اتاق و در تاریکی جهت اختلاط کامل و رسیدن به تعادل به حال خود رها شدند. مقدار مناسبی از آب مقطر به هر فلاسک اضافه شده تا مقدار رطوبت خاک تقریبا ۶۰٪ ظرفیت نگهداری آب در مزرعه گردد (FC). مقدار رطوبت خاک در طول آزمایش ثابت نگه داشته شد. نمونه‌های خاک تیمار شده در دمای ۲۵

درجه سانتی‌گراد و در تاریکی نگه داشته شدند. نمونه های خاک در دو تکرار در فواصل زمانی ۰، ۴، ۷، ۱۴، ۲۱، ۲۸، ۳۵ و ۴۵ روز انکوبیت شدند. در هر مرحله غلظت متری بیوزین با استفاده از کروماتوگرافی تعیین گردید.
ب) خاک های استریل: به منظور استریل نمودن خاک ها، پانزده گرم از هر خاک در سه روز متوالی در فشار ۱۶ پاسکال در اینچ مربع و دمای ۱۲۱ درجه سانتی گراد و به مدت ۲۰ دقیقه در اتوکلاو قرار گرفتند (قبل و بعد از مدت انکوباسیون، نمونه‌های خاک‌های استریل شده به مدت ۷ روز بر روی آگار غذایی انکوبیت شدند و رشد میکروبی بررسی شد). مقدار مناسبی از محلول متری بیوزین به هر کدام از نمونه های خاک درون فلاسک اضافه شده تا غلظت در خاک یک میلی‌گرم در کیلوگرم گردید. مقدار مناسبی از آب مقطر استریل شده به هر فلاسک اضافه شد تا مقدار رطوبت خاک ۶۰٪ ظرفیت نگهداری آب در مزرعه گردد (FC). سایر شرایط و مراحل آزمایش مشابه آزمایش غیر استریل می باشد.

نتایج وبحث:

آزمایش آبشویی: داده های حاصل از آزمایش آبشویی متری بیوزین نشان می دهد که تفاوت معنی داری در الگوی توزیع این علف کش در ستون خاک و آب خروجی از ستون در بین سه خاک وجود دارد. در ستون های حاوی خاک بدون تیمار زمانی، مقادیر متری بیوزین نگه داشته شده ۶۸٪، ۴۹٪ و ۲۵٪ به ترتیب برای خاک های شماره یک، شش و هشت می باشد. مقادیر متری بیوزین بازیافت شده در آب خروجی از ته ستون برای خاک های یک، شش و هشت به ترتیب ۲۶٪، ۴۱٪ و ۵۹٪ بدست آمد. بر اساس داده های بدست آمده، می توان اظهار داشت که متری بیوزین در تمامی خاک ها متحرک بوده و روند افزایشی تحرک به ترتیب خاک یک< خاک شش< خاک هشت می باشد. تحرک آفت کش ها در خاک در ارتباط با جذب در خاک ها می باشد. با در نظر گرفتن نتایج آزمایشات جذبی و اینکه همدمای جذبی فروندلیچ مدل مناسب برای داده ای جذبی بدست آمد لذا ضرایب جذب فروندلیچ (K_f) متری بیوزین در خاک یک، شش و هشت به ترتیب ۲/۵، ۰/۷۵ و ۰/۱۵ لیتر در کیلوگرم بدست آمد. در خاکی که کمترین ضریب K_f را داشته باشیم، بالاترین میزان تحرک متری بیوزین را خواهیم داشت. لذا در خاک های مورد مطالعه متری بیوزین بالاترین تمایل جذبی را در خاک یک دارد. احتمالا اختلاف در تمایل جذبی متری بیوزین برای خاک های مختلف، ناشی از اختلاف در ویژگی های خاک ها از قبیل ماده آلی، میزان رس و مقدار پ–هاش می باشد. تمایل جذبی بالاتر متری بیوزین در خاک یک به مقادیر بالای ماده آلی و رس مربوط می گردد. در ستون حاوی خاک تحت تیمار زمان، نتایج نشان می دهد که مقادیر بیشتری از علف کش در ستون باقی مانده و بازیافت آن در آب خروجی از ستون در مقایسه با آزمایش بون تیمار زمانی کمتر می باشد. این پیامد جذب متری بیوزین در خاک ناشی از گذر زمان می باشد. این فرایند توسط والکر و همکاران (۱۹۹۵)، برای چندین آفت کش بررسی شده است و اظهار داشته اند که از دلایل احتمالی این فرایند، تقویت پیوند های ضعیف اولیه، تغییر مکانیسم جذب و قرارگیری مولکول آفت کش در کمپلکس رس–ماده آلی می باشد.
آزمایش تجزیه: روند تجزیه متری بیوزین در سه خاک و در شرایط استریل و غیر استریل در شکل یک نشان داده شده است.



شکل یک: تجزیه متری بیوزین در سه خاک در شرایط استریل و غیر استریل

در شرایط غیر استریل، نیمه عمر متری بیوزین در خاک های یک، شش و هشت به ترتیب ۸۵/۳۷، ۳۷/۹۲ و ۲۹/۸۷ روز، در صورتی که در شرایط استریل نیمه عمر ها ۱۰۵/۷۳، ۸۲/۰۱ و ۶۳/۴ روز به ترتیب در خاک های یک، شش و هشت بدست آمد. همانطور که در شکل یک مشاهده می شود سرعت تجزیه علف کش در خاک هشت سریعتر از خاک های شش و یک می باشد. اختلاف در سرعت تجزیه در این سه خاک می تواند ناشی از تفاوت در ویژگی های خاک می باشد. در این مطالعه مشاهده می شود که روند کاهش علف کش در خاکی که پ–هاش بیشتر و ماده آلی کمتری دارد، نسبتا بیشتر می باشد. لذا استفاده از علف کش متری بیوزین در خاک های سبک با ماده آلی کم و پ–هاش بالا مناسب نبوده و احتمال پایداری و شستشوی این علف کش به آب های زیر زمینی وجود دارد.

منابع

موسوی، م. ر. و م. ع. رستگار. ۱۳۷۶. آفت کش ها در کشاورزی. انتشارات برهمند.

Hegeman W, Van Der Weijden JM, and Loch CH, 1995. Sorption of benzo[a]pyrene and phenanthrene on suspended harbor sediment as a function of suspended sediment concentration and salinity: a laboratory study using the cosolvent partition coefficient. Environtal Science Technology 29: 363-371.

Lagat SC, Lalah JO, Kowenje CO, and Geteng ZM, 2011. Metribuzin mobility in soil column as affected by environmental and physico-chemical parameters in Mumias sugarcane zone, Kenya. Journal of Agricultural and Biological Science 6: 27-33.

Pettygrove DR, and Naylor DV, 1985. Metribuzin degradation kinetics in organically amended soil. Weed Science 33: 267-270.

Savage KE, 1977. Metribuzin persistence in soil. Weed Science 25: 55-59.

Tadeo JL, Analysis of pesticides in food and environmental samples. 2008. Chapter 1 Pesticides: Classification and Properties. Tadeo JL, Sánchez-Brunete C, and González L, CRC Press, Taylor & Francis Group.

Walker A, Welch SJ, and Turner IJ, 1995. Studies of timedependent sorption process in soils. In: BCPC Monograph 62, Pesticide Movement to Water. BCPC, Bracknell, U.K.

سینتیک جذب کادمیوم توسط زئولیت اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید

فرنازالسادات هدائی کشکوئی، حسین شریعتمداری، محسن حمیدپور، مهران شیروانی
به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استاددانشگاه صنعتی اصفهان، استادیار دانشگاه ولیعصر رفسنجان، استادیار دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

این پژوهش به منظور بررسی اثر زمان تعادل بر جذب کادمیوم توسط زئولیت اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید انجام شد. کادمیوم به عنوان یکی از خطرناکترین فلزات سنگین می تواند حتی در غلظت‌های پایین برای گیاهان و موجودات زنده سمیت ایجاد کند (Scoullos et al, 2001). با توجه به ظرفیت بالای زئولیت برای حذف فلزات سنگین و وجود نهشته‌های عظیم زئولیت در ایران، یافتن جاذب‌هایی کارا بر پایه زئولیت حائز اهمیت است. پلی-اکریل‌آمید یک لیگاند آلی با وزن مولکولی زیاد است (Acharya and et al, 2010) که برای حذف فلزات سنگین کاربرد دارد (Finch, 1982). تحقیقات پیشین استفاده از پلی اکریل‌آمید را برای افزایش راندمان جذب سرب توسط زئولیت موفقیت‌آمیز توصیف کرده اند (Ulusoy and Simsek, 2005). با توجه به غلظت سمیت نسبتا پایین کادمیوم بررسی سرعت جذب کادمیوم در غلظت های پایین توسط جاذب‌های مختلف می تواند اطلاعات مهمی برای حذف این عنصر از محیطهای آبی در اختیار محققان قرار دهد

مواد و روشها

تهیه زئولیت اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید

۲۵ گرم رس زئولیت اشباع شده با سدیم به مدت ۲ ساعت در یک لیتر آب مقطر توسط شیکر تکان داده شد. سپس ۳/۶ گرم مونومر اکریل‌آمید به همراه ۱/۵ میلی‌لیتر محلول ۱۰ درصد آمونیوم پرسولفات و ۰/۱۵ میلی‌لیتر TEMED به سوسپانسیون اضافه و دمای سوسپانسیون به ۶۰ درجه سانتی‌گراد رسانده شد. سوسپانسیون حاصله به مدت ۸ ساعت توسط همزن مکانیکی مدل IKA60 با دور بالا همزده شد. سپس به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۲۵ درجه باقی ماند تا پلیمرشدن کامل گردد سپس محلول ویسکوز صاف شده و چندین بار با آب مقطر شسته شد و بعد از این مرحله ژل حاصله در دمای ۶۰ درجه در آون خشک شد و برای ایجاد دانه‌بندی مناسب آسیاب-کاری صورت گرفته و جاذب از الک۲۷۰ مش عبور داده شد ((Ulusoy and Simsek, 2003).

آزمایش جذب وابسته به زمان

آزمایش سینتیک جذب در غلظت ثابت ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر کادمیوم انجام شد. ۰/۱ گرم از جاذب به ظروف پلی اتیلنی ۱۵ میلی‌لیتری منتقل و۱۰ میلی‌لیتر محلول ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر کادمیوم به آن اضافه شد. این آزمایش در سطوح زمانی ۰، ۰/۵، ۱، ۳، ۶، ۱۲ و ۲۴ ساعت در سه تکرار انجام شد. پس از تکان دادن در مدت زمان معین،

بخش شفاف رویی از بخش جامد به وسیله سانتریفیوژ به مدت ۱۰دقیقه و با سرعت دورانی ۲۰۰۰ دور در دقیقه جدا و بعد از اضافه شدن ۱۰۰ میکرولیتر اسید نیتریک غلیظ ، غلظت کادمیوم در محلول‌های تعادلی توسط دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. سپس داده‌ها با استفاده از نرم افزار Graphpad Prism (V. 5) و به کمک رگرسیون غیرخطی توسط مدل‌های شبه رده اول، شبه رده دوم، توانی و پارابولیک برازش داده شدند.

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad [۱]$$

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad [۲]$$

به ترتیب مدل‌های شبه رده اول و شبه رده دوم که در آن‌ها q_t، (mg/kg) مقدار جذب شونده در فاز جامد در زمان t، k_1 (h^{-1}) و k_2 ($Kg\ mg^{-1}\ h^{-1}$) ثابت سرعت و q_e (mg/kg) مقدار جذب شونده در حالت تعادل می‌باشد.

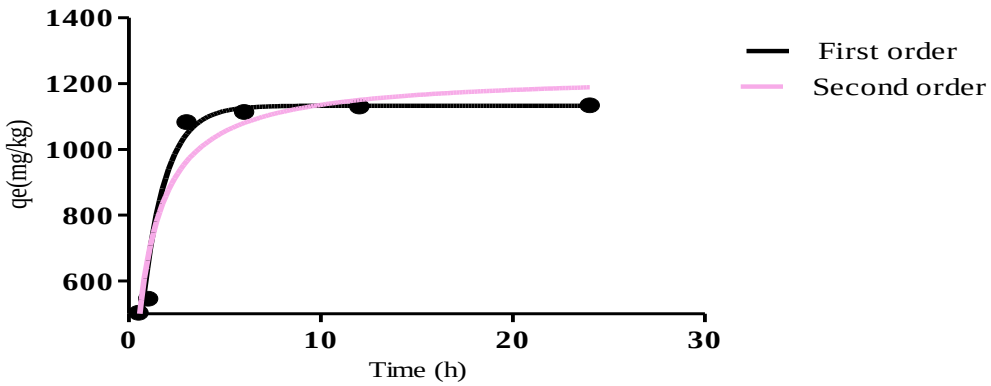
$$\frac{q_t}{q_e} = \left(\frac{4}{\pi^{1/2}}\right) R_D T^{r^{1/2}} - C \quad [۳]$$

$$q_t = at^b \quad [۴]$$

به ترتیب مدل پارابولیک که در آن q_t و q_e (mg/kg) مقدار ماده جذب شده در زمان t و در حال تعادل ، R_D ضریب پخشیدگی کل و C ثابت مدل و مدل توانی که در آن t (h) زمان و a و b پارامترهای مدل می‌باشند.

نتایج و بحث

شکل ۱ سینتیک جذب کادمیوم توسط زئولیت اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید برازش یافته با مدل‌های شبه رده اول و شبه رده دوم را نشان می‌دهد.



شکل ۱- سینتیک جذب کادمیوم برازش یافته با مدل شبه رده اول و شبه رده دوم

رهودارهای جذب وابسته به زمان کادمیوم توسط زئولیت اصلاح شده از دو فاز قابل تفکیک تشکیل شده است فاز اولیه که در آن جذب کادمیوم با سرعت زیادی انجام شده است و به دنبال آن در فاز ثانویه، واکنش جذب به

حالت شبه‌تعادل نزدیک می‌شود. فاز اولیه مربوط به برون‌جذب کادمیوم روی سطوح خارجی است که بسیار سریع رخ می‌دهد. فاز ثانویه نیز ممکن است ناشی از رسوب سطحی فلز، پخشیدگی به داخل کانال‌های رس، تشکیل کمپلکس یا جذب در مکان‌هایی با واکنش‌پذیری متفاوت باشد (Hamidpour et al, 2011). داده‌های سینتیکی حاصل از جذب کادمیوم توسط زئولیت اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید برازش خوبی با مدل‌های شبه رده اول (R^2=۰/۹۴) و شبه رده دوم (R^2=۰/۸۸) نشان دادند ولی سایر مدل‌ها برازش کمتری با داده‌ها نشان دادند. (جدول ۱). برازش کم داده‌ها با مدل پارابولیک نشان‌دهنده کم بودن نقش مکانیسم درون جذب و پخشیدگی به داخل کانال‌های کانی می‌باشد. نتایج پژوهش‌های پیشین نیز نشان داده است که مکانیزم غالب جذب توسط رس اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید تشکیل کمپلکس سه‌گانه می‌باشد. زئولیت اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید در ۳ ساعت اول توانست بیش از ۹۵ درصد از حداکثر جذب خود را انجام دهد. هدائی کشکوئی (۱۳۹۲) مشاهده کرد زئولیت طبیعی می‌تواند در ۳۰ دقیقه اول بیش از ۹۵ درصد از حداکثر جذب خود را انجام دهد. کند بودن سینتیک جذب کادمیوم توسط زئولیت اصلاح شده نسبت به زئولیت طبیعی می‌تواند به دلیل تفاوت در مکانیسم جذب باشد. مکانیسم غالب جذب کادمیوم توسط زئولیت طبیعی در غلظت‌های پایین کادمیوم تبادل یونی است که فرایندی بسیار سریع می‌باشد ولی مکانیسم غالب جذب توسط زئولیت اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید تشکیل کمپلکس است که فرایند کندتری است.

جدول ۱- ثابت‌ها، ضرایب تعیین و خطاهای استاندارد حاصل از برازش مدل‌های سینتیکی بر داده‌های جذب کادمیوم

مدل	ضرائب	زئولیت اصلاح شده
مدل توانی	a	۶۹۸/۳
	b	۰/۱۸۷۹
	R^2	۰/۷۳۷۹
	SEE	۱۷۵
مدل شبه رده اول	qe (mg Kg^{-1})	۱۱۳۳
	K (h^{-1})	۰/۸۵۲۷
	R^2	۰/۹۴
	SEE	۷۸/۳۵
مدل شبه رده دوم	qe (mg Kg^{-1})	۱۱۱۴
	K_2 (Kg mg^{-1} h^{-1})	۱/۵۲۳
	h (mg Kg^{-1} h^{-1})	۱۸۹۰۰۳۷
	R^2	۰/۸۸
	SEE	۱۱۶/۲

مدل پارابولیک	R_D	۱۴۹/۳
	C	۵۶۳/۹
	R^2	۰/۶
	SEE	۲۱۵/۵

نتیجه گیری کلی

نتایج این پژوهش نشان داد که جذب توسط زئولیت اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید نسبت به زئولیت طبیعی نیاز به زمان بیشتری برای رسیدن به تعادل دارد و در صورتی که از زئولیت اصلاح شده با پلی اکریل‌آمید برای حذف کادمیوم استفاده شود باید از زمان‌های تعادل بالاتر از ۳ ساعت استفاده شود.

منابع

هدایتی کشکوئی، ف ا.، ۱۳۹۲. جذب و واجذب کادمیوم از محلول های آبی توسط زئولیت طبیعی، اصلاح شده با پلی‌اکریل‌آمید و نانو زئولیت، پایان‌نامه کارشناسی ارشد علوم خاک، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان.

Acharya K, Schulm C and Young MH, 2010. Physiological response of daphnia magna to linear a anionic polyacrylamide: Ecological implications for receiving waters. Water Air and Soil pollution 212: 309-317.

Finch CA, 1982. Specially polymers. John Wiley and Sons, New York.

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

Shahmohammadi Z, Moazed H, Jafarzadeh HN and Haghighat Jou P, 2008. Removal of low concentration of cadmium from water using improved rice husk. Water and Wastewater 67: 27-33.

Ulusoy U and Simsek S, 2003. Investigations for Modification of Polyacrylamide-Bentonite by Phytic Acid and its Usability in Fe^{3+}, Zn^{2+} and UO_2^{2+} Adsorption. Adsorption 9: 165–175.

Ulusoy U and Simsek S, 2005. Lead removal by polyacrylamid-bentonite and zeolite composites: Effect of phytic acid immobilization. Hazardos Material 127: 163-171.

تعیین کارایی و قابلیت نرم افزار هایدروس برای شبیه‌سازی آبشویی نیتروژن

فاطمه صادق دوست[1]، علی افروس[2] و ابراهیم پناهپور[3]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان
۲- عضو هیأت علمی گروه مهندسی آب دانشگاه آزاد اسلامی واحد دزفول
۳- عضو هیأت علمی گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

فرآیند حرکت آب و آبشویی نیترات در پروفیل خاک بسیار پیچیده است. ولی شناخت چگونگی حرکت نیترات در پروفیل خاک و عوامل موثر بر حرکت آن کمک موثری در جلوگیری از تلفات عناصر غذایی، جلوگیری از آلودگی آب های سطحی و زیر زمینی و خاک و به طور کلی مدیریت صحیح و کاهش آبشویی نیترات از منطقه رشد ریشه مینماید (رهبری، ۱۳۸۵). پژوهش های انجام شده در ارتباط با نیتروژن مانند شستشوی آن در زمین های کشاورزی و یا تجمع در آب‌های سطحی و زیرزمینی بسیار متنوع است. ولی آنچه که در بیشتر این پژوهش ها مشترک است شبیه‌سازی داده ها به کمک نرم افزارهای رایانه ای است. امروزه با رشد قابلیت های نرم افزاری و پیشرفت روش های رایانه ای، امکان جمع آوری، ذخیره و پردازش عوامل زمانی و مکانی مؤثر فراهم شده که نقش مؤثری در بهینه سازی و شبیه سازی داشته است. تعداد زیادی از ابزارهای مدل‌سازی تحلیلی و عددی برای بررسی اثر شیوه های مختلف کشاورزی در آبشویی نیتروژن، جذب مواد مغذی و عملکرد محصول در دسترس هستند. با این حال، تحقیقات کمی در خصوص شبیه سازی حرکت فرمهای مختلف نیتروژن بخصوص نیترات و با نرم افزارهای گرافیکی در سطوح مختلف کودی وجود دارد.

همچنین مدل های تعادل آب نیمه تجربی برای بهبود زمان‌بندی آبیاری و کاهش تلفات آب ایجاد شده اند؛ با این حال، این روش ها تنها یک بعد داشته و جریان‌های آب و املاح و فشار و شیب غلظت در جهت افقی نادیده گرفته شده اند؛ در صورتی که در این تحقیق هدف شبیه سازی آبشویی نیتروژن بصورت دوبعدی با استفاده از نرم افزار HYDRUS-2D می‌باشد.

محققان برای شبیه سازی آب و انتقال املاح در خاک های کشاورزی از مدل هایدروس دو بعدی استفاده کرده اند. برای مثال عباسی و همکاران (۲۰۰۳ و ۲۰۰۴)، انتقال بروماید در خاکهای عریان آبیاری شده را با استفاده از هایدروس دو بعدی شبیه سازی کردند. در مطالعه‌ای که توسط اژدری (۱۳۸۹) صورت گرفته شبیه سازی آبشویی نیتروژن در مزرعه گوجه فرنگی با استفاده از نرم افزار هایدروس دو بعدی مورد بررسی قرار گرفته است. در مطالعه‌ای که در کشور پاکستان توسط آلتاف (۲۰۱۲) صورت گرفته آبشویی نیتروژن توسط آبیاری شیاری بوسیله نرم افزار هایدروس دو بعدی شبیه سازی شده تا فرصت‌هایی را برای بهبود بخشیدن به راندمان آبیاری ارزیابی کرده و خطر ابتلا به آبشویی نیترات را از سیستم‌های آبیاری شیاری کاهش دهد. همچنین راموس و سیمونک (۲۰۱۲) در تحقیقی با استفاده از بسته نرم افزار هایدروس دو بعدی برای مدل سازی سرنوشت نیتروژن در یک طرح با سورگوم شیرین رشد یافته تحت شرایط مدیترانه ای و با در نظر گرفتن کود آبیاری قطره‌ای و حالت‌های مختلف کیفیت آب، به این نتیجه رسیدند که محاسبه ی آب و تعادل های مواد غذایی بر اساس پیش‌بینی‌های هایدروس دو بعدی برای سه فصل زراعی و برای کل دوره شبیه‌سازی می‌تواند باعث شود تا

بهترین شیوه‌های مدیریت آبیاری و کود آبیاری که می توان در کاربردهای عملی آینده برای افزایش جذب مواد غذایی و کاهش آبشویی مواد غذایی بکار برد را بهتر درک کنیم.

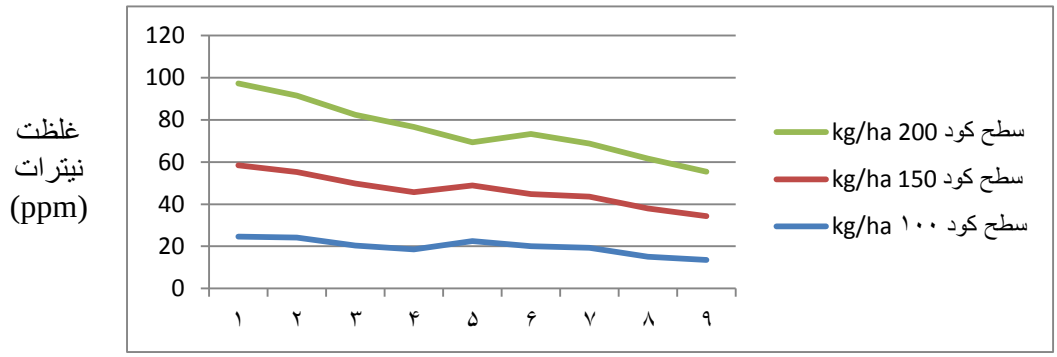
مواد و روشها

در این تحقیق، اثرات سطوح مختلف کود نیتروژن بر آبشویی نیتروژن در شرایط آب و هوایی گرم و خشک دزفول مورد بررسی قرار گرفت. این تحقیق در مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی واحد دزفول واقع در منطقه کشاورزی سنجر و در شرایط مزرعه‌ای انجام گرفت. این طرح به صورت طرح کاملا تصادفی در سه تکرار به انجام رسید. به همین منظور تیمار اصلی آزمایش سطوح مختلف کود نیتروژن (۰، ۱۰۰، ۱۵۰ و ۲۰۰ کیلوگرم نیتروژن خالص) در نظر گرفته شد. میزان آب آبیاری بر اساس نیاز آبی ۱۰۰ درصد محصول اعمال شد. میزان کود فسفره و همچنین کود پتاسه بر اساس نیاز کودی در نظر گرفته شد. بنابراین کل قطعات آزمایشی ۱۲ عدد بود. ابعاد هر پلات به صورت ۴ × ۵ متری (۲۰ متر مربع) در نظر گرفته شد. فاصله بین بوته‌ها روی هر ردیف حدود ۱۰ تا ۱۵ سانتیمتر و جهت جلوگیری از نشت رطوبت، فاصله بین کرتها ۲ و فاصله بین تکرارها ۴ متر در نظر گرفته شد. جهت بررسی آبشویی نیترات، ظروف کشت گلدانی در دو عمق ۳۰ و ۶۰ سانتیمتری و در داخل جویچه‌ها قرار گرفت. جهت بررسی آبشویی نیترات در هر تکرار در دو نقطه از مزرعه و در دو عمق ۳۰ و ۶۰ سانتیمتری (در ابتدا و انتهای فارو) نمونه برداری شد. برای دستیابی به میزان نیترات خارج شده از دسترس گیاه توسط زهاب، غلظت نیترات موجود در آب زهاب در طول چند آبیاری اندازه گیری گردید. از روش اسپکتروفتومتری جهت تعیین غلظت نیترات استفاده شد. غلظت نیترات موجود در زهاب خارج شده از منطقه ریشه ها پارامتر خوبی جهت برآورد میزان تلفات نیترات و ازت به خارج از منطقه ریشه ها به شمار می‌رود.

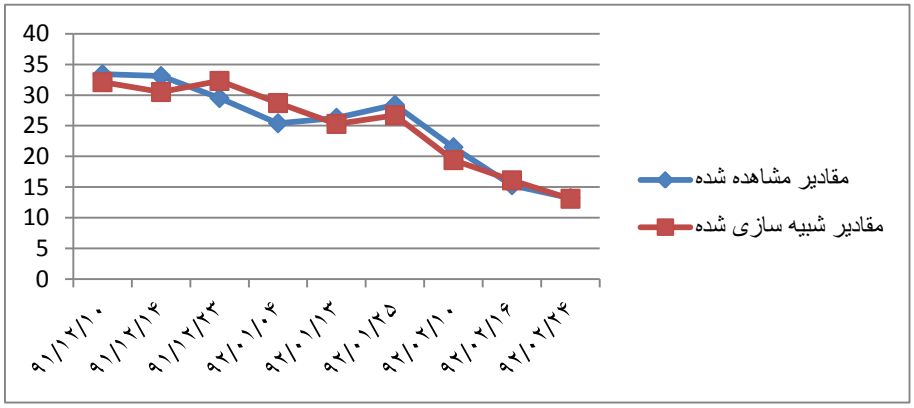
نرم افزار گرافیکی هایدروس برای شبیه سازی حرکت آب، گرما و مواد محلول در فضای دو و سه بعدی اشباع و غیراشباع می باشد. این برنامه معادله ریچاردز را برای جریان آب در محیط غیراشباع و معادلات همرفت – انتشار افقی را برای انتقال گرما و ماده محلول به صورت عددی حل می‌کند. همچنین نتایج شبیه سازی در این نرم افزار از طریق نقشه های کنتوری، ایزولاین ها، نقشه های طیفی و بردارهای سرعت و یا از طریق انیمیشن با استفاده از نقشه های کنتوری و طیفی نمایش داده می شوند.

نتایج و بحث

پس از اندازه گیری غلظت نیترات در آزمایشگاه توسط دستگاه اسپکتوفتومتر، نتایج بدست آمده گردآوری و بصورت جداول و نمودارهای زیر جمع‌آوری گردید.



نمودار ۱- روند آبشویی نیتروژن در عمق 60 cm ابتدای فارو



نمودار۲- مقادیر مشاهده شده و مقادیر شبیه سازی شده نیترات توسط نرم افزار در عمق ۶۰ cm

برای تحقیق در مورد آبشویی نیتروژن در خاک تحت کشت گیاه کلزا آزمایش‌های متعددی در یک مزرعه تحقیقاتی صورت گرفت. داده‌های آزمایشگاهی و صحرایی این طرح که مربوط به برآورد میزان آبشویی در لایه‌های مختلف خاک و تحت مقادیر مختلف کود بود تجزیه و تحلیل گردید و برای شبیه سازی آبشویی نیترات در خاک از مدل Hydrus – 2D استفاده شد.

این مدل ابتدا برای داده‌های بدست آمده کالیبره شد و نتیجه کالیبراسیون این بود که مدل فوق برای آنالیز و شبیه‌سازی آبشویی نیترات مناسب می‌باشد. نتایج حاصل از اجرای مدل نشان داد که افزایش مصرف کود نیترات منجر به افزایش تلفات آن می‌گردد و روند آبشویی نیترات نسبت به زمان، روند کاهشی داشته است.

نتایج این تحقیق نشان داد که روند شوری زهاب در طول انجام آزمایشات، روندی نزولی بوده است. نتایج این تحقیق نشان داد که با افزایش سطوح مختلف کود نیتروژن، آبشویی نیترات افزایش پیدا کرد.

همچنین پس از وارد کردن پارامترهای هیدرولیکی خاک و همچنین پارامترهای انتقال مواد محلول در خاک، شبیه سازی گرافیکی بصورت دوبعدی توسط نرم افزار هایدروس صورت گرفت. با توجه به نتایج بدست آمده مشخص شد که این نرم افزار قابلیت بالایی برای شبیه سازی آبشویی نیتروژن دارد و داده های بدست آمده و شبیه‌سازی شده به یکدیگر نزدیک بودند؛ که نشان دهنده کارایی بالای این نرم افزار برای شبیه سازی انتقال نیتروژن می‌باشد.

منابع

۱- رهبری، پ.؛ جبلی، س.ج.؛ لیاقت، ع. ۱۳۸۵. شبیه سازی انتقال نیترات توسط مدل LEACHMN . مجله کشاورزی، ۸، شماره ۱. صفحه ۳۲ – ۲۱.

۲- صیاد، غ.، موسوی، س.ف.، عباس پور، ک. و افیونی، م. (۱۳۸۷) شبیه سازی حرکت کادمیوم، مس، سرب و روی در یک خاک دست نخورده آهکی تحت کشت گندم و گلرنگ با استفاده از مدل انتقال املاح HYDRUS . مجله علوم کشاورزی ایران، ۳۹ : ۲۰۰ – ۱۸۷.

۳- اژدری خ. ۱۳۸۷. شبیه‌سازی توزیع رطوبت در خاک در سیستم آبیاری قطره ای با استفاده از مدل HYDRUS – 2D. مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، جلد پانزدهم، شماره اول. صفحه ۱۸۰ – ۱۶۸.
۴- میرزایی ف. ۱۳۸۶. یک مدل ساده برای برآورد سطح خیس شده در آبیاری قطره ای با استفاده از تکنیک آنالیز ابعادی. سمینار علمی طرح ملی آبیاری تحت فشار و توسعه پایدار: ۳۰۵ – ۳۱۳.
۵- عباسی ف. ۱۳۸۶. فیزیک خاک پیشرفته. انتشارات دانشگاه تهران. صفحه ۲۵۰.
۶- علیزاده ا. ۱۳۸۷. رابطه آب و خاک و گیاه. انتشارات دانشگاه امام رضا (ع). صفحه۴۸۳.
۷- شعبان پور شهرستانی، م. (۱۳۸۷) حرکت املاح در شرایط مزرعه. پایان نامه دکتری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس تهران.
۸- جعفری ملک آبادی ع. افیونی م. موسوی س.ف. و خسروی ا. ۱۳۸۳. بررسی غلظت نیترات در آب‌های زیرزمینی استان اصفهان. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. ۸(۳) : ۸۲ – ۶۹.
۹- نانبخش ح. ۱۳۸۲. بررسی میزان غلظت نیترات و نیتریت در چاه‌های آب قابل شرب شهر ارومیه در سال ۱۳۸۰. ۴(۲) : ۱۰۳ – ۹۸.

10- Simunek J, Sejna M, van Genuchten M.Th (1999) The HYDRUS-2D Software Package forSimulating Two-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variable Saturated Media. Version 2.0, IGWMCTPS-53, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, pp. 1–251.
11- Skaggs, T.H., Trout, T.J., Sˇimunek, J., Shouse, P.J., 2004. Comparison of Hydrus2D simulations of drip irrigation with experimental observations. J. Irrig. Drainage Eng. 130 (4), 304–310.
12- Somma, F., Clausnitzer, V., Hopmans, J.W., 1998. Modeling of transient three-dimensional soil water and solute transport with root growth and water and nutrient uptake. Plant Soil 202, 281–293.
13- van Genuchten MTh, 1987. A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. Res Rep 121, U S Salinity Lab. ARS USDA, Riverside, CA.
14- Gardenas A, Hopmans JW, Hanson BR and Simunek J, 2005. Two-dimensional modeling of nitrate leaching for various fertigation scenarios under micro-irrigation. Agric Water Manage 74: 42– 219.
15- Kandelous M.M and Šim_nek J. 2010. Numerical simulations of water movement in a subsurface drip irrigation system under field and laboratory conditions using HYDRUS-2D. Agricultural Water Management. 97: 1070 –1076.

الگوی سینتیکی رهاسازی کادمیوم توسط محلول های نمکی مختلف

حمید حبیبی، علی خانمیرزایی فرد و حسین اکبری

دانشجوی کارشناسی سابق، استادیار و کارشناس گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج

مقدمه

در بسیاری از مناطق خشک و نیمه خشک جهان شوری خاک از مشکلات اساسی بوده که آلودگی این خاکها به فلزات سنگین این معضل را تشدید میکند (هلال و همکاران، ۱۹۹۶). از بین فلزات سنگین کادمیوم به آسانی به وسیله گیاهان جذب می شود و به راحتی وارد زنجیره غذایی شده و نسبت به دیگر فلزات سنگین سمیت بیشتری ایجاد می کند و باعث اثرات مضر در انسان و سایر حیوانات می شود به همین خاطر سرنوشت آن در خاک نیاز به توجه بیشتری دارد (بل و همکاران، ۱۹۹۱ ؛ کو و همکاران، ۱۹۸۵). در آزمایشی که توسط خوشگفتار منش و همکاران(۱۳۸۲) در خصوص اثرات متقابل شوری و کادمیوم انجام گرفت گزارش شد که شوری ناشی از کلرید سدیم باعث افزایش غلظت کادمیوم و نیز گونه های Cd^{2+}، $CdCl^0_2$ و $CdCl^+$ محلول خاک و نهایتا جذب آن توسط گندم گردیده است. در خصوص تأثیر دیگر آنیونها و نیز حضور کاتیونهایی چون کلسیم و تأثیر آنها بر حلالیت و تحرک کادمیوم اطلاعات کمی موجود است. بنابراین تحقیق حاضر به منظور مطالعه ظرفیت آزاد سازی کادمیوم سه خاک آلوده تحت تاثیر ترکیب های مختلف یونی آب های شور بود.

مواد و روشها

نمونه برداری از سه منطقه ی مختلف استان البرز که دارای بافت های شنی، لوم و رسی بود از افق سطحی(۲۵-۰ سانتی متر) انجام شد. پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا خشک، کوبیده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. آلوده سازی نمونه ها بوسیله اسپری محلول نیترات کادمیوم تا رسیدن به حد آلودگی ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم انجام و به مدت ۱۵ روز در رطوبت ظرفیت زراعی نگهداری گردید. نمونه ها در آون در دمای ۱۰۵ درجه سانتی گراد به مدت ۲۴ ساعت خشک شد. آزمون واجذب کادمیوم برای هر خاک در دو تکرار با عصاره گیری با محلول های ۱۲۰ میلی اکیوالنت آب مقطر، $NaCl$، $CaCl_2$ و Na_2SO_4 در زمانهای تکان دادن ۵ ، ۱۰ ، ۲۰،۶۰،۱۲۰،۲۴۰،۴۸۰،۹۰۰دقیقه انجام گرفت. در پایان هر زمان ظروف به سانتریفیوژ انتقال داده و در دور ۴۰۰۰ به مدت ۵ دقیقه سانتریفیوژ و صاف گردید. اندازه گیری کادمیوم توسط دستگاه جذب اتمی مدل PG990 صورت گرفت. مدلهای مختلف جذب برای هر تیمار برازش و ضرایب جذب استخراج و مقایسه گردید.

نتایج و بحث

نکته قابل ملاحظه در این آزمایش مقادیر بسیار بالاتر رهاسازی کادمیوم توسط محلول های ۱۲۰ ملی اکیوالنت بر لیتر کلرید کلسیم و سدیم نسبت به شاهد و همچنین محلول سولفات سدیم بود. حضور کلرید در محلول

عصاره گیری باعث رهاسازی بیشتر کادمیوم در این خاکها گردیده که این موضوع به تشکیل کمپلکس نسبتا پایدار و محلول کلر–کادمیوم و ممانعت از جذب مجدد کادمیوم بروی مکانهای جذبی مربوط گردیده است.

جدول ۱- ضرائب تعیین و خطای استاندارد مدل های سینتیکی مختلف برازش شده

بافت رسی

مدل سینتیکی	H_2O		NaCl		$CaCl_2$		Na_2SO_4	
	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE
مرتبه صفر	۰/۶۸	۱۹۲/۴	۰/۰۷	۴۸۰/۲	۰/۴۹	۳۹۳/۲	۰/۰۸	۵۴۷/۴
مرتبه اول	۰/۵۴	۰/۴	۰/۰۶	۰/۳۳	۰/۴۶	۰/۰۸	۰/۰۸	۰/۵۳
مرتبه دوم	۰/۳۳	۰/۰۰	۰/۰۶	۰/۰۰	۰/۴۴	۰/۰۰۰۲	۰/۰۷	۰/۰۰
دوثابته	۰/۷۱	۰/۱۳	۰/۰۶	۰/۱۴	۰/۴۶	۰/۰۳	۰/۰۸	۰/۲۳
الویچ ساده شده	۰/۶۹	۱۸۹/۶	۰/۰۲	۴۹۲/۳	۰/۳۲	۴۵۵/۸	۰/۰۵	۵۵۵/۶
پخشیدگی پارابولیک	۰/۷۱	۱۸۴/۳	۰/۰۵	۴۸۴/۹	۰/۴	۴۲۶/۳	۰/۰۷	۵۴۹/۱

بافت لومی

مدل سینتیکی	H_2O		NaCl		$CaCl_2$		Na_2SO_4	
	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE
مرتبه صفر	۰/۸۵	۲۰۶/۶	۰/۳۱	۲۹۱/۲	۰/۳۱	۴۵۱/۴	۰/۱۸	۳۱۹/۱
مرتبه اول	۰/۶۸	۰/۴۳	۰/۲۵	۰/۲	۰/۳۱	۰/۰۸	۰/۱۴	۰/۲۴
مرتبه دوم	۰/۴۹	۰/۰۰	۰/۱۹	۰/۰۰	۰/۳۱	۰/۰۰۰۰۱	۰/۱۱	۰/۰۰
دوثابته	۰/۸۱	۰/۱۴	۰/۱۲	۰/۰۹	۰/۵۴	۰/۰۲	۰/۰۵	۰/۱۱
الویچ ساده شده	۰/۸۹	۱۷۴/۸	۰/۱۵	۳۲۳/۸	۰/۵۴	۳۶۹/۳	۰/۰۷	۳۴۱/۳
پخشیدگی پارابولیک	۰/۹۴	۱۲۲/۶	۰/۲۵	۳۰۴/۴	۰/۴۲	۴۱۵/۲	۰/۱۴	۳۲۷/۸

بافت شنی

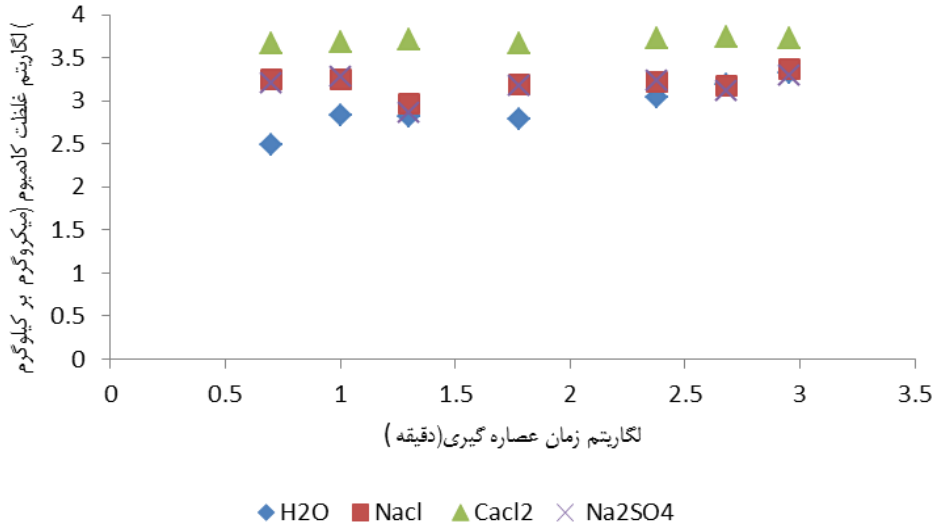
مدل سینتیکی	H_2O		NaCl		$CaCl_2$		Na_2SO_4	
	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE
مرتبه صفر	۰/۹۵	۱۴۹/۳	۰/۳۷	۳۷۵/۲	۰/۴	۳۲۶/۹	۰/۱۵	۴۲۷/۴
مرتبه اول	۰/۷۸	۰/۳۳	۰/۲۸	۰/۲۶	۰/۴۱	۰/۰۶	۰/۱۳	۰/۳۵
مرتبه دوم	۰/۴۹	۰/۰۰	۰/۲	۰/۰۰	۰/۴	۰/۰۰۰۰۱	۰/۱۱	۰/۰۰
دوثابته	۰/۸۷	۰/۱	۰/۰۹	۰/۱۳	۰/۶	۰/۰۲	۰/۰۴	۰/۱۵
الویچ ساده شده	۰/۸۳	۲۸۱/۹	۰/۱۱	۴۴۸/۱	۰/۶	۲۶۸/۹	۰/۰۴	۴۵۴/۴۸
پخشیدگی پارابولیک	۰/۹۵	۱۴۰/۳	۰/۲۶	۴۰۷/۴	۰/۵۴	۲۸۷/۲	۰/۱۱	۴۳۸/۱۵

حضور محلول های نمک خنثی به عنوان عصاره گیر تا اندازه زیادی باعث تغییر در الگوی رهاسازی کادمیوم در هر سه خاک مورد بررسی شده است. به طوریکه در زمان عصاره گیری با محلول های $NaCl$ و Na_2SO_4 الگوی واجذب از هیچکدام از مدل های سینتیکی تبعیت نمیکند. در خاک رسی بهترین مدل بیان کننده الگوی رهاسازی کادمیوم در عصاره گیری با آب مقطر و $CaCl_2$ مدل سرعت دو ثابته با ضرایب تعیین به ترتیب ۰/۷۱ و ۰/۴۶ و نیز خطای معیار به ترتیب ۰/۱۳ و ۰/۰۳ بود. همین الگوی در مورد خاک لومی و شنی نیز تکرار گردید. به طوریکه عصاره گیر های آب مقطر و $CaCl_2$ در خاک لومی کادمیوم را با الگوی سرعت دو ثابته به ترتیب با ضریب تعیین ۰/۸۱ و ۰/۵۴ و خطای استاندارد ۰/۱۴ و ۰/۰۲ و در خاک شنی الگوی سرعت دو ثابته با ضریب تعیین ۰/۸۷ و ۰/۶۰ و خطای استاندارد ۰/۱ و ۰/۰۲ به ترتیب برای عصاره گیر های آب مقطر و $CaCl_2$ به عنوان بهترین الگوی آزادسازی انتخاب گردید.

جدول۲- ضرائب معادلات برازش شده الگوی رهاسازی کادمیوم توسط محلول های نمکی مختلف

	رسی					
	α	β	q	k	a	b	ab
	الوویچ ساده شده		پخشیدگی پارابولیکی		دو ثابته		
آب مقطر	۰/۹	۰/۰۰۷	۳۱۱/۹۵	۲۵/۰۱	۲۰۷/۷۸	۰/۲۳	۴۷/۷۸
NaCl	۰/۰۰۰۰۱۵	۰/۰۲۷	۱۴۷۴/۷۰	۹/۹۶	۱۴۴۶/۴۱	۰/۰۰۰۱	۰/۱۴
$CaCl_2$	۰/۰۰۳	۰/۰۰۷	۴۳۱۹/۸۳	۳۰/۱۲	۴۴۲۱/۹۲	۰/۰۰۰۰۹	۰/۴۱
Na_2SO_4	۰/۰۰۹	۰/۰۱۶	۱۲۷۰/۹۷	۱۳/۵۶	۱۱۸۲/۲۲	۰/۰۰۰۱	۱/۱۸
	لومی						
	α	β	q	k	a	b	ab
	الوویچ ساده شده		پخشیدگی پارابولیکی		دو ثابته		
آب مقطر	۱/۱۷	۰/۰۰۴۲	۲۳۵/۰۹	۴۵/۴۵	۱۶۶/۸۳	۰/۳۲	۵۳/۳۸
NaCl	۰/۰۰۶۴	۰/۰۱۵۶	۱۴۲۱/۷۶	۱۵/۲۶	۱۳۳۸/۱	۰/۰۳	۴۰/۱۴
$CaCl_2$	۰/۰۰۵۲	۰/۰۰۵۴	۵۴۳۸/۱۲	۳۰/۵	۵۰۴۴/۹۴	۰/۰۳۲	۱۵۱/۳۴
Na_2SO_4	۰/۰۰۰۴۴	۰/۰۲۳۳	۱۲۷۹/۶۵	۱۱/۴۳۷	۱۲۳۸/۹۳	۰/۰۲	۲۴/۷۷
	شنی						
	α	β	q	k	a	b	ab
	الوویچ ساده شده		پخشیدگی پارابولیکی		دو ثابته		
آب مقطر	۱/۱۴	۰/۰۰۳۴	۲۹۴/۵	۵۸/۳۲	۲۳۶/۴۲	۰/۳۰	۷۰/۹
NaCl	۰/۰۱	۰/۰۱۳۷	۱۳۹۶/۵	۲۰/۹۸	۱۳۲۸/۰	۰/۰۴	۵۳/۱
$CaCl_2$	۰/۰۰۲۹	۰/۰۰۶۶	۴۶۹۷/۸	۲۶/۸۷	۴۴۲۰/۰	۰/۰۲	۸۸/۴
Na_2SO_4	۰/۰۰۰۴	۰/۰۲۲	۱۳۶۶/۳	۱۳/۳۵	۱۲۴۸/۹	۰/۰۳	۳۷/۴

در تیمارهای عصاره گیری آب مقطر روند آزادسازی کادمیوم ابتدا با سرعت زیاد انجام گرفته و بعد از مدتی به حالت ثابت میرسد در صورتی که در تیمارهای نمکی به علت افزایش قدرت یونی و ایجاد کمپلکس های کلر-کادمیوم از همان ابتدا مقادیر آزادسازی بالا بوده و با افزایش زمان عصاره گیری تغییرات چندانی ندارد. در نواحی از کشور که خطر ایجاد شوری در اراضی وجود دارد با رفتن سطح فلزاتی همچون کادمیوم خطر افزایش تحرک و قابلیت استفاده این عناصر برای محصولات زراعی و نیز نفوذ این عناصر به آبهای زیرزمینی میتواند خطرات زیان باری به همراه داشته باشد.



شکل ۱- مدل سرعت دو ثابته رهاسازی کادمیوم از خاک شنی بوسیله عصاره گیرهای نمکی مختلف

منابع

خوش گفتار، ا. شریعتمداری، ح.، و کریمیان، ن.۱۳۸۲. اثرهای شوری آب آ بیاری و کاربرد روی بر حلالیت کادمیم خاک و غلظت آن در گندم. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال هفتم، شماره چهارم. صفحه های ۵۳ تا ۵۹.

Helal HM, Abdel Monem M and Azam F, 1995. Heavy metal uptake by L. italicum as affected by salt water irrigation. In: R. prost (ED.) Third International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements.

Bell PF, James BR, and Chaney R.L, 1991. Heavy metals extractability in long-term sewage sludge and metal salt amended soils. J. Environ. Qual. 20: 481–486.

Kuo S, Jellum EJ, and Baker AS, 1985. Effect of soil type and sludge application on zinc and cadmium availability to Swiss chard. Soil Sci. 139: 122–130.

تاثیر ورمی‌کمپوست و دو گونه زئولیت(فیروزکوه و سمنان) بر قابلیت جذب نیکل در دو نوع خاک آهکی

سمانه فلاحتی[1]، ابراهیم ادهمی[2] و حمیدرضا اولیایی[3]

۱ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، دانشگاه یاسوج

۲ و ۳ استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه یاسوج

مقدمه

نیکل عنصری ضروری برای گیاهان عالی است، نیکل در گیاه متحرک بوده و خطر تجمع بیش از حد آن در گیاه وجود دارد و باعث کاهش ارزش فرآورده‌های گیاهی می‌شود. سمیت نیکل بستگی به غلظت نیکل در محلول خاک و گونه گیاهی دارد (ملکوتی و طهرانی، ۱۳۸۴). تثبیت شیمیایی خاک‌های آلوده یا تبدیل فلزات سنگین به شکل های کم تحرک که قابلیت دسترسی آن ها برای گیاهان و سایر موجودات زنده کم است توسط تثبیت کننده هایی مانند زئولیت، رسوبات مواد قلیایی، مواد آلی (لجن فاضلاب و کمپوست) و فسفات نیز بدلیل هزینه کم و سرعت نسبتا زیاد نسبت به روش های دیگر ارجحیت دارد (شرامتی و وارما، ۲۰۱۱). زئولیت‌ها مواد متخللی هستند که با ساختمان کریستالی خود مانند غربال مولکولی عمل کرده و به دلیل داشتن کانال های باز در شبکه خود، اجازه عبور بعضی از یون‌ها را داده و مسیر عبور بعضی از یون‌های دیگر را مسدود می‌کنند (مامپتون، ۱۹۹۹). ترکیبات آلی محلول موجود در کودهای آلی و دیگر اصلاح کننده های آلی که برای اصلاح خاک ه ای آلوده فلزات سنگین استفاده می شوند به دلیل بار منفی خالص خود در pH طبیعی خاک موجب افزایش تحرک فلزهای سنگین می‌شوند (دونیوانت و همکاران، ۱۹۹۲). مطالعه حاضر به منظور بررسی تاثیر زئولیت و ورمیکمپوست بر تغییرات قابلیت جذب نیکل در دو خاک آهکی با بافت متفاوت انجام شد.

مواد و روش ها

آزمایش حاضر بر روی دو خاک آهکی با بافت رس و لوم شنی از افق سطحی (۰-۳۰ سانتی‌متری) انجام شد. مقدار کافی از خاک های مورد مطالعه جمع آوری و پس از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی‌متری به آزمایشگاه منتقل شد. بافت خاک، کربنات کلسیم معادل، ظرفیت تبادل کاتیونی، ماده آلی ، pH وEC به روش های معمول آزمایشگاهی اندازه‌گیری شد (جدول ۱).

جدول ۱- برخی خواص فیزیکی و شیمیایی نمونه‌های خاک مورد آزمایش

بافت	رس	سیلت	شن	pH	CEC ($cmol^+/kg$)	EC(dS/m)	O.M(%)	CCE(%)
رسی	۴۸/۴	۲۸	۲۳/۶	۷/۹۱	۲۴/۲۳	۰/۲۱۱	۰/۶۸۱	۳۳/۱
لوم شنی	۱۶/۴	۱۰	۷۳/۶	۷/۶۵	۶/۶۹	۰/۸۷۶	غ. ق. ا.	۷۶/۸

غ. ق. ا.، غیر قابل اندازه‌گیری.

ابتدا ورمی‌کمپوست در دمای ۱۰۵ درجه به مدت ۲۴ ساعت خشک کرده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده و سپس در تعلیق ۱:۱۰ با آب مقطر پس از گذشت ۲۴ ساعت زمان میزان (۴/۳۵ µs/cm) EC و (۷/۳۴) pH به ترتیب با دستگاه EC متر و pH سنج اندازه‌گیری شد. میزان ۱ گرم از نمونه خشک شده را در کوره با دمای ۵۵۰ درجه به مدت ۴ ساعت خاکستر کرده و سپس از طریق توزین کاهش وزن در اثر احتراق (LOI=٪۳۶) اندازه‌گیری شد. نمونه‌های زئولیت از دو معدن فیروزکوه و سمنان از نوع کلینوپتیلولیت به صورت پودری با اندازه ۲۰۰ مش (۰/۰۷۴ میلی متر) تهیه گردید. pH زئولیت در تعلیق ۱:۱۰ با آب مقطر اندازه‌گیری شد(جدول ۲).

جدول ۲- درصد مواد تشکیل دهنده زئولیت سمنان و فیروزکوه

نمونه	Sio_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	TiO_2	CaO	MgO	Na_2O	K_2O	P_2O_5	L.O.I	pH
					%						
سمنان	۷۰/۶۵	۱۱/۲۹	۰/۷۳	۰/۱۸۸	۴/۰۲	۰/۷۵	۰/۸۶	۰/۸۳	۰/۰۰۵	۹/۹۷	۸/۲۴
فیروزکوه	۶۸/۲۵	۱۶/۱۳	۰/۶۹	۰/۴۹۶	۰/۶۳	۰/۰۶	۰/۲۳	۱۲/۶۰	۰/۰۶۱	۰/۶۹	۹/۶۹

آزمایش به صورت فاکتوریل ۳ عاملی با دو نوع خاک (بافت رسی و لوم شنی)، ۳ سطح زئولیت (صفر، ۴٪ وزنی زئولیت معدن فیروزکوه، ۴٪ وزنی زئولیت معدن سمنان) و دو سطح ورمی‌کمپوست (صفر و ۲٪) با سه تکرار در قالب طرح کامل تصادفی انجام شد . نمونه‌های مورد مطالعه با سطوح ۲۵ یا ۵۰ میلی‌گرم نیکل در کیلوگرم خاک آلوده شدند. نمونه‌های خاک با مقدار زئولیت و ورمی کمپوست لازم تیمار شده و به خوبی مخلوط شدند . سطوح نیکل به صورت محلول نمک کل‌رید نیکل به تیمارها افزوده شد و پس از رسیدن رطوبت به حد مناسب نمونه ها به‌خوبی مخلوط شدند. نمونه‌ها در دمای آزمایشگاه و رطوبت ۲۰٪ وزنی برای بافت رسی و ۱۵٪ وزنی برای بافت لوم شنی خوابانده شدند. در زمان‌های ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۶۰ و ۹۰روز از نمونه‌های مرطوب در حدود ده گرم برداشته شد و مقدار نیکل قابل استفاده آن به روش DTPA (لیندسی و نورول، ۱۹۷۸) عصاره‌گیری شد. همزمان رطوبت وزنی نمونه ها با خشک نمودن جرم مشخصی از نمونه در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس به مدت ۲۴ ساعت تعیین شد. تمام محاسبات براساس رطوبت وزنی نمونه‌ها تصحیح گردید. نتایج توسط نرم افزار آماری MSTAT-C و مقایسه میانگین داده‌ها به روش آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح یک درصد مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

نتایج و بحث:

تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که در هر دو سطح نیکل خاک، ورمی کمپوست و برهمکنش خاک و ورمی کمپوست در تمام زمان‌های مورد مطالعه بر قابلیت جذب نیکل در سطح ۱٪ اثرات معنی‌دار داشته‌اند. اثر زئولیت و برهمکنش آن با عوامل مختلف در هیچ یک از زمان های مورد مطالعه برقابلیت جذب نیکل معنی دار نبود (جدول ۳). میانگین کل نیکل بازیابی شده در شکل قابل جذب در بافت لوم شنی به مراتب بیشتر از بافت رسی بود (جدول ۴). بافت رس به دلیل داشتن ظرفیت تبادل کاتیونی بیشتر توانایی تثبیت بیشتری برای نیکل از خود نشان می دهد در حالیکه در خاک شنی بدلیل خاصیت جذب کمتر احتمال آبشویی و تحرک نیکل بیشتر است. ادهمی و همکاران (۲۰۰۸) گزارش کردند در خاک‌های شدیدا آهکی با ماده آلی کم (میانگین ۱/۵٪)، نگهداری نیکل تحت تاثیر رس است، درحالی که

در خاک‌های شمال ایران با میزان ماده آلی زیاد (میانگین ۲/۶٪)، نقش pH و ماده آلی نسبت به رس در اولویت است.

جدول ۳- تجزیه واریانس اثر عوامل آزمایش بر مقدار نیکل قابل‌جذب در زمان‌های مختلف.

منبع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات					
		۵ روز	۱۰ روز	۲۰ روز	۳۰ روز	۶۰ روز	۹۰ روز
		۲۵ mg Ni kg^{-1}					
خاک	۱	۲۷/۰**	۳۳/۲**	۲۲/۹**	۱۲/۷**	۱۲/۴**	۱۳/۵**
زئولیت	۲	۰/۱۱۰^{ns}	۰/۰۵۸^{ns}	۰/۰۳۶^{ns}	۰/۰۰۲^{ns}	۰/۰۷۳^{ns}	۰/۰۷۸^{ns}
خاک* زئولیت	۲	۰/۱۰۲^{ns}	۰/۲۳۱^{ns}	۰/۰۵۷*	۰/۰۳۵^{ns}	۰/۰۵۰^{ns}	۰/۰۰۱^{ns}
ورمی‌کمپوست	۱	۳/۰۵**	۳/۱۳**	۳/۷۴**	۳/۲۴**	۱/۷۰**	۴/۴۷**
خاک *ورمیکمپوست	۱	۰/۰۱۱^{ns}	۰/۴۷۸*	۰/۷۵۴**	۰/۶۵۶**	۱/۵۰**	۱/۱۴**
زئولیت * ورمیکمپوست	۲	۰/۱۵۲^{ns}	۰/۲۳۵^{ns}	۰/۰۲۳^{ns}	۰/۰۱۲^{ns}	۰/۰۳۴^{ns}	۰/۰۴۶^{ns}
خاک*زئولیت * ورمیکمپوست	۲	۰/۲۱۸^{ns}	۰/۵۴۸*	۰/۰۱۱^{ns}	۰/۰۲۹^{ns}	۰/۰۶۱^{ns}	۰/۱۱۱^{ns}
خطا	۲۴	۰/۰۹۶	۰/۱۰۲	۰/۰۱۵	۰/۰۱۵	۰/۰۵۲	۰/۰۳۵
		۵۰mg Ni kg^{-1}					
خاک	۱	۶۰/۸**	۶۰/۰**	۶۷/۴**	۳۱/۳**	۳۷/۷**	۲۸/۶**
زئولیت	۲	۰/۰۷۳^{ns}	۰/۱۵۲^{ns}	۰/۰۹۰^{ns}	۰/۰۱۳^{ns}	۰/۰۴۶^{ns}	۰/۰۸۸^{ns}
خاک* زئولیت	۲	۱/۸۶**	۰/۰۴۱^{ns}	۰/۰۰۹^{ns}	۰/۴۰۲**	۰/۰۴۸^{ns}	۰/۱۶۹^{ns}
ورمی‌کمپوست	۱	۹/۹۵**	۹/۱۸**	۱۲/۶**	۷/۵۷**	۱۲/۰**	۱۱/۱**
خاک* ورمیکمپوست	۱	۴/۷۸**	۱/۰۹*	۱/۴۲**	۱/۹۴**	۲/۶۹**	۲/۶۴**
زئولیت * ورمیکمپوست	۲	۰/۳۳۷^{ns}	۰/۵۶۷^{ns}	۰/۱۱۰^{ns}	۰/۰۱۲^{ns}	۰/۰۱۶^{ns}	۰/۱۳۳^{ns}
خاک*زئولیت * ورمیکمپوست	۲	۰/۰۲۵^{ns}	۰/۷۸۴*	۰/۰۷۵^{ns}	۰/۱۰۱^{ns}	۰/۲۰۲^{ns}	۰/۵۳۸*
خطا	۲۴	۰/۲۹۸	۰/۱۹۷	۰/۰۹۰	۰/۰۵۹	۰/۰۹۲	۰/۱۱۷

nsمعنی‌دار نیست. ** در سطح ۱٪ معنی‌دار است. * در سطح ۵٪ معنی دار است.

جدول۴ – میانگین اثرات اصلی عوامل مختلف بر قابلیت جذب نیکل(میلی‌گرم بر کیلوگرم) براساس سطوح نیکل در زمان‌های مختلف

زمان	خاک		ورمی‌کمپوست		زئولیت		
روز	شن	رس	صفر	۴٪	صفر	۴٪ فیروزکوه	۴٪ سمنان
			۲۵ میلی‌گرم نیکل در کیلوگرم				
۵	۵/۶۱	۳/۸۸	۴/۴۵	۵/۰۴	۴/۶۵	۴/۷۶	۴/۸۴
۱۰	۵/۱۴	۳/۲۲	۳/۸۹	۴/۴۸	۴/۱۰	۴/۲۳	۴/۲۲
۲۰	۴/۱۱	۲/۵۲	۲/۹۹	۳/۶۴	۳/۲۶	۳/۳۳	۳/۳۶
۳۰	۳/۱۱	۱/۹۲	۲/۲۱	۲/۸۱	۲/۵۰	۲/۵۲	۲/۵۲
۶۰	۳/۰۱	۱/۸۴	۲/۲۱	۲/۶۴	۲/۵۱	۲/۳۶	۲/۴۱
۹۰	۲/۹۱	۱/۶۸	۱/۹۴	۲/۶۵	۲/۲۸	۲/۳۸	۲/۲۳
			۵۰ میلی‌گرم نیکل در کیلوگرم				
۵	۱۰/۵۲	۷/۹۲	۸/۷۰	۹/۷۵	۹/۱۴	۹/۲۵	۹/۲۹
۱۰	۹/۳۹	۶/۸۱	۷/۵۹	۸/۶۰	۸/۰۰	۸/۰۸	۸/۲۲
۲۰	۷/۸۶	۵/۱۲	۵/۹۰	۷/۰۹	۶/۴۶	۶/۵۹	۶/۴۳
۳۰	۵/۷۸	۳/۹۱	۴/۳۸	۵/۳۰	۴/۸۱	۴/۸۸	۴/۸۴
۶۰	۵/۵۵	۳/۵۰	۳/۹۵	۵/۱۱	۴/۵۷	۴/۵۵	۴/۴۶

۹۰	۵/۲۰	۳/۴۲	۳/۷۵	۴/۸۶	۴/۲۵	۴/۴۱	۴/۲۷

تیمار با ورمی‌کمپوست سبب گردید که مقدار بیشتری از نیکل در شکل قابل عصاره گیری با DTPA باقی بماند. در روز ۵ میزان نیکل قابل عصاره گیری با DTPA در سطح ۵۰ میلی‌گرم نیکل در کیلوگرم خاک در عدم حضور ورمی‌کمپوست ۸/۷۰ میلی‌گرم در کیلوگرم بود که در حضور ورمی کمپوست به ۹/۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک افزایش یافت. این روند در سایر زمان‌ها و نیز در سطح ۲۵ میلی‌گرم نیکل در کیلوگرم خاک قابل مشاهده بود (جدول ۴). ضایعات آلی تازه، مثل کودهای حیوانی، دارای ترکیبات آلی محلول هستند که می‌توانند حلالیت فلزات سنگین را بعد از گذشت مدت زمان کوتاهی از افزودن این مواد به خاک، افزایش دهند (الماس و همکاران، ۱۹۹۹). اثر زئولیت بر قابلیت جذب نیکل در هیچ یک از زمان های مورد مطالعه معنی‌دارنبود (جدول ۳). میانگین کل مقدار نیکل قابل جذب در تیمارهای مختلف زئولیت در جدول (۴) ارائه شده است . اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین با زئولیت‌ها، غلظت یون های فلزی محلول را کاهش داده و باعث بهبود رشد گیاه در خاک های آلوده می شود (لپ، ۱۹۹۸). نتایج تحقیق حاضر متناقض با نتایج تحقیقاتی است که بیان داشته اند زئولیت سبب کاهش غلظت قابل جذب فلزات سنگین در خاک می شود. میتوان توضیح داد که شعاع هیدراته زیاد نیکل می تواند منجر به عدم توانایی تبادل با کاتیون‌های آبپوشی شده موجود در حفرات زئولیت گردد قاسمی مبتکر و کاظمیان (۱۳۸۴)مشاهده کردند که نیکل ازظرفیت تبادل کاربردی (OEC)[1] و شعاع یونی کوچکی برخوردار است و چگالی بار زیادی دارد، در نتیجه جداشدن مولکول‌های آب، آبپوشی مشکل‌تر بوده و نفوذ این یون به داخل زئولیت سخت تر است. افزایش pH خاک با مصرف زئولیت (انصاری مهابادی و همکاران، ۲۰۰۷) می‌تواند ظرفیت ابقای عناصر سنگین را افزایش دهد و تاثیر بیشتر کاربرد زئولیت بر ابقای عناصر سنگین در خاک های اسیدی احتمالا به افزایش pH با کاربرد زئولیت مربوط است و می‌تواند توانایی زئولیت را در شرایط اسیدی نشان دهد. در مطالعه حاضر احتمالا به‌دلیل pH قلیایی خاک‌های مورد مطالعه، زئولیت نتوانسته بخوبی اثر خود را نشان دهد.

منابع

قاسمی‌مبتکر، ح. و کاظمیان ح.، ۱۳۸۴. بررسی کاربرد زئولیت‌های A و P سنتز شده از زئولیت کلینوپتیلولیت طبیعی ایران برای حذف کاتیون های سنگین از پساب های شبیه سازی شده . نشریه شیمی‌و مهندسی شیمی ایران. ۲۴(۲): ۵۱-۶۱.

ملکوتی، م.ج. و طهرانی م.م.، ۱۳۸۴. نقش ریز مغذی ها در افزایش عملکرد و بهبود کیفیت محصولات کشاورزی ((عناصر خرد با تاثیر کلان)). تهران : دانشگاه تربیت مدرس، دفتر نشر آثار علمی.

Adhami E, Salmanpour A, Omidi A, Khosravi N, Ghasemi-Fasaei R and Maftoun M, 2008. Nickel adsorption characteristics of selected soils as related to some soil properties. Soil Sediment Contam. 17:643–653.

Almas A, Singh BR, and Salbu B, 1999. Mobility of cadmium-109 and zinc-65 in soil influenced by equilibration time, temperature, and organic matter. J Environ Qual. 28: 1742–1750.

[1]Operational Exchange Capacity

Ansari Mahabadi A, Hajabbasi MA, Khademi H, and Kazemian H. 2007. Soil cadmium stabilization using an Iranian natural zeolite. Geoderma. 137: 388-393.

Dunnivant FM, Jardine PM, Taylor DL and McCarthy JF. 1992. Transport of naturally occurring dissolved organic carbon in laboratory columns containing aquifer material. Soil Sci, Soc Am J. 56: 437-444.

Lepp NW, 1998. Case studies in the field-industrial sites: the Prescot copper rod plant. In: Vangronsveld, J., Cunningham, S.D. (Eds.), Metal-Contaminated Soils: In Situ Inactivation and Phytorestoration. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany, pp. 217–218.

Lindsay WL and Norvell WA, 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Sci, SocAm. 42: 421-428.

Mumpton F, 1999. La roca magica: Uses of natural zeolite in agriculture and industry. Proc Nati Acad Sci. 96: 3463-3470.

Sherameti I and Varma A, 2011. Detoxification of heavy metals (Soil Biology). Springer.

تخمین پتانسیل معدنی شدن نیتروژن برخی از کودهای آلی با مدل مرتبه اول

فتح اله مدرومی[1*]، حجت امامی[2]، رضا خراسانی[3]، علیرضا آستارایی[4]
۱ و *- نویسنده مسئول: دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
آدرس الکترونیکی Fmadromi@yahoo.com

۲- استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

۳- استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

٤- دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

مقدمه

اطلاع و تخمین سرعت رهاسازی نیتروژن از مواد آلی برای حفظ حاصلخیزی خاک و مدیریت صحیح خاک ضروری است. پیش‌بینی فراهمی نیتروژن برای دوره رشد گیاه از منابع مختلف کودی در ارتقاء کارایی کودها و همچنین کاهش خطرات یا آلودگی‌های زیست محیطی نقش مهمی دارد (رینگولیت وباچمیر،۲۰۰۲). فرآیند معدنی شدن نیتروژن در خاک باتوجه به شرایط محیطی (دما و رطوبت) و ویژگی های شیمیایی، فیزیکی و بیولوژیکی خاک (تهویه، بافت، pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و جمعیت میکروبی) و نیز نوع کود آلی اضافه شده اتفاق می‌افتد (برنال و کایرچمن، ۱۹۹۲). عوامل محیطی مانند دما و رطوبت مهم‌ترین عواملی هستند که بر روی فرآیندهای رهاسازی نیتروژن اثر می‌گذارند. رطوبت خاک میزان فراهمی اکسیژن را در خاک تنظیم می‌کند و حداکثر فعالیت هوازی ریز جاندارن در محدوده رطوبتی ۵۰ تا ۷۰ درصد ظرفیت زارعی خاک اتفاق می‌افتد رطوبت کمتر باعث کاهش حلالیت ماده تجزیه شونده و نیز باعث کاهش پخشیدگی و تحرک میکروب‌ها می شود (گیل و همکاران، ۲۰۱۲).

یکی از مباحث مهم در علم شیمی بررسی و مطالعه سینتیک شیمیایی است و امروزه نیز از آن در شیمی خاک استفاده‌های زیادی می‌شود. ابتدائی‌ترین مطالعه سینتیک شیمیایی در خاک در سال ۱۸۵۰ توسط توماس‌وی بر روی تبادل یونی صورت گرفت و او دریافت که سرعت تبادل کلسیم و آمونیم در خاک بریتانیا خیلی سریع و آنی است استانفورد و اسمیت (۱۹۷۲) از مدل مرتبه اول ($N_m=N_0[1-e^{(-kt)}]$) برای تخمین پتانسیل بالقوه رهاسازی (N_0) نیتروژن خاک استفاده کردند. در این مدل N_m مقدار نیتروژن آزاد شده (میلی‌گرم بر کیلوگرم) در زمان t، N_0 پتانسیل بالقوه معدنی شدن نیتروژن (میلی‌گرم بر کیلوگرم)، k ثابت سرعت ($week^{-1}$) و t زمان آزمایش (هفته) است البته زمان بصورت روز نیز گزارش و استفاده شده است. این محققین مقدار N_0 را در دمای ۳۵ درجه سانتی‌گراد برای ۳۹ خاک ایالات متحده آمریکا بین ۱۸ تا ۳۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش نمودند و مقدار k را نیز در محدوده ۰/۰۳۵ تا ۰/۰۹۵ ($week^{-1}$) بیان کردند. سودایی و همکاران(۱۳۸۶) نیز از مدل‌های سنتیکی از جمله مدل مرتبه اول برای تخمین پتانسیل معدنی شدن نیتروژن کودهای الی استفاده کردند. هدف از این تحقیق تخمین پتانسیل معدنی شدن نیتروژن کودهای آلی و همچنین تاثیر رطوبت به عنوان یک عامل مهم محیطی در سرعت تجزیه نیتروژن کودهای آلی مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

نمونه‌های خاک از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متری از مزرعه دانشگاه فردوسی مشهد تهیه و ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن با روش‌های استاندارد اندازه‌گیری شدند سپس کودهای آلی (لجن فاضلاب، کود مرغی، کود گاوی و کاه و کلش گندم) به طور یکنواخت به میزان ۵۰ تن در هکتار به خاک اضافه شدند. پس از تعیین ظرفیت زراعی خاک (اشباع از پایین)، دو سطح رطوبتی ۴۰ (کم) و ۷۵ (زیاد) درصد ظرفیت زراعی به همه تیمارهای کودی اعمال گردید و نمونه‌ها (۳۰ گرمی) در دمای ۲۵ درجه سانتی‌گراد به مدت ۶۰ روز در انکوباتور نگهداری شدند. به منظور فراهمی اکسیژن مورد نیاز ریزجاندران خاک، درب ظروف هر روز به مدت چند دقیقه باز و بسته شد و رطوبت خاک به صورت هفتگی از طریق وزنی کنترل گردید. برای اندازه‌گیری نیترات خاک، پنج گرم خاک با اضافه کردن۵۰ میلی‌لیتر از عصاره گیر K_2SO_4 یک درصد به مدت یک ساعت با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه شیک شد و پس از عبور از کاغذ صافی مقدار نیترات آن به روش اسید سالسیلیک با اسپکتروفتومتر در طول موج ۴۱۰ نانومتر قرائت گردید (آلف و نانپایری، ۱۹۹۵). برای اندازه‌گیری مقدار آمونیم نیز هشت گرم از نمونه‌های خاک با اضافه کردن ۴۰ میلی‌لیتر از عصاره گیرKCL دو مولار به مدت یک ساعت با سرعت ۲۰۰ دور در دقیقه شیک و پس از عبور کاغذ صافی مقدار آمونیم آن به روش اندو فنل با اسپکتروفتومتر در طول موج ۶۳۶ نانومتر تعیین گردید (پاگ و همکاران،۱۹۸۲). سپس مجموع آمونیم و نیترات به عنوان نیتروژن آزاد شده در نظر گرفته شد. به دلیل غیر متحرک شدن نیتروژن در تیمار کاه و کلش گندم مقدار نیتروژن معدنی شده در تمامی تیمارها از تیمار شاهد کسر نگردید ، به عبارتی دیگر در زمان صفر مقدار نیتروژن معدنی برابر با مقدار نیتروژن معدنی خاک در نظر گرفته شد. و سپس مدل مرتبه اول به روش حداقل مربعات خطا با مقادیر اندازه گیری شده برازش داده شد و از روابط آماری زیر نیز برخی از شاخص های مهم آماری مانند ضریب تبیین (R^2)، ریشه میانگین مربعات خطا (RMSE) و میانگین خطا (ME) نیز محاسبه شد و تمامی پامترهای مدل مرتبه اول محاسبه شد.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=0}^{n}(Xi-Yi)2}{n}} \quad [۱]$$

$$R^2 = \frac{[\sum_{i=0}^{n}(Xi-\dot{X})(Yi-\bar{Y})]2}{\sum_{i=0}^{n}(Xi-\dot{X})2(Yi-\bar{Y})2} \quad [۲]$$

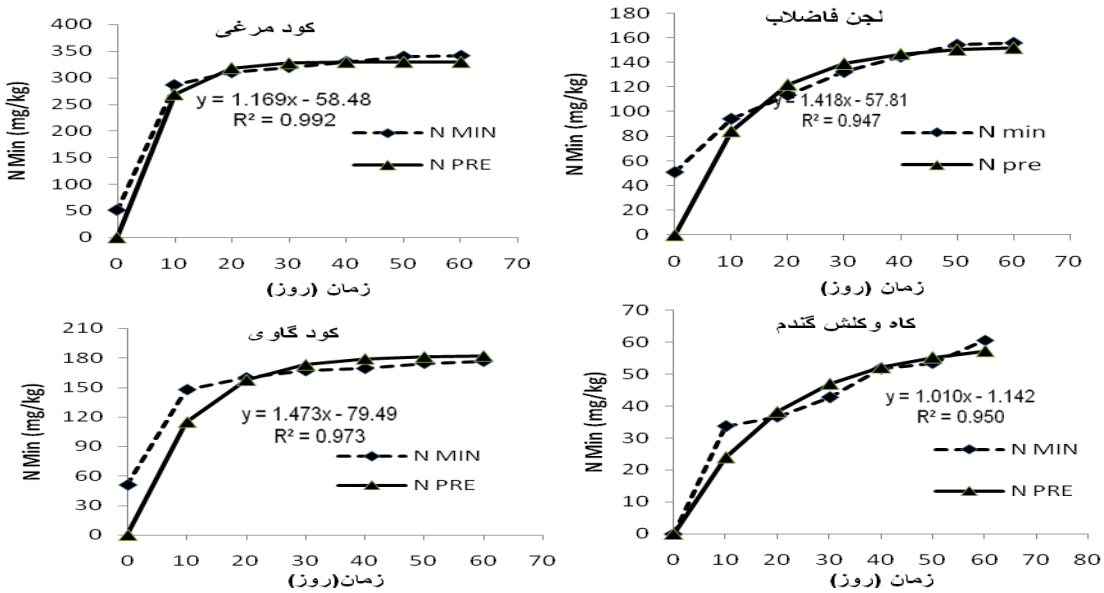
$$ME = \frac{\sum_{i=0}^{n}(Xi-Yi)}{n} \quad [۳]$$

در این روابط X_i وY_i به ترتیب مقدار تجمعی نیتروژن برآورد شده با مدل و اندازه‌گیری شده در آزمایشات انکوباسیون و n تعداد اندازه گیری‌ها است. هرچه ریشه میانگین مربعات خطا کمتر و ضریب تبیین بیشتر باشد بیانگردقت بیشتر مدل است.

نتایج و بحث

شکل (۱) برازش بین نیتروژن معدنی شده با مدل مرتبه اول است که نشان می‌دهد کود مرغی نسبت به کود گاوی، لجن فاضلاب و کاه وکش گندم دارای حدکثر ضریب هم بستگی است. و همچنین در همه تیمارها حداکثر میزان معدنی شدن نیتروژن در ۲۰ روز اول دوره انکوباسیون اتفاق افتاده است و با گذشت زمان

سرعت معدنی شدن نیتروژن کاهش یافته به حدی که پس از ۶۰ روز تقریبا به مقدار ثابتی رسیده است. از بین همه تیمارها کود مرغی دارای بیشترین سرعت معدنی شدن نیتروژن است که در ۱۰ روز اول شروع انکوباسون دارای بیشترین شیب معدنی شدن نسبت به سایر تمیارها است



شکل ۱- برازش مدل مرتبه اول با دادهای انکوباسیون

* N PRE و N MIN به ترتیب پیش‌بینی مقدار تجمعی نیتروژن معدنی شده با مدل و مقدار تجمعی نیتروژن معدنی شده در طول دوره انکوباسیون است. مقایر بر حسب میانگین نیتروژن معدنی شده در هر دو سطح است .

روند مقدار نیتروژن تجمعی (N_{min}) آزاده شده در مدل مرتبه اول به ترتیب کود مرغی > کود گاوی > لجن فاضلاب > کاه وکلش گندم بود. مقدار پتانسیل بالقوه معدنی شدن نیتروژن (N_0) کمترین مقدار با ۴۹/۹ میلی‌گرم در کیلوگرم در کاه و کلش گندم و بیشترین مقدار با ۳۸۸/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم نیتروژن در کود مرغی به دست آمد. همچنین کاهش رطوبت موجب کاهش ۱۸، ۲۰، ۳ و ۲۶ درصدی مقدار N_0 به ترتیب در کود مرغی، لجن فاضلاب، کود گاوی و کاه و کلش گندم شد. ثابت سرعت (k) در مدل مرتبه اول در محدوده ۰/۰۴۷۱ – ۰/۲۵۰۱ (day^{-1}) قرار داشت که در کود مرغی حداکثر مقدار بود. سرعت معدنی شدن نیتروژن در کود مرغی نسبت به کود گاوی ۱/۷۹، لجن فاضلاب ۳/۲ و کاه و کلش گندم ۵/۳ برابر بود. شاخص N_0k نیز به ترتیب بیشترین و کمترین مقدار را در کود مرغی و کاه وکلش گندم داشت (جدول۱). سبیه و همکاران (۲۰۰۳) با استفاده از مدل مرتبه اول و رطوبت ۸۵ درصد ظرفیت زراعی با انکوباسیون ۵۶ هفته‌ای مقدار نیتروژن معدنی شده را در دامنه بین ۸۸ تا ۲۳۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای تیمار کود دامی و ثابت سرعت نیز در دامنه بین ۰/۰۳۲ – ۰/۰۸۸ (day^{-1}) گزارش کردند. هیرزل و همکاران(۲۰۱۲) با استفاده از مدل مرتبه اول مقدار نیتروژن معدنی شده در کود مرغی با استفاده از دو سطح ۲۰۰ و ۴۰۰ کلیوگرم در هکتار را به ترتیب ۷۴ تا ۱۳۶ میلی گرم بر کیلوگرم و ثابت سرعت معدنی شدن نیتروژن را ۰/۰۷۵۷ و ۰/۰۸۰۷ (day^{-1}) گزارش نمودند.

شاخص N_0k را اولین بار کمپل و همکاران (۱۹۹۱) به کار گرفتند و به‌خاطر رابطه منفی که بین N_0 و k وجود داشت آنها سرعت بالقوه معدنی شدن نیتروژن را به صورت لحظه‌ای در زمان t به دست آوردند. این ضریب از

معادله سینتیکی مرتبه اول مشتق شده شده است. بیشتر محققان پیشنهاد کردند که حاصل ضرب N_0k شاخص بهتری از قابلیت استفاده نیتروژن در خاک نسبت به N_0 تنها می‌باشد. به عبارتی دیگر N_0k به عنوان معیاری از فراهمی و نیتروژن خاک برای گیاه است. در مدل مرتبه اول نیز کاه وکلش گندم با دارا بودن کمترین مقدار RMSE نسبت به سایر مواد آلی برازش بهتری با دادهای اندازه‌گیری شده نشان داد و برای همه تیمارها مدل مرتبه اول کم برآوردی بود.

جدول ۱- پارامترهای مدل مرتبه اول $N_{min}= N_0 (1-e^{-kt})$

تیمارها		N_{min} (mgN/kg)	N_0 (mgN/kg)	K (day^{-1})	N_0k (mgN/kg day)	R^2	RMSE	کمینه یا بیشینه
کودهای آلی	رطوبت (FC%)							
لجن فاضلاب	٤٠	١٣٦/٨٣	١٣٧/٩	٠/٠٨١	١١/١٦	٠/٩٠٦	٢١/١	-٧/٦
	٧٥	١٦٦/٦	١٦٨/١	٠/٠٧٨٢	١٣/١٤	٠/٩٦٤	١٩/٦٦	-٧/٢٥
مرغی	٤٠	٣١٠	٣١٠	٠/٢٤١١	٧٤/٧٤	٠/٩٨٩	٢١/٥٣	-١٠/٤
	٧٥	٣٨٨/٤	٣٨٨/٤	٠/٢٥٠١	٨٤/٦٣	٠/٩٩٣	٢٣/٦	-٦/٨
گاوی	٤٠	١٧٢/٢	١٧٢/٣	٠/١٢٣١	٢١/٢١	٠/٩٥٨	٢٣/٤٦	-٨/٩
	٧٥	١٧٩/٢	١٧٩/٢	٠/١٤٠١	٢٥/١٠	٠/٩٨٢	١٩/٩٧	-٧/٤
کاه و کلش گندم	٤٠	٤٨/٤٨	٤٤/٩	٠/٠٩٩١	٤/٤٥	٠/٩٧٤	٢/٤٠	٠
	٧٥	٦٥/٩	٧٠	٠/٠٤٧١	٣/٢٩	٠/٩٣١	٥/٩٣	-٠/٦

منابع

سالاردینی ع. ا. ۱۳۸۴. حاصخیزی خاک. انتشارات دانشگاه تهران.

Alef K and Nannipieri P, 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London.

Bernal Mp and kirchman H, 1992. Carbon and nitrogen mineralization and ammonia volatilization from fresh, aerobically and an aerobically treated pig manure during incubation with soil. Biol. Fertil. Soils. 13:135-141.

Campbell CA, Leyshon AJ, Zentner RP, LaFond GP and Janzen HH و 1991. Effect of cropping practices on the initial potential rate of N mineralization in a thin Black Chernozem.Cana. J.Soil Sci. 71:43–53.

Gil MV, Carballo MT and Calvo LF, 2011. Modelling N mineralization from bovine manure and sewage sludge composts. Bioresource Technology. 102: 2, 863–871

Hirzel J, Unuraga P and Walter I, 2010. Nitrogen mineralization and released nutrients in A volcanic soil amended with poultry litter. Chilean J. OF Agricultural. Research 70(1):113-121.

Page AL, Miller RH and keeney D.R, 1982. Methods of soil analysis part 2 chemical and microbiological properties, Madison Wisconsin USA.

Ringuelet A and Bachmeier OA, 2002. Kinetics of soil nitrogen mineralization in soil. Commun. Soil Sin. Plant Anal. 33:3703-3721.

Stanford G and Smith S. J. 1972.Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 36:465-72.

بررسی اثر سطوح نیکل و نانو ذرات اکسید آهن بر میزان شاخص جذب نیکل بوسیله گیاه ماش (*Vigna radiata*) در خاک آهکی

مولود اعتمادی[1]، علیرضا جعفرنژادی[2] ،خوشناز پاینده[3]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات خوزستان
۲-عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان
۳-عضو هیات علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، گروه زراعت و اصلاح نباتات

مقدمه

در قرن اخیر با افزایش جمعیت وگسترش صنعت و برنامه ریزی های نادرست انسان، روزبه روز برآلودگی های محیطزیست افزوده می‌شود (محمدی و همکاران، ۱۳۸۲). امروزه آلودگی‌های زیست‌محیطی به یک معضل مهم در سطح جهان تبدیل شده و توسعه صنایع و فعالیت‌های انسانی عامل اصلی این مشکلات می‌باشد. آلاینده‌های خاک از جمله آلودگی‌ها، عناصر سنگین و افزایش آن ها در خاک می‌باشد. نیکل(Ni) یکی از عناصر آلاینده در خاک می‌باشد. راه‌های ورود نیکل به بدن انسان از طریق هوا، آشامیدن آب، خوردن غذا و کشیدن سیگار می - باشد. درچند سال اخیر پژوهشگران به عنوان راه‌کار، روشی نوین با استفاده از گیاهان را برای زدودن آلودگی‌ها از خاک بنیان نهاده اند. پاک‌سازی توسط گیاهان یک اصطلاح کلی است که به استفاده از گیاهان برای حذف، تجزیه، و تثبیت آلاینده ها در خاک اطلاق می شود. از دلایل مهم استفاده از گیاه پالایی این است که نسبت به تکنولوژی‌های جدید و رایج ۱۰۰۰ برابر ارزان‌تر می‌باشد (رضوانی و همکاران، ۱۳۸۴). نانوذرات‌آهن نسل جدیدی از تکنولوژی پاک‌سازی محیط زیست می‌باشد. نانوذرات اکسیدآهن به دلایل متعددی از قبیل : سهولت سنتز در مقیاس نانو، سطح زیاد نسبت به حجم کم، قابلیت زیست پذیری و عدم آلودگی مجدد، سهولت در دسترسی به منابع و دو خاصیت ویژه‌ی آن یعنی قابلیت اصلاح سطح و خواص مغناطیسی مناسب که سبب جداسازی آسان جاذب بعد از فرایند جذب می شود مورد توجه بیشتری قرار گرفته است (پیاوو زو وهمکاران ، ۲۰۱۲). گیاهان خانواده‌ی *Fabaceae* به ویژه ماش (*Vigna radiate*) به‌دلیل توانایی تثبیت بیولوژیکی نیتروژن برای اصلاح مناطق آلوده استفاده می شوند که از نظر اکولوژیک و کشاورزی بسیار مهم هستند (براک ول و همکاران ، ۱۹۹۵). رحمانی و همکاران (۲۰۱۰) اثر آلومینای نانو ساختار را بر جذب عناصر سنگین روی، نیکل و سرب مورد بررسی قرار دادند . نتایج نشان داد که بیشترین میزان جذب برای تمام فلزات ذکر شده از ۱۸۰ دقیقه در pH معادل ۴ اتفاق می‌افتد و میزان جذب یون‌های ذکر شده با افزایش دما کاهش می‌یابد و همچنین بیشترین میزان جذب در دمای ۲۰ درجه‌ی سانتی گراد به وقوع می پیوندد. بنابراین در این تحقیق به بررسی اثر نانوذرات اکسیدآهن بر افزایش توان جذب نیکل توسط گیاه ماش پرداخته شده است.

مواد و روشها

این تحقیق به صورت گلدانی در قالب طرح کاملا تصادفی و به صورت فاکتوریل در سه تکرار اجرا شد . تیمارها شامل: سه سطح نانو ذرات اکسید آهن (۰، ۰/۱، ۰/۵ درصد وزنی) و سه سطح نیکل (۰، ۲۰، ۵۰ میلی‌گرم در

کیلوگرم) بود. برای آلوده نمودن خاک، مقدار مشخصی از نمک کلرید نیکل ($Nicl2.6H_2O$) در آب حل و به صورت محلول به سطح خاک اسپری و به طور کامل با خاک مخلوط گردید. سپس مقادیر مورد نیاز نانوذرات آهن وزن‌شده و به گلدان‌های دارای نانوذرات افزوده شد. پس از طی شدن دوره ۷ روزه بعد از آلوده شدن خاک جهت جلوگیری از اثر تنش‌های محیطی به خاک کود های شیمیایی (اوره، سولفات پتاسیم و فسفر) بر اساس آزمون خاک جهت تأمین رشد مناسب ماش محاسبه و مصرف گردید در پایان دوره رشد، گیاه به طور کامل از گلدان خارج گردید و سپس اندام هوایی و ریشه گیاه را از یکدیگر جدا نموده، پس از آن با آب و سپس با آب مقطر به خوبی شسته و خشک گردید ، هضم نمونه‌های گیاه به روش خشک و ترکیب با (HCL) و هضم نمونه‌های خاک با اسیدنیتریک و اسیدکلریدریک (تیزاب سلطانی) صورت گرفت و در نهایت نمونه‌های گیاه و نمونه‌های خاک با دستگاه جذب اتمی جهت اندازه‌گیری غلظت عنصر نیکل قرائت شد. .

-بررسی شاخص جذب (UI):

شاخص جذب :برای مقایسه قدرت نسبی پالایش گیاه از شاخص جذب استفاده شده است این شاخص از حاصلضرب ضریب ماده‌ی خشک تولیدی (تقسیم وزن ماده خشک یک تکرار به حداکثر ماده خشک تولیدی) در غلظت عنصر در اندام هوایی بدست می آید. این ضریب می‌تواند به عنوان یک معیار نسبی برای تعیین پتانسیل پالایش عناصر فلزی در خاک مورد استفاده قرار می‌گیرد.

تجزیه و تحلیل آماری و مقایسه میانگین ها به روش دانکن در سطح پنج درصد و یک درصد، با استفاده از نرم افزار MSTAT-C و رسم نمودارها بوسیله Exel انجام شد

نتایج و بحث

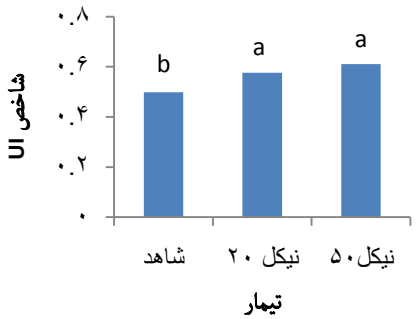
نتایج تجزیه واریانس اثر نانو ذره آهن بر شاخص جذب در جدول (۱) نشان داده شده است. بر این اساس، تاثیر تیمارهای مورد مطالعه بر شاخص بردباری در سطح پنج درصد معنی دار شده است.

جدول (۱) نتایج تجزیه واریانس دادها

منابع تغییرات	درجه آزادی	شاخص جذب(UI)
تکرار	۲	۰/۰۳۰
غلظت نیکل	۲	۰/۱۲۱ *
نانوذره آهن	۲	۰/۱۴۱ *
اثرات متقابل	۸	۰/۰۸۸ *

**: معنی دار بودن در سطح ۱ درصد *: معنی دار بودن در سح ۵ درصد

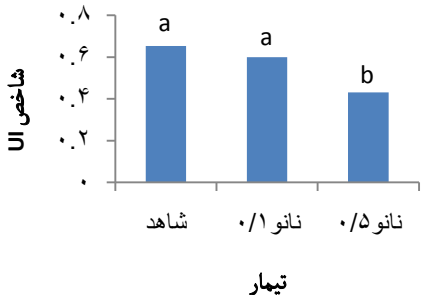
نتایج جدول تجزیه واریانس جدول (۱) نشان داد اثر غلظت نیکل بر شاخص جذب گیاه در سطح پنج درصد معنی‌دار شده‌است نتایج مقایسه میانگین تیمارهای نیکل بر شاخص جذب در شکل (۱) نشان داده شده‌است.



شکل۱- اثر سطوح نیکل بر شاخص جذب

با افزایش غلظت نیکل از۰به۵۰ (میلی گرم در کیلوگرم) مقدار شاخص جذب گیاه از روند افزایش معنی داری پیروی نموده است. علت آن، احتمالا به دلیل افزایش نیکل میزان حلالیت نیکل زیاد شده و حرکت آن درون گیاه و خاک و جذب و تجمع آن درون اندام هوایی افزایش یافت. بیشترین میزان شاخص جذب گیاه در تیمار ۵۰ (میلی گرم در کیلوگرم) نیکل به میزان ۰/۶۱ و کمترین مقدار در تیمار شاهد به میزان ۰/۴۹ مشاهده شد. روند این تغییرات با یافته‌های قشقایی (۱۳۹۰) در بررسی عنصر نیکل در گیاه تربچه مشابه بودهم چنین تیمار نانو ذرات آهن بر شاخص جذب از نظر آماری در سطح پنج درصد معنی‌دار شده است.

نتایج مقایسه میانگین تیمارهای نانو ذرات آهن برشاخص جذب در شکل(۲) نشان داده شده است.

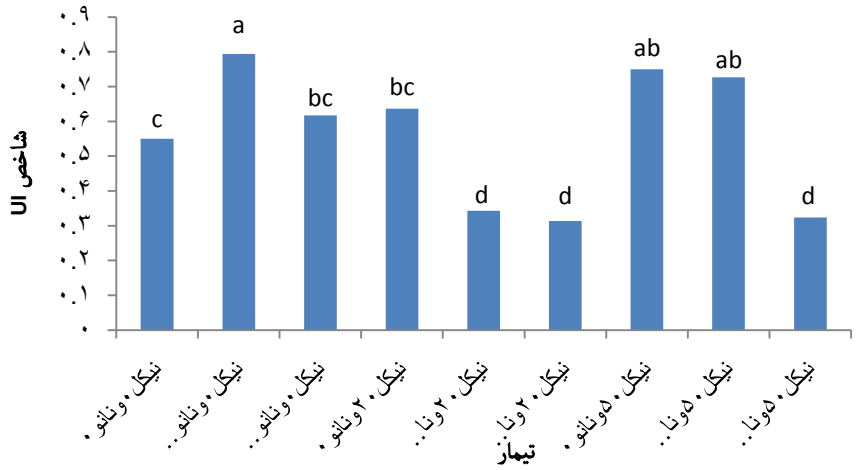


شکل۲- اثر نانوذره آهن بر شاخص‌جذب

بر این اساس با افزایش نانو ذرات آهن شاخص جذب در گیاه از روند کاهشی معنی داری پیروی نموده است. که این احتمالا به دلیل رقابت بین آهن و نیکل در هنگام جذب توسط گیاه می باشد که باعث کاهش جذب شد . بیشترین شاخص جذب گیاه در تیمار شاهد به میزان ۰/۶۵ و کمترین مقدار در تیمار ۵۰ (میلی گرم در کیلوگرم) نیکل به میزان ۰/۴۳ مشاهده شده است.

نتایج مقایسه میانگین تیمارهای نانو ذرات آهن برشاخص بردباری در شکل (۳) نشان داده شده است . بر این اساس اثرات متقابل تیمار نیکل و نانو ذرات آهن بر شاخص جذب تاثیر معنی داری را در سطح پنج درصد نشان داده شده است. در هر سطح با افزایش نانو ذره آهن، شاخص جذب کاهش یافت . که این کاهش جذب توسط گیاه ممکن است در نتیجه جذب سطحی نیکل بر روی ذرات اکسید آهن افزو ده شده به خاک باشد . جذب

سطحی نیکل به ذرات اکسید آهن (نانو) سبب کاهش دسترسی زیستی توسط گیاه شد. بیشترین شاخص جذب مربوط به تیمار نیکل ۰ و نانو ۰/۱ درصد به میزان ۰/۷۹ و کمترین شاخص جذب مربوط به تیمار نیکل ۵۰ و نانو ۰/۵ درصد به میزان ۰/۳۱ نشان داده شده است. بر اساس نتایج حاصل از پژوهش می توان گفت پالایش عنصر نیکل با استفاده از مواد نانو (Chemoremediation) نسبت به استفاده از گیاه (Phytoremediation) کمتر بوده است. و همچنین تاثیر این دو روش در کنار هم (Phytoremediation وChemoremediation) باعث کاهش پالایش عنصر نیکل شد.



شکل۳- بررسی اثر متقابل بر شاخص جذب

منابع

رضوانی م، نور محمدی ق، زعفریان ف . ۱۳۸۴. پاکسازی مواد الاینده، خاک، آب های زیرزمینی و هوا بوسیله گیاهان phytoremediation مجله علوم کشاورزی، ۱: ص ۲۵-۷.

قشقایی، ز.۱۳۹۰. بررسی توان جذب عنصر نیکل به وسیله سبزی غده ای تربچه. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه علوم تحقیقات خوزستان.

محمدی، م، آذری، ک.۱۳۸۲. بررسی شدت گسترش آلودگی خاک ها و گیاهان برعناصر سنگین و تعیین مقدار آن‌ها در سبزی کاری‌های شهرستان همدان، مجموعه مقالات هشتمین کنگره علو م خاک ایران، رشت ۱۲-۹ شهریور.

Brockwel, j. Bottomeley .P. J& thies, G.E.(1995). Main pulat ofrhizobia microflora for improving legume prodcctivity an a soil fertility: a.critical assessment. Plant and soil ,174:143-180.

Piao Xu, Guang Ming Zeng, Dan Lian Huang, Lmay. 2012. Use iron oxide nanometerials in wastewater treatment: A review Scince of The Total Environment volume 42, page1-10.

Rahmani, A, Zavvar, A, Mousavi.H. and Fazil, M. 2010. Effect of nonostruture alumina on adsorption of heay metals. Desalination .235(1-3):94-100.

بررسی اثر سطوح نیکل و نانو ذرات اکسید آهن بر میزان شاخص بردباری گیاه ماش (*Vigna radiata*) در خاک آهکی

مولود اعتمادی[1]، علیرضا جعفرنژادی[2] ،خوشناز پاینده[3]

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات خوزستان

۲- عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان

۳- عضو هیات علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، گروه زراعت و اصلاح نباتات

مقدمه

امروزه با توجه به پیشرفت توسعه و فناوری و افزایش جمعیت، آلودگی‌ها در مناطق مختلف بخصوص مناطق صنعتی و معدنی و نیز کشاورزی گسترش چشمگیری داشته است. آلودگی خاک با فلزات سنگین یکی از مشکلات زیست‌محیطی عمده در جوامع بشری است که علاوه بر اثرات زیان‌آور بر خاک و آلودگی آب‌های زیرزمینی از طریق آبشویی، موجب کاهش عملکرد و کیفیت محصول و در نهایت با ورود به زنجیره غذایی سبب به خطر افتادن سلامتی افراد جامعه و دیگر موجودات زنده می‌شود (خسروی و همکاران، ۱۳۸۸). نیکل (Ni) یکی از عناصر آلاینده در خاک می‌باشد. نیکل در صنایع مختلفی از قبیل فولادسازی، رنگ‌سازی، لوازم آرایشی وصنعت الکترونیک کاربرد دارد که میتواند از راههای مختلفی به اجرای محیط زیست (آب، هوا، خاک) وارد شود. یکی از روش‌هایی که برای خروج آلودگی‌های آلی و غیرآلی خاک استفاده می‌شود گیاه‌پالایی می‌باشد. گیاه-پالایی تکنولوژی می‌باشد که از گیاهان سبز برای خروج آلودگی‌های محیطی نظیر عناصر سنگین ، ترکیبات آلی و رادیواکتیو با نتایج منحصر به فرد استفاده می‌گردد (اسچوبیتزگابل و همکاران، ۲۰۱۰). گیاهان خانواده‌ی *Fabaceae* به ویژه ماش (*Vigna radiate*) به‌دلیل توانایی تثبیت بیولوژیکی نیتروژن برای اصلاح مناطق آلوده استفاده می‌شوند که از نظر اکولوژیک و کشاورزی بسیار مهم هستند (براک ول و همکاران ، ۱۹۹۵). نانوذرات‌آهن نسل جدیدی از تکنولوژی پاک‌سازی محیط زیست می‌باشد که می‌تواند راه‌حل اقتصادی برای برخی از مشکلات ناشی از آلاینده‌ها باشد. نانوذره‌آهن به‌علت سطح ویژه‌ی زیاد دارای واکنش‌پذیری بالا و از طرف دیگر دارای قابلیت‌هایی در جهت کاربرد درجا می‌باشد. نتایج تحقیقات نشان داده‌است، این ذرات برای تغییر شکل و از بین بردن سمیت ناشی از بسیاری از آلاینده‌های آلی کلردار، آفت‌کش‌های آلی کلردار و عناصر سنگین بسیار سودمند می‌باشند. مظاهری نیا (۱۳۸۹) اثر اکسید آهن حاصل از ضایعات فولاد (نانو معمولی) را بر روی افزایش غلظت آهن،منگنز، روی و مس در گیاه گندم مورد پژوهش قرار داد. نتایج نشان داد، هر دو نوع اکسید، غلظت آهن، روی و مس گیاه را افزایش ولی غلظت منگنز را کاهش داده و اثر اکسید آهن نانو بیشتر از اکسید آهن معمولی می‌باشد. بنابراین در این تحقیق به بررسی اثر نانوذرات اکسیدآهن بر افزایش توان جذب نیکل بوسیله گیاه ماش پرداخته شده است.

مواد و روشها

این تحقیق به صورت گلدانی در قالب طرح کاملا تصادفی و به صورت فاکتوریل در سه تکرار اجرا شد. تیمارها شامل: سه سطح نانو ذرات اکسید آهن (۰، ۰/۱، ۰/۵ درصد وزنی) و سه سطح نیکل (۰، ۲۰، ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود. برای آلوده نمودن خاک، مقدار مشخصی از نمک کلرید نیکل ($Nicl2.6H_2O$) در آب حل و به صورت محلول به سطح خاک اسپری و به طور کامل با خاک مخلوط گردید. سپس مقادیر مورد نیاز نانوذرات آهن (۵۰ گرم) وزن‌شده و به گلدان‌های دارای نانوذرات افزوده شد. پس از طی شدن دوره ۷ روزه بعد از آلوده شدن خاک جهت جلوگیری از اثر تنش‌های محیطی به خاک کودهای شیمیایی (اوره، سولفات پتاسیم و فسفر) بر اساس آزمون خاک جهت تأمین رشد مناسب ماش محاسبه و مصرف گردید در پایان دوره رشد، گیاه به طور کامل از گلدان خارج گردید و سپس اندام هوایی و ریشه گیاه را از یکدیگر جدا نموده، پس از آن با آب و سپس با آب مقطر به خوبی شسته و خشک گردید، هضم نمونه‌های گیاه به روش خشک و ترکیب با (HCL) و هضم نمونه‌های خاک با اسیدنیتریک و اسیدکلریدریک (تیزاب سلطانی) صورت گرفت و در نهایت نمونه‌های گیاه و نمونه‌های خاک با دستگاه جذب اتمی جهت اندازه‌گیری غلظت عنصر نیکل قرائت شد.

-بررسی شاخص بردباری

شاخص بردباری(TI) : این شاخص از تقسیم وزن خشک گیاه رشد کرده در خاک آلوده به گیاه رشد کرده در خاک غیر آلوده است. TI کمتر از یک نشان‌دهنده کاهش عمده در وزن خشک بوده و گیاه دچار استرس شده است، برابر یک یعنی تفاوتی وجود ندارد و همچنین TI بیشتر از یک نشان‌دهنده افزایش عمده در وزن خشک می‌باشد و گیاه با افزایش رشد اثر رقت را هم فراهم کرده است (آدت و همکاران، ۲۰۰۷).

$$\text{شاخص بردباری (TI)} = \frac{\text{وزن خشک گیاه رشد کرده در خاک آلوده}}{\text{وزن خشک گیاه رشد کرده در خاک غیر آلوده}}$$

تجزیه و تحلیل آماری و مقایسه میانگین‌ها به روش دانکن در سطح پنج درصد و یک درصد، با استفاده از MSTAT-C و رسم نمودارها بوسیله Exel انجام شد.

نتایج و بحث

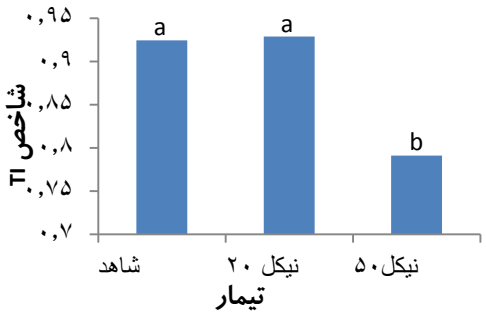
نتایج تجزیه واریانس اثر نانو ذره آهن بر شاخص بردباری در جدول (۱) نشان داده شده است. بر این اساس، تاثیر تیمارهای مورد مطالعه بر شاخص بردباری در سطح پنج درصد معنی دار شده است.

جدول۱-تجزیه واریانس داده‌ها

منابع تغییرات	درجه آزادی	شاخص بردباری(TI)
تکرار	۲	۰/۰۵۵
غلظت نیکل	۲	۰/۴۰۳ *
نانوذره آهن	۲	۰/۵۱۸ *
اثرات متقابل	۸	۱/۳۴۸*

**: معنی دار بودن در سطح ۱ درصد *: معنی دار بودن در سح ۵ درصد

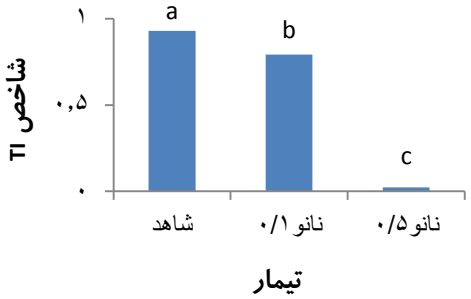
نتایج جدول تجزیه واریانس جدول (۱) نشان داد اثر غلظت نیکل بر شاخص بردباری گیاه در سطح پنج درصد معنی‌دار شده‌است. نتایج مقایسه میانگین تیمارهای نیکل بر شاخص بردباری در شکل (۱) نشان داده شده‌است.



شکل۱- اثر سطوح نیکل بر شاخص بردباری

با افزایش غلظت نیکل از ۰ به ۵۰ (میلی‌گرم در کیلوگرم) مقدار شاخص بردباری گیاه از روند کاهشی معنی‌داری پیروی نموده است. علت، احتمالا افزایش حلالیت نیکل و سرانجام سمیت آن برای گیاه و کاهش رشد توسط گیاه می‌باشد. بیشترین میزان شاخص بردباری گیاه در تیمار شاهد به میزان ۰/۹۲۴۴ و کمترین مقدار در تیمار ۵۰ (میلی گرم در کیلوگرم) نیکل به میزان ۰/۷۹۱۱ مشاهده شده است.

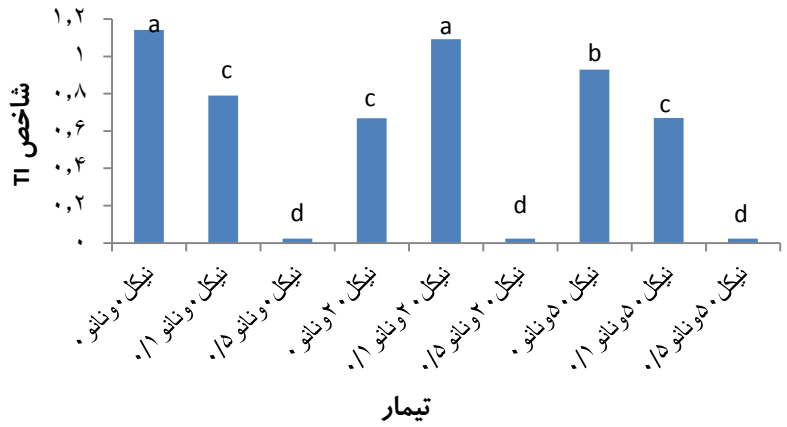
هم چنین تیمار نانو ذرات آهن بر شاخص بردباری از نظر آماری در سطح پنج درصد معنی‌دار شده است. نتایج مقایسه میانگین تیمارهای نانو ذرات آهن برشاخص بردباری در شکل(۲) نشان داده شده است.



شکل۲- اثر نانوذره آهن بر شاخص بردباری

بر این اساس با افزایش نانو ذرات آهن شاخص بردباری در گیاه از روند کاهشی معنی‌داری پیروی نموده است. بیشترین شاخص بردباری گیاه در تیمار شاهد به میزان ۰/۹۲ و کمترین مقدار در تیمار ۵۰ (میلی گرم در کیلوگرم) نیکل به میزان ۰/۰۲ مشاهده شده است.

جدول(۱) نشان داد، اثرات متقابل این دو تیمار (نانو و نیکل) بر میزان شاخص بردباری معنی‌دار بود. نتایج مقایسه میانگین اثرات متقابل تیمار نیکل و نانو ذرات آهن برشاخص بردباری (۳) نشان داده شده است.



شکل۳- بررسی اثر متقابل بر شاخص بردباری

بر این اساس اثرات متقابل تیمار و نانو ذرات آهن برشاخص بردباری تاثیر معنی‌داری را در سطح پنج درصد نشان داد. بنابراین در هر سطح با افزایش نانو ذرات آهن شاخص بردباری کاهش یافته است، علت، احتمالا به این دلیل می باشد که افزایش حلالیت و سمیت این عناصر (Ni و Fe) به گیاه استرس وارد کرده است در نتیجه باعث کاهش رشد گیاه شد. بیشترین شاخص بردباری مربوط به تیمار شاهد به میزان ۱/۱۴ و کمترین میزان شاخص بردباری مربوط به بالاترین سطح نانو ذره آهن به میزان ۰/۰۲۲ نشان داده شد. بر اساس نتایج حاصل از پژوهش می توان گفت پالایش عنصر نیکل با استفاده از مواد نانو(Chemoremediation) نسبت به استفاده از گیاه (Phytoremediation)کمتر بوده است.و همچنین تاثیر این دو روش در کنار هم (Phytoremediation وChemoremediation) باعث کاهش پالایش عنصر نیکل شد.

منابع

خسروی، ف، غ، ثوابقی فیروز آبادی. ح. فرحبخش؛ ۱۳۸۸. اثر کلریدپتاسیم برجذب کادمیوم توسط کلزا و آفتابگردان در یک خاک آلوده. نشریه آب و خاک (علوم وصنایع کشاورزی) جلد ۲۳، شماره ۳، ص ۳۵-۲۸.

مظاهری نیا، س. آستارائی، ع، فتوت، ا، منشی، ا. ۱۳۸۸. بررسی اثرمصرف اکسید آهن (نانو و معمولی) همراه با کمپوست گرانوله گوگردی برغلظت آهن در رشد گیاه رقم آتیلا نشریه پژوهش های زراعی ایران جلد ۸ (۵): ۸۵۵-۸۶۱.

Audet p, Charest C. 2007. Heavy metal phytoremediation from a meta-analytical perspective, Environmental pollution, 147:231-237.

Brockwel, j. Bottomeley .P. J& thies, G.E.(1995). Main pulat ofrhizobia microflora for improving legume prodcctivity an a soil fertility: a.critical assessment. Plant and soil ,174:143-180.

Schwitzgueble. J. P.2001.The potential of phytoremedition emerging green technology. Remediation, Autumn 2001.

بررسی اثر سطوح آرسنیک و نانوذره اکسید آهن بر میزان شاخص بردباری گیاه لوبیا چشم بلبلی (*Vigna unguilata*) در خاک آهکی

آناهیتا برون[1]، علیرضا جعفرنژادی[2] ،خوشناز پاینده[3]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات خوزستان
۲-عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان
۳-عضو هیات علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، گروه زراعت و اصلاح نباتات

مقدمه

امروزه توجه به مسائل مربوط به آلودگی خاک های کشاورزی، به دلیل افزایش سطح آگاهی مردم و اهمیت کیفیت مواد غذایی، افزایش یافته است . آرسنیک یکی از سمی ترین عناصر موجود است، آرسنیک در صنایع مختلفی از قبیل شیشه سازی، متالوژی، صنعت الکترونیک، فولاد سازی، رنگ سازی کاربرد دارد که می توان به طرق مختلفی به اجزای محیط زیست (خاک و آب) وارد شود. روش‌های گوناگونی جهت کاهش آلودگی آب و خاک وجود دارد، اخیراً تکنیک‌های گیاه‌پالایی به عنوان یک روش مؤثر و ارزان جهت تصفیه و پالایش محیط - زیست مورد بررسی و مطالعه قرار گرفته است (فتحی و همکاران، ۱۳۹۰). از آنجا که مواد بهساز مانند اصلاح کننده‌های آلی و سنتزی که با فلزات سنگین کمپلکس های آلی– فلزی قابل حل در محلول خاک تولید می - نمایند می توانند توانایی جذب گیاه را درآلودگی افزایش دهند، زیرا این جاذب ها در مقیاس نانو ویژگی های فیزیکی و شیمیایی غیر معمولی از خود نشان می‌دهند، و دارای ویژگی هایی همانند سطح زیاد، فعالیت بالا، قابلیت اصلاح سطح و مقاومت نفوذ داخلی کم می باشند (مینگ‌هو و همکاران، ۲۰۱۲). مصطفی و همکاران (۲۰۱۱) کارایی نانوذرات اکسید آهن هماتیت (Fe_2O_3) در پالایش آرسنات از آب بررسی نموده و نتیجه گرفتند که در غلظت اولیه یک میلی‌گرم بر لیتر آرسنات و در محدوده pH ۴ تا ۸ مقدار پالایش صد درصد بود. استفاده از گیاهان مناسب برای پالایش از دیگر عواملی که این پژوهش را ضروری می‌سازد. با توجه به به خوراکی بودن و توانایی جذب عناصر بوسیله‌ی گیاه لوبیا چشم‌بلبلی (*Vigna unguilata*)، اهمیت اصلاح و پالایش بوسیله ی نانوذرات اکسید آهن از خاک آلوده و گیاه پالایی و اثرات توام این دو روش بسیار حائز اهمیت است . از این رو تحقیق حاضر با هدف بررسی سطوح آرسنیک و نانوذرات اکسید آهن بر میزان شاخص بردباری گیاه لوبیا چشم-بلبلی در خاک آهکی بررسی گردید

مواد و روشها

این تحقیق به صورت گلدانی در قالب طرح کاملاً تصادفی و به صورت فاکتوریل در سه تکرار اجرا شد . تیمارها شامل: سه سطح نانوذرات اکسید آهن (۰، ۰/۱، ۰/۵ درصد وزنی) و سه سطح آرسنیک (۰، ۲۰، ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود. برای آلوده نمودن خاک، مقدار لازم از آرسنات هیدروژن سدیم ($Na_2HAsO.7H_2O$) به صورت

محلول به سطح خاک اسپری و به طور کامل با خاک مخلوط گردید. سپس مقادیر مورد نیاز نانوذرات آهن (۵۰گرم) وزن شده و به گلدان های دارای نانوذرات افزوده شد. پس از طی شدن دوره ۷ روزه بعد از آلوده شدن خاک جهت تامین نیاز غذایی به خاک کودهای شیمیایی (اوره، سولفات پتاسیم و فسفر) بر اساس آزمون خاک جهت تأمین رشد مناسب لوبیا چشم بلبلی محاسبه و مصرف گردید . در پایان دوره رشد، گیاه به طور کامل از گلدان خارج و سپس اندام هوایی و ریشه گیاه از یکدیگر جدا شد. نمونه های گیاهی، با آب و سپس با آب مقطر به خوبی شسته و خشک گردید.هضم نمونه‌های گیاهی به روش خشک و ترکیب با (HCL) و هضم نمونه‌های خاک با اسیدنیتریک و اسیدکلریدریک (تیزاب سلطانی) صورت گرفت. غلظت عنصر آرسنیک در نمونه‌های گیاهی و نمونه‌های خاک با دستگاه کوره گرافیتی اندازه‌گیری شد..

بررسی شاخص بردباری

شاخص بردباری(TI) : شاخص از تقسیم وزن خشک گیاه رشد کرده در خاک آلوده به گیاه رشد کرده در خاک غیر آلوده است. TI کمتر از یک نشان دهنده کاهش عمده در وزن خشک بوده و گیاه دچار استرس شده است، برابر یک یعنی تفاوتی وجود ندارد و همچنین TI بیشتر از یک نشان‌دهنده افزایش عمده در وزن خشک می‌باشد و گیاه با افزایش رشد اثر رقت را هم فراهم کرده است (آدت و همکاران، ۲۰۰۷).

$$\text{شاخص بردباری(TI)} = \frac{\text{وزن خشک گیاه رشد کرده در خاک آلوده}}{\text{وزن خشک گیاه رشد کرده در خاک غیر آلوده}}$$

در نهایت تجزیه تحلیل داده ها با استفاده از نرم افزار MSTAT-C و رسم نمودارها بوسیله Exel انجام شد

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس اثر نانوذره و سطوح آرسنیک بر شاخص بردباری در جدول(۱) نشان داده شده است. بر این اساس، تأثیر تیمارهای مورد مطالعه بر شاخص بردباری در سطح ۵ درصد معنی‌دار شده است.

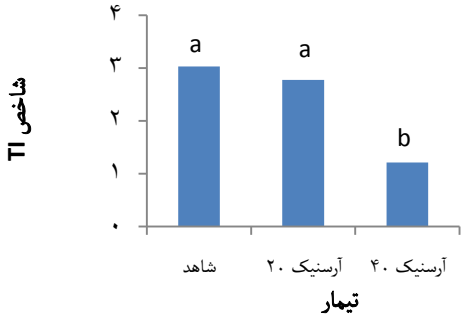
جدول۱- تجزیه واریانس میانگین مربعات ویژگی‌های مورد مطالعه

منابع تغییرات	درجه آزادی	شاخص بردباری (TI)
تکرار	۲	۴/۹۶
غلظت آرسنیک	۲	۸/۷۴ *
نانوذره آهن	۲	۱۲/۲۹ *
اثرات متقابل	۸	۸/۷۵ *
خطا	۱۶	۰/۴۳

**: معنی دار بودن در سطح ۱ درصد *: معنی دار بودن در سطح ۵ درصد

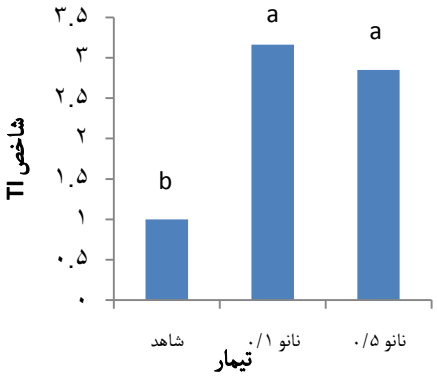
نتایج مقایسه میانگین تیمارهای آرسنیک بر شاخص بردباری نشان داده شده است . بر این اساس با افزایش غلظت آرسنیک از ۰ به ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم مقدار شاخص بردباری گیاه از روند کاهشی معنی داری پیروی

نموده است، که احتمالاً یکی از دلایل کاهش شاخص بردباری استرس وارد شده به گیاه به دلیل وجود غلظت بالای آرسنیک در اطراف محیط ریشه بوده است . اما این اختلاف در تیمار شاه د و آرسنیک ۲۰ (میلی‌گرم در کیلوگرم) از نظر آماری معنی دار نبود. بیشترین میزان شاخص بردباری گیاه، در تیمار شاهد به میزان ۳/۰۳ و کمترین مقدار در تیمار ۴۰ (میلی‌گرم در کیلوگرم) آرسنیک به میزان ۱/۲۱ مشاهده شده است (شکل ۱).



شکل ۱- اثر سطوح آرسنیک بر شاخص‌بردباری

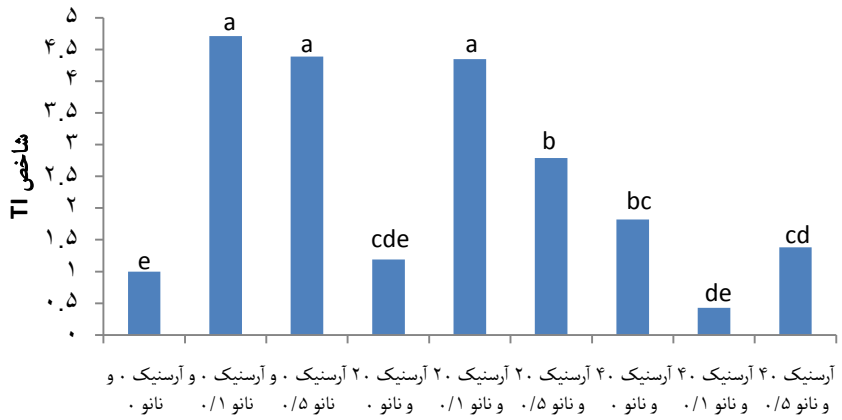
همچنین نتایج مقایسه میانگین تیمارهای نانوذرات آهن بر شاخص بردباری نشان داد (شکل۲) با افزایش سطوح نانو از ۰ به ۰/۱ درصد، شاخص بردباری در گیاه از روند افزایشی پیروی نموده است . این موضوع، احتمالاً به دلیل قدرت جذب سطحی بالای نانوذرات بوده است . بر اساس جدول تجزیه واریانس این اختلاف در سطح ۵ درصد معنی‌دار مشاهده شده است، اما این اختلاف از نظر آماری در تیمار نانو ۰/۱ درصد و نانو ۰/۵ درصد معنی-دار نشد. بیشترین میزان شاخص بردباری، در تیمار نانو ۰/۱ درصد و کمترین مقدار در تیمار شاهد مشاهده شده است. روند این تغییرات با یافته‌های کاردان (۱۳۹۰) در بررسی اثر ماده آلی بر شاخص بردباری مشابه بود (شکل ۲).



شکل ۲-اثر سطوح نانوذره آهن بر شاخص‌بردباری

نتایج جدول تجزیه واریانس نشان داد، اثرات متقابل دو تیمار آرسنیک و نانوذره آهن بر شاخص بردباری گیاه در سطح ۵ درصد معنی‌دار شده است همچنین نتایج مقایسه میانگین تیمارهای مورد مطالعه بر شاخص بردباری نشان داد بیشترین شاخص بردباری در تیمار آرسنیک ۰ و نانو ۰/۱ درصد به میزان ۴/۷۱ و کمترین میزان شاخص بردباری در تیمار شاهد گزارش شده است . احتمالاً به دلیل تشکیل کمپلکس میان نانوذرات و فلز آرسنیک بوده است و باعث عدم جذب آلودگی در گیاه شده است (شکل ۳). نتایج حاصل از پژوهش نشان داد با

افزایش سطوح آرسنیک در خاک شاخص بردباری کاهش یافته است که این نتیجه احتمالا به دلیل سمیتی است که در محیط اطراف ریشه گیاه رخ داده است . همچنین نتایج نشان داد افزایش مقدار نانوذره آهن (۰/۱درصد وزنی) شاخص بردباری گیاه را افزایش داده است، این موضوع نشان دهنده خواص ویژه نانو ذرات همانند سطح زیاد، فعالیت بالا، قابلیت اصلاح سطح می‌باشد. همچنین با توجه به اینکه گیاه لوبیا چشم‌بلبلی یک پالاینده می-باشد.



تیمار

شکل ۳- بررسی اثر متقابل آرسنیک و نانو بر شاخص‌بردباری

نتایج بررسی و اندازه گیری آرسنیک نشان داد غلظت آرسنیک در گیاه کمتر از حد شناسایی دستگاه بود،که احتمالاً بر اساس نتایج حاصل از اندازه گیری غلظت آرسنیک در خاک می توان این موضوع را به دلیل تشکیل کمپلکس بین نانوذره آهن و فلز آرسنیک و جذب عنصر آرسنیک روی سطوح خاک مرتبط دانست. بر اساس نتایج حاصل از پژوهش می توان گفت پالایش عنصر آرسنیک با استفاده از مواد نانو (Chemoremediation) نسبت به استفاده از گیاه (Phytoremediation) بیشتر بوده است.

منابع

فتحی، م و مظاهری نیا، س. دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران تبریز ۱۳۹۰.

کاردان، ا. مجموعه مقالات همایش ملی کشاورزی در شرایط محیطی دشوار، رامهرمز ۱۳۹۰.

Audet P,Charest C. 2007. Heavy metal phytoremediation from a metal- analytical perspective, Environmental pollution, 147:231-237.

Ming Hua, Shujuan Zhang, Bingcai Pan, 15 April 2012, “Heavy metal removal from water/wastewater by
nanosized metal oxides: Review,” Journal of Hazardous Materials, Volumes 211–212, Pages 317-331.

Mostafa M, Chen Y.H, Jean, J.Sh, Liu, Ch.Ch, Lee, Y.Ch. 2011. Kinetics and mechanism of arsenate removal by nanosized iron oxide-coated perlite. Journal of HazardousMaterials, xxx: xxx–xxx.

بررسی اثر نانوذرات اکسید آهن بر میزان جذب آرسنیک در گیاه لوبیا چشمبلبلی(*Vigna unguilata*) در خاک آهکی

آناهیتا برون[1]، علیرضا جعفرنژادی[2] ،خوشناز پاینده[3]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات خوزستان
۲-عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خوزستان
۳-عضو هیات علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، گروه زراعت و اصلاح نباتات

مقدمه

امروزه یکی از مسائل مهم زیست محیطی، آلوده شدن خاک های کشاورزی به فلزات سنگین می باشد. جذب فلزات سنگین از خاک توسط گیاهان بستگی به نوع و غلظت فلزات موجود در خاک، زیست فراهمی عناصر و نوع گونه گیاهی دارد (میرغفاری، ۱۳۸۳). آرسنیک از جمله فلزات سنگینی است که در سال های اخیر بسیاری از کشورها را دچار نگرانی کرده است. کودهای فسفاتی به عنوان یک منبع آرسنیک‌دار به شمار می‌آیند که غلظت آرسنیک در کود نسبت به منبع آن (سنگ فسفات) متفاوت است (آلووی، ۱۹۹۰). صنایع مختلف نظیر استخراج و ذوب فلزاتی مانند مس از جمله منابع مهم آزاد کننده آرسنیک در بسیاری از مناط ق می باشند (ورمانت و همکاران، ۲۰۰۹). امروزه یکی از روش‌های اقتصادی پاک‌سازی فلزات سنگین خاک، ناپویا کردن آن‌ها در خاک است. در این روش‌ها، پویایی عناصر سنگین در خاک با افزودن ماده‌ای به خاک و فرایندهای جذب، کمپلکس کردن یا رسوب دادن کم شده و ترکیبات آلاینده به شکل غی قابل دسترس برای گیاه تبدیل می شوند. از این مواد، نانوذرات اکسیدهای فلزات همانند اکسیدهای آهن، اکسیدهای منگنز، اکسیدهای آلومینیوم، اکسیدهای تیتانیوم، اکسیدهای منیزیم، اکسیدهای سزیم ، جاذب‌هایی امیدبخش برای حذف فلزات سنگین می باشند، زیرا این جاذب‌ها در مقیاس نانو ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی غیر معمولی از خود نشان داده، و دارای ویژگی‌هایی همانند سطح زیاد، فعالیت بالا، قابلیت اصلاح سطح و مقاومت نفوذ داخلی کم می‌باشند. همچنین یک تکنیک با صرفه اقتصادی، زیست محیطی و علمی دیگر ، گیاه‌پالایی است. لوبیا چشم‌بلبلی(*Vigna unguilata*) گیاهی یکساله، دارای ساقه بلند و بوته ای شکل یا پیچکدار می باشد و به دلیل توانایی تثبیت بیولوژیکی نیتروژن برای اصلاح مناطق آلوده استفاده می شوند که از نظر اکولوژیک و کشاورزی بسیار اهمیت دارند همچنین از قدرت جذب بالایی برخوردار هستند (براک‌ول و همکاران، ۱۹۹۵). گیاه‌پالایی با استفاده از مهندسی گیاهان سبز شامل گونه‌های علفی و چوبی برای برداشت مواد آلاینده از آب ، خاک و یا کاهش خطرات آلاینده‌های محیط زیست، نظیر فلزات سنگین، عناصر کمیاب، ترکیبات آلی و مواد رادیواکتیو ب ه کار برده می شود (مردان‌پور و مهرابی، ۱۳۸۸). از این رو تحقیق حاضر با هدف بررسی تأثیر نانوذرات اکسید آهن بر میزان جذب آرسنیک در گیاه لوبیا چشم‌بلبلی در خاک آهکی بررسی گردید

مواد و روشها

این تحقیق به صورت گلدانی در قالب طرح کاملاً تصادفی و به صورت فاکتوریل در سه تکرار اجرا شد. تیمارها شامل: سه سطح نانوذرات اکسید آهن (۰، ۰/۱ و ۰/۵درصد وزنی) و سه سطح آرسنیک (۰، ۲۰، ۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم) بود. برای آلوده نمودن خاک، مقدار مشخصی از آرسنات هیدروژن سدیم ($Na_2HAsO.7H_2O$) به صورت محلول به سطح خاک اسپری و به طور کامل با خاک مخلوط گردید. سپس مقادیر مورد نیاز نانوذرات آهن(۵۰گرم) وزن شده و به گلدان های دارای نانوذرات افزوده شد. پس از طی شدن دوره ۷ روزه بعد از آلوده شدن خاک جهت تامین نیاز غذایی و رشد بهینه گیاه، به خاک کودهای شیمیایی (اوره، سولفات پتاسیم و فسفر) بر اساس آزمون خاک محاسبه و مصرف گردید. در پایان دوره رشد، گیاه به طور کامل از گلدان خارج گردید و سپس اندام هوایی و ریشه گیاه را از یکدیگر جدا نموده، پس از آن با آب و سپس با آب مقطر به خوبی شسته و خشک گردید. هضم گیاه به روش خشک و ترکیب با (HCL) و هضم نمونه‌های خاک با اسیدنیتریک و اسید-کلریدریک (تیزاب سلطانی) صورت گرفت. ، غلظت عنصر آرسنیک در نمونه‌های گیاهی و نمونه‌های خاک در نهایت با دستگاه کوره گرافیتی اندازه‌گیری شد در نهایت تجزیه تحلیل د اده‌ها با نرم افزار Exel و Mstat-c انجام شد.

نتایج و بحث

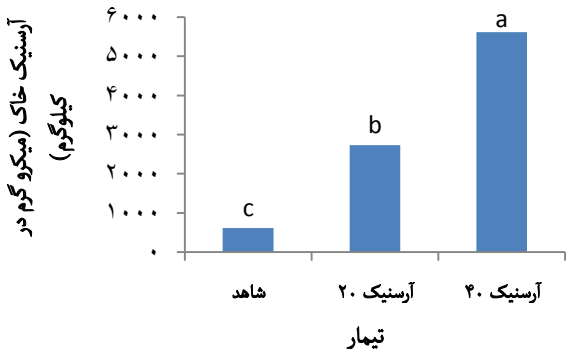
نتایج تجزیه واریانس اثر نانوذره بر غلظت آرسنیک در خاک در جدول (۱) نشان داده شده است. بر این اساس، تاثیر تیمارهای مورد مطالعه بر غلظت آرسنیک در خاک در سطح ۱ درصد و ۵ درصد معنی‌دار شده است.

جدول ۱ – تجزیه واریانس میانگین مربعات ویژگی‌های مورد مطالعه

منابع تغییرات	درجه آزادی	غلظت آرسنیک در خاک
تکرار	۲	۴۳۰۰۷/۴۱
غلظت آرسنیک	۲	۱۶۰۹۷۷۱۲/۱۵ *
نانوذره آهن	۲	۴۰۸۸۴۸/۲۹ **
اثرات متقابل	۸	۸/۷۵ *
خطا	۱۶	۱۲۸۶۹۵/۰۵

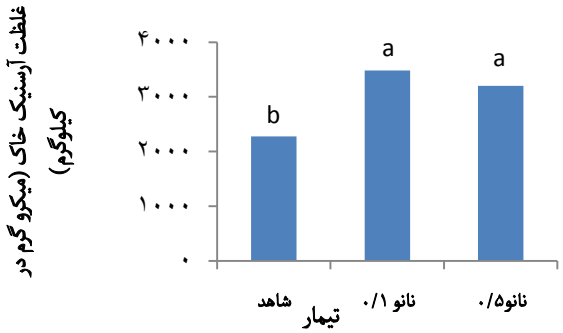
**: معنی دار بودن در سطح ۱ درصد *: معنی دار بودن در سطح ۵ درصد

نتایج مقایسه میانگین تیمارهای آرسنیک بر تجمع غلظت آرسنیک در خاک نشان داد بیشترین میزان تجمع غلظت آرسنیک در خاک، در تیمار ۴۰ (میلی‌گرم در کیلوگرم) آرسنیک و کمترین مقدار در تیمار شاهد مشاهده شده است (شکل ۱). روند این تغییرات با یافته‌های افیونی (۱۳۷۷) در بررسی گیاه‌پالایی خاک‌های آلوده به عناصر مس، سرب و روی بوسیله کاهو و اسفناج مشابه بود



شکل ۱- اثر سطوح آرسنیک بر غلظت آرسنیک در خاک

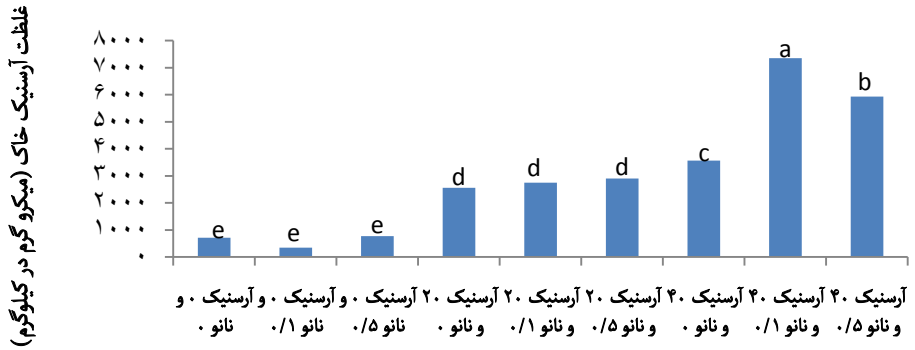
همچنین نتایج مقایسه میانگین تیمارهای نانوذره آهن بر تجمع غلظت آرسنیک در خاک نشان داد با افزایش سطوح نانوذره، غلظت آرسنیک در خاک از ۲۲۷۹ (میکروگرم در کیلوگرم) برای تیمار شاهد به ۳۴۸۱ (میکروگرم در کیلوگرم) افزایش یافت اما در سطح نانو ۰/۵ درصد وزنی غلظت آرسنیک در خاک نسبت به سطح نانو ۰/۱ درصد کاهش یافته است هر چند این تفاوت از نظر آماری معنی‌دار نبود (شکل ۲). روند این تغییرات با یافته‌های شاهین (۱۳۹۱) در پژوهشی که بر روی اکسید آهن هماتیت بر جذب سرب توسط گیاه ذرت انجام دادند مشابه بود



شکل ۲- اثر سطوح نانوذره آهن بر غلظت آرسنیک درخک

نتایج مقایسه میانگین اثرات متقابل تیمار آرسنیک و نانوذرات آهن بر تجمع غلظت آرسنیک در خاک نشان داد تیمارهای مورد مطالعه بر غلظت آرسنیک در خاک در سطح ۵ درصد معنی‌دار شده است، همچنین در هر سطح نانوذره آهن با افزایش میزان آرسنیک، میزان غلظت آرسنیک در خاک افزایش معنی‌دار داشته است به طوری که بیشترین تجمع در تیمار نانو ۰/۱ و آرسنیک ۴۰ (میلی‌گرم در کیلوگرم) به میزان ۷۳۴۵ میکروگرم در کیلوگرم و کمترین میزان تجمع در تیمار نانو ۰/۱ و آرسنیک ۰ (میلی‌گرم در کیلوگرم) ۳۵۲/۱ میکروگرم در کیلوگرم نشان داده شد (شکل ۳). نتایج حاصل از پژوهش نشان داد با افزایش سطوح نانوذره آهن، غلظت آرسنیک در خاک از روند نوسانی پیروی کرده است بنابراین با افزایش سطوح نانو تغییراتی در میزان جذب ایجاد نشد . این موضوع

نشان دهنده این مطلب است که، نانو ذرات بعد از مقدار مشخصی نمی توانند پویایی عنصر را در خاک کنترل کنند نتایج بررسی و اندازه‌گیری آرسنیک نشان داد غلظت آرسنیک در گیاه کمتر از حد شناسایی دستگاه بود،که احتمالاً بر اساس نتایج حاصل از اندازه گیری غلظت آرسنیک در خاک می توان این موضوع را به دلیل تشکیل کمپلکس بین نانوذره آهن و فلز آرسنیک و جذب عنصر آرسنیک روی سطوح خاک مرتبط دانست. بر اساس نتایج حاصل از پژوهش می توان گفت پالایش عنصر آرسنیک با استفاده از مواد نانو (Chemoremediation) نسبت به استفاده از گیاه (Phytoremediation) بیشتر بوده است.



شکل ۳- بررسی اثرمتقابل آرسنیک و نانو ذره آهن بر غلظت آرسنیک در خاک

منابع

افیونی، م؛ رضایی‌نژاد، ی؛ خیام‌باشی، ب. ۱۳۷۷. اثر لجن فاضلاب بر عملکرد و جذب فلزات سنگین به وسیله کاهو و اسفناج، علوم کشاورزی و منابع طبیعی، ۲(۱):۱۹-۲۹.

شاهین ورنوسفادرانی، ه؛ فرخیان‌فیروزی، ا؛ منشی، ا؛ بابایی، ع. ۱۳۹۱. اثر اکسید آهن هماتیت (نانو و میکرو) بر جذب سرب توسط گیاه ذرت. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز.

مردانپور، ف؛ مهرابی، ع. ۱۳۸۸. استفاده از بیوتکنولوژی در رابطه با گیاه پالایی. همایش منطقه‌ای غذا و بیوتکنولوژی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرمانشاه، اسفند ۱۳۸۸.

میرغفاری، ن. ۱۳۸۳. بررسی غلظت سرب در تعدادی از گونه های گیاهی طبیعی اطراف معدن سرب و روی ایرانکوه، در اصفهان. مجله منابع طبیعی ایران، جلد ۵۸، شماره۳، صفحه: ۶۴۴-۶۳۴.

Alloway BJ. 1990. Heavy metal in soils. American society of Agronomy, Madison , WI.

Brockwel J, Bottomley, P.J.& thies, J.E. (1995). Main Pulation of rhizobia microflora for improving legume productivity and soil fertility: a.critical assessment. Plant and soil, 174. 143-180.

تأثیر گچ و سولفات آلومینیوم همراه با یک پلیمر محلول در آب، نشاسته بهینه شده و رس نانوبر نسبت جذب سدیم در یک خاک سدیمی قبل و پس از آبشویی

سپیده دانشور[1]، احمد گلچین[2]، نسرین کریمخانی[3]
۱-دانش آموخته کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه زنجان۲- استاد گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان،
۳-دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه‌آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات خوزستان

مقدمه

مسئله تخریب خاک یکی از مشکلات رو به رشد کشورهای در حال توسعه از جمله ایران است . سدیمی شدن خاک‌ها یکی از شکل های تخریب خاک است که باعث نامط لوب شدن ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک شده و آن را برای عملیات کشاورزی نامطلوب می سازد (Nigussie, 2007). در خاک‌های سدیمی کلقیون سدیم با قرار گرفتن در مکان های تبادلی رس ها، باعث افزایش ضخامت لایه الکتریکی دوگانه پخشیده شده که این عمل منجر به آماس رس‌ها و در نهایت تخریب خاکدانه ها می‌شود و در ادامه این فرآیند، هماوری و انعقاد جای خود را به پخشیدگی و پراکندگی می دهد (Qadir et al., 2002). بسیاری از محققین مصرف توأم مواد آلی و معدنی را به عنوان بهترین تیمارهای اصلاح کننده خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در خاک های سدیمی معرفی نموده‌اند. با توجه به وسعت بسیار زیاد خاک های شور و سدیمی در ایران ضرورت اصلاح و بهسازی این قبیل اراضی از طریق کاربرد مواد معدنی موجود در کشور مانند گچ و سولفات آلومینیوم به همراه مواد آلی مصنوعی امری اجتناب ناپذیر است. هدف از این تحقیق بررسی تأثیر یک پلیمر محلول در آب از نوع اکریلیک، نشاسته بهینه شده و رس نانو و مخلوط آن ها همراه با ترکیبات معدنی گچ و سولفات آلومینیم بر خصوصیات شیمیایی یک خاک سدیمی بود.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی تأثیر گچ یا سولفات آلومینیوم همراه با یک پلیمر محلول در آب (رزین ۵۸)، نشاسته بهینه شده و رس نانو یا مخلوطی از آن ها بر نسبت جذب سدیم در یک خاک سدیمی، آزمایشی فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۱۸ تیمار و ۳ تکرار به اجرا درآمد. تیمارها شامل شاهد، ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار پلیمر محلول در آب (رزین ۵۸)، ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار نشاسته بهینه شده + رزین۵۸، ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار نشاسته بهینه شده + رس نانو به میزان ۲ درصد وزنی، ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸ + رس نانو به میزان ۲ درصد وزنی، ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار نشاسته بهینه شده + رزین۵۸ + رس نانو به میزان ۲ درصد وزنی بودند. این تیمارها یا بدون ماده اصلاحی و یا همراه با گچ یا سولفات آلومینیوم به اندازه نیاز گچی به کار برده شدند . نمونه‌های سه کیلوگرمی از خاک سدیمی ابتدا با مقادیر مختلفی از مواد اصلاحی معدنی مخلوط و به مدت چهار ماه در رطوبت ظرفیت مزرعه خوابانیده شدند. پس از پایان دوره‌ی خوابانیدن، تیمارهای آلی به نمونه‌های فوق اسپری و پس از خشک شدن آبشویی انجام گرفت. پارامتر نسبت جذب سدیم (SAR) قبل و پس از آبشویی خاک به روش علی احیایی و بهبهانی زاده (۱۳۷۲) اندازه‌گیری گردید. برای محاسبات آماری و تجزیه واریانس داده ها از نرم افزار

آماری MSTATC و از آزمون چند دامنه‌ای دانکن برای مقایسه میانگین‌ها استفاده گردید.

نتایج و بحث

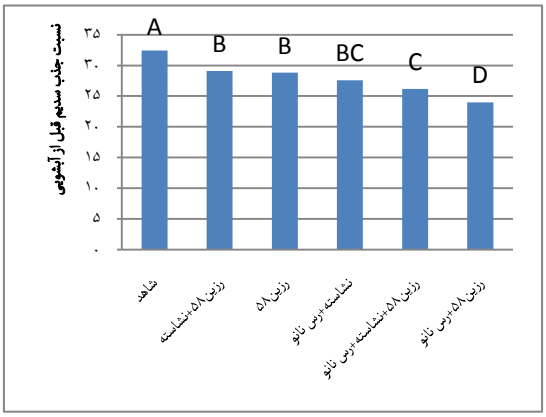
نسبت جذب سدیم عصاره اشباع‌قبل از آبشویی

نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد که اثر نوع ماده اصلاحی معدنی بر نسبت جذب سدیم عصاره اشباع در سطح آماری یک درصد معنی‌دار بود. مصرف ماده اصلاحی سولفات آلومینیوم به میزان نیاز گچی باعث بیشترین مقدار کاهش در نسبت جذب سدیم عصاره اشباع شد بطوریکه مقدار این کاهش نسبت به تیمار شاهد ۳۲/۷ درصد بود. در حالی که مصرف گچ نسبت جذب سدیم عصاره اشباع را نسبت به تیمار شاهد ۲۳/۶ درصد کاهش داد (شکل ۱). علت کاهش نسبت جذب سدیم محلول عصاره اشباع در اثر کاربرد سولفات آلومینیوم را می توان به حل شدن کربنات کلسیم موجود در خاک و ورود مقدار زیادی کاتیون کلسیم به محلول خاک و در نتیجه افزایش قابل ملاحظه مقدار کاتیون های کلسیم و منیزیم در مقایسه با کاتیون سدیم نسبت داد . سولفات آلومینیوم از طرف دیگر با جانشین کردن کاتیون سه ظرفیتی، قدرت بیشتری نسبت به گچ در جانشین کردن با سدیم دارد. افزودن کلسیم به خاک به صورت گچ نیز SAR را کاهش می‌دهد (Hussain et al., 2001).

نتایج تجزیه واریانس داده ها نشان داد که تأثیر پلیمر مصرفی ، نشاسته بهینه شده و رس نانو بر نسبت جذب سدیم در سطح آماری یک درصد معنی دار بود. بیشترین میزان کاهش در نسبت جذب سدیم از مصرف ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸ + رس نانو حاصل شد که آن را ۲۶ درصد نسبت به تیمار شاهد کاهش داد (شکل ۲). کاهش نسبت جذب سدیم در تیمار ۱۵۰ کیلوگرم رزین ۵۸ + رس نانو احتمالاً به دلیل بهبود ساختمان خاک و شستشوی بهتر و بیشتر املاح سدیمی از خاک می‌باشد.



شکل ۱- تأثیر مواد اصلاحی معدنی بر SAR قبل از آبشویی



شکل ۲- تأثیر مواد اصلاحی آلی بر SAR قبل از آبشویی

اثر متقابل پلیمر مصرفی، نشاسته بهینه شده و رس نانو با مواد اصلاحی معدنی بر نسبت جذب سدیم در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود. مؤثرترین تیمار در کاهش نسبت جذب سدیم، تیمار سولفات آلومینیوم توأم با مصرف ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸ + رس نانو بود (جدول ۱). سولفات آلومینیوم با تولید اسید سولفوریک باعث حل شدن کربنات کلسیم موجود در خاک به مقدار زیاد شده و باعث افزایش مقدار کلسیم محلول خاک می‌شود. با افزایش کلسیم محلول عمل تبادل با سدیم جذب سطحی شده صورت گرفته و نمک های محلول

سولفات، بی‌کربنات و کربنات سدیم از محلول خاک خارج می شوند. کاهش SAR پس از کاربرد گچ در خاک سدیمی و شور- سدیمی بیان‌گر کاهش غلظت Na^+ در خاک بود (Qadir et al., 2002).

حسین و همکاران (۲۰۰۱) نیز گزارش نمودند که مؤثرترین تیمار در کاهش SAR تیمار ترکیبی گچ، اسید سولفوریک و کود دامی بود. ترکیب پلیمر محلول در آب با گچ یا سولفات آلومینیوم خصوصیات خاک سدیمی را بیشتر از هر کدام از مواد معدنی و آلی به تنهایی بهبود بخشید. گانجگونته و همکاران (۲۰۱۱) گزارش نمودند که کاربرد پلیمر محلول در آب میزان SAR را کاهش داد.

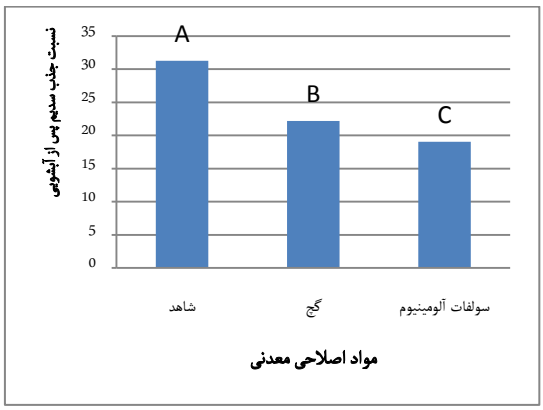
جدول ۱- اثرات متقابل مواد اصلاحی آلی و معدنی بر نسبت جذب سدیم قبل از آبشویی

مواد اصلاحی آلی	مواد اصلاحی معدنی			
	بدون ماده اصلاحی	گچ	سولفات آلومینیوم	میانگین
شاهد	۳۸/۴۰a	۳۰/۴۱c	۲۸/۵۵cde	۳۲/۴۵A
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸	۳۷/۷۱ab	۲۶/۰۶def	۲۲/۸۰gh	۲۸/۸۵B
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸ و نشاسته بهینه شده	۳۷/۹۳ab	۲۸/۰۵cde	۲۱/۲۴h	۲۹/۰۷B
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار نشاسته بهینه شده و رس نانو	۳۵/۱۳b	۲۵/۶۰efg	۲۲/۰۲h	۲۷/۵۹BC
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸ و رس نانو	۲۹/۳۰cd	۲۱/۶۲h	۲۱/۰۴h	۲۳/۹۹D
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸، نشاسته بهینه شده و رس نانو	۲۸/۵۷cde	۲۶/۴۰def	۲۳/۵۴fgh	۲۶/۱۷C
میانگین	۳۴/۵۱A	۲۶/۳۶B	۲۳/۲۰C	

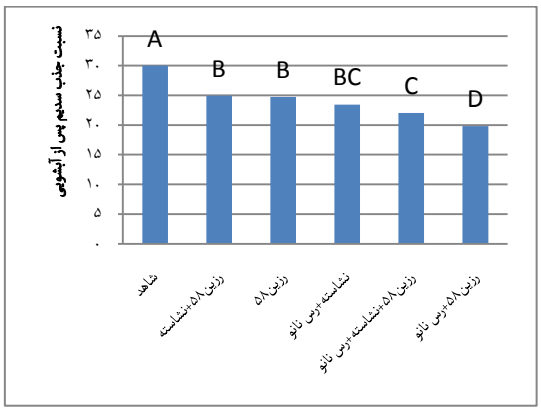
میانگین‌هایی که در یک حرف مشترک می‌باشند اختلاف معنی‌داری با یکدیگر ندارند.

نسبت جذب سدیم عصاره اشباع پس از آبشویی

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که اثر نوع ماده اصلاحی معدنی بر نسبت جذب سدیم عصاره اشباع پس از آبشویی در سطح آماری یک درصد معنی دار بود. مصرف ماده اصلاحی سولفات آلومینیوم به میزان نیاز گچی باعث بیشترین مقدار کاهش در نسبت جذب سدیم پس از آبشویی شد بطوریکه مقدار این کاهش نسبت به تیمار شاهد ۳۹ درصد بود (شکل۳). نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که تأثیر پلیمر مصرفی، نشاسته بهینه شده و رس نانو بر نسبت جذب سدیم پس از آبشویی در سطح آماری یک درصد معنی‌دار بود. بیشترین میزان کاهش در نسبت جذب سدیم عصاره اشباع از مصرف ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸ + رس نانو حاصل شد (شکل۴).



شکل۳- تأثیر مواد اصلاحی معدنی بر SAR پس از آبشویی



شکل۴- تأثیر مواد اصلاحی آلی بر SAR پس از آبشویی

اثر متقابل پلیمر مصرفی، نشاسته بهینه شده و رس نانو با مواد اصلاحی معدنی بر نسبت جذب سدیم پس از آبشویی در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود. مؤثرترین تیمار در کاهش نسبت جذب سدیم پس از آبشویی، تیمار سولفات آلومینیوم توأم با مصرف ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸ + رس نانو بود (جدول۲). پس از آبشویی در همه تیمارها نسبت جذب سدیم کاهش یافت. در اثر آبشویی و خارج شدن املاح از خاک به خصوص نمک‌های بی‌کربنات سدیم و سولفات سدیم، نسبت جذب سدیم عصاره اشباع خاک کاهش یافت. حیدری‌زاده و همکاران (۱۳۸۶) گزارش نمودند که آبشویی خاک‌های شور و سدیمی در حضور گچ موجب کاهش میزان SAR شد. گانجگونته و همکاران (۲۰۱۱) بیان نمودند که کاربرد پلیمر، حرکت آب را در منطقه ریشه بهبود بخشید که این افزایش نفوذپذیری منجر به شسته شدن سدیم و کاهش SAR در عصاره اشباع خاک شد.

جدول۲- اثرات متقابل مواد اصلاحی آلی و معدنی بر نسبت جذب سدیم پس از آبشویی

مواد اصلاحی آلی	مواد اصلاحی معدنی			
	بدون ماده اصلاحی	گچ	سولفات آلومینیوم	میانگین
شاهد	۳۹/۴۱a	۲۶/۲۳c	۲۴/۴۰cde	۳۰/۰۱A
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸	۳۳/۶۳b	۲۱/۸۸ef	۱۸/۶۵gh	۲۴/۷۲B
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸ و نشاسته بهینه شده	۳۳/۸۵b	۲۳/۸۷cde	۱۷/۰۹h	۲۴/۹۴B
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار نشاسته بهینه شده و رس نانو	۳۱/۰۵b	۲۱/۴۲efg	۱۷/۸۷h	۲۳/۴۵BC
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸ و رس نانو	۲۵/۲۲cd	۱۷/۴۴h	۱۶/۸۹h	۱۹/۸۵D
۱۵۰ کیلوگرم در هکتار رزین ۵۸، نشاسته بهینه شده و رس نانو	۲۴/۴۹cde	۲۲/۲۲def	۱۹/۳۹fgh	۲۲/۰۳C
میانگین	۳۱/۲۸A	۲۲/۱۸B	۱۹/۰۵C	

میانگین‌هایی که در یک حرف مشترک می‌باشند اختلاف معنی‌داری با یکدیگر ندارند.

نتایج نشان داد که اثر مواد اصلاحی معدنی و آلی بر پارامتر نسبت جذب سدیم قبل و پس از آبشویی در سطح آماری یک درصد معنی‌دار بود. ماده اصلاح کننده معدنی سولفات آلومینیوم در مقایسه با گچ، کارائی بیشتری در اصلاح خاک سدیمی داشت. کاربرد ترکیبی پلیمر، نشاسته بهینه شده و رس نانو در اصلاح خواص خاک سدیمی مؤثر بود ولی مصرف توأم آن با مواد اصلاحی معدنی بسیار مؤثرتر از مصرف جداگانه هر کدام‌به تنهایی بود.

منابع

حیدری زاده، م.، زین الدینی، ع. و حسینی مجد، و. ر.، ۱۳۸۶. بررسی اصلاح خاک شور و سدیمی منطقه الله آباد زرند با آبشوئی. نهمین سمینار سراسری آبیاری و کاهش تبخیر. دانشگاه شهید باهنر کرمان. کرمان.

علی احیایی، م. و بهبهانی‌زاده، ع. الف.، ۱۳۷۲. شرح روش‌های تجزیه خاک جلد اول. وزارت کشاورزی. سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی. موسسه تحقیقات خاک و آب کشور. نشریه شماره ۸۹۳.

Ganjegunte GK, Sheng ZP and Braun RJ, 2011. Salinity management using an anionic polymer in a pecan field with calcareous-sodic soil. Journal of Environmental Quality. 40(4): 1314-1321.

Hussain N, Hassan G, Arshadullah M and Mujeeb F, 2001. Evaluation of amendments for the improvement of physical properties of sodic soil. International Journal of Agricultural Biology. 3: 319-322.

Nigussie M, 2007. Characterization of salt affected soils in the central Rift Valley and assessing salt tolerance of different plants: A case study at the southwestern shore of Lake Ziway. MSC Thesis. University of Addis Ababa.

Qadir M, Qureshi RH and Ahmad N, 2002. Amelioration of calcareous saline sodic soils through phytoremediation and chemical strategies. Soil Use and Management. 18: 381-385.

بررسی اثر کود مرغی، پودر یونجه و زمان بر غلظت کادمیم قابل عصاره‌گیری با EDTA در خاک

مجتبی خواجه[1]، مجید فکری[2]، مجید حجازی[3]، علی کرمی[4]

[1]دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان
پست الکترونیکی: mojtabakhaje65@yahoo.com
[2]دانشیار خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان
[3]استادیار خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان
[4]دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه

امروزه آلودگی محیط زیست از جمله خاک به فلزات سنگین از مسائل مهمی است که جوامع مختلف با آن روبرو هستند. کادمیم یکی از فلزات سنگین می‌باشد که به دلیل پتانسیل بالا در ایجاد سمیت برای انسان و گیاه حائز اهمیت می‌باشد. غلظت کادمیم در خاک در بسیاری از کشورها طی افزودن کودهای آلی به خاک افزایش یافته و سبب آلودگی آبهای زیر زمینی و ورود این عناصر به زنجیره‌ی غذایی انسان شده است (Kabata-Pendias و همکاران، ۲۰۰۱). بیش از ۹۵ درصد ماده آلی خاک شامل تجمع مواد گیاهی مرده و به طور جزیی تجزیه شده و بقایای دوباره سنتز شده گیاهی و حیوانی است، برگ‌های تازه افتاده و ریشه‌های مرده به سرعت تجزیه شده و بخشی از ماده آلی خاک را می‌سازند (Bohn و همکاران، ۲۰۰۱؛ Liphadz و همکاران، ۲۰۰۶).از میان کودهای دامی می توان به کود مرغی اشاره کرد که به صورت ترکیبی از فضولات، پر، بقایای غذایی و مواد بستر در سطح مزارع پخش می‌شوند (خانبلوکی، ۱۳۸۴) و از میان کودهای سبز می‌توان به پودر یونجه اشاره کرد. اصطلاح فلز سنگین به عناصری (فلز و شبه فلز) گفته می‌شود که چگالی اتمی آن‌ها بیش از ۶ گرم بر سانتی‌متر مکعب باشد (Adriano، ۲۰۰۱). در بین فلزات سنگین، کادمیم به دلیل تحرک و پویایی زیاد در خاک و جذب توسط گیاه، سمیت قابل توجه و نیمه عمر زیستی حدود بیست سال و بروز عوارضی از جمله نارسایی کبد و کلیه، بیماری‌های قلبی- عروقی، استخوانی، ریوی و غیره در انسان دارای حائز اهمیت می‌باشد (Mauskar، ۲۰۰۷). هدف از این پژوهش بررسی اثر کاربرد کود مرغی، پودر یونجه و زمان بر غلظت کادمیم قابل عصاره‌گیری با EDTA در خاک می‌باشد.

مواد و روشها

خاک مورد مطالعه در این تحقیق از یکی از مزارع شهرستان کهنوج واقع در استان کرمان به روش زیگزاگ از عمق ۳۰-۰ سانتی‌متری نمونه برداری شد. پس از انتقال نمونه خاک به آزمایشگاه، در معرض هوا خشک گردید و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. بافت خاک به روش هیدرومتری، pH با دستگاه pH متر، Ec با دستگاه هدایت‌سنج الکتریکی،عنصر کادمیم با EDTA ۰/۰۵ مولار در pH=6 عصاره گیری شد و با دستگاه ICP اندازه گرفته شد. همچنین برخی از ویژگی‌های شیمیایی کود مرغی و پودر یونجه مورد استفاده تعیین گردید. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی در ۳ سطح صفر، ۳ درصد کود مرغی و ۳ درصد پودر یونجه و ۴ زمان ۲، ۴، ۸ و ۱۲ هفته در سه تکرار و نهایت در ۳۶ گلدان در شرایط آزمایشگاهی انجام شد. تیمارهای ماده

آلی کاملا با خاک مخلوط و یک کیلوگرم خاک در داخل هر گلدان ریخته شدند. سپس نمونه‌ها به مدت دو ماه در درجه حرارت ۲ ±۲۵ سانتی‌گراد و رطوبت ظرفیت زراعی نگهداری شدند. پس از این مرحله خاک هر گلدان خارج و به خاک هر گلدان ۵ میلی‌گرم در کیلوگرم کادمیم خالص از منبع نیترات کادمیم به صورت اسپری به نمونه‌های خاک اضافه شد و در زمان‌های ۲، ۴، ۸ و ۱۲ هفته پس از انکوباسیون از هر گلدان نمونه خاک برداشته و میزان کادمیم قابل عصاره‌گیری با EDTA تعیین گردید. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها به کمک نرم افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد و رسم نمودارها با استفاده از نرم افزار Excel انجام گرفت.

نتایج و بحث

خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و بقایای آلی مورد مطالعه

برخی از ویژگی‌های فیزیکی اندازه‌گیری شده برای خاک مورد استفاده شده در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک مورد مطالعه

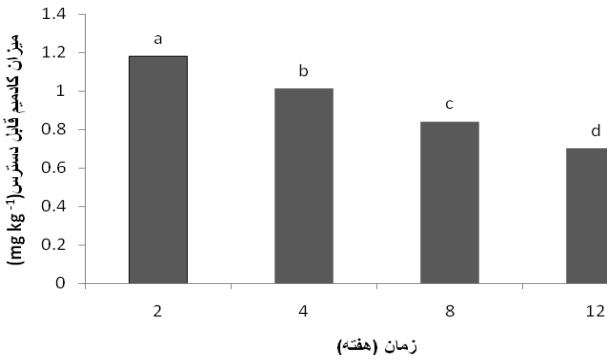
ویژگی	واحد	مقدار
pH	–	۷/۱
EC	دسی‌زیمنس بر متر	۰/۷۸
ظرفیت تبادل کاتیونی	سانتی‌مول بر کیلوگرم	۸/۳
رس	درصد	۱۲
سیلت	درصد	۳۶
شن	درصد	۵۲
کربن آلی	درصد	۰/۶۲
کادمیم قابل دسترس	میلی‌گرم بر کیلوگرم	۰/۱۱

نتایج برخی از ویژگی‌های شیمیایی اندازه‌گیری شده برای بقایای آلی مورد استفاده در این تحقیق در جدول ۲ آورده شده است.

جدول۲- برخی ویژگی های شیمیایی بقایای آلی مورد استفاده

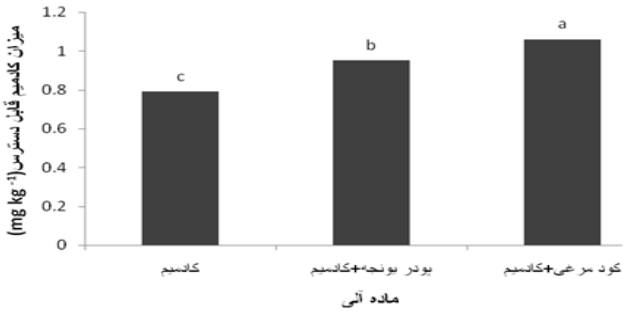
ویژگی	واحد	کود مرغی	پودر یونجه
pH	–	۷/۸۸	۸/۲۵
EC	دسی زیمنس بر متر	۶/۱۴	۵/۲۳
کربن آلی	درصد	۳۱/۷۲	۵۰/۳۴
نیتروژن کل	درصد	۳/۷۳	۲/۶۱
C:N	-	۸/۵۱	۱۹/۲۹
کادمیم قابل دسترس	میلی‌گرم بر کیلوگرم	۶/۲۵	۴/۸۷

شکل (ا) اثر زمان خواباندن (انکوباسیون) بر میزان کادمیم قابل استخراج با EDTA را نشان می‌دهد. با توجه به شکل افزایش زمان خواباندن نمونه‌های خاک منجر به کاهش معنی‌دار مقدار کادمیم قابل دسترس خاک گردید. تغییرات در شکل‌های شیمیایی فلزات سنگین و تبدیل آن‌ها به شکل‌های کم محلولتر در طول زمان خواباندن توسط سایر محققین گزارش شده است (Hooda و Alloway، ۱۹۹۳؛ Mc laren و همکاران، ۱۹۹۸ و Ford و Sparks، ۲۰۰۰؛ Tang و همکاران، ۲۰۰۷).



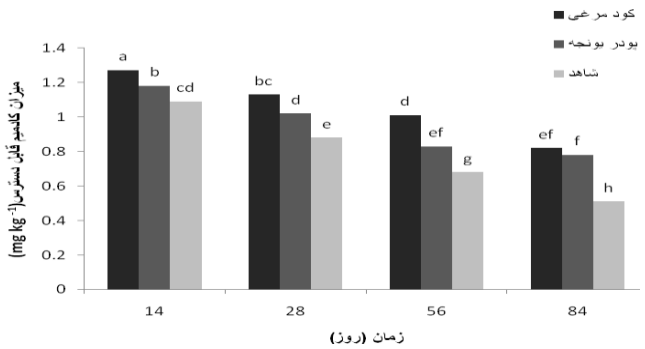
شکل ۱- نمودار اثر زمان انکوباسیون بر میزان کادمیم قابل استخراج با EDTA

افزودن ماده آلی به خاک سبب افزایش معنی دار غلظت کادمیم قابل عصاره‌گیری شد (شکل ۲). تحقیقات زیادی نشان داد که وجود ماده آلی باعث افزایش غلظت عناصر سنگین از جمله کادمیم می‌شود (Karaca، ۲۰۰٤؛ Almas و همکاران، ۲۰۰۰).



شکل ۲- نمودار اثر ماده آلی بر میزان کادمیم قابل استخراج با EDTA

همانطور که در شکل (۳) مشاهده می‌شود اثر متقابل زمان و ماده آلی بر میزان کادمیم قابل دسترس در خاک مورد مطالعه معنی دار شد. در تمام زمان وجود ماده‌آلی سبب افزایش قابلیت دسترسی کادمیم در خاک شد. بیشترین مقدار کادمیم قابل دسترس در هفته‌ی دوم و تیمار با کود مرغی به مقدار ۱/۲۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم و کمترین مقدار کادمیم در تیمار بدون ماده‌آلی و در پایان آزمایش به میزان ۰/۵۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم بود. نتایج با یافته‌های مظفری غربا (۱۳۹۰) مطابقت دارد.



شکل ۱- نمودار اثر متقابل زمان و ماده‌آلی بر میزان کادمیم قابل عصاره‌گیری با EDTA

منابع

خانبلوکی، گ. ۱۳۸۴. تأثیر عصاره کود مرغی در حرکت عناصر روی، سرب و کادمیم با استفاده از ستون های آب شویی. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده کشاورزی گروه خاکشناسی، دانشگاه بوعلی سینا همدان.

مظفری غربا، ا. ۱۳۹۰. بررسی اثرات زمان، آهک و مواد آلی بر غلظت روی و کادمیم در خاک. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده کشاورزی گروه خاکشناسی، دانشگاه شهید با هنر کرمان.

Adriano, D. 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. 2nd ed. Springer-Verlag, New York.

Almas, A., Singh, B.R., Salbu, B., 1999. Mobility of cadmium-109 and zinc-65 in soil influenced by equilibration time, temperature, and organic matter. J. Environ. Qual. 28:1742-1750.

Bohn, H. L., Myer, R. A. and O'Connor, G.A. 2001. Soil Chemistry, 3rd Ed. John wiley and SONS,INC.

Ford, R.G., Sparks, D.L. 2000. The nature of Zn precipitates formed in the presence of pyrophlite. Environ. Sci. Technol. 34: 2479-2483.

Hooda, P.S., Alloway, B.J. 1993. Effects of time and temperature on the biovailability of Cd and Pb from sludge-amended soils. J. Soil Sci. 44: 97-110.

Kabata-Pendias, A., and Pendias, H. 2001. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed. CRC Press, Boea Ruton, Florida.

Karaca, A. 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. Geo derma. 122: 297-303.

Liphadzi, M.S. and Kirkham, M.B.2006. Availability and plant uptake of heavy metals in EDTA-assisted phytoremediation of soil and composted biosolids. South African Journal of Botany 72 : 391–397.

Mauskar, J. M. 2007. Cadmium -An Environment Toxicant, Central Pollution Control Board, Ministry of Environment and Forests, Delhi.

Mc Laren, R.G., Backes, C.A., Rate, A.W. and Switt, R.S. 1998. Cadmium and cobalt desorption kinetics from soil clays. Effect of sorption period. Soil Sci. Soc. Am. J. 62: 332-337.

Tang, X. y., Zhu, Y. G., Shan, X. Q., McLaren, R., Duan, J. 2007. The ageing effect on the bioaccessibility and fractionation of arsenic in soils from China. Chemosphere. 66: 1183-119.

بررسی اثر کاربرد کود مرغی بر وضعیت کربن آلی خاک در مراحل مختلف آبشویی با استفاده از ستون خاک

علی کرمی[۱]، مجید فکری[۲]، مجتبی خواجه[۳]، احمد موسوی شهیدی[۳]

[۱]دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان
پست الکترونیکی: alikarami1988@yahoo.com
[۲]دانشیار خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان
[۳]دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه

ماده آلی در خاک می‌تواند سهم قابل توجهی در مخزن عناصر غذایی برای گیاهان داشته باشد. استفاده از کودهای شیمیایی باعث هدر رفت زیادی از انرژی و پول شده که استفاده از کودهای آلی می‌تواند این مشکل را بهبود بخشد. از جمله مواد آلی که به خاک وارد می‌شوند، کودهای دامی هستند که از میان آن‌ها می‌توان به کود مرغی اشاره کرد که به صورت ترکیبی از فضولات، پر، بقایای غذایی و مواد بستر در سطح مزارع پخش می-شوند. Kuepper و همکاران (۲۰۰۳) گزارش کردند که نوع و میزان جیره غذایی مرغ، خصوصیات خاک و نوع گیاه کشت شده از عوامل مؤثر در تعیین کیفیت و میزان عناصر غذایی موجود در کود مرغی می باشد. مواد آلی بر خصوصیات فیزیکی خاک از قبیل ساختمان خاک (Mazurak و همکاران، ۱۹۹۵)، هدایت هیدرولیکی خاک (Gupta و همکاران، ۱۹۷۷) و نفوذ آب در خاک (Martens و Frankenberg ، ۱۹۹۲) تأثیر داشته و بنابراین می‌تواند بر حرکت آب و مواد در خاک مؤثر باشد. همچنین کربن آلی سبب اصلاح ساختمان خاک، تغییر در پتانسیل اکسایش و کاهش خاک، بهبود تهویه و نفوذپذیری خاک برای هوا، آب و ریشه گیاهان، تأمین مواد غذایی مورد نیاز برای گیاه و میکروارگانیسم‌ها می‌شود (Fine و همکاران، ۲۰۰۲؛ Bhattacharyya و همکاران ۲۰۰۷؛ Powlson و همکاران ۲۰۰۸؛ Thelen و همکاران، ۲۰۱۰). هدف از این پژوهش، بررسی کاربرد کود مرغی بر تغیرات عمقی میزان کربن آلی خاک در مراحل مختلف آبشویی می‌باشد.

مواد و روشها

خاک مورد مطالعه در این تحقیق از عمق صفر تا ۳۰ سانتی متری از مزرعه تحقیقاتی دانشگاه شهید باهنر کرمان نمونه برداری شده است. پس از انتقال نمونه خاک به آزمایشگاه، در معرض هوا خشک گردیده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. سپس برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک اولیه و همچنین برخی از ویژگی‌های شیمیایی کود مرغی مورد استفاده تعیین گردید. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با اعمال تیمار کود مرغی در سه سطح صفر، ۲ و ۴ درصد وزنی در ۳ تکرار در شرایط آزمایشگاهی و با استفاده از ستون خاک انجام گردید. برای انجام آزمایش ستون‌های از جنس پلی وانیل کلراید (PVC) به قطر داخلی ۱۰/۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر تهیه شد. بعد از آماده شدن ستون‌ها، با توجه به حجم ستون‌ها (سطح مقطع * ارتفاع ستون خاک) و جرم مخصوص ظاهری در مزرعه، مقدار خاک لازم محاسبه شده (۲۵۰۰ گرم معادل ۲/۵ کیلوگرم) و تیمارهای کود مرغی با خاک مخلوط گردیده و در چند مرحله (لایه) به ستون‌ها

اضافه شد و در هر مرحله خاک به طور ملایم و یکسان توسط یک وزنه فشرده گردید. انکوباسیون به مدت دو ماه در رطوبت FC و شرایط گلخانه انجام شد. در طول این دوره در صورت نیاز آب مقطر به نمونه‌ها اضافه می‌گردید تا رطوبت در حد ظرفیت زراعی باقی بماند. پس از انکوباسیون، آبشویی ستون‌ها در سه حجم ۰/۵PV (۳۹۰ میلی‌لیتر) در یک نوبت، ۱ PV (۷۸۰ میلی‌لیتر) در دو نوبت و ۲ PV (۱۵۶۰ میلی‌لیتر) در چهار نوبت آبشویی شدند. بعد از گذشت ۵ روز از هر مرحله آبیاری، ستون های خاک در سه عمق۵، ۱۰ و ۲۰ سانتی متری برش داده و خاک داخل آنها هوا خشک گردیده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. سپس، میزان کربن آلی در هر عمق به روش Walkley و Black (۱۹۳۴) اندازه گیری شد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها به کمک نرم افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد و رسم نمودارها به کمک نرم افزار Excel انجام گرفت.

نتایج و بحث

برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و کود مرغی مورد مطالعه در جدول ۱ و ۲ مشاهده می‌شود.

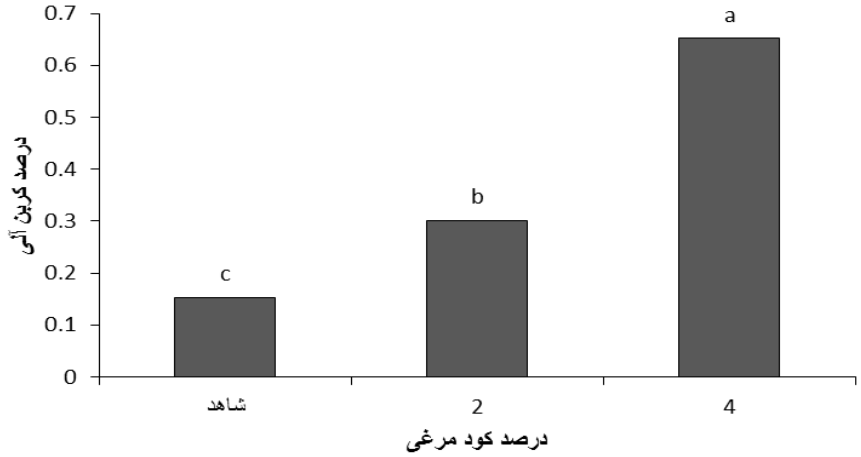
جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک قبل از آزمایش

ویژگی	واحد	مقدار
pH	–	۷/۶۳
EC	دسی‌زیمنس بر متر	۳/۹۲
ظرفیت تبادل کاتیونی	سانتی‌مول بر کیلوگرم	۸
رس	درصد	۳۶
سیلت	درصد	۸
شن	درصد	۵۶
کربن آلی	درصد	۰/۳۰

جدول ۲- برخی خصوصیات شیمیایی کود مرغی مورد مطالعه

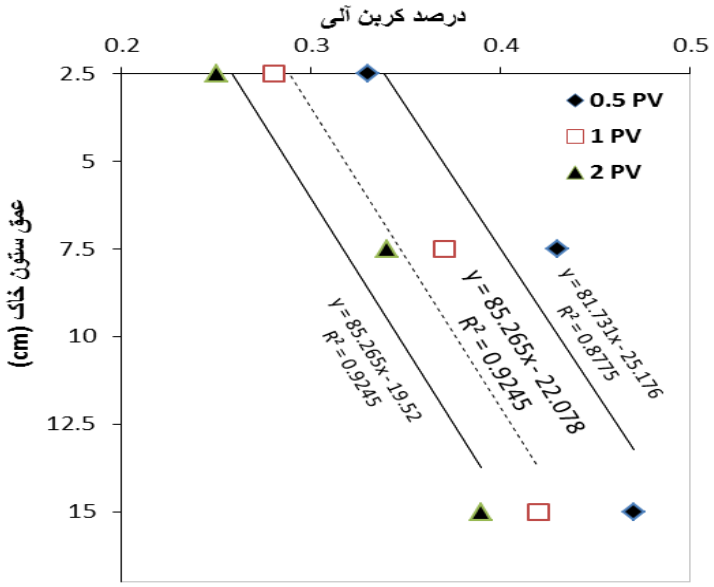
ویژگی	واحد	مقدار
pH	–	۶/۲۳
EC	دسی‌زیمنس بر متر	۱۵/۷
کربن آلی	درصد	۳۵/۳۴
نیتروژن کل	درصد	۳/۷۰
C:N	-	۹/۵۵

همانطور که در شکل ۱ مشاهده می‌شود با افزایش درصد کود مرغی، میزان کربن آلی به طور معنی-داری افزایش پیدا کرد. تحقیقات زیادی نشان داد که افزایش ماده آلی باعث افزایش کربن آلی خاک می‌شود (براهیمی،۱۳۸۰؛ خدیوی بروجنی،۱۳۸۶؛ موسوی شهیدی ۱۳۹۱).



شکل ۱- اثر تیمار کود مرغی بر درصد کربن آلی خاک

شکل (۲) وضعیت کربن آلی خاک در عمق و حجم آبشویی‌های مختلف را نشان می‌دهد. افزایش حجم آبشویی موجب کاهش کربن آلی در خاک گردید که می‌تواند بخاطر تجزیه ماده آلی، آبشویی منبع کودی و خروج آن از خاک بوده باشد. بعلاوه بافت خاک می‌تواند نقش مؤثری بر انتقال و هدررفت کربن آلی خاک داشته باشد. به طوری که Quanrud و همکاران (۱۹۹۶) گزارش کردند انتقال مواد آلی به عمق در خاک‌های با بافت سبک بیشتر از خاک‌های با بافت سنگین است. بیشترین میزان کربن آلی خاک در تیمار ۴ درصد کود مرغی در حجم آبشویی PV ۰/۵ بود. میزان تجمع کربن آلی در اعماق پایین، بیشتر بود که این می‌تواند به دلایل متفاوتی از جمله آبشویی منبع کودی از سطح خاک بوده باشد، همچنین شرایط اکسیداسیون در سطح بیشتر بوده و به تبع آن فعالیت بیشتر موجودات خاکزی در سطح و تجزیه ماده آلی می‌تواند دلیلی بر کمتر بودن ماده آلی در سطح نسبت به عمق بوده باشد.



شکل ۲- وضعیت کربن آلی خاک در عمق و حجم آبشویی‌های مختلف

منابع

براهیمی، ن.،۱۳۸۰. بررسی اثر کودهای آلی بر خصوصیات شیمیایی خاک و جذب عناصر به وسیله ذرت و گندم. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

خدیوی بروجنی،ا.، ۱۳۸۶. اثرکودهای آلی براشکال شیمیایی فلزات سنگین درخاک و جذب این عناصرتوسط گندم . پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

موسوی شهیدی، ا. ۱۳۹۱. اثر ماده آلی و جایگذاری فسفر بر جذب فسفر توسط گیاه ذرت. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان.

Bhattacharyya, R., Chandra, S., Singh, R. D., Kundu, S., Srivastva, A. K. and Gupta, H. S. 2007. long-term farmyard manure application effects on properties of a silty clay loam soil under irrigated wheat-soybean rotation. Soil and Tillage Research. 94: 386-396.

Fine, P., A. Hass, R. Prost and N. Atzmon. 2002. Organic carbon leaching from effluent irrigated lysimeters as affected by residence time. Soil Science of American Journal. 66: 1531- 1539.

Gupta, S. C., Dowdy, R. H., and Larson, W. F. 1977. Hydraulic and thermal properties of sandy soil as influenced by incorporation of sewage sludge. Soil Sci. Soc. Am. J. 41: 601-605.

Kuepper, G., Bachmann, J. Thomas, R. 2003. Speciality Muskmelons: Organic Production. NCAT, Agric. Specialists: 18- 21.

Mazurak, A. P., Chesmin, L., and Thijeel, A. A. 1995. Effects of beef cattle manure on water-stability of soil aggregates. Soil Sci. Soc. Am. J. 41: 613-615.

Martens, D. A., and Frankenberg, W. T. 1992. Effect of organic amendment on water infiltration and soil properties of an irrigated soil. Agron. J. 84: 707-717.

Powlson, D. S., Riche, A. B., Coleman, K., Glending, M. J. and Withmore, A. P. 2008. Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: limitation and alternatives. Waste Management. 28: 741-746.

Quanrud, D.M., Arnold, R. G., Wilson, L. G and Conklin, M. H. 1996. Effect of soil type on water quality improvement during soil aquifer treatment. Water Scienc and Technology. 33: 419- 431.

Thelen, K. D., Fornning, B. E., Krauchenko, A., Min, D. H. and Robertson, G. P. 2010. Integrating livestock manure with a corn-soybean bioenergy cropping system improves short-term carbon sequestration rates and net global warming potential. Biomass and Bioenergy. 34: 960-966.

اثر سکسترین آهن برنحوه توزیع شکل های شیمیایی منگنز در خاک های آهکی

محمدرضابخشی[۱]، لیلا تابنده[۲]، مهدی طاهری[۳]

۱-کارشناس سازمان جهاد کشاورزی استان زنجان
۲-کارشناس مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان زنجان
۳- عضوهیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان زنجان

مقدمه

آهن نقش مهمی در سوخت و ساز گیاهی به خصوص در سنتز کلروفیل که برای فتوسنتز گیاه ضروری است بازی می کند. در بسیاری از گیاهان کمبود آهن موجب تحریک واکنش های موفولوژیکی و فیزیولوژیک متعدد می شود (نیکولیک و رومهلد، ۱۹۹۹). اولین عنصری که با منگنز برهمکنش ایجاد می نماید آهن است. گیاهانی که به کمبود آهن مبتلا هستند از طریق ترشح مواد احیاکننده پاسخ می دهند، متابولیسم و جذب منگنز را افزایش می دهند. این افزایش در ابتدا به دلیل اسیدی کردن محیط ریشه (افزایش حلالیت منگنز) و افزایش احیای Mn^{+4} به Mn^{+2} صورت می گیرد. در خاک های آهکی این مکانیزم سبب جذب Mn^{+2} اضافی و حتی در موارد شدید، سبب سمیت منگنز می شود (کوجیان،۱۹۹۱). در مطالعات متعددی برهمکنش های منفی بین آهن و منگنز گزارش شده است. مهمترین نقش منگنز در گیاه دخالت در آزاد سازی اکسیژن در فرایند شکستن ملکول آب است، لذا کمبود این عنصر ضروری موجب کاهش فتوسنتز و به تبع آن کاهش کربوهیدراتهای گیاهی و کاهش عملکرد می گردد (مارشنر و روملهد ۱۹۹۵). با توجه به کمبود آهن در بیشتر خاکهای آهکی ایران، استفاده از کودهای محتوی آهن در بعضی از محصولات زراعی لازم و ضروری می باشد. در این تحقیق از کود سکسترین آهن استفاده گردید و از آنجا که در بیشتر مطالعات، برهمکنش منفی بین آهن و منگنز گزارش شده است، در این مطالعه سعی بر آن است که نحوه توزیع شکلهای شیمیایی منگنز خاک را در اثر مصرف سکسترین آهن مورد بررسی گیرد.

مواد و روش تحقیق

۱۰ نمونه از خاکهای آهکی استان فارس با دامنه وسیعی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی انتخاب شدند و طرح به صورت کشت گلخانه ای سویا (رقم ویلیامز) اجرا شد. نوع طرح به صورت کامل تصادفی با سه سطح کودی با مقادیر ۰، ۵ و ۱۰ میلی گرم آهن در کیلوگرم خاک از منبع سکسترین آهن (FeEDDHA) در سه تکرار انجام شد. ۸ هفته پس از کاشت و پس از برداشت گیاهان، خاکها از گلدانها خارج و پس از خشک شدن در دمای اتاق، به آزمایشگاه منتقل گردید. شکل های شیمیایی روی به روش اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲) اندازه گیری گردید. همچنین در خاک ها، شکل های قابل استخراج با عصاره گیرهای DTPA (لیندسی و نورول، ۱۹۷۸) و EDTA (براون و همکاران، ۱۹۷۱) تعیین و غلظت منگنز در همه عصاره های خاکی با دستگاه جذب اتمی قرائت گردید. در روش عصاره گیری دنباله ای اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲) از بسیاری از عصاره گیرها استفاده شد و هر عصاره گیر قادر بود شکل خاصی از منگنز را استخراج نماید که به شرح زیر می باشد :

شکل تبادلی با محلول 0.5 M KNO3 تکان دادن به مدت ۱۶ ساعت، شکل جذب شده با آب مقطر دوبار تقطیر و تکان دادن به مدت ۲ ساعت و سه بار تکرار، شکل آلی با محلول 0.5 M NaOH و تکان دادن به مدت ۱۶ساعت و شکل کربناتی با محلول 0.05 M Na2-EDTA و تکان دادن به مدت ۶ ساعت به دست آمد. شکل کل با استفاده از محلول اسید 4 M HNO3 و تکان دادن به مدت ۱۶ ساعت در دمای ۸۰ درجه سانتی گراد تعیین شد. سپس شکل تتمه، از کم کردن شکل کل ازمجموع شکلهای مذکور به دست آمد.

نتایج و بحث

نحوه توزیع شکل های شیمیایی منگنز در خاک های شاهد (کود نخورده) به روش عصاره گیری دنباله ای اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲) مشخص گردید که شکل های تبادلی، حذب سطحی شده و آلی منگنز ناچیز بوده، به طوریکه با دستگاه جذب اتمی قابل قرائت نبود. این در حالی است که میانگین شکل های کربناتی و تتمه به ترتیب برابر با ۸۸/۷۲ و ۵۷۵/۲۸ میلی گرم در کیلوگرم خاک به دست آمد. محدوده تغییرات میانگین سه تکرار شکل کربناتی منگنز در خاک های مختلف، از ۴۰/۶۲ تا ۱۱۸/ ۲۰میلی گرم در کیلوگرم خاک بود. بنابراین با این روش عصاره گیری دنباله ای قسمت عمده منگنز در شکل تتمه و کربناتی تجمع یافته است. برای دست یابی به سایر شکل های شیمیایی (تبادلی، جذب سطحی شده و آلی) لازم است که از عصاره گیرهای مناسبتر و یا از یک روش دیگری ازعصاره گیری دنباله ای استفاده شود.

با توجه به ضرایب همبستگی به دست آمده (جدول ۱)، بین کلیه شکل های شیمیایی منگنز، همبستگی مثبت معنی دار به دست آمده است که این گویای یک رابطه پویا بین شکل های شیمیایی می باشد.

جدول۱- همبستگی بین شکلهای مختلف منگنز به روش اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲)

	MnCar	MnT
MnT	0.427**	
MnRe	0.384*	0.995**

** معنی دار بودن در سطح ۱ درصد آماری و * معنی دار بودن در سطح ۵ درصد آماری را نشان می دهد. MnCar =شکل کربناتی، MnT= شکل کل منگنز و MnRe= شکل تتمه منگنز

در این تحقیق، به منظور بررسی اثرات کاربرد آهن برتوزیع شکل های شیمیایی منگنز مشخص گردید که، شکل های منگنز کل و تتمه به روش اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲) تحت تاثیر سطوح کاربردی آهن قرار نگرفتند. ولیکن، کاربرد سکسترین آهن منجر به کاهش معنی دار شکل کربناتی منگنز از ۹۴/۸ میلی گرم در کیلوگرم خاک در سطح شاهد به ۹۱/۷ میلی گرم در کیلوگرم خاک در سطح ۵ میلی گرم آهن درکیلوگرم خاک و سپس به ۸۸/۷۲ میلی گرم در کیلوگرم خاک در سطح ۱۰ میلی گرم آهن در کیلوگرم خاک رسید. همچنین، بین سطوح تیماری ۵ و ۱۰ میلی گرم آهن در کیلوگرم خاک تفاوت معنی داری به دست نیامد. اثر نوع خاک نیز بر روی منگنز کربناتی معنی‌دار بود (جدول۲).

جدول ۲- تاثیر سطوح آهن بر منگنز کربناتی عصاره گیری شده به روش اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲)

سطح آهن ۱	۲	۳	٤	٥	٦	۷	۸	۹	۱۰	میانگین
				خاک شماره						
۰	۱۳۱/۰ A	۱۱۸/۴ AB	۷۴/۵۹ H	۱۲۲/۶ AB	۱۰۲/۷ c-f	۱۰۳/۲ C-F	۸۹/۹۳ FGH	۳۶/۷۰ I	۹۰/۵۶ FGH	۷۸/۱۷ GH	**۹٤/۷۹ A**
۵	۱۱۰/۴ BCD	۱۱۵/۱ BC	۷۸/۴۷ GH	۱۱۹/۴ AB	۹۷/۷۷ DEF	۱۰۰/۹ C-F	۸۹/۱۶ FGH	۴۱/۷۴ I	۸۸/۹۹ FGH	۷۵/۲۸ GH	**۹۱/۷۲ B**
۱۰	۱۰۷/۴ B-E	۱۰۸/۵ B-E	۷۴/۲۴ H	۱۱۸/۲ AB	۹۴/۱۹ EF	۹۱/۲۰ FG	۸۷/۷۴ FGH	۴۰/۶۲ I	۸۸/۷۴ FGH	۷۶/۶۴ GH	**۸۸/۷۲ B**
میانگین	۱۱۶/۳ A	۱۱۴/۰ A	۷۵/۷۷ D	۱۲۰/۱ A	۹۸/۲۳ B	۹۸/۴۴ B	۸۸/۹۴ C	۳۹/۶۹ E	۸۹/۳۴ C	۷۶/۷۰ D	

در جدول بالا اعداد بر حسب میلی گرم عنصر غذایی در کیلوگرم خاک می باشند. میانگین هایی که باهم اختلاف آماری معنی داری ندارند دارای حروف مشترکی هستند (آزمون استودنت، ۵ ٪).

در این تحقیق، اثرات کاربرد کود سکسترین آهن علاوه بر شکل های شیمیایی تبادلی، جذب سطحی، آلی، کربناتی و تتمه(عصاره گیری دنباله ای) بر روی مقدار منگنز استخراج شده به وسیله دو عصاره گیر DTPA و EDTA مورد بررسی قرار گرفت. در بسیاری از منابع از مقدار عنصر استخراج شده به وسیله عصاره گیری DTPA به عنوان مقدار قابل استفاده گیاهی برآورد شده است. با توجه به نتایج مندرج در جدول۳، منگنز عصاره گیری شده با DTPA از ۱۱/۵ درسطح شاهد به ۱۱/۲ در سطح ۵ و به ۱۰/۶ در سطح ۱۰ میلی گرم آهن درکیلوگرم خاک کاهش معنی دار نشان داد. این شکل شیمیایی در خاک های مختلف اختلاف معنی داری نشان دادند. مقدار منگنز استخراج شده با عصاره گیر EDTA نیز با افزایش تیمار آهن در سطوح شاهد ، ۵ و ۱۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک به ترتیب برابر با ۵۰/۵ ، ۴۸/۵ و ۴۸/۴ میلی گرم در کیلوگرم خاک کاهش یافت. درخاکهای مختلف نیز این شکل از منگنز باهم اختلاف معنی‌داری داشتند (جدول۴).

جدول ۳- تاثیر سطوح آهن بر منگنز قابل جذب عصاره گیری شده با DTPA

سطح آهن	۱	۲	۳	٤	٥	٦	۷	۸	۹	۱۰	میانگین
					خاک شماره						
۰	۱۳/۷۹ ABC	۱۳/۹۹ AB	۷/۵۷۳ H	۷/۷۶۰ H	۱۲/۶۰ B-H	۱۱/۲۹ EFG	۱۱/۸۳ C-G	۷/۶۴۰ H	۱۳/۵۷ A-D	۱۴/۴۰ AB	**۱۱/٤٥ A**
۵	۱۲/۷۴ B-F	۱۳/۳۹ A-D	۷/۵۷۳ H	۷/۲۶۰ H	۱۳/۲۱ A-E	۱۱/۲۷ EFG	۱۱/۰۷ FG	۷/۶۳۳ H	۱۲/۹۲ BCDEF	۱۵/۰ A	**۱۱/۲۱ A**
۱۰	۱۲/۵۳ B-F	۱۳/۳۰ A-D	۷/۰۶۷ H	۶/۹۳۳ H	۱۲/۴۲ B-F	۱۱/۲۵ EFG	۱۰/۷ G	۶/۳۵۳ H	۱۱/۶۳ D-G	۱۴/۰۱ AB	**۱۰/٦۲ B**
میانگین	**۱۳/۰۲ B**	**۱۳/٥٦ B**	**۷/٤۰٤ D**	**۷/۳۱۸ D**	**۱۲/۷٤ B**	**۱۱/۲۷ C**	**۱۱/۲۰ C**	**۷/۲۰۹ D**	**۱۲/۷۱ B**	**۱٤/٤۷ A**	

جدول ٤- تاثیر سطوح آهن بر منگنز قابل جذب عصاره گیری شده با EDTA

سطح آهن	۱	۲	۳	٤	٥	٦	۷	۸	۹	۱۰	میانگین
					خاک شماره						
۰	۶۶/۱۷ B	۵۹/۳۴ BC	۲۶/۴۹ E	۴۴/۴۶ D	۴۴/۰۷ D	۴۴/۰۶ D	۴۴/۳۳ D	۱۹/۵۶ E	۵۳/۰۸ C	۱۰۳/۶ A	**۵۰/۵۱ A**
۵	۶۵/۵۸ B	۵۵/۴۲ C	۲۳/۹۰ E	۴۳/۹۳ D	۴۳/۰۳ D	۴۲/۸۸ D	۴۴/۰۳ D	۱۹/۴۲ E	۴۳/۳۵ D	۱۰۳/۵ A	**٤۸/۵۰ B**

۱۰	۶۶/۹۰ B	۵۸/۰۶ C	۲۴/۴۵ E	۴۴/۳۲ D	۴۰/۲۵ D	۴۱/۹۱ D	۴۳/۲۵ D	۱۸/۰۳ E	۴۱/۸۷ D	۱۰۴/۴ A	۴۸/۳۵ B
میانگین	**۶۶/۲۲ B**	**۵۷/۶۱ C**	**۲۴/۹۵ E**	**۴۴/۲۴ D**	**۴۲/۴۵ D**	**۴۲/۹۵ D**	**۴۳/۸۷D**	**۱۹/۰ F**	**۴۶/۱۰ D**	**۱۰۳/۸ A**	

میانگین هایی که باهم اختلاف آماری معنی داری ندارند دارای حروف مشترکی هستند (آزمون استودنت، ۵ ٪).

با توجه به معادلات رگرسیونی به دست آمده، بین شکل های استخراج شده منگنز با استفاده از عصاره‌گیرهای EDTA و DTPA با شکل شیمیایی تتمه منگنز(MnRe)، همبستگی مثبت معنی داری به دست آمد.

$$MnDTPA = 4.849 + 0.01*MnRe \qquad R^2=0.557^{**}$$
$$MnEDTA = - 2.779 + 88.87*MnRe \qquad R^2=0.605^{**}$$

بنابراین طبق نتایج مذکور، می توان چنین استنباط کرد که کاربرد کود آهن اثر ضدیتی بر غلظت منگنز داشته به طوریکه با افزایش غلظت آهن مصرفی در خاک، از غلظت شکل کربناتی منگنز کاسته شده که می توان آن را به جایگزینی آهن به جای منگنز در اتصال با ترکیبات کربناتی خاک دانست. همانطور که در نتایج نشان داده شد، مصرف کود آهن علاوه بر کاهش شکل کربناتی منگنز، منجر به کاهش غلظت منگنز قابل جذب گیاهی (عصاره گیری شده با DTPA) شد. بنابراین اثر آنتاگونیستی بین این دو عنصر دور از انتظار نخواهد بود به طوریکه کود سکسترین آهن اثر اصلی خود را بر شکل های قابل استفاده گیاهی منگنز نشان داده است. همچنین همبستگی مثبت معنی دار بین شکل های شیمیایی منگنز حاکی از یک رابطه پویا بین آنها بود.

فهرست منابع

Brown AL, Quick J and Eddings JL.1971. A comparison of analytical methods for soil Zine. Soil Sci. Soc. Am. J. 35(1): 105-107.

Kochian LV. 1991. Mechanisms of micronutrient uptake and translocation in plants. In: J.J. Mortvedt et al. (ed.). Micronutrients in Agriculture. 2nd ed. pp. 229-298. SSSA. WI.

Lindsay WL, and Norvell WA. 1978. Develepment of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 421- 428.

Marschner, H. and Rommheld, V. 1995. Strategiest of plants for acquisition of iron. Iron Nutrition in Soil and Plants. Kluwer Academic Publishers. 375-388.

Nikolic M. and Romheld V. 1999. Mechanism of Fe uptake by the leaf symplast: Is Fe inactivation in leaf a cause of Fe deficiency chlorosis? Plant and Soil. 215: 229-237.

Sposito G, Lund LJ and Chang AC. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in solid phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:260-264.

اثرات کاربرد سکسترین آهن بر توزیع شکل های شیمیایی روی در چندین خاک آهکی

[1]محمد رضا بخشی ، [2] مهدی طاهری و [3] لیلا تابنده

۱- کارشناس سازمان جهاد کشاورزی استان زنجان ، ۲-عضو هیات علمی و ۳- کارشناس مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان زنجان

مقدمه

کمبود آهن در حدود ۳۰ درصد از خاک های تحت کشت جهان گسترش یافته است. کمبود آهن اکثرا در خاک هایی با pH بالا و خاک های آهکی در نواحی خشک مشاهده شده است. زیادی بی کربنات در آب آبیاری وخاک ممکن است کمبود آهن را افزایش دهد. همچنین جذب آهن در خاک هایی که مواد آلی پایین دارند کاهش می یابد و یک استراتژی مهم در رفع کمبود عناصر غذایی کاربرد کود های حاوی آهن می باشد (هاولین و همکاران، ۲۰۰۵). با توجه به اینکه کاربرد آهن می تواند برهمکنش منفی بر جذب سایر عناصر کم مصرف از قبیل روی نشان دهد، در این تحقیق سعی بر آن است که نحوه توزیع شکل های شیمیایی روی در اثر کاربرد کود آهن مورد بررسی قرار گیرد، تا مشخص گردد که از بین شکل های شیمیایی روی، کدام شکل، بیشتر از سایر شکل ها تحت تاثیر سطوح مختلف آهن قرار گرفته است. برای این منظور در مطالعه حاضر، از روش عصاره گیری دنباله ای در مطالعه و استخراج شکل های مختلف روی در خاک های آهکی استفاده شده است.

مواد و روش تحقیق

این تحقیق برای بررسی تاثیر کلات آهن (FeEDDHA) بر شکل های شیمیایی روی (عصاره گیری دنباله ای سینگ و همکاران، ۱۹۸۸) و شکل قابل جذب گیاهی (استفاده از عصاره گیر DTPA) انجام شده است. آزمایش در ۱۰ نمونه خاک سطحی از مناطق تحت کشت سویای استان فارس در قالب طرح کامل تصادفی با سه سطح آهن (۰، ۵ و ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک) در سه تکرار انجام شد. طی یک آزمایش گلخانه ای با گیاه سویا به هر نمونه در سه تکرار، سطوح آهن از منبع سکسترین آهن را به همراه سایر عناصر مورد نیاز گیاه اضافه شد. ۵۶ روز پس از کشت سویا، با برداشت گیاهان، خاک ها از گلدان ها جدا شد و در هوای آزاد خشک گردید. سپس شکل های شیمیایی روی به روش سینگ و همکاران، ۱۹۸۸، اندازه گیری گردید. همچنین در خاک های مذکور، شکل قابل جذب گیاهی با استفاده از عصاره گیر DTPA (لیندسی و نورول، ۱۹۷۸) تعیین و غلظت روی در همه عصاره های خاکی با دستگاه جذب اتمی قرائت گردید. در روش عصاره گیری دنباله ای سینگ و همکاران (۱۹۸۸) از بسیاری از عصاره گیرها استفاده شد و هر عصاره گیر قادر است شکل خاصی از روی را استخراج نماید که به شرح زیر می باشد:

جدا سازی شکل تبادلی با استفاده از Mg(NO3)2 یک مولار با نسبت ۱۰:۴۰ خاک به عصاره گیر و تکان دادن به مدت ۲ ساعت، شکل کربناتی با استفاده از NaOAc یک مولار با نسبت ۱۰:۴۰ و تکان دادن به

مدت ۵ ساعت، شکل آلی با استفاده از NaOCl با غلظت ۰/۷ مولار با نسبت ۱۰:۲۰ دوبار تکرار و تکان دادن به مدت ۳۰ دقیقه در آب جوش، شکل متصل به اکسیدهای منگنز با محلول NH2OH.HCl با غلظت ۰/۱ مولار با نسبت ۵:۵۰ و تکان دادن به مدت ۳۰ دقیقه، اکسیدهای آهن بی شکل با محلول 0.25 M NHOH.HCl + 0.25 M HCl با نسبت ۵:۵۰ و تکان دادن به مدت ۳۰ دقیقه در دمای ۵۰ درجه سانتی گراد، اکسید های آهن کریستالی با محلول 0.2 M (NH4)2C2O4 + 0.2 M $H_2C_2O_4$+ 0.1 M ascorbic acid انجام شد. برای به دست آوردن شکل تتمه ابتدا شکل کل با محلول HNO3 با غلظت ۴ نرمال در دمای ۸۰ درجه سانتی گراد و تکان دادن به مدت ۱۶ ساعت اندازه گیری شد و از کم کردن مجموع شکل ها از شکل کل عصاره گیری شده، شکل تتمه محاسبه شد. در پایان مقایسه میانگین ها با نرم افزار MSTATC و جهت تعیین همبستگی از نرم افزار SPSS استفاده شد.

نتایج و بحث

تاثیر آهن بر شکلهای شیمیایی روی

در این تحقیق، کاربردکود سکسترین آهن تاثیر معنی داری بر شکل کربناتی روی نشان داد. به طوریکه شکل کربناتی در سطوح بالای تیمار آهن به طور معنی دار کاهش یافت و از ۱/۸۳۷ در سطح شاهد به ۱/۷۶۲ در سطح ۱۰ میلی‌گرم آهن در کیلوگرم خاک رسید و اثر نوع خاک و اثر متقابل خاک با تیمار سطوح آهن در شکل کربناتی روی معنی‌دار بود (جدول۱). از طرفی شکل های آلی، متصل به اکسیدهای بی شکل، اکسیدهای کریستالی آهن و روی تتمه تحت تاثیر سطوح کاربردی آهن قرار نگرفت، ولی مقادیر آن در خاکهای مختلف به طور معنی‌داری متفاوت بودند (جدول های ۲، ۳، ۴ و۵).

جدول ۱- تاثیر سطوح آهن برشکل کربناتی روی

	شماره خاک										
سطح آهن	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	میانگین
۰	۱/۳۱۴ G-K	۱/۴۷۳ D-I	۱/۷۴۰ B-F	۱/۸۰۴ B-E	۴/۳۴۱ A	۱/۹۳۹ B	۱/۵۲۲ C-H	۱/۸۳۳ BCD	۱/۱۸۹ HIJK	۱/۲۱۸ HIJK	**۱/۸۳۷ A**
۵	۱/۵۷۳ B-G	۱/۵۸۰ B-G	۱/۸۲۱ BCD	۱/۷۰۱ B-F	۴/۲۴۴ A	۱/۸۴۴ BCD	۱/۶۳۴ B-G	۱/۸۶۴ BC	۱/۱۷۶ IJK	۱/۴۴۷ E-I	**۱/۸۸۸ A**
۱۰	۱/۳۸۶ F-J	۱/۵۶۵ C-G	۱/۷۲۲ B-F	۱/۸۲۸ BCD	۴/۱۵۱ A	۱/۵۲۴ C-H	۱/۴۸۸ C-I	۱/۸۱۶ BCD	۱/۰۱۵ K	۱/۱۲۸ JK	**۱/۷۶۲ B**
میانگین	**۱/۴۲۴ C**	**۱/۵۳۹ C**	**۱/۷۶۱ B**	**۱/۷۷۸ B**	**۴/۲۴۵ A**	**۱/۷۶۹ B**	**۱/۵۴۸ C**	**۱/۸۳۸ B**	**۱/۱۲۷ E**	**۱/۲۶۴ D**	

جدول ۲- تاثیر سطوح آهن بر شکل آلی روی

	خاک شماره										
سطح آهن	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	میانگین
۰	۰/۳۹۰ ABC	۰/۳۸۲ ABC	۰/۰۸۴۷ C	۰/۲۱۴ ABC	۰/۱۲۲ BC	۰/۱۶۸ BC	۰/۳۳۰ ABC	۰/۱۸۳ BC	۰/۱۷۶ BC	۰/۲۴ ABC	**۰/۲۲۹ A**

۵	۰/۳۹۴ ABC	۰/۲۵۷ ABC	۰/۲۲۲ ABC	۰/۳۱ ABC	۰/۲۱۵ ABC	۰/۵۰۴ A	۰/۲۴۶ ABC	۰/۳۰۰ ABC	۰/۱۶۰ BC	۰/۲۵۶ ABC	**۰/۲۸۷ A**
۱۰	۰/۳۹۶ ABC	۰/۳۶۳ ABC	۰/۴۳۸ AB	۰/۱۱۶ BC	۰/۱۸۸ BC	۰/۳۰۴ ABC	۰/۲۹۱ ABC	۰/۱۷۲ BC	۰/۲۹۴ ABC	۰/۳۰۵ ABC	**۰/۲۸۷ A**
میانگین	**۰/۳۹۳ A**	**۰/۳۳۴ AB**	**۰/۲۴۸ BC**	**۰/۲۱۳ BC**	**۰/۱۷۵ C**	**۰/۳۲۶ AB**	**۰/۲۸۹ ABC**	**۰/۲۱۸ BC**	**۰/۲۱۰ BC**	**۰/۲۶۷ ABC**	

در جدول های بالا اعداد بر حسب میلی گرم عنصر غذایی در کیلوگرم خاک می باشند. میانگین هایی که باهم اختلاف آماری معنی داری ندارند دارای حروف مشترکی هستند (آزمون استودنت، ۵ ٪).

جدول۳- تاثیر سطوح آهن بر روی متصل به اکسیدهای آهن بی شکل

	خاک										
	شماره										
سطح آهن	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	میانگین
۰	۷/۰۲۱ A	۵/۶۲۵ B	۰/۴۲۴ F	۰/۵۱۹ EF	۱/۸۲۷ C-F	۰/۷۹۷ EF	۰/۹۱۸ EF	۰/۸۶۲ EF	۰/۷۳۸ EF	۲/۹۰ C	**۲/۱۶ A**
۵	۶/۷۵۹ A	۵/۱۰۱ B	۰/۶۳۹۳ EF	۰/۳۹۶ F	۲/۰۰۴ CDE	۰/۷۷۸ EF	۱/۸۲۲ C-F	۱/۰۶۸ EF	۰/۳۶۴ F	۲/۶۲۶CD	**۲/۱۶ A**
۱۰	۵/۹۲۲ B	۵/۱۲۲ B	۰/۹۱۴ EF	۰/۴۰۶ F	۱/۸۵۳ C-F	۱/۲۲۹ EF	۱/۴۳۹ DEF	۰/۹۶۶ EF	۰/۳۱۷ F	۲/۷۸۳ C	**۲/۱۰ A**
میانگین	**۶/۵۶۸A**	**۵/۲۸۳B**	**۰/۶۶۰ F**	**۰/۴۴۰ F**	**۱/۸۹۵ D**	**۰/۹۳۴ EF**	**۱/۳۹۳ E**	**۰/۹۶۵ F**	**۰/۴۷۳ F**	**۲/۷۶۹C**	

جدول ۴- تاثیر سطوح آهن بر روی متصل به اکسیدهای آهن کریستالی

	خاک										
	شماره										
سطح آهن	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	میانگین
۰	۴/۴۲۶ FGH	۵/۶۲۶ D-H	۳/۳۸۵ H	۵/۱۷۸ D-H	۷/۵۱۶ C-G	۷/۲۹۸ C-G	۶/۰۵۹ D-H	۹/۳۴۵ BC	۷/۵۰۸ C-G	۳/۸۴۳ GH	**۶/۰۱۸ A**
۵	۴/۳۳۲ FGH	۵/۶۱۵ D-H	۴/۳۲۶ FGH	۴/۸۹۱ E-H	۱۲/۳۰ A	۷/۴۷۷ C-G	۵/۸۹۷ D-H	۸/۴۵۳ BCD	۴/۳۶۵ FGH	۸/۰۵۰ CDE	**۶/۵۷۱ A**
۱۰	۴/۲۵۹ FGH	۵/۶۷۴ D-H	۴/۲۳۸ FGH	۴/۹۷۵ D-H	۱۰/۷۴ AB	۷/۳۳۹ C-G	۶/۱۳۵ C-H	۷/۶۹۱ C-F	۴/۱ GH	۷/۱۶۳ C-G	**۶/۲۲۱ A**
میانگین	**۴/۳۳۹ EF**	**۵/۶۳۸ DE**	**۳/۹۸۳ F**	**۵/۰۱۴ DEF**	**۱۰/۱۹ A**	**۷/۳۷۱ C**	**۶/۰۳۰ D**	**۸/۴۹۶ B**	**۵/۲۹۱ DEF**	**۶/۳۵۲ CD**	

جدول ۵- تاثیر سطوح آهن بر شکل تتمه روی

	شماره خاک										
سطح آهن	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	میانگین
۰	۱۱۰/۷ B	۱۱۴/۱ B	۵۲/۲۵ DE	۵۱/۸۶ DE	۷۴/۷۹ CD	۶۸/۲۱ CD	۵۰/۲۵ DE	۲۹/۶۲ E	۵۱/۶۶ DE	۷۰/۵۷ CD	**۶۵/۳۵۶ A**
۵	۳/۵۹۵ F	۹۰/۲۱ C	۵۰/۶۲ DE	۵۰/۸۴ DE	۷۲/۳۳ CD	۷۳/۲۶ CD	۵۱/۲۵ DE	۲۹/۰۴ E	۵۱/۸۵ DE	۷۳/۶۱ CD	**۶۹/۰۶۱ A**
۱۰	۱۱۱/۷ B	۱۳۸/۴ A	۵۱/۰۴ DE	۴۸/۳۶ DE	۷۳/۱۱ CD	۶۵/۲۳ CD	۴۹/۶۶ DE	۳۰/۲۱ E	۵۳/۱۶ DE	۶۹/۷۲ CD	**۶۷/۷۷۲ A**
میانگین	**۱۱۰/۷ A**	**۱۱۴/۱ A**	**۵۲/۲۵ C**	**۵۱/۸۶ C**	**۷۴/۷۹ B**	**۶۸/۲۱ B**	**۵۰/۲۵ C**	**۲۹/۶۲ D**	**۵۱/۶۶ C**	**۷۰/۵۷ B**	

در جدول های بالا اعداد بر حسب میلی گرم در کیلوگرم خاک می باشد، میانگین هایی که باهم اختلاف آماری معنی داری ندارند دارای حروف مشترکی هستند (آزمون استودنت، ۵ ٪).

تاثیر سکسترین آهن بر شکلهای قابل استخراج با عصاره گیر DTPA

روی عصاره‌گیری شده با DTPA به طور معنی‌داری از ۲/۳۰۵ در سطح شاهد به ۲/۰۶۸ میلی گرم در کیلوگرم خاک، در سطح ۱۰ میلی گرم آهن در کیلوگرم خاک روند کاهشی نشان داد. این شکل شیمیایی روی در خاکهای مختلف تفاوت معنی داری داشته و اثر متقابل خاک و سطح آهن نیز معنی‌دار بود (جدول۶).

جدول ۶- تاثیر سطوح آهن بر روی قابل جذب گیاهی (عصاره گیری شده با DTPA)

	خاک شماره										
سطح آهن	۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰	میانگین
۰	۱/۸۰۵ D	۱/۵۳۱ D	۱/۵۷۱ D	۲/۸۵۱ C	۶/۵۷۷ A	۱/۷۹۳ D	۱/۸۷۵ D	۱/۶۱۹ D	۱/۸۴۸ D	۱/۵۸۵ D	**۲/۳۰۵ A**
۵	۱/۷۶۰ D	۱/۵۱۹ D	۱/۴۵۹ D	۲/۵۷۲ C	۶/۴۴۸ A	۱/۷۷۵ D	۱/۷۸۴ D	۱/۶۳۵ D	۱/۷۷۹ D	۱/۶۱۶ D	**۲/۲۳۵ A**
۱۰	۱/۷۳۶ D	۱/۵۸۸ D	۱/۵۲۹ D	۲/۴۵۸ C	۵/۰۳۱ B	۱/۷۲۸ D	۱/۸۱۳ D	۱/۴۳۵ D	۱/۸۰۳ D	۱/۵۵۵ D	**۲/۰۶۸ B**
میانگین	**۱/۷۶۷ C**	**۱/۵۴۶C**	**۱/۵۲۰C**	**۲/۶۲۷B**	**۶/۰۱۹ A**	**۱/۷۶۵C**	**۱/۸۲۴C**	**۱/۵۶۳C**	**۱/۸۱۰C**	**۱/۵۸۵ C**	

در جدول های بالا اعداد بر حسب میلی گرم عنصر غذایی در کیلوگرم خاک می باشند. میانگین هایی که باهم اختلاف آماری معنی داری ندارند دارای حروف مشترکی هستند (آزمون استودنت، ۵ ٪).

طبق معادله رگرسیونی زیر، بین شکل های قابل جذب گیاهی (استخراج شده با عصاره گیر DTPA) و شکل کربناتی روی (ZnCar) همبستگی مثبت و معنی دار به دست آمد.

$$ZnDTPA = 0.0632 + 1.091*ZnCar \qquad R^2=0.86^{**}$$

بنابراین می توان نتیجه گرفت که از بین شکل های شیمیایی روی، کاربرد کود سکسترین آهن فقط منجر به کاهش معنی دار شکل کربناتی روی گردید و بر سایر شکل ها تاثیر معنی داری نشان نداد. همچنین کاربرد کود آهن در سطوح بالاتر آهن (۱۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک) با کاهش معنی دار شکل قابل جذب گیاهی (استخراجی با عصاره گیر DTPA) همراه بود. بنابراین با توجه به همبستگی مثبت بین روی استخراج شده با عصاره گیر DTPA و شکل کربناتی خاک، می توان بدین نتیجه رسید که اثر آنتاگونیستی کاربرد کود آهن بر کاهش روی قابل استفاده گیاهی ناشی از کاهش شکل کربناتی روی می باشد. با وجود همبستگی بین شکل کربناتی و قابل حذب گیاهی، می توان چنین تصور کرد که این شکل شیمیایی (کربناتی) نقش بسزایی در مقدار روی قابل استفاده گیاهی دارا می باشد.

فهرست منابع

Havlin JL, Beaton JD, Tisdale SL and Nelson WL. 2005.Soil fertility and fertilizer: An Introduction to Nutrient Management. Upper Saddle River, Newjersey. 515pp.

Lindsay WL, and Norvell WA. 1978. Develepment of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. Soil Sci. Soc. Am. J. 42: 421- 428.

Singh JP, Karwasra SPS, and Singh M, 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. Soil Sci. 146:359-366.

اثر کمپوست غنی شده و نیترات سرب بر توزیع‌شکل های شیمیایی آن در دو کلاس بافت خاک

سونیا مایل[1]، رضا قاسمی-فسایی[2] ومحبوبه جراح[3]

۱، ۳ و ۲ بترتیب دانشجویان سابق کارشناسی ارشد بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز دانشیار بخش علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه

آلودگی‌های خاک توسط عناصر سمی معمولاً در نتیجه‌ی فعالیت بشر مانند مصرف نه‌اده های صنعتی و استفاده از لجن فاضلاب به وجود می‌آیند (سرانو و همکاران، ۲۰۰۵). سمیت عناصر بستگی به تجمع آنها در خاک دارد. به همین دلیل تعیین شکل های شیمیایی عناصر در خاک برای ارزیابی پویایی و زیست فراهمی این عناصر بسیار با اهمیت است (ما و گید، ۱۹۹۷). رفتار فلزات سنگین در خاکهای مختلف بر حسب نوع و اجزا خاک و گذشت زمان متفاوت است فراهمی، توزیع و پویایی عناصر سنگین در خاک توسط خصوصیت فیزیکو شیمیایی خاک و شکل های شیمیایی آن عناصر در خاک تعیین می شود (اُویاسوگی و ندیکور، ۲۰۰۸). فراهمی سرب در خاک به عواملی مثل پ هاش خاک، یون های قابل تبادل، ماده آلی، میزان رس و فسفر، اکسیدهای آهن و منگنز و کلسیم کربنات وابسته است . از آن جایی که ماده آلی دارای سطح ویژه ی بالا و گروه های عا مل کربوکسیلی و فنلی می باشد، می تواند با فلزات کمپلکس قوی ایجاد (استراون و اسپارکس، ۱۹۹۵). به دلیل طبیعت آهکی خاکهای ایران، فراهمی عناصر سنگین افزوده شده به خاک (حتی در مقادیر زیاد) با گذشت زمان به سرعت کاهش می یابد و شکل های محلول این عناصر به شکل های کم محلول تر تغییر می کنند (رجایی و همکاران، ۲۰۰۶). بنابراین هدف این پژوهش بررسی تأثیر سطوح و منابع سرب بر توزیع شکل های شیمیایی سرب می باشد.

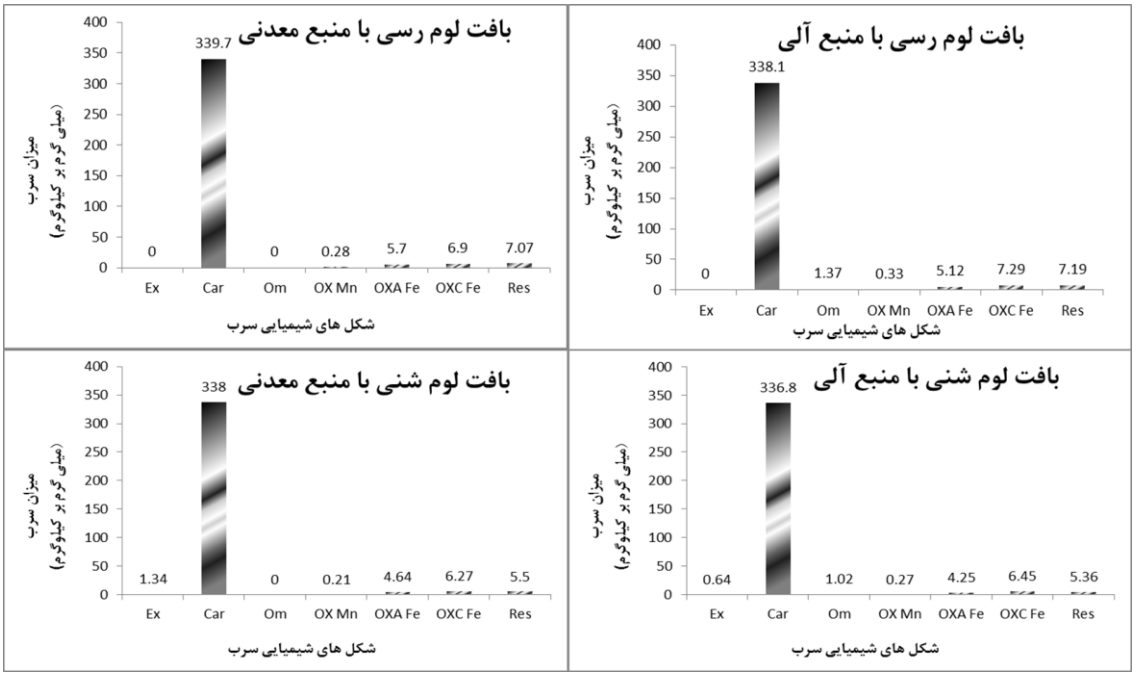
مواد و روشها

در این آزمایش از دو خاک با بافت متفاوت (لوم شنی و لوم رسی) استفاده شد. برای این منظور از مناطق مختلف نمونه هایی از خاک از افق سطحی (صفر تا ۲۰ سانتی متری) تهیه شد که پس از هوا خشک کردن و عبور خاکها از الک ۲ میلی متری کلاس بافت نمونه ها توسط روش هیدرو متری (بایوکس، ۱۹۶۲) تعیین شد. سپس خاکی با بافت لوم رسی از بین خاک ها انتخاب شد . خاک با بافت لوم شنی از خاک با بافت لوم رسی تهیه گردید. برای انجام این تحقیق ۵۰۰ گرم از دو خاک مورد نظر را در ۳ تکرار با پنج سطح سرب (۱، ۵۰، ۲۵۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی گرم در کیلوگرم از دو منبع معدنی و آلی مخلوط گردید از نیترات سرب و کمپوست به ترتیب به عنوان منابع معدنی و آلی استفاده گردید. پس از اعمال تیمارها، نمونه ها به مدت یک ماه، خوابانیده و با آب مقطر در حد ظرفیت مزرعه نگه داری شدند. قبل از اعمال تیمار کمپوست، ابتدا کمپوست هوا خشک شد و میزان سرب آن توسط دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد و به منظور ایجاد تیمار های مربوط به منبع آلی،

کمپوست با افزودن مقادیر مختلف نیترات سرب غنی شد و به منظور ایجاد تعادل و تکمیل فرآیند غنی شدن، کمپوست های غنی شده به مدت یک ماه خوابانیده شد. شکل های شیمیایی سرب به روش عصاره گیری دنباله ای سینگ و همکاران (۱۹۸۸) اندازه گیری شد. دراین روش اندازه گیری، توزیع شکل های تبادلی، کربناتی، آلی، متصل به اکسیدهای منگنز، متصل به اکسیدهای آهن بی شکل، متصل به اکسیدهای آهن متبلور و باقمیانده، بررسی شد . تجزیه های آماری مربوط به آزمایش انجام شده با نرم افزارهای کامپیوتری و آماری Excel، SAS انجام گردید.

نتایج و بحث

با توجه به نتایج مشاهده می شود که بیشترین میزان سرب در تمام تیمارها در شکل کربناتی می باشد (شکل ۱) که می تواند به علت آهکی بودن خاک های مورد آزمایش باشد. با پیوستن فلزات به جزء کربناتی، قابلیت تبدیل و تغییر آن ها وجود خواهد داشت و در خاک های آهکی ممکن است به شکل آلی یا تبادلی نیز تبدیل شوند (مفتون و همکاران، ۲۰۰۴). تیلور و همکاران (۱۹۹۵) در پژوهشی گزارش کردند که استفاده م کرر مقدار زیاد کمپوست در خاک لوم سیلتی رسی به مدت ۵ سال، سبب تجمع کادمیم، نیکل، سرب و روی به شکل کربناتی می شود.



شکل ۱- تأثیر منابع آلی و معدنی سرب‌بر درصد نسبی توزیع شکل های شیمیایی سرب

شکل تبادلی در بافت لوم شنی بیشتر بود (شکل ۱) که این را می توان به پایین بودن قدرت اجزای آلی موجود در بافت لوم شنی در جذب فلزات نسبت داد . اوویساگی و ندیکور (۲۰۰۸) در بررسی نحوه توزیع شکل های

شیمیایی سرب و کادمیم در خاک های مناطق تخلیه زباله که با نشاسته گیاه کاساو ا تیمار شده بود مشاهده کردند که بیشترین میزان سرب در جزء کربناتی و میزان کمی از سرب در جزء تبادلی بوده و علت آن را به میزان کم ظرفیت تبادل کاتیونی و رس در خاک نسبت دادند. شکل های دیگر سرب (غیر از تبادلی) در بافت لوم رسی بالاتر بودند (شکل ۱) که این می تواند به دلیل بالا بودن ظرفیت تبادل کاتیونی بافت لوم رسی باشد که سبب جذب سرب شده است. اوویساگی و ندیکور (۲۰۰۸) گزارش کردند که اجزای آلی و معدنی خاک می توانند با فلزات پیوند تشکیل دهند. . با کاربرد کمپوست شکل آلی، متصل به اکسیدهای منگنز و آهن بی شکل افزایش یافته است (شکل ۱) که می تواند به دلیل وجود بیشتر منگنز و آهن بی شکل و مواد آلی در آن باشد . سرب تمایل زیادی به حضور در فاز اکسیدی و تتمه دارد (سیلوا و ویتی، ۲۰۰۸) . شکل تبادلی با کاربرد کمپوست کاهش یافته است (شکل ۱). استراون و اسپارکس (۲۰۰۰)، مهم بودن نقش مواد آلی را در محدود کردن فراهمی سرب نشان دادند. نتایج نشان داد شکل های مختلف سرب در دو خاک و دو منبع به صورت زیر می باشد:

خاک لوم رسی با منبع معدنی : کربناتی> تتمه> متصل به اکسیدهای آهن متبلور> متصل به اکسیدهای آهن بی شکل> متصل به اکسیدهای منگنز> تبادلی

خاک لوم رسی با منبع آلی: کربناتی> متصل به اکسیدهای آهن متبلور> تتمه> متصل به اکسیدهای آهن بی شکل> آلی> متصل به اکسیدهای منگنز> تبادلی

خاک لوم شنی با منبع معدنی : کربناتی> متصل بهاکسیدهای آهن متبلور > تتمه> متصل به اکسیدهای آهن بی شکل> تبادلی> متصل به اکسیدهای منگنز> تبادلی

خاک لوم شنی با منبع آلی: کربناتی> متصل به اکسیدهای آهن متبلور> تتمه> متصل به اکسیدهای آهن بی شکل> آلی> تبادلی> متصل به اکسیدهای منگنز> تبادلی

منابع

Bouyoucos GJ, 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soil. Agronomy Journal 54: 464- 465.

Ma LQ, and Gade RN, 1997. Chemical Fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. Journal of Environmental 26: 259 - 264.

Maftoun M, Rasooli F, Ali nejad Z, and Karimian N, 2004. Cadmium sorption behavior in some calcareous soils of Iran. Ommum. Soil Science and Plant Analysis 35: 1271 - 1282.

Oviasogie PO, and Ndiokwere CL, 2008. Fractionation of lead and cadmium in refuse dump soil treated with cassava mill effluent. Journal of Agriculture and Environment 9: 10 – 15.

Rajaie M, Karimian N, Maftoun M, Yasrebi J, and Assad MT, 2006. Chemical forms of cadmium in two calcareous soil textural classes as affected by application of cadmium-enriched compost and incubation time. Geoderma 136: 533- 541.

Serrano S, Garrido F, Campbell CG, and Garcia- Gonzalez MT, 2005. Competitive sorption of cadmium and lead in acid soils of central Spain. Geoderma 124: 91 - 104

Silva ML, and Vitti GC, 2008. Fractionation of heavy metals in polluted soil before and after rice cultivation. Quimica Nova 31: 1385 - 1391.

Singh SP, Karwasra S, and Singh M, 1988. Disribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. Soil Science 146: 359 – 366.

Strawn DG, and Sparks DL, 1995. Effect of soil organic matter on the kinetics and mechanisms of Pb(II) sorption and desorption in soil. Soil Science Society of America Journal 64: 144 - 156.

Strawn DG, and Sparks DL, 2000. Effect of soil organic matter on the kinetics and mechanisms of Pb (II) sorption and desorption in soil. Soil Science Society of America Journal 64: 144 - 156.

Taylor RW, Xiu H, Mehdi AA, Shuford J, and Tadesse W, 1995. Fractionation of residual cadmium, copper, nickel, lead, and zinc in previously sluge- amended soil. Commun. Soil Science and Plant Analysis 26: 2193 - 2204.

تعیین میزان پراکندگی نیتروژن معدنی در پروفیل خاک تحت کشت گندم

داود محمدی گوندره[1]، علیرضا میرفتاح[2] ،مهدیه رمج محمدی[3] و محمدآقا لطف الهی[4]

۱-دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج، گروه خاکشناسی، کرج،ایران

۲-دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج، گروه خاکشناسی، کرج،ایران

۳-دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج، گروه خاکشناسی، کرج،ایران

۴-دانشیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج، گروه خاکشناسی، کرج،ایران

مقدمه

گندم با نام علمی(*Triticum aestivum*) جزء اولین گیاهان زراعی می باشد که اهلی شده و توسط انسان کشت گردیده است. یکی از عناصر مورد نیاز گندم عنصر نیتروژن می باشد ، نیتروژن برای تولید مطلوب محصولات مهم می باشد، اما امکان از بین رفتن آن در اثر آبشویی وجود دارد. نیترات، نیتروژنی است که به آسانی در اختیار گیاه می‌باشد که معمولاً بعنوان نیترات اندازه‌گیری می شود (Holford and Doyle,1992). با توجه به نقش اساسی نیتروژن در افزایش عملکرد کمی و کیفی گندم و نیاز روز افزون به محصول گندم لازم است بیش از پیش به این عنصر کلیدی توجه شود . اکثر تحقیقات انجام شده در ایران در رابطه با مقدار و زمان مصرف کودهای شیمیایی بوده و روی مسائلی مانند حرکت نیتروژن در پروفیل خاک و نقش ریشه ها درجذب نیتروژن- کمتر توجه شده است محصول خوب به میزان کافی نیتروژن وابسته است (لطف الهی، ۱۳۸۸). شستشوی‌نیترات (NO_3^{-1}) ازخاک‌های کشاورزی یانگر اتلاف نیتروژن (N) می باشد. ممکن است شستشو به این صورت تعریف شود که نیتروژن حل شده در آب از یک حجم معین خاک از ناحیه ریشه خارج شده و به خاک عمقی برود (White, 1988) . از اهداف تحقیق می توان به اندازه گیری و تعیین مقدار نیتروژن شسته شده و همچنین تعیین عمق تجمع نیتروژن در پروفیل خاک با توجه به دو نوع کود مصرفی و نیز معرفی روشی برای صرفه‌جوئی در مصرف بی رویه کودهای نیتروژنه با توجه به اینکه مصرف بی رویه این کود می تواند اثرات مخرب زیست محیطی به همراه داشته باشد.

مواد و روشها

این مطالعه از مهر ماه سال ۱۳۹۱ شروع و در تیرماه سال ۱۳۹۲ به اتمام رسید. زمین کشت شده در استان البرز، و در مزرعه تحقیقاتی دانشگاه آزاد اسلامی واحدکرج در شهر ماهدشت واقع شده بود . این قطعه زمین مورد مطالعه شامل ۲۱ عدد کرت که سطح هر کرت در ابعاد ۶×۲/۵ برابر ۱۵ مترمربع بود. تعداد آبیاری در ۵ تا ۷ نوبت انجام گردید. با توجه به اینکه آب آبیاری نقش اساسی در شستشوی نیتروژن دارد سعی شد همه کرت‌ها به میزان مساوی آب دریافت کنند. کوددهی کرت ها به صورت سرک و با توجه به نقشه و برنامه ریزی انجام شد . تیمارهای کودی عبارتند از $N1$ شاهد (کودنیتروژنه‌ای‌دریافت‌ننموده‌است)، $N2$ کود اوره ۱۸۰ کیلوگرم در هکتار، $N3$ کود اوره ۲۴۰ کیلوگرم در هکتار، $N4$ کود اوره ۳۰۰ کیلوگرم در هکتار، $N5$ کود اوره با پوشش گوگردی (SCU) ۲۷۰ کیلوگرم در هکتار، $N6$ کود اوره با پوشش گوگردی (SCU) ۳۶۰ کیلوگرم در هکتار

و $N7$ کود اوره با پوشش گوگردی (SCU) ۴۵۰ کیلوگرم در هکتار می باشند که میزان نیتروژن کودهای اوره و اوره با پوشش گوگردی به ترتیب ۴۶ درصد و ۳۵ درصد بود. بذور گندم با تراکم ۴۰۰ دانه در متر مربع به وسیله ماشین ردیفکار مجهز (برزگر) در مورخه ۹۱/۰۸/۲۱ کاشته و برای انجام مراحل بعدی آماده گردید. جهت آماده کردن زمین، عملیات شخم، دیسک و ماله کشی در مهر ماه انجام و یک نمونه خاک جهت انجام تجزیه هایpH،EC،N،P،K، بافت، نیتروژن کل، کربن آلی و عناصر کم مصرف برداشته شد . نمونه برداری به وسیله اوگر نمونه برداری خاک، به صورت تصادفی از مکان های کرت ها از عمق های ۲۰-۰ ،۴۰-۲۰ و۶۰-۴۰ سانتیمتری خاک و ۷ روز بعد از کوددهی در زمانهای یک هفته بعد ازکاشت، پنجه دهی، گلدهی و رسیدگی صورت گرفت.همچنین اندازه گیری نیتروژن نیتراته با روش دیازو انجام شد. تجزیه آماری داده ها در آزمایش فاکتوریل با سه عامل در پایه طرح بلوک های کامل تصادفی با سه تکرار اجرا شد. عوامل اول عبارت اند از منبع کود نیتروژن که شامل دو سطح اوره و اوره با پوشش گوگردی (scu) است. عامل دوم مقدار کود در سه سطح ۱۸۰، ۲۴۰ و۳۰۰ کیلوگرم در هکتار برای کود اوره و۲۷۰، ۳۶۰ و۴۵۰ کیلوگرم در هکتار برای کود اوره با پوشش گوگردی(scu) می باشد و عامل سوم عمق نمونه برداری خاک که در سه سطح ۶۰-۴۰ ،۴۰-۲۰ و۲۰-۰ سانتیمتر می باشد. مقایسه میانگین ها با روش دانکن در سطح خطای ۵ درصد انجام شد و در شرایطی که اثرات متقابل معنی دار بودند از مقایسه اثرات ساده اجتناب شد . تجزیه واریانس و مقایسات میانگین با نسخه ۹ نرم افزار SAS و رسم نمودارها با نسخه ۲۰۰۷ نرم افزار $Excel$ انجام شد.

نتایج و بحث

جدول ۱- جدول تجزیه واریانس

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات			
		یک هفته بعدازکشت	پنجه دهی	گلدهی	رسیدگی
بلوک	۲	۷/۴۹۹ ns	۵۲/۴۹۰ **	۸/۰۷۶ ns	۱۵/۹۹۱ *
منبع کود مصرفی	۱	۱۷/۹۵۲ ns	۶۷/۲۳۳ **	۲۴۲/۶۳۸ **	۴۹۹/۳۳۲ **
مقدارکود مصرفی	۳	۶۰۰/۷۹۲ **	۲۵۹/۳۴۵ **	۱۳۱/۳۹۸ **	۵۳۱/۹۰۵ **
عمق خاک	۲	۴۵/۷۷۲ ns	۴۸/۱۴۳ **	۲۳۲/۳۴۴ **	۵۱۵/۵۹۷ **
منبع کود×مقدار کود	۳	۴۲/۹۵۰ ns	۱۵۲/۹۵۶ **	۴۳/۳۵۳ **	۵۹۰/۸۶۸ **
منبع کود×عمق خاک	۲	۱۲۳/۲۸۶ **	۱۳/۱۷۸ ns	۳۳/۱۹۱ *	۱۴۸/۹۳۰ **
مقدارکود×عمق خاک	۶	۱۹۲/۰۵۹ **	۲۴۱/۳۷۳ **	۴۳/۸۰۲ **	۱۹۰/۸۳۵
منبع کود×مقدار کود× عمق خاک	۶	۳۹۱/۴۸۵ **	۱۳۴/۳۹۱ **	۵۳/۱۷۴ **	۱۹۵/۹۹۸
خطا	۴۶	۱۹/۶۶۷	۸/۷۵۰	۶/۸۱۸	۴/۳۲۸
ضریب تغییرات (٪)	–	۱۷/۷۹	۱۲/۷۲	۲۲/۰۸	۱۳/۵۹

ns ، * ، ** : به ترتیب غیر معنی دار و معنی دار در سطوح ۵ درصد و ۱ درصد.

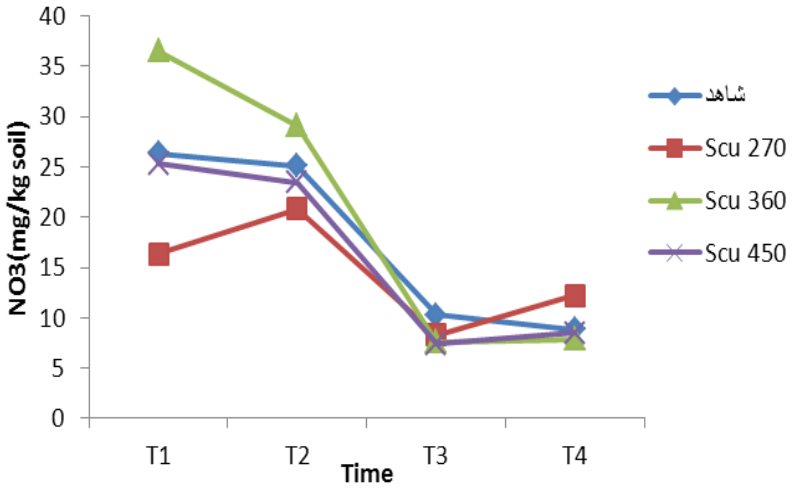
با توجه به جدول تجزیه واریانس می توان دریافت که تفاوت بین بلوک ها (R) در زمان اول (T_1) و سوم (T_3) غیرمعنی‌دار و در زمان دوم (T_2) و چهارم (T_4) معنی دار بود. اثر اصلی نوع کود بر غلظت نیترات در اعماق خاک (منبع کود) در زمان اول (T_1) غیرمعنی‌دار یعنی در زمان اول (T_1) اختلاف معنی داری بین مصرف کود اوره و اوره با پوشش گوگردی (SCU) وجود ندارد. و در زمان های بعدی (زمان دوم، سوم و چهارم) معنی‌دار بود. اثر اصلی مقدار کود در همه زمان ها معنی‌دار بود. اثر اصلی عمق خاک در زمان اول (T_1) غیرمعنی دار و در زمان‌های بعدی معنی‌دار بود.

اثر متقابل نوع و مقدار کود در زمان اول (T_1) غیرمعنی دار و در زمان‌های بعدی معنی‌دار بود. اثر متقابل نوع کود و عمق خاک در زمان دوم (T_2) غیرمعنی دار و در بقیه زمان ها معنی‌دار بود. اثر متقابل مقدار کود و عمق خاک در همه زمان ها معنی‌دار بود. اثر متقابل سه گانه نوع کود، مقدار کود و عمق خاک در همه زمان‌ها معنی‌دار بود.

با توجه به نتایج حاصل می توان اینگونه استنباط کرد که قسمت اعظم کودهای نیتروژنه بخصوص از منبع اوره که توسط کشاورزان گندمکار مصرف می شود علی الخصوص در مزارعی که آبیاری طبق روش سنتی انجام می شود شسته شده و در عمق ۲۰تا۴۰ سانتیمتری تجمع حاصل می کند. در صورتی که ریشه گندم بتواند به این منبع دسترسی پیدا کند می تواند آنرا جذب و باعث افزایش تولید شود در صورتی که این نیتروژن در سال اول جذب شده و در این عمق ذخیره شود می تواند توسط کاشت سال بعد توسط گندم جذب و حتی باعث افزایش پروتئین دانه گردد.

در نتیجه با در نظر گرفتن این عمق و میزان تجمع نیتروژن نیتراتی این عمق می توان در مصرف کود در کشت آتی برنامه ریزی کرد که از مصرف بی رویه و زیان های اقتصادی و جانی جلوگیری کرد . همچنین با در نظر گرفتن شرایط اقلیمی منطقه و بافت خاک می توان از کود مناسب برای تکمیل مقدار نیاز کودی نیتروژنه گیاه استفاده کرد. این نتایج با نتایج تحقیقات مولوی و همکاران (۱۳۹۰) نیز مطابقت دارد که به این نتیجه رسیدند بالاترین میزان نیترات در خاک در عمق ۳۰-۲۰ و۴۰-۳۰ سانتیمتری خاک می باشد . همچنین با نتایج آقای لد (Ladd et al,1990 & lotfollahi,1996) که گزارش کردند نیترا ت رها شده از منابع آلی در تابستان و پائیز و زمستان شسته شده به پروفیل خاک به اعماق می رود و در نواحی ریشه قرار می گیرد به طوریکه ممکن است در اواخر فصل رشد توسط گیاه برداشت شده و درصد پروتئین را افزایش دهد، مطابقت دارد.

نتایج حاصل از بررسی شکل۱ حاکی از آن است که در زمان های اول تا چهارم در کود مصرفی اوره با پوشش گوگردی(SCU) و در عمق ۶۰-۴۰ سانتیمتری از خاک بیشترین مقدارهای نیتروژن نیتراتی به ترتیب زمانی یک هفته بعد از کاشت، پنجه دهی، گلدهی و رسیدگی مربوط به تیمارهای کودی ۳۶۰کیلوگرمSCU، ۳۶۰کیلوگرمSCU، ۲۷۰کیلوگرمSCU و ۲۷۰کیلوگرمSCU بود و کمترین مقدار نیتروژن نیتراتی مربوط به تیمارهای ۲۷۰کیلوگرمSCU، ۲۷۰کیلوگرمSCU، ۴۵۰کیلوگرمSCU و ۳۶۰کیلوگرمSCU بود.



شکل۱–مقدار نیترات اندازه‌گیری شده در چهار زمان ذکر شده درکود مصرفی Scu و در عمق۶۰–۴۰ سانتیمتری

منابع

لطف الهی م، ۱۳۸۸. نیتروژن کلید اصلی در بهبودخصوصیات کمی و کیفی محصول گندم. انتشارات دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج.

مولوی، ح.، پارسی نژاد، م. و لیاقت، ع.، ۱۳۹۰. کنترل شوری و تلفات نیترات در زهاب تحت مدیریت سطح ایستابی. مجله مدیریت آب و آبیاری، دوره ۱، شماره ۱. صفحه های ۱۵ تا ۲۸.

Holford ICR and Doyle AD, 1992. Yield responses and nitrogen fertiliser requirements of wheat in relation to soil nitrate levels at various depths. Australian Journal of Soil Research 30: 683–694.

Ladd JN, 1990. Soil nitrogen dynamics and nitrogen uptake by wheat crops. Dept. Agric. South. Aust. Technical Report No. 159.

Lotfollahi, ML., 1996. The effect of subsoil mineral nitrogen on grain protein concentration of wheat. PhD thesis, The University of Adelaide.

White RE, 1988. Advance in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems. Ed. J R Wilson. pp 193-211. CAB International: Wallingford U K.

مقایسه توانایی اسیدهای آلی در آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی در خاک های استان فارس

عبدالصمد غلامی[1]، سید علی ابطحی[2]، مجید باقرنژاد[3]، صدیقه صفرزاده شیرازی [4]
۱-۲-۳-۴- به ترتیب دانشجوی دکتری، استاد، دانشیار و استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه

پتاسیم یکی از مهم ترین عناصر غذایی ضروری مورد نیاز گیاهان است که در کشاورزی از اهمیت زیادی برخوردار بوده و در فرایندهای زیستی گوناگونی شرکت می کند(مارشنر، ۱۹۹۵). در مدیریت تغذیه گیاه آگاهی از وضعیت پتاسیم خاک ها بسیار حائز اهمیت است. عوامل مختلف فیزیکوشیمیایی و کانی شناسی، آزادسازی پتاسیم بوسیله واکنش‌های تبادل کاتیونی و فرایندهای انحلال را کنترل می کنند (زو و هوانگ، ۲۰۰۷). پتاسیم در خاک به شکل های محلول، تبادلی، غیرتبادلی، و ساختمانی وجود دارد . پتاسیم غیرتبادلی عمدتا شامل پتاسیم ساختمانی در فلدسپارها و پتاسیم بین لایه ای در میکاها می باشد (اسپارکس ۱۹۸۷). خاکهای مناطق خشک ونیمه خشک معمولا دارای مقادیر زیادی پتاسیم به شکل تبادلی و غیرتبادلی می باشند . شکل تبادلی ممکن است به علت کشت متراکم گیاهان زراعی تخلیه شود. در این حالت پتاسیم غیر تبادلی میتواند نقش مهمی در تامین پتاسیم مورد نیاز گیاه ایفا کند. همه خاک ها دارای مقادیری از ترکیبات بیوشیمیایی مانند اسیدهای آلی می باشند. اسیدهای آلی ترشح شده به وسیله گیاهان یا ریزجانداران سبب هوادیدگی کانی ها و آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی می شوند. اسیدهای آلی حلالیت کانیها را افزایش داده و باعث تشدید فرآیند هوادیدگی از طریق جداسازی فلزات از سطح کمپلکس به محلول خاک و آزاد سازی پتاسیم غیرتبادلی می شوند (استرابل، ۲۰۰۱). اسیدهای آلی از طریق تولید پروتون، تشکیل لیگاند با عناصر موجود در ساختمان کانی، و تشکیل کمپلکس با فراورده های محلول سبب افزایش سرعت انحلال کانی ها می شوند (اولمن و ولچ، ۲۰۰۲). فرایند طبیعی ترشح اسیدهای آلی از ریشه می تواند به عنوان سازوکاری جهت رفع کمبود عناصر غذایی و رسیدن به کشاورزی پایدار مورد توجه قرار گیرد.

در ایران تحقیقات زیادی در ارتباط با آزادسازی پتاسیم از کانی ها و خاک ها تحت تأثیر عصاره گیرهای مختلف شیمیایی انجام شده، اما به اثر ریشه و اسیدهای آلی مترشحه از آن کمتر توجه شده است، بنابراین تحقیق حاضر با هدف بررسی اثر اسیدهای آلی سیتریک و اگزالیک بر آزادسازی پتاسیم در ۱۷ خاک استان فارس با ویژگی های فیزیکی و شیمیایی متفاوت انجام شد.

مواد و روشها

تعداد ۱۷ نمونه خاک سطحی (۲۰-۰ سانتی متری) از نقاط مختلف استان فارس تهیه شد . خاک ها به ۷ راسته مختلف طبقه بندی شدند. برخی از ویژگی های این خاک ها نظیر بافت، پ- هاش، کربنات کلسیم معادل (CCE)،

ظرفیت تبادل کاتیونی(CEC)، پتاسیم محلول، تبادلی، و ساختمانی اندازه گیری شد. کانی های موجود در بخش رس خاک ها با روش پراش پرتو ایکس شناسایی شدند. جهت حذف پتاسیم تبادلی موجود در خاک، نمونه ها با محلول ۱ نرمال کلرید کلسیم به نسبت ۱۰ به ۱ (محلول به خاک) اشباع شده و پس از آن به مدت ۴۸ ساعت در آون در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس خشک شدند. به منظور بررسی اثر اسیدهای آلی بر آزادسازی پتاسیم غیر تبادلی خاک ها، یک گرم از هر خاک توزین و به لوله سانتریفیوژ منتقل شد و به هر لوله ۲۰ میلی لیتر محلول ۰/۲ مولار اسید سیتریک و اگزالیک (به صورت جداگانه) و در دو تکرار افزوده شد. نمونه ها به مدت ۱، ۲، ۴، ۸، ۴۸، ۹۶، و ۲۱۶ ساعت در دمای ۲۵ درجه سلسیوس تکان داده شدند . پس از سانتریفیوژ و صاف کردن، غلظت پتاسیم بوسیله دستگاه فلیم فتوم تر اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

در این مطالعه دامنه تغییرات پتاسیم غیرتبادلی عصاره گیری شده با اسید گزالیک ۰/۲ مولار در مدت زمان ۲۱۶ ساعت در خاک ها متفاوت بوده و خاک های هیستوسول و ورتی سول به ترتیب با میانگین ۸۳ و ۲۲۱ میلی گرم در کیلوگرم پتاسیم غیرتبادلی دارای کمترین و بیشترین میزان آزاد سازی پتاسیم بودند . همچنین خاک های هیستوسول و الفی سول به ترتیب با میانگین ۱۳۳ و ۳۴۴ میلی گرم در کیلوگرم پتاسیم غیرتبادلی دارای کمترین و بیشترین میزان آزاد سازی پتاسیم بوسیله اسید سیتریک ۰/۲ مولار بودند (جدول ۱).

جدول ۱- مقادیر پتاسیم آزاد شده بوسیله سیتریک و اگزالیکو شکل های مختلف پتاسیم در راسته های مختلف خاک

راسته های خاک	تعداد خاک	میانگین شکل های مختلف پتاسیم			پتاسیم آزادشده بوسیله اسید اگزالیک ($mg\ kg^{-1}$)	پتاسیم آزادشده بوسیله اسید سیتریک ($mg\ kg^{-1}$)
		تبادلی ($mg\ kg^{-1}$)	استخراج شده بوسیله اسید نیتریک ($mg\ kg^{-1}$)	کل ($mg\ kg^{-1}$)		
ورتی سول	۲	۳۱۲	۱۲۰۷	۸۱۹۰	۲۲۱	۲۴۶
الفی سول	۲	۴۰۴	۱۶۲۹	۸۳۷۳	۲۱۴	۳۴۴
انتی سول	۴	۱۷۶	۷۷۵	۵۳۰۷	۱۵۲	۲۰۲
اینسپتی سول	۴	۱۹۹	۸۲۸	۵۴۱۳	۱۵۰	۲۰۴
اریدی سول	۳	۲۴۶	۸۸۵	۵۵۱۴	۱۶۹	۲۳۹
مالی سول	۱	۲۲۷	۸۳۲	۵۳۳۷	۱۴۳	۱۷۷
هیستوسول	۱	۱۰۳	۵۳۳	۳۳۹۹	۸۳	۱۳۳

اختلاف در میزان آزادسازی پتاسیم در خاک ها را می توان به نوع، میزان و اندازه کانی های حاوی پتاسیم موجود در بخش رس، سیلت و شن و همچنین درصد ماده آلی خاک ها نسبت داد . کانی شناسی خاک ها نشان می دهد که اسمکتیت، کلریت، ورمی کولیت، ایلیت و پالیگورسکیت، کانی های غالب خاک های مطالعه شده هستند. گرچه همه

خاک ها دارای کانی های یکسانی هستند اما مقادیر نسبی آنها متفاوت است . کانی غالب ورتی سولها، بعضی الفی سولها و اینسپتی سولها اسمکتیت و ورمی کولیت می باشد؛ به عبارت دیگر کلریت، ایلیت و پالیگورسکیت کانی های غالب دیگر خاک ه ا ه ستند. میزان آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی در خاک های حاوی اسمکتیت بیشتر از دیگر خاک هاست. نتایج تحقیقات مشابه نشان داده که علاوه بر کانی‌های موجود در بخش رس، میکا و فلدسپارهای موجود در بخش شن و سیلت نیز نقش مهمی در رهاسازی پتاسیم دارند (گوش و سینگ، ۲۰۰۱). دلیل میزان کم آزادسازی خاک‌های هیستوسول را می توان به مقدار زیاد ماده آلی نسبت داد. مقادیر پتاسیم تبادلی، قابل استخراج بوسیله اسید نیتریک و کل در خاک های مختلف، متفاوت بوده و الفی سولها و ورتی سولها و اریدی سولها دارای بیشترین مقدار و هیستوسولها کمترین مقدار را دارا هستند. میزان بالای پتاسیم تبادلی و قابل استخراج با اسیدنیتریک در خاک های ورتی سول، الفی سول و اریدی سول می تواند به دلیل درصد بالای رس و مقادیر زیاد کانی های ایلیت، کلریت، و اسمکتیت باشد(جدول ۱). آزادسازی پتاسیم علاوه بر نوع و مقدار کانی، تحت تاثیر نوع اسید آلی نیز می باشد. در این مطالعه میزان آزادسازی پتاسیم بوسیله اسید سیتریک نسبت به اسید اگزالیک بیشتر می باشد (جدول ۱). نوروزی و خادمی (۱۳۸۸)، در بررسی آزادسازی پتاسیم از کانی های میکایی به نتایج مشابهی رسیدند و نشان دادند که اسید سیتریک نسبت به اگزالیک و مالیک مقدار پتاسیم بیشتری را آزاد نموده و با افزایش غلظت اسیدها، مقدار آزادسازی افزایش یافت.

سونگ و هوانگ (۱۹۸۸)، در مطالعات خود دلیل تفاوت در توانایی اسید سیتریک و اگزالیک در آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی در چهار جزء بیوتیت، مسکوویت، میکروکلین و ارتوکلاز را به مقادیر متفاوت لیگاندهای آلی، یون هیدروژن تولید شده توسط اسیدها و قدرت تشکیل کمپلکس توسط لیگاندها نسبت دادند. همچنین نتایج آنان نشان داد که اسید اگزالیک، پتاسیم بیشتری نسبت به اسید سیتریک آزاد کرد. جونز (۱۹۹۸)، گزارش کرد که در مقایسه با سایر اسیدهای آلی، اسید اگزالیک توانایی بیشتری در کلاته کردن یون های فلزی مانند پتاسیم، منگنز، روی، و مس دارد. در حقیقت ثابت پایداری کلاته کنندگی کمپلکس پتاسیم- اگزالات در ساختمان پنج حلقه ای ۱/۶۱ برابر کمپلکس پتاسیم-سیترات و ۲/۵ برابر کمپلکس پتاسیم- مالات می باشد. سازوکاری که در آن اسید اگزالیک هوادیدگی کانی ها را افزایش می‌دهد شامل پروتون‌دهی و انحلال کانی‌ها، تشکیل کمپلکس با یونهای فلزی، و احیا برخی عناصر مانند آهن و منگنز و تخریب ساختمان کانی است (کودام و همکاران، ۱۹۸۳).

بر اساس یافته های پولمن و مک کول (۱۹۸۶) سرعت رهاسازی عناصری مانند منیزیم، پتاسیم و آلومینیوم توسط موادی با عوامل کمپلکس کننده (اسیدهای آلی) در مقایسه با عوامل‌فاقد کمپلکس کننده بیشتر است.

منابع

نوروزی، س. و خادمی ح.، ۱۳۸۸. آزاد سازی پتاسیم از موسکویت و فلوگوپیت توسط چند اسید آلی. مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی) جلد ۲۳ صفحه ۲۶۳ تا ۲۷۳.

Ghosh, BN, and Singh RD, 2001. Potassium release characteristics of some soils of Uttar Pradesh hills varying in altitude and their relationship with forms of soil K and clay mineralogy. Geoderma 104: 135-144.

Jones DL, 1998. Organic acids in the rhizosphere - a critical review. Plant Soil 205: 25-44.

Kodama HM, Soonitzer and Jaakkimainen M, 1983. Chlorite and biotite weathering by fulvic acid solutions in closed and open system. Can. J. Soil Sci. 63: 619–629.

Marschner H, 1995. Mineral Nutrition of Higher Plants. 2nd ed. Academic Press. London, San Diego, CA. 889pp.

Pohlman A, and McColl J, 1986. Kinetics of metal dissolution from forest soils by soluble organic acids. J. Environ. Qual. 15: 86-92.

Song SK, and Huang PM, 1988. Dynamics of potassium release from potassium bearing minerals as influenced by oxalic and citric acids. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 383-390.

Strobel W, 2001. Influence of vegetation on low molecular-weight carboxylic acids in soil solution, A review. Geoderma 99: 169-198.

Ulman WJ, and Welch SA, 2002. Organic ligands and feldspar dissolution. The Geochem. Soc. 7: 3-35.

Zhou JM, and Huang PM, 2007. Kinetics of potassium release from illite as influenced by different phosphates. Geoderma 138: 221–228.

اثر برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی بر قابلیت جذب روی در برخی از خاک های جنوب استان کرمان

فاطمه سالاری[1]، مجید فکری[2]، اعظم جعفری[3]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه شهید باهنر کرمان
۲-دانشیار گروه علوم خاک دانشگاه شهید باهنر کرمان
۳-استادیار گروه علوم‌خاک دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه

تغییرات مکانی محتویات فلزات سنگین در خاک سطحی کشاورزی ممکن است تحت تأثیر مواد خاک مادری و منابع انسانی باشد؛ به‌عبارت دیگر این فلزات به‌طور طبیعی در خاک وجود دارند، اما در اثر فعالیت‌های انسانی هم به خاک افزوده می شوند. در حقیقت فعالیت های انسانی ممکن است منجر به تجمع بیشتر فلزات سنگین در خاک شود (Yalcin و همکاران، ۲۰۰۷). پیشرفت سریع صنعت و افزایش رهاسازی مواد شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی به محیط زیست منجر به افزایش نگرانی ها در مورد پتانسیل تجمع فلزات سنگین در خاک های کشاورزی شده است (Wong و همکاران، ۲۰۰۲). آلودگی فلزات سنگین در خاک های کشاورزی ممکن است منجر به بی نظمی در ساختار خاک، دخالت در رشد گیاه و حتی آسیب به سلامت انسان از طریق ورود به زنجیره‌ی غذایی گردد (Lee و همکاران، ۲۰۰۶). آلودگی فلزات سنگین ممکن است اثر انهدامی بر روی تعادل اکولوژیکی و گونه‌های محیطی و تنوع زیستی آن داشته باشد (Vinodhini ۲۰۰۸).

کمبود روی یک عامل محدود کننده ی مهم در تولید بسیاری از محصولات کشاورزی به شمار می‌رود. حدود ۳ درصد خاک‌های جهان با این مشکل مواجه می‌باشند. کمبود روی در طیف گسترده‌ای از خاک‌ها مانند خاک‌های آهکی با pH بالا، خاک‌های شنی و خاک هایی با مصرف کود فسفره ی زیاد شایع است... در ایران گزارش‌های متعددی در زمینه‌ی نقش عناصر کم‌مصرف در افزایش عملکرد محصولات کشاورزی مختلف وجود دارد. کمبود عناصر کم نیاز به ویژه روی، منگنز و آهن در مزارع و باغ ها به دلیل شرایط آهکی، کمی مواد آلی، خشکی، حلالیت کم این عناصر در pH آهکی، وجود بی‌کربنات در آب‌های آبیاری و مصرف بالای فسفر عمومیت دارد و در برخی از محصولات زراعی با توجه به مقدار نیاز گیاه، شرایط رطوبتی، درجه ی حرارت محیط و میزان آب آبیاری متفاوت است (ملکوتی، ۱۳۸۳). پتانسیل تولید بسیاری از خاک ها به‌وسیله‌ی تأمین کم عناصر غذایی به - دلیل محدودیت‌های شیمیایی و فیزیکی خاک تحت تأثیر قرار گرفته است (فلجریا و همکاران، ۱۹۹۷). در نواحی گرمسیری مشکلات عمده ی خاک در سیستم دیم که بر تولید محصول اثر می گذارد، حاصلخیزی کم خاک، شوری، قلیائیت، اسیدیته، سمیت آهن و کمبودهای فسفره و روی می‌باشد (فیشر، ۱۹۹۸).

مواد و روشها

۵۰ نمونه‌ی خاک مرکب از افق ۳۰-۰ سانتی‌متری مزارع موجود در شهرستان‌های کهنوج، رودبارجنوب، فاریاب، قلعه‌گنج و منوجان تهیه شد . نمونه‌ها به دور از نور مستقیم خورشید و وزش باد خشک شدند . پس از خشک کردن آن‌ها را کوبیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. پس از این مرحله، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها معین شد. بافت خاک به روش هیدرومتری، EC و pH با استفاده از عصاره ی ۱:۵خاک به آب، فسفر قابل جذب به روش اولسن، کلسیم، منیزیم و کربن آلی به روش تیتراسیون تعیین شدند . آهن، مس و روی با روش عصاره‌گیری DTPA و با کمک دستگاه جذب اتمی قرائت شدند. در نهایت داده های به‌دست آمده در برنامه‌ی EXCEL گنجانده شد و تجزیه واریانس انجام و رابطه‌ی هر خصوصیت با روی، تجزیه و تحلیل شد.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که شوری با روی همبستگی منفی دارد . این ارتباط در سطح پنج درصد معنی‌دار شد. Batt و همکاران (۲۰۰۸) نیز بیان کردند که با افزایش میزان شوری خاک، میزان جذب عنصر کم مصرف روی به‌طور معنی‌داری کاسته می شود که با نتا یج حاصل از این تحقیق سازگار است . شوری خاک از مهم ترین عوامل محدودکننده‌ی رشد گیاه و تولید محصول در مناطق خشک و نیمه خشک می‌باشد. میزان روی قابل دسترس برای گیاه با مقدار رس همبستگی منفی و با مقدار شن همبستگی مثبت نشان داد. رابطه‌ی روی محلول، هم با مقدار رس و هم با مقدار شن در سطح پنج درصد معنی‌دار شد. کمی نزولات آسمانی و وجود مواد مادری آهکی سبب پیدایش و تحول خاک های آهکی در پهنه ی وسیعی از کشور گردیده است . در خاک‌های مذکور، به علت وجود pH بالا و غلظت زیاد یون کلسیم، برخی از عناصر غذایی مانند فسفر، آهن و رو ی تثبیت شده و از دسترس گیاهان خارج می شود. رویاندن گیاه و تولید محصول در خاک های آهکی و خاک های دارای pH بالا، همواره با مشکلاتی مواجه بوده است . به‌دلیل وابستگی قابلیت جذب برخی عناصر غذایی کم مصرف به pH، معمولاً در چنین خاک‌هایی این عناصر تثبیت شده و از دسترس گیاه خارج می‌شوند (بشارتی ۱۳۷۷؛ Cifuentes و Lindeman، ۱۹۹۳). بخش مهمی از این مشکلات از آن جا ناشی می شود که در این خاک ها عناصر غذایی که قابلیت جذب آن ها وابسته به pH است، هم‌چنین برخی از عناصر کم مصرف تثبیت شده و از دسترس گیاه خارج می‌شود (Pathiratna و همکاران ۱۹۸۹، Rosa و همکاران ۱۹۸۹ و Deluca و همکاران ۱۹۸۹). کلات-های فلزی پردوام، حلالیت قابلیت جذب به‌وسیله‌ی گیاه و یا نحوه‌ی محلول‌پاشی براساس pH خاک و نوع گیاه توصیه می‌شوند (Mengel، Kivxby، ۱۹۸۷). محققان سعی دارند تا با اسیدی کردن خاک و کاهش pH، از قدرت تثبیت این خاک ها کاسته، بر حلالیت عناصر غذایی در این خاک ها بیفزایند (Rajan، ۱۹۸۳؛ Tisdal و همکاران ۱۹۸۴ و Garcia و همکاران ۲۰۰۷). غلظت زیاد یون کلسیم و pH بالا در خاک های آهکی، باعث کاهش قابلیت جذب عناصر وابسته به pH می‌شود. در این بررسی نیز pH و کلسیم در سطح یک درصد همبستگی منفی با روی در دسترس گیاه نشان دادند . نتایج حاصل از این تحقیق ، بین مس و منیزیم با روی قابل جذب همبستگی نشان ندادند. روی قابل جذب با ماده ی آلی در سطح یک درصد همبستگی مثبتی دارا هستند. Kabata گزارش کرد که در pHهای قلیایی با افزایش مواد آلی به خاک، روی با کربن آلی محلول تشکیل کمپلکس‌هایی می‌دهد و قابلیت جذب و حرکت آن در خاک افزایش می یابد. مصرف لجن فاضلاب در برخی موارد در برطرف کردن نیاز گیاهان به عناصر کم‌مصرف بسیار مؤثرتر از سایر منابع عمل کرده است. برای

مثال ر فع کمبود روی در ذرت به وسیله‌ی لجن فاضلاب بسیار مؤثرتر از مصرف سولفات روی بوده است (Sommers، ۱۹۷۷). احتمائی در سال ۱۳۹۰ گزارش کرد سطوح مختلف فسفر و روی قابل جذب در خاک اختلاف معنی‌داری در سطح پنج درصد دارند. او نشان داد که با افزایش غلظت فسفر در خاک، غلظت روی قابل جذب کاهش می یابد. این نتایج با نتایج تحقیق انجام شده مطابقت داشت. نتایج تجزیه‌ی واریانس خاک ها در جدول ۱ نشان داده شده‌اند.

جدول ۱- نتایج تجزیه واریانس۵۰ نمونه خاک جنوب استان کرمان

عنصر مورد بررسی	خصوصیات فیزیکی		خصوصیات شیمیایی								
	رس (٪)	شن (٪)	pH	EC (dS/m)	کربن آلی (٪)	فسفر قابل جذب (mg/kg)	مس قابل جذب (mg/kg)	آهن قابل جذب (mg/kg)	کلسیم کل (meq/L)	منیزیم کل (meq/L)
روی قابل جذب (mg/kg)	۰.۱۱*	۰.۲۲*	۰.۲۱**	۰.۳۲*	۰.۵۷**	۰.۲۳*	ns	ns	۰.۱**	ns

**، * و ns: به‌ترتیب معنی‌دار در سطح ۱٪، ۵٪ و عدم معنی‌داری می‌باشد.

منابع

احتمائی، ن.، ۱۳۹۰ مطالعه فراهمی فسفر خاک در اثر افزودن مقادی مختلف کود فسفره و تاثی آن بر غلظت روی قابل جذب در خاک های تحت کشت ریشکر استان خوزستان. اولین همایش ملی راهبردهای دستیابی به کشاورزی پایدار. دانشگاه پیام نور استان خوزستان.

بشارتی کلایه، ح .۱۳۷۷ . بررسی اثرات کاربرد گوگرد همراه با گونه‌های تیوباسیلوس در افزایش جذب برخی از عناصر در خاک .پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران.

ملکوتی م. ج.، همایی م.، (۱۳۸۳). حاصلخیزی خاک‌های خشک و نیمه خشک مشکلات و راه‌حل‌ها. چاپ دوم با بازنگری کامل. دفتر نشر آثار علمی دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران، ۴۸۲ ص.

Bhatt, M. J., Patel, A. D., Bhatti P. M. and Pandey, A. N. 2008. Effects of soil salinity on growth, water status and nutrient accumulation in seedlings of Ziziphus mauritiana (Rhamnaceae). Journal of Fruit and Ornamental Plant Research Vol. 16, pp: 383-401

Cifuentes. F. R. and W. C. Lindeman. 1993. Organic matter simulation of elemental sulfur oxidation in a calcareous soil. J. Soil Microbiol. Biochem. 57: 727-731.

Deluca, T. H., E. O. Skogley, and R. E. Engle. 1989. Band-applied elemental sulfur to enhance the phytoavailability of phosphorus in alkaline calcareous soils, Biol. Fert. Soils.7:346-350.

Fageria, N. K., V. C. Baligar, and R. J. Wright. 1997. Soil environment and root growth dynamics of field crops. Recent Res. Dev. Agron. 1: 15–58.
Fischer, K. S. 1998. Toward increasing nutrient use efficiency in rice cropping systems: the next generation of technology. Field Crops. Res. 56:1– 6.
Garcia, de. La., Fuente, R., Carrion, C., Botella, S., Fornes, F., Noguera, V. and M.Abad. 2007. Biological oxidation of elemental sulfur added to three composts from different feedstocks to reduce their pH for horticultural purposes. Bioresource Technology98: 3561-3569.
Hacisalihoglu G., and Kochian L.V. 2003. How do some plants tolerate low levels of soil zinc? Mechanisms of zinc efficiency in crop plants. New Phytologist, 159:341–350.
Kabata – Pendias A., and Pendias H. 2000. Trace elements in soils and plants, 3rd ed., CRC Press, Bocaraton, London, New York.
Lee, C. S.; Li, X. and Shi, W. 2006. Metal contamination in urban, suburban, and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistics, Science of the Total Environment, 356(1–3):45–61.
Mengel, L. and E. A kivxby. 1987. Prineiples of plant Nutrition. International potash Institute. Bern, switzer land.
Pathiratna, L. S. S., De, U. P., Waidyanatha, S. and O. S. Perirs. 1989. The effect of apatite and elemental sulfur mixtures on growth and p content of centrocema pubescens.
Rajan, S. S. S. 1983. Effect of sulfur content of phosphate rock/ sulfur granules on the availability of phosphate to plants. Nutr. Cycle Agroecosys 4: 287- 296.
Rosa. M. C., Muchovey, J. J. and J. V. H. Alwares. 1989.Temporal relations of phosphorous fraction in an oxisol amended with rock phosphate and Thiobacillus thiooxidans. Soil Sci.Soc. of Am. J., 53:1096-1100.
Sommers, L. E. 1977. Chemical composition of sewage sludges and analysis of their potential use as fertilizers. J. Environ. Qual. 6(6): 225-231.
Tisdal, S. L. , W. L. Nelson and J. D. Beaton. 1984. Soil Fertility and fertilizers. Fourth edition. Mcmillon Publishing Company, New York.
Vinodhini, R. Narayanan, M. 2008. Bioaccumulation of heavy metals in organs of fresh water fish Cyprinuscarpio(Common carp).J. Environ. Sci. Tech. 5:179-182
Wong, S. C.; Li, X. D.; Zhang, G.; Qi, S. H. and Min, Y. S. 2002. Heavy metals in agricultural soils of the Pearl River Delta, South China, Environmental Pollution, 119:33-44.
Yalcin, M. G.; Battaloglu, R. and Ilhan, S. 2007. Heavy metal sources in Sultan Marsh and its neighborhood, Kayseri, Turkey. Environ Geol, 53:399-415.

بررسی روند جذب و واجذب روی در خاک در حضور اسید هومیک

مرضیه پیری[1]، ابراهیم سپهر[2]

۱- دانشجوی مقطع کارشناسی ارشد دانشگاه ارومیه

۲- عضو هیئت علمی دانشگاه ارومیه

مقدمه

غلظت روی در محلول خاک و دسترسی آن برای گیاهان از طریق واکنش‌های جذب و واجذب بر سطح مواد کلوییدی خاک کنترل می‌شود (Backes و همکاران، ۱۹۹۵). خصوصیات جذب و واجذب روی در خاک‌های مختلف متفاوت است و تحت تأثیر برخی خصوصیات خاک از جمله مواد آلی قرار می‌گیرد (Bradl،۲۰۰۴). اسید هومیک جزء اصلی هومات‌های آلی می‌باشد که نقش بسیار مهمی در وضعیت خاک و رشد گیاهان ایفا می‌کند (Bendetti و همکاران، ۱۹۹۶). مواد هومیکی با اتصال بر سطوح خاک و افزایش مکان‌های جذب سطوح خاک ها موجب افزایش جذب فلزات می‌شوند بطوریکه جذب روی و مس بر روی کائولینات در حضور اسید هومیک بیشتر شد (Arias و همکاران، ۲۰۰۲). از طرف دیگر بعضی از محققان نشان دادند که اسید هومیک جذب روی را کاهش می‌دهد بطوریکه Petrovic و همکاران (۱۹۹۹) در بررسی فعل و انفعال جذب روی در حضور اسید هومیک بر روی کائولین، کلسیت و شن گزارش کردند که جذب روی در pH ۶ با افزایش دادن غلظت اسید هومیک کاهش می‌یابد. بنابراین با توجه به نتایج متناقض در مورد تأثیر اسید هومیک بر جذب و واجذب روی این پژوهش به منظور بررسی تأثیر اسید هومیک بر جذب و واجذب روی در خاک انجام گرفت.

مواد و روشها

آزمایش بصورت بچ (Batch) در یک خاک با درصد رس بالا(جدول ۱) در سه سطح اسید هومیک ($mg\ L^{-1}$ ۰، ۲۰۰، ۵۰۰) و دوازده غلظت روی ($mg\ L^{-1}$ ۰–۴۵۰) در قدرت یونی ثابت (۰/۰۵ M NaCl) انجام شد. بطوریکه ۲/۵ گرم از نمونه خاک را داخل لوله سانتریفیوژ ریخته و به هر یک از لوله‌ها ۲۵ میلی‌لیتر مواد هومیکی حاوی سری غلظتی تعیین شده روی افزوده شد و به مدت ۲۴ ساعت شیک گردید. سپس با سانتریفیوژ در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه محلول رویی جدا و از کاغذ صافی عبور داده شد. مقدار روی با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت شد. برای اندازه‌گیری واجذب روی، بر روی خاک درون لوله‌ها 5mL DTPA ۰/۰۰۵ مولار ریخته و به مدت ۲ ساعت شیک گردید. سپس با سانتریفیوژ در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه محلول روئی جدا و از کاغذ صافی عبور داده شد و با دستگاه جذب اتمی قرائت شد. مقدار جذب روی از طریق معادله ۱ محاسبه گردید و نتایج بر معادلات لانگمویر [معادله ۲] ، فروندلیچ [معادله ۳] و تمکین [معادله ۴] برازش داده شدند.

جدول ۱: ویژگی‌های فیزیکی شیمیایی خاک

$Zn(mg\ kg^{-1})$	pH	%OC	%Clay	$\%CaCO_3$
۰/۸۹	۷/۱	۰/۶۲	۴۷	۲/۵

$$q_e = (C_i - C_e)*V/m \quad [۱]$$

$$q_e = (K_L C_e q_{max})/(1+ K_L C_e) \quad [۲]$$

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad [۳]$$

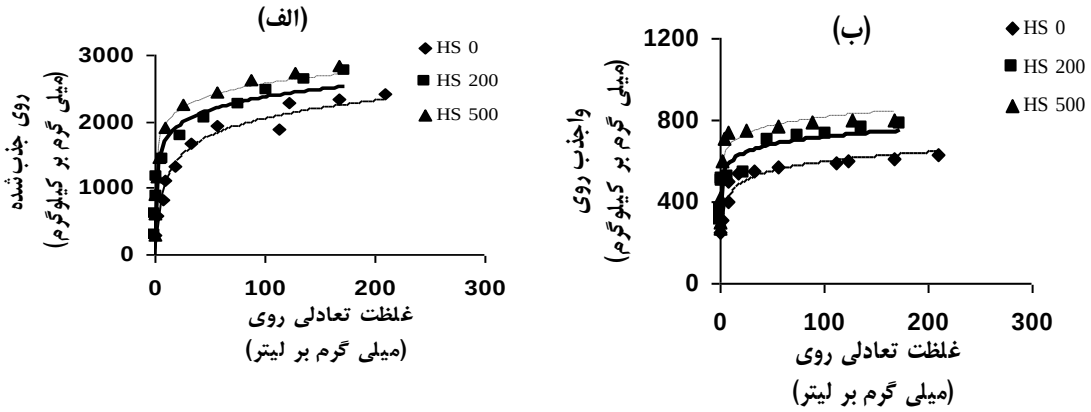
$$q_e = A + K_T \ln C_e \quad [۴]$$

C_e غلظت تعادلی جذب شونده ($mg\ L^{-1}$)؛ q_e وزن جذب شونده در واحد وزن جذب کننده ($mg\ kg^{-1}$)؛ K_L ضریب لانگمویر و نشانگر قدرت اتصال جذب شونده به ماده جاذب و q_{max} حداکثر جذب تک لایه‌ای($mg\ kg^{-1}$). K_F و n ضرایب معادله فروندلیچ که به ترتیب نمایانگر ظرفیت و شدت جذب می‌باشند، K_T و A ضرایب معادله تمکین که به ترتیب شیب و عرض از مبدا معادله می‌باشند در نهایت برازش داده‌ها با معادلات جذب در Sigmaplot و مقایسه میانگین جذب و واجذب با SPSS انجام گردید.

نتایج و بحث

تأثیر اسید هومیک بر جذب و واجذب روی

بطوریکه در شکل ۱- الف نشان داده شده است با کاربرد اسید هومیک در غلظت‌های ۲۰۰ و ۵۰۰ ($mg\ L^{-1}$) منحنی‌های جذب روند افزایشی نشان داده‌اند و با افزایش اسید هومیک جذب روی بطور معنی‌داری افزایش یافت بطوریکه در غلظت ۵۰۰ ($mg\ L^{-1}$)، متوسط روی جذب شده از ۱۵۱۰به ۱۷۴۶ ($mg\ kg^{-1}$) افزایش یافت (جدول۲). همچنین با افزایش اسید هومیک منحنی‌های واجذب و میزان واجذب روی نیز افزایش معنی‌داری نشان دادند (شکل ۱- ب) بطوریکه کاربرد غلظت ۵۰۰ ($mg\ L^{-1}$) اسید هومیک، متوسط روی واجذب شده را از ۴۱۷ به ۵۱۶ ($mg\ kg^{-1}$) افزایش داد (جدول۲).



شکل ۱: تأثیر اسید هومیک بر جذب (الف) و واجذب (ب) روی

جدول ۲: تأثیر غلظت‌های مختلف اسید هومیک (HS) بر متوسط جذب و واجذب روی

متوسط جذب و واجذب ($mg\ kg^{-1}$)	HS($mg\ L^{-1}$)		
	۰	۲۰۰	۵۰۰
متوسط جذب	۱۵۱۰ a	۱۶۶۷ b	۱۷۴۶ c
متوسط واجذب	۴۱۷ a	۴۷۷ b	۵۱۶ c

حروف مقایسات میانگین بر اساس غلظت های اسید هومیک

Li و همکاران (۲۰۰۲) گزارش کردند اسید هومیک بر سطوح کانی‌ها جذب می‌شود، به دلیل دارا بودن گروه‌های عاملی زیاد مکان‌های جذب زیادی برای فلزات ایجاد می‌کنند و موجب تشکیل کمپلکس‌های سه گانه می‌شوند.

جذب کادمیم بر روی گئوتایت در محدوده pH ۲ تا ۶ در حضور اسید هومیک بیشتر شد (Lai و همکاران، ۲۰۰۲) . همچنین مواد هومیکی به عنوان عامل‌های کمپلکس کننده با افزایش جذب فلزات از حرکت و آبشویی فلزات و آلودگی آب‌های زیر زمینی جلوگیری می‌کنند(Garcia-Mina و همکاران، ۲۰۰۴). Naik و Das (۲۰۰۷) در بررسی تأثیر اسید هومیک بر میزان روی قابل دسترس در خاک‌های آلفی سول بیان کردند که در حضور اسید هومیک میزان DTPA-Zn را به میزان ۵۰٪ بیشتر شد.

تأثیر اسید هومیک بر همدماهای جذب روی

داده‌های حاصل از آزمایش بر روی همدماهای جذب لانگمویر، فروندلیچ و تمکین برازش داده شدند و پارامترهای معادلات محاسبه گردید (جدول۳). نتایج حاصل از بررسی ضرایب رگرسیونی (R^2) لانگمویر (۰/۹۲–۰/۹۶)، فروندلیچ (۰/۹۸–۰/۹۵) و تمکین (۰/۹۶–۰/۹۱) نشان داد که این مدل‌ها واکنش جذب روی بر خاک را می‌توانند توصیف کنند و در این میان معادله فروندلیچ با (۰/۹۸ – ۰/۹۵=R^2) برازش بهتری نسبت به معادلات لانگمویر و تمکین نشان داد (جدول ۳).

جدول ۳: پارامترهای همدماهای فروندلیچ، تمکین و لانگمویر در حضور غلظت های مختلف اسید هومیک (HS)

معادلات جذب	پارامترهای معادلات	HS(mg L^{-1})		
		۰	۲۰۰	۵۰۰
لانگمویر	q_{max} (mg kg^{-1})	۲۳۹۷±۱۰۲	۲۷۳۷±۱۳۹	۲۸۸۸±۱۴۰
	K_L (L kg^{-1})	۰/۰۸±۰/۰۱۴	۰/۲۰±۰/۰۷۱	۰/۳۱±۰/۰۹۳
	R^2	۰/۹۶	۰/۹۲	۰/۹۴
فروندلیچ	K_f (L kg^{-1})	۵۲۶±۶۷	۷۱۶±۸۱	۱۰۰۱±۵۸
	1/n	۰/۲۹±۰/۰۳	۰/۲۴±۰/۰۲	۰/۲۱±۰/۰۱
	R^2	۰/۹۵	۰/۹۶	۰/۹۸
تمکین	A	۶۵۳±۹۶	۸۱۶±۹۳	۱۰۸۸±۶۵
	K_T	۳۱۱±۲۵	۳۲۶±۲۷	۳۶۱±۱۸
	R^2	۰/۹۶	۰/۹۱	۰/۹۶

خطای استاندارد (± SE)

با افزایش اسید هومیک ۵۰۰ (mg L^{-1})، ظرفیت جذب فروندلیچ (K_f) از ۵۲۶ به ۱۰۰۱ (L kg^{-1}) به میزان ۹۰ درصد و شدت جذب (1/n) از ۰/۲۹ به ۰/۲۱ کاهش یافت، با کاهش 1/n در یک غلظت تعادلی مقدار بیشتری از فلز جذب خواهد شد (Lair و همکاران، ۲۰۰۶). حداکثر جذب تک لایه ای لانگمویر (q_{max}) و شاخص انرژی پیوندی (K_L) و ضرایب تمکین (A و K_T) نیز روند مشابهی را نشان دادند و با کاربرد اسید هومیک بطور معنی-داری افزایش یافتند (جدول ۲). نتایج مشابهی در مورد تأثیر اسید هومیک در جذب روی و مس بر روی آهن پوشانده شده بر روی شن توسط Lai و Chen (۲۰۰۱) گزارش شده است.

در نهایت می توان گفت که کاربرد اسید هومیک باعث تغییر در ویژگی‌های جذب و واجذب روی در خاک گردید و اسید هومیک با داشتن گروه‌های عاملی زیاد و اندازه بزرگ و با اتصال به مکان‌های جذب، مکان‌های جذب فلز را افزایش می‌دهد و با تشکیل کمپلکس‌های سه گانه خاک–ماده آلی–فلز منجر به افزایش جذب روی در خاک می گردد و میزان روی محلول را کاهش می‌دهد و از طرف دیگر بخشی از روی نگهداری شده با DTPA قابل استخراج بوده و می‌تواند در دسترس گیاهان قرار گیرد. همچنین کاربرد اسید هومیک در خاک‌های آلوده نیز می‌تواند از نقطه نظر اکولوژیکی و کاهش سمیت آن مؤثر باشد و با افزایش جذب روی توسط ذرات خاک از حرکت آن به آب‌های زیر زمینی و خطرات زیست محیطی جلوگیری کند.

منابع:

1- Arias M, Perez-novo C, Osorio F, Lopez E and Soto B, 2006. Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils. Geoderma 133: 151-159.

2- Backes C A, McLaren R G, Rate A W and Shift R S, 1995. Kinetic of cadmium and cobalt desorption from iron and manganese oxides. Soil Sci Soc Am J 59:778-785.

3- Bendetti A, Figliolia C, Izza S Canali and Rossi G, 1996. Some thoughts on the physiological effects of humic acids; interaction with mineral fertilizers. Agrochime 40(5-6):229-240.

4- Bradl H B, 2004. Adsorption of heavy metal ions of soils and soils constituents. J Colloid Interf Sci 277: 1–18.

5- Garcia-Mina J M, Antolin M C and Sanchez-Dias M, 2004. Metal- humic complexes and plant micronutrient uptake. Plant and Soil Springer Netherlands 258:57-68.

6- Lai C H, Chen C Y, Wei B L and Yeh S H, 2002. Cadmium adsorption on goethite-coated sand in the presence of humic acid. Water Res. 36: 4943–4950.

7- Lair G J, Gerzabek M. H, Haberhauer, G, Jakusch M, Kirchmann, H. 2006. Response of the sorption behavior of Cu, Cd, and Zn to different soil management. J Plant Nutr Soil Sci 169: 60–68. doi:10.1002/jpln.200521752.

8- Lai C H and Chen C Y, 2001. Chemosphere. 44: 1177–1184.

9- Naik S K and Das D K, 2007. Effect of lime, humic acid and moisture regime on the availability of zinc in alfisol. The Scientific world journal 6: 1198-1206.

10- Petrovic M, Kastelan-Macan M and Horvat A J M, 1999. Interactive sorption of metal ions and humic acids onto mineral particles. Water Air and soil Pollut 111: 41-56.

بررسی پتانسیل جذب کادمیوم و رشد گیاه ترتیزک آبی در محیط های آبی

جعفر صوفیان۱، احمد گلچین۲، آرمن آوانس۳، صلاح الدین مرادی

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه زنجان
۲- عضو هیئت علمی گروه علوم خاک دانشگاه زنجان
۳- عضو هیئت علمی دانشگاه مراغه
۴- عضو هیئت علمی دانشگاه پیام نور

مقدمه

صنعتی شدن و شهرسازی منجر به افزایش غلظت فلزات سنگین در محیط‌های آبی شده است (Volesky, 2001). عناصر سمی مانند فلزات سنگین از مهمترین منابع آلاینده محیط زیست به حساب می آیند. از میان این عناصر سرب و کادمیوم نقش مهمی را در مسمومیت انسان و دام ایفا می کنند (Catsiki and Strogyloudi, 1999). کادمیوم عنصری فلزی و نرم به رنگ سفید مایل به آبی است. این عنصر به عنوان محصول فرعی از تصفیه روی به دست می آید و بیشتر خصوصیات آن شبیه روی است. کادمیوم و ترکیبات آن بسیار سمی هستند(Massaro, 1997). حداکثر مجاز غلظت کادمیوم در آب آشامیدنی، بر مبنای متوسط مصرف روزانه آب آشامیدنی معادل با ۲/۵ لیتر، برای انسانی به وزن ۷۰ کیلوگرم، ۰/۰۰۵ mg/lit است (Correia et al., 2000). گیاه استخراجی(Phytoextraction)، فرایندی است که طی آن گیاهان، آلوده کننده‌ها را از آب و خاک جذب کرده و سپس به زیتوده قابل برداشت انتقال داده و ذخیره می‌کنند و در زیست استخراجی، هدف حذف آلوده‌کننده‌ها از مکان‌های آلوده است که در گیاهان خیلی تجمع‌گر که مقاومت زیادی به آلوده‌کننده‌ها دارند دیده می‌شود (Vamerali et al., 2010).

دیانتی و همکاران (۱۳۸۶) حذف فسفر از فاضلاب خانگی رقیق شده را که به آن فسفر و نیتروژن اضافه شده بود را بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که آزولا قادر است فسفر را بخوبی جذب نموده و در نتیجه می‌توان از آن در مرحله نهایی تصفیه فاضلاب استفاده نمود. مطالعه‌ای در لهستان بر روی گونه آزولا کارولینا (Azolla caroliniana) برای جذب Pb(II) و Cd(II) صورت گرفته بود نشان میدهد که میزان Pb(II) تا % 90 کاهش یافته و غلظت Cd(II) تا ۲۲ درصد پایین آمده است که البته در این غلظت رشد آزولا نیز بین ۲۲تا ۴۷ درصد کاهش یافته بود (Stêpniewska et al., 2004). بنیسلی و همکاران (۲۰۰۳) توانایی آزولا را برای حذف فلزات سنگین Hg(II)، Cr(III) و Cr(VI) از فاضلاب شهری بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که آزولا ظرفیت جذب مقادیر بالای کروم و جیوه را دارد. طی پژوهشی که بوسیله اوزتورک و همکاران (۲۰۰۹) برروی تجمع آرسنیک و پاسخ های بیولوژیکی ترتیزک آبی در معرض آرسنیک بعمل آمد و این نتیجه حاصل شد که ترتیزک آبی آرسنیک را در بافت های خود بخوبی ذخیره می کند و آرسنیک باعث تاثیر بر دی ان ای و دیگر خصوصیات بیولوژیکی آن می‌شود.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی پتانسیل گیاه ترتیزک آبی برای جذب کادمیوم از محیط‌های آبی، آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی در بهار سال ۱۳۹۱ در گلخانه تحقیقاتی گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان انجام گرفت. گیاه ترتیزک آبی

شهرستان بوکان جمع‌آوری و پس از شستشو با آب مقطر و گرفتن آب آزاد آن، به مقدار مشخصی برای هر تیمار توزین و به داخل ظروف حاوی محیط کشت منتقل شد. آزمایش با ۶ تیمار یا سطح کادمیوم (صفر ، ۵ ، ۱۰ ، ۲۰ ، ۴۰ ، ۸۰ میلی‌گرم در لیتر) در ۳ تکرار انجام شد. مقادیر مختلف کادمیوم از منبع سولفات کادمیم تامین به محلول غذایی اپستین (Epstein, 1972). اضافه شد تا غلظت‌های ذکر شده حاصل گردد. محلول‌های غذایی تازه و حاوی غلظت‌های مختلف کادمیوم به مدت ۳۰ روز به ظرف‌های حاوی ترنیزک آبی اضافه شد. پس از گذشت ۳۰ روز گیاه ترتیزک هر یک از ظرف‌ها برداشت و پس از شستشو با آب مقطر و گرفتن آب آزاد، وزن نهایی آن‌ها اندازه گیری گردید. سپس آزولاها جهت انجام تجزیه به آزمایشگاه انتقال و پس از خشک کردن آن‌ها در دمای ۶۰ درجه سانتیگراد، بافت آن‌ها هضم و غلظت عناصر به کمک دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری SASS و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد. برای ثبت داده‌ها و رسم نمودار از محیط نرم افزار Excelبهره‌گیری شد.

شاخص تجمع زیستی (BCF)[1]

BCF شاخصی از توانایی گیاه برای تجمع فلزات با توجه به غلظت سوبسترا است که از رابطه ۱ محاسبه می‌شود:

$$\text{شاخص تجمع زیستی}(BCF) = \frac{\text{غلظت قلز در یاقت گیاه}}{\text{غلظت اولیه قلز در محلول خارجی}} \quad [۱]$$

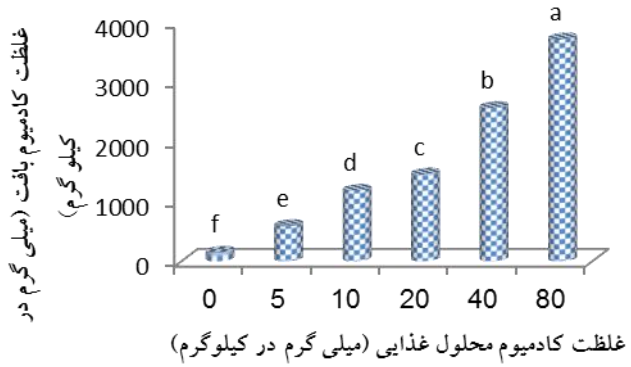
نتایج و بحث

با توجه به جدول تجزیه واریانس داده‌ها، اثر سطوح مختلف کادمیوم بر غلظت کادمیوم ترتیزک آبی در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار شد (جدول ۱).

افزایش غلظت کادمیوم محلول غذایی با افزایش آن در بافت‌های این گیاه همراه بود. بیشترین غلظت کادمیوم در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در لیتر با میانگین ۳۷۲۰/۷۳ میلی‌گرم در کیلوگرم مشاهده شد. کمترین میزان کادمیوم با میانگین ۱۴۴/۳۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در تیمار شاهد حاصل شد (شکل۱).

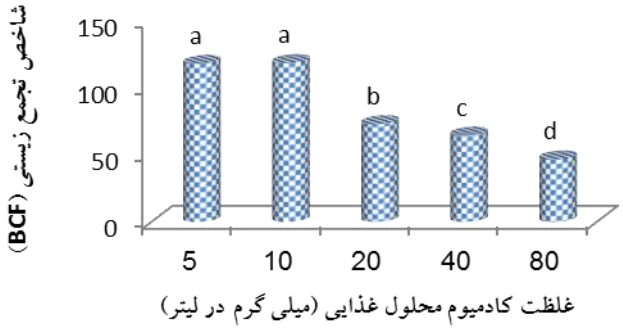
گاور و نوراهو (۱۹۹۵) گزارش کردند که آزولا (*Azolla pinnata*) قادر است تا ۹۰ درصد کادمیوم موجود در محیط رشد را جذب نماید. آزولا گیاه مناسبی برای پاکسازی آب‌های آلوده به کادمیوم می‌باشد (Stepniewska et al, 2005). که این پاکسازی به کمک مکانیسم‌های دفاعی مانند سنتز پپتیدهای ضد مسمومیت (phytochelatins) و غیر متحرک کردن در دیواره سلولی می‌باشد (Singh *et al.*, 1997).

[1] Bioconcentration factor



شاخص تجمع زیستی (BCF)

نتایج حاصل از تجزیه واریانس داده ها اختلاف معنی داری بین شاخص تجمع زیستی در این گیاه را نشان داد (جدول ۱). بیشترین مقدار تجمع فلز نسبت به غلظت محلول غذایی، مربوط به سطح ۵ و ۱۰ میلی گرم کادمیوم در لیتر بترتیب با میانگین‌های ۱۱۷/۷ و ۱۱۸ بود. با افزایش غلظت کادمیوم محلول غذایی شاخص تجمع زیستی کاهش یافت بطوریکه کمترین میزان آن در تیمار ۸۰ میلی‌گرم کادمیوم در لیتر با میانگین ۴۶/۵ مشاهده شد (شکل ۲). این شاخص نشان داد که توانایی ترتیزک آبی در جذب کادمیوم در غلظت‌های پایین‌تر محلول غذایی بهتر می‌باشد و با افزایش غلظت کادمیوم مقدار جذب کادمیوم نسبت به غلظت آن در محلول غذایی کاهش یافت.



جدول ۱- نتایج جدول تجزیه واریانس تأثیر کادمیوم محلول غذایی بر غلظت کادمیوم در بافت‌های ترتیزک آبی و شاخص تجمع زیستی

منابع تغییرات	درجه آزادی	میانگین مربعات (MS)	
		غلظت کادمیوم در بافت	شاخص تجمع زیستی
سطوح آرسنیک محلول غذایی	۴	۰/۴۰۲*	۳۱۷۵/۷*
خطا	۱۰	۰/۰۰۴	۱۲/۷۸

*و** بترتیب معنی‌دار در سطح ۱ و ۵ درصد

گیاه پالایی یکی از روش‌های مناسب و کم‌هزینه برای حذف فلزات سنگین گیاه ترتیزک آبی با جذب مقادیر زیادی از فلزات سنگین، گیاه مناسبی برای گیاه پالایی نیکل از محیط‌های آبی می‌باشد.

منابع

۱- احیایی، م. و ع. بهبهانی زاده. ۱۳۷۲. شرح روش های تجزیه شیمیایی خاک، جلد اول، نشریه شماره ۸۹۳، موسسه تحقیقات خاک و آب، تهران.

۲- دیانتی تیلکی، ر. و علیمرادی، ج. ۱۳۸۶. بررسی حذف فسفر از محیط های آبی بوسیله گیاه سرخس آبی آزولا. دهمین همایش ملی بهداشت محیط. همدان، ۸ الی ۱۰ آبان ماه ۱۳۸۶

3- Bennicelli, R., Stepniewska, Z., Banach, A., Szajnocha, K. and Ostrowski, J., 2004. The ability of Azolla caroliniana to remove heavy metals (Hg(II),Cr(III), Cr(VI)) from municipal waste water. Chemosphere, 55: 141–146.

4- Catsiki, A. V. and Strogyloudi, E. 1999. Survey of metal levels in common fish species from Greek waters. Sci .Total. Environ. 237:387–400.

5- Correia, P. R. M., Oliveirra, E. and Oliveirra, P. V. 2000. Simultaneous Determination of Cd and pb in Food Stuffs by Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry, Analytical Chimica Acta, 405: 205-211.

6- Epstein, E., 1972. Mineral Nutrition in Plants: Principles and Perspectives. John Wiley and Sons, New York.

7- Massaro, E. J. Handbook of Human Toxicology, National Health and Environmental Effets Research Laboratory, CRC Press, Boca Raton, New York, 1997, 38-54, 118-119, 135-136, 150-151, 163-176, 429-433.

8- Ozturk, F., Duman, F., Leblebici, Z. and Temizgul, R. 2010. Arsenic accumulation and biological responses of watercress (Nasturtium officinale R. Br.) exposed to arsenite. Environmental and Experimental Botany, 69: 167–174

9- Stêpniewska, Z,. Bennicelli, R.P,. Balakhnina,T.I,. Szajnocha, K,. Banach, A. and Woliñska, A. 2005. Potential of Azolla caroliniana for the removal of Pb and Cd from wastewaters. Institute of Agrophysics, Polish Academy of Sciences, 19: 251-255

10- Vamerali, T., Bandiera, M., Mosca, G., 2010. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. Environ. Chem. Lett. 8, 1–17.

11- Volesky, B., 2001. Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. Hydrometallurgy 59, 203–216.

12- Zayed A, Gowthaman S and Terry N (1998) Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. Environ Qual 27:715-2110

مطالعه سینتیکی تأثیر گوگرد و مایه تلقیح *Thiobacillus* در رهاسازی فسفر از سنگ فسفات

ابراهیم رحیم پور[۱]، ابراهیم سپهر[۲]، میرحسن رسولی صدقیانی[۳] و احمد اصغرزاده[٤]
[۱]- دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه ارومیه (arahimpour62@yahoo.com)
۲- استاد راهنمای اول، استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه (e.sepehr@urmia.ac.ir)
۳-استاد راهنمای دوم، استادیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه (sadaghianii@yahoo.com)
٤- استاد مشاور، استادیار موسسه تحقیقات خاک و آب، کرج

مقدمه

استفاده مستقیم از سنگ فسفات بیشتر در خاک‌های آهکی به‌دلیل وجود کربنات کلسیم و pH بالا چندان موثر نمی‌باشد، ولی با اعمال روش‌هایی مانند کاربرد آن همراه با باکتری‌های *thiobacillus* و گوگرد باعث افزایش کارایی آن می‌گردد (فلاح و بشارتی، ۱۳۸۸). باکتری‌های تیوباسیلوس سبب اکسایش گوگرد و تولید اسید سولفوریک شده و از این طریق حلالیت ترکیبات فسفاتی نامحلول را در پی دارد (Deluca و همکاران، ۱۹۸۹). در سال‌های اخیر، مطالعات گسترده‌ای در کشورهای مختلف برای اثبات کاربرد باکتری *thiobacillus* و استفاده از آن در افزایش عملکرد محصولات زراعی انجام شده است، که این باکتری‌ها از مهمترین و رایج ترین انواع باکتری‌های اکسید کننده گوگرد در خاک‌های زراعی می‌باشند (Zapta و Roy، ۲۰۰۴؛ اسدی رحمانی و فلاح نصرت‌آباد، ۱۳۸۰). همچنین برای بررسی میزان آزادسازی فسفر از کانی‌های رسی و خاک مدل‌های سینتیکی متعددی برای توجیه سرعت رهاسازی استفاده شده است (Havlin و Westfall، ۱۹۸۵). این تحقیق به‌منظور بررسی تأثیر مایه تلقیح *thiobacillus* در حل‌پذیری و آزادسازی فسفر از دو نوع سنگ فسفات (آسفوردی و یاسوج) در حضور سطوح مختلف گوگرد، در محیط انکوباسیون و در شرایط آزمایشگاهی مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

مشخصات ۲ نمونه سنگ فسفات استفاده شده در جدول ۱ نشان داده شده است.

جدول ۱- غلظت ترکیبات اصلی موجود در نمونه‌های سنگ فسفات

ترکیب	P_2O_5 کل	CCE	Al_2O_3	Fe_2O_3	F	MgO	SiO_2	SO_3	Cl
	←				درصد				→
آسفوردی	۳۵/۰	۲۲/۰	۰/۷۰	۵/۱۱	۲/۳۵	۳/۵۹	۱۰/۱۰	۰/۲۸	۰/۳۰
یاسوج	۷/۳	۴۷/۰	۴/۲۵	۲/۱۶	۰/۶۲	۰/۸۲	۱۶/۱۰	۰/۲۲	<۰/۱۰

نمونه‌های سنگ فسفات، پس از هوا خشک شدن، از غربال ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. سپس ۱۰۰ گرم از هر نمونه توزین، و داخل ظروف پلاستیکی پلی‌اتیلن ریخته شد و دهانه ظروف بوسیله درپوش پلاستیکی بسته شدند تا از تبخیر بیشتر رطوبت نمونه‌ها، در طول دوره انکوباسیون و آلودگی میکروبی جلوگیری شود. در روی درپوش-های پلاستیکی، منفذهای ریز یکنواخت جهت تسهیل تبادلات گازی تعبیه شد، سپس ظروف به مدت ۲۰ دقیقه

در دمای ۱۲۰ درجه و فشارbar ۱/۵ داخل اتوکلاو قرار داده شدند. تیمارهای آزمایشی بصورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی شامل سه سطح گوگرد صفر (S_0)، ۱۰ (S_{10}) و ۲۰ (S_{20}) درصد وزنی، با و بدون مایه تلقیح *thiobacillus* (سه درصد وزنی)، بر روی دو نوع سنگ فسفات آسفوردی و یاسوج در سه تکرار در شرایط انکوباسیون (دمای 28^oc و رطوبت FC ۰/۷۵) اجرا گردید. مقدار فسفر آزاد شده در زمان‌های صفر، ۴۵، ۹۰، ۱۲۰، ۱۸۰، ۲۵۰ و ۳۱۰ روز اندازه‌گیری گردید، سپس به‌وسیله معادلات سینتیکی (جدول ۲) برازش داده شدند و بهترین مدل با ضریب تبیین (R^2) و ضریب NSE بالا انتخاب گردید. ضریب NSE آماره نرمال شده‌ای که تعیین کننده دامنه نسبی واریانس باقیمانده در مقایسه با واریانس اندازه‌گیری شده می‌باشد (Nash و Sutcliffe، ۱۹۷۰).

جدول ۲- معادلات سینتیکی استفاده شده

شماره	مدل	معادله
۱	معادله مرتبه صفر	$q_t=q_0+K_0*t$
۲	معادله مرتبه اول	$q_t=q_0+e\wedge K_1*t$
۳	معادله مرتبه دوم	$1/q_t=1/q_0+K_2*t$
۴	معادله الوویچ ساده شده	$q_t=a+K_E*Lnt$
۵	معادله پخشیدگی پارابولیک	$q_t/q_0=K_P*t\wedge 0.5$
۶	معادله تابع نمایی	$q_t=K_{pf}*t\wedge b$
۷	معادله فروندلیچ	$q_t=K_F*q_0*t\wedge 1/m$

q_t: فسفر آزاد شده در زمان t، q_0: فسفری که می تواند در حال تعادل آزاد شود، t: زمان،
a، b، K_i، 1/m: ثابت سرعت، K_0، K_1، K_2، K_E، K_p، K_{pf}، K_F : ثابت سرعت معادله

معادله (۸) فرمول ضریب NSE را نشان می‌دهد که در آن، q_i^{obs}: داده‌های به‌دست آمده حاصل از آزمایش، q_i^{sim}: داده‌های حاصل از برازش مدل، q_{mean}: میانگین داده‌های آزمایش را نشان می‌دهند.

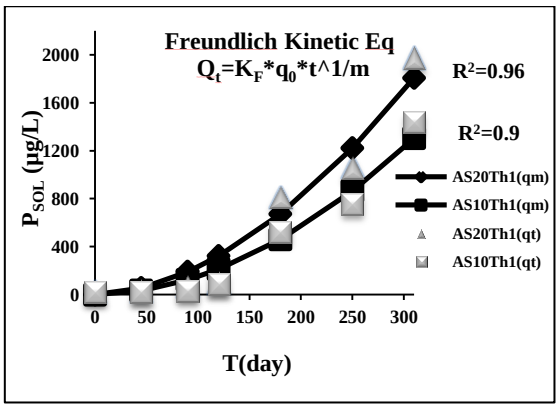
$$NSE=1-\{\Sigma(q_i^{obs}-q_i^{sim})^2/\Sigma(q_i^{obs}-q_{mean})^2\} \qquad [۸]$$

تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها توسط نرم افزار SAS و SOLVER و رسم شکل‌ها توسط EXCEL انجام گردید.

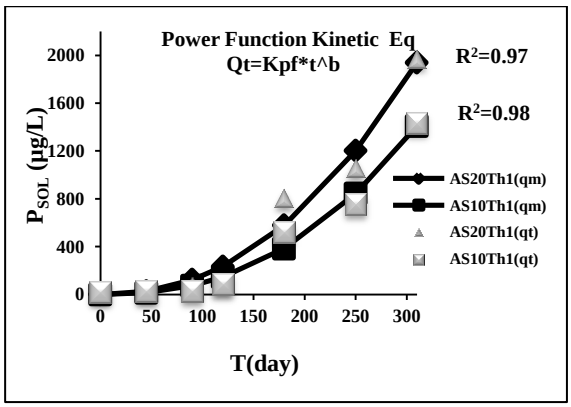
نتایج و بحث

تجزیه واریانس آماری داده ها نشان داد که تأثیر مایه تلقیح *thiobacillus* به تنهایی (بدون گوگرد) در تمامی زمان‌های انکوباسیون از لحاظ آماری معنی‌دار نبود و بیشترین مقدار فسفر آزاد شده مربوط به تیمارهایی بود که در آن‌ها از مایه تلقیح *thiobacillus* همراه با گوگرد استفاده شد ($P>0.05$) و برازش با معادلات سینتیکی نشان داد که توابع نمایی و فروندلیچ (R^2=۰/۹۶-۰/۹۸) و (NSE=۰/۹۶-۰/۹۸) می توانند روند آزادسازی فسفر را در تیمار سنگ فسفات آسفوردی بهتر توصیف کنند (شکل ۱و۲). در این شکل‌ها، A: مخفف کلمه سنگ فسفات

آسفوردی، S_{10} و S_{20}: به‌ترتیب تیمار ۱۰ و ۲۰ درصد گوگرد و Th_1: مایه تلقیح *thiobacillus* را نشان می‌دهند. در این نمودارها (q_m) و (q_t) به‌ترتیب داده‌های حاصل از برازش مدل و آزمایش را نشان می‌دهند. همچنین با توجه به این‌که حد بحرانی فسفر محلول، برای بسیاری از گیاهان حدود ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر (Nziguheba و همکاران، ۱۹۹۸) می‌باشد، با بررسی داده‌های به‌دست آمده حاصل از آزمایش توسط مدل‌های تابع نمایی و فروندلیچ، حد بحرانی فسفر در زمان‌های ۱۳۰ روز و ۱۰۰ روز به‌ترتیب در تیمار ۱۰ و ۲۰ درصد گوگرد به‌دست آمد.

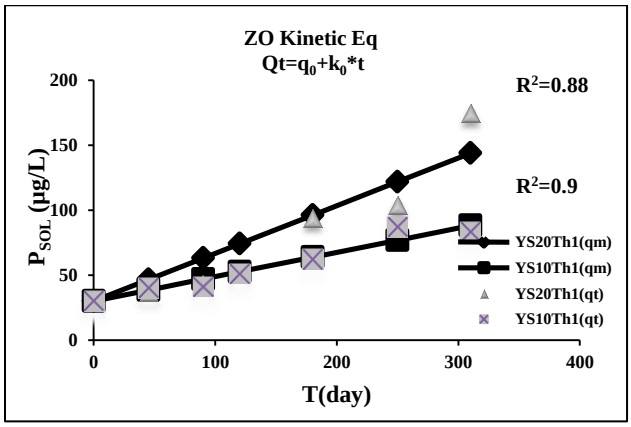


شکل ۱ - برازش داده ها با مدل سینتیکی فروندلیچ



شکل ۲- برازش داده ها با مدل سینتیکی نمایی

در سنگ فسفات نوع یاسوج نیز با مقایسه بین مقادیر داده‌های به‌دست آمده حاصل از آزمایش و پیش‌بینی شده توسط مدل‌ها، مدل مرتبه صفر در تیمار ۱۰ و ۲۰ درصد گوگرد (R^2= ۰/۹۴)، (NSE= ۰/۸۶ -۰/۸۸)، بهترین مدل انتخاب گردید. شکل (۳) نمودار مقایسه حاصل از برازش مدل مرتبه صفر را نشان می‌دهد. در این شکل Y: مخفف کلمه سنگ فسفات یاسوج، S_{10} و S_{20}: به‌ترتیب تیمار ۱۰ و ۲۰ درصد گوگرد و Th_1: مایه تلقیح *thiobacillus* را نشان می‌دهند.



شکل ۳- برازش داده ها با مدل مرتبه صفر برای سنگ فسفات یاسوج

در آزمایشی محمدی‌آریا و همکاران (۱۳۸۹) گزارش دادند، افزایش میزان گوگرد از ۱۰ درصد به ۲۰ درصد باعث افزایش معنی‌دار فسفر محلول و کاهش pH در خاک فسفات شد. Janzen و Bettani (۱۹۸۷) در تحقیقی تأثیر سطوح مختلف گوگرد و باکتری *thiobacillus* را در فراهمی فسفر مورد بررسی قرار داده و بیان کردند که با افزایش مقدار گوگرد مصرفی، میزان اکسایش گوگرد و مقدار فسفر قابل دسترس افزایش یافت. Stamford و همکاران (۲۰۰۳) با بررسی تأثیر سطوح ۵، ۱۰، ۱۵ و ۲۰ درصد گوگرد را بر فراهمی فسفر از خاک فسفات در شرایط آزمایشگاهی، گزارش کردند در تیمار ۲۰ درصد گوگرد افزایش فراهمی فسفر بیشتر شد، علت افزایش فراهمی فسفر را اکسایش گوگرد و تولید اسید سولفوریک و کاهش pH گزارش کردند.

در نهایت می توان گفت سنگ فسفات آسفوردی در مقایسه با نوع یاسوج، مقادیر بیشتری فسفر در هر دو سطح گوگرد آزاد کرد و در این میان کاربرد مایه تلقیح تیوباسیلوس به همراه گوگرد از عوامل بسیار مهم می باشد و سرعت اکسایش گوگرد و در نتیجه رها سازی فسفر از سنگ فسفات یک فرایند زمان بر بوده و حداقل به بیش از ۲۰۰ الی ۳۰۰ روز زمان نیلز دارد و معادلات سینتیکی فروندلیچ و نمایی می توانند روند آزادسازی فسفر را در تیمار سنگ فسفات آسفوردی در شرایط انکوباسیون توصیف کنند.

منابع

اسدی رحمانی، ه. و فلاح نصرت آباد ع.، ۱۳۸۰. تولید و ترویج کودهای بیولوژیک محرک رشد گیاه. مجله علوم خاک و آب، جلد ۱۲، ویژه نامه بیولوژی خاک، صفحه ۱۰۵ – ۹۷.

فلاح نصرت‌آباد، ع. و بشارتی کلایه ح.، ۱۳۸۸. بررسی استفاده از باکتری‌های باسیلوس و تیوباسیلوس در افزایش کارایی آپاتیت. مجموعه مقالات یازدهمین کنگره علوم خاک ایران، گرکان، ۲۱ تا ۲۴ تیرماه.

محمدی آریا، م. لکزیان، ا. حق‌نیا، غ. بشارتی، ح و فتوت ا.، ۱۳۸۹. تأثیر تیوباسیلوس و آسپرژیلوس بر فراهمی فسفر از خاک فسفات غنی شده با گوگرد و ورمی‌کمپوست. نشریه آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). جلد ۲۴، شماره ۱، فروردین – اردیبهشت ۱۳۸۹، صفحه ۹-۱.

Deluka TH, Skogley EO and Engle RE, 1989. Band applied elemental sulfur to enhance the phyto-availability of phosphorus in alkaline calcareous soils. Biology and Fertility Soils. 7:346-350.

Havlin JL and Westfall DG, 1985. Potassium release kinetics and plant respo NSE in calcareouse soils. Soil Science Society of America Journal. 49: 366-370.

Janzen H and Bettani H, 1987. The effect of temperature and water potential on sulfur oxidation in soils. Soil Science,144: 81–89.

Nash JE and Sutcliffe JV, 1970. River flow forecasting through conceptual models: Part 1. A discussion of principles. Journal. Hydrology 10(3): 282-290.

Nziguheba G, Palm CA, Buresh RJ and Smithson PA, 1998. Soil phosphorus fractions and adsorption as affected by organic and inorganic sources. Plant Soil. 198: 159-168.

Stamford NP, Santos DR, Moura AMM, Santos CERS and Freitas ADS, 2003. Biofertilizer with natural phosphate, sulphur and Acidithiobacillus in a soil with low available-p. Scientia Agricola, 60 (4): 767-773.

Zapata F and Roy RN, 2004. Use of phosphate rocks for sustainable agriculture. URL: http//www. FAO. Org/documents/ show-cdr. asp? url-file=/ docrep/007/ Y50.

ارزیابی کارایی مدلهای آبشویی و اصلاح خاک در پیش بینی روند شوری و سدیم زدایی در خاک های با برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی متفاوت متاثر از کاربرد گچ

بهرام رضایی[1]، مصطفی چرم[2]، سیروس جعفری[3] و احمد فرخیان فیروزی[4]
[1و2و4] به ترتیب دانشجوی ارشد، دانشیار و استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه شهید چمران اهواز
[3] استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین

مقدمه

بر اساس مطالعات ارزیابی و قابلیت استفاده اراضی استان خوزستان حدود ۲/۵ میلیون هکتار را مناطق کوهستانی و کوهپایه‌ای و مابقی اراضی با وسعتی حدود ۴ میلیون هکتار را مناطق مستعد کشاورزی تا غیرمستعد تشکیل می‌دهند. در حدود دو میلیون هکتار از این اراضی با مشکلات شوری و سدیمی و سطح بالای آب زیرزمینی روبرو هستند که بصورت بایر و بدون استفاده باقی مانده‌اند. در مناطق خشک و نیمه‌خشک اصلاح این قبیل خاک‌ها به وسیله خاک‌شویی نمک‌های محلول با کاربرد آب دارای کیفیت خوب انجام و در مورد خاک‌های سدیمی در صورت لزوم همراه با مصرف مواد اصلاح کننده صورت می گیرد. از آنجا که حلالیت آهک برای تأمین کلسیم بسیار کم است، معمولاً از یک ماده اسیدی و یا اسیدزا استفاده می‌شود (میشل و همکاران،۲۰۰۰). بر اساس مطالعات مزرعه ای که در منطقه کوچیلا ایالات کالیفرنیای متحد در سالهای ۱۹۵۵تا ۱۹۵۷ به وسیله (ریو و همکاران ،۱۹۵۵) انجام گردید مشخص شد که منحنی آبشویی نمکها از نیمرخ خاک، از شکل عمومی خاصی پیروی می کند. و رابطه تجربی هذلولی شکل زیر به به دست آمد:

$$\frac{(EC_f - EC_{eq})}{(EC_i - EC_{eq})} = \frac{1}{5}\left[\left(\frac{D_{lw}}{D_s}\right) - 0.15\right]$$

ازدیگر مدل های تجربی می توان به مدل های لافلر و شارما، ورماوگوپتا و دیلمان اشاره کرد. هدف این پژوهش تعیین اعتبار مدل های مختلف تجربی شوری و سدیم زدایی خاک های شور و سدیمی در خاکهای با شوری تقریباً برابر ولی با ویژگی های فیزیکی متفاوت است. همچنین علاوه بر اثرات فاکتور های فیزیکی خاک اثرات ماده اصلاحی بر کارایی این مدلها مورد بررسی قرارگرفت .

مواد و روش ها

برای انجام این تحقیق، در ساحل رودخانه جراحی در بخش مرکزی دهستان جراحی شهرستان ماهشهر کرت های به ابعاد۱×۱متر به تعداد ۷ کرت در دو ایستگاه با چهار تیمار تهیه شد. در ایستگاهA بافت خاک سنگین می باشد. در ایستگاه B بافت خاک متوسط می باشد این دو ایستگاه دو تیمار یکی بدون ماده اصلاح کننده و دیگری با ماده اصلاح کننده می باشد.که در این آزمایش گچ مورد استفاده قرارگرفت. در این مطالعه از روش آبشویی غرقابی پیوسته استفاده شده که در آن به هر کرت ۲۵ سانتی متر آب افزوده می شود. پس از نفوذ کامل آب اضافه شده و سپری شدن ۲۴ تا۴۸ ساعت، نمونه برداری از کرت اول به وسیله مته در شش عمق ۲۵

سانتی‌متری از ۰ تا ۱۵۰ سانتی متر انجام شد. به کرت بعدی ۲۵ سانتی متر آب اضافه تر از کرت قبلی افزوده شده و پس از نفوذ کامل آب در خاک، و رسیدن به حد ظرفیت مزرعه نمونه برداری از کرت دوم نیز انجام شد و این کرت نیز حذف شد. این رویه تا افزایش ۱۷۵ سانتی متر آب به خاک ادامه داده شد. قبل از شروع آزمایش نیز در محل مناسبی نزدیک کرتهای آزمایشی از ۶ عمق ۲۵ سانتی متری از ۱۵۰-۰ سانتی متری به عنوان شاهد نمونه برداری شد. منبع تامین کننده آب مورد نیازآبشویی رودخانه جراحی می باشد که کیفیت شیمیایی آب رودخانه نیزاندازه گیری شد. جهت مقایسه نتایج حاصل از اجرای آزمون های مزرعه ای با نتایج حاصله از مدلهای تجربی، از برنامه SPSS و Excel استفاده شد.

نتایج و بحث

ایستگاه آبشویی غرقابی A

مشخصات بافت خاک دو ایستگاهAوB در جدول شماره(۱و۲)آورده شده است میزان شوری(EC) و درصد سدیم تبادلی(ESP) لایه سطحی(۲۵-۰) سانتیمتری خاک قبل از آبشویی بسیاربالا بوده و از مقادیر نظیردر لایه های زیرین خود بیشتر است. این امر حاکی از وجود سفره آب زیر زمینی شورو کم عمق در منطقه است که بدلیل تبخیربالای منطقه و کمبود بارش، سبب تجمع املاح در لایه های سطحی خاک گردیده است.

جدول شماره(۱) نتایج تجزیه خاک ایستگاه A قبل ازآبشویی

بافت	هدایت الکتریکی dS/m	واکنش گل اشباع	نسبت جذب سدیم	درصد سدیم تبادلی %	درصد سدیم محلول %	سدیم قابل تبادل cmol / kg	ظرفیت تبادلی کاتیونها cmol / kg	گچ me/100 g	عمق (سانتیمتر)
SiCL	٤٨/٨	٨/٠١	٥٦/٩	٥١/٧	٧٦/٧	١٢/١	٢٣/٤	٢٠/٧	٠-٢٥
SiC	٢١/٨	٨/٢١	٣٣/١	١٨/٧	٧٣/٤	٤/٦	٢٤/٦	٦/٨	٢٥-٥٠
SiC	٢٣/٧	٨/٢٥	٣٢/٨	٢٦/٦	٧١/٥	٥/٢	١٩/٦	٨/٣	٥٠-٧٥
SiC	٢٠/١	٨/٠٥	٢٨/٧	٢٢/٤	٦٩/٣	٤/٦	٢٠/٤	٣/٨	٧٥-١٠٠
SiCL	٢٨/٤	٧/٩٠	٣٤/٢	٣٢/٨	٦٩/٨	٤/٣	١٣/٢	٣/٢	١٠٠-١٥٠

جدول شماره(۲) نتایج تجزیه خاک ایستگاه B قبل ازآبشویی

بافت	هدایت الکتریکی dS/m	واکنش گل اشباع	نسبت جذب سدیم	درصد سدیم تبادلی %	درصد سدیم محلول %	سدیم قابل تبادل cmol / kg	ظرفیت تبادلی کاتیونها cmol / kg	گچ me/100 g	عمق (سانتیمتر)
CL	١٥٠/١	٧/٤٠	٩٨/٤	٧٠/٢	٧٦/٨	١١/٤	١٦/٣	٤٨/٧	٠-٢٥
SiL	٥٢/٣	٧/٩٢	٤٧/٧	٤٢/٦	٥٤/١	٥/٦	١٣/٢	١٥/٢	٢٥-٥٠
SiL	٦٢/٢	٧/٧٣	٧٧/٤	٥١/٣	٦٣/٤	٦/٦	١٢/٩	١٨/٤	٥٠-٧٥
SiL	٦٦/١	٨/٠٥	٦٨/٧	٥٢/٤	٦٩/٣	٦/٦	١٣/٤	١٦/٨	٧٥-١٠٠
SiL	٧٠/٧	٧/٦٨	٦٦/٤	٥٦/٧	٧٦	٦/٩	١٢/٢	١٥/٦	١٠٠-١٥٠

نتایج مربوط به تیمار بدون ماده اصلاح کننده هر دو ایستگاه در مقایسه با تیمار شاهد نشان می‌دهد که بدون استفاده از هر ماده اصلاح کننده ای و تنها با آب آبیاری می‌توان شوری را تا حد زیادی نسبت به خاک اولیه کاهش داد. جداول (۳)نشان می‌دهد که شوری عصاره اشباع خاک در هردو تیمار پس از خاک شویی کاهش یافته است. ولی به دلیل شوری بالای اولیه خاک ، املاح خارج شده به اندازه‌ای نبوده است که بتواند شوری خاک را به حدی برساند که خاک مورد نظر بدون هیچ گونه محدودیتی در آن کشت و کار شود. در ایستگاهB تیماربدون ماده اصلاح کننده نسبت به تیمار مشابه در ایستگاه A میزان شستشویی املاح ۱۳/۹۱ درصد بیشتر می‌باشد که دلیل آن به سبک بودن بافت خاک در ایستگاه B مربوط می باشد در بافت لومی سیلتی میزان منافذ درشت بیشتر می‌باشد لذا بر اساس قانون پوازوی، آب یا محلول در خلل و فرج درشت‌تر سریعتر از خلل و فرج ریز حرکت کرده و ضمنا در مرکز خلل و فرج نیز سرعت آن بیشتر از سرعت محلول در دیواره‌ها می‌باشد(بای‌بوردی ، ۱۳۸۲).

جدول (۳): درصد املاح باقیمانده پس از آبشویی در ایستگاه A وBتیماربدون ماده اصلاح کننده

ایستگاه	عمق(cm)	۰-۲۵	۰-۵۰	۰-۷۵	۰-۱۰۰	۰-۱۲۵	۰-۱۵۰	میانگین
A	EC(%)	۱۲/۰۳	۱۸/۹۹	۲۱/۹٦	۲٦/۳٦	۳۱/۹٤	۳٥/٦۱	۲۱/۲٦
B	EC(%)	٤/٤٥	٦/۰۰	۷/۰۷	۸/۲۳	۸/۹۷	۹/٤۰	۷/۳٥

بررسی تیمارهای دارای مواد اصلاحی

درایستگاه A تیماری که از گچ استفاده شده است۱/۷۶ درصد شستشویی املاح نسبت به تیمار بدون ماده اصلاحی این ایستگاه بیشتربوده است. درایستگاه B تیماری که از گچ استفاده شده است۴/۴۷ درصد شستشویی املاح بیشتر بوده است. که به نظر می‌رسد کارایی گچ در خاک‌های متوسط در آزاد کردن کلسیم جهت خارج کردن سدیم بیشتر از خاک های با بافت سنگین‌تر می‌باشد.

بررسی معادلات منحنی های شوری و سدیم زدایی

همانگونه که در جدول شماره(۴) نشان داده شده است معادله درجه سوم در تیمار دارای ماده اصلاحی ایستگاهB بهترین معادله برازش یافته می باشد در سه تیمار دیگر معادله نمایی بهترین ضریب همبستگی را نشان می دهد.

جدول شماره(۴)معادلات منحنی های شوری و سدیم زدایی

فاکتور مورد بررسی	شوری زدایی	سدیم زدایی	ضریب همبستگی R شوری زدایی	ضریب همبستگی R سدیم زدایی
ایستگاهA تیمار بدون ماده اصلاح کننده	$Y= 0.7302e^{-0.375x}$	$Y= 0.8381e^{-0.235x}$	۰/۹۱۷	۰/۸۹۰
ایستگاهA تیمار دارای ماده اصلاحی	$Y= 0.924e^{-0.215x}$	$Y= 0.9927e^{-0.135x}$	۰/۹٤۳	۰/۹۱٤
ایستگاهB تیمار بدون ماده اصلاح کننده	$Y= 0.4796e^{-0.541x}$	$Y= 0.588e^{-0.224x}$	۰/ ۸۲٤	۰/٦۸۸
ایستگاهB تیمار دارای ماده اصلاحی	$Y=-.005X^3+.07X^2-.309X+.471$	$Y=.001X^3-.005X^2-.096X+.536$	۰/۹۳٥	۰/۷٥۸

مقایسه مدل های تجربی با مشاهدات صحرایی ایستگاهA وB

بررسی برازش مدل های تجربی با مقادیر مشاهداتی هردوایستگاه نشان می دهد که مدل دیلمان بیشترین همبستگی را در هر دوایستگاه و تیمارهای آن داشته است مقدار همبستگی این مدل برای ایستگاهA درتیمار با ماده اصلاح کننده۰/۸۹۳ درصد و برای تیمار بدون ماده اصلاح کننده۰/۸۱۹درصد می باشد. همچنین مقدار همبستگی مدل دیلمان برای ایستگاهB با ماده اصلاح کننده۰/۹۱۴ درصد و برای تیمار بدون ماده اصلاح کننده۰/۸۰۷درصد می باشد (جدول شماره ۵).

جدول شماره (۵)نتایج مقایسه ضریب همبستگی با مقادیر مشاهداتی تیمارها

نام مدل	ورما و گوپتا	پذیرا و کشاورز	ریو	لافلر و شارما	دیلمان	پذیرا وکاواچی
تیماربدون ماده اصلاح کنندهAایستگاه	-۰/۸۰۹	۰/۵۷۳	-۰/۷۹۵	۰/۵۰۰	۰/۸۱۹	۰/۵۱۱
تیمارداری ماده اصلاحیAایستگاه	۰/۷۴۸	۰/۶۳۵	-۰/۸۹۱	۰/۵۵۹	۰/۸۹۳	۰/۵۷۳
تیماربدون ماده اصلاح کنندهBایستگاه	-۰/۷۶۹	۰/۶۶۲	-۰/۷۲۹	۰/۶۰۵	۰/۸۰۷	۰/۶۱۵
تیمارداری ماده اصلاحیBایستگاه	-۰/۸۱۹	۰/۸۱٤	-۰/۷۸۷	-۰/۷۵۷	۰/۹۱٤	۰/۷۷۳

نتیجه گیری

کاربرد مقادیر مختلف آب آبشویی در خاک‌های منطقه مورد آزمون موجب کاهش شوری و درصد سدیم‌تبادلی در عمق یک متری نیم رخ خاک گردیده است ولی درایستگاه Bکه سبکترین بافت را دارد، بازده آبشویی بیشتر بوده است. ودر هنگام اجرا آب کمتری مورد نیاز است و بنابراین در صورت تامین آب مورد نیاز آبشویی به میزان کافی و به شرط ایجاد سیستم زهکشی مناسب در خاک منطقه، این خاک‌ها اصلاح پذیرند و به دلیل وجود منابع کافی کلسیم در خاک بعد از شسته شدن خاک‌های شور و سدیمی، با مشکل سدیمی شدن خاک‌ها مواجه نیستیم و نیازی به استفاده از مواد اصلاح کننده نیست.

منابع

۱- بای بوردی،م. وکوهستان،ا. ۱۳۶۰.خاک،تشکیل و طبقه بندی. دانشگاه تهران.

۲- سازمان مدیریت و برنامه ریزی کشور، شرکت مدیریت منابع آب ایران- وزارت نیرو. ۱۳۸۵. دستورالعمل آزمایش های آبشویی خاکهای شور و سدیمی در ایران. نشریه شماره ۲۵۵.

3- Reeve,R.C.,A.F.Pillsbury,andL.V.Wilcox.1955.Reclamation of a saline and high boron soil in the Coachella valley of California. Hilgardia 24:69-91

4- Mitchell, J. P., Shennan, C., Singer, M. J., Peters, D. W., Miller, R. O., Prichard, T., Grattan, S. R., Rhoades, J. D., May, D. M. and Munk, D. S. (2000) Impacts of gypsum and winter cover crops on soil physical properties and crop productivity when irrigated with saline water , Agri.Water Manag.45,55-71.

سینتیک آزاد سازی پتاسیم غیرتبادلی تحت تاثیر اسیدهای آلی در خاک های راسته ورتی سول و الفی سول استان فارس

عبدالصمد غلامی[1]، سید علی ابطحی[2]، مجید باقرنژاد[3]، صدیقه صفرزاده شیرازی [4]
۱-دانشجوی دکتری دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز
۲- استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز
۳-دانشیار دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز
۴-استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه

پتاسیم یکی از عناصر ضروری برای رشد گیاه بوده و در کشاورزی از اهمیت زیادی برخوردار است. مقدار پتاسیم کل خاک عمدتا زیاد ولی توزیع شکل های مختلف آن متفاوت بوده و تابعی از کانی های غالب خاک است (اسپارک و هانگ، ۱۹۸۵). اسیدهای کربوکسیلیک با وزن مولکولی کم بصورت مونو، دی و تری کربوکسیلیک در محلول خاک یافت می شوند. اسیدهای آلی حلالیت کانیها را افزایش داده و باعث تشدید فرآیند هوادیدگی از طریق جداسازی فلزات از سطح کمپلکس به محلول خاک می شوند (استرابل، ۲۰۰۱). از بین اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم اسیدهای اگزالیک، سیتریک و مالیک به مقدار بیشتر نسبت به سایر اسیدها در محلول خاک وجود دارند(سانگ و هانگ، ۱۹۸۸). تحقیقات زیادی در مورد آزادسازی پتاسیم از کانی ها و خاک‌ها تحت تاثیر عصاره گیرهای مختلف انجام شده، اما به اثر ریشه و مواد مترشحه از آن بر روی این فرایند و اثر آن بر تغذیه پتاسیم کمتر توجه شده است . بنابراین تحقیق حاضر با هدف بررسی اثر اسیدهای آلی بر سرعت آزادسازی پتاسیم در دو راسته خاک ورتی سول و الفی سول با ویژگی های فیزیکی و شیمیایی متفاوت انجام شد

مواد و روشها

تعداد ۴ خاک سطحی(۲۰-۰ سانتی متری) از دو راسته ورتی سول و الفی سول استان فارس نمونه برداری شد . برخی از ویژگی های این خاک ها از قبیل بافت، پ- هاش، کربنات کلسیم معادل (CCE)، ظرفیت تبادل کاتیونی(CEC) در جدول ۱ آورده شده است. جهت حذف پتاسیم تبادلی موجود در خاک، نمونه ها با محلول ۱ نرمال کلرید کلسیم به نسبت ۱۰ به ۱ (محلول به خاک) اشباع شده و پس از آن به مدت ۴۸ ساعت در آون (دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس) خشک شدند. به منظور بررسی اثر اسیدهای آلی بر آزادسازی پتاسیم غیر تبادلی خاک ها، یک گرم از هر خاک توزین و به لوله سانتریفیوژ منتقل شد و به هر لوله تیمارهای مختلف شامل ۲۰ میلی لیتر محلول ۰/۲ مولار اسید اگزالیک، ۰/۲ مولار اسید سیتریک، و ۰/۰۱ مولار اسید مالیک و در دو تکرار اضافه شد. نمونه ها به مدت ۱، ۲، ۴، ۸، ۴۸، ۹۶ و ۲۱۶ ساعت در دمای ۲۵ درجه سلسیوس تکان داده شدند. پس از سانتریفیوژ و صاف کردن،

غلظت پتاسیم بوسیله دستگاه فلیم فتومتر اندازه گیری شد . معادله های مرتبه صفر، مرتبه یک، تابع نمایی، ایلوویچ ساده شده و پخشیدگی پارابولیک جهت بررسی سینتیک آزادسازی پتاسیم استفاده شدند. معادلات با بیشترین ضریب تبیین (R^2) و کمترین خطای استاندارد (SE) به عنوان بهترین معادلات معرفی شدند

جدول ۱- ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک ها

شماره خاک	طبقه بندی خاک	شن (٪)	سیلت (٪)	رس (٪)	کلاس بافت	پ هاش	CCE (٪)	CEC ($cmol_c\ kg^{-1}$)
۱	Typic Calcixerets	۱۳	۳۶	۵۱	رسی	۷/۳	۳۵	۳۴
۲	Aridic Haploxererts	۳۷	۳۸	۲۵	لوم	۷/۵	۴۳	۹
۳	Calcic Haploxeralfs	۱۵	۵۰	۳۵	لوم رسی سیلتی	۷/۳	۱۵	۲۳
۴	Aquic Natrixeralfs	۲۱	۴۴	۳۵	لوم رسی	۷/۴	۴۷	۱۴

نتایج و بحث

در جدول ۲، ضرائب تبیین و خطای استاندارد معادلات سینتیکی سه اسید آلی آورده شده است. نتایج نشان داد که از بین مدل های سینتیکی استفاده شده، مدل های مرتبه اول و تابع توانی با داشتن بیشترین مقدار ضریب تبیین و کمترین خطای استاندارد مناسب ترین مدل برای توصیف آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی بوسیله سه اسید آلی در خاکهای مورد آزمایش می باشند . ضرائب بهترین معادلات برازش داده شده (مرتبه اول و تابع توانی) در جدول ۳ نشان داده شده است.

جدول ۲- ضریب تبیین (R^2) و خطای استاندارد(SE) مدل های استفاده شده(عصاره گیر ۰/۲ مولار اسید سیتریک(الف) ، ۰/۲ مولار اسید اگزالیک(ب)، و ۰/۰۱ مولار اسید مالیک(ج)).

شماره خاک	عصاره گیر	مرتبه صفر		مرتبه اول		ایلوویچ		پخشیدگی پارابولیک		تابع توانی	
		R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE	R^2	SE
	الف	۰/۲۱۵	۳۹/۷۵۹	۰/۷۰۴	۱/۱۹۹	۰/۵۸۳	۲۸/۹۸۲	۰/۳۴۳	۳۶/۳۷۰	۰/۵۴۲	۰/۱۳۷
۱	ب	۰/۲۰۲	۴۵/۵۶۶	۰/۷۱۰	۱/۲۵۴	۰/۵۶	۳۳/۸۳۸	۰/۳۲۵	۴۱/۹۱۰	۰/۵۱۵	۰/۱۵۷
	ج	۰/۲۹۹	۲۵/۰۳۵	۰/۷۹۰	۱/۰۵۱	۰/۷۲۳	۱۵/۷۴۱	۰/۴۶۲	۲۱/۹۳۳	۰/۶۶۹	۰/۱۸۵
	الف	۰/۲۷۶	۳۰/۰۷۵	۰/۷۵۶	۰/۹۱۹	۰/۶۷۶	۲۰/۱۱۷	۰/۴۲۴	۲۶/۸۱۲	۰/۶۲۸	۰/۱۳۱
۲	ب	۰/۲۲۸	۲۰/۵۲۸	۰/۷۳۷	۱/۰۹۳	۰/۶۰۴	۱۴/۶۹۵	۰/۳۶۱	۱۸/۶۷۶	۰/۵۶۲	۰/۱۳۴
	ج	۰/۲۴۱	۱۱/۸۵۳	۰/۷۷۰	۰/۸۹۴	۰/۶۱۱	۸/۴۹۰	۰/۳۷۴	۱۰/۷۶۵	۰/۵۷۰	۰/۱۰۶
	الف	۰/۲۵۲	۲۶/۶۳۹	۰/۷۲۷	۱/۰۷۴	۰/۶۴۵	۳۸/۳۴۵	۰/۳۹۴	۵۰/۰۶۲	۰/۵۹۵	۰/۱۵۰
۳	ب	۰/۲۰۳	۳۷/۰۲۹	۰/۷۲۹	۱/۲۴۵	۰/۵۶۱	۲۷/۴۶۸	۰/۶۲۳	۳۴/۰۴۴	۰/۵۱۸	۰/۱۴۹
	ج	۰/۲۵۱	۱۴/۶۳۶	۰/۷۶۲	۰/۸۸۸	۰/۶۳۰	۱۰/۲۹۰	۰/۳۸۹	۱۳/۲۲۵	۰/۵۸۰	۰/۱۳۱

	الف	۰/۲۸۲	۴۶/۶۳۸	۰/۷۹۴	۱/۰۴۹	۰/۶۹۸	۳۰/۲۵۴	۰/۴۳۹	۴۱/۲۴۰	۰/۶۵۹	۰/۱۲۲
۴	ب	۰/۲۱۲	۲۳/۶۲۷	۰/۷۳۱	۱/۱۱۶	۰/۵۷۶	۱۷/۳۲۷	۰/۳۳۸	۲۱/۶۵۲	۰/۵۴۱	۰/۱۲۵
	ج	۰/۲۲۱	۱۵/۴۴۰	۰/۸۰۹	۰/۹۱۸	۰/۵۷۸	۱۱/۳۶۸	۰/۳۴۷	۱۴/۱۳۴	۰/۵۴۲	۰/۱۰۲

جدول ۳- شیب (b) و عرض از مبدا(a) بهترین مدل های برآورد شده(عصاره گیر ۰/۲ مولار اسید سیتریک(الف) ، ۰/۲ مولار اسید اگزالیک(ب)، و ۰/۰۱ مولار اسید مالیک(ج)).

شماره خاک	عصاره گیر	مرتبه اول		تابع توانی	
		a ($mg\ kg^{-1}$)	b ($mg\ kg^{-1}\ h^{-1}$)	a ($mg\ kg^{-1}$)	b ($mg\ kg^{-1}\ h^{-1}$)
	الف	۳/۲۷۱	۰/۰۴۳	۲۱۳/۱۵۱	۰/۰۶۶
۱	ب	۳/۳۲۱	۰/۰۴۶	۲۱۹/۴۲۳	۰/۰۷۲
	ج	۳/۲۲۵	۰/۰۴۷	۷۸/۴۹۲	۰/۱۱۷
	الف	۳/۳۷۹	۰/۰۳۸	۱۵۲/۴۷۵	۰/۰۷۵
۲	ب	۲/۷۲۹	۰/۰۴۳	۱۰۹/۶۱۸	۰/۰۶۸
	ج	۲/۳۴۴	۰/۰۳۸۰	۸۱/۲۸۸	۰/۰۵۴
	الف	۳/۸۳۳	۰/۰۴۱	۲۵۴/۱۶۹	۰/۰۸۱
۳	ب	۳/۱۲۶	۰/۰۴۸	۱۸۶/۲۳۳	۰/۰۶۹
	ج	۲/۵۹۳	۰/۰۳۷	۷۹/۵۹۹	۰/۰۶۸
	الف	۳/۷۹۲	۰/۰۴۸	۲۳۹/۸۴۷	۰/۰۷۵
۴	ب	۲/۷۷۹	۰/۰۴۳	۱۳۸/۷۹۵	۰/۰۶۱
	ج	۲/۵۳۲	۰/۰۴۴	۱۱۳/۹۷۷	۰/۰۴۹

مقدار پتاسیم تجمعی غیرتبادلی آزادشده در مدت زمان ۲۱۶ ساعت در خاکهای ورتی سول از ۲۱۱ تا ۲۸۱ میلی گرم در کیلوگرم (میانگین ۲۴۶)، ۱۴۶ تا ۲۷۹ میلی گرم در کیلوگرم (میانگین ۲۱۲/۵) و از ۱۰۲ تا ۱۳۰ میلی گرم در کیلوگرم (میانگین ۱۱۶) به ترتیب برای اسید سیتریک ۰/۲ مولار، اسید اگزالیک۰/۲ مولار و اسید مالیک۰/۰۱ مولار و همچنین در خاک های الفی سول از ۳۳۱ تا ۳۵۸ میلی گرم در کیلوگرم (میانگین ۳۴۴/۵) ، از ۱۷۹ تا ۲۴۸ میلی گرم در کیلوگرم (میانگین ۲۱۳/۵) و از ۱۰۷ تا ۱۴۰ میلی گرم در کیلوگرم (میانگین ۱۲۳/۵) متغیر می باشند.

ضعیف شدن پیوندهای اکسیژن و پروتونه شدن سطح با گروههای OH و تشکیل کمپلکس درون کره ای با لیگاندهای آلی، سبب افزایش حلالیت کانی ها بوسیله اسیدهای آلی می شود. اسید سیتریک نسبت به اسید اگزالیک و مالیک پتاسیم بیشتری را آزاد کرد. سانگ و هانگ (۱۹۸۸) در مطالعات خود دلیل تفاوت در توانایی اسید سیتریک و اگزالیک در آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی در چهار جزء بیوتیت، مسک وویت، میکروکلین و ارتوکلاز را ب ه مقادیر متفاوت لیگاندهای آلی، یون هیدروژن تولید شده توسط اسیدها و قدرت تشکیل کمپلکس توسط لیگاندها نسبت دادند.

نوروزی و خادمی (۱۳۸۸) در بررسی آزادسازی پتاسیم از کانی های میکایی نشان دادند که اسید سیتریک نسبت به اگزالیک و سیتریک مقدار پتاسیم بیشتری را آزاد نموده و با افزایش غلظت اسیدها، مقدار آزادسازی افزایش یافت . مقدار کمتر پتاسیم آزاد شده توسط اسید مالیک نسبت به دو اسید دیگر را می توان به غلظت کمتر آن نسبت داد

منابع

نوروزی، س. و خادمی ح.، ۱۳۸۸. آزاد سازی پتاسیم از موسکویت و فلوگوپیت توسط چند اسید آلی. مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی) جلد ۲۳ صفحه ۲۶۳ تا ۲۷۳.

Song SK, and Huang PM, 1988. Dynamics of potassium release from potassium bearing minerals as influenced by oxalic and citric acids. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 383 -390.

Sparks DL, and Huang PM, 1985. Physical chemistry of soil potassium. Pp. 201-276. In Munson RD, (Ed.), Potassium in Agriculture. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI.

Strobel W, 2001. Influence of vegetation on low molecular weight carboxylic acids in soil solution. Geoderma 99:169-198.

تأثیر اسید سیتریک بر جذب و واجذب روی در یک خاک آهکی

مرضیه پیری[۱] و ابراهیم سپهر[۲]

[۱] دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه ارومیه

[۲] عضو هیات علمی دانشکده کشاورزی ، دانشگاه ارومیه

e.sepehr@urmia.ac.ir

۱- مقدمه

غلظت روی در محلول خاک و دسترسی آن برای گیاهان از طریق واکنش های جذب و واجذب بر سطح مواد کلوییدی خاک کنترل می شود (Backes و همکاران، ۱۹۹۵). خصوصیات جذب و واجذب روی در خاک های مختلف متفاوت است و تحت تأثیر برخی خصوصیات خاک مثل مقدار pH، مواد آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و کربنات کلسیم قرار می‌گیرد (McBride، ۱۹۹۷). حضور اسیدهای آلی نیز می‌تواند جذب فلزات کمیاب را تحت تأثیر قرار دهند (Naidu و Harter، ۱۹۹۸؛ Elliott وShastri، ۱۹۹۹). در خاک به ویژه در ریزوسفر اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم (سیتریک، اگزالیک و مالونیک) بوسیله تراوشات ریشه گیاهان، قارچ ها و تجزیه مواد آلی تولید می‌شوند که نقش مهمی در جذب و واجذب و تحرک فلزات کمیاب دارند (Huang و Violant، ۱۹۸۶) بیشتر مطالعات انجام شده در مورد نقش اسید های آلی در افزایش حلالیت عناصر، در ارتباط با فسفر، آهن و آلومینیوم و عمدتا در خاک‌های اسیدی بوده است (خادمی و همکاران، ۱۳۸۶). هدف این پژوهش ارزیابی تأثیر اسید سیتریک بر جذب و واجذب روی در یک خاک آهکی است.

۲- مواد و روشها

آزمایش بصورت بچ (Batch) در یک خاک آهکی (جدول ۱) در سه سطح اسید سیتریک (۱ mM ، ۰/۵ ،۰) و دوازده غلظت روی ($0-450\ mg\ L^{-1}$) در قدرت یونی ثابت (۰/۰۵ M NaCl) انجام شد. بطوریکه ۲/۵ گرم از نمونه خاک را داخل لوله سانتریفیوژ ریخته و به هر یک از لوله‌ها ۲۵ میلی‌لیتر مواد سیتریکی حاوی سری غلظتی تعیین شده روی افزوده شد و به مدت ۲۴ ساعت شیک گردید. سپس با سانتریفیوژ در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه محلول رویی جدا و از کاغذ صافی عبور داده شد. مقدار روی با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت شد. برای اندازه گیری روی آزاد شده بر روی خاک درون لوله‌ها DTPA 5mL ۰/۰۰۵ مولار ریخته و به مدت ۲ ساعت شیک گردید. سپس با سانتریفیوژ در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه محلول روئی جدا و از کاغذ صافی عبور داده شد و با دستگاه جذب اتمی قرائت شد. مقدار جذب روی از طریق معادله ۱ محاسبه گردید و نتایج بر معادلات لانگمویر [معادله ۲] ، فروندلیچ [معادله ۳] و تمکین [معادله ۴] برازش داده شدند.

جدول ۱: ویژگی‌های فیزیکی شیمیایی خاک

%OC	pH	Zn(mg kg^{-1})	%Clay	$\%CaCO_3$
۰/۵۲	۷/۶	۰/۵	۳۰	۲۳

$$q_e = (C_i - C_e)*V/m \quad [۱]$$

$$q_e = (K_L C_e q_{max})/(1+ K_L C_e) \quad [۲]$$

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad [۳]$$

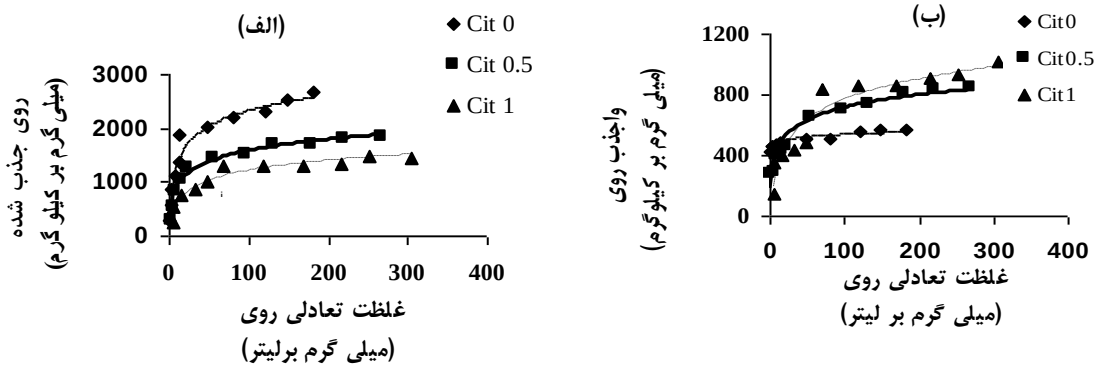
$$q_e = A + K_T \ln C_e \quad [۴]$$

C_e غلظت تعادلی جذب شونده ($mg\ L^{-1}$)؛ q_e وزن جذب شونده در واحد وزن جذب کننده ($mg\ kg^{-1}$)؛ K_L ضریب لانگمویر و نشانگر قدرت اتصال جذب شونده به ماده جاذب و q_{max} حداکثر جذب تک لایه ای($mg\ kg^{-1}$). K_F و n ضرایب معادله فروندلیچ که به ترتیب نمایانگر ظرفیت و شدت جذب می باشند، K_T و A ضرایب معادله تمکین که به ترتیب شیب و عرض از مبدا معادله می باشند در نهایت برازش داده ها با معادلات جذب در Sigmaplot انجام گردید.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- تأثیر اسید سیتریک بر جذب و واجذب روی

بطوریکه در شکل ۱- الف نشان داده شده است با کاربرد اسید سیتریک در غلظتهای ۰/۵ و یک‌میلی مولار منحنی‌های جذب روند کاهشی نشان داده‌اند و با افزایش اسید سیتریک در حد یک میلی مولار، متوسط روی جذب شده از ۱۶۱۹به۱۰۵۷ ($mg\ kg^{-1}$) کاهش یافت (جدول۲). در حالیکه با افزایش اسید سیتریک منحنی‌های واجذب روی روند افزایشی نشان دادند (شکل ۱- ب) و کاربرد غلظت یک مولار اسید سیتریک، متوسط روی واجذب شده را از ۴۹۹ به ۶۵۶ ($mg\ kg^{-1}$) افزایش داد (جدول۲).



شکل ۱: تأثیر اسید سیتریک بر جذب (الف) و واجذب (ب) روی

جدول ۲: تأثیر غلظت های مختلف اسید سیتریک (Cit) بر متوسط جذب و واجذب روی

متوسط جذب و واجذب ($mg\ kg^{-1}$)	Cit (mM)		
	۰	۰/۵	۱
متوسط جذب	۱۶۱۹	۱۲۷۳	۱۰۵۷
متوسط واجذب	۴۹۹	۵۸۷	۶۵۶

اسید سیتریک احتمالا به علت اینکه یک تری کربوکسیلیک اسید می باشد و قادر است کمپلکس‌های محلول با کاتیون‌های چند ظرفیتی تشکیل دهد سبب کاهش جذب فلزات کمیاب شود (Marschner و همکاران، ۱۹۸۷). Shan و همکاران (۲۰۰۲) نیز بیان کردند که در حضور اسید مالیک و اسید سیتریک جذب فلزات سنگین بطور قابل ملاحظه‌ای کاهش می‌یابد که احتمالا به علت اشغال مکان‌های جذب فلزات در سطوح کانی‌های خاک توسط لیگاندهای اسیدهای آلی می‌باشد (Hu و همکاران، ۲۰۰۵) . همچنین ممکن است به علت تشکیل کمپلکس های محلول اسید آلی – فلز در محلول خاک باشد (Shan و همکاران ۲۰۰۲). Li و همکاران (۲۰۱۱) در بررسی تأثیر اسیدهای آلی بر جذب و واجذب روی و کادمیم در خاک‌های مختلف گزارش کردند که حضور اسیدهای آلی سبب کاهش ظرفیت جذب و افزایش واجذب فلزات گردید.

۳-۲- تأثیر اسیدسیتریک بر همدماهای جذب روی

داده‌های حاصل از آزمایش بر روی ایزوترم‌های جذب لانگمویر، فروندلیچ و تمکین برازش داده شدند و پارامترهای معادلات محاسبه گردید (جدول ۳). نتایج حاصل از بررسی ضرایب رگرسیونی (R^2) لانگمویر (۰/۹۵-۰/۹۲)، فروندلیچ (۰/۹۶-۰/۹۳) و تمکین (۰/۹۱-۰/۸۹) نشان داد که این مدل‌ها واکنش جذب روی بر خاک را می‌توانند توصیف کنند و در این میان معادله فروندلیچ با (R^2=۰/۹۳-۰/۹۶) برازش بهتری نسبت به معادلات فروندلیچ و تمکین نشان داد (جدول ۳).

جدول ۳: ثابت های ایزوترم های فروندلیچ، تمکین و لانگمویر در حضور غلظت های مختلف اسید سیتریک (Cit)

معادلات جذب	پارامترهای معادلات	Cit(mM)		
		۰	۰/۵	۱
لانگمویر	q_{max} (mg kg^{-1})	۲۶۴۰±۱۲۵	۱۸۲۰±۱۰۱	۱۵۰۲±۱۳۵
	K_L (L kg^{-1})	۰/۱۲±۰/۰۳۲	۰/۱۰±۰/۰۱۴	۰/۰۶±۰/۰۰۴
	R^2	۰/۹۵	۰/۹۲	۰/۹۴
فروندلیچ	K_f (L kg^{-1})	۶۷۰±۱۰۰	۴۳۲±۵۸	۳۲۰±۳۱
	1/n	۰/۲۳±۰/۰۴	۰/۲۷±۰/۰۳	۰/۲۸±۰/۰۴
	R^2	۰/۹۳	۰/۹۶	۰/۹۲
تمکین	A	۵۱۵±۶۶	۴۹۹±۱۳۱	۲۵۰±۱۰۸
	K_T	۳۸۹±۱۹	۲۴۷±۲۸	۲۰۷±۲۴
	R^2	۰/۸۹	۰/۹۱	۰/۸۹

خطای استاندارد (± SE)

با افزایش اسید سیتریک (۱ mM)، ظرفیت جذب فروندلیچ (Kf) به میزان ۵۲ ٪ کاهش و شدت جذب (1/n) به میزان ۲۱ درصد افزایش نشان داد. با افزایش 1/n در یک غلظت تعادلی مقدار کمتری از یک فلز جذب می شود (Wong و همکاران، ۲۰۰۷) وحداکثر جذب تک لایه ای لانگ مویر (q_{max}) و شاخص انرژی پیوندی (K_L) به ترتیب ۴۳٪ و ۵۰٪ کاهش یافتند، ضرایب تمکین (A و K_T) نیز روند مشابهی را نشان دادند و با کاربرد اسید سیتریک بطور معنی‌داری کاهش یافتند (جدول ۲). نتایج مشابهی در مورد تأثیر اسیدهای آلی در جذب روی و کادمیم در خاک‌های اسیدی و آهکی توسط Rudrappa و همکاران (۲۰۰۸) گزارش شده است. بنابراین اسید سیتریک به علت تشکیل کمپلکس‌های محلول اسید آلی- فلز سبب کاهش کمیت و شدت جذب روی در خاک می‌گردد و باعث افزایش یون فلزی بصورت محلول شده و در نتیجه میزان روی قابل دسترس گیاه را در خاک افزایش می دهد.

منابع:

خادمی، ز. ملکوتی، م، جونز، د.، ۱۳۸۶. اثر اسیدهای آلی در قابلیت جذب عناصر غذایی در ریزوسفر. مجله علوم خاک و آب. جلد ۲۱.

Backes C A, McLaren R G, Rate A W and Shift R S, 1995. Kinetic of cadmium and cobalt desorption from iron and manganese oxides. Soil Science Society of America Journal 59:778-785.

Elliott H A and Shastri N L, 1999. Extractive decontamination of metal-polluted soils using oxalate, Water, Air, and Soil Pollut. 110, 335–346.

Huang J W W, Blaylock M J, Kapulnik Y, Ensley B D, 1998. Phytoremediation of uranium contaminated soils: role of organic acids in triggering uranium hyperaccumulation in plants. Environ. Sci. Technol. 32: 2004–8.

Hu H Q, Liu H L, He J Z, 2005. Effects of several organic acids on copper adsorption by soils with permanent and variable charge. Acta Pedologica Sinica (in Chinese). 42(2): 232-237.

Marschner H, Romheld V, Cakmak I, 1987. Root- induced changes of nutrient availability in the rhizosphere. J. Plant Nutr. 10: 1175-1184.

McBride M, Sauve S and Hendershot W, 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. European Journal of Soil Science . 48:337-346.

Naidu R, and Harter R D, 1998, 'Effect of different organic ligands on cadmium sorption by and extractability from soils', Soil Sci. Soc. Am. J. 62, 644–650.

Rudrapp T, Bais H P, Spark D L, 2008. The Effect of Organic Acids from Rice (Oryza sativa L.) on Cadmium and Zinc Bioavailability in Thai Paddy Soils. Joint Annual Meeting. Poster

Li T, Di Z, Yang X and Sparks D, 2011. Effect of dissolved organic matter from rhizosphere of the hyperaccumulator sedum alfredii on sorption of zinc and cadmium by differentsoils,J.HazardousMaterials.192:1616-1622

Shan X, Lian Q, Wen J , B, 2002. Effect of organic acids on adsorption and desorption of rare earth elements. Chemosphere. 47: 701–710.

Wong J W C, Li K L, Zhou L X, and Selvam A, 2007. The sorption of Cd and Zn by different soils in the presence of dissolved organic matter from sludge. Geoderma .137: 310–317.

بررسی تاثیر عمق خاک بر چرخه نیتروژن در اراضی شالیزاری

نرگس جلیل نژاد ماسوله[1] ، مریم نوابیان[2] ، مهدی اسمعیلی ورکی[2] ، محمد حسن علی بیگلویی[2]
۱-دانشجوی کارشناسی‌ارشد، گروه مهندسی آب، دانشگاه گیلان
۲-استادیار گروه مهندسی آب، دانشگاه گیلان
*نویسنده مسئول، آدرس الکترونیکی: Navabian@guilan.ac.ir

مقدمه

افزایش جمعیت و افزایش تقاضای سرانه برای محصولات کشاورزی به خصوص برنج و عدم امکان افزایش قابل توجه سطح زیرکشت برنج، استفاده از کودهای شیمیایی را جهت ترمیم توان ذاتی خاک برای تامین عناصر غذایی مورد نیاز گیاه ضروری می‌سازد (کریمی، ۱۳۸۹). کودهای شیمیایی از جمله منابعی هستند که به سرعت می‌توانند عناصر غذایی را در اختیار گیاه قرار دهند ولی مصرف زیاد و مداوم آنها خطرات زیست محیطی مثل آلودگی آبهای سطحی و زیرزمینی و غنی‌شدن آبها را به دنبال دارد (ماهاجان و همکاران، ۲۰۰۹). بررسی فرآیند انتقال املاح در خاک از نظر تخمین میزان تلفات عناصر غذایی و آبشویی نمک ها از ناحیه ریشه گیاه، زمان و میزان آلوده شدن آب های زیرزمینی حائز اهمیت است . نیتروژن از عناصر مورد نیاز برنج و به عنوان یکی از عوامل افزایش میزان محصول می باشد و موجب افزایش حاصلخیزی و باروری در خاک می شود (تیکسیرا، ۲۰۱۲). مدیریت صحیح مواد مغذی خاک مانند کود نیتروژن نیازمند شناخت چرخه بیولوژیکی آنها در اکوسیستم می‌باشد. چرخه نیتروژن که ترکیبی از فرآیندهای جذب نیتروژن قابل دسترس توسط گیاهان، انتقال آن از بقایای گیاهی به مواد آلی خاک و تبدیل نیتروژن آلی به شکل معدنی آمونیوم می باشد، برای بقای سیستم های زنده ضروری است و تمامی این چرخه توسط ریزجانداران خاک انجام می‌شود (یزدان‌پناه و همکاران، ۱۳۸۸). نیتروژن به‌وسیله میکروارگانیسم‌های خاک طی فرآیند شناخته شده‌ای به نام معدنی شدن، به آمونیوم تبدیل می شود. ریشه گیاهان مقداری آمونیوم جذب کرده و مقداری از آن به صورت شیمیایی به آمونیاک تبدیل شده و به اتمسفر برمی‌گردد. مرحله معدنی شدن شامل آمونیاک سازی و نیترات سازی است (یوسف و همکاران، ۲۰۰۹؛ زانگ و همکاران، ۲۰۱۰). باکتری‌ها طی مراحلی به ترتیب آمونیوم خاک را به نیتریت و سپس به نیترات تبدیل می‌کنند که به آن نیترات زایی اطلاق می شود. نیترات برای حرکت در آب خاک آزاد است . نتیجه این عمل آبشویی یا حرکت نیترات به اعماق خاک است. هرجا که کمبود اکسیژن در خاک وجود داشته باشد بعنوان شرایط بی‌هوازی نامیده می شود. بسیاری از باکتری ها انرژی مورد نیاز خودشان را از راه کاهش نیترات به گاز دی نیتروژن یا اکسید نیتروژن به دست می‌آورند. این فرآیند بیولوژیکی نیتروژن‌زدایی نامیده می‌شود. نتیجه این عمل اتلاف نیتروژن خاک و بازگشت نیتروژن به اتمسفر می‌باشد.

در بین کودهای شیمیایی، کود اوره بالاترین میزان مصرف را در کشاورزی شمال کشور دارد. این کود به میزان بالا و بدون توجه به ترکیبات خاک و طبق عادت و عرف کشاورزان وارد خاک می شود. کود اوره پس از تجزیه به آمونیاک، آمونیوم، نیتریت و نیترات تبدیل می‌شود. آمونیاک درصورت گرم بودن هوا، راکد بودن آب در مزرعه و بالابودن PH خاک، متصاعد شده و از دسترس گیاه خارج می شود. نیتریت و نیترات نیز به دلیل دارا بودن بار منفی جذب رس‌های خاک نمی‌شود و شسته شده و به اعماق خاک و درنهایت به سفره آب‌های زیرزمینی وارد می‌شود. نیترات‌زدایی از فاکتورهای بسیاری مانند دمای خاک، حضور و فعالیت باکتری ها، اسیدیته خاک، میزان اکسیژن، میزان ماده آلی، بافت و ساختمان خاک، ضریب پخشیدگی گاز، حجم بخش غیر هوازی و غلظت

نیترات در خاک تاثیر می پذیرد (تیکسیرا و همکاران، ۲۰۱۰). دما بر فرآیند های نیترات زدایی تاثیرگذار بوده بطوریکه افزایش دما سرعت فرآیندهای بیولوژیکی مثل نیترات زدایی و آزاد شدن ترکیبات معدنی را افزایش می‌دهد. رطوبت کم همه ی فرآیندهای چرخه نیتروژن به‌جز نیترات‌زدایی و جذب را افزایش می دهد (نوابیان، ۱۳۸۷). فعالیت‌های نیترات‌زدایی در خاک های سطح ی بیشتر بوده و عموما با افزایش عمق خاک کاهش پیدا می‌کند. کاهش فعالیت‌های نیترات‌زدایی با افزایش عمق می تواند مرتبط با کاهش فعالیت آنزیمی و همچنین کاهش موجودیت کربن و نیترات در عمق باشد. رطوبت خاک و غلظت اولیه نیترات بیشترین تغییرات را بر نرخ نیترات‌زدایی دارند. حرکت نیترات و پتانسیل آبشویی آن از فاکتورهای مختلفی مانند مدیریت کود نیتروژن، روش آبیاری، دینامیک جذب نیتروژن، بافت خاک و تخلل آن و وجود مسیرهای جریان ترجیحی تبعیت می نماید (کامریا و همکاران، ۲۰۰۳). اعمال مدیریت در کاربرد کودهای نیتروژنی و آب آبیاری می‌تواند حرکت نیترات به اعماق خاک را محدود نماید. نوواکاوا و ناگل (۲۰۰۹) تاثیر میزان کود و آب در یک خاک لومی رسی با هدایت هیدرولیکی پایین و ظرفیت نگهداری بالا بر حرکت نیترات را بررسی نموده و مشاهده کردند با افزایش عمق خاک غلظت نیترات کاهش یافت و جذب نیترات توسط گیاه بر حرکت آن به لایه های زیرین فزونی داشت. جاینس و همکاران (۱۹۹۴) نشان دادند که بافت خاک بصورت آشکار نگهداری یا آبشویی نیترات در خاک را تحت تاثیر قرار می دهد.

تولید و تبدیل نیتروژن به شکل‌های مختلف تحت خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و اقلیم منطقه است که سرنوشت نیتروژن موجود در خاک را تعیین می کنند. آبیاری نیز یکی از عوامل موثر بر کشت برنج و چرخه نیتروژن است. با توجه به مساله فوق و لزوم بازنگری در شیوه های سنتی مدیریت آبیاری برنج، انتخاب مدیریت بهینه آبیاری مستلزم شناخت چرخه نیتروژن است. از این رو در این تحقیق، بررسی چرخه نیتروژن در اعماق مختلف خاک برای مدیریت‌های مختلف آبیاری مدنظر قرار گرفت.

مواد و روشها

برای انجام آزمایش ها، بخشی از خاک یک شالیزار در استان گیلان جهت انجام آزمایش ها جمع‌آوری و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن تا عمق ۳۰ سانتی‌متری شامل درصد کربن آلی به روش والکی–بلاک، درصد رس، سیلت و شن به روش هیدرومتری، جرم مخصوص ظاهری به روش استوانه فلزی، درصد رطوبت اشباع به روش وزنی، مقادیر نیترات، نیتریت به روش اسپکتروفتومتری و آمونیوم به روش تیتراسیون اندازه‌گیری گردید. جدول ۱ مشخصات خاک مورد آزمایش ر ا نشان می دهد. به منظور شبیه سازی چرخه نیتروژن در اراضی شالیزاری از میکرولایسیمتر استفاده شد. میکرولایسیمتر با قطر ۲۵ سانتی‌متر و ارتفاع حداقل ۵۰ سانتی‌متر به منظور لحاظ نمودن عمق توسعه ریشه برنج انتخاب شدند. برای شبیه‌سازی شرایط مزرعه در میکرولایسمترها پس از هوا خشک نمودن خاک، خاک از الک ۲ میلی‌متری گذرانده و سپس با رعایت جرم مخصوص ظاهری در مزرعه در میکرولایسیمترها متراکم شدند. این آزمایش بصورت بلوک کامل تصادفی در سه تکرار در سال ۱۳۹۱–۱۳۹۲ اجرا گردید. به منظور بررسی میزان تاثیرگذاری عمق خاک و مدیریت آبیاری بر چرخه نیتروژن در اراضی شالیزاری، آزمایش ها در سه سطح تیمار آبیاری غرقاب، رطوبت اشباع و ۸۵ درصد رطوبت اشباع خاک پس از اعمال کود نیتروژن انجام شد ند. برای اندازه گیری رطوبت در تیمارهای اشباع و ۸۵ درصد اشباع از بلوک‌های گچی که واسنجی شده بودند، استفاده شد و برای جبران کسر رطوبتی حاصل از تبخیر، میزان کسری

محاسبه و به صورت آب آبیاری اضافه شد. برای استقرار عمق ثابت ۵ سانتی‌متری آب بر روی تیمارهای غرقاب از شناور که به مخزن آب متصل بود ، استفاده شد. برای تامین نیتروژن مورد نیاز از کود اوره (۹۰ کیلوگرم بر هکتار) استفاده گردید. از آنجا که کود اوره در خاک‌های شالیزارها به صورت تصعید آمونیوم تلف می‌شود، بعد از اشباع شدن تمامی تیمارها، استقرار کود در چند سانتی‌متری از خاک صورت گرفت. نمونه‌های آب از اعماق ۱۵ و ۳۰ سانتی‌متری خاک با استفاده از دستگاه نمونه‌گیر خاک که در اعماق مورد نظر نصب شده بود، استخراج شد و بلافاصله برای انجام آزمایش‌ها به آزمایشگاه انتقال داده شد. به منظور بررسی چرخه نیتروژن، فرم های مختلف نیتروژن شامل نیترات، نیتریت و آمونیوم تعیین شدند . در نهایت آنالیز واریانس بر روی تیمارها با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شد.

جدول ۱- مشخصات خاک مورد آزمایش

بافت خاک (درصد)			کربن آلی (درصد)	درصد رطوبت اشباع	جرم مخصوص ظاهری (گرم بر سانتیمتر مکعب)
رس	شن	سیلت			
۲۸/۴۹	۱۱/۱۳	۶۰/۴	۱/۲۷	۶۸/۸۳	۱/۴۸

نتایج و بحث

شکل ۱، مقادیر نیترات، نیتریت و آمونیوم خاک در دو عمق ۱۵ و ۳۰ سانتی‌متری تحت مدیریت های غرقاب، اشباع و ۸۵ درصد اشباع نشان می دهد. همانطور که در نمودار غلظت نیترات مشخص است افزایش نیتروژن نیتراتی در شرایط اشباع و ۸۵ درصد اشباع بیشتر از حالت غرقاب است که به علت تجزیه بیشتر مواد آلی و در نتیجه آزاد شدن آمونیوم و به دنبال آن تولید نیترات در خاک می‌تواند باشد. در مدیریت آبیاری غرقاب به دلیل سنگین بودن بافت خاک و شرایط برای نفوذ کمتر اکسیژن و عدم رویداد نیترات‌زایی، مقدار نیتروژن نیتراتی کم‌تر بود. همچنین در سطوح آبیاری کم ، نیترات باقی مانده در لایه های بالایی کمتر تحت تاثیر آبشویی قرار گرفت. شکل ۱ نشان می‌دهد که مقدار نیترات در تیمار ۸۵ درصد اشباع از بقیه تیمارها بیشتر بود.

آنالیز واریانس نشان داد مقادیر نیترات نسبت به مدیریت آبیاری و عمق در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بود اما در مورد آمونیوم تیمارها در دو عمق تفاوتی با هم نداشتند. در مورد نیتریت فقط اثر آبیاری معنی‌دار بدست آمد (جدول ۲). خشک و تر شدن خاک مقدار تصعید آمونیوم را کاهش می دهد در نتیجه در تیمار ۸۵ درصد اشباع مقدار آمونیوم بیشتر بدست آمد. نتایج نشان داد اثر عمق روی غلظت آمونیوم و نیتریت معنی دار نبوده اما بر مقدار نیترات در سطح احتمال یک درصد معنی دار و اثر مدیریت آبیاری بر میزان نیترات و آمونیوم در سطح احتمال یک درصد معنی دار بود. بیشترین مقدار تجمع نیترات در عمق ۱۵ سانتی‌متری در حالت ۸۵ درصد اشباع خاک مشاهده شد. این امر حاکی از آن بود که سنگین بافت بودن و تر اکم خاک حرکت رو به پایین نیترات را محدود نموده است.

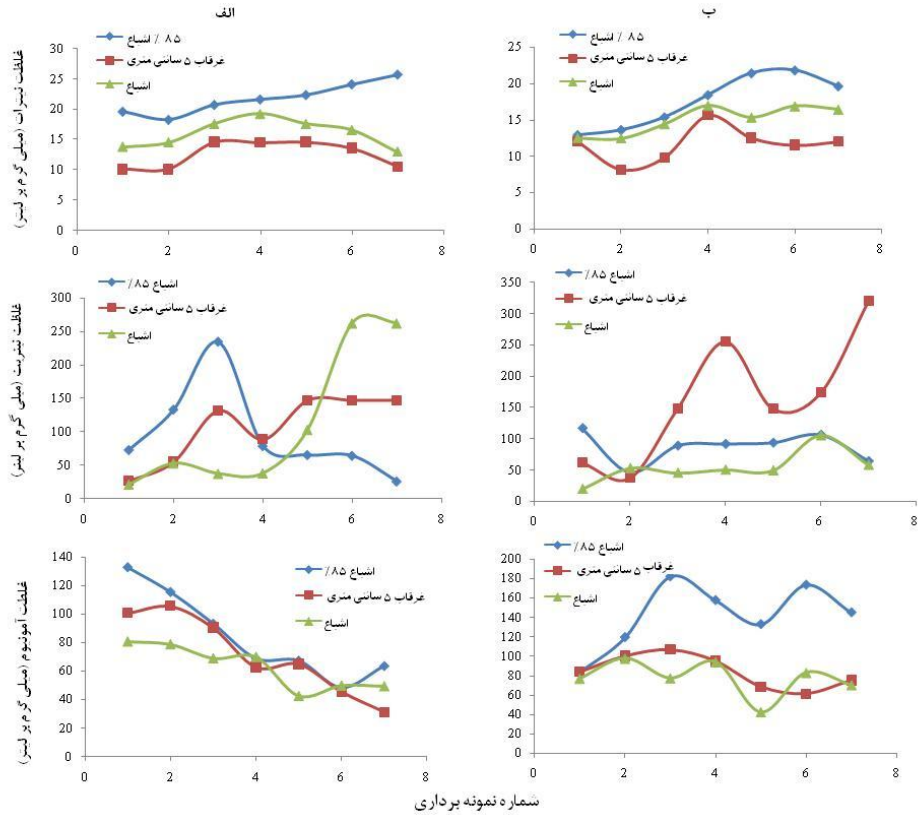
جدول ۲-جدول آنالیز واریانس برای نیتریت

Tests of Between-Subjects Effects

Dependent Variable:nitrit

Source	Type III Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Corrected Model	101.705[a]	3	33.902	5.942	.002
Intercept	11189.156	1	11189.156	1.961E3	.000
irigation	101.546	2	50.773	8.900	.001
depth	.159	1	.159	.028	.868
Error	216.794	38	5.705		
Total	11507.655	42			
Corrected Total	318.499	41			

a. R Squared = .319 (Adjusted R Squared = .266)



شکل ۱- غلظت نیترات، نیتریت و آمونیوم(الف) در عمق ۱۵ سانتی متری خاک(ب) در عمق ۳۰ سانتی‌متری خاک

منابع

نوابیان، م.، ۱۳۸۷. بهینه‌سازی طراحی و مدیریت کود آبیاری ج ویچه‌ای برای کاهش آلودگی نیترات . پایان نامه دکتری آبیاری و زهکشی، دانشکده مهندسی آب و خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران.

یزدان‌پناه ن. و محمودآبادی، م.، ۱۳۹۰. بررسی فرآیند نیترات سازی در دو خاک آهکی و غیر آهکی آلوده شده به فلزات سنگین روی و کلئمیوم. مجله پژوهش های آب و خاک، جلد هجدهم، شماره ۱. صفحه‌های ۱۴۲-۱۲۳.

Cai Zu, 1999. Ammonium transformation in paddy soils affected by the presence of nitrate. Nutrient cycling in Agro ecosystems 63:267–274.

Cameria M, Fernando RM and Pereira LS, 2003. Monitoring water and No3-N in irrigated maize fields in the Sorraia watershed. Agricultural water management 60: 199-216.

Gaines TP, ST Gaines, 1994. Soil texture effect on nitrate leaching in soil percolates. Communication in soil science and Plant analysis 25: 2561–2570.

Guimer j, 1988. Anomalously high nitrate concentrations in ground water. Ground water 36(2): 28-275.

Novakova k, and Nagel d, 2009. The Influence of Irrigation on Nitrates Movement in Soil and Risk of Subsoil Contamination. Soil and Water Research (2): 131-136.

Teixeira C, Magalhaes C, RAR Boaventura, AA Bordalo, 2011. Potential rates and environmental controls of denitrification and nitrous oxide production in a temperate urbanized estuary. Nitrate fate in a Marine Environmental Research. Agricultural Water Management 70: 336-342.

Youssef CB, Zepeda A, Texier AC and Gomez J, 2009. A two-step nitrification model of ammonia and nitrite oxidation under benzene inhibitory and toxic effects in nitrifying batch cultures. Chemical Engineer Journal 152: 264-270.

Zhang Y, Zhou J, Guo J, Zhang X, Zhao L, and Yuan S, 2010. Study on nitrite accumulation characteristics and nitrifying population dynamics at different growth environments. Biology biomed Science 6: 2. 65-69.

تعیین شکل‌های شیمیایی آهن پس از کاربرد کمپوست زباله شهری تهران طی دو سال

مولود سمیعی[*1]، عبدالامیر بستانی[1]، حشمت امیدی[2]
1-به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه شاهد، دانشکده کشاورزی، تهران، ایران
2- استادیار گروه علوم زراعت، دانشگاه شاهد، دانشکده کشاورزی، تهران، ایران

مقدمه

آهن عنصر اصلی تشکیل دهنده لیتوسفر می‌باشد که تقریبا 5/1 درصد است و میانگین ان در خاک‌ها 3/8 درصد تخمین زده شده است. بخش بزرگی از کانی‌های اولیه را مینرال‌های فرومنیزیم تشکیل داده‌اند. در طی هوادیدگی این کانی‌ها حل می‌شوند و رسوبات آهن همچون هیدروکسیدها و اکسیدهای فریک آزاد می‌گردند. حلالیت آهن در خاک عمدتا توسط اکسیدهای آهن فریک کنترل می‌شود و هیدرولیز، کمپلکس شدن و رداکس از مهم‌ترین عوامل موثر می‌باشند (لیندزی، 1979). تقریبا همه موجودات زنده برای بقای خود به آهن نیاز دارند. به دلیل توانایی آهن در تبادل الکترون، آهن به عنوان کوفاکتور برای بسیاری از آنزیم‌ها که نقش مهمی در تنفس، بیوسنتز DNA و متابولیسم نیتروژن دارند، به کار گرفته می‌شود. در گیاهان نیز آهن برای فتوسنتز و بیوسنتز کلروفیل ضروریست. چالشی که گیاهان در خاک‌های آهکی با آن مواجه هستند، محدودیت دسترسی به آهن می‌باشد. آهن ترکیبات نامحلولی را تشکیل می‌دهد که در pH طبیعی یا قلیایی درمحیط هوازی قابل استفاده نیست (جانگ و همکاران، 2009). آهن چهارمین عنصر فراوان پوسته زمین است اما در خاکهای زراعی که عمدتا اکسیکی هستند و در pHهای سازگار با رشد گیاه، این عنصر در حالت اکسیدی Fe^{3+} یافت می‌شود و حلالیت آن در سطوح بسیار پایینی توسط هیدروکسیدها، اکسی‌هیدروکسیدها و اکسیدهای پایدار کنترل می‌شود (لمانسئو و همکاران، 2009). در بیشتر نقاط کشور ما، مهم‌ترین عاملی که موجب کمبود آهن می‌شود، زیادی بیکربنات در محلول خاک است. اغلب خاک‌های ایران حاوی مقدار قابل توجهی آهک هستند، آبیاری سنگین، فشردگی و یا هر اقدامی که تهویه اینگونه خاک‌ها را کاهش دهد منجر به افزایش غلظت دی‌اکسیدکربن در خاک و به دنبال آن افزایش بی‌کربنات می‌شود. بی‌کربنات تولید شده خاصیت بافری دارد و در نتیجه از کاهش pH در اطراف ریشه تا حدی جلوگیری می‌کند (ملکوتی و همکاران، 1387). با تعیین اشکال شیمیایی خاص عناصر در خاک می‌توان وضعیت تحرک و قابلیت دسترسی به آنها را ارزیابی نمود (رائو و همکاران، 1997). درواقع، تغییر در شرایط محیطی مانند اسیدی‌شدن، تغییر در شرایط پتانسیل اکسیداسیون و احیا یا افزایش در غلظت لیگاندهای آلی می‌تواند منجر به انتقال فلزات از فاز جامد به فاز مایع گردد (گلیزز و همکاران، 2002). این پژوهش با هدف ارزیابی تاثیر کمپوست زباله شهری بر روی توزیع آهن درفراکشن‌های مختلف یک خاک آهکی انجام گردیده است. روشی که به طور گسترده برای درک توزیع عناصر در فاز جامد مورد استفاده قرار می گیرد با عنوان جزءبندی شناخته شده است (هان و همکاران، 1995). با استفاده از این روش در خاک‌های کشاورزی، اشکال محلول و قابل تبادل که نسبت به اجزای محبوس و باقی‌مانده، برای گیاه سریع تر قابل دسترس می‌باشند، جداسازی می‌گردند (زیان،2003).

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی سطوح مختلف کمپوست زباله شهری تهران بر نحوه توزیع آهن در خاک، آزمایشی در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهد، به صورت طرح فاکتوریل در قالب بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار در سال زراعی 90-89 و 91-90 انجام شد. عامل اول چهار سطح تیمار کمپوست شامل شاهد، 15، 30 و 60 تن بر هکتار و عامل دوم کاربرد یک ساله و دو ساله در نظر گرفته شد. به این صورت که کرت اصلی در سال اول مشخص و سطوح مختلف تیمار به آن افزوده شد و در سال دوم هر کرت به دو قسمت مساوی تقسیم شد و تنها به یک قسمت آن همان تیمار سال قبل افزوده شد. تعداد 24 نمونه از عمق 25-0 (cm)خاک درکرت‌های مختلف برداشته و پس از انجام مراحل آماده‌سازی، برخی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک به روش‌های استاندارد تعیین شد (بنتون و همکاران،1990). در نهایت جزءبندی آهن در خاک به 5 فرکشن : محلول+ تبادلی، پیوند یافته با کربنات‌ها، پیوند یافته با اکسیدهای آهن و منگنز، پیوند یافته با مواد آلی و باقیمانده با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای بر مبنای روش تسیر و همکاران(1979)، صورت پذیرفت و با دستگاه جذب اتمی مدل Analytic Jena Contra AA300 قرائت شد. محاسبات آماری با نرم افزار SAS و نمودارها با Excel ترسیم شد.

نتایج و بحث

مطابق جدول یک خاک داری بافت نسبتاً سبک، مقدار ماده آلی کم و آهکی می‌باشد.

جدول1: برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد بررسی قبل از اعمال تیمار

بافت	pH	رس	سیلت	شن	SP	OC	CCE*	CEC	آهن کل
-	-	درصد						$Cmol_c\ kg^{-1}$	$mg\ kg^{-1}$
لوم	8/28	24	40	36	31	/171	11/5	12/13	25712/5

*- کربنات کلسیم معادل

بر اساس جدول دو، با توجه به استانداردهای ارائه شده برای کمپوست توسط مراجعی همچون WHO و EPA، بجز هدایت الکتریکی، سایر پارامترها در شرایط مطلوبی قرار دارند (ابراهیمی و همکاران، 2008).

جدول2: برخی از ویژگی‌های کمپوست زباله شهری مورد استفاده

pH (1:2)	EC (1:2)	OC	آهن
–	$ds\ m^{-1}$	درصد	Total ($mg\ kg^{-1}$)
7/2	10	25	16200

اثر کمپوست زباله شهری بر غلظت و نحوه توزیع آهن در خاک:

جدول سه نتایج حاصل از تجزیه واریانس اثر سطوح کمپوست زباله شهری بر توزیع آهن در پنج جزء مختلف تبادلی(EX)، پیوندیافته با کربنات‌ها (CA)، پیوندیافته با اکسیدهای آهن و منگنز یا احیایی(FM)، پیوندیافته با ماده‌آلی یا اکسیدی (OM) و جزء باقیمانده (RE)، نشان می‌دهد.

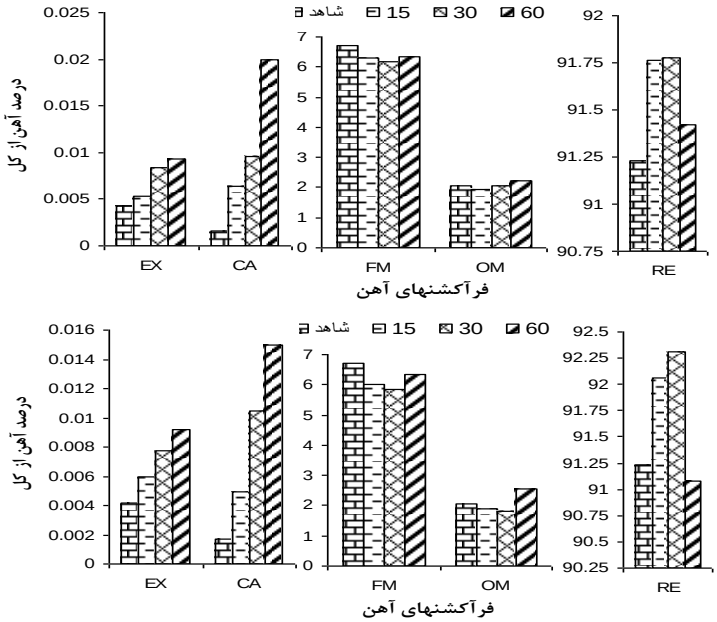
جدول 3: تجزیه واریانس مقادیرآهن در فرکشن‌های مختلف خاک پس از اعمال سطوح کمپوست زباله

منابع تغییرات	درجه آزادی	EX	CA	FM	OM	RE
تکرار	2	0/0124 ^{ns}	0/016 ^{ns}	459/17 ^{ns}	328/65 ^{ns}	21573/8 ^{ns}
کمپوست‌زباله شهری	3	3/413 **	22/76 **	129828/041 **	64677/94 **	44448779/5 **
زمان کاربرد	1	0/095 **	0/2 *	24742/68 **	9594 *	14047695/1 **
کمپوست × زمان	3	0/031 **	0/54 **	5083/77 **	8639/23 **	1577761/3 **
خطا	14	0/0049	0/037	213/22	1388/47	210059/3
ضریب تغییرات		4/033	8/37	0/927	7/154	1/996

* و ** و ^{ns} به‌ترتیب معنی‌دار در سطح احتمال 5 و 1 درصد وغیرمعنی‌دار

نتایج حاصل از مقایسه میانگین اثر سطوح کمپوست زباله شهری بر غلظت آهن در فرآکشن‌های مختلف نشان داد بین همه تیمارها از نظر غلظت آهن تبادلی، کربناتی، اکسیدهای آهن- منگنز و باقیمانده اختلاف معنی‌دار وجود داشت($p<0.01$).اثر دفعات مصرف بر اجزای تبادلی و پیوندیافته با اکسیدهای آهن-منگز در سطح و باقیمانده در سطح یک درصد و بر سایر اشکال در طح پنج درصد معنی‌دار شد. افزودن کمپوست زباله شهری طی دو سال به خاک به طور معنی دار غلظت آهن موجود در همه فرکشن‌ها به جز بخش پیوندیافته با کربنات‌ها را در خاک نسبت به یکبار اعمال آن افزایش داد($p<0.01$). به‌طوریکه غلظت آهن تبادلی، متصل به کربنات‌ها، متصل به اکسیدهای آهن-منگنز و باقیمانده در سال دوم نسبت به سال اول به ترتیب 7/29، 4/16، 7/98 و 6/89 درصد افزایش یافت. براساس شکل یک و دو ترتیب فراکشن‌های آهن در تمامی نمونه‌ها تقریبا از روند یکسانی برخوردار بوده و به صورت زیر است: RE>FM>OM>CA>EX. بر این اساس جزء باقیمانده (F5) در سال اول و دوم به ترتیب با درصدی در محدوده 91/77-91/22 و 92/31- 91/08، نسبت به سایر اجزا غالب می‌باشد. بخش قابل توجهی(حدود 6 درصد) از آهن در هر دو سال مصرف کمپوست، در جزء مرتبط با اکسیدهای آهن-منگنز (F3) به‌دست آمد. از آنجایی که این عنصر در خاک، به طور عمده در اشکال اکسیدها و هیدروکسیدها یافت می‌شود، این مقدار قابل انتظار است(آجای و همکاران، 2012). در این بین سهم جزء تبادلی (F1)، در سالهای اول و دوم مصرف کمپوست در همه تیمارها بسیار ناچیز و حدودا صفر به دست آمد بنابراین می‌توان گفت تحرک و زیست‌فراهمی آن نیز ناچیز است، همچنین سهم مربوط به جزء محبوس درکربنات‌ها (F2) در تمام تیمارها به جز تیمار 60 تن کمپوست در هکتار که در سال اول 0/02 درصد و در سال دوم 0/15 درصد محاسبه شد بسیار ناچیز بوده و با درصدی تقریبا برابر با صفر، سهم بسیارکمی از کل آهن را در خاک‌های مورد مطالعه به خود اختصاص دادند. با این حال، آهن در شکل متصل به مواد آلی (F4)، در

مصرف یکساله از 1/9 تا 2/2 درصد و در مصرف دوساله کمپوست این میزان بین 1/8 تا 2/5 درصد قرار داشت که در هردو سال بیشترین درصد به تیمار 60 تن کمپوست بر هکتار تعلق داشت .نتایج فوق کاملا با یافته‌های آجای و همکاران(2012) مطابقت دارد.



شکل1: درصد توزیع آهن در بین اشکال مختلف خاک را به ترتیب طی مصرف یکساله (a) و دوساله (b) کمپوست زباله شهری نشان می‌دهند

منابع

1. ملکوتی م.ج، کشاورز پ و کریمیان ن، 1387. روش جامع تشخیص وتوصیه بهینه کود برای کشاورزی پایدار . انتشارات دانشگاه تربیت مدرس. چاپ هفتم
2. Ajayi S.O, Odesanya B.O, Avwioroko A.O, Adebambo G.S and Okafor B, 2012. Effects of long term fertilizer use on trace metal levels of soils in a farm settlement. Agricultural Research and Development, 2: 044-051
3. Benton J, Jones J.R and Case V.W, 1990. Sampling, handling and analyzing plant tissue sample. *In*: R. L. Westerman (Ed.), Soil Testing and Plant Analysis. SSSA, Madison, WI. 3:389-429
4. Ebrahimi A.H, Pouralagebandan H, Khazayely Sh, Shahsavari A and Salehi A, 2008. The first full reference quality organic fertilizer production, the recycling and conversion of municipal waste organization of Isfahan Municipality. 102p. (In Persian).
5. Gleyzes Ch, Tellier S, and Astruc M, 2002. Fractionation studies of trace elements in contaminated soils and sediments: a review of sequential extraction procedures, trends in analytical chemistry 21: 451-467
6. Han F.X and Banin A, 1995. Selective sequential dissolution techniques for trace metals in arid-zone soils: The carbonatedissolution step.Commun.Soil Sci.Plant Anal. 26:553-576
7. Jeong J and Connolly L, 2009. Iron uptake mechanisms in plants: Functions of the FRO family of ferric reductases. Plant Science. 176 :709-71
8. Lemanceau Ph, Bauer P, Kraemer S and Briat J.F, 2009. Iron dynamics in the rhizosphere as a case study for analyzing interactions between soils, plants and microbes. Plant Soil . 321: 513–535
9. Lindsay, W.L. 1979. Iron. In: W.L. Lindsay (ed.). Chemical equilibria in soils. John Wiley & Sons, Inc. NY.
10. Rao G.N and Ma L.Q, 1997. Chemical fractions of Cadmium, Copper, Nickel and Zinc contaminated soils. J. Environ. Qual. 26:259-264.
11. Tessier A, Campbell P.G.C and Bisson M, 1979. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. Anatycal Chemistry, 51.
12. Xian X, 2003. Effect of chemical forms of Cadmium, Zinc, and Lead in polluted soils on their uptake by cabbage plants. Plant Soil 113:256-264

تاثیر کاربرد دو سال کمپوست زباله شهری بر فاکتور تحرک آهن و منگنز در خاک

مولود سمیعی*[1]، عبدالامیر بستانی[1]، حشمت امیدی[2]
1-به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه شاهد، دانشکده کشاورزی، تهران، ایران
2- استادیار گروه علوم زراعت، دانشگاه شاهد، دانشکده کشاورزی، تهران، ایران

مقدمه

تولید ضایعات همراه با صنعتی شدن و شهرنشینی جوامع افزایش یافته است. کمپوست زباله شهری از طریق بازیافت مواد مغذی ماکرو و میکرو گزینه مناسبی برای دفع زباله به شیوه ایمن و اقتصادی است (بوس و باتاچارا، 2012). از طرفی به سبب کمبود آهن و منگنز در خاکهای آهکی و مشکلات تغذیه‌ای ناشی از آن، افزایش مقادیر قابل‌جذب این عناصر از اهمیت بالایی برخوردار است (شریفی و همکاران، 1390). بنابراین برای درک تغییرات در خواص خاک و شیمی فلزات سنگین موجود در آن، تاثیر کاربرد دو ساله کمپوست زباله شهری بر قابلیت دسترسی زیستی عناصر آهن و منگنز مورد مطالعه قرار گرفت. تحرک عنصر عبارت است از پتانسیل آن برای ورود به داخل بخش‌هایی از خاک که در آن با انرژی کمتری نگه‌داری می‌شود. عامل تحرک به بسیاری از عوامل مرتبط با ماهیت عنصر، خواص خاک و به نوع و کیفیت خاک اصلاح شده بستگی دارد. تحرک فلزات سنگین در خاک ممکن است بر اساس مقادیر مطلق و نسبی آنها در بخش‌هایی که اتصال ضعیفی به خاک دارند، مورد ارزیابی قرار گیرد. فاکتور تحرک[1] (MF) یک شاخص نسبی است که تا حدی نشان دهنده قابلیت دسترسی زیستی به عنصر بوده و توسط معادله زیر قابل محاسبه است (آچیبا و همکاران، 2009) :

$$MF = \frac{F1+F2}{F1+F2+F3+F4+F5} \times 100 \qquad [1]$$

که در این معادله F_1 جزء قابل تبادل، F_2 جزء پیوند یافته با کربنات‌ها، F_3 جزء پیوند یافته با اکسیدهای آهن و منگنز، F_4 جزء پیوند یافته با مواد آلی و F_5 جزء باقی‌مانده می‌باشند که به روش تسیر (1979) اندازه گیری می-شوند.در مطالعه‌ای مشخص شد که استفاده از کمپوست طی 5 سال باعث افزایش دسترسی زیستی آهن و منگنز در خاک شده و از لحاظ انباشت فلز در قسمت های خوراکی گوجه فرنگی و پیاز خطری نداشت (بالدانتونی و همکاران، 2012). نتایج بررسی کنرادی و همکاران (2005) بر روی مقادیرآلمینیوم، آرسنیک، کادمیوم، مس، آهن، منگنز، سرب و روی نشان داد که بخش عمده‌ای از Al، Cd، Cu و Zn در جزء آلی و نیز Fe و Mn در فرم متصل به اکسیدهای آهن و منگنز وجود دارد. مقادیر کمی از Al، Fe و Mn در فرکشن قابل دسترس برای گیاه (تبادلی و متصل به کربنات ها) یافت شد. بنابر نتایج حاصل از مطالعه اساکو (2010) بر روی گونه-های شیمیایی و متحرک فلزات آهن، کبالت، نیکل و منگنز در خاک عامل تحرک فلزات به صورت کبالت > نیکل> منگنز> آهن گزارش شده است.

[1]- Mobility Factor

مواد و روش‌ها

این تحقیق در مزرعه پژوهشی دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهد تهران انجام شد. فاکتورهای آزمایش به صورت چهار سطح 0، 15، 30 و 60 تن کمپوست در هکتار به‌عنوان عامل اول و عامل دوم نیز دفعات مصرف کمپوست می‌باشد. اردیبهشت سال 90 مقادیر کمپوست، به کرت‌ها اضافه شد. در اردیبهشت 91 نیز هر کرت به دو قسمت مساوی تقسیم و در یک بخش آن مجددا معادل کمپوست اضافه شده در سال قبل،کمپوست افزوده گردید. به منظور بررسی تأثیر کمپوست زباله شهری بر ویژگیهای خاک از هر بخش، نمونه مرکب بصورت جداگانه برداشت و پس از آماده‌سازی، بعضی خواص فیزیکی و شیمیایی آنها از قبیل بافت، ظرفیت تبادل کاتیونی، کربن آلی، کربنات کلسیم معادل، قابلیت هدایت الکتریکی و pH در عصاره اشباع خاک، به روش‌های استاندارد تعیین شد (بنتون و همکاران،1990). نیز جزءبندی آهن و منگنز در خاک به 5 فرکشن : محلول+ تبادلی، پیوند یافته با کربنات‌ها، پیوند یافته با اکسیدهای آهن و منگنز، پیوند یافته با مواد آلی و باقیمانده با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای بر مبنای روش تسیر و همکاران(1979) صورت گرفت و با دستگاه جذب اتمی مدلAnalytic Jena Contra AA300 قرائت شد. داده‌های حاصل در قالب طرح آماری بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار با نرم افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها توسط آزمون چند دامنه‌ای دانکن انجام گرفت.

نتایج و بحث

جدول یک برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک را نشان می‌دهد. بر اساس نتایج آنالیز خاک پس از اعمال تیمار، کاهشpH ($p\leq0.01$) و افزایش کربن آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی ($p\leq0.05$) در تمامی سطوح مشاهده شد.

جدول 1 : مشخصات فیزیکی و شیمیایی خاک منطقه مورد مطالعه

بافت خاک	pH	CCE*	OC	SP	EC	CEC
–	–	درصد			$ds\ m^{-1}$	$Cmol_c\ kg^{-1}$
لومی	8/28	14/3	1/17	35	10	11/834

*: کربنات کلسیم معادل

نتایج حاصل از تجزیه واریانس نشان دهنده تاثیر معنی‌دار اعمال کمپوست زباله شهری، دفعات اعمال کمپوست و اثر متقابل آنها بر فاکتور دسترسی زیستی عناصر در سطح یک درصد بود. با توجه به جدول دو نتایج حاصل از مقایسه میانگین تاثیر کمپوست زباله شهری بر فاکتور زیستی آهن و منگنز نشان داد که کمپوست زباله شهری سبب افزایش فاکتور تحرک عناصر شد. این افزایش برای آهن منظم‌تر از منگنز بود. نتایج نشان داد فاکتور تحرک آهن در تیمار 15، 30 و 60 تن بر هکتار در مقایسه با شاهد به ترتیب 89/65، 193/1 و 348/3 درصد افزایش یافت. مطالعات نشان می‌دهد که اثرات مختلف ماده آلی اضافه شده به خاک‌ها بر قابلیت

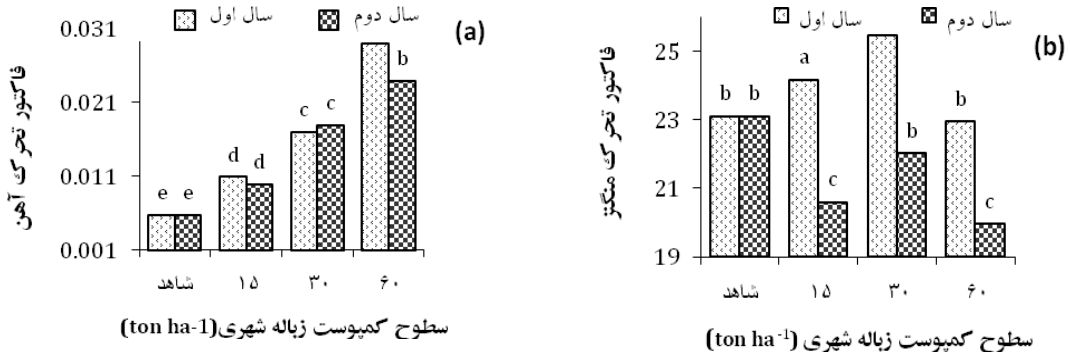
دسترسی فلز، به نوع فلز، خاک و ویژگی‌های مواد آلی اضافه شده به‌خصوص درجه هوموسی شدن آنها بستگی دارد (هارگراوس و همکاران،2008) بطوریکه افزایش میزان مواد آلی با تشکیل کمپلکس‌های آلی فلزی نامحلول از تحرک و سمیت آنها می‌کاهد، درحالیکه کود تازه و کمپوست نارس با میزان ماده آلی محلول نسبتا بالا، می‌تواند تحرک فلز را افزایش دهد (یودوم و همکاران، 2004). اساکو (2010) با مطالعه بر روی گونه-های شیمیایی و متحرک فلزات اظهار داشت که فاکتور انتقال در تمام سایت‌ها به صورت کبالت> نیکل> منگنز> آهن می‌باشد. بنابراین آهن و منگنز که به‌شدت به ماتریکس خاک متصل هستند و برای ظهور در زنجیره غذایی به آسانی قابل دسترس نمی‌باشند. افزایش معنی‌دار فاکتور تحرک عناصر پس از رشد گیاه و مصرف کود کمپوست در بالاترین میزان، بیانگر نقش کمپوست موادآلی و ترشحات ریشه در زیست فراهمی فلز می‌باشد (فاگنانو و همکاران، 2011).

جدول2: مقایسه میانگین MF آهن و منگنز در سطوح کمپوست زباله شهری

کمپوست زباله شهری (تن در هکتار)	آهن	منگنز
	($mg\ kg^{-1}$)	
شاهد	0/0058 d	23/12 b
15	0/ 011 c	22/76 b
30	0/017 b	24/10 a
60	0/026 a	21/46 c

میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون مطابق آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح 5 درصد اختلاف معنی‌دار ندارند

با توجه به شکل یک، فاکتور تحرک آهن و منگنز در سال اول نسبت به سال دوم متناسب با افزایش سطوح کمپوست افزایش بیشتری داشته است. علت این امر را می‌توان در افزایش مقادیر آهن و منگنز مرتبط با هر جزء به‌ویژه اشکال محبوس و باقیمانده مرتبط دانست. بنابراین با توجه به بزرگتر شدن مخرج کسر یعنی مجموع فرکشن‌ها نسبت به صورت کسر یعنی اشکال سهل الوصول برای گیاه در سال دوم نسبت به سال اول اعمال کمپوست، کاهش این شاخص در مصرف دو سالانه کمپوست نسبت به یکساله، منطقی می‌باشد. همچنین نتایج نشان دهنده اثر مضاعف کمپوست بر افزایش قابلیت دسترسی آهن نسبت به منگنز می‌باشد به گونه‌ای که فاکتور تحرک محاسبه شده برای آهن در تیمار 60 تن بر هکتار سال اول نسبت به خاک شاهد 5 برابر افزایش یافته است، درحالیکه بیشینه این مقدار برای منگنز به صورت افزایش 1/1 برابری در تیمار 30 تن کمپوست بر هکتار سال اول نسبت به شاهد، اتفاق افتاد. هم‌چنین فاکتور تحرک منگنز در تمام تیمارهای 15، 30 و 60 تن کمپوست دو سالانه نسبت به شاهد به ترتیب 10/8، 4/7 و 13/6 درصد کاهش یافتند، این مقادیر برای آهن به ترتیب 72، 210 و 313 درصد افزایش یافت. این شواهد خود تایید کننده نتایج به دست آمده مبنی بر پایدارتر بودن رفتار منگنز متصل به اکسیدهای آهن- منگنز نسبت به آهن، به عنوان اصلی‌ترین جزء جاذب فلزات در خاک و بیشتر بودن تمایل آهن نسبت به منگنز برای ایجاد کمپلکس‌های آلی می‌باشد (آجای و همکاران،2012)، (آدریانو و همکاران،2001). بنابراین می‌توان اظهار داشت که اضافه کردن کمپوست زباله شهری برای سال دوم هیچ اثر مهمی در تحرک فلزات نداشته است. منگنز به عنوان پر تحرک‌ترین فلز در خاک یافت گردید چرا که فاکتور تحرک آن در خاک شاهد 23/12 درصد می‌باشد.



شکل 1: مقایسه میانگین اثر سطوح کمپوست زباله شهری و دفعات کاربرد بر فاکتور دسترسی زیستی آهن(a) و منگنز(b)
میانگین‌های دارای حروف مشترک در هر ستون مطابق آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار در سطح 5 درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

منابع

1. شریفی م، افیونی م و خوشگفتارمنش ا. ح، 1390. اثر کاربرد لجن فاضلاب کارخانه پلی‌اکریل، کمپوست زباله شهری و کود گاوی بر قابلیت جذب آهن و روی در خاک و جذب آن‌ها توسط ذرت، یونجه و گل جعفری در شرایط گلخانه. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک، 15: 141-152
2. Achiba W.B, Gabteni N, Lakhdar A, Laing G.D, Verloo M, Jedidi N and Gallali T, 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. Agriculture, Ecosystems and Environment 130: 156–163
3. Adriano D.C ,2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. 2nd ed.
4. Ajayi S.O, Odesanya B.O, Avwioroko A.O, Adebambo G.S and Okafor B, 2012. Effects of long term fertilizer use on trace metal levels of soils in a farm settlement. Agricultural Research and Development, 2(2): 044-051
5. Baldantoni D, Saviello G, Morra L, Pizzolongo G, Iovieno Pand Alfani A, 2012. Long-term compost amendment of a Mediterranean agricultural soil. PartII: Assessment of heavy metals and nitrates contamination risk for soil,groundwater and crops, Italy.
6. Benton J, Jones J.R and Case V.W, 1990. Sampling, handling and analyzing plant tissue sample. *In*: R. L. Westerman (Ed.), Soil Testing and Plant Analysis. SSSA, Madison, WI. 3:389-429
7. Bose S and Bhattacharyya A, 2012. Effect of Industrial Sludge Application on Soil Nitrogen and Wheat Plant Response. Soil Science 2: 133-145.
8. Fagnano, M, Adamo P, Zampella M and Fiorentino N, 2011. Environmental and agronomic impact of fertilization with composted organic fraction from municipal solid waste, Agriculture, Ecosystems and Environment 141: 100–107
9. Hargreaves J.C, Adl M.S and Warman P.R, 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment 123: 1-14
10. Konradi, E.A, Frentiu T, Ponta M and Cordos E, 2005. Use of Sequential Extraction to Assess Metal Fractionation in Soils from Bozanta Mare, Romania, Seria F Chemia 8:5-12
11. Osakwe S.A, 2010. Chemical Speciation and Mobility of Some Heavy Metals in Soils around Automobile Waste Dumpsites in Northern Part of Niger Delta, South Central Nigeria, J. Appl. Sci. Environ 14: 123 – 130
12. Tessier A, Campbell P.G.C and Bisson M, 1979. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. Analytical Chemistry 51.
13. Udom B.E, Mbagwu J.S.C, Adesodun J.K, Agbim N.N, 2004. Distributions of zinc,copper, cadmium and lead in tropical ultisol after long-term disposal of sewage sludge. Environ. Int 30: 467–470.

تعیین شکل های روی توسط عصاره‌گیری متوالی از برخی خاک‌های استان گیلان

غزاله سادات ذریه کرمانشاهی، کبرا شیخی و ابراهیم ادهمی
دانشجویان کارشناسی ارشد دانشگاه یاسوج
عضو هیئت علمی دانشگاه یاسوج

مقدمه

روی یک عنصر غذایی ضروری برای انسان‌ها، حیوانات و گیاهان عالی می‌باشد زمانیکه منبع قابل دسترس روی گیاهان کافی نیست، تولید و کیفیت محصولات کاهش می یابد. مقدار کل روی در خاک ها بین ۱۰-۳۰۰ و به طور متوسط ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم است. روی در خاک به شکل‌های محلول، تبادلی، بصورت غیرتبادلی جذب شده بر سطح کانی‌های رسی و اکسیدهای فلزی، آلی و در ساختار کانی‌های اولیه حضور دارد (آلووی، ۲۰۰۳). بیشتر از ۶۰ درصد خاک‌های قابل کشت در ایران دارای کمبود روی با متوسط ۵۰ درصد کاهش محصول هستند. دلایل اصلی کمبود روی در خاک‌های ایران حضور کربنات کلسیم زیاد در این خاک‌ها، پ.هاش زیاد ۷/۹-۹/۵، مصرف زیاد کودهای فسفر، غلظت زیاد بیکربنات در آب آبیاری و عدم مصرف کودهای روی می‌باشد. قابلیت استفاده روی در خاک تابعی از نحوه توزیع آن میان شکل‌های مختلف است عصاره‌گیری دنباله‌ای با استفاده از محلول‌هایی با افزایش تدریجی قدرت عصاره‌گیری از ضعیف‌ترین عصاره گیر تا قوی‌ترین عصاره‌گیر اطلاعات کامل‌تری از بخش‌های مختلف فلزات سنگین که با فاز جامد واکنش داده‌اند و با تغییر در شرایط محیطی می‌توانند قابل استفاده شوند، به‌دست می‌دهد (مک لارن و کراوفورد، ۱۹۷۳). آب و هوا و خاک قسمت-های شمالی ایران به طور آشکاری از سایر نقاط ایران متفاوت است. استان گیلان به عنوان نمونه‌ای از این منطقه دارای بارندگی خیلی زیادی است (سالانه ۱۵۰۰ میلی‌متر)، خاک این مناطق اسیدی است در حالیکه خاک سایر نقاط ایران قلیایی می‌باشد. اطلاعات اندکی از وضعیت توزیع شکل‌های مختلف روی در خاک های شمال ایران در دسترس است لذا این پژوهش برای بررسی (۱) وضعیت روی در تعدادی از نمونه‌های خاک از استان گیلان و (۲) بررسی ارتباط شکل‌های آن با خصوصیات خاک انجام شد.

مواد و روشها

آزمایش بر روی بیست نمونه خاک سطحی از استان گیلان دارای محدوده وسیعی از خصوصیات خاک انجام شد (جدول ۱).

جدول شماره ۱. محدوده تغییرات و میانگین برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه.

	٪ کربن آلی	٪ ماده‌ی آلی	٪رس	٪سیلت	٪ شن خاک	٪ کربنات کلسیم معادل	پ.هاش	ظرفیت تبادل کاتیونی	اکسید آهن
محدوده تغییرات	۰/۸۹-۵/۶	۱/۵۳-۹/۷۷	۷/۸-۵۲	۲۵/۵-۵۹	۲-۶۳/۷	۱/۵۸-۱۶/۵	۴/۲-۷/۶	۱۴/۲-۵۱/۹	۵۸۲-۹۳۴۸
میانگین	۲/۸۹	۴/۹۸	۳۱/۹	۴۳/۶	۲۴/۵	۷/۳۷	۶/۵۷	۳۵/۶	۴۹۷۵
انحراف معیار	۱/۲۸	۲/۲۱	۱۲/۵	۸/۷۷	۱۸/۵	۴/۹۴	۰/۹۷۰	۹/۰۵	۲۲۲۶

در این مطالعه از روش عصاره‌گیری متوالی کاشم (۲۰۰۷) استفاده گردید. برای این منظور ۲ گرم از هر نمونه خاک در دو تکرار در لوله‌ی سانتریفیوژ درب‌دار پلی اتیلنی ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد و به ترتیب زیر عمل گشت: روی محلول: نمونه‌ها با ۲۰ میلی‌لیتر آب مقطر عصاره‌گیری گردید و به مدت ۱ ساعت در دمای۲۰ درجه سلسیوس تکان داده شد. روی تبادلی: باقیمانده‌ی نمونه با ۲۰ میلی‌لیتر محلول NH_4OAc 1 M, pH 7 به مدت ۲ ساعت در دمای ۲۰ درجه سلسیوس تکان داده و عصاره گیری شد؛ روی کربناتی: باقیمانده‌ی نمونه با ۲۰ میلی‌لیتر محلول NH_4OAc 1 M, pH 5 به مدت ۲ ساعت در دمای ۲۰ درجه سلسیوس تکان داده و عصاره گیری شد؛ روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز: باقیمانده‌ی نمونه با ۲۰ میلی‌لیتر محلول هیدروکسیل آمین هیدروکلرید 0.04 M ($NH_2OH.HCl$) در استیک اسید ۲۵ درصد حجمی با pH 3 به مدت ۶ ساعت در دمای۸۰ درجه سلسیوس در حمام بخار با تکان دادن موقتی، عصاره‌گیری شد؛ روی متصل به ماده آلی: باقیمانده‌ی نمونه با ۱۵ میلی‌لیتر محلول H_2O_2 30 % با pH 2 به مدت ۵/۵ ساعت در دمای۸۰ درجه سلسیوس در حمام بخار تکان داده شد و پس از سرد شدن، ۵ میلی‌لیتر از 3.2 M NH_4OAc در ۲۰ درصد حجمی HNO_3 (v/v) افزوده شد و برای ۰/۵ ساعت در دمای ۲۰ درجه سلسیوس تکان داده و عصاره‌گیری شد؛ روی باقیمانده: باقیمانده‌ی نمونه با HNO3, 7 M به مدت ۶ ساعت در دمای۸۰ درجه سلسیوس در حمام بخار تکان داده و عصاره‌گیری شد. پس از اتمام نمونه‌ها به مدت ۱۵ دقیقه در ۶۰۰۰g سانتریفیوژ شد. سپس محلول زلال رویی با کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف شد. غلظت روی در نمونه‌ها با دستگاه جذب اتمی هیتاچی مدل ZCAST 2300 اندازه‌گیری شد. تجزیه آماری با IBM SPSS statestic19 انجام شد.

جدول۲- میانگین غلظت شکل‌های روی اندازه‌گیری شده در ۲ تکرار

	روی محلول	روی تبادلی	روی کربناتی	روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز	روی متصل به ماده آلی	روی باقیمانده	روی کل
محدوده تغییرات	۱/۱۸–غ.ق.ا	۰/۳۵–۲/۸۵	۲/۱–۱۱/۲	۲/۰۵–۱۵/۷	۰/۱–۳/۷۵	۴/۷۸–۱۴/۸۸	۱۳/۷–۳۵/۲۷
میانگین	۰/۲۶	۱/۱۷	۴/۳۲	۴/۷۲	۱/۳۰	۷/۶۸	۱۹/۴
انحراف معیار	۰/۴۲	۰/۶۳	۲/۱۴	۲/۹۲	۰/۸۷	۲/۴۷	۵/۴۸

غ.ق.ا، غیر قابل اندازه‌گیری

نتایج و بحث

محدوده شکل‌های مختلف روی (جدول ۱) نشان داد که شکل روی محلول در محدوده‌ی غیرقابل اندازه‌گیری تا ۱/۱۸ بود. غلظت روی محلول در بسیاری از خاک‌های مورد مطالعه در حد تشخیص دستگاه جذب اتمی نبود. شکل روی قابل عصاره‌گیری با استات آمونیوم یک مولار با pH ۷ در محدوده ۰/۳۵ تا ۲/۸۵ بود این شکل روی به روی تبادلی نسبت داده شده است (کاشم و همکاران، ۲۰۰۷). شکل روی کربناتی در محدوده ۲/۱ تا ۱۱/۲ و شکل روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز در محدوده ۲/۰۵–۱۵/۷۵ بود. شکل روی متصل به ماده آلی و روی باقیمانده به ترتیب در محدوده ۰/۱ تا ۳/۷۵ و ۴/۷۸ تا ۱۴/۸۸ بود. میانگین مقدار نسبی شکل روی

محلول (۱/۳۴) < تبادلی (۶/۰۳) < متصل به ماده آلی (۶/۷۰) < کربناتی (۲۲/۲) <متصل به اکسید آهن و منگنز(۲۴/۳)< باقیمانده (۳۹/۵) بود. قانع و کریمیان (۲۰۰۳) با جداسازی شکل‌های مختلف روی با استفاده از عصاره‌گیری متوالی در خاک‌های آهکی استان فارس، نشان دادند که شکل‌های مختلف روی با یکدیگر اختلاف معنی داری داشته و میانگین آنها از ترتیب زیر برخوردار است:روی تبادلی< شکل آلی روی< روی متصل به اکسیدهای منگنز< روی متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل< روی متصل به آهن متبلور< روی کربناته << باقیمانده. غلامی و بارانی مطلق (۱۳۹۰)، با مطالعه شکل‌های روی و ارتباط آن با ویژگی‌های خاک در برخی خاک‌های استان گلستان بیان کردند که به طور میانگین روی محلول + تبادلی حدود ۰/۵۱ درصد، متصل به کربنات ها ۰/۴۱ درصد، روی متصل به ماده آلی حدود ۱ درصد، متصل به اکسیدهای منگنز ۰/۴۴ درصد، متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل ۸/۲۴ درصد، متصل به اکسیدهای آهن متبلور ۱۵/۲۲ درصد و باقیمانده ۶۷/۲۳ درصد مجموع شکل‌های اندازه‌گیری شده را تشکیل می‌دهند. بنابراین میتوان گفت در خاک های مورد مطالعه میانگین شکل‌های مختلف روی دارای ترتیب زیراست:

کربناتی < متصل به اکسیدهای منگنز < محلول + تبادلی < متصل به مواد آلی < متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل < متصل به اکسیدهای آهن متبلور << باقیمانده.

قانع و کریمیان (۲۰۰۳) و ریحانی تبار و همکاران (۲۰۰۶) نیز نتایج مشابهی را در مورد خاک‌های استان های فارس و تهران گزارش نمودند. ما و رائو (۱۹۹۷) نیز با مطالعه شکل‌های مختلف روی گزارش کردند که این شکل‌ها از لحاظ مقدار دارای تغییرات زیادی بوده و بیشتر روی را روی باقیمانده تشکیل می‌دهد. سینگ و همکاران (۱۹۸۸) نیز گزارش کردند که ۸۲ درصد روی کل را روی باقیمانده تشکیل می‌دهد. ناورت و راویکوویچ (۱۹۶۸) بیان کردند که خاک‌های آهکی عموماً از نظر روی قابل دسترس فقیر هستند زیرا آهک این توانایی را دارد که روی خاک را به ترکیبات با حلالیت کم تبدیل کند.

جدول ۳) مقادیر ضریب همبستگی ساده (r) بین شکل‌های مختلف روی در خاک‌های مورد مطالعه

شکل روی	تبادلی	کربناتی	متصل به اکسید آهن و منگنز	متصل به ماده آلی	باقیمانده
محلول	۰/۷۸۲*	۰/۰۶۶*	−۰/۱۴۷	۰/۴۵۹*	−۰/۰۷۴
تبادلی		−۰/۱۴۷	−۰/۳۳۰	۰/۳۶۴	−۰/۴۱
کربناتی			۰/۷۲۵**	۰/۳۷۴	−۰/۱۰۰
متصل به اکسید آهن و منگنز				۰/۴۸۰*	−۰/۱۳۳
متصل به ماده آلی					۰/۱۲۸

برخی از شکل‌های مختلف روی بین خود دارای همبستگی مثبت و معنی‌دار بودند (جدول۳) در بین شکل‌های مختلف روی، شکل‌های محلول، تبادلی و کربناتی بالاترین ضریب همبستگی را با یکدیگر نشان دادند. کاشم و همکاران (۲۰۰۷) بیان نمودند که مجموع شکل‌های محلول، تبادلی و کربناتی می‌توانند بعنوان شکل‌های متحرک در خاک در نظر گرفته شود. مجموع میانگین شکل‌های محلول، تبادلی و کربناتی در خاک‌های مورد

مطالعه ۵/۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود که۲۹/۶ درصد از مجموع میانگین شکل‌های روی را تشکیل می-داد.

منابع

غلامی، م. و بارانی مطلق، م.، ۱۳۹۰ . توزیع شکل‌های روی و ارتباط آن با شکل‌های خاک در برخی خاک‌های استان گلستان. مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، جلد اول، شماره های ۲.

Alloway, BJ, 2003. Zinc in soils and crop nutrition. International Zink Association, pp: 114.

Ghane H and Karimian N, 2003. Distribution of different forms of Zn incalcareous soils of Fars province in relation to soil properties.8th Congress of Soil Science. Rasht. (In Persian).

Kashem MA, Singh BR, Kondo TS, ImamulHuq M and Kawai S, 2007.Comparison of extractability of Cd, Cu, Pb and Zn with sequential extraction in contaminated and non-contaminated soils.Int. J. Environ. Sci. Tech., 4 (2): 169-176, 2007.

Ma LQ, Rao GN, 1997. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. Jenvironment quality 26:259-264.

Mclaren RG and Crawford DV, 1973. Studies on soil copper: 1 the fractionation of copper in soils. J. Soil Sci., 24: 127-181.

Navrot J and Ravikovitch S, 1968. Zinc availability in calcareous soils. Soil Sci. 105: 184-189.

Reyhanitabar A, Karimian N, Ardalan M, Savaghebi GhR and GhanadhaMR, 2006. Zinc Fractions of Selected Calcareous Soils of Tehran Province andTheir Relationships with Soil Characteristics. J. of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources. 3: 125-136 (In Persian).

Singh JP, Karwasra SPS and Singh M, 1988. Distribution and forms of copper, Iron, manganese, and Zinc in calcareous soils of Iindia. Soil Sci. 146(5): 359- 366.

اثر آبیاری با پساب خروجی از تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب اصفهان بر ویژگی‌های شیمیایی خاک و جذب برخی از فلزات سنگین توسط گیاه ذرت علوفه‌ای

فرشته رئیسی[1]، مهران هودجی[2]، پیام نجفی[2]
دانشجوی تحصیلات تکمیلی دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان
عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان

مقدمه

رشد روز افزون جمعیت جهان، همگام با گسترش فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی در جهت افزایش تأمین مواد غذایی از یک سو و خشکسالی‌های پی‌درپی در سال‌های اخیر از سوی دیگر، موجب شده است که منابع موجود آب شیرین در اکثر کشورهای واقع در کمربند مناطق خشک به اوج بهره‌برداری خود برسد و بالطبع فشار بیش از اندازه به منابع آب وارد آید. ایران جزء کشورهایی است که برداشت آب از منابع آب زیرزمینی آن در مقایسه با سایر کشورها به مراتب بیشتر است (اروندی و کامیاب مقدس، ۱۳۷۹). لذا در شرایطی که کشور به شدت از لحاظ کمبود منابع آب شیرین رنج می‌برد و در دراز مدت بحران منابع آب به صورت یک مسأله جدی مطرح است، بنابراین توجه به منابع غیر متعارف آب یک ضرورت اجتناب‌ناپذیر می‌باشد (عابدی و نجفی، ۱۳۸۰). از سوی دیگر متمرکز شدن مراکز جمعیتی و صنعتی در نقاط مختلف، باعث تولید حجم بالایی از پساب فاضلاب می‌گردد که با روند فصلی دفع فاضلاب، مشکلات زیست محیطی فراوانی را در اطراف این نقاط ایجاد خواهد نمود.

پساب فاضلاب جزء منابع غیر متعارف آب محسوب می‌شود و کاربرد آن در کشاورزی نیازمند مدیریت خاصی است که ضمن بهره‌گیری مطلوب از آن، مخاطرات زیست محیطی و بهداشتی را در خاک، گیاه و منابع آب سطحی و زیرزمینی به همراه نداشته باشد (تانجی، ۱۹۹۷).

در این زمینه پسکاد (۱۹۹۲) مزایا و معایب کاربرد روش‌های مختلف آبیاری را در هنگام بهره‌برداری از پساب فاضلاب مورد مقایسه قرار داده و نتیجه گرفت که روش آبیاری قطره‌ای تنها روشی است که مشکلات خاص ناشی از کاربرد پساب را مرتفع می‌نماید. اورن و همکاران (۱۹۹۲) با به کار بردن پساب فاضلاب در مزارع آزمایشی واقع در فلسطین اشغالی به این نتیجه رسیدند که در مواقعی که از سیستم آبیاری قطره‌ای استفاده می‌شود، آلودگی سطوح خاک و گیاه حداقل و زمانی که از سیستم آبیاری بارانی استفاده می‌شود، مقدار آلودگی حداکثر خواهد بود.

گیاه ذرت یکی از گیاهان مهم زراعی دنیا بوده و تاکنون تحقیقات کمی در زمینه اثرات پساب بر روی رشد این گیاه صورت گرفته است که ضرورت مطالعه آن در ایران با توجه به اینکه دو کاربرد علوفه‌ای و دانه‌ای را دارا باشد (خواجه پور، ۱۳۸۰) و در تغذیه انسان و خصوصاً جیره‌های غذایی دام نقش ویژه‌ای دارد، حائز اهمیت است. بنابراین از آنجا که استفاده از پساب تصفیه شده در کشاورزی از لحاظ اقتصادی و فنی توجیه‌پذیرتر از سایر گزینه‌ها بوده و از طرفی نیز راهکاری را برای دفع پساب‌های تولیدی و جلوگیری از آلودگی محیط زیست فراهم می‌آورد، انجام مطالعات در زمینه مصرف مجدد پساب تصفیه شده در کشاورزی ضروری به نظر می‌رسد.

استفاده از پساب سبب تجمع فلزات سنگین در گیاه می‌شود این تجمع به ویژگی‌های خاک مانند pH خاک، فسفر خاک، کلسیم خاک، ظرفیت تبادل کاتیونی، مواد آلی، برخی ویژگی‌های فیزیکی بر هم کنش عناصر بستگی دارد. همچنین ویژگی‌های گیاه نظیر خانواده و گونه گیاه و اندام گیاهی نیز در این تجمع دخالت دارند.
هدف از اجرای این پژوهش بررسی تأثیر کاربرد پساب فاضلاب شهری بر قابلیت جذب برخی از عناصر سنگین به وسیله گیاه ذرت علوفه‌ای بود.

مواد و روش‌ها:

برای انجام این پژوهش پس از یک بازدید و شناسایی کامل منطقه مورد مطالعه، نمونه‌برداری به صورت تصادفی انجام شد. نمونه‌های خاک و گیاه که شامل ۲۹ نمونه برگ و ۲۹ نمونه خاک از گیاه ذرت بودند که با پساب تصفیه شده فاضلاب جنوب شهر اصفهان آبیاری شده‌اند. نمونه پساب به صورت ماهانه از روستای جوزدان واقع در اطراف انرژی اتمی اصفهان جمع‌آوری گردید. نمونه خاک از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی‌متری برداشت شد. نمونه‌های برگ در آون با درجه حرارت ۷۰ درجه سانتی گراد به مدت ۴۸ ساعت قرار گرفتند و در نهایت برای آنالیزهای فیزیکی وشیمیایی به آزمایشگاه انتقال داده شدند. نمونه‌های خاک پس ازهوا خشک شدن، از الک ۲ میلی‌متر عبور داده شدند و برای آنالیز آماده گردیدند.
مواد آلی، مقدار آهک، EC، CEC، بی‌کربنات، مقدار کلسیم و منیزیم محلول و تبادلی، سدیم، فسفر قابل جذب و پتاسیم قابل جذب و ازت کل در نمونه های خاک اندازه گیری شد و همچنین غلظت عناصر سنگین (منگنز، مس، سرب، کادمیم، روی، نیکل، کروم) نیز اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های خاک

با توجه به جدول ۱ میزان واکنش خاک در تیمار آبیاری شده با پساب ۷/۳۷ می باشد که با مقدار شاهد آن که ۷/۵۴ است تفاوت چندانی ندارد. هم‌چنین آبیاری با پساب تأثیری زیادی بر هدایت الکتریکی نداشته است. ظرفیت تبادل کاتیونی از ۱۹/۱۸ به ۵/۷۸ کاهش یافته است. میزان نیتروژن و فسفر افزایش یافته در صورتی که مقدار پتاسیم در خاک آبیاری شده با پساب کاهش پیدا کرده است. هم‌چنین مقدار سدیم خاک از ۱۲۵۵/۶۸ به ۶۴۷/۱۷ کاهش یافته است.

عناصر کم مصرف و فلزات سنگین

مطابق شکل ۱، آبیاری با پساب فاضلاب شهری تنها بر غلظت منگنز گیاه اثر معنی داری داشته و باعث افزایش غلظت آن شده است.
افزایش سطح فلزات سنگین خاک در اثر کاربرد پساب شدیداً pH ، ظرفیت تبادل کاتیونی، مواد آلی، پویایی و تحرک عناصر معدنی را ممکن است تحت تأثیر قرار دهد اگرچه به خصوصیات پساب مورد استفاده بستگی دارد طبری و همکاران بیان کردند که تأثیر آبیاری با پساب روی تجمع فلزات سنگین خاک، بستگی به عوامل

متعددی چون غلظت فلزات سنگین موجود در پساب، طول مدت آبیاری، pH، بافت و ظرفیت تبادل کاتیونی دارد. در واقع ۱۰ تا ۵۰ سال وقت لازم است تا سطح فلزات سنگین خاک آبیاری شده با پساب به بیش از حد مجاز برسد.

جدول ۱. برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک در تیمارهای مورد مطالعه

پارامتر	واحد	شاهد	آبیاری با پساب
واکنش خاک	-	۷/۵۴	۷/۳۷
هدایت الکتریکی	دسی زیمنس بر متر	۱/۲۸	۱/۵۲
ظرفیت تبادل کاتیونی	سانتی مول بر کیلوگرم خاک	۱۱/۱۷	۵/۷۸
نیتروژن	درصد	۰/۹۵	۰/۸۳
فسفر	میلی گرم بر کیلوگرم	۱۹/۲۶	۲۵/۸۴
پتاسیم	میلی گرم بر کیلوگرم	۳۴۹/۶۰	۲۶۷/۳۶
محلول کلسیم و منیزیم	میلی اکی والان بر لیتر	۶/۶۰	۹/۶۰
کلسیم محلول	میلی اکی والان بر لیتر	۴/۴۷	۵/۴۸
منیزیم محلول	میلی اکی والان بر لیتر	۲/۱۳	۴/۱۳
تبادلی کلسیم و منیزیم	میلی گرم بر کیلوگرم	۸۶/۱۸	۶۵/۷۷
کلسیم تبادلی	میلی گرم بر کیلوگرم	۲۴/۰۰	۱۹/۰۰
منیزیم تبادلی	میلی گرم بر کیلوگرم	۶۱/۲۵	۴۶/۷۷
ماده آلی	درصد	۱/۵۹	۱/۵۸
سدیم	میلی گرم بر کیلوگرم	۱۲۵۵/۶۸	۶۴۷/۱۷

منابع

اروندی، س. و مقدس، ک.، ۱۳۷۹. یکی از راه کار های مقابله با کم آبی، استفاده بهینه از فاضلاب شهری. صفحات ۵۵ تا ۶۵. مجموعه مقالات اولین کنفرانس ملی بررسی راهکارهای مقابله با کم آبی و خشکسالی کرمان. ۹-۱۰ اسفند ۱۳۷۹.

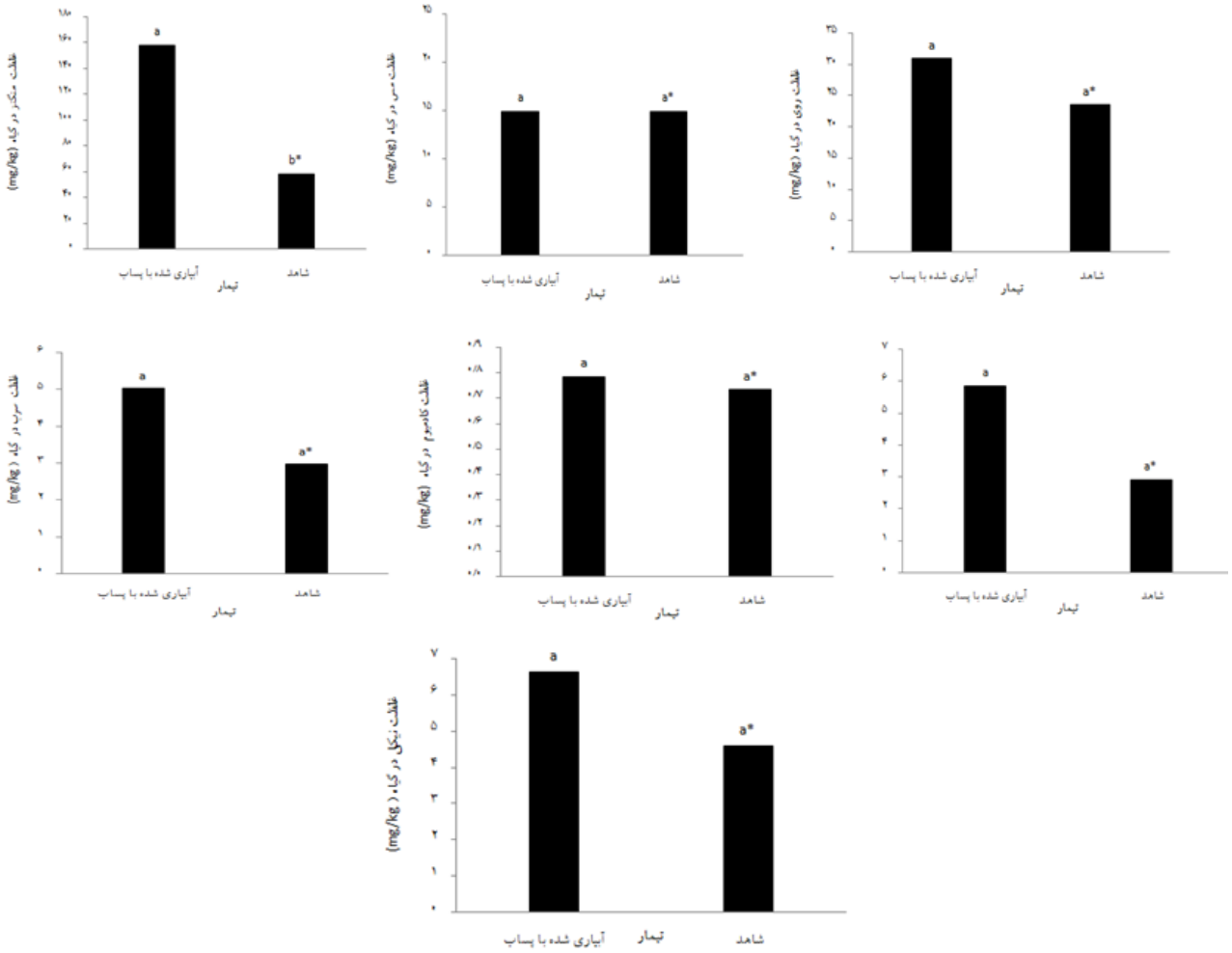
خواجه پور م.ر، ۱۳۸۰. تولید غلات همراه با دستورالعمل عملیات. انتشارات چاپخانه دانشگاه صنعتی اصفهان. ۱۱۱ صفحه.

عابدی ،م ج، نجفی، پ.،۱۳۸۰. استفاده از فاضلاب‌های تصفیه شده در کشاورزی. کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. ۲۷۰ صفحه

Oron G, Demalach Y, Gillerman L, David I and Rao VP, 1999. Agric Water Manage 39: 19-33.

Pescod MB, 1992. Wastewater Treatment and Use in Agriculture. FAO Irrigation and DrainagePaper No 47. Rome, Italy.

Tanji kk , Doneen ID, Ferry GV and Ayer RS, 1972. Corn puter simulation analysis on reclamation of salt affected soil san Joaquin Valley. California. Soil Sci.Am.J.36(1):127-133.



شکل ۱. مقایسه میانگین عناصر کم مصرف و سنگین در تیمارهای مورد مطالعه

***حروف غیر مشابه نمایان گر اختلاف معنی دار آماری در سطح ۰/۰۵ آزمون دانکن و حروف مشابه بیانگر عدم اختلاف معنی دار است**

بررسی روند تغییرات کیفی آب زیرزمینی جهت مصارف کشاورزی (مطالعه موردی: دشت ایذه)

حسن آخوردزاده [۱] ، نوشین شاهین زاده [۲]
1-کارشناس ارشد سازه های آبی ، کارشناس مسئول معاونت مطالعات سازمان آب و برق خوزستان
۲- دانشجوی دکتری شیمی و حاصلخیزی خاک ، کارشناس معاونت مطالعات سازمان آب و برق خوزستان

مقدمه

آب از جنبه‌های مختلف در زندگی انسان‌ها دارای اهمیت است. در بسیاری از مناطق جهان، مقدار رطوبت طبیعی خاک که از باران یا آب‌های زیرزمینی تامین می‌گردد، جوابگوی نیاز آبی گیاهان زراعی در طول دوره رشد نمی‌باشد. مهمترین اقدام برای رشد تولید محصولات کشاورزی تامین آب کافی است. منابع آب مشتمل بر آب‌های سطحی و زیرزمینی نقش بسزایی در گسترش فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی و بطور کلی توسعه اقتصادی و اجتماعی دارد. یکی از عوامل مهم توسعه یک منطقه، فراهم بودن منابع آب مناسب می‌باشد که علاوه بر کمیت، وضع کیفی آن نیز با توجه به تاثیر بر سلامتی انسان از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. مناسب بودن آب از روی مقدار و یا انواع مواد محلول در آن تعیین می‌شود و در اثر آبیاری با آب نامناسب ممکن است مسایل مختلفی در خاک و زراعت پیش آید در حالیکه بروز چنین مسایلی از آبیاری با آب‌های مرغوب انتظار نمی‌رود(داورپناه و عبدی، ۱۳۸۷). محدوده مورد بررسی دشت ایذه می‌باشد. در این مطالعه توصیفی، داده‌های مربوط به پارامترهای کیفی آب چاه‌های منطقه از جمله کاتیون‌ها (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+})، آنیون‌های (SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^-) ، pH, EC, SAR در دو فصل خشک ۱۳۹۲و تر ۱۳۹۱ استخراج شده و روند تغییرات آنها به منظور استفاده برای آبیاری بررسی شده است.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه

محدوده مورد مطالعه در دشت ایذه واقع شده است که دشت ایذه با وسعتی حدود ۳۸۸ کیلومترمربع به فاصله ۲۰۵ کیلومتری شمال شرق مرکز استان خوزستان اهواز، بین طول‌های ۴۵ و ۴۹ تا ۰۰ و ۵۰ درجه شرقی و عرض‌های ۴۵ و ۳۱ تا ۰۰ و ۳۲ درجه شمالی قرار دارد. ارتفاع متوسط دشت نسبت به سطح دریا حدود ۸۳۰ متر ومیزان متوسط تبخیر سالانه برابر ۲۳۷۵ میلی‌متر می‌باشد.

روش آنالیز داده‌ها

بدین منظور ۱۴ منبع آب زیرزمینی دشت ایذه مورد بررسی قرار گرفت و نمونه‌ها در طول دو فصل خشک و تر در ظرف‌های پلی اتیلنی مناسب برای آنالیز شیمیایی جمع آوری و پارامترهای هدایت الکتریکی، سدیم، SAR، کلسیم، منیزیم، سختی، قلیائیت، اسیدیته، سولفات و کلرید، pH بر طبق روش‌های موجود در کتاب استاندارد

متد اندازه گیری گردید. از آمار موجود برای هریک از خصوصیات کیفی آب که مربوط به چاه‌های مختلف بود برای هرکدام از دو فصل تر و خشک متوسطی تهیه گردید که نتایج آن در جدول شماره ۲ آمده است.

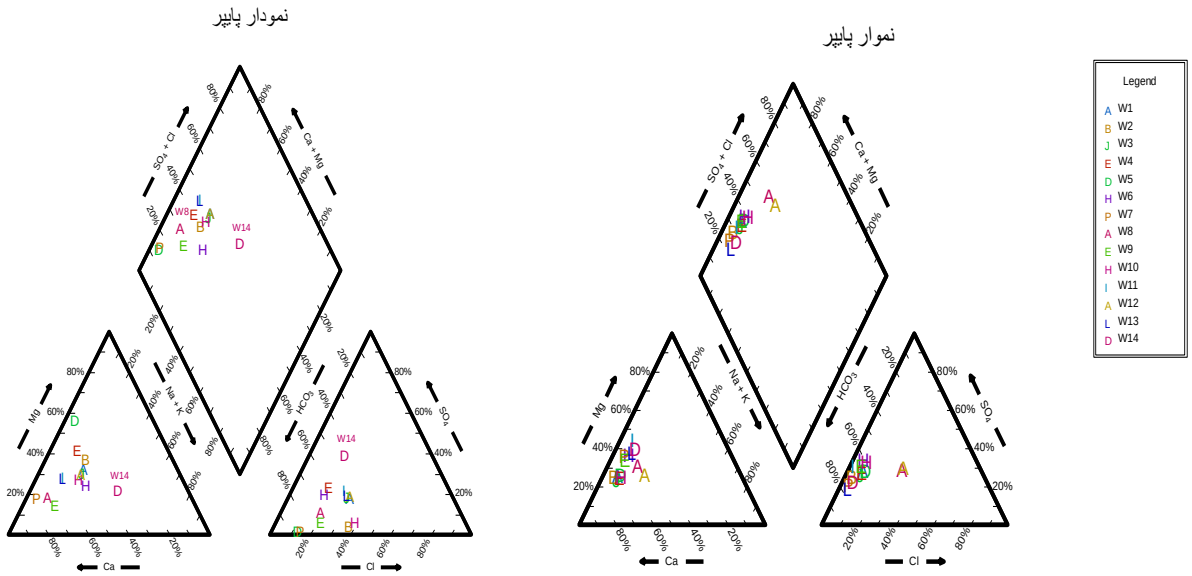
طبقه بندی آب از نظر کیفیت برای مصارف کشاورزی

با توجه به جدول شماره (۲)، میانگین EC آب چاه‌ها را در دو فصل خشک و تر طبقه بندی کردیم. همانگونه که در جدول شماره ۱ ملاحظه می‌کنید، میانگین EC را در دو فصل تر و خشک در کلاس II قرار دارد که با توجه به کلاس شوری مقدار شوری در حد متوسط است، باید در انتخاب روش آبیاری دقت لازم به عمل بیاید تا در آینده مشکل شوری کنترل شود.

جدول(۱) طبقه بندی آب از نظر کشاورزی به روش ویلکوکس

EC	کلاس	کیفیت آب(درجه)	مقدار شوری
EC< ۲۵۰	I	عالی	شوری کم
۲۵۰< EC <۷۵۰	II	مناسب	شوری متوسط
۷۵۰< EC <۲۲۵۰	III	قابل قبول	شوری زیاد
۲۲۵۰< EC <۳۰۰۰	VI	نامناسب	شوری بسیار زیاد
EC > ۳۰۰۰	VII	غیر قابل استفاده	بسیار شور

نمودار پایپر (۱۹٤٤)



شکل(۱): نمودار پایپر فصل تر

شکل(۲): نمودار پایپرفصل خشک

با توجه به تفاسیر موجود برای این نمودارها نتیجه می‌شود که در تمام چاه‌ها مورد مطالعه در دو فصل تر و خشک قلیایی‌های خاکی بر نمک‌های قلیایی ارجحیت دارند، همچنین در تمامی ایستگاه‌ها اسیدهای ضعیف (آنیون‌های بی‌کربنات) بیش از اسیدهای قوی (سولفات و کلرور) می‌باشد. به‌عبارتی سختی کربناتی همه نمونه‌ها بیش از ۵۰ درصد می‌باشد و قلیایی های خاکی و اسیدهای ضعیف غالب هستند.
خصوصیات کیفی آب چاه‌ها را در ادامه با استانداردهای طبقه بندی آب آبیاری مقایسه خواهیم کرد و تغییر هر کدام از پارامترها را در طول دو فصل تر و خشک مورد بررسی قرار خواهیم داد.

جدول (۲): میانگین فصلی آمار برخی خصوصیات کیفی آب چاه‌های دشت ایذه ۹۲- ۱۳۹۱

فصل	EC (ds/m)	SAR	%Na	pH	سدیم (mg/l)	بی کربنات(mg/l)	کلر(mg/l)
تر	۵۳۳/۰۷	۰/۴۳	۱۰/۴۴	۷/۷	۱۸/۲۵	۲۷۳/۱	۲۷/۴۹
خشک	۵۱۷/۸۷	۰/۹۱	۱۸/۴۶	۷/۶	۳۴/۰۶	۱۸۷/۵	۷۱/۳۷

جدول (۳): رهنمودهای ارزیابی آب آبیاری – آیرز و وسکات ۱۹۸۵

اجزای تشکیل دهنده آب آبیاری		درجه پیامد بد آبیاری		
	واحد	هیچ	کم تا متوسط	بالا
شوری(اثر بر روی آب قابل استفاده بر روی گیاه)				
هدایت الکتریکی	ds/m	<۰/۷	۰/۷ تا ۳	> ۳
SAR=۰-۳		EC>۰/۷	۰/۷-۰/۲	>۰/۲
۳-۶		>۱/۲	۱/۲-۰/۳	<۰/۳
۶-۱۲		>۱/۹	۱/۹-۰/۵	<۰/۵
۱۲-۲۰		>۲/۹	۲/۹-۱/۳	<۱/۳
۲۰-۴۰		>۵	۵-۲/۹	< ۲/۹
باقی‌مانده کلر (آبیاری بارانی)	mg/l	<۱	۱-۵	>۵
بی‌کربنات (فقط برای آبیاری بارانی)	mg/l	<۹۰	۹۰-۵۰۰	>۵۰۰

نتایج حاصله از جداول و دیاگرام:

شوری و نسبت جذب سدیم: براساس استاندارد آب آبیاری آیرز و وسکات (جدول ۳)، استفاده از آب این چاه‌ها در تمام فصول از نظر شوری برای آبیاری محصولات کشاورزی، دارای محدودیت کم تا متوسط می‌باشد، آب این چاه‌ها دارای پیامد بدی نمی‌باشد و با توجه به طبقه‌بندی ویل‌کوکس، آب چاه‌ها در فصول تر و خشک از نظر درصد سدیم، در گروه ۱ (عالی) و از نظر شوری در گروه ۲ (شوری متوسط) ، قرار گرفته و دارای کلاس C2S1 و کمی شور و مناسب برای کشاورزی می‌باشند.

اسیدیته و بی‌کربنات: با بررسی اطلاعات مربوط به اسیدیته چاه‌های مورد بررسی و مراجعه به جدول رهنمودهای آیرز و وسکات جدول ۳، آب این چاه‌ها از نظر اسیدیته مطلوب می‌باشد. مقدار بی‌کربنات آب چاه‌ها، طبق (جدول ۳) برای استفاده در آبیاری بارانی دارای محدودیت کم تا متوسط می‌باشد.

کلر: با بررسی نتایج بدست آمده و مقایسه با جدول آیرز و وسکات (جدول ۳) برای کلر، مشخص می‌شود این آب برای آبیاری سطحی گیاهان حساس و آبیاری بارانی دارای محدودیت زیاد می‌باشد.

تشکر و قدردانی :

نویسندگان مراتب تشکر و قدردانی خود را از معاونت مطالعات پایه و طرحهای جامع منابع آب ودفتر تحقیقات و استانداردهای مهندسی سازمان آب و برق خوزستان به‌واسطه حمایت از این کار تحقیقاتی را اعلام می داریم .

منابع

۱. داورپناه، غ. و عبدی، پ.، ۱۳۸۵ . بررسی کیفیت و عوامل آلاینده رودخانه زنجانرود. هفتمین سمینار بین المللی مهندسی رودخانه، دانشگاه شهید چمران ، اهواز.

2. Ayers. R. S. and D.W.Westcot. 1985. Water quality for agriculture, Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nation. Irri. And Drain, Paper No.29.
3. Piper AM (1944) A graphical procedure in the geochemical interpretation of water analysis. Am Geophys Union Trans 25:914 - 928.
4. Wilcox LV(1955) Classification and use of irrigation waters. USDA, Circular 969, Washington.

بررسی اثر قدرت یونی بر همدماهای جذب و آبشویی بور در تعدادی از خاک‌های آهکی

فرانک رنجبر[1] و محسن جلالی[2]
۱-دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا
۲- استاد گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا

مقدمه

بور، متحرک ترین ریزمغذی مورد نیاز گیاهان در خاک می باشد. انتقال بور در خاک به جریان آب بستگی دارد. در مناطق سرد و مرطوب، بور به اعماق پایین تر خاک آبشویی می شود، در حالیکه در مناطق گرم و مرطوب و یا خشک و نیمه خشک، بور در افق های سطحی خاک تجمع می یابد. همچنین، تجمع بور می تواند در افق های غنی از رس‌های ایلایتی و سزکویی اکسیدها مشاهده شود. بطور کلی، بور در خاک از طریق جذب بر روی ذرات آلی و معدنی و تشکیل رسوب نامحلول نگهداری می شود (گلدبرگ و گلوبیگ، ۱۹۸۵).

بطور طبیعی، غلظت بور در خاک و آب آبیاری بسیار پایین است، اما به سرعت می تواند در خاک‌های تحت آبیاری با پساب های حاوی بور تجمع پیدا کند. مقدار نیاز گیاهان به بور بسیار اندک است و مقادیر بالای آن اثرات مخربی بر بیشتر محصولات زراعی دارد. سازمان سلامت جهانی، مقدار ۰/۳ میلی گرم در لیتر را به عنوان غلظت مجاز بور در آب آشامیدنی توصیه نموده است. حد فاصل بین حد کمبود و سمیت بور برای گیاهان بسیار کوچک است. بور در متابولیسم کربوهیدرات ها، انتقال قندها، تولید دانه گرده، عملکرد هورمون ها، ساختن اسیدهای نوکلئیک و ساختار غشای سلولی نقش دارد. فعالیت‌های بشری می توانند از طرق مختلف مانند آبیاری با آب آلوده به بور و یا پساب حاصل از حفاری معادن و یا صنایع شیمیایی موجب افزایش غلظت بور در خاک گردند. اصلاح خاک های حاوی مقادیر بالای بور سه برابر بیشتر از خاک های شور به آبشویی نیاز دارد. در محیط‌های آبی، بور عمدتاً به شکل اسید بوریک وجود دارد که بر اساس واکنش زیر به آنیون بورات تفکیک می شود:

$$B(OH)_{3\,(aq)} + H_2O \leftrightarrow B(OH)_4^-{}_{(aq)} + H^+_{(aq)} \quad Ka = 6\times10^{-10}$$

کاربرد کودهای حاوی بور جهت جلوگیری از بروز علائم کمبود در مناطق مرطوب به دلیل آبشویی بیش از حد بور مورد نیاز خواهد بود. از سوی دیگر، عدم زهکشی و افزودن بور از طریق آب آبیاری در مناطق خشک، وجب بروز علائم سمیت در گیاهان می گردد (نیبل و همکاران، ۱۹۹۷). بنابراین، داشتن اطلاعات کافی و دقیق از سرنوشت و انتقال بور در خاک و آب زیرزمینی برای درک و شناخت م شکلات آلودگی بور ضروری است. بنابراین، این مطالعه برای ارزیابی اثر قدرت یونی بر فرایندهای جذب و آبشویی بور در شرایط آزمایشگاهی صورت گرفت.

مواد و روشها

۱۰ نمونه خاک سطحی از افق ۳۰-۰ سانتی متری به صورت مرکب از کاربری های کشاورزی و باغی جمع آوری، هوا خشک و از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. پی اچ خاک‌ها در عصاره ۱:۵ خاک به آب و مقدار بور قابل دسترس با استفاده از استات آمونیوم مولار با پی اچ ۷ با نسبت ۱:۲۰ خاک به عصاره گیر با زمان تعادل ۱ ساعت اندازه گیری شد. مقدار بور کل خاک‌ها با استفاده از هضم در مخلوطی از اسید نیتریک، اسید کلریدریک و

اسید پرکلریک بدست آمد (تسیر و همکاران، ۱۹۷۹). غلظت بور در عصاره ها به روش رنگ سنجی با استفاده از آزومتین–اچ اندازه گیری شد (بینگهام، ۱۹۸۲).

جهت انجام آزمایشات آبشویی، نمونه های خاک در ستون های پیرکس به قطر داخلی ۴/۸ سانتی متر به ارتفاع ۱۰ سانتی متر پر شدند. آزمایشات آبشویی به صورت اشباع، در دو تکرار و در دمای اتاق انجام گرفت. ستون‌های خاک تا چهار پوروالیوم با محلول کلرید کلسیم ۱۰ میلی مولار آبشویی شدند . پوروالیوم اول به صورت هفت بخش و پوروالیوم‌های دوم و سوم به صورت دو بخش مجزا جمع آوری شدند. به منظور بررسی اثر قدرت یونی، ۵ ستون پر شده از خاک شماره ۲ در ابتدا بطور جداگانه با سه پوروالیوم آب مقطر و محلول های کلرید کلسیم با غلظت‌های ۱، ۳، ۵ و ۱۰ میلی مولار آبشویی شدند. سپس یک پالس ۱۰ میلی لیتری از محلول حاوی ۱۰۰ میلی گرم بور در لیتر به سطح ستون خاک اضافه شد و آبشویی تا ۷ پوروالیوم ادامه پیدا کرد. پوروالیوم‌های اول و دوم به صورت هفت قسمت و پوروالیوم های سوم و چهارم به صورت دو بخش مجزا جمع آوری شدند .

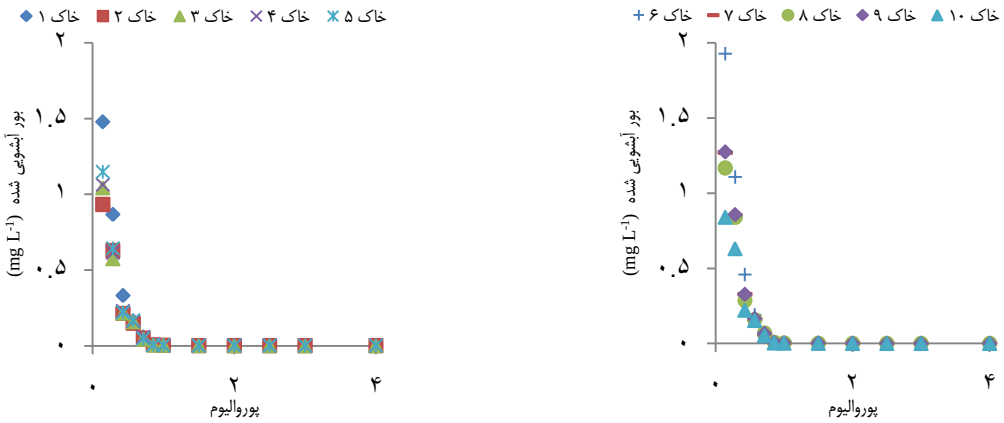
همچنین به میزان سه درصد وزنی به خاک شماره ۲ گچ و کربنات کلسیم اضافه و به مدت یک هفته در دمای اتاق با رطوبت ظرفیت زراعی انکوباسیون شد. پس از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی متری، آزمایشات آبشویی با استفاده از آب مقطر و پالس ۱۰۰ میلی گرم بور در لیتر انجام گرفت. آزمایشات همدماهای جذب بور بر روی خاک شماره ۲ تیمار نشده در دامنه غلظت ۱۰۰–۰ میلی گرم بور در لیتر بدون الکترولیت زمینه (آب مقطر) و در حضور محلول‌های کلرید کلسیم ۱، ۳، ۵ و ۱۰ میلی مولار و نیز بر روی نمونه های تیمار شده با گچ و کربنات کلسیم بدون حضور الکترولیت زمینه انجام گرفت. به منظور توصیف روند جذب بور، معادله همدمای جذب خطی ساده به داده های آزمایشگاهی برازش داده شد:

$$Q_e = K_d C_e \qquad [۱]$$

که Q_e، K_d و C_e به ترتیب عبارتند از: مقدار بور جذب شده (میلی گرم در کیلوگرم)، ضریب توزیع خطی (لیتر در کیلوگرم) و غلظت تعادلی بور (میلی گرم در لیتر).

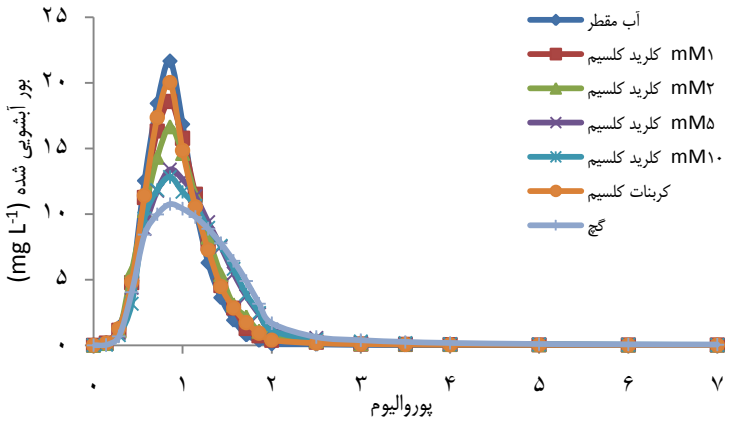
نتایج و بحث

پی اچ خاک‌ها در دامنه ۷/۸–۶/۸، مقدار بور قابل دسترس دردامنه ۴/۵–۲/۲ میلی گرم در کیلوگرم و بور کل در دامنه ۵۱/۹–۲۶/۳ میلی گرم در کیلوگرم قرار داشت . منحنی رخنه آبشویی بور موجود در نمونه های خاک در شکل ۱ نشان داده شده است . پیک غلظت در اولین زهاب خ ارج شده اندازه گیری شد و با ادامه آبشویی از غلظت بور کاسته شد . از آنجا که بخش قابل توجهی از بور محلول، قبل از عبور یک پوروالیوم از ستون های خاک آبشویی شد، منحنی‌های آبشویی به سرعت به سطح پایدار رسیدند . مقدار کل بور آبشویی شده از ستون - های خاک بین ۲ تا ۴/۴ میلی گرم در کیلوگرم متغیر بود. بیشترین و کمترین مقدار بور آبشویی شده به ترتیب در ستون‌های خاک‌های شماره ۶ و ۲ مشاهده شد. این خاک‌ها دارای بیشترین و کمترین مقدار بور قابل دسترس بودند. بطور کلی، ۸۹/۳–۷۹/۲ درصد از بور قابل دسترس و ۹/۷–۵/۲ درصد از بور کل خاک ها توسط محلول کلرید کلسیم ۱۰ میلی مولار از خاک‌های مورد مطالعه آبشویی گردید. بنابراین، بور استخراج شده توسط محلول کلرید کلسیم ۱۰ میلی مولار می تواند شاخص مناسبی از بور قابل دسترس در خاک‌های آهکی باشد.



شکل ۱- منحنی‌های رخنه آبشویی بور موجود در خاکهای مورد مطالعه

شکل ۲، منحنی رخنه آبشویی بور اضافه شده به خاک شماره ۲ را نشان می دهد. ظهور پیک غلظت و بخش عمده آبشویی بور در طی اولین پوروالیوم خارج شده پس از افزودن پالس بور مشاهده شد . علاوه بر آن، غلظت بور آبشویی شده در تیمارهای مختلف، متفاوت بود، در حالیکه زمان خروج پیک غلظت یکسان بود . بالاترین و پایین ترین پیک غلظت (۲۱/۷ و ۱۰/۸ میلی گرم در لیتر) به ترتیب در نمونه شاهد و تیمار گچ اندازه گیری شد.

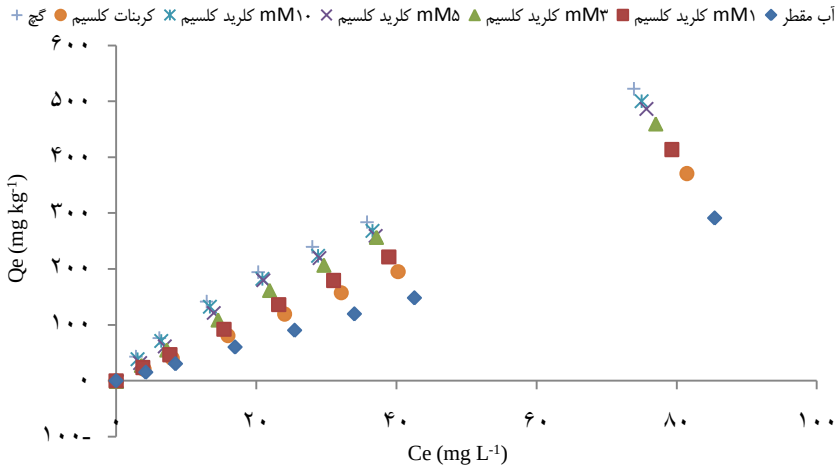


شکل ۲- منحنی‌های رخنه آبشویی بور تحت تأثیر قدرتهای یونی مختلف

محمود الحسن و همکاران (۲۰۰۸) با مطالعه انتقال بور اضافه شده به ستون های دو خاک شنی و رسی آهکی، گزارش دادند که پیک غلظت بور آبشویی شده زودتر از یک پوروالیوم ظاهر شد. همچنین آنها بین دو خاک مورد بررسی، تفاوتی از نظر تأخیر در زمان ظهور پیک مشاهده ننمودند. پس از عبور ۷ پوروالیوم آب مقطر و محلول-های ۱، ۳، ۵ و ۱۰ میلی مولار کلرید کلسیم از خاک تیمار نشده و نیز عبور ۷ پوروالیوم آب مقطر در خاک تیمار شده با کربنات کلسیم و گچ به ترتیب ۹۹/۷، ۹۷/۵، ۹۵/۶، ۹۴/۱، ۹۱/۵، ۹۸/۵ و ۸۸/۶ درصد از پالس بور اضافه شده آبشویی شد. بنابراین، افزایش قدرت یونی، منجر به افزایش نگهداشت بور در خاک و ممانعت از آبشویی آن گردید. کرن و اوکانر (۱۹۸۲) نشان دادند که با افزایش غلظت کلرید سدیم به عنوان الکترولیت زمینه از ۰/۰۲ به ۰/۰۷ و ۰/۳۶ مولار، مقدار بور جذب شده توسط مونت موریلونیت سدیمی، ۱۰ تا ۵۰ درصد افزایش پیدا کرد. کمترین و بیشترین قدرت یونی به ترتیب مربوط به نمونه آبشویی شده با آب مقطر و نمونه تیمار شده با گچ بود.

افزایش قدرت یونی موجب کاهش ضخامت لایه دوگانه می شود، بنابراین، به دلیل کاهش فاصله، واکنش آنیون-های بورات با بارهای سطحی موجود بر روی مکان های لبه ای تسهیل می گردد. مجیدی و همکاران (۲۰۱۰)، افزایش جذب بور با افزایش قدرت یونی را به افزایش میزان بارهای وابسته به پی اچ و کاهش ضخامت لایه دوگانه نسبت دادند.

شکل ۳ همدماهای جذب بور را در حضور الکترولیت های زمینه و تیمارهای مختلف نشان می دهد . کمترین مقدار ضریب توزیع خطی (۳/۴ لیتر در کیلوگرم) در خاک تیمار نشده بدون الکترولیت زمینه و بیشترین مقدار در خاک تیمار شده با گچ (۶/۹ لیتر در کیلوگرم) بدست آمد. از آنجا که مقدار بالاتر K_d نشان دهنده جذب بیشتر بور می باشد، می توان گفت که نتایج آزمایشات سیستم بسته (همدماهای جذب) در تأیید آزمایشات سیستم باز (آبشویی) بوده است.



شکل ۳- همدماهای جذب بور تحت تأثیر قدرت‌های یونی مختلف

بطور کلی، نتایج این مطالعه نشان داد که کاربرد گچ در خاک و افزایش شوری آب آبیاری می تواند به جذب بور در خاک‌های آلوده به بور و جلوگیری از آبشویی آن از پروفیل خاک و آلودگی آب‌های زیرزمینی کمک نماید.

منابع

Bingham FT, 1982. Boron. In: Methods of Soil Analysis, Part 2. A.L. Page (Ed.), ASA, SSSA Inc., Madison, WI, pp. 431–447.

Goldberg S and Glaubig RA, 1985 Boron adsorption on aluminum and iron oxide minerals. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 1374–1379.

Keren R, and O'Connor GA, 1982. Effect of exchangeable ions and ionic strength on boron adsorption by montmorillonite and illite. Clays Clay Miner. 30: 341–346.

Mahmood-ul-Hassan M, Akhtar MS and Nabi G, 2008. Boron and zinc transport through intact columns of calcareous soils. Pedosphere 18(4): 524-532.

Majidi A, Rahnemaie R, Hassani A and Malakouti MJ, 2010. Adsorption and desorption process of boron in calcareous soils. Chemosphere. 80: 733-739.

Nable RO, Banuelos GS and Paull JG, 1997. Boron toxicity. In: Boron in Soils and Plants: Reviews. B. Dell, P.H. Brown, R.W. Bell (Eds.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, pp. 181–198.

Tessier A, Campbell PGC and Bisson M, 1979. Sequential extraction procedures for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. 51: 844–851.

گونه بندی شیمیایی و فراهمی زیستی کادمیوم در حضور ترکیبات یونی مختلف

علی خانمیرزایی فرد[۱]، کامبیز بازرگان[۲]، عبدالامیر معزی[۳] و کریم شهبازی[۲]

۱- گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج

۲- موسسه تحقیقات خاک و آب ایران

۳- گروه خاکشناسی دانشگاه شهیدچمران اهواز

مقدمه

آلودگی خاک به کادمیوم به عنوان یکی از پیامد های صنعتی شدن در کشورهای توسعه یافته و در حال رشد، از چالش های بزرگ زیست محیطی می باشد که سلامت موجودات زنده را به مخاطره انداخته است. با وجود اینکه pH خاک به عنوان مهمترین فاکتور کنترل کننده فراهمی زیستی فلزات از جمله کادمیوم می باشد، مطالعات اخیر نقش شوری خاک در تحرک و فراهمی زیستی کادمیوم را تأکید می کند(اسمولدرز و مک لافلین، ۱۹۹۶، خانمیرزایی و همکاران، ۲۰۱۳). یکی ار مسائل معمول برخی از نواحی استان خوزستان شوری خاک میباشد که در اثر مدیریت نامناسب آبیاری، کیفیت پائین آب های آبیاری و زهکشی ضعیف خاک در این منطقه خشک تا نیمه خشک بوجود آمده است. با این حال فعالیتهای فشرده کشاورزی و استفاده از کودهای فسفاته باعث افزایش غلظت کادمیوم در خاک و گیاهان زراعی تولید شده در منطقه گردیده است(جعفرنژادی و همکاران، ۲۰۱۱). مطالعه حاضر به منظور بررسی فراهمی زیستی و گونه بندی شیمیایی کادمیوم تحت تأثیر آبیاری با نمک های مختلف در یک خاک آهکی استان خوزستان انجام پذیرفت.

مواد و روشها

بعد از نمونه برداری، انتقال و آماده سازی خاک خصوصیات فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شد. فراهمی زیستی و گونه بندی شیمیایی کادمیوم تحت تأثیر آبیاری با نمک های یاد شده در یک آزمایش گلخانه ای مورد بررسی قرار گرفت. خاک گلدانهای ۲/۵ کیلوگرمی با استفاده از نیترات کادمیوم به مقدار ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم آلوده و پس از کاشت بذور گندم توسط آب مقطر به عنوان شاهد و محلول های حاوی ۱۰۰ میلی اکیوالانت در لیتر کلرید سدیم، کلرید کلیسم و سولفات سدیم در سه تکرار آبیاری گردیدند. شصت روز پس از کشت بخش های هوایی و ریشه های گندم کشت شده، جداسازی و غلظت کادمیوم در آنها اندازه گیری شد. سپس غلظت کاتیونها و آنیونها در عصاره اشباع خاک باقیمانده گلدانها اندازه گیری گردید. فعالیت گونه های شیمیایی کادمیوم محلول با اطلاعات بدست آمده از غلظت کاتیونها و آنیونهای محلول خاک بوسیله نرم افزار MINTEQA3 شبیه سازی گردید.

نتایج و بحث

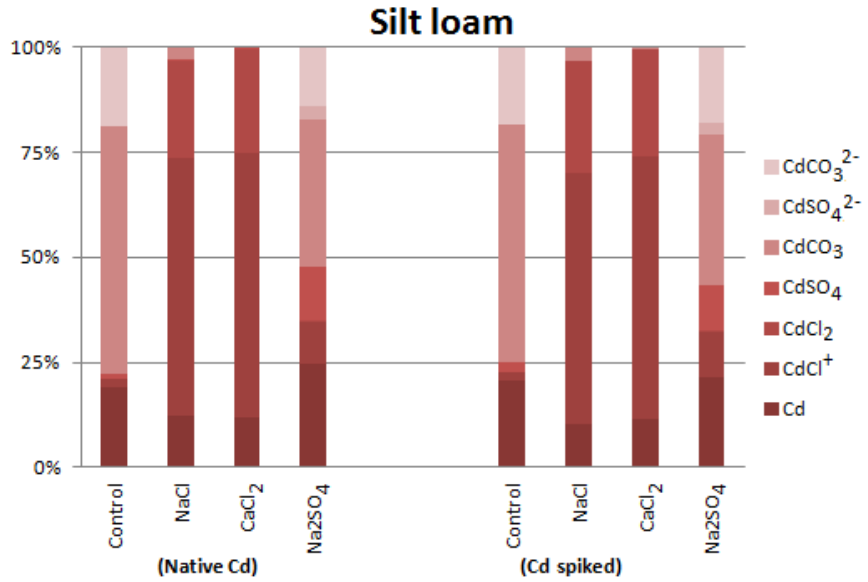
آبیاری با آب شور باعث افزایش غلظت کاتیونها و آنیونهای محلول در خاک گلدانها گردید. این موضوع در مورد کاتیونها و آنیونهایی که همراه آب آبیاری اضافه شده بود طبیعی به نظر میرسید در صورتی دیگر کاتیونها همچون پتاسیم و منیزیم نیز افزایش قابل ملاحظه ای را نشان دادند. افزایش قدرت یونی محلول این تیمارها

یکی از دلایل این افزایش و انحلال دیگر کاتیونها بنظر می رسد. جدول ۱ غلظت کاتیونها و آنیونهای عصاره اشباع خاک گلدانهای آبیاری شده با شوری های متنوع نشان میدهد.

جدول۱- غلظت کاتیونها و آنیونهای عصاره اشباع در آب آبیاری مختلف

کادمیوم اضافه شده	نوع آب آبیاری ($me\ L^{-1}$)	میلی مولار						میلیگرم بر لیتر
میلیگرم بر کیلوگرم		کلسیم	منیزیم	سدیم	پتاسیم	کلر	سولفات	بیکربنات	کادمیوم
صفر									
	آب مقطر	۹/۵۳	۳/۰۴	۲/۳۳	۱/۲۱	۲/۰۰	۰/۷۳	۲/۰۸	۰/۰۱
	کلریدسدیم	۳۸/۶۸	۱۹/۳۵	۲۹۳/۵۴	۳/۷۳	۲۶۹/۷۰	۲/۳۷	۳/۷۰	۰/۰۵
	کلرید کلسیم	۱۴۷/۷۰	۳۲/۷۳	۸/۲۰	۵/۹۷	۲۵۱/۷۰	۴/۹۷	۳/۵۰	۰/۰۷
	سولفات سدیم	۱۱/۲۸	۴/۰۴	۲۴۸/۲۴	۲/۱۵	۳/۹۹	۶۰/۲۰	۶/۹۰	۰/۰۳
۱۰									
	آب مقطر	۱۰/۵۳	۳/۸۱	۲/۰۷	۱/۴۹	۲/۰۰	۰/۸۸	۳/۱۰	۰/۰۱
	کلریدسدیم	۲۶/۲۵	۱۵/۱۵	۲۵۴/۰۰	۳/۱۲	۲۳۸/۷۳	۲/۶۸	۳/۲۰	۰/۳۶
	کلرید کلسیم	۱۲۱/۹۹	۴۱/۲۷	۷/۲۴	۵/۴۱	۲۴۲/۲۳	۴/۴۸	۴/۰۰	۰/۸۷
	سولفات سدیم	۱۰/۵۳	۴/۵۶	۲۳۷/۲۴	۱/۹۴	۱۴/۴۸	۵۳/۸۵	۶/۳۹	۰/۰۴
	LSD	۱۸/۸۴	۱۸/۳۶	۳۱/۰۶	۱/۸۰	۴۲/۲۶	۳/۷۰	۰/۶۲	۰/۰۶

گونه بندی شیمیایی کادمیوم در محلول خاک ها بوسیله نرم افزار MINTEQA3 محاسبه گردید. در خاک آلوده نشده که با آب مقطر آبیاری شده بود، کادمیوم بیشتر به شکل $CdCO_3$(۴۸/۷ درصد)، Cd^{2+} آزاد (۳۹/۶ درصد) و به مقدار کمتر $CdCO_3^{2-}$ (۶/۵ درصد)، $CdCl^{+}$ (۴ درصد)، $CdSO_4$ (۱/۱۴) و $CdCl_2$ (۰/۰۲ درصد) محاسبه گردید. کاربرد کلرید سدیم و کلسیم باعث افزایش کمپلکس های کلر–کادمیوم در عصاره گردیده در صورتیکه این موضوع در مورد سولفات سدیم رخ نداده است. الگوی گونه های مختلف کادمیوم در تیمار آبیاری شده با کلریدکلسیم به صورت $CdCl^{+}(61.8\%) > CdCl_2\ (27.2\%) > Cd^{2+}\ (10.$ 5%) $> CdSO_4(aq)(0.25\%) > CdCO_3\ (aq)(0.25\%)$ بود که این الگو در مورد خاکهایی که با سولفات سدیم آبیاری شده بودند به صورت $Cd^{2+}\ (35.7\%) > CdSO_4(aq)(25.9\%) > CdCl^{+}$ $(14.1\%)> CdSO_4^{2-}\ (12.7\%) > CdCO_3\ (aq)(10.2\%) > CdCO_3^{2-}\ (1.1\%) > CdCl_2$ (0.42%) تغییر نمود. در حضور یون کلرید مقادیر Cd^{2+}/Cd_t , $CdCO_3\ /Cd_t$ and $CdSO_4\ /Cd_t$ کاهش و مقادیر $CdCl_n^{2-n}\ /\ Cd_t$ افزایش نشان دادند. حضور کلسیم نسبت به سدیم، نقش کلر را در کمپلکس نمودن کادمیوم افزایش میدهد. حضور سولفات سدیم در آب آبیاری باعث تشکیل کمپلکس های $CdSO_4$ و $CdSO_4^{2-}$ گردید(شکل ۱).



شکل ۱. غلظت نسبی گونه های شیمیایی کادمیوم در خاک های آبیاری شده با نمک های مختلف

گونه بندی شیمیایی کادمیوم محاسبه شده توسط نرم افزار MINTEQA3 بخوبی توسط غلظت کادمیوم در ریشه و اندام هوایی گندم کشت شده تحت تأثیر نمک های مختلف منعکس گردید. آبیاری با آب های حاوی کلرید به مقدار زیادی کادمیوم تجمع یافته در ریشه و اندام های هوایی را افزایش داد در حالیکه این موضوع در گیاهانی که بوسیله سولفات سدیم آبیاری شده بودند، رخ نداده است. همچنین آبیاری با کلرید کلسیم باعث گردیده مقادیر بیشتری کادمیوم نسبت به کلرید سدیم در بافت گیاهی تجمع یابد.

	صفر		(۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم)	
	غلظت کادمیوم(میلی گرم بر کیلوگرم)			
نوع آب آبیاری ($me\ L^{-1}$)	ریشه	شاخسار	ریشه	شاخسار
آب مقطر	۰/۲۶۸	۰/۰۱۳	۱۱/۲۰	۱/۱۵
کلریدسدیم	۰/۳۶۲	۰/۰۲۵	۳۴/۷۰	۱/۷۱
کلرید کلسیم	۰/۲۷۷	۰/۰۳۳	۴۸/۲۰	۲/۳۰
سولفات سدیم	۰/۰۳۳	۰/۰۰۸	۱۱/۶۰	۱/۱۰
$LSD_{0.05}$	۰/۰۵۱	۰/۰۰۶	۰/۸۰۷	۰/۱۱

جدول۲- غلظت کادمیوم در ریشه و اندام هوایی گندم آبیاری شده با نمکهای مختلف

بیشترین میزان کادمیوم در ریشه در حالتی که آبیاری با محلول ۱۰۰ میلی اکیوالنت کلرید کلسیم انجام گرفته اندازه گیری شده است. این موضوع در مورد کادمیوم بخش هوایی نیز با غلظت ۲/۳۰ میلی گرم بر کیلو گرم صادق است(جدول ۲). در نواحی وسیعی از استان خوزستان یا اراضی متأثر از شوری بوده و یا از منابع آبهای با شوری کم تا زیاد به عنوان منبع آبیاری استفاده میشود. تجمع فلز سنگینی همچون کادمیوم در دراز مدت میتواند باعث افزایش خطر ورود این فلز به منابع آبی زیرزمینی و محصولات کشاورزی شده و کیفیت تولید در این نقاط را تحت تأثیر قرار دهد. لذا مدیریت آب ها و خاکهای شور در این استان و سایر نقاط کشور مستلزم بررسی اثرات زیست محیطی ناشی از تحرک کادمیوم میباشد.

منابع

Jafarnejadi AR, Homaee M, Sayyad G and Bybordi M, 2011. Large Scale Spatial Variability of Accumulated Cadmium in the Wheat Farm Grains. Soil and Sediments Contamination 20: 98-113.

Khanmirzaei A, Bazargan K, Moezzi A A, Richards B K and Shahbazi K, 2013. Single and sequential extraction of cadmium in some highly calcareous soils of southwestern Iran. Journal of Soil Science and Plant Nutrition 13: 153-164.

Smolders E, and McLaughlin MJ, 1996. Effect of Cl and Cd uptake by Swiss chard in nutrient solution. Plant Soil 179: 57–64.

شکل‌های فسفر معدنی خاک در تعدادی از خاکهای آهکی مازندران

رمضانعلی دهقان، علی چراتی و شهرام فلاحی[1]
۱-اعضای هیئت علمی بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی مازندران

مقدمه

در خاک‌های آهکی، کمبود فسفر قابل استفاده گیاه به دلیل تبدیل فسفر م حلول به ترکیبات کم محلول مانند فسفاتهای کلسیم یکی از مشکلات تغذیه می باشد. آگاهی از شکل‌های فسفر می تواند جهت پیش بینی مقدار فسفر قابل جذب برای گیاهان، مصرف بهینه کود و همچنین پتانسیل آزاد شدن این عنصر به محلول خاک و آبهای سطحی مورد استفاده قرار گیرد. روش‌های متعددی برای تفکیک شکل های مختلف فسفر در خاک ابداع شده است. . با توجه به اینکه در خاک‌های آهکی کربنات کلسیم اصلی‌ترین عامل جذب سطحی و رسوب فسفر در خاک به شمار می آید، جیانگ و گو(1989) روش جدیدی را برای عصاره‌گیری دنباله‌ای فسفر از خاک‌های آهکی پیشنهاد نمودند. بر اساس این روش فسفر معدنی در خاک به ۶ گروه اصلی دی‌کلسیم فسفات (Ca2-P)، اکتاکلسیم فسفات (Ca8-P)، آپاتایت (Ca10-P)، آلومینیوم فسفات (Al-P)، فسفات آهن (Fe-P) و فسفر محبوس (OC-P) تقسیم می‌شود. این روش توسط محققین دیگری نیز در خاک‌های آهکی مورد استفاده قرار گرفته است.

دهقان و همکاران(۱۳۸۲) روش جیانگ و گو را برای تعین اشکال معدنی فسفر در خاکهای اصفهان و شهرکرد به کار بردند و دریافتند که آپاتایت، فسفاتهای آلومینیوم، اکتا کلسیم فسفات، فسفاتهای آهن، فسفر محبوس و دی کلسیم فسفات به ترتیب بیشترین بخش فسفر معدنی خاکی مذکور را تشکیل میدهند آنها همچنین دریافتند که آپاتایت با میانگین 38 درصد عمده ترین سهم فسفر معدنی خاکهای مناطق مورد مطالعه می‌باشد.

در مطالعه‌ای که توسط عطاردی و همکاران(۱۳۸۴) بر روی ۸ نمونه از خاکهای شهرستان بیرجند انجام شد نیز آپاتایت ۵۷ تا ۶۸ درصد فسفر معدنی خاکها را تشکیل می داد و میزان آن از سایر اجزای فسفر معدنی خاکها بالاتر بود؛ در حالیکه دی کلسیم فسفات ۰/۴۶ تا ۷/۳ درصد فسفر معدنی خاک را تشکیل داده و از همه اجزای فسفاتهای کلسیمی خاک کمتر بودSamadi.و Gilkes (1998)روش جیانگ وگو را برای خاکهای آهکی و دارایpH بالاتر از ۸ مورد استفاده قرار دادند و دریافتند که فراوانی شکلهای فسفر معدنی در خاکهای غیرزراعی بصورت زیر می باشد.

اکتاکلسیم فسفات > فسفات آهن > آپاتایت > دی کلسیم فسفات >اکتاکلسیم فسفات > فسفاتهای آلومینیوم

تحقیق حاضر با هدف شناخت اشکال مختلف فسفر معدنی وتعیین میزان درصد هر کدام از کل فسفر معدنی بر روی تعدادی از خاکهای مازندران صورت گرفت.

مواد و روشها

به منظور بررسی وضعیت فسفر و تعیین شکل‌های مختلف فسفر معدنی در برخی خاکهای آهکی مازندران تعداد ۳۰ نمونه خاک آهکی از منطقه بابل انتخاب و نمونه برداری از عمق ۰-۳۰ سانتی‌متری خاک انجام گرفت . نمونه‌های برداشت شده در هوای آزاد خشک و از الک ۲ میلیمتری عبور داده شدند. از روش جیانگ‌و گو(1989) جهت جداسازی اجزای مختلف شیمیایی فسفر معدنی استفاده شد . بدین منظور عصاره گیری متوالی نمونه ها به

ترتیب با: ۱) ۰/۲۵ مولار بی‌کربنات سدیم در پ ـ هاش ۷/۵ برای استخراج دی کلسیم فسفات (Ca_2-P) ، ۲) ۰/۵ مولار استات آمونیوم برای استخراج اکتا کلسیم فسفات (Ca_8-P)، ۳) ۰/۵ مولار آمونیوم فلوراید برای استخراج فسفاتهای آلومینیوم (Al-P)، ۴) ۰/۱ مولار سود و کربنات سدیم برای عصاره گیری فسفاتهای آهن(Fe-P) ، ۵) سیترات ـ دیتیونایت ـ بی کربنات (CDB) برای استخراج فسفر محبوس شده در اکسیدهای آهن (OC-P) و ۶) ۰/۵ مولار اسید سولفوریک برای استخراج فسفر به شکل آپاتایت (Ca_{10}-P) انجام گرفت. میزان فسفر کل معدنی و فسفر کل آلی نمونه های مورد مطالعه، مطابق روش والکر و آدامز (1958) تعیین گردید. غلظت فسفر عصاره‌ها از روش رنگ‌سنجی آبی مولیبدات اندازه‌گیری شد.

نتایج و بحث

مقادیر فسفر کل ، معدنی و آلی خاک‌ها

فسفر کل در خاک‌های مورد آزمایش بین ۴۳۳ تا ۹۹۵ و با میانگین ۷۳۹ میلی گرم در کیلوگرم خاک قرار داشت. میزان فسفر معدنی خاک‌ها بین ۳۱۹ تا ۸۷۲ با میانگین ۶۰۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک متغیر است. حدود ۶۷ تا ۹۱ درصد فسفر کل خاک‌های مورد مطالعه را فسفر معدنی تشکیل می دهد. میزان فسفر آلی خاک‌های مورد مطالعه بین ۷۶ تا ۲۳۹ و با میانگین ۱۳۴ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک قرار دارد. فسفر آلی حدود ۹ تا ۳۳ درصد فسفرکل در خاک‌ها را شامل می شود. به عبارت دیگر درمناطق مورد مطالعه حداکثر یک‌سوم فسفر کل خاک‌ها را فسفر آلی تشکیل می‌دهد وبیش از دوسوم فسفر در این خاک‌ها به شکل فسفر معدنی وجود دارد

اجزای فسفر معدنی

فسفر معدنی خاک‌ها به ۶ جزء مختلف تقسیم گردید که مقادیر هر یک در جدول ۱ ارائه شده است.
از میان اجزای مختلف فسفر معدنی آپاتایت (Ca10-P) با متوسط ۳۵/۶ درصد بیشترین بخش فسفر معدنی را تشکیل می داد و بعد از آن به ترتیب: فسفاتهای آلومینیوم (Al-P) با ۲۱/۴ درصد، اکتا کلسیم فسفات (Ca8-P) با ۱۸/۴ درصد، فسفاتهای آهن (Fe-P) با ۱۴/۲ درصد، فسفاتهای محبوس در اکسیدهای آهن (O-P) با ۰/۷ درصد، و دی کلسیم فسفات (Ca2-P) با ۰/۲درصد قرار داشتند. این مقادیر نشان می دهد که قسمت اعظم فسفری که به خاکها اضافه می شود به‌صورت اشکال نامحلول در خاک رسوب می کند و فقط بخش ناچیزی از آن برای گیاه قابل استفاده باقی می ماند . به علت آهکی بودن خاکهای مورد مطالعه یون کلسیم اصلی ترین عامل محدود کننده حلالیت فسفر محسوب شده و بخش عمده ای از فسفر خاک به صورت فسفاتهای کلسیمی در خاک تثبیت شده است.

جدول۱- غلظت شکل های معدنی فسفر در خاک‌های مورد مطالعه(mg/kg)

شماره خاک	Ca_2 - P	Ca 8 - P	Al - P	Fe - P	OC - P	Ca_{10} - P
۱	۱۰	۹۸	۱۴۶	۶۲	۲۸	۲۲۵
۲	۱۴	۹۹	۱۲۴	۱۰۲	۳۴	۲۲۶
۳	۱۷	۱۱۶	۱۰۴	۹۴	۳۸	۲۲۵
۴	۱۹	۱۷۲	۱۴۸	۱۰۲	۲۶	۲۱۵
۵	۲۷	۱۰۷	۱۱۰	۱۰۶	۵۵	۲۳۶
۶	۲۳	۱۳۹	۱۱۴	۱۱۹	۴۲	۲۰۸
۷	۱۵	۱۳۸	۱۵۶	۹۰	۵۱	۲۰۵
۸	۱۹	۱۲۶	۱۷۲	۱۳۹	۳۳	۲۱۵
۹	۳۰	۱۱۴	۱۸۱	۴۱	۵۷	۲۲۹
۱۰	۳۰	۱۵۶	۱۶۰	۴۹	۴۵	۲۳۱
۱۱	۱۶	۱۳۱	۱۲۷	۸۶	۳۶	۲۲۱
۱۲	۲۳	۱۷۲	۱۰۲	۹۸	۵۰	۲۱۳
۱۳	۱۵	۱۱۵	۱۴۰	۸۶	۳۷	۲۱۵
۱۴	۲۷	۱۴۶	۱۶۰	۱۳۱	۶۰	۲۳۰
۱۵	۱۰	۱۴۹	۱۲۷	۱۰۲	۳۸	۲۳۴
۱۶	۲۸	۱۲۰	۱۷۶	۱۰۴	۵۰	۲۳۳
۱۷	۲۵	۱۳۱	۱۷۶	۱۰۲	۴۴	۲۲۷
۱۸	۹	۱۰۷	۱۲۷	۹۴	۴۵	۲۱۶
۱۹	۶	۴۹	۱۶۸	۶۳	۲۴	۲۲۷
۲۰	۷	۱۱۱	۱۰۴	۵۹	۵۲	۲۱۹
۲۱	۲۰	۴۹	۱۱۴	۵۳	۵۴	۲۳۳
۲۲	۷	۸۲	۱۰۵	۷۳	۷۱	۲۰۳
۲۳	۱۴	۷۴	۱۳۵	۶۳	۴۰	۲۰۹
۲۴	۱۱	۱۲۳	۱۱۵	۱۱۹	۵۳	۲۲۲
۲۵	۲۰	۱۳۱	۱۳۱	۷۰	۶۶	۲۰۸
۲۶	۹	۷۴	۱۲۵	۹۰	۳۳	۲۳۴
۲۷	۲۴	۱۰۷	۷۳	۸۲	۴۲	۲۰۶
۲۸	۱۳	۱۱۵	۱۰۳	۶۹	۲۴	۲۰۵
۲۹	۱۹	۹۰	۱۱۰	۶۷	۳۹	۲۳۳
۳۰	۲۸	۱۳۹	۱۴۱	۱۱۹	۵۸	۲۰۵
میانگین	۱۸	۱۱۶	۱۳۲	۸۸	۴۴	۲۲۰

منابع

دهقان ر.، ح. شریعتمداری و ح. خادمی .۱۳۸۲ . اشکال مختلف فسفر معدنی خاک و تغییرات آنها در دو ردیف ارضی در منطقهٔ اصفهان مجموعهٔ مقالات هشتمین کنگرهٔ علوم خاک ایران، رشت، ایران.

عطاردی ب.، م. نادری، ح. شریعتمداری و ع. مقری .۱۳۸۴ . شکلهای مختلف فسفر معدنی در خاکه ای منطقه بیرجند. مجموعه مقالات نهمین کنگره علوم خاک ایران، کرج، ایران.

Jiang, B and Y. Gu. 1989. A suggested fractionation scheme of inorganic phosphorus in calcareous soils. Fertil Res.20: 159-165.
Samadi, A. and R. J. Gilkes.1998. Forms of phosphorus in virgin and fertilized calcareous soils of Western Australia. Aust. J. Soil Res., 36:585-601.
Walker, T. W. and A. F. R. Adams.1958. Studies on soil matter : I Influence of phosphorus content of parent materials on accumulation of carbon, nitrogen, sulfur. and organic phosphorus in grassland soils. Soil Sci., 85: 307-318.

تعیین شکل های روی توسط عصاره‌گیری متوالی از برخی خاک‌های استان گیلان

غزاله سادات ذریه کرمانشاهی[1]، کبرا شیخی[1]، ابراهیم ادهمی[2]
۱ - دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه یاسوج
۲- استادیار دانشگاه یاسوج

مقدمه

روی یک عنصر غذایی ضروری برای انسان‌ها، حیوانات و گیاهان عالی می‌باشد زمانیکه منبع قابل دسترس روی گیاهان کافی نیست، تولید و کیفیت محصولات کاهش می یابد. مقدار کل روی در خاک ها بین ۱۰-۳۰۰ و به طور متوسط ۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم است. روی در خاک به شکل‌های محلول، تبادلی، بصورت غیرتبادلی جذب شده بر سطح کانی های رسی و اکسیدهای فلزی، آلی و در ساختار کانی های اولیه حضور دارد (آلووی، ۲۰۰۳). بیشتر از ۶۰ درصد خاک های قابل کشت در ایران دارای کمبود روی با متوسط ۵۰ درصد کاهش محصول هستند. دلایل اصلی کمبود روی در خاک های ایران حضور کربنات کلسیم زیاد در این خاک ها، پ.هاش زیاد ۹/۵-۷/۹، مصرف زیاد کودهای فسفر، غلظت زیاد بیکربنات در آب آبیاری و عدم مصرف کودهای روی می‌باشد. قابلیت استفاده روی در خاک تابعی از نحوه توزیع آن میان شکل‌های مختلف است عصاره‌گیری دنباله‌ای با استفاده از محلول‌هایی با افزایش تدریجی قدرت عصاره‌گیری از ضعیف‌ترین عصاره گیر تا قوی‌ترین عصاره‌گیر اطلاعات کامل‌تری از بخش‌های مختلف فلزات سنگین که با فاز جامد واکنش داده‌اند و با تغییر در شرایط محیطی می‌توانند قابل استفاده شوند، به‌دست می‌دهد (مک لارن و کراوفورد، ۱۹۷۳). آب و هوا و خاک قسمت‌های شمالی ایران به طور آشکاری از سایر نقاط ایران متفاوت است . استان گیلان به عنوان نمونه ای از این منطقه دارای بارندگی خیلی زیادی است (سالانه ۱۵۰۰ میلی‌متر)، خاک این مناطق اسیدی است در حالیکه خاک سایر نقاط ایران قلیایی می‌باشد. اطلاعات اندکی از وضعیت توزیع شکل‌های مختلف روی در خاک های شمال ایران در دسترس است لذا این پژوهش برای بررسی (۱) وضعیت روی در تعدادی از نمونه های خاک از استان گیلان و (۲) بررسی ارتباط شکل‌های آن با خصوصیات خاک انجام شد.

مواد و روشها

آزمایش بر روی بیست نمونه خاک سطحی از استان گیلان دارای محدوده وسیعی از خصوصیات خاک انجام شد (جدول ۱).

جدول شماره ۱. محدوده تغییرات و میانگین برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

	% کربن آلی	% ماده-ی آلی	٪رس	٪سیلت	% شن خاک	% کربنات کلسیم معادل	پ.ها ش	ظرفیت تبادل کاتیونی	اکسید آهن
محدوده	−۵/۶	−۹/۷۷	−۵۲	−۵۹	−۶۳/۷	−۱۶/۵	−۷/۶	−۵۱/۹	−۹۳۴۸
تغییرات	۰/۸۹	۱/۵۳	۷/۸	۲۵/۵	۲	۱/۵۸	۴/۲	۱۴/۲	۵۸۲
میانگین	۲/۸۹	۴/۹۸	۳۱/۹	۴۳/۶	۲۴/۵	۷/۳۷	۶/۵۷	۳۵/۶	۴۹۷۵
انحراف معیار	۱/۲۸	۲/۲۱	۱۲/۵	۸/۷۷	۱۸/۵	۴/۹۴	۰/۹۷۰	۹/۰۵	۲۲۲۶

در این مطالعه از روش عصاره‌گیری متوالی کاشم (۲۰۰۷) استفاده گردید. برای این منظور ۲ گرم از هر نمونه خاک در دو تکرار در لوله‌ی سانتریفیوژ درب‌دار پلی اتیلنی ۵۰ میلی‌لیتری ریخته شد و به ترتیب زیر عمل گشت: روی محلول: نمونه‌ها با ۲۰ میلی‌لیتر آب مقطر عصاره‌گیری گردید و به مدت ۱ ساعت در دمای۲۰ درجه سلسیوس تکان داده شد. روی تبادلی: باقیمانده‌ی نمونه با ۲۰ میلی‌لیتر محلول NH_4OAc 1 M, pH 7 به مدت ۲ ساعت در دمای ۲۰ درجه سلسیوس تکان داده و عصاره گیری شد؛ روی کربناتی: باقیمانده‌ی نمونه با ۲۰ میلی‌لیتر محلول NH_4OAc 1 M, pH 5 به مدت ۲ ساعت در دمای ۲۰ درجه سلسیوس تکان داده و عصاره گیری شد؛ روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز: باقیمانده‌ی نمونه با ۲۰ میلی‌لیتر محلول هیدروکسیل آمین هیدروکلرید 0.04 M ($NH_2OH.HCl$) در استیک اسید ۲۵ درصد حجمی با pH 3 به مدت ۶ ساعت در دمای۸۰ درجه سلسیوس در حمام بخار با تکان دادن موقتی، عصاره‌گیری شد؛ روی متصل به ماده آلی: باقیمانده‌ی نمونه با ۱۵ میلی‌لیتر محلول H_2O_2 30 % با pH 2 به مدت ۵/۵ ساعت در دمای۸۰ درجه سلسیوس در حمام بخار تکان داده شد و پس از سرد شدن، ۵ میلی‌لیتر از 3.2 M NH_4OAc در ۲۰ درصد حجمی HNO_3 (v/v) افزوده شد و برای ۰/۵ ساعت در دمای ۲۰ درجه سلسیوس تکان داده و عصاره‌گیری شد؛ روی باقیمانده: باقیمانده‌ی نمونه با HNO3, 7 M به مدت ۶ ساعت در دمای۸۰ درجه سلسیوس در حمام بخار تکان داده و عصاره‌گیری شد. پس از اتمام نمونه‌ها به مدت ۱۵ دقیقه در ۶۰۰۰g سانتریفیوژ شد. سپس محلول زلال رویی با کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف شد. غلظت روی در نمونه‌ها با دستگاه جذب اتمی هیتاچی مدل ZCAST 2300 اندازه‌گیری شد. تجزیه آماری با IBM SPSS statestic19 انجام شد.

جدول۲- میانگین غلظت شکل‌های روی اندازه‌گیری شده در ۲ تکرار

	روی محلول	روی تبادلی	روی کربناتی	روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز	روی متصل به ماده آلی	روی باقیمانده	روی کل
محدوده	۱/۱۸-غ.ق.ا	-۲/۸۵	-۱۱/۲	-۱۵/۷	۰/۱-۳/۷۵	-۱۴/۸۸	-۳۵/۲۷
تغییرات		۰/۳۵	۲/۱	۲/۰۵		۴/۷۸	۱۳/۷
میانگین	۰/۲۶	۱/۱۷	۴/۳۲	۴/۷۲	۱/۳۰	۷/۶۸	۱۹/۴
انحراف معیار	۰/۴۲	۰/۶۳	۲/۱۴	۲/۹۲	۰/۸۷	۲/۴۷	۵/۴۸

غ.ق.ا، غیر قابل اندازه‌گیری

نتایج و بحث

محدوده شکل‌های مختلف روی (جدول ۱) نشان داد که شکل روی محلول در محدوده‌ی غیرقابل اندازه‌گیری تا ۱/۱۸ بود. غلظت روی محلول در بسیاری از خاک‌های مورد مطالعه در حد تشخیص دستگاه جذب اتمی نبود شکل روی قابل عصاره‌گیری با استات آمونیوم یک مولار با pH ۷ در محدوده ۰/۳۵ تا ۲/۸۵ بود این شکل روی به روی تبادلی نسبت داده شده است (کاشم و همکاران، ۲۰۰۷). شکل روی کربناتی در محدوده ۲/۱ تا ۱۱/۲ و شکل روی متصل به اکسیدهای آهن و منگنز در محدوده ۲/۰۵-۱۵/۷۵ بود. شکل روی متصل به ماده آلی و روی باقیمانده به ترتیب در محدوده ۰/۱ تا ۳/۷۵ و ۴/۷۸ تا ۱۴/۸۸ بود. میانگین مقدار نسبی شکل روی محلول (۱/۳۴) < تبادلی (۶/۰۳) < متصل به ماده آلی (۶/۷۰) < کربناتی (۲۲/۲) <متصل به اکسید آهن و منگنز(۲۴/۳)< باقیمانده (۳۹/۵) بود. قانع و کریمیان (۲۰۰۳) با جداسازی شکل‌های مختلف روی با استفاده از عصاره‌گیری متوالی در خاک‌های آهکی استان فارس، نشان دادند که شکل‌های مختلف روی با یکدیگر اختلاف معنی داری داشته و میانگین آنها از ترتیب زیر برخوردار است:روی تبادلی< شکل آلی روی< روی متصل به اکسیدهای منگنز< روی متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل< روی متصل به آهن متبلور< روی کربناته << باقیمانده. غلامی و بارانی مطلق (۱۳۹۰)، با مطالعه شکل‌های روی و ارتباط آن با ویژگی‌های خاک در برخی خاک‌های استان گلستان بیان کردند که به طور میانگین روی محلول + تبادلی حدود ۰/۵۱ درصد، متصل به کربنات ها ۰/۴۱ درصد، روی متصل به ماده آلی حدود ۱ درصد، متصل به اکسیدهای منگنز ۰/۴۴ درصد، متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل ۸/۲۴ درصد، متصل به اکسیدهای آهن متبلور ۱۵/۲۲ درصد و باقیمانده ۶۷/۲۳ درصد مجموع شکل‌های اندازه‌گیری شده را تشکیل می‌دهند. بنابراین میتوان گفت در خاک های مورد مطالعه میانگین شکل‌های مختلف روی دارای ترتیب زیراست:

کربناتی < متصل به اکسیدهای منگنز < محلول + تبادلی < متصل به مواد آلی < متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل < متصل به اکسیدهای آهن متبلور << باقیمانده.

قانع و کریمیان (۲۰۰۳) و ریحانی تبار و همکاران (۲۰۰۶) نیز نتایج مشابه‌ی را در مورد خاک‌های استان های فارس و تهران گزارش نمودند. ما و رائو (۱۹۹۷) نیز با مطالعه شکل‌های مختلف روی گزارش کردند که این شکل‌ها از لحاظ مقدار دارای تغییرات زیادی بوده و بیشتر روی را روی باقیمانده تشکیل می‌دهد. سینگ و همکاران (۱۹۸۸) نیز گزارش کردند که ۸۲ درصد روی کل را روی باقیمانده تشکیل می‌دهد. ناورت و راویکوویچ (۱۹۶۸) بیان کردند که خاک‌های آهکی عموماً از نظر روی قابل دسترس فقیر هستند زیرا آهک این توانایی را دارد که روی خاک را به ترکیبات با حلالیت کم تبدیل کند.

جدول ۳) مقادیر ضریب همبستگی ساده (r) بین شکل‌های مختلف روی در خاک‌های مورد مطالعه

شکل روی	تبادلی	کربناتی	متصل به اکسید آهن و منگنز	متصل به ماده آلی	باقیمانده
محلول	۰/۷۸۲*	۰/۰۶۶*	-۰/۱۴۷	۰/۴۵۹*	-۰/۰۷۴
تبادلی		-۰/۱۴۷	-۰/۳۳۰	۰/۳۶۴	-۰/۴۱
کربناتی			۰/۷۲۵ **	۰/۳۷۴	-۰/۱۰۰
متصل به اکسید آهن و منگنز				۰/۴۸۰*	-۰/۱۳۳
متصل به ماده آلی					۰/۱۲۸

برخی از شکل‌های مختلف روی بین خود دارای همبستگی مثبت و معنی‌دار بودند (جدول۳) در بین شکل‌های مختلف روی، شکل‌های محلول، تبادلی و کربناتی بالاترین ضریب همبستگی را با یکدیگر نشان دادند. کاشم و همکاران (۲۰۰۷) بیان نمودند که مجموع شکل‌های محلول، تبادلی و کربناتی می‌توانند بعنوان شکل‌های متحرک در خاک در نظر گرفته شود. مجموع میانگین شکل‌های محلول، تبادلی و کربناتی در خاک‌های مورد مطالعه ۵/۷۵ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود که۲۹/۶ درصد از مجموع میانگین شکل‌های روی را تشکیل می-داد.

منابع

غلامی، م. و بارانی مطلق، م.، ۱۳۹۰ . توزیع شکل‌های روی و ارتباط آن با شکل‌های خاک در برخی خاک‌های استان گلستان. مجله مدیریت خاک و تولید پایدار، جلد اول، شماره های ۲.

Alloway, BJ, 2003. Zinc in soils and crop nutrition. International Zink Association, pp: 114.

Ghane H and Karimian N, 2003. Distribution of different forms of Zn incalcareous soils of Fars province in relation to soil properties.8th Congress of Soil Science. Rasht. (In Persian).

Kashem MA, Singh BR, Kondo TS, ImamulHuq M and Kawai S, 2007.Comparison of extractability of Cd, Cu, Pb and Zn with sequential extraction in contaminated and non-contaminated soils.Int. J. Environ. Sci. Tech., 4 (2): 169-176, 2007.
Ma LQ, Rao GN, 1997. Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. Jenvironment quality 26:259-264.
Mclaren RG and Crawford DV, 1973. Studies on soil copper: 1 the fractionation of copper in soils. J. Soil Sci., 24: 127-181.
Navrot J and Ravikovitch S, 1968. Zinc availability in calcareous soils. Soil Sci. 105: 184-189.
Reyhanitabar A, Karimian N, Ardalan M, Savaghebi GhR and GhanadhaMR, 2006. Zinc Fractions of Selected Calcareous Soils of Tehran Province andTheir Relationships with Soil Characteristics. J. of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources. 3: 125-136 (In Persian).
Singh JP, Karwasra SPS and Singh M, 1988. Distribution and forms of copper, Iron, manganese, and Zinc in calcareous soils of Iindia. Soil Sci. 146(5): 359- 366.

طبقه‌بندی کیفی آب زیرزمینی آبخوان دشت تبریز جهت مصارف کشاورزی

سولماز بی دست[1]، احمد فاخری فرد[2]، نازنین ابراهیمی[3]، مریم قبله[4]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه گیلان
۲-استاد گروه مهندسی آب دانشگاه تبریز
۳-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه تبریز
۴-دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه تبریز

مقدمه

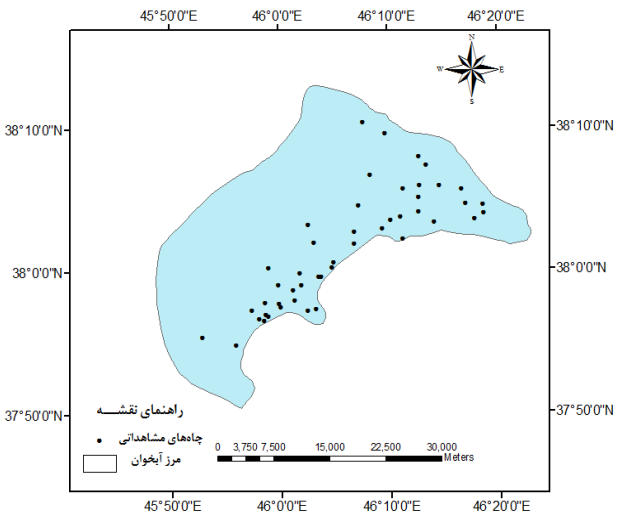
حفظ اکوسیتم‌ها برای بقای بشر و سایر موجودات زنده در گرو آب است که این آب به لحاظ کیفی می بایست دارای ویژگی‌های کیفی و معیارهایی مشخص باشد و اگر تأمین چنین آبی امکان‌پذیر نباشد، این فعالیت‌ها بی‌اثر می‌باشد [علیزاده، ۱۳۷۷]. در خصوص مصارف آب‌های زیرزمینی می‌توان آب‌های زیر زمینی را به سه گروه عمده شرب، کشاورزی و صنعتی تقسیم بندی کرد، که هر یک معیارهائی خاص خود جهت مصرف را د ارند. در کشور ایران، منابع آب زیرزمینی به عنوان یکی از مهم‌ترین منابع تأمین آب مورد نیاز برای بخش‌های کشاورزی، شرب و صنعت از اهمیت زیادی برخوردار می باشد. کشاورزی با اختصاص سهم ۹۵ درصدی و برداشت بیش از ۸۰ درصد آن از منابع آب زیرزمینی نقش عمده‌ای در تغییرات کمی و کیفی آبخوان‌ها دارد [احمدی و صدق‌آمیز، ۲۰۰۷]. در مطالعات هیدروژئوشیمیایی، نواحی با کیفیت مناسب آب زیرزمینی با اهداف شرب، کشاورزی و صنعت مشخص می‌شود. احمد و همکاران (۲۰۰۲) کیفیت آب زیرزمینی دو دشت را با استاندارد سازمان بهداشت جهانی طبقه‌بندی و مقایسه کردند. عبدی (۱۳۸۶) با استفاده از اطلاعات فیزیکو-شیمیایی آب زیرزمینی حوضه زنجانرود به پهنه بندی کیفی با روش kriging در محیط GIS و بر اساس طبقه بندی شولر و طبقه بندی ویلکوکس پرداخت. ایشان نتیجه گرفتند که، با توجه به نقشه‌های به دست آمده می‌توان به راحتی وضعیت کیفی آب زیرزمینی را از لحاظ شرب و کشاورزی مورد بررسی قرار داد. رضایی و همکاران (۱۳۸۹) تغییرات مکانی چند شاخص مهم کیفیت آب های زیرزمینی در سطح استان گیلان با استفاده از زمین آمار و با داده های شاخص کیفیت آب شامل EC، Na و SAR نمونه‌برداری شده از ۱۳۵ حلقه چاه مربوط به شهریور سال ۱۳۸۶ انجام دادند. پهنه‌بندی خواص کیفی نشان داد میزان هدایت الکتریکی آب های زیرزمینی در اکثر مناطق استان پایین است و از نظر شاخص SAR کیفیت آب‌های زیرزمینی استان در مجموع مناسب است . صاحب‌جلال (۲۰۱۲) ابتدا با استفاده از کریجینگ نقشه های مکانی EC، SAR، Cl و B آب زیرزمینی ۷۶ چاه در دشت بهادران را رسم کرد. سپس بر اساس معیار FAO کیفیت آب را از نظر خطر شوری، نفوذ و سمیت کلر و بر بررسی کرد . برای بررسی محدودیت‌های نفوذ از همپوشانی نقشه‌های EC و SAR استفاده کرد. نقشه‌ی EC نشان داد، ۴۸ تا ۵۲ درصد منطقه دارای محدودیت شدید تا متوسط برای آبیاری از نظر شوری می‌باشد. علاوه بر آن نقشه‌ی نفوذ نشان داد، ۶۶ درصد منطقه از نظر محدودیت نفوذ مشکلی ندارند اما ۲۳ درصد دارای محدودیت شدید می‌باشند. گاوس و همکاران (۲۰۰۳) آلودگی آب‌های زیرزمینی بنگلادش را از نظر عناصر سنگین مورد بررسی قرار دادند . آنها برای برآورد غلظت آرسنیک و تهیه نقشه ریسک خطر از روش کریجینگ گسسته استفاده کردند . نتایج

نشان داد که در منطقه‌ی مورد مطالعه ۳۵ میلیون نفر در معرض غلظت بالای آرسنیک (۵۰ میلی گرم بر لیتر) و ۵۰ میلیون نفر در معرض غلظت ۱۰ میلی گرم بر لیتر قرار دارند. آنبازهاگان و نییر (۲۰۰۴) با استفاده از سیستم اطلاعات جغرافیایی تغییرات مکانی عناصر شیمیایی آب زیرزمینی را در دشت پانول بررسی کردند

مواد و روش‌ها

موقعیت منطقه

محدوده مورد مطالعه با مساحت حدود ۸۸۰ کیلومتر مربع در استان آذربایجان شرقی در شمال غربی ایران و در حد فاصل طول‌های جغرافیایی ″۴۳ ,′۴۸ ,°۴۵ تا ″۴۱ ,′۲۲ ,°۴۶ شرقی و عرض ″۱۰ ,′۵۰ ,°۳۷ تا ″۷/۸ ,′۱۳ ,°۳۸ شمالی و در حوضه آبر یز دریاچه ارومیه قرارگرفته است . در این تحقیق از داده های هدایت الکتریکی و نسبت جذب سدیم ۴۷ حلقه چاه انتخابی کیفی مربوط به سال ۹۱ استفاده شد. شکل (۱) موقعیت جغرافیایی چاه‌های انتخابی کیفی را نشان می‌دهد.



شکل ۱- موقعیت جغرافیایی چاههای انتخابی کیفی

برای تحلیل کیفیت آب کشاورزی از جداول (۱) و (۲) استفاده شد (علیزاده، ۱۳۶۳). با توجه به این جداول، آب‌ها از نظر شوری با نمایه EC در چهار کلاس (گروه) و از نظر زیان حاصله از سدیم با نمایه SAR نیز در چهار کلاس قرار می‌گیرند.

جدول ۱- کلاس‌های شوری

کیفیت	EC (ds/m)	کلاس
عالی	<۰/۲۵	C_1 (کم)
خوب	۰/۲۵–۰/۷۵	C_2 (متوسط)
متوسط	۰/۷۵–۲/۲۵	C_3 (زیاد)
بد	>۲/۲۵	C_4 (خیلی زیاد)

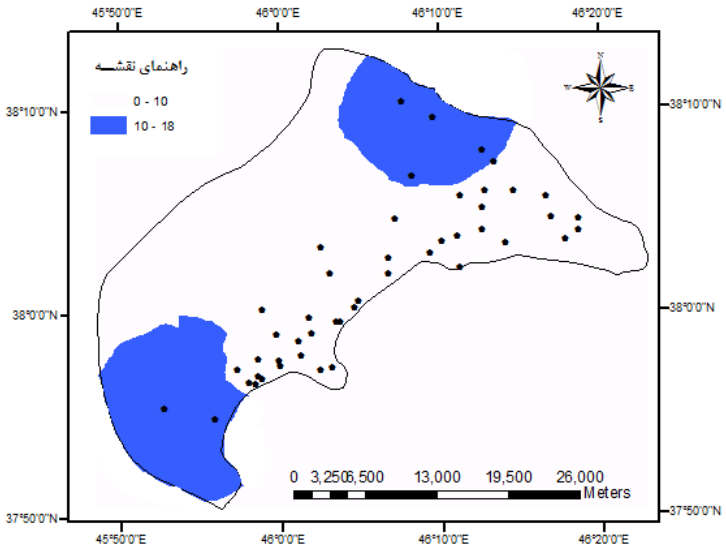
جدول ۲- کلاس‌های نسبت جذب سدیم

کیفیت	SAR	کلاس
عالی	<۱۰	S_1 (کم)
خوب	۱۰-۱۸	S_2 (متوسط)
متوسط	۱۸-۲۶	S_3 (زیاد)
بد	>۲۶	S_4 (خیلی زیاد)

برای تهیه‌ی نقشه‌های میان‌یابی EC و SAR از امکانات نرم‌افزار Arc GIS نسخه ۹/۳ استفاده شد.

بحث و نتایج

با توجه به کلاس‌بندی جدول ۱ نقشه میان‌یابیEC و با توجه به جدول ۲ نقشه میان‌یابی SAR تهیه شد. نقشه میان‌یابی EC نشان داد میزان شوری آب زیرزمینی در کل سطح منطقه بیشتر از ۲۲۵۰ میکروموس بر سانتی‌متر است. به همین دلیل نقشه میان‌یابی EC آورده نشده است. در کل آب زیرزمینی منطقه از لحاظ شوری جهت مصارف کشاورزی نامناسب می‌باشد و در کلاس C_4 قرار می‌گیرد . حجم اضافی سدیم کیفیت آب را برای کشاورزی نامطلوب می‌سازد. نقشه میان‌یابی SAR (شکل ۲) نشان داد که در ۷۰ درصد از مساحت منطقه، نسبت جذب سدیم آب‌های زیرزمینی کمتر از ۱۰ و در ۳۰ درصد آن بین ۱۰ و ۱۸ می‌باشد. یعنی تعداد ۷ حلقه چاه در کلاس S_2 و ۴۰ حلقه چاه در کلاس S_1 قرار می‌گیرد. در کل می‌توان گفت کیفیت آب زیرزمینی آبخوان دشت تبریز از لحاظ زیان حاصله از سدیم عالی و خوب می‌باشد.



شکل ۲- نقشه میان‌یابی SAR

منابع

رضایی، م.، دواتگر، ن.، تاجداری، خ. و ابولپور. ب.، ۱۳۸۹. بررسی تغییرات مکانی برخی شاخص‌های کیفی آب‌های زیرزمینی استان گیلان با استفاده از زمین‌آمار، نشریه آب و خاک، جلد ۲۴، شماره ۵، آذر–دی ۱۳۸۹، ص: ۹۴۱–۹۳۲.

عبدی، پ.، ۱۳۸۶. بررسی و ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی در دشت زنجان با استفاده از GIS، سومین همایش زمین شناسی کاربردی و محیط زیست.

علیزاده، ۱.، ۱۳۶۳. کیفیت آب آبیاری. انتشارات دانشگاه امام رضا (ع)، آستان قدس رضوی.

علیزاده، ا. ۱۳۷۷. اصول هیدرولوژی کاربردی. انتشارات دانشگاه امام رضا (ع).

Ahmed, S., Mazumder, Q., Jahan, C., Ahmed, M. and Islam, S., 2002. Hydrochemistry and classification of groundwater, Rajshahi city corpration area, Bangladesh. J. Geol. Soc. India 60: 411-418.

Ahmadi, H. and Sedghamiz, A. 2007. Geostatistical analysis of spatial and temporal variations of groundwater level. Environmental Monitoring Assessment, 129: 277-294.

Anbazhagan, S. and Nair, A. 2004. Geographic information system and groundwater quality mapping in Panvel basin, Maharashtra, India. Journal of Environmental Geology, 45: 753-761.

Gaus, I., Kinniburgh, D.G., Talbot, J.C. and Webster, R. 2003. Geostatistical analysis of arsenic concentration in groundwater in Bangladesh using disjunctive kriging, Environmental geology. 44: 939-948.

Sahebjalal, E. 2012. Application of Geostatistical Analysis for Evaluating variation in Groundwater Characteristics. World Applied Sciences Journal 18(1): 135-141.

بررسی خاکهای شهرستانهای ماهشهر و باغملک در استان خوزستان جهت احداث مجتمع های گلخانه ای

یاسر حسینی[1]
۲-استادیار دانشگاه محقق اردبیلی-دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی مغان

مقدمه

انجام مطالعات خاک شناسی مجتمع گلخانه ای شهرستان ها به منظور بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شامل بافت خاک، نفوذ پذیری ، عمق لایه محدود کننده ، عمق سطح آب زیر زمینی ،میزان سنگ و سنگ ریزه سطحی وعمقی ،وضعیت شوری ..... بررسی محدودیت های موجود و پیشنهاد (ارزیابی حاصل خیزی) جهت بهره برداری کشت گلخانه ای صورت پذیرفته است .

مواد و روشها

موقعیت محدوده مورد مطالعه

مشخصات جغرافیایی محل اجرای طرح

شهرک گلخانه ای باغملک در فاصله ۵ کیلومتری از مرکز شهر بین طول جغرافیائی ۴۹ درجه و ۳۳ دقیقه تا ۵۰ درجه و ۱۵ دقیقه طول شرقی از نصف النهار گرینویچ و ۳۱ درجه و ۱۳ دقیقه عرض شمالی از خط استوا در شمال شرقی استان واقع است. شهرک گلخانه ای ماهشهر در بین طول جغرافیایی ۴۹ درجه و ۹ دقیقه و ۵۹ ثانیه طول شرقی از نصف النهار گرینویچ و عرض جغرافیایی ۳۰ درجه و ۳۶ دقیقه و ۵۴ ثانیه عرض شمالی از خط استوا قرار دارد

نتایج

- تشریح مشخصات خاک شهرستان ماهشهر

اراضی مورد مطالعه شامل رسوبات آبرفتی رودخانه ای با شیب عمومی صفر درصد ،بدون سنگ وسنگ ریزه و در سطح عمق خاک ، دارای پوشش خاکی خیلی عمیق(۱۵۰سانتی متر و بیشتر) درمحل پروفیل و در تمام قسمتهای اراضی ، دارای پوشش گیاهی طبیعی از نوع گیاهان شور دوست است . در وضعیت ضعیف خاک اراضی مورد مطالعه از لحاظ بافتی دانه ریز بوده که پروفیل شاهد آن دارای خصوصیاتی بشرح ذیل می باشد:

عمق	شرح
۲۰-۰سانتی متر	بافت خاک خیلی سنگین(silty clay) باساختمان توده ای(Massive) ، خلل وفرج کم ، ریشه گیاهی خیلی کم ، دارای مقادیرگچ در حدود ۳ درصد ، جوشش خاک در واکنش با اسید کلریدریک خیلی زیاد که پایداری ذرات خاک درحالت خشک سخت (hard) ودرحالت مرطوب سفت (Firm) ودرحالت خیس خیلی چسبنده وخیلی شکل پذیر (Very sticky & ver y plastik) می باشد . حد فاصل این

	افق با افق زیرین واضح (Clear) است اسیدیته آن ۷/۳ و قابلییت هدایت الکتریکی آن ۵۵/۷ دسی زیمنس بر متر می باشد .
۲۰-۴۸ سانتی متر	بافت خاک خیلی سنگین (Silty clay) باساختمان توده ای (Massive) ، خلل وفرج کم ، دارای مقادیرگچ در حدود ۲ درصد ، جو شش خاک در واکنش با اسید کلریدریک خیلی زیاد که پایداری ذراتش درحالت خشک سخت (hard) ودرحالت مرطوب سفت (Firm) ودرحالت خیس چسبنده و شکل پذیر(sticky & plastik) می باشد . حد فاصل این افق با افق زیرین واضح (Clear) است. اسیدیته ۷ وقابلیت هدایت الکتریکی آن ۴/۳ دسی زیمنس بر متر می باشد.
۴۸-۷۶ سانتی متر	بافت خاک خیلی سنگین (Silty clay) با ساختمان توده ای (Massive) ، خلل فرج کم ، دارای مقدار گچ در حدود ۵ درصد ، جوشش خاک در واکنش با اسید کلریدریک خیلی زیاد که پایدار ی ذراتش در حالت خشک خیلی سخت (Very hard) و در حالت مرطوب خیلی سفت (Very Firme) و در حالت خیس خیلی چسبنده و خیلی شکل پذیر (Very sticky & very plastic) می باشد . حد فاصل این افق با افق زیرین واضح (Clear) اسیدیته آن ۷/۱ و قابلیت هدایت الکتریکی آن ۴۳/۱ دسی زیمنس بر متر می باشد .
۷۶ -۱۰۵ سانتی متر	بافت خاک سنگین (Clay) با ساختمان توده ای(Massive) ، دارای خلل فرج کم ، دارای مقدار گچ حدود ۴ درصد ، جوشش خاک در واکنش با اسید کلریدریک خیلی زیاد دارای آثار آب ماندگی ناشی از بالا آمدن آب زیر زمینی که رنگ خاک را مایل به خاکستری نموده است . پایداری ذرات خاک در حالت مرطوب خیلی سفت (Very Firme) و در حالت خیس خیلی چسبنده و شکل پذیر (Very sticky & Very plastic) می باشد . اسیدیته آن ۷/۱ و قابلیت هدایت الکتریکی آن ۴۳/۲ دسی زیمنس بر متر است .
۱۰۵-۱۵۰ سانتی متر	بافت خاک خیلی سنگین (Very Clay) با ساختمان توده ای(Massive) ، دارای خلل فرج خیلی کم ، دارای مقدار گچ حدود ۳ درصد ، وجود لکه های زرد ناشی از نوسانات آب زیر زمینی ، پایداری ذرات خاک در حالت مرطوب خیلی سفت (Very Firme) و در حالت خیس خیلی چسبنده و شکل پذیر (Very sticky & Very plastic) می باشد . اسیدیته آن ۷/۲ و قابلیت هدایت الکتریکی آن۳۵/۵ دسی زیمنس بر متر است .

خصوصیا ت فیزیکی خاک

خصوصیات فیزیکی مورد ارزیابی در این مطالعه شامل بافت خاک ، نفوذ پذیری سطحی ، عمق خاک ، عمق لایه محدود کننده و ... می باشد که ذیلاً به آنها اشاره می گردد.

بافت خاک

بافت خاک نسبت ذرات ماسه ، سیلت و رس در نمونه خاک می باشد ، با توجه به مطالعه صحرایی و آزمایش مکانیکی بافت خاک ، خاک منطقه در سطح و عمق دارای بافت خیلی سنگین (Silty clay) و (clay) می باشد . این کلاسه بافت خاک برای کارهای کشاورزی نامناسب می باشد–(عبداله‌ی،۱۳۸۴) .

نفوذ پذیری خاک

در این مطالعه میزان نفوذ پذیری خاک بر اساس کلاس بافتی مشخص می گردد . دستور العمل موجود در این زمینه شماره ۲۰۵ مؤسسه خاک و آب است که معمولاً در تمام مطالعات خاکشناسی مبنای طبقه بندی اراضی برای آبیاری بوده و با توجه به بخشهای مختل‌ف این نشریه محدودیتهای موجود در خاک درجه بندی شده و در نهایت کلاس خاک تعیین می گردد .

با تطبیق کلاس بافتی خاک منطقه مورد مطالعه در جدول مربوط میزان نفوذ پذیری آن متوسط تشخیص داده شد.

عمق لایه محدود کننده

با توجه به پروفیل مطالعه شده در منطقه ، لایه محدود کننده تا عمق ۱۵۰ سانتی متری مشاهده نگردید . با توجه به شواهد موجود و نیز تشکیلات زمین شناسی منطقه مورد مطالعه که شامل رسوبات دوران چهارم زمین شناسی می باشد تا چند متری به لایه محدود کننده از نوع سنگ برخورد خواهد شد . ولی لایه غیر قابل نفوذ در عمق ۲۰۰ سانتی متری پیش بینی می گردد .

عمق سفره آب تحت الارض

با توجه به پروفیل مطالعه شده در منطقه بر اساس شواهد بدست آمده عمق آب زیرزمینی در حدود ۱۵۰ تا ۲۰۰ سانتی متر پیش بینی می گردد که در مواقع آبیاری از این مقدار هم کمتر میباشد .

خصوصیات شیمیایی خاک

pH یا اسیدیته خاک:

با توجه به این فاکتور خاک ها در سه دسته طبقه بندی می شوند : خاک های با pH خنثی (بدون محدودیت) ، خاک های با pH زیاد (قلیایی) وخاک های با pH کم(اسیدی) . pH خنثی عدد ۷ بوده و هر چه pH از عدد ۷ بالاتر برود خاک ها به سمت قلیایی شدن (۸/۵ به بالا) و هر چه از عدد ۷ پایین تر برود بسمت اسیدی شدن گرایش پیدا می کنند .

شوری (Ec) خاک :

یکی از مهمترین فاکتورهای موثر در بالا بردن کلاس قابلیت طبقه بندی اراضی برای آبیاری درجه شوری خاک می باشد . هرچه درجه شوری بیشتر باشد کلاس اراضی بالاتر (نامناسب تر) می باشد . خاکها بر این اساس (درجه شوری) در چند کلاس تقسیم بندی می شوند که معمولاً شکل شوری از ۴ دسی زیمنس به بالا بر متر شور می گردد . با توجه به نتیجه آزمایش Ec خاکهای منطقه ، تمامی لایه های پروفیل مورد مطالعه دارای Ec خیلی زیاد (۵۵/۷– ۳۵/۵ دسی زیمنس بر متر) می باشند . لذا از این نظر محدودیت شدید وجود دارد .

آهک و گچ خاک:

با توجه به نتایج آزمایش خاک های منطقه ، میزان آهک آنها از ۳۷/۴۵ تا ۳۹/۵ درصد متغیر بوده که بدلیل وجود این میزان آهک خاک ها را آهکی می نامیم .

با توجه به نتیجه آزمایشات خاک ، میزان گچ خاک منطقه مورد مطالعه از ۲/۹۱ تا ۴/۰۶ متغیر بوده وازاین نظرخاکها درکلاس خاکهای بامیزان گچ متوسط قرارمی گیرند و از این لحاظ دارای محدودیت نمی باشند.

- تشریح مشخصات خاک شهرستان باغملک

اراضی مورد مطالعه شامل بخشی از تیپ اراضی آبرفتهای بادبزنی شکل سنگریزه دار بوده که نسبتاً هموارتر و بدون پستی و بلندی می باشند . سطح خاک پوشیده از سنگ ریزه های مدوری است که بوسیله جریان نسبتاً طولانی از ارتفاعات بالا دست به محل حمل شده اند . پوشش خاکی این اراضی بسیار کم عمق است . سطح و عمق خاک دارای مقدار زیادی سنگریزه می باشد.

پروفیل شاهد آن دارای خصوصیاتی بشرح ذیل می باشد:

عمق	شرح
۲۵-۰سانتی متر	بافت خاک سنگین باساختمان مکعبی ، خلل وفرج ریز زیاد ، ریشه گیاهی ریز و خیلی ریز خیلی زیاد ، دارای مقادیر ۲۵-۱۵ درصد سنگریزه درون خاک ، جوشش خاک در واکنش با اسید کلریدریک خیلی زیاد که پایداری ذرات خاک درحالت خشک سخت (hard) ودرحالت مرطوب سفت (Firm) ودرحالت خیس خیلی چسبنده وخیلی شکل پذیر(Very sticky & plastik) می باشد . اسیدیته آن ۷ و قابلییت هدایت الکتریکی آن ۱/۳۳ دسی زیمنس بر متر می باشد .

خصوصیا ت فیزیکی خاک

خصوصیات فیزیکی به شرح زیر باشد :

بافت خاک

بافت خاک نسبت ذرات ماسه ، سیلت و رس در نمونه خاک می باشد ، با توجه آزمایش اندازه گیری بافت خاک، خاک منطقه دارای بافت سنگین می باشد .

نفوذ پذیری خاک

با تطبیق کلاس بافتی خاک منطقه مورد مطالعه در جدول مربوط میزان نفوذ پذیری آن متوسط تشخیص داده شد

عمق لایه محدود کننده

لایه محدود کننده عمقی خاک عبارت است از یک لایه متشکل از سنگ و سنگ ریزه های خیلی زیاد (در حدود ۸۰ سانتی متر) با فشردگی متوسط تا زیاد که ضخامت این لایه زیاد بوده و به چند متر می رسد . با توجه به پروفیل مطالعه شده در منطقه ، لایه محدود کننده در اراضی مورد مطالعه کم عمق و عمق حدود ۳۰ سانتی متری قرار دارد

عمق سفره آب تحت الارض

با توجه به شاخصه های پروفیل حفر شده و بررسی همه جانبه منطقه مورد مطالعه ، عمق سفره آب زیر زمینی عمیق تا خیلی عمیق می باشد .

خصوصیات شیمیایی خاک

pH یا اسیدیته خاک:

با توجه به نتیجه آزمایش pH خاک ، خاک منطقه مورد مطالعه در کلاس های خاکهای قلیایی و یا اسیدی قرار نمی گیرد و از این لحاظ هیچگونه محدودیتی ندارد.

Ec شوری (هدایت الکتریکی) خاک :

یکی از مهمترین فاکتورهای اساسی در غیر قابل بهره برداری شدن اراضی جهت کشاورزی میزان شوری خاک می باشد .

با توجه به نتیجه آزمایش Ec خاک ، اراضی منطقه مورد مطالعه دارای Ec کمتر از یک دسی زیمنس بر متر می باشند . لذا از این نظر هیچگونه محدودیتی وجود ندارد.

آهک و گچ خاک:

با توجه به نتایج آزمایش خاک های منطقه ، میزان آهک خاکهای منطقه حدود ۳۲/۴ درصد می باشد خاکهای گچی به خاکهایی اتلاق می شود که مقدار گچ در آنها زیاد باشد . با توجه به منابع آزمایش گچ خاک ، میزان گچ خاک های منطقه مورد مطالعه بر آورده شده است لذا جزء خاکهای گچی به حساب نمی آیند . از لحاظ میزان گچ و آهک اراضی مورد مطالعه دارای محدودیت نمی باشند.

نتیجه گیری:

توصیه و پیشنهادات درخصوص ارزیابی اراضی ماهشهر و نحوه استفاده و بهره برداری ازآنها جهت کشت های گلخانه ای با توجه به مطالعات انجام شده محد ودیت اساسی اراضی مورد مطالعه در درجه اول شوری خیلی زیاد خاک می باشد . یکی از روشهای اصلاح خاکهای شور ایجاد سیستم زهکش زیر زمینی است – (طباطبایی،۱۳۸۵).

برای اصلاح اراضی مورد مطالعه لازم است زهکش زیر زمینی احداث گردد . چگونگی انجام عمل به اختصار توضیح داده می شود .

ایجاد سیستم زهکش زیر زمینی بهترین روش اصلاح خاکهای شور می باشد . اراضی شور معمولاً بدلیل کم عمق بودن سفره آب زیر زمینی بروز می نمایند . بدین صورت که آب زیر زمینی توسط لوله های مسئولین از عمق به سطح خاک آمده و پس از تبخیر آب نمک در سطح و درون خاک تجمع پیدا کرده و رفته رفته باعث بالا رفتن درجه شوری خاک و در نتیجه غیر قابل کشت شدن آن می گردد.

برای ایجاد سیستم زهکشی ابتدا بر حسب میزان درجه شوری خا ک و نوع کشت مورد نظر اراضی به قطعات مشخصی تقسیم شده و سپس به فواصل مشخص (بر حسب درجه شوری) اقدام به حفر کانال هایی برای تعبیه لوله های زهکش درون خاک می گردد . عمق کانالهای حفر شده به اندازه ای می باشد که لوله های زهکش زیر زمینی

بالاتر از سطح ایستابی قرار بـگیرند . بعد از انجام حفاری لوله های مخصوص زهکش درون کانال ها قرار گرفته و مدفون می گردد.

سیستم زهکش زیر زمینی طوری طراحی می شود که اراضی مورد اصلاح تماماً لوله گذاری شده و کانالهای جمع آوری آب زهکش ها و خارج نمودن آنها از اراضی به راحتی صورت پذیرد.

پس از اتمام عمل ایجاد سیستم زهکش اقدام به شستشوی اراضی می گردد بدین صورت که اراضی را غرقاب نموده تا املاح خاک به خوبی شسته شده و از خاک خارج گردند . عمل شستشو آنقدر ادامه می یابد تا املاح خاک به حداقل ممکن برسد . لازم به ذکر است که این عمل به انجام آزمایش مکرر درجه شوری همراه خواهد بود .

یکی دیگر از محدودیت های موجود اراضی ماهشهر جهت کشت گلخانه ای بافت سنگین خاک می باشد . اصلاح بافت خاک معمولاً در سطح کلان اراضی (اراضی با وسعت زیاد) غیر اقتصادی و تقریباً امکان پذیر نمی باشد . ولی در سطح گلخانه این امکان وجود دارد که با اضافه کردن ماسه اندازه کافی بافت سنگین خاک را به بافت مناسب تر تغییر داد . توصیه وپیشنهادات درخصوص ارزیابی اراضی ونحوه استفاده وبهره برداری ازآنها جهت کشت های گلخانه ای با توجه به مطالعات انجام شده در منطقه باغملک آنستکه پوشش خاکی منطقه بسیار کم عمق (۲۵ سانتی متر) بوده و لذا محدودیت اساسی عمق خاک محسوب می گردد(Kirda ,1994 &post, 1998).

محدودیت دیگر اراضی باغملک وجود سنگ و سنگ ریزه در سطح و عمق خاک است . به منظور بهره برداری بهینه از اراضی لازم است بعد از تقسیم بندی اراضی به قطعات مشخص (گلخانه) ابتدا سنگ و سنگ ریزه جمع آوری و سپس خاک مناسب تهیه و در گلخانه ها پخش نمود . با توجه به مطالب ارائه شده و مشکلات موجود پیشنهاد می گردد که از سیستم هیدروپونیک در کشت محصولات گلخانه ای استفاده گردد.

منابع و ماخذ:

۱- طباطبایی ،ج و محمدرضایی ، ر .۱۳۸۵ . تاثیر بسترهای مختلف کاشت روی رشد و عملکرد خیار گلخانه ای در سیستم آبکشت (هیدروپونیک) .

۲- عبدالهی، ک . موحدی نائینی ع .، مشایخی ک , مظاهری م .۱۳۸۴ . بررسی غلظت جذب عناصر و رشد گیاه گوجه فرنگی در محیط های کشت تهیه شده از پیت مرداب آب بندان سد ساری.

۳-مطالعات احداث مجتمع های گلخانه ای در استان خوزستان،شرکت خدمات مهندسی آب و خاک کشور (مطالعات کرخه)،۱۳۸۵

4-Kirda C,.1994.A simple method to estimate the irrigation water requirenment of greenhouse grown tomato.Hort.356:376-380

5-post,CJ.1998,Green house crop transpiration:An implement to soilless irrigation management.

ارزیابی خاکهای استان خوزستان جهت انجام طرحهای گلخانه ای مطالعه موردی (شهرستان های ایذه و هفتگل)

یاسر حسینی[1]
۱-استادیار دانشگاه محقق اردبیلی- دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی مغان

مقدمه :

مزیت های نسبی کشور در تولید محصولات گلخانه ای و همچنین به منظور ایجاد اشتغال پایدار و رونق بخشیدن به تجارت گل و گیاه و توسعه و افزایش صادرات در بخش کشاورزی و بالاخص وجود بازارهای مهم صادراتی از جمله کشورهای حوزه خلیج فارس، آسیای میانه و کشورهای اروپایی، راهی جزء افزایش تولید محصولات گلخانه ای از طریق ایجاد مراکز بزرگ تولید، همچون مجتمع های گلخانه ای باقی نمانده است (علیزاده ,۱۳۸۳). کشور پهناور ایران با برخورداری از موقعیت ممتاز جغرافیایی در منطقه و بهره مندی از نیروهای متخصص و جوان می تواند با ایجاد مجتمع های گلخانه ای و استفاده از دانش فنی مناسب و تأسیسات کافی، گامی اساسی در جهت ایجاد اشتغال و درآمد پایدار بردارد.

مواد و روشها

موقعیت محدوده مورد مطالعه

شهرک گلخانه ای ایذه در ۱۷ کیلومتری شمال غربی ایذه بین طول جغرافیایی ۵۰ درجه و ۲۲ دقیقه شرقی از نصف النهار گرینویچ و ۳۱ درجه و ۱۳ دقیقه تا ۳۲ درجه و ۲۴ دقیقه شمالی از خط استوا در شمال شرقی استان خوزستان قرار دارد. شهرک گلخانه ای مورد مطالعه که در فاصله ۱۰ کیلومتری شهر بین طول جغرافیایی ۴۹ درجه و ۳۴ دقیقه و ۵۰ ثانیه طول شرقی از نصف النهار گرینویچ و عرض جغرافیایی ۳۱ درجه و ۳۰ دقیقه و ۲۹ ثانیه عرض شمالی از خط استوا قرار دارد(مای،۱۳۸۶)

نتایج

- تجزیه و تحلیل مطالعات خاکشناسی

به منظور بررسی دقیق خصوصیات خاک با توجه به بازدید اولیه به عمل آمده تعداد یک پروفیل در در محلی که گویای در صد بیشتری از اراضی باشد حفر وتشر یح گر دید ، از لایه های مشخص شده نمو نه خاک لازم برداشت وجهت انجا م ازمایشات فیز یکی وشیمیای به آزمایشگا ه ارسال گردید .

۱- تشریح مشخصات خاک شهرستان ایذه :

اراضی مورد مطالعه شامل تراس فوقانی با شیب عمومی در حد ۵ درصد ،سطح اراضی پوشیده از سنگ وسنگ ریزه ها در حد حدود ۵۰درصد ،عمق خاک (محل حفر پروفیل)۱۵۰سانتیمتر ی ودر بعضی از قسمت ها کمتر از ۱۵۰سانتی متر دارای پوشش گیاهی طبیعی از نوع گراسها وعلفهای یکساله که این اراضی در حال حاضر به عنوان مرتع مورد استفاده قرار می گیرند .پروفیل شاهد آن دارای خصوصیاتی بشرح ذیل می باشد .

عمق	شرح
۱۵- ۰ سانتی متر A	بافت خاک سنگین(silty clay loam) باساختمان مکعبی، خلل وفرج ریز خیلی زیاد وریشه های گیاهی ریز به مقدار زیاد ، ریشه های خیلی ریز به مقدارخیلی زیاد و دارای مقدار ۱۵درصد سنگ ریزه ، جوشش خاک در واکنش با اسید کلریدریک خیلی زیاد. پایداری ذرات خاک درحالت خشک خیلی سخت (Very hard) ودرحالت مرطوب سفت (Firme) ودرحالت خیس خیلی چسبنده وخیلی شکل پذیر (Very sticky & Very plastik) می باشد . حد فاصل این افق با افق زیرین ناگهانی (Abrupt) است اسیدیته آن ۰/۷۴۹ دسی زیمنس بر متر می باشد .
۳۷-۱۵ سانتی متر BW	بافت خاک سنگین(clay loam) باساختمان مکعبی ضعیف، ریشه های ریز به مقدارنسبتا زیاد،خلل وفرج ریز خیلی ریزبه مقدار زیاد ، دارای مقدار سنگ وسنگ ریزه در حدود۲۰درصد ،جوشش خاک در واکنش با اسید کلریدریک خیلی زیاد که پایداری ذراتش درحالت خشک سخت (hard) ودرحالت مرطوب سفت (Firme) ودرحالت خیس خیلی چسبنده وخیلی شکل پذیر(sticky & plastik) می باشد . حد فاصل این افق با افق زیرین واضح (Clear) است. اسیدیته آن۷/۱ وقابلیت هدایت الکتریکی آن ۰/۷۴۹ دسی زیمنس بر متر می باشد.
۹۰-۳۷ سانتی متر C1	بافت خاک سنگین (Clay loam) با ساختمان فشرده ، خلل فرج و ریشه های ریز بمقدار نسبتاً زیاد ، دارای مقدار ۲۵ درصد سنگ و سنگ ریزه ، جوشش خاک در واکنش با اسید کلرید ریک خیلی زیاد که پایداری ذراتش در حالت خشک سخت (hard) و در حالت مرطوب سفت (Firme) و در حالت خیس خیلی چسبنده و خیلی شکل پذیر (Very sticky & very plastic) می باشد . حد فاصل این افق با افق زیرین واضح (Clear) اسیدیته آن ۷/۲ و قابلیت هدایت الکتریکی آن ۰/۶۰۹ دسی زیمنس بر متر می باشد .
۱۵۰-۹۰ سانتی متر	بافت خاک سنگین (Clay loam) با ساختمان فشرده(Massive) دارای خلل فرج زیاد ، ریشه های ریز بمقدار کم ، میزان سنگ و سنگ ریزه در این لایه در حدود ۵۰ درصد بوده و جوشش خاک در واکنش با اسید کلرید ریک خیلی زیاد است . پایداری ذرات خاک در حالت خشک سخت (hard) و در حالت مرطوب سفت (Firme) و در حالت خیس چسبنده و شکل پذیر (sticky & plastic) می باشد . اسیدیته آن ۷/۳ و قابلیت هدایت الکتریکی آن ۰/۵۹۰ دسی

زیمنس بر متر است .

خصوصیا ت فیزیکی خاک

خصوصیات فیزیکی مورد ارزیابی در این مطالعه شامل بافت خاک ، نفوذ پذیری سطحی ، عمق خاک ، عمق لایه محدود کننده و ... می باشد که ذیلاً به آنها اشاره می گردد .

بافت خاک

بافت خاک نسبت ذرات ماسه ، سیلت و رس در نمونه خاک می باشد ، با توجه به نتیجه آزمایش بافت خاک ، خاک منطقه در سطح و عمق دارای بافت سنگین (Silty clay loam) و (clay loam) می باشد .

نفوذ پذیری خاک

در این مطالعه میزان نفوذ پذیری خاک بر اساس کلاس بافتی مشخص می گردد . دستور العمل موجود در این زمینه شماره ۲۰۵ مؤسسه خاک و آب است که معمولاً در تمام مطالعات خاکشناسی مبنای طبقه بندی اراضی برای آبیاری بوده و با توجه به بخشهای مختلف این نشریه محدودیتهای موجود در خاک درجه بندی شده و در نهایت کلاس خاک تعیین می گردد .

با تطبیق کلاس بافتی خاک منطقه مورد مطالعه در جدول مربوط میزان نفوذ پذیری آن متوسط تشخیص داده شد.

عمق لایه محدود کننده

با توجه به پروفیل حفر و مطالعه شده در منطقه ، عمق لایه محدود کننده در عمق حدود ۱۵۰ سانتی متری قرار داشته که شامل لایه متشکل از سنگ و سنگ ریزه خیلی زیاد (بیش از ۷۵ درصد) با فشردگی متوسط تا زیاد که ضخامت این لایه نیز زیاد می باشد .

عمق سفره آب تحت الارض

با توجه به پروفیل مطالعه شده و بررسیهای همه جانبه منطقه مورد مطالعه ، تا عمق ۱/۵ متری (عمق پروفیل خاک) اثری از آب زیر زمینی مشاهده نگردید . با توجه به این مهم و بررسی دقیقتر عمق آب تحت الارضی خیلی عمیق پیش بینی می گردد .

خصوصیات شیمیایی خاک

pH یا اسیدیته خاک :

با توجه به این فاکتور خاک ها در سه دسته قرار می گیرند : خاک های با pH خنثی (بدون مشکل) ، خاک های با pH زیاد (قلیایی) وخاک های با pH کم(اسیدی) .

pH خنثی عدد ۷ بوده و هر چه pH از عدد ۷ بالاتر برود خاک ها به سمت قلیایی شدن و هر چه از عدد ۷ پایین تر برود بسمت اسیدی شدن گرایش پیدا می کنند . با توجه به نتیجه آزمایش خاک منطقه مورد مطالعه (۷/۳-۶/۹) از این لحاظ هیچگونه محدودیتی وجود ندارد .

آهک و گچ خاک :

خاکهای ایران اغلب آهکی می باشند . آهک زیاد در خاک مانع جذب بعضی عناصر معدنی توسط ریشه های گیاهان می گردد ، چرا که آهک زیاد باعث می شود به صورت ترکیبات غیر محلول و غیر قابل جذب در آیند . با توجه به نتایج آزمایش خاک های منطقه ، میزان آهک آنها از ۲۸/۰۲ تا ۳۷/۲ درصد متغیر بوده که بدلیل وجود این میزان آهک خاک ها را آهکی می نامیم .

خاک های گچی به خاک هایی اتلاق می شود که مقدار گچ در آنها زیاد می باشد . این خاک ها در مناطق با رژیم های رطوبتی یوستیک (Ustic) ، زریک (Xeric) و آریدیک (Aridic) یافت می شوند(Baille, 1994) .

خاکهای گچی بعنوان گروه مهمی از خاک های مناطق خشک و نیمه خشک جهان مطرحند . فراوانی تشکیلات زمین شناسی و رسوبات تبخیری متشکل از گچ در مناطق خشک و نیمه خشک و انطباق آنها با مکان خاک های گچی مهمترین دلیل برای منشاء زمین شناسی گچ در اغلب خاک های گچی است .

با توجه به نتیجه آزمایشات خاک ، میزان گچ خاک منطقه مورد مطالعه کمتر از یک درصد بوده و از این نظر محدودیتی وجود ندارد .

۲- تشریح مشخصات خاک شهرستان هفتگل

اراضی مورد مطالعه شامل تراس فوقانی که شیب درجهات مختلف متفاوت میباشد، سطح اراضی پوشیده از سنگ وسنگ ریزه ها ی ریز تا متوسط (تا قطر کمتر از ۱۰ سانتی متر) ، عمق خاک (محل حفر پروفیل)۴۰ سانتیمتر ودر بعضی از قسمت ها بیشتر از ۴۰ سانتی متر ، دارای پوشش گیاهی از نوع گراسها وعلفهای یکساله و بعضاً درختان کنار ، که این اراضی در حال حاضر به عنوان مرتع مورد استفاده قرار می گیرند . پروفیل شاهد آن دارای خصوصیاتی بشرح ذیل می باشد :

عمق	شرح
۱۶-۰سانتی متر A	بافت خاک متوسط (loam) باساختمان توده ای (Massive)، خلل وفرج ریز به مقدار خیلی زیاد و خلل و فرج متوسط به مقدار زیاد ، دارای مقدار ۱۵درصد سنگ و سنگ ریزه ، ریشه های گیاهی ریز به مقدار زیاد، ریشه های خیلی ریز ،به مقدارخیلی زیاد وریشه های گیاهی ریزو خیلی ریز به مقدار زیاد ، ،دارای مقادیر بیش از ۲ درصد گچ ، جوشش خاک در واکنش با اسید کلریدریک خیلی زیاد. پایداری ذرات خاک درحالت خشک کمی سخت (Slightly) ودرحالت مرطوب شکننده (Friable) ودرحالت خیس چسبنده و شکل پذیر(sticky & plastik) می باشد . حد فاصل این افق با افق زیرین واضح (clear) است.
۴۰-۱۶	بافت خاک متوسط(loam) باساختمان توده ای (Massive)، خلل وفرج ریز و خیلی ریز به مقدار

سانتی متر BW	زیاد ، دارای مقدار بیش از۱۵درصد سنگ و سنگ ریزه ، ریشه های ریز به مقدارنسبتاً زیاد (در حدود ۵ درصد) ، جوشش خاک در واکنش با اسید کلریدریک خیلی زیاد که پایداری ذراتش درحالت خشک سخت (hard) ودرحالت مرطوب شکننده (Firable) ودرحالت خیس چسبنده و شکل پذیر(sticky & plastik) می باشد .

خصوصیا ت فیزیکی خاک

خصوصیات فیزیکی مورد ارزیابی در این مطالعه شامل بافت خاک ، نفوذ پذیری سطحی ، عمق خاک ، عمق لایه محدود کننده و ... می باشد که ذیلاً به آنها اشاره می گردد .

بافت خاک

بافت خاک نسبت ذرات ماسه ، سیلت و رس در نمونه خاک می باشد ، با توجه به نتیجه آزمایش بافت خاک ، خاک منطقه در سطح و عمق در کلاس بافتی متوسط(loam) قرار دارد .

نفوذ پذیری خاک

با تطبیق کلاس بافتی خاک منطقه مورد مطالعه در جدول مربوط میزان نفوذ پذیری آن متوسط تشخیص داده شد .

عمق لایه محدود کننده

با توجه به پروفیل حفر و مطالعه شده در منطقه ، عمق لایه محدود کننده در عمق حدود ۴۰ تا ۵۰ سانتی متری قرار داشته که شامل لایه متشکل از سنگ و سنگ ریزه خیلی زیاد (بیش از ۷۵ درصد) با فشردگی متوسط تا زیاد که ضخامت قابل ملاحظه می باشد .

عمق سفره آب تحت الارض

با توجه به پروفیل مطالعه شده در منطقه مورد نظر و بررسیهای بعمل آمده ، عمق سفره آب تحت الارضی در عمق بیشتر از ۳ متری پیش بینی می گردد .

خصوصیات شیمیایی خاک

pH یا اسیدیته خاک

با توجه به نتیجه آزمایش pH خاک منطقه مورد مطالعه (۳ /۷–۷) از این لحاظ هیچگونه محدودیتی وجود ندارد .

آهک و گچ خاک

با توجه به نتیجه آزمایشات خاک ، میزان گچ خاک منطقه مورد مطالعه ۴/۶ تا ۲/۳ درصد بوده و از این لحاظ در رنج خاکهای گچی (متوسط) قرار می گیرند . ولی با توجه به محدوده عمق کم خاک در منطقه مورد مطالعه این مشکل قابل چشم پوشی است .

نتیجه گیری :

توصیه وپیشنهادات درخصوص ارزیابی اراضی ونحوه استفاده وبهره برداری ازآنها جهت کشت های گلخانه ای با توجه به مطالعات انجام شده اراضی منطقه **ایذه** دارای مقدار زیادی سنگ و سنگ ریزه در سطح و عمق خاک بوده و در بعضی قسمتها پوشش خاکی کم عمق می باشد . این اراضی دارای پستی و بلندی کمی می باشند .

وجود سنگ و سنگ ریزه در سطح و عمق خاک یکی از محدودیتهای بهره برداری کشاورزی از اراضی و بخصوص کشتهای گلخانه ای بحساب می آید . لذا به منظور ایجاد امکان بهره برداری بهینه از اراضی منطقه **ایذه** پیشنهاد می گردد . ابتدا اقدام به تسطیح جزیی نموده و سپس سنگها و سنگ ریزه ها ی سطحی و عمقی خاک جمع آوری شده و با افزودن مقداری ماسه و خاک حاصلخیز عمق خاک را به یک میزان مناسب و یکدست رسانده و بافت سنگین آن را به بافت لوم (متوسط) اصلاح نمود و در نهایت پیشنهاد می گردد که سیستم کشت بصورت هیدروپونیک یا هیدروکالچر انجام گیرد

توصیه وپیشنهادات درخصوص ارزیابی اراضی ونحوه استفاده وبهره برداری از آنها جهت کشت های گلخانه ای با توجه به مطالعات انجام شده محدودیت اساسی اراضی هفتگل عمق کم خاک (۴۰ سانتی متر) و سپس وجود سنگ و سنگ ریزه در خاک می باشند(نوری زاده،۱۳۸۲) .

وجود سنگ و سنگ ریزه یکی از محدودیتهایی است که امکان اصلاح (جمع آوری) وجود دارد ولی محدودیت عمق خاک در سطح الارضس وسیع کشاورزی (غیر گلخانه ای) قابل اصلاح نمی باشد . لذا با توجه اینکه اراضی هفتگل جهت کشت های گلخانه ای در نظر گرفته شده اند نمی توان پس از جمع آوری سنگ و سنگ ریزه با افزودن خاک حاصلخیز و کلاس بافتی مناسب (متوسط Loam) عمق خاک را به یک میزان مناسب (حداقل ۸۰ سانتی متر) رسانده و آن را برای انجام کشت مورد نظر آماده نمود . بنابراین پیشنهاد می گردد که کشت هیدروپونیک انجام گردد .

منابع و ماخذ :

۱- علیزاده ، ا .۱۳۸۳. رابطه آب و خاک گیاه . انتشارات دانشگاه امام رضا (ع) .

۲- مای ، ی . بخشی غ ، د. سمیع زاده ، ح . ۱۳۸۶. تعیین بسترهای مختلف کاشت گوجه فرنگی در سیستم کشت بدون خاک .

۳- نوری زاده ، م .، لایق ، م. ۱۳۸۲. تاثیر بسترهای مختلف کشت روی رشد ، عملکرد و کیفیت خیار گلخانه ای در کشت بدون خاک

۴-مطالعات احداث مجتمع های گلخانه ای در استان خوزستان،۱۳۸۵. شرکت خدمات مهندسی آب و خاک کشور(مطالعات کرخه)،

5-Baille,M.1994.Microclimate and transpiration of green house rose crops.Agric and Forest Meteor,71:83-97

تاثیر نانو ذرات اکسید آهن بر فرم‌های فسفات آهن ، فسفر محبوس و فسفر اولسن‌در خاک پس از برداشت گندم

سلمان رئوف یزدی نژاد[1] ، امید فتوت[2] ، رضا خراسانی[3] ، حسن فضیلی[4] ، علیرضا کریمی کاروئی[5]

۱ – دانشجوی کارشناسی ارشد مهندسی علوم خاک،نویسنده مسوول

۲– عضو هیئت علمی دانشگاه فردوسی مشهد،استاد راهنما

۳– عضو هیئت علمی دانشگاه فردوسی مشهد،استاد راهنما

۴– عضو هیئت علمی دانشگاه فردوسی مشهد، استاد مشاور

۵ – عضو هیئت علمی دانشگاه تربت حیدریه، استاد مشاور

مقدمه

فسفر در تمامی خاک‌ها و سنگ‌های پوسته زمین می‌تواند به شکل فسفات‌های کلسیم، آهن و آلومینیوم رسوب کند و یا در سطح کانی‌های خاک با این کانی‌ها پیوند برقرار کند و مکانیسم‌های جذب سطحی فیزیکی و شیمیایی، تبادل آنیونی، رسوب سطحی و نگه‌داشت توسط هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم را درمورد رفتار فسفر در خاک مطرح شده است (خازاوانه، ۱۹۸۰). ظرفیت تثبیت فسفر در خاک تابع عواملی نظیر میزان و نوع کانی‌های رس، مقدار کلسیم، آهن و آلومینیوم تبادلی و هیدروکسیدهای آهن و آلومینیوم می‌باشد (ویلیامز، ۱۹۶۷). همچنین با وجود نقش فعال آهن و آلومینیوم و هیدروکسیدهای آن‌ها در pHهای کمتر از ۷ (ویلسون و همکاران، ۲۰۰۴)، اهمیت اکسیدهای آهن و آلومینیوم در خاک‌های آهکی در pH بیش از ۸ نیز مطرح شده است (اولسن و سامر، ۱۹۸۲). مطالعه شیمی فسفر در خاک معمولاً با روش‌های عصاره‌گیری بیدربی از جمله روش توسعه یافته جیانگ و گو (۱۹۸۹) برای خاک‌های آهکی صورت می‌گیرد. امروزه استفاده از ترکیبات آهن به ویژه در خاک‌های آهکی گسترش زیادی یافته است ، همچنین با توجه به هزینه‌های بالای استفاده از کلات های آهن، کاربرد ضایعات صنعتی آهن برای افزایش حاصلخیزی و همچنین نانو ذرات آهن برای اصلاح خاک‌های آلوده به فلزات سنگین نظیر سرب مورد متوجه قرار گرفته است. اهمیت ذرات نانو در مطالعات به دلیل افزایش سطح ویژه و سرعت بالای واکنش‌پذیری در دمای پائین می‌باشد (گاتر، ۱۹۸۹). این موضوع می‌تواند بر شدت واکنش متقابل آهن و فسفر در خاک تاثیرگذار باشد. اکثر مطالعات پیرامون اثر متقابل فسفر و اکسیدهای آهن و آلومینیوم محدود به خاک‌های دارای pH اسیدی و یا دارای مواد مادری سرشار از آهن و آلومینیوم متمرکز شده است. هدف از این مطالعه مقایسه تاثیر استفاده از فرم نانو اکسید آهن و فرم غیر نانو بر فسفات آهن، فسفر محبوس و فسفر اولسن در یک خاک دارای رفتار آهکی می‌باشد.

مواد و روشها

در این مطالعه تاثیر غلظت و اندازه (نانو–میکرو) اکسیدآهن بر روی برخی فرکشن های فسفر و همچنین فسفر اولسن در نمونه‌های خاک مورد بررسی قرار گرفت . خاک اولیه از مزرعه دانشگاه انتخاب و نمونه‌ها شامل پنج

سطح ۰ و ۵۰۰ و ۱۰۰۰ و ۵۰۰۰ و ۱۰۰۰۰ (میلی‌گرم بر کیلوگرم) اکسیدآهن نانو و غیر نانو درغالب طرح کاملاً تصادفی در چهار تکرار آماده شد. نمونه‌های خاک پس از گذشت یک دوره کشت گیاه گندم در شرایط گلخانه و آبیاری متعارف برداشت و در معرض هوای آزاد خشک و برای انجام مراحل بعد از الک دو میلیمتری عبور داده شد. تعدادی از خصوصیات فیزیک و شیمیایی خاک به شرح زیر اندازه گیری شد

کلاس بافتی به روش هیدرومتری، pH و هدایت الکتریکی خاک در نسبت ۱:۱ خاک:آب، کربنات کلسیم معادل و کربن آلی با روش‌های معمول در خاک تعیین گردید. فسفر در دسترس گیاه به روش اولسن (۱۹۸۲) و برای جداسازی و تعیین شکل های معدنی فسفر شامل Fe-P و OC-P در خاک نیز از روش عصاره گیری پی در پی توسعه یافته برای خاک های آهکی جیانگ و گو (۱۹۸۹) استفاده شد. فسفر کل و معدنی نیز در نمونه ها مطابق روش اصلاح شده واکر و آدامز (۱۹۵۸) تعیین گردید. مقدار فسفر در همه نمونه های عصاره گیری شده به روش مورفی و ریلی (۱۹۶۲) تعیین گردید.به منظور بررسی داده ها و رسم نمودارها از نرم افزار IBM SPSS Statistics 21 وExcel و برای مقایسه میانگین ها از آزمون چند دامنه ای دانکن استفاده شد

نتایج و بحث

در جدول ۱ برخی از خصوصیات فیزیک و شیمیایی خاک اولیه به همراه مقادیر مختلف فسفر خاک آورده شده است. خاک مورد استفاده بافت نسبتا سبک داشته و غیر شور و دارای رفتار خاک آهکی می‌باشد.

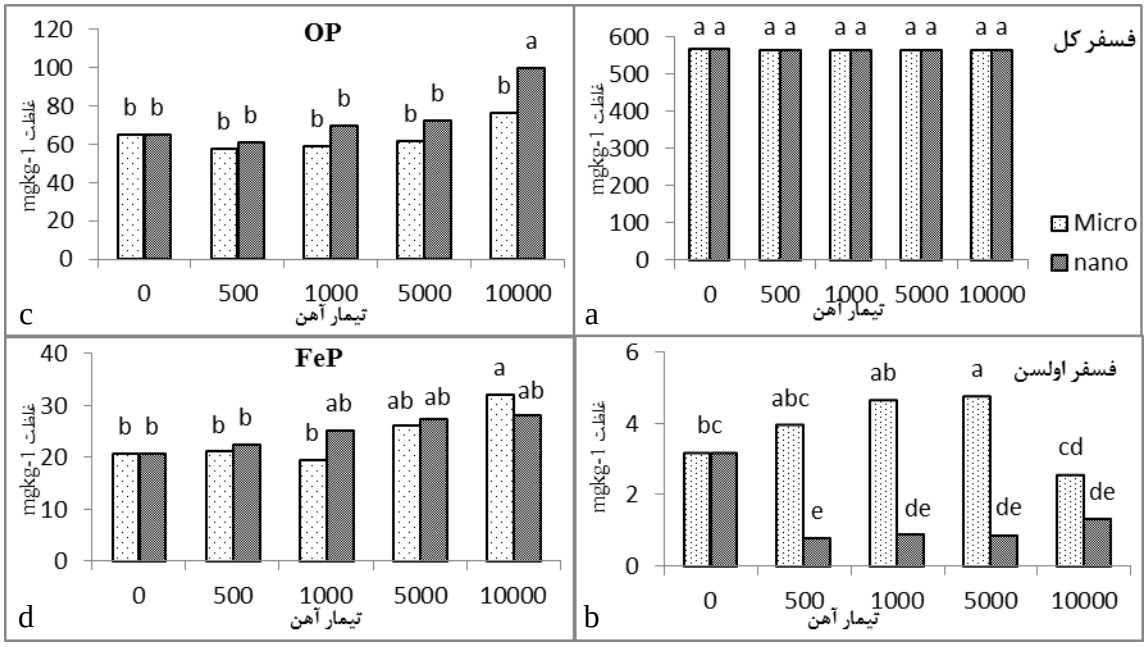
جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیک و شیمیایی خاک قبل از کشت

کلاس بافتی	EC μScm^{-1}	O.C %	CCE %	pH	Fe-P	O-P	فسفر کل	فسفر معدنی	فسفر آلی	فسفر اولسن
					$mgKg^{-1}$					
Loamy Sand	۷۰۰	۲/۹۸	۱۴/۱۲	۷/۹۹	۲۳/۴۲	۷۷/۵۵	۵۶۷/۴۴	۴۸۳/۶۳	۸۳/۸۲	۵/۲۸

CCE: calcium carbonate equivalent

نتایج مربوط به استفاده از غلظت های متفاوت ذرات اکسید آهن نانو و غیر نانو بر اشکال مختلف فسفر در خاک در شکل-۱ نمایش داده شده است. فسفر کل در همه نمونه ها نسبت به تیمار شاهد تغییر معنی داری نشان نداد (شکل۱_a) و با توجه ترکیب تیمارهای مورد استفاده که انتظار وجود فسفر در آنها نمی رود قابل پیش‌بینی بود. فسفر اولسن اندازه گیری شده در تمام تیمارهای نانو اختلاف معنی داری با شاهد و تیمارهای اکسیدآهن غیرنانو داشتند در صورتی که تغییر غلظت در این بخش کمتر اثربخش بود . در تیمارهای غیر نانو تا غلظت ۵۰۰۰ روند افزایشی و در غلظت ۱۰۰۰۰ روند کاهشی فسفر اولسن به شکل معنی داری مشاهده شد (شکل۱_b). در تایید کاهش فسفر در دسترس گیاه با افزایش اکسیدآهن در خاک توریونا و همکاران (۲۰۰۲) همبستگی معنی دار منفی بین فرم‌های مختلف آهن و آلومینیوم و فسفر عصاره‌گیری شده با بی‌کربنات‌سدیم گزارش کردند. در اندازه گیری فسفر محبوس (OC-P) با وجود روند افزایش با افزایش غلظت، تنها اختلاف معنی دار در غلظت ۱۰۰۰۰ تیمارهای نانواکسیدآهن با سایر تیمارها مشاهده شد (شکل۱_c). در فرم (Fe-P) روند افزایش غلظت این فرم در

غلظت ۱۰۰۰۰ فرم غیر نانو به شکل معنی داری مشاهده می گردد (شکل۱_d). روند افزایش Fe-P و OC-P در کنار کاهش در فراهمی فسفر خاک را می‌توان با افزایش محبوس شدن و یا جذب سطحی فسفر بر روی سطوح فعال اکسیدآهن از فرم‌های ناپایدارتر کلسیم فسفات، مرتبط دانست. مور و ردی (۱۹۹۴) نیز کاهش فسفر محلول را همزمان با افزایش فرم فریک آهن مشاهده نمودند . افزایش سطح فعال در تیمارهای اکسیدآهن نانو می تواند توجیهی در جهت کاهش معنی دار سطح فسفر اولسن نسبت به تیمارهای غیر نانو باشد. همچنین فسفر محبوس در ساختار شاید به دلیل همین ویژگی در تیماره‌ای نانو افزایش معنی داری پیدا کرده است. به طور کلی می‌توان نتیجه گرفت افزودن اکسیدآهن به خاک باعث تغییر فرم های محلول تر فسفر به فرم‌های Fe-P و OC-P و کاهش فراهمی فسفر در خاک برای گیاه میگردد. همچنین اثر اندازه نانو ذرات اکسید آهن (در مقایسه با اکسید آهن غیر نانو) بطور عمده در فسفر در دسترس گیاه (اولسن) مشاهده شد.



شکل ۱- مقایسه اثر استفاده از غلظت های متفاوت ذرات اکسید آهن نانو و غیر نانو بر اشکال مختلف فسفر در خاک

منابع

Gleiter, H. 1989. Progress in materials science. Nano Technology Journal. 33: 223-315.

Jiang, B. and Gu, Y. 1989. A Suggested Fractionation Scheme of Inorganic Phosphorus in Calcareous Soils. Fertilizer Research, 20: 150-165.

Khasawneh, F.E. 1980. The role of phosphorus in agriculture. 1nd ed. the University of Wisconsin-Madison, American Society of Agronomy.

Moore, P. A., & Reddy, K. R. (1994). Role of Eh and pH on phosphorusgeochemistry in sediments of Lake Okeechobee, Florida. J. Environ. Qual., 23, 955–964.

Murphy, J., J. and Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Anal. Chem. Acta. 27:31-36

Olsen, S.R., and L.E. Sommer. 1982. Phophorus. In Methods of soil Analysis: Chemical and microbiological Properties, part2. 2nd Ed. Agron. Monogr. No. 9. A. Klute (ed). ASA and SSSA, Madison WI, 403-430.

Turriona, M.B., Gallardob, J.F., Gonzalezc, M.I. 2002. Relationships between organic and inorganic P fractions with soil Fe and Al forms in forest soils of sierra de gata mountains (Western Spain). Developments in Soil Science.28 partA: 297-310.

Walker, T. W., and A. F. R. Adams. 1958. Ignition method. In Methods of Soil Analysis: Chemical and microbial properties, Part 1 2nd edn. Ed. Agron. Monogr. No.9. A. Klute (ed). ASA and SSSA, Madison WI, pages 403-430.

Williams, C. H. 1967. Nitrigen, Sulphur and Phosphorus, their interaction and availability. Society of Soil Science Aberdeen, 93-112.

Wilson, G.V., Rhoton, F.E., and Selim, H.M. (2004). Modeling the impact of ferrihydrite on adsorption-desorption of soil phosphorus. Soil Science Society of America Journal. 169: 271–281.

پراکنش جغرافیایی کربن آلی و همبستگی آن با برخی فاکتورهای شیمیایی خاکهای استان همدان

نیکوالسادات طباطبایی[1*]- محمد معزاردلان[2]- محمدمهدی طهرانی[3]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه آزاد اسلامی کرج، ۲- استاد دانشگاه آزاد اسلامی کرج، ۳-استادیار موسسه خاک و آب.
niktab2007@yahoo.com

مقدمه

یکی از خصوصیات مشترک علوم محیطی، ماهیت داده های آن ها است. اغلب ویژگی های محیطی دارای پراکنشی پیوسته در مکان بوده و از سوی دیگر نمونه برداری و اندازه گیری آن ها در تمام نقاط واقع در محدوده مطالعاتی غیر ممکن است.امروزه از فناوریGISبرای ذخیره و نگهداری، تجزیه و تحلیل اطلاعات و بررسی روند تغییرات خصوصیات سطح زمین از جمله حاصلخیزی خاک، کاربری اراضی، تهیه نقشه پراکندگی عناصر غذایی و... استفاده می گردد.(فرانزن و همکاران، ۲۰۰۶).

وجود مواد آلی در خاک موجب اصلاح نفوذپذیری خاک نسبت به آب و هوا و بالاخره بهبود زه کشی آن می گردد، با حفظ رطوبت کافی، از خشکی بیش از اندازه آن نیز جلوگیری نموده و سبب کاهش PHو افزایش جذب عناصر کم مصرف نظیر آهن و روی، می گردد. (بای بوردی ۱۳۷۸).کربنآلی مهمترینپارامتروشاخصبرای کیفیتوتقویتحاصلخیزی خاکاست (ریوز، ۱۹۹۷).مادهآلی خاکبهدلیلداشتنمقادیرزیادنیتروژنآلی براثرمعدنی شدنمنبعاصلی نیتروژنقابلدسترسگیاهومنبعتامیننیتروژنمیکروارگانیسمهای خاکمی باشد (سالکگیلانی وهمکاران، ۱۳۸۳) و (وبروهمکاران، ۲۰۰۷). به دلایل فوق بررسی همبستگی کربن آلی با فاکتورهای شیمیایی خاک و تهیه نقشه پراکنش مکانی آن در هر منطقه می تواند مفید باشد.

با مطالعه ای که در مزارع ایستگاههای تحقیقات اسلام آباد غرب صورت گرفت خصوصیات حاصلخیزی شامل کربن آلی، فسفر و پتاسیم قابل جذب معمولا دارای ساختار مکانی بوده و با استفاده از کریجینگ قابل نقشه شدن است. تغییرات سه آیتم بالا فاقد ناهمسانگردی می باشند. بهترین مدل برای کربن آلی ، فسفر و پتاسیم، مدل نمایی است (فاتحی، ۱۳۹۱).

میزان کربن آلی محلول توسط عوامل مختلف نظیر میزان موادآلی و مقدار نیتروژن وهمچنین وضعیت و مقدار آهک خاک کنترل می شود. (لکزیان و همکاران ،۲۰۱۱)

هرگونه بهره‌برداری از زمین که مافوق توانمندی آن باشد در دراز مدت باعث تخریب و کاهش باروری آن می-گردد.(ایوبی ۱۳۸۵).کاربرد نظریه ژئواستاتیستیک که در ایران به آن «زمین آمار» اطلاق می‌شود، نخستین بار توسط حاج‌رسولیها و همکاران به منظور تجزیه و تحلیل تغییرات مکانی شوری خاک استفاده گردید. (محمدی ۱۳۸۵).

تغییراتمکانی به این مفهوم است که خواص خاک در مکان‌های نزدیک به هم شباهت بیشتری دارند تا مکان-های دور از هم بنابراین آمار کلاسیک قادر به در نظر گرفتن جنبه های مکانی پدیدهٔ مورد نظر نیست. (علوی‌پناه ۱۳۸۷).

در تحقیق حاضر اهداف شامل:تعیین عوامل مؤثر بر کربن آلی خاک، تعیین الگوی توزیع مکانی کربن آلی و برخی از عوامل مؤثر در آن در اراضی کشاورزی استان همدان، استفاده از اطلاعات حاصل از نقشه‌ها به منظور مصرف منطقی و بهینه از کودهای شیمیایی براساس روش آزمون خاک و سیاست گزاری در مصرف صحیح کود جهت دستیابی به کشاورزی پایدار .

مواد و روشها :

به منظور اجرای پروژه محدوده جغرافیایی استان همدان در غرب ایران و در محدودهٔ ´۵۹ْ۳۳ْ تا ´۴۹ْ۳۵ْ عرض شمالی و ´۳۴ْ۴۷ْ تا ´۳۶ْ۴۹ْ طول شرقی انتخاب و سپس با استفاده از لایه های کاربری اراضی، لایه های اراضی زراعی انتخاب و در نقشه منطقه مطالعاتی جانمایی گردید و پس از آن با استفاده از نرم افزارهای ARC GIS شبکه نمونه برداری در اراضی زراعی، ابعاد ۲ کیلومتر در ۲ کیلومتر و با کمک دستگاه GPS از نقاط تعیین شده، نمونه برداری خاک پذیرفت. نمونه‌برداری خاک از نقاط مزبور در اراضی زراعی از عمق ۳۰-۰ سانتی متری و به صورت مرکب که هر نمونه متشکل از ۱۰ نمونه فرعی می باشد و در مجموع در ۷۶۵ نمونه مرکب خاک مقادیر بافت خاک با روش هیدرومتری ، کربن آلی به روش والکلی و بلاک، پتاسیم محلول با فلیم فتومتر، فسفر به روش اولسن و همچنین TNV بر حسب کربنات کلسیم در آزمایشگاه اندازه گیری شدند. میانگین سی ساله رطوبت نسبی، بارش و دما از سازمان هواشناسی استان اخذ گردید. سپس با استفاده از نرم افزار gs+ و پس از نرمال شدن داده ها با استفاده از فرمول4(std deviation)+_ mean واریوگرامها محاسبه و رسم و با مدلهایی که کمترین Rss و بیشترین R2 را داشتند برازش داده شدند (کاهن ۱۹۹۴) و پهنه بندی با استفاده از نرم افزار Arc GIS انجام شد. با استفاده از نرم افزار Spss 20 هم بستگی میان کربن آلی و پارامترهای دیگر مورد بررسی قرار گرفت سپس نقشه ها با روش کریجینگ و وزن دهی عکس فاصله تهیه گردید.

نتایج و بحث :

وجود کربن آلی در خاک می‌تواند موجب بهبود خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها گردد. اراضی زراعی محدوده مورد مطالعه در استان همدان دارای درصد کربن آلی خاک کم می‌باشند. به طوریکه نتایج حاکی است بیش از ۸۰ درصد اراضی محدوده مورد مطالعه دارای درصد کربن آلی کمتر از ۱ درصد هستند.بررسی‌ها نشان می‌دهد در منطقه مطالعاتی عدم استفاده از کودهای آلی در مزارع، جمع‌آوری بقایای گیاهی، استفاده زیاد از کودهای شیمیایی به ویژه کودهای نیتروژن‌دار موجب کاهش شدید درصد کربن آلی در خاک های محدوده گردیده است. به طوریکه این وضعیت بسیار نامطلوب بوده و می‌تواند در دراز مدت اثرات منفی بر کیفیت خاک‌ها و در نهایت بر تولید گیاهان زراعی منطقه داشته باشد.توزیع این متغیر پس از تبدیل لگاریتمی دارای توزیع لاگ‌نرمال شد.بهترین مدل‌برای متغیرکربن آلی از مدل کروی می باشد. کربن آلی فاقد روند بوده وهمسانگرد است.

TNVدومین متغیر بررسی شدهبود، خاک های آهکی بی اندازه از مواد آلی فقیر هستند و یکی از نقایص این خاکها کمبود مواد آلی و هوموس هستند. با اضافه نمودن مواد آلی می توان از نقش مضر آهک جلوگیری نمود. روش دیگر عبارت خواهد بود از اضافه کردن کودهای شیمیایی اسیدی کننده خاک، تعداد این کودها کم و تأثیر آنها کند می باشد. در بین آنها می توان سولفات آمونیوم را نام برد. اصلاح خاکهای آهکی مشکل است ، مواد آلی که در اثر فساد پوشش گیاهی حاصل میشوند بزرگترین داروی اصلاح خاکهای آهکی میباشند.توزیع این متغیر پس از تبدیل لگاریتمی دارای توزیع لاگ‌نرمال شد.این متغیر از مدل نمایی پیروی می کند فاقد روند و در جهات جغرافیایی ناهمسانگرد می باشد.پتاسیم فراوانترین عنصر در ۱۵ سانتی متری بخش بالایی خاک است. اما این شرایط، لزوما" بدان معنا نیست که پتاسیم قابل دسترس ترین عنصر برای گیاه است (ملکوتی، ۱۳۸۷). بررسی نقشه‌های تولیدی نشان می‌دهد سطح وسیع و گستردهای از اراضی استان دارای پتاسیم حدود۳۰۰ میلی گرم در کیلوگرم می‌باشند.توزیع این متغیر لاگ‌نرمال شد. این متغیر از مدل نمایی پیروی می کند فاقد روند و همسانگرد است.انباشتگی فسفر در خاک از طریق کاربرد کودهای حیوانی یا شیمیایی، خطر آلوده شدن آبهای سطحی و زیرزمینی را افزایش می دهد. فسفر اضافی در آب، کیفیت اکوسیستم آبی را از طریق پدیده به پروری کاهش می دهد. توزیع این متغیر پس از تبدیل لگاریتمی دارای توزیع لاگ‌نرمال شد.از مدل اثر قطعه ای پیروی می‌کند فاقد روند و همسانگرد است.نسبت اثر قطعه‌ای به سقف که به عنوان معیاری برای نشان دادن وابستگی مکانی به کار می‌رود، برای کربن آلی خاک ۶۶درصد است. ضریب تغییرات این متغیر نیز بالاست که نشان دهنده تغییرات

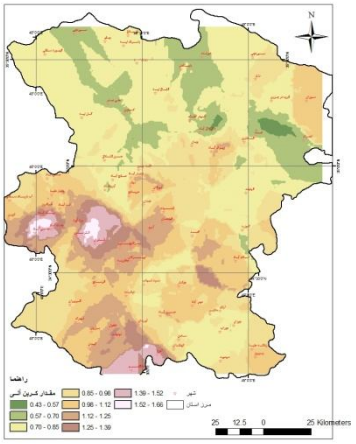
تصادفی آن است همان‌طور که می‌دانیم هرچه این نسبت بالاتر از ۷۵ ٪ باشد، ساختار مکانی ضعیف است، در نتیجه عوامل خارجی و مدیریتی که در این مناطق وجود دارد کاملا با هم متفاوت بوده و فواصل نمونه‌برداری نتوانسته بیانگر وابستگی مکانی باشد.نتیجتا" در خصوص کربن آلی وابستگی مکانی متوسط بوده و نشانگر این است که کربن آلی تحت تاثیر فاکتورهای داخلی مانند (بافت خاک و فاکتورهای تشکیل خاک مانند مواد مادری) و فاکتورهای خارجی مانند (عملیات مدیریتی خاک مثل کوددهی) می باشد اما باتوجه به وابستگی مکانی به نظر می رسد اثر عوامل خارجی و مدیریتی روی متغیر بیشتر است.با توجه به درصد وابستگی مکانی ۲۹ برای TNV به نظر می رسد اثر عوامل ذاتی و مادری روی پراکنش این متغیر بیشتر بوده و فواصل نمونه برداری به خوبی تغییرات مکانی را نشان می دهد.درصد وابستگی مکانی ۴۰ برای پتاسیم نشان می دهد که این متغیر تحت تاثیر فاکتورهای داخلیو فاکتورهای خارجی می باشد.فواصل نمونه برداری در خصوص خواص خاک مثل کربن آلی ، مواد خنثی شونده خاک و پتاسیم توانسته است تغییرات مکانی را نشان دهد.فسفر دارای نیم تغییر نمای اثر قطعه ای می باشد که نمایانگر تغییرات تصادفی این عنصر در منطقه نمونه برداری در فواصل دو کیلومتر است و نشان دهنده عدم وجود روند است ضریب تغییرات این عنصر نیز بالا (۶۱٪) است که بالا بودن ضریب تغییرات نشانه کم بودن وابستگی مکانی است و می تواند نشانه تاثیر عوامل مختلف روی غلظت این عنصر می باشد.فقط بین کربن آلی و فسفرتا حدودی همبستگی دیده شد.

(جدول ۱) پارامترهای مدل های برازش شده بر نیم تغییر نمای صفات مورد مطالعه

متغیر (واحد)	مدل	C_0[1]	C_0+C[2]	)m(A_0[3]	R^2[4]	RSS[5]	$c_0/c_0+c\times100$[6]	تخمینگر مناسب
کربن آلی (%)	کروی	۰.۱۱۶۲	۰.۱۷۴۸	۱۴۶۰۰	۰.۹	۴.۴۶۵×۱۰$^{-4}$	۶۶	کریجینگ
TNV (%)	نمایی	۰.۰۳۲۱	۰.۱۰۸۲	۳۶۸۰	۰.۹۷	۹.۸۳۶×۱۰$^{-5}$	۲۹	کریجینگ
پتاسیم	نمایی	۰.۱۳۴۸	۰.۳۳۰۶	۱۶۰۰	۰.۷۵۳	۷.۴۶۶×۱۰$^{-3}$	۴۰	کریجینگ
فسفر	اثر قطعه ای	۰.۲۸۶۷۷	۰.۲۸۶۷۷	—	۰.۲۳	۷.۵۳×۱۰$^{-3}$	۱۰۰	عکس فاصله

۱- اثر قطعه‌ای یا واریانس تصادفی جامعه ۲- سقف یا واریانس کل ۳- دامنه تأثیر ۴-ضریب تبیین

۵- مجموع مربعات باقیمانده ۶- نسبت همبستگی



شکل ۱- نقشه پراکنش کربن آلی با استفاده از کریجینگ

منابع :

۱. ایوبی شمس الله، ا جلالیان۱۳۸۵، ارزیابی اراضی، مرکزنشر دانشگاه صنعتی اصفهان.

۲. بای بوردی محمد، م ملکوتی، ه امیرمکری و م نفیسی ۱۳۷۹، تولید و مصرف بهینه کودهای شیمیایی در راستای اهداف کشاورزی پایدار، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، صفحه۲۳۰.

۳. سالک گیلانی س.، نوربخش ف.، افیونی م.و رضایی نژاد ی. ۱۳۸۳. تاثیر افزودن لجن فاضلاب برشدت نیتریفیکاسیون و جذب نیتروژن به وسیله گیاه ذرت. مجله آب و فاضلاب ۵۲ : ۳۰-۲۰.

٤. علوی پناه سیدکاظم، ح متین فر. ع، رفیعی امام،۱۳۸۷، کاربرد فناوری در علوم زمین، انتشارات دانشگاه تهران، ۴۵۷ صفحه.

٥. فاتحی ش. ۱۳۹۱. تغییر پذیری مکانی کربن آلی پتاسیم و فسفر قابل جذب در مزارع ایستگاه تحقیقات کشاورزی اسلام آباد غرب نشریه زراعت، شماره ۹۷. ۳۳-۲۵.

٦. محمدی جهانگرد، ۱۳۸۵، پدومتری(آمارمکانی)، انتشارات پلک، جلد دوم، صفحه۴۵۳.

۷. لکزیان ا، فاضلی سنگانی م، آستارایی ع، فتوت ا. ۱۳۹۲. تخمین و پهنه بندی میزان کربن آلی خاک با استفاده از عوارض زمین (بخشی از اراضی مشهد)، نشریه آب و خاک. جلد۲۷، شماره ۱. ۱۹۰-۱۸۰.

۸. ملکوتی محمدجعفر، پ کشاورز، ن کریمیان، ۱۳۸۷، روش جامع تشخیص وتوصیه بهینه کود برای کشاورزی پایدار، انتشارات دانشگاه تربیت مدرس، صفحه۷۵۵.

9. Cahn MD, JW Hummel, BH Brouer. 1994.Spatial analysis of soil fertility forsitespecificmanagement. J. Soil Science. Soc. Am 58: 1240-1248.

10. Franzen, D. W and T. Nanna and W.A. Norvel. 2006. A Survay of Soil Attributes in Landscape Position. Agronomy 98:1015-1022

11. Reeves D.W . 1997. The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continous cropping systems. Soil &Tillage Research, 2: 113-123.
12. Weber J., Karczewska A., Drozd J., Licznar S., Jamroz E., and Kocowicz A. 2007. Agricultural and Ecological aspect of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. Soil Biology asd Biochemistry, 39: 1294-1302.
13. Young, J., L, Wenju, W. Wen and Z. Yuge. 2005. Spatial heterogeneity of DTPA – extractable zinc in cultivated soils induced by city pollution and land use. Journal of Science in China Ser. C life Sciences. 48: 82-91.

اثر کمپوست زباله شهری و دفعات اعمال آن بر فرکشن‌های منگنز و ارتباط فرکشن‌ها با برخی ویژگی‌های خاک

مولود سمیعی[*1]، عبدالامیر بستانی[1]، حشمت امیدی[2]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشگاه شاهد، دانشکده کشاورزی، تهران، ایران
۲- استادیار گروه علوم خاک، دانشگاه شاهد، دانشکده کشاورزی، تهران، ایران
۲- استادیار گروه علوم زراعت، دانشگاه شاهد، دانشکده کشاورزی، تهران، ایران

مقدمه

کاربرد کمپوست در تأمین عناصر غذایی مورد نیاز گیاه اهمیت دارد (کریمیان، ۱۳۹۰). ارزیابی مقدار کل عناصر کم‌مصرف به‌عنوان شاخصی برای بیان وضعیت کل آلودگی شاید مناسب باشد اما اطلاعاتی در زمینه مقدار قابل استفاده عناصر در اختیارمان قرار نمی‌دهد (متقیان و همکاران،۱۳۹۱). با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای با تعیین شکل شیمیایی یک عنصر در خاک می‌توان وضعیت تحرک و قابلیت دسترسی به آن عنصر را ارزیابی نمود (رائو و همکاران، ۱۹۹۷). ناداسکا و همکاران (۲۰۱۰) در بررسی جنبه‌های زیست محیطی منگنز با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای معتقد بودند که این روش اطلاعات دقیقی در مورد منشاء، نحوه وقوع، زیست فراهمی، تحرک بالقوه و انتقال فلزات در محیط‌های طبیعی ارائه می‌دهد. غفاری نژاد و کریمیان(۱۳۸۶) با تعیین شکل‌های شیمیایی منگنز و رابطه آنها با پاسخ گیاه در خاک‌های آهکی استان فارس اظهار داشتند که بیشترین اشکال قابل دسترس منگنز برای گیاه به ترتیب در اشکال کربناتی، موادآلی، محلول+ تبادلی حضور داشت. والتچو و وارمن (۲۰۰۴) پی بردند که کاربرد کمپوست، غلظت مس و روی را در همه فرکشن‌ها، منگنز را در فرکشن‌های متصل به کربنات‌ها، اکسیدهای آهن–منگنز، و ماده آلی افزایش داد، اما منجر به کاهش منگنز قابل تبادل شد. این پژوهش با هدف ارزیابی تاثیر کاربرد کمپوست زباله شهری بر روی توزیع منگنز درفرکشن‌های مختلف یک خاک آهکی و ارتباط فرکشن‌ها با برخی خواص این خاک انجام گردیده است.

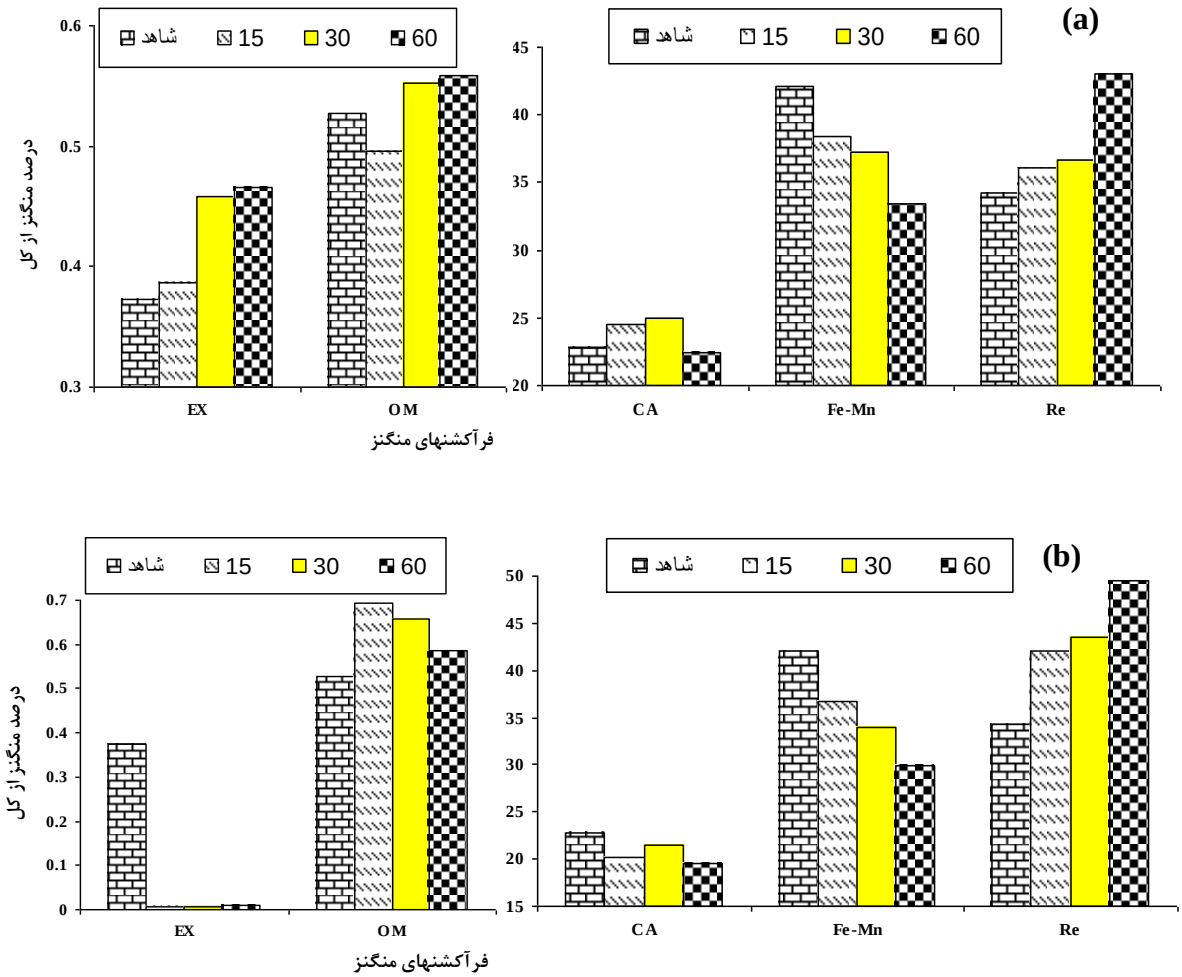
مواد و روش‌ها

این مطالعه به صورت طرح فاکتوریل در قالب بلوک‌های کامل تصادفی در سه تکرار در سال زراعی ۹۰–۸۹ و ۹۱–۹۰ در مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهد، انجام شد. عامل اول چهار سطح تیمار کمپوست شامل شاهد، ۱۵، ۳۰ و ۶۰ تن بر هکتار و عامل دوم دفعات اعمال سالانه آن در نظر گرفته شد. کرت اصلی در سال اول مشخص و سطوح مختلف تیمار به آن افزوده شد و در سال دوم پس از تقسیم هر کرت به دو قسمت مساوی، تنها به یک بخش آن همان تیمار سال قبل افزوده شد. تعداد ۲۴ نمونه از خاک سطحی از کرت‌های مختلف برداشته و پس از انجام مراحل آماده‌سازی، برخی خواص فیزیکی و شیمیایی آن به روش‌های استاندارد تعیین شد (بنتون و همکاران،۱۹۹۰). جزءبندی منگنز در خاک به ۵ فرکشن : تبادلی، متصل به کربنات‌ها، اکسیدهای آهن و منگنز، مواد آلی و باقیمانده با استفاده از روش عصاره‌گیری دنباله‌ای بر مبنای روش تسیر و همکاران(۱۹۷۹)، صورت پذیرفت و در نهایت غلظت عناصر با دستگاه جذب اتمی مدل Analytic Jena Contra AA300 قرائت شد. محاسبات آماری با نرم افزار SAS و نمودارها با Excel ترسیم شد.

نتایج و بحث

بر اساس نتایج حاصل از تعیین برخی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه قبل از اعمال تیمار، این خاک دارای بافت لومی، کربن آلی ۱/۱۷ درصد، قابلیت هدایت الکتریکی ۱۰ دسی‌زیمنس بر متر،pH ۸/۲۸، کربنات کلسیم معادل ۱۱/۵ درصد و گنجایش تبادل کاتیونی ۱۲/۱۳ سانتی مول بار در کیلوگرم بود .مقادیر کل و قابل استفاده منگنز به ترتیب ۱۲۴۷/۹۲ و ۱۱/۸۹ میلی گرم در کیلوگرم بدست آمد. بعد از اعمال تیمارهای کمپوست مشخص شد که افزایش کمپوست زباله شهری باعث کاهش اسدیته و افزایش کربن آلی در تمام سطوح نسبت به تیمار شاهد شد($P\leq0.01$). کمپوست مورد مطالعه با با ۲۵ درصد کربن آلی و pH ۷/۲، در طیف استانداردهای ارائه شده توسط سازمان تحقیقات خاک و آب کشور قرار دارد، همچنین بر اساس اعلام سازمان بازیافت (۱۳۸۲) مبنی بر گروه‌بندی کمپوست در ایران به دو دسته درجه اول و دوم، این کمپوست به دلیل داشتن هدایت الکتریکی بالا (۱۰ دسی‌زیمنس بر متر)، از نوع درجه دو محسوب می‌گردد. مقدار منگنز کل کمپوست مذکور ۴۲۶/۶۵ میلی‌گرم در کیلوگرم تعیین شد. با توجه به شکل یک، میزان منگنز تبادلی به دنبال افزایش سطوح کمپوست و نیز دفعات اعمال آن از یک سال به دو سال متوالی به طور معنی‌داری افزایش یافت($P\leq0.01$). سایر اشکال منگنز موجود در خاک (جایگاه‌های پایدارتر) به گونه‌ای است که بیشترین مقدار آن مربوط به جزء باقیمانده و کمترین مقدار مربوط به جزءپیوند یافته با مواد آلی می‌باشد. منگنز موجود در اجزای متصل به اکسیدهای آهن–منگنز، ماده آلی و باقیمانده متناسب با افزایش سطوح کمپوست در هر سال و نیز تکرار دفعات اعمال آن از یک سال به دو سال متوالی عموما به صورت معنی‌داری افزایش یافته است ($P\leq0.01$)، که علت آن را در تاثیرگذشت زمان برتبدیل هرچه بیشتر منگنز خاک به فرم پایدارتر می‌توان بررسی نمود. بر این اساس جزء باقیمانده در سال اول و دوم به ترتیب با درصدی در محدوده ۴۳/۰۴–۳۴/۲۸ و ۴۹/۴۸– ۳۴/۲۸، نسبت به سایر اجزا غالب می‌باشد. بخش قابل توجهی از منگنز در هر دو سال، در جزء مرتبط با اکسیدهای آهن– منگنز به دست آمد، به‌طوریکه مقدار آن به دنبال مصرف یکساله کمپوست از ۴۲/۰۷ درصد در تیمار شاهد به ۳۳/۴۶ درصد در تیمار ۶۰ ($T\ ha^{-1}$) کاهش یافت. این مقادیر برای سال دوم اعمال کمپوست به ۲۹/۹۸ درصد در تیمار ۶۰ تن بر هکتار تنزل داشت. آجای و همکاران (۲۰۱۲) توالی فلزات مورد مطالعه خود در فاز پیوند یافته با اکسیدهای آهن–منگنز را به‌صورت Mn >Pb >Cu >>Cd، گزارش کردند و این بخش را به عنوان موثرترین فاز برای اتصال فلزات در خاک و نیز یک جاذب قوی و پایدار برای فلزات کمیاب معرفی کرده‌اند. جزء محبوس درکربنات‌ها پس از فراکشن‌های باقیمانده و اکسیدهای آهن و منگنز، قابل توجه است چرا که مقادیر آن برای تیمارهای کمپوست با سطوح ۰، ۱۵، ۳۰ و ۶۰ تن بر هکتار در سال اول به ترتیب ۲۲/۷۴، ۲۴/۵۳، ۲۴/۹۹ و ۲۲/۴۷ و در سال دوم ۲۲/۷۴، ۲۰/۲۱، ۲۱/۴ و ۱۹/۵۲ درصد بوده است. با توجه به تمایل زیاد منگنز برای برقراری اتصال با کربنات‌ها، بیشتر بودن غلظت آن نسبت به فرکشن پیوند یافته با مواد آلی قابل انتظار است (آجای و همکاران،۲۰۱۲). میزان منگنز موجود در این جزء به دنبال افزایش سطوح کمپوست به صورت جداگانه در هر سال افزایش معنی‌داری داشته است ($P\leq0.01$)، اما کاهش آن در همه تیمارها از یک بار مصرف کمپوست به دو بار، معنی‌داری بود ($P\leq0.05$) به طوریکه منگنز متصل به کربنات‌ها در تیمارهای ۱۵، ۳۰ و ۶۰ تن کمپوست بر هکتار در سال دوم نسبت به سال اول به ترتیب ۹/۳۶، ۲/۷۷ و ۰/۵۴ درصد کاهش یافته‌اند. منگنز متصل به مواد آلی متناسب با افزایش میزان مصرف کمپوست از ۰ به ۱۵، ۳۰ و ۶۰ تن بر هکتار در

سال اول و دوم به ترتیب ۴/۷، ۲۳/۷۶، ۴۴/۱۷ و ۶۱/۶۵، ۶۷/۲۶، ۷۳/۵۴ درصد افزایش یافت. این بخش از منگنز در مصرف یکساله کمپوست مقادیر ۰/۴۹ تا ۰/۵۵ درصد و در مصرف دوساله ۰/۵۲ تا ۰/۶۹ درصد از کل را به خود اختصاص داده است که نسبت به فرم تبادلی، مقدار بیشتری از منگنز را دارا می‌باشد . بر اساس گزارش آدریانو و همکاران (۲۰۰۱) مبنی بر تمایل فلزات سنگین جهت تشکیل کمپلکس‌های آلی غیر محلول به‌ترتیب $Zn^{2+} > Mn^{2+} > Co^{2+} > Ni^{2+} > Pb^{2+} > Fe^{2+} > Cd^{2+} > Cu^{2+}$، می‌توان علت پایین‌تر بودن قابل توجه غلظت منگنز پیوند یافته با مواد آلی را نسبت به سایر اشکال آن توجیه نمود.



شکل ۱- درصد توزیع منگنز در اشکال مختلف خاک طی مصرف یکساله (a) و دوساله (b) کمپوست زباله شهری

نتایج همبستگی بین خصوصیات خاک و فرکشن‌های منگنز در خاک تیمارشده با کمپوست زباله نشان داد که بین ویژگیهایی مثل CEC و OC با غلظت منگنز موجود در اشکال مختلف در خاک همبستگی معنی‌دار و مثبتی در سطح یک درصد وجود دارد ($r>0.8^{**}$) به این صورت که با افزایش این پارامترها مقادیر منگنز نیز در خاک افزایش یافت. به نظر می‌رسد علت ایجاد همبستگی با کربن آلی، افزایش ماده آلی و همچنین مقادیر منگنز

خاک به صورت تجمعی بر اثر اعمال کمپوست زباله شهری باشد. همبستگی منفی و معنی‌دار میان pH با غلظت منگنز در اشکال تبادلی ($r=-0.88^{**}$) و کربناتی ($r=-0.83^{**}$) خاک نشان دهنده تاثیر کاهش pH بر افزایش قابلیت دسترسی منگنز در خاک‌های آهکی و در نتیجه میزان جذب آن توسط گیاه می‌باشد. این نتایج با یافته-های لیندزی و نورول (۱۹۸۷) مبنی بر افزایش ۱۰۰ واحدی فعالیت منگنز به ازای هر واحد کاهش pH مطابقت دارد. وجود همبستگی منفی و معنی‌داری میان کربنات کلسیم معادل خاک و جزء کربناتی منگنز ($r=-0.5^{*}$) به خوبی اهمیت این ویژگی خاک را در سهم منگنز کربناتی خاک نشان می‌دهد، به طوریکه برای مثال میانگین CCE برای تیمار بدون کمپوست ۱۱/۵ و خاک تیمارشده با ۶۰ تن کمپوست بر هکتار در سال اول و دوم به ترتیب ۱۱/۲ و ۱۱/۱ می‌باشد در حالیکه میانگین جزء متصل به کربنات‌ها در خاک شاهد ۱۹۲/۶۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در تیمارهای ۶۰ تن کمپوست بر هکتار سال اول و دوم به ترتیب ۲۵۹/۱۲ و ۲۵۷/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد. از طرفی نتایج مربوط به اندازه‌گیری ماده آلی خاک نشان داد ارتباط معنی‌داری بین OC خاک و جزء متصل به مواد آلی برای منگنز ($r=0.92^{**}$) مشاهده می‌شود به گونه‌ای که برای مثال میانگین OC برای خاک شاهد ۱/۲ و خاک تیمارشده با ۶۰ تن کمپوست بر هکتار در سال اول و دوم به ترتیب ۱/۶۳ و ۱/۹ می-باشد در حالیکه میانگین جزء پیوندیافته با ماده آلی در خاک شاهد ۴/۴۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در تیمارهای ۶۰ تن کمپوست بر هکتار سال اول و دوم به ترتیب ۶/۴۳ و ۷/۷۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای منگنز می‌باشد.

منابع

۱. بوستانی ح و رونقی ع، ۱۳۹۱. مقایسه اثر کاربرد لجن فاضلاب و کود شیمیایی بر زیست فراهمی برخی عناصرغذایی در سه بافت یک خاک آهکی پس از برداشت اسفناج، علوم و فنون کشت‌های گلخانه‌ای، سال سوم، شماره یازدهم

۲. حسین پور ع، محمدی ج، رئیسی ف و متقیان ح، ۱۳۹۱. ارتباط شکل‌های شیمیایی مس با پاسخ‌های گندم در خاک‌های آهکی تیمارشده با لجن فاضلاب، مجله پژوهش‌های خاک، ۲۶(۴)

۳. کریمیان ن، ۱۳۹۰. تحقیقات کود در ایران: نگاهی به گذشته، رهنمودی برای آینده، مجله پژوهش‌های خاک، جلد۲۵، شماره۴

۴. غفاری نژاد ع و کریمیان ن، ۱۳۸۶. تعیین شکل های شیمیایی منگنز و رابطه آن‌ها با پاسخ گیاه سویا در شماری از خاک‌های آهکی استان فارس، فصلنامه علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال یازدهم، ۱: ۱۳۳-۱۲۵

5. Adriano D.C ,2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. 2nd ed.
6. Ajayi S.O, Odesanya B.O, Avwioroko A.O, Adebambo G.S and Okafor B, 2012. Effects of long term fertilizer use on trace metal levels of soils in a farm settlement. Agricultural Research and Development, 2(2): 044-051
7. Benton J, Jones J.R and Case V.W, 1990. Sampling, handling and analyzing plant tissue sample. *In*: R. L. Westerman (Ed.), Soil Testing and Plant Analysis. SSSA, Madison, WI. 3:389-429
8. Lindsay W.L, 1979. Manganese. In: W.L. Lindsay (ed.). Chemical equilibria in soils. John Wiley & Sons, Inc. NY. 150-161
9. Nadaska G, Lesny J and Michalik I, 2010. Environmental Aspect of Manganese Chemistry, HEJ: ENV-100702-A
10. Rao G.N and Ma L.Q, 1997. Chemical fractions of Cadmium, Copper, Nickel and Zinc contaminated soils. J. Environ. Qual. 26:259-264.
11. Tessier A, Campbell P.G.C and Bisson M, 1979. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals. Anatycal chemistry, 51(7)

12. Valtcho D.Zh and Warman Ph.R, 2004. Phytoavailability and fractionation of copper, manganese, and zinc in soil following application of two composts to four crops. Agriculture, Environmental Pollution, 131: 187-195

لیست مقالات پذیرفته شده **سیزدهمین کنگره علوم خاک ایران** جهت ارائه به صورت سخنرانی

ردیف	کد مقاله	ردیف	کد مقاله	ردیف	کد مقاله	ردیف	کد مقاله	ردیف	کد مقاله
1	13-01-0924	23	13-04-1122	45	13-05-1709	67	13-06-1459	89	13-07-1839
2	13-01-1658	24	13-04-1203	46	13-05-1778	68	13-06-1617	90	13-07-1858
3	13-02-0244	25	13-04-1250	47	13-05-1855	69	13-06-1669	91	13-08-0165
4	13-02-0559	26	13-04-1312	48	13-06-0145	70	13-06-1686	92	13-08-0273
5	13-02-0908	27	13-04-1328	49	13-06-0282	71	13-06-1859	93	13-08-0355
6	13-02-0955	28	13-04-1522	50	13-06-0295	72	13-07-0155	94	13-08-0492
7	13-02-0973	29	13-04-1557	51	13-06-0479	73	13-07-0211	95	13-08-0775
8	13-02-1233	30	13-04-1712	52	13-06-0558	74	13-07-0249	96	13-08-1057
9	13-02-1546	31	13-04-1732	53	13-06-0668	75	13-07-0252	97	13-08-1419
10	13-02-1628	32	13-04-1784	54	13-06-0694	76	13-07-0319	98	13-08-1574
11	13-02-1654	33	13-04-1822	55	13-06-0723	77	13-07-0322	99	13-08-1618
12	13-03-1496	34	13-05-0160	56	13-06-0728	78	13-07-0390	100	13-08-1776
13	13-04-0091	35	13-05-0207	57	13-06-0738	79	13-07-0451	101	13-09-0215
14	13-04-0318	36	13-05-0313	58	13-06-0770	80	13-07-0592	102	13-09-0227
15	13-04-0328	37	13-05-0377	59	13-06-0833	81	13-07-0644	103	13-09-0274
16	13-04-0340	38	13-05-0437	60	13-06-0915	82	13-07-0755	104	13-09-0292
17	13-04-0446	39	13-05-0696	61	13-06-0951	83	13-07-0920	105	13-09-1251
18	13-04-0521	40	13-05-0816	62	13-06-1039	84	13-07-0923	106	13-09-1260
19	13-04-0568	41	13-05-1109	63	13-06-1164	85	13-07-0959	107	13-09-1360
20	13-04-0859	42	13-05-1385	64	13-06-1237	86	13-07-1102	108	13-09-1478
21	13-04-0907	43	13-05-1526	65	13-06-1410	87	13-07-1124	109	13-09-1743
22	13-04-1052	44	13-05-1579	66	13-06-1454	88	13-07-1695	110	13-11-0480

لیست مقالات پذیرفته شده **سیزدهمین کنگره علوم خاک ایران** جهت ارائه به صورت سخنرانی

ردیف	کد مقاله	ردیف	کد مقاله	ردیف	کد مقاله	ردیف	کد مقاله	ردیف	کد مقاله
1	13-01-0924	23	13-04-1122	45	13-05-1709	67	13-06-1459	89	13-07-1839
2	13-01-1658	24	13-04-1203	46	13-05-1778	68	13-06-1617	90	13-07-1858
3	13-02-0244	25	13-04-1250	47	13-05-1855	69	13-06-1669	91	13-08-0165
4	13-02-0559	26	13-04-1312	48	13-06-0145	70	13-06-1686	92	13-08-0273
5	13-02-0908	27	13-04-1328	49	13-06-0282	71	13-06-1859	93	13-08-0355
6	13-02-0955	28	13-04-1522	50	13-06-0295	72	13-07-0155	94	13-08-0492
7	13-02-0973	29	13-04-1557	51	13-06-0479	73	13-07-0211	95	13-08-0775
8	13-02-1233	30	13-04-1712	52	13-06-0558	74	13-07-0249	96	13-08-1057
9	13-02-1546	31	13-04-1732	53	13-06-0668	75	13-07-0252	97	13-08-1419
10	13-02-1628	32	13-04-1784	54	13-06-0694	76	13-07-0319	98	13-08-1574
11	13-02-1654	33	13-04-1822	55	13-06-0723	77	13-07-0322	99	13-08-1618
12	13-03-1496	34	13-05-0160	56	13-06-0728	78	13-07-0390	100	13-08-1776
13	13-04-0091	35	13-05-0207	57	13-06-0738	79	13-07-0451	101	13-09-0215
14	13-04-0318	36	13-05-0313	58	13-06-0770	80	13-07-0592	102	13-09-0227
15	13-04-0328	37	13-05-0377	59	13-06-0833	81	13-07-0644	103	13-09-0274
16	13-04-0340	38	13-05-0437	60	13-06-0915	82	13-07-0755	104	13-09-0292
17	13-04-0446	39	13-05-0696	61	13-06-0951	83	13-07-0920	105	13-09-1251
18	13-04-0521	40	13-05-0816	62	13-06-1039	84	13-07-0923	106	13-09-1260
19	13-04-0568	41	13-05-1109	63	13-06-1164	85	13-07-0959	107	13-09-1360
20	13-04-0859	42	13-05-1385	64	13-06-1237	86	13-07-1102	108	13-09-1478
21	13-04-0907	43	13-05-1526	65	13-06-1410	87	13-07-1124	109	13-09-1743
22	13-04-1052	44	13-05-1579	66	13-06-1454	88	13-07-1695	110	13-11-0480

بررسی روند جذب و واجذب روی در خاک در حضور اسید هومیک

مرضیه پیری[1] ابراهیم سپهر[2]
۱-دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک دانشگاه ارومیه
۲-عضو هیات علمی گروه علوم خاک, دانشکده کشاورزی, دانشگاه ارومیه
(e.sepehr@urmia.ac.ir)

مقدمه

غلظت روی در محلول خاک و دسترسی آن برای گیاهان از طریق واکنش‌های جذب و واجذب بر سطح مواد کلوییدی خاک کنترل می‌شود (Backes و همکاران، ۱۹۹۵). خصوصیات جذب و واجذب روی در خاک‌های مختلف متفاوت است و تحت تأثیر برخی خصوصیات خاک از جمله مواد آلی قرار می‌گیرد (Bradl،۲۰۰۴). اسید هومیک جزء اصلی هومات‌های آلی می‌باشد که نقش بسیار مهمی در وضعیت خاک و رشد گیاهان ایفا می‌کند (Bendetti و همکاران، ۱۹۹۶). مواد هومیکی با اتصال بر سطوح خاک و افزایش مکان‌های جذب سطوح خاک ها موجب افزایش جذب فلزات می‌شوند بطوریکه جذب روی و مس بر روی کائولینات در حضور اسید هومیک بیشتر شد (Arias و همکاران، ۲۰۰۲). از طرف دیگر بعضی از محققان نشان دادند که اسید هومیک جذب روی را کاهش می‌دهد بطوریکه Petrovic و همکاران (۱۹۹۹) در بررسی فعل و انفعال جذب روی در حضور اسید هومیک بر روی کائولین، کلسیت و شن گزارش کردند که جذب روی در pH ۶ با افزایش دادن غلظت اسید هومیک کاهش می‌یابد. بنابراین با توجه به نتایج متناقض در مورد تأثیر اسید هومیک بر جذب و واجذب روی این پژوهش به منظور بررسی تأثیر اسید هومیک بر جذب و واجذب روی در خاک انجام گرفت.

۲- مواد و روشها

آزمایش بصورت بچ (Batch) در یک خاک با درصد رس بالا(جدول ۱) در سه سطح اسید هومیک ($mg\ L^{-1}$ ۵۰۰، ۲۰۰، ۰) و دوازده غلظت روی ($mg\ L^{-1}$ ۴۵۰-۰) در قدرت یونی ثابت (۰/۰۵ M NaCl) انجام شد. بطوریکه ۲/۵ گرم از نمونه خاک را داخل لوله سانتریفیوژ ریخته و به هر یک از لوله‌ها ۲۵ میلی‌لیتر مواد هومیکی حاوی سری غلظتی تعیین شده روی افزوده شد و به مدت ۲۴ ساعت شیک گردید. سپس با سانتریفیوژ در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه محلول رویی جدا و از کاغذ صافی عبور داده شد. مقدار روی با استفاده از دستگاه جذب اتمی قرائت شد. برای اندازه‌گیری واجذب روی، بر روی خاک درون لوله‌ها ۵mL DTPA ۰/۰۰۵ مولار ریخته و به مدت ۲ ساعت شیک گردید. سپس با سانتریفیوژ در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه محلول روئی جدا و از کاغذ صافی عبور داده شد و با دستگاه جذب اتمی قرائت شد. مقدار جذب روی از طریق معادله ۱ محاسبه گردید و نتایج بر معادلات لانگمویر [معادله ۲] ، فروندلیچ [معادله ۳] و تمکین [معادله ۴] برازش داده شدند.

جدول ۱: ویژگی‌های فیزیکی شیمیایی خاک

$Zn(mg\ kg^{-1})$	pH	%OC	%Clay	$\%CaCO_3$
۰/۸۹	۷/۱	۰/۶۲	۴۷	۲/۵

$$q_e = (C_i - C_e)*V/m \quad [۱]$$

$$q_e = (K_L C_e q_{max})/ (1+ K_L C_e) \quad [۲]$$

$$q_e = K_F C_e^{1/n} \quad [۳]$$

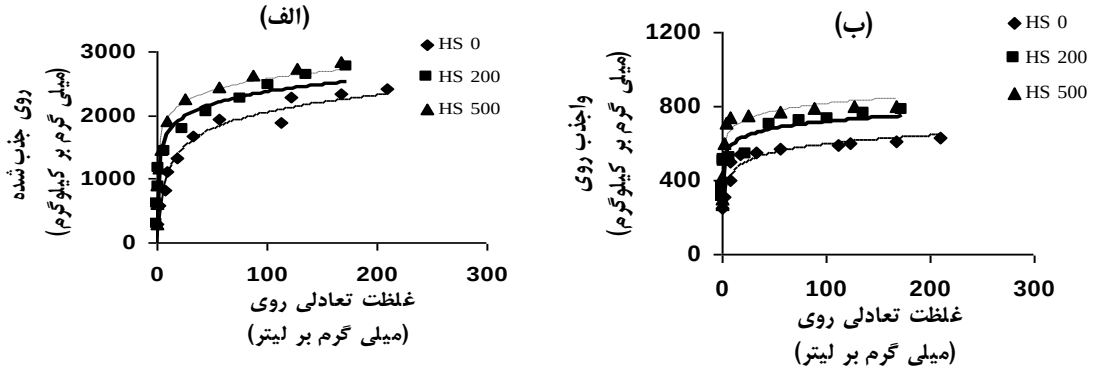
$$q_e = A + K_T \ln C_e \quad [۴]$$

C_e غلظت تعادلی جذب شونده ($mg\ L^{-1}$)؛ q_e وزن جذب شونده در واحد وزن جذب کننده ($mg\ kg^{-1}$)؛ K_L ضریب لانگمویر و نشانگر قدرت اتصال جذب شونده به ماده جاذب و q_{max} حداکثر جذب تک لایه‌ای($mg\ kg^{-1}$). K_F و n ضرایب معادله فروندلیچ که به ترتیب نمایانگر ظرفیت و شدت جذب می‌باشند، K_T و A ضرایب معادله تمکین که به ترتیب شیب و عرض از مبدا معادله می‌باشند در نهایت برازش داده‌ها با معادلات جذب در Sigmaplot و مقایسه میانگین جذب و واجذب با SPSS انجام گردید.

۳- نتایج و بحث

۳-۱- تأثیر اسید هومیک بر جذب و واجذب روی

بطوریکه در شکل ۱- الف نشان داده شده است با کاربرد اسید هومیک در غلظت‌های ۲۰۰ و ۵۰۰ ($mg\ L^{-1}$) منحنی‌های جذب روند افزایشی نشان داده‌اند و با افزایش اسید هومیک جذب روی بطور معنی‌داری افزایش یافت بطوریکه در غلظت ۵۰۰ ($mg\ L^{-1}$)، متوسط روی جذب شده از ۱۵۱۰به ۱۷۴۶ ($mg\ kg^{-1}$) افزایش یافت (جدول۲). همچنین با افزایش اسید هومیک منحنی‌های واجذب و میزان واجذب روی نیز افزایش معنی‌داری نشان دادند (شکل ۱- ب) بطوریکه کاربرد غلظت ۵۰۰ ($mg\ L^{-1}$) اسید هومیک، متوسط روی واجذب شده را از ۴۱۷ به ۵۱۶ ($mg\ kg^{-1}$) افزایش داد (جدول۲).



شکل ۱: تأثیر اسید هومیک بر جذب (الف) و واجذب (ب) روی

جدول ۲: تأثیر غلظت‌های مختلف اسید هومیک (HS) بر متوسط جذب و واجذب روی

متوسط جذب و واجذب ($mg\ kg^{-1}$)	HS($mg\ L^{-1}$)		
	۰	۲۰۰	۵۰۰
متوسط جذب	۱۵۱۰ c	۱۶۶۷ b	۱۷۴۶ a
متوسط واجذب	۴۱۷ c	۴۷۷ b	۵۱۶ a

حروف مقایسات میانگین بر اساس غلظت های اسید هومیک

Li و همکاران (۲۰۰۲) گزارش کردند اسید هومیک بر سطوح کانی‌ها جذب می‌شود، به دلیل دارا بودن گروه‌های عاملی زیاد مکان‌های جذب زیادی برای فلزات ایجاد می‌کنند و موجب تشکیل کمپلکس‌های سه گانه می‌شوند. جذب کادمیم بر روی گئوتایت در محدوده pH ۲ تا ۶ در حضور اسید هومیک بیشتر شد (Lai و همکاران، ۲۰۰۲) . همچنین مواد هومیکی به عنوان عامل‌های کمپلکس کننده با افزایش جذب فلزات از حرکت و آبشویی فلزات و آلودگی آب‌های زیر زمینی جلوگیری می‌کنند(Garcia-Mina و همکاران، ۲۰۰۴). Naik و Das (۲۰۰۷) در بررسی تأثیر اسید هومیک بر میزان روی قابل دسترس در خاک‌های آلفی سول بیان کردند که در حضور اسید هومیک میزان DTPA-Zn را به میزان ۵۰٪ بیشتر شد.

۳-۲- تأثیر اسید هومیک بر همدماهای جذب روی

داده‌های حاصل از آزمایش بر روی همدماهای جذب لانگمویر، فروندلیچ و تمکین برازش داده شدند و پارامترهای معادلات محاسبه گردید (جدول۳). نتایج حاصل از بررسی ضرایب رگرسیونی (R^2) لانگمویر (۰/۹۲-۰/۹۶)، فروندلیچ (۰/۹۸-۰/۹۵) و تمکین (۰/۹۶-۰/۹۱) نشان داد که این مدل‌ها واکنش جذب روی بر خاک را می‌توانند توصیف کنند و در این میان معادله فروندلیچ با (R^2=۰/۹۸ - ۰/۹۵) برازش بهتری نسبت به معادلات لانگمویر و تمکین نشان داد (جدول ۳).

جدول ۳: پارامترهای همدماهای فروندلیچ، تمکین و لانگمویر در حضور غلظت های مختلف اسید هومیک (HS)

معادلات جذب	پارامترهای معادلات	HS(mg L^{-1})		
		۰	۲۰۰	۵۰۰
لانگمویر	q_{max} (mg kg^{-1})	۲۳۹۷±۱۰۲	۲۷۳۷±۱۳۹	۲۸۸۸±۱۴۰
	K_L (L kg^{-1})	۰/۰۸±۰/۰۱۴	۰/۲۰±۰/۰۷۱	۰/۳۱±۰/۰۹۳
	R^2	۰/۹۶	۰/۹۲	۰/۹۴
فروندلیچ	K_f (L kg^{-1})	۵۲۶±۶۷	۷۱۶±۸۱	۱۰۰۱±۵۸
	1/n	۰/۲۹±۰/۰۳	۰/۲۴±۰/۰۲	۰/۲۱±۰/۰۱
	R^2	۰/۹۵	۰/۹۶	۰/۹۸
تمکین	A	۶۵۳±۹۶	۸۱۶±۹۳	۱۰۸۸±۶۵
	K_T	۳۱۱±۲۵	۳۲۶±۲۷	۳۶۱±۱۸
	R^2	۰/۹۶	۰/۹۱	۰/۹۶

(± SE) خطای استاندارد

با افزایش اسید هومیک ۵۰۰ (mg L^{-1})، ظرفیت جذب فروندلیچ (K_f) از ۵۲۶ به ۱۰۰۱ (L kg^{-1}) به میزان ۹۰ درصد و شدت جذب (1/n) از ۰/۲۹ به ۰/۲۱ کاهش یافت، با کاهش 1/n در یک غلظت تعادلی مقدار بیشتری از فلز جذب خواهد شد (Lair و همکاران، ۲۰۰۶). حداکثر جذب تک لایه ای لانگمویر (q_{max}) و شاخص انرژی

پیوندی (K_L) و ضرایب تمکین (A و K_T) نیز روند مشابهی را نشان دادند و با کاربرد اسید هومیک بطور معنی-داری افزایش یافتند (جدول ۲). نتایج مشابهی در مورد تأثیر اسید هومیک در جذب روی و مس بر روی آهن پوشانده شده بر روی شن توسط Lai و Chen (۲۰۰۱) گزارش شده است.

در نهایت می توان گفت که کاربرد اسید هومیک باعث تغییر در ویژگی‌های جذب و واجذب روی در خاک گردید و اسید هومیک با داشتن گروه‌های عاملی زیاد و اندازه بزرگ و با اتصال به مکان‌های جذب، مکان‌های جذب فلز را افزایش می‌دهد و با تشکیل کمپلکس‌های سه گانه خاک–ماده آلی–فلز منجر به افزایش جذب روی در خاک می گردد و میزان روی محلول را کاهش می‌دهد و از طرف دیگر بخشی از روی نگهداری شده با DTPA قابل استخراج بوده و می‌تواند در دسترس گیاهان قرار گیرد. همچنین کاربرد اسید هومیک در خاک‌های آلوده نیز می‌تواند از نقطه نظر اکولوژیکی و کاهش سمیت آن مؤثر باشد و با افزایش جذب روی توسط ذرات خاک از حرکت آن به آب‌های زیر زمینی و خطرات زیست محیطی جلوگیری کند.

منابع:

Arias M, Perez-novo C, Osorio F, Lopez E and Soto B, 2006. Competitive adsorption and desorption of copper and zinc in acid soils. Geoderma133: 151-159.

Backes C A, McLaren R G, Rate A W and Shift R S, 1995. Kinetic of cadmium and cobalt desorption from iron and manganese oxides. Soil Sci Soc Am J 59:778-785.

Bendetti A, Figliolia C, Izza S Canali and Rossi G, 1996. Some thoughts on the physiological effects of humic acids; interaction with mineral fertilizers. Agrochime 40(5-6):229-240.

Bradl H B, 2004. Adsorption of heavy metal ions of soils and soils constituents. J Colloid Interf Sci 277: 1–18.

Garcia-Mina J M, Antolin M C and Sanchez-Dias M, 2004. Metal- humic complexes and plant micronutrient uptake. Plant and Soil Springer Netherlands 258:57-68.

Lai C H, Chen C Y, Wei B L and Yeh S H, 2002. Cadmium adsorption on goethite-coated sand in the presence of humic acid. Water Res. 36: 4943–4950.

Lair G J, Gerzabek M. H, Haberhauer, G, Jakusch M, Kirchmann, H. 2006. Response of the sorption behavior of Cu, Cd, and Zn to different soil management. J Plant Nutr Soil Sci 169: 60–68. doi:10.1002/jpln.200521752.

Lai C H and Chen C Y, 2001. Chemosphere. 44: 1177–1184.

Naik S K and Das D K, 2007. Effect of lime, humic acid and moisture regime on the availability of zinc in alfisol. The Scientific world journal 6: 1198-1206.

Petrovic M, Kastelan-Macan M and Horvat A J M, 1999. Interactive sorption of metal ions and humic acids onto mineral particles. Water Air and soil Pollut 111: 41-56.

بررسی اثر کاربرد کود مرغی و فسفر بر آبشویی و انتقال آنیون کلر در مراحل مختلف آبشویی با استفاده از ستون خاک

علی کرمی[۱]، مجید فکری[۲]، مجتبی خواجه[۳]

[۱]دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان
پست الکترونیکی: alikarami1988@yahoo.com
[۲]دانشیار خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان
[۳]دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه

بررسی حرکت املاح در خاک از لحاظ اقتصادی، اکولوژیکی و سلامتی امری اجتناب‌ناپذیر است. این مسئله در چند دهه اخیر، توجه بسیاری از مطالعات دانشگاهی را در قالب ستون‌های خاکی- آزمایشگاهی، در قالب لایسیمتر و همچنین در قالب وسیعتر در مزرعه به خود جلب نموده است (رئیسی، ۱۳۸۷؛ کلاهچی و جلالی، ۱۳۸۴؛ جلالی و رووول، ۲۰۰۹). کاربرد کودها، حرکت کلر از خاک زیرین به سطح و همچنین فرآیند شور شدن خاک را می‌توان به عنوان منبع احتمالی کلراید در خاک ذکر کرد. از آنجایی که کلر به عنوان یونی که جذب سطحی نمی‌شود و همچنین یک نمک غیر واکنشی است باهمان کمیتی که وارد خاک شده از آن خارج می‌شود (پارسایی و همکاران، ۱۳۸۹). مقادیر بالای آنیون‌ها در خاک سبب کاهش کیفیت آب‌های سطحی و زیرزمینی می‌گردد، به طوری که واکنش کربنات، کلر و همچنین بی‌کربنات با کلسیم و منیزیم محلول سبب افزایش SAR و سدیم تبادلی در خاک گشته و کاهش نفوذپذیری خاک را به دنبال دارد (Beltran، ۱۹۹۹). هدف از این پژوهش، بررسی کاربرد کود مرغی و فسفر بر آبشویی و انتقال کلر محلول در خاک در مراحل مختلف آبشویی می‌باشد.

مواد و روشها

خاک مورد مطالعه در این تحقیق از عمق صفر تا ۳۰ سانتی متری از مزرعه تحقیقاتی دانشگاه شهید باهنر کرمان نمونه برداری شده است. پس از انتقال نمونه خاک به آزمایشگاه، در معرض هوا خشک گردیده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. سپس برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک اولیه و همچنین برخی از ویژگی‌های شیمیایی کود مرغی مورد استفاده تعیین گردید. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با اعمال تیمار کود مرغی در سه سطح صفر، ۲ و ۴ درصد وزنی و کود فسفره از منبع KH_2PO_4 در سه سطح صفر، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در ۳ تکرار در شرایط آزمایشگاهی و با استفاده از ستون خاک انجام گردید. برای انجام آزمایش ستون‌های از جنس پلی وانیل کلراید (PVC) به قطر داخلی ۱۰/۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۳۰ سانتی‌متر تهیه شد. بعد از آماده شدن ستون‌ها، تیمارهای کودی با خاک مخلوط و به ستون‌ها اضافه گردید. انکوباسیون به مدت دو ماه در رطوبت FC و شرایط گلخانه انجام شد پس از انکوباسیون، آبشویی ستون-ها در سه حجم ۰/۵ PV (۳۹۰ میلی‌لیتر) در یک نوبت، ۱ PV (۷۸۰ میلی‌لیتر) در دو نوبت و ۲ PV (۱۵۶۰ میلی‌لیتر) در چهار نوبت انجام گردید. بعد از گذشت ۵ روز از هر مرحله آبیاری، ستون های خاک در سه عمق ۵-

۰، ۱۰-۵ و ۲۰- ۱۰ سانتی متری برش داده و خاک داخل آنها هوا خشک گردیده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. سپس، میزان کلر محلول در هر عمق با روش تیتراسیون اندازه گیری شد. تجزیه و تحلیل آماری داده-ها به کمک نرم افزار SAS و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون چند دامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد و رسم نمودارها به کمک نرم افزار Excel انجام گرفت.

نتایج و بحث

برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک و کود مرغی مورد مطالعه در جدول ۱ و ۲ مشاهده می‌شود. همچنین میزان کلر محلول در خاک اولیه ۱۴/۶۵ و در کود مرغی مورد استفاده ۲۶/۱۵ میلی‌اکی والان بود.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک قبل از آزمایش

ویژگی	واحد	مقدار
pH	-	۷/۶۳
EC	دسی‌زیمنس بر متر	۳/۹۲
فسفر قابل استفاده	میلی گرم بر کیلوگرم	۱۱/۷۵
رس	درصد	۳۶
سیلت	درصد	۸
شن	درصد	۵۶
کربن آلی	درصد	۰/۳۰

جدول ۲- برخی خصوصیات شیمیایی کود مرغی مورد مطالعه

ویژگی	واحد	مقدار
pH	-	۶/۲۳
EC	دسی‌زیمنس بر متر	۱۵/۷
کربن آلی	درصد	۳۵/۳۴
فسفر قابل استفاده	درصد	۰/۵۶

اثر سه‌گانه کود مرغی، فسفر و حجم آبشویی بر غلظت آنیون کلر

جدول (۳) اثر سه گانه کود مرغی، فسفر و حجم آبشویی بر غلظت آنیون کلر را نشان می دهد. همانطور که مشاهده می‌شود با افزایش درصد ماده آلی میزان کلر در خاک نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت. از آنجایی که کود مرغی حاوی کلر می‌باشد، لذا مقداری از کلر خارج شده از خاک از طریق تجزیه کود مرغی وارد خاک گردید. به همین خاطر نمونه‌هایی که کود مرغی به آنها اضافه گردید کاهش جزئی داشتند. همچنین افزایش کود فسفره منجر به کاهش غلظت کلر در خاک گردید. که این می‌تواند ناشی از تبادل آنیونی بوده باشد،

به عبارت دیگر افزودن فسفر به خاک موجب جایگزینی با آنیون کلر شده و سبب خروج کلر از خاک گردید. با افزایش حجم آبشویی مقدار کلر کاهش پیدا کرده است. بدلیل اینکه کلر آنیونی است که در خاک به راحتی حرکت کرده و شسته می‌شود (شیرانی و همکاران، ۱۳۹۰. پارسایی و همکاران، ۱۳۸۹؛ Jacques و همکاران، ۲۰۰۸).

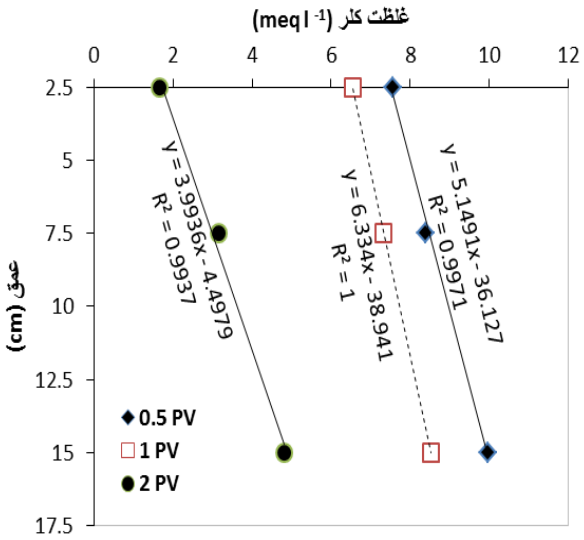
در سطح ۴ درصد کود مرغی اختلاف بین سطوح آبشویی ۰/۵ و ۲ پوروالیوم در عدم حضور کود فسفره ۶۷/۰۳ درصد بوده است و این اختلاف با مصرف ۱۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم کود فسفره ۵۸/۸۱ درصد بود. افشارمنش و همکاران (۱۳۹۰) در تحقیقی گزارش کردند که در خاک‌های شور بدون استفاده از هرگونه ماده اصلاح کننده و تنها از طریق آبشویی نیز می‌توان غلظت کلر موجود در خاک را کاهش داد.

جدول ۳- اثر سه‌گانه کود مرغی، فسفر و حجم آبشویی بر غلظت آنیون کلر (اعداد بر حسب میلی-اکی‌والان بر لیتر است)

کود مرغی	فسفر	حجم آبشویی (PV)		
		۰/۵	۱	۲
صفر	صفر	۱۱/۰۵^{a}	۸/۷۵^{cde}	۴/۰۷ ^{j}
	۵۰(mg kg $^{-1}$)	۹/۷۰^{bc}	۷/۷۵^{defgh}	۳/۹۰^{jk}
	۱۰۰(mg kg $^{-1}$)	۸/۹۵^{bcd}	۷/۸۷^{defg}	۳/۷۱^{kj}
٪۲	صفر	۱۰/۱۱^{ab}	۸/۴۷^{cde}	۴/۰۵ ^{j}
	۵۰(mg kg $^{-1}$)	۷/۰۳^{fghi}	۶/۱۸^{hi}	۳/۰۸^{jkl}
	۱۰۰(mg kg $^{-1}$)	۶/۹۱^{fghi}	۶/۰۱^{hi}	۲/۰۳ ^{l}
٪۴	صفر	۹/۰۴^{bcd}	۷/۹۷^{defg}	۲/۹۸^{jkl}
	۵۰(mg kg $^{-1}$)	۸/۱۶^{def}	۷/۴۷^{efghi}	۲/۵۸^{kl}
	۱۰۰(mg kg $^{-1}$)	۶/۷۵^{ghi}	۶/۴۷^{hi}	۲/۷۸^{jkl}

تغیرات عمقی غلظت کلر محلول در حجم آبشویی‌های مختلف

شکل ۱ تغیرات عمقی غلظت کلر در حجم آبشویی‌های مختلف را نشان می‌دهد. در حجم آبشویی‌های مختلف غلظت آنیون کلر در عمق‌های پائینی بیشتر از سطح می‌باشد. همچنین با افزایش حجم آبشویی غلظت کلر بدلیل آبشویی روند کاهشی نشان داد. از آنجایی که کلر آنیونی است که در خاک به راحتی حرکت کرده و شسته می‌شود (شیرانی و همکاران، ۱۳۹۰. پارسایی و همکاران، ۱۳۸۹؛ Jacques و همکاران، ۲۰۰۸)، لذا افزایش حجم آبشویی سبب خروج بیشتر آن از خاک گردید. افشارمنش و همکاران (۱۳۹۰) در تحقیقی گزارش کردند که در خاک‌های شور بدون استفاده از هرگونه ماده اصلاح کننده و تنها از طریق آبشویی نیز می‌توان غلظت کلر موجود در خاک را کاهش داد.



شکل ۱- تغیرات عمقی آنیون کلر در حجم آبشویی‌های مختلف

منابع

افشارمنش، ع.، نقوی، ه و برومند، ن. ۱۳۹۰. بررسی روند تغییرات آنیون کلر در خاک شور و سدیمی از طریق مطالعه ستون خاک. پنجمین کنفرانس سراسری آبخیزداری و مدیریت منابع آب و خاک. ۹ الی ۱۰ اسفند ماه، کرمان.

پارسایی، ن.، صیاد، غ.، لندی، ا و پاپن، پ. ۱۳۸۹. شبیه سازی حرکت کلراید در خاکی با بافت سیلتی کلی لوم در شمال خوزستان. سومین همایش ملی مدیریت شبکه های آبیاری و زهکشی. دانشگاه شهید چمران اهواز.

رئیسی، ط. ۱۳۸۷. بررسی حرکت املاح با استفاده از ردیاب برماید تحت سه مدیریت تلفیقی آبیاری. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

شیرانی، ح.، کرد، م.، صیاد، غ و نقوی، ه. ۱۳۹۰. شبیه‌سازی حرکت برماید در ستون‌های دست‌خورده خاک با استفاده از مدل HYDRUS- 1D. پژوهش‌های آبخیزداری (پژوهش و سازندگی)، شماره ۹۲، ۳۱- ۲۰.

کلاه‌چی، ز و جلالی، م. ۱۳۸۴. تأثیر بافت خاک، پتاسیم اولیه و ضریب جذب در آبشویی پتاسیم از خاک. پژوهش کشاورزی آب، خاک و گیاه. جلد ۵. شماره ۱. ص ۶۶- ۵۴.

Beltran, J.M. 1999. Irrigation with saline water: benefits and environmental impact. Agriculture Water Management. 40: 183-194.

Jalali, M., Rowell, D. L., 2009. Potassium leaching in undisturbed soil cores following surface applications of gypsum. Environ Geol, 57:41–48.

Jacques,D., Simunek,J., Mallants,D., Van Genuchten,M.Th. 2008.Modeling Coupled water flow, solute transport and geochemical reaction affecting heavy metal migration in a podzol soil. Geoderma 145:446-461.

بررسی تغییرات غلظت نیکل، کادمیوم در گیاه برنج در اثر کاربرد کمپوست زباله شهری

فرزانه رزاقی[1]، محمدعلی بهمنیار[2]

۱-نویسنده مسئول: دانشجو کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

۲- استاد گروه علوم خاک، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

مقدمه

امروزه استفاده بیش از حد از کودهای شیمیایی، مشکلات زیست محیطی فراوانی را ایجاد کرده است. استفاده از کودهای آلی مانند کمپوست زباله شهری علاوه بر فراهمی عناصر و مواد مورد نیاز خاک و گیاه می تواند به کاهش اثرات منفی ناشی از استفاده بیش از حد کودهای شیمیایی کمک کند (افشاری و همکاران، ۱۳۹۱). مواد زائد ناشی از فعالیت های انسان است (عبدلی، ۱۹۹۷) و چنانچه یک سیستم مدیریتی مناسب برای مواد زائد تولید شده استفاده نشود ممکن است منجر به آلودگی محیط زیست و به خطر انداختن سلامت بشر گردد (جلیلی و همکاران. ۲۰۰۸). با توجه به تولید روزافزون مواد زائد شهری و از طرفی کاهش مواد آلی خاکها بدلیل کشت و زرع مداوم به گردش درآوردن مجدد این مواد زائد آلی نسبت به دفن و سوزاندن آنها ارجحیت دارد (فلیپو، ۱۹۹۶). اگرچه ترکیب کود کمپوست باتوجه به منبع تولید و فرهنگ مصرف در سطح صنعت کشور متفاوت است اما همواره مقادیر نسبتا زیادی از عناصر غذایی کم مصرف و فلزات سنگین در آن وجود دارد و کاربرد آن در زمین‌های کشاورزی پیامدهایی از قبیل آلودگی خاک و آبهای زیرزمینی و انتقال عناصر سنگین به چرخه غذایی انسان و حیوان را دارد (بوگال، ۲۰۰۳). اهمیت فلزات سنگین و خطرات آن بر سلامتی انسان و دیگر موجودات باعث شده است که این فلزات در زمره مواد خطرناک طبقه بندی شوند (تاکی و همکاران، ۱۳۹۱). از آنجا که برنج از تولیدات زراعی اصلی مازندران می‌باشد و مصرف بالایی دارد و استفاده ازکمپوست در این اراضی در حال گسترش است، از این‌رو تحقیق حاضر به بررسی اثر کمپوست زباله شهری بطور مجزا و در ترکیب با کود شیمیایی بر غلظت نیکل و کادمیو در ریشه، اندام هوائی و دانه پرداخته شد.

مواد و روشها

این آزمایش در مزرعه تحقیقاتی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری(عرض شمالی ´۱۳ و°۵۳ و طول شرقی ´۴۲ و°۳۶) در سال ۹۱ در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی با ۱۴ تیمار و ۳ تکرار انجام گرفت. تیمارهای کودی شامل شاهد، کود شیمیایی (طبق آزمون خاک)، کمپوست ۱۵، ۳۰، ۴۵ تن کمپوست زباله شهری در هکتار که هریک از این سطوح کمپوست دارای سه سطح (۱/۴، ۲/۴، ۳/۴) کود شیمیایی بودند. خاک زمین زراعی دارای بافت رسی- سیلتی و pH آن ۷/۳۵ و EC ۱/۶ میلی موس بر سانتیمتر و نیکل و کادمیوم قابل جذب بترتیب ۱/۱۸ و ۰/۰۶۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است و همچنین کمپوست مورد آزمایش دارای pH ۷/۶۱ و EC ۸/۷۱ میلی موس بر سانتیمتر و نیکل و کادمیوم آن بترتیب ۶/۳۵ و ۲/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم بوده است. میزان نیکل و کادمیوم ریشه، اندام هوایی و دانه برنج به روش هضم مرطوب اندازه‌گیری شد و با دستگاه جذب اتمی قرائت گردید تجزیه و تحلیل آماری نتایج حاصل با استفاده از نرم‌افزار SAS انجام گردید.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از بررسی (جدول ۱) نشان می‌دهد که تیمارهای کودی بر غلظت عنصر نیکل در همه اندام های گیاه برنج معنی‌دار بوده است. در مورد عنصر کادمیوم نیز جذب در ریشه معنی‌دار نشد ولی در اندام هوایی و دانه در سطح احتمال ۱درصد معنی دار بوده است که با توجه به نتایج تحقیقات قلی‌پور و همکاران (۱۳۸۹) دلیل این امر pH نزدیک به خنثی محیط می‌باشد .

جدول۱- نتایج تجزیه واریانس تاثیر تیمارهای مختلف کودی در اندامهای مختلف گیاه برنج

		ریشه		اندام هوایی		دانه	
–	درجه ازادی	کادمیوم	نیکل	کادمیوم	نیکل	کادمیوم	نیکل
تیمار	۱۳	۰/۸۳^{ns}	۱/۶۵^{ns}	۳/۴۲**	۱۲/۰۵^{ns}	۴/۵۱ **	۱/۸۷^{ns}
تکرار	۲	۰/۰۳^{ns}	۱/۲۱^{ns}	۳/۱۴ ^{ns}	۰/۰۵^{ns}	۳/۴۸ ^{ns}	۰/۸۰^{ns}
خطا	۲۶	۴.۷۸	۱.۵۲	۳.۴۱	۶.۰۲	۴.۰۴	۰.۰۳۸
ضریب تغییرات	۱۱.۲۶	۹.۵۱	۱۲.۳۲	۱۰.۲۱	۷.۰۶	۹.۷۸	۱۲.۰۱

**معنی داری در سطح احتمال ۱درصد و ^{ns} غیرمعنی‌دار.

از مقایسه داده‌های جدول ۲ چنین نتیجه‌گیری می‌شود که کمترین میزان جذب کادمیوم در اندام هوایی و دانه گیاه برنج در تیمار شاهد و بیشترین آن در تیمار ۴۵تن کمپوست زباله شهری بوده است و این تیمار ۲/۵برابر نسبت به شاهد افزایش جذب را نشان می‌دهد که با نتایج افشاری و همکاران (۱۳۹۱) مطابقت دارد، آنها دریافتند که مصرف کمپوست نسبت به تیمار شاهد باعث افزایش غلظت عنصر روی در اندام هوایی گیاه ذرت شده است.

جدول۲- نتایج مقایسه میانگین تاثیر تیمارهای مختلف کودی در جذب کادمیوم اندم هوای و دانه گیاه برنج

تیمار	T_1	T_2	T_3	T_4	T_5	T_6	T_7	T_8	T_9	T_{10}	T_{11}	T_{12}	T_{13}	T_{14}
اندام هوایی	۰/۹۷^{k}	۱/۱۴^{j}	۰/۲۴^{l}	۲/۳۴^{b}	۱/۳۶^{i}	۱/۴۶^{h}	۱/۶۴^{fg}	۱/۶۲^{g}	/۶۷^{ef} ۱	۱/۶۸^{ef}	۱/۸۹^{d}	۱/۶۹^{e}	۲^{c}	۲/۴۸^{a}
دانه	۰/۸۲^{l}	۰/۹۳^{k}	۱^{j}	۱/۰۳^{ij}	۱/۰۵^{hi}	۱/۰۹^{gh}	۱/۱^{fg}	۱/۱^{f}	۱/۱۲^{fg}	۱/۱۹^{e}	۱/۴^{d}	۱/۶۲^{c}	۱/۸۶^{b}	۲/۱۱^{a}

میانگین‌ها با حروف متفاوت در هر ستون بر اساس آزمون LSD نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار ($p < ۰/۰۵$) بین تیمارها هستند

T_1:شاهد، T_2: کود شیمیایی، T_3: ۱۵تن کمپوست زباله شهری در هکتار، T_4: ۱۵ تن کمپوست زباله شهری +۱/۴کود شیمیایی، T_5: ۱۵ تن کمپوست زباله شهری +۲/۴کود شیمیایی، T_6: ۱۵تن کمپوست زباله شهری +۳/۴کود شیمیایی، T_7: ۳۰ تن کمپوست زباله شهری، T_8: ۳۰ تن کمپوست زباله شهری +۱/۴کود شیمیایی، T_9: ۳۰ تن کمپوست زباله شهری +۲/۴کود شیمیایی، T_{10}: ۳۰تن کمپوست زباله شهری +۳/۴کود شیمیایی، T_{11}: ۴۵تن کمپوست زباله شهری، T_{12}: ۴۵تن کمپوست زباله شهری +۱/۴کود شیمیایی، T_{13}: ۴۵تن کمپوست زباله شهری+۲/۴کود شیمیایی، T_{14} : ۴۵تن کمپوست زباله شهری+۳/۴کود شیمیایی،

در مورد سطوح مصرف کمپوست مشاهده می‌شود که با افزایش سطوح مصرفی میزان جذب کادمیوم نیز افزایش یافته است. همچنین در اثر افزایش سطوح مصرف کود کمپوست میزان جذب کادمیوم در شاخساره های گیاه رزماری افزایش یافته است (کاوه و همکاران، ۱۳۸۹) و دلیل این امر احتمالا می‌تواند به فراهمی بیشتر مواد آلی جهت تجزیه و فرصت کافی برای جذب عناصر توسط گیاه باشد . در مورد تیمارهای تلفیقی کمپوست و کود شیمیایی نیز مشاهده می‌شود که در اغلب موارد در تیمارهای تلفیقی غلظت عناصر افزایش یافته است. همچنین غلظت عنصر کادمیوم در دانه نسبت به اندام هوایی کمتر می باشد و این غلظت باتوجه به اینکه دانه برنج مستقیما در زنجیره غذایی انسان وارد می‌شود قابل بررسی می‌باشد و لی با توجه به حد سمی این عنصر در دانه که بین ۳۰-۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (کباتا و همکاران، ۲۰۰۱) مشاهده می‌گردد به این حد نرسیده است.

منابع

افشاری بدرلو، ت. و قربانی ه. و بستانی ع. و متشرع زاده ب. و قلی‌پور م.، ۱۳۹۱. بررسی تاثیر کمپوست زباله شهری بر غلظت روی در خاک و اندام هوایی گیاه ذرت . ششمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. انجمن محیط زیست ایران. تهران.

تاکی، ز. و افیونی م.، ۱۳۹۱. اثر لجن فاضلاب در جذب و تجمع فلزات سنگین در گیاهان ذرت، لوبیا و ریحان . ششمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. انجمن محیط زیست ایران. تهران.

قلی‌پور، آ. و قاجار سپانلو م. بهمنیار مع.، ۱۳۸۹. بررسی کاربرد کمپوست زباله شهری بر میزان جذب کادمیوم و نیکل در گیاه برنج. اولین همایش ملی کشاورزی پایدار و تولید محصول سالم. مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان.

کاوه، س. و فکری م. و محمودآبادی م. و برومند ن.، ۱۳۸۹. بررسی اثر مقادیر مختلف کمپوست زباله شهری و کود گاوی بر مقدار وزن خشک و عناصر سنگین در گیاه رزماری . فصل‌نامه داروهای گیاهی، پیش شماره۳. صفحه های ۱۱تا ۱۸.

Abduli MA, 1997. Solid waste management in Guilan province, Iranian Journal of Environmental Health. 59: 19-24.

Bhoga AF, Nicholson A, Chambers BJ and Shepherd MA, 2003. Effects of past sewage sludge addition on heavy metal availability in light textured soils : implications for crop yields and metal uptakes Environ. Pollution, 121 : 413 – 423.

Felipo MT, 1996. Compost as a source of organic matter in Mediterranean soils. P. 402-412. In: M. Bertoldi et al, (ed.) The science of composting. 1st ed. Part 1, Blakie Academic and Professional. Glasgow, UK.

Jalili Ghazi Zade M and Noori R, 2008. Prediction of municipal solid waste generation by use of artificial neural network: A Case Study of Mashhad. International Journal of Environmental Research. 2 (1): 13-22.

Kabata-pendia A and Pendia H, 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton London, New Yourk, Washington, D.C, 413 pp.

اثر لجن‌فاضلاب بر سرب و کادمیم قابل جذب در زمان‌های مختلف پس از کاربرد در یک خاک آهکی

فاطمه سادات علوی[۱]، عبد المجید ثامنی[۲] و سید علی اکبر موسوی[۳]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد، بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
۲- دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
۳ - استادیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مقدمه

خاک‌های مناطق خشک و نیمه‌خشک ایران دارای کمتراز یک درصد ماده آلی هستند که این مسئله سبب کاهش کیفیت برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی این خاک ها می شود. از این رو استفاده از لجن فاضلاب به دلیل وجود عناصر غذایی مورد نیاز گیاه و همچنین ماده آلی فراوان به عنوان کودی ارزان قیمت موردتوجه کشاورزان قرار گرفته است (واثقی و همکاران، ۱۳۸۰). لجن فاضلاب علاوه بر افزایش عملکرد گیاه، دارای مقادیر نسبتا زیاد عناصر سنگین نظیر کادمیوم، سرب و نیکل است که گیاه این عناصر سمی را همراه با عناصر غذایی مورد نیاز خود جذب می کند (هیون و همکاران، ۱۹۹۸). و تهدیدی برای سلامت انسان به حساب می‌آید (شی و همکاران، ۲۰۰۹). عوامل متعددی از جمله اسیدیته خاک، غلظت یونی محلول، غلظت کاتیونی فلز، حضور کاتیونهای فلزی رقابت کننده و وجود لیگاندهای آلی و معدنی بر جذب فلزات سنگین تأثیر دارد .از طرفی نوع و گونه های مختلف گیاهی در جذب، تجمع و تحمل فلزات سنگین متفاوت هستند (راس و آلووی، ۱۹۹۴).واثقی و همکاران (۱۳۸۰) با بررسی تأثیر لجن‌فاضلاب بر قابلیت جذب عناصر کم مصرف و فلزات سنگین در خاکهای با پی اچ متفاوت دریافتند که افزایش لجن‌فاضلاب سبب افزایش معنی‌دار مقدار قابل جذب آهن، روی، مس، سرب، کادمیوم و نیکل می شود. نا واس و همکاران (۱۹۹۸) نشان دادند که با افزایش میزان لجن‌فاضلاب از صفر به ۳۲۰ تن در هکتار، غلظت عناصر سنگین(کروم، روی، نیکل و سرب) نسبت به شاهد افزایش یافت ولی غلظت کادمیم افزایش معنی داری نداشت. کرمی و همکاران (۲۰۰۷) اثر تجمعی و باقی مانده لجن فاضلاب شهری اصفهان را روی غلظت عناصر سنگین در خاک و گیاه گندم بررسی کرده و به این نتیجه رسیدند که کاربرد لجن فاضلاب در مقادیر زیاد و با فواصل زمانی کم، موجب آلودگی خاک‌های تحت تیمار می‌شود و غلظت عناصر سنگین در خاک و گیاه را افزایش می‌دهد. در نتیجه قبل از استفاده از لجن فاضلاب در زمین‌های کشاورزی، بررسی احتمال جذب و انباشت فلزات سنگین درخاک و گیاه به منظور کاهش خطرات زیست محیطی آنها، الزامی است. با توجه به اهمیت موضوع و با توجه به مطالعات اندک انجام شده در سطح استان فارس ، هدف از این تحقیق بررسی تاثیر کاربرد لجن‌فاضلاب در زمان‌های مختلف پس از کاربرد بر غلظت عناصر سنگین (سرب و کادمیم) بود.

---

[۱] - دانشجوی کارشناسی ارشد، بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
[۲]- دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز
[۳]- استادیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مواد و روشها

برای انجام این پژوهش خاک مورد نیاز از عمق ۳۰-۰ سانتی متری واقع در ایستگاه تحقیقات کشاورزی دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز واقع در منطقه باجگاه (خاک آهکی با بافت لوم رسی سیلتی) برداشته شد. لجن فاضلاب مورد استفاده از شهرک صنعتی آب باریک فارس تأمین شد و پس از هوا خشک شدن از الک دو میلی متری عبور داده شد. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی در ۳ تکرار و دو تیمار لجن فاضلاب (در سه سطح صفر ، ۳۰ و ۶۰ تن در هتکار) و زمان (شامل سه زمان۳۰ ،۶۰ و۱۲۰ روز پس از خوابانیدن) انجام شد. برخی ویژگی‌های شیمیایی خاک و لجن‌فاضلاب مورد استفاده در جدول ۱ آورده شده است. نمونه های خاک تیمار شده در محیط آزمایشگاه در محدوده دمای ۳±۲۵ درجه سانتی‌گراد و با توزین هفتگی در محدوده رطوبت ظرفیت مزرعه نگهداری شد. پس از سپری شدن هر یک از زمان های ذکر شده خاک گلدان ها هوا خشک و از الک ۲ میلیمتری رد شد .سپس شکل قابل جذب عناصر سنگین (سرب کادمیم و نیکل) در نمونه های خاک به وسیله محلول DTPA[4] عصاره گیری (لیندسی،۱۹۹۸)و با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد. تجزیه و تحلیل آماری داده‌های اندازه گیری شده با استفاده از نرم افزار SAS و با به کارگیری آزمون LSD در سطح آماری ۵ درصد انجام شد.

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های شیمیایی اندازه‌گیری شده خاک و لجن‌فاضلاب

ویژگی های اندازه گیری شده	واحد اندازه گیری	خاک	لجن فاضلاب
پی اچ *	-	۷/۸۲	۶/۸۹
قابلیت هدایت الکتریکی عصاره ۱:۵	dS m-1	۰/۷۶	۳/۶۵
ماده آلی	%	۱/۷۷	۲۸/۹۲
نیتروژن کل	%	۰/۱۲	۱/۰۳
C/N	-	۱۴/۷۵	۲۸/۰۸
سرب	mg kg-1	۰/۴۲	۳۳/۰۷
کادمیم	mg kg-1	۰/۳۳	۱/۹۹

پی‌اچ خاک در خمیر اشباع و پی‌اچ لجن فاضلاب با نسبت ۱:۵ اندازه گیری شد

نتایج و بحث

جدول ۲ اثر کاربرد لجن فاضلاب بر مقدار سرب قابل جذب خاک در زمان های مختلف پس از کاربرد را نشان می دهد. سرب قابل جذب در خاک با کاربرد معادل ۳۰ و ۶۰ تن لجن فاضلاب در هکتار به طور معنی داری به ترتیب به میزان ۶۰/۸۲ و ۸۱/۴۴ درصد در مقایسه با شاهد افزایش یافت. هرچند کاربرد معادل ۳۰ و ۶۰ تن لجن فاضلاب در هکتار اختلاف معنی داری از نظر آماری بر سرب قابل جذب نداشت. احتمالا با افزایش سطوح کاربردی لجن فاضلاب جمعیت ریزجانداران خاک افزایش می یابد که این امر سبب افزایش معدنی شدن سرب می شود (کرمی و همکاران ،۱۳۸۶). واثقی و همکاران(۱۳۸۰) با بررسی تأثیر لجن فاضلاب بر قابلیت جذب عناصر کم مصرف و فلزات سنگین در خاکهای با پی‌اچ متفاوت دریافتند که لجن فاضلاب باعث افزایش معنی

[4] Diethylene Triamine Pentaacetic Acid

دار مقدار قابل استخراج سرب، می شود که این افزایش متناسب با افزایش مقدار لجن بوده است.همان‌گونه که نتایج نشان می‌دهد مقدار سرب قابل جذب خاک با کاربرد لجن فاضلاب پس از گذشت ۶۰ و ۱۲۰ روز به میزان۲۳/۳۰ و۹۴/۱۷ درصد در مقایسه با ۳۰ روز افزایش یافت هرچند این افزایش پس از گذشت ۶۰ روز از نظر آماری در سطح ۵ درصد معنی دار نبود. احتمالا این پدیده با نظریه اثر بمب زمان۵ قابل توجیه است. در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب، اسیدی شدن خاک به دنبال تجزیه مواد آلی و اکسایش گوگرد سبب متحرک شدن و افزایش قابلیت جذب سرب با گذشت زمان شده است.

جدول۲- اثر لجن فاضلاب برمقدار سرب قابل جذب در زمان‌های مختلف پس از کاربرد

	مدت زمان خوابانیدن (روز)			
سطح (تن در هکتار)	۳۰	۶۰	۱۲۰	میانگین
۰	۰/۸۴ef	۰/۷۶ f	۱/۲۸dc	۰/۹۷B
۳۰	۱/۱۹de	۱/۴۱dc	۲/۰۹ b	۱/۵۶ A
۶۰	۱/۰۶def	۱/۶۲c	۲/۶۱ a	۱/۷۶ A
میانگین	۱/۰۳B	۱/۲۷ B	۲/۰۰ A	

*. در هر ردیف یا ستون میانگین هایی که حداقل با یک حرف مشابه نشان داده شده‌اند از نظر آماری در سطح ۵ درصد با استفاده از آزمون LSDاختلاف معنی دار ندارند.

جدول۳ اثر کاربرد لجن فاضلاب بر مقدار کادمیم قابل جذب خاک در زمان های مختلف پس از کاربرد را نشان می دهد. کادمیم قابل جذب در خاک با کاربرد معادل ۳۰ تن‌لجن فاضلاب در هکتار به طور معنی‌داری به میزان ۲۷/۲۷ درصد در مقایسه با شاهد افزایش یافت . در حالی که با کاربرد معادل۶۰ تن لجن فاضلاب در هکتار به طور معنی داری به میزان۲۷/۲۷ درصد در مقایسه با شاهد کاهش یافت. شاید علت این امر ماده آلی محلول موجود در لجن فاضلاب باشد که باعث رسوب کادمیم و کاهش جذب آن در خاک شده است (وانگ و همکاران، ۲۰۰۷). و همچنین نتایج نشان می‌دهد که مقدار کادمیم قابل جذب خاک با کاربرد لجن فاضلاب پس از گذشت ۶۰ روز به طور معنی داری به میزان ۵۷/۱۴ درصد در مقایسه با ۳۰ روز کاهش یافت. در حالی که پس از گذشت ۱۲۰ روز در مقایسه با ۳۰ روز به میزان ۲۴۲/۵۶ درصد افزایش یافت. احتمالا کادمیم بعد از گذشت۶۰ روز توسط خاک و ماده آلی به شدت جذب می شود و رسوب می کند در نتیجه مقدار کادمیم قابل جذب کاهش می یابد. اما پس از گذشت ۱۲۰ روز لجن فاضلاب تجزیه می شود و کادمیم معدنی شده و قابلیت جذب پیدا می کند.

[5] Time bomb effect

جدول۳- اثر لجن‌فاضلاب برمقدار کادمیم قابل جذب در زمان‌های مختلف پس از کاربرد

سطح(تن در هکتار)	مدت زمان خوابانیدن (روز) ۳۰	۶۰	۱۲۰	میانگین
۰	۰/۰۷ d	۰/۰۳ e	۰/۲۴ b	۰/۱۱ B
۳۰	۰/۰۷ d	۰/۰۳ e	۰/۳۲ a	۰/۱۴ A
۶۰	۰/۰۶ d	۰/۰۴ e	۰/۱۵ c	۰/۰۸ C
میانگین	۰/۰۷B	۰/۰۳ C	۰/۲۴ A	

*. در هر ردیف یا ستون میانگین هایی که حداقل با یک حرف مشابه نشان داده شده‌اند از نظر آماری در سطح ۵ درصد با استفاده از آزمون LSDاختلاف معنی دار ندارند.

منابع

کرمی ,م .,رضایی نژاد ,ی .,افیونی ,م .,و شریعتمداری ,ح .(۱۳۸۶) .اثرات تجمعی و باقیمانده لجن فاضلاب شهری برغلظت عناصر سرب و کادمیم در خاک و گیاه گندم .مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی .(۱) ۱۱ ,

واثقی ,س .,شریعتمداری ,خ .,افیونی ,م .,و مبلی ,م .(۱۳۸۰) .اثر لجن فاضلاب بر غلظت فلزات سنگین در گیاهان کاهو و اسفناج در خاک های با pH متفاوت.۱۴۳-۱۲۵ ,(۳) ۲ .

Hyun, H., Chang, A. C., Parker, D. R., & Page, A. L. (1998). Cadmium solubility and phytoavailability in sludge treated soils: effect of soil organic carbon. *27*, 329-334.

Lindsay, W. L., & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganez and copper. *Soil Science Society of American Journal* , *42*, 421-428.

Navas, A., Bermudez, F., & Machin, J. (1998). Influence of sewage sludge application on physical and chemical properties of Gypsisols. *87*, 123-135.

Ross, S. M. (1994). Toxic Metals in Soil and Plants System. 469.

Shi, W. Y., Shao, H. B., Li, H., Shao, M. A., & Du, S.(2009). Progress in the remediation of hazardous heavy metal-polluted soils by natural zeolite.*170*, 1-6.

Wong, J. W., Li, K. L., Zhou, L. X., & Selvam, A. (2007). The sorption of Cd and Zn by different soils in the presence of dissolved organicmatter from sludge. *137*, 310-317.

بررسی تاثیر غلظت اولیه و نسبت خاک به محلول در سینتیک جذب روی از یک خاک شنی

امیر کدخدایی الیادرانی[۱]، سعید کلیچ[۲]، حسین شریفی[۳]

۱- دانشجوی دکترای دانشکده خاکشناسی، دانشگاه علوم و تحقیقات خوزستان
۲- دانش آموخته کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان
۳- دانش آموخته کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان

مقدمه:

منابع فلزات سنگین در محیط زیست متنوع بوده و عوامل مؤثر بر توزیع، فعالیت، جذب و واجذب، انتقال و سمیت آنها نیز متعدد است. جذب و واجذب به عنوان واکنش‌های کلیدی در کنترل مهاجرت و انتقال آلاینده‌ها در شرایط تعادل شیمیائی اهمیت می‌یابند. روش batch رایج‌ترین روش برای اندازه‌گیری تخمین جذب بر پایه ضریب توزیع (K_d) در آزمایشگاه به دلیل هزینه و زمان کمتر در این روش می‌باشد. با اینکه روش batch کاربرد گسترده‌ای دارد، ولی پراکندگی داده‌های اندازه‌گیری شده برای K_d استفاده کاربردی از آن را محدود کرده است. تفاوت در K_dهای اندازه-گیری شده به دلیل روش اضافه کردن فلز سنگین به محلول، نسبت خاک به محلول، غلظت اولیه فلز سنگین در محلول، توزیع اندازه ذرات، روش جداسازی فاز جامد و محلول ازیکدیگر، ژئومتری ظرف حاوی نمونه و دما می‌باشد. هارتر و نایدو (۲۰۰۱) مشاهده کردند که جذب در واحد وزن با کاهش نسبت خاک به محلول به مقدار کمی افزایش می‌یابد زیرا احتمال برهم کنش بین ماده جذب شونده و جذب کننده افزایش می‌یابد و این امر به دلیل افزایش مکانهای جذبی قابل دسترس است. الرشیدی و اکانر (۱۹۸۲) گزارش کردند که نسبت خاک به محلول هم بر سرعت و هم بر میزان جذب تأثیر دارد. تحقیقی نشان داده مکانیزم جذب و واجذب Zn در غلظت‌های کم و زیاد متفاوت می-باشد (سینگ و همکاران، ۲۰۰۶).

مواد و روشها :

خاک مورد استفاده برای این آزمایش از ایستگاه تحقیقاتی خلعت پوشان در شرق تبریز و از عمق۰- ۱۵ سانتیمتری نمونه‌برداری شد. موقعیت جغرافیائی محل نمونه‌برداری 38°01´49.70" شمالی و 46°23´32.46" شرقی تا 38°01´50.93" شمالی و 46°23´34.71" شرقی بود. نمونه خاک پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا خشک گردیده و از غربال ۲ میلی متری عبور داده شد. به منظور تعیین زمان برقراری حالت تعادل برای بیشترین و کمترین غلظت Zn ، مقادیر مشخصی خاک (۱۲ ، ۶ ، ۳، ۱/۵ و ۰/۵ گرم) به داخل لوله‌های سانتریفیوژ ۵۰ میلی لیتری ریخته شد و سپس ۳۰ و ۳۰ و۳۰ و ۳۰ و ۲۵ میلی‌لیتر از محلول زمینه ۰/۰۱ مولار $Ca(NO_3)_2$ که در یک لیتر آن ۰/۱ گرم تیمول حل شده بود و حاوی غلظتهای ۱۰ و ۱۰۰ میلی گرم در لیتر Zn از منبع $Zn(NO_3)_2.6H_2O$ بود به آنها اضافه گردید. نسبت خاک به محلول در لوله‌های مزبور به ترتیب

۱:۲/۵، ۱:۵ ، ۱:۱۰ ، ۱:۲۰ و ۱:۵۰ بود. لوله‌ها برای مدت زمانهای ۰/۵ و ۲ و ۱۸ ساعت و ۳ روز و ۷ روز و ۱۴ روز به تناوب تکان داده شدند (زمان تکان دادن ۱۰ درصد کل زمان تماس محلول با خاک بود که به طور مساوی در کل زمان تماس این دو تقسیم شده و انجام گرفت). پس از پایان مدت زمانهای مقرر سوسپانسیون‌ها سانتریفوژ شده و غلظت Zn در محلول‌های زلال رویی با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. با ترسیم غلظت Zn در مقابل زمان، مدت زمان لازم برای به تعادل رسیدن جذب Zn در نسبتهای مختلف خاک به محلول به دست آمد.

معادلات سینتیک: سینتیک واکنشهای شیمیائی در محیط پیچیده‌ای مانند خاک بیانگر رابطه بسیار نزدیک واکنشها با زمان تماس است. معادلات سینتیکی متعددی برای واکنشها ارائه شده است ولی معدودی از آنها به داده‌های حاصل از آزمایشات در محیط خاکی برازش مناسبی داشته‌اند. کاربرد معادلات سینتیکی در پیش بینی آلودگی محیط زیست حائز اهمیت می‌باشد.در جدول ۱ معادلات سینتیک استفاده شده در این تحقیق آورده شده است.

جدول ۱: انواع معادلات سینتیک به کار رفته در آزمایش

مدل	معادله	منبع
مرتبه صفر	$q_t = q_e - k_0 t$	(برزونیک، ۱۹۹۳)
مرتبه یک	$dq_t/dt = k_1(q_e - q_t)$	(کو و لوتس، ۱۹۷۴)
مرتبه دو	$dq_t/dt = k_2(q_e - q_t)^2$	(هو و همکاران، ۲۰۰۰)
مرتبه سه	$1/q_t^2 = 1/q_e^2 - k_3 t$	(هو و همکاران، ۲۰۰۰)
مدل دو ثابته یا تابع توانی	$q = kt^{\alpha}$	(کو و لوتس،۱۹۷۴)
مدل الوویچ ساده شده	$q_t = (1/\beta)\ln(\alpha\beta) + (1/\beta)\ln t$	(چین و کلایتون، ۱۹۸۰)
مدل پخشیدگی پارابولیک	$(q_t/q_\infty) = \frac{4}{\pi^{1/2}} D\, t^{1/2}/r^2 - Dt/r^2$	(یاردین و اسپارکس، ۱۹۸۴)
مدل پخشیدگی ناهمگن	$\frac{d(\propto_t)}{d\ln t} = \frac{1}{\rho}\left[1 - \left(\frac{4t}{\pi\tau_m}\right)^{1/2} - \frac{8}{\pi^2}\exp\left(-\frac{\pi^2 t}{4\tau_i}\right)\right]$	کیتومه و همکاران، ۱۹۹۵

در تمام معادلات نظری مرتبه صفر ،یک، دو و سه q_t مقدار جذب (mg/Kg) در زمان t ، q_e مقدار جذب (mg/Kg) در زمان تعادل و K_0، K_1، K_2 و K_3 ضرایب مدلها می‌باشند. در مدل دو ثابته یا تابع توانی q مقدار ماده جذب شده در زمان t در واحد جرم جذب کننده و k و α ضرایب ثابت هستند در مدل الوویچ ساده شده q_t مقدار ماده جذب شده در واحد جرم جذب کننده در زمان t بوده وضرایب α و β مختص آزمایش می‌باشند. در مدل پخشیدگی پارابولیک r میانگین شعاع ذرات خاک، q_t مقدار ماده جذب شده در واحد جرم ماده جذب کننده در زمان t ،q_∞ مقدار یون جذب شده در واحد جرم جذب کننده در حالت تعادل و D ضریب پخش است و در مدل پخشیدگی ناهمگن که گوناگونی سرعت پخشیدگی را برای ذرات توضیح می‌دهد $\rho = \ln(\tau_m/\tau_i)$ د و $\tau = s^2/D$ و در آن ρ و τ به ترتیب بدون بعد و با واحد دقیقه می‌باشند و s حداکثر طول مسیر پخشیدگی بر حسب متر، τ_m بیشترین مقدار τ و

τ_i کمترین مقدار آن می‌باشند که بر حسب دقیقه گزارش می‌شوند. چنانچه $\tau_m \gg \tau_i$ باشد قسمت منفی معادله قابل صرفنظر است که در اینصورت معادله به شکل $\propto_t = \frac{1}{\rho}\ln t + C$ ساده می‌شود که در آن C ثابت انتگرال است.

نتایج:

خصوصیات فیزیکی و شیمیائی خاک مورد بررسی در جدول ۱ ارائه شده است. تغییرات زمانی جذب Zn برای دو غلظت ۱۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر Zn برای پنج نسبت خاک به محلول در شکل ۱ نشان داده شده است. کاهش غلظت Zn محلول با زمان بیانگر تداوم جذب با زمان است. در غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر، جذب Zn تا دو ساعت سریع بوده و بعد از آن کند می‌شود. در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر، جذب Zn تا ۱۸ ساعت سریع بوده و بعد از آن با روندی کند ادامه می‌یابد. در غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر و در نسبت ۱:۵۰ کاهش سریع اولیه به وضوح دیده می‌شود، در حالی که با افزایش نسبت خاک به محلول به تدریج محو می‌گردد. برعکس در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر و در نسبت ۱:۵۰ این کاهش سریع اولیه مشاهده نمی‌شود. در غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم در لیتر Zn و در نسبتهای خاک به محلول ۱:۲/۵، ۱:۵ و ۱:۱۰ جذب Zn با زمان روند افزایشی معینی را نشان می‌دهد ولی در نسبت‌های ۱:۲۰ و ۱:۵۰ بعد از ۳ روز یک افزایش غیرعادی در جذب مشاهده می‌شود. وضعیت مشابهی در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر Zn نیز دیده می‌شود. با اینحال به نظر می‌رسد که روند غیر عادی افزایش در این غلظت اولیه از نسبت خاک به محلول ۱:۵ آغاز می‌شود و در نسبت‌های۱:۲۰ و ۱:۵۰ تشدید می‌گردد. این جذب با هر مکانیسمی که انجام می‌شود با افزایش غلظت اولیه Zn و با کاهش نسبت خاک به محلول تشدید می‌گردد. با اینحال به نظر می‌رسد که مکانیسم جذب به درون در اولویت باشد.

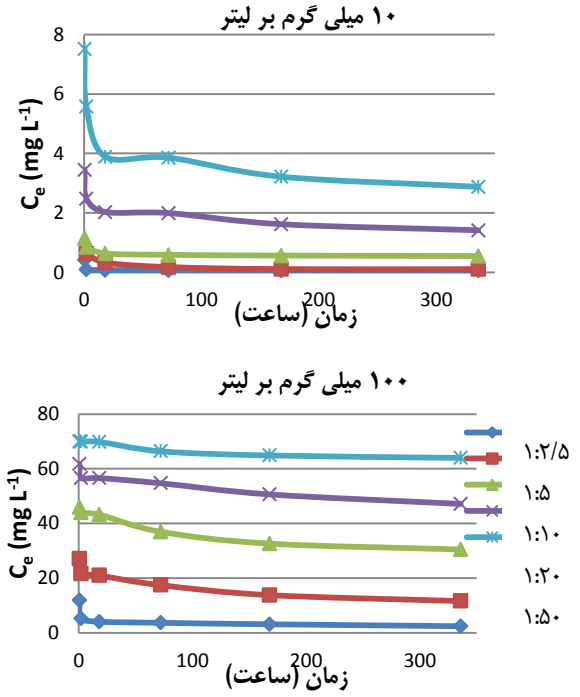
نمودارهای شکل ۱ نشان می‌دهد که در زمانهای اولیه جذب کاملاً سریع بوده و این سرعت در جذب را می‌توان از کاهش غلظت Zn درون محلول تشخیص داد. سرعت کاهش مقدار روی در غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم در لیتر در نسبتهای بزرگ سریعتر از نسبتهای کوچکتر بوده است. این امر را می‌توان در تمایل شدید جذب روی به دلیل فراوانی مکانهای جذبی در نسبتهای بزرگ خاک به محلول دانست. حجم محلول های اضافه شده به درون سوسپانسیونها ثابت است پس مقدار یونهای Zn روی قابل جذب نیز در تمامی سوسپانسیونها ثابت خواهد بود ولی تعداد مکانهای جذبی در نسبتهای بزرگ بیشتر از نسبتهای کوچک است، همین امر سریع شدن تعادل و بالا رفتن احتمال برخورد یونهای روی با مکانهای تبادلی است. به همین دلیل می‌توان مشاهده نمود که رسیدن به تعادل در نسبتهای بزرگ خاک به محلول در غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر سریعتر اتفاق می‌افتد.

سینتیک جذب: از میان ۸ معادله برازش یافته به داده‌های جذبی معادله سینتیک پخشیدگی بالاترین و معادلات نظری درجه صفر، یک، دو و سه پائین ترین مقدار ضریب تبیین برازش را داشتند. برازش نسبتاً خوب معادله پخشیدگی به داده‌های سینتیکی حاکی از آن بود که گونه‌های شیمیائی متعددی درگیر پخشیدگی هستند که در مورد Zn می‌توان Zn^{+2}، $Zn(OH)^{+}$ و $Zn(OH)_2^0$ اشاره کرد. دلیل برازش ضعیف مدلهای نظری مرتبه صفر، یک، دو و سه به داده‌های سینتیکی را می‌توان در پایه نظری آنها جستجو کرد. این مدلها در محیطهای همگن کارآمد بوده ولی در محیطهای ناهمگن و پیچیده‌ای مانند خاک از قدرت تطبیق پائینی برخوردارند. در مجموع هر دو غلظت کمترین و بیشترین ضریب تبیین برازش‌ها به ترتیب به نسبت‌های ۱:۲/۵ و ۱:۵۰ بود و نسبتهای ۱:۲۰ > ۱:۱۰ > ۱:۵ در رتبه-

های بعدی قرار داشتند. بررسی مشابه دیگری بالاترین ضریب تبیین مربوط به معادلات الوویچ ساده شده و پخشیدگی پارابولیک بود و کمترین ضریب تبیین به معادلات نظری مرتبه یک، دو و سه اختصاص داشت. (تیلر و همکاران، ۱۹۹۵)

جدول ۱ : خصوصیات فیزیکی و شیمیائی خاک مورد

خصوصیت	مقدار
شن (درصد)	۸۷/۵
سیلت (درصد)	۱۰
رس (درصد)	۲/۵
کربن آلی (درصد)	۰/۰۷۸
کربنات کلسیم معادل (درصد)	۲/۹۲
رطوبت حجمی اشباع (درصد)	۴۴/۲
رطوبت حجمی هوا خشک (درصد)	۲
$(cmol_c\,Kg^{-1})$ CEC	۷
$(\mu S\,cm^{-1})\ EC_e$	۱۰۱۳
$pH_{1:1}$	۸/۲
Zn کل $(mg\,kg^{-1})$	۲۰/۸۸
Zn قابل استخراج با $DTPA$ $(mg\,kg^{-1})$	۰/۹۲



شکل ۱: نمودار تغییرات زمانی غلظت Zn درسوسپانسیونهای مختلف در غلظتهای اولیه ۱۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر روی

جدول ۴ : مقادیر ضریب تبیین برازش معادلات به داده‌های جذبی پنج نسبت خاک به محلول در دو غلظت اولیه ۱۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر روی

غلظت اولیه	نسبت خاک به محلول	الوویچ ساده شده	دو ثابته	پخشیدگی پارابولیک	پخشیدگی ناهمگن	مرتبه صفر	مرتبه یک	مرتبه دو	مرتبه سه
۱۰ میلی‌گرم در لیتر	۱:۲/۵	۰/۵۹۳^{ns}	۰/۵۹۲^{ns}	۰/۳۱۲^{ns}	۰/۶۱۳^{ns}	۰/۱۸۱^{ns}	۰/۱۸۰^{ns}	۰/۱۷۹^{ns}	۰/۱۷۸^{ns}
	۱:۵	۰/۸۴۲**	۰/۸۳۹**	۰/۵۲۸^{ns}	۰/۸۷۱*	۰/۳۲۷^{ns}	۰/۳۲۳^{ns}	۰/۳۲۰^{ns}	۰/۳۱۶^{ns}
	۱:۱۰	۰/۸۸۹**	۰/۸۸۵**	۰/۵۸۹^{ns}	۰/۹۰۴*	۰/۳۸۲^{ns}	۰/۳۷۷^{ns}	۰/۳۷۲^{ns}	۰/۳۶۷^{ns}
	۱:۲۰	۰/۹۱۰*	۰/۸۹۴**	۰/۷۱۷*	۰/۸۸۰*	۰/۵۴۸^{ns}	۰/۳۸۸^{ns}	۰/۴۷۴^{ns}	۰/۴۳۹^{ns}
	۱:۵۰	۰/۹۶۹**	۰/۹۵۷**	۰/۷۸۷*	۰/۹۱۷**	۰/۵۹۰^{ns}	۰/۵۲۵^{ns}	۰/۴۶۵^{ns}	۰/۴۱۱^{ns}
۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر	۱:۲/۵	۰/۷۵۳*	۰/۷۴۵*	۰/۴۹۰^{ns}	۰/۷۲۷^{ns}	۰/۳۳۵^{ns}	۰/۳۲۵^{ns}	۰/۳۱۶^{ns}	۰/۳۰۸^{ns}
	۱:۵	۰/۹۲۷**	۰/۹۳۰**	۰/۹۰۳*	۰/۹۰۷*	۰/۷۶۷*	۰/۷۴۲*	۰/۷۱۷*	۰/۶۹۰*
	۱:۱۰	۰/۸۷۶**	۰/۸۸۸**	۰/۹۶۴**	۰/۸۳۶*	۰/۸۴۳**	۰/۸۲۵*	۰/۸۰۷*	۰/۷۸۸*
	۱:۲۰	۰/۸۵۰**	۰/۸۶۴**	۰/۹۱۱**	۰/۸۳۴*	۰/۸۴۴**	۰/۸۰۴*	۰/۷۵۹*	۰/۷۱۱*
	۱:۵۰	۰/۸۹۳**	۰/۹۰۱**	۰/۹۳۳**	۰/۷۲۹^{ns}	۰/۷۹۰*	۰/۷۷۲*	۰/۷۵۴*	۰/۷۳۵*

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

بین اجزای معادلات سینتیکی الوویچ ساده شده، دو ثابته و پخشیدگی پارابولیک با تغییر نسبت خاک به محلول رابطه معنی‌دار وجود داشت. نتایج نشان داد که برعکس غلظت اولیه ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر، در غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر پارامترهای $1/\beta$ و $\frac{1}{\beta}\ln(\propto.\beta)$ معادله، از تغییرات منظمی پیروی می‌کنند به نحوی که با کاهش نسبت خاک به محلول هر دو افزایش می‌یابند و اگر لگاریتم $1/\beta$ در مقابل لگاریتم نسبت خاک به محلول (Ln R) رسم شود، حاصل آن خطی با ضریب تبیین ۰/۹۹۱** (SE =۰/۲۴۵) و معادله $\text{Ln}(^{1}/_{\beta})$ = -1.852**LnR - 4.029** می‌باشد. مقدار عددی پارامتر β در غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر بیشتر از مقدار عددی همین پارامتر در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر Zn در نسبتهای خاک به محلول برابر بود. این مطلب در مورد α نیز صدق می‌کرد. تاثیر تغییرات نسبت خاک به محلول بر ثابتهای مدل الوویچ ساده شده قبلاً گزارش شده است (رمضان‌زاده و همکاران، ۱۳۸۶).

در معادله دوثابته نیز همانند مدل الوویچ ساده شده، در غلظتهای پائین و نسبت خاک به محلول کوچک، برازش مناسبی به داده‌های سینتیکی دیده شد. برای غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم در لیتر Zn، رابطه بین پارامتر a معادله و LnR رابطه خطی با ضریب تبیین ۰/۹۸۴** (SE = ۱۰/۶۰۴) و معادله a = -394.3**LnR - 247.5** بود. در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر Zn ضریب تبیین رابطه فوق ۰/۹۲۵** (SE = ۱۵۱/۲۳۹) و معادله a = -62.16LnR - 44.26 تغییر یافت. در هر دو غلظت ۱۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر Zn رابطه معنی‌داری بین مقادیر پارامتر b معادله و LnR وجود نداشت.

همبستگی بالایی بین مقادیر پارامترهای مدل پخشیدگی پارابولیک و نسبت خاک به محلول وجود دارد. در غلظت اولیه ۱۰ میلی‌گرم در لیتر Zn ، لگاریتم R_{PD} ($R_{PD} = \frac{4}{\pi^{1/2}} D\ /r^2$) معادلات برازش یافته با LnR رابطه خطی با ضریب تبیین ۰/۹۹۰** (SE = ۰/۲۵۴) LnR_{PD} = -1.925**LnR - 5.393** داشت. ولی در غلظت اولیه ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر Zn یک رابطه خطی بین لگاریتم R_{PD} و R با ضریب تبیین ۰/۹۹۵** (SE = ۰/۱۰۶) LnR_{PD} = -8.224**R – 3.091** وجود داشت. در غلظت ۱۰ میلی‌گرم در لیتر Zn، رابطه حاصل از تغییرات C ($C = Dt/r^2$) با نسبت خاک به محلول خطی با ضریب تبیین ۰/۹۷۶** (SE = ۰/۱۵۸) و معادله LnC=-0.736**LnR+2.656 بود. این رابطه در غلظت ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر با ضریب تبیین ۰/۹۹۸** (SE = ۰/۰۳۷) و معادله LnC=-0.601**LnR+4.915 نمود یافت.

بحث:

نتایج آزمایش نشان داد که جذب و واجذب Zn در یک خاک شنی وابسته به مقدار غلظت اولیه و نسبت خاک به محلول است. فراوانی مکانهای جذبی در نسبتهای خاک به محلول و رقابت بر سر مکانهای جذبی عامل اساسی در رسیدن به تعادل و مقدار جذب در نسبتهای مختلف خاک به محلول می‌باشد. برخی پارامترهای این معادلات رابطه معنی‌داری با تغییرات نسبت خاک به محلول داشتند که حاکی از فیزیکی بودن این پارامترها حتی با وجود نظری بودن معادلات بود. مقادیر متفاوت برازش معادلات نشان داد که برای مطالعات بر روی سینتیک بایستی مقدار مناسبی از غلظت و نسبت خاک به محلول انتخاب شود.

منابع:

رمضان‌زاده، حبیب، شاهین اوستان و عادل ریحانی‌تبار .۱۳۸٦. برخی عوامل موثر بر جذب روی (Zn) در یک خاک آهکی. مجموعه مقالات دهمین کنگره علوم خاک ایران.

Brezonik, P.L. 1993 .Chemical Kinetics and Process Dynamics in Aquatic Systems. Lewis Publ., Boca Raton.

Chien, S.H., and W.R. Clayton. 1980. Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44:265-268.

Elrashidi, M.A. and G.A. O'Conner. 1982. Influence of solution composition on sorption of Zn by soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:1153-1158.

Harter, R.D., and R. Naidu. 2001. An assessment of environmental and solution parameter impact on trace-metal sorption by soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 65:597-612.

Ho Y.S., John Wase D.A. and Forster C.F. 2000. Study of the sorption of divalent metal ions onto peat. Adsorption Sci. Technol. 18: 639-650.

Jardine, P.M., and Sparks, D.L. 1984. Potassium-calcium exchange in multireactive soil system. I. Kinetics. Soil Sci. Soc. Am. J. 48:39-45.

Kithome, M., Paul, J.W., Lavakulich, L.M., Bomke, A.A., 1995. Kinetics of ammonium adsorption and desorption by natural zeolite clinoptilolite. Soil Sci. Soc. Am. J. 3: 622-629.

Kuo, S., and Lotse, E.G. 1974. Kinetics of phosphate adsorption and desorption by lake sediments. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38:50-54.

Singh, D., R.G. McLaren and K.C. Cameron. 2006. Zinc sorption-desorption by soils: Effect of concentration and length of contact period. Geoderma. 173:117-125.

بررسی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک رویشگاه های گونه دارویی کلوس (*Kelussia odoratissima* Mozaff.) در ایران

مهدی قاسمی[1]، آقافخر میرلوحی[2]، عبدالعلی شجاعیان[3]
۱-دانشجوی دکتری علوم باغبانی دانشگاه تربیت مدرس
۲-استاد گروه زراعت و اصلاح نباتات دانشگاه صنعتی اصفهان
۳-استادیار گروه باغبانی دانشگاه تربیت مدرس

مقدمه

کلوس یا کرفس کوهی با نام علمی *Kelussia odoratissima* Mozaff.، با یک جنس و گونه از تیره چتریان (Apiaceae)، گیاه اندمیک زاگرس مرکزی ایران می‌باشد. پیش از تعیین نام جدید برای آن، در پژوهش‌ها و کتاب‌ها با نام‌های دیگری مانند *Amirkabiria odoratissima*، *Apium graveolens* و *Opopanax* sp. معرفی می‌شد. گیاهی است چندساله، ایستاده، بدون کرک و معطر که ارتفاع آن به ۱۲۰ تا ۲۰۰ سانتیمتر می‌رسد. رنگ گل‌ها زرد و به صورت چتر روی گل آذین قرار گرفته‌اند (Mozaffarian, 2003). مردم بومی مناطق زاگرس مرکزی سال‌هاست که این گیاه را می شناسند و از اندام‌های مختلف آن به عنوان سبزی، طعم دهنده و ترشی استفاده می کنند و یا برای درمان سوء هاضمه، رماتیسم، دیابت، ضدالتهاب و بیماریهای قلبی و عروقی به کار می‌برند (Ahmadi et al., 2007). بر اساس پژوهش‌های اخیر، ترکیبات اصلی اسانس آن Z-Ligustilid و بوتیل فتالید (butyl phthalide) شناسایی شده‌اند که از گروه ترکیبات فتالیدی می‌باشند (Asadiyeh et al., 2011; Omidbaigi et al., 2008). فتالیدها می توانند بر سیستم عصبی، فشار خون و کلسترول اثر مثبت بگذارند. همچنین لیگوستیلید در درمان آسم، التهاب، اسپاسم و عوارض قارچی و باکتریایی اثرات خوبی نشان داده است (Beck and Shen-Chieh, 2006).

وجود رویشگاه‌های اندک، پراکنش محدود جغرافیایی با تراکم بسیار کم، کاربرد بسیار زیاد مردم محلی، برداشت بی رویه و نادرست بوته، قیمت بالای آن در بازارهای محلی (هر کیلوگرم تا ۴۰۰۰۰۰ ریال در سال ۱۳۹۱)، عدم توجه کافی سازمان‌های مسئول در حفاظت آن سبب شده است تا این گیاه با سرعت زیادی در معرض نابودی قرار بگیرد. بنابراین لازم است تا برای اهلی کردن و یا حداقل جلوگیری از نابودی آن، اطلاعات پایه‌ای گیاه مورد بررسی قرار گیرد. برهمین اساس این مطالعه با هدف شناسایی رویشگاه ها و بررسی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک رویشگاه های گونه دارویی کلوس (*Kelussia odoratissima* Mozaff.) در ایران انجام شد.

مواد و روشها

این بررسی در استان های واقع در زاگرس مرکزی شامل اصفهان، چهارمحال و بختیاری و کهگیلویه و بویراحمد انجام گرفت. برای شناسایی رویشگاه‌ها و محدوده پراکنش گیاه از اطلاعات موجود در منابع، کارشناسان منابع طبیعی و محیط زیست و افراد بومی مناطق استفاده شد و مختصات جغرافیایی و ارتفاع از سطح دریا با سیستم موقعیت یاب جهانی (GPS) و نرم افزار Google Earth برای هر رویشگاه بدست آمد. موقعیت جغرافیایی برخی از رویشگاه ها در جدول ۱ آمده است. از پنج نقطه از هر رویشگاه نمونه برداری خاک از عمق ۰ تا ۴۰

سانتیمتری (اطراف ریشه‌ی غده‌ای) صورت گرفت و تجزیه کامل این نمونه‌های خاک انجام شد و پارامترهای بافت خاک، هدایت الکتریکی، اسیدیته، گچ، درصد کربن آلی، مواد خنثی شونده، ازت کل، فسفر، پتاسیم، آهن، منگنز، روی و مس تعیین گردید.

جدول ۱- موقعیت جغرافیایی رویشگاه های کلوس در ایران

استان	نام رویشگاه	مختصات جغرافیایی	ارتفاع از سطح دریا (متر)
اصفهان	دره سه پستان	۳۲°۴۶′ N ۴۹°۵۳′ E	۲۶۴۸
	آب دزد	۳۲°۴۵′ N ۴۹°۵۴′ E	۳۱۶۳
	کلوسه	۳۲°۴۶′ N ۴۹°۴۹′ E	۲۴۷۷
	کاهگان	۳۲°۴۲′ N ۴۹°۵۶′ E	۲۳۹۷
چهارمحال و بختیاری	سرصالح کوتاه	۳۲°۴۲′ N ۴۹°۴۶′ E	۲۳۴۷
	شیخ علی خان	۳۲°۳۰′ N ۵۰°۰۲′ E	۲۶۹۴
کهگیلویه و بویراحمد	دل افروز	۳۱°۲۲′ N ۵۰°۲۵′ E	۲۴۱۳

نتایج و بحث

از انجایی که تاکنون در زمینه ویژگی های فیزیکی و شیمیایی گیاه کلوس پژوهشی صورت نگرفته است، بنابراین امکان مقایسه نتایج با دیگر پژوهش ها امکان پذیر نمی باشد.

رویشگاه کنونی گونه دارویی کلوس محدود به مناطق کوهستانی استان های اصفهان، چهارمحال و بختیاری و کهگیلویه و بویراحمد است که بخشی از زاگرس مرکزی می باشند. در تمامی این مناطق در فصل زمستان، بارش به صورت برف می باشد و تا اواخر اردیبهشت، در دره ها وشیب های شمالی برف باقی می ماند. خواص فیزیکی خاک در تعیین قابلیت استفاده از آن برای اهداف گوناگون دارای اهمیت می باشد. یکی از مهمترین و پایدارترین خواص فیزیکی خاک بافت می باشد. مقدار نسبی شن، سیلت و رس بافت خاک را تشکیل می دهند. جدول ۲ بافت خاک رویشگاه‌های مختلف را نشان می دهد.

جدول ۱- ویژگی های بافت خاک برخی از رویشگاه های کلوس در ایران.

پارامتر	رویشگاه						
	اصفهان			چهارمحال وبختیاری		کهگیلویه و بویراحمد	
	دره سه پستان	آب دزد	کلوسه	کاهگان	سرصالح کوتاه	شیخ علی خان	دل افروز
شن (٪)	۱۷	۱۱	۷	۹	۱۵	۹	۹
سیلت (٪)	۳۹	۴۳	۴۵	۴۳	۲۵	۴۵	۵۱
رس (٪)	۴۴	۴۶	۴۸	۴۸	۶۰	۴۶	۵۰
بافت	C	SC	SC	SC	C	SC	SC

گیاه کلوس خاکهای رسی سیلتی را می پسندد که مقادیر هر یک از اجزاء آن از ۴۰ درصد تجاوز می کند. درصورتی که مقدار مواد آلی آین خاک ناچیز باشد، ساختمان خاک از پایداری مطلوبی برخوردار است و سطح خاک در اثر تناوب خشکی و رطوبت ایجاد ترک می کند که به انتقال آب و هوا به درون خاک کمک می کند. رطوبت قابل استفاده برای گیاه در این خاک بیشتر و زهکشی نیز دشوارتر است. این خاک ها به مدت طولانی مرطوب باقی می مانند و بروز خشکی هوا در کارکرد گیاه چندان موثر نمی باشد (بای بوردی، ۱۳۷۹).

جدول ۳ ویژگی های شیمیایی خاک رویشگاه‌های مختلف را نشان می دهد. هدایت الکتریکی در خاک مراتع مختلف از ۰/۳۶ دسی زیمنس تا ۰/۷۱ دسی زیمنس متغیر بود. اسیدیته خاک در حدود ۷/۲ تا ۷/۹ بود که در نزدیک به خنثی تا کمی قلیایی است. کربن آلی بین ۰/۷۹ تا ۲/۶۷ درصد، ازت کل بین ۰/۰۸ تا ۰/۲۷ درصد، مواد خنثی شونده (آهک معادل) از ۰/۵ تا ۱۸ درصد، میزان فسفر قابل جذب بین ۲۹/۶ تا ۷۵/۱ میلی گرم در کیلوگرم، میزان پتاسیم قابل جذب بین ۱۵۵ تا ۴۷۱ میلی گرم در کیلوگرم، آهن ۱۰/۵ تا ۳۵/۴ درصد، منگنز ۹/۵ تا ۲۷/۱۲ درصد، روی ۰/۴۸ تا ۱۴/۱۴ درصد و مس بین ۱/۷۲ تا ۴/۶۴ درصد بودند.

جدول ۳- ویژگی های شیمیایی خاک برخی از رویشگاه های کلوس در ایران.

رویشگاه	EC ds/m	pH	گچ Meq/100g	کربن-آلی (٪)	ازت-کل (٪)	مواد خنثی شونده (٪)	فسفر-قابل جذب Mg/kg	پتاسیم قابل جذب Mg/kg	آهن (٪)	منگنز (٪)	روی (٪)	مس (٪)
دره سه-پستان	۰/۴۵	۷/۶	۵/۵	۲/۵۵	۰/۲۵	۹/۵	۴۶/۷	۳۸۱	۲۲/۵	۱۴/۸	۱۲/۳	۲/۹۲
آب‌دزد	۰/۴۶	۷/۴	۵/۵	۲/۵۹	۰/۲۶	۳/۰	۷۵/۱	۳۱۳	۳۳/۸	۱۴/۲۴	۷/۸۶	۲/۶
کلوسه	۰/۳۸	۷/۷	۴/۵	۱/۷۲	۰/۱۷	۷/۰	۵۲/۸	۲۶۹	۱۸/۴	۱۱/۶۲	۱۴/۱۴	۲/۷۶
کاهگان	۰/۴۶	۷/۶	۶/۶	۲/۰۸	۰/۲	۱/۵	۳۹/۷	۲۷۵	۲۱/۱	۱۶/۵۴	۱۲/۸	۳/۴۶
سرصالح‌کوتاه	۰/۳۶	۷/۹	۱۱	۱/۴	۰/۱۴	۱۸	۴۱/۰	۱۵۵	۱۰/۵	۹/۵	۸/۵۸	۴/۶۴
شیخ‌علی‌خان	۰/۷۱	۷/۲	۱۲/۵	۲/۶۷	۰/۲۷	۰/۵	۴۳/۱	۴۷۱	۳۵/۴	۲۷/۱۲	۱/۲۶	۳/۳۶
دل‌افروز	۰/۴۴	۷/۸	۱۰/۵	۰/۷۹	۰/۰۸	۱۲	۲۹/۶	۲۴۴	۱۶/۴	۲۱/۵۲	۰/۴۸	۱/۷۲

به طور کلی بافت خاک رویشگاه ها بسیار مشابه یکدیگر می باشند ولی از نظر ویژگی های شیمیایی، در بیشتر پارامترها رویشگاه «شیخ علی خان» در استان چهارمحال و بختیاری بسیار متفاوت از دیگر رویشگاه ها می‌باشد.

گیاه دارویی کلوس به عنوان یک گیاه انحصاری ایران و در معرض خطر انقراض می تواند نقش مهمی در حفاظت از مراتع ، تامین علوفه عشایر، رژیم غذایی بومیان و دیگر مردمان و درمان بیماریها داشته باشد. بنابراین ضروری است که گام های مثبتی در جهت شناسایی عوامل موثر بر کشت و اهلی کردن این گیاه برداشته شود.

منابع

بای بوردی م، ۱۳۷۹. فیزیک خاک. انتشارات دانشگاه تهران.

Ahmadi F, Kadivar M and Shahedi M, 2007. Antioxidant activity of *Kelussia odoratissima* Mozaff. in model and food system. Food Chemistry 105: 57-64.

Amooaghaie R and Valivand M, 2011. The combined effect of gibberellic acid and long time osmopriming on seed germination and subsequent seedling growth of *Kelussia odoratissima* Mozaff. African Journal of Biotechnology 10(66): 14873-14880.

Asadiyeh SZ, Ebrahimi A and Salimi M, 2011. Chemical composition of three ecotypes of wild celery (*Kelussia odoratissima*). Journal of Herbs, Spices and Medicinal Plants 17(1): 62-68.

Beck JJ and Shen-Chieh Ch, 2006. The Structural Diversity of Phthalides from the Apiaceae. Journal of Natural Products 70: 891-900.

Ghasemi Pirbalouti A., Aghaee K, Kashi A and Malekpoor F, 2012. Chemical composition of the essential oil of wild and cultivated plant populations of *Kelussia odoratissima* Mozaff. Journal of Medicinal Plants Research 6 (3): 449-454.

Mozaffarian V, 2003. Two new genera of Iranian umbeliferae. Moscow State University Russian Journal 2: 88-94.

Omidbaigi R, Sefidkon F, and Saeedi K, 2008. Essential oil content and composition of *Kelussia odoratissima* Mozaff. as an Iranian endemic plant. Journal of Essential Oil and Bearing Plants 11: 594-597.

توزیع نیتروژن معدنی در آب و خاک (مطالعه موردی: دشت مراغه-بناب)

حسین راثی آروق[1]، شاهین اوستان[2] ، فرزین شهبازی[2] و سید بهمن موسوی[3]
۱- دانشجوی کارشناسی ارشد شیمی و حاصلخیزی خاک، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز
۲- دانشیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز
۳- استادیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه

مقدمه

آمونیوم و نیترات منابع اصلی نیتروژن معدنی در خاک هستند که به وسیله ریشه گیاهان جذب می‌شوند. نیترات شکل غالب نیتروژن معدنی در خاکهای هوازی گزارش شده است (کراوفورد و گلس، ۱۹۹۵). گرچه غلظت آمونیوم در محلول خاکهای کشاورزی می‌تواند زیاد (۲ تا ۲۰ میلی مولار) باشد (ولت، ۱۹۹۴). آمونیوم در خاکهای با pH اسیدی، اقلیم سرد و شالیزارها می‌تواند شکل غالب باشد (کرونزوکر و همکاران، ۲۰۰۰). آنیون نیترات با توجه به عدم جذب و نگهداشت به وسیله ذرات خاک، قابلیت آبشویی زیادی در پروفیل خاک دارد. پتانسیل آبشویی نیترات عمدتا به بافت و رطوبت خاک بستگی دارد. از دیرباز محدودیت‌های اغلب خاکهای مناطق خشک و نیمه خشک برای تامین نیتروژن مورد نیاز گیاه مورد توجه بوده است. با این حال، در دهه‌های اخیر زیادی حضور این عنصر در محیط‌های طبیعی نگران کننده شده است. با توجه به اینکه در بین سال‌های ۱۹۵۰ و ۲۰۰۰ میزان مصرف کودهای شیمیایی در جهان ۱۰ برابر شده است (براون، ۲۰۰۱)، لذا حضور مقادیر زیادی از نیتروژن معدنی در اکوسیستم‌های طبیعی مورد توجه خاص قرار گرفته است. علت این است که کارایی مصرف کودهای نیتروژن پایین بوده و حدود ۱۰ تا ۱۵ درصد است. از علل این امر آبشویی، رواناب، تصاعد آمونیاک و نیترات‌زدایی است (زائوهیوئی و همکاران، ۲۰۱۲). با توجه به اینکه دشت مراغه-بناب از جمله مناطق زراعی مهم استان آذربایجان شرقی است، تحقیق حاضر به منظور بررسی چگونگی توزیع شکل‌های معدنی نیتروژن در آب و خاک این منطقه انجام پذیرفت.

مواد و روشها

دشت مراغه-بناب با مساحت ۲۹۲۰۰ هکتار جزو حوضه‌ی آبریز دریاچه‌ی ارومیه بوده و در جنوب استان آذربایجان شرقی و شرق دریاچه‌ی ارومیه واقع شده است. این منطقه دارای متوسط بارش سالانه ۲۷۱/۱ میلی-متر و متوسط دمای سالانه ۱۲/۸۳ درجه سلسیوس می‌باشد. مهمترین رودخانهٔ این منطقه صوفی چای است که از دامنه‌های جنوبی کوه سهند سرچشمه می‌گیرد و سد علویان بر روی آن احداث شده است. به علت وجود منابع آب سطحی و زیرزمینی فراوان، فعالیت‌های کشاورزی در این دشت رونق چشمگیری دارد (اصغری مقدم و محمودی، ۱۳۸۷). به منظور مطالعه‌ی توزیع نیتروژن معدنی در آب و خاک دشت مراغه-بناب، تعداد ۳۹ نمونه خاک از عمق ۲۵-۰ سانتی‌متری، بر اساس الگوی شبکه‌بندی منظم ۶۰۰m×۵۰۰m ، توسط سامانه موقعیت-یاب جهانی (GPS) برداشته شد. همچنین تعداد ۵۴ نمونه آب چاه از منطقه برداشت گردید. نمونه‌های خاک هوا خشک گردیده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. pH و EC نمونه خاکها در عصاره اشباع تعیین گردید

(ریچاردز، ۱۹۵۴). نیترات و آمونیوم خاک به ترتیب به روشهای ۰/۰۵ مولار K_2SO_4 (بلک و وارینگ، ۱۹۷۸) و ۲ مولار KCl (کینی و نلسون، ۱۹۸۲) عصاره‌گیری شدند. غلظت نیترات به روش اسید سالیسیلیک (فورستر، ۱۹۹۵) و غلظت آمونیوم به روش اندوفنول بلو (رایلی و سینهاسنی، ۱۹۵۷) با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. تعیین غلظت نیترات در نمونه‌های آب به روش UV ارائه شده توسط ادواردز و همکاران(۲۰۰۱) انجام گرفت.

نتایج و بحث

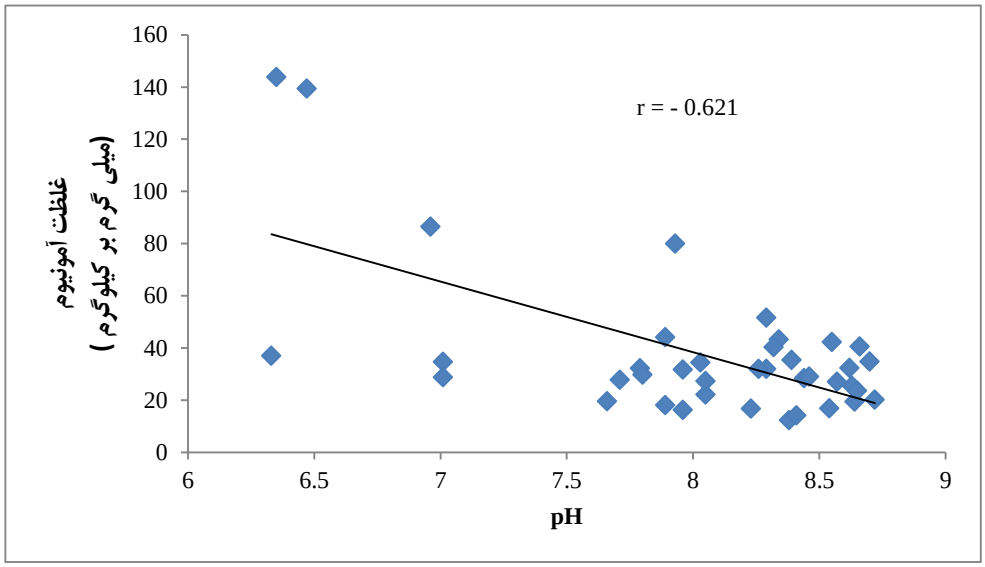
با توجه به نتایج به دست آمده، دامنه غلظت نیترات در آب چاهها ۱۵/۲– ۰/۱ میلی گرم N بر لیتر (با میانگین مقدار ۳/۶ میلی‌گرم N بر لیتر) به دست آمد. طبق آمار سازمان بهداشت جهانی و سازمان استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران حداکثر مجاز غلظت نیترات در آب آشامیدنی ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر بر حسب نیتروژن و ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر بر حسب نیترات می‌باشد (سازمان استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران، ۱۳۷۶؛ سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۳). نتایج نشان داد که فقط در دو نمونه آب چاه غلظت نیترات بیشتر از حد مجاز (۱۲/۵ و ۱۵/۲ میلی‌گرم N بر لیتر) می‌باشد. همچنین در دو نمونه غلظت‌ها نزدیک حد مجاز (۹/۴ و ۹/۷ میلی‌گرم N بر لیتر) بود. در اکثر نمونه‌ها غلظت نیترات کمتر از ۵ میلی‌گرم N بر لیتر بود. اندازه گیری غلظت نیترات در ۹۶ نمونه آب چاه در شهر کرد دامنه ۶ تا ۴۱ میلی‌گرم N بر لیتر (با میانگین ۱۸ میلی‌گرم N بر لیتر) را نشان داد (میرزایی، ۱۳۸۸). همچنین دامنه غلظت نیترات در آب شرب شهر مینگشان واقع در کشور چین ۰/۸ تا ۳/۵ میلی‌گرم N بر لیتر بود (مهرجردی، ۲۰۰۸).

دامنه تغییرات غلظت نیترات خاکها ۱۰۴/۶– ۰ میلی‌گرم N بر کیلوگرم (با میانگین ۲۵/۲ میلی گرم N بر کیلوگرم) بود. به نقل از رحمانی (۱۳۸۵) حد بحرانی نیترات در خاک بین ۲۰ تا ۲۲ میلی گرم N بر کیلوگرم ذکر شده است. بنابراین با توجه به نتایج غلظت نیترات در بیشتر از پنجاه درصد نمونه‌های خاک بیشتر از حد بحرانی بود. رابطه معنی داری بین غلظت نیترات خاک و غلظت نیترات آب چاه ها به دست نیامد.

دامنه تغییرات pH خاکها ۲/۴ (با میانگین ۸) به دست آمد. همچنین دامنه تغییرات EC نمونه خاکها ۱۶۸/۶ دسی زیمنس بر متر (با میانگین ۲۴/۲) به دست آمد. نتایج نشان داد که غلظت آمونیوم در خاکها ۱۴۳/۸ – ۱۲/۳ میلی‌گرم N بر کیلوگرم (با میانگین۳۷/۷ میلی گرم N بر کیلوگرم) بود. غلظت آمونیوم در خاکهای معدنی معمولاً کم (کمتر از ۱۰ میلی‌گرم N بر کیلوگرم) می‌باشد (دانکه، ۱۹۹۰). علت بالا بودن غلظت آمونیوم در این خاکها ممکن است مربوط به تخلیه شدن حوضچه‌های پساب کارخانه کاوه سودا در سال ۱۳۸۹ باشد. در فرایند تولید کربنات سدیم از آمونیاک و آب شور دریاچه ارومیه استفاده می شود.

در این تحقیق بین غلظت آمونیوم و pH عصاره اشباع خاک یک رابطه معکوس معنی دار ($p< 0.01$) به دست آمد (شکل ۱). علت اندازه گیری pH اسیدی در سه نمونه خاک، شوری زیاد این نمونه ها (با میانگین ۱۵۶ دسی زیمنس بر متر) بود. به نظر می رسد pH پایین، سبب کاهش تصاعد آمونیاک و شوری زیاد خاک سبب کاهش نیترات سازی و تجمع آمونیوم شده است. زنگ و همکاران (۲۰۱۳) گزارش کردند که تاثیر شوری خاک بر نیترات سازی دارای یک آستانه است ($EC_{1:5}$ = 1.13 dS/m). نیترات سازی در شوری‌های کمتر از این میزان با افزایش EC، افزایش و در شوری‌های بیشتر از آن کاهش می یابد. در pH برابر ۸، حدود ۹۵ درصد از

نیتروژن آمونیومی به شکل آمونیوم است. در حالی که در pH برابر ۹/۳ نسبت آمونیوم و آمونیاک در محلول خاک ۱:۱ شده و تصاعد به شدت افزایش می یابد (ویمازال و کروپفلووا، ۲۰۰۸).



شکل ۱- رابطه بین pH و غلظت آمونیوم در خاک دشت مراغه-بناب

منابع

میرزایی، س.، ۱۳۸۸. ارزیابی آسیب‌پذیری و تهیه خطر آلودگی آبخوان دشت شهرکرد با استفاده از GIS و مدلهای دراستیک و سینتکس. پایاننامه کارشناسی ارشد خاکشناسی. دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد.

استواری، ی. و بیگی هرچگانی.، ح. و داودیان.، ع. ۱۳۹۱. بررسی تغییرات مکانی نیترات در آب زیرزمینی دشت لردگان. مدیریت آب و آبیاری، دوره ۲، شماره ۱، بهار ۱۳۹۱، صفحه‌های ۶۷-۵۵.

اصغری‌مقدم، الف. و محمودی.، ن. ۱۳۸۷. تأثیر پساب‌های شهرک صنعتی مراغه برآلودگی آب‌های زیرزمینی دشت مراغه-بناب. محیط شناسی، شماره ۴۵. صفحه‌های ۲۲-۱۵.

سازمان استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران. ۱۳۷۶. استانداردهای کیفی آب آشامیدنی.

رحمانی، ح. ۱۳۸۵. بررسی وضعیت نیترات در خاک، آب و گیاه اراضی سبزیکاری منطقه براآن اصفهان. علوم محیطی، شماره ۱۱. صفحه‌های ۳۴-۲۳.

Aminot AD, Kirkwood S and Ke´rouel R, 1997. Determination of ammonia in seawater by the indophenol-blue method: evaluation of the ICES NUTSI/C5 questionaire. Marine Chemistry 56: 59–75.

Black AS and Waring SA, 1978 Waring Nitrate determination in an oxisol using K_2SO_4 extraction and the nitrate-specific ion electrode. Plant and Soil 49: 207-211.

Brown L, 2001. Eradicating Hunger: A Growing Challenge. In State of the World 2001, L. Starke (ed.). New York, NY: WW Norton & Co 43-62.

Crawford N and Glass ADM, 1998. Molecular and physiological aspects of nitrate

Dahnke WC, 1990. Testing soils for available nitrogen. p. 120-140. In: R L, Westerman (ed.) Soil testing and plant analysis. Soil Science Society of America, Book series 3 ASA Madison WI.

Edwards AC, Hooda PS and Cook Y, 2001. Determination of nitrate in water containing dissolved organic carbon by ultraviolet spectroscopy. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 80: 49-59.

Keeney DR and Nelson DW, 1987. Nitrogen-Inorganic Forms, sec. 33-3, extraction of exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite. In A. L. Page et al., (eds)., Methods of Soil Analysis: Part 2, Chemical and Microbiological Properties 648-649.

Kronzucker HJ, Glass ADM, Siddiqi MY and Kirk GJD, 2000. Comparative kinetic analysis of ammonium and nitrate acquisition by tropical lowland rice: Implications for rice cultivation and yield potential. New Phytologist 145: 471-476.

Mehrjerdi R, Zareian M, Mahmodi SH and Heidari A, 2008. Spatial distribution of groundwater quality with geostatistics (Case study: Yazd-Ardakan plain). World uptake in plants. Trends in plant science 3: 389-395.

Richards LA, 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA. Handbook No. 60.

Riley JP and Sinhaseni P, 1957. The determination of ammonia and total ionic inorganic nitrogen in sea water.Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 36: 161–168.

Forste JC, 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic press. Alef, K. Nannipieri. 79–87.

Vymazal J and Kröpfelová L, 2008. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Environmental Pollution 14, Springer.

Wolt JD, 1994. Soil Solution Chemistry. John Wiley & Sons, New York.

Zeng WZ, Xu Ch, Wu JW, Huang JSh and Ma T, 2013. Effect of Salinity on Soil Respiration and Nitrogen Dynamics. Ecological Chemistry and Engineering 20: 519-530.

Zhaohui L, Xiaozong S, Lihua J, Haitao L, Yu X, Xinhao G, Fuli Zh, DeshuiT, Mei W, Jing Sh and Yuwen Sh, 2012. Strategies for Managing Soil Nitrogen to Prevent Nitrate-N Leaching in Intensive Agriculture System, Soil Health and Land Use Management, Dr. Maria C. Hernandez Soriano (Ed.), ISBN: 978-953-307-614-0, InTech, Available from:http://www.intechopen.com/books/soil health and landuse management/strategies for managing soil nitrogen to prevent nitrate leaching in intensive agriculture system.