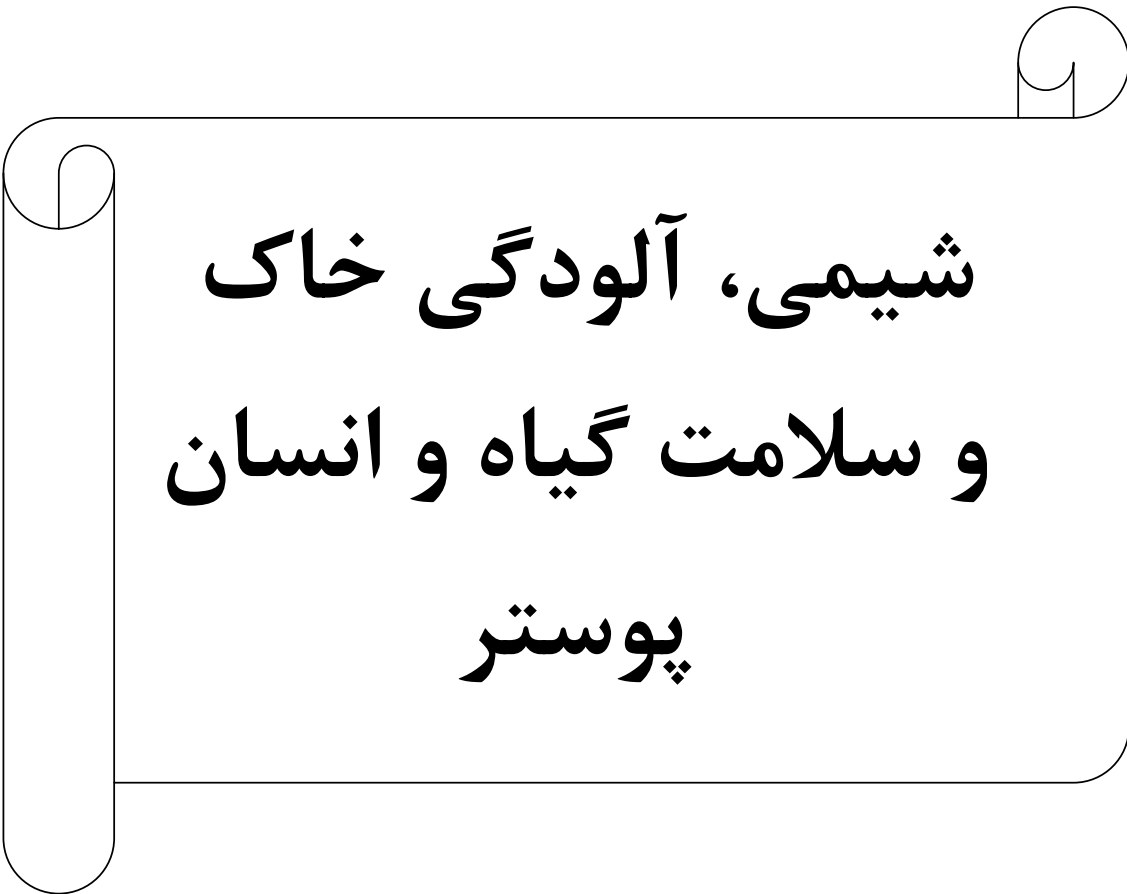


A decorative scroll frame with a vertical scroll on the left and a horizontal scroll on the top right, enclosing the text.

شیمی، آلودگی خاک و سلامت گیاه و انسان پوستر

تابع انتقالی خاک برای برآورد نسبت جذب سدیم

مهدی صادقی پور مروی^{۱*}، رامین رافضی^۱، جواد حسن پور^۱، حمید ملاحسینی^۲، محمد نصری^۳

^۱مرکز تحقیقات کشاورزی ورامین، مرکز تحقیقات کشاورزی اصفهان، ^۲دانشگاه آزاد اسلامی ورامین

مقدمه

نسبت جذب سدیم (SAR) یکی از خصوصیات شیمیایی خاک است که از نسبت سدیم به جذر میانگین کلسیم منیزیم تعیین می‌گردد. توابع انتقالی خاک، روشی آسان و با صرفه برای برآورد خصوصیات که اندازه گیری آنها مشکل یا پرهزینه است با استفاده از ویژگی‌هایی که اندازه‌گیری آنها ساده‌تر است می‌باشد [۱، ۲، ۳، ۴، ۵]. در یک بررسی برای برآورد نسبت جذب سدیم رابطه $SAR = [Na] \left(\frac{0.1835 + 8.5681 EC_{ed} - [Na]}{2} \right) - \frac{1}{2}$ را ارائه کرد. در این رابطه $[Na]$ غلظت سدیم در عصاره اشباع بر حسب میلی مول بر لیتر و EC_{ed} بر حسب دسی زیمنس بر متر و نسبت جذب سدیم بر حسب میلی مول بر لیتر می‌باشد. هدف این پژوهش بررسی امکان استفاده از هدایت الکتریکی و واکنش خاک برای ارائه مدل برآورد نسبت جذب سدیم می‌باشد.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش، از خاک‌های منطقه خراسان بین طول جغرافیایی ۳۷-۳۸ درجه شرقی و عرض جغرافیایی ۵۷-۵۸/۵ درجه شمالی تعداد ۱۵۶ نمونه خاک به روش نمونه‌برداری کاملاً تصادفی و مرکب از منطقه مورد نظر انتخاب شد. پارامترهای اندازه‌گیری شده شامل بافت خاک، کربنات کلسیم، واکنش گل اشباع، در صد کربن آلی، هدایت هیدرولیکی عصاره گل اشباع، کلسیم و منیزیم محلول خاک و سدیم محلول خاک اندازه‌گیری شد. آنالیز آماری با استفاده از نرم افزار SAS انجام گردید. میانگین هندسی نسبت خطا (GMER) و میانگین هندسی انحراف معیار خطا (GSDER) برای توابع به صورت زیر محاسبه گردید [۶].

$$\varepsilon = \frac{\varphi_p}{\varphi_m} \quad (۱)$$

$$GMER = \exp\left[\left(\frac{1}{n}\right) \sum_{i=1}^n \ln(\varepsilon)\right] \quad (۲)$$

$$GSDER = \exp\left[\left(\frac{1}{n-1}\right) \sum_{i=1}^n (\ln(\varepsilon) - \ln(GMER))^2\right]^{0.5} \quad (۳)$$

که در آن n تعداد نمونه‌ها، ε نسبت خطا، φ_m مقادیر اندازه‌گیری شده، φ_p مقادیر برآورد شده، GMER میانگین هندسی نسبت خطا و GSDER میانگین هندسی انحراف معیار نسبت خطا بود. GMER مساوی یک نشان‌دهنده انطباق بین مقادیر برآورد شده و مقادیر اندازه‌گیری شده است. GSDER مساوی یک نشان‌دهنده انطباق مقادیر برآورد شده با مقادیر اندازه‌گیری شده است. (Wagner et al. 2001).

نتایج و بحث

جدول ۱ مقایسه ضریب همبستگی بین SAR و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه نشان می‌دهد. مقایسه همبستگی بین نسبت جذب سدیم با پارامترهای اندازه‌گیری شده نشان‌دهنده بیشترین همبستگی میان نسبت جذب سدیم و هدایت الکتریکی می‌باشد (تأثیر زیاد شوری خاک بر نسبت جذب سدیم).

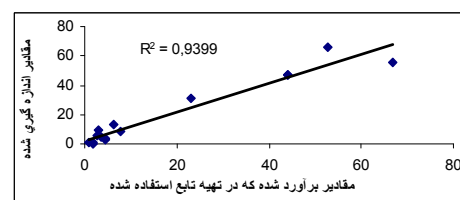
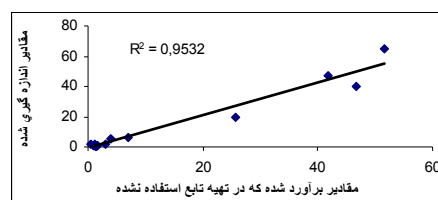
جدول ۱- مقایسه ضریب همبستگی بین SAR و خصوصیات فیزیکی شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

	EC _e (dSm ⁻¹)	واکنش خاک	CaCO ₃ (%)	شن (%)	سیلت (%)	رس (%)	کربن آلی (%)	سیلت و رس (%)
Pearson Correlation Coefficient (SAR)	۰/۹۵	۰/۱۱	۰/۰۴	۰/۰۳	-۰/۰۰۲	-۰/۰۰۸	-۰/۰۰۸	-۰/۰۰۲
Prob.	۰/۰۰۰۱	۰/۱۸	۰/۵۷	۰/۶۳	۰/۹۷	۰/۲۹	۰/۳۲	۰/۷۳

مناسب‌ترین متغیرهای مستقل برای برآورد SAR به صورت $SAR = -31.35 + 1.22EC_e + 4.02pH$ (به دست آمد. جدول ۲ مقایسه خطای استاندارد، مجموع مربعات و احتمال متغیرهای معادله را نشان می‌دهد. شکل ۱ همبستگی بین مقادیر اندازه‌گیری شده و برآورد شده تابع که در تهیه رابطه استفاده شده و شکل ۲ همبستگی بین مقادیر اندازه‌گیری شده و برآورد شده تابع که در تهیه معادله استفاده نشده است را نشان می‌دهد.

جدول ۲- مقایسه خطای استاندارد، مجموع مربعات و احتمال متغیرهای معادله

متغیر	تخمین	مقدار F	خطای استاندارد	مجموع مربعات	احتمال
Intercept	-۳۱/۴۹۶	۲۲/۳۳	۶/۶۳	۱۲۹	۰/۰۰۰۱
EC _e	۱/۲۲۶	۱۵۹۱/۳۵	۰/۰۳	۹۲۶۲	۰/۰۰۰۱
pH	۴/۰۲۳	۲۱/۲۱	۰/۸۷	۱۲۳	۰/۰۰۰۱



شکل ۱: همبستگی بین مقادیر اندازه‌گیری شده در آزمایشگاه و برآورد شده از تابع که در تهیه تابع استفاده شده

شکل ۲: همبستگی بین مقادیر اندازه‌گیری شده در آزمایشگاه و مقادیر برآورد شده از رابطه که در تهیه تابع استفاده نشده

همبستگی معنی‌دار و همچنین مقادیر GMER مناسب ($GMER=1.17$) ($GSDER=1.15$) نشان‌دهنده اعتبار بالای رابطه برای داده‌های مشابه می‌باشد و معادله $SAR=-31.35+1.22EC+4.02pH$ برای برآورد SAR در محدوده هدایت الکتریکی کمتر از ۵۵/۰ دسی زیمنس بر متر کاربرد دارد.

منابع

- [۱] توفیقی، ح. م، فرحبخش. ۱۳۷۵. برآورد نسبت جذب سدیم در خاک‌های شور و شور قلیا. خلاصه مقالات پنجمین کنگره علوم خاک ایران. نشر انجمن علوم خاک ایران. عبدالعلی چعبی (ویراستار). چاپ اول.
- [2] Bell, M. A. and H. Van Keulen. 1995. Soil pedotransfer functions for four Mexican soils. Soil. Sci. Soc. Am. J. 59: 865-871.
- [3] Krogh, L., H. Breuning madsen. And M. H. Greve. 2000. Cation exchange capacity pedotransfer function for Danish soils. Soil and Plant Sci. 50: 1-12.
- [4] Vereeken, H., J. Meas., J. Fegen and P. Davis. 1989. Estimating the soil moisture retention characteristics from texture, bulk density and carbon content. Soil Sci. Soc. Am. J. 148(6): 389-403.
- [5] Wosten, J. H. M., A. Lillg, A. Nemes and C. Le Bas. 1999. Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma, 90: 169- 185.
- [6] Wagner, B., V. R. Tarnawaski, V. Henning, V. Muller, G. Wessolek and R. Plagge. 2001. Evaluation of pedotransfer functions for unsaturated soil hydraulic conductivity using an independent data set. Geoderma, 102: 275- 297.

سینتیک جذب روی توسط تعدادی از خاکهای آهکی ایران

عادل ربیحانی تبار

استادیار دانشگاه تبریز،

تبریز، گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز.

مقدمه

اکثر مطالعات در مورد جذب و واجذب روی توسط خاکها عمدتاً بر اساس شرایط تعادلی و با استفاده از روش های ترمودینامیکی برای درک وضعیت نهایی واکنش ها، انجام گرفته اند. با وجود این، در نتیجه جذب روی توسط گیاهان، اضافه نمودن کودها، فاضلاب ها و پساب های شهری و صنعتی در کنار تغییرات آب و هوایی و دیگر عوامل، خاکها در ارتباط با جذب و واجذب یونها، بندرت در وضعیت تعادل بوده و در هر زمان، جذب و رهاسازی روی (Zn) توسط خاکها می تواند توسط زمان واکنش یا سینتیک تحت تأثیر قرار گیرد. در ارتباط با سینتیک جذب روی (Zn) گزارش ها در دنیا کم بوده و در ایران گزارش منتشر شده ای وجود ندارد. معادلات سینتیکی مورد استفاده در مطالعات مربوط به خاک عبارتند از: معادله درجه صفر، درجه اول، درجه دوم، درجه سوم دیفیوژن پارابولیکی، معادله الویچ ساده شده و معادله دو ثابت (معادلات از شماره ۱ تا ۶)

$$q_t = q_0 - K_0 t \quad [1]$$

$$\ln q_t = \ln q_0 - K_1 t \quad [2]$$

$$\frac{1}{qt} = \frac{1}{q_0} - k_2 t \quad [3]$$

$$\frac{1}{qt^2} = \frac{1}{q_0^2} - K_3 t \quad [4]$$

$$q_t = q_0 + K_p t^{0.5} \quad [5]$$

$$q_t = \frac{1}{\beta s} \ln \alpha s \beta s + \frac{1}{\beta s} \ln t \quad [6]$$

که در این معادلات، q_0 و q_t به ترتیب مقدار روی جذب شده در زمان t و صفر، t زمان و صفر، K_0 ، K_1 ، K_2 و K_3 ثابت های معادلات سینتیکی، K_p ثابت سرعت دیفیوژن، αs سرعت اولیه جذب روی و βs ثابت جذب روی می باشد.

مواد و روشها

برای انجام این تحقیق تعداد ۱۰ نمونه خاک سطحی (۰-۳۰ cm) از دشت قزوین و استان تهران انتخاب و ویژگی های فیزیکی و شیمیایی بر طبق روش های استاندارد اندازه گیری شده و. آزمایش سینتیک جذب روی در دو تکرار و با استفاده از یک گرم خاک (معادل آون خشک) و ۲۰ میلی لیتر محلول سولفات روی در دو غلظت اولیه روی یخی ۲۰ و ۸۰ میلی گرم روی در لیتر بطور جداگانه انجام گرفت. نمونه ها بطور مداوم در شیکر در دمای ثابت $10 \pm 25^\circ \text{C}$ برای زمانهای ۰/۵، ۱، ۳، ۶، ۹، ۱۲، ۲۴، ۳۶، ۴۸، ۶۰ و ۱۰۰ ساعت تکان داده شدند و بعد از اتمام مدت زمان شیکر، با سانتریفوژ محلول روئین جدا شده و با کاغذ صافی واتمن ۴۲ صاف شده و غلظت روی با دستگاه ICP-MS اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

قسمتی از نتایج حاصله از این آزمایش به شرح زیر می باشد:

- در تمام خاکهای مورد مطالعه تقریباً ۳ مرحله جذب روی قابل تشخیص است. در ابتدا روی طی یک فرآیند سریع اولیه در واحد ساعت ($< 3h$) سریعاً جذب شده و بعداً فرآیند جذب بصورت آهسته تا ۲۴ ساعت ادامه یافته و بعد از آن سرعت جذب روی کند می شود. در هر دو غلظت اولیه، سرعت و مقادیر نهایی جذب بین خاکهای مورد مطالعه متفاوت بوده که نشاندهنده تفاوت در خصوصیات خاکها می باشد.
- رسم داده های سینتیکی جذب روی با معادلات سینتیکی مرتبه صفر، اول، دوم و سوم نشان می دهد که از تطبیق فرم خطی این معادلات بر داده های جذبی، یک خط مستقیم حاصل نمی شود و لذا نتیجه گیری می شود که در این خاکها سینتیک جذب روی در سراسر دامنه زمانی مورد مطالعه از معادلات بالا پیروی نمی کند. همچنین از معادله مرتبه صفر تا مرتبه سوم از میزان R^2 کاسته می شود.
- معادله دیفیوژن پارابولیکی در مقایسه با معادلات مرتبه ای، بویژه در غلظت اولیه بالا، بهتر بر داده ها تطبیق می کند اما دقت در نمودارهای حاصله نشان می دهد که یک منحنی بهتر از یک خط مستقیم بر داده ها برازش می یابد. این امر به معنای آن است که یا اصولاً معادله مذکور بهترین معادله برای توصیف داده ها نیست و یا اینکه ضریب کلی دیفیوژن با ادامه جذب روی کاهش می یابد (۱).
- هر دو معادله الوویچ ساده شده و معادله دو ثابته بخوبی قادر به توصیف سینتیک جذب روی در شرایط آزمایش می باشند اما در نهایت معادله الوویچ ساده شده بدلیل ضریب تبیین (R^2) بالاتر و خطای استاندارد

(SE) کمتر و رابطه نزدیکتر بین مقادیر اندازه گیری شده و پیش بینی شده بعنوان مقادیر برتر معرفی می گردد. از بین متغیرهای خاکی، درصد رس، درصد کربن آلی، میزان آهک معادل کل و آهک فعال و سطح ویژه با ضرائب معادله الوویچ ساده شده همبستگی معنی دار نشان دادند و بیشترین ضریب همبستگی مربوط به آهک فعال بود که احتمالاً آهک فعال مؤثرترین پارامتر خاکی بر ضرائب این معادله سینتیکی و در نتیجه سرعت جذب روی می باشد.

منابع

- ۱- توفیقی، ح. ۱۳۷۴. سینتیک آزاد شدن پتاسیم از خاکهای شالیزاری شمال ایران. در مقایسه و ارزیابی معادلات سینتیکی مرتبه اول، مرتبه صفر و دیفیوژن پارابولیکی. مجله علوم کشاورزی ایران. ۴۱-۲۷:۴
- 2- Taylor, R.W., K.Hassan, A.A.Mehadi, and J.W.Shuford. 1995. kinetics of zinc sorption by Soils. Commun. Soil. Sci. Plant Anal. 26(11812), 1761-1771.

اثر سه نوع ماده آلی بر همدماهای جذب سطحی مس در دو خاک آهکی استان فارس

ویدا علما^۱، عبدالمجید رونقی^۲، نجفعلی کریمیان^۳ و منصوره توجه^۴

^۱ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد علوم خاک، ^۲ دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز، ^۳ استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز ^۴ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد علوم خاک

مقدمه

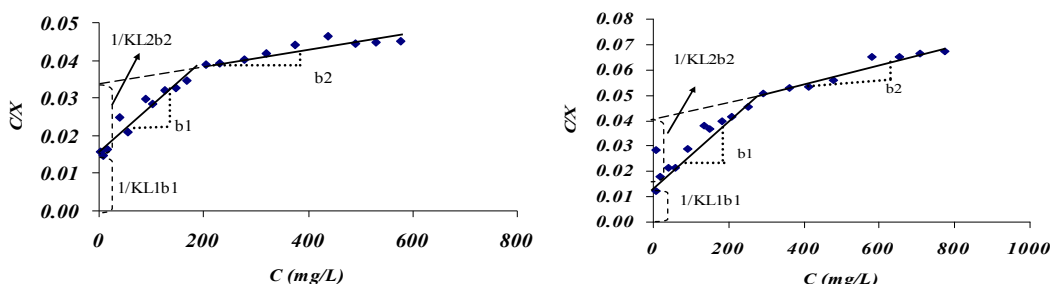
زمانی که مس به عنوان کود به خاک افزوده می شود بیشتر آن توسط ذرات و کلوئیدهای خاک جذب می شود. ظرفیت و قدرت جذب به ویژگیهای خاک و طبیعت سطوح ذرات بستگی دارد [۴]. به دلیل اینکه واکنشهای جذب سطحی و واجدبی سریع تر از فرایندهای انتقال و رسوب صورت می گیرد، جذب سطحی در حد فاصل مرز جامد و محلول یک فرایند غالب است که غلظت عناصر کم مصرف در محلول خاک، تثبیت یا آزادسازی عناصر غذایی اضافه شده به خاک و بازیابی کودهای شیمیایی را کنترل می کند [۲]. ماده آلی جذب سطحی مس را از سه راه تحت تاثیر قرار می دهد: ۱) جذب سطحی مس بر سطوح جامد مواد آلی یا کمپلکس مس با مواد آلی جامد، ۲) رسوب و انحلال هیدروکسیدهای مس با تغییر در پ هاش در حضور مواد آلی و ۳) تشکیل کمپلکس های محلول مس - ماده آلی [۱]. خاک های آهکی ایران دارای میزان نسبتاً زیادی کربنات کلسیم و پ هاش بالایی هستند و از نظر مقدار ماده آلی فقیر می باشند، لذا هدف های تحقیق حاضر بررسی همدماهای جذب سطحی مس در دو خاک آهکی تیمار شده با سه نوع ماده آلی و اثر این مواد بر میانگین ضرائب به دست آمده از همدماهای مختلف جذب سطحی مس بودند.

مواد و روش ها

تعدادی نمونه خاک از افق سطحی خاک های آهکی استان فارس جمع آوری و پس از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلیمتری برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی آنها تعیین گردید. سپس دو نمونه خاک با ویژگی های فیزیکوشیمیایی متفاوت انتخاب شدند. به هر نمونه خاک پنج درصد وزنی ماده آلی شامل کمپوست زباله شهری، کود گوسفندی، و کاه و کلش گندم در سه تکرار افزوده و به مدت ۹۰ روز در دمای $20 \pm 2^\circ\text{C}$ و رطوبت ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه خوابانیده شدند. جهت انجام آزمایش یک گرم خاک در لوله سانتریفیوژ ریخته و ۳۰ میلی لیتر محلول کلرید مس با غلظتهای ۱۲/۵، ۲۵، ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰، ۲۵۰، ۳۰۰، ۳۵۰، ۴۰۰، ۴۵۰، ۵۰۰، ۶۰۰، ۷۰۰، ۸۰۰، ۹۰۰، ۱۰۰۰، ۱۱۰۰ و ۱۲۰۰ میلی گرم در لیتر به آنها افزوده شد. جهت ثابت نگهداشتن تقریبی قدرت یونی، محلول های مس در کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار تهیه و دو قطره تولوئن جهت جلوگیری از فعالیت های زیستی به تعلیق اضافه شد. سپس نمونه ها به مدت یک ساعت تکان داده شدند، پس از ۲۲ ساعت ساکن ماندن مجدداً به مدت یک ساعت تکان داده شده و به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفیوژ گردیدند. محلول زلال رویی از کاغذ صافی عبور داده شده و غلظت مس در محلول صاف شده به وسیله دستگاه جذب اتمی تعیین شد. تفاوت بین غلظت مس در محلول اولیه و نهایی به عنوان مس جذب سطحی شده در نظر گرفته شد. داده های حاصل با استفاده از شکل خطی همدمای جذب سطحی لانگمویر دو سطحی، فروندلیچ، تمکین، گوناری و ادی هافستی برازش داده شد و ضرایب مربوطه محاسبه گردیدند.

نتایج و بحث

مقدار مس جذب شده بوسیله خاک لوم سیلتی و رسی با افزایش غلظت مس در محلول افزایش یافت. آهنگ افزایش جذب سطحی مس در ابتدا سریع بود ولی پس از آن با آهنگ کندتری دنبال شد. در هر دو بافت بیشترین مقدار مس جذب شده در تیمار کود گوسفندی و پس از آن در تیمار کاه و کلش گندم و کمپوست زباله شهری مشاهده شد. وجود مقدار کربن آلی کم در تیمار کمپوست زباله شهری و کربن آلی زیاد در کود گوسفندی و کاه و کلش گندم دلیل چنین مشاهده ای است [۵]. در حقیقت ترکیب مواد آلی، درجه پوسیدگی کود و درجه رسیدگی کمپوست نیز اهمیت دارد. در هر دو بافت، زمانی که غلظت مس اضافه شده بیش از ۶۰۰ میلی گرم در لیتر بود، مقدار مس جذب شده بیش از ظرفیت تبادل کاتیونی خاک ها به دست آمد که دلیل آن می تواند رسوب مس به صورت $\text{Cu}(\text{OH})_2\text{CO}_3$ ، CuO و یا $\text{Cu}(\text{OH})_2$ باشد. این احتمال وجود دارد که رس و یا سطوح کربنات ها در خاک به عنوان مکان های هسته ای جهت رسوب مس، عمل می کنند [۳]. از بین دو خاک مورد مطالعه، خاک رسی به علت وجود مقدار رس و ماده آلی بومی بیشتر، مقدار بیشتری مس را جذب سطحی کرده است. در تمامی نمونه های خاک، همدمای جذب فروندلیچ، گوناری و لانگمویر دو سطحی بهترین توصیف را از روند جذب مس نشان دادند، که این امر به دلیل بالا بودن ضریب تبیین و کم بودن خطای استاندارد می باشد. ضریب K_F از همدمای جذب سطحی فروندلیچ ($X = K_F C^{1/n}$) مقدار جذب سطحی در غلظت واحد، توان $1/n$ شدت جذب، ضریب K_L در همدمای جذب سطحی لانگمویر ($X = [b_1 K_{L1} C / (1 + K_{L1} C)] + [b_2 K_{L2} C / (1 + K_{L2} C)]$) انرژی پیوند جذب سطحی و ضریب b حداکثر جذب سطحی را نشان می دهد [۳]. ضرایب K_{1G} ، K_{2G} و K_{3G} به عنوان ضرایب همدمای جذب گوناری ($C/X = K_{1G} + K_{2G} C + K_{3G} C^{1.2}$) معرفی شده اند [۶]. در هر دو بافت تیمارهای آلی سبب افزایش معنی دار مقدار ضریب K_F و کاهش معنی دار ضریب $1/n$ نسبت به خاک شاهد شده اند که نشان دهنده افزایش جذب سطحی مس و کاهش شدت جذب در خاک های تیمار شده می باشد. نمودار همدمای جذب سطحی لانگمویر شامل دو قسمت می باشند (نمودار ۱) (برای دو نمونه از خاک ها) که بیانگر دو محل با میل ترکیبی متفاوت است.



خاک رسی

خاک لوم

سیلتی

نمودار ۱- همدمای جذب لانگمویر دو سطحی در خاک رسی و خاک لوم سیلتی

به طوری که $K_{L1} > K_{L2}$ و $b_1 > b_2$ است. به عبارت دیگر مس جذب شده در قسمت اول کمتر از قسمت دوم است، اما مس با قدرت به مراتب بیشتری نسبت به قسمت دوم نگهداری می شود. در خاک لوم سیلتی مقدار b_2 برابر ۴/۵ و در خاک رسی برابر با ۴/۲ برابر مقدار b_1 و مقدار K_{L1} در خاک لوم سیلتی ۵/۷ برابر و در خاک رسی ۸/۹ برابر K_{L2} می باشد. در این همدمای پارامتر K_d تحت عنوان ضریب توزیع و یا ظرفیت بافری حداکثر شناخته شده است و در حضور تیمارهای آلی این ضریب افزایش یافته است. بررسی ضرایب حاصل از همدمای جذب گوناری نشان می دهد که تنها ضریب K_{1G} از همدمای جذب گوناری قادر به توصیف جذب سطحی مس در خاک های مورد مطالعه است.

منابع

- 1- Alva, A. K., T. J. Baugh, S. Paramasivam, and K. S. Sajwan. 2005. Adsorption/desorption of copper by a sandy soil amended with various rates of manure, sewage sludge, and incinerated sewage sludge. *J. Environ. Sci. Heal. B.* 40: 687-696.
- 2-Harter, R. D. 1991. Micronutrient adsorption-desorption reactions in soils. p. 59-87. In J. J. Morvedt et al. (ed.) *Micronutrients in Agriculture*. Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI.
- 3-Rubio, P. R., E. Morillo, L. Madrid, T. Undabeytia, and C. Maqueda. 2003. Retention of copper by a calcareous soil and its textural fractions: Influence of amendment with two agro industrial residues. *J. Soil Sci.* 54: 401-409.
- 4-Saha, J. K., B. Mandal, and L. N. Mandal. 1995. Adsorption of copper in Alfisols in relation to soil properties. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 43: 196-199.
- 5 -Vaca-Paulin, R., M. V. Esteller-Alberich, J. Lugo-de la Fuente, and H. A. Zavaleta-Mancera. 2006. Effect of sewage sludge or compost on the sorption and distribution of copper and cadmium in soil. *Waste Manage.* 26: 71-81.
- 6-Xie, R. J., and A. F. Mackenzie. 1991. Effects of autoclaving on surface properties and sorption of phosphate and zinc in phosphate-treated soils. *Soil Sci.* 152: 250-258.

ارزیابی اثرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک در قابل دسترس بودن گوگرد در

خاکهای منطقه بسطام

شاهین. شاهسونی

عضو هیات علمی دانشکده کشاورزی □ دانشگاه صنعتی شاهرود

مقدمه

گوگرد (S) عنصری است که در اکثر خاکها بصورت طبیعی در زمین وجود دارد (اندرسون و همکاران ۱۹۹۲). تغییرات در مقدار آب و رس در لایه های پایین خاک (۶۰-۳۰ Cm) می تواند ۵۰ درصد از تغییرات وضعیت تغذیه گوگرد را شرح دهد. بالا آمدن گوگرد توسط لوله های کاپیلاری به همراه آب و مقدار رس در قسمتهای عمیق خاک می تواند برای تغذیه گوگرد در گیاه بسیار مهم باشد. بیشترین گوگرد در خاک بصورت گوگرد آلی وجود دارد و آن بیش از ۹۵ درصد گوگرد کل می باشد (اریکسون و همکاران ۱۹۹۷) و باقیمانده گوگرد معدنی می باشد. در خاکهایی که دارای جریان خوب هوا هستند تقریباً سولفات را می توان با محلولهای نمکهای مختلف عصاره گیری نمود (بتنی و استورات ۱۹۸۲).

مواد و روشها

در این مطالعه ۶۰ نمونه مرکب خاک از عمق های ۳۰-۶۰ و ۳۰-۳۰ سانتی متری نواحی عمده کشاورزی منطقه بسطام (شاهرود) تهیه شده و از این نمونه ها ۳۰ نمونه از اعماق ۳۰-۶۰ و ۳۰-۳۰ سانتی متری مربوط به اراضی آبی و ۳۰ نمونه مربوط به اراضی دیم بود. بعضی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها با روشهای استاندارد اندازه گیری شد و نتایج بدست آمده در جدول ۱ نشان داده شده است

جدول ۱: برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد مطالعه:

محل	رس (%)	کربن آلی (%)	pH (گل اشباع)	Ec (m.S cm ⁻¹)	سولفور کل mg kg ⁻¹	سولفور قابل دسترس mg kg ⁻¹
مزارع آبی	33	0.7	7.5	1.2	125	3.5
مزارع دیم	35	0.4	7.8	1.8	98	2.1

گوگرد قابل استفاده هر نمونه خاک با سه عصاره گیر طبق روشهای مشخص شده عصاره گیری گردید: ۱- CaCl₂ ۲- آب

و ۳- Ca(H₂PO₄)₂ و از طریق کدورت سنجی با روش معصومی و کرنفیلد (۱۹۶۳) و گوگرد کل در خاک از روش باتروچنی (۱۹۵۹) اندازه گیری شد. در این مطالعه تاثیر خصوصیات خاک بر روی اشکال مختلف گوگرد و ارتباط آن با عصاره گیر های مختلف در یک آزمایش مزرعه ای بررسی شد. تعیین ضرائب همبستگی بر روی عوامل مختلف خاک و شکل های مختلف گوگرد در خاک با استفاده از نرم افزار Excel تعیین شد.

نتایج و بحث

با در نظر گرفتن قدرت تامپونی و تحرک بالا گوگرد در خاک، مناسبتر است که از تجزیه بافت برای توصیه کودی با توجه به رابطه ای که بین مقدار کود و تولید محصول وجود دارد استفاده شود که آن را می توان با نسبت مقدار جذب کود و مواد غذایی بیان کرد (اندرسون و همکاران ۱۹۹۲). همانطور که در جدول ۲ نشان داده شده است رابطه معنی داری بین گوگرد قابل دسترس □ گوگرد آلی و گوگرد کل با در صد رس وجود دارد. بیشترین گوگرد در خاک بصورت گوگرد آلی وجود دارد و آن بیش از ۹۵ درصد گوگرد کل می باشد (اریکسون و همکاران ۱۹۹۷). همبستگی بالا و معنی دار کربن آلی با فرم های مختلف گوگرد در خاک تایید کننده این موضوع می باشد (جدول ۲).

جدول ۲: ضرائب همبستگی (r) بین عوامل خاک و فرم های مختلف گوگرد

Soil factor	Available-S	Organic-S	Total-S
pH	۳۲/۰	۰/۲/۰	۶۲/۰
EC	۶۸**/۰	۰/۷۸**	۰/۷۹**
O.C	۷۵**/۰	۰/۸۷**	۸۹**/۰
Clay%	۰/۶۵**	۰/۸۸**	۰/۸۵**

* معنی دار در سطح ۵٪ ** معنی دار در سطح ۱٪

در خاکهایی که دارای جریان خوب هوا هستند تقریباً سولفات را می توان با محلولهای نمکهای مختلف عصاره گیری نمود. (جدول ۲)، و مقدار آن در هنگام عصاره گیری نشان دهنده وضعیت تغذیه گوگرد خاک می باشد. همچنین عصاره گیر های مختلف (CaCl_2 ، آب مقطر و $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$) از عصاره گیر هایی هستند که می توانند در خاکهایی با pH بالای ۶ نتایج مناسبی را جهت ارزیابی و وضعیت گوگرد قابل دسترس در خاک بدهد (کورتین و سایرین ۱۹۹۰). همبستگی بالا بین عوامل خاک و سه عصاره گیر CaCl_2 □ آب مقطر و $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ وجود دارد (جدول ۳).

جدول ۳: عوامل مختلف خاک و گوگرد قابل دسترس عصاره گیری شده با CaCl_2 □ آب مقطر و $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$

Soil factor	CaCl_2		آب مقطر		$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$	
	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm	0-30 cm	30-60 cm
pH	۰/۱۶	۰/۱۸	۰/۲۴	۰/۳۵	۰/۲۸	۰/۳۲
EC	۰/۶۳**	۰/۷۴**	۰/۷۶**	۰/۸۲**	۰/۶۱**	۰/۶۵**
O.C	۰/۶۵**	۰/۷۱**	۰/۷۹**	۰/۸۴**	۰/۶۷**	۰/۷۲**
Clay%	۰/۵۶**	۰/۶۷**	۰/۸۲**	۰/۸۷**	۰/۶۹**	۰/۷۹**

با در نظر گرفتن این که گوگرد محلول در آب خاک هم می تواند در این تراز شرکت کند با افزایش قدرت جذب و نگهداری آب خاک قدرت نگهداری فیزیکی خاک برای نگهداری سولفات نیز بالا می رود. هر اندازه بافت خاک ریزتر باشد قدرت کاپیلاری آن نیز بالا می رود و به همین دلیل است که در خاکهای سنگین کمبود گوگرد کمتر محسوس می باشد. همچنین در خاکهای با pH بالا تر ۶ مقدار گوگرد عصاره گیری شده با آب مقطر بیشتر می باشد (کورتین و سایرین ۱۹۹۰) (جدول ۳).

منابع

- Butters, B. and E. M. Chenery. (1959). Total sulphur 1: By oxidation with magnesium nitrate. *Analys.* 84: 239.
- Anderson, G., R. Lefroy, Chinoim.N, and G. Blair. (1992). Soil sulphur testing. *Sulphur in Agriculture* 16: 6-14.
- Bettany, J. k., J. W. B. Stewart, J. W. B. (1982). Sulphur cycling in soils. *Pro. Of the conference, London 2 (Internat. Sulphur Conference),* 767-785.
- Curtin, D., and J. K. Syers. (1990). Extractability and adsorption of sulphate in soils. *Journal of Soil Science* 40: 305-312.
- Eriksen, J. (1997). Sulphur cycling in Danish agricultural soils. Turn over in organic S fractions. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1371-1377.
- Massoumi, A., and A. H. Cornfield. (1963). A rapid method for determinating sulphate in water extracts of soils. *Analyst, London* 88: 321-322.

پیش بینی تغییرات مکانی شوری خاک سطحی در دشت ارومیه.

رضا سکوتی اسکوئی^۱ محمدحسین مهدیان^۲

(۱) عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی آ-غربی

(۲) عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری کشور

مقدمه

روش های زمین آماری به دلیل در نظر گرفتن همبستگی مکانی داده ها از اهمیت زیادی در بررسی های مربوط به پراکنش داده های زمینی برخوردار هستند و تخمین های بهتری از شوری خاک بدست می دهند (کوربین و همکاران، ۱۹۹۲). محمدی (۲۰۰۰) با تخمین گرهای زمین آماری و با استفاده از اطلاعات رقومی سنجنده TM به عنوان متغیر ثانویه، برخی از خصوصیات خاک سطحی شامل شوری، درصد رطوبت اشباع، نسبت جذب سدیم و درصد آهک را برآورد نموده است. وی در این تحقیق ضمناً کارآیی روش های مختلف زمین آماری شامل کوکریگینگ، کریگینگ و رگرسیون خطی را مورد مقایسه قرار داده و به این نتیجه رسیده است که تخمین گرهای زمین آماری نسبت به روابط همبستگی خطی از برتری نسبی برخوردار است. والتر (۲۰۰۱) هم در تحلیل مکانی شوری، برای پیش بینی شوری سطح خاک از روش کریگینگ استفاده کرده است. هارتسوک و همکاران (۲۰۰۰) تغییر پذیری شوری خاک را بدون اشاره به نوع روش به کار برده شده مورد بررسی قرار داده اند. لذا این تحقیق با هدف مقایسه روش های مختلف درون یابی در تحلیل توزیع مکانی شوری به عنوان یکی از جنبه های تخریب خاک و تهیه نقشه شوری خاک انجام شده است.

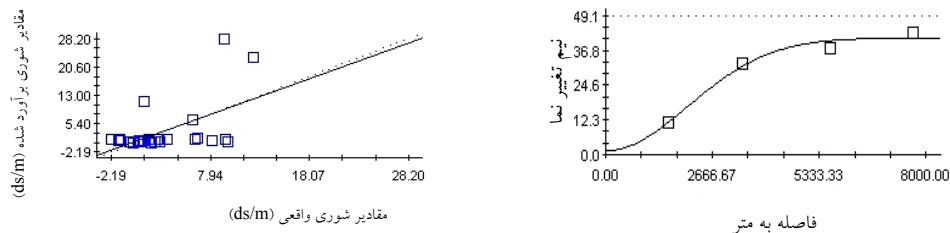
مواد و روشها

در این تحقیق، شوری خاک سطحی تعداد ۲۸ پروفیل دشت ارومیه (۳۶۶۹۰ هکتار) که فاصله آنها بین ۱۳۰۰ و ۴۷۰۰ متر متغیر بوده، اندازه گیری شد. برای برآورد شوری خاک سطحی در نقاط نمونه برداری نشده، از روش های میانابی زمین آماری شامل کریگینگ، میانگین متحرک وزندار و کوکریگینگ در محیط GIS و نرم افزار GS+ استفاده شد. برای مقایسه این روش ها و انتخاب مدل مناسب برآورد شوری خاک سطحی از تکنیک^۱ ارزیابی متقاطع و دو پارامتر آماری^۲ MAE و^۳ MBE استفاده شده است که اولی مشخص کننده خطای نتایج و دومی انحراف نتایج روش استفاده شده را نشان می دهد که با فاصله یافتن از صفر، کمی دقت و یا زیاد بودن انحراف را نشان می دهد.

نتایج و بحث

میانگین شوری در منطقه برابر ۳/۳۶ و حداکثر آن بیش از ۲۸ دسی زیمنس بر متر است. برای اجرای کریگینگ و کوکریگینگ نیاز به تهیه نیم تغییر نما است. نتایج نشان داد که مدل گوسی مدل مناسبی برای این نیم تغییر نما است. شعاع تاثیر این نیم تغییر نما معادل ۸۰۰۰ متر، تاثیر قطعه ای^۴ برابر ۱/۴ و آستانه^۵ معادل ۴۱/۲۸ متر مربع بدست آمده است. ضریب همبستگی برای مدل برازش داده شده ۰/۹۸ محاسبه شده است (شکل ۱). در روش کوکریگینگ از آهک به عنوان متغیر کمکی استفاده شد. نیم تغییر نمای تجربی بدست آمده برای این روش در شکل ۲ ارائه شده است. شعاع تاثیر این نیم تغییر نما معادل ۱۰۰۰۰ متر، تاثیر قطعه ای برابر ۲/۶ و آستانه معادل ۴/۵۳ مترمربع با ضریب همبستگی ۰/۵۸ بدست آمد.

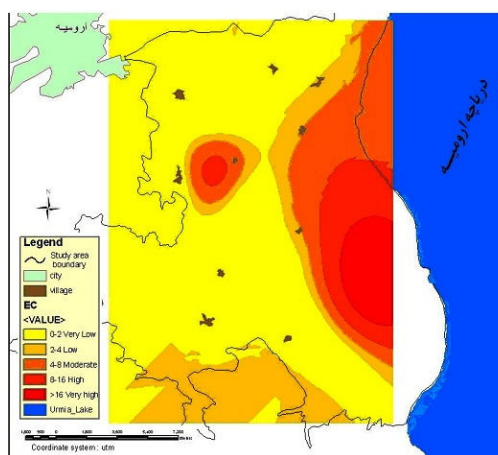
^۱ Cross Validation^۲ Mean Absolute Error^۳ Mean Bias Error^۴ Nugget Effect^۵ Sill



شکل ۱: مدل و نیم تغییر نمای تجربی شوری خاک با استفاده از روش کریگینگ

شکل ۲: ارزیابی برآورد شوری خاک با استفاده از روش کریگینگ

نتیجه ارزیابی روش زمین آماری انتخابی در شکل ۲ ارائه شده است. ملاحظه می شود مقادیر برآوردی روش کریگینگ مطابقت بیشتری با مقادیر اندازه گیری شده دارد و با خطای برابر $1/31$ دسی زیمنس بر متر، از دقت بیشتری برای برآورد شوری خاک برخوردار است. در حالی که روش کوکریگینگ انحراف کمتری را نسبت به روش کریگینگ دارا می باشد ($0/09$ - دسی زیمنس بر متر). ولی چون این اختلاف در حد $0/2$ دسی زیمنس بر متر است، گریگینگ به عنوان روش مناسب برای پهنه بندی و تهیه نقشه شوری خاک انتخاب شد (شکل ۳).



شکل ۳ نقشه شوری سطحی بخش جنوبی دشت ارومیه

منابع

- Corwin, D.L., M. Sorensen and J.D. Rhoades. 1992. Using GIS to locate salinity on irrigated soils. Proc. 8th Conf. Computing in Civil Engineering in Conjunction with A/E/C system '92, TCCP/ASCE-Dallas, TX, June 7-9, pp. 468-485.
- Hartsock, N. J., T. G. Mueller, G. W. Thomas, R. I. Barnhisel, K. L. Wells and S. A. Shearer. 2000. Soil Electrical Conductivity Variability. In: P.C. Robert et al. (ed.) Proc. 5th international conference on precision Agriculture. ASA Misc. Publ., ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
- Mohammadi, J. 2000. Evaluation and mapping of soil salinity hazard in Ramhormoz area (Khuzestan) using disjunctive Kriging. Journal of Agricultural Research, 25(6):45-57.
- Walter, C. and B. McBratney. 2001. Spatial prediction of topsoil salinity in the Chelif Valley, Algeria, using local ordinary kriging with local variograms versus whole-area variogram. Australian Journal of Soil Research, 39 (2): 248-259.**

بررسی توزیع مکانی کادمیم تجمع یافته در بذر گندمزارهای استان خوزستان

علیرضا جعفرنژادی^۱، مهدی همایی^۲، غلامعباس صیاد^۳ و محمد بای بوردی^۴

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس، ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه تربیت مدرس، ^۳ استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز، ^۴ استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران

مقدمه:

کادمیم یکی از عناصر سنگینی است که به طور طبیعی در همه خاک‌ها وجود دارد. کادمیم خاک منبع اصلی این عنصر در گیاهان، غذاهای حاصل از آنها و در نهایت کادمیم موجود در زنجیره غذایی انسان است (واگنر، ۱۹۹۳). این عنصر به صورت جریان توده‌ای، انتشار و تبادل تماسی از خاک به ریشه‌های گیاه انتقال می‌یابد (مارشور، ۱۹۹۵). بنابراین تجمع این عنصر در گیاهان خوراکی بدلیل تاثیر بر سلامتی انسان مطلوب نمی‌باشد. به همین دلیل فائو و سازمان بهداشت جهانی مصرف ۷۰ میکروگرم کادمیم در روز را برای انسان تعیین نموده‌اند. عملیات‌های مدیریتی کشاورزی از قبیل مصرف کودهای شیمیایی و لجن فاضلاب بر غلظت و قابل دسترس بودن این عنصر در خاک تاثیر مستقیم دارد (گران و همکاران، ۱۹۹۹). حد مجاز این عنصر در غلات دانه ریز ۰/۱ و حداکثر آن ۰/۲ میلیگرم کادمیم در کیلوگرم تعیین شده است. گندم (نان و دوروم) به یکی از مهمترین محصولات در زنجیره غذایی انسان است. میزان جذب کادمیم در رقم دوروم به دلیل ساختار ژنتیکی آن نسبت به گندم نان بیشتر است. اما عوامل دیگری از جمله منطقه جغرافیایی، شرایط خاک، فصل رشد و نوع رقم بر جذب این عنصر در این نوع گندم موثر هستند (نورول و همکاران، ۲۰۰۲). تلاش‌های مدیریتی کشاورزی برای کاهش کادمیم در زنجیره غذایی زمانی موثر است که اطلاعاتی در ارتباط با وضعیت آلودگی و علل ایجاد آن در مناطق مختلف وجود داشته باشد. با توجه به اهمیت موضوع، تحقیق زیر برای یافتن میزان تجمع کادمیم و توزیع مکانی آن در بذر گندمزارهای استان خوزستان اجراء گردید.

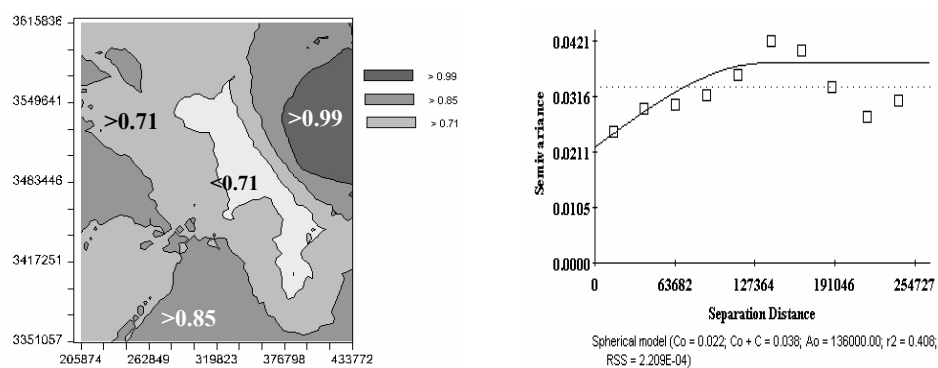
مواد و روش‌ها:

این مطالعه درمزارع گندم استان خوزستان به وسعت ۳۵۵ هزار هکتار در سال ۱۳۸۷ اجراء گردید. با توجه به سطح زیر گندم هر شهرستان، به صورت وزنی از ۲۵۰ نقطه با استفاده از دستگاه GPS از این مزارع نمونه برداری مرکب شد. به این مفهوم که شهرستانی که دارای سطح زیر کشت بیشتر بود، دارای وزن بیشتر و در نهایت تعداد نمونه‌های بیشتری را به خود اختصاص داد. سپس نمونه‌ها آماده سازی و آسیاب شد. مقدار کادمیم بذور از روش هضم با اسید نیتریک و اسید پرکلریک و با استفاده از کوره گرافیتی اندازه‌گیری گردید. برای معرفی اطلاعات، از آمار کلاسیک (میانگین، چولگی و کشیدگی) و نرم‌افزار SPSS14 استفاده شد. برای بررسی توزیع مکانی کادمیم بذور گندم، نیم-تغییرنمای تجربی داده‌ها ترسیم و سپس مناسب‌ترین مدل بر آن برازش داده شد. در نهایت با استفاده از مدل نیم-تغییرنما و با استفاده از تکنیک کریجینگ عملیات میان‌یابی داده‌ها انجام و نقشه پراکندگی کادمیم ترسیم شد. کلیه عملیات زمین آماری با استفاده از نرم‌افزار GS⁺ انجام شد.

نتایج و بحث:

نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که میزان کادمیم موجود در بذر گندم، دارای توزیع نرمال با چولگی یک، کشیدگی ۱/۴ و دامنه ۰/۱۵ تا ۱/۷۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک بود. غلظت کادمیم بذور گندم در بیشتر از ۹۵ درصد نقاط نمونه برداری شده از حد بحرانی ۰/۲ میلی گرم در کیلوگرم بالاتر بود. همچنین غلظت کادمیم بذور با کادمیم کل

و قابل جذب ارتباط معنی‌دار نداشت. بیشترین غلظت کادمیم بذر در شهرستان‌های ایزه و باغ ملک با میانگین‌های ۱/۳ و ۱/۱ میلی گرم در کیلوگرم خاک و کمترین آن در شهرستان‌های رامهرمز، شوشتر و گتوند با میانگین ۰/۵۲ میلی گرم در کیلوگرم خاک بدست آمد. با توجه به اینکه در منطقه ایزه بیشتر ارقام کشت شده گندم از نوع دوروم است و این رقم قابلیت جذب کادمیم بیشتری در مقایسه با گندم نان دارد، تابیدی بر صحت نتایج می‌باشد (۳).



نمودار ۱: مدل کروی برازش داده شده بر مقادیر کادمیم بذور گندم شکل ۱: نقشه توزیع مکانی کادمیم بذور گندم

نتایج حاصل از تجزیه‌های نیم تغییرنا نشان داد که مناسبترین مدل برای توزیع مکانی کادمیم بذر گندم مدل کروی با مشخصات اثر قطعه‌ای ۰/۲۲، آستانه ۰/۳۸ و دامنه ۱۳۶۰۰۰ متر می‌باشد (نمودار ۱). آماره‌های محاسبه شده نشان داد که مدل کروی دارای حداقل خطا نسبت به سایر مدل‌ها است. با استفاده از این مدل، عملیات میان‌یابی کریجینگ نرمال انجام شد (شکل ۱). نتایج کریجینگ نرمال نشان داد که در قسمت شرق استان که عمدتاً گندم دوروم کشت می‌شود، دارای بالاترین آلودگی بذر به کادمیم می‌باشد. همچنین در قسمت جنوبی و غرب استان نیز میزان آلودگی بذور به کادمیم بالا بوده که احتمالاً ناشی از آثار جنگ می‌باشد.

منابع مورد استفاده:

- [1] Grant, C.A., L.D. Bailey, M.J. McLaughlin, and B.R. Singh. 1999. Management factors which influence cadmium concentrations in crops. P 151-198. In M.J. McLaughlin and B.R. Singh (ed) Cadmium in soils and plants. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands
- [2] Marchner, H. 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.
- [3] Norvell, W. A., J. Wu, D. G. Hopkins and R. M. Welch. 2002. Spatial variability of grain cadmium and soil characteristics in a durum wheat field, Soil Sci. Soc. Am. J. 66:268-275.
- [4] Wagner, G.J. 1993. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. Advances in Agronomy 51:173-212.

تأثیر اصلاح کننده های آلی بر جز بندی فسفر در خاک

لادن کرم نژاد و محسن جلالی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و دانشیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی، دانشگاه بو علی سینا همدان

مقدمه

آگاهی از مقدار و توزیع اجزای مختلف فسفر می تواند در ارزیابی و درک فرآیند های پدوژنیک و بررسی توسعه خاک مهم باشد [۱۷]. با توجه به این که اجزای مختلف فسفر حلالیت های متفاوت دارند، تعیین فراوانی و توزیع آن ها ما را با قابلیت جذب آن ها توسط گیاهان بیشتر آشنا می کند [۲]. غلظت و نسبت هر جز از فسفر در خاک با توجه به مدیریت های مختلفی که روی خاک ها اعمال می شود، می تواند تغییر کند و متفاوت باشد [۸]. جز بندی شیمیایی فسفر معدنی باعث تفکیک اجزای مختلف فسفر در خاک (عمدتاً شامل فسفر محلول و فسفر به اشکال $Al - P$ ، $Fe - P$ و $Ca - P$) می گردد [۲]. ماگویر و همکاران (۲۰۰۰) اجزای مختلف فسفر معدنی را همراه با کاربرد کودهای آلی در خاک مورد بررسی قرار دادند. آن ها این طور بیان داشتند که کاربرد کود آلی توانست به طور معنی داری باعث افزایش میزان فسفر کل شود [۵]. لوپز کونترراز و همکاران (۲۰۰۷) تأثیر ۳ نوع کود آلی متفاوت شامل کود مرغی، کمپوست و کود گاوی را بر روی خاک های شنی در منطقه ونزویلن آمازونین مطالعه کردند و مشاهده کردند که کاربرد کودهای آلی سبب افزایش معنی دار در اجزای مختلف فسفر آلی و فسفر معدنی شد [۳]. عصاره گیری جز به جزء یک ابزار مناسب در ارزیابی وضعیت فسفر خاک و پتانسیل خاک در فراهمی فسفر برای گیاه می باشد. چرا که فراهمی فسفر برای گیاه به جاگزینی فسفر قابل دسترسی توسط اجزای مختلف فسفر وابسته است [۴]. از آن جاکه مواد آلی به ویژه بقایای گیاهی، کمپوست زباله و کود مرغی بر توزیع اجزای مختلف فسفر در خاک تأثیر دارند، لذا این تحقیق با هدف بررسی تأثیر بقایای آلی بر توزیع اشکال مختلف فسفر در خاک انجام گرفت.

مواد و روش ها

به منظور انجام این تحقیق، از نمونه خاک از ندریان از سری های غالب زراعی استان همدان، که از عمق ۳۰-۰ سانتی متری نمونه برداری و هوا خشک شده و از الک دو میلی متری عبور داده شد، استفاده گردید. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک با استفاده از روش های متداول آزمایشگاهی اندازه گیری شد. تیمارهای خاک مورد آزمایش ۱۰ عدد، شامل ۱ تیمار خاک بدون کود فسفره و بدون بقایای آلی به عنوان خاک شاهد، ۴ تیمار شامل خاک به اضافه کود فسفره و بقایای آلی، ۴ تیمار دیگر شامل خاک به اضافه بقایای آلی و بدون کود فسفره و ۱ تیمار شامل خاک به اضافه کود فسفره و بدون بقایای آلی بوده، که پس از پایان یافتن دوره ۴۵ روزه در ستون های آبشویی با آب مقطر تحت شرایط غیر اشباع از هر یک از ستون ها خارج و هوا خشک و به طور یکنواخت مخلوط شده و سپس اجزای مختلف فسفر در این تیمارها از هم تفکیک شدند. بقایای آلی شامل گندم، سیب زمینی، کود مرغی و کمپوست زباله بودند. کود فسفره (نمک فسفات پتاسیم) به میزان ۲۰۰ میلی گرم در کیلو گرم خاک و بقایای آلی به میزان ۵ درصد به خاک اضافه شدند. اجزای مختلف فسفر به روش آن و همکاران [۱] عصاره گیری شدند. فسفر خاک با محلول کلرور پتاسیم ۲ مولار، محلول سود ۰/۱ نرمال، اسید هیدروکلریک ۰/۵ مولار و اسید نیتریک غلیظ و اسید پرکلریک غلیظ به ترتیب به اشکال محلول و تبادلی، پیوند شده با آهن و آلومینیوم، پیوند شده با کلسیم و باقی مانده تفکیک شدند. تعیین غلظت فسفر در عصار ها به روش موری وریلی [۶] و با استفاده از دستگاه اسپکترو فتومتر اندازه گیری شد. تجزیه و تحلیل داده ها با استفاده از برنامه آماری SAS انجام گرفت. طرح مورد استفاده کاملاً تصادفی بود و مقایسه میانگین ها با استفاده از آزمون دانکن صورت گرفت.

نتایج و بحث

با توجه به نتایج بدست آمده، دامنه تغییرات فسفر در جز محلول و تبادلی بین ۶/۳۳ تا ۲۹/۴۹ میلی گرم بر کیلوگرم، جز پیوند شده با آهن و آلومینیوم بین ۲۰/۶۷ تا ۴۷۴/۸۰ میلی گرم بر کیلوگرم، جز پیوند شده با کلسیم بین ۳۸۶/۳۲ تا ۶۵۳/۲۷ میلی گرم بر کیلوگرم، جز باقی مانده بین ۱۵۸/۵۹ تا ۲۰۷/۳۳ میلی گرم بر کیلوگرم و مقدار فسفر کل بین ۵۸۲/۵۵ تا ۱۳۵۸/۳۵ میلی گرم بر کیلوگرم بود. به لحاظ درصد، در تمام تیمارها بیشترین جز مربوط به جز پیوند شده با کلسیم و کمترین جز مربوط به جز محلول و تبادلی بود. نتایج نشان داد که ۶۰/۵۲ درصد از فسفر کل در تمام تیمارها مربوط به جز پیوند شده با کلسیم، ۲۲/۶۳ درصد مربوط به جز باقی مانده، ۱۵/۰۱ درصد مربوط به جز پیوند شده با آهن و آلومینیوم و ۱/۸۳ درصد مربوط به جز محلول و تبادلی می باشد. استفاده از بقایای آلی و کود فسفره به همراه هم و یا هر کدام به تنهایی سبب افزایش در جز پیوند شده با کلسیم و جز پیوند شده با آهن و آلومینیوم و نیز در مقدار فسفر کل در تمامی تیمارها نسبت به تیمار شاهد شد. در جز محلول و تبادلی همه تیمارها به جز تیمارهای گندم، سیب زمینی و کود فسفره به اضافه گندم و در جز باقی مانده همه تیمارها به جز تیمارهای گندم، سیب زمینی و کمپوست زباله نسبت به تیمار شاهد افزایش یافتند. مقایسه میانگین در سطح ۵٪ نشان داد در جز محلول و تبادلی تیمارهای کود مرغی، نمک فسفات، کود فسفره به اضافه کمپوست زباله و کود فسفره به اضافه کود مرغی، در جز پیوند شده با آهن و آلومینیوم تیمارهای کود مرغی، کود فسفره به اضافه کمپوست زباله، کود فسفره به اضافه گندم و کود فسفره به اضافه کود مرغی، در جز پیوند شده با کلسیم تیمارهای کود مرغی، کود فسفره به اضافه کمپوست زباله و کود فسفره به اضافه کود مرغی، نسبت به تیمار شاهد دارای افزایش معنی دار بودند. بنابراین افزودن مواد آلی نه تنها باعث افزایش فسفر خاک شد، بلکه باعث تغییر توزیع اجزای فسفر در خاک گردید. از آن جا که تحرک فسفر در هر یک از اجزا متفاوت می باشد، لذا در استفاده از مواد آلی در خاک بایستی به این مسأله توجه نمود.

منابع مورد استفاده

- [1] Ann, Y., K. R. Reddy, J. J. DelRino. 2000. Influence of chemical amendments on phosphorus immobilization in soils from a constructed wetland. *Ecol. Eng.* 14: 157-167.
- [2] Chang, S. C. and M. L. Jackson. 1957. Fractionation of phosphorus. *Soil Sci.* 84:133-144.
- [3] Lopez-Contreras, A. Y., I. Hernandez-Valencia, and D. Lopez-Hernandez. 2007. Fractionation of soil phosphorus in organic amended farms located on savanna sandy soils of Venezuelan Amazonian. *Biol Fertile Soils.* 43:771-777.
- [4] Lopez-Pinerio, A., and A. Garcia-Navarro. 2001. Phosphate fraction and availability in vertisols of south-western Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 166:548-556.
- [5] Maguire, R. O., J. T. Sims, and F. J. Coal. 2000. Phosphorus fractionation in biosolids-Amended soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 2018-2024.
- [6] Murph, J., and H. P. Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta.* 27:31-36.
- [7] Stewart, J. W. B., and H. Tiessen. 1987. Dynamics of soil organic phosphorus. *Biogeochemistry.* 4:41-60.
- [8] Tyler, G. 2002. Phosphorus fractions in grassland soils. *Chemosphere.* 48: 343-349.

تاثیر اصلاح کننده های شیمیایی و آلی بر روی گونه بندی عناصر سنگین در یک خاک آلوده شده

امیر جلیلی^۱، محسن جلالی^۲.

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، بوعلی سینا همدان.

مقدمه

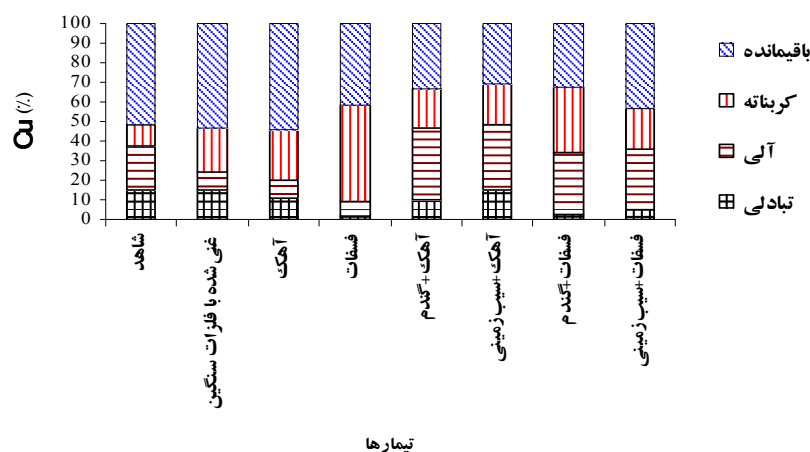
آلودگی فلزات سنگین در خاک یک مشکل فزاینده در بیشتر کشور های در حال صنعتی شدن می باشد. تهدید فلزات سنگین برای محیط زیست می تواند از طریق تثبیت خود خاک کاهش یابد، که به موجب آن قابلیت استفاده و خطر تحرک این فلزات کاهش می یابد. فلزات کمیاب و عناصر سنگین سرچشمه گرفته شده از منابع متنوع ممکن است در نهایت به سطح خاک برسند و سرنوشت این عناصر بستگی به خصوصیات شیمیایی و فیزیکی به ویژه به گونه بندی این فلزات بستگی دارد. اشکال شیمیایی فلزات در خاک که کنترل کننده ی تحرک و قابلیت استفاده ی زیستی فلزات سنگین هستند به همراه زمان ماندگاری آلوده کننده ها در لایه های خاک، جزو موضوع های مورد پژوهش محققان می باشند. استفاده از گونه بندی متوالی، غلظت فلزات موجود در بخش های ویژه ی شیمیایی خاک را تعیین می کند که برای تعیین قابلیت استفاده ی این عناصر برای گیاه [۴] و حرکت فلزات سنگین در نیم رخ خاک [۶] بکار می رود. بنابراین بررسی اشکال مختلف عناصر سنگین در خاک و نهایتا برنامه ریزی صحیح برای کاهش مقدار جذب آنها به وسیله گیاه و آلودگی زنجیره غذایی انسان و حیوان و همچنین کاهش انتقال آنها به منابع آبی مسئله مهمی است که باید در نظر گرفته شود [۱]. نتایج گارائو و همکاران (۲۰۰۷) نشان داد که در خاک تیمار شده با آهک و ژئولیت جزء سرب و کادمیم عصاره گیری شده با نیترات کلسیم به ترتیب ۱۳٪ و ۲۷٪ و در مورد EDTA به ترتیب ۳۴٪ و ۴۸٪ نسبت به خاک شاهد بالاتر بود. بیش از ۸۳٪ روی، کادمیم و سرب در خاک های تیمار شده با آهک و گل قرمز در بخش غیر قابل تبادل قرار داشتند [۵]. هدف از این مطالعه بررسی تاثیر تیمار های شیمیایی و آلی بر روی گونه بندی فلزات سنگین در یک خاک آلوده شده می باشد.

مواد و روش ها

برای انجام این پژوهش یک نمونه خاک انتخاب گردید. نمونه برداری خاک از عمق ۰-۳۰ سانتی متری از خاک سری ازندریان در استان همدان انجام شد. خاک هواخشک شده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. بافت خاک لوم شنی می باشد. برای انجام این مطالعه مقدار ۴۰۰ میلی گرم در کیلوگرم سرب و روی، ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم مس و نیکل و ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم کادمیم به صورت نمک های نیترا ته و تیمارهای دی آمونیوم فسفات، آهک، دی آمونیوم فسفات + بقایای گندم، دی آمونیوم فسفات + بقایای سیب زمینی، آهک + بقایای گندم و آهک + بقایای سیب زمینی هر کدام بطور جداگانه به مقدار ۵٪ به خاک اضافه شدند. رطوبت خاک به حد ظرفیت زراعی رسانده شد و نمونه ها به مدت یک هفته در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد انکوباسیون شدند. خاک های آلوده و تیمار شده درون ستون هایی از جنس پیرکس ریخته شدند و با آب مقطر آیشویی شدند. پس از اتمام دوره آیشویی خاک درون ستون ها هوا خشک شده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. سپس غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه در اجزای خاک به روش عصاره گیری مرحله ای [۷] تعیین گردید. برای قرائت غلظت فلزات سنگین از دستگاه اسپکترومتری جذب اتمی (AAS) استفاده شد.

تایج و بحث

نتایج پژوهش حاضر نشان می دهد که بیشترین توزیع عناصر سرب و کادمیم در تمام تیمارها به ترتیب در بخش کربناته و باقیمانده و در مورد روی و نیکل نیز به ترتیب در بخش باقیمانده و کربناته می باشد. نتایج تحقیقات کاستالدی و همکاران (۲۰۰۵) نشان داد که در خاک های تیمار شده با آهک و فسفات میزان روی غیر قابل تبادل افزایش یافته است. در خاک های تیمار شده با آهک و گل قرمز جزء قوی پیوند شده (جزء کربناته و باقیمانده) در عصاره گیری روی و کادمیم افزایش نشان دادند [۵]. در پژوهش حاضر بیشترین مقدار توزیع سرب، کادمیم، روی و نیکل مابین تیمارهای مختلف به ترتیب در تیمار دی آمونیوم فسفات + سیب زمینی در جزء کربناته، تیمار دی آمونیوم فسفات در جزء کربناته، تیمار آهک در جزء باقیمانده و تیمار دی آمونیوم فسفات + گندم در جزء باقیمانده می باشد. افزودن فسفات به خاک آلوده شده با فلزات سنگین موجب افزایش غلظت روی و سرب در جزء باقیمانده و کربناته شده و موجب کاهش روی و سرب در جزء تبادلی می شود [۲]. با توجه به نتایج بدست آمده بیشترین توزیع مس در تیمار غنی شده با فلزات سنگین، تیمار آهک، تیمار دی آمونیوم فسفات + سیب زمینی در جزء باقیمانده بوده است. همچنین بیشترین توزیع مس در تیمار آهک + گندم و تیمار آهک + سیب زمینی در جزء آلی و در نهایت بیشترین توزیع مس در تیمار دی آمونیوم فسفات و تیمار دی آمونیوم فسفات + گندم در جزء کربناته بوده است (شکل ۱).



شکل ۱: توزیع مس در گونه های تبادلی، آلی، کربناته و باقیمانده در خاک آلوده تحت تاثیر تیمارهای مختلف بعد از دوره آیشویی.

منابع

- [۱]- سالار دینی، ع. ۱۳۷۲. اصول تغذیه گیاه، جلد اول: مبانی بنیادی، انتشارات دانشگاه تهران.
- [2]Cao, R. X., L. Q. Ma, M. Chen, S. P. Singh and W. G. Harris. 2003. Phosphate-induced metal immobilization in a contaminated site. *Environ. Pollut.* 122: 19-28.
- [3]Castaldi, P., L. Santona and P. Melis. 2005. Heavy metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. *Chemosphere*. 60: 365-371.
- [4]Chlopecka, A. and D. C. Adriano. 1996. Mimicked in-situ stabilization of metals in a cropped soil: Bioavailability and chemical form if zinc. *Environ. Sci. Technol.* 30: 3294-3303.
- [5]Garau, G., P. Castaldi, L. Santona, P. Deiana and P. Melis. 2007. Influence of red mud, zeolite and lime on heavy metal immobilization culturabile heterotrophic microbial population and enzyme activities in a contaminated soil. *Geoderma*. 9: 1-11.
- [6]Li, Z. and L. M. Shuman. 1996. Heavy metal movement in metal contaminated soil profiles. *Soil. Sci.* 161: 656-666.
- [7]Sposito, G., L. J. Lund and A. C. Chang. 1983. Trace metal chemistry in arid-zone field soils amended with sewage sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd

تاثیر اصلاح کننده های شیمیایی و آلی بر کاهش انتقال عناصر سنگین در یک خاک آلوده شده

امیر جلیلی^۱ و محسن جلالی^۲.

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان.

مقدمه

آلودگی فلزات سنگین در خاک به خاطر عدم کنترل و مدیریت پسابها و مواد زائد صنعتی به عنوان یک مشکل زیست محیطی به ویژه در مناطق صنعتی می باشد. فلزات سنگین برخلاف آلوده کننده های آلی تغییرناپذیر، غیرقابل تجزیه و پایدار در خاک هستند [۱]. روش های زیادی جهت کم کردن تحرک فلزات با انتقال از بخش قابل دسترس به بخش غیر قابل دسترس از طریق تغییر و تبدیل های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک عناصر سنگین در خاک های آلوده ارائه شده است. استفاده از آهک می تواند با افزایش pH و رسوب فلزات سنگین بصورت فلز-کربنات [۳ و ۴] و نمک دی آمونیوم فسفات از طریق تشکیل کانی های فسفات-فلز [۵] در کاهش تحرک شیمیایی فلزات سنگین موثر باشند. تیمار کردن خاک با کمپوست مواد آلی در ابتدا رشد گیاه را با بهبود وضعیت تغذیه ای در خاک و غیر متحرک کردن فلزات سنگین افزایش می دهد، اما بعد از تجزیه مواد آلی فلزات جذب شده ممکن است متحرک شوند [۲]. هدف از این مطالعه بررسی تاثیر تیمارهای شیمیایی و آلی بر کاهش تحرک عناصر سنگین در خاک آلوده می باشد.

مواد و روش ها

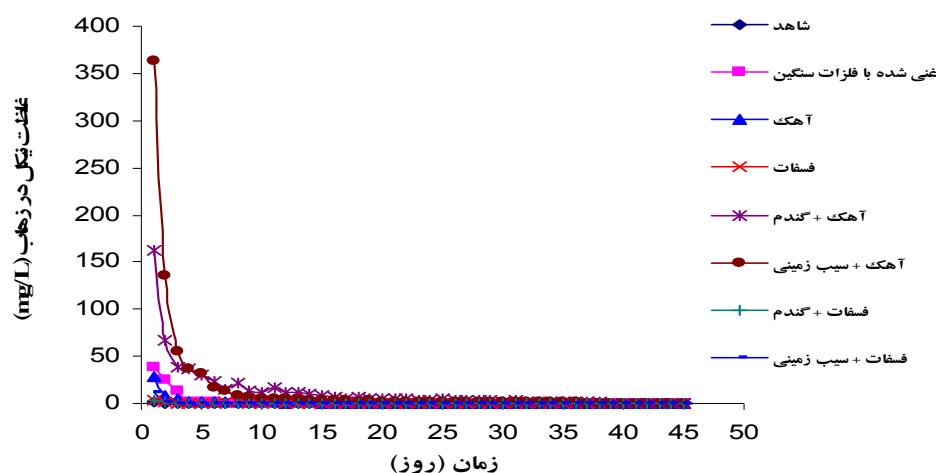
برای انجام این پژوهش یک نمونه خاک انتخاب گردید. نمونه برداری خاک از عمق ۰-۳۰ سانتی متری از خاک سری ازندریان در استان همدان انجام شد. خاک هواخشک شده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک ها با روش های رایج آزمایشگاهی تعیین شد (جدول ۱). برای انجام این مطالعه مقدار ۴۰۰ میلی گرم در کیلوگرم سرب و روی، ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم مس و نیکل و ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم کادمیم به صورت نمک های نیترا ته و تیمارهای دی آمونیوم فسفات، آهک، دی آمونیوم فسفات + بقایای گندم، دی آمونیوم فسفات + بقایای سیب زمینی، آهک + بقایای گندم و آهک + بقایای سیب زمینی هر کدام بطور جداگانه به مقدار ۵٪ به خاک اضافه شدند. رطوبت خاک به حد ظرفیت زراعی رسانده شد و نمونه ها به مدت یک هفته در دمای ۲۵ درجه سانتی گراد انکوباسیون شدند. برای انجام آزمایش های آبشویی، از ستون های با جنس پیرکس با قطر ۴/۹ سانتی متر تا ارتفاع ۲۰ سانتی متری با خاک آلوده و تیمار شده پر شدند. پس از آماده شدن ستون ها، آبشویی به روش غیر اشباع با آب مقطر به مدت ۴۵ روز بر اساس پوروالیوم خاک انجام شد. زه آب ستون ها در ظروف پلاستیکی جمع آوری و نگهداری شد. غلظت فلزات سنگین مورد مطالعه با دستگاه جذب اتمی مدل واریان اندازه گیری شد.

جدول ۱- ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک مورد بررسی

طبقه بندی خاک	رس	شن	سیلت	pH	CEC	ماده آلی	کربنات کلسیم معادل
	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)		(cmol _c kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)	(g kg ⁻¹)
Typic calcixerepts	۸۳	۷۶۴	۱۳۳	۷/۱	۱۱/۲	۳۴/۸	۴۷

نتایج و بحث

نتایج بدست آمده از آزمایش های آبشویی فلزات سنگین نشان می دهد که تیمار دی آمونیوم فسفات تاثیرزایدی در کاهش تحرک روی، نیکل و کادمیم در خاک های آلوده شده با فلزات سنگین داشته است (شکل ۱)، که علت آن شاید مربوط به تشکیل ترکیبات $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2$ ، $\text{Ni}_3(\text{PO}_4)_2$ و $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$ در خاک باشد که منجر به یک کاهش طولانی مدت در انتقال و حلالیت این فلزات می شود [۵]. در این پژوهش تیمار آهک بطور موثری باعث کاهش آبشویی مس و سرب شده است که شاید علت آن مربوط به افزایش pH حاصل از اضافه کردن آهک باشد که نقش مهمی در کاهش تحرک و حلالیت فلزات سنگین در خاک دارد. در حالیکه تیمار آهک + سیب زمینی تاثیر زیادی در افزایش آبشویی نیکل، مس، سرب و کادمیم نشان داده است. تیمار آهک + گندم نیز تاثیر قابل ملاحظه ای در افزایش آبشویی روی داشته است. این مسئله می تواند مربوط به پایین بودن pH ناشی از آزاد شدن H^+ از گروههای عامل مواد آلی یا تبادل بین فلزات اضافه شده با پروتون موجود در سطوح گروههای مواد آلی باشد. از طرف دیگر وجود گروههای کربوکسیلیک و فنولیک در بقایای تجزیه شده مواد آلی (گندم و سیب زمینی) توانایی تشکیل کمپلکس و انتقال فلزات سنگین را در خاک دارند. تیمار دی آمونیوم فسفات + گندم و تیمار دی آمونیوم فسفات + سیب زمینی باعث کاهش آبشویی سرب، روی و نیکل شده است اما این دو تیمار آبشویی مس و کادمیم را افزایش داده است.



شکل ۱: تغییرات غلظت عنصر نیکل در زهاب خروجی تحت تاثیر تیمارهای مختلف در مدت زمان آبشویی.

منابع

- [1] Adriano, D. C., W. W. Wenzel, J. Vangronsveld and N.S. Bolan. 2004. Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*. 122: 121-142.
- [2] Clemente, R., A. Escolar and M. P. Bernal. 2006. Heavy metals fractionation and organic matter mineralisation in contaminated calcareous soil amended with organic materials. *Bioresour. Technol.* 97: 1894-1901.
- [3] Filius, A., T. Streck and J. Richter. 1998. Cadmium sorption and desorption in limed top soils as influenced by pH Isotherms and simulated leaching. *J. Environ. Qual.* 27: 12-18.
- [4] McBride, M. B., S. Suave and W. Hendershot. 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd, and Pb in contaminated soils. *Euro. J. Soil Sci.* 48: 337-346.
- [5] McGowen, S. L., N. T. Basta and G. O. Brown. 2001. Use of Diammonium phosphate to reduce heavy metal solubility and transport in smelter contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 30: 493-500.

تأثیر آبیاری با آبهای دارای نسبتهای مختلف جذب سدیم بر آبشویی عناصر غذایی از خاک فرانک رنجبر^{۱*} و محسن جلالی^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا و ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا همدان

مقدمه

گفته می شود که در طول قرن حاضر، آب می تواند به اندازه نفت، ارزش داشته باشد. هرچند کل مقدار آبی که از طریق چرخه هیدرولوژی در دسترس قرار می گیرد، می تواند نیاز جمعیت فعلی را به آب شیرین تامین نماید، اما بخش اعظمی از این آب تنها در نواحی خاصی از جهان، متمرکز شده است و سایر نقاط از کمبود آب رنج می برند [۴]. بزرگترین تهدید در حفظ و نگهداری منابع آب شیرین، تخلیه منابع آبهای سطحی و زیر زمینی است، که برای تامین نیازهای جمعیتی که به سرعت در حال افزایش می باشد، مورد استفاده قرار می گیرد و این مسئله، یک فاکتور مهم و اساسی در تولید محصولات کشاورزی، به ویژه در مناطق خشک و نیمه خشک محسوب می شود. به دلیل افزایش تراکم و سطح زیر کشت، منابع فعلی آبهای زیر زمینی با کیفیت مناسب، جوابگوی تقاضا برای آب، نمی باشد [۴]. در نتیجه افزایش کاربرد و استفاده مجدد از آبهای شور و سدیمی در آینده، مورد انتظار است [۳]. آبیاری با آب دارای سدیم بالا به همراه بارندگی محدود و تبخیر زیاد، بطور قابل ملاحظه ای سدیمی شدن خاک را افزایش می دهد. علاوه بر آن، کیفیت پایین آب منجر به آبشویی عناصر غذایی از خاک می گردد [۱]. هدف از این مطالعه نیز، بررسی تأثیر آبیاری با آبهای دارای نسبتهای مختلف جذب سدیم بر آبشویی عناصر غذایی از خاک بوده است.

مواد و روشها

نمونه برداری از لایه ۳۰-۰ سانتیمتری یک خاک لوم شنی صورت گرفت. سپس کودهای مرغی و دامی که قبلا در آون در دمای ۷۰°C، خشک و از الک ۲ میلی متری عبور داده شده بودند و نیز نمک سولفات کلسیم (گچ) آبدار، هر کدام بطور جداگانه به میزان ۵٪ به نمونه خاک آماده شده، اضافه شدند. سه تیمار آماده شده به همراه نمونه شاهد (بدون اضافه کردن ترکیبات مذکور)، به مدت یک ماه در دمای ۳۰-۲۵ درجه سانتی گراد و با رطوبتی در حد ظرفیت زراعی، انکوباسیون شدند. ستونهای آبشویی پس از پر شدن با نمونه های خاک شاهد و تیمار شده تا ارتفاع ۱۰ سانتی متر، با محلولهای آبشویی با سه SAR مختلف (۱۰، ۴۰ و ۱۰۰) از نمکهای کلرید کلسیم (CaCl_2) و کلرید سدیم (NaCl) و با قدرت یونی یکسان (۵۰ میلی مولار)، جهت بررسی اثرات استفاده از آبهای سدیمی، تا ۲۰ پور والیوم به صورت اشباع آبشویی شدند. به منظور بررسی تغییر وضعیت عناصر غذایی مورد نظر، زهاب خروجی ستون ها در هر پور والیم، جمع آوری و پتاسیم و فسفر آنها اندازه گیری شد.

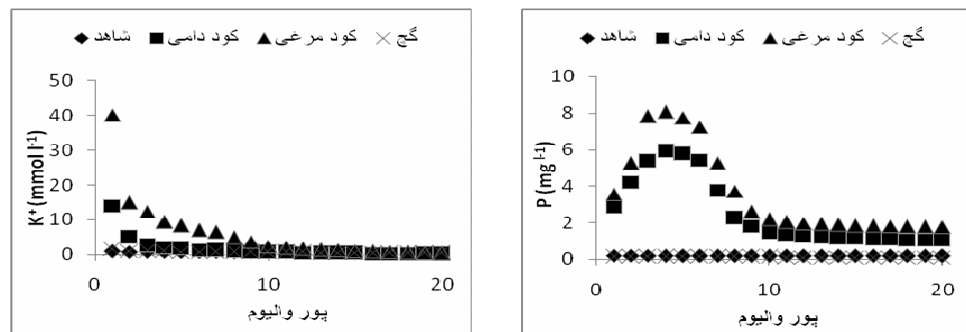
نتایج و بحث

منحنی های رخنه آبشویی پتاسیم و فسفر از ستونهای خاک با محلول دارای $\text{SAR}=0$ در شکل ۱ (a) و (b) و میزان پتاسیم و فسفر آبشویی شده از ستون ها با سه محلول آبشویی پس از ۲۰ پور والیوم، همراه با مقایسه آماری داده ها، در جدول ۱ نشان داده شده است. این نتایج نشان می دهد که بیشترین میزان آبشویی، در تیمار کود مرغی وجود دارد که علت آن میزان پتاسیم و فسفر بالا در این تیمار و رها سازی آن در دوره آبشویی می باشد. با افزایش SAR محلول، میزان آبشویی پتاسیم در خاک شاهد و تیمارها افزایش پیدا کرده است (جدول ۱). منحنی های رخنه آبشویی با محلولهای دارای SAR ۱۰ و ۴۰ نیز مشابه $\text{SAR}=0$ می باشد با این تفاوت که پیک غلظت پتاسیم و فسفر در آنها بالاتر است. هدر روی پتاسیم از خاک در اثر کاربرد آب آبیاری با کیفیت پایین، توسط سایر محققان نیز گزارش شده است [۱ و ۲]. میزان فسفر آبشویی شده بر حسب کیلوگرم در هکتار نشان داد در تیمار کود مرغی، ۲۹/۸۵، ۳۹/۹۰ و ۵۲/۴۱

کیلوگرم فسفر در هکتار، به ترتیب توسط محلول‌های دارای نسبت‌های جذب سدیم ۱۰، ۴۰ و ۴۰ آبشویی شده است. در حالیکه این میزان در خاک شاهد ۲/۲۹-۱/۴۴ کیلوگرم در هکتار می باشد. در تیمار گچ به علت حضور کلسیم، میزان آبشویی فسفر نسبت به خاک شاهد کاهش یافته است.

(a)

(b)



شکل ۱ منحنیهای رخنه آبشویی پتاسیم (a) و فسفر (b) با محلول دارای SAR=0

بنابراین کاربرد بیش از حد و غیر اصولی کودهای دامی و مرغی می تواند باعث بالا رفتن غلظت فسفر آب‌های زیر زمینی و در نتیجه آلودگی آنها گردد. جلالی و مریخ پور (۲۰۰۸)، گزارش دادند که استفاده از محلول‌های آبشویی با سه SAR مختلف (۵، ۱۵ و ۳۰) در یک خاک تیمار نشده، موجب آبشویی فسفر به میزان ۶-۵ کیلوگرم در هکتار شده است. همچنین با افزایش SAR محلول، میزان آبشویی فسفر در خاک شاهد و تیمارها افزایش پیدا کرده است (جدول ۱). جلالی و مریخ پور (۲۰۰۸) نیز نتایج مشابهی در مورد افزایش آبشویی پتاسیم و فسفر، در اثر افزایش نسبت جذب سدیم محلول آبشویی، گزارش داده اند.

جدول ۱ میزان پتاسیم و فسفر آبشویی شده از خاکهای شاهد و تیمار شده پس از ۲۰ پور والیوم

P (mg col ⁻¹)			K ⁺ (mg col ⁻¹)			پارامترها
SAR=40	SAR=10	SAR=0	SAR=40	SAR=10	SAR=0	وضعیت
۰/۴۱ C	۰/۳۴ C	۰/۲۶ C	۳۶/۶۶ C	۳۳/۹۳ C	۳۲/۳۷ C	شاهد
a	b	c	a	ab	b	
۹/۱۳ a	۶/۹۵ a	۵/۲۰ a	۴۳۲/۵۱ a	۳۸۹/۲۲ a	۳۳۵/۷۹ a	کود مرغی
a	b	b	a	ab	b	
۷/۹۳ b	۵/۴۵ b	۳/۶۱ b	۱۲۲/۸۵ b	۹۸/۲۸ b	۹۲/۰۴ b	کود دامی
a	b	c	a	ab	b	
۰/۲۱ C	۰/۱۹ C	۰/۱۶ C	۴۵/۶۳ C	۳۸/۶۱ C	۳۵/۴۹ C	گچ
a	a	b	a	ab	b	

حروف بالا نشان دهنده مقایسه میانگین بین زهاب ستون‌ها در هر نسبت جذب سدیم و حروف پایین نشان دهنده مقایسه میانگین بین زهاب-های هر ستون در نسبت‌های مختلف جذب سدیم می باشد. حروف مشابه بیانگر عدم وجود اختلاف معنی دار ($P < 0.05$) در آزمون دانکن است.

منابع

- [1] Jalali, M., and Merrikhpour, H. (2008) Effects of poor quality irrigation waters on the nutrient leaching and groundwater quality from sandy soil. Environmental Geology. 53: 1289-1298.
- [2] Jalali, M., Rowell, D.L. (2003) The roll of calcite and gypsum in the leaching of potassium in a sandy soil. Experimental Agriculture. 39: 379-394.

-
- [3] Pimentel, D., Bailey, O., Kim, P., Mullaney, E., Calabrese, J., Walman, L., Nelson, F., Yao, X. (1999). Will limits of the earth's resources control human numbers? *Environ. Sustainability Development*. 1, 19-39.
- [4] Qadir, M., Oster, J.D. (2004). Crop and irrigation management strategies for saline-sodic soils and waters aimed at environmentally sustainable agriculture. *Science of the Total Environment*. 323, 1-19.

بررسی اثر تیمارهای فسفر و ماده آلی بر غلظت فسفر و عناصر کم مصرف در مراحل مختلف رشد گیاه اسفناج

مریم زاهدی فر^۱، نجفعلی کریمیان^۲، عبدالمجید رونقی^۳ و جعفر یثربی^۴

^۱ دانشجوی دکتری، ^۲ استاد، ^۳ دانشیار و ^۴ استادیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مقدمه:

مدیریت مناسب فسفر به منظور تامین عملکرد بهینه محصول بسیار مهم است. از سوی دیگر می تواند باعث کاهش اثرات مخرب زیست محیطی آن شود [۳]. تجمع فسفر در خاک از طریق افزودن کودهای حیوانی و شیمیایی می تواند منجر به افزایش ورود فسفر به آبهای سطحی شود. از طرفی کیفیت محصولاتی چون اسفناج تحت تاثیر سطوح بالای عناصر، کاهش می یابد. لذا در نظر گرفتن نیاز متفاوت گیاه به عناصر غذایی در مراحل مختلف رشد از اهمیت زیادی برخوردار است. این آزمایش با هدف مطالعه تاثیر فسفر و ماده آلی بر غلظت عناصر غذایی از جمله فسفر و عناصر کم مصرف در مراحل رشد اسفناج انجام شد.

مواد و روش ها:

آزمایش گلخانه ای با طرح کاملاً تصادفی همراه با سه تکرار و با استفاده از خاک آهکی منطقه سروستان استان فارس انجام شد. پس از تعیین ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن به ۹۰ گلدان دو کیلوگرمی انتقال داده شد. تیمارهای مورد استفاده شامل فسفر به صورت فسفات کلسیم در سه سطح ۰، ۲۰ و ۶۰ میلی گرم در کیلوگرم و ماده آلی به صورت کود گاوی در دو سطح ۰ و ۲ درصد وزنی بودند. به منظور تامین نیتروژن مورد نیاز گیاه مقدار ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم نیتروژن از منبع نترات آمونیوم نیمی قبل از کشت و نیم دیگر در هفته چهارم بعد از کشت به گلدان ها اضافه شد. ۱۰ بذر اسفناج (*Spinacia oleracea* L., cv. Viroflay) در عمق یک سانتی متری کاشته شد که این تعداد در هفته اول بعد از جوانه زنی به ۵ عدد تقلیل داده شد.

در طی رشد گلدان ها با آب مقطر و تا رسیدن به رطوبت ظرفیت مزرعه آبیاری شدند. گیاهان در ۵ مرحله رشد شامل هفته های چهارم، پنجم، ششم، هفتم و هشتم بعد از سبز شدن، برداشت شده و مورد تجزیه شیمیایی قرار گرفتند. در پایان هر مرحله رشد خاک گلدان ها نیز مورد بررسی و تجزیه شیمیایی قرار گرفت. سپس نتایج با برنامه های EXCEL، MSTATC و SPSS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

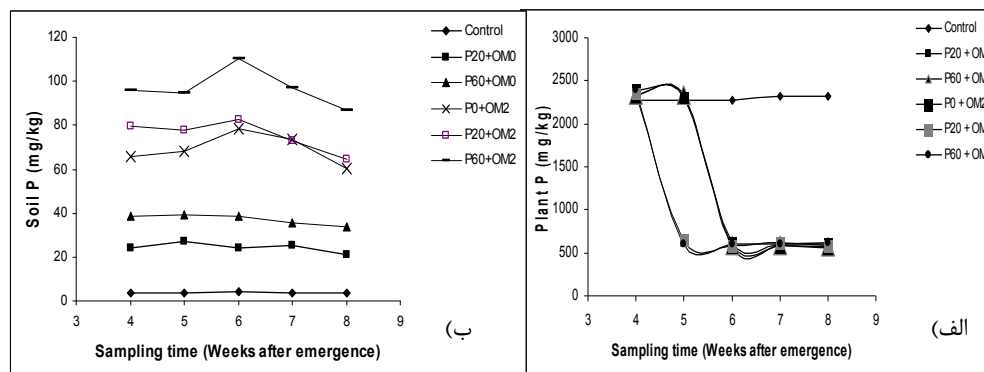
نتایج و بحث:

اثر کاربرد فسفر و ماده آلی بر غلظت فسفر گیاه و خاک در مراحل مختلف رشد در شکل ۱ نشان داده شده است. غلظت فسفر خاک در تیمارهای ماده آلی بویژه در هفته ششم رشد، احتمالاً به علت معدنی شدن فسفر آلی اضافه شده به خاک به طور معنی داری افزایش یافت. در مراحل انتهایی رشد، ماده آلی قابل استفاده کاهش می یابد و در نتیجه میزان معدنی شدن و فسفر قابل دسترس کاهش می یابد [۲]. غلظت فسفر گیاه در خاک های تیمار شده با ماده آلی و فسفر در مقایسه با شاهد در مراحل مختلف رشد، الگوهای متفاوتی را دنبال کرد. کاربرد فسفر و یا ماده آلی غلظت فسفر گیاه را کاهش داد و این نشان می دهد که نیاز به فسفر در مراحل اولیه رشد بیشترین مقدار است [۱]. معادلات رگرسیونی بین عملکرد ماده خشک و مقادیر فسفر و ماده آلی و مراحل رشد به شرح زیر به دست آمد:

$$DMY = -5.575 + 0.528 OM + 0.0125 P + 1.112 GS \quad (R^2 = 0.78^{**})$$

$$PP = 4288.487 - 216.307 OM - 8.634 P - 0.407 GS \quad (R^2 = 0.61^{**})$$

که در آنها DMY, PP, OM, P و GS به ترتیب عملکرد ماده خشک (گرم در گلدان)، غلظت فسفر گیاه (میلی گرم در کیلوگرم)، درصد ماده آلی کاربردی (درصد وزنی)، فسفر خاک (میلی گرم در کیلوگرم خاک)، و مرحله رشد (هفته) است. در این معادلات اثرات مثبت کاربرد فسفر و ماده آلی و مرحله رشد بر عملکرد ماده خشک و اثرات منفی آنها بر فسفر گیاه مشاهده می شود.



شکل ۱. اثر کاربرد فسفر و ماده آلی بر الف) فسفر گیاه ب) فسفر خاک در مراحل مختلف رشد گیاه اسفناج.

همچنین با کاربرد ماده آلی غلظت آهن، منگنز و روی خاک افزایش یافته در حالی که غلظت مس خاک کاهش یافت. افزودن فسفر به خاک، غلظت روی را در گیاه به دلیل اثرات ضدیتی بین فسفر و روی کاهش داد.

منابع مورد استفاده:

- [1]. Daroub, S. H., A. Gerakis, J. T. Ritchie, D. K. Friesen, and J. Ryan. 2003. Development of a soil-plant phosphorus simulation model for calcareous and weathered tropical soils. *Agricultural Systems*. 76: 1157-1181.
- [2]. Garg, Sh., and G. S. Bahl. 2008. Phosphorus availability to maize by organic manures and fertilizer p associated phosphatase activity in soils. *Bioresource Technology*. 99 (13): 5773-5777.
- [3]. Grant, C., S. Bittman, M. Montreal, C. Plenchette, and C. Morel. 2005. Soil and fertilizer phosphorus: Effects on plant P supply and mycorrhizal development. *Can. J. Plant Sci.* 85: 3-14.

جذب فسفر و ارتباط آن با خواص فیزیکی و شیمیایی برخی از رسوبات رودخانه‌های همدان الهه نادری پیکام^۱ و محسن جلالی^۲

^۱ کارشناس ارشد خاکشناسی و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا

مقدمه

خاکهایی با غلظت بالای فسفر باعث تخریب منابع آبی و ایجاد پدیده پرغنی شدن می‌شوند. تحقیقات نشان داده است که سالانه ۱ تا ۲ کیلوگرم در هکتار فسفر از طریق فرایندهای آبشویی و رواناب و فرسایش وارد رودخانه‌ها می‌شود [۵ و ۳]. زمانیکه حاکی اشباع از فسفر باشد، توانایی آن برای جذب فسفر به طور قابل توجهی کاهش می‌یابد [۶ و ۱]. میزان انتقال فسفر از طریق فرایندهای آبشویی، فرسایش و رواناب در خاکهایی با بافت مختلف، متفاوت می‌باشد. خاکهای شنی با قدرت جذب پایین فسفر، ظرفیت نگهداشت کمی داشته، بنابراین فسفر مازاد در این خاکها از طریق رواناب و آبشویی خارج می‌شود و در خاکهایی با بافت رسی، میزان خروج فسفر از طریق فرایند فرسایش و رسوب غالب‌تر است [۴ و ۳]. یکی از مهمترین فاکتورهایی که بر غلظت فسفر آب رودخانه‌ها تاثیر می‌گذارد، جذب و رهاسازی فسفر از رسوبات می‌باشد. جذب فسفر در ارتباط با خواص فیزیکی و شیمیایی رسوبات می‌باشد. هدف از این مطالعه بررسی جذب فسفر و ارتباط آن با خواص فیزیکی و شیمیایی رسوبات رودخانه‌های آبشینه و قره‌چای در استان همدان می‌باشد.

مواد و روشها

به منظور بررسی ایزوترم جذب فسفر در رسوبات رودخانه‌های آبشینه و قره‌چای، تعداد ۱۶ نمونه رسوب از نقاط مختلف مسیر رودخانه‌های فوق‌الذکر تهیه گردید. ۲/۵ گرم از نمونه‌های خاک به داخل لوله‌های سانتریفوژ انتقال داده شد و مقدار ۲۵ میلی‌لیتر محلول ۰/۰۱ مولار کلرو کلسیم که حاوی مقادیر ۱۵۰-۰ میلی‌گرم در لیتر فسفر بود، اضافه گردید. نمونه‌ها به مدت ۱ ساعت شیکر شده و سپس به مدت ۲۲ ساعت در دمای ۲۵-۲۴ درجه سانتی گراد نگهداری شدند. پس از این مدت مجدداً به مدت ۱ ساعت شیکر شده و پس از سانتریفوژ شدن از کاغذ صافی عبور داده شد و غلظت فسفر نمونه‌ها به روش رنگ سنجی اندازه‌گیری و مقدار فسفر جذب یا دفع شده، از اختلاف غلظت فسفر در محلول اولیه و غلظت فسفر در حالت تعادل محاسبه گردید.

نتایج و بحث

دامنه درصد رس و شن به ترتیب برابر ۷۷-۳ و ۹۷-۱۱ درصد بود. درصد کربنات کلسیم در رسوبات ابتدای مسیر رودخانه صفر بوده و با افزایش فاصله میزان کربنات کلسیم رسوبات افزایش می‌یابد. ماده آلی و هدایت الکتریکی به ترتیب در دامنه ۳/۲-۰ درصد و ۴/۴-۰/۵ دسی زیمنس بر متر قرار دارد. شاخص‌های جذب فسفر به خوبی توسط معادله لنگ موئر به دست آمد. حداکثر جذب و ظرفیت بافری فسفر در دامنه ۱۶۶۶-۲۹۴ میلی گرم در کیلوگرم و ۳۷/۹-۲ لیتر بر کیلوگرم قرار داشت. نتایج نشان داد که با افزایش درصد رس و ظرفیت تبدالی رسوبات، میزان حداکثر جذب فسفر افزایش یافته است. همچنین با افزایش ظرفیت بافری خاک میزان حداکثر جذب فسفر به طور قابل توجهی افزایش یافته است.

منابع

[1] Beauchemin, S., R. R. Simard and D. Cluis. 1996. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting landuses. J. Environ. Qual 25:1317-1325.

- [2]. King, L. D., J. C. Burrrs, and P. W. Westerman. 1990. Long-term swine lagoon effluent application on Coastal Bermudagrass : II Effect on Nutrient Accumulation in Soil. *J. Environ. Qual.* 19: 756-760
- [3] Mozaffari., M., and J. T. Sims. 1994. Phosphorous availability and sorption in an Atlantic Coastal Plain watershed dominated by animal –based agriculture. *Soil. Sci.* 157:97-107
- [4]. Novak., J. M. D. W. Watts, P. G. Hunt and K. C. Stone. 2000. Phosphorus movement through a Coastal Plain Soil after a decade of intensive swine manure application. *J. Environ. Qual.* 29: 1310-1315
- [5]. Sharpley, A. N., and S. Rekolainen. 1997. Phosphorous in agriculture and its environmental implications. In. *Phosphorous Loss from soil to water*. H. Yunnay, O. T. Brooks and A. E. Johnson. Center for Agriculture and Biosciences. New York, pp,1-53
- [6]. Sharpley, A. N., P. J. Kleinman, R. W. Mc Dowell, M. Gitau, and R. B. Bryant. 2002. Modeling phosphorous transport in agricultural watersheds: process and possibilities: *J. Soil. Water Conserv.* 57: 425-439

بررسی روند تغییرات بعضی از عناصر شیمیایی خاک تحت کشت چغندر قند طی دو دوره

تناوبی متاثر از تیمارهای کمپوست و لجن فاضلاب شهری

علیرضا مرجوی و محمود صلحی^۱

^۱ اعضای هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان

مقدمه

میزان اسیدیته، شوری، مقدار و فرم عناصر سنگین، خصوصیات فیزیکی، درجه بلوغ و پایداری از خصوصیات بارزی جهت تعیین کیفیت کودهای کمپوست و لجن فاضلاب می توانند باشند (۷و۴). در تحقیقی مصرف مقدار زیاد کود کمپوست را باعث افزایش هدایت الکتریکی خاک و همچنین افزایش عناصر سنگین در خاک و گیاه دانستند و مقدار کم آنرا مجاز گزارش کردند (۱). محققین رشته محیط زیست برای جلوگیری از هر گونه ضرر و زیان و خسارات ناشی از شور شدن یا آلودگی خاک و آب با فلزات سنگین استانداردهایی را برای حداکثر مجاز مصرف کودهای کمپوست و لجن فاضلاب در کشاورزی تعیین نموده اند (۳، ۵ و ۶). در تحقیقات به عمل آمده در خصوص اثرات کود کمپوست شهری بر روی محصول چغندر قند، با تناوب گندم با تیمارهای کود کمپوست و ازت طی دو دوره کامل تناوبی در سالهای ۱۳۷۲ تا ۱۳۷۶ در کرت‌های ثابت، نتایج نشان داد که میزان غلظت عناصر غذایی مثل فسفر، پتاسیم، آهن، روی، مس و سرب بصورت معنی داری در خاک تیمار شده با کمپوست شهری بیشتر گردید. با توجه به نتایج بدست آمده در این مطالعه نمی توان کود کمپوست را قبل از کشت چغندر قند مصرف کرد. که علت آن، می تواند نیتروژن آزاد شده در زمان قند سازی باشد، که در دسترس گیاه قرار گرفته و موجب کاهش معنی دار در عملکرد قند می گردد (۲).

مواد و روشها

آزمایش از سال ۱۳۷۹ تا ۱۳۸۴ در اصفهان با تیمارهای دو سطح ۲۵ و ۵۰ تن در هکتار کمپوست شهری (c1 و c2) و دو سطح ۱۵ و ۳۰ تن در هکتار لجن فاضلاب (s1 و s2) به همراه یک شاهد (b) در قالب طرح آماری بلوکهای کامل تصادفی، با تناوب چغندر قند، ذرت علوفه ای، پیاز، گندم و چغندر قند در کرت‌های ثابت اجرا شد. تیمارهای کود آلی قبل از کشت های چغندر قند، ذرت علوفه ای، گندم و چغندر قند به خاک اضافه شد. خاک محل آزمایش از لحاظ رده بندی جدید تاکسونومی خاک فاین میکس ترمیک تیپیک توری فلوونت بود. به دلیل ثابت بودن کرت‌ها، طوری کرت بندی صورت پذیرفت که پس از پایان هر کشت و آماده سازی مجدد زمین جهت کشت بعدی تنها پشته های عرضی تخریب و پس از یک شخم سطحی و اعمال تیمارهای کود آلی مجدداً پشته های عرضی بسته می شوند. همچنین از خاک محل اجرای آزمایش به تفکیک تیمار و تکرار نمونه برداری از عمق ۳۰-۰ سانتی متر صورت پذیرفت و نسبت به تجزیه آنها در آزمایشگاه اقدام شد. تنها نتایج خاک دو کشت چغندر قند در این مقاله مورد بررسی واقع شده است.

نتایج و بحث

کربن: نتایج نشان می دهند که اولاً "بیشترین میزان درصد کربن آلی در خاک در مرحله اول عرضه کودهای آلی (سال ۷۹) بعد از زمان برداشت چغندر قند در تیمار کمپوست ۵۰ تن در هکتار بوده است و بقیه تیمارها همردیف تیمار شاهد قرار داشته اند. این حالت برتری در این تیمار در سه مرحله دیگر عرضه کودهای آلی در سالهای ۷۹ الی ۸۴ همچنان حفظ شده است و ثانیاً "روند صعودی درصد کربن آلی در خاک محل آزمایش در تیمارها، و در داده های دو سال، نظیر به نظیر قابل مشاهده می باشد. مسئله فوق را می توان با جذب ازت توسط ریشه چغندر قند مرتبط دانست، بطوریکه در سال ۸۴ میزان جذب ازت در ریشه چغندر قند در تیمارهای کودهای آلی برتری معنی داری نسبت به تیمار شاهد داشته اند. فسفر: براساس نتایج بدست آمده درصد فسفر در سال ۷۹ در تیمارهای کود آلی افزایش نشان می

دهد و با گذشت زمان در سال ۸۴ این میزان افزایش در تیمارهای کود لجن فاضلاب بخصوص سطح دوم آن افزایش چشم گیری دارد. با افزایش میزان فسفر در خاک میزان جذب این عنصر در ریشه چغندر قند نیز افزایش داشته بطوری که این افزایش جذب در تیمارهای کود لجن فاضلاب به مراتب بیشتر بوده است. لذا می توان چنین استنباط نمود که کودهای آلی لجن فاضلاب منبع سرشاری از اضافه نمودن فسفر قابل جذب در خاک، هستند. پتاسیم: در سال اول عرضه کودهای آلی (سال ۷۹) بیشترین میزان پتاسیم قابل جذب نسبت به شاهد مربوط به تیمار کمپوست سطح ۲ بوده است. این مسئله در سال ۸۴ پس از سه مرحله دیگر عرضه کودهای آلی طی سالهای ۷۹ الی ۸۴، میزان پتاسیم قابل جذب در همان تیمار کماکان بیشتر از تیمارهای دیگر بوده است و نسبت به سال ۷۹ افزایش قابل توجهی را نشان می دهد. بنابراین می توان چنین نتیجه گرفت که جهت افزایش پتاسیم قابل دسترسی در خاک، کود کمپوست نسبت به کود لجن فاضلاب از برتری خاصی برخوردار است. مس: بالاترین میزان مس قابل جذب در خاک، در سال ۷۹ مربوط به تیمار S2 بوده است. این مسئله در سال ۸۴ و گذشت زمان و عرضه سه مرحله دیگر کودهای آلی طی سالهای ۷۹ الی ۸۴ نیز تکرار شده است و همچنان تیمار S2 سپس تیمارهای S1 و C2 و نهایتاً تیمارهای C1 و شاهد در رده های پایین تر آماری قرار گرفته اند. لذا می توان چنین نتیجه گرفت که تیمارهای کودی لجن فاضلاب در فراهم نمودن میزان مس قابل جذب در خاک ارجحیت بیشتری داشته اند. بطوریکه بیشترین جذب این عنصر در ریشه چغندرقند نیز مربوط به تیمارهای لجن فاضلاب و سپس تیمارهای کود کمپوست بوده است. روی: در سال اول عرضه کودهای آلی (سال ۷۹) بیشترین میزان روی قابل جذب در روی پس از کشت مربوط به تیمار S2 و سپس تیمارهای کود کمپوست بوده است و با گذشت زمان و عرضه سه نوبت دیگر تیمارهای کودهای آلی روند تغییر کرده است، بطوریکه بالاترین روی قابل جذب در خاک مربوط به تیمار C2 و سپس در رده دوم تیمارهای لجن فاضلاب قرار گرفته است. با عنایت به نتایج تجزیه ریشه چغندرقند می توان همین روند را تقریباً در جذب روی در ریشه چغندرقند نیز مشاهده نمود لذا می توان چنین نتیجه گرفت که در سال اول عرضه کودهای لجن فاضلاب و کمپوست شهری، میزان روی قابل استفاده در خاک و به طبع آن جذب بیشترین عنصر در ریشه چغندرقند در تیمار لجن فاضلاب سطح دو (S2) و با گذشت زمان و فرصت بیشتر به فعل و انفعالات کود در خاک، این کود کمپوست شهری است که می توان روی بیشتری را در خاک تامین نماید. سرب: بیشترین سرب قابل جذب در خاک مربوط به تیمار C2 و سپس تیمارهای C1 و دو سطح کودهای لجن فاضلاب (S1 و S2) می باشد و نهایتاً تیمار شاهد در کمترین مقدار بصورت معنی دار ظاهر شده است. این موضوع نشان می دهد که کودهای آلی لجن فاضلاب و کمپوست شهری می توانند در همان مرحله اولیه عرضه، میزان سرب قابل جذب را در خاک بالا ببرند. مسئله فوق عیناً در همان گروه بندی آماری در سال ۸۴ تکرار شده است که بیانگر آن است که گذشت زمان نیز تغییرات چندانی در سرب قابل جذب در خاک نداشته است. کادمیوم: میزان کادمیوم موجود در سال اول (سال ۷۹) از حد تشخیص دستگاه کمتر بود ولی در سال ۸۴ نیز میزان آن به مقدار بسیار کم گزارش شده و روند خاصی را نشان نمی دهد.

فهرست منابع :

- ۱- رحیمی، ق. ۱۳۶۸. مطالعات اثرات کود کمپوست بر شوری و آلودگی و مقدار جذب عناصر سنگین توسط گیاه ذرت از خاکهای حاوی کود کمپوست. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان.
- ۲- مرجوی، ع. جهاداکبر، م. ۱۳۸۱. بررسی اثرات کمپوست شهری بر خصوصیات شیمیایی خاک و صفات کمی و کیفی چغندرقند. نشریه علمی و پژوهشی چغندرقند، شماره ۱ جلد ۱۸: ۱۵-۱
- 3- Chang, A.C., J.E.Warneke, A.L.Page and L.J. Lund.1984. Accumulation of heavy metals in sewage sludge-treated soils. J.Environ. Qual.Vol.13,No.1,87-91.

- 4- Dalzell, H.W., A.J. Biddlestone, K.R. Gray and K. Thurairagan. 1987. Soil management :compost production and use in tropical and subtropical environments. FAO. Soils Bulletin No.56.
- 5- Davies, D.B., D.J. Eagle and J.B. Finney. Soil managements Farming press-PP:257.
- 6- Pescod. M.B. 1992. Waste water treatment and use in agriculture. FAO.
- 7- Robin, A.K. K. Szmidt, A. Andrew and W. Dickson. 2001. Use of compost in agriculture, Frequently Asked Questions (FAQs) . Remade Scotland

بررسی زیست فراهمی و تحرک فلزات سنگین در اثر غنی سازی^۱ رسوبات با این فلزات در ستون های آبشویی

حامد ارفع نیا^۱، محسن جلالی^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا،

مقدمه

غنی سازی رسوبات با فلزات سنگین در آزمایشگاه روشی خوب برای ارزیابی خطر سمیت و زیست فراهمی فلزات سنگین، شیمی آب منفذی رسوبات در شرایط آلودگی شدید و چگونگی پاسخ ارگانیزم های حیاتی در این شرایط می باشد. به منظور تفسیر صحیح داده های آزمون سمیت رسوبات، بررسی شیمی رسوبات مورد نیاز می باشد [۳]. نخستین تغییر ژئوشیمیایی بعد از غنی سازی رسوبات و انحلال نمک های فلزی اضافه شده، کاهش پهاش آب منفذی^۲ اساساً به دلیل هیدرولیز فلزات و افزایش همزمان پتانسیل ردوکس رسوبات می باشد [۳]. غنی سازی رسوبات با فلزات سنگین موجب افزایش قدرت یونی آب منفذی رسوبات می شود. افزایش قدرت یونی محلول معمولاً موجب کاهش جذب فلزات سنگین می شود. غنی سازی رسوبات با فلزات سنگین موجب تغییر جزءبندی فلزات نیز می شود.

مواد و روش ها

برای بررسی نحوه تحرک فلزات سنگین از بین ۱۷ نمونه رسوب جمع آوری شده از رودخانه های آبشینه و قره چای، ۴ نمونه با بافت متفاوت انتخاب گردید. رسوبات انتخاب شده با فلزات سنگین به میزان ۴۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم روی از نمک $Zn(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ ، ۴۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم سرب از نمک $Pb(NO_3)_2$ ، ۲۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم نیکل از نمک $Ni(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ ، ۲۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم مس از نمک $Cu(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ ، ۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم از نمک $Cd(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$ غنی شدند. رسوبات غنی شده به همراه نمونه های شاهد به مدت یک هفته در رطوبت ظرفیت زراعی در دمای اتاق نگهداری شد. میزان حجم آب منفذی^۳ برای رسوب شنی ۷۰، رسوب سیلتی ۸۰، رسوب رسی ۹۰ و برای رسوب رسی سنگین ۱۰۰ سی سی محاسبه شد. ستون های رسی تخلخل بیشتری دارند. ستون های غنی شده به میزان ۲۰ حجم آب منفذی و ستون های شاهد به میزان ۱۰ حجم آب منفذی آبشویی شدند. بار آبی بر روی نمونه رسوب به ارتفاع ۵ سانتی متر ثابت نگهداری شد. زه آب خروجی جمع آوری و غلظت فلزات سنگین (روی، کادمیوم، نیکل، مس و سرب)، هدایت الکتریکی و پ هاش آنها تعیین شد. پس از اتمام آبشویی ستون- های رسوب هوا خشک و جزءبندی فلزات سنگین رسوبات به روش اسپوزیتو و همکاران [۴] تعیین شد.

نتایج و بحث

پهاش زه آب ستون ها در رسوبات غنی شده با فلزات سنگین در اکثر نمونه ها نسبت به شاهد پائین بود. هیدرولیز فلزات سنگین در آب منفذی و جذب فلزات سنگین از جمله عوامل مهم کاهش پ هاش در رسوبات غنی شده می باشد [۳]. هدایت الکتریکی در زه آب های خروجی تمام ستون ها چه شاهد و چه غنی شده در آب منفذی اول بسیار بالا و با ادامه آبشویی کاهش یافت. ستون های رسوب غنی شده در حجم آب منفذی اول هدایت الکتریکی بیشتری داشتند.

1. Spiking.

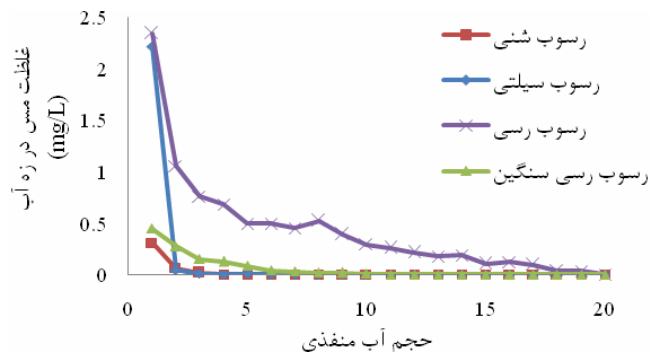
2. Pore water.

3. Pore volume.

بیشترین آبشویی کادمیوم، نیکل و روی مربوط به ستون سیلتی و پائین‌ترین میزان آبشویی مربوط به ستون‌های رسی می‌باشد. پهاش اولیه رسوب سیلتی زیر ۷ می باشد لذا جذب فلزات سنگین در رسوب سیلتی نسبت به رسوبات دیگر کمتر است. هیدرولیز فلزات سنگین اضافه شده پهاش آب منفذی این رسوب را بیش از پیش کاهش می‌دهد.

هی و همکاران [۱] گزارش کردند که بالاترین میزان آبشویی روی و مس مربوط به خاک‌هایی با روی و مس تبدالی بالا و پهاش پائین می‌باشد و تأثیر بیشتر پهاش بر روی اجزاء روی مربوط به تغییر جزءبندی محلول روی می‌باشد. رسوبات رسی مکان‌های اتصال بیشتری نسبت به رسوبات دیگر دارند و به همین دلیل ظرفیت نگهداری بالایی را در طول دوره آبشویی برای کادمیوم، نیکل و روی از خود نشان دادند. جزء غالب جذب کننده کادمیوم جزء باقیمانده و تبدالی می باشد و آزادسازی کادمیوم از اکثر اجزاء در رسوبات با بافت متفاوت معنی‌دار بود و جزء تبدالی بالاترین سهم را در آبشویی کادمیوم در رسوب سیلتی داشت. آزادسازی کادمیوم از جزء معدنی در تمامی رسوبات غنی شده معنی دار بود.

جزء غالب جذب کننده روی و نیکل در تمام رسوبات غنی شده جزء باقیمانده بود آزادسازی روی فقط از جزءهای تبدالی و آلی از رسوب سیلتی معنی‌دار بود. آزادسازی نیکل از جزء تبدالی بجزء رسوب رسی سنگین در بقیه رسوبات غنی شده معنی دار بود.



شکل ۱- آبشویی مس از ستون‌های رسوب غنی شده.

برخلاف پیش فرض، بالاترین میزان آبشویی مس برای ستون رسی می‌باشد. و به ترتیب ستون‌های رسوب سیلتی، رسی سنگین و شنی بیشترین آبشویی را داشتند (شکل ۱). جزءبندی رسوبات غنی شده و قبل و بعد از آبشویی نشان داد که فقط آزادسازی مس از رسوب رسی از جزء ماده آلی معنی دار می‌باشد. به نظر می‌رسد بالا بودن میزان مواد آلی رسوبات رسی نسبت به رسوبات با بافت سبک مانع از جذب شدن مس بر روی سطوح کلئیدی شده و آبشویی مس را افزایش داده است. جزء عمده جذب کننده مس جزء باقیمانده می باشد. بیشترین غلظت خروجی سرب از ستون‌های غنی شده مربوط به رسوب رسی بود و به ترتیب ستون‌های رسوب شنی، سیلتی و رسی سنگین، بیشترین آبشویی را داشتند. در ستون شاهد رسوب رسی به دلیل فراهمی بالای سرب در این نمونه در زه آبهای خروجی آزادسازی سرب دیده شد. جزء عمده جذب کننده سرب اضافه شده جزء معدنی و باقیمانده بود. جلالی و وارسته [۲] شکل شیمیایی غالب برای سرب اضافه شده را اکسیدهای آهن و منگنز معرفی نمودند و بیان نمودند که سرب در بین اجزاء مختلف خاک برای اکسیدهای آهن و منگنز گزینش‌پذیری دارد. درمیان اجزاء جداسازی شده سرب در رسوبات غنی شده قبل و بعد از آبشویی، فقط آزادسازی سرب از جزء معدنی در رسوب رسی معنی دار بود. رفتار فلزات روی، کادمیوم و نیکل در ستون‌های آبشویی مشابه هم می‌باشد. مس و سرب بیشترین جذب را در میان فلزات سنگین داشتند. غنی سازی فلزات سنگین و به همراه آن آبشویی فلزات سنگین در ستون آبشویی روشی مناسب برای بررسی چگونگی تحرک فلزات سنگین در شرایط آلودگی شدید و قدرت تثبیت رسوبات برای فلزات سنگین می‌باشد.

منابع

- [1] He, Z. L., Zhang, M., Yong, X. E. and Stoffella, P. J. 2006. Release behavior of copper and zinc from sandy soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70: 1699-1707.
- [2] Jalali, M. and Z. V. Khanlari. 2008. Effect of aging process on the fractionation of heavy metals in some calcareous soils of Iran. *Geoderma*. 146: 26-40.
- [3] Simpson, S. L., B. M. Angel. and D. F. Jolley. 2004. Metal equilibration in laboratory-contaminated (spiked) sediments used for development of whole-sediment toxicity tests. *Chemosphere*. 54: 597-609.
- [4] Sposito, G., L. 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 solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 260-264.

اثرات لجن فاضلاب در زیست پالایی خاک آلوده به نفت خام

سارا شریفی حسینی^{۱*}، مصطفی چرم^۲، بهرام علیزاده^۳ و حسین معتمدی^۴

^۱عضو هیئت علمی جهاد دانشگاهی خوزستان، آستادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز، ^۲دانشیار گروه زمین شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه شهید چمران اهواز، ^۳آستادیار گروه میکروبیولوژی، دانشکده علوم، دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

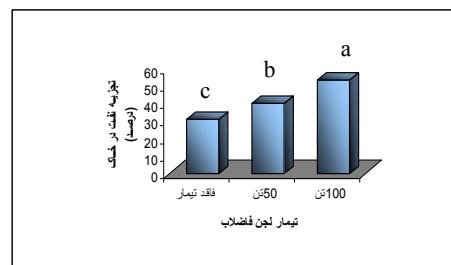
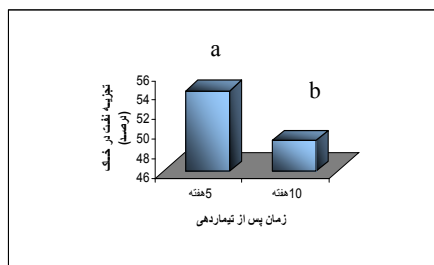
ایران یکی از بزرگترین تولیدکننده‌های نفت در جهان است و حدود ۹ درصد از نفت جهان را در اختیار دارد. سطح تولید فعلی نفت ایران در حدود ۴ میلیون بشکه در روز می‌باشد [۵]. استان خوزستان با ذخایر عظیم نفت و گاز از مهمترین مراکز نفتی ایران به شمار می‌آید. افزایش فعالیت‌های حفاری چاه‌های نفت و گاز، استخراج و انتقال نفت در این استان و عدم رعایت الزامات زیست محیطی و رهاسازی ضایعات هیدروکربنی در طبیعت سبب بروز معضل آلودگی محیط زیست و اکوسیستم خاکی در خوزستان گردید [۲]. وجود این خاک‌های آلوده یک خطر جدی برای محیط زیست بشمار رفته و اصلاح آنها امری اجتناب ناپذیر است. زیست پالایی که در حقیقت کنترل، کاهش یا حذف آلودگی از محیط زیست با استفاده از افزایش فعالیت‌های بیولوژیکی محیط است، یک روش موثر در اصلاح این عارضه می‌باشد [۴].

مواد و روشها

خاک مزرعه پس آماده‌سازی اولیه و آلوده‌سازی مصنوعی و ۲ هفته نگهداری، به وزن‌های ۵ کیلوگرمی تقسیم و در ظروف مخصوص آزمایش قرار داده و تیمار لجن فاضلاب درسه سطح ۰، ۵۰ و ۱۰۰ تن در هکتار به آن اعمال گردید. در طول تیماردهی شرایط بهینه‌ی رشد باکتری مانند رطوبت و دما و شرایط هوازی از طریق به هم زدن فراهم گردید. در مدت زمان‌های ۵ و ۱۰ هفته پس از اعمال تیمار لجن فاضلاب از ظروف آزمایش نمونه‌برداری به عمل آمد. به منظور شمارش جمعیت باکتری‌های هتروتریفیک تجزیه‌کننده هیدروکربن از روش MPN استفاده شد. اندازه‌گیری کل کربن آلی با دستگاه راکی ایوال ۶، استخراج نفت با دستگاه سوکسیله و اندازه‌گیری ترکیبات هیدروکربنی نفت با دستگاه GC انجام گرفت.

نتایج و بحث

در تحقیق حاضر با افزایش لجن فاضلاب به عنوان کود آلی و هوادهی خاک در طول زیست‌پالایی همزمان با افزایش رشد باکتری‌های هتروترف، تجزیه نفت نیز افزایش یافت و آلودگی در خاک بین ۴۵-۶۰ درصد کاهش نشان داد. در تیمار ۱۰۰ تن تجزیه نفت بیشتر از تیمار ۵۰ تن بود، در خاک فاقد تیمار نیز به علت هوادهی مرتب خاک و ایجاد شرایط دمایی (۲۵-۳۰ درجه سانتی‌گراد) و رطوبتی (۱۵-۲۰ درصد) مناسب افزایش فعالیت باکتری‌ها و کاهش نفت مشاهده شد (شکل ۱ و ۲).



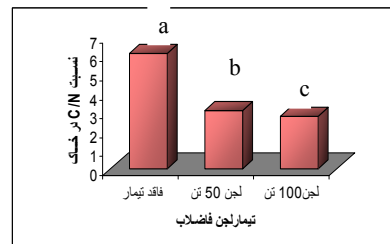
شکل ۲: مقایسه میانگین اثر زمان بر تجزیه نفت

شکل ۱: مقایسه میانگین تاثیر تیمار لجن فاضلاب بر تجزیه نفت در خاک

در پی اعمال تیمار لجن فاضلاب نسبت C/N از ۶ در نمونه‌های شاهد به حدود ۳ در نمونه‌های تیمار شده رسید. در نمونه شاهد کمبود مواد مغذی معدنی، رشد باکتری‌های تجزیه کننده هیدروکربن و در نتیجه تجزیه نفت را محدود می‌کند و نسبت C/N بالا می‌رود.

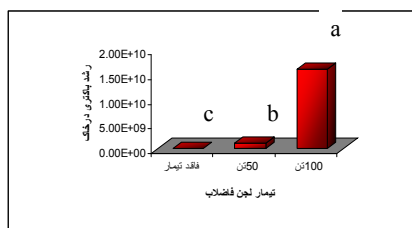
a

شکل ۳: مقایسه میانگین تأثیر تیمار لجن فاضلاب بر نسبت C/N در خاک



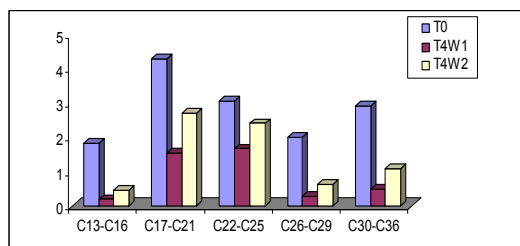
لجن فاضلاب در طی پروسه معدنی شدن مواد غذایی را در محلول خاک آزاد می‌کند و با ایجاد شرایط تغذیه‌ای مناسب باعث افزایش رشد باکتری‌های هتروتروف تجزیه کننده نفت، تجزیه نفت و کاهش نسبت C/N در خاک می‌شود.

رامسی و همکاران (۲۰۰۰) در مطالعه اثر زیست‌پالایی بر جمعیت میکروبی در رسوبات نفتی مشاهده کردند که هوادهی مداوم و افزایش کود باعث تحریک قابل ملاحظه رشد باکتری‌های تجزیه کننده هیدروکربن در خاک می‌شود [۱].



شکل ۴: مقایسه میانگین تأثیر تیمار لجن فاضلاب بر رشد باکتری در خاک

در اثر کاربرد لجن فاضلاب به عنوان یک ماده مغذی برای میکروارگانیسم‌های خاک تجزیه نفت افزایش چشمگیری داشته و دسته نرمال آلکان‌های $C_{13}-C_{16}$ ، $C_{26}-C_{29}$ و $C_{30}-C_{36}$ تجزیه فراوان توسط باکتری‌های هتروتروف یافته و بیش از ۹۰٪ تجزیه نسبت به شاهد داشته‌اند.



شکل ۵: مقایسه درصد نرمال آلکان‌ها در نمونه‌های تیمار شده با ۲ تن لجن فاضلاب در هفته ۵ (T2W1) و در هفته ۱۰ (T2W2) با نمونه شاهد (T0)

منابع

- [1] A.Ramsay, M., P.J.Swannell, Warren, Duke, A.Sh., and T.Hill, R. 2000. Effect of bioremediation on the microbial community in oiled mangrove sediments. Marine Pollution Bulletin vol.41, Nos 7-12pp: 413-419.
- [2] Choi, S. C., Kwon, K. K., Sohn, Y. H., and kim, S. J. 2002. Evaluation of fertilizer additions to stimulate oil biodegradation in sand seashore mesocosms. J. Microbial. Biotechnol. 12: 431-436.
- [3] Facundo, J., Marquez, R., Hernandez, V., Teresa Lamela, M.A. 2000. Biodegradation of diesel oil in soil by a microbial consortium. 313-320.

-
- [4] Jobson, A., McLaughlin, M., Cook, F.D., and Westlake, D.W.S., 1974. Effect of amendments on the microbial utilization of oil applied to soil. *Journal of Applied Microbiol.* 27:166-171
- [5] Jobson, A., McLaughlin, M., Cook, F.D., and Westlake, D.W.S., 1974. Effect of amendments on the microbial utilization of oil applied to soil. *Journal of Applied Microbiol.* 27:166-171
- [6]. Odokuma, O., And Dickson, A. A. 2003. Bioremediation of a crude oil polluted tropical rain forest. *Global Journal of Environmental Sciences* Vol.2 No.1: 29-40.

بررسی زیست پالایی خاک آلوده به نفت خام بوسیله کود شیمیایی

سارا شریفی حسینی^{۱*}، مصطفی چرم^۲، بهرام علیزاده^۳ و حسین معتمدی^۴

^۱عضو هیئت علمی جهاد دانشگاهی خوزستان، آستادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز، ^۲دانشیار گروه زمین شناسی، دانشکده علوم، دانشگاه شهید چمران اهواز، ^۳آستادیار گروه میکروبیولوژی، دانشکده علوم، دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

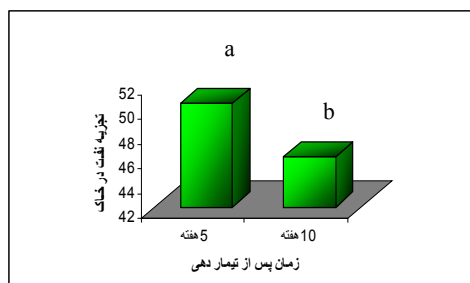
رشد روز افزون جمعیت و توسعه پالایشگاه‌ها و صنایع پتروشیمی موجب افزایش فعالیت‌های حفاری چاه‌های نفت و گاز و استخراج انتقال نفت به مکان‌های مصرف شده است [۵]. عدم رعایت الزامات زیست محیطی و رهاسازی ضایعات هیدروکربنی در طبیعت موجب شد تا در دهه‌های اخیر مقادیر هنگفتی از آلاینده‌های هیدروکربنی وارد محیط زیست شده و سبب بروز معضل آلودگی محیط زیست و اکوسیستم خاک‌ها گردد [۱]. وجود این خاک‌های آلوده یک خطر جدی برای محیط زیست بشمار رفته و اصلاح آنها امری اجتناب ناپذیر است. زیست پالایی که در حقیقت کنترل، کاهش یا حذف آلودگی از محیط زیست با استفاده از افزایش فعالیت‌های بیولوژیکی محیط است، یک روش موثر در اصلاح این عارضه می‌باشد [۴].

مواد و روشها

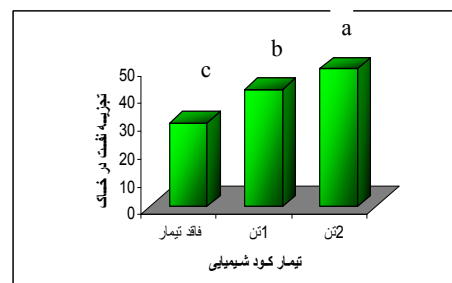
خاک مزرعه پس آماده‌سازی اولیه و آلوده‌سازی مصنوعی و ۲ هفته نگهداری، به وزن‌های ۵ کیلوگرمی تقسیم و در ظروف مخصوص آزمایش قرار داده و تیمار کود شیمیایی در سه سطح ۱، ۰ و ۲ تن در هکتار به آن اعمال گردید. در طول تیماردهی شرایط بهینه‌ی رشد باکتری مانند رطوبت و دما و شرایط هوائی از طریق به هم زدن فراهم گردید. در مدت زمان‌های ۵ و ۱۰ هفته پس از اعمال تیمار کود شیمیایی از ظروف آزمایش نمونه‌برداری به عمل آمد. به منظور شمارش جمعیت باکتری‌های هتروترفیک تجزیه‌کننده هیدروکربن از روش MPN استفاده شد. اندازه‌گیری کل کربن آلی با دستگاه راکي ایوال ۶، استخراج نفت با دستگاه سوکسیله و اندازه‌گیری ترکیبات هیدروکربنی نفت با دستگاه GC انجام گرفت.

نتایج و بحث

در تحقیق حاضر با افزایش کود شیمیایی به عنوان ماده مغذی و هوادهی خاک در طول زیست‌پالایی همزمان با افزایش رشد باکتری‌های هتروترف، تجزیه نفت نیز افزایش یافت و آلودگی در خاک بین ۴۵-۵۵ درصد کاهش نشان داد. در تیمار ۲ تن تجزیه نفت بیشتر از تیمار ۱ تن بود، در خاک فاقد تیمار نیز به علت هوادهی مرتب خاک و ایجاد شرایط دمایی (۲۵-۳۰ درجه سانتی‌گراد) و رطوبتی (۱۵-۲۰ درصد) مناسب افزایش فعالیت باکتری‌ها و کاهش نفت مشاهده شد



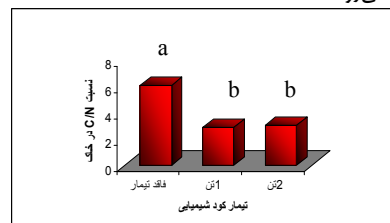
شکل ۲: مقایسه میانگین اثر زمان بر تجزیه



شکل ۱: مقایسه میانگین تاثیر تیمار کود کشاورزی بر تجزیه نفت در خاک

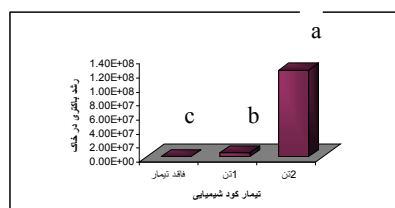
در پی اعمال تیمار کود شیمیایی نسبت C/N از ۶ در نمونه‌های شاهد به حدود ۳ در نمونه‌های تیمار شده رسید. در نمونه شاهد کمبود مواد مغذی معدنی، رشد باکتری‌های تجزیه کننده هیدروکربن و در نتیجه تجزیه نفت را محدود می‌کند و نسبت C/N بالا می‌رود.

شکل ۳: مقایسه میانگین تأثیر تیمار کود کشاورزی بر در خاک C/N نسبت



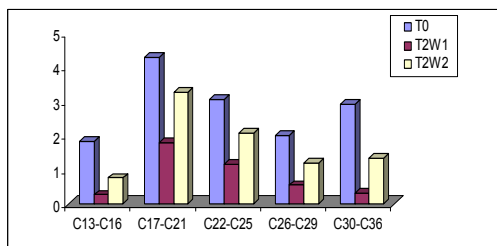
رشد باکتری‌های هتروترف تجزیه کننده نفت در اثر تیمار مواد غذایی معدنی حاوی نیتروژن، فسفر و پتاسیم؛ افزایش چشمگیری کرده و مقارن با این افزایش تجزیه نفت خاک افزایش و نسبت C/N کاهش یافت. در واقع یک جنبه عظیم از عملیات زیست‌پالایی درجا شامل کاربرد مواد غذایی مانند کودهای شیمیایی حاوی نیتروژن و فسفر، هوادهی و کاربرد میکروارگانیسم‌های تجزیه کننده هیدروکربن در مناطق آلوده می‌باشد [۳].

کلون و همکاران (۲۰۰۵) در بررسی اثرات مواد غذایی و حرارت‌دهی بر تجزیه هیدروکربن‌های نفتی در خاک‌های زیر سطحی آلوده به نفت در قطب جنوب نتیجه گرفتند کاربرد کودهای تجاری Olephilic دارای نیتروژن و فسفر به همراه حرارت‌دهی در خاک آلوده، باعث افزایش جمعیت میکروب‌های تجزیه کننده هیدروکربن‌های و تسریع تجزیه کل هیدروکربن‌های نفتی (TPH) می‌شود [۲].



شکل ۴: مقایسه میانگین تأثیر تیمار کود کشاورزی بر رشد باکتری در خاک

در اثر اعمال تیمار کودی ۲ تن کود شیمیایی بعد از گذشت مدت زمانی ۵ هفته میزان تجزیه نرمال آلکان‌های C13-C16 و C30-C36 به نزدیک ۹۰٪ رسید که مقدار قابل توجهی می‌باشد و نشان از افزایش رشد باکتری‌ها به علت مصرف مواد غذایی قابل دسترس در این زمان و تجزیه این دسته‌ها از نرمال آلکان‌هاست



شکل ۵: مقایسه درصد نرمال آلکان‌ها در نمونه‌های تیمار شده با ۲ تن کود شیمیایی در هفته ۵ (T2W1) و در هفته ۱۰ (T2W2) با نمونه شاهد (T0)

منابع

- [1] Abed, R.M.M., Koster, J. 2005. The direct role of aerobic heterotrophic bacteria associated with cyanobacteria in the degradation of oil compounds. International Biodeterioration & Biodegradation 55: 29-37.
- [2] Coulon, F., Pelletier, E., Gourhant, L., and Delille, D. 2005. Effects of nutrient and temperature on degradation of petroleum hydrocarbons in contaminated sub-Antarctic soil. Chemosphere. 58: 1439-1448.
- [3] Facundo, J., Marquez, R., Hernandez, V., Teresa Lamela, M.A. 2000. Biodegradation of diesel oil in soil by a microbial consortium. 313-320.
- [4] Jobson, A., McLaughlin, M., Cook, F.D., and Westlake, D.W.S., 1974. Effect of amendments on the microbial utilization of oil applied to soil. Journal of Applied Microbiology. 27:166-171
- [5] Jobson, A., McLaughlin, M., Cook, F.D., and Westlake, D.W.S., 1974. Effect of amendments on the microbial utilization of oil applied to soil. Journal of Applied Microbiology. 27:166-171

- [6]. Odokuma, O., And Dickson, A. A. 2003. Bioremediation of a crude oil polluted tropical rain forestL. Global Journal of Environmental Sciences Vol.2 No.1: 29-40.

اثر سطوح روی، زمان و ماده آلی بر شکل‌های شیمیایی روی در یک خاک آهکی استان

فارس

سعیده کمالی^۱، عبدالمجید رونقی^۲ و نجف علی کریمیان^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، ^۲ دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز و ^۳ استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مقدمه

کمبود روی یکی از معمول‌ترین کمبودهای عناصر غذایی کم مصرف است [۷]. کمبود روی در خاک‌های آهکی گزارش شده است [۴]. قابلیت دسترسی روی در خاک‌های آهکی، به مقدار زیادی تحت تأثیر عواملی مانند پ‌هاش، نوع کانیهای خاک، نوع و مقدار آنیون‌ها در محلول خاک و حامل‌های روی قرار می‌گیرد [۲ و ۶]. روی در خاک به شکل‌های گوناگون مانند محلول، تبادل، کربناتی، آلی، همراه با اکسیدهای منگنز، اکسیدهای آهن بی‌شکل، اکسیدهای آهن متبلور و تنمه وجود دارد [۸ و ۹]. مندل و مندل (۱۹۸۶) نشان دادند که رژیم رطوبتی و مواد آلی منجر به توزیع مجدد شکل‌های مختلف روی در خاک می‌شوند. حلالیت و فراهمی زیستی عناصر فلزی بلافاصله پس از افزوده شدن به خاک زیاد است. با گذشت زمان و ایجاد تعادل بین فلز و خاک بر اثر واکنش‌هایی همچون جذب سطحی، تبادل یونی، کلاته شدن، رسوب، اکسایش و کاهش، واکنش با اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز و ورود به شبکه کانیها از قابلیت استفاده آنها کاسته شده و از شکل‌های با حلالیت زیاد به شکل‌های کم محلول‌تر تبدیل می‌شوند [۱ و ۵]. فهم کامل اثر گذشت زمان بر روی، به اطلاعات مفصلی از نحوه توزیع شکل‌های شیمیایی این فلز پس از زمان‌های مختلف تماس با خاک نیاز دارد [۱]. لذا آگاهی از شکل‌های شیمیایی روی برای فهم شیمی آن در خاک و همچنین در درک جنبه‌های حاصلخیزی خاک و تغذیه گیاه اهمیت دارد. بنابراین تحقیق حاضر به منظور بررسی اثر سطوح روی، زمان و مواد آلی بر شکل‌های شیمیایی روی در یک خاک آهکی استان فارس انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

مقدار مناسبی از یک خاک آهکی استان فارس از عمق صفر تا ۱۵ سانتی متری برداشته شد و پس از هوا خشک کردن و گذراندن از الک ۲ میلی متری، برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن تعیین گردید. تیمارهای آزمایشی شامل سه سطح روی (شامل ۰، ۵ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک از منبع سولفات روی $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$)، سه زمان خواباندن (۱۵، ۴۵ و ۹۰ روز) و ماده آلی (کاه و کلش گندم) در دو سطح (۰ و ۱٪) بودند. این آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی و در سه تکرار در گلخانه انجام شد. در طول این سه زمان خواباندن، رطوبت نمونه‌ها به طور منظم با روش توزین در محدوده نسبتاً ثابتی، نزدیک به ظرفیت مزرعه حفظ گردیدند. نمونه‌های خاک، در زمان‌های ۱۵، ۴۵ و ۹۰ روز پس از شروع خواباندن برداشت، هوا خشک و در آخر و شکل‌های شیمیایی روی با روش عصاره‌گیری دنباله‌ای سینگ و همکاران [۱۰] استخراج شدند. شکل‌های شیمیایی روی و عصاره‌گیرهای آنها عبارت بودند از: روی محلول و تبدالی با محلول ۱ مولار نیترات منیزیم، روی کربناتی با محلول ۱ مولار استات سدیم، روی آلی با محلول ۰/۷ مولار هیپو کلریت سدیم، روی همراه با اکسیدهای منگنز با محلول ۰/۱ مولار هیدروکسیل آمین هیدروکلرید، روی همراه با اکسیدهای آهن بی‌شکل با محلول ۰/۲۵ مولار هیدروکسیل آمین هیدروکلرید در محلول ۰/۲۵ مولار اسید کلریدریک، روی همراه با اکسیدهای آهن متبلور با محلول ۰/۲ مولار اگزالات آمونیوم و محلول ۰/۲ مولار اسید اگزالیك و اسید آسکوربیک ۰/۱ مولار و روی تنمه از طریق هضم خاک با اسید

فلوریدریک، اسید پرکلریک و اسید کلریدریک غلیظ. تجزیه آماری داده ها، به وسیله برنامه های کامپیوتری Excel و MSTATC و SPSS انجام شد.

نتایج و بحث

۱- زمان خواباندن سبب کاهش شکل های محلول و تبدالی و آلی روی و افزایش در شکل های کربناتی، همراه با اکسیدهای منگنز، همراه با اکسیدهای آهن بی شکل و متبلور و تتمه روی گردید که نشان دهنده کاهش قابلیت استفاده زیستی روی با گذشت زمان در خاک می باشد. توصیه می شود که این آزمایش در زمانهای طولانی تری انجام گیرد، تا بتوان اثر کاربرد طولانی مدت مواد آلی و منابع روی کاربردی مختلف را بر تغییر شکل روی در خاکها بررسی نمود.

۲- افزودن کاه و کلش گندم (ماده آلی)، سبب توزیع مجدد روی در خاک گردید. پس از مصرف این ماده آلی همه شکل های شیمیایی روی (غیر از شکل همراه با اکسیدهای منگنز) به طور معنی داری ($p < 0.05$) نسبت به خاک شاهد افزایش یافتند. پیشنهاد می شود که این آزمایش با مواد آلی دیگر، به خصوص لجن فاضلاب و در سطوح بیشتری از مواد آلی انجام گیرد.

۳- کاربرد سطوح مختلف روی کاربردی (به صورت سولفات روی) سبب افزایش معنی دار ($p < 0.05$) شکل های مختلف روی گردید گرچه بیشترین میزان تبدیل روی مربوط به شکل های کربناتی و تتمه روی بود. توصیه می گردد که این آزمایش با منابع دیگر روی مصرفی (غیر از نمکهای محلول روی)، مانند کلات های روی و... انجام پذیرد، تا بتوان اثر منابع روی را نیز بر توزیع مجدد شکل های شیمیایی روی مورد مطالعه قرار داد.

۴- در هر سه زمان خواباندن، روی همراه با اکسیدهای منگنز دارای همبستگی منفی با شکل های محلول و تبدالی و آلی این فلز می باشد. این بدین معناست که با افزایش شکل های محلول و تبدالی و آلی، شکل همراه با اکسیدهای منگنز روی کاهش می یابد.

منابع

- [1] Lu, A., S. Zhang, and X. Shan. 2005. Time effect on the fractionation of heavy metals. *Geoderma*, 125: 225-234.
- [2] Maftoun, M., and N. Karimian. 1989. Relative efficiency of two zinc sources for maize (*zea mays* L.) in two calcareous soils from an arid area of Iran. *Agronomy. J.*, 9: 771-775.
- [3] Mandal, L. N., and B. Mandal. 1986. Zinc fractions in soils in relation to zinc nutrition of lowland rice. *Soil Sci.*, 142: 141-148.
- [4] Marschner, H. 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.
- [5] Misra, A. K., V. Sarkunan, M. Das, and P. K. Nayar. 1990. Transformation of added heavy metals in soils under flooded condition. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, 38: 416-418.
- [6] Obrador, A., J. Novillo, and M. Alvarez. 2003. Mobility and availability to plants of two zinc sources applied to a calcareous soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67: 564-572.
- [7] Romheld, V., and Marschner. 1991. Function of micronutrients in plants. pp. 297-328. In J. J. Mortved et al. (ed.) *Micronutrients in agriculture*. Soil Sci. Soc. Am., Inc., Madison, WI.
- [8] Shuman, L. M. 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soil Sci.*, 40: 11-22.
- [9] Shuman, L. M. 1979. Zinc, manganese, and copper in soil fractions. *Soil Sci.*, 127: 10-17.
- [10] Singh, J. P., P. S. Karwasra, and M. Singh. 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. *Soil Sci.*, 146: 359-366.

بررسی امکان بهره‌وری بهینه از خاک و آب شور برای تولید کلزا، به منظور استفاده پایدار از منابع غیر متعارف

وحید رضا جلالی و مهدی همایی

(به ترتیب دانشجوی دکتری، و استاد دانشگاه تربیت مدرس)

مقدمه

رشد فزاینده جمعیت جهان و نیاز بیشتر به تولیدات کشاورزی از مسائل مهمی است که امروزه بشر با آن روبروست. در این ارتباط، محدودیت منابع آب و خاک بعنوان بستر اصلی تولیدات کشاورزی مطرح بوده و این امر استفاده بهینه از منابع آب و خاک موجود را ضروری ساخته است. برابر آمار موجود، سطح کل خاکهای شور ایران حدود ۴۴ میلیون هکتار است که نزدیک به ۳۰ درصد مساحت دشتهای و متجاوز از ۵۰ درصد اراضی تحت کشت آبی کشور است (بنایی و همکاران، ۱۳۸۳). واکنش کلزا به تنش شوری طی فصل رشد، دائماً تغییر می‌کند. اغلب گیاهان از جمله کلزا در مرحله پیش از سبز شدن (جوانه زنی) به تنش شوری مقاوم هستند، لیکن در مرحله گیاهچه و اوایل رشد، به شوری حساس شده و با افزایش سن، مقاومت آنها نیز افزایش می‌یابد (Francois, ۱۹۹۴). اعمال مدیریت بهینه آب در مناطقی که کیفیت آب و خاک آنها چندان مطلوب نیست، نیازمند تجزیه و تحلیل حساسیت گیاه به شوری در هر یک از مراحل رشد است (همایی، ۱۳۸۱). بنابراین، تعیین دقیق کاهش میزان عملکرد و اعمال مدیریت مناسب نیازمند شناخت اثر شوری بر عملکرد در هر مرحله رشد می‌باشد.

مواد و روشها:

به منظور بررسی اثر شوری بر رشد و عملکرد کلزا و شناسایی دوره های حساسیت و مقاومت آن در برابر شوری، آزمایشی با ۹ تیمار شامل آب معمولی بعنوان شاهد و ۸ سطح شوری ۳، ۵، ۷، ۹، ۱۱، ۱۳، ۱۵ و ۱۷ دسی زیمنس بر متر و در ۳ تکرار که از منبع آب شور طبیعی دریاچه حوض سلطان قم تأمین شده بود، در یک خاک شن لومی با شوری ۴ دسی زیمنس بر متر انجام گرفت. برخی از ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش در جدول (۱) گزارش شده است.

جدول (۱). برخی ویژگیهای شیمیایی و فیزیکی خاک مورد استفاده در آزمایش

SP	pH	EC	OC	T.N.V	پتاسیم	فسفر	کلسیم	منیزیم	آهن	روی	مس	منگنز
21.36 %	7.84	4 dS/m	0.039 %	9.25 %	77.6 mg/kg	1.02 mg/kg	34 meq/lit	4 meq/lit	0.9 mg/kg	0.1 mg/kg	0.26 mg/kg	1.42 mg/kg

بافت لوم شنی به این دلیل انتخاب شد تا بتوان شوری کل نیمرخ خاک را با اعمال جزء آبشویی ۱ (LF) زیاد نسبتاً یکنواخت نگه داشت. در این صورت جزء آبشویی مورد نظر که برابر ۵/۰ در نظر گرفته شده بود، اعمال گردید. دلیل انتخاب آب و خاک شور طبیعی، به حداقل رساندن انحراف از شرایط طبیعی که گیاه در آن رشد می‌کند، بود. در جدول (۲) برخی ویژگیهای شیمیایی آب کاربردی ارائه شده است. بوته های کلزا پیش از رسیدن به مرحله مورد نظر با آب غیر شور آبیاری و پس از آن با تیمارهای شوری مربوطه آبیاری گردیدند. سپس در هر مرحله با استفاده از توابعی که توسط Homaei و همکاران، ۲۰۰۲ معرفی شده اند، واکنش کلزا به شوری ارزیابی و آستانه کاهش عملکرد در هر مرحله تعیین گردید.

¹ - Leaching Fraction

جدول (۲) برخی ویژگیهای شیمیایی نمونه آب دریاچه حوض سلطان

NO_3^-	Na^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}	B	SO_4^{2-}	Cl^-	HCO_3^-	CO_3^{2-}	EC	pH
2.75 mg/l	115 g/l	22.4 g/l	1.2 g/l	54.8 mg/l	341.5 mg/l	161 g/l	8.6 g/l	0.0 mg/l	600 dS/m	7.25

نتایج و بحث

عملکرد نسبی در مرحله گیاهچه شامل تعداد گیاهچه‌های زنده مانده در هر گلدان تا پایان دوره گیاهچه نسبت به شاهد بود. نتایج بدست آمده نشان داد که کلزا در مرحله گیاهچه به شوری بسیار حساس بوده و در شوریهایی بالاتر از ۷ dS/m تمام گیاهچه‌ها از بین می‌روند. آستانه کاهش شوری برای این مرحله، ۳ dS/m بدست آمد در حالیکه حد آستانه تحمل شوری کلزا، هنگامیکه شوری خاک از ابتدا تا پایان دوره رشد ثابت باشد، بر اساس یافته های Maas و Hoffman (۱۹۷۷)، ۱۱ dS/m می‌باشد. در مرحله روزت، تعلق نسبی گیاه بر اساس رابطه de Wit (۱۹۵۸)، به عنوان عملکرد نسبی در نظر گرفته شد. در این مرحله عملکرد تا شوری ۵/۵ dS/m کاهش نداشت. لیکن از آن به بعد با افزایش شوری، تعلق گیاه کاهش و در شوری حدود ۱۵ dS/m به نصف رسید. در مرحله ساقه رفتن آستانه کاهش عملکرد ۴ dS/m بدست آمد. نتایج نشان داد که در مرحله گلدهی، تعلق نسبی گیاه تا شوری ۷ dS/m کاهش نداشته، لیکن با افزایش شوری تعلق کاهش می‌یابد و در شوری ۲۴ dS/m به کمترین مقدار می‌رسد. در مرحله بلوغ، عملکرد نسبی شامل مقدار وزن دانه در سطوح مختلف شوری نسبت به شاهد بود. آستانه کاهش عملکرد بدست آمده برای این مرحله ۶ dS/m بدست آمد.

بلوغ	گلدهی	ساقه رفتن	روزت	گیاهچه	مرحله فیزیولوژیک
۶ dS/m	۷ dS/m	۴ dS/m	۵/۵ dS/m	۳ dS/m	آستانه کاهش عملکرد

در این تحقیق مشخص شد که کلزا در مراحل مختلف دوره رشد خود به تنش شوری حساسیتهای متفاوتی نشان می‌دهد. بدین ترتیب که طی دوره رشد رویشی، مرحله گیاهچه حساسترین و مرحله روزت، مقاومترین مرحله به تنش شوری است. این روند در مورد دوره رشد زایشی نیز صادق بود. طی این دوره، بر خلاف روال معمول، مرحله گلدهی نسبت به مرحله بلوغ در مقابل تنش شوری مقاومت بیشتری نشان داد.

با توجه به یافته های فوق در مناطقی که منابع آبی غالب آنجا شور و بی کیفیت بوده و دسترسی به آب شیرین با محدودیت همراه است، در دوره هایی که حساسیت کلزا به شوری اندک است می‌توان با تناوب استفاده از آبهای شور و شیرین، عملکردی نسبتاً مطلوب بدست آورد. به این طریق می‌توان از منابع آب شور و شیرین به نحوی شایسته استفاده نمود.

منابع مورد استفاده

بنایی، م. ج.، مؤمنی، م.، بای‌وردی و م. ج. ملکوتی. ۱۳۸۳. خاکهای ایران، تحولات (نوبت در شناسایی، مدیریت و بهره‌برداری). مؤسسه تحقیقات خاک و آب. تهران. ایران. ۴۸۰ صفحه.
همایی، م. ۱۳۸۱. واکنش گیاهان به شوری. کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران. نشریه شماره ۵۸. تهران. ایران.

de Wit, C.T. 1958. Transpiration and crop yields. Versl. Landbouwk Onderz., 64.6. Pudoc, Wageningen, The Netherlands.

Francois LE. 1994. Growth, seed yield, and oil content of canola grown under saline conditions. Agron. J. 86: 233-237.

Homaei, M., Feddes, R. A. and Dirksen, C. (2002). Simulation of root water uptake. II. Non-uniform transient water stress using different reduction functions. Agricultural Water Management, 57: 111-126.

Maas, E.V., Hoffman, G.J., (1977). Crop salt tolerance - current assessment. J. Irrig. Drain. Div. ASCE 103, 115-134.

وضعیت عناصر سنگین (سرب، کادمیم و نیکل) در خاک‌های زراعی منطقه مغان

تهمینه بهرامپور^۱، علیرضا فلاح^۲ و محمدرضا شیری^۳

^۱ مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اردبیل، ^۲ موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه

افزایش تولید محصولات زراعی نباید با بی توجهی به مسایل مهم دیگر صورت پذیرد. با این حال مصرف بیش از حد نهاده‌های کشاورزی مانند کود و سموم شیمیایی در حال حاضر نیز زیانهای فراوانی وارد کرده است در استان اردبیل مصرف سموم و کودها چندین برابر استانهای دیگر است. کادمیم و نیکل از جمله عناصر سمی برای انسان می باشند که می توانند باعث اختلالات مختلف متابولیکی در انسان گردند. در کشورهای پیشرفته همچون استرالیا هر دو سال یکبار مقدار عناصر سمی از جمله کادمیم و ترکیبات آلی سمی موجود در مواد غذایی مورد ارزیابی قرار می گیرد. بعنوان مثال چنانچه مقدار کادمیم در سیب زمین بیش از ۰/۰۵ میلی گرم در کیلوگرم باشد اجازه فروش نخواهد داشت بعضی از محققان نشان دادند که جذب کادمیم بوسیله گیاه تابع مقدار کادمیم قابل جذب خاک می باشد (برزگر و کوچک زاده، ۱۳۸۱).

منطقه مغان یکی از قطبهای اصلی کشاورزی ایران بوده و محصولات متنوع، استراتژیک و صنعتی در آن کشت می شود. متأسفانه در سالهای اخیر بهره برداران کشاورزی بدون توجه به مسائل زیست محیطی و توسعه پایدار کشاورزی صرفاً جهت کسب سود بیشتر در زمان کوتاه اقدام به مصرف بی رویه نهاده‌های کشاورزی می نمایند. به منظور بررسی وضعیت تجمع فلزات سنگین و مضر در مزارع دشت مغان این بررسی با اهداف بررسی میزان تجمع عناصر سنگین (سرب، کادمیم و نیکل) در خاکهای زراعی و خاکهای غیرزراعی منطقه مغان و مقایسه عناصر فوق در خاکهای زراعی با خاکهای غیرزراعی انجام گرفت.

مواد و روشها

به دلیل وسعت زیاد منطقه، متفاوت بودن نوع تناوب و عمر زراعت مدرن در قسمت های مختلف منطقه و همچنین لحاظ نمودن تقسیم بندی سازمان جهاد کشاورزی از نظر حوزه های خدمات جهاد کشاورزی، محل مورد مطالعه به ۹ منطقه تقسیم شد جهت بررسی وضعیت تجمع فلزات سنگین تعداد ۱۲۷ نمونه (تعداد ۱۱۷ نمونه خاک زراعی و تعداد ۹ نمونه خاک غیرزراعی) با استفاده از روشهای متداول نمونه برداری از عمق ۰-۳۰ سانتی متری تهیه گردید. نمونه خاکها خشک و سپس از الک دو میلی متری گذرانده شدند. برای اندازه گیری عناصر ریزمغذی در آزمایشگاه از روش DTPA (که توسط لیندسی و نورال بررسی و مورد تأیید قرار گرفته است) استفاده شد. داده های بدست آمده از اندازه گیری عناصر جهت مقایسه میزان تجمع در مناطق مختلف به صورت تجزیه واریانس یک طرفه مورد آنالیز آماری قرار گرفت. مقایسه میانگین عناصر مکانهای مختلف با آزمون دانکن انجام گرفت. همچنین میزان عناصر در خاکهای زراعی هر منطقه با خاکهای غیر زراعی آن منطقه از طریق آزمون t با هم مقایسه شدند. گردید.

نتایج و بحث

آنالیز داده های حاصل از اندازه گیری عناصر سرب، کادمیم و نیکل از مناطق مختلف تحت آزمایش نشان داد بین مکانهای مختلف از نظر فلزات سنگین اختلاف آماری معنی داری در سطح احتمال ۱٪ وجود دارد. بالاترین میزان سرب، کادمیم و نیکل به ترتیب با ۳/۵۹۸، ۱/۷۹۱ و ۴/۴۶۲ میلی گرم در کیلوگرم از مناطق ۷ (شامل روستاهای اجیرلو، پارس آباد، آغدام و گوشلو)، ۸ (شامل مزارع مرکز تحقیقات کشاورزی مغان، شرکت کشت و صنعت مغان و زمینهای

مرکز آموزش) و ۸ (شامل مزارع مرکز تحقیقات کشاورزی مغان، شرکت کشت و صنعت مغان و زمین‌های مرکز آموزش) بدست آمدند. کمترین میانگین سرب، کادمیم و نیکل به ترتیب ۱/۴۵۲، ۰/۸۵۷ و ۳/۶۲۹ میلی گرم در کیلوگرم از مناطق ۵ (تکچی)، ۲ (شامل روستاهای تازه‌کندقدیم و جدید، عباس‌آباد و تکه) و ۲ (شامل روستاهای تازه‌کندقدیم و جدید، عباس‌آباد و تکه) بدست آمدند.

تجزیه آماری داده‌های حاصل از اندازه‌گیری عناصر (سرب، کادمیم و نیکل) در خاک‌های زراعی و غیرزراعی نشان داد که اختلاف آماری معنی‌داری در سطح احتمال ۱٪ بین خاک‌های زراعی و غیرزراعی در کلیه مناطق وجود دارد. بطوریکه میزان سرب در منطقه ۷ (شامل روستاهای اجیرلو، پارس‌آباد، آغدام و گوشلو) از ۰/۹۶۸۶ میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک‌های غیر زراعی تا ۳/۵۹۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک‌های زراعی متغیر بود. به عبارت دیگر میزان سرب ۳ برابر افزایش یافته است. میانگین کل عنصر سرب در زمین‌های زراعی ۲/۴۹۵ میلی‌گرم در کیلوگرم و در زمین‌های غیرزراعی ۰/۵۳۷ میلی‌گرم در کیلوگرم است، بطوریکه در منطقه ۸ (شامل مزارع مرکز تحقیقات کشاورزی مغان، شرکت کشت و صنعت مغان و زمین‌های مرکز آموزش) میزان کادمیم ۰/۰۸۴ میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک‌های غیرزراعی به ۱/۷۹۱ میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک‌های زراعی افزایش یافته، بعبارت ساده تر میزان کادمیم ۲۰ برابر افزایش یافته است. بطوریکه میزان نیکل در منطقه ۸ (شامل مزارع مرکز تحقیقات کشاورزی مغان، شرکت کشت و صنعت مغان و زمین‌های مرکز آموزش) ۰/۷۶۶ میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک‌های غیرزراعی به ۴/۴۶۲ میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک‌های زراعی افزایش یافته، به عبارت دیگر میزان نیکل تقریباً به ۵ برابر افزایش یافته است. پس می‌توان نتیجه گرفت مصرف بی‌رویه سم و کود در زمین‌های زراعی دلیل افزایش این عناصر است.

منابع

- ۱- برزگر، ع. و ر. کوچک زاده، ۱۳۸۱. وضعیت کادمیم و نیکل در نیشکر. مجله دانش کشاورزی، جلد ۱۲، شماره ۱، ص ۱۱۹-۱۲۷.

2. Kuperman, R.G. & M. Crreiro. 1997. Soil heavy metal concentrations, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem. Soil Biol. Biochem. 29: 179- 190.
3. Raven, K.P. & R.H. Loeppert. 1997. Trace element composition of fertilizers and soil amendments. J. Environ. Qual. 26: 551-557.
4. Sai Prakash, P.K., M. Ram Mohan & S. Bapu Rao. 1995. Trace metals in cane guice and sugar factory products. Analysis by direct current plasma atomic emission spectrometry. Int. Sugar Journal. Vol. 97, No. 1160: 362- 369.
5. Smith, W.H. 1976, Lead contamination of roadside ecosystem, J. Air pollu. Control. Assoc. 26: 753-766.

اثر بافت خاک بر آبشویی نیترات در برخی از خاکهای استان همدان

محبوبه ضرابی^{۱*} و محسن جلالی^۲

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا و
^۲ دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا همدان

مقدمه

نیترژن یکی از اجزاء اصلی پروتئین مورد نیاز موجودات زنده است و از عناصر محدود کننده رشد گیاهان می باشد. برای از بین بردن این محدودیت و بالا بردن بازده محصولات، از کودهای نیترژنی استفاده می شود. در منابع بسیاری گزارش شده است که بین بالا رفتن غلظت نیترات در آب های زیر زمینی و فعالیت های کشاورزی ارتباط وجود دارد (۱). بعلت کمبود آب سطحی در بسیاری از مناطق خشک و نیمه خشک جهان، آب های زیر زمینی جزء منابع عمده آب نوشیدنی می باشند. بالا بودن نیترات در آب های زیرزمینی می تواند موجب بروز مشکلات زیست محیطی و اقتصادی شود. حد مجاز نیترات در آب ها بر حسب نیترژن- نیترات ۱۰ میلی گرم درلیتر و برحسب یون نیترات ۵۰ میلی گرم در لیتر می باشد (۱۰). آلودگی آب های زیر زمینی با نیترات در مناطق مختلفی از جهان گزارش شده است (۴). استرل و همکاران (۱۹۸۹) آلودگی آب های زیرزمینی با نیترات را در اروپا مورد مطالعه قرار دادند. نتایج آنها نشان دهنده افزایش آلودگی در طول زمان بود (۸). در اروپا در ۲۲ درصد از آب های زیرزمینی اراضی کشت شده، میزان نیترات بالاتر از استاندارد جهانی (WHO, 1993) بود (۵). توربرن و همکاران (۲۰۰۳) با مطالعه نیترات آب های زیرزمینی مناطقی با کشاورزی فشرده در استرالیا به کمک نیترژن نشان دار، گزارش نمودند که در ۱۴ تا ۲۱ درصد از چاه ها غلظت نیترات بالاتر از حد مجاز است و در نیمی از این چاه ها منبع آلودگی را مصرف کود های ازته گزارش کردند (۹). در مطالعه ای مربوط به منطقه ای از چین میزان نیترات ۴۵ درصد از نمونه آب های زیرزمینی جمع آوری شده بالاتر از استاندارد جهانی گزارش شد (۱۲). میزان استفاده از کود های ازته در اراضی کشاورزی ایران در سی سال اخیر به شدت افزایش یافته است (۳). غلظت نیترات آب های زیرزمینی در ایران در حال افزایش است و در بعضی مناطق به بیشتر از استاندارد جهانی رسیده است (۳). به علت وسعت کشاورزی در استان همدان و مصرف بی رویه کودهای ازته در اراضی کشاورزی در بعضی از مناطق غلظت نیترات آب های زیرزمینی بالاتر از حد استاندارد می باشد (۳). عوامل موثر در آبشویی ازت نیتراتی شامل : بافت خاک، ماده آلی، میزان کود نیترژن دار، بارندگی، عمق منطقه ریشه، سطح آب زیرزمینی و میزان آب آبیاری می باشند. بررسی نقش عوامل مختلف در آبشویی نیترات از اراضی کشاورزی می تواند گامی موثر در کاهش آبشویی نیترات از خاک باشد. بدین دلیل نقش بافت خاک در آبشویی نیترات از خاک در این تحقیق مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

نمونه خاکهای هوا-خشک شده و از الک دو میلیمتری عبور داده شده که دارای بافت های مختلف بودند، بر اساس وزن مخصوص ظاهری به ستون های آبشویی از جنس پیرکس تا ارتفاع ۱۰ سانتیمتری انتقال داده شدند. ابتدا نیترات اولیه خاک ستون ها توسط آبشویی با محلول کلرید پتاسیم ۰/۰۱ مولار خارج شد. ۱۰ میلی گرم در لیتر نیترات به سطح ستون ها اضافه شد. سپس ستون ها با ۵ پوروالیوم آب مقطر جهت خروج کامل نیترات از خاک، مورد آبشویی قرار گرفتند. بار آبی در بالای ستون خاک ۵ سانتیمتر نگه داشته شد. محلول خروجی در انتهای ستون به صورت یک هشتم پوروالیوم در هر خاک جمع آوری گردید. میزان نیترات خروجی در نمونه ها به روش گریس و ایلوسوی (۶) اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

منحنی های رخنه آبشویی نشان داد حرکت نیترات در خاک تحت تاثیر میزان رس است. بین میزان رس و غلظت نیترات در پیک ها همبستگی منفی بدست آمد. ذرات رس به دلیل داشتن سطح ویژه بالا ظرفیت نگهداری و جذب آب بالایی دارند. وجود رس موجب بالا رفتن زمان اقامت آب در خاک شده و باعث دنباله دار شدن منحنی رخنه و تاخیر در خروج نیترات در خاکهای مورد مطالعه شد. پیک غلظت نیترات خاک ها در حدود یک پوروالیوم ظاهر شد. بین وزن مخصوص ظاهری و نیترات خارج شده از خاک ها همبستگی معنی داری بدست نیامد. زامین و همکاران نیز در مطالعه خود نتایج مشابهی را گزارش نمودند (۱۱). در خاکهایی با میزان شن بالاتر، نیترات با سرعت بالا و در مدت زمان کمتر از خاک خارج شد. گاپتا و همکاران (۱۹۸۲) و پاتن و همکاران (۲۰۰۲) گزارش کردند که آبشویی نیترات از خاکهای شنی بالا است.

منابع

1. Burt, T.P. (1993). Nitrate: Processes, Patterns and Management. John Wiley and Sons Ltd.
2. Gupta, S.K., Chaudhary, T.N., and Pandey, R.N. (1982). Nitrate movement in sandy soil under varying water and fertilizer management. Aust. J. Soil Res. 20(3) 225-232.
3. Jalali, M. (2005). Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, Western Iran. Agric. Ecosyst. Environ. 110. 210-218.
4. Joekar, N.V., and Ataie, A.B. (2008). Assessment of nitrate contamination in unsaturated zone of urban areas: The case study of Tehran, Iran. Environ. Geol. 36:3-4.
5. Lagerstedt, E., Jacks, G., and Sefe, F. (1994). Nitrate in groundwater and N circulation in eastern Botswana. Environ. Geol. 23:60-64.
6. Mulvaney, R.L. (1996). Nitrogen-Inorganic forms SSSA Book series. Vol.5, PP. 1123-1157., Methods of soil analysis (part 3). Chemical methods-
7. Pathan, S.M., Aylmore, L.A.G., and Colmer, T.D. (2002). Reduced leaching of nitrate, ammonium, and phosphorus in sandy soil by fly ash amendment. Aust. J. Soil Res. 40(7) 1201-1211.
8. Strebel, O., Duynisveld, W.H.M., and Bottcher, J. (1989). Nitrate pollution of groundwater in western Europe. Agric. Ecosyst. Environ. 26, 189-214.
9. Thorburn, P.J., Biggs, J.S., Weier, K.L., and Keating, B.A. (2002). Nitrate in groundwater of intensive agricultural areas in coastal northeastern Australia. Agric. Ecosyst. Environ. 94,49-58.
10. WHO, (1993). Guidelines for drinking water quality. 1. Recommendations, second ed. World Health Organisation, Geneva.
11. Xiaomin, C., Huashan, W., and Fei, W. (2007). Nitrate vertical transport in the main paddy soils of Tai Lake region, China. Geoderma. 142, 136-141.
12. Zangh, W.L., Wu, S.X., Ji, H.J., and Kolbe. (2004). The current situation and controlling manures of non-point source pollution in china. Scientia Agriculture Sinica 37, 1008-1017(in Chinese with English abstract).

تاثیر اصلاح کننده های آلی بر حرکت کادمیوم، نیکل و روی در یک خاک لوم شنی

زهرا لطیفی^{۱*} و محسن جلالی^۲^۱دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی و ^۲دانشیار گروه خاک شناسی دانشگاه بوعلی سینا

مقدمه

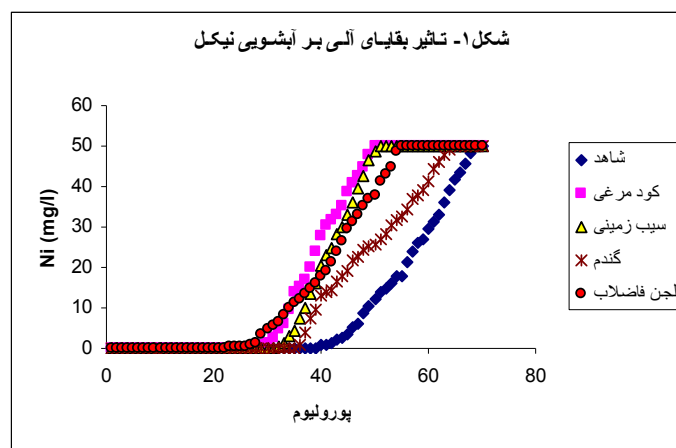
خطرات محیطی ناشی از فلزهای سنگین در ارتباط نزدیک با تحرک این فلزها در محلول خاک می باشد. تحرک عناصر سنگین از لحاظ آبشویی نه تنها به غلظت کل آنها در خاک، بلکه به خصوصیات خاک و فاکتورهای محیطی هم بستگی دارد. حرکت فلزهای سنگین در پروفیل خاک می تواند باعث آلوده شدن آب های زیرزمینی گردد (لی و شومن، ۱۹۹۷). با در نظر گرفتن نقش تعدیل کننده خاک در برابر آلودگی ها و با توجه به اینکه کاربرد اصلاح کننده های آلی در خاک ها باعث بهبود شرایط فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک ها می شوند، استفاده از خاک به منظور دفن پس ماند های صنعتی و کشاورزی روش معقولی به نظر می رسد. اما باید توجه داشت که ترکیبات آلی محلول موجود در کودها و دیگر اصلاح کننده های آلی که به منظور اصلاح خاک های آلوده با فلزها استفاده می شوند می توانند موجب افزایش تحرک فلزهای سنگین شوند. مواد آلی محلول به دلیل بار منفی خالص خود در pH طبیعی خاک، در سراسر سیستم خاک تحرک زیادی دارند (دیو نیوانت و همکاران، ۱۹۹۲). علاوه بر این مواد آلی محلول توانایی تشکیل کمپلکس های محلول و پایدار با فلزهای سنگین را دارا می باشند. خانبلوکی (۱۳۸۴) گزارش نمود، کاربرد کود مرغی در خاک های آلوده حرکت روی، سرب و کادمیم را در خاک ها به ویژه خاک های شنی افزایش داد. به نظر می رسد نوع بقایای گیاهی در توزیع اجزاء مختلف عناصر سنگین تاثیر متفاوتی داشته باشد (روستایی، ۱۳۸۷). بسر و رابین (۱۹۸۷) افزایش معنی دار آبشویی فلزهای سنگین از خاک های آلوده معادن را وقتی که از برگ ها به عنوان مواد پوششی استفاده شد، گزارش نمودند. به دلیل اهمیت وجود عناصر سنگین در خاک، حرکت و انتقال آنها به آب های زیرزمینی، مسائل زیست محیطی و آلودگی خاک و آب توجه زیادی به آبشویی این عناصر در خاک شده است. این تحقیق نیز با هدف بررسی حرکت کادمیوم، نیکل و روی تحت تاثیر اصلاح کننده های آلی با استفاده از ستون های آبشویی صورت گرفته است.

مواد و روشها

برای آماده سازی نمونه ها جهت آزمایش، صد گرم از اصلاح کننده های آلی (کود مرغی، لجن فاضلاب، بقایای گندم و سیب زمینی) به طور جداگانه، با هزار گرم از خاک از ندریان (لوم شنی) مخلوط شد. علاوه بر این در خاک های تیمار شده با اصلاح کننده های آلی، یک نمونه خاک به عنوان شاهد (بدون اصلاح کننده آلی) در نظر گرفته شد. نمونه ها با آب مقطر به حد رطوبت ظرفیت زراعی رسانده شدند. سپس نمونه ها به مدت یک ماه در دمای آزمایشگاه (۲۷-۲۲ °C) انکوباسیون شدند. بعد از گذشت این زمان، هر کدام از نمونه خاک ها کاملاً مخلوط، سپس هوا خشک و در نهایت از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. به منظور بررسی آبشویی فلزهای سنگین در خاک آزمایشاتی بر روی ستون های نمونه خاکهای آماده شده انجام پذیرفت. به این منظور از لوله های پلی اتیلنی به قطر ۴/۸ سانتی متر و طول ۳۰ سانتی متر استفاده گردید. ستون ها تا ارتفاع ۱۰ سانتی متری از خاک پر شدند. محلول در طول آزمایش با ارتفاع تقریباً ثابت ۵ سانتی متری روی خاک حفظ می شد. ستونهای خاک، با محلول های آبشویی (غلظت ۵۰ میلی گرم در لیتر کادمیوم، نیکل و روی در حضور کلرید کلسیم ۱۰ میلی مول) در دمای آزمایشگاه آبشویی شدند. زهاب ستون ها از طریق لوله انتهایی هر ستون خارج و به صورت یک پورولیوم (۷۲ میلی لیتر) در استوانه های مدرج جمع آوری گردید. این عمل تا ۷۰ پورولیوم انجام شد.

نتایج و بحث

نسبت C/N در کود مرغی، لجن فاضلاب، سیب زمینی پائین ولی در گندم بالا برآورد گردید. pH و هدایت الکتریکی (EC) زهاب ستون خاکهای تیمار شده با بقایای آلی نسبت به خاک شاهد بیشتر بوده و در طول آیشویی، در همه تیمارها روند کاهشی داشتند. pH و EC زهاب تیمار کود مرغی بیشترین افزایش را نشان داد. تیمار خاکها با بقایای آلی آیشویی فلزهای سنگین را نسبت به شاهد افزایش داد. برای نمونه شکل (۱) منحنی رخنه آیشویی نیکل در خاک شاهد و خاک های تیمار شده با بقایای آلی را نشان می دهد. کود مرغی بیشترین تاثیر و بقایای گندم کمترین تاثیر را نشان دادند. به نظر می رسد بالا بودن میزان آیشویی در خاک تیمار شده با کود مرغی به دلیل پایین بودن C/N کود مرغی و ایجاد pH نسبتاً بالا که شرایط را برای تشکیل کمپلکسهای آلی- فلز مساعد می کند، باشد. علاوه بر این تاثیر بقایا بر آیشویی روی، نیکل و کادمیوم متفاوت بود. بقایای آلی آیشویی نیکل را نسبت به کادمیوم و روی بیشتر تحت تاثیر قرار دادند.



منابع:

- [1] خانلوکی، گلاره. ۱۳۸۴. تاثیر کود مرغی در حرکت روی، سرب و کادمیوم با استفاده از ستون های آیشویی، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه بو علی سینا همدان.
- [۲] روستایی، لیلا. ۱۳۸۷. تاثیر بقایای آلی بر سنتیک رها سازی کادمیوم، سرب و روی در خاک های آلوده، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه بو علی سینا همدان.
- [3] Besser, J.M. Rabeni, C.F. 1987. Bioavailability and toxicity of metals leached from lead mine tailings to aquatic invertebrates. Environ. Tox. Chem. 6, 879-890.
- [4] Dunivant, F.M. jardine, P.M. Taylor, D.L. McCarthy, J.F. 1992. Transport of naturally occurring dissolved organic carbon in laboratory columns containing aquifer material. Soil Sci. Soc. Am. J. 56, 437-444.
- [5] Li, Z. and Shuman, L.M. 1997. Mobility of Zn, Cd and Pb in soils as affected by poultry litter extract-I. Leaching in soil columns. Environ. Pollu. 95, 219-226.

جذب فلزات سنگین نیکل، سرب و روی در هندوانه و گوجه

^۱آریتا بهبهانی نیا، ^۲سید احمد میر باقری، ^۳نعمت اله خراسانی

^۱ دانشجوی دکتری محیط زیست دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات، ^۲دانشیار دانشگاه خواجه نصیرالدین طوسی، دانشکده مهندسی عمران، ^۳ استاد دانشگاه تهران، دانشکده منابع طبیعی

مقدمه:

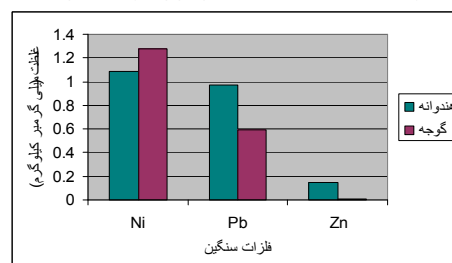
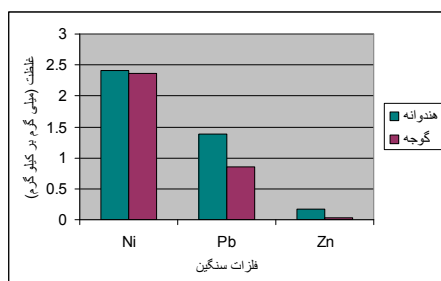
سیتم های زیست محیطی ظرفیت محدودی برای جذب آلاینده های ورودی دارند و اگر تجمع مدام آلاینده ها صورت گیرد توانایی خاک به عنوان یک محیط پذیرنده به طور قابل توجهی کاهش یافته و یا بطور کلی از بین می رود. بعلاوه زمانیکه آلاینده ها به حداکثر ظرفیت نگهداری خاک برسند یا از آن بیشتر شود سایر منابع و اجزاء محیط زیست مثل گیاهان، آبهای سطحی و زیرزمینی، احشام و بلاخره انسان احتمالاً در معرض خطر قرار می گیرند [۴]. جذب فلزات سنگین در گیاهان بستگی به نوع گیاه و عملکرد گیاهان مختلف دارد [۵]. حضور برخی از انواع ناخالصیها و عوامل بیمارزا در فاضلاب، باعث می شود تا توجه ویژه ای به کیفیت فاضلاب و ارزیابی اثرات احتمالی کاربرد بلند مدت آن بر خاک و گیاهان از نظر تجمع فلزات سنگین، عناصر کمیاب، عناصر مغذی و گسترش احتمالی بیماری ها معطوف گردد [۳]. در خاکهای آهکی با ظرفیت تبادل کاتیونی و مواد آلی متوسط میزان تجمع عناصر سنگین در خاک و گیاهان تحت آبیاری با فاضلاب در حد سمیت نیست اما استمرار این عمل ممکن است موجب افزایش بیشتر عناصر سنگین تا حد سمیت در خاک و گیاهان شود [۱]. گسترش بی رویه شهر تهران و رشد شدید جمعیت در دهه های اخیر از یک سو و فقدان سیستم جمع آوری فاضلاب از سوی دیگر موجب شده است که مسیل های متعددی که از دامنه های جنوبی سلسله جبال البرز سر چشمه گرفته و ضمن عبور از داخل شهر تهران به دشت جنوب تهران می رسند، اراضی کشاورزی جنوب تهران را به پذیرنده های فاضلابهای شهری و صنعتی تبدیل نمایند. بطوریکه امروزه پسابهای فوق برای آبیاری زمین های مذکور مورد استفاده قرار می گیرند [۲]. استفاده مجدد از آبهای نامتعارف با توجه به افت بیش از حد سفره های آبهای زیر زمینی و تولید حجم قابل توجه پساب و لجن می تواند از دو جنبه حفظ کمیت و کیفیت آبهای زیر زمینی و استفاده مجدد از پساب و لجن موثر باشد اما وجود آلاینده ها بخصوص وجود فلزات سنگین محدودیت هایی را جهت استفاده از این منابع آبی ایجاد می کند.

مواد و روشها:

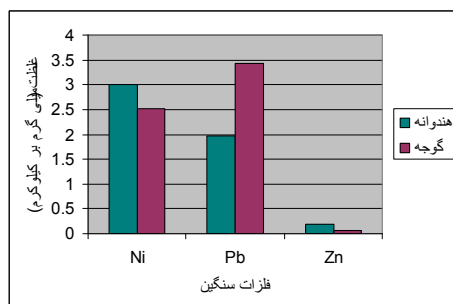
جهت انجام این پژوهش از پساب و لجن دفعی تصفیه خانه شوش در چندین نوبت به مدت ۶ ماه نمونه برداری گردید و نمونه ها در اسید نیتریک ۴ نرمال هضم و غلظت فلزات سنگین نیکل، سرب و روی در نمونه ها با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد. در فروردین ۱۳۸۶ سه پلات در اندازه های ۲*۶ آماده سازی و برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی در خاک ها به روشهای استاندارد اندازه گیری شدند. در هر سه پلات گوجه و هندوانه کشت شد. علت انتخاب این محصولات، کشت آنها در منطقه جنوب تهران و آبیاری آنها با پساب و فاضلاب می باشد. پلات اول با پساب تصفیه خانه آبیاری، پلات دوم با آب شهر آبیاری و از لجن دفعی تصفیه خانه نیز به عنوان کود استفاده شد و برای پلات سوم از پساب جهت آبیاری و از لجن به عنوان کود استفاده شد. پس از حدود شش ماه در شهریور ۱۳۸۶ محصولات برداشت شدند. نمونه هادر کوره الکتریکی در دمای ۴۵۰ درجه سانتیگراد قرار داده شدند و به خاکستر حاصل اسید کلریدریک و اسید نیتریک افزوده و پس از کامل شدن مرحله هضم توسط دستگاه جذب اتمی واریان مدل AA.200 غلظت فلزات سنگین نیکل، سرب و روی در آنها اندازه گیری شد.

نتایج و بحث:

میانگین غلظت سرب، نیکل و روی در پساب به ترتیب $0/5$ ، $0/1$ ، $0/3$ میلی گرم برلیترو در لجن دفعی به ترتیب 170 ، 230 ، 70 میلی گرم بر کیلوگرم بدست آمد. در شکل های ۱، ۲ و ۳ میزان جذب فلزات سنگین در هندوانه و گوجه در پلات های مختلف نشان داده شده است در هر سه پلات تقریباً "بیشترین جذب مربوط به نیکل و کمترین جذب مربوط به عنصر روی است (به استثناء جذب سرب در گوجه در پلات سوم). در پلات اول که فقط تحت آبیاری با پساب بود غلظت فلزات سنگین در گیاهان نسبت به دو پلات دیگر پایین تر است . پلات سوم که علاوه بر پساب از لجن نیز استفاده شده بیشترین جذب فلزات سنگین بدست آمد . نتایج حاصل از تحقیق نشان می دهد استفاده از لجن که خود حاوی فلزات سنگین است باعث افزایش غلظت فلزات سنگین در نمونه های گیاه شده است. میزان جذب فلزات سنگین مورد مطالعه در هندوانه و گوجه نسبت به سبزیجات بسیار پایین تر است با وجود این آبیاری با پساب و استفاده از لجن حاوی فلزات سنگین جهت کود برای این محصولات توصیه نمی شود . چون در صورت کاربرد غیراصولی و مدیریت نامناسب در این عرصه مشکلات بهداشتی و زیست محیطی بسیاری به بار آمده و منابع آب ، خاک و گیاه به شدت تحت تاثیر قرار خواهند گرفت.



شکل ۱: میزان جذب فلزات سنگین در هندوانه و گوجه در پلات اول
شکل ۲: میزان جذب فلزات سنگین در هندوانه و گوجه در پلات دوم



شکل ۳: میزان جذب فلزات سنگین در هندوانه و گوجه در پلات سوم

منابع:

۱. بهمنیار، محمد علی (۱۳۸۶) . تاثیر مصرف فاضلاب در آبیاری گیاهان زراعی بر میزان برخی از عناصر سنگین خاک و گیاهان .مجله محیط شناسی شماره ۴۴، صفحه ۲۶-۱۹.
 ۲. ترابیان، علی (۱۳۸۱)، بررسی اثر آبیاری با فاضلاب روی جذب فلزات سنگین بوسیله سبزیهای برگی جنوب تهران .مجله علوم خاک و آب ، (ص ۱۹۵-۱۹۰)
 - ۳ حسن اقلی ، علیرضا (۱۳۸۵) . تاثیر کاربرد مجدد پساب تصفیه شده فاضلاب شهری بر آلودگی منابع آب و خاک. کارگاه فنی و آموزشی آلودگی منابع آب و خاک .پردیس ابوریحان دانشگاه تهران
- [۴] Merrington, G., and Alloway, B.J. 1997. Determination of residual metal binding characteristics of soils polluted by Cd and Pb. J. Water, Air and Soil pollution, 100:49-62

[۵]Rattan, R.K., Datta, S.P., Chhonkar, P.K., Suribabu, K., Singh, A.K., 2005. Long term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study. J. Agriculture Ecosystem and Environment 109:310-322.

جذب و واجذب سطحی بور در بعضی از خاکهای آهکی

عزیز مجیدی^۱ و رسول راهنمائی^۳ محمد جعفر ملکوتی^۲

^۱ دانشجوی دکتری دانشگاه تربیت مدرس، ^۲ استادیار و استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس

آذربایجان غربی، شهرستان ارومیه، کیلومتر ۳ جاده سلماس، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی آذربایجان غربی،

مقدمه

بور (B) یکی از عناصر مهم در تغذیه گیاه محسوب می گردد. در بعضی از خاکهای تحت کشت ایران کمبود عنصر بور به اثبات رسیده، همچنین سمیت بور به عنوان یک مشکل جدی در مناطق خشک و نیمه خشک ایران مطرح است [3]. توزیع بور بین فازهای جامد و محلول خاک، به ویژه از نظر دامنه نسبتا محدود بین سطوحی که باعث بروز علائم کمبود یا سمیت در گیاهان می شوند، حائز اهمیت است. چنین تصور می شود که بور جذب سطحی شده در فاز جامد به صورت یک بافر که مقادیر کمی بور در محلول خاک را تامین می کند، عمل نماید. جذب ورهاسازی بور توسط اجزای خاک مهمترین واکنشهای تعیین کننده تحرک، قابلیت استفاده برای گیاهان و سمیت این عناصر در محیط محسوب می گردد [1]. اطلاعات اندکی در خصوص جذب و رها سازی بور تحت شرایط خاکهای آهکی ایران موجود بوده در حالی که برای مدیریت این عنصر در خاک، شناخت فرایندهای جذب و واجذب سطحی توسط ذرات خاک بسیار حائز اهمیت است. هدف از انجام تحقیق حاضر بررسی فرایندهای جذب و واجذب بور در تعدادی از سری های غالب خاک های آهکی استان آذربایجان غربی بود.

مواد و روشها

جذب سطحی بور در پنج نمونه خاک سطحی (Typic Haploxerepts, Vertic Calcixerolls, Pachic Haploxerolls) به عنوان تابعی از غلظت تعادلی بور در pH ثابت اندازه گیری گردید. مقادیر پنج گرم نمونه خاک عبور داده شده از الک ۲ میلی متری توزین در داخل لوله های سانتریفوژ ریخته شد، سپس ۲۵ میلی لیتر از غلظت های درجه بندی شده صفر تا ۱۰۰ میلی گرم در لیتر بور محتوی ۰/۰۱ مولار نیترات کلسیم به مدت ۲۰ ساعت در درجه حرارت ثابت اتاق (۲۵±۱°C) با دستگاه شیکر رفت و برگشتی در دور ۱۸۰ دور در دقیقه به هم زده شدند. نمونه ها سانتریفوژ و مایع روئی با استفاده از کاغذ واتمن ۴۲ صاف گردید. غلظت بور در مایع صاف شده با استفاده از روش رنگ سنجی آزومتین H در طول موج ۴۲۰ نانومتر با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر اندازه گیری شد. محتویات باقیمانده توزین و مجددا ۲۵ میلی لیتر محلول ۰/۰۱ مولار نیترات کلسیم اضافه گردید. آزمایشات واجذب با به هم زدن سوسپانسیون به مدت ۲۰ ساعت قبل از سانتریفوژ نمودن نمونه ها، برداشت مایع روئی و صاف کردن آن به انجام رسید. این توالی عملیات جمعا چهار مرتبه تکرار شد و غلظت بور در محلول های صاف شده اندازه گیری گردید.

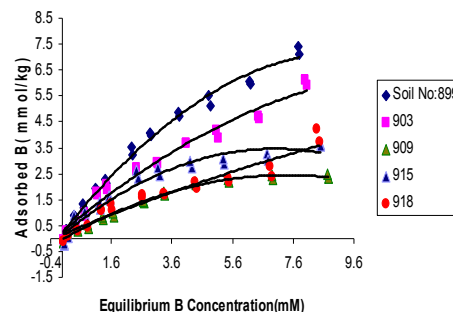
نتایج و بحث

ویژگی های جذب سطحی بور در نمونه های خاک در شکل ۱ نشان داده شده است. جذب سطحی بور صرفنظر از غلظت های باقیمانده بور، در خاک Pachic Haploxerolls با بافت CL حداکثر و در خاک Vertic Calcixerolls با بافت SL حداقل بود که نشان دهنده این است که با ریز تر شدن بافت خاک میزان جذب سطحی بور افزایش می یابد. چنین تغییراتی احتمالا ناشی از متفاوت بودن ترکیب مینرالوژیکی و خصوصیات شیمیائی خاک می باشد. داده های جذب سطحی با معادلات فروندلیچ و لانگمویر برازش داده شدند. محدوده و مقادیر پارامترهای این

معادلات و ضرائب همبستگی پنج نمونه خاک در جدول یک آورده شده است. داده های جذب سطحی خاک SL برازش ضعیفی را با شکل خطی معادله لانگمویر در مقایسه با هم دمای خطی معادله فروندلیچ نشان داد. ولی سایر نمونه های خاک روند تغییرات مشابه بود. برازش معادله لانگمویر در مورد خاک با بافت CL نشان داد که می توان دو قسمت جداگانه برای روند تغییرات جذب سطحی بور در نظر گرفت. در غلظت های کم بور (قسمت I) شیب منحنی با غلظت های بالاتر آن (قسمت II) متفاوت بود بطوریکه با آزمون t معنی دار گردید ($P \leq 0.05$) و بنابراین معادله لانگمویر دو سطحی در نظر گرفته شد. دو سطحی بودن شکل معادله لانگمویر برای عنصر بور به وسیله چندین محقق گزارش گردیده است [2]. چنین تغییراتی در شکل مدل لانگمویر بیانگر این مطلب است که نوع واکنش های جذبی که در غلظت های کم و زیاد بور در سطح ذرات خاک صورت می گیرد متفاوت است. Griffin و Burau (۱۹۷۴) چنین تغییراتی را به مکان های سطحی متفاوت و مکانیسم های متفاوت جذب بور مربوط می دانند. همچنانکه در جدول ۳ نیز مشهود است مقادیر K_1 خیلی بیشتر از مقادیر K_2 می باشد که نشان دهنده این مطلب است که مکان های جذب سطحی در قسمت I بطور نسبی انرژی جذبی بالاتری را نسبت به مکان های جذبی قسمت II دارند. بطور قابل توجهی، مدل لانگمویر دو سطحی نشان داد که مقادیر b_1 خیلی کمتر از مقادیر b_2 بود. تفاوت بین مقادیر k و b برای مکان های جذب سطحی در قسمت های I و II بیانگر این امر است که جذب سطحی بور در خاک هم به صورت برون کره ای و هم به صورت درون کره ای صورت گرفته و تابع مقدار بور جذب سطحی شده در خاک است. واجذب تجمعی بور جذب سطحی شده (برای ۱۰ میلی گرم در لیتر بور اضافه شده) در طی چهار مرحله رها سازی از ۷۲ تا ۹۶ درصد متفاوت بود (داده ها نشان داده نشده اند). شیب منحنی ها یک روند کاهشی کاملاً مشخصی را با افزایش مراحل واجذب نشان داد منتهی شیب منحنی و تغییرات این روند در طی مراحل سوم و چهارم به مراتب کمتر بود که بیانگر آن است که بخش عمده ای از بور جذب سطحی شده در خاک در طی مراحل اول و دوم واجذب می گردند.

جدول ۱- مقادیر میانگین و محدوده پارامترهای معادله جذب سطحی

معادله	پارامترها		R^2
فروندلیچ	$1/n$	a	
لانگمویر	$0.52-0.85$	$0.88-3.97$	$0.95-0.99$
	$b(\text{mg.kg}^{-1})$	$K(\text{L.mg}^{-1})$	(0.97)
لانگمویر دو سطحی	$41-120.5$	$0.01-0.04$	$0.60-0.96$
	$b_1(\text{mg.kg}^{-1})$	$K_1(\text{L.mg}^{-1})$	(0.85)
	$9.7-0.4$	$0.04-0.14$	$0.61-0.86$
	$b_2(\text{mg.kg}^{-1})$	$K_2(\text{L.mg}^{-1})$	(0.65)
	$39-140$	$0.01-0.03$	$0.81-0.95$



شکل ۱- مقایسه جذب سطحی بور در خاکهای مختلف

منابع

- Elrashidi, M. A. and G. A. O'Connor. 1982. Boron sorption and desorption in soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 46:27-31.
- 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.
- Majidi, A. and M. J. Malakouti. 2007. Boron toxicity symptoms in orchards bordering Uromieh lake. TMU, Agricultural College, Soil Science Department. Sana Pub., Technical bulletin. No: 002. Tehran, Iran.

ارتباط بین شکل‌های پتاسیم خاک و مینرالوژی در خاک‌های آهکی استان کهگیلویه و

بویراحمد

فاطمه جابریان، علی ابطحی، مهدی نجفی قیری و حمیدرضا اولیایی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، استاد و دانشجوی دکتری بخش علوم خاک، دانشگاه شیراز و استادیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه یاسوج

مقدمه

پتاسیم خاک در چهار شکل متفاوت وجود دارد که عبارتند از ۱- در محلول خاک ۲- به شکل تبادل ۳- به شکل غیرتبادل ۴- در ساختمان کانی‌های اولیه و ثانویه. این شکل‌ها به صورت زیر با یکدیگر در تعادل هستند: پتاسیم ساختمانی ↔ پتاسیم غیرتبادل ↔ پتاسیم تبادل ↔ پتاسیم محلول. معمولاً خاک‌هایی که دارای ورمیکولایت و میکای زیادی هستند دارای مقدار قابل توجهی پتاسیم غیرتبادل می‌باشند. خاک‌های نواحی خشک و نیمه‌خشک دارای مقادیر زیادی پتاسیم به شکل‌های مختلف می‌باشند، اما امروزه به علت کشاورزی فشرده‌تر و کاربرد کم کودهای حاوی پتاسیم، پتاسیم تبادل ممکن است کاهش پیدا کرده باشد و پتاسیم غیرتبادل می‌تواند به عنوان یک منبع مهم جهت تامین پتاسیم برای گیاه در نظر گرفته شود.

مواد و روش‌ها

استان کهگیلویه و بویراحمد با وسعت ۱۶۲۶۴۰۰ هکتار در جنوب غرب ایران قرار گرفته است. از نظر اقلیم، خاک‌های استان دارای رژیم‌های رطوبتی زیریک، یوستیک و رژیم‌های حرارتی مزیک، ترمیک و هایپرترمیک بوده که نشان دهنده تنوع خاک‌ها از این نظر می‌باشد [اولیایی، ۱۳۸۴]. جهت انجام پژوهش تعداد ۳۷ نمونه خاک سطحی از نقاط مختلف استان بر اساس نوع اقلیم، نوع مواد مادری و ارتفاع مناطق از سطح دریا جمع آوری گردید و خصوصیات مختلف این خاک‌ها و شکل‌های مختلف پتاسیم شامل پتاسیم محلول در عصاره اشباع خاک، پتاسیم تبادل با عصاره‌گیری با استات آمونیوم ۱ مولار پهاش ۷، پتاسیم غیرتبادل با عصاره‌گیری با اسید نیتریک جوشان و پتاسیم کل به روش هضم با اسید فلوریدریک و اسید کلریدریک اندازه‌گیری گردیدند [هلمک و اسپارکز ۱۹۹۶]. غلظت پتاسیم در عصاره‌ها به روش شعله‌سنجی اندازه‌گیری گردید. ترکیب مینرالوژیکی بخش رس خاک‌ها نیز پس از حذف کربنات‌ها، مواد آلی و اکسیدهای آهن با پراش اشعه ایکس مشخص گردید. آنالیز آماری داده‌ها با برنامه آماری SPSS انجام شد.

نتایج و بحث

آنالیز اولیه داده‌های مربوط به ۳۷ خاک مورد مطالعه نشان داد که زمانی که خاک‌ها را بر اساس نوع مینرالوژی بخش رس و اقلیم تقسیم‌بندی کنیم همبستگی بهتری بین شکل‌های مختلف پتاسیم و خواص خاک بدست می‌آید. بر این اساس خاک‌های مورد مطالعه در سه گروه قرار گرفتند. گروه ۱، شامل خاک‌های با مقدار ایلایت بالاتر نسبت به سایر کانی‌های رسی و رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک زیریک و مزیک، گروه ۲، شامل خاک‌های با مقدار اسمکتایت بالاتر نسبت به سایر کانی‌های رسی و رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک زیریک و ترمیک و گروه ۳، شامل خاک‌های با مقادیر بالاتر کلرایت و پالیگورسکایت و رژیم‌های رطوبتی و حرارتی خاک یوستیک و هایپرترمیک. مقادیر همه شکل‌های پتاسیم در خاک‌های مورد مطالعه بالا بود. یک افزایش قابل ملاحظه در مقادیر کربنات کلسیم و پتاسیم محلول از گروه ۱ به ۲ و ۳ مشاهده شد. اما مقادیر رس، ظرفیت تبادل کاتیونی و پتاسیم تبادلی، غیرتبادلی، ساختمانی

و کل در گروه ۱ بیشترین و در گروه ۳ کمترین بود. مقادیر میانگین پتاسیم تبدالی، غیر تبدالی و ساختمانی در گروه اول، ۳۰۶، ۷۲۶ و ۶۷۰۰ میلیگرم بر کیلوگرم، در گروه دوم، ۲۰۳، ۳۵۴ و ۵۸۰۰ میلیگرم بر کیلوگرم و در گروه سوم، ۱۳۷، ۲۴۳ و ۴۸۰۰ میلیگرم بر کیلوگرم می باشد. جدول ۱ توزیع نسبی هر شکل پتاسیم را در خاک های سه گروه نشان می دهد. همان طور که مشاهده می شود درصد نسبی پتاسیم تبدالی و غیر تبدالی در خاک های گروه اول بالاتر از گروه های دیگر می باشد که این به دلیل مقدار بالاتر رس، هوادیدگی بیشتر و مقدار آهک کمتر در این خاک ها می باشد.

جدول ۱. درصد نسبی شکل های مختلف پتاسیم در سه گروه خاک

شکل های پتاسیم	گروه ۱ (n=۱۷)		گروه ۲ (n=۱۱)		گروه ۳ (n=۹)		کل خاک ها (n=۳۷)	
	میانگین	دامنه	میانگین	دامنه	میانگین	دامنه	میانگین	دامنه
پتاسیم محلول	۰/۰۵۷	۰/۰۱۸-۰/۱۲۵	۰/۱۰۱	۰/۰۵۹-۰/۱۹۹	۰/۱۲۴	۰/۰۷۵-۰/۱۹۷	۰/۰۸۶	۰/۰۱۸-۰/۱۹۹
پتاسیم تبدالی	۴/۰	۲/۲-۵/۶	۳/۲	۱/۹-۴/۳	۲/۶	۱/۶-۳/۱	۳/۴	۱/۶-۵/۶
پتاسیم غیر تبدالی	۹/۴	۵/۴-۱۵/۱	۵/۶	۲/۸-۷/۸	۴/۷	۱/۷-۷/۰	۷/۱	۱/۷-۱۵/۱
پتاسیم ساختمانی	۸۶/۵	۸۰/۲-۹۱/۱	۹۱/۱	۸۸/۳-۹۴/۷	۹۲/۶	۸۹/۸-۹۶/۶	۸۹/۴	۸۰/۲-۹۶/۶

جدول ۲ ضرایب همبستگی بین شکل های مختلف پتاسیم و مقدار کربنات کلسیم را نشان می دهد. شکل های مختلف پتاسیم همبستگی بسیار خوبی با یکدیگر و با مقدار کربنات کلسیم نشان دادند این همبستگی در مورد خصوصیات دیگر خاک ها مثل مقدار رس و ظرفیت تبادل کاتیونی کمتر اما معنی دار بود.

جدول ۲. ضریب همبستگی (r^2) رگرسیون خطی بین شکل های مختلف پتاسیم و مقدار کربنات کلسیم

متغیر X	متغیر Y			
	پتاسیم محلول	پتاسیم تبدالی	پتاسیم غیر تبدالی	پتاسیم ساختمانی
مقدار کربنات کلسیم	۰/۴۲**	۰/۷۹۶***	۰/۸۸۵***	۰/۷۵۴***
	پتاسیم محلول	۰/۵۸۱***	۰/۷۴۹***	۰/۴۵۰**
	پتاسیم تبدالی	۰/۸۴۴***	۰/۶۲۱***	۰/۶۲۱***
	پتاسیم غیر تبدالی		۰/۹۸۵***	
مقدار کربنات کلسیم	۰/۴۲۳*	۰/۷۷۶***	۰/۹۲۰***	۰/۷۵۴***
	پتاسیم محلول	۰/۶۵۲**	۰/۴۸۸*	۰/۸۰۱***
	پتاسیم تبدالی	۰/۸۴۹***	۰/۸۳۹***	۰/۸۳۹***
	پتاسیم غیر تبدالی		۰/۷۱۳**	
مقدار کربنات کلسیم	۰/۳۷۳	۰/۷۸۸**	۰/۹۳۸***	۰/۷۵۱**
	پتاسیم محلول	۰/۶۲۰*	۰/۴۳۰	۰/۶۵۲**
	پتاسیم تبدالی	۰/۷۱۳**	۰/۸۴۸***	۰/۸۴۸***
	پتاسیم غیر تبدالی		۰/۶۵۲**	

*, ** و *** نشان دهنده سطح معنی دار ۰/۰۵، ۰/۰۱ و ۰/۰۰۱ می باشند

به طور کلی می توان نتیجه گیری کرد که در خاک های گروه اول به دلیل مقادیر بالای کانی ایلات، مقدار پتاسیم غیر تبدالی بالاتر می باشد و به علت تعادل بین این شکل از پتاسیم و پتاسیم تبدالی مقدار این شکل نیز بالاتر می باشد. علت بالاتر بودن کانی ایلات در این خاک ها می تواند به علت بیشتر بودن مقدار ایلات در مواد مادری، نوسازی این کانی در این خاک ها و یا منشا بادی باشد. خاک های گروه دوم دارای مقدار اسمکتایت بالا بوده و مقدار پتاسیم غیر تبدالی در آنها کمتر می باشد. خاک های گروه سوم که در مناطق خشک تر قرار دارند دارای مقادیر بالایی کلرایت و در بعضی مناطق پالیکورسکایت می باشند که تاثیرات کمتری روی تغییر و تحولات پتاسیم در خاک دارند. با توجه به همبستگی بالای شکل های پتاسیم با مقدار کربنات کلسیم در این خاک ها می توان نتیجه گیری کرد که با استفاده از نوع مینرالوژی خاک و مقدار کربنات کلسیم در این خاک ها می توان مقادیر پتاسیم تبدالی ($r^2 = ۰/۷۹۶ - ۰/۷۷۶$) غیر تبدالی ($r^2 = ۰/۸۸۵ - ۰/۹۳۸$) و ساختمانی ($r^2 = ۰/۷۵۴ - ۰/۷۵۱$) را پیش بینی کرد.

منابع

[۱] اولیایی، ح. ر. ۱۳۸۴. مطالعه کانی شناسی رس، میکرومورفولوژی و تکامل خاک های استان کهگیلویه و

بویراحمد، جنوب غرب ایران. پایان نامه دکتري، بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز.

- [2] Helmeke, P. A, and D. L. Sparks. 1996. Methods of soil analysis, part 3: Chemical methods. American Society of Agronomy, Madison, WI.

سینتیک آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی در خاک‌های آهکی جنوب غرب ایران

مهدی نجفی قیری، علی ابطحی، فاطمه جابریان و حمیدرضا اولیایی

به ترتیب دانشجوی دکتری، استاد و دانشجوی کارشناسی ارشد بخش علوم خاک، دانشگاه شیراز و استادیار دانشکده کشاورزی، دانشگاه یاسوج

مقدمه

پتاسیم، عنصری ضروری برای گیاه بوده و اهمیت آن در کشاورزی کاملاً آشکار می‌باشد. به طور کلی پتاسیم در خاک به چهار شکل اصلی وجود دارد که عبارتند از پتاسیم محلول، تبادلی، غیرتبادلی و ساختمانی. خاک‌های نواحی خشک و نیمه‌خشک، معمولاً دارای مقادیر زیادی پتاسیم به شکل‌های تبادلی و غیرتبادلی می‌باشند. در سال‌های اخیر نشانه‌هایی از کمبود پتاسیم و پاسخ گیاهی به کاربرد کود پتاسیم در این نواحی مشاهده شده است که این به علت افزایش سیستم‌های کشت آبی و استفاده فشرده از اراضی (آبشویی سریع پتاسیم از لایه‌های بالایی به علت آبیاری، افزایش جذب پتاسیم توسط گیاه به علت عملکرد بیشتر و تبادل پتاسیم در لایه‌های بالایی با آمونیم به کار رفته) می‌باشد. بنابراین نیاز به اطلاعات بیشتری در مورد طبیعت و سرعت آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی در خاک‌های آهکی می‌باشد. واضح است که بهترین معیار جهت تخمین منابع پتاسیم قابل استفاده در خاک، پاسخ عملکرد گیاهی در آزمایش‌های متوالی صحرایی می‌باشد. اما این روش بسیار گران و وقت‌گیر است. روش‌های آزمایشگاهی سریع باید در اینجا مد نظر قرار گیرند.

عصاره‌گیری دنباله‌ای نمونه‌های خاک می‌تواند اطلاعات مورد نیاز را جهت بازسازی تخلیه پتاسیم خاک و چگونگی آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی تحقق بخشد.

مواد و روش‌ها

استان کهگیلویه و بویراحمد با وسعت ۱۶۲۶۴۰۰ هکتار در جنوب غرب ایران در محدوده جغرافیایی ۴۹ درجه و ۵۴ دقیقه تا ۵۱ درجه و ۵۴ دقیقه طول شرقی و ۲۹ درجه و ۵۳ دقیقه تا ۳۱ درجه و ۲۷ دقیقه عرض شمالی قرار گرفته است. ارتفاع این استان از ۱۵۰ متر از سطح دریا در قسمت‌های جنوب غربی تا ۴۴۱۰ متر از سطح دریا در شمال شرقی متغیر بوده و نوع رسوبات زمین‌شناسی آن مربوط به دوره ژوراسیک تا پلیستوسن می‌باشد. از نظر اقلیم، خاک‌های استان دارای رژیم‌های رطوبتی زیریک، یوستیک و اریدیک-یوستیک و رژیم‌های حرارتی مزیک، ترمیک و هایپرترمیک بوده که نشان دهنده تنوع خاک‌ها از این نظر می‌باشد [اولیایی، ۱۳۸۴].

جهت انجام پژوهش بر اساس نقشه‌های خاکشناسی استان، تعدادی نیمرخ خاک در مناطق مختلف حفر گردیدند. پس از تشریح، ۱۰ نیمرخ انتخاب گردیده و از افق‌های مختلف و اعماق ۰-۲۰ سانتیمتر و ۲۰-۴۰ سانتیمتر نمونه‌برداری صورت گرفته و خصوصیات خاک‌ها اندازه‌گیری گردیدند. جهت مطالعات سینتیک آزادسازی پتاسیم از خاک‌های سطحی (۰-۲۰ سانتیمتر) و زیرسطحی (۲۰-۴۰ سانتیمتر) از روش هاگین و فیگنهام [۱۹۶۲]، جهت بررسی استفاده شد. در این روش ۵ گرم از نمونه خاک به صورت متوالی با محلول ۰/۰۱ نرمال کلرید کلسیم عصاره‌گیری شد. نسبت محلول به خاک ۱۰ به ۱ بود. مخلوط به مدت ۱۵ دقیقه تکان داده شده و سپس سانتریفوژ گردید. پس از آن خاک باقی‌مانده مجدداً با عصاره‌گیر مربوطه مخلوط و تکان داده شده و سانتریفوژ گردید. این روش ۱۶-۱۲ مرتبه تکرار گردید تا جایی که مقدار پتاسیم آزاد شده به کمتر از ۳-۱۰ میلیگرم بر کیلوگرم خاک رسید و غلظت پتاسیم در محلول زلال رویی با روش شعله‌سنجی اندازه‌گیری گردید. مقدار پتاسیم آزاد شده با مدل‌های سینتیکی مرتبه اول، مرتبه

صفر، پخشیدگی پارابولیک، ایلوویج و تابع توانی برازش و با توجه به ضریب تعیین (R^2) و خطای استاندارد برآورد (SE) هر معادله مناسب‌ترین معادله انتخاب گردید.

نتایج و بحث

آزادسازی پتاسیم غیرتبادلی از خاک‌های مورد مطالعه در مراحل اولیه سریع و پس از آن کندتر گردید. مقادیر پتاسیم آزاد شده در دامنه ۷۴ تا ۳۷۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای خاک‌های سطحی و ۶۴ تا ۱۹۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم برای خاک‌های زیرسطحی بود. مقدار پتاسیم آزاد شده از خاک‌های زیرسطحی حدود ۵۵ درصد مقدار آن در افق‌های سطحی اندازه‌گیری گردید. تفاوت بین مقدار پتاسیم آزاد شده از خاک‌های سطحی نسبت به خاک‌های زیرسطحی در خاک‌های آلفی‌سولز بیشترین (۳/۱۲ برابر) و پس از آن به‌ترتیب در خاک‌های مالی‌سولز (۱/۷۷ برابر)، اینسپتی‌سولز (۱/۴۹ برابر)، ورتی‌سولز (۱/۱۶ برابر) و انتی‌سولز (۱/۱۶ برابر) بود. در خاک‌های ورتی‌سولز و انتی‌سولز مقادیر پتاسیم آزاد شده در خاک‌های سطحی و زیرسطحی تقریباً مشابه بودند. با توجه به مقادیر پتاسیم آزاد شده در افق‌های سطحی رسته‌های مختلف خاک، می‌توان خاک‌های مورد مطالعه را در سه گروه قرار داد: ۱- گروه ورتی‌سولز و آلفی‌سولز ۲- گروه مالی‌سولز و اینسپتی‌سولز و ۳- گروه انتی‌سولز. مقادیر پتاسیم آزاد شده در خاک‌های گروه اول بیشترین و در گروه سه کمترین بود.

از بین مدل‌های سینتیکی استفاده شده، مدل‌های ایلوویج، پخشیدگی پارابولیک و تابع توانی توصیف مناسب‌تری از داده‌های مشاهده شده را ارائه دادند. مطابقت مدل ایلوویج با داده‌های آزمایش، فرایند پخشیدگی غیریکنواخت را نشان می‌دهد. از آنجا که هر دوی مدل‌های پخشیدگی پارابولیک و تابع توانی فرایندهای آزادسازی را توصیف می‌کنند می‌توان نتیجه‌گیری کرد که مدل تابع توانی نیز پخشیدگی کند پتاسیم را از محل‌های بین‌لایه‌ای میکا نشان می‌دهد [هاولین و همکاران، ۱۹۸۵]. عدم مطابقت مدل تابع مرتبه اول با داده‌های مشاهده شده بدین علت است که هیچ پیش تیماری جهت حذف پتاسیم محلول و تبدلی از خاک‌ها صورت نگرفته است.

مقایسه ثابت‌های معادلات سینتیکی مختلف که نشان دهنده سرعت آزادسازی پتاسیم می‌باشد نشان داد که ثابت‌های ایلوویج و پارابولیک برای خاک‌های آلفی‌سولز و ورتی‌سولز بالاترین و برای خاک‌های مالی‌سولز، اینسپتی‌سولز و انتی‌سولز به‌ترتیب کاهش می‌یابد. بالاتر بودن مقادیر ثابت آزادسازی برای خاک‌های آلفی‌سولز و ورتی‌سولز می‌تواند در نتیجه مینرالوژی اسمکتیت و طبیعت انبساط‌پذیر آنها باشد که سبب می‌شود فرایند تبادل نسبتاً راحت‌تر انجام شود.

منابع

- [۱] اولیایی، ح. ر. ۱۳۸۴. مطالعه کانی‌شناسی رس، میکرومورفولوژی و تکامل خاک‌های استان کهگیلویه و بویراحمد، جنوب غرب ایران. پایان‌نامه دکتری، بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز.
- [2] Havlin, J.L., Westfall, D.G. and Olsen, S.R., 1985. Mathematical models for potassium release kinetics in calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 49: 371–376.
- [3] Hagin, J. and Feigenbaum, S., 1962. Estimation of available potassium reserves in soils. Potassium Symposium, 219–227.

بررسی اثرات کشت ذرت بر روی شکل‌های معدنی و قابل جذب فسفر در خاک‌های آهکی

مهرداد مستشاری^۱، نجفعلی کریمیان^۲

^۱ دانشجوی دکتری دانشگاه تهران و عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی قزوین، ^۲ استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

مقدمه

مدیریت زراعی، نوع کودهای مورد استفاده و اثرات سیستم های کاشت همانند تناوب های زراعی و آیش بر میزان فسفر و همچنین شکل‌های آن در خاک موثر بوده که این مورد توسط تعداد زیادی از پژوهشگران به اثبات رسیده است [۷۵]. در آزمایشی صمدی (۲۰۰۳) مشخص نمود که در خاک‌های کشت شده توزیع شکل‌های معدنی فسفر از خاک‌های بدون کشت متفاوت است [۶]. زنگ و همکاران (۲۰۰۴) گزارش دادند که کشت متوالی ذرت به مدت ۱۰ سال در شرایط با و بدون مصرف کود فسفره تاثیر معنی داری بر فسفر قابل استخراج با اسیدکلریدریک ندارد همچنین در بررسی شکل‌های فسفر در خاک‌هایی که در مدت طولانی با افزایش و تخلیه فسفر مواجه بوده و تحت کشت ذرت قرار داشتند مشخص کردند که با تخلیه فسفر میزان فسفر به روش مهلیچ^۳ کاهش یافت و طی کشت های متوالی میزان فسفر لبایل نیز کاهش یافته و تبدیل این شکل فسفر به فسفر قابل استفاده طی یک فرایند کند صورت گرفته و باید در مدیریت کوددهی خاکها مدنظر قرار گیرد [۸]. به این ترتیب بررسی اثرات کشت گیاه در قابلیت جذب شکل های معدنی فسفر به منظور افزایش کارایی جذب فسفر توسط گیاه ضروری است.

مواد و روش ها

این آزمایش شامل دو فاکتور خاک در ۲۰ نوع از خاک های آهکی دشت قزوین و سطوح کود فسفره در دو سطح صفر و پنجاه میلی گرم در کیلوگرم و در سه تکرار به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی مجموعاً در ۱۲۰ گلدان در شرایط کاشت ذرت به مدت شش هفته به اجرا در آمد. آبیاری با آب مقطر به روش وزنی در ۰/۸ رطوبت مزرعه ای انجام شد. فسفر قابل جذب خاک به روش اولسن در ۲، ۴ و ۶ هفته پس از کاشت و شکل‌های شیمیایی فسفر خاک قبل و پس از برداشت به روش جیانگ و گو [۴] و خصوصیات شیمیایی گیاه اندازه گیری گردید. سپس عوامل موثر در جذب فسفر و اثرات کشت ذرت بر روی شکل‌های معدنی فسفر خاک توسط نرم افزارهای آماری مورد بررسی قرار گرفت

نتایج و بحث

اثر نوع خاک بر شکل‌های دی کلسیم فسفات، اکتا کلسیم فسفات، فسفات آلومینیوم، فسفات آهن، فسفر محبوس شده و آپاتیت در سطح یک درصد معنی دار گردیده است. همچنین اثر سطوح کود فسفره بر دی کلسیم فسفات، اکتا کلسیم فسفات، فسفات آلومینیوم، فسفر محبوس شده در سطح یک درصد و بر فسفات آهن در سطح پنج درصد معنی دار گردید. تمامی شکل‌های معدنی فسفر به جز آپاتیت پس از شش هفته کاشت ذرت با مصرف کود فسفره افزایش معنی داری را نشان می دهند که نشان دهنده تبدیل فسفر محلول به نامحلول (تثبیت شده) می باشد.

فراوانی شکل‌های معدنی فسفر در شرایط با و بدون مصرف کود به شرح زیر است:

آپاتیت < اکتاکلسیم فسفات < فسفات آلومینیوم < فسفات آهن < فسفر محبوس شده < دی کلسیم فسفات

بیشترین کاهش دی کلسیم فسفات در خاک شماره ۲ با ۸۴ درصد کاهش و کمترین مقدار در خاک شماره ۱ با ۲۹ درصد کاهش می باشد. خاک شماره ۱ دارای بافت سنگین و درصد رطوبت اشباع و ظرفیت تبادل کاتیونی بالا و خاک شماره ۲ دارای بافت متوسط با درصد رطوبت اشباع پائین و فسفر کل و دی کلسیم فسفات اولیه بالایی می باشد.

در اکثر خاکها میزان اکتاکلسیم فسفات افزایش یافته ولی در خاکهای شماره ۹، ۱۰، ۱۴، ۱۷، ۱۸ و ۲۰ با کاهش ناچیز این شکل از فسفر مواجه هستیم که می تواند دلیلی بر تبدیل این شکل به فسفر قابل جذب و یا دیگر شکلهای فسفر در خاک باشد. با بررسی شکلهای اشاره شده مشخص می گردد. در اکثر خاکها میزان فسفات آلومینیوم، فسفات آهن و فسفر محبوس شده کاهش یافته که می تواند دلیلی بر تأمین فسفر قابل جذب گیاه در شرایط بدون مصرف کود برای ذرت باشد. بیشترین میزان کاهش فسفات آلومینیوم به میزان ۲۲ درصد مربوط به خاک شماره ۱۹ با فسفر قابل جذب اولیه بالا ولی در خاک شماره ۱۳، ۳۲ درصد افزایش دارد. بیشترین میزان کاهش فسفات آهن در خاک شماره ۱۸ به میزان ۳۳ درصد ولی در خاک شماره ۲۴، ۷ درصد افزایش نشان می دهد. بیشترین میزان کاهش فسفر محبوس شده در خاک شماره ۲۰ به میزان ۱۹ درصد ولی در خاک شماره ۷، ۹ درصد افزایش یافته است. بیشترین میزان کاهش آپاتیت به میزان ۱۹ درصد در خاک شماره ۱۱ ولی در خاک شماره ۱، ۱۴ درصد افزایش نشان می دهد. بیشترین میزان افزایش فسفر اولسن خاک در شرایط بدون مصرف کود فسفره مربوط به خاک شماره ۱۱ با ۱۰۶ درصد افزایش بوده که نشان دهنده تأثیر گیاه ذرت در تبدیل شکلهای تثبیت شده فسفر به شکل قابل جذب می باشد. لازم به ذکر است در تمامی خاکها در شرایط کاشت ذرت و بدون مصرف کود، فسفر اولسن خاک پس از ۶ هفته افزایش یافته و تنها در خاک شماره ۱۹ به دلیل میزان اولیه بالا، فسفر اولسن خاک کاهش یافته است که شاید نشان دهنده آنست که اگر فسفر اولسن اولیه خاک بالا باشد مصرف بی رویه کودهای شیمیایی تنها ذخیره فسفر غیرقابل جذب خاک را افزایش می دهد. گوئو و همکاران (۲۰۰۰) اثر کشت متراکم بر شکلهای مختلف فسفر را بررسی و مشاهده کردند که فسفر معدنی قابل استخراج با عصاره گیری های سدیم بیکربنات و سدیم هیدروکساید بر اثر جذب فسفر توسط گیاه، در تمام خاکها به مقدار زیادی کاهش یافتند [۳]. اثرات گونه های گیاهی بر پویایی فسفر خاک تحت تأثیر خصوصیات خاک قرار دارد [۲]. بر اثر رشد گیاه فسفر به کندی قابل جذب به فسفر به سرعت قابل جذب تبدیل می شود. بلیک و همکاران (۲۰۰۳) نشان دادند که کشت گیاه بدون مصرف کود فسفره سبب کاهش شکلهای معدنی فسفر گردید که نشان دهنده تبدیل این شکلهای به شکل قابل جذب گیاه می باشد [۱].

فهرست منابع

- [1] Blake, L., A. E. Johnston, P. R. Poulton, and K. W. T. Goulding. 2003. Changes in soil phosphorus fractions following positive and negative phosphorus balances for long periods. *Plant Soil*. 254:245-261.
- [2] Chen, C. R., and L. M. Condron, S. Sinaj. M. R. Davis, R. R. Sherlock, and E. Frossard. 2003. Effects of plant species on phosphorus availability in a range of grassland soils. *Plant Soil*. 256:115-130.
- [3] Guo, F., R. S. Yost, N. Hue, C. I. Evensen, and J. A. Silva. 2000. changes in phosphorus fractions in soils under intensive plant growth. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1681-1689.
- [4] Jiang B. and Y. Gu. 1989. A suggested fractionation scheme of inorganic phosphorus in calcareous soils. *Fertilizer Res.* 20: 159-165.
- [5] Lilienfein, J., W. Wilcke, M. A. Ayarza, L. Vilela, S. U. C. Lima and w. Zech. 2000. Chemical fractionation of phosphorus, sulphur, and molybdenum in Brazilian savannah oxisol under different landuse. *Geoderma*. 96: 31-46.
- [6] Samadi, A. 2003. A study on distribution of forms of phosphorus in calcareous soils of western Australia. *J. Agric. Sci. Technol.* 5: 39-49.
- [7] Singh, Y., A. Dobermann, B. Singh, K. F. Bronson, C. S. Bronson, and C. S. Khind. 2000. Optimal phosphorus management. Strategies for wheat-rice cropping on loamy sand. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 1413-1420.
- [8] Zhang, T. Q., A. F. Mackenzie, B. C. Laing, C. F. Drury. 2004. Soil test phosphorus and phosphorus fractions with long-term phosphorus addition and depletion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68: 519-529.

تاثیر تناوب زراعی ذرت-گندم بر روی شکل‌های معدنی فسفر در شرایط با و بدون کشت و

مصرف کود فسفره

مهرزاد مستشاری^۱، حامد رضایی^۲^۱ دانشجوی دکتری دانشگاه تهران و عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی قزوین، ^۲ استادیار پژوهشی موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه

با توجه به اینکه در تناوب زراعی منطقه، گندم بعد از ذرت کشت می شود و با توجه به اینکه به طور متوسط فقط ۱۵٪ فسفر [۳] که در زراعت ذرت دانه ای مصرف می شوند توسط این گیاه جذب می گردد و بقیه آنها به ذخایر فسفر خاک اضافه می شود لذا در صورت کود دهی در چنین شرایطی علاوه بر اتلاف سرمایه، موجبات بروز خساراتی از قبیل بهم خوردن تعادل عناصر غذایی در خاک، کاهش عملکرد گیاه می گردد [۱]. فسفر تجمع یافته در خاک به تدریج می تواند مورد استفاده گیاهان کشت های بعدی قرار گیرد به طوری که در برخی از خاکها پس از یک بار مصرف کودهای فسفره تا چندین سال نیازی به مصرف مجدد آن نمی باشد [۲]. یانگ و همکاران (۲۰۰۲) گزارش دادند افزایش کود فسفوری به خاک ، شکل‌های معدنی فسفر را در طول کشت گندم افزایش داد [۶]. تورنت نیز در سال ۱۹۹۲ گزارش دادند که کشت گیاه گندم در خاکهای آهکی سبب کاهش فسفر عصاره گیری شده توسط اسید کلریدریک می گردد [۵]. سمیت (۱۹۶۵) مشاهده کرد که فسفات آلومینیوم منبع مهم فسفر برای گندم می باشد و طی دوره رشد گیاه فسفاتهای آهن به فسفاتهای آلومینیوم تبدیل می شود [۴]. به این ترتیب به منظور جلوگیری از اتلاف کود های فسفره و بررسی تغییرات فسفر معدنی در طول کشت های متوالی در شرایط با و بدون کشت این طرح اجرا گردید.

مواد و روش ها

در این طرح به منظور تعیین شاخص های موثر خاک در بازده جذب فسفروتوسط گیاه ذرت و گندم اقدام به کاشت گیاه ذرت رقم SC704 در تناوب با گندم رقم پیشتاز در دو خاک انتخابی بصورت فاکتوریل در قالب طرح بلوکهای کامل تصادفی به شرح زیر در شرایط گلخانه ای گردید: فاکتور خاک در دو سطح (آهک بالا و پایین) ، فاکتور کود فسفره از منبع KH_2PO_4 در سه سطح صفر ، ۵۰ میلی گرم فسفر خالص بر کیلوگرم خاک قبل از کاشت ذرت ، ۵۰ میلی گرم فسفر خالص بر کیلوگرم خاک قبل از کاشت ذرت بعلاوه ۲۵ میلی گرم فسفر خالص بر کیلوگرم خاک قبل از کاشت گندم و فاکتور کشت در دو سطح کشت گیاه ذرت در تناوب با گندم و بدون کشت گیاه در سه تکرار در مجموع ۳۶ گلدان آزمایشی را شامل گردید. آبیاری به روش وزنی بر اساس رطوبت FC با آب مقطر انجام و در شرایط گلخانه ای در مدت ۶ هفته ای کشت ذرت و ده هفته کشت گندم تحت کنترل قرار گرفت. سپس روابط بین شکل‌های معدنی فسفر خاک در ۶ هفته پس از کاشت ذرت و ده هفته پس از کاشت گندم و ترکیبات شیمیایی گیاه در طول دوره رشد بررسی گردید و موثرترین شاخص های خاک در جذب فسفر توسط گیاه، مشارکت شکل‌های مختلف فسفر معدنی در جذب فسفر توسط گیاه ، فسفر عصاره گیری شده به روش اولسن خاک در ۴، ۶ و ۱۰ هفته پس از کاشت ذرت و ۵ و ۱۰ هفته پس از کاشت گندم و روند آماری آن تعیین و مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

تجزیه واریانس اثرات نوع خاک و زمان (تناوب کاشت ذرت - گندم) بر شکل‌های مختلف فسفر خاک در شرایط بدون مصرف کود فسفره و بدون کشت گیاه مشخص می کند که اثر نوع خاک بر دی کلسیم فسفات ، اکتاکلسیم فسفات و آپاتیت در سطح یک درصد و بر فسفات آلومینیوم در سطح پنج درصد معنی دار است و اثر زمان بر دی کلسیم فسفات ، اکتاکلسیم فسفات در سطح یک درصد و اثر متقابل خاک و زمان بر دی کلسیم فسفات در سطح پنج درصد معنی دار می باشد. در شرایط عدم مصرف کود فسفره میزان فسفر اولسن خاک در طول زمان افزایش یافته و سپس تحت تأثیر مصرف فسفر توسط گندم در تناوب دوم کاهش می یابد . همچنین در ۵ هفته پس از کشت گندم میزان فسفر اولسن خاک از ۵/۱۱ به ۱۱/۲۷ میلی گرم در کیلوگرم افزایش یافته که نشان دهنده تأمین فسفر مورد نیاز گندم از خاک بدون مصرف کود فسفره می باشد . ولی در شرایط مصرف تک و دومرحله ای کود فسفره میزان فسفر خاک افزایش شدیدی پیدا کرده ولی در طول تناوب به شدت کاهش می یابد و در تیمار مصرف تک مرحله ای کود فسفره به ۱۶/۶۷ در شرایط کاشت گیاه و ۲۷/۲ در شرایط بدون کاشت گیاه و در تیمار مصرف دومرحله ای کود فسفره به ۲۲/۶۴ در شرایط کاشت گیاه و ۳۵/۷ میلی گرم در کیلوگرم در شرایط بدون کاشت گیاه کاهش می یابد . در تیمار عدم مصرف کود فسفره میزان دی کلسیم فسفات خاک کاهش زیادی در شرایط کاشت گیاه دارد که نشان دهنده تأمین فسفر قابل جذب گیاه از این شکل فسفر است در تیمار مصرف تک مرحله ای و دومرحله ای کود فسفره میزان دی کلسیم فسفات خاک در هر دو خاک افزایش یافته بطوریکه در شرایط بدون کاشت گیاه این افزایش بسیار چشمگیرتر از شرایط کاشت گیاه در تناوب ذرت - گندم می باشد . ضمناً در خاک شماره ۱ با آهک بالا و فسفر کل کم میزان افزایش این شکل از فسفر بیشتر از خاک شماره ۲ با آهک کم و فسفر بالا می باشد و نشان دهنده تأثیر ذخیره فسفری خاک و همچنین نقش کرنات کلسیم در تثبیت فسفر است . در تیمار بدون مصرف کود فسفره در شرایط با و بدون کشت گیاه میزان اکتاکلسیم فسفات خاک در خاک شماره ۱ کاهش یافته ولی در تیمار مصرف تک مرحله ای و دومرحله ای کود فسفره میزان تثبیت فسفر به این شکل افزایش نشان می دهد . این افزایش در خاک شماره ۲ با ذخیره فسفری بالا و آهک کم بیشتر از خاک شماره ۱ با ذخیره فسفری پایین و آهک بالا می باشد. در شرایط کاشت گیاه و در تیمار بدون مصرف کود و مصرف تک مرحله ای و دومرحله ای کود فسفره میزان فسفات آلومینیوم خاک در خاک شماره ۲ کاهش شدیدی دارد که نشان دهنده تأمین فسفر مورد نیاز گیاه از این شکل از فسفر می باشد . ولی در شرایط بدون کاشت گیاه تنها در شرایط بدون مصرف کود فسفره کاهش این شکل از فسفر به چشم می خورد، در خاک شماره ۱ نیز تنها در شرایط کاشت گیاه و بدون مصرف کود فسفره ، کاهش فسفات آلومینیوم خاک را شاهد می باشیم که نشان دهنده تأثیر خصوصیات خاک به خصوص میزان آهک در تثبیت فسفر به این شکل می باشد . در شرایط کاشت گیاه در تناوب ذرت - گندم و در تمامی تیمارها کاهش فسفر تثبیت شده به شکل فسفات آهن را شاهد هستیم که این کاهش در شرایط بدون مصرف کود و مصرف تک مرحله ای و دومرحله ای کود فسفره در شرایط بدون کاشت گیاه در خاک شماره ۱ نیز ملاحظه می گردد. البته تأثیر گیاه در کاهش فسفات آهن خاک بسیار شدید می باشد و نشان دهنده تأثیر گیاه در تغییرات این شکل از فسفر می باشد . تنها در شرایط عدم مصرف کود فسفره کاهش این شکل از فسفر تثبیت شده خاک وجود دارد و در شرایط مصرف کود تثبیت فسفر را شاهد هستیم . در خاک شماره ۲ با ذخیره آپاتیت بالا و آهک کم در کلیه تیمارها شاهد کاهش میزان آپاتیت خاک می باشیم بطوریکه در تیمار عدم مصرف کود فسفره و مصرف تک مرحله ای آن در شرایط کاشت گیاه این کاهش بسیار شدیدتر از تیمار بدون کاشت گیاه می باشد و نشان دهنده تأثیر گیاه در تناوب ذرت - گندم در تبدیل این شکل از فسفر تثبیت شده به شکل قابل جذب می باشد . در خاک شماره ۱ با آهک بالا و ذخیره آپاتیت کم تنها در شرایط عدم مصرف کود شاهد کاهش این شکل از فسفر بوده و در شرایط مصرف کود بیشتر میزان تثبیت فسفر به این شکل

افزایش می یابد، جهت جلوگیری از اتلاف کود و سرمایه مصرف متعادل فسفر در این خاک توصیه می گردد بطوریکه در شرایط مصرف تک مرحله ای کود فسفره و کاشت گیاه میزان تثبیت فسفر بسیار ناچیز است .

فهرست منابع

- [۱] کریمیان ، نجف علی. ۱۳۷۳. پیامدهای زیاده روی در مصرف کودهای شیمیایی فسفری. چهارمین کنگره علوم خاک ایران، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان.
- [2] Adepoju, A. Y., P. F. Pratt and S. V. Matigod. 1982. Availability and extractability of phosphorus from soils having high residual phosphorus. Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 583-588.
- [3] Barber, S. A. 1984. Soil nutrient bioavailability. John Wiley, Pub. , New York.
- [4] Smith A, N. 1965. The supply of soluble phosphorus to wheat plant from inorganic soil phosphorus. Plant Soil. 22: 314-316.
- [5] Torrent, J. 1992. Mineralogy of Mediterranean soils and its implications in phosphorus behavior. In: J. Ryan, and A. Matar, (ed.) fertilizer efficiency under rain-fed agriculture in West Asia and North Africa proceedings.
- [6] Yang, J. E., C. A. Gones, H. J. Kim, and J. S. Jacobsen. 2002. Soil inorganic phosphorus fraction and Olsen-P in phosphorus responsive calcareous soils: Effects of fertilizer amount and incubation time. Comun. Soil Sci. Plant Anal. 35:855-871.

تخمین و مقایسه ماکزیم پتانسیل تصعید آمونیاک در جزء رس و خاک بعضی از خاک‌های ایران با استفاده از روش جدید

سارا ملاعلی عباسیان^۱

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی

دانشکده آب و خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

مقدمه

در آزمایش‌های زیادی که روی تلفات نیتروژن می‌شود مواردی پیش می‌آید که در آن جمع تلفات نیتروژن به صورت شستشو، جذب به وسیله گیاه و فرسایش برابر مقدار نیتروژن مصرف شده نمی‌گردد. این موضوع به علت تلفات نیتروژن به صورت گاز است. نیتروژن خاک می‌تواند به صورت گازی به اشکال آمونیاکی، نیتروژن عنصری، اکسید نیتروژن و مقدار بسیار جزئی به صورت ترکیبات آلی از دست برود. پروسه‌ایی که در طی آن آمونیاک از سطح خاک خارج و وارد اتمسفر می‌شود تصعید^۱ آمونیاک نامیده می‌شود [۲]. تصعید آمونیاک یک فرآیند پیچیده‌ایی است که تحت تاثیر فاکتورهای محیطی زیادی است از آن میان آن‌ها می‌توان به pH ، درجه حرارت، مقدار آب خاک و CEC اشاره کرد [۱]. در کشور ما نیز، با توجه به شرایط آهکی بودن اکثر خاک‌ها یکی از طرق اتلاف کودهای نیتروژن تصعید آمونیاک معرفی شده است [۳]. هدف از این تحقیق، تخمین و مقایسه ماکزیم پتانسیل تصعید آمونیاک در جزء رس و خاک برخی از خاک‌های ایران با استفاده از روش جدید می‌باشد.

مواد و روش‌ها

۴ نمونه خاک سطحی الارض به صورت مرکب از ۴ منطقه از استان‌های تهران، همدان، گلستان و کرمان انتخاب شدند. نمونه‌ها به گونه‌ای برگزیده شدند که از دظر ویژگی‌های مینرالوژی تفاوت قابل ملاحظه‌ای با هم داشتند. جزء رس خاک‌ها به روش رسوب تفکیک شد. با توجه به فزونی متغیرهای تاثیرگذار در فرآیند تصعید، در این تحقیق تمام متغیرها، برای نمونه‌های رس و خاک یکسان فرض شده است. برای برآورد پتانسیل تصعید از دستگاهی که به منظور وادار کردن رس به تصعید آمونیاک تعبیه گردیده بود، استفاده شد (شکل ۱). با استفاده از این دستگاه هوای بالای رس مداوماً از محلول اسید بوریک عبور داده شده و در نتیجه فشار جزئی گاز آمونیاک در آن کاهش یافته یون آمونیوم به گاز آمونیاک تبدیل می‌گردد. هر چه پتانسیل خاک برای تصعید آمونیاک بیشتر باشد میزان آمونیاک تصعید یافته بیشتر خواهد شد. به داخل یکی از دو لوله تقطیر ۳ گرم از رس و سپس به آن ۲۵ میلی‌لیتر سولفات آمونیوم ۳/۶۷ گرم در لیتر اضافه شد و لوله در جای مخصوص خود قرار داده شد. سپس دستگاه را روشن کرده و اجازه داده شد عمل تصعید اتفاق ۲٪ ریخته و در جای مخصوص خود قرار داده شد. سپس دستگاه را روشن کرده و اجازه داده شد عمل تصعید اتفاق بیفتد بعد از ۲۴ ساعت مقدار تصعید از طریق تیتراسیون با اسید سولفوریک ۰/۰۵ نرمال اندازه گرفته شد. به منظور حذف فاکتورهای موثر در تصعید برای هر نمونه یک شاهد در نظر گرفته شد. همین مراحل بر روی نمونه‌های خاک نیز تکرار شد.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که مقادیر ماکزیم پتانسیل تصعید در نمونه‌های خاک قابل توجه است ولی در جزء رس این مقادیر ناچیز هستند (جداول ۱ و ۲). مقایسه‌ی ۲ جدول نشان می‌دهد که ماکزیم پتانسیل تصعید در نمونه‌های خاک به مراتب

^۱ - volatilization

بیشتر از نمونه‌های رس است. متوسط ماکزیمم تصعید در خاک‌ها ۱۸/۵ درصد و در نمونه‌های رس ۰/۰۲ درصد شد. عبارت دیگر حتی در وضعیتی که شرایط برای تصعید آمونیاک بسیار فراهم باشد، درصد تصعید در نمونه‌های خاک قابل توجه می‌باشد که احتمالاً بعلت خاصیت بافری خاک و تامین یون OH^- برای پیشرفت واکنش $NH_4^+ + OH^- \leftrightarrow NH_3 \uparrow + H_2O$ به سمت راست می‌باشد. همچنین می‌توان به این نکته اشاره کرد که رس توانایی جذب کاتیون‌ها را دارا می‌باشد. در نتیجه تا حدی از تصعید آن جلوگیری می‌کند.

جدول ۱- پتانسیل تصعید در نمونه‌های خاک بر حسب (میلی گرم/کیلوگرم) و درصد

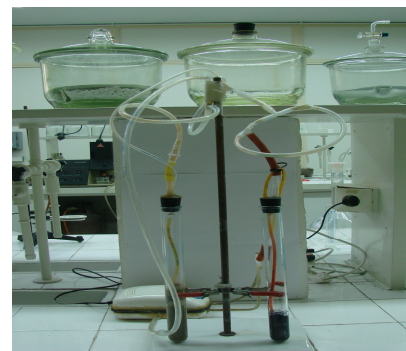
شماره	آمونیم (میلی گرم/کیلوگرم)	آمونیم (درصد)
۱	۲۱۲۴	۱۸/۸۸
۲	۱۹۴۴	۱۷/۲۸
۳	۱۸۳۶	۱۶/۳۲
۴	۲۳۹۴	۲۱/۲۸

جدول ۲- پتانسیل تصعید در نمونه‌های رس بر حسب (میلی گرم/کیلوگرم) و درصد

شماره	آمونیم (میلی گرم/کیلوگرم)	آمونیم (درصد)
۱	۱۰۵	۰/۰۳۴
۲	۱۵	۰/۰۰۵
۳	۱۳/۵	۰/۰۰۴
۴	۸۵/۵	۰/۰۲۸

منابع

- [1] Al-Kanani, T., A.F. MacKenzie, and N.N. Barthakur. 1991. Soil water and ammonia volatilization relationships with surface-applied nitrogen fertilizer solutions. Soil Sci. Soc. Am. J. 55:1761-1766.
- [2] Cabrera, M.L., D.E. Kissel, R.C. Davis, N.P. Qafoku, and W.I. Segars. 2001. Design and ammonia-recovery evaluation of a wind speed-sensitive chamber system. Soil Sci. Soc. Am. J. 65:1302-1306.
- [3] Salardini, A.A. 2003. Soil fertility. University of Tehran press 1739.



شکل ۱: دستگاه تعبیه شده برای اندازه‌گیری تصعید

برآورد آمونیوم ذاتی در جزء رس برخی از خاک‌های ایران

سارا ملاعلی عباسیان^۱^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی

دانشکده آب و خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

مقدمه

کمبود نیتروژن نسبت به سایر عناصر، مهمترین عامل محدود کننده رشد گیاهان در کشاورزی است زیرا نیاز گیاهان به این عنصر بیش از تمام عناصر دیگر می‌باشد [۴]. اکثر مطالعات انجام شده در طول ۲۰ تا ۲۵ سال اخیر نشان داده است که بیشتر خاک‌های معدنی حاوی مقادیری آمونیوم غیر قابل تبادل هستند (آمونیومی که درون ساختارهای شبکه‌ای کانی‌های سیلیکاته قرار گرفته است). زنجیرهای اکسیژنی هگزاگونال، منافذ درون شبکه‌ای^۱ را ایجاد می‌کنند که بوسیله آمونیوم و پتاسیم گیر افتاده پر می‌شوند و این منجر به خنثی شدن بارهای منفی منشا گرفته از جانشینی ایزومرف می‌شود. این آمونیوم غیر قابل تبادل عموماً بوسیله محلول‌های نمکی خنثی که برای عصاره‌گیری یون‌های قابل تبادل استفاده می‌شود خارج نمی‌گردد. بنابراین برای گیاهان و میکروارگانیسم‌ها غیر قابل دسترسی می‌باشد [۳]. گزارش شده است که مقدار آمونیوم ذاتی و توانایی تثبیت آمونیوم در کانی‌های رس از روند زیر پیروی می‌کند ایلات-ها < ورمیکولایت‌ها < اسمکتایت‌ها < کائولینایت‌ها [۲]. با وجود مهم بودن این جزء آمونیوم هیچ مطالعه‌ای در این زمینه در ایران صورت نگرفته است. هدف این تحقیق برآورد آمونیوم ذاتی برخی از خاک‌های ایران می‌باشد.

مواد و روش‌ها

۴ نمونه خاک سطحی الارض به صورت مرکب از ۴ منطقه از استان‌های تهران، همدان، گلستان و کرمان انتخاب شدند. نمونه‌ها به گونه‌ای برگزیده شدند که از دظر ویژگی‌های مینرالوژی تفاوت قابل ملاحظه‌ای با هم داشتند. بافت خاک با روش هیدرومتر اندازه‌گیری شد. جزء رس به روش سیفون از اجزای دیگر تفکیک شد. مینرالوژی رس بعد از حذف آهک، مواد آلی و اکسیدهای آهن با استفاده از دستگاه دیفراکتومتر ۵۰۰۰ تعیین شد [۱]. رس‌ها بوسیله $MgCl_2$ اشباع از منیزیم گردند. آمونیوم ذاتی بوسیله هضم با HCl و HF تعیین گردید [۳].

نتایج و بحث

بافت خاک‌های مورد مطالعه از لوم رسی سیلتی تا لومی متغیر است (جدول ۱). مینرالوژی رس‌ها در دامنه وسیعی قرار گرفته‌اند (جدول ۲). مقادیر آمونیوم ذاتی رس‌های مورد مطالعه قابل توجه نیستند. از آنجاییکه نمونه‌های مورد مطالعه برآورد خوبی از خاک‌های ایران بوده می‌توان تا حدی نتیجه بدست آمده را به تمام خاک‌های ایران تعمیم داد. بنابراین از آمونیوم ذاتی بعنوان منبع سخت الحصول نیتروژن برای گیاه می‌توان نام برد. اما بایستی به این نکته توجه کرد که نمونه‌های مذکور از خاک‌های سطح الارض انتخاب شده‌اند. بنابراین احتمال وفور آمونیوم ذاتی در افق‌های تحت الارض افزایش می‌یابد که علت آن را می‌توان افزایش در صد رس با افزایش عمق ذکر کرد.

جدول ۱- درصد اجزاء و بافت خاک‌ها

شماره خاک	درصد رس	درصد سیلت	درصد شن	کلاس بافتی
۱	۲۷/۰۸	۱۹/۳۵	۵۳/۵۷	S.C.L
۲	۱۸/۶۴	۲۳/۲	۵۸/۱۶	S.L
۳	۳۷/۴۵	۲۷/۶۵	۳۴/۹	C.L
۴	۱۹/۹۳	۳۰/۵۲	۴۹/۵۵	L

^۱ interstitial lattice-

جدول ۲- انواع کانی‌های موجود در نمونه‌های رس

رس	مینرالوژی
۱	میکا، ورمیکولایت، مونتموریلونایت، کلرایت، کانولینایت و کوارتز
۲	مونتموریلونایت، میکا(ایلات)، کانولینایت و کوارتز
۳	مونتموریلونایت، میکا، کلرایت، کانولینایت، ورمیکولایت و کوارتز
۴	مونتموریلونایت، میکا، ورمیکولایت، کلرایت، کانولینایت، و کوارتز

جدول ۳- مقادیر آمونیوم ذاتی

شماره نمونه	رس		خاک
	آمونیوم ذاتی (میلی گرم/ کیلوگرم)	آمونیوم ذاتی (در صد)	آمونیوم ذاتی (در صد)
۱	۵۲۲۰	۰/۵۲۲	۰/۱۴
۲	۴۸۶۰	۰/۴۸۶	۰/۰۹
۳	۵۶۷۰	۰/۵۶۷	۰/۲۱
۴	۵۰۴۰	۰/۵۰۴	۰/۱

منابع

- [1] Kunze, G.W., and J.B. Dixon. 1986. Pretreatment for mineralogical analysis. P.91-100. In A. Klute(ed.) Methods of soil analysis. Part 1, 2nd ed. American Society of Agronomy, Madison, WI.
- [2] Salardini, A.A. 2003. Soil fertility. University of Tehran press 1739.
- [3] Stevenson, F. J.; J. M. Bremner.; R. D. Hauck. and D. R. Keeney. 1982. Nitrogen in agricultural soils.
- [4] Viet, F.G., Jr. 1965. The plant's need for and use of nitrogen. Agronomy 10: 503-549.

منحنی‌های جذب روی در خاکهای اسیدی، آهکی و گچی همراه با تغییرات کانیه‌ها و اثر آنها در میزان جذب

سهیلا سادات هاشمی، مجید باقرنژاد

مقدمه:

روی یک عنصر ضروری کم مصرف برای انسان، حیوان و گیاهان می‌باشد که عمدتاً برای انسان و حیوان ضروری است، کمبود آن اختلالی در عملکرد آنها ایجاد می‌کند. بیشتر خاکهای زراعی معمولی حاوی ۱۰ تا ۳۰ mg/kg ۳۰ روی هستند. در ایران بدلائل زیر کمبود روی وجود دارد: فقیر بودن خاک از کانیه‌های حاوی روی، وجود مقدار زیاد آهک و بی کربنات در آبهای آبیاری، تسطیح خاکهای زراعی، عدم مصرف کودهای محتوی عناصر کم مصرف و کاربرد زیاد فسفر در حلالیت کانیه‌های روی در خاکها. ترکیبات مهم در خاک که نقش اساسی در جذب روی دارند شامل: کانیه‌های رسی، اکسیدهای فلزی هیدراته (آبدار) و مواد آلی می‌باشد که به نام فاز جامد خاک معروف هستند. جذب روی بوسیله CaCO_3 و رسوب هیدروکسید روی یا هیدروکسی کربناتها روی مکانیسم کنترل کننده حلالیت روی در خاکهای آهکی است [۵]. بر همکنش بین روی و اکسیدهای آهن و آلومینیم با تشکیل پیوندهای کوالانسی در سطوح گروه‌های هیدروکسیدی به عنوان یک مکانیسم اصلی نگهداری روی در خاکهای اسیدی است [۳]. افزایش قدرت یونی، نگهداری روی را در خاکهای اسیدی کاهش می‌دهد اما بر جذب روی در خاکهای آهکی اثر نمی‌گذارد. غیر قابل دسترس بودن یونهای فلزی در خاکها بدلیل جذب آنها بر روی سطوح کانیه‌های رسی و یا حتی بدام افتادن آنها در منافذ بسیار کوچک خاکدانه نیز می‌باشد [۲].

مواد و روشها:

نمونه‌های خاک از عمق ۰-۳۰ سانتی‌متر از ۶ رده برداشته، هوا خشک شده و پس از کوبیدن از الک ۲ mm عبور داده شدند. خصوصیات فیزیکوشیمیائی نمونه‌ها تعیین شده، پس از انجام آزمایشهای فیزیکی و شیمیائی نمونه‌های خاک جهت خالص‌سازی رس آماده گردیدند. بر طبق نتایج بدست آمده اسمگتیت، کلریت، ورمی کولایت، ایلات، پالی گورسکایت، کائولنیت، کوارتز و کانی‌های مخلوط در بخش رس خاکها تشخیص داده شد. جهت انجام آزمایش جذب ۲ گرم از نمونه‌های خاک را وزن نموده، با ۲۰ میلی‌لیتر از سری متفاوت محلولهای الکترولیت با غلظت ۰، ۰/۵، ۱، ۳، ۵ و ۱۰ میلی‌مولار سولفات روی در لوله‌های سانتریفوژ ۳۰ میلی‌لیتر ریخته و برای ۲۴ ساعت در دستگاه شیکر قرار می‌دهیم. پس از حالت تعادل نمونه‌ها را سانتریفوژ و عصاره حاصله را از کاغذ صافی ویتمن No.42 صاف می‌کنیم. در این آزمایش ۲ تکرار برای نمونه‌ها مورد استفاده قرار گرفت. غلظت Zn عصاره بوسیله دستگاه ICP-OES در طول موج ۲۱۳/۸ نانومتر قرائت شد. مقدار روی جذب شده بوسیله اختلاف بین غلظت روی اولیه و غلظت نهایی پس از تعادل بدست آمد. پارامترهای جذب روی با فیت کردن داده‌های آزمایش در مدل‌های مختلف بدست آمد. پهاش محلولهای آزمایش در مخلوط، محلول جذبی - خاک پس از تعادل اندازه‌گیری شد. ممکن است تغییرات PH در حین آزمایش بر روی واکنشهای جذب اثر گذار باشد.

نتایج و بحث:

همانطور که گفته شد، پارامترهای جذب روی با فیت کردن داده‌های آزمایش در مدل‌های متفاوت، شامل مدل تمکین (۱)، مدل لانگمیر (۲) و مدل فروندلیچ (۳) مورد بررسی قرار گرفت، که بهترین مدل در بین آنها با ضریب همبستگی بالا لانگمیر بود.

$$X = K_1 + K_2 \ln C \quad \text{مدل (۱)}$$

$$X = (KbC)/(1+KC) \quad \text{مدل (۲)}$$

$$X = KC^{1/n} \quad \text{مدل (۳)}$$

X مقدار روی جذب شده (mg kg^{-1})، C غلظت روی در محلول تعادل (mg L^{-1}) و ضرایب K_1, K_2, n, b, K ضرایب جذب هستند.

اثر کانیها در میزان جذب: در این مطالعه از چهار محلول زمینه الکترولیت ۵۰ میلی مولار نیز برای مطالعه استفاده شد. که شامل $\text{NaNO}_3, \text{KH}_2\text{PO}_4, \text{KNO}_3, \text{KCl}$ می باشد. استفاده از محلول زمینه ۵۰ میلی مولار ما را مطمئن می سازد که اثرات کاتیونها و آنیونها را می توان در یک قدرت یونی ثابت مورد ارزیابی قرار دهیم. وجود این محلولها در تغییرات کانی نیز موثر است. در خاکهای اسیدی مطالعه شده عمدتاً "کانیهای ورمی کولایت و اسمگتیت ناچیز بوده یا اصلاً" مشاهده نمی شود لذا K^+ منجر به اتصال لایه ها در ایلات شده، پس میزان جذب را در این خاکها نسبت به خاکهای آهکی و گچی کمتر نمایش می دهد و باعث تغییر کانی و ایجاد میکا می شود. در خاکهای آهکی میزان ایلات کمتر از ورمی کولایت و اسمگتیت است، لذا K^+ کمتر از روی جذب شده، و میزان جذب روی در حضور این کاتیون بیشتر است. در دو خاک گچی با اینکه ورمی کولایتی دیده نمی شود ولی می توان این عمل را به اسمگتیت نسبت داد. حضور مقادیر زیاد پالی گورسکایت بدلیل سطح ویژه بالا، خود دلیلی برای بالا بودن میزان جذب در خاکهای گچی می باشد. در اثر جذب روی کانیهای جدیدی از روی نیز ایجاد می شوند. مثلاً در خاکهای آهکی با غلظت پائین فسفر یونهای کربنات با روی واکنش داده و به شکل ZnCO_3 رسوب می کنند، هم چنین رسوب روی به صورت هیدروکسید کربنات نیز در خاکهای آهکی پیشنهاد می شود. رسوب آهن و روی به صورت فرانکلینیت نیز در تمامی خاکها اتفاق افتاده است [۱]. رسوب فسفات روی همانند Hopeite نیز ممکن است در خاکهای آهکی صورت بگیرد. مطالعات اخیر نشان داده که در خاکهای آلوده به روی علاوه بر KH_2PO_4 ممکن است Hopeite نیز تشکیل شود و در نتیجه باعث افزایش روی به صورت غیر قابل دسترس گردد [۴].

منابع:

- [1] Catlett, K. M., D. M. Heil., W.L. Lindsay and M. H. Ebinger.2002. Soil chemical properties controlling zinc activity in 18 Colorado soils. Soil. Sci. Soc. Am. J. 66:1182-1189.
- [2] Hamon, R. E., M. J. Melauglin and G.cozens.2002. Mechanisms of attenuation of metal availability in in-situ remediation treatmente. Environ. Sci. Technol. 36:3991-3996.
- [3] Kalbasi, M., G. J. Raez and L. A. Lowen-Rudgers.1978. Mechanisms of zinc sorption by iron and aluminum oxides. Soil. Sci. 125:146-150.
- [4] Mc Gowen, S. L., N. L. Basta and G. O. Brown.2001. Use of diammonium phosphate to reduce heavy metal solubility and transport in smelter-contaminated soil. J. Environ. Qual. 30, pp.493-500.
- [5] Papadopoulos, p., and O. L. Rowell.1989. The reactions of Copper and Zinc With Calcium carbonate surface. J. Soil. Sci. 40. pp.39-48.

سینتیک آزاد شدن فسفر از منابع مختلف کودهای آلی

زهره کلاهچی^۱ محسن جلالی^۲

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی، ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا.

مقدمه

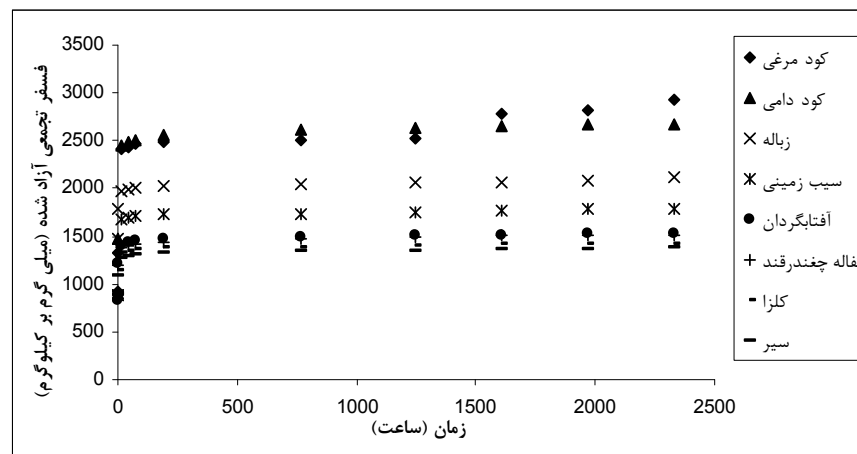
مدیریت صحیح استفاده از بقایا و فضولات آلی مختلف یکی از ابزارهای بهبود بخشی خاکهای کشاورزی به شمار می رود. مواد آلی به طور چشمگیری بارخیزی خاک را با فراهم آوردن عناصر غذایی ضروری گیاه افزایش می دهند (۲). همچنین خصوصیات فیزیکی خاک نیز از کاربرد مواد آلی سود می برند. اگر چه آزمایشات مزرعه ای و گلدانی گیاهان زراعی اطلاعات مستقیمی درباره مقدار عناصر غذایی قابل جذب گیاهان می گذارد، اینچنین مطالعاتی زمان بر و وقت گیر هستند و کمتر برای آزمایش فرآورده های آلی بکار می روند. تجزیه مواد آلی و رهاسازی عناصر غذایی بقایای اضافه شده در خاک، به شدت تحت تاثیر فاکتورهای خاکی و زیستی قرار می گیرند. مطالعات متعددی همبستگی بالایی را بین ترکیب شیمیایی اولیه بقایای آلی و شدت معدنی شدن آنها نشان داده اند (۳). مقدار مصرف بقایای آلی بر اساس نیاز نیتروژنی گیاهان تعیین می گردد و این امر موجب افزایش تجمع فسفر در خاک به مقداری بیش از نیاز گیاهان می گردد (۱). به همین دلیل بررسی و تعیین مقدار رهاسازی فسفر از دو جهت زیست محیطی و کشاورزی میتواند مورد توجه قرار گیرد. بقایای آلی در چرخه تجزیه و رهاسازی، مقادیر متفاوتی از فسفر را آزاد می نمایند. در نتیجه فسفر اضافی در اثر روان آب و یا آبشویی از خاک خارج شده و به سمت سیستم های آبی حرکت می نماید و منجر به مشکلات زیست محیطی از جمله غنی شدگی می گردد. از سوی دیگر چون فسفر یکی از عناصر کلیدی در تغذیه گیاهان محسوب می شود، استفاده از بقایای آلی که سرعت آزاد شدن فسفر از آنها همگام با دوره رشد گیاهان می باشد، می تواند نیاز گیاهان به فسفر را بر طرف نماید. تا کنون مطالعات صورت گرفته بر روی اثرات متقابل خاک و رهاسازی فسفر از بقایای آلی تاکید داشته اند (۴)، ولی بر سینتیک رهاسازی فسفر از بقایا کمتر تاکید شده است. هدف از این مطالعه بررسی سینتیک آزاد شدن فسفر از منابع مختلف کودهای آلی بوده است.

مواد و روش ها

هشت نوع مختلف بقایای آلی شامل بقایای گیاهی کاه و کلش کلزا، آفتابگردان، سیب زمینی، سیر، فضولات حیوانی شامل کود مرغی و دامی و تفاله چغندر قند و کمپوست زباله، جمع آوری و پس از مرحله هوا-خشک، از الک دو میلی متری عبور داده شدند. سینتیک آزاد شدن فسفر با استفاده از روش پیمانته ای و در دامن زمانی ۲۳۲۸ ساعت با استفاده از آب مقطر مطالعه شد. به منظور مطالعه سینتیک آزاد شدن فسفر، به دو گرم از بقایای آلی مقدار ۴۰ میلی لیتر آب مقطر اضافه و در دمای 25 ± 1 درجه سانتیگراد در دو تکرار نگهداری شدند. نمونه ها قبل از رسیدن زمان نمونه برداری ابتدا تکان داده شده، سپس سانتریفوژ گردیده و فسفر موجود در محلول رویی با استفاده از روش رنگ سنجی اندازه گیری شد. در نهایت مقدار فسفر تجمعی آزاد شده از حاصل جمع فسفر آزاد شده در هر مرحله محاسبه گردید. مقدار فسفر آزاد شده با مدل های سینتیکی مرتبه اول، انتشار پارابولیک، الویچ و تابع نمایی برازش و با توجه به ضریب تعیین و اشتباه استاندارد برآورد هر معادله، مدل یا مدلهایی که ضریب تعیین بالاتر و اشتباه استاندارد برآورد کمتری داشتند به عنوان مدل مناسب انتخاب گردیدند.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از آزمایشات انکوباسیون ۲۳۲۸ ساعت نشان داد که بیشترین مقدار رهاسازی فسفر در مدت ۲۳۲۸ ساعت مربوط به کود مرغی با مقدار ۲۹۲۷/۲۷ میلی گرم فسفر بر کیلوگرم کود مرغی و کمترین رهاسازی مربوط به سیر با مقدار ۱۳۷۴/۲ میلی گرم فسفر بر کیلوگرم مخلوط میوه ها می باشند (شکل ۱). رها سازی فسفر از مواد آلی در طی دو مرحله سریع و آهسته صورت پذیرفت. نتایج حاصل از برازش معادلات سینتیکی برای بقایای گیاهی کاه و کلش کلزا، آفتابگردان، سیب زمینی، سیر و کود دامی و تفاله چغندر قند نشان داد که معادله مرتبه اول بالاترین ضریب تعیین و کمترین اشتباه استاندارد برآورد و سپس معادلات الویچ، تابع نمایی و انتشار پارابولیکی در درجات بعدی قرار گرفتند. در حالیکه در مورد کود مرغی و کمپوست زباله معادله الویچ بالاترین ضریب تعیین و کمترین اشتباه استاندارد برآورد و سپس معادلات تابع نمایی، مرتبه اول و انتشار پارابولیکی در مراتب بعدی قرار گرفتند. با توجه به شدت رهاسازی متفاوت فسفر از بقایای آلی می توان از آن در نحوه مدیریت مصرف بقایای آلی در خاک استفاده نمود.



شکل (۱) فسفر تجمعی آزاد شده از منابع کودهای آلی در دوره آزمایش.

منابع

- [1] Akinremi, O. O., Armisen, N., Kashem, M. A., and Janzen, H.H. 2003. Evaluation of analytical methods for total phosphorous in organic amendments. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*. 34:2981-2991.
- [2] Egrinya Eneji, A., Irshad, M., Honna, T., Yamamoto, S., Endo, T., and Masud, T. 2003. Potassium, calcium and magnesium mineralization in manure-treated soils. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*. 34:1669-1679.
- [3] Palm, C. A., Sanchez, P. A. 1991. Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polphenolic contents. *Soil Biology and Biochemistry*. 23:83-88.
- [4] Tian, G. and Kolawole, G. O. 2004. Comparison of various plant residues as phosphate rock amendment on Savana soils of west Africa. *Journal of Plant Nutrition*. 27(4): 571-583.

ارزیابی وضعیت پتاسیم خاک‌های زیر کشت انگور در جنوب غرب ارومیه

سارا ملاعلی عباسیان^۱، نیکو حمزه پور^۲ و شهلا پاشاپور^۳

۱دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه تهران، ۲دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس و ۳دانشجوی ارشد دانشگاه زنجان

مقدمه

پتاسیم عنصری ضروری برای انگور است که بطور گسترده در آذربایجان غربی کشت می‌شود. از آنجایی که مقادیر زیادی از پتاسیم در مرحله رسیدن دانه انگور مصرف می‌شود جذب پتاسیم توسط انگور از هر عنصر دیگری مهمتر است. تأمین پتاسیم از طریق خاک بستگی به مقدار آن، اشکال موجود و سرعتی که پتاسیم قابل تبادل از بخش غیرقابل تبادل آزاد می‌شود دارد. روشهای متعدد آزمون خاک را می‌توان با توجه به فراکسیون‌های پتاسیم خاک طبقه‌بندی کرد. اشکال مختلف پتاسیم عبارتند از پتاسیم محلول در آب، پتاسیم قابل تبادل، پتاسیم قابل دسترس برای گیاه و پتاسیم غیرقابل تبادل و تثبیت شده. برای درک بهتر وضعیت حاصلخیزی خاکها، روابط Q/I برای مطالعه قابلیت دسترسی پتاسیم خاک مورد استفاده قرار گرفته است [۴]. مقدار PBCK اندازه‌گیری توان خاک برای نگهداری شدت پتاسیم در محلول خاک است و متناسب با CEC است [۱]. PBCK نشان دهنده قابلیت جذب پتاسیم است و خاکهایی که PBCK بالا و K و Ark پایین دارند به مصرف کود پتاسیمی پاسخ نمی‌دهند. [۲] هدف از انجام این تحقیق ارزیابی وضعیت پتاسیم خاکهای زیر کشت انگور و نیز تعیین یک روش اندازه‌گیری پتاسیم برای مشخص کردن وضعیت پتاسیم در خاکهای زیر کشت انگور، در جنوب غرب ارومیه در استان آذربایجان غربی بود.

مواد و روش‌ها

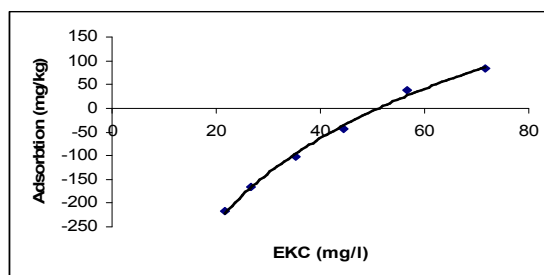
pH خاک در محلول ۱ به ۵ خاک به کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار با استفاده از pH کالیبره شده اندازه‌گیری شد. بافت خاک با روش هیدرومتر اندازه‌گیری شد. برای تعیین پتاسیم محلول ۲/۵ گرم خاک هوا خشک شده با ۲۵ میلی لیتر آب خالص در طول یک شب شیک شده و سانتریفوژ شد. سپس صاف شد و محلول عصاره‌گیری شده برای تعیین پتاسیم محلول با استفاده از فلم فتومتر تجزیه شد. پتاسیم قابل تبادل با روش استات آمونیوم ۱ مولار «بافر شده در $PH=7$ » تعیین شد. برای این منظور ۲/۵ گرم خاک با ۲۵ میلی لیتر استات آمونیوم مخلوط و به مدت ۱۰ دقیقه با سانتریفوژ دور ۳۰۰۰ سانتریفوژ شد و پتاسیم قابل تبادل در محلول روئی تعیین شد. پتاسیم غیرقابل تبادل با روش جوشش با اسید نیتریک تعیین شد. ۲/۵ گرم نمونه خاک با ۲۵ میای لیتر اسید نیتریک ۱ مولار به مدت ۱۰ دقیقه جوشانده شد.

نتایج و بحث

نتایج این مطالعه نشان داد که مقادیر پتاسیم محلول، تبدالی و غیر قابل تبادل نسبتاً بالا بود و این نشان دهنده وضعیت مناسب این خاکها از نظر تأمین پتاسیم برای انگور است. سطح بحرانی برای پتاسیم قابل تبادل در خاکهای آهکی ۴۶۸ میلی‌گرم در کیلوگرم تعیین شده است. [۳] با توجه به نتایج به دست آمده مقدار پتاسیم محلول و تبدالی نمونه‌های خاک تغییرات قابل توجهی را نشان داد (۸۹۰-۲۱۹ میلی‌گرم در کیلوگرم برای پتاسیم تبدالی و ۱۲۲-۵۰ میلی‌گرم در کیلوگرم برای پتاسیم محلول) و مقادیر آنها برای اکثر نمونه‌ها زیاد بود. بالاترین مقدار پتاسیم قابل تبادل در نمونه شماره ۶ و کمترین مقدار در نمونه ۵ مشاهده شد. مطالعه شاخص پتاسیم هم نشان داد که تنها در ۲ نمونه خاک از بین نمونه‌های مورد مطالعه مصرف کود پتاسیمی در پاسخ گیاه به مصرف کود مؤثر خواهد بود

«نمونه‌های ۴ و ۵». نتایج مطالعات ایزوترم‌های جذب پتاسیم هم نشان داد که اغلب نمونه‌ها نسبت به مصرف پتاسیم پاسخی نشان ندادند. تعیین روابط Q/I در نمونه‌های مورد مطالعه حاکی از این بود که پتانسیل بافری در اغلب نمونه‌های خاک بالا است بنابراین می‌توان استدلال کرد که باغات انگور در این منطقه تنها به مصرف کود پتاسیمی در مقادیر زیاد پاسخ خواهند داد ولی در عین حال اثر مصرف کود در این باغات به مدت طولانی‌تری در خاک باقی خواهد ماند.

مع الوصف تحقیقات بیشتری خصوصا از نظر غلظت عنصر در گیاه و ارزیابی وضعیت عنصر از نظر کمبود، کفایت با احتمالا بیش بود آن باید صورت بگیرد تا بهتر بتوان در این ارتباط قضاوت نمود.



شکل ۱- میانگین نمودارهای هم دماهای جذب سطحی پتاسیم خاکهای مورد مطالعه (آذربایجان غربی، ۱۳۸۳)

جدول ۱- برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاکها، پتاسیم محلول، تبادلی، غیرقابل تبادل، ظرفیت بافری خاکها (PBCK) و شاخص پتاسیم (K -index)

شماره رس خاک	ظرفیت تبادل کاتیونی (cmolc. kg^{-1})	پتاسیم تبادلی (mg.kg^{-1})	پتاسیم محلول (mg.kg^{-1})	پتاسیم غیرقابل تبادل (mg.kg^{-1})	ظرفیت بافری (PBC^K)	شاخص پتاسیم k -(index)
۱	۳۰	۷۷۵	۱۳۳	۸۵۸	۲۲۶	۶/۹
۲	۱۲	۳۸۳	۸۵	۸۹۷	۱۶۵	۶/۸
۳	۱۴	۵۸۴	۱۰۶	۹۷۵	۵۴	۱۱/۲
۴	۱۶	۱۹۷	۴۹	۵۸۵	۱۳۰	۲/۴
۵	۱۴	۲۱۹	۵۰	۵۸۰	۶۵	۴/۲
۶	۱۳	۸۹۰	۱۷۱	۱۵۶۰	۸۵	۱۱/۵
۷	۱۵	۶۳۹	۱۰۲	۹۷۵	۸۹	۹/۴
۸	۹	۳۸۱	۸۷	۸۹۷	۲۶	۷/۹
۹	۲۰	۵۳۱	۸۵	۱۴۰۴	۱۰۳	۶/۶

منابع

- [۱] Lee, R. 1973. The K/Ca Q/I relation and preferential adsorption sites for potassium. New Zealand Soil Bureau Scientific Report II.
- [۲] LeRoux, J. 1966. Studies on ionic equilibria in Natal soils. Ph.D. diss. Univ. Of Natal., Republic of South Africa.
- [۳] Malakouti, M. J. and Gheibi, M. N. 2000. Determination of nutrients critical levels in soils, plant and fruit. Agricultural training publication, TAT organization, Agricultural Ministry, Karaj, Iran.
- [۴] Wang, J. J. and A. D. Scott. 2001. effect of experimental relevance on potassium Q/I relations and its implications for surface and subsurface soils. Commu. Soil. Sci, plant Anal. 32: 2561-2575.

مقایسه اثرات SMC با سایر کودهای آلی در تغییر خصوصیات خاک و مقدار عناصر غذایی قابل جذب

فهیمة وهابی ماشک^۱، حسین میر سید حسینی^۲، مهدی شرفا^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد *، ^۲ استادیاران گروه مهندسی علوم خاک دانشکده آب و خاک دانشگاه تهران

مقدمه:

کاربرد ترکیبات آلی به منظور بهبود خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک در کشاورزی معمول است. بخشی از ضایعات صنعت تولید قارچ خوراکی که تحت عنوان کمپوست قارچ مصرفی یا Spent Mushroom Compost (SMC) شناخته می شود با توجه به ترکیب و مواد اولیه بکار رفته در آن انتظار می رود به تواند در این جهت مورد استفاده قرار گیرد. بر اساس گزارشات این ترکیب ضمن اینکه محیط رشد مناسب برای گیاه را فراهم می سازد، مقدار قابل توجهی از نیتروژن، پتاسیم و فسفر به خاک اضافه میکند، دارای تخلخل تهویه ای، ظرفیت نگهداری آب و مواد غذایی قابل توجهی نیز خواهد بود (۴، ۱، ۳). SMC قابلیت کاهش بیماریهای گیاهی را نیز دارد و با توجه کاربرد های آن در بخش های مختلف کشاورزی می توان تصور نمود که SMC بتواند جایگزین پیت در صنایع بزرگ گیاهی نیز باشد (۲، ۳). با توجه به افزایش تولید قارچ در ایران، با تجمع این ضایعات مواجه هستیم که استفاده از آنها در موارد مختلف زراعی و باغبانی به عنوان یک ماده آلی اصلاحی در خاک می تواند مفید باشد. در این آزمایش به منظور مشاهده تشابهات و تفاوت های احتمالی SMC با سایر مواد آلی مورد استفاده معمول در کشاورزی مانند کمپوست شهری و کود گوسفندی، مقایسه ای بین این مواد انجام شده است.

مواد و روشها:

سه نوع ماده آلی شامل SMC یک ساله هوادیده، کود گوسفندی و کمپوست زباله شهری و خاک لومی تهیه شدند. خاکها و مواد آلی مربوطه مخلوط و به گلدانها اضافه شدند. گلدانها در حرارت ۲۵ درجه در شرایط انکوباسیون به مدت ۱۲ هفته نگهداری گردیدند که در طی این مدت نمونه برداری در سه نوبت (ابتدا، وسط و انتهای دوره آزمایش) از خاک انجام شد و اندازه گیری برخی کاتیونها و آنیونها بر روی نمونه انجام شد. به علاوه مقادیر فسفر و پتاسیم قابل جذب و عناصر کم مصرف در نمونه های خاک گلدان ها اندازه گیری شد. به منظور بررسی تاثیر بر خصوصیات فیزیکی نمونه هایی از خاک در مکش های ۰/۳ و ۳ و ۵ و ۱۰ و ۱۵ بار قرار گرفتند و منحنی رطوبتی برای هر یک از تیمارها رسم شد.

نتایج و بحث:

نتایج آزمایش انکوباسیون نشان داد (جدول ۱) که همه تیمارهای حاوی مواد آلی pH رانسبت به تیمار شاهد افزایش دادند که احتمالاً به علت pH اولیه بالای این مواد آلی نسبت به شاهد بود. از نظر EC تیمارهای مواد آلی تغییراتی را نشان داد به نحوی که تیمار حاوی کود گوسفندی مقدار EC خاک را بیشتر از کمپوست شهری و SMC افزایش داد. SMC (که از نظر مرحله پوسیدگی یک ساله بود) و کمپوست شهری تاثیر کمی بر EC داشتند. مقادیر کاتیونهای سدیم و پتاسیم و کلسیم و منیزیم در اثر افزودن مواد آلی نسبت به شاهد در طول دوره انکوباسیون افزایش پیدا کرد. سدیم در طول زمان در هر سه نوع ماده آلی تغییرات معنی داری نداشت و مقدار آن هم در حدی نبود که از نظر شوری در خاک مشکل ساز شود. در بین تیمارهای مواد آلی، تیمار SMC بیشترین مقدار سدیم را نشان داد. از نظر منیزیم، SMC در اواسط آزمایش (هفته ششم) بیشترین افزایش را در خاک نشان داد. مقدار آنیون کلر با

گذشت زمان در همه تیمارهای مواد آلی افزایش پیدا کرد و سپس به مقدار ثابت رسید. در تیمار SMC بیشترین مقدار کلر و پس از آن به ترتیب کود گوسفندی و کمپوست شهری قرار گرفتند. پتاسیم قابل جذب خاک در تیمار کود گوسفندی بیشترین مقدار را داشته است. بعد از آن به ترتیب SMC و کمپوست شهری بودند. اندازه گیری مقدار قابل جذب عناصر کم مصرف در تیمار ها نشان داد که تیمار کمپوست شهری بیشترین افزایش را در مقدار آهن خاک داشت که با توجه به حد بحرانی غلظت عناصر در خاک ها تیمار کمپوست شهری و SMC از نظر آهن در حد متوسط و کود گوسفندی تغییراتی در آهن خاک ایجاد نکرده و در حد کمبود قرار می گیرند. از نظر عنصر روی و مس قابل جذب همه تیمارها در حد مسمومیت قرار گرفتند. بررسی خصوصیات فیزیکی در خاک نشان داد که در خاک لومی تخلخل کل تیمار SMC از تخلخل کل تیمار کمپوست شهری و کود گوسفندی و تیمار شاهد بیشتر بوده است. از آنجا که افزودن ماده آلی به خاک باعث افزایش منافذ در خاک و تخلخل کل خاک می گردد، از این روند می توان نتیجه گرفت که افزودن SMC به خاک بیشترین تاثیر را در افزایش تخلخل کل و رطوبت حجمی موجود در خاک گذاشته است. کمپوست شهری و کود گوسفندی نسبت به SMC در میزان تخلخل کل خاک تاثیر کمتری داشتند. بیشترین مقدار فسفر قابل جذب در تیمارهای SMC و کود گوسفندی وجود داشته است. با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق استفاده از SMC هم می تواند به عنوان یکی منبع غنی از عناصر غذایی همانند سایر مواد آلی و کود گوسفندی در خاک مورد توجه قرار گیرد.

	کود گوسفندی	کمپوست شهری	کمپوست قارچ	شاهد		کود گوسفندی	کمپوست شهری	کمپوست قارچ	شاهد
	۰/۹۴۱	۱/۳۶۵	۰/۱۴۷	۰/۷۳		۰/۹۴۱	۱/۳۶۵	۰/۱۴۷	۰/۷۳
pH	۱/۴۲۱	۱/۶۹	۰/۱۲۳	۰/۷۵	K	۱/۴۲۱	۱/۶۹	۰/۱۲۳	۰/۷۵
	۱/۴۹۴	۱/۷۰۳	۰/۱۹۴	۰/۷۵		۱/۴۹۴	۱/۷۰۳	۰/۱۹۴	۰/۷۵
	۲	۳	۲/۳۳	۰/۷۴		۲	۳	۲/۳۳	۰/۷۴
EC	۳/۳۳	۵/۶۶	۴	۰/۶۶	Mg	۳/۳۳	۵/۶۶	۴	۰/۶۶
	۳	۳/۳۳	۳/۳۳	۱/۶۵		۳	۳/۳۳	۳/۳۳	۱/۶۵
	۴/۳۳	۵	۴	۰/۵۱b		۴/۳۳	۵	۴	۰/۵۱b
Na	۵	۶	۵	۰/۶۷b	Cl	۵	۶	۵	۰/۶۷b
	۷/۳۳	۷/۳۳	۶/۳۳	۳/۰۴a		۷/۳۳	۷/۳۳	۶/۳۳	۳/۰۴a
	۱/۰۳	۱/۱	۰/۹۳	۳		۱/۰۳	۱/۱	۰/۹۳	۳
Ca	۱/۷۶	۱/۳۳	۱/۲۳	۳	HCO ₃	۱/۷۶	۱/۳۳	۱/۲۳	۳
	۱/۲۳	۱/۴	۱/۳	۳		۱/۲۳	۱/۴	۱/۳	۳

جدول ۱: نتایج مقایسه میانگین فاکتورهای مختلف اندازه گیری شده در آزمایش

منابع:

1. Lohr, VI; Wang, SH-I; and JD. Wolt. 1984. Physical and chemical characteristics of fresh and aged spent mushroom compost. Horticulture Science. 19(5): 681-683
2. Önal, M. and K, and B. Topcuoglu. The Effect of Spent Mushroom Compost on the Dry Matter and Mineral Content of Pepper (Piper nigrum) Grown in Greenhouse.
3. Stewart, D. P .C. K.C. Cameron., and I.S. Cornforth. 1998. Inorganic-N release from Spent Mushroom Compost under laboratory and field conditions. Department of soil science, Lincoln University, Canterbury, Newsland .Soil Biot. Biochem. 30(13): 1689-1699.
4. Shiralipour, A., McConnell, D.B. and Smith, W.H. 1992. Physical and chemical properties of soils as affected by municipal solid waste compost application. Biomass and Bioenergy 3, 261-266.

سینتیک رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی با رزین اسیدی در خاکهای استان همدان

شهریار مهدوی^{۱*} محسن جلالی^۲ محمد معز اردلان^۳ فریدون سرمیدیان^۲^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه بوعلی و عضو هیات علمی گروه خاکشناسی دانشگاه ملایر^۲ دانشیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا^۳ دانشیار گروه خاکشناسی دانشکده علوم آب و خاک پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

مقدمه:

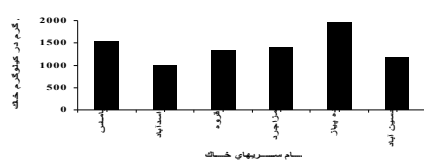
سینتیک یک واژه عمومی است که به پدیده های وابسته به زمان اطلاق می گردد. در حالیکه سینتیک شیمیایی، مطالعه سرعت واکنش های شیمیایی و فرآیندهای مولکولی، در جاییکه انتقال عامل محدود کننده نیست را مورد بررسی قرار می دهد. در سیستمهای خاک تعداد زیادی از فرآیندهای سینتیکی، ترکیبی از سینتیک شیمیایی، یا سینتیک کنترل شده توسط واکنش و سینتیک کنترل شده توسط انتقال می باشند (۴). لذا در غالب موارد در خاکها سینتیک از دیدگاه کلی یعنی پدیده های وابسته به زمان مد نظر می باشد. ضرورت مطالعات سینتیکی در خاک بیشتر به این خاطر است که اولاً بسیاری از واکنشها علی‌رغم کند بودن سرعت از لحاظ تغذیه گیاه و تغییرات کانیها مهم می- باشد و از طرفی در خاکها به ندرت وضعیت تعادل حاکم است (۳). لذا این تحقیق به منظور افزایش بینش و دامنه اطلاعات در مورد پویای پتاسیم در مناطق نیمه خشک و همچنین کمبود اطلاعات سینتیکی و شناخت مکانیزم احتمالی خروج پتاسیم و معرفی بهترین مدل رها سازی انجام گردید. همچنین به نظر می‌رسد رزین اسیدی نقش ریشه گیاه را در جذب پتاسیم شبیه سازی می‌کند که از آن به عنوان ماده خارج کننده در این تحقیق استفاده گردید (۲).

مواد و روشها:

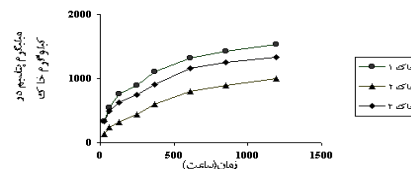
در این تحقیق با توجه به مطالعات قبلی (۱)، ۶ سری از خاکهای استان شامل: پاماس، اسد آباد، قروه، امزاجرد، ده پیاز و حسین آباد ملایر از عمق ۰ تا ۳۰ سانتیمتر انتخاب و پس از اندازه گیری کلیه خصوصیات فیزیکی و شیمیایی و کانی‌شناسی میزان رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی با استفاده از رزین اسیدی انجام گردید. در مطالعات سینتیکی از روش تالیبودین و همکاران (۱۹۷۸) با اندک تغییراتی استفاده و روند رها سازی پتاسیم غیر تبادلی در نمونه های اشباع با کلرید کلسیم در فواصل زمانی ۲۸، ۳۰، ۷۲، ۱۲۰، ۲۴۰، ۳۴۰ مورد ارزیابی قرار گرفت، به گونه ای که جمع کل دوره انکوباسیون ۱۱۹۰ ساعت گردید. در هر مرحله میزان پتاسیم جذب شده در رزین و محلول قرائت گردید و پس از هر بار جداسازی رزین اشباع شده جدید به سوسپانسیون اضافه گردید. سپس به منظور تعیین روند رها سازی معادلات سینتیکی بر داده‌ها برازش و بر اساس بالاترین ضریب تشخیص (r^2) و کمترین استاندارد اشتباه (SE) بهترین مدلهای بازگو کننده رها سازی انتخاب گردید (۵).

نتایج و بحث :

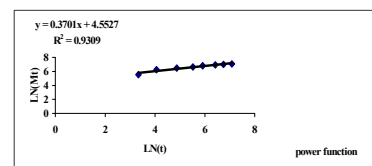
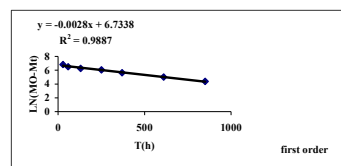
نتایج نشان داد که کانیهای غالب در بخش رس در اکثر خاکها به ترتیب ایلایت اسمکتایت و کلرایت می باشد که در خاکهای مختلف از لحاظ مقدار و احتمالاً درجه با هم تفاوت دارند (۱). متوسط رهاسازی پتاسیم توسط رزین در طول دوره انکوباسیون ۱۳۹۸ میلی گرم در کیلوگرم که در مقایسه با اسیدهای آلی ۴ برابر میباشد (۱). همچنین بیشترین مقدار رهاسازی مربوط به سری ده پیاز و کمترین مربوط به سری اسداباد بود (نمودار ۲). روند رهاسازی تجمعی در شش خاک مورد بررسی نیز از لحاظ تفاوت شیب هم به ماهیت انرژی اتصال پیوند K-O و هم به ماهیت و قدرت عصاره گیر بر می گردد. نکته قابل توجه در اینجا این است که در رهاسازی تجمعی، می توان گفت روند رهاسازی تقریباً در اواخر، در کلیه نمونه ها به تعادل رسیده است (نمودار ۱). در مطالعه با رزین اسیدی، معادله مرتبه یک، الویج ساده و توانی نیز بهترین مدلها تشخیص داده شدند و مشخص نمود که فرآیند رهاسازی متأثر از پدیده پخشیدگی و میزان و نوع ذخایر پتاسیم غیرتبادلی است (نمودار ۳ و ۴).



نمودار ۲- رهاسازی پتاسیم در کل دوره انکوباسیون



نمودار ۱- منحنی تجمعی رهاسازی پتاسیم به ترتیب در سریهای پاماس قروه اسداباد



نمودار ۳-۴ - برازش معادلات توانی و مرتبه اول در سری حسین آباد

۱- مهدوی. ش. ۱۳۸۰. مطالعه سینتیک رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی و همبستگی آن با جذب گیاه در سری های غالب خاکهای استان همدان. پایان نامه کارشناسی ارشد. دانشگاه تهران.

- [2] Rahmatullah and K.Mengel.2000. Potassium release from mineral structures by H^+ ion - resin.Geoderma. 96:291-305.
 [3] Skopp,J.1986. Analysis of time-dependent chemical processes in soils. J.Environ . Qual.15:205-213.
 [4] Sparks, D.L.1989. Kinetics of soil chemical processes. Academic Press. Sandiego. CA. p.210
 [5] Talibudeen,O.and J.D.Beasley,P.LANE and N .Rajendran .1978.Assessment of soil potassium reserves available to plant roots. J.Soil Sci.29:207-218.

تأثیر شوری و روی بر ترکیب شیمیایی نهال‌های پسته (*Pistacia vera L.*)رقیه شهریاری پور^۱ و احمد تاج آبادی پور^۲^۱ عضو هیئت علمی دانشگاه پیام نور سیرجان^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ولی عصر (عج) رفسنجان

مقدمه

پسته یکی از مهمترین محصولات باغی ایران و از مهمترین کالاهای صادراتی غیرنفتی کشور محسوب می‌شود. با توجه به شوری خاک بیشتر مناطق پسته کاری کشور و از آنجائی که شوری یکی از مشکلات گسترده جهانی است که رشد خیلی از گیاهان را از طریق سمیت‌های ویژه یونی، عدم توازن یونی و کاهش پتانسیل آب کاهش می‌دهد، اثرات متقابل شوری و حاصلخیزی بر تولید بهینه گیاه در خاک‌های شور اهمیت فراوانی دارد. این اثرات در نهایت وضعیت عناصر غذایی را در بافت‌های گیاهی متأثر می‌سازد. در خاک‌های شور به دلیل وجود بیش از حد یک یا چند عنصر مانند سدیم و کلر در محلول خاک، تعادل تغذیه‌ای گیاه به هم خورده و این امر بررسی واکنش گیاه به کود را دشوار می‌سازد. پژوهش‌ها نشان می‌دهد که مصرف کودهای شیمیایی در خاک‌های شور ممکن است تأثیر فزاینده یا کاهنده بر عملکرد داشته و یا اصولاً "بی تأثیر باشد. به بیانی دیگر، واکنش گیاه به کودهای مصرفی به مقدار تنش ایجاد شده در محیط شور بستگی دارد [۳]. مطالعات انجام شده، نشان داده که با افزایش شوری خاک جذب عناصر غذایی توسط گیاه به دلیل رقابت بین عناصر غذایی و گونه‌های مختلف نمک، کاهش می‌یابد. البته این امر به نوع عنصر غذایی و ترکیب شیمیایی محلول خاک بستگی دارد [۲]. پسته با وجود اینکه تا حدودی نسبت به شوری مقاوم است، اما با افزایش شوری رشد آن کاهش می‌یابد [۱]. با توجه به شوری خاک بیشتر مناطق پسته کاری کشور و از آنجائی که پسته، محصولی استراتژیک و ارزآور محسوب می‌شود، لذا این مطالعه به منظور بررسی کاربرد روی در افزایش تحمل این گیاه به تنش شوری اجرا گردید.

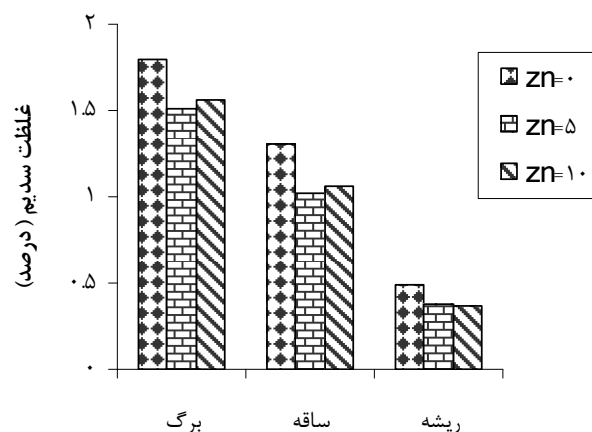
مواد و روشها

به منظور بررسی واکنش گیاه پسته به مقادیر روی در سطوح مختلف شوری و مطالعه اثرات متقابل شوری و روی بر غلظت برخی از عناصر غذایی، آزمایش فاکتوریل با دو فاکتور شوری (شامل چهار سطح ۱۰۰۰، ۲۰۰۰، ۳۰۰۰ و ۴۰۰۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک از منبع کلرید سدیم) و روی (در سه سطح ۵، ۱۰ و ۲۰ میلی گرم روی در کیلوگرم خاک از منبع سولفات روی) در قالب طرح کامل تصادفی در سه تکرار و به صورت گلدانی بر روی رقم بادامی زرد انجام شد. گیاهان در هفته ۲۵ از سطح خاک جدا شده و غلظت عناصر سدیم، پتاسیم، فسفر و روی در عصاره های به دست آمده از برگ، ساقه و ریشه تعیین گردید.

نتایج و بحث

با افزایش شوری، غلظت سدیم برگ، ساقه و ریشه با افزایش معنی داری همراه بود که این افزایش در غلظت سدیم برگ به مراتب بیشتر از افزایش غلظت سدیم در ساقه و ریشه می باشد (شکل ۱). افزایش روی، غلظت سدیم را در برگ، ساقه و ریشه کاهش داد. با افزایش روی مصرفی از صفر به ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک، غلظت سدیم نسبت به شاهد در برگ ۱۵ درصد، در ساقه ۲۴ درصد و در ریشه ۲۵ درصد کاهش یافت که شاید علت این امر، ایجاد رقابت بین روی و سدیم برای جذب توسط گیاه باشد. با افزایش شوری غلظت پتاسیم برگ نسبت به شاهد به طور معنی داری کاهش یافت اما با افزایش شوری، غلظت پتاسیم ساقه و ریشه نسبت به شاهد افزایش معنی دار نشان داد که احتمال می‌رود علت این امر ایجاد اختلال در انتقال پتاسیم از ریشه و ساقه به برگ با افزایش شوری باشد. افزایش

سطوح روی، منجر به افزایش غلظت پتاسیم در برگ و ریشه گردید، اما افزایش سطوح روی بر غلظت پتاسیم ساقه تأثیر معنی‌داری نداشت. افزایش شوری سبب کاهش معنی‌دار غلظت روی برگ گردید. به طوری که در سطوح شوری ۱۰۰۰، ۲۰۰۰ و ۳۰۰۰ میلی گرم کلرید سدیم در کیلوگرم خاک، غلظت روی برگ نسبت به شاهد ۱۲، ۱۵ و ۱۲ درصد کاهش یافت. چنین روندی در مورد غلظت روی ساقه نیز قابل مشاهده است. غلظت روی ریشه با افزایش شوری تا سطح ۲۰۰۰ میلی گرم کلرید سدیم در کیلوگرم خاک، نسبت به شاهد بدون تغییر باقی ماند. اما در سطح شوری ۳۰۰۰ میلی گرم کلرید سدیم در کیلوگرم خاک، غلظت روی ریشه نسبت به شاهد ۲۰ درصد افزایش نشان داد. این نتایج نشان می‌دهد که در شرایط شور انتقال روی از ریشه به شاخسار تا حدودی تحت تأثیر قرار می‌گیرد. همان طور که انتظار می‌رود مصرف روی باعث افزایش معنی‌دار غلظت روی برگ، ساقه و ریشه گردیده است. با افزایش شوری، غلظت فسفر برگ به طور معنی‌داری کاهش یافت. افزایش شوری در سطوح ۱۰۰۰ و ۲۰۰۰ میلی گرم کلرید سدیم در کیلوگرم خاک، غلظت فسفر ساقه و ریشه را نسبت به شاهد کاهش داد. شوری ۳۰۰۰ میلی گرم کلرید سدیم در کیلوگرم خاک، تأثیر معنی‌داری بر غلظت فسفر ساقه و ریشه نداشت. افزایش روی، سبب کاهش معنی‌دار غلظت فسفر برگ و ساقه گردید. این در حالی است که افزایش روی، تأثیر معنی‌داری بر غلظت فسفر ریشه نداشت. نتایج حاصله نشان می‌دهد که کاربرد روی با کاهش غلظت سدیم تا حدودی مقاومت نسبی نهال‌های پسته به تنش شوری را افزایش می‌دهد.



شکل ۱- تأثیر کاربرد روی بر غلظت سدیم برگ، ساقه و ریشه

منابع

- [1] Ferguson, L., J. A. Poss, S. R. Grattan, G. M. Grieve, D. Wang, C. Wilson, T. J. Donvan, and C. T. Chao. 2002. Pistachio rootstocks influence scion growth and ion relations under salinity and boron stress. *J. Am. Soc. Hort. Sci.* 127:194-199.
- [2] Grattan, S. R., and C. M. Grieve. 1999. Mineral nutrient acquisition and response by plant grown in saline environments. *In: Handbook of Plant and Crop Stress* ed. Pessarakli, M., pp.203-229. Marcel Dekker, New York.
- [3] Maas, E. V., and S. R. Grattan. 1999. Crop yields as affected by salinity. *In: Handbook of Plant and Crop Stress* ed. Pessarakli, M., pp.55-108. Marcel Dekker, New York.

تأثیر بقایای گیاهی بر سینتیک رهاسازی عنصر سرب در خاکهای آلوده شده.

لیلا روستایی^۱ و محسن جلالی^۲

کارشناس ارشد خاکشناسی^۱ و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بو علی سینا همدان^۲

مقدمه

فلزات سنگین قابلیت آلودگی محیط زیست و اثر بر سلامتی انسان، از طریق آلودگی آبهای زیرزمینی و آبهای سطحی حتی در غلظت‌های بسیار پایین را دارند [۵]. قابلیت حرکت فلزات سنگین در خاک در مقایسه با فلزات دیگر کمتر می‌باشد در نتیجه کانی‌های خاک ظرفیت بیشتری برای جذب فلزات سنگین دارند. زمان اقامت به طور مستقیم قابلیت دسترسی عناصر سنگین را در خاک کاهش می‌دهد. واکنش‌های مختلفی بین عناصر سنگین و خاک صورت می‌گیرد، که عموماً شامل کمپلکس شدن، جذب سطحی، واکنش‌های تبادلی، کلاته شدن و رسوب یون‌های فلزی در سطح ذرات خاک یا انتشار در داخل منافذ درشت یا منافذ ریز می‌باشد و از شکل محلول به شکل کم محلول در می‌آیند [۱،۳]. روش عصاره‌گیری متوالی به طور گسترده‌ای برای تخمین مقدار و نسبت فلزات در خاک و پیش‌گویی قابلیت دسترسی و آبشویی فلزات در خاک مورد استفاده می‌باشد. کاربرد بقایای آلی به عنوان منبعی از مواد آلی یک فعالیت معمول برای بهبود ویژگی‌های خاک است. بنابراین آزمایش‌های تأثیر زمان، بر رهاسازی فلزات سنگین برای فهمیدن رفتارهای محتمل محیطی فلزات سنگین و پیش‌گویی درست و دقیق پتانسیل قابل دسترس آنها در خاک‌ها لازم و ضروری است.

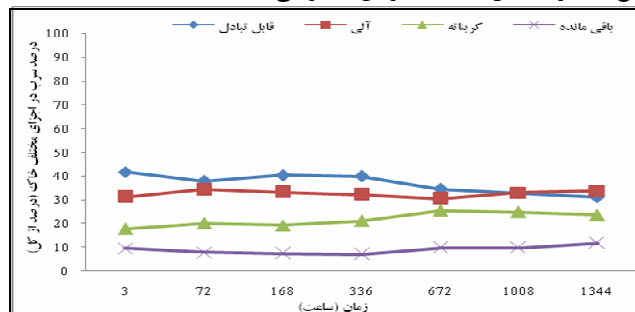
مواد و روشها

به نمونه‌های خاک‌هایی که از عمق ۲۰-۰ سانتیمتری مناطق مختلف استان همدان انتخاب شده بودند مقدار مشخصی از عنصر سرب و بقایای گیاهی (کلش گندم، کلش آفتابگردان و کلش کلزا) افزوده گردید. برای آلوده کردن خاک‌ها به ترتیب ۲۰۰ میلی گرم سرب بر کیلوگرم خاک اضافه شد. سپس رطوبت نمونه‌های خاک به رطوبت گنجایش زراعی افزایش یافت و در این رطوبت حفظ شدند. به مقدار ۲ درصد وزنی از بقایای گیاهی به نمونه‌های خاک اضافه شد. سپس این نمونه‌ها در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد در انکوباتور قرار داده شدند. در زمانهای انکوباسیون ۳، ۴، ۷، ۱۴، ۲۸، ۴۲ و ۵۶ روز مقدار سرب در اجزای مختلف خاک‌ها با استفاده از روش عصاره‌گیری متوالی روش اسپوزیتو [۷] بررسی شد.

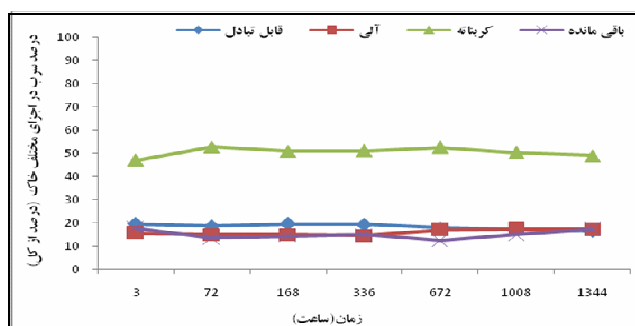
نتایج و بحث

نتایج جزءبندی خاک‌های مورد مطالعه در خاک‌های طبیعی که عنصر سرب و بقایا را دریافت نکرده بودند نشان داد که میزان سرب در جزء تبادلی با گذشت زمان کاهش پیدا کرد و جزء باقیمانده و معدنی افزایش یافت (شکل ۱). در خاک‌های آلوده شده به عنصر سرب در اجزاء مختلف خاک میزان سرب افزایش یافت، بیشترین افزایش در جزء کربنات خاک صورت گرفت که با گذشت زمان میزان سرب در اجزاء کربنات و تبادلی کاهش یافت و در جزء باقیمانده افزایش یافت و در فاز آلی تغییر معنی داری مشاهده نشد (شکل ۲). بقایای گیاهی غلظت سرب را در اجزاء تبادلی و آلی در خاک‌های آلوده افزایش دادند که با گذشت زمان غلظت سرب در جزء تبادلی کاهش و غلظت سرب در جزء باقیمانده افزایش می‌یابد (شکل ۳). نتایج بدست آمده با نتایج سایر محققان مقایسه گردید. اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲) بیشترین مقدار سرب را در جزء کربنات گزارش کردند. لو و همکاران (۲۰۰۵) و جلالی و وارسته (۲۰۰۸) کاهش سرب در جزء تبادلی و افزایش در جزء باقیمانده در طی زمان را گزارش کردند. کلمنته و برنال (۲۰۰۶) عنوان کردند: میزان سرب در طی زمان در جزء کربنات کاهش و در جزء

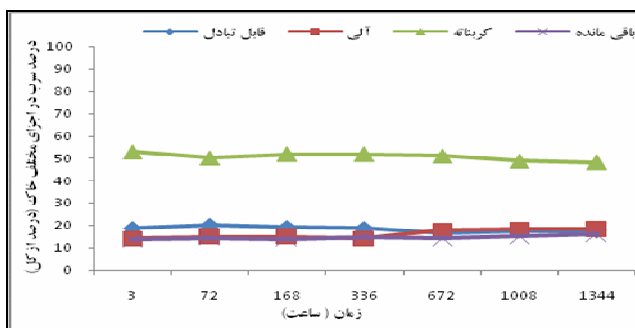
باقیمانده افزایش نشان می دهد. بنابراین افزودن بقایای آلی در خاک‌های آلوده بر توزیع سرب در اجزاء مختلف تأثیر دارد و اثرات آنها بر توزیع عناصر سنگین با گذشت زمان تغییر می‌یابد.



شکل ۱: رابطه بین غلظت سرب در اجزاء مختلف خاک طبیعی (آلوده نشده) با زمان



شکل ۲: رابطه بین غلظت سرب در اجزاء مختلف خاک آلوده شده با زمان



شکل ۳: رابطه بین غلظت سرب در اجزاء مختلف خاک آلوده و تیمار شده با کلش گندم

منابع

- [1] Brallier, S., Harrison, R.B., Henry, C.L., Dongsen., 1996. Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni, and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously. *Water Air Soil Pollut.* 86, 195-206
- [2] Clemente, R. and Bernal, M. P. (2006). "Fractionation of heavy metals and distribution of organic carbon in two contaminated soils amended with humic acids". *Chemosphere.* 64: 1264-1273.
- [3] Fangueiro, D., Bermnod, A., Santos, E., Carapuca, H., Duarte, A., 2005. Kinetic approach to heavy metal mobilization assessment in sediments: choose of kinetic equations and models to achieve maximum information. *Talanta* 66, 844-857.

-
- [4] Jalali, M. and Khanlari, Z. V., (2008). "Effect of aging process on the fractionation of heavy metals in some calcareous soils of Iran." *Geoderma*. 134: 26-40.
- [5] Kim, I.S., Choi, Y.S, Jang. A., 1997. Remediation of polluted soil and sediment. Perspectives and failures. Proceedings of first international conference on contaminated restoration, Ljublijan, Slovenia, pp. 83-90.
- [6] Lu, A., Zhang, S., and Shan, X. (2005). "Time effect on th fractionation of heavy metals". *Goderma* 125: 225-234.
- [7] 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 soild phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:260-264.

سینتیک رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی با استفاده از اسید اگزالیک رقیق در برخی از خاکهای زراعی استان گلستان

مهدی بحرینی طوحان، اسماعیل دردی پور و فرهاد خرماالی

بترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، استادیار و دانشیار گروه خاکشناسی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

پتاسیم اهمیت بسزایی در رشد گیاهان دارد و جزو عناصر ضروری برای تولید محصولات زراعی محسوب می گردد. در اثر کشت متمرکز و مداوم، پتاسیم تبادلی خاکها تخلیه می گردد. پتاسیم در خاک معمولاً به اشکال کانی، غیر تبادلی، تبادلی و محلول وجود دارد و بین این اشکال رابطه تعادلی وجود دارد. پتاسیم غیر تبادلی شامل پتاسیم کند جذب بوده که در فضای بین لایه ای رسهای ۲:۱ قرار دارد. زمانیکه پتاسیم محلول و تبادلی در اثر جذب گیاه و یا آبشویی کاهش یابد، پتاسیم غیر تبادلی آزاد می گردد. پتاسیم غیر تبادلی در بعضی از خاکها تحت شرایط خاصی آزاد شده و نقش مهمی در تغذیه گیاهان دارد (۵، ۲، ۳). پتاسیم بین لایه ای منبع عمده در کنترل فراهمی پتاسیم در خاک در طولانی مدت می باشد (۱). قابلیت جذب پتاسیم غیر تبادلی بستگی به مقدار پتاسیم بین لایه ای ندارد و عمدتاً وابسته به شدت رهاسازی می باشد. جهت مطالعه سینتیک رهاسازی پتاسیم از عصاره گیرهای مختلف استفاده می شود. همچنین به منظور توصیف سینتیک رهاسازی پتاسیم از معادلات مختلف استفاده می گردد. اطلاعات در رابطه با شدت رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی از خاکهای استان گلستان وجود ندارد. لذا اهداف این تحقیق عبارتند از: مطالعه سینتیک رهاسازی پتاسیم با استفاده از اسید اگزالیک و نیز استفاده از معادلات سینتیکی جهت توصیف رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی از خاکهای غالب زراعی استان گلستان.

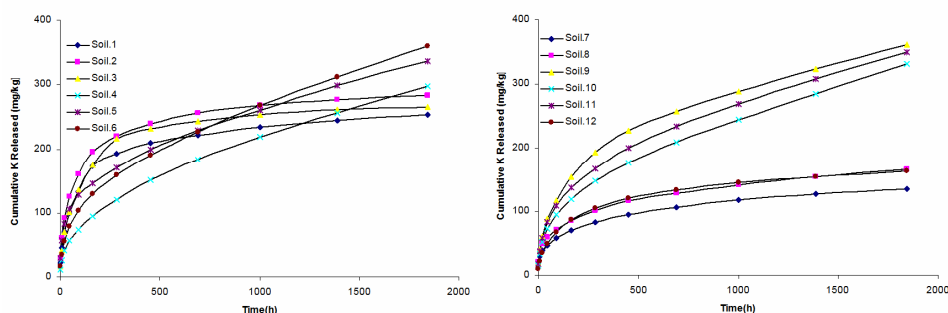
مواد و روشها

دوازده نمونه خاک سطحی از مناطق مختلف زراعی استان گلستان از عمق ۳۰-۰ سانتی متری انتخاب گردید. نمونه ها هوا خشک و از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. پس از انتقال به آزمایشگاه برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکها بر طبق روشهای معمول آزمایشگاهی تعیین گردید. مطالعه سینتیک رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی بر روی نمونه های اشباع از کلسیم و با استفاده از عصاره گیری متوالی با اسید اگزالیک یک صدم مولار صورت گرفت. یک گرم نمونه (در چهار تکرار) از خاک اشباع شده با کلسیم را در لوله سانتریفوژ ریخته و به آن ۱۰ میلی لیتر از محلول فوق اضافه گردید. نمونه ها از ۲ تا ۱۸۴۴ ساعت در انکوباتور در دمای ۲۷ درجه سانتیگراد نگهداری شدند. نمونه ها به مدت یک ساعت در هر بار اضافه کردن محلول جدید و یک ساعت قبل از پایان دوره از انکوباتور خارج شده و شیکر شدند، سپس با استفاده از سانتریفوژ صاف و عصاره حاصل جمع آوری گردید. سپس محلول جدید به آنها اضافه می شد. به طور کلی در فواصل زمانی ۲، ۶، ۱۲، ۲۴، ۴۸، ۷۲، ۱۲۰، ۱۶۸، ۲۴۰، ۳۱۲، ۳۸۴، ۴۵۶ ساعت عصاره گیری به ترتیبی که ذکر شد، انجام گرفت. غلظت پتاسیم در عصاره های جمع آوری شده با استفاده از دستگاه فلیم فتومتر اندازه گیری گردید. پنج معادله سینتیکی مرتبه اول، مرتبه صفر، توانی، الویچ ساده شده و پخشیدگی پارابولیکی جهت بررسی سرعت رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی از خاکها مورد برازش قرار گرفتند. برای انتخاب بهترین معادله، با مقایسه ضریب همبستگی (r^2) و خطای معیار تخمین (SE) محاسبه شده برای هر معادله، معادله ای که بیشترین ضریب همبستگی و کمترین خطای معیار تخمین را دارا باشد به عنوان بهترین معادله در توجیه رهاسازی پتاسیم از خاکها شناخته می شود.

نتایج و بحث

خاکهای مورد مطالعه دارای مقادیر مختلفی از شن، سیلت و رس می باشند. دامنه تغییرات درصد رس خاک ها از ۲۴ تا ۴۵ درصد، سیلت خاکها بین ۴۰ تا ۶۵ درصد و شن خاکهای مورد بررسی بین ۶ تا ۲۸ درصد می باشد. حدود تغییرات پ- هاش خاکها بین ۶/۹ تا ۷/۴ می باشد، خاک های مورد مطالعه از لحاظ شوری مشکلی نداشته و در محدوده مناسبی قرار دارند. دامنه ظرفیت تبادل کاتیونی خاکها از ۲۳/۵ تا ۳۰/۴ سانتی مول در کیلو گرم خاک می باشد. بیشترین و کمترین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک ها به ترتیب مربوط به سری گالیکش و صوفیان میباشد که می توان به نوع رس و میزان ماده آلی آنها نسبت داد. به غیر از سری حاجی کلاته که در راسته انتی سولز قرار دارد و درصد پایین رس آن به همین دلیل می باشد، بقیه سری ها در راسته اینسپتی سولز و مالی سولز قرار دارند که تکامل یافته ترند.

دامنه تغییرات پتاسیم عصاره گیری شده با اسید اگزالیك از ۱۳۵ (سری حاجی کلاته) تا ۳۶۱ (سری علی آباد) با میانگین ۲۷۵ میلی گرم در کیلو گرم خاک می باشد. اختلاف در میزان رها سازی در خاک ها را می توان به نوع، میزان و اندازه ذرات کانیهای حاوی پتاسیم موجود در بخش رس، سیلت و شن و همچنین درصد ماده آلی خاکها نسبت داد، رها سازی بیشتر در سری علی آباد را میتوان به درصد بالای رس، سیلت و احتمالاً حضور کانی غالب میکای تری اکتا هدرال در آن نسبت داد. در سری حاجی کلاته که کمترین میزان رها سازی را به خود اختصاص داد کانی غالب مخلوط میکا- اسمکتیت می باشد که این کانیها فاقد پتاسیم بین لایه ای هستند، چرا که یکی از عوامل مهم در افزایش ثابت سرعت رها سازی مقدار کانی های ایلیت تری اکتا هدرال در خاک است هر چند مقدار رس نیز در این سری پایین است. بنابر اعتقاد هوندال (۱۹۹۳) ثابت رها سازی بالا در خاکهای مورد مطالعه او بیشتر به علت حضور ایلیت تری اکتا هدرال است. منحنی تجمعی پتاسیم آزاد شده در خاکها شامل دو بخش می گردد، بخش اول که حالت منحنی دارد و مربوط به رها سازی پتاسیم لبه ای بوده و بخش دوم که خطی بوده و مربوط به رها سازی پتاسیم از مکانهای بین لایه ای می باشد (شکل ۱). توفیقی (۱۹۹۷) نیز با مطالعه سرعت رها سازی پتاسیم غیر تبدالی در خاکها توسط تترا فنیل بران سدیم گزارش نمود که سرعت رها سازی در ابتدا زیاد و سپس به تدریج کم می شود. با توجه به شکل (۱)، خاکها بر اساس میزان پتاسیم تجمعی رها شده در سه گروه کمتر از ۲۰۰، ۲۰۰-۳۰۰ و بیشتر از ۳۰۰ میلی گرم در کیلو گرم خاک قرار دارند. که در گروه اول سری های حاجی کلاته، بهلکه و رحمت آباد، در گروه دوم دهنه، صوفیان، مینودشت و گالیکش و در گروه سوم رامیان، دلدن، علی آباد، کردکوی و هاشم آباد قرار گرفتند، که از لحاظ درصد رس، ماده آلی و نوع کانی، در هر گروه تشابه زیادی دارند. معادلات مرتبه صفر، مرتبه اول و توانی نتوانستند به خوبی معادلات پارابولیک و الوویچ، آزاد شدن پتاسیم غیر تبدالی را توصیف کنند.



شکل ۱- منحنی رها سازی تجمعی پتاسیم با عصاره گیری متوالی با اسید اگزالیك در خاکهای مورد مطالعه

(نمونه های خاک به ترتیب از ۱ تا ۱۲ شامل سری های دهنه، صوفیان، مینودشت، گالیکش، رامیان، دلدن، حاجی کلاته، بهلکه، علی آباد، کردکوی، هاشم آباد و رحمت آباد میباشد)

منابع

- Cox, A. E. Joem, B. C., Brouder, S. M. and Gao, D. 1999. Plant – available potassium assessment with modified sodium tetraphenylboron method. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol 63:902-911.
- Hundal, I. S. and Pasricha, N. S. 1993. Non-exchangeable potassium release kinetics in illitic silt profiles. *Soil Sci.* 156: 34-41.
- Mengel, K. and Uhlenbecker .1993. Determination of available interlayer potassium and its uptake by ryegrass . *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:561- 566.
- Rahmatulla, B. Z., Shaikh, M., Gill, A. and Salin, M. 1994. Bioavailable potassium in river- bed sediments and release of interlayer potassium in irrigated arid soil . *Soil Use and Management* . 10 43- 46.
- Rao, Ch. S., Swarup, A., Rao, A. S. and Gopal, V. 1999. Kinetics of nonexchangeable potassium release from a Tropaquept as influenced by long- term cropping, fertilisation , and manuring . *Aust J. Soil Res.*, 317-328.
- Richards, J. E., Bates, T. E. and Sheppard, S. C. 1988. Studies on the potassium supplying capacities of southern Ontario soils: I. Field and greenhouse experiments . *Can. J. Soil Sci.* 68:183- 197.
- Song, S. K. and Huang, P. M. 1988. Dynamics of potassium release from potassium bearing minerals as influenced by oxalic and citric acids . *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 383-390 .
- Tofiqi, H., 1997. Potassium kinetics release from rice field soils of Iran North. Comparison and assessment first order, zero order and parabolic diffusion kinetics model. *Journal of Iran Agricultural Science.* 26(4): 27-41.

اهمیت و تأثیر اسیدهای آلی موجود در ریزوسفر بر رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی

مهدی بحرینی طوحان و اسماعیل دردی پور

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

نقش پتاسیم غیر تبادلی خاک در تأمین پتاسیم مورد نیاز گیاه به عوامل مختلفی مانند نوع، میزان پتاسیم درکانی و فراوانی کانی های 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 (۷). کانیهای رسی دارای موقعیت های مختلفی برای نگهداری پتاسیم می باشند که شامل سطح، لبه ها و لایه های داخلی می باشند که رهاسازی پتاسیم از هر کدام از این موقعیت ها با توجه به نوع عصاره گیر متفاوت می باشد. پتاسیم موجود در روی سطوح با عمل تبادل به راحتی خارج می شود، در حالیکه پتاسیم موجود در روی لبه ها و لایه های داخلی کانی ها به انرژی بیشتری جهت خارج شدن نیاز دارند (۸،۳،۲). از میان فاکتورهای مؤثر در رهاسازی پتاسیم، اسیدهای آلی که کمتر مورد توجه قرار گرفتند، از طریق تشکیل کمپلکس های آلی - فلزی، هوادیدگی کانی ها و سنگ ها را آسان می سازند، توانایی خارج کردن پتاسیم و سایر کاتیونهای ساختمانی توسط اسید ها را می توان به یون H^+ و لیگاند های آلی حاصل از تجزیه اسید ها نسبت داد. اسیدهای آلی در خاک در نتیجه فرآیندهای نظیر فعالیت های ریزوسفری، متابولیسم میکروبی، تجزیه بقایای حیوانی و گیاهی و مواد هومیکی خاک به وجود می آیند (۴).

مواد و روش ها

هدف از این تحقیق بررسی اهمیت اسیدهای آلی موجود در ریزوسفر بر رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی از خاک ها می باشد. به این منظور از دو عصاره گیر اسید اگزالیک (اسید آلی که در ریزوسفر از نظر کمیت بیشترین می باشد) و کلرید کلسیم (به عنوان شاهد) با غلظت ۰/۱ مولار استفاده شد. برای هر عصاره گیر از خاک های اشباع شده با کلسیم یک گرم توزین و ده میلی لیتر از هر کدام از عصاره گیرها اضافه گردید (چهار تکرار)، پس از ۳۰ دقیقه مخلوط نمودن، نمونه ها به انکوباتور با دمای ثابت ۲۷ درجه سانتی گراد منتقل شدند. پس از گذشت دو ساعت از افزودن عصاره گیرها، نمونه ها از انکوباتور خارج شده و با ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفوژ شد و عصاره رویی برای اندازه گیری غلظت پتاسیم رهاسازی شده با دستگاه فلیم فتومتر جمع آوری گردید. سپس بلافاصله ۱۰ میلی لیتر دیگر عصاره اضافه گردید و به مدت ۳۰ دقیقه تکان داده شدند و به انکوباتور منتقل شدند. در فواصل زمانی ۲، ۶، ۱۲، ۲۴، ۴۸، ۷۲، ۱۲۰، ۱۶۸، ۳۱۲، ۳۸۴، ۴۵۶ ساعت عصاره گیری به ترتیبی که ذکر شد، انجام گرفت. پنج مدل سینتیکی مرتبه اول، مرتبه صفر، الوویچ ساده شده، انتشار هذلولی و تابع نمایی برای برازش داده ها، مورد استفاده قرار گرفتند.

نتایج و بحث

نتیجه تجزیه واریانس نشان داد که اثر عصاره گیر، خاک و اثر متقابل آنها بر میزان پتاسیم رهاسازی شده معنی دار بود. معنی دار بودن اثر متقابل بیانگر این مطلب است که عصاره گیرهای مختلف واکنش متفاوتی در خاکهای مختلف نسبت به رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی دارند. از آنجایی که مکانیزم عمل یون کلسیم جانشینی می باشد، یون کلسیم به علت اندازه و انرژی هیدراتاسیون بالایی که نسبت به یون پتاسیم دارد به سختی می تواند با پتاسیم های بین لایه ای تبادل شود به طوری که اسید اگزالیک در پایان آزمایش نسبت به کلرید کلسیم در رهاسازی پتاسیم قوی تر نشان داد. دامنه تغییرات پتاسیم غیر تبادلی عصاره گیری شده با کلرید کلسیم ۶۷ تا ۱۷۰ میلی گرم در کیلو گرم خاک بود در

حالی که با اسید اگزالیک این دامنه تغییرات بین ۱۳۵ تا ۳۶۱ میلی گرم در کیلو گرم خاک می باشد. همانطور که در جدول (۱) مشاهده می شود کلرید کلسیم بر خلاف اسید اگزالیک در مرحله اول، رهاسازی بیشتری نسبت به مرحله دوم داشت یا به عبارت دیگر اختلاف عصاره گیرها در مرحله دوم رهاسازی که رهاسازی از پتاسیم بین لایه‌ای می باشد بیشتر نمایان شده است، که دال براهمیت و قدرت بیشتر اسید اگزالیک در رهاسازی از پتاسیم بین لایه‌ای می باشد. توانایی اسید اگزالیک در رهاسازی پتاسیم را می توان به یون های هیدروژن و کمپلکس لیگاند های آلی تولید شده حاصل از تجزیه آن در محلول خاک نسبت داد. در مورد مکانیزم عمل اسید اگزالیک دو احتمال تبادل و یا تخریب کانی وجود دارد (۸،۶). بدیهی است به دلیل تفاوت درصد رس و سیلت و همچنین تفاوت نوع و مقدار کانیهای رسی در بخش سیلت و رس، درجه تخلیه خاکها از پتاسیم در خاکهای مطالعه شده، مقدار پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده از خاکها متفاوت می باشد. نتایج تجزیه های آماری نشان داد که پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده پس از پایان آزمایش همبستگی معنی داری با درصد سیلت و رس ندارد، این نتیجه می تواند نشان دهنده تفاوت نوع کانیهای رسی و مرحله هوادیدگی کانیها در خاکها باشد (۸). با اسید اگزالیک معادلات پارابولیک و الووچ و در روش عصاره گیری با کلرید کلسیم معادلات الووچ، توانی و مرتبه اول دارای ضریب همبستگی بیشتر و خطای معیار تخمین کمتری بوده و در نتیجه به طور رضایت بخشی روند رهاسازی را توجیه کردند.

جدول ۱- میزان رهاسازی پتاسیم توسط عصاره گیرها در دو مرحله

ناک	نام سری	پتاسیم لیه‌ای		پتاسیم بین لایه‌ای	
		کلرید کلسیم ۰.۱ مولار	اسید اگزالیک ۰.۱ مولار	کلرید کلسیم ۰.۱ مولار	اسید اگزالیک ۰.۱ مولار
دهنه (Typic Calcixerolls)	۸۱	۸۱	۴۸	۱۷۳	
صوفیان (Typic Calcixerepts)	۷۸	۸۸	۴۰	۱۹۵	
مینودشت (Typic Calcixerolls)	۸۳	۹۱	۴۵	۱۷۴	
گالیکش (Typic Haploxerolls)	۷۱	۹۴	۳۸	۲۰۴	
رامیان (Typic Haploxerolls)	۶۸	۱۴۷	۳۵	۱۹۰	
دلند (Typic Clacixerepts)	۷۹	۱۳۰	۲۷	۲۳۰	
حاجی کلاته (Typic Xerorthents)	۶۵	۷۱	۴۰	۶۴	
بهلکه (Typic Haploxerepts)	۸۱	۸۵	۴۹	۸۰	
علی آباد (Typic Haploxerepts)	۹۰	۱۵۴	۴۵	۲۰۷	
کرد کوی (Typic Endoaquepts)	۷۶	۱۲۰	۳۸	۲۱۱	
هاشم آباد (Typic Endoaquepts)	۱۱۲	۱۳۷	۵۸	۲۱۲	
رحمت آباد (Typic Calcixerolls)	۴۸	۸۷	۲۰	۷۶	

منابع

- Jalali, M. 2005. Release kinetics of non-exchangeable potassium in calcareous soils. *Commun. Soil Sci. and Plan Anal.* 36: 1903-1917.
- Jalali, M. 2006. Kinetics of non-exchangeable potassium release and availability in some calcareous soils o western Iran. *Geoderma*. 135: 63-71.
- Kononova, M. M., Aleksandrova, I. V. and Titova, N. A. 1964. Decomposition of silicates by organic substance in the soil. *Soviet Soil Sci. (English Translation)*. 1005-1014.
- Song, S. K. and Huang, P. M. 1988. Dynamics of Potassium Release from Potassium-Bearing Minerals a influenced by Oxalic and Citric Acids. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 383-390.
- Srinivasa Rao, C., Datta, S. P., Subba Rao, A., Sing, S. P. and Takkar, P. N. 1997. Kinetics of non-exchangeable potassium release by organic acids from mineralogically different soils. *Journal of the Indian Society of Soil Science*. 45: 728-734.
- Steffens, D. and Sparks, D. L., 1997. Kinetics of nonexchangeable ammonium release from soils. *Soil Sci. Soc. Am., Madison, WI*, pp. 201-276.
- Zarabi, M., Jalali, M. and Mahdavi-Hajiloyi, Sh. 2006. Kinetics of non-exchangeable potassium release by malic acid in selected soils of Hamadan Province. *Journal of Iran Agriculture Sci.* 27(6): 951-964.

مقایسه توانایی اسیدهای آلی در آزادسازی پتاسیم غیر تبادلی از خاکهای حاوی کانیهای پتاسیم دار

مهدی بحرینی طوحان و اسماعیل دردی پور

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

وقتی میزان پتاسیم تبادلی به سطح بحرانی رسید جذب بیشتر توسط گیاه، با سرعتی که پتاسیم از فرم غیرتبادلی آزاد می شود تنظیم می گردد (ملکوتی و همایی، ۲۰۰۵). رهاسازی پتاسیم از فرم غیر تبادلی در مناطقی که پاسخ گیاهان به کود پتاسیمی ضعیف است از اهمیت بالایی برخوردار است. از میان فاکتورهای مؤثر در رهاسازی پتاسیم غیر تبادلی، اسیدهای آلی که کمتر مورد توجه قرار گرفته اند، علاوه بر کاهش pH از طریق تشکیل کمپلکس های آلی - فلزی، هوادیدگی کانی ها و سنگ ها را آسان می سازند، این فرآیند طبیعی (ترشح اسیدهای آلی از ریشه) به عنوان مکانیسمی برای رفع کمبود عناصر غذایی در خاک دریچه جدیدی را در توسعه استراتژی های جدید برای دستیابی به کشاورزی پایدار در خاکهای حاوی کانیهای پتاسیم دار باز نموده است. اسیدهای آلی از آنجایی که دارای قدرت هماتفت کنندگی بالایی می باشند، در بعضی موارد نقش واضحی در رهاسازی پتاسیم تثبیت شده دارند. غلظت این اسیدها در محلول خاک بین ۰/۰۵ تا ۵ مول بر متر مکعب می باشد (کانواآ و همکاران ۱۹۶۴). اسیدهای آلی در خاک در نتیجه فرآیند هایی نظیر فعالیت های ریزوسفری، متابولیسم میکروبی، تجزیه بقایای حیوانی و گیاهی و مواد هومیکی خاک به وجود می آیند (سانگ و هانگ، ۱۹۸۸).

مواد و روش ها

در راستای اهداف این تحقیق دوازده سری خاک سطحی غالب مناطق زراعی جنوب استان گلستان از بین بیست سری خاک نمونه برداری شده انتخاب گردید. به منظور دستیابی به اهداف این تحقیق از دو عصاره گیر اسید اگزالیکی و سیتريک یکصدم مولار که از لحاظ کمیت نسبی بیشترین مقدار را در محلول خاک به خود اختصاص داده اند و به احتمال قوی بر حرکت و وضعیت پتاسیم در خاکها اثر گذار می باشند (سانگ و هانگ، ۱۹۸۸) استفاده شد. برای هر عصاره گیر از خاک های اشباع شده با کلسیم یک گرم توزین و ده میلی لیتر از هر کدام از عصاره گیرها اضافه گردید (چهار تکرار)، پس از ۳۰ دقیقه مخلوط نمودن، نمونه ها به انکوباتور با دمای ثابت ۲۷ درجه سانتی گراد منتقل شدند. پس از گذشت دو ساعت از افزودن عصاره گیرها، نمونه ها از انکوباتور خارج شده و با ۳۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفوژ شد و عصاره رویی برای اندازه گیری غلظت پتاسیم رها شده با دستگاه فلیم فتومتر جمع آوری گردید. سپس بلا فاصله ۱۰ میلی لیتر دیگر عصاره اضافه گردید و به مدت ۳۰ دقیقه تکان داده شدند و به انکوباتور منتقل شدند. در فواصل زمانی ۲، ۶، ۱۲، ۲۴، ۴۸، ۷۲، ۱۲۰، ۱۶۸، ۳۱۲، ۳۸۴، ۴۵۶ ساعت عصاره گیری به ترتیبی که ذکر شد، انجام گرفت. پنج مدل سینتیکی مرتبه اول، مرتبه صفر، الوویچ ساده شده، انتشارهذلولی و تابع نمایی برای برازش داده ها، مورد استفاده قرار گرفتند، در نهایت معادلاتی که بیشترین ضریب همبستگی و کمترین خطای معیار تخمین را داشتند به عنوان بهترین معادله بر روند رهاسازی پتاسیم معرفی شدند.

نتایج و بحث

دامنه تغییرات پتاسیم عصاره گیری شده با اسید اگزالیکی ۱۳۵ تا ۳۶۱ با میانگین ۲۷۵ و با اسید سیتريک ۸۰ تا ۳۱۷ با میانگین ۲۰۸ میلی گرم در کیلو گرم خاک بود. اختلاف در میزان رها سازی در خاک ها را می توان به نوع، میزان و اندازه ذرات کانیهای حاوی پتاسیم موجود در بخش رس، سیلت و شن و همچنین درصد ماده آلی خاکها نسبت داد.

نتیجه تجزیه واریانس نشان داد که اثر عصاره گیر، خاک و اثر متقابل آنها بر میزان پتاسیم رهاسازی شده معنی دار بود. معنی دار بودن اثر متقابل بیانگر این مطلب است که عصاره گیرهای مختلف واکنش متفاوتی در خاکهای مختلف نسبت به رهاسازی پتاسیم غیر تبدالی دارند. توانایی مختلف اسید سیتریک و اگزالیک در رهاسازی پتاسیم غیر تبدالی را میتوان به مقادیر مختلف یونهای هیدروژن و لیگندهای آلی تولید شده از تجزیه این دو اسید نسبت داد (سانگ و هانگ، ۱۹۸۸). رهاسازی پتاسیم علاوه بر نوع کانی، تحت تأثیر نوع اسید آلی نیز می باشد. بیشترین میانگین پتاسیم رها شده مربوط به اسید اگزالیک سپس اسید سیتریک می باشد (جدول ۱). با توجه به pH محلول ۰/۰۱ مولار اسیدهای آلی مذکور، اسید اگزالیک قوی تر می باشد. پلمن و همکاران (۱۹۸۶) دریافتند که سرعت رهاسازی عناصری مثل منیزیم، پتاسیم و آلومینیوم توسط موادی با عوامل کمپلکس کننده با فلزات (اسیدهای آلی) در مقایسه با عوامل فاقد کمپلکس کننده بیشتر می باشد، همچنین گزارش کردند که توانایی مختلف اسیدهای آلی در رهاسازی پتاسیم به موارد زیر بستگی دارد، میزان پخشیدگی اسیدهای آلی در خاک، توانایی پخشیدگی کمپلکس فلز با اسید آلی، زمان تماس اسید با سطح کانی، غلظت اسید در خاک. سانگ و هانگ (۱۹۸۸) نیز در مطالعات خود دلیل تفاوت در توانایی اسید سیتریک و اگزالیک ۰/۰۱ مولار در رهاسازی پتاسیم غیر تبدالی در چهار جز بیوتیت، مسکوویت، میکروکلین و ارتوکلاز در مدت ۳۰ روز را به مقادیر مختلف لیگندهای آلی و یون هیدروژن تولید شده توسط اسیدها و همچنین به قدرت تشکیل کمپلکس توسط لیگاندها ربط دادند. به دلیل عدم وجود همبستگی بین میزان رس و ظرفیت تبادل کاتیونی با پتاسیم عصاره گیری شده با اسید سیتریک و اسید اگزالیک، می توان اینگونه اظهار داشت که علاوه بر مقدار رس خاکها احتمالاً نوع کانیها و مرحله هوادهی کانیها نیز در رهاسازی پتاسیم از خاکها مؤثر می باشد. دلیل همبستگی بین اسید سیتریک با اسید اگزالیک را می توان به مکانیسم مشابه آنها در رهاسازی پتاسیم نسبت داد. بین پتاسیم عصاره گیری شده با اسیدها 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. با توجه به بالا بودن ضرایب تشخیص و کم بودن خطای استاندارد برآورد، سرعت آزاد شدن پتاسیم غیر تبدالی توسط اسید اگزالیک و اسید سیتریک، با معادلات الوویچ و پخشیدگی به خوبی توضیح داده شد. به دلیل آنکه سرعت آزاد شدن پتاسیم غیر تبدالی از معادلات الوویچ و پخشیدگی پیروی می کند، فرآیند آزاد شدن پتاسیم غیر تبدالی از خاکها می تواند متأثر از پدیده پخشیدگی باشد.

جدول ۱- مقایسات گروهی اثر عصاره گیرها و خاک های مختلف بر رها سازی پتاسیم (بر اساس تجزیه کلاستر)

عصاره گیر		اسید اگزالتیک		اسید سیتریک	
شماره گروه	شماره خاکها	میانگین پتاسیم آزاد شده	شماره خاکها	میانگین پتاسیم آزاد شده	شماره خاکها
گروه ۱	۷، ۸، ۱۲	۷، ۸، ۱۲	۷، ۸، ۱۲	۷، ۸، ۱۲	۷، ۸، ۱۲
گروه ۲	۱، ۲، ۳، ۴	۱، ۲، ۳، ۴	۱، ۲، ۳، ۴	۱، ۲، ۳، ۴	۱، ۲، ۳، ۴
گروه ۳	۵، ۶، ۹، ۱۰، ۱۱	۵، ۶، ۹، ۱۰، ۱۱	۵، ۶، ۹، ۱۰، ۱۱	۵، ۶، ۹، ۱۰، ۱۱	۵، ۶، ۹، ۱۰، ۱۱
A۲۷۵		B۲۰۸			
*:حروف کوچک مقایسه میانگین بین هر یک از عصاره گیرها در خاکهای مختلف و حروف بزرگ مقایسه میانگین بین عصاره گیرها در هر خاک					
شماره نمونه	نام سری	شماره نمونه	نام سری	شماره نمونه	نام سری
۱	دهنه (Typic Calcixerolls)	۵	رامیان (Typic Haploxerolls)	۹	علی آباد (Typic Haploxerepts)
۲	صوفیان (Typic Calcixerepts)	۶	دلند (Typic Clacixerepts)	۱۰	کرد کوی (Typic Endoaquepts)
۳	مینودشت (Typic Calcixerolls)	۷	حاجی کلاته (Typic Xerorthents)	۱۱	هاشم آباد (Typic Endoaquepts)
۴	گالیکش (Typic Haploxerolls)	۸	بهلکه (Typic Haploxerepts)	۱۲	رحمت آباد (Typic Calcixerolls)

منابع

- Kononova, M. M., Aleksandrova, I. V. and Titova, N. A. 1964. Decomposition of silicates by organic substances in the soil. Soviet Soil Sci. (English Translation). 1005-1014.
- Malakouti, M. J. and Homaei, M. 2005. Soil fertility of Arid and semi-Arid regions " Difficulties and Solutions. 2nd Edition. Tarbiat Modarres University. 508Pp.

- Pohlman, A. A. and Mccoll, J. 1986. Kinetics of metal dissolution from forest soils by soluble organic Acids. J. Environ. Qual. Vol 15, No.1.
- Song, S. K. and Huang, P. M. 1988. Dynamics of Potassium Release from Potassium-Bearing Mineral as influenced by Oxalic and Citric Acids. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 383-390.

/

جذب مس در یک خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب

محسن زارع^۱، مجید افیونی^۲، کریم عباسپور^۳

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان، ۲- استاد خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان ۳- Swiss Federal Institute for Aquatic Science and Technology, Eawag Ueberlandstr. 133, P.O. Box 611 8600 Duebendorf, Switzerland

مقدمه

جذب فلزات سنگین از فاز محلول توسط سطوح جامد خاک یکی از فرآیندهای مهمی محسوب می‌شود که بر تجمع و تحرک آنها در خاک تاثیر گذار می‌باشد. تاثیر فاکتور جذب بر سرنوشت املاح در خاک بوسیله ضرایب توزیع یا دیرآیی وارد معادلات و مدل های انتقال املاح در خاک می‌شوند. چگونگی توزیع املاح بصورت یونی بین فاز جامد و فاز محلول تابعی از غلظت درسیستم در حال تعادل با فاز جذب کننده و نوع سطح جذب کننده می‌باشد. همدماهای جذب روابطی هستند که کمیت یک جزء جذب شونده را بر روی یک سطح جاذب به عنوان تابعی از غلظت جذب شونده در یک دمای ثابت نشان می‌دهند. بسیاری از محققان به منظور شناخت کامل برهم کنش های دینامیکی در خاک نظیر حرکت املاح کاتیونی و آنیونی، آفت کش ها و مواد غذایی مورد نیاز گیاه به منظور پیش بینی سرنوشت املاح در طی زمان مطالعه سینتیک جذب این واکنش ها را پیشنهاد می کنند(منبع). جذب املاح توسط سطوح ذرات خاک شامل دومرحله یکی جذب سطحی و نفوذ داخلی و یا پخش به درون ساختار داخلی کانی های خاک می‌باشد. الیس و کنزک اظهار می کنند که رس ها قادر به نگهداری عناصر حتی بیش تر از ظرفیت تبادل کاتیونی خود هستند و در برخی موارد بسته به pH خاک رسوب سطحی و نفوذ عمقی نیز رخ می دهد[۲]. همچنین برخی عناصر ممکن است جذب سطحی کربنات های خاک و یا مواد آلی خاک به صورت اختصاصی گردند. هدف از انجام این مطالعه (۱) بررسی نقش مواد آلی در جذب مس در یک خاک آهکی (۲) بررسی اثرات تجمعی و باقیمانده افزودن لجن فاضلاب در خاک بر حداکثر توان جذب و ویژگی های سینتیکی جذب مس توسط خاک بود.

مواد و روشها

این مطالعه در مزرعه تحقیقاتی دانشگاه صنعتی اصفهان واقع در لورک در قالب طرح فاکتوریل با طرح پایه بلوک کامل تصادفی انجام شد. تعدادی کرت با ابعاد ۳*۳ متر با فواصل ۳ متر انتخاب و با لجن فاضلاب در سه سطح ۲۵، ۵۰ و ۱۰ تن در هکتار برای ۲ و ۴ سال متوالی تیمار شد و به ترتیب برای ۴ سال و ۲ سال متوالی بدون تیمار رها شده اند. در پایان سال ششم پس از شروع آزمایش از سه لایه مختلف خاک در عمق های ۰-۳۰، ۳۰-۶۰، ۶۰-۱۰۰ و ۱۰۰-۶۰ نمونه برداری صورت گرفت. درصد ماده آلی، pH، EC و در صد آهک خاک در لایه های مختلف تعیین گردید. آزمایشات ایزوترم های جذب مس در محدوده غلظت صفر تا ۲۰۰۰ میلی گرم در لیتر مس در محلول نیترات مس تهیه شده در بکگرانند نیترات کلسیم ۰/۰۱ مولار در pH تنظیم شده ۶ صورت گرفت. آزمایشات سینتیک جذب در محدوده زمانی ۱۲۰ ساعت مورد مطالعه قرار گرفت و در فواصل زمانی ۳، ۶، ۹، ۱۲، ۱۸، ۲۴، ۳۶، ۴۸، ۷۲ و ۱۲۰ ساعت pH و غلظت مس در محلول تعادلی تعیین گردید[۳]. برازش مدل های جذب و سینتیکی مختلف بر روی داده های جذب مس در غلظت های مختلف تعادلی و زمان های مختلف نمونه برداری شده با استفاده از نرم افزار Excel و فیلد Solver صورت گرفت.

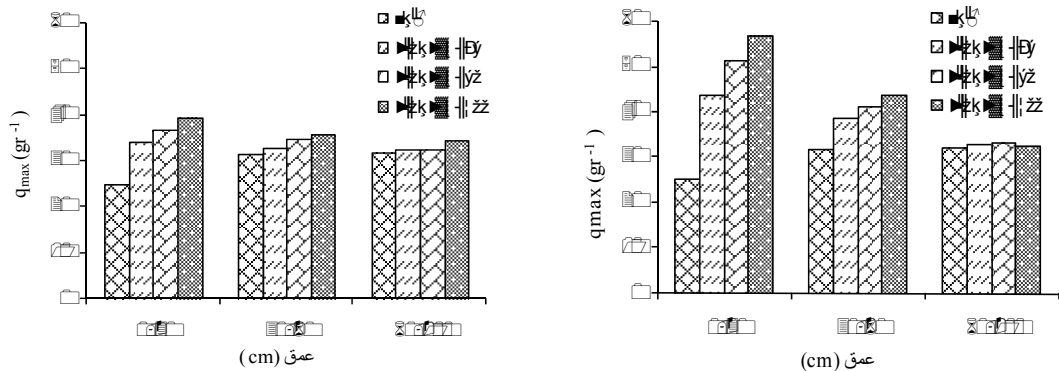
بحث و نتایج

برازش همدماهای جذب سطحی فرنرلیچ و لانگمویر توسط پژوهشگران بساری مورد استفاده قرار گرفته اند. هر دو مدل برازش نسبتاً خوبی را از ضرایب ایزوترم جذب مس در خاک مورد مطالعه ارائه داده اند. در تمام سطوح کاربرد لجن

[1m]Comment: در يك جدول خلاصه نتايج را بياورد.

[2m]Comment: واحد ميزان ؟

فاضلاب با افزایش غلظت مس در فاز تعادلی میزان مس جذب شده توسط فاز جامد خاک افزایش یافت (شکل ۱). حداکثر غلظت مس جذب شده در نمونه های در تعادل با محلول ۲۰۰۰ میلی گرم در لیتر مس به ترتیب ۵۹، ۶۹، ۶۹ و ۷۹ درصد در نمونه شاهد، ۲۵ تن، ۵۰ تن و ۱۰۰ تن که برای ۲ بار متوالی تیمار شده اند و ۵۹، ۷۲، ۸۶ و ۹۲ درصد در کرت هایی که برای ۴ بار متوالی تیمار شده بود. حداکثر توان جذب خاک که توسط مدل لانگمویر برازش یافت اختلاف معنی داری در سطح یک درصد بین سطوح مختلف تیمار لجن فاضلاب، دفعات تیمار و عمق های مختلف پروفیل خاک نشان داد. حداکثر میزان جذب مس در کرت هایی که ۲ بار متوالی تیمار شده اند در لایه سطحی خاک ۲۵/۰، ۳۴/۳۷، ۳۶/۲۵ و ۳۹/۳۷ میلی گرم در کیلوگرم به ترتیب در کرت شاهد، تیمار ۲۵ تن، ۵۰ تن و ۱۰۰ تن و در کرت های که برای ۴ بار متوالی تیمار شده اند به ترتیب ۲۵/۶۶، ۴۳/۸۱، ۵۱/۴۵ و ۵۶/۳۱ میلی گرم در کیلوگرم بود. میزان رس و CEC خاک با افزایش عمق در پروفیل مورد مطالعه افزایش یافته بود. حداکثر توان جذب خاک در تیمار شاهد با افزایش عمق اختلاف معنی داری را نشان داد. حداکثر توان جذب خاک در کرت های ۴ بار تیمار شده در عمق دوم پروفیل خاک افزایش معنی داری را با کرت های که ۲ بار تیمار شده بوده اند نشان داد. اثرات تجمعی افزودن لجن فاضلاب در کرت هایی که ۴ بار تیمار شده اند سبب افزایش ماده آلی خاک و تحرک بخش محلول و قابل حل ترکیبات آلی به قسمت های عمقی پروفیل خاک گردیده است [۱].



شکل ۱- حداکثر توان جذب مس در تیمار های مختلف لجن فاضلاب در کرت های که ۲ بار متوالی تیمار شده اند و برای ۴ سال متوالی بدون تیمار رها شده اند (سمت چپ) و در کرت های که ۴ بار متوالی تیمار شده اند و برای دو سال متوالی بدون تیمار رها شده اند (سمت راست)

چهار مدل سینتیکی الویج، شبه رده دوم، توانی و مدل پارابولیک بر روی داده های جذب مس در طی زمان های مختلف نمونه برداری برازش یافت. مدل سینتیکی شبه دوم بهترین برازش را بر روی داده های جذب مس حاصل نمود. مدل سنتیکی شبه رده دوم سنتیک جذب را توسط رابطه زیر بیان می کند:

$$q_t = \frac{kq_e^2 t}{1 + kq_e t}$$

ضریب ثابت q_e مقدار مس جذب شده در زمان تعادل را نشان می دهد و بیانگر حداکثر توان جذب خاک می باشد و ثابت k بیانگر سرعت واکنش جذب می باشد. با افزایش سطح کاربرد لجن فاضلاب میزان جذب و سرعت جذب افزایش یافته است. مقدار ضریب q_e به ترتیب ۳۸/۸، ۴۳/۳۲، ۴۵/۷۸ و ۴۹/۹ در کرت هایی که برای ۲ بار متوالی با صفر، ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ تن در هکتار تیمار شده اند و به ترتیب ۵۱/۱۳، ۴۶/۹۴ و ۵۱/۴۳ در کرت هایی که برای ۴ بار متوالی تیمار شده اند بود.

- 1-Atanassova, H. and Okazaki, M., 1997. Adsorption-desorption characteristics of high levels of copper in soil clay fraction. *Water Air Soil Pollution*. 98:213-228
- 2- Ellis, B. G. and B. D. Knezek. 1972. Adsorption reaction of micronutrients in soils. Pp. 59-78. In: J. J. Mortvedt et al. (Eds), *Micronutrients in Agriculture*. Soil Sci. Am. Inc., Madison, WI.
- 3-USEPA (1992) Batch type procedures for estimating soil adsorption of chemicals. Report no: EPA/530/SW-87/006F, US Environmental Protection Agency, Washington, DC

بررسی تثبیت پتاسیم در خاکهای باغ های چای گیلان

علی فاطمی چوکامی و مهر سیما مجتبوی

به ترتیب : محقق و کارشناس ارشد مرکز تحقیقات چای کشور و کارشناس ارشد نظام مهندسی کشاورزی و منابع طبیعی گیلان

مقدمه

پتاسیم یکی از عناصر مهم و ضروری از نظر میزان جذب و فعالیت های فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی در گیاه چای محسوب می گردد. پتاسیم با شعاع اتمی بزرگ و شعاع هیدراته کوچکش ، قابلیت جایگیری مناسب در بین لایه های رسی را دارد. این حالت را در اصطلاح تثبیت پتاسیم گویند که در حقیقت ، تله افتادن یون آن در بین لایه های رسی است که این پدیده در تمام رس ها ، یکسان اتفاق نمی افتد و بیشتر در رس های ۲:۱ دیده می شود و در ایلیت به حداکثر خود می رسد (۳). و از آنجائیکه بین پتاسیم قابل جذب (پتاسیم محلول و تبادل) و پتاسیم تثبیت شده بین لایه های رس همواره یک تعادل وجود دارد، هنگامی که خاک تحت کشت و کار قرار می گیرد، به تدریج از مقادیر پتاسیم قابل جذب کاسته می شود این امر موجب تخلیه بیولوژیکی پتاس از بین لایه های رس می گردد لذا در صورت برداشت مداوم پتاسیم توسط گیاه در خاک های زیر کشت فشرده و عدم مصرف کودهای پتاسه ، خطر تخلیه شدید پتاسیم خاک را بدنبال خواهد داشت (۱). از سوی دیگر تثبیت پتاسیم از لحاظ حاصلخیزی و تغذیه گیاه ، در مجموع فرآیندی نافع بوده زیرا از هدر رفت بخشی از پتاسیم در اثر آب شویی جلوگیری می نماید ولی ممکن است در بعضی از خاکهای دارای ظرفیت تثبیت زیاد در کوتاه مدت موجب بروز مشکلاتی گردد (۲). پتاسیم استخراج شده به روش اسات آمونیوم ، مقدار پتاسیم تبدالی را در خاک هایی که دارای مقدار زیادی ور میکولیت هستند بیش از مقدار واقعی نشان می دهد زیرا آمونیوم قادر است پتاسیم نگهداری شده در مناطق گوه ای شکل را نیز آزاد کند (۴) بنا بر این برای خاک هایی که مقدار اسمکتیت ، کائولینت و مواد آلی آنها زیاد اما ایلیت ، ور میکولیت و سایر مینرال های پتاسیم دار آنها کم میباشد ، پتاسیم اندازه گیری شده به این روش شاخص مناسبی برای مقدار پتاسیم قابل استفاده گیاه خواهد بود بر عکس برای خاک های که دارای کانی هایی هستند که منجر به ایجاد تعادل دینامیکی پیچیده می گردند این روش مناسب نیست (۵)

مواد و روش ها

به منظور انجام این تحقیق ، ۲۷ نمونه خاک مرکب از عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتر از باغهای چایکاری گیلان در ۹ سری خاک به نامهای املش ، کرفستان ، مریدان ، کومله ، باغ دشت ، واجارگاه ، کلاچای ، توبین و کبوتر ایکش ، جمع آوری شدند و نمونه ها بعد از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی متری ، برخی از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن ، از قبیل اسید یته ، هدایت الکتریکی ، درصد کربن آلی ، بافت خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی اندازه گیری شدند هم چنین برای تعیین تأثیر غلظت های پتاسیم افزوده شده بر مقدار و درصد تثبیت پتاسیم ، ۱۰ نمونه خاک که از بین ۲۷ نمونه خاک که از نظر درصد رس ، ظرفیت تبادل کاتیونی و به ویژه مقدار و درصد تثبیت پتاسیم متفاوت تر بودند ، انتخاب شدند و در نهایت هفت غلظت مختلف از کلرید پتاسیم (۲۰۰ - ۴۰۰ - ۶۰۰ - ۸۰۰ - ۱۰۰۰ - ۱۲۰۰ میلی گرم پتاسیم در لیتر) به آنها داده شد سپس مقدار تثبیت پتاسیم آنها با دو روش اعصاره گیری کلرید کلسیم یک صدم مولار و اسات آمونیوم یک مولار و با روش خشک ، تعیین گردید . همبستگی مقادیر پتاسیم استخراج شده با دو روش مختلف اعصاره گیری و سایر پارامترها یی مورد نظر در این تحقیق ، بصورت انفرادی با نرم افزار MSTATC و در کنار

یکدیگر با روش رگرسیون پله ای و با استفاده از نرم افزار SPSS تحت ویندوز (با روش stepwise) بررسی و تعیین گردید و همبستگی دو روش مختلف عصاره گیری با یکدیگر با روش مشابه انجام گرفت.

نتایج و بحث

بررسی انجام شده برای تعیین مقدار و درصد تثبیت پتاسیم خاک با روش عصاره گیری استات آمونیوم نشان داد که حداکثر و حداقل مقدار تثبیت پتاسیم به ترتیب ۷۲۱ و ۱۴۹ میلی گرم در کیلو گرم خاک بوده است هم چنین درصد تثبیت پتاسیم در نمونه های مورد آزمایش نیز از ۱۴ تا ۷۰ درصد متغیر بوده است و در خاک های که درصد تثبیت پتاسیم کمتر بوده ، ظرفیت تبادل کاتیونی ، درصد رس و pH خاک کم بوده و در خاکهای دیگر این وضعیت بر عکس بوده است و از سوی دیگر مقدار و درصد تثبیت با روش عصاره گیری کلرید کلسیم نشان داد که مقدار تثبیت در این روش نسبتاً بیشتر از روش استات آمونیوم یک مولار بوده است (حدود ۱/۳ تا ۲/۴ برابر) و حداکثر تثبیت پتاسیم ۷۸۰ و حداقل آن ۳۴۷ میلی گرم بر کیلوگرم خاک بوده است هم چنین درصد تثبیت پتاسیم خاک با این روش (با میانگین ۵۵۸/۷ میلی گرم در کیلوگرم خاک) بیشتر از روش عصاره گیری استات آمونیوم (با میانگین ۳۹۲/۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک) است با وجود اینکه کاتیون کلسیم در عصاره گیر کارید کلسیم قادر به استخراج پتاسیم جذب شده در مکان های تبادلی است ولی چون غلظت این عصاره گیر پایین (یک صدم مولار) نسبت به عصاره گیر استات آمونیوم یک مولار ، پتاسیم کمتری را استخراج نموده است . هم چنین امکان استخراج پتاسیم موجود در مناطق گوه ای شکل و حتی بخشی از پتاسیم بین لایه های کانی های رسی خاک بوسیله آمونیوم و عدم امکان استخراج آن بوسیله کلسیم میتواند علت دیگر این افزایش تثبیت باشد . نتایج مقدار و درصد تثبیت پتاسیم در غلظت مختلف پتاسیم اضافه شده به خاک نشان داده که مقدار تثبیت پتاسیم در خاک در تمام نمونه های خاک با افزایش مقدار پتاسیم خاک بصورت خطی برای هر دو عصاره گیر افزایش یافته است در حالیکه درصد تثبیت در بعضی از خاک ها با افزایش مقدار پتاسیم اضافه شده ، کاهش یافته است لذا به نظر می رسد که تعیین درصد تثبیت پتاسیم در غلظت های معادل کود پتاسیم اضافه شده به خاک ، اطلاعات دقیق تری از وضعیت پتاسیم در خاک را ارائه می دهد چون تعیین مقدار یا درصد تثبیت با روش معمولی که سطح پتاسیم مصرفی در آن بسیار زیاده تر (۱۰۱۶ میلی کرم در کیلوگرم خاک) از مقدار معادل کود اضافه شده به خاک می باشد ، ممکن است نشان دهنده مقدار واقعی درصد تثبیت پتاسیم در خاک نباشد هم چنین از بین پارامتر های خاکی ، ظرفیت تبادل کاتیونی بالاترین ضریب همبستگی را با مقدار تثبیت پتاسیم داشته و پس از آن pH خاک بیشترین ضریب همبستگی را نشان داده است و با توجه به رابطه این دو پارامتر با نوع رس ، می توان نتیجه گیری نمود که نوع رس خاک بیشتر از مقدار رس بر مقدار تثبیت پتاسیم اثر دارد بنابر این بررسی کانی شناسی خاک می تواند کمک زیادی به تشخیص مقدار تثبیت پتاسیم در خاک نماید و در این بین کانی شناسی کمی خاک بیشتر از کانی شناسی کیفی می تواند موثر واقع شود .

منابع

- ۱- صلیحی ، م و نادیان ، ح . ۱۳۷۸ ، مقایسه ظرفیت تثبیت پتاسیم خاکهای کشت شده و کشت نشده (بکر) در استان خوزستان . ششمین کنگره علوم خاک ایران - دانشگاه فردوسی مشهد
- ۲- گلستانی فرد ، ع و توفیقی ، ح . ۱۳۷۸ . بررسی تثبیت پتاسیم در خاکهای شالیزاری شمال ایران . ششمین کنگره علوم خاک ایران - دانشگاه فردوسی مشهد .
- ۳- منوچهری ، س . ۱۳۷۹ . مطالعه اثرات مقادیر و منابع مختلف پتاسیم بر روی کمیت و کیفیت درختان سیب ، پایان نامه کارشناسی ارشد در رشته خاک شناسی - دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات
- 4-Martin , H.W., and D. L . Spark . 1983 . Kinetics of non - exchangeable potassium release from two coastal plainsoils . Soil sci soc . Am J . 47 : 883-887 .

5-Skogley T. E. O. T and V. H Haby . 1981 .Predicting crop responses on high potassium soils of frigid temperature and ustic moisture regims Soil sci . soc Am . J . 45: 533-536

بررسی اثر کشت نیشکر بر خصوصیات شیمیایی آب تالاب شادگان

احمد کوچک زاده^{۱*} و عبدالرحمن یزدی پور^۲

^۱ مربي گروه زراعت، دانشكده كشاورزی، دانشگاه كشاورزی و منابع طبیعی رامین

^۲ مربي پژوهشی جهاد دانشگاهی خوزستان (ACECR)

مقدمه:

نیشکر (*Sacharum officinarum L.*) با نیاز آبی حدود ۲۶۰۰۰ تا ۳۵۰۰۰ مترمکعب در هکتار در سال و مصرف ۳۵۰-۳۰۰ کیلوگرم در هکتار کود نیتروژنه اوره و همین مقدار کود دی‌آمونیم فسفات دارای حداکثر پتانسیل آلودگی آب های زیرزمینی و جاری می‌باشد. در استرالیا مقادیر کودهای نیتروژنه بین ۹۷ تا ۱۶۰ کیلوگرم در هکتار گزارش شد که ۹۵ درصد مقدار نیشکر را تولید کرد (۲). پژوهشگران دریافتند که با افزایش مقدار نیتروژن از ۱۰۰ به ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار، تولید نی از ۱۰۲ به ۱۱۷ تن در هکتار افزایش یافت. با این حال آنها گزارش کردند که با افزایش بیشتر نیتروژن، تولید نی ثابت ماند (۸). در مدل بکار رفته در کشت سیب زمینی وقتی که کود بیش از حد توصیه شده مصرف گردید، در طول فصل رشد گیاه، بیشترین مقدار نیترات شسته شد (۷). گزارش شده است که بین ۴ تا ۶۶ کیلوگرم در هکتار نیترات از اراضی کشاورزی خارج می‌شود که بیشترین مقدار از طریق زهکش‌ها وارد رودخانه شده است (۱). مطالعات نشان داد که انتقال فسفر بیشتر بصورت رسوبات بوده ولی با این حال مقدار خیلی کم بود و حدود ۱ درصد از فسفر داده شده توسط هرز آب از دست رفت (۵). در زهکش‌های زیرزمینی دو مزرعه سیب زمینی، غلظت نیتروژن از ۱/۷ تا ۴۰، فسفر از ۰/۰۰۲ تا ۰/۰۵۲ و پتاسیم از ۲/۹۸ تا ۲۱/۴ میلی گرم در لیتر متغیر بود (۳). در اثر شستشو، عناصری مانند کلسیم، منیزیم و گوگرد کاهش معنی‌داری می‌یابند (۴). اما بعضی از محققین دیگر، تفاوت معنی‌داری در شستشوی کلسیم و منیزیم ندیدند (۶).

۱-۲: مواد و روش‌ها

به دلیل اهمیت تالاب شادگان از نظر شیلاتی، در سال ۷۵-۱۳۷۴ پروژه‌ای در مرکز تحقیقات شیلاتی خوزستان اجرا شد و بعنوان مبنای انتخاب گردید. با توجه به ورود زه آب واحدهای کشت و صنعت نیشکر و صنایع جانبی شرق رودخانه کارون و تغییراتی که در کیفیت آب این تالاب رخ داد، مطالعه ای در سال ۱۳۸۴ تا ۱۳۸۶ صورت گرفت. ۷ نقطه مشخص در منطقه طرح انتخاب و بصورت ماهانه نمونه‌برداری از آب انجام گردید و آزمایشهای شیمیایی بر روی آنها انجام شد و با نتایج ده سال قبل از آن مقایسه آماری شد. همچنین آب زهکش اصلی آزمایش و دبی آن نیز محاسبه گردید.

۱-۳ نتایج و بحث

در بهار و تابستان، آبیاری اراضی تحت کشت نیشکر به اوج می‌رسد و به حدود ۲۲ دور آبیاری در این دو فصل بالغ می‌شود ضمن اینکه بطور متوسط در هر دور آبیاری ۱۲۰۰ متر مکعب در هکتار آب وارد اراضی می‌گردد. با توجه به اینکه ۳۳ درصد (یک سوم) این آب صرف آبیاری املاح خاک می‌شود، انتظار می‌رود که حجم زیادی زه آب از اراضی خارج و مقدار بسیار زیادی از املاح خاک از این طریق نیز وارد زه آب شود. از سال ۱۳۸۰ زهکش اصلی واحدهای کشت و صنعت نیشکر و صنایع جانبی شرق رودخانه کارون به طرف این تالاب منحرف گردید. با توجه به متوسط دبی و شوری زه‌آب این شرکتها که به ترتیب برابر با ۱۵/۸۴ متر مکعب در ثانیه و ۱۶/۹۷ دسی زیمنس بر متر برآورد شد، تغییرات قابل ملاحظه‌ای در کیفیت آب تالاب نسبت به مطالعه سال ۱۳۷۵ رخ داد بطوریکه میانگین شوری از ۸/۸ به ۱۴/۷ دسی زیمنس بر متر رسید که معنی‌دار است. بررسی عناصر مختلف نشان داد که مقدار کلر از ۶۲/۶ به

۱۲۹، سولفات از ۳۱/۸ به ۴۲ میلی اکی والان در لیتر، فسفات از ۰/۶۹ به ۷/۵ و نترات از ۳/۴ به ۷/۳ میلی گرم در لیتر افزایش داشت که معنی دار می باشد. با این وجود تفاوت در مقادیر کلسیم و منیزیم در دو مطالعه معنی دار نبود (جدول ۱).

جدول ۱: میانگین پارامترهای اندازه گیری شده به روش دانکن

سال نمونه- برداری	EC	Ca ⁺²	Mg ⁺²	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	PO ₄ ⁻³	NO ₃ ⁻
۷۵	۸/۸ ^b	۲۶/۴ ^a	۱۸/۷ ^a	۶۲/۶ ^b	۳۱/۸ ^b	۰/۶۹ ^b	۳/۴ ^b
۸۵	۱۴/۷ ^a	۳۰/۳ ^a	۱۸/۹ ^a	۱۲۹ ^a	۴۲ ^a	۷/۵ ^a	۷/۳ ^a

میانگین های با حروف متفاوت در سطح ۵٪ با یکدیگر اختلاف معنی دار دارند.

واحد EC، دی زیمنس بر متر، کلسیم، منیزیم، کلر و سولفات میلی اکی والان در لیتر، فسفات و نترات میلی گرم در لیتر می باشد.

- [1] Jaynes, D.B., J.L. Hatfield and D.W. Meek. 1999. Water quality in walnut Creek watershed: Herbicides and nitrate in surface waters. J. Environ. Qual. 28: 45-49.
- [2] Keating, B. A., K. Verburg, N. I. Huth and M. J. Robertson. 1997. Nitrogen management in intensive agriculture: sugarcane in Australia. In: Keating, B. A. and Wilson, J. R. (Eds). Intensive Sugarcane Production: Meeting the Challenges Beyond 2000. CAB International, Wallingford, UK, pp. 221-242.
- [3] Madramootoo, C.A., K.A. Wiyo and P. Enright. 1992. Nutrient losses through tile drains from two potato fields. Appl. Engr. in Agric. 8: 639- 645.
- [4] Mesic, M., I. Kisic, F. Basic, A. Butorac, Z. Zgorelec and I. Gaspar. 2007. Losses of Ca, Mg and SO₄⁻²-S with drainage water at fertilization with different nitrogen rates. J. Agric. Consp. Sci. 72: 53-58.
- [5] Ng Kee Kwong, K.F., A. Bholah, L. Volcy and K. Pynee. 2002. Nitrogen and phosphorus transport by surface runoff from a silty clay loam soil under sugarcane in the humid tropical environment of Mauritius. J. Agric. Ecosys. Environ. 91: 147-157.
- [6] Oliveira, M.W., P.C.O. Trivelin, A.E. Boaretto, T. Muraoka and J. Mortatti. 2002. Leaching of nitrogen, potassium, calcium and magnesium in a sandy soil cultivated with sugarcane. Pesq. Agropec. Bras. 37: 861-868.
- [7] Peralta, J.M. and C.O. Stockle. 2001. Dynamics of nitrate leaching under irrigated potato rotation in Washington State: a long- term simulation study. J. Agric. Ecosys. Environ. 88: 23-34.
- [8] Thorburn, P. J., J. S. Biggs, B. A. Keating, K. L. Weier and F. A. Robertson, 2001b. Nitrate in groundwaters in the Australian sugar industry. Proc. Int. Soc. Sugar Cane Technol., Brisbane, Australia, 24: 131-134.

نقش کاربری اراضی بر توزیع غلظت کل و قابل جذب سرب در بخشی از اراضی استان قم

زهره موحدی راد - امیرحسین خوشگفتارمنش - حسین خادمی - سمیه صدر

به ترتیب دستیار علمی دانشگاه پیام نور رفسنجان، استادیار و استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه

صنعتی اصفهان و دستیار علمی دانشگاه پیام نور کشکوئیه

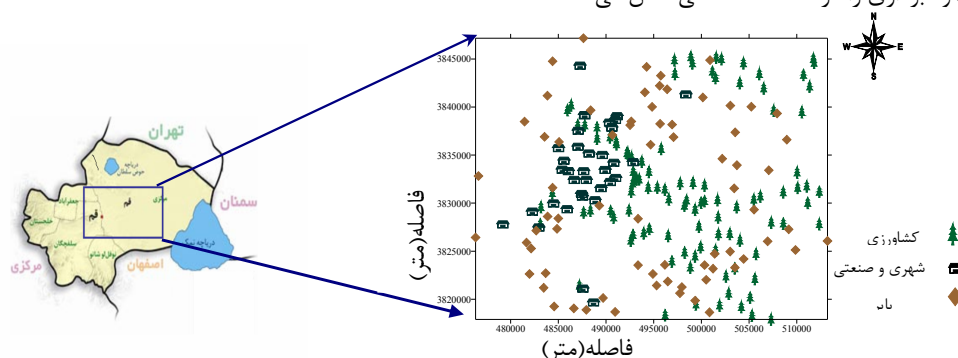
مقدمه

خاک یک محیط طبیعی برای رشد و نمو گیاهان است و از آنجا که گیاهان منبع تغذیه برای موجودات به صورت مستقیم و غیرمستقیم هستند، هر نوع تغییری در کیفیت و خواص فیزیکی و شیمیایی آن بر موجودات دیگر تأثیر گذار است. از این رو، بررسی و شناسایی عوامل آلاینده در خاک امری اجتناب ناپذیر است. مواد آلاینده خاک به موادی گفته می‌شود که افزودن آن‌ها به خاک به طور مستقیم و غیر مستقیم، سبب تغییرات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در خاک می‌شود. این مواد، درجه حاصلخیزی خاک را تغییر داده و عملکرد مطلوب خاک را کاهش می‌دهند (۱). پیشرفت سریع تکنولوژی و توسعه روزافزون کارخانه‌های صنعتی و همچنین مصرف زیاد کودهای شیمیایی و سموم دفع آفات و دیگر مواد شیمیایی در کشاورزی در دهه‌های اخیر امکانات زیادی را برای آلوده شدن خاک‌ها فراهم آورده است (۲).

استان قم هم به علت توسعه سریع و روند تصاعدی رو به رشد، از این حیطة مستثنی نیست و حتی به منظور مقابله با عواقب غیر قابل جبران زیست محیطی بایستی مورد توجه ویژه قرار گیرد. به دلیل اهمیت سرب و تأثیر آن بر آلودگی محیط زیست، و عدم وجود اطلاعات در رابطه با وضعیت این عنصر در سطح استان، در این پژوهش به بررسی مقادیر سرب در دو شکل اصطلاحاً کل و قابل جذب در بخش‌هایی از این استان و تأثیر نوع کاربری بر غلظت آن پرداخته شده است.

مواد و روشها

منطقه مطالعاتی به وسعت ۸۸۳ کیلومتر مربع در نظر گرفته شد و تعداد ۲۰۹ نمونه خاک سطحی از عمق صفر تا ده سانتیمتری خاک به گونه‌ای برداشت شد که کل منطقه را پوشش دهد. مقادیر قابل عصاره‌گیری سرب با اسیدنیتریک (غلظت کل) و DTPA (اصطلاحاً قابل جذب) با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. شکل ۱ توزیع نقاط نمونه‌برداری را در منطقه مطالعاتی نشان می‌دهد.



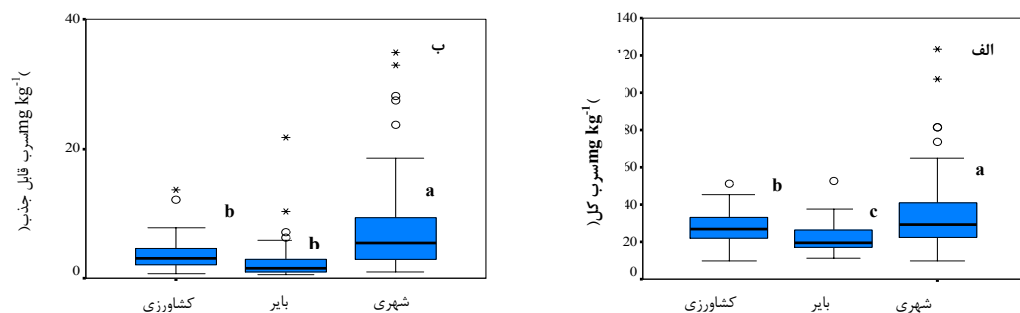
شکل ۱- توزیع نقاط نمونه‌برداری در منطقه مطالعاتی

بحث و نتایج

جدول ۱ گزیده‌ای از آمار توصیفی سرب کل و قابل جذب را نمایش می‌دهد. بررسی وضعیت پراکنش سرب کل در منطقه مطالعاتی نشان می‌دهد که کاربری‌های مختلف از نظر غلظت سرب کل دارای تفاوت معنی‌دار بوده به‌طوری که در اراضی دارای کاربری شهری و صنعتی میانگین غلظت سرب کل به مراتب بالاتر از کاربری کشاورزی و بایر می‌باشد. دود ناشی از عبور و مرور وسایل نقلیه یکی از عوامل اصلی افزایش سرب به خاک‌های این منطقه شده است هر چند که انجام فعالیت‌های صنعتی در اینجا بی‌تأثیر نبوده و می‌تواند از عوامل مهم افزایش سرب در خاک محسوب شود (۳). در ارتباط با وضعیت سرب قابل جذب نیز روند مشابهی ملاحظه می‌شود با این تفاوت که در اراضی کشاورزی و بایر از نظر سرب قابل جذب اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد. نمودار جعبه‌ای که در شکل ۲ ارائه شده است، این نتایج را به تصویر کشیده است.

جدول ۱- خلاصه تجزیه آماری پارامترهای مورد مطالعه در منطقه مطالعاتی

متغیر	کاربری	میانگین	انحراف معیار	میان	حداکثر	حداقل	چولگی	کشیدگی	ضریب تغییرات (%)
غلظت سرب کل mg kg^{-1}	کشاورزی	۲۷	۸/۲	۲۶/۷	۵۱/۱	۶/۹	۰/۱	۰/۰۶	۳۰/۲
	شهری	۳۸	۲۷/۰	۲۹/۲	۱۲۳	۷/۹	۱/۶	۲/۵	۷۰/۷
	بایر	۲۲	۷/۵	۱۹/۶	۵۲/۸	۲/۱۱	۱/۲	۲/۸	۳۴/۱
	کل	۲۷	۱۴/۲	۲۵/۵	۱۲۳	۶/۹	۳/۲	۱۶/۱	۵۲/۲
غلظت سرب قابل جذب mg kg^{-1}	کشاورزی	۳/۳	۱/۸	۳/۱	۷/۸	۰/۶	۰/۶	-۰/۴	۵۴/۵
	شهری	۸/۸	۹/۳	۵/۴	۳۴/۸	۰/۱	۱/۷	۲/۰	۱۰۵/۶
	بایر	۲/۵	۲/۳	۱/۵	۲۱/۷	۰/۵	۴/۳	۲۵/۳	۹۶/۰
	کل	۴/۱	۴/۹	۲/۸	۳۴/۸	۰/۵	۳/۹	۱۷/۹	۱۱۹/۵

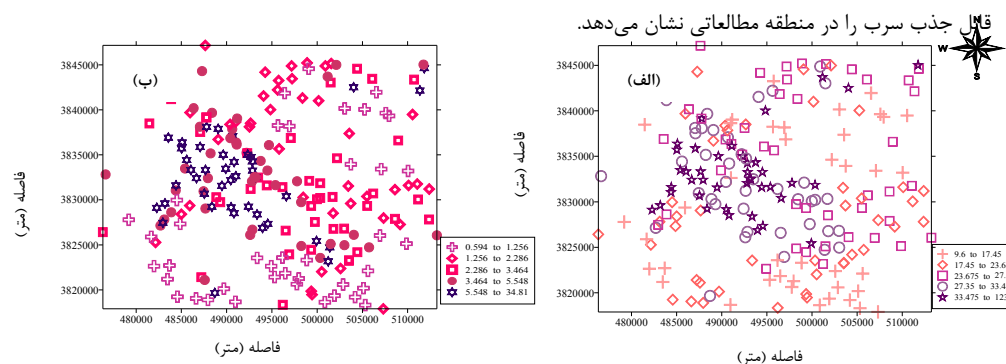


شکل ۲- نمودار جعبه‌ای سرب کل (الف) و قابل جذب (ب) در منطقه مطالعاتی

توجه به ضریب تغییرات سرب نشان می‌دهد که این پارامتر از مقادیر گزارش شده در منابع علمی بیشتر است

که می‌تواند به دلیل تغییر نوع کاربرد اراضی باشد. رشد سریع صنایع کوچک و بزرگ در مناطق شهری و همین طور

افزایش حجم ترافیک شهری می‌تواند به مدیریت غیر یکنواخت اراضی منجر شده و ضریب تغییرات را از حد متعارف افزون‌تر سازد. نکته‌ای که بایستی مورد توجه قرار گیرد این است که با توجه به استانداردهای (۳) موجود، در منطقه مطالعاتی آلودگی جدی سرب وجود ندارد اما روند رو به رشد صنعتی شدن منطقه مطالعاتی پتانسیل لازم جهت پیشروی به سمت آلودگی و بروز علائم آلودگی را فراهم می‌نماید. شکل ۳ توزیع نقاط با تفکیک غلظت کل و



(ب) قابل جذب سرب کل (الف) و (ب) پراکندگی غلظت سرب کل (الف) و قابل جذب سرب کل (ب)

منابع

- ۱- سلیمانی ماهانی م.ح. ۱۳۷۹. بررسی و شناخت اثرات توسعه بر محیط زیست کرمان و زرنده. مجموعه مقالات همایش دستاوردهای پژوهشی سازمان حفاظت محیط زیست در برنامه دوم توسعه، تهران.
- ۲- کردوانی، پ.، ۱۳۸۱، حفاظت خاک، انتشارات دانشگاه تهران.
- 3- Chen, T., L. Xingmei, Z. Muzhi, Z. Keli, W. Jianjun, X. Jianming and H. Panming. 2008. Identification of trace element sources and associated risk assessment in vegetable soils of the urban-rural transitional area of Hangzhou, China. Environ. Pollut. 151: 67-78.
- 4- FOEFL (Swiss Federal Office of Environment, Forest and Landscape). 1998. Commentary on the ordinance relating to pollutants in soils (VBBO of July 1, 1998). Ber

بررسی وجود و چگونگی احتمال نشر آلودگی هیدروکربنی در خاک محدوده پالایشگاه

سرخون

سهیلا ابراهیمی^۱، جلال شایگان^{۲*}، محمد جعفر ملکوتی^۳، علی اکبری^۴، ابوالفضل آتش جامه^۵
^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس، ^۲ استاد دانشکده مهندسی شیمی و نفت دانشگاه صنعتی شریف،
^۳ استاد گروه خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس، ^۴ دانشجوی دکتری محیط زیست دانشگاه تهران، ^۵ دانش آموخته
 کارشناسی ارشد دانشگاه صنعتی شریف

مقدمه

آلودگی خاک با ترکیبات هیدروکربنی موضوعی جدیدالوقوع نیست و متأسفانه هیچگاه جدی تلقی نشده تا جایی که این انباشت آلودگی به مرور زمان باعث بروز اختلال و دگرگونی در شرایط تعادلی و متعارف منابع پایه، افت تولید و بحران‌های زیست محیطی شده است. از این رو اکنون بیش از هر زمان دیگر، برگزیدن سیاستهای سازگار و راه‌حلهای منطقی برای پاکسازی محیط زیست در مسیری هماهنگ با ملاحظات زیست محیطی، احساس می‌شود [۱]. هدف از این پژوهش، بررسی نشت آلودگی هیدروکربنی در خاک محدوده پالایشگاه سرخون، چگونگی استقرار کنونی وضعیت آلودگی، نوع آلاینده‌های مورد بررسی و ویژگی‌های فیزیکی شیمیایی محیط متخلخل خاک بود.

مواد و روشها

وضعیت آلودگی حاکم بر منطقه و چگونگی نشر آن، نیازمند داشتن اطلاعات پایه مربوط به مشخصات محدوده مورد مطالعه می‌باشد. مطالعات بیلان هیدرولوژی نشان داد که حوضه آبریز دشت سرخون در محدوده جغرافیایی ۲۷°۲۱' تا ۲۷°۲۷' عرض شمالی و ۵۶°۱۰' تا ۵۶°۲۸' طول شرقی و متشکل از دو زیر حوزه شمالی و جنوبی و دارای شیب شرقی- غربی است. در بررسی منابع نشر آلودگی، پالایشگاه گاز سرخون از ۸ حلقه از ۱۳ چاه، که زیر نظر شرکت زاگرس جنوبی است، تغذیه و ظرفیت آن ۵۰۰ میلیون فوت مکعب (۱۴ میلیون متر مکعب) در روز می‌باشد. گازهای خروجی از سر چاهها پس از ورود به پالایشگاه و جداسازی از مایعات، به جداکننده دیگر سه فاز (گاز، مایعات گازی و فاضلاب) وارد می‌شود. فاضلابهای مجتمع شامل فاضلابهای خروجی، فاضلاب شستشوی واحدها، فاضلاب تولیدی در زمان تعمیرات (یکماه در سال)، پس‌زنی ناشی از واحد اسمز معکوس، آب باران نواحی پالایشی و غیر پالایشی می‌باشند. تمام فاضلابهای این مجتمع به دو مخزن ذخیره هدایت و از آنجا توسط پمپ و خط لوله مشترک به صورت ناپیوسته به چاله سوزان هدایت میشوند. تعیین منابع نشر آلودگی برای بررسی میزان نشر آلودگی در محیط خاک، درک اولیه از مقیاس آلودگی و انجام هرگونه فعالیت تصفیه و یا اساساً الزام انجام آن بسیار مورد نیاز است. در بسیاری مواقع این درک با حفر گمانه حاصل می‌شود. انتخاب محل‌های گمانه‌زنی بر اساس نیاز پروژه، بررسی سایت، مطالعه نقشه‌های زمین‌شناسی، جغرافیایی و هیدرولوژی و بر پایه استانداردهای موجود و اطلاعات پایه‌ای زمین‌آمار، منابع محتمل نشت دهنده آلودگی و سوابق موجود منابع آلودگی بوده است. حفر چاه‌ها تا رسیدن به سخت کفه‌های غیرقابل نفوذ انجام و پس از بررسی لایه‌بندی‌های موجود، نمونه‌برداری با لوله نمونه‌گیر از جنس پولیکا و با قطر ۱۵ و ارتفاع ۲۰ سانتیمتر، انجام شد و دو سر آن برای حفظ ویژگیهای تغییر پذیر خاک، با کمک چسب پوشانده و مسدود و پس از برچسب گذاری به یخدان و سرانجام به آزمایشگاه انتقال یافت. پس از بررسی خواص فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد آزمایش، سنجش آلودگی بر مبنای استخراج با حلال توسط جذب در مقابل اشعه IR با فرکانس 2940 cm^{-1} که از دسته روشهای استاندارد [EPA41302] و [ASTM D3921] به‌شمار می‌رود و با دستگاه Analyzer

TOG/TPH¹ انجام شد. در اندازه‌گیری‌های **TPH²** و یا **TOG³**، میزان جذب دستگاه باید توسط محلولهای با غلظت مشخص از ترکیبات هیدروکربنی مانند هگزادکان و یا اکتادکان معنی‌دار شود [۱۰] و بر همین اساس، محلولهای استاندارد تهیه گردید. برای سنجش میزان آلودگی موجود، در این مرحله به ۵ تا ۱۵ گرم خاک (با توجه به شدت وضوح آلودگی)، ۲ تا ۵ گرم سولفات سدیم به منظور آگیری اضافه و سپس با ۱۰۰ سی‌سی حلال تتراکلرو اتیلن استخراج شد. با گذشت زمان لازم، آلاینده از محیط خاک به محیط حلال منتقل و سرانجام مایعی شفاف زرد یا سفیدرنگ در بشر جمع‌آوری و به محفظه دستگاه انتقال و قرائت انجام شد. هر آزمون ۳ بار تکرار و احتمال داده‌های مشکوک حذف گردید [۱۰]. مرحله بعد، گذراندن مایع شفاف بدست آمده از سیلیکاژل برای تمایز آلاینده‌گی قطبی و غیر قطبی بود. آنچه قبل از سیلیکاژل خوانده می‌شود **TOG** و آنچه بعد از سیلیکاژل خوانده می‌شود **TPH** است. بررسی منطقه نشان داد که در بعضی چاههای حفر شده آب جمع شده که از آن‌ها نمونه‌برداری و فاز آلی با حلال تترا کلرو اتیلن و با نسبت یک به ده استخراج و میزان آلودگی آلی با انتقال به محفظه دستگاه به صورت **TOG** و سپس **TPH** قرائت شد [۷]. پس از برداشت نمونه‌ها و آنالیز آنها، پهنه‌بندی آلودگی محدوده موردنظر با تکنیک‌های زمین‌آماري صورت پذیرفت و داده‌های برداشت شده، با نرم‌افزارهای **Surfer** و **Arc GIS** مورد آنالیز و بررسی قرار گرفتند [۴، ۸، ۹] و مدل‌های مناسب با کم‌ترین خطا انتخاب گردیدند [۲، ۳، ۵، ۱۱].

نتایج و بحث

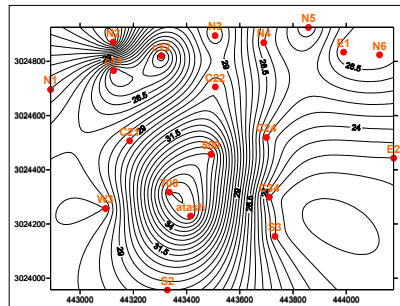
بررسی خاک‌شناسی منطقه سرخون نشان داد خاک اکثر منطقه ماسه‌ای دانه‌ریز سیلت‌دار با تراکم پذیری متوسط تا زیاد است. مطالعه مشخصات کلی زیرزمینی، نشان داد سنگ کف در این منطقه نسبتاً بالا و بین ۸۰ سانتیمتر تا ۲ متر متغیر می‌باشد. آب زیرزمینی به جز در محدوده اراضی نخلستان در جای دیگری مشاهده نشد. آزمایشهای کیفیت شیمیایی خاک نشان‌دهنده قلیائیت متوسط تا بالای خاکها با **pH** بین ۷ تا ۹/۴ بود. در قسمتهایی که سنگ کف بالاست، به علت عدم وجود تشکیلات نمکی و شور و همچنین املاح سولفات، درجه قلیائیت خاکها کاهش می‌یابد و بالعکس. بررسی کیفیت شیمیایی آنها نشان داد که کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی منطقه عموماً بسیار پایین است. شوری زیاد و بالا بودن املاح محلول در آب زیرزمینی منطقه ارتباط مستقیم با کمبود ریزشهای جوی و ثابت ماندن سطح آب و عدم وجود جریان آب زیرزمینی و همچنین تبخیر با صعود مویینه در قشر سطحی خاک است که سبب بالا رفتن املاح محلول در آب می‌شود. میزان **pH** آنها بین ۷/۲۵ تا ۷/۶۵ بوده و آب تقریباً خنثی است. میزان سولفات حدود ۷۴۲ تا ۸۲۰ میلی‌گرم در لیتر و هدایت الکتریکی آن ۲۰ دسی‌زیمنس بر متر می‌باشد و خاصیت خوردنگی شدیدی را نشان داد. میزان درصد سولفات محلول در خاکها به سبب نبود تشکیلات سولفات به حلالیت مناسب، پایین است. لذا بالا بودن درجه قلیائیت خاکها با میزان هدایت الکتریکی آنها و مقاومت الکتریکی خاکها ارتباط مستقیم دارد. بررسی رطوبت و خصوصیات تراکمی خاکها نشان‌دهنده متراکم تا نیمه متراکم بودن اکثر خاکها با دانسیته خشک ۱/۵۷ تا ۱/۷۹ گرم بر سانتیمتر مکعب بود. میزان رطوبت نسبی نیز در فصول خشک بین ۱/۸ تا ۲/۴ درصد متغیر و در فصول بارندگی بعلا نفوذ آبهایی سطحی و بارندگی به قسمتهای عمقی درصد رطوبت بیشتر است. آنالیز مایعات گازی و آلاینده‌های محتمل موجود در خاک، شامل نیتروژن، متان، اتان، پروپان، بوتان، پنتان، ۲-دی متیل بوتان، ۳-متیل پنتان، ۳-متیل پنتان، ۱-هگزان، بنزن، ۲-دی متیل ۱-بوتان، سیکلو هگزان، **n**-هپتان، ۲-دی متیل ۱-پنتان، ۲-تری متیل پنتان، متیل سیکلو هگزان، تولوئن، ۲-دی متیل هگزان، ۲-تری متیل پنتان، ۳-متیل هپتان، **n**-اکتان، ۱-ترانس ۲-دی متیل سیکلو هگزان، ۲-دی متیل ۳-اتیل پنتان، اتیل سیکلو هگزان، اتیل بنزن، **m** و **p** زایلن، **n**-نونان، **n**-پروپیل بنزن، ۱-تری متیل بنزن، **n**-دکان، آن دکان، دو دکان، تری و تترادکان، پنتادکان،

¹ Infracal by WILKS ENTERPRISE INC.(USA)

² Total petroleum Hydrocarbon

³ Total Oil and Grease

دی اتانل آمین، دی اتیلن گلیکول و آب شور می باشد. در مطالعات پهنه بندی، نقشه پهنه بندی خطوط تراز منطقه به صورت شکل ۱ تهیه و نقاط حفر گمانه روی آن مشخص گردید. این نقشه محل مورد مطالعه و گمانه های حفر شده را بر حسب طول و عرض جغرافیایی و ارتفاع در منطقه مورد مطالعه نشان می دهد.



شکل ۱ - بررسی عمومی محدوده پالایشگاه سرخون بر حسب طول و عرض جغرافیایی و ارتفاع با تعیین محل گمانه ها

پس از نرمال سازی داده ها به وسیله نرم افزار **Arc GIS**، مدل واریوگرام نظری مناسب برای نتایج آزمایش های **TPH** و **TOG** تعیین گردید. بررسی پارامتریک مدل های برازش شده واریوگرام تجربی داده ها، مدل گوسی برای هر دو نوع آلودگی **TPH** و **TOG** را بهترین مدل نشان داد. بهترین میان یابی با کمترین خطا **MBE** به وسیله نرم افزار تعیین و بهترین مدل برازش داده های برداشت شده روش کریجینگ برای داده های **TOG** و روش کریجینگ و روش **Spline with Tension** برای داده های **TPH** بودند. سپس، نقشه خطوط تراز آلودگی برای آلودگی **TPH** و **TOG** با مشخص کردن محل گمانه ها تهیه گردید. بدون در نظر گرفتن عوامل محیطی مانند شیب منطقه و جهت جریان هیدرولوژی و ارتفاع منطقه، جهت نشر غلظت آلودگی از شمال (با شدت بیشتر) و شرق (با شدت کمتر از شمال)، به سمت غرب و مرکز که کمترین مقدار آلودگی برداشت گردیده می باشد. ولی در عمل شیب هیدرولیکی و ارتفاع منطقه و جهت جریان هیدرولوژی بر مکانیسم فرآیند موثر بود. بررسی نقشه عوارض موجود و محل رودخانه شور در شرق پالایشگاه و رودخانه قاده ها در شمال آن در تعیین جهت حرکت آلاینده به سمت رودخانه موثر است. با توجه به محرز بودن وجود آلودگی در این پژوهش، منابع احتمالی ایجاد آلودگی می توانند از عدم رعایت کامل موارد ایمنی و پیشگیری در حین عملیات، نشت احتمالی از مخازن ذخیره، نشت از کانالهای جمع آوری رواناب به ویژه در هنگام توقف دوره ای عملیات پالایشگاه بمنظور بازرسی و تعمیر و نگهداری ناشی شوند.

منابع

- بوردی، م.، ۱۳۸۲. فیزیک خاک. چاپ هفتم، انتشارات دانشگاه تهران، ۶۷۱ صفحه.
- nd, R. S., Pebesma, E. J. and Gomez-Rubio, V. (2008), Applied Spatial Data Analysis with R, Springer.
- Chilès, J.-P and Delfiner, P. (1999), Geostatistics, Modeling Spatial Uncertainty, J. Wiley & Sons, New York.
- Cressie, N. A. C. (1993), Statistics for Spatial Data, J. Wiley & Sons, New York.
- Diggle, P. J. and Ribeiro Jr, P. J. (2007), Model-based Geostatistics, Springer, New York.
- Edzer J. Pebesma and others (2008). The gstat Package. Multivariable geostatistical modelling, prediction and simulation.
- Frind, E.O., Malson, J.M. and Schimer, M. 1999. Dissolution and mass transfer of multiple organics under field conditions: The borden emplaced source. Journal of Water Resource Research, 35: 683-694.
- Stein, M. L. (1999), Interpolation of Spatial Data, Springer Verlag, New York.

URL: <http://cran.r-project.org/doc/manuals/R-data.pdf>.

10- 1URL: <http://www.epa.gov/empact>.

11-Webster, R. and Oliver, M. A. (2007), Geostatistics for Environmental Scientists (second edition), J. Wiley & Sons, New York.

بررسی روند تغییرات ظرفیت تبادل کاتیونی، گچ و درصد سدیم تبادلی پس از آبشویی با منابع آب شور در خاکهای شور و سدیمی شرق اصفهان

محمد فیضی^۱، سعید کلیچ^۲ و بابک خیام باشی^۳

^۱عضو هیأت علمی بخش خاک و آب مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، ^۲پژوهشگر بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان،

مقدمه

محدودیت‌های کمی و کیفی منابع آب در مناطق خشک و نیمه خشک که معمولاً با وجود اراضی شور و سدیمی همراه می‌باشد ضرورت بکارگیری مدیریت صحیح بهره برداری از این منابع را طلب می‌نماید. ترکیب شیمیایی و نوع آب مورد استفاده از عوامل بسیار مهمی است که بر نسبت، مقدار و نوع کاتیونهای جذب سطحی شده بر سطح کانیهای رس و کلوئیدهای آلی خاک تأثیر می‌گذارد که این تأثیر با توجه به نوع منابع آب مورد استفاده می‌تواند مثبت و یا منفی باشد [۱ و ۲]. بمنظور بررسی تأثیر کیفیت آب آبهویی بر میزان تغییرات خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاکهای متأثر از نمک، طرحی در شرق اصفهان به اجرا درآمد که در این طرح میزان تغییرات گچ، CEC و ESP خاکهای شور و سدیمی پس از آبهویی با منابع آب شور مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

منطقه مورد مطالعه در فاصله حدود ۴۰ تا ۱۳۰ کیلومتری شرق شهر اصفهان واقع شده است. آب و هوای منطقه گرم و خشک بوده و میزان بارندگی آن حدود ۹۰ میلیمتر در سال با رطوبت نسبی کم (۲۰ درصد در تیرماه) و درجه حرارت زیاد (۳۷ درجه در تیرماه) می‌باشد. سری خاک منطقه، سری زرنید با بافت سنگین و محدودیت زیاد می‌باشد. این آزمایش با چهار تیمار کیفیت آب آبهویی (Q_1 ، Q_2 ، Q_3 و Q_4) و بترتیب با EC های ۲، ۵، ۸ و ۱۱ $dS.m^{-1}$ در چهار تکرار و در قالب طرح آماری بلوکهای کامل تصادفی انجام پذیرفت. جهت اجرای این طرح ۱۶ کرت آزمایشی هرکدام به مساحت $15m^2$ مورد استفاده قرار گرفت.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مورد مطالعه قبل از آبشویی

عمق خاک cm	EC $dS.m^{-1}$	pH	TNV %	$CaSO_4.2H_2O$ meq/100gr	SAR	Ex.Na meq/100gr	CEC meq/100gr	ESP %	Clay %	Silt %	Sand %
۰-۳۰	۱۹۸	۷/۷	۳۲/۵	۷۸	۱۹۲	۱۲/۳	۱۵	۸۲	۱۹	۵۴	۲۷
۳۰-۵۰	۲۷	۸/۰	۳۵/۵	۱۳	۵۰	۱۱/۴	۱۸/۵	۶۱	۴۶	۴۴	۱۰
۵۰-۸۵	۱۳	۸/۰	۳۴/۵	۵	۳۵	۱۰/۹	۱۸/۶	۵۹	۵۶	۴۰	۴

مقدار کل آب آبشویی در نظر گرفته شده 210 cm بود که با تناوب 15 cm و پس از رسیدن به رطوبت ظرفیت زراعی مزرعه (FC) اعمال شد. پس از پایان آب آبهویی، خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاکهای مورد مطالعه در اعماق ۰-۳۰، ۳۰-۵۰ و ۵۰-۸۵ سانتیمتری از سطح خاک مورد آنالیز قرار گرفت.

نتایج و بحث

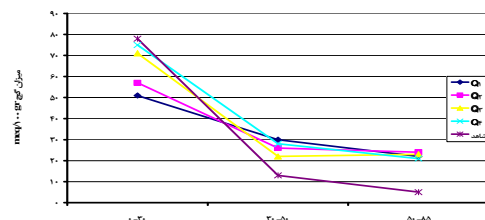
نتایج تجزیه آماری داده ها نشان داد که پس از پایان آبشویی به مقدار 210 cm تفاوت معنی داری در سطح یک درصد بین میزان ESP خاکهای تیمار شده در مقایسه با خاک شاهد مشاهده شد. در اعماق ۰-۳۰ و ۳۰-۵۰ سانتیمتر تیمار Q_1 سبب بیشترین میزان کاهش ESP نسبت به سایر تیمارها شد که این اختلاف در سطح آماری یک درصد

معنی دار بود (شکل ۱). با انجام عمل آبشویی و افزایش نسبی حلالیت گچ و آهک در خاک، غلظت یون کلسیم در محلول خاک افزایش می یابد. کلسیم با یون سدیم موجود در سطح رسها عمل تبادل را انجام داده و سدیم به شکل سولفات سدیم (Na_2SO_4) براحتی با آبشویی از پروفیل خاک خارج می شود در نتیجه با کاهش ضخامت لایه دوگانه پخشیده میزان SAR و به دنبال آن ESP خاک بشکل معنی داری کاهش می یابد [۱ و ۳]. همانطور که در جدول ۱ و ۲ مشاهده می شود اختلاف معنی داری بین میزان CEC خاکهای آبشویی شده با خاک شاهد و همچنین بین خود تیمارها مشاهده نشد و میزان CEC تقریباً ثابت ماند. بسیاری از محققین نیز عوامل تأثیرگذار بر میزان CEC خاک را مقدار ماده آلی، pH و درصد رس خاک می دانند و تا زمانی که این عوامل در خاک مورد مطالعه تغییر چندانی نکند میزان CEC نیز تقریباً ثابت می ماند [۴].

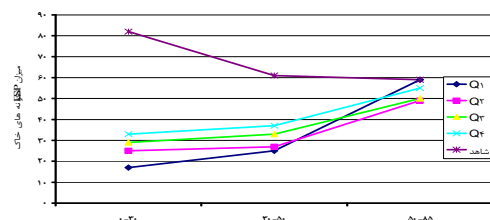
جدول ۲- میانگین نتایج تجزیه شیمیایی تیمارهای مختلف پس از کاربرد ۲۱۰ cm آب آبشویی

عمق تیمار خاک cm	EC dS.m ⁻¹	pH	TNV %	CaSO ₄ .2H ₂ O meq/100gr	SAR	Ex.Na meq/100gr	CEC meq/100gr	ESP %
۰-۳۰	۴/۱	۷/۹	۳۰	۵۱	۳	۲/۶	۱۵	۱۷
۳۰-۵۰ Q ₁	۴/۸	۷/۸	۳۷	۳۰	۸	۴/۰	۱۸	۲۵
۵۰-۸۵	۷/۷	۸/۰	۳۷	۲۲	۱۸	۱۰/۶	۱۸	۵۹
۰-۳۰	۵/۲	۷/۸	۳۱	۵۷	۸	۴/۰	۱۶	۲۵
۳۰-۵۰ Q ₂	۵/۰	۷/۸	۳۶	۲۶	۱۰	۴/۹	۱۸	۲۷
۵۰-۸۵	۶/۶	۸/۰	۳۷	۲۴	۲۰	۹/۳	۱۹	۴۹
۰-۳۰	۶/۸	۷/۹	۳۲	۷۱	۱۱	۴/۴	۱۵	۲۹
۳۰-۵۰ Q ₃	۶/۷	۷/۸	۳۵	۲۲	۱۲	۵/۷	۱۷	۳۳
۵۰-۸۵	۶/۸	۸/۱	۳۹	۲۳	۲۰	۹/۶	۱۹	۵۰
۰-۳۰	۹/۹	۷/۹	۳۱	۷۵	۱۴	۴/۶	۱۴	۳۳
۳۰-۵۰ Q ₄	۸/۶	۷/۹	۳۹	۲۸	۱۷	۶/۳	۱۷	۳۷
۵۰-۸۵	۸/۱	۸/۲	۳۹	۲۱	۲۵	۱۰	۱۸	۵۵

با انجام عمل آبشویی میزان گچ در عمق سطحی خاک کاهش ولی در اعماق پایین تر نسبت به شاهد افزایش یافت. نتایج نشان داد کیفیت آب آبشویی تأثیر زیادی در شدت آبشویی گچ در عمق سطحی خاک دارد بطوریکه در عمق ۰-۳۰ cm سطح خاک، تیمار Q₁ سبب کاهش معنی دار میزان گچ از ۷۸ meq/100gr در خاک شاهد به ۵۱ meq/100gr شد که این اختلاف در سطح آماری یک درصد معنی دار بود (جدول ۱ و ۲). در صورتیکه تیمارهای Q₃ و Q₄ باعث کاهش معنی دار میزان گچ سطحی خاک نشدند (شکل ۲).



شکل ۲: میزان گچ تیمارهای مورد نظر پس از آبشویی در ۳ عمق خاک



شکل ۱: میزان ESP تیمارهای مورد نظر پس از آبشویی در ۳ عمق خاک

منابع

- [1]. روستا، م. ج. ۱۳۸۰. بررسی تأثیر مواد آلی و ترکیبات معدنی کلسیم‌دار بر برخی خواص بیولوژیکی و فیزیکوشیمیایی یک خاک سدیمی. پایان‌نامه دکتري، دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران. ۲۴۱ ص.
- [2] Azhar, M. and M. Ashraf. 2001. Effects of tillage implements in combination with gypsum application on the reclamation of saline and sodic soils. *International Journal of Agriculture & Biology*. 3(3): 301-304.
- [3] Jawad, A. W. 2002. Irrigation and saline water management. Handbook to be implemented in regional extension program. Alazhar university. Gaza. No. 16.
- [4] Krogh, L. and M. H. Greve. 2000. Cation exchange capacity pedotransfer function for Danish soil. *Soil and Plant Sci*. 50: 1-12.

سینتیک رهاسازی پتاسیم از دو کانی میکای تری اکتاهدرال توسط اسیدهای آلی

سمیرا نوروزی*، حسین خادمی، حسین شریعتمداری و مهران شیروانی

به ترتیب دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، استاد، دانشیار و استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

پتاسیم یکی از ترکیبات اصلی پوسته زمین است که وظایف فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی بسیار مهمی در گیاه به عهده دارد [۱]. در خاکهایی که حاوی مقدار کمی پتاسیم تبادلی اما دارای مقدار زیادی کانیهای میکایی هستند، تجدید پتاسیم تبادلی یا محلول تا حد زیادی وابسته به آزاد شدن پتاسیم غیرتبادلی است. اسیدهای کربوکسیلیک با وزن مولکولی کم به صورتهای منو، دی و تری کربوکسیلیک در محلول خاک یافت می‌شوند. از بین اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم اسیدهای اگزالیک، سیتریک و مالیک به مقدار زیادتری نسبت به سایر اسیدها در محلول خاک وجود دارند [۴]. این اسیدهای آلی حلالیت کانی‌ها را افزایش داده و باعث تشدید فرآیند هوادهی از طریق جداسازی فلزات از سطح کمپلکس به محلول خاک می‌شوند [۳]. تحقیق حاضر با اهداف بررسی تأثیر اسیدهای آلی روی سرعت آزادسازی پتاسیم از کانیهای میکایی و امکان استفاده از معادلات سینتیکی در تفسیر سرعت آزادسازی پتاسیم از کانیهای بیوتیت و فلوگوپیت صورت گرفت.

مواد و روشها

این تحقیق در قالب طرح کاملاً تصادفی و آزمایش فاکتوریل انجام شد. در این آزمایش از میکاهای بیوتیت و فلوگوپیت و اسیدهای آلی اگزالیک، سیتریک و مالیک در چهار غلظت ۰، ۵۰۰، ۲۰۰۰ و ۴۰۰۰ میکرومولار و دوره‌های زمانی ۵ ساعت، ۲، ۱۰، ۳۰، ۶۰ و ۱۲۰ روز استفاده شد. کانیها تا اندازه سیلت ریز تا رس درشت آسیاب شدند و سطوح تبدیلی آنها با Ca اشباع شد. محلولهای مورد نظر از اسیدها با غلظتهای مشخص تهیه شدند. به منظور ایجاد شرایط مشابه قدرت یونی در کلیه محلولها از نیترات سدیم ۰/۰۱ نرمال و برای جلوگیری از فعالیت‌های میکروبی از کلروفورم استفاده شد. بعلاوه، واکنش کلیه محلولها در شروع آزمایشات در pH=۵ تنظیم گردید. سپس ۴۰۰ میلی گرم از هر یک از کانیها با ۴۰ میلی لیتر از محلول مورد نظر مخلوط شده و نمونه‌ها برای دوره‌های زمانی معین در دمای ۲۵°C نگهداری شدند و پس از اتمام دوره، عصاره‌گیری شده، سپس عصاره‌ها با اسید نیتریک ۵٪ به حجم رسانده شدند و مقدار پتاسیم موجود در آنها با دستگاه فلیم فتومتر اندازه‌گیری شد. برای برازش داده‌های رهاسازی پتاسیم از کانی‌ها از معادلات سینتیکی شبه درجه دوم ($Q_t = k_2 Q_e^2 t / 1 + k_2 Q_e t$)، ایلوویج ($Q_t = 1/B(\ln aB) + 1/B \ln t$)، تابع توانی ($\ln Q_t = \ln a + b \ln t$) و پخشیدگی پارابولیک ($Q_t = Q_e + R t^{0.5}$) استفاده شد، که در آنها Q_t مقدار پتاسیم رها شده در زمان t (mmole/kg)، Q_e مقدار پتاسیم رها شده در زمان تعادل (mmole/kg)، $1/B$ و ab ($\text{mmole K kg}^{-1} \text{ day}^{-1}$) ضرایب سرعت رهاسازی و R ($\text{mmole K kg}^{-1} \text{ day}^{-1/2}$) ثابت سرعت پخشیدگی می‌باشند. معادلاتی که ضریب همبستگی بالا و خطای استاندارد برآورد کمتری داشتند، به عنوان معادلاتی که سرعت آزاد شدن پتاسیم را بهتر توصیف می‌کنند، انتخاب شدند. خطای استاندارد و ضریب همبستگی معادلات با استفاده از نرم افزارهای SPSS9 و Curve Expert 1.3 به دست آمد.

نتایج و بحث

مدل شبه درجه دوم در هیچ کدام از کانی‌ها نتوانست رهاسازی پتاسیم را به خوبی توصیف نماید. معادله ایلوویج، در برخی نمونه‌ها توانسته است داده‌های رهاسازی پتاسیم را به طور معنی داری توصیف نماید (جدول ۱). تفاوت بین

مقادیر $1/\beta$ که شاخصی برای برآورد سرعت آزاد سازی پتاسیم از کانی‌ها است، نشان می‌دهد که توانایی اسیدهای آلی در آزاد سازی پتاسیم از کانی‌ها و همچنین سرعت رهاسازی پتاسیم کانی‌ها مختلف می‌باشد. مدل تابع توانی نیز توانسته است در برخی نمونه‌ها به طور معنی‌داری رهاسازی پتاسیم را تشریح کند. برازش داده‌های رهاسازی پتاسیم با مدل پخشیدگی پارابولیک، تابع توانی و ایلوویج نشان می‌دهد که آزاد شدن پتاسیم غیر تبادلی از کانی‌ها یک فرآیند کنترل شونده با پخشیدگی است. مقایسه مقادیر r و SE معادلات نشان می‌دهد که معادله پخشیدگی پارابولیک بهتر می‌تواند رهاسازی پتاسیم را در کانی بیوتیت توصیف نماید و در مورد کانی فلوگوپیت در نمونه‌های تیمار شده با اسیدگزالیک، معادله پخشیدگی پارابولیک و در نمونه‌های تیمار شده با اسید سیتریک و مالیک، معادلات ایلوویج و تابع توانی بهترین برازش را داشته‌اند. در مطالعه تو و همکاران (۲۰۰۷) نیز بهترین معادله سینتیکی برازش داده شده برای آزاد سازی پتاسیم، معادله پخشیدگی پارابولیک معرفی شد [۵]. ضرابی و همکاران [۲]، نتیجه گرفتند که با توجه به تطبیق نسبتاً خوب معادله پخشیدگی پارابولیک و توانی بر داده‌های رهاسازی پتاسیم از خاک‌ها این امکان وجود دارد که فرآیند آزاد شدن پتاسیم از خاک‌ها توسط پخشیدگی کنترل گردد. در مورد رابطه بین ضرایب سرعت رهاسازی با مقدار پتاسیم رها شده و تأثیر غلظت اسیدها باید گفت که پارامترهای مدل الزاماً ربطی به مقدار پتاسیم رها شده ندارند، چون این معادلات سرعت لحظه‌ای را در ابتدای مراحل آزمایش و وقتی t به سمت صفر میل می‌کند، تخمین می‌زنند و معیاری از سرعت در دوره آزمایش نیستند و به منظور بررسی بهتر سرعت پتاسیم رها شده از کانی‌ها باید سرعت متوسط رهاسازی پتاسیم در نظر گرفته شود.

جدول ۱- ضرایب همبستگی (r)، خطای استاندارد برآورد (SE) و ضرایب سرعت رهاسازی معادلات سینتیکی در برازش

داده‌های رهاسازی پتاسیم از کانیهای میکایی

نمونه	شبه درجه دوم		ایلوویج			تابع توانی			پخشیدگی پارابولیک		
	r	SE	r	SE	$1/\beta$	r	SE	ab	r	SE	R
B Ox ₀	۰/۵۶ ^{ns}	۶/۲۰	*۰/۸۷	۳/۶۷	۲/۴۷	*۰/۸۹	۳/۰۵	۱/۸۹	**۰/۹۶	۲/۱۶	۱/۶۱
B Ox ₃	۰/۵۴ ^{ns}	۶/۲۲	*۰/۸۷	۳/۵۹	۲/۴۴	*۰/۸۸	۳/۲۲	۲/۰۲	**۰/۹۴	۲/۵۲	۱/۵۵
B C ₀	۰/۵۶ ^{ns}	۶/۱۸	*۰/۸۷	۳/۶۷	۲/۴۶	*۰/۸۹	۳/۰۷	۱/۷۳	**۰/۹۵	۲/۲۰	۱/۶۰
B C ₃	۰/۳۶ ^{ns}	۵/۴۱	*۰/۷۸	۳/۶۵	۱/۷۱	*۰/۷۵	۳/۵۲	۱/۵۶	*۰/۸۵	۳/۰۹	۱/۱۰
B M ₀	۰/۵۶ ^{ns}	۶/۱۷	*۰/۸۷	۳/۶۵	۲/۴۵	*۰/۸۹	۳/۰۴	۱/۷۳	**۰/۹۶	۲/۱۷	۱/۶۰
B M ₃	۰/۲۲ ^{ns}	۴/۸۹	^{ns} ۰/۶۹	۳/۶۱	۱/۳۱	^{ns} ۰/۶۸	۳/۵۰	۱/۱۸	*۰/۸۶	۲/۵۵	۰/۹۶
Ph Ox ₀	۰/۳۳ ^{ns}	۱۸/۱۵	^{ns} ۰/۷۲	۱۳/۲۵	۵/۲۷	*۰/۷۳	۱۱/۹۴	۳/۹۸	**۰/۹۳	۶/۹۸	۴/۰۱
Ph Ox ₃	۰/۵۱ ^{ns}	۲۰/۳۱	*۰/۸۶	۱۲/۰۸	۷/۶۸	*۰/۸۷	۱۰/۲۷	۶/۰۵	**۰/۹۶	۶/۵۵	۵/۱۰
Ph C ₀	۰/۳۳ ^{ns}	۱۸/۱۱	^{ns} ۰/۷۲	۱۳/۲۳	۵/۲۴	*۰/۷۳	۱۱/۹۵	۳/۹۵	**۰/۹۳	۶/۹۹	۴
Ph C ₃	۰/۷۹*	۱۵/۴۸	**۰/۹۷	۵/۸۴	۹/۳۳	**۰/۹۷	۵/۸۶	۷/۲	**۰/۸۹	۱۱/۴۶	۵/۰۷
Ph M ₀	۰/۳۳ ^{ns}	۱۸/۱۲	^{ns} ۰/۷۲	۱۳/۲۶	۵/۲۴	*۰/۷۳	۱۱/۹۷	۳/۹۸	**۰/۹۳	۷/۰۱	۴
Ph M ₃	۰/۷۷*	۱۵/۵۱	**۰/۹۷	۵/۷۰	۸/۹۰	**۰/۹۸	۵/۰۸	۷/۵	**۰/۹۳	۹/۱۶	۵/۰۳

B و Ph به ترتیب کانی‌های بیوتیت و فلوگوپیت، Ox، C و M به ترتیب اسیدهای آلی اگزالیک، سیتریک و مالیک و 0 و 3 غلظت‌های ۰ و ۴۰۰۰ میکرومولار محلولها و * و * به ترتیب معنی دار در سطوح ۰/۰۱ و ۰/۰۵.

منابع

- [۱] ملکوتی، م. و س. ریاضی همدانی. ۱۳۷۰. کودها و حاصلخیزی خاک (ترجمه). انتشارات مرکز نشر دانشگاهی. ۸۰۰ صفحه.
- [۲] ضرابی، م.، جلالی و ش. مهدوی حاجیلویی. 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.
- [۳] Song, S. K. and P. M. Huang. 1988. Dynamics of potassium release from potassium bearing minerals as influenced by oxalic and citric acids. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 383-390.

-
- [۴] Strobel, W. 2001. Influence of vegetation on low molecular-weight carboxylic acids in soil solution, A review. *Geoderma* 99: 169-198.
- [۵] Tu, S. X., Z. F. Guo, J. H. Sun. 2007. Effect of oxalic acid on potassium release from typical Chinese soils and minerals. *Pedosphere* 17: 1-10.

بررسی آلودگی خاک مصب چند رودخانه گیلان از نظر سموم کشاورزی

عذرا یوسفی فلکدهی و حسین صافدل^۱

^۱ کارشناس موسسه تحقیقات برنج کشور و کارشناس دفتر تحقیقات آب و فاضلاب گیلان

مقدمه

داشتن منابع آب سالم پیش نیاز ضروری و اساسی برای حفظ کمیت محیط زیست و رشد و توسعه اقتصادی، سیاسی، اجتماعی و فرهنگی کشور است. بخش کشاورزی عمده ترین مصرف کننده آب در کشور است به طوری که در سال ۱۳۸۰ این بخش ۹۲/۴ درصد منابع آب استحصالی را مصرف کرده است. این در حالی است که در برآوردهای رسمی هیچ سهمی برای پسابهای ناشی از فعالیت های کشاورزی و آلودگی منابع آب برای آن قائل نمی شوند. استفاده غیر بهینه از کودهای شیمیایی و آفت کش ها و آبیاری و زهکشی نامناسب زمین موجب ورود حجم زیادی پساب کشاورزی حاوی انواع کودها و سموم به منابع آب سطحی و زیرزمینی و در نتیجه آلودگی آب و خاک شده است [۱].

در گیلان جهت مبارزه با آفات و بیماریها از سه نوع علف کش بوتاکلر، قارچ کش آدیفنفس و حشره کش دیازینون استفاده می شود. قارچ کش آدیفنفس که نام تجاری آن هینوزان می باشد، جزء سموم با خطر متوسط جهت انسان می باشد، از سموم ارگانوفسفره بوده و با اثر تماسی و نفوذی می باشد که علیه آفت بلاست برنج که یکنوع قارچ می باشد کاربرد دارد. از اثرات سمی آن در انسان ناباروری می باشد در اثر تماس پوستی، تنفسی و گوارشی جذب بدن می شود. علف کش بوتاکلر مایع کهریابی رنگ که دوره پایداری تقریبی در گیاهان یک الی سه هفته است، سمیت کمی برای انسان و دام دارد و جزء سموم کم خطر می باشد. از این سم برای کنترل علفهای هرز مزارع برنج در مناطق شمال کشور استفاده می شود. حشره کش دیازینون خالص مایعی است روغنی و بیرنگ. این سم نسبت به نور خورشید مقاوم بوده ولی بقایای دیازینون ممکن است حداکثر تا یکماه در محیط باقی بماند، جزء سموم متوسط برای انسان و دام می باشد برای پرندگان و زنبورهای عسل بسیار سمی ولی برای ماهیها تا حدی سمی است، سمیت آن از راه جلدی برای انسان و دام کمتر است ولی از راه تنفس خطر مسمومیت آن بیشتر می باشد لذا موقع سمپاشی داشتن ماسک مخصوص ضروری است. در جلگه های گیلان برای از بین بردن کرم ساقه خوار برنج مصرف می شود [۲و۴].

در این پژوهش اثر این سه سم در خاک مصب رودخانه های حوزه سفیدرود یعنی رودخانه سفیدرود و شش رودخانه دیگر که در حوضه سفیدرود وجود داشته و به آن می ریزند یعنی رشته رود، توتکابن، فیزارود، خرشک، زلیکی رود و دیسام مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

لایه ۰-۳۰ سانتی متر خاک مصب رودخانه های حوزه سفیدرود (سفیدرود، رشته رود، توتکابن، فیزارود، خرشک، زلیکی رود و دیسام) از بهمن ۱۳۸۶ تا آبان ۱۳۸۷ در ماههای بهمن، اردیبهشت، خرداد، تیر، مرداد، شهریور، مهر و آبان نمونه برداری شد و مقدار آدیفنفس، بوتاکلر و دیازینون در آن اندازه گیری گردید (جدول ۱).

نتایج و بحث

مقدار مصرف آدیفنفس، بوتاکلر و دیازینون در محدوده مورد مطالعه بترتیب ۵۵۰ لیتر، ۴۲۷۰۸ لیتر و ۲۹۶ تن در سال زراعی ۸۶-۸۷ بوده است، از طرفی عدم وجود یارانه بر روی این سموم در چند سال گذشته، منجر به افزایش قیمت این سموم در بازار و مصرف بهینه و متعادل آنها در کشاورزی گردیده است [۳].

عبارت **n.d** در جدول (۱) به این معناست که مقدار این سم در خاک بسیار ناچیز و غیر قابل تشخیص بوده است. با

جدول ۱- مقدار سم دیازینون، بوتاکلر و ادیفنفوس (mg/ 100gr soil) در خاک مصب رودخانه ها

ماه	آبان	مهر	شهریور	مرداد	تیر	خرداد	اردیبهشت	بهمن	مصب رودخانه
دیازینون									
n.d	۰/۰۰۵	n.d	n.d	۰/۱۰۴	n.d	n.d	n.d	۰/۱۲	سفیدرود
n.d	۰/۰۷۵	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۰۳	رشته رود
n.d	۰/۲۳۴	۷/۷۶	n.d	n.d	n.d	n.d	۴/۰۴	۳/۳۹	توتکاین
n.d	۰/۳۷	۰/۷۴	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۲۲	n.d	فیرارود
n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۰۶	n.d	n.d	۰/۰۶	۰/۰۸	خرشک
n.d	۰/۱۴۳	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	زیلکی رود
n.d	۰/۰۴	۰/۶۷	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	دیسام
بوتا کلر									
۰/۰۰۴	۰/۱۸۸	۳/۵۷	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	سفیدرود
۰/۰۰۴	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	۰/۰۰۹	n.d	n.d	رشته رود
n.d	n.d	۰/۹۱۲	۰/۰۴	n.d	n.d	۰/۱	n.d	n.d	توتکاین
۰/۰۱۸	n.d	n.d	۰/۰۶۴	n.d	n.d	۰/۰۱	n.d	n.d	فیرارود
n.d	n.d	۱/۲۸	۰/۰۶	n.d	n.d	۰/۰۰۵	n.d	n.d	خرشک
n.d	n.d	۰/۹۹	۰/۰۰۳	۰/۰۳	n.d	n.d	n.d	n.d	زیلکی رود
۰/۰۸۶	n.d	۰/۰۷	n.d	n.d	n.d	۰/۰۲	۰/۰۸	n.d	دیسام
ادیفنفس									
n.d	۰/۰۰۱	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	سفیدرود
۰/۰۴	n.d	۰/۰۰۴	۰/۰۳	۰/۰۰۶	n.d	n.d	n.d	n.d	رشته رود
n.d	۰/۰۰۳	n.d	n.d	۰/۰۰۱	۰/۰۳	n.d	n.d	n.d	توتکاین
۲/۵۶	n.d	n.d	۰/۰۵	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	فیرارود
n.d	n.d	n.d	۰/۰۰۶	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	خرشک
n.d	n.d	۰/۰۸۷	۰/۰۰۲	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	زیلکی رود
۰/۰۰۱	n.d	۰/۰۶۴	۰/۰۱۳	۰/۰۰۷	۰/۱۵	n.d	n.d	n.d	دیسام

n.d= not detected

توجه به ارقام ارائه شده در جدول (۱) مقدار سه نوع سم دیازینون، علف کش بوتاکلر و قارچ کش آدیفنفس، در خاک زیاد نبوده اما علیرغم اینکه شرکت های سازنده و بالتبع ادارات کشاورزی نیمه عمر سموم بکار رفته را ۲ الی ۴ هفته می دانند [۴۳]، نتایج آزمایشگاهی در بهمن ماه و اردیبهشت نشان می دهد که علیرغم گذشت حدود ۷ الی ۹ ماه از اتمام فصل فعالیت های کشاورزی، بخصوص حشره کش دیازینون در نمونه خاک های منطقه مشاهده می گردد که می تواند زمان پایداری ارائه شده از این سازمانها را مورد تردید قرار دهد و نیاز به مطالعات تکمیلی جهت پاسخ به نیازهای سلامت محیط زیست و منابع و حفظ ثروتهای ملی را ضروری نماید. در هر حال کاهش مصرف سموم شیمیایی و گسترش مبارزه بیولوژیک با آفات به منظور کشاورزی پایدار و حفاظت از منابع آب و خاک باید گسترش یابد.

منابع

- پژوهشکده محیط زیست جهاد دانشگاهی. ۱۳۸۶. بررسی کمیت و کیفیت رودخانه های مهم استان گیلان. ج. ثنایی، غ. ح.، ۱۳۸۵. سم شناسی صنعتی. انتشارات دانشگاه تهران. ج ۱ و ۲.
- سازمان جهاد کشاورزی استان گیلان، مدیریت حفظ نباتات. آمار سال زراعی ۱۳۸۷-۱۳۸۶.
- Anonymous. 1996. <http://extoxnet.orst.edu/pips/diazinon.htm>

بررسی آلودگی فلزی حاصل از سوخت های فسیلی در خاکهای اطراف جاده تهران - دماوند

آریتا بهبهانی نیا^۱، رامین سلماسی^۲، حمید رضا پیروان^۳

عضو هیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد رودهن گروه محیط زیست^۱ عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی آذر بایجان شرقی^۲ عضو هیئت علمی مرکز آبخیز داری تهران^۳

مقدمه:

دود های خارج شده از وسایل نقلیه در اثر مصرف سوختهای فسیلی می تواند باعث آلودگی خاکهای منطقه گردد. نزدیک بودن برخی جاده ها به زمین های کشاورزی احتمال آلودگی محصولات را از طریق انتقال فلزات از خاکهای آلوده به گیاهان امکان پذیر می سازد. تحقیقات ، نشان داده است افزایش میزان سرب خاک می تواند به علت افزایش مصرف سوخت های فسیلی باشد [۲]، [۳]. سرب در کنار جاده با فاصله از جاده، حجم ترافیک ، نزدیکی به سایر جاده های اصلی، سن جاده، جهت و شدت بادهای دائمی، فصل سال، اوضاع جوی، وضعیت طبیعی و جغرافیایی منطقه، کیفیت و کمیت بنزین مصرفی ، نوع وسائط نقلیه ، نوع خاک ، توپوگرافی و پوشش گیاهی بستگی دارد. میزان آلودگی از خروجی اگزوز اتومبیل ها به کیفیت بنزین ، میزان مصرف بنزین و حجم ترافیک بطور مستقیم ارتباط دارد [۶]. علیرغم این که استفاده از بنزین بدون سرب در دستور کار محیط زیست ایران قرار گرفته و تا حدودی نیز مورد عمل واقع شده است. با این حال فلزات سنگین در قسمت های مختلف خودروها و همچنین در مکمل های سوختی وسایل نقلیه سنگین مورد استفاده قرار می گیرد. و علاوه بر این سرب و کادمیم می توانند چندین سال در لایه های خاک تجمع یابند [۵]. تصاعدات کادمیم در اثر استفاده از سوخت های فسیلی می تواند تا صد برابر غلظت کادمیم خاک را افزایش دهد [۱].

مواد و روشها

در مسیر جاده تهران - دماوند ۳ منطقه سرخه حصار، جاجرود، پردیس جهت نمونه برداری انتخاب گردید. نمونه برداری ها در ماههای فروردین، مرداد، آبان سال ۱۳۸۶ انجام گرفت. نمونه های خاک از فاصله ۰، ۱۰، ۵۰ متری شانه خاکی جاده در عمق های ۵ و ۱۵ سانتی متری برداشته شد. به طور کلی ۵۴ نمونه خاک در زمان های مختلف نمونه برداری جمع آوری شدند. برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکها و غلظت فلزات سنگین سرب و کادمیم تعیین شدند. برای تعیین غلظت فلزات سنگین، نمونه های خاک، در اسید نیتریک ۴ نرمال هضم و توسط دستگاه جذب اتمی غلظت سرب و کادمیم در آنها تعیین شد [۴]. برای اطلاع از میزان تردد وسائط نقلیه در منطقه مورد مطالعه به تفکیک نوع وسیله نقلیه از اطلاعات پلیس راه جاجرود در ماههای مختلف از فروردین ماه تا بهمن ۱۳۸۶ استفاده شد. آمار میزان بارندگی ۱۰ سال اخیر نیز تهیه شد

نتایج و بحث

یافته های بدست آمده از نتایج این پژوهش نشان می دهد که پی اچ خاک خنثی تا کمی قلیایی است و در نتیجه تأثیری در جذب یا دفع سرب و کادمیم نخواهد داشت . مواد آلی خاک نیز نسبتاً کم است و احتمالاً تشکیل کمپلکس های آلی با این ۲ عنصر کمتر انجام می گیرد. در مورد سرب همانگونه که انتظار می رود غلظت آن نسبت به حالت طبیعی اغلب خاکهای ایران کمی بیشتر است با توجه به اینکه این جاده مدت زیادی مورد استفاده قرار گرفته است و در سالهای پیش نیز بنزین سرب دار استفاده بیشتری داشته است باعث تجمع سرب در خاک شده است. در آبان ماه غلظت های

سرب در نمونه های خاک کنار جاده بسیار بالا بدست آمد (۴۵/۱۰ میلی گرم بر کیلو گرم شکل ۱) علاوه براین با افزایش فاصله غلظت سرب در نمونه ها کاهش یافت. ضریب همبستگی پیرسون بین فلزات و خصوصیات خاک نشان می دهد که سرب با فاصله از ایستگاه و میزان بارندگی همبستگی منفی و با کربنات کلسیم همبستگی مثبت دارد. این موضوع بیانگر آن است که هر چه فاصله از محور جاده افزوده می شود میزان آلودگی سرب کاهش می یابد و هرچه میزان بارندگی نیز افزایش می یابد، میزان این آلودگی به دلیل شستشوی خاک توسط آب باران کاهش پیدا می کند. آزمون جفتی داده ها نیز نشان می دهد در سطح معنی داری ۹۵٪ بین آلودگی سرب و کادمیم با پارامترهایی نظیر میزان ترافیک، فاصله از محور اصلی جاده، عمق و بارندگی ارتباط معنی داری وجود دارد. این ارتباط در میزان ترافیک و فاصله از جاده در بیشترین حد است. بنابراین اطلاع از خصوصیات خاکها، کنترل میزان تردد خودروها و توجه به ارزیابی های زیست محیطی می تواند نقش مهمی در کاهش آلودگی خاکها و اکوسیستمها داشته باشد.

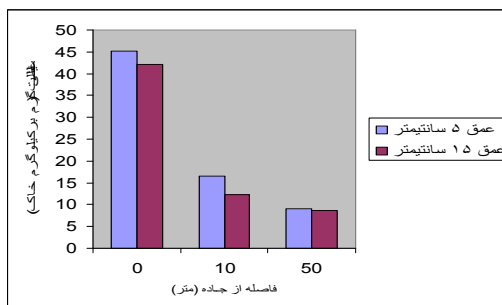
جدول ۱ میانگین مشخصات خاک و غلظت عناصر سنگین در منطقه طرح

کادمیم mg/kg	سرب mg/kg	درصد مواد آلی خاک	درصد کربنات کلسیم خاک	pH	بافت	منطقه	زمان
۰/۲۷	۱۰/۱۲	۰/۴۳	۱۲/۰۸	۷/۶۵	شنی لومی	سرخه حصار	فروردین
۰/۱۸	۱۰/۹۳	۰/۷۱	۱۴/۵۴	۷/۴۳	شنی لومی	جاجرود	فروردین
۰/۱۳	۸/۶۲	۰/۶۴	۵/۱۲	۷/۳۶	شنی لومی	پردیس	فروردین
۰/۲۸	۱۷/۹۲	۰/۶۸	۱۳/۲۵	۷/۵۴	شنی لومی	سرخه حصار	مرداد
۰/۳۷	۲۱/۱۱	۰/۷۳	۱۶/۲۵	۷/۵۰	شنی لومی	جاجرود	مرداد
۰/۳۱	۱۰/۱۴	۰/۶۳	۱۰/۸۷	۷/۴۱	شنی لومی	پردیس	مرداد
۰/۳۳	۱۸/۹۸	۰/۴۷	۱۳/۰۷	۷/۵۸	شنی لومی	سرخه حصار	آبان
۰/۴۳	۲۲/۳۰	۰/۶۳	۱۰/۰	۷/۴۶	شنی لومی	جاجرود	آبان
۰/۳۸	۱۰/۹۴	۰/۶۳	۱۰/۸۶	۷/۴۰	شنی لومی	پردیس	آبان

جدول ۲ ضریب همبستگی پیرسون بین فلزات و خصوصیات خاک

بارندگی	عمق	درصد کربنات کلسیم	pH	فاصله	ضریب پیرسون
۰/۳۰۶*	۰/۰۱۱	۰/۴۲۱*	۰/۰۸۴	۰/۵۲۰*	سرب
۰/۴۲۲	۰/۳۲۲*	۰/۰۴۳	۰/۰۳۷	۰/۳۱	کادمیم
۰/۱۴۹	۰/۲۷۰	۰/۰۶	۰/۲۹۵*	۰/۴۸۵*	درصد مواد آلی

ارقامی که با علامت یک ستاره (*) نمایانده شده اند میزان معنی دار بودن ارتباط داده ها را در سطح ۹۵ درصد نشان می دهد.



۱. میانگین غلظت سرب در نمونه های خاک در فواصل مختلف از جاده در ایستگاه دوم (آبان ۸۶)

- [۱] غضبان، ف. ۱۳۸۱. زمین شناسی زیست محیطی، انتشارات دانشگاه تهران، صفحات ۵۶-۵۸.
- [2] Basta, N. T. 1993. Path analysis of heavy metal heavy metal adsorption by soil. 85, 1054-1057.
- [3] Khaled, J. 2003. Lead concentrations of roadside soils of Bagdad, Iraq. Wat. Air and soil poll. 12; 45-49
- [4] Klute, A. 1986. Method of soil analysis, part 1. SSSA
- [5] Solomon, A. L., and J. Hatford, 1976. Pb and Cd in a small urban community, Env. Sci. and Tech., 10: 773-780.
- [6] Wazd, P. 2005. Heavy metal pollution along high and low traffic highways. Env Sci and tech, 14; 24-29.

سینتیک انحلال طولانی مدت برخی سنگ فسفاتهای داخلی و خارجی

عبداللطیف قلی زاده^{۱*}، محمد اردلان^۲، محمد مهدی طهرانی^۲، حسین میر سید حسینی^۴، نجفعلی کریمیان^۵
 ۱، استادیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد قائم شهر^۲، ۴ دانشجوی دکتری، دانشیار، و استادیار پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران^۳، استادیار موسسه تحقیقات خاک و آب - تهران^۵، استاد دانشکده کشاورزی - دانشگاه شیراز

مقدمه

در شرایط خاکی و اقلیمی خاص، استفاده مستقیم از سنگ فسفات (سف)، به ویژه در جاهایی که این منبع در دسترس باشد، از لحاظ زراعی و اقتصادی می تواند جایگزین مناسبی برای سوپر فسفاتهای گران قیمت باشد. چندین روش برای ارزیابی سف ها جهت کاربرد مستقیم وجود دارد [۲، ۳، ۵]. نخستین گام در این روشها استفاده از محلولهای عصاره گیر می باشد. این آزمونها روشی ساده و سریع را برای طبقه بندی و سپس انتخاب سف ها بر اساس توان اثربخشی آنان پیشنهاد می کنند. معمولترین روش مورد استفاده سیترات آمونیوم خنثی، اسید سیتریک ۲ درصد و اسید فورمیک ۲ درصد می باشد [۳]. اما استاندارد معمول آزمونهای حلالیت فقط بخشی از میزان حلالیت واقعی را نشان می دهد. زیرا در این روشها مدت زمان واکنش انحلال سف و نسبت نمونه به محلول عصاره گیری کم و محدود می باشد. بنابراین، این روشهای رایج، انحلال کوتاه مدت سف ها را برآورد می کنند [۳]. برای بررسی انحلال بلند مدت سف ها ترونک و فایارد (۱۹۹۵) یک روش ساده برای اندازه گیری سینتیک انحلال سف با زمان را ابداع کردند [۶]. مزیت این روش این است که فسفر و کلسیم حل شده را انتقال داده و تجمع این عناصر در سطح ذرات اتفاق نیافتاده و مانع انحلال سف نمی شوند. این روش نسبت به عصاره گیری تک مرحله ای زمان بر بوده ولی نسبت به عصاره گیری متوالی زمان کمتری نیاز داشته و اطلاعات بیشتری از انحلال سف با زمان را در دسترس قرار می دهد. هدف از مطالعه حاضر مقایسه سینتیک انحلال بلند مدت سف های محلی یزد و یاسوج با سف گافسا می باشد. سف گافسا (تونس) به دلیل حلالیت زیاد به عنوان سف مرجع برای استفاده مستقیم در دنیا شناخته می شود [۱، ۲، ۳، ۴]

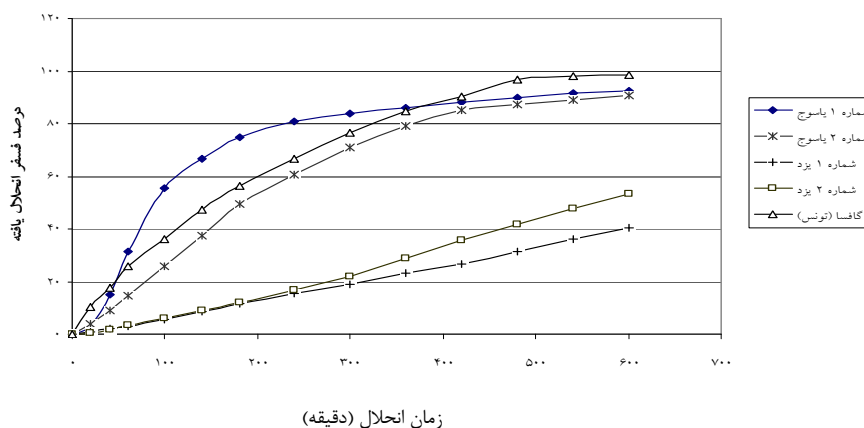
مواد و روشها

دو نمونه از سف رسوبی (کوه لار یاسوج) و دو نمونه از سف آذرین (آسفوردی یزد) و یک نمونه از سف گافسا (تونس) تهیه شد. نمونه های تهیه شده، آسیاب و از الک ۱۰۰ مش عبور داده شد. پیک های کانی های عمده آنها با دستگاه XRD مدل BRUKER(D8) تشخیص و با استفاده از کارتهای ASTM و با در نظر گرفتن میزان عناصر در آن، نوع و فراوانی تقریبی کانی های اصلی تعیین شدند. نمونه سف به میزان یک گرم در داخل یک کیف یا بطری درب دار که با پشم شیشه بسته شده است قرار داده، محلول اسید فورمیک ۲ درصد با سرعت یک قطره در هر ثانیه درسه تکرار روی نمونه ریخته، میزان فسفر استخراج شده در فواصل زمانی معین اندازه گیری، و منحنی انحلال آنها نسبت به زمان ترسیم و با هم مقایسه شدند.

نتایج و بحث

با توجه به نتایج دستگاه XRD فراوانی نسبی کانی ها در سف شماره یک یاسوج به ترتیب کلسایت، کوارتز، آپاتایت، کانی های رسی و هوماتیت می باشد که در آن میزان کلسایت و کوارتز قابل توجه می باشد. در سف شماره دو یاسوج نیز ترتیب نسبی کلسایت، کوارتز و آپاتایت می باشد ولی میزان کلسایت خیلی زیاد بوده و میزان کوارتز و آپاتایت کمتر می باشد. در

کنسانتره فسفات آسفوردی (نمونه شماره سه و چهار) علاوه بر آپاتایت مقدار کمی همتایت (اکسیدهای آهن) و کوارتز نیز مشاهده می شود. در سف گافسا فراوانی نسبی کانی ها به ترتیب آپاتایت، کلسایت، گچ و کانی های رسی می باشد. نمودار ۱ نشان می دهد که در ۲۰ دقیقه اول واکنش، اسید فورمیک باعث انحلال آهک موجود در سفهای شماره یک و دو یاسوج می شود و سرعت واکنش با آپاتایت کم می باشد ولی بعد از اتمام حل شدن آهک و خروج محصولات واکنش انحلال، حل شدن آپاتایت شروع می شود که در سف شماره یک یاسوج بعد از ۲۰ دقیقه این امر به وقوع می پیوندد. ولی در سف گافسا چون میزان آپاتایت خیلی بیشتر از آهک می باشد در نتیجه حل شدن آپاتایت از زمان شروع آغاز شده و سرعت انحلال آپاتایت زیاد می باشد. بعد از ۲۰ دقیقه سرعت واکنش انحلال سف شماره یک یاسوج به شدت افزایش می یابد بطوری که حتی از سرعت واکنش انحلال سف مرجع گافسا نیز بیشتر می باشد. سرعت واکنش انحلال سف شماره دو در این مرحله مشابه می باشد. این تحقیق به وضوح نشان میدهد، در صورتی که سف شماره یک یاسوج تغلیظ شده و کانی های همراه آن (آهک) حذف شود به عنوان سف کاملاً واکنش پذیر در دنیا شناخته شده و جهت استفاده مستقیم می توان از آن استفاده کرد. این سف در عصاره گیری تک مرحله ای جزء سف های با واکنش پذیری کم طبقه بندی شده بود زیرا بخشی از مواد شیمیایی مورد استفاده توسط آهک مصرف شده بود. سینتیک انحلال سف شماره ۱ و ۲ یزد نسبت به سف های رسوبی یاسوج و سف مرجع گافسا (تونس) متفاوت بوده و میزان انحلال آنها خیلی کم می باشد.



زمان انحلال (دقیقه)

نمودار ۱- انحلال پیوسته سف ها با محلول اسید فورمیک

منابع

- [1] Ankomah, A.B., Zapata, F., Danso, S.K.A. and Axmann, H. 1995. Cowpea varietal differences in uptake of phosphorus from Gafsa phosphate rock in a low P Ultisol. *Fert. Res.*, 41: 219-225.
- [2] Chien, S.H. and Hammond, L.L. 1978. A comparison of various laboratory methods for predicting the agronomic potential of phosphate rock for direct application. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 42: 1758-1760.
- [3] FAO. 2006. Use of phosphate rock for sustainable agriculture. *FAO Fertilizer and Plant Nutrition Bul. No. 13*. Rome.
- [4] Lopes, A. 1998. The use of phosphate rocks to build up soil P and increase food production in acid soils: the Brazilian experience. In A.E. Johnston & J.K. Syers, eds. *Nutrient management for sustainable food production in Asia*, pp. 121-132. *Proc. IMPHOS-AARD/CSAR*. Wallingford, UK, CAB International.
- [5] Rajan, S.S.S., Brown, M.W., Boyes, M.K. and Upsdell, M.P. 1992. Extractable phosphorus to predict agronomic effectiveness of ground and unground phosphate rocks. *Fert. Res.*, 32: 291-302.
- [6] Truong, B. and Fayard, C. 1995. Small-scale fertilizer production units using raw and partially solubilized phosphate. In H. Gerner & A. U. Mokwunye, eds. *Use of phosphate rock for sustainable agriculture in west Africa*, pp. 181-191. *Miscellaneous Fertilizer Studies No. 11*. Muscle Shoals, Alabama, USA, IFDC Africa.

تغییر خصوصیات شیمیایی خاک ناشی از تغییر کاربری اراضی در دو منطقه گرگان و گنگاور

علی بهشتی آل آقا^۱، فائز رئیسی^۲، احمد گلچین^۳ و فاطمه امانی^۴

^۱مربی گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه رازی کرمانشاه و دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه شهرکرد،
^۲دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، ^۳استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی، دانشگاه زنجان، ^۴دانشجوی اسبق کارشناسی ارشد دانشگاه شهرکرد.

مقدمه

امروزه اغلب از مفهوم کیفیت خاک برای تعیین ظرفیت خاک به منظور شناخت پایداری اکوسیستم و نیز نیل به کشاورزی پایدار اراضی استفاده می شود (۳). از میان خصوصیات کیفی خاک ویژگیهای شیمیایی از جمله میزان کربن آلی (OC)، اسیدیته خاک (pH)، میزان کربنات کلسیم معادل (CaCO_3)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) ویژگیهای مهم برای رشد گیاه، تولید محصول و فعالیت های میکروبی تشخیص داده شده اند که این خصوصیات تحت تأثیر آب و هوا و مدیریت های مختلف زراعی قرار می گیرند (۴). بهم زدن زمینه معدنی خاک به وسیله عملیات خاکورزی سنتی موجب شکسته شدن خاکدانه ها، کاهش مواد آلی خاک و در نهایت باعث افت خصوصیات کیفی خاک می شود (۱). تغییر کاربری اراضی می تواند از طریق تأثیر بر میزان بقایای گیاهی اضافه شده به خاک، تغییر در سرعت تجزیه ماده آلی و فرسایش خاک نقش به سزایی بر جذب و مقدار ماده آلی خاک داشته باشد. هدف از این تحقیق، بررسی تغییرات خصوصیات شیمیایی خاک و ماده آلی ناشی از اثر تغییر کاربری اراضی و تبدیل زمین های بکر به کشاورزی در دو منطقه گرگان و گنگاور می باشد.

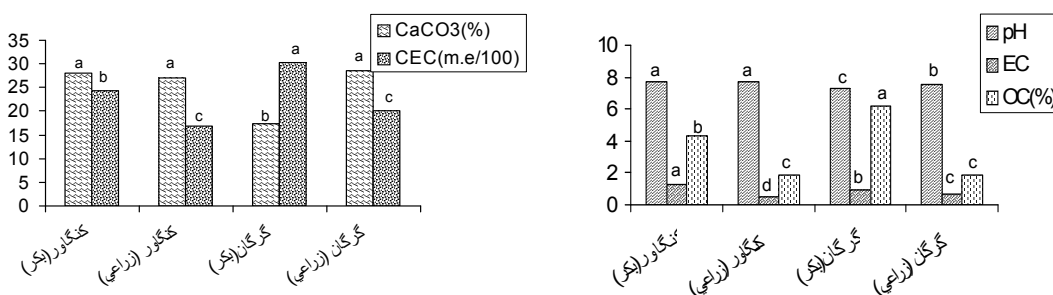
مواد و روشها

از اراضی بکر (جنگل و یا مرتع) و تحت کشت مجاور آن، در دو منطقه گرگان و گنگاور نمونه برداری انجام شد. اراضی بکر و کشت شده در مجاورت یکدیگر قرار داشته و به لحاظ خصوصیات ظاهری کاملاً مشابه بودند به صورتی که تنها تفاوت آنها ناشی از نوع کاربری اعمال شده بود. در هریک از اراضی از عمق ۲۰-۰، به کمک اوگر و به ازاء هر هکتار ۱۵ نمونه فرعی تهیه گردید که بعداً مخلوط شده و به یک نمونه مرکب تبدیل گردیدند، در هر یک از اراضی، ۳ نمونه مرکب (تکرارهای جامعه آماری) تهیه گردید که با نمونه مرکب بدست آمده از قسمت مجاور (همان عمق) و با کاربری متفاوت، مقایسه شد. در این خاک ها کربن آلی به روش واکلی و بلاک، کربنات کلسیم معادل به روش تیتراسیون و اسیدیته خاک (pH) و قابلیت هدایت الکتریکی (EC) به ترتیب در گل و عصاره اشباع اندازه گیری شدند. تجزیه و تحلیل های آماری نیز با استفاده از نرم افزار های رایج آماری صورت پذیرفت.

نتایج و بحث

خاک منطقه گرگان به دلیل داشتن بارندگی بیشتر و شستشوی بیشتر خاک از قابلیت هدایت الکتریکی (EC) و اسیدیته (pH) پایین تری نسبت به خاک منطقه گنگاور برخوردار بود (نمودار ۱). تغییر کاربری اراضی تأثیر معنی دار بر میزان آهک منطقه گنگاور نداشته است و لذا pH خاک نیز روند مشخصی را در این منطقه نشان نمی دهد ولی در منطقه گرگان مقدار آهک خاک پس از تبدیل جنگل به زمین زراعی افزایش یافته است. از آنجا که آهک (CaCO_3) یک ماده قلیایی می باشد

لذا اسیدیته خاک زراعی افزایش یافته است (نمودار ۱ و ۲). این اثر احتمالاً به دلیل اضافه شدن رسوبات آب آبیاری به این اراضی باشد چون پساب برخی از کارخانه های سنگبری در طول مسیر وارد آب آبیاری می گردد.



نمودار ۲: اثر تغییر کاربری اراضی بر کربنات کلسیم معادل آهک و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در دو منطقه کنگاور و گرگان. حروف غیر مشابه نشان دهنده تفاوت معنی دار می باشد. (آزمون دانکن)

نمودار ۱: اثر تغییر کاربری اراضی بر اسیدیته، هدایت الکتریکی و درین الی حاف. حروف غیر مشابه نشان دهنده تفاوت معنی دار می باشد. (آزمون دانکن)

تبدیل اراضی جنگلی و مرتعی به اراضی کشاورزی در دو منطقه مذکور موجب کاهش معنی دار کربن آلی خاک (OC) شده است (نمودار ۲) که احتمالاً به دلیل شخم زدن و بهم خوردگی شدید خاک باشد. تیزدال و نلسون (۱۹۷۵) معتقدند که شخم باعث شکسته شدن خاکدانه ها و تهویه بیشتر خاک می شود که تشدید اکسیداسیون و معدنی شدن مواد آلی را به دنبال دارد (۵). کاهش مواد آلی همچنین می تواند ناشی از کاهش برگشت بقایای گیاهی به خاک باشد. چون قسمت عمده مواد آلی تولید شد در زمین های زراعی به صورت محصول از زمین خارج می شود. تغییر کاربری اراضی در هر دو منطقه مورد مطالعه موجب کاهش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک (CEC) گردید (نمودار ۳). از آنجا که CEC خاک به مقدار و نوع مواد آلی و رس بستگی دارد، کاهش مواد آلی در اثر کشت و کار کاهش میزان CEC را به همراه داشته است (۴). با توجه به مطالعه انجام شده چنین به نظر می رسد که استفاده از روش های بی خاکورزی و یا حداقل خاکورزی جهت حفظ ماده آلی خاک در راستای نیل به کیفیت بالای خاک و متعاقب آن کشاورزی پایدار امری الزامی می باشد.

منابع

- ین. ا. و م. ج. ملکوتی. ۱۳۷۸. نگهداری و پویایی مواد آلی در خاک. مجله علوم خاک و آب. جلد ۱۳. شماره ۱. موسسه تحقیقات خاک و آب. تهران. ایران. ص ۴۰-۵۲.
- eron, K., M. H. Beare and R. P. McLaren. 1998. Selecting physical, chemical and biological indicators of soil quality for degraded or polluted soils. Proceedings of 16th World Congress of Soil Science. Symposium No. 37. Aug. 20-26. 1998. Montpellier, France.
- Larson, W. E. and F. J. Pierce, 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In "Defining Soil Quality for a Sustainable Environment". SSSA Spec. Pub. No. 35., Eds. J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, and B. A. Stewart, pp. 37-51. ASA, CSSA and SSSA, Madison, WI.

Stevenson, F. G. 1994. Humus chemistry: Genesis, composition and reactions. John Wiley and Sons, INC, New York.

Tisdale, S. L. and W. L. Nelson. 1975. Soil fertility and fertilizers. 4rd ed. Macmillan, New York.

تخلیه پتاسیم خاک در باغهای پسته با سنین مختلف

سید جواد حسینی فرد، حسین خادمی و محمود کلباسی

به ترتیب دانشجوی دکتری و اساتید گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

در مناطق پسته کاری رفسنجان باغداران سالها از کودهای ازته و فسفره استفاده نموده و کمتر کودهای پتاسیمی به کار برده اند. چندین مطالعه مشارکت پتاسیم غیر تبادلی در تغذیه گیاهان رشد یافته روی خاکهای آبرفتی حاوی ایلیت زیاد را نشان داده اند (۵ و ۶). چنین اثری وقتی کشت مداوم با کاربرد ازت و فسفر بدون پتاسیم باشد، تشدید می گردد (۷). مطالعات متعددی تخلیه پتاسیم خاک تحت کشت گیاهان مختلف را نشان داده است (۱، ۴ و ۸). علیرغم اهمیت پتاسیم در تغذیه پسته و وجود باغهای با سنین مختلف که کود پتاسیم نیز دریافت نکرده اند، مطالعه ای در خصوص وضعیت پتاسیم و تخلیه این عنصر در مناطق پسته کاری ایران صورت نگرفته است. لذا هدف از این تحقیق مطالعه تخلیه شکلهای مختلف پتاسیم در باغهای پسته با سنین مختلف در مناطق پسته کاری رفسنجان بوده است.

مواد و روشها

سه منطقه از مناطق پسته کاری رفسنجان شامل انار و گیتی آباد در شمال غرب و نوق در شمال رفسنجان در نظر گرفته شد. در هر منطقه باغهای پسته با سنین ۱۰، ۲۰ و ۴۰ ساله و در نزدیکی هر یک از آنها اراضی بکر به عنوان شاهد انتخاب گردید. باغهای انتخاب شده در مناطق مختلف دارای مدیریت کم و بیش یکسانی بوده و تاکنون کود پتاسیمی در آنها استفاده نشده است. سه پروفیل در هر باغ در سایه انداز درختان و همچنین در اراضی بکر حفر شد. پروفیلهای خاک تشریح شده و از افقهای ژنتیکی تشخیص داده شده نمونه برداری صورت گرفت. عمق تراکم ریشه های ریز درختان پسته در هر پروفیل در هنگام تشریح آنها یادداشت گردید. علاوه بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی معمول خاکها، شکلهای مختلف پتاسیم شامل محلول، تبادلی، قابل استخراج با اسید نیتریک مولار جوشان و کل با استفاده از روشهای شرح داده شده به وسیله کنودسن (۱۹۹۶) اندازه گیری شد. برای مشخص شدن وضعیت پتاسیم در درختان پسته با سنین مختلف، نمونه برداری برگ در سه تکرار و طی دو سال پر محصول و کم محصول انجام و غلظت پتاسیم در آنها اندازه گیری شد. مقایسه میانگین ها با استفاده از آزمون دانکن و در سطح ۵ درصد با استفاده از نرم افزار SPSS صورت گرفت.

نتایج و بحث

میانگین پتاسیم قابل جذب در سه عمق خاک در اراضی بکر مناطق نوق، انار و گیتی آباد به ترتیب ۱۳۴/۲، ۱۴۱/۳ و ۴۰۵/۶ میلی گرم بر کیلوگرم خاک بود. بنابراین بر اساس حد بحرانی گزارش شده (۲۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم) برای درختان بارور پسته (۲)، مناطق نوق و انار بطور طبیعی دارای مقادیر پایین تر از حد بحرانی پتاسیم قابل جذب برای تولید مطلوب پسته می باشند. نتایج نشان داد که غلظت پتاسیم محلول در اراضی بکر بیشتر از باغهای پسته با سنین مختلف بود و بین هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک و پتاسیم محلول همبستگی مثبت بالایی در هر سه منطقه وجود داشت. به طوریکه به نظر می رسد که شستشوی املاح که در اثر آبیاری باغها در طول سالیان صورت گرفته باعث کاهش معنی دار پتاسیم محلول در باغهای پسته نسبت به اراضی بکر گردیده است. البته کاهش معنی دار پتاسیم محلول در باغهای ۴۰ ساله می تواند نشان دهد که جذب پتاسیم به وسیله گیاه نیز از فاکتورهای مهم در کاهش پتاسیم محلول بوده است. جدول ۱ تغییرات پتاسیم تبادلی و غیر تبادلی در عمقهای مختلف خاک را تحت تاثیر سنین مختلف درختان پسته در مناطق مورد مطالعه نشان می دهد. در منطقه ای که پتاسیم تبادلی خاک بیشتر بود و برای رشد درختان پسته کافی به نظر می رسید، پتاسیم تبادلی به طور معنی داری در باغهای با سنین ۱۰، ۲۰ و ۴۰ ساله در مقایسه با اراضی بکر کاهش نشان داد.

میانگین کاهش در پتاسیم تبادلی در عمق های مختلف خاک در این منطقه در باغهای پسته با سنین ۱۰، ۲۰ و ۴۰ ساله به ترتیب ۸/۴، ۴۶/۳ و ۴۳/۶ درصد بوده است. در حالیکه برای دو منطقه دیگر که پتاسیم تبادلی اولیه خاک بیشتر بود، میانگین کاهش آن ۲۰-۲ درصد به دست آمد. پتاسیم غیر تبادلی به طور معنی داری در باغهای پسته ۱۰، ۲۰ و ۴۰ ساله در مقایسه با اراضی بکر، خصوصا در مناطقی که پتاسیم تبادلی اولیه خاک پایین تر بوده و برای رشد مطلوب درختان پسته کافی نبوده، کمتر بود. بیشترین کاهش پتاسیم غیر تبادلی خاک در باغهای پسته ۴۰ ساله منطقه ای که کمترین مقدار پتاسیم تبادلی را داشت، به میزان ۵۰ درصد مشاهده شد. به طور کلی در همه مناطق کاهش پتاسیم غیر تبادلی در عمق تراکم ریشه درختان پسته در مقایسه با سایر لایه های خاک بیشتر بود. این یافته ها نشان می دهد که فاکتورهای گوناگونی از جمله جذب پتاسیم به وسیله ریشه های گیاه، سن درختان پسته و وضعیت اولیه پتاسیم تبادلی خاک نقش مهمی در استخراج پتاسیم غیر تبادلی از کانیه های حاوی پتاسیم در خاکهای مورد مطالعه در مناطق پسته کاری ایفا می نمایند. علی رغم تغییرات نسبتا زیاد در سایر شکلهای پتاسیم، پتاسیم ساختمانی تغییرات معنی داری تحت تاثیر سنین مختلف درختان پسته نداشت. نتایج غلظت پتاسیم برگ در باغهای پسته با سنین مختلف در سه منطقه مورد مطالعه نشان داد که تخلیه پتاسیم از مخازن ذخیره ای خاک در مناطقی که پتاسیم تبادلی اولیه خاک پایین بوده نتوانسته است نیاز درختان پسته را به این عنصر، به ویژه در باغهای پسته با سن بیشتر از ۲۰ سال، بر طرف نماید.

جدول ۱. وضعیت پتاسیم تبادلی و غیر تبادلی (بر حسب mg Kg^{-1}) در عمق های مختلف خاک در باغهای پسته با سنین مختلف

منطقه	سنین باغات(سال) عمق خاک(cm)	پتاسیم تبادلی				پتاسیم غیر تبادلی			
		بکر	۱۰	۲۰	۴۰	بکر	۱۰	۲۰	۴۰
گیتی آباد	۰-۳۰	۴۴۶ a*	۳۸۲ b	۲۲۹ c	۲۳۴ c	۵۹۵ a	۵۹۰ a	۵۰۷ b	۴۸۴ b
	۳۰-۶۰	۴۷۳ a	۴۴۱ a	۲۰۶ b	۲۵۷ b	۴۱۳ a	۳۹۶ a	۳۴۹ b	۳۱۸ b
	۶۰-۹۰	۲۹۷ a	۲۸۰ a	۱۹۷ b	۱۸۵ b	۳۸۳ a	۴۰۰ a	۳۶۴ a	۲۷۰ b
انار	۰-۳۰	۱۴۲ a	۱۱۸ b	۱۳۶ a	۱۴۳ a	۱۴۱۱ a	۱۱۵۹ b	۱۰۶۷ b	۱۰۸۸ b
	۳۰-۶۰	۱۴۲ a	۱۳۹ a	۱۲۸ b	۱۱۷ c	۱۷۰۱ a	۱۵۰۲ a	۱۰۰۸ b	۹۸۲ b
	۶۰-۹۰	۱۳۴ a	۱۴۱ a	۱۴۴ a	۱۱۹ b	۷۱۸ a	۷۳۱ a	۶۳۰ a	۴۰۲ b
نوق	۰-۳۰	۵۴ b	۲۲۴ a	۲۰۸ a	۲۲۸ a	۱۸۸ b	۴۶۵ a	۴۴۱ a	۴۸۷ a
	۳۰-۶۰	۱۳۶ a	۱۲۶ a	۱۱۷ b	۱۲۰ b	۳۳۵ a	۳۰۴ a	۲۲۸ b	۲۰۵ b
	۶۰-۹۰	۲۱۱ a	۲۲۷ a	۱۹۲ b	۱۵۱ c	۴۲۸ a	۴۲۰ a	۳۹۶ a	۲۱۵ b

* اعداد هر ردیف دارای حروف یکسان از نظر آماری در سطح ۵ درصد اختلاف معنی دار ندارند.

منابع مورد استفاده

- [1] بارانی مطلق، م. و غ. ثوابی. ۱۳۸۴. بررسی تخلیه پتاسیم از خاکهای زیر کشت نیشکر خوزستان. مجله علوم کشاورزی ایران، جلد ۳۶، شماره ۵، صفحات ۱۱۹۶-۱۱۸۵.
- [2] Ashworth, L. J., J. R. Gaona and S. A. Surber. 1985. Nutritional disease of pistachio trees, potassium and phosphorus deficiencies and chloride and boron toxicities. *Phytopathology*, 75: 1084-1091.
- [3] Knudsen D., G. A. Peterson and P. E. Partt. 1996. Lithium, sodium and potassium. Pp. 403-429 in: *Methods of soil analysis. Part 2* (A.L. Page *et al.*, editors). Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin.
- [4] Rao C. S., M. S. Khera and A. S. Rao. 1994. Soil potassium depletion and K replenishment capacity under intensive cropping. *J. of Potassium Research*. 10: 3, 229-235.
- [5] Srinivasa R. Ch., A. Subba and T.R. Rupa. 2001. Need for inclusion of nonexchangeable potassium as a measure in

- soil test calibration and potassium recommendations. *Fertiliser News*, 46(5): 31-38.
- [6] Swarup A. and R.K. Chillar. 1986. Build up and depletion of soil phosphorus and potassium and their uptake by rice and wheat in a long-term field experiment. *Plant and Soil*, 91: 161-170
- [7] Swarup A. and R.H.Wanjari. 2000. Three decades of All Indian Coordinated Research Project on Long-Term Fertilizer Experiment to Study Changes in Soil Quality, Crop Productivity and Sustainability. Indian Institute of Soil Science, Bhopal, India.
- [8] Zeng Q., P.H.Brown and B.A.Holtz. 1999. Effects of potassium fertilization on soil potassium distribution and balance in pistachio orchards. *Better Crops*, Vol. 83, No.4, 24-26.

تغییر برخی خصوصیات شیمیایی خاک آبیاری شده با پساب تصفیه شده شهرکرد

مریم مرادمند^۱ و حبیب اله بیگی هرچگانی^۲^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

مقدمه

امروزه استفاده از پساب برای آبیاری در بسیاری از کشورها به خصوص در نواحی گرم و نیمه خشک متداول و رو به افزایش است. کاربرد پساب تصفیه شده جهت آبیاری علاوه بر تأمین آب می تواند منبع غذایی خوبی برای گیاهان و تقویت خاک گردد. محققین دریافتند که آبیاری با پساب نیتروژن، فسفر و پتاسیم خاک را افزایش می دهد [۶]. محققین همچنین دریافتند که pH خاک در آبیاری با پساب به سبب اکسایش ترکیبات آلی و تبدیل آمونیوم به نیترات کاهش می یابد [۵]. آبیاری با پساب به علت EC و TDS زیاد آن شوری و EC خاک را افزایش می دهد [۶]. در مدیریت آبیاری با پساب باید به محتوی عناصر غذایی پساب، به ویژه عناصر غذایی مورد نیاز گیاه، محتوی عناصر غذایی خاک و خصوصیات شیمیایی خاک توجه کرد. این اولین پژوهش در زمینه ی کاربرد پساب شهرکرد بر خصوصیات خاک تحت کشت یک سبزی است.

مواد و روشها

آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۵ تیمار شامل آب چاه (T0)، آب چاه ۲۵٪+ پساب تصفیه شده شهرکرد (T25)، آب چاه ۵۰٪+ پساب تصفیه شده شهرکرد (T50)، آب چاه ۷۵٪+ پساب تصفیه شده شهرکرد (T75) و پساب تصفیه شده شهرکرد (T100) در ۴ تکرار در گلخانه دانشگاه شهرکرد به صورت آزمایش گلدانی انجام شد. در هر گلدان ۳ نشا از گیاه فلفل سبز قلمی (*Capsicum annuum* Var robustin) کشت گردید. در پایان دوره ی رشد فلفل سبز نمونه خاک های تیمار شده هوا خشک سپس کوبیده و از الک ۲ میلی متری گذرانده شدند. هدایت الکتریکی خاک به وسیله دستگاه هدایت سنج، pH خاک با استفاده از pH متر، پتاسیم قابل جذب گیاه با عصاره گیر استات آمونیوم، نیتروژن کل خاک به روش کج لندال و فسفر قابل جذب گیاه در خاک به روش اولسن اندازه گیری شدند. مقایسه میانگین ها با آزمون LSD و با استفاده از نرم افزار STATISTICA 6.0 انجام شد.

نتایج و بحث

جدول ۱- ترکیب شیمیایی آب چاه و پساب.

معیارهای اندازه گیری شده	واکنش (pH)	هدایت الکتریکی	فسفات	نیترات	پتاسیم
واحد	—	dS/m	mg/L	mg/L	mg/L
آب چاه	۷/۸۵	۰/۳۸	۰/۰۷	۹	۰/۵۸
پساب	۷/۷۸	۱/۱۵	۲۵/۹	۱۸/۱	۱۴

ترکیب شیمیایی آب چاه و پساب در طول فصل رشد تعیین شد (جدول ۱). pH خاک با افزایش درصد پساب در آب آبیاری کاهش یافت ($p < 0.05$) (جدول ۲). این کاهش از نظر اندازه خیلی زیاد نیست ولی اگر کاربرد متوالی پساب ادامه یابد در آن صورت ممکن است اهمیت داشته باشد. سنجانی نیز (۱۳۸۰) کاهش pH در خاک های آبیاری شده با پساب شهری تصفیه شده را گزارش نموده است [۳]. ممکن است کمتر بودن پ هاش پساب نسبت به آب چاه (جدول ۱) و خاک

اولیه (جدول ۲) علت کاهش مختصر در پهایش خاک باشد. به علاوه اکسایش ترکیبات آلی در پساب و دی اکسید کربن آزاد در پساب نیز می‌توانند سبب کاهش خفیف در پهایش خاک شوند [۷].

جدول ۲- مقایسه میانگین‌های برخی خصوصیات خاک پس از آبیاری با درصدهای مختلف پساب

ویژگی خاک	واحد	مقادیر قبل از آبیاری	درصد پساب در آب آبیاری	۰	۲۵	۵۰	۷۵	۱۰۰
واکنش (pH)		۸/۰۰	۸/۰۰ ^a	۷/۹۹ ^a	۷/۹۸ ^b	۷/۹۵ ^{bc}	۷/۹۳ ^c	
هدایت الکتریکی	dS/m	۳/۵	۱/۲۷ ^a	۱/۲۹ ^a	۱/۴۷ ^b	۱/۸۲ ^c	۲/۹۶ ^d	
پتاسیم	mg/kg	۴۰۵	۳۹۲/۲۵ ^a	۳۹۴/۷۷ ^b	۳۹۶/۷۳ ^c	۳۹۹/۴۵ ^d	۴۰۳/۰۳ ^e	
فسفر	mg/kg	۳۱	۲۹/۲۴ ^a	۲۹/۶۷ ^b	۳۰/۰۴ ^c	۳۰/۴۱ ^d	۳۰/۷۹ ^e	
نیترژن	درصد	۰/۲۷۰	۰/۱۹۸ ^a	۰/۲۲۶ ^b	۰/۲۳۲ ^c	۰/۲۴۶ ^d	۰/۲۵۶ ^e	

در هر ردیف اعدادی که دارای حروف یکسان هستند در سطح ۹۵ درصد با آزمون LSD فاقد تفاوت معنی دار هستند.

هدایت الکتریکی خاک با افزایش درصد پساب در آب آبیاری افزایش یافت (جدول ۲). هرچند حتی در تیمار **T100** هم **EC** از خاک اولیه کمتر بود. در تیمارهای با درصد پساب در آب آبیاری ۵۰٪ و بیشتر تفاوت **EC** با شاهد معنی داری بود ($p < 0.05$). افزایش در هدایت الکتریکی به دلیل **EC** بیشتر پساب نسبت به آب چاه (جدول ۱) می‌باشد. علی محمدی (۱۳۸۵) نیز به نتیجه‌ی مشابهی رسید [۱].

غلظت پتاسیم و فسفر قابل جذب خاک با افزایش درصد پساب در آب آبیاری به صورت خطی و غلظت نیترژن کل خاک به صورت نمایی افزایش یافتند ($p < 0.05$). در خاک‌های رسی بالا بودن پتاسیم می‌تواند به دلیل گنجایش تبادل کاتیونی بالا و به دنبال آن جذب، نگهداری و تثبیت آن در کانی‌های رسی خاک باشد [۴]. بنابراین دلیل احتمالی افزایش پتاسیم قابل جذب خاک در این تحقیق بافت لوم رسی خاک و آبیاری با پساب حاوی پتاسیم بیشتر نسبت به آب چاه است. همچنین می‌توان افزایش فسفر قابل جذب و نیترژن کل خاک را به ترتیب به علت غلظت بیشتر فسفات و نترات پساب نسبت به آب چاه دانست. این نتایج با گزارش‌های سایر محققین مطابقت دارد [۲ و ۵]. بر اساس نتایج به دست آمده می‌توان گفت که پساب تصفیه شده شهری شهرکرد در کوتاه مدت تأثیر نامطلوبی بر خصوصیات شیمیایی خاک نداشته بلکه عناصر غذایی پر مصرف مورد نیاز گیاه را افزایش داده است.

منابع

- [۱] سالار دینی، ع. ۱۳۶۷. اصول تغذیه گیاه. مرکز نشر دانشگاهی، جلد ۱ و ۲.
- [۲] سمیرمی، ج. ا. قنبری، ج. عابدی کوپایی و ح. فنایی. ۱۳۸۵. ارزیابی آلودگی خاک‌های آبیاری شده با پساب فاضلاب تصفیه شده شهری در منطقه زابل. مجموعه مقالات همایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار. صفحات ۶۵-۶۶.
- [۳] سنجانی، ع. ا. و ش. حاج رسولیها. ۱۳۸۰. پیامد آبیاری با پساب پالایشگاه فاضلاب شمال اصفهان بر برخی از ویژگی‌های شیمیایی خاک‌های ناحیه برخوار. مجله‌ی علوم کشاورزی ایران، جلد ۳۲، شماره‌ی ۱، صفحات ۷۹-۸۸.
- [۴] علی محمدی، ر. ۱۳۸۵. استفاده مجدد از خروجی تصفیه خانه فاضلاب (پساب) در آبیاری اراضی و بررسی تغییرات حاصله در خاک و گیاه، گزارش نهایی طرح تحقیقاتی، وزارت جهاد کشاورزی، سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی، موسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی. شماره ۷۹۶. ۵۵ صفحه.

- [5] Mohammad, M. J and N. Mazahreh. 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Comm. sSoil Sci. Plant Anal.*, 34(9):1281-1294.
- [6] Munir, J. M. Rusan, S. Hinnawi and L. Rousan. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *J. Desalination*, 215: 143-152.
- [7] Shahalam, A. B. M. Abuzahra and A. Jaradat. 1998. Wastewater irrigation effect on soil, crop and environment: A pilot scale study at Irbid, Jordan. *Water, Air, and Soil Pollution*, 106:425–445.

بررسی تاثیر مقادیر کود فسفره بر میزان جذب کبالت توسط شنبلیله

معصومه شهابی^۱، علیرضا آستارایی^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد مدیریت مناطق بیابانی، دانشکده مرتع و آبخیزداری، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

مقدمه

جذب کبالت بوسیله گیاهان تابعی از مقدار کبالت متحرک خاک و غلظت کبالت در محلول خاک است [۲]. جذب کبالت به مقدار زیاد بوسیله ریشه به طور عمده جریان تعلق را متأثر کرده و در نتیجه نوک و حاشیه برگ ها آسیب دیده و سمیت کبالت بصورت سفیدی حاشیه و سوختگی نوک برگ ها می باشد. اگر چه واکنش ابتدایی گیاهان به غلظت زیاد کبالت، کلروز در میان رگبرگ های جوان بوده و شبیه به کلروز آهن می باشد. ماده آلی و مقدار رس از جمله فاکتورهایی هستند که توزیع و رفتار کبالت را کنترل می کنند [۳]. میانگین کبالت در پوسته کره زمین ۲۵ قسمت در میلیون می باشد. کبالت همچنین بعنوان ترکیبی از ماده تشکیل دهنده ی ویتامین B_{۱۲} در حیوانات نشخوارکننده شناخته شده است. به نظر می رسد غلظت کبالت با نوع رس و مواد آلی رابطه داشته باشند. مک کنزی تحقیقات خود و سایر دانشمندان را در مورد رفتار کبالت بررسی کرده و اعلام داشت که مقدار کافی کبالت در خاک برای فعالیت های بیولوژیکی ضروری است. زیرا کبالت به عنوان جزء ضروری ویتامین B_{۱۲} بوده و در پروسه های متیلاسیون در خاک درگیر است. همچنانکه کبالت به طور وسیعی در محیط پراکنده می شود انسان ممکن است در معرض سمیت کبالت قرار گیرد. کبالت به صورت قابل دسترس و آزاد در محیط نمی باشد و اگر ذرات کبالت توسط خاک جذب نشوند یا رسوب نکنند جذب بوسیله حیوانات و گیاه افزایش می یابد. غلظت زیاد کبالت می تواند به سلامت انسان آسیب رسانده و حتی باعث مرگ شود [۱].

مواد و روش ها

این تحقیق در سال ۱۳۸۵ در گلخانه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد انجام شد. با توجه به این که کبالت جزو عناصر نادر است و محدوده ی سمیت و کفایت آن بسیار کم است، می باید گیاهی انتخاب می شد که علائم سمیت یا کمبود را به خوبی نشان دهد. از طرفی با توجه به نقش کبالت در تثبیت N_۲ توسط گیاهان خانواده لگوم و با در نظر گرفتن فاکتورهایی مثل دوره رشد سریع و تولید زیست توده نسبتا بالا، گیاه شنبلیله با نام علمی *Trigonella Assa-Foetida* از تیره نخود انتخاب شد. شنبلیله گیاهی با برگ های مرکب سه برگچه ای است که برگچه ها در حاشیه شدیداً دنداندار می باشند. گل ها زرد رنگ و کوچک بوده و میوه آن نیام درازی به اندازه ۳ تا ۸ سانتی متر می باشد. نوع خاک مورد استفاده در این آزمایش خاک لوم بود که به مقدار ۴ کیلوگرم در هر گلدان مورد استفاده قرار گرفت. شنبلیله در شرایط گلخانه ای در گلدان های ۴ کیلوگرمی به مدت ۲ ماه کشت شد. دو سطح فسفر ۲۰ و ۴۰ کیلوگرم بر هکتار به عنوان تیمار اصلی و دو سطح کبالت صفر و ۱ قسمت در میلیون به عنوان تیمار فرعی در نظر گرفته شدند. ازت به مقدار ۵۰ کیلوگرم بر هکتار به طور یکنواخت به همه گلدان ها (به جز شاهد) اضافه شده و برای هر تیمار سه تکرار در نظر گرفته شد در این آزمایش مقادیر فسفر از کود سوپر فسفات ساده با درجه خلوص ۱۶٪ و مقادیر ازت از کود اوره با درجه خلوص ۴۶٪ و مقادیر کبالت از نمک نترات کبالت استفاده شد. فسفر استفاده شده در این تحقیق در ابتدای شروع آزمایش به خاک گلدان ها اضافه شد تا قابلیت فراهمی آن برای گیاه افزایش یابد. مقادیر ازت بعد از ۲ هفته از سبز شدن گیاه وقتی ارتفاع گیاه به حدود ۷ سانتی متر رسید به گلدان ها اضافه و مقادیر کبالت نیز یک ماه بعد از کشت به صورت محلول در آب

آبیاری طی دو مرحله به گلدان ها اضافه شد. بعد از گذشت دو ماه گیاهان از سطح خاک برداشت شده و فاکتور هایی از جمله وزن تر، وزن خشک، ارتفاع گیاه، تعداد برگ و فاصله میان گره ها اندازه گیری شدند. نتایج بدست آمده با استفاده از نرم افزار آماری MStat-C مورد آنالیز قرار گرفته و میانگین داده با استفاده از آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح اطمینان ۵٪ مقایسه شدند.

نتایج و بحث

با توجه به نتایج بدست آمده از تاثیر مقادیر فسفر، ارتفاع گیاه با افزایش فسفر به طور معنی داری افزایش داشت که این افزایش معادل ۹/۳٪ بود. فاصله میان گره ها با افزایش فسفر از ۲۰ به ۴۰ کیلوگرم بر هکتار معادل ۱۶٪ افزایش داشت که در سطح اطمینان ۵٪ معنی دار شد. تعداد برگ نیز با افزایش فسفر معادل ۲۰٪ افزایش داشت که این افزایش در سطح ۵٪ معنی دار بود. مقدار کل وزن خشک گیاه در گلدان با افزایش فسفر از ۲۰ به ۴۰ کیلوگرم بر هکتار افزایش معنی داری معادل ۳۲٪ نشان داد.

ارتفاع گیاه با افزایش کبالت به طور معنی داری کاهش داشت که این کاهش معادل ۱۰٪ شد. تعداد برگ در سطح کبالت ۱ قسمت در میلیون معادل ۱۰٪ کاهش داشت که در سطح ۵٪ معنی دار شد. آنالیز وزن تر گیاه در سطح کبالت ۱ قسمت در میلیون کاهش داشت که این کاهش معادل ۷/۵٪ بود. تفاوت در وزن خشک گیاه نیز در سطح اطمینان ۵٪ معنی دار نشد. اما در سطح کبالت ۱ قسمت در میلیون معادل ۵/۲٪ کاهش داشت.

ارتفاع گیاه در سطح فسفر ۲۰ کیلوگرم بر هکتار افزایشی معادل ۴/۶٪ در رابطه با افزایش کبالت از صفر به ۱ قسمت در میلیون نشان داد که در سطح اطمینان ۵٪ معنی دار نشد. مقایسه مقادیر کبالت در سطح ۴۰ کیلوگرم فسفر بر هکتار نشان داد که ارتفاع گیاه معادل ۲۲٪ کاهش معنی داری نشان داد. مقایسه مقادیر کبالت با یکدیگر در دو سطح ۲۰ و ۴۰ کیلوگرم فسفر بر هکتار افزایش معنی داری در سطح کبالت صفر بوده که معادل ۲۵٪ افزایش داشت اما در سطح کبالت ۱ قسمت در میلیون کاهش معنی داری در ارتفاع گیاه مشاهده نشد. در سطح کبالت ۱ قسمت در میلیون نیز فاصله میان گره کاهش داشت اما معنی دار نشد. تعداد برگ نیز در مقادیر فسفر ۴۰ کیلوگرم بر هکتار در سطح کبالت صفر نسبت به فسفر ۲۰ کیلوگرم بر هکتار افزایش معنی داری داشته که این افزایش معادل ۱۶/۶٪ بود. اما در سطح کبالت ۱ قسمت در میلیون با وجود افزایش ۵٪ در تعداد برگ، معنی دار نشد. مقایسه دو تیمار در سطح کبالت ۱ قسمت در میلیون تعداد برگ افزایش معنی داری داشت. وزن خشک گیاه در گلدان بین سطوح فسفر ۲۰ و ۴۰ کیلوگرم بر هکتار و سطوح کبالت صفر معادل ۴۱٪ افزایش معنی داری داشت. افزایش در وزن خشک در سطح ۱ قسمت در میلیون کبالت نیز مشاهده شد که این افزایش معادل ۲۳٪ بوده که در سطح اطمینان ۵٪ معنی دار شد.

با توجه به نتایج بدست آمده مشخص شد که کبالت و فسفر دارای اثرات متقابل منفی می باشند و فسفر تا حد زیادی می تواند اثرات سوء کبالت را خنثی کند. از این رو با توجه به اثرات سمیت کبالت در گیاهان و مقادیر بالای کبالت در خاک های آلوده، اضافه کردن مقادیر نسبتا بالای فسفر تا حد زیادی می تواند از آلودگی این عنصر در خاک جلوگیری کند.

منابع

- [1] Bowen, H. 1979. Environmental chemistry of the elements . London, Academic press.
- [2] Salardini, A. 1382. Soil fertility. Tehran university press.
- [3] Sheila, M. 1994. Toxic metals in soil plant systems.

انتخاب بهترین شاخص های اندازه گیری معدنی شدن نیتروژن به روش مقایسه با روش هوازی زیستی در دو خاک تیمار شده با دو نوع کود آلی

صدیقه صفرزاده شیرازی^۱ و جعفر یثربی^۲

^۱ دانشجوی دکتری علوم خاک و ^۲ استادیار بخش علوم خاک دانشگاه شیراز

مقدمه

امروزه جمع آوری، فرآوری و برگرداندن مواد آلی موجود در زباله ها به مزارع به عنوان راهی برای تأمین عناصر غذایی مورد نیاز محصولات کشاورزی مورد توجه واقع شده است. نیتروژن به عنوان پرمصرف ترین عنصر غذایی گیاهان و مهم ترین عامل محدود کننده تولید، در این کودها به شکل آلی وجود داشته و پس از ورود به خاک به شکل معدنی تبدیل می شود. بنابراین داشتن اطلاعاتی در مورد معدنی شدن نیتروژن خاک، به درک رفتار نیتروژن خاک با افزودن کمپوست و کودهای دامی کمک می کند. معمولاً از روشهای زیستی خوابانیدن هوازی و بی هوازی برای اندازه گیری نیتروژن معدنی تولید شده در خاک استفاده می شود، ولی این روشها وقت گیر و مشکل می باشند. روشهای شیمیایی به دلیل ارزانتر و سریعتر بودن بر شاخصهای زیستی ترجیح داده می شوند ولی باید قبل از کاربرد برای اندازه گیری قابلیت استفاده نیتروژن، با روشهای زیستی مقایسه شوند (آنتپ، ۱۹۹۷). از این رو هدف از این تحقیق انتخاب شاخص شیمیایی مناسبی جهت استخراج نیتروژن قابل استفاده در دو خاک تیمار شده با کمپوست و کود گوسفندی می باشد.

مواد و روشها

آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی شامل دو نمونه با بافت رسی و بافت لوم شنی، دو نوع کود آلی (کود گوسفندی و کمپوست زباله شهری) چهار سطح کود آلی (۰، ۱، ۲ و ۴٪) و هفت زمان خوابانیدن جهت شاخص های شیمیایی (۰، ۱، ۲، ۴، ۶، ۸ و ۱۰ هفته) انجام گرفت. به ۱۰۰ گرم از هر خاک در بشر ۰، ۱، ۲ و ۴ درصد کمپوست و کود گوسفندی در سه تکرار اضافه شده و پس از نگهداری رطوبت در حد ظرفیت مزرعه، بوسیله یک ورقه آلومینیومی سوراخدار پوشیده شد. نمونه ها به مدت ۰، ۱، ۲، ۴، ۶، ۸ و ۱۰ هفته و در دمای ۲۵°C نگهداری شدند. بعد از هر دوره خوابانیدن، شاخص های پتاسیم کلرید دو مولار (NH₄Cl) [۳]، پرمنگنات اسیدی (NH₄NO₃)، هیدرولیز اسیدی (NHSULN) و مجموع این دو شاخص (NH₄NO₃) اندازه گیری شد [۴]، تا بهترین زمان برای اندازه گیری این شاخص ها بدست آید. در هفته دهم ۵ گرم از هر تیمار برداشته شد و با ۵۰ میلی لیتر پتاسیم کلرید ۲ مولار عصاره گیری شد و میزان نیتروژن معدنی N-(NH₄⁺ + NO₃⁻) به روش هوازی (N-AEROB) اندازه گیری شد [۳].

نتایج و بحث

در جدول ۱ همبستگی شاخصهای شیمیایی با شاخص زیستی هوازی ۱۰ هفته ای (N-AEROB) آورده شده است. همانگونه که مشاهده می شود ضریب همبستگی شاخص هوازی با شاخص های شیمیایی در هفته صفرم یعنی قبل از خوابانیدن، بیشترین مقدار بوده است. بنابراین بنظر می رسد که با اندازه گیری شاخص شیمیایی در زمان صفر می توان تخمین مناسبی از معدنی شدن نیتروژن بدست آورد محققان دیگر نیز از زمان صفر خوابانیدن برای مقایسه شاخص ها استفاده کرده اند [۱ و ۵]. همبستگی شاخصهای مورد مطالعه در زمان صفر با شاخص زیستی هوازی در جدول ۲

آورده شده است. همانگونه که در جدول ۲ مشاهده می شود شاخص NHSULN با شاخص NHOX بالاترین ضریب همبستگی را دارد. علت آن را می توان به استفاده از اسید سولفوریک یک نرمال در روش عصاره گیری آنها نسبت داد. البته بر اساس نتایج حاصله شاخص NKCl و پس از آن NHOX-NH در بین شاخص ها بیشترین ضریب همبستگی را (به ترتیب $0/722^{***}$ و $0/664^{***}$) با شاخص زیستی هوازی دارند. بنابراین وجود رابطه معنی دار بین این شاخص ها و روش هوازی دلالت بر معتبر بودن آنها در تخمین معدنی شدن نیتروژن در خاکها و کودهای مورد مطالعه دارد. محققان دیگر نیز همبستگی بالایی بین شاخص هوازی و شاخص NHOX-NH گزارش کرده اند [۴ و ۵].

جدول ۱- ضریب همبستگی (r) بین سه شاخص شیمیایی NHOX-NH، NHSULN و NHOX در زمانهای مختلف با شاخص زیستی هوازی

زمان خوابانیدن (هفته)						
۱۰	۸	۶	۴	۲	۱	۰
NHOX-NH						
شاخص هوازی	$0/664^{***}$	$0/392^{**}$	$0/179^{ns}$	$0/414^{**}$	$0/295^{ns}$	$0/235^{ns}$
NHSULN						
شاخص هوازی	$0/575^{***}$	$0/476^{**}$	$0/555^{***}$	$0/403^{**}$	$-0/127^{**}$	$-0/409^{ns}$
NHOX						
شاخص هوازی	$0/562^{***}$	$0/596^{***}$	$0/532^{***}$	$0/447^{**}$	$0/068^{ns}$	$0/117^{ns}$

جدول ۲- ضریب همبستگی (r) بین شاخص های شیمیایی و شاخص های زیستی هوازی				
روش ها	NKCl	NHOX-NH	NHSULN	NHOX
NHOX-NH	$0/745^{***}$			
NHSULN	$0/7^{***}$	$0/77^{***}$		
NHOX	$0/751^{***}$	$0/886^{***}$	$0/978^{***}$	
N-AEROB	$0/722^{***}$	$0/664^{***}$	$0/476^{**}$	$0/562^{***}$

^{ns} معنی دار نیست. ** و *** به ترتیب در سطح یک و ۱/۰ درصد طبق آزمون دانکن معنی دار می باشند.

منابع

- [۱] یثربی، ج. (۱۳۸۲). "ارزیابی شاخص های شیمیایی و زیستی بی هوازی جهت برآورد نیتروژن قابل استفاده گیاه در برخی از خاک های آهکی استان فارس." پایان نامه دکتری. بخش خاکشناسی. دانشکده کشاورزی. دانشگاه شیراز
- [2] Antep, S. (1997). "Evaluation of some chemical methods of soil nitrogen available based on nitrogen technique." Commun. Soil Sci. Plant Anal. 28:537-550.
- [3] Bremner, J. M., and D. R. Keeney. (1965). "Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite." Anal. Chem. Acta 32:485-495
- [4] Gianello, C., and J. M. Bremner. (1986b). "Comparison of chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil." Commun. Soil Sci. Plant Anal. 17:215-236.
- [5] Serna, M. D., and F. Pomares. (1992). "Evaluation of chemical indices of soil organic nitrogen availability in calcareous soils." Soil Sci. Soc. Am. J. 56:1486-1491

بررسی اثر زمان خوابانیدن بر مقدار نیتروژن معدنی شده به روش زیستی هوازی در دو خاک تیمار شده با کمپوست و کود گوسفندی

صدیقه صفرزاده شیرازی^۱ و جعفر یثربی^۲

^۱ دانشجوی دکتری علوم خاک و ^۲ استادیار بخش علوم خاک دانشگاه شیراز

مقدمه

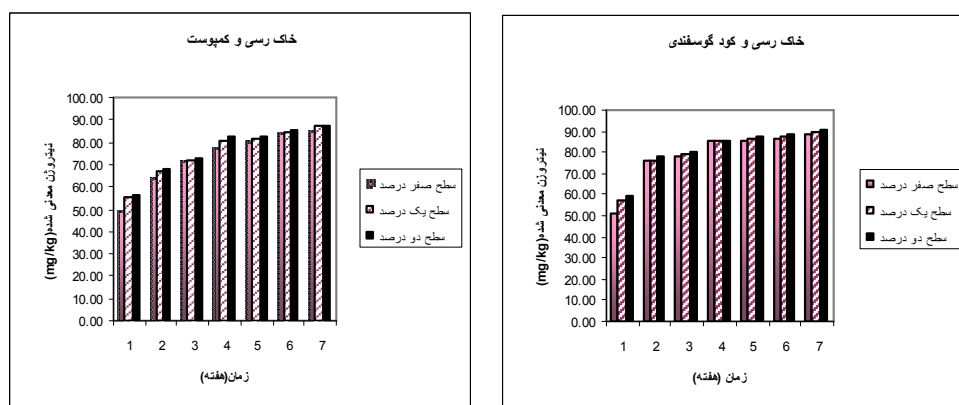
برآورد مقدار مناسب کود نیتروژنه از مواد آلی مختلف برای تولید عملکرد بهینه و کیفیت مطلوب از اهمیت به سزایی برخوردار می‌باشد. کودهای دامی حاوی مقادیر زیادی نیتروژن می‌باشند. همچنین کمپوست نیز به عنوان یک منبع نیتروژنه و یک کود کند رها در طی فصل رشد گیاه استفاده می‌شود. به منظور برآورد مقدار نیتروژن معدنی شده روش‌های هوازی متعددی توسط محققان مورد آزمایش قرار گرفته‌اند که تفاوت اصلی آنها در طول دوره خوابانیدن، دما، رطوبت، وضعیت تهویه، استفاده از مواد به‌ساز از جمله لجن فاضلاب، کمپوست و کود دامی است [۴ و ۷]. تحقیقات اخیر نشان می‌دهد که زمان ۸ تا ۱۰ هفته برای خوابانیدن مناسب بوده و می‌تواند به عنوان تخمینی از نیتروژن بالقوه قابل معدنی شدن بکار رود [۲]. هدف از انجام این آزمایش بررسی اثر زمان خوابانیدن بر مقدار نیتروژن ناخالص معدنی شده به روش زیستی هوازی در دو خاک تیمار شده با کمپوست و کود گوسفندی می‌باشد.

مواد و روشها

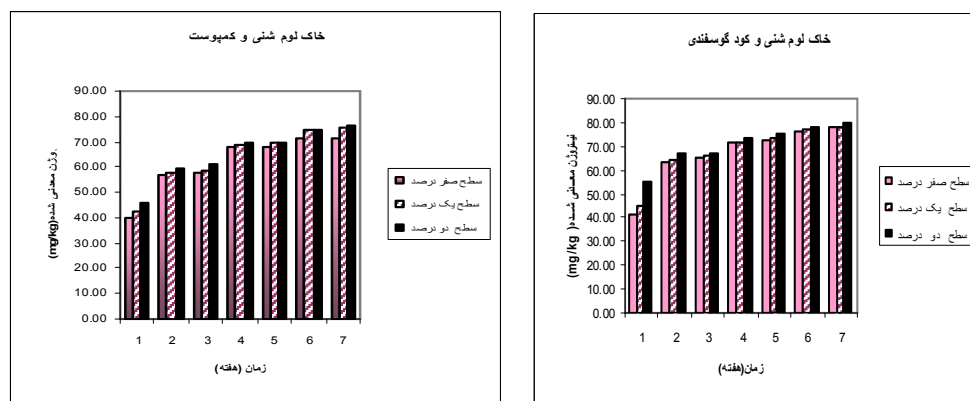
به منظور بررسی معدنی شدن نیتروژن آزمایشی به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی شامل دو نمونه خاک با بافت رسی و بافت لوم شنی، دو نوع کود آلی (کود گوسفندی و کمپوست زباله شهری) سه سطح کود آلی (۰، ۱، ۲ درصد) و هفت زمان خوابانیدن جهت شاخص هوازی (۰، ۱، ۲، ۴، ۶، ۸ و ۱۰ هفته) انجام گرفت. به ۱۰۰ گرم از هر خاک در بشر ۲۰، ۱، ۲ گرم کمپوست و کود گوسفندی در سه تکرار اضافه شده و پس از نگهداری رطوبت در حد ظرفیت مزرعه، بوسیله یک ورقه آلومینیومی سوراخدار پوشیده شد. نمونه‌ها به مدت ۰، ۱، ۲، ۴، ۶، ۸ و ۱۰ هفته و در دمای ۲۵°C نگهداری شدند. بعد از هر دوره خوابانیدن میزان نیتروژن معدنی $N - (NO_3^- + NH_4^+)$ اندازه‌گیری شد [۱].

نتایج و بحث

نتایج ارائه شده در نمودار ۱ و ۲ نشان می‌دهد که با کاربرد کمپوست و کود گوسفندی در خاک بافت ریز، معدنی شدن ناخالص نیتروژن با گذشت زمان خوابانیدن در همه سطوح کودی به‌طور معنی‌داری زیاد شده است و در دو هفته اول مقدار افزایش بیشتر از هفته‌های دیگر بوده است. نتایج مشابهی در خاک بافت درشت مشاهده شد (نمودار ۳ و ۴). محققین دیگر نیز با کاربرد مواد آلی مختلف از جمله لجن فاضلاب، پسمان‌های گیاه شیدر قرمز و پسمان‌های گیاه لگومینه مشاهده کردند که تولید نیتروژن معدنی با افزایش دوره خوابانیدن و افزایش سطح مواد آلی زیاد می‌شود. [۳، ۵ و ۷]. همچنین بر اساس نتایج مشاهده شده غلظت نیتروژن ناخالص معدنی شده در خاک رسی بیشتر از خاک لوم شنی و در کود گوسفندی بیشتر از کمپوست می‌باشد. نتایج مشابهی توسط محققین گزارش شده است [۶].



نمودار ۱ و ۲- تاثیر سطوح کود های آلی و زمان بر غلظت نیترژن ناخالص معدنی شده در خاک بافت ریز



نمودار ۳ و ۴- تاثیر سطوح کود های آلی و زمان بر غلظت نیترژن ناخالص معدنی شده در خاک بافت درشت

منابع

- [1] Bremner, J. M., and D. R. Keeney. (1965). "Steam distillation methods for determination of ammonium, nitrate and nitrite." *Anal. Chem. Acta* 32:485-495
- [2] Bundy, L. G., and J. J. Meisinger. (1994). *Nitrogen availability indices*. p. 951-984. In R.W. Weaver (ed.) *Methods of Soil Analysis*. Part 2, No. 5, SSSA., Madison, WI.
- [3] Drury, C. F., T. Q. Zhang, and B. D. Kay. (2003). "The non limiting and least limiting water ranges for soil nitrogen mineralization." *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67:1388-1404.
- [4] Qufoku, D. S., M. L. Cabrera, W. R. Windham, and N. S. Hill. (2001). "Rapid methods to determine potentially mineralizable nitrogen in broiler litter." *J. Environ. Qual.* 30:217-221.
- [5] Singh, J. P., and V. Kumar. (1996). "Nitrogen mineralization of legume residues in soils in relation to their chemical composition." *J. Indian Soc. Soil Sci.* 44:219-223.
- [6] Soni, M. L., J. P. Singh, and V. Kumar. (1994). "Effect of sewage sludge application on the mineralization of nitrogen in soils." *J. Indian Soc. Soil Sci.* 42:17-21
- [7] Stanford, G., and S. J. Smith. (1972). "Nitrogen mineralization potentials of soils." *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36:465-472.

تأثیر سطوح مختلف شوری بر قابلیت جذب برخی از فلزات سنگین توسط گیاه سودان

گراس

امیر کدخدایی^۱، شاپور حاج رسولیها^۲، محمود صلحی^۳، بابک خیام باشی^۴

۱) دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان اصفهان ۲ استاد
دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان اصفهان ۳ استادیار پژوهش مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان
اصفهان ۴ عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان

مقدمه

با توجه به اینکه مناطق وسیعی از ایران از نظر اقلیمی جزء مناطق خشک و نیمه خشک محسوب می گردند و یکی از مشکلات عمده این مناطق شوری خاک و آب است و شوری عامل محدود کننده رشد و نمو گیاهان زراعی است (۲). آلودگی خاک به فلزات سنگین بطور عمده از طریق فعالیتهای صنعتی، خانگی و کشاورزی صورت می گیرد و ضمن کاهش عملکرد و کیفیت محصول، سلامت افراد جامعه را نیز با خطر مواجه می کند (۳). سودان گراس نوعی سورگوم است که برای چرای مستقیم و مصرف به حالت علوفه ی سبز به کار می رود. از خصوصیات خوب این گیاه، تحمل به گرما، قابلیت تولید در شرایط خشکی و تولید بیوماس زیاد آن است (۱). هدف از انجام این تحقیق مطالعه تأثیر سطوح مختلف شوری بر مقدار قابل جذب فلزات سنگین کادمیوم، سرب و نیکل در خاک و جذب آنها توسط اندامهای گیاه سودان گراس می باشد.

مواد و روش ها

ابتدا خاک را با کود و ماسه به نسبت مساوی مخلوط کرده و در گلدانهای ۵ کیلویی ریخته شد و با توجه به سمیت فلزات سنگین در خاک مقادیر ۲۰ و ۳۰۰ و ۳۰۰ (میلی گرم بر کیلوگرم) به ترتیب برای فلزات کادمیوم و سرب و نیکل انتخاب گردید. سپس فلزات را با خاک گلدانها مخلوط کردیم. در طول دوره رشد گیاه بر اساس طرح آماری از شوریهایی ۲ و ۷ و ۱۲ دسی (زیمنس بر متر) برای آبیاری گلدانها استفاده شد و هدایت الکتریکی تو سط برخه آبیویی ۳۰ درصد ثابت نگه داشته شد. با توجه به تراکم بذر در هکتار در هر گلدان ۳ گیاه رشد و نگهداری شد. بر اساس نوع گیاه و توصیه موسسه خاک و آب عناصر ازت، فسفر، پتاسیم و عناصر کم مصرف به خاک گلدان ها به طور یکسان اضافه شد. سپس آزمایش در یک طرح آماری بلوکهای کاملاً تصادفی به صورت فاکتوریل با دو عامل، عامل فلز سنگین (سرب، کادمیم و نیکل) در ۳ سطح و عامل شوری (۲، ۷، ۱۲ دسی زیمنس بر متر) در ۳ سطح، با ۳ تکرار، جمعاً در ۲۷ (۳×۳×۳) گلدان در گیاه سودان گراس (رقم محلی) انجام شد و نتایج آن توسط نرم افزار SAS مورد آنالیز آماری قرار گرفت.

نتایج و بحث

جدول برخی از مشخصات خاک قبل از انجام آزمایش

Cd Pb Ni PHبافت خاک EC(ds/m) OM%

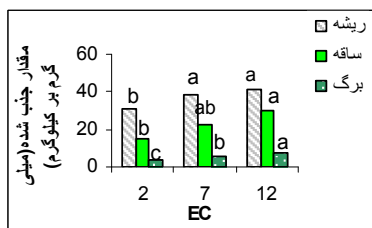
7.5 10 2 sandy loam 0.05 0.08 0.08

بر اساس نتایج حاصل از آزمایش و بررسی های آماری، نتایج زیر در خصوص فلزات کادمیوم، سرب و نیکل بدست آمد:
کادمیوم: نتایج نشان داد که قابلیت جذب فلز کادمیوم در خاک با افزایش شوری، افزایش یافت. به نحوی که بین

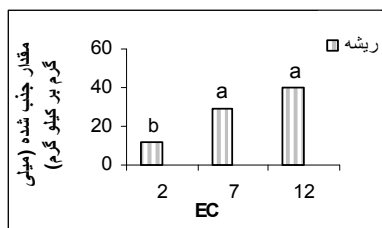
شوری ۲ با ۷ و ۱۲ اختلاف معنی داری وجود داشت. همانطور که در شکل ۱ مشاهده می شود با توجه به تحرک کادمیوم در گیاه، این فلز در ریشه، ساقه و برگ جذب شده بود و با افزایش شوری، مقدار آن در هر سه اندام گیاه افزایش یافت. نتایج آزمایش های برخی محققان نشان می دهد یون کلرید نقش موثری در افزایش حلالیت کادمیوم خاک و جذب آن به وسیله گیاه دارد (۴). در ریشه مقدار کادمیوم بیشتر از ساقه و برگ بود و تفاوت معنی داری بین شوری ۲ با ۷ و ۱۲ وجود داشت. مقدار کادمیوم در ساقه با افزایش شوری، افزایش یافت و بین شوری ۲ با ۱۲ تفاوت معنی دار مشاهده شد و شوری ۷ تفاوت معنی داری با آن دو شوری نداشت. در برگ مقدار کادمیوم نسبت به ساقه کاهش یافته بود. اما با افزایش شوری، مقدار آن در برگ افزایش یافت و بین هر ۳ شوری تفاوت معنی دار مشاهده شد. با توجه به استانداردهای موجود فلزات سنگین در برگ، فلز کادمیوم به مقدار سمی در برگ سودان گراس جذب شده بود.

سرب: قابلیت جذب فلز سرب در خاک به دلیل کمپلکسهای کلر در اثر شوری با سرب افزایش یافت و تفاوت معنی دار بین شوری ۲ با ۱۲ وجود داشت. در شکل ۲ مشاهده می شود که مقدار فلز سرب با توجه به تحرک کم آن، مقدارش در اندامهای ساقه و برگ گیاه صفر بود. در ریشه مقدار سرب در مقایسه با مقدار کل آن در خاک ناچیز بود. اما با افزایش شوری به خصوص شوری ۱۲ مقدار سرب در ریشه افزایش یافت و تفاوت معنی داری بین شوری ۲ با ۱۲ وجود داشت. **نیکل:** قابلیت جذب فلز نیکل در خاک با افزایش شوری، افزایش یافته و تفاوت معنی داری بین هر ۳ شوری مشاهده شد. فلز نیکل در ریشه گیاه، به مقدار خیلی زیادی جذب شده بود و تفاوت معنی داری بین شوری ۲ با ۷ و ۱۲ وجود داشت. ولی در ساقه و برگ مقدارش کاهش یافته بود و تقریباً مقداری برابر کادمیوم داشت. مقدار نیکل در ساقه و برگ با افزایش شوری، افزایش یافت و تفاوت معنی دار بین شوری ۲ با ۱۲ مشاهده شد و شوری ۷ تفاوت معنی داری با آن دو شوری نداشت. همچنین مقدار جذب نیکل در برگ مانع جذب آهن و باعث کلروز در گیاه شد.

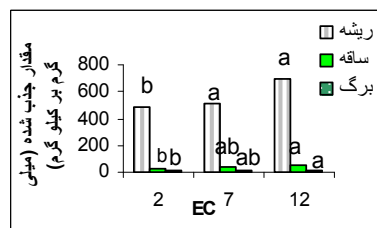
شکل ۱



شکل ۲



شکل ۳



در ۳ شوری جذب فلزات در ریشه ساقه و برگ گیاه، ستونهای با حروف یکسان از لحاظ آماری اختلاف معنی داری در سطح ۵٪ وجود ندارد.

شکل ۱) رابطه مقدار جذب فلز کادمیوم در ۳ سطح شوری در ریشه، ساقه و برگ گیاه سودان گراس (شکل ۲) رابطه مقدار جذب فلز سرب در ۳ سطح شوری در ریشه، ساقه و برگ گیاه سودان گراس (شکل ۳) رابطه مقدار جذب فلز نیکل در ۳ سطح شوری در ریشه، ساقه و برگ گیاه سودان گراس.

منابع

۱. خداپنده، ن. ۱۳۷۱. غلات. انتشارات دانشگاه تهران.
- 2) Helal, H. M., M. Abdel Monem, F. Azam. 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. Proceedings. Paris, France

3) Keller. A. and R. Schulin. 2003. Modelling regional-scale mass balances of phosphorus, cadmium and zinc fluxes on arable and dairy farms. *Europ. J. Agron.* 20: 181-198.

4) Temminghof, E. J. M., S.E.A.T.M. Van DerZee and F.A.M. De Haan. 1995. Speciation and calcium competition effects on cadmium sorption by a sandy soil at various pHs. *J. Soil Sci.* 46: 649-655

اثر کاربرد کمپوست ضایعات شهری و نیتروژن بر برخی خصوصیات خاک و عملکرد دانه گندم آبی

سید عبدالرضا کاظمینی^۱ و محسن عدالت^۲

۱ و ۲ به ترتیب استادیار ودانشجوی دکتری بخش زراعت و اصلاح نباتات دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز.

مقدمه

امروزه به علل مختلفی مصرف کودهای آلی کاهش یافته و نیاز غذایی گیاهان عمدتاً از طریق کودهای شیمیایی تامین می شود. برای مثال در آمریکا ۷۰ درصد نیتروژن مصرفی از طریق کودهای شیمیایی، ۶ درصد از طریق کودهای دامی و ۲۴ درصد از طریق پسمان های گیاهی تامین می شود (۱). رودریگوس و همکاران (۶) با مصرف کمپوست حاصل از ضایعات جامد (۵۰ و ۱۰۰ تن در هکتار) در یک خاک لومی رسی دریافتند که عملکرد گندم در کرت های کمپوست قابل مقایسه با کرت هایی بود که به ترتیب ۷۵ یا ۱۵۰ کیلوگرم نیتروژن معدنی دریافت کرده بودند. اقبال و همکاران (۳) دریافتند اثر باقیماندگی مصرف کود دامی و یا کمپوست بطور معنی داری باعث افزایش قابلیت هدایت الکتریکی و کاهش پ هاش خاک گردید. عده ای از پژوهشگران بر این باورند که حاصلخیزی خاک را می توان با افزودن مواد آلی مانند کمپوست حفظ و تجدید نمود (۵). دورایسام و همکاران (۲) با بررسی تاثیر مصرف نیتروژن و کمپوست تهیه شده از ضایعات آلی صنعتی بر میزان کربن آلی خاک دریافتند که افزایش میزان کربن آلی خاک در تیمار مخلوط نیتروژن با کمپوست ممکن است نتیجه برگشت بیشتر مواد آلی به دست آمده از تولید پسمان های گیاهی به داخل خاک باشد. ارهارت و همکاران (۴) طی آزمایشی اثر مصرف کمپوست (۹، ۱۶ و ۲۳ تن در هکتار) با مصرف نیتروژن (۲۵، ۴۰/۵ و ۵۵/۹ کیلوگرم نیتروژن خالص در هکتار) را بر روی عملکرد غلات بررسی و دریافتند عملکرد در تیمارهای کمپوست به ترتیب ۸، ۷ و ۱۰ درصد در مقایسه با شاهد افزایش نشان داد.

مواد و روش ها

به منظور بررسی اثر کاربرد کمپوست و نیتروژن بر برخی خصوصیات خاک و عملکرد گندم آبی آزمایشی در دو سال زراعی ۸۵-۱۳۸۶ و ۸۶-۱۳۸۷ در ایستگاه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز واقع در باجگاه در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی با ۴ تکرار اجراء شد. تیمارها شامل نیتروژن در چهار سطح (صفر، ۸۰ و ۱۶۰ و ۲۴۰ کیلوگرم نیتروژن خالص در هکتار) و کمپوست ضایعات شهری در سه سطح (صفر، ۳۰ و ۶۰ تن در هکتار) بود. پسمان کمپوست از کارخانه کمپوست سازی اصفهان تهیه گردید. عملیات زراعی انجام شده شامل شخم، دیسک زدن جهت خرد کردن کلوخه ها و مرزبندی بود. بعد از مرز بندی در کرت های به ابعاد ۵×۳، کمپوست بطور یکنواخت در سطح خاک پخش گردید و سپس تا عمق ۳۰ سانتیمتری از سطح خاک بوسیله گاوآهن برگردان دار با خاک کاملاً مخلوط گردید. کود نیتروژن در ۲ نوبت، یک دوم در زمان کاشت و یک دوم در زمان حداکثر پنجه زنی در کرتها بصورت دستپاش پخش شد. بذر گندم قبل از کاشت با قارچ کش کاربوکسین به مقدار ۲۰۰ گرم برای ۱۰۰ کیلوگرم بذر ضدعفونی شد. میزان بذر گندم بر اساس ۲۴۰ کیلوگرم بذر در هکتار، و رقم مورد استفاده شیراز بود که توسط کارگر با فاصله ردیف ۱۵ سانتیمتر کاشت گردید. اعداد و ارقام بدست آمده با استفاده از برنامه کامپیوتری MSTAT-C مورد تجزیه واریانس قرار گرفت و میانگین ها به وسیله آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح احتمال ۵٪ مقایسه گردیدند.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که با مصرف کمپوست و همچنین افزایش نیتروژن قابلیت هدایت الکتریکی خاک به طور معنی داری افزایش یافت (جدول ۲ و ۳) علت این امر می تواند مربوط به بالا بودن قابلیت هدایت الکتریکی کمپوست مصرف شده (۱۵/۴ دسی زیمنس بر متر) و نیز افزایش مقدار ترکیبات محلول نیتروژن خاک باشد. با افزایش نیتروژن پ هاش خاک کاهش یافت که با توجه به اینکه منبع مصرفی اوره می باشد به دلیل فرایند نیتریفیکاسیون که توسط موجودات خاکی صورت می گیرد مقدار پ هاش کاهش می یابد از طرفی تغییر قابلیت هدایت الکتریکی خاک تایید کننده این روند می باشد. با افزایش مصرف نیتروژن به دلیل تولید پسمان گیاهی مقدار کربن آلی خاک افزایش یافت ولی این افزایش معنی دار نبود (جدول ۲). نتایج نشان داد حداکثر عملکرد دانه در سطح ۱۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار و حداقل عملکرد دانه در سطح صفر کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد. با افزایش نیتروژن از صفر به ۸۰ و از ۸۰ به ۱۶۰ کیلوگرم در هکتار عملکرد دانه گندم بطور معنی داری افزایش یافت (جدول ۱). نتایج حاصله نشان دادن با افزودن کمپوست عملکرد دانه بطور معنی داری افزایش یافت که این افزایش از صفر به ۳۰ تن در هکتار معنی دار بود. نتایج بدست آمده از اثر برهمکنش نیتروژن و کمپوست نشان داد که حداکثر عملکرد دانه گندم در تیمار مصرف ۳۰ تن کمپوست و ۱۶۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار بدست آمد (جدول ۱). و افزایش نیتروژن از ۱۶۰ به ۲۴۰ کیلوگرم نیتروژن در هکتار اختلاف معنی داری ایجاد نکرد. لذا این امیدواری وجود دارد که مقدار کمپوست کاربردی بطور بالقوه میتواند جایگزین سودمندی برای ۳۳٪ نیتروژن مصرفی باشد و این خود نشان دهنده نقش مثبت جایگزینی کود آلی بر کاهش مصرف کود معدنی نیتروژن می باشد.

منابع مورد استفاده

۱. حق نیاغ. ح. و ع. کوچکی. ۱۳۸۰. استفاده از کودهای آلی در تولید پایدار چند گیاه زراعی. مجموعه مقالات هفتمین کنگره علوم خاک ایران. شهر کرد. صفحه ۲۰-۲۱.
2. Duraisam, V. P., R. Perumal, and A. K. Mani. (2000). Change in organic carbon, available nitrogen and inorganic nitrogen fraction under integrated nitrogen management of sorghum in a mixed black soil. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 49 (3): 435-4392
3. Eghball, B., D. Ginting, and J. E. Gilley. (2004). Residual effects of manure and compost application on corn production and soil properties. *Agron. J.* 96: 442-447.
4. Erhart, E., W. Hartl, and B. Putz. (2005). Biowaste compost affects yield, nitrogen supply during the vegetation period and crop quality of agricultural crops. *Europ. J. Agronomy* 23: 305-314.
5. McDonagh, J. F., B. Toomsan, V. Limpinuntana, and K. E. Giller. (1995). Grain legumes and green manure as pre-rice crops in Nothos Thaliana. Residue decomposition. *Plant Soil*. 177: 127-136.
6. Rodrigues, M., J. Lopez-Real, and H. Lee. (1996). Use of composted societal organic wastes for sustainable crop production. In: De Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.), the Science of Composting. Blackie Academic & Professional, London, pp. 447-456.

جدول ۱- اثر برهمکنش نیتروژن و کمپوست بر عملکرد دانه گندم (کیلوگرم در هکتار)

میانگین	کمپوست (تن در هکتار)			نیتروژن (Kg/ha)
	۶۰	۳۰	۰	
۲۷۲۰/۲C	۳۳۱۲/۶۵DE	۳۶۰۰/۹DE	۱۲۷۴/۱۹F	۰
۴۱۲۴/۸B	۵۲۷۴/۴۲BC	۴۲۰۶/۶۷CDE	۲۸۹۳/۵۸E	۸۰
۵۸۴۴/۵۹A	۶۵۴۸/۵۵AB	۷۵۴۶/۱۹A	۳۴۳۹/۰۰DE	۱۶۰
۵۳۰۱/۳A	۵۳۰۷/۰۹BC	۶۰۸۹/۹۴B	۴۵۰۷/۰۰CD	۲۴۰
میانگین	۵۱۱۰/۶a	۵۳۶۰/۹a	۳۰۲۱/۷b	

تفاوت اعداد دارای حروف مشترک در هر ستون از نظر آماری در سطح ۵٪ آزمون دانکن معنی دار نیست.

جدول ۲: تاثیر کاربرد نیتروژن بر برخی ویژگی های خاک (میانگین دو سال)

نیتروژن (Kg/ha)	هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	آپ هاش (نسبت خاک به آب)	کربن آلی خاک (درصد)
۰	۴۵۴.B	۷/۵۰ A	۷۱۱A
۸۰	۴۶۴.B	۷/۲۱B	۷۵۱A
۱۶۰	۵۴۵A	۷/۲۸ B	۷۶۸A
۲۴۰	۵۹۹A	۷/۲۹B	۷۹۳A

تفاوت اعداد دارای حروف مشترک در هر ستون از نظر آماری در سطح ۵٪ آزمون دانکن معنی دار نیست.

جدول ۳: تاثیر کاربرد کمپوست بر برخی ویژگی های خاک (میانگین دو سال)

کمپوست (تن در هکتار)	هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	آپ هاش (نسبت خاک به آب)	کربن آلی خاک (درصد)
۰	۴۴۴.B	۷/۲۶ A	۷۱۱A
۳۰	۴۶۰.AB	۷/۲۷ A	۷۵۱A
۶۰	۴۸۹A	۷/۲۹ A	۷۶۸A

تفاوت اعداد دارای حروف مشترک در هر ستون از نظر آماری در سطح ۵٪ آزمون دانکن معنی دار نیست

مقایسه فیلترهای شن-خاک-ماده آلی برای حذف فلزات سنگین کروم و مس از فاضلاب

صنعتی به منظور تعیین بهترین آن

میترا محمدی^۱، امیر فتوت^۲ و غلامحسین حق نیا^۳

^۱ کارشناس ارشد خاکشناسی، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، ^۳ استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد

مقدمه

آلودگی آب به دلیل تخلیه فاضلاب شهری و صنعتی، وجود فلزات سنگین سمی و مدیریت نامناسب زباله‌ها، سلامتی بشر را به گونه‌ای خطرناک تحت تأثیر قرار می‌دهد. تکنیک‌های مختلفی برای کاهش مقدار یون‌های فلزی از فاضلاب‌ها وجود دارد که هر کدام از آن‌ها دارای مزایا و مضراتی بر اساس سادگی، انعطاف پذیری، مؤثر بودن فرایندها، قیمت، مشکلات تکنیکی و نگهداری می‌باشند. در میان روش‌های مختلف موجود برای کاهش مقدار یون‌های فلزی از فاضلاب‌ها، فیلتراسیون یک فرایند کارآمد بوده و اگر این نوع از تیمار موفق باشد این مزیت را دارد که جرم معینی از آلاینده‌ها در یک حجم محدود و قابل دسترسی از مواد تجمع حاصل می‌کنند [۴]. بنابراین هدف از این تحقیق، تعیین بهترین فیلتر شن-خاک-ماده آلی برای حذف یا کاهش فلزات سنگین کروم و مس از فاضلاب‌های صنعتی می‌باشد.

مواد و روشها

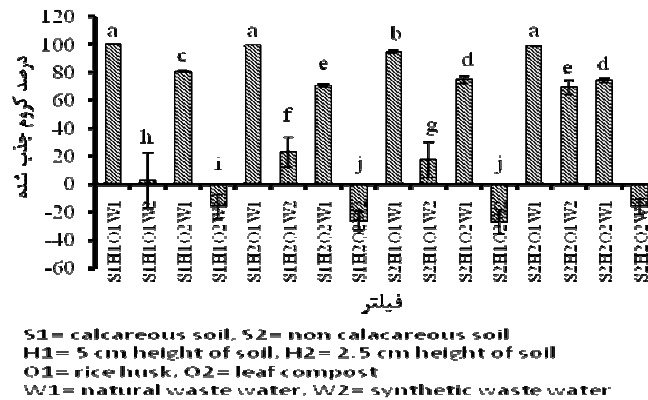
آزمایش به صورت طرح کاملاً تصادفی و با شانزده تیمار و چهار تکرار در گلخانه تحقیقاتی انجام شد. برای ساخت فیلترها، لوله های پلی اتیلن به ارتفاع ۶۶/۵ و قطر ۱۰ سانتی متر انتخاب و با توجه به تیمارهای آزمایشی، به ترتیب از پایین به بالا به وسیله ۱۵ سانتی متر ریگ درشت، ۱۵ سانتی متر شن، ۲/۵ یا ۵ سانتی متر خاک (آهکی و غیرآهکی)، ۱۵ سانتی متر ماده آلی (پوسته برنج و کمپوست برگ) و ریگ ریز پر شدند. فاضلاب طبیعی به کار رفته حاوی فلزات سنگین کروم و مس بود. در فاضلاب مصنوعی غلظت این فلزات توسط نمک‌های دی کرومات پتاسیم و نترات مس به ترتیب به ۶۰۷/۹ و ۱۰۳/۴ میلی گرم بر لیتر رسید. سپس ۱۱۰۰ میلی لیتر از این فاضلاب صنعتی به سطح فیلترها اضافه شد و پس از خشک شدن کامل سطح آن ۳۰ میلی لیتر از زه آب حاصل، جمع آوری و به منظور اندازه گیری غلظت فلزات سنگین کروم و مس به وسیله دستگاه جذباتمی به آزمایشگاه انتقال داده شد. این عمل در نه pore volume تکرار گردید. نتایج به دست آمده با استفاده از نرم افزار آماری MSTATC تجزیه و تحلیل گردید و مقایسه میانگین داده‌های آزمایشی با یکدیگر با آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد ($P < 0.05$) صورت گرفت.

نتایج و بحث

اثر تیمارهای آزمایش بر کاهش کروم

نتایج این مطالعه نشان داد که فیلتر شن-خاک آهکی (با ارتفاع ۲/۵ و ۵ سانتی متر)-پوسته برنج-فاضلاب طبیعی و فیلتر شن-خاک غیرآهکی با ارتفاع ۲/۵ سانتی متر-پوسته برنج-فاضلاب طبیعی برای کاهش عنصر کروم از فاضلاب‌های صنعتی فیلتر مناسبتری به نظر می‌رسند و درصد جذب این عنصر توسط آنها در تمامی pore volume ها برابر ۹۹/۶ درصد بود (شکل ۱). با توجه به مطالعات انجام شده توسط سایرین می‌توان گفت که هر کدام از لایه‌های موجود در این فیلترها نقش کاهنده‌ای در غلظت کروم موجود در فاضلاب دارند. در این راستا پوسته برنج از طریق جذب و تبادل یونی [۳]، خاک به وسیله تبادل یونی، جذب و کمپلکس شدن با مواد آلی [۱] و شن نیز از طریق افزایش

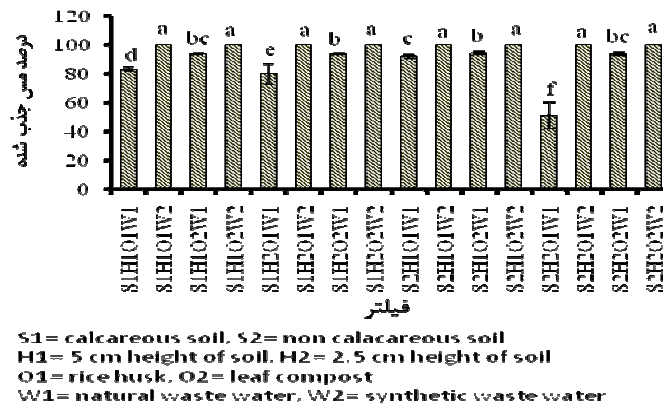
pH محلول توسط اجزاء تشکیل دهنده آن و تشکیل هیدروکسید کروم و کمپلکس شدن با موادی می توانند در این راستا مؤثر باشند [۵].



شکل ۱: اثر فیلترهای مختلف بر درصد جذب کروم

اثر تیمارهای آزمایش بر کاهش مس

نتایج این مطالعه نشان داد که تمامی فیلترهای مورد آزمایشی که فاضلاب مصنوعی را دریافت کرده بودند، برای کاهش عنصر مس از فاضلاب‌های صنعتی فیلتر مناسبتری بوده و درصد جذب این عنصر توسط آنها در تمامی pore volume ها برابر ۹۹/۹۹ درصد می باشد (شکل ۲). کمپوست برگ از طریق کلات‌شدگی [۲]، پوسته‌برنج به‌وسیله جذب و برهم کنش یون‌های مس با گروه‌های فنل موجود در ترکیبات لیگنینی آن [۳]، خاک از طریق تبادل یونی، جذب و کمپلکس شدن با موادی [۱] و شن نیز توسط فرایند جذب نقش مؤثری در کاهش غلظت مس موجود در فاضلاب دارند [۵].



شکل ۲: اثر فیلترهای مختلف بر درصد جذب مس

منابع

- [1] Changrui, G and R.J. Donahoe. 1997. An experimental study of heavy metal attenuation and mobility in sandy loam soils. *Geochem.* 12: 243-254.
- [2] Chien, S.W.C., M.C. Wang and C.C. Huang. 2006. Reactions of compost-derived humic substances with lead, copper, cadmium, and zinc. *Chemosphere.* 64: 1353-1361.

-
- [3] Chuah, T.G., A. Jumasiah, I. Azni, S. Katayon and T. Choong. 2005. Rice husk as a potentially low-cost biosorbent for heavy metal and dye removal: an overview. *Desalination*. 175: 305-316.
- [4] Kietlinska, A. 2004. Engineered wetlands and reactive bed filters for treatment of landfill leachate. Licentiate thesis. Royal Institute of Technology. Stockholm.
- [5] Muhammad, N., J. Parr, M.D. Smith and A.D. Wheatley. 2005. Removal of heavy metals from storm and surface water by slow sand filtration: the importance of speciation. *Urban Water*. 2: 33-37.

بررسی اثر کمپوست بقایای نیشکر در جذب و آبشویی آفت کش اندوسولفان در خاک

شهزاد شریفی^۱، مصطفی چرم^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی و ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران

مقدمه

در چند دهه گذشته پیشرفت تکنولوژی موجب افزایش چشمگیری در تولیدات کشاورزی شده است اما آنچه در بخش کشاورزی موجب نگرانی می شود این است که بسیاری از نظامهای تولید کشاورزی به علت استفاده از کود و سموم شیمیایی، پایدار نمی باشند زیرا این ترکیبات موجب آلودگی منابع آب و خاک شده اند [۱]. هرچند بسیاری از این ترکیبات از جمله آفت کش ها به علت اثرات پایداری، تجمع زیستی، اثرات جهش زا و سرطان زایی ممنوع شده و یا مصرف آنها تحت کنترل است اما هنوز بسیاری از آفت کش ها برای کنترل آفات استفاده می شوند بنابراین بررسی سرنوشت این ترکیبات بسیار ضروری است [۲]. خاک گیرنده اصلی آفت کش ها در محیط زیست است و مواد آلی مؤثرترین فاکتور خاک بر سرنوشت آفت کش ها محسوب می شوند [۶]. بررسی فرایندهای جذب و انتقال آن در خاک به منظور حفظ سلامت محیط زیست موجودات و به ویژه انسان امری ضروری است. در این پژوهش با استفاده از کمپوست بقایای نیشکر به عنوان یک اصلاح کننده آلی، جذب و آبشویی آفت کش اندوسولفان بررسی شد.

مواد و روشها

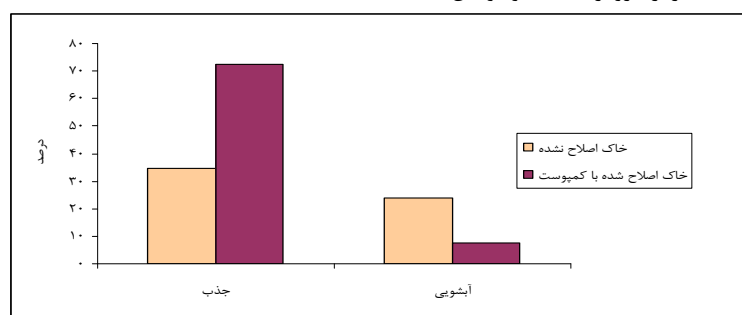
خاک مورد آزمایش از مزارع دانشکده کشاورزی اهواز که تا کنون آفت کشی دریافت نکرده بودند انتخاب شد. پس از اندازه گیری برخی خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک، تیمار کودی برابر با ۵۰ تن کمپوست بقایای نیشکر در هکتار به ستون های خاک اضافه شد و سپس بذر ذرت رقم سینگل کراس ۷۰۴ در ستونهای خاک کشت و آبیاری ستون ها با آب مقطر انجام شد. آفت کش اندوسولفان در غلظت های ۵ ppm و ۱۰ ppm در دو زمان ۵ و ۱۰ هفته از رشد گیاه ذرت سم پاشی شدند. در طول آزمایش زه آب های خروجی از انتهای ستون های خاک جمع آوری شدند. ۸ هفته پس از سم پاشی، آنالیز خاک و زه آب جمع آوری شده صورت گرفت و مقادیر ایزومرهای اندوسولفان باقی مانده در خاک و زه آب با روش التراسونیک استخراج و با دستگاه کروماتوگرافی گازی GC-ECD اندازه گیری شدند [۳]. همچنین میزان جذب ایزومرهای اندوسولفان در خاک شاهد و تیمار کمپوست بقایای نیشکر اندازه گیری شد. در این پژوهش از نرم افزار spss برای تجزیه های آماری استفاده شد.

نتایج و بحث

-جذب اندوسولفان در خاک

کروماتوگرام نمونه های مربوط به جذب اندوسولفان در خاک بدست آمده از دستگاه GC نشان می دهد که جذب اندوسولفان در خاک اصلاح شده با کمپوست بقایای نیشکر در مقایسه با خاک شاهد افزایش یافته است (شکل ۱). نتایج آنالیز شیمیایی خاک تیمارهای مختلف آزمایش نشان می دهد که با افزودن اصلاح کننده آلی به خاک، میزان ظرفیت تبادل کاتیونی، درصد کربن آلی و هدایت الکتریکی افزایش یافته است که این افزایش در سطح ۱ درصد معنی دار است. نتایج نشان می دهد که افزایش ۱ درصد مواد آلی موجب افزایش جذب از ۳۴/۵ درصد در خاک اصلاح نشده به ۷۲/۴ درصد در خاک اصلاح شده با کمپوست بقایای نیشکر شده است. سای و همکارانش (۲۰۰۶) گزارش کردند افزایش جذب آفت کش ها در خاک های اصلاح شده با کودهای آلی به علت افزایش ظرفیت جذب است و بخش غیر محلول مواد آلی در افزایش جذب آفت کش ها نقش بسیار تعیین کننده ای دارد به طوری که این بخش از مواد آلی

تمایل زیادی برای جذب آفت کش‌های هیدروفوبیک از خود نشان می‌دهد [۵]. نتایج نشان می‌دهد که میزان ایزومرهای آلفا و بتا- اندوسولفان باقی‌مانده در خاک‌های تیمار شده با کمپوست بقایای نیشکر بیشتر از شاهد است. میزان بتا- اندوسولفان در این آزمایش بیشتر از مقدار آلفا- اندوسولفان باقی‌مانده در خاک است (جدول ۱). به علت پایداری بیشتر ایزومر بتا در برابر تجزیه میکروبی درصد کمتری از این ایزومر نسبت به ایزومر آلفا دستخوش تغییرات شده است [۴]. از طرف دیگر با توجه به قدرت و تمایل بیشتر این ایزومر برای جذب شدن روی سایت‌های ویژه جذب مواد آلی و تحرک کمتر آن در مقایسه با ایزومر آلفا- اندوسولفان، میزان ایزومر بتا- اندوسولفان باقی‌مانده در خاک بیشتر از ایزومر آلفا- اندوسولفان است.



شکل ۱- مقایسه درصد جذب و آبشویی اندوسولفان در خاک شاهد و تیمار شده با کمپوست بقایای نیشکر

- آبشویی اندوسولفان

نتایج نشان می‌دهد که آبشویی اندوسولفان در خاک‌های تیمار شده با کمپوست بقایای نیشکر در مقایسه با خاک شاهد کاهش یافته است. این تغییرات در سطح یک درصد معنی‌دار است. کمپوست بقایای نیشکر به عنوان یک اصلاح کننده آلی با افزایش میزان جذب اندوسولفان، امکان جابه جایی و آبشویی اندوسولفان در خاک را کاهش داده است به طوری که با افزایش ۱ درصد مواد آلی در خاک موجب کاهش آبشویی از ۲۳/۷ درصد در خاک شاهد به ۷/۷ درصد در خاک تیمار شده با کمپوست بقایای نیشکر شده است. افزودن کمپوست بقایای نیشکر به خاک میزان کربن آلی محلول در زه‌آب را افزایش داده است. این نتایج نشان می‌دهد تأثیر بخش غیر محلول مواد آلی در افزایش میزان جذب اندوسولفان بیشتر از تأثیر بخش محلول مواد آلی در آبشویی اندوسولفان است. شکل ۱ نشان می‌دهد که کاهش آبشویی در خاک‌های تیمار شده با افزایش جذب در این تیمارها همخوانی دارد.

جدول ۱- میانگین تأثیر سطوح سم‌پاشی بر میزان آلفا و بتا اندوسولفان باقی‌مانده در خاک ($\mu\text{g/kg}$)

تیمار	α شاهد	α -کمپوست بقایای نیشکر	β -شاهد	β -کمپوست بقایای نیشکر
۵ ppm	۲/۵۹۳۷ ^a	۷/۱۵۵۸ ^c	۴/۵۲۰۰ ^b	۱۲/۰۶۳۵ ^d
۱۰ ppm	۵/۹۹۷۷ ^b	۱۲/۴۷۵۶ ^d	۷/۸۴۷۱ ^c	۲۲/۲۱۴۱ ^e

منابع

- [1] Estevez, M. A., E. L. Periago, E. M. Carballo, J.S. Ga'ndara, J.C. Mejuto and L.G. Ri'o. 2008. Review. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. Agriculture, Ecosystems and Environment 123 :247-260.
- [2] Ghadiri, H. and C.W. Rose. 2001. Degradation of endosulfan in a clay soil from cotton farms of western Queensland. Journal of Environmental Management, 62: 155-169.
- [3] Hussien, A., R. Westbom, N.Mgersa, L. Mathiasson and E. Bjorklund. 2007. Selective pressurized liquid extraction for multi-residue analysis of organochlorine pesticides in soil. Journal of Chromatography A. 1152: 247-253.
- [4] Peterson, S.M., Batley, G.E., 1993. The fate of endosulfan in aquatic ecosystems. Environmental Pollution. 82, 143-152.

[5].Si, Y., J. Zhang, S. Wang, L. Zhang and D. Zhou. 2006. Influence of organic amendment on the adsorption and leaching of ethametsulfuron-methyl in acidic soils in China. *Geoderma* 130 : 66– 76.

[6].Tester, C.F. 1990. **Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil.** *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 827– 831.

ارزیابی شاخصهای قابلیت استفاده پتاسیم به گیاه در خاکهای زیر کشت چغندر قند در استان آذربایجان غربی

عباس صمدی^۱، محسن برین^۲ و بهنام دولتی^۳

^۱ دانشیار و ^{۲،۳} کارشناس ارشد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

مقدمه

شاخصهای قابلیت استفاده پتاسیم (K) از قبیل روش هم دمای تبادل K و درصد اشباع K (KSP) در مقایسه با شاخص رایج آزمون K خاک (K قابل عصاره گیری با NH_4OAc) بهتر می توانند به ارزیابی احتیاجات کودی گیاهان زراعی کمک کنند (Singh و Jones ۱۹۷۵). K قابل عصاره گیری با NH_4OAc (Av-K) بطور گسترده به عنوان روش آزمون خاک جهت ارزیابی وضعیت K خاک مورد استفاده قرار می گیرد. مشاهدات متعددی استفاده صرف از یک پارامتر یعنی مقدار Av-K (آزمون K خاک) در تعیین احتیاجات کودی بویژه در خاکهای با مقدار فراوان مکانهای تثبیت کننده K یا خاکهایی که برداشت زیاد K، ذخایر K تثبیت شده را تخلیه نموده است مورد سوال قرار داده است (White ۲۰۰۳).

تعیین احتیاجات عناصر غذایی براساس روش هم دمای جذب در سالهای گذشته مورد استفاده قرار گرفته است. Fox و Kamprath (۱۹۷۰) احتیاجات P خاکها را در آزمون مورد ارزیابی قرار دادند. بعدها Samadi (۲۰۰۳) این روش را برای برآورد P برای گندم در خاکهای آهکی بکار بردند. در این روش، فرض بر آن است که غلظت معینی از K محلول خاک در حد کفایت برای تامین پتاسیم گیاهان لازم است. همدمای جذب هر دو فاکتور ظرفیت و شدت را که در پیش بینی مقدار K مورد نیاز در رشد حداکثر گیاه مهم می باشند، در نظر می گیرد. اگر غلظت محلول بحرانی برای رشد گیاه مشخص گردد، همدماهای جذب K می توانند در تخمین کود پتاسیمی مورد نیاز در تنظیم K محلول خاک در حد اپتیموم را برای گیاه مورد استفاده قرار دهند. Jones و Singh (۱۹۷۵). در حالی که برخی از محققین مقدار K قابل عصاره گیری با NH_4OAc در خاکهای آهکی شمالغرب ایران را مورد مطالعه قرار داده اند (ملکوتی و غیبی ۲۰۰۰)، اطلاعات محدودی در مورد استفاده از روش همدمای تبادل K و درصد اشباع پتاسیم به عنوان شاخصهای قابلیت استفاده پتاسیم در پیش بینی احتیاجات کود پتاسیم گیاهان زراعی در منابع و بویژه در خاکهای مورد مطالعه در مناطق نیمه خشک شمالغرب ایران در دسترس می باشد.

اهداف این مطالعه عبارتند از: (۱) تعیین همدماهای تبادل K، (۲) پیش بینی احتیاجات کودی پتاسیم با استفاده از همدماهای تبادل، (۳) ارزیابی روابط احتیاجات کودی پتاسیم بر اساس آزمون همدماهای جذب با آزمون رایج K خاک و خصوصیتی از خاک که ممکن است در مقدار کود K مورد نیاز گیاهان موثر باشد.

مواد و روشها

برای ارزیابی شاخصهای قابلیت استفاده پتاسیم شامل غلظت تعادلی پتاسیم (EKC)، درصد اشباع پتاسیم (KSP) و K قابل عصاره گیری با NH_4OAc (Av-K) آزمایشهای گلخانه ای پیاده شد. برای ارزیابی شاخص EKC چهار سطح پتاسیم (K_{80} , K_{40} , K_{20} , K_0) و برای شاخص KSP سه سطح پتاسیم (K_0 , $K_3\%$ و $K_5\%$) و برای شاخص K قابل عصاره گیری با NH_4OAc (آزمون K خاک) دو سطح پتاسیم (K_0 , K_{300}) استفاده شد. در شاخص EKC، مقدار پتاسیم لازم برای رساندن خاکها به غلظتهای ۲۰، ۴۰ و ۸۰ میلی گرم بر لیتر از منحنی های تبادل پتاسیم بعد از ۲۴ ساعت زمان تعادل تعیین شد و در شاخص KSP، مقدار پتاسیم لازم برای رساندن خاکها به ۳ و ۵ درصد اشباع پتاسیم از رابطه $KSP = Ex-K * 100 / CEC$ محاسبه شد که در آن Ex-K پتاسیم قابل تبادل و CEC ظرفیت

تبادل کاتیونی می باشند. در شاخص آزمون K خاک، مقدار پتاسیم قابل استفاده خاکها به ۳۰۰ میلی گرم بر گیلوگرم رسانده شدند. یک کیلوگرم خاک تیمار شده بر روی ۲۰۰ گرم ماسه شسته در گلدانهای پلاستیکی ریخته شد. آزمایشها در قالب طرح کاملاً تصادفی با چهار تکرار پیاده گردید. چهل بذر چمن چند ساله (*Lolium Perenne*) رقم Roper کاشته و بعد از سبز شدن بذرها به ۲۰ گیاه در هر گلدان تنک شدند. بعد از ۶۰ روز توده گیاهی برداشت و در ۷۵ درجه سانتیگراد خشک و برای تعیین عملکرد ماده خشک، غلظت و جذب K آماده شدند. غلظت K در عصاره نمونه های گیاهی به روش شعله سنجی با دستگاه فلایم فتومتر اندازه گیری شدند.

نتایج و بحث

غلظت تعادلی پتاسیم (EKC) در محلول خاک (یعنی، نه جذب و نه دفع خالص K) از ۰/۱۲ تا ۵/۸ میلی گرم بر لیتر متغیر بود. ملکوتی (۱۹۹۵) گزارش نمود که سطح اپتیموم K در محلول خاک به نظر می رسد بسته به نوع گیاه زراعی، ساختمان خاک، سطح حاصلخیزی عمومی خاک و تامین رطوبت خاک از ۱۹/۵ تا ۵۸/۵ میلی گرم بر لیتر متغیر باشد.

تاثیر سطوح مختلف Av-K بر عملکرد DM، غلظت K و جذب K توسط گیاه به ترتیب در ۲۰، ۳۰ و ۷۰ درصد خاکها در سطح احتمال پنج درصد معنی دار بود. با افزایش سطوح Av-K پارامترهای رشد گیاه در بیش از ۷۰ درصد خاکها نسبت شاهد افزایش معنی داری نداشت و گیاه به مصرف کود پتاسیم پاسخ نشان نداد.

تاثیر سطوح مختلف KSP بر عملکرد DM، غلظت K و جذب K توسط گیاه به ترتیب در ۴۰، ۷۰ و ۵۰ درصد خاکها در سطح احتمال پنج درصد معنی دار بود. در برخی از خاکها، با افزایش سطوح KSP پارامترهای رشد گیاه نسبت به شاهد افزایش معنی داری نشان داد. مقدار پتاسیم برآورد شده به خاکها با این شاخص نسبت به شاخص Av-K نسبتاً بیشتر بود. این امر نشان می دهد در این شاخص با توجه به اینکه یکی از خصوصیات مهم خاک یعنی ظرفیت تبادل کاتیونی خاک را در برآورد احتیاجات کود پتاسیم در نظر گرفته می شود، این شاخص نسبت به شاخص Av-K برتری داشته باشد.

تاثیر سطوح مختلف EKC بر عملکرد DM، غلظت K و جذب K توسط گیاه در اکثر خاکها در سطح احتمال یک درصد معنی دار بود. در اکثر خاکها، با افزایش سطوح EKC پارامترهای رشد گیاه نسبت شاهد افزایش معنی داری را نشان داد. در اکثر خاکها، ۹۵ تا ۹۹ درصد حداکثر عملکرد ماده خشک در غلظت تعادلی K ۲۰ میلی گرم بر لیتر (K_{20}) حاصل شد. مقدار K مورد نیاز برای رساندن خاکها به ۲۰ میلی گرم بر لیتر در محلول خاک در میان خاکها متفاوت و از ۹۹ تا ۳۹۹ میلی گرم بر گیلوگرم خاک با میانگین ۲۰۵ میلی گرم بر گیلوگرم متغیر بود. Singh و Jones (۱۹۷۵) یافتند که عملکرد سیب زمینی و کرفس با افزایش محلول تعادلی K تا ۱۴/۵ میلی گرم بر لیتر افزایش و به مقدار حداکثر رسید.

با استفاده از تجزیه رگرسیونی گام به گام، مدل رگرسیونی مفیدی با استفاده از روش همدماهای تبدیلی پتاسیم برای پیش بینی احتیاجات کودی استاندارد K بدست آمد که ترکیبی است از K قابل استفاده گیاه (Av-K) و مقدار رس (clay): $K_{20} = -41 - 0.63 \text{ Av-K} + 9.0 \text{ Clay}$ ($R^2 = 0.55$, $P < 0.001$)

منابع مورد استفاده

ملکوتی، م.ج. ۱۳۷۴. حاصلخیزی خاک در مناطق خشک. انتشارات دانشگاه تربیت مدرس، تهران، ایران.
ملکوتی، م.ج. و غیبی، م.ن. ۲۰۰۰. تعیین سطوح بحرانی عناصر غذایی در خاک، گیاه و میوه. نشر آموزش کشاورزی، سازمان تحقیقات کشاورزی، وزارت کشاورزی، کرج، ایران.

-
- Fox R.L., Kamprath E.J. (1970): Phosphate sorption isotherms for evaluating the phosphate requirements of soils. Soil Science Society America Proceeding 34: 902-907.
- Samadi A. (2003): Predicting phosphate fertilizer requirement using sorption isotherms in selected calcareous soils of Western Azarbaijan Province, Iran. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 34: 2885-2899.
- Singh B.B., Jones J.P. (1975): Use of sorption-isotherms for evaluating potassium requirement of plants. Soil Science Society America Proceeding, 39: 881-896.
- White J. (2003): Potassium nutrition in Australian high-yielding maize production systems - a review. 5th Australian Maize Conference, 18-20th February 2003, Toowoomba, Queensland, Australia

بررسی اثر آبلیمو بر قابلیت آزاد سازی فسفر در یک خاک آهکی

عبدالحسین ابوطالبی^{۱*} و عبدالکریم اجرائی^۲

^۱ استادیار گروه باغبانی دانشگاه آزاد اسلامی واحد جهرم

^۲ مربی گروه باغبانی دانشگاه آزاد اسلامی واحد جهرم

مقدمه

فسفر یکی از عناصر پرمصرف و ضروری برای گیاه بوده و نقش‌های متعددی در فیزیولوژی و رشد و نمو گیاه از جمله تقسیم سلولی، رشد و تکامل اندام‌های زایشی و رشد ریشه‌ها به خصوص ریشه‌های موئین را ایفا می‌نماید (۳ و ۴). مقدار فسفر قابل استفاده توسط گیاه تابع مستقیمی از میزان فسفر در خاک و تابع معکوسی از مقدار کربنات‌های موجود در خاک

می‌باشد (۵). بیش از ۶۰ درصد از اراضی کشاورزی ایران به درجات مختلفی آهکی بوده و در نتیجه یون کلسیم در این خاک‌ها فراوان است. با افزایش غلظت یون کلسیم در خاک راندمان مصرف برخی از کودها خصوصاً کودهای فسفره کاهش می‌یابد. در خاک‌های آهکی یون کلسیم با یون کربنات واکنش داده و ترکیب فسفات کلسیم تولید می‌شود. فسفات کلسیم حلالیت بسیار کمی دارد و به همین دلیل گیاهان کشت شده در خاک‌های آهکی، علیرغم وجود مقدار مناسب فسفر، درجاتی از کمبود فسفر را نشان می‌دهند (۱). راه‌های متعددی برای افزایش بهره‌وری از فسفر موجود در خاک‌ها وجود دارد که از جمله می‌توان به استفاده از گوگرد و ترکیبات اسیدی، مواد آلی و کودهای فسفره حاصل از آبگیری اسید فسفریک اشاره کرد (۲). در هر منطقه برحسب امکانات موجود با یکی از روش‌های فوق می‌توان راندمان جذب فسفر توسط گیاه را افزایش داد ولی بهترین روش تعدیل pH خاک می‌باشد (۶). شهر جهرم یکی از قطب‌های تولید مرکبات خصوصاً لیموی آب است. حداقل ۲۰٪ از لیموآب تولیدی قابل عرضه جهت تازه‌خوری و یا به دلایل بهداشتی مناسب جهت آبگیری نیست. ضمن آنکه کارخانه‌های آبگیری لیمو هم همه ساله مقادیری ضایعات آبلیمو دارند. روی این اصل هدف از این پژوهش بررسی اثر آبلیموی ضایعاتی بر قابلیت آزاد سازی فسفر در یک خاک آهکی بوده است.

مواد و روش‌ها

به منظور بررسی اثر آبلیموی ضایعاتی بر قابلیت آزاد سازی فسفر در یک خاک آهکی این آزمایش بصورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۴ تکرار انجام شد. بدین منظور گلدان‌هایی ۵ کیلویی با خاک دارای ۴۰ درصد آهک پر گردید و به هر کیلوگرم خاک گلدان‌ها مقدار ۵۰ میلی‌گرم فسفر از منبع سوپر فسفات تریپل کاملاً حل شده در آب اضافه گردید. یک روز پس از اضافه کردن کود فسفات و پس از آن طی یکماه هر هفته از خاک گلدان‌ها نمونه‌برداری و غلظت فسفر آنها پس از عصره‌گیری با بی‌کربنات سدیم به روش السن توسط دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه‌گیری شد. پس از پایان دوره یک‌ماهه، به آب آبیاری گلدان‌ها سطوح صفر، ۱۰، ۲۰ و ۴۰ درصد آبلیمو ضایعاتی اضافه شد. در این مرحله نیز یک روز بعد از اعمال تیمارها و پس از آن به مدت یک‌ماه هر هفته از خاک گلدان‌ها نمونه‌برداری گردید و غلظت فسفر محلول اندازه‌گیری شد. در طول دوره آزمایش رطوبت گلدان‌ها با آبیاری (آب معمولی و یا آب حاوی سطوح آبلیمو) در حدود ظرفیت مزرعه نگهداری شد. اطلاعات بدست آمده توسط نرم‌افزار رایانه‌ای MSTAT-C تجزیه و تحلیل و میانگین‌ها توسط آزمون دانکن مقایسه شدند.

نتایج و بحث

بر اساس نتایج غلظت فسفر محلول خاک مرد استفاده در ابتدا و قبل از افزودن کود فسفره ۳/۷۶ میلی گرم در کیلوگرم خاک بود. یک روز پس از افزودن کود، غلظت فسفر در خاک گلدان‌ها به ۳۲/۴۱ میلی گرم در کیلوگرم خاک افزایش یافت ولی در نمونه برداری‌های یک‌ماهه متوسط غلظت فسفر محلول به مقادیر ۱۹/۳۹، ۱۲/۱۰، ۵/۵۶ و ۴/۰۱ میلی گرم در کیلوگرم خاک کاهش یافت. این نتایج بیانگر آن است که غلظت فسفر محلول پس از افزودن کود فسفره ابتدا افزایش داشته ولی طی یک دوره یک‌ماهه کاهش یافته است به طوری که در پایان یک‌ماه بدون اختلاف معنی دار به مقدار آن قبل از اضافه کردن کود رسیده است. به عبارت دیگر فسفر اضافه شده طی مدت آزمایش به صورت غیر محلول در آمده است. بر اساس نتایج مرحله دوم آزمایش میانگین غلظت فسفر محلول در تیمارهای اعمال شده با هم در سطح یک درصد آزمون دانکن اختلاف معنی دار داشتند. در این مرحله در پایان دوره نمونه برداری میانگین غلظت فسفر محلول در تیمارهای شاهد، ۱۰، ۲۰ و ۴۰ درصد آبلیمو به ترتیب ۳/۸، ۱۷/۱۹، ۲۲/۴۹ و ۲۶/۲۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک بود. با توجه به نتایج می توان گفت که کاربرد آبلیمو توانسته است باعث افزایش معنی دار غلظت فسفر محلول در خاک گردد و هرچه غلظت آبلیموی کاربردی بیشتر بوده این افزایش اختلاف بیشتری با شاهد داشته است. این نتایج بیانگر آن است که آبلیمو با خاصیت اسیدی کردن خاک تاثیر زیادی بر قابلیت آزاد سازی فسفر در خاک داشته است. نتایج این آزمایش با نتایج آزمایشات اسیدی کردن خاک با استفاده از سایر مواد مطابقت دارد (۲ و ۱). روی این اصل با توجه به نتایج می توان گفت که آبلیمو می تواند قابلیت استفاده به منظور تاثیر بر آزادسازی فسفر خاک را داشته باشد لیکن برای رسیدن به جواب قطعی لازم است که این آزمایش با گلدان‌های حاوی گیاه و یا در مزرعه نیز صورت گیرد.

منابع

- ۱- اجرائی ع. ۱۳۸۴. تاثیر گوگرد و ماده آلی بر افزایش قابلیت جذب فسفر در یک خاک آهکی. نهمین کنگره علوم خاک ایران. ۳۷۶-۳۷۸.
- ۲- بشارتی کلایه ح و ن صالح راستین. ۱۳۷۹. تاثیر مصرف گوگرد و مایه تلقیح باکتری‌های تیوباسیلوس بر مقدار آهن و روی جذب شده توسط ذرت در شرایط گلخانه مجله خاک و آب ۷ (شما ۷) جلد ۱۲ ۷۲-۶۳.
- ۳- سالاردینی ع. ۱. ۱۳۷۱. حاصلخیزی خاک. مؤسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران ۴۴۱ ص.
- ۴- ملکوتی م. ج. ۱۳۷۸. کشاورزی پایدار و افزایش عملکرد با بهینه سازی مصرف کود در ایران. انتشارات نشر آموزش کشاورزی کرج. ۴۶۰ ص.

5-Abedi, M. J. and O. Talibudeen. 1974. The calcareous soils of Azerbaijan. I. Catena of development related to the distribution and surface properties of soil carbonate. J. Soil. Sci. 25:3: 357-372.

6- Tisdale, S. L. Nelson and J. D. Beaton. 1985. Soil fertility and fertilizer. Haminton Printing Company. 354 p.

قابلیت جذب سرب توسط آفتابگردان در یک خاک تیمار شده با نیترات سرب، لجن فاضلاب شهری و کود گاوی

امیر حسین بقائی*، امیر حسین خوشگفتار منش و مجید افیونی

به ترتیب دانشجوی دکتری، استادیار و استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه:

سرب به عنوان یکی از فلزات سمی است که در مقدار کم می تواند سلامت موجودات زنده را به خطر بیندازد. مصرف زیاد بقایای آلی از جمله لجن فاضلاب، کود گاوی و کمپوست که به عنوان یک ماده با ارزش غذایی تلقی می گردد می تواند باعث افزایش قابلیت جذب فلزات سنگین از جمله سرب گردد. از سوی دیگر این دسته مواد حاوی ترکیبات آلی و معدنی بوده که می توانند فلزات سنگین از قبیل سرب و کادمیوم را تثبیت کنند. قابلیت جذب فلزات سنگین در خاکهای تیمار شده با این ترکیبات عموماً کمتر از خاکهایی است که نمک فلزی آن اضافه می گردد [۱]. این مطلب حاکی از آن است که ترکیبات آلی از جمله کود گاوی و لجن فاضلاب فازهای جذبی خاک را افزایش می دهند. مطالعات نشان می دهد که مصرف این ترکیبات آلی در سالهای اولیه قابلیت جذب فلز سنگین را افزایش می دهد و سپس به یک میزان ثابتی برای مدتی طولانی می رسد. قابلیت جذب فلزات سنگین در خاکهایی با تاریخچه کاربرد زیاد این ترکیبات عموماً کمتر از خاکهای دیگر می باشد، اگر چه در بعضی موارد درصد کربن آلی این گونه خاکها کمتر از خاکهای تیمار نشده بوده است [۲]. گزارشات متفاوتی حاکی از اثر بقایای آلی بر قابلیت دسترسی و جذب فلزات سنگین توسط گیاهان بیان گردیده است، لذا این مطالعه با هدف مقایسه اثر نمک فلزی نیترات سرب، کود گاوی و لجن فاضلاب بر قابلیت جذب سرب توسط آفتابگردان صورت پذیرفت.

مواد و روشها:

این پژوهش در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار به صورت آزمایش گلدانی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه صنعتی اصفهان صورت پذیرفت. جهت مقایسه اثر کود گاوی، لجن فاضلاب و نمک معدنی نیترات سرب بر جذب فلز سرب توسط گیاه، خاکی با بافت شنی و درصد آهک و کربن آلی کم از منطقه شهرکرد واقع در جنوب غربی اصفهان انتخاب شد (جدول ۱). خاک به مدت دو هفته در دمای ۲۰-۱۸ درجه سلسیوس خوابانیده شده و رطوبت آن در حد ظرفیت زراعی نگهداری شد. لجن فاضلاب و کود گاوی (جدول ۱) که قبلاً به وسیله نمک نیترات سرب غنی شده بود (۶۰۰ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک) به میزان ۱۰ درصد وزنی به خاک اضافه شد. همچنین دو تیمار یکی نمک معدنی نیترات سرب (به میزان ۶۰۰ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک) و دیگری تیمار شاهد انتخاب گردید. تیمارهای لجن، کود گاوی و نمک معدنی نیترات سرب به مدت دو هفته با خاک مخلوط شد و بذر آفتابگردان در گلدانهای ۴ کیلوگرمی کشت شد. بعد از گذشت ۶۰ روز گیاه آفتابگردان برداشت و اندام هوایی و ریشه آن از هم جدا شد. غلظت سرب در ریشه و اندام هوایی گیاه با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد.

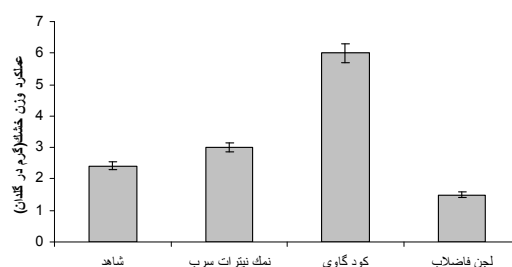
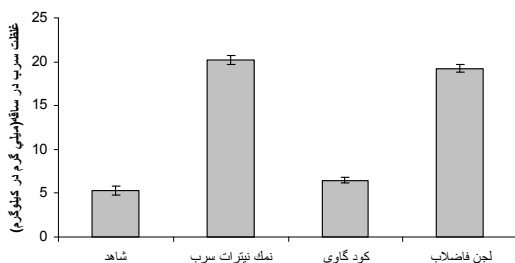
نتایج و بحث:

اسیدیته لجن و کود گاوی مورد استفاده در این پژوهش به ترتیب کمتر و بیشتر از خاک شاهد بود. پ-هاش کم تر لجن می تواند قابلیت دسترسی فلز سرب را تحت تاثیر قرار دهد. درصد کربن آلی لجن فاضلاب و کود گاوی به ترتیب برابر ۳۱ و ۵۴ درصد بوده که می تواند ویژگی های جذب سرب را تحت تاثیر قرار دهد. عملکرد وزن خشک آفتابگردان به طور معنی داری تحت تاثیر تیمارهای مورد مطالعه در این پژوهش قرار گرفت (شکل ۱). بیشترین عملکرد وزن خشک اندام هوایی (۶ گرم وزن خشک در گلدان) مربوط به کود گاوی و کمترین آن (۱/۵)

گرم وزن خشک در گلدان) مربوط به تیمار لجن فاضلاب بود. لجن فاضلاب در مقایسه با کود گاوی به علت pH اسیدی تر و مقدار کمتر کربن آلی توانسته است تا حدود ۳ برابر قابلیت جذب سرب را افزایش داده، لذا عملکرد وزن خشک آفتابگردان در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب کمتر از سایر تیمارها بود. جذب سرب توسط گیاه آفتابگردان به طور معنی داری تحت تاثیر تیمارهای آزمایش قرار گرفت (شکل ۲ و ۳). مقدار جذب سرب توسط گیاه در خاک تیمار شده با لجن فاضلاب بیشتر از خاک تیمار شده با کود گاوی بود که دلیل آن احتمالاً اسیدیته و درصد کربن آلی کمتر لجن می باشد. سرب جذب شده توسط گیاه در تیمار نیترات سرب به طور معنی داری بیش از خاکهای تیمار شده با لجن فاضلاب و کود گاوی بود. نتایج این پژوهش نشان داد برخی فازهای آلی و معدنی اضافه شده به خاک توسط لجن فاضلاب و کود گاوی سبب کاهش قابلیت سرب می شود. قابلیت جذب سرب در حضور لجن فاضلاب و کود گاوی در مقایسه با تیمار نمک نیترات سرب کمتر می باشد.

جدول ۱: برخی از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی خاک، لجن و کود گاوی مطالعه در این پژوهش

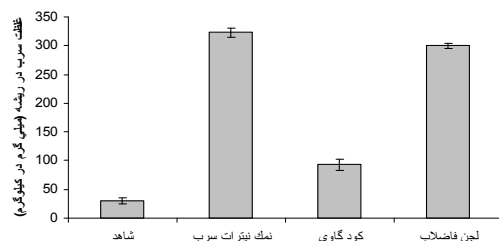
پارامتر (خاک)	واحد	مقدار	لجن فاضلاب	کود گاوی
قابلیت هدایت الکتریکی	dS/m	۲	۹	۱۷
پ- هاش	---	۷/۳	۶/۷	۸/۹
سرب کل	میلی گرم در کیلوگرم	۳	۷۵	۲۰
شن	درصد	۷۰	---	---
سیلت	درصد	۱۸	---	---
رس	درصد	۱۲	---	---
کربن آلی	درصد	۰/۱	۳۱	۵۴
آهک	درصد	۱۰	---	---



شکل ۱: اثر تیمارهای مختلف بر عملکرد وزن خشک آفتابگردان

شکل ۲: اثر تیمارهای مختلف بر غلظت سرب در اندام

هوایی گیاه آفتابگردان



شکل ۳: اثر تیمارهای مختلف بر غلظت سرب در ریشه گیاه آفتابگردان

منابع:

- [1] Hettiarachchi, G. M., Ryan, J. A., Chaney, R. L., and Cherie M. La Fleur, 2003, Sorption and Desorption of Cadmium by Different Fractions of Biosolids-Amended Soils, J. Environ. Qual. 32:1684–1693.
- [2] Li, Z., J.A. Ryan, J.-L. Chen, and S.R. Al-Abed. 2001. Adsorption of cadmium on biosolids-amended soils. J. Environ. Qual. 30:903–911.

همبستگی بین عناصر کم مصرف موجود در خاکهای تیمار شده با پسماندهای آلی و تاثیر آن در تجمع و جذب توسط گیاه ذرت

آذین ابطی^{۱*}، مهران هودجی^۲، مجید افیونی^۲ و شاپور حاج رسولیها^۳

^۱ دانش آموخته کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاداسلامی واحد خوراسگان (اصفهان)

^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاداسلامی واحد خوراسگان (اصفهان)

^۳ استاد دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

پسماندهای آلی، طی فرایندهای تجزیه با کاهش موقت pH و نیز ایجاد کلاتهای آلی محلول، می توانند قابلیت جذب عناصر کم مصرف را در خاک را افزایش دهند. وجود عناصر سنگین در موارد زیادی موجب افزایش تجمع و انتقال عناصر دیگر به اندامهای هوایی گیاه شده و در برخی موارد موجب کاهش جذب عناصر می گردد. بعلاوه اثر متقابل مثبت سینرژیستی تاثیر مس بر جذب آهن نیز گزارش گردیده است. اثر متقابل بین مس و روی در خاک مشاهده و در نتیجه اثر متقابل مس و آهن، کمبود جذب آهن در گیاه اتفاق افتاده و از طرف دیگر وجود آهن موجب کاهش جذب مس از محلول خاک می گردد [۲]. منگنز در گیاه با آهن دارای اثر متقابل است. وجود مقادیر زیاد آن در خاک می تواند جذب و مصرف آهن توسط گیاه را تحت تاثیر قرار دهد.

مواد و روشها

طی یک آزمایش گلخانه ای به منظور بررسی تاثیر مصرف کوتاه مدت پسماندهای آلی در تمرکز عناصر کمیاب در خاک و نقش غلظت عناصر تجمع یافته در میزان جذب و تجمع در گیاه، در دو نوع خاک آهکی، پژوهشی در سه تکرار در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی بصورت فاکتوریل انجام شد. تیمارهای مورد آزمایش عبارت بودند از تیمارشاهد (بدون کود)، لجن فاضلاب، کودکپوست و کودگاوی شامل سطوح ۲۵ و ۵۰ مگاگرم در هکتار، در گلدانهای پلاستیکی (به ارتفاع ۲۱ و قطر ۲۳ سانتی متر با ظرفیت تقریبی ۵ کیلوگرم) مورد استفاده قرار گرفتند. شکل قابل جذب فلزات (Available)، (Zn, Cu, Fe, Mn) نیز در نمونه های خاک، به وسیله محلول DTPA، اندازه گیری غلظت کل عناصر کم یاب در خاک نمونه ها با اسید نیتریک 4 نرمال عصاره گیری شدند [۳ و ۶]. اندازه گیری غلظت عناصر کمیاب در گیاه به روش هضم خشک و با استفاده از دستگاه جذب اتمی پرکین المرمدل 3030 اندازه گیری شدند [۷]. غلظت فلزات پسماندهای مورد نظر همانند نمونه گیاه صورت گرفت [۵]. نتایج به دست آمده نیز با استفاده از نرم افزار SAS انجام گردید.

نتایج و بحث

در مناطق تحت تاثیر پسماندهای آلی، میزان عناصر سنگین افزایش یافته و افزایش هر یک از عناصر با توجه به خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، تحت تاثیر سایر عناصر معدنی نیز قرار گرفته اند. بین فرم های کل و قابل جذب عناصر (Zn, Fe, Cu, Mn) همبستگی مثبت معنی داری مشاهده شد. و همچنین هر دو فرم (کل و قابل جذب) عناصر (Fe, Cu, Mn) در خاک، با پارامترهای ماده آلی و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در سطح احتمال ۱٪ همبستگی مثبت معنی داری نشان دادند (جدول ۱). لیندسی [۴] گزارش کرد که حلالیت بسیاری از کانی های آهن خاک با افزایش pH کاهش می یابد. به عقیده محققان مهمترین مواد جاذب برای فلزات سنگین، مواد آلی، کانی های رسی و اکسیدهای آهن و منگنز هستند [۱]. در اینجا این فرض تقویت می شود که پسماندهای آلی از جمله لجن

فاضلاب علاوه بر افزایش این عناصر به خاک، طی فرایندهای تجزیه و نیز با ایجاد کلات‌های محلول قابلیت جذب این عناصر در خاک را افزایش داد.

جدول ۱- ضرایب همبستگی بین عناصر کم مصرف در خاکهای تیمار شده تحت تاثیر پسماندهای آلی

صفت	pH	%O.M	CEC	Zn D	Cu D	Fe D	MnD	Zn T	Cu T	Fe T	MnT
pH	۱										
%O.M	-۰/۱۱	۱									
CEC	-۰/۱۷	۰/۸۳**	۱								
Zn D	-۰/۲۶	**۰/۵۲	**۰/۵۴	۱							
Cu D	-۰/۳۶	۰/۶۲**	۰/۵۴**	**۰/۷۲	۱						
Fe D	-۰/۱۱	۰/۶۵**	۰/۴۵**	**۰/۶۰	**۰/۷۷	۱					
MnD	-۰/۳۱	۰/۷۰**	۰/۶۸**	**۰/۸۰	**۰/۸۶	**۰/۶۳	۱				
Zn T	-۰/۱۹	۰/۷۹**	۰/۷۰**	**۰/۷۵	**۰/۸۰	**۰/۷۶	**۰/۵۸	۱			
Cu T	-۰/۰۸	۰/۸۴**	۰/۷۱**	**۰/۵۰	**۰/۵۰	**۰/۴۴	**۰/۵۴	**۰/۷۰	۱		
Fe T	-۰/۱۷	۰/۸۰**	۰/۶۴**	**۰/۶۵	**۰/۶۸	**۰/۶۰	**۰/۵۶	**۰/۸۴	**۰/۷۴	۱	
MnT	-۰/۱۸	۰/۸۱**	۰/۷۴**	**۰/۶۶	**۰/۶۱	**۰/۶۳	**۰/۴۷	**۰/۸۸	*۰/۷۴	**۰/۸۵	۱

D = DTPA T = Total OM= Organic Matere CEC =Cation Exchange Capacity

**معنی دار در سطح یک درصد * معنی دار در سطح پنج درصد

مقادیر جذب عناصر کم مصرف (Zn,Cu, Fe,Mn) توسط اندام هوایی با غلظت عناصر (Zn,Cu, Fe,Mn) قابل جذب خاک همبستگی مثبت و معنی‌داری (در سطح ۱٪) نشان داد (جدول ۲). بالا رفتن میزان روی قابل جذب باعث افزایش غلظت روی در اندام هوایی گردید. همچنین بالا رفتن میزان منگنز و آهن و مس قابل جذب نیز باعث افزایش میزان این عناصر در اندام هوایی گردید (جدول ۲). در مطالعه کاربرد کوتاه مدت پسماندهای آلی، عواملی از جمله اثر رقت رشد، اثرات رقابت یونی در نتیجه کاربرد زیادی عناصر کمیاب و یا اثرات سمیت ریشه از جمله عواملی هستند که توانایی محصولات برای جذب فلزات کمیاب را محدود می‌کنند [۵].

جدول ۲ - ضرایب همبستگی بین عناصر کم مصرف قابل جذب (DTPA) خاک و مقدار این عناصر در اندام هوایی گیاه

ذرت در خاکهای تحت تاثیر پسماندهای آلی

صفت	Zn D	Cu D	Fe D	Mn D
Zn Sh	**۰/۶۱	*۰/۴۵	۰/۳۰	۰/۳۰
Cu Sh	۰/۴۲	**۰/۴۹	۰/۴۲	*۰/۵۰
Fe Sh	۰/۲۰	*۰/۴۵	**۰/۵۷	*۰/۴۲
Mn Sh	۰/۲۰	۰/۴۱	۰/۳۲	**۰/۵۱

Sh= Shoot in corn plant D = DTPA

**معنی دار در سطح یک درصد * معنی دار در سطح پنج درصد

منابع

- [1] Blume, H.P. and G. Brummer. 1991. Ecotox Environmental Safety, 164
- [2] Kitagishi, K., and I. Yamane, 1981. Heavy metals pollution in soils of Japan. Japan Science Society Press, Tokyo. 302 pp.
- [3] Lindsay, W.L. and W.A. Norvell. 1978. Development of a DTPA soil test a for zinc, iron, and mangenez capper. Soil Sci Soc. A. M. J. 42 : 421 – 428.
- [4] Lindsay, W.L. 1979. Chemical equilibria in soils. *Jhon Willay & sons, New York.*
- [5] Logan T.J., B.J. Lindsay, L.E. Goins and J.A. Ryan. 1997. Field of assessment sludge metal bioavailability to crops sludge rate response. J. Environ. Qual., Vol. 26 , PP 534 - 550.

-
- [6] Pyydt, F.B. 1999. Comparison of foliar and stem bioaccumulation of heavy metals by Corsican pines in the mount Olympus area of Cyprus, *Ecotoxicol. Environ* (42) : 57 – 61.
- [7] Waling, I.W., V. Van, V.J.G. Houbles, and J. J.Vanderlee. 1989. Soil and plant Analysis, a series of syllabi. Part 7, plant Analysis proced – ures. Wageningen Agriculture university.

اثر مقادیر مختلف کود اوره بر عملکرد و تجمع نیترات در اندام های قابل مصرف اسفناج (*Spinacia oleracea* "Virofly")

غلامرضا معافپوریان^{۱*}، حبیب مرادی^۲ و محمد سعید تدین^۳

^{۱،۳} استادیار بخش تحقیقات خاک و آب مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس

^۲ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد جهرم

مقدمه

کاربرد کودهای ازته مشخص ترین عامل تجمع نیترات در تعداد زیادی از سبزیجات می باشد [۸]. بطور کلی نوع گیاه، رقم، اندام و مرحله رشد گیاه در میزان غلظت نیترات در گیاه مؤثر هستند به گونه‌ای که تیره‌های *Brassicaceae*، *Compositae*، *Chenopodiaceae*، *Crusiferae*، *Poaceae* و *Solanaceae* بیشتر از سایر گیاهان نیترات جذب می کنند و به عنوان مثال اسفناج نوع برگ چروک بطور قابل ملاحظه ای نیترات بیشتری از نوع برگ صاف دارد و ارقام زودرس نسبت به ارقام دیررس دارای میزان نیترات بیشتری می باشند [۶]. اندام ساقه، دمبرگ و پهنک برگ به ترتیب نیترات بیشتری را دارا بوده و گیاهان جوان غلظت نیتروژن بیشتری نسبت به گیاهان پیر دارند [۳]. احیاء نیترات در اندامهای هوایی و برگها بویژه در کلروپلاستها انجام شده و نیاز به نور دارد [۴]. نور کم، دمای زیاد و تنش رطوبتی منجر به تقلیل فعالیت آنزیم های کاهش دهنده نیترات و افزایش تجمع نیترات می شوند [۷]. در آزمایشی که بر روی چغندر قند انجام گرفت، مشاهده گردید که غلظت نیترات بین ساعات ۴ تا ۸ صبح در بالاترین میزان و در ساعات ۴ بعد از ظهر در کمترین میزان بود [۲]. در سیستم کشت سنتی سبزیجات میزان تجمع نیترات در فصل زمستان بدلیل تأثیر کاهش طول روز و شدت نور، بیشتر از فصل تابستان بود [۵]. افزایش دما، خصوصاً همزمان با کاهش شدت نور، منجر به تجمع نیترات در گیاه می شود و تنش رطوبت در تجمع نیترات مؤثر است، همچنین مقدار کود، نوع کود، سرعت آزاد سازی و روش استعمال کود نیتروژن بر تجمع نیترات در گیاهان تأثیر گذارند [۱]. حد مجاز غلظت نیترات در سبزیهای اسفناج ۱۰۰۰ میلی گرم در کیلوگرم وزن تر گزارش شده است [۸]. کاهش مصرف کودهای شیمیایی ازته و مصرف این کودها بر اساس میزان نیاز واقعی گیاه، نه تنها کاهش عملکرد را در بر نداشته بلکه می تواند منجر به کاسته شدن غلظت آلاینده نیترات در گیاه شود.

مواد و روشها

آزمایش در تاریخ شهریورماه ۱۳۸۵ در مزرعه مرکز آموزش عالی کشاورزی مراغه (به مختصات جغرافیایی ۴۶/۱۶ درجه طول شرقی جغرافیایی و ۳۷/۲۴ درجه عرض شمالی و ارتفاع از سطح دریا به میزان ۱۳۴۴ متر) به منظور تعیین مقدار نیتروژن (از منبع کود اوره) مورد نیاز برای حصول حداکثر عملکرد و حداقل تجمع نیترات در اندامهای قابل مصرف اسفناج رقم وایروفلائی (*Spinacia oleracea* "Virofly") انجام گرفت. همچنین در این آزمایش اثر زمان برداشت در میزان تجمع ازت نیترا ته مطالعه شد. آزمایش در قالب طرح بلوکهای کامل تصادفی با ۵ تیمار شامل بدون مصرف کود ازته (شاهد N_0)، مصرف ۵۰ کیلوگرم ازت خالص در هکتار (N_{50})، مصرف ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار ازت خالص (N_{100})، مصرف ۱۵۰ کیلوگرم در هکتار ازت خالص در هکتار (N_{150}) و مصرف ۲۰۰ کیلوگرم در هکتار ازت خالص در هکتار (N_{200}) از منبع کود اوره ($CO(NH_2)_2$) در ۴ تکرار اجرا شد. مقدار ازت نیترا ته در نمونه های ساقه ($S.n$)، دمبرگ ($P.n$) و پهنک ($B.n$) برگ در دو زمان صبح (pm) و عصر (am) (ساعت های ۸ صبح و ۴ عصر) با تهیه محلول های استاندارد ۱۰، ۲۰، ۵۰، ۸۰ و ۱۰۰ پی پی ام و قرائت نیترات نمونه ها در طول موج ۴۱۰ نانومتر توسط دستگاه اسپکتروفتومتر اندازه گیری شد (امامی، ۱۳۷۵). داده های بدست آمده توسط نرم افزار کامپیوتری MSTATC مورد

تجزیه و تحلیل قرار گرفتند و مقایسه میانگین ها با استفاده از آزمون دانکن DMRT انجام شد. ضرایب همبستگی و معادلات رگرسیونی نیز با نرم افزار EXEL محاسبه شد.

نتایج و بحث

کمترین میزان تجمع نیترات در پهنک برگ اسفناج برداشت صبح در دو تیمار شاهد و مصرف ۵۰ کیلوگرم ازت خالص در هکتار مشاهده شد. نتایج آزمایش همچنین نشان دهنده اختلاف معنی دار بین میانگین تجمع نیترات در برداشت عصر اندامهای خوراکی اسفناج بود (جدول ۱).

جدول ۱- مقایسه میانگین صفات مختلف بررسی شده در محصول اسفناج

تیمار	میانگین غلظت نیترات						عملکرد (kg.m ⁻²)
	S.n(am)*	P.n(am)**	B.n(am)*	S.n(pm)*	P.n(pm)**	B.n(pm)**	
شاهد (Ctrl.)	۱۶۳۲b	۱۴۱۵c	۱۱۰۲b	۱۳۰۳b	۹۶۰c	۹۴۴c	۰/۹۸۷c
N ₅₀	۲۴۶۳ab	۲۰۴۷bc	۱۴۵۲ab	۱۶۸۶a	۱۴۱۸bc	۱۲۲۰bc	۲/۱۱۲b
N ₁₀₀	۲۸۰۵ab	۲۵۰۳ab	۲۰۲۰a	۱۷۰۵a	۱۶۵۹ab	۱۳۵۵ab	۲/۲۳۵ab
N ₁₅₀	۳۲۰۹a	۲۵۶۳ab	۲۲۰۵a	۱۸۲۳a	۱۶۹۲ab	۱۴۷۹ab	۲/۸۲۵ab
N ₂₀₀	۳۴۳۱a	۲۵۰۲a	۲۳۴۰a	۱۸۴۸a	۲۱۴۹a	۱۵۳۸a	۳/۰۰۰a

* و ** به ترتیب میانگین های دارای حروف مشترک در یک ستون بر اساس آزمون دانکن اختلاف معنی دار در سطح آماری ۵ و ۱ درصد با یکدیگر ندارند.

am و pm به ترتیب نمونه های برداشت شده در ۸ صبح و ۴ عصر

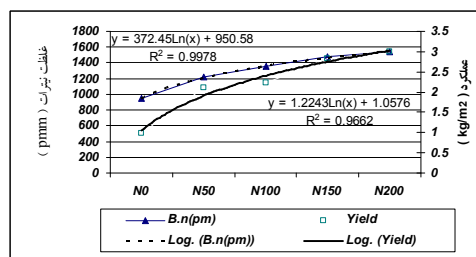
Blade nitrate, Peduncle nitrate, Stem nitrate به ترتیب میانگین مقادیر نیترات در نمونه های ساقه، دمبرگ و پهنک برگ

آزمون T نشان دهنده اختلاف معنی دار در سطح ۵ درصد آماری بین میانگین داده های میزان تجمع نیترات در برداشت صبح و عصر نمونه های اندام خوراکی اسفناج بود (جدول ۲). بیشترین میزان تغییرات تجمع نیترات در برداشت صبح اندام خوراکی اسفناج مشاهده شد و کمترین میزان تغییرات مربوط به برداشت عصر نمونه ها بود.

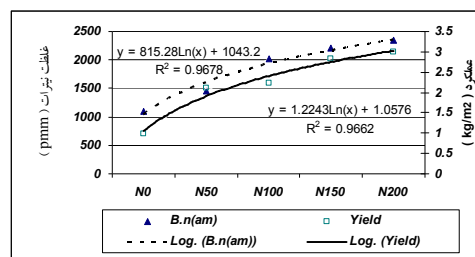
جدول ۲- نتایج آزمون T میزان تجمع نیترات در ساقه، دمبرگ و پهنک برگ اسفناج در دو نوبت برداشت نمونه ۸ صبح و ۴ عصر.

	S.n(am)	S.n(pm)	P.n(am)	P.n(pm)	B.n(am)	B.n(pm)
میانگین	۲۷۰۸	۱۶۷۳	۲۴۰۶	۱۵۷۵/۶	۱۸۲۳/۸	۱۳۰۷/۲
واریانس	۵۰۰۲۳۵	۴۷۸۰۴/۵	۵۸۶۵۵۹	۱۸۸۲۷۳/۳	۲۷۷۳۷۵/۲	۵۶۱۴۶/۷
شاخص T	۳/۱۲۶۲۱۹		۲/۱۰۹۴۴۶		۲/۰۰۰۲۱۸	
سطح احتمال P(T<=t)	۰/۰۱۳۰۳۴		۰/۰۳۹۷۱۷		۰/۰۴۶۱۹۹	

با توجه عدم اختلاف معنی دار بین غلظت نیترات در شاهد و مصرف ۵۰ کیلوگرم ازت خالص در پهنک برگ و دمبرگ بویژه در برداشت عصر این محصول و توصیه به مصرف این اندام در رژیم غذایی و نیز اختلاف معنی دار (در سطح آماری ۱ درصد) بین عملکرد این دو سطح (نمودار ۲) و تأثیر مشخص کاربرد این سطح کودی (N₅₀)، بر افزایش عملکرد و عدم اختلاف معنی دار آن در مقایسه با کاربرد سطوح بالاتر کود ازته یعنی ۱۰۰ و ۱۵۰ کیلوگرم ازت خالص در هکتار، می توان کاربرد کود ازت در این سطح را توصیه نمود.



نمودار ۲_ برازش خطی روند افزایش تجمع نیترات در پهنک برگ برداشت عصر
اسفناج و افزایش عملکرد آن بطور همزمان



نمودار ۱_ برازش خطی روند افزایش تجمع نیترات در پهنک برگ برداشت صبح
اسفناج و افزایش عملکرد آن بطور همزمان

برازش خطی روند افزایش تجمع نیترات در پهنک برگ در برداشت صبح (شکل ۱) و عصر (شکل ۲) و نیز افزایش عملکرد بطور همزمان در هر دو نمودار نشان دهنده نسبت افزایش معنی دار عملکرد در واحد سطح به افزایش نیترات در بین دو سطح شاهد و مصرف ۵۰ کیلوگرم ازت خالص در هکتار می باشد. همانگونه که از مقایسه دو نمودار مشاهده می شود در ازاء افزایش تقریبی ۱ کیلوگرم عملکرد در هر متر مربع، تغییرات میزان نیترات در پهنک برگ اسفناج برداشت شده در صبح، از سطح شاهد مصرف ازت تا سطح ۵۰ کیلوگرم ازت خالص در هکتار از منبع اوره، تقریباً معادل با ۵۰۰ میلی گرم در کیلوگرم وزن تر بود، این در حالی است که این میزان تغییر در برداشت عصر پهنک برگ اسفناج حدود ۲۰۰ میلی گرم در کیلوگرم وزن تر بود. به ازاء همین میزان تغییرات در تجمع نیترات در برداشت صبح و عصر در تغییر سطح از مصرف ۵۰ به ۱۰۰ کیلوگرم ازت خالص در هر هکتار، تنها ۰/۵ کیلوگرم افزایش عملکرد در هر متر مربع بدست آمد. و این نسبت کاهش تغییرات میزان عملکرد به ازاء تغییرات تجمع نیترات در پهنک برگ اسفناج در سطوح بالاتر مصرف ازت بویژه در برداشت عصر مشهود تر بود.

منابع

- [1]- Changparaditnum, K., P. P. Luksanawimol, P. Limsmutchaipron and S. Vasunnun. 2000. Effect of fertilizers on content of nitrate in pineapple fruit. *Acta Horticulturae*, 529: 17-22.
- [2]- Feller, C. and M. Fik. 2004. Nitrate content, soluble solid content and yield of table beet affected by cultivar, sowing date and nitrogen supply. *Hort. Sci.* 39(6): 1255-1259.
- [3]- Maynard, D. N. 1978. Potential nitrate level in edible plants. In: Nitrogen in the environment. Vol. 2. Soil- plant-Nitrogen Relationships. Eds. By Nielsen D. R., Academic press, New York.
- [4]- Mohr, H., A. Neiningner and B. Seith. 1992. Control of nitrate reductase and nitrate reductase gene expression by light, nitrate and plastid factor. *Plant Botany*. 105: 81-89.
- [5]- Santamaria, P., M. Gonnella, A. Elia, A. Parente and F. Serio. 2001. Ways of reducing rocket salad nitrate content. *Acta Horticulturae*, 548: 529-536.
- [6]- Shen, M. B., H. Dong, J. Li. 1982. Studies on nitrate accumulation in vegetable crops. I. Evaluation of nitrate in different vegetables. *Acta Horticulture Sinica*, 9: 41-48.
- [7]- Stepowska, A. J. and W. Kowalczyk. 2000. The effect of growing media on yield and nitrate accumulation in lettuce. *Acta Horticulturae*, 548: 503-510.
- [8]- Welsh, M. 2003. Farming for nutritious food. Agricultural technologies for improved human health. IFA-FAO Agricultural Conference, Rome, Italy.

بررسی پتانسیل تثبیت پتاسیم و عوامل موثر بر آن در برخی خاکهای شالیزاری گیلان

حسن شکری واحد* و پریسا شاهین رُخسار^۲

^۱عضو هیات علمی موسسه تحقیقات برنج کشور و ^۲عضو هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی گیلان

مقدمه

پتاسیم یکی از عناصر مهم و ضروری برای گیاهان بویژه گیاه برنج می‌باشد لذا قابلیت دسترسی این عنصر در خاک‌ها تاثیر زیادی بر مقدار جذب آن توسط گیاه خواهد داشت. یکی از عواملی که بر قابلیت دسترسی پتاسیم تاثیر می‌گذارد، چگونگی تثبیت آن در خاک می‌باشد. تثبیت پتاسیم در خاک‌ها بخشی از چرخه ژئوشیمیایی عناصر در خاک می‌باشد و این موضوع اساساً توسط نوع و فراوانی رس‌ها کنترل می‌شود. خاک‌ها از نظر پتانسیل تثبیت پتاسیم به اشکال غیر قابل دسترس برای گیاهان متفاوت هستند و اهمیت نسبی قابلیت دسترسی و پتاسیم تثبیت شده که بعنوان کود پتاسیمی مورد استفاده قرار می‌گیرد متغیر است و مقدار هر یک از آنها تابعی از نوع و درصد رس‌های موجود در خاک، آبشویی پتاسیم، ظرفیت تبادل کاتیونی، واکنش خاک و کربنات کلسیم آزاد می‌باشد [۱ و ۴]. بطور کلی وضعیت مینرالوژی خاک‌ها در مقایسه با کمیت مقدار رس و سیلت موجود در آنها عامل تعیین کننده‌تری در جابجایی پتاسیم ذخیره خاک‌ها توسط گیاهان می‌باشد [۳]. از آنجایی که اطلاعات موجود در زمینه ظرفیت تثبیت پتاسیم در خاک‌های شالیزاری و عوامل موثر بر آن محدود می‌باشد لذا این امر می‌تواند اهمیت تحقیق در این زمینه را توجیه نماید.

مواد و روشها

به منظور بررسی ظرفیت تثبیت پتاسیم و عوامل موثر بر آن از ۲۲ نمونه خاک شالیزاری که از نقاط مختلف استان نمونه برداری شده بودند استفاده شد. برخی از خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک‌ها با روش‌های استاندارد آزمایشگاهی اندازه‌گیری و تثبیت پتاسیم در این خاک‌ها نیز به روش تر [۲] تعیین شد. برای این منظور دو سری ۵ گرمی از هر نمونه خاک تهیه و به یک سری فقط ۷/۵ سانتی‌مترمکعب آب مقطر و به سری دیگر ۵ سانتی‌مترمکعب از محلول کلرید پتاسیم با غلظت ۱۰۱۶ میلی گرم پتاسیم در لیتر و ۲/۵ سانتی‌مترمکعب آب مقطر اضافه شد. تمام نمونه‌ها بمدت ۴۸ ساعت در دمای ثابت ۲۷ درجه سانتیگراد قرار داده شدند و پس از این مدت به هریک از نمونه‌ها ۱۰۰ سانتی‌مترمکعب استات منیزیم یک مولار اضافه شد و سوسپانسیون بدست آمده بعد از نیم ساعت تکان دادن با تکان‌دهنده رفت و برگشتی با سرعت ۱۲۵ دور در دقیقه، با کاغذ صافی واتمن ۲ صاف و غلظت پتاسیم در محلول زلال حاصل، با روش شعله‌سنجی تعیین گردید. همچنین بجای استات منیزیم یک مولار در روش فوق، استفاده از کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار و استات آمونیم یک مولار نیز مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

در خاک‌های مورد بررسی واکنش خاک‌ها از اسیدی ضعیف تا کمی قلیایی از ۵/۹ تا ۷/۹ با میانگین ۷، کربن آلی از کم تا خیلی زیاد معادل ۰/۶۹ تا ۶/۹۴ با میانگین ۲/۲۲، ازت کل خاک‌ها از ۰/۰۷۲ تا ۰/۳۷۵ با میانگین ۰/۲۱۹ درصد و همچنین فسفر قابل دسترس نیز از ۲ تا ۵۶ با میانگین ۲۴ میلی گرم در کیلوگرم خاک، بافت خاک‌ها با رس بین ۸ تا ۴۰ با میانگین ۲۶ درصد، سیلت بین ۲۸ تا ۶۲ با میانگین ۴۸ درصد و شن بین ۱۰ تا ۶۲ با میانگین ۲۷ درصد متغیر بود. خاک‌ها از نظر ظرفیت تبادل کاتیونی و پتاسیم استخراج شده با روش استات آمونیم یک مولار نیز دارای طیف گسترده‌ای بودند (بترتیب از ۱۶ تا ۵۷ با میانگین ۳۰ میلی‌اکی والان درصد گرم خاک و ۸۱ تا ۲۷۳ با میانگین ۱۴۳ میلی گرم در کیلوگرم خاک). نتایج نشان داد حداقل درصد تثبیت پتاسیم با روش تر و استفاده از عصاره‌گیر استات آمونیم یک مولار در این خاک‌ها ۵۶ و حداکثر آن ۸۰ با میانگین ۶۸ درصد، با استفاده از عصاره‌گیر استات منیزیم

حداقل درصد تثبیت ۷۷ و حداکثر آن ۹۰ با میانگین ۸۳ درصد و همچنین با استفاده از عصاره گیر کلرید کلسیم حداقل مقدار تثبیت ۸۱ درصد و حداکثر آن ۹۴ با میانگین ۸۷ درصد بود.

با توجه به نتایج، درصد تثبیت توسط سه ترکیب مورد استفاده به ترتیب زیر مشخص شد:

استات آمونیم > استات منیزیم > کلسیم کلراید

این روند نشان می‌دهد که کلرید کلسیم قادر به آزاد سازی مقدار زیادی از پتاسیم نمی‌باشد و استفاده از آن درصد بیشتری از این عنصر را در حالت تثبیت باقی می‌گذارد در این رابطه استات آمونیم در نقطه مقابل قرار داشته و استات منیزیم حالت حد واسط دارد. نتایج جدول ۱ نشان می‌دهد که ضرایب همبستگی بالایی بین نسبت درصد اشباع پتاسیم (K/CEC) و همچنین ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) در برآورد درصد تثبیت پتاسیم خاک خصوصاً با دو روش استات منیزیم و کلرید کلسیم وجود دارد در حالیکه همبستگی معنی‌داری بین مقدار رس ($Clay$) و سیلت ($Silt$) خاک با مقدار تثبیت مشاهده نمی‌شود. با استفاده از روش رگرسیون گام به گام مشخص گردید که ظرفیت تبادل کاتیونی در مقدار تثبیت با روش استات آمونیم تاثیر قابل قبولی نداشته و عامل مهم در این رابطه درصد اشباع پتاسیم می‌باشد ولی تاثیر آن چندان نبوده که بتواند در ضریب همبستگی تغییر قابل توجه ایجاد نماید در صورتیکه در روش استات منیزیم و کلرید کلسیم علاوه بر درصد اشباع پتاسیم، اثر عامل ظرفیت تبادل کاتیونی قابل ملاحظه بوده و با تاثیر این فاکتور مقادیر ضرایب همبستگی بترتیب به $r = -0.76^{**}$ و $r = -0.87^{**}$ در جهت منفی افزایش یافت. این نتایج نشان می‌دهد که درصد اشباع پتاسیم و همچنین ظرفیت تبادل کاتیونی در عصاره گیرهای ضعیف تاثیر مشخصی داشته و می‌توانند مانعی در جهت استخراج پتاسیم باشند در حالیکه در عصاره گیرهایی که توانایی بیشتری در استخراج پتاسیم دارند این عوامل اثر قابل توجهی نخواهند داشت.

جدول ۱- ضرایب همبستگی خطی بین درصد تثبیت پتاسیم با استفاده از روش‌های مختلف عصاره گیری

و برخی از ویژگی‌های خاک

K/CEC	Silt	Clay	CEC	ویژگی‌های خاک
				روش عصاره‌گیری
-0.66^{**}	-0.05	0.1	0.55^*	استات آمونیم یک مولار ۱:۲۰
-0.64^{**}	-0.05	0.31	0.66^{**}	استات منیزیم یک مولار ۱:۲۰
-0.81^{**}	-0.02	0.39	0.77^{**}	کلرید کلسیم

منابع

- Cox, A.E., B.C., Joern, S.M. Brouder, D. Gao, 1999. Plant-available potassium assessment with a modified sodium tetraphenylboron method. Soil Sci.Soc.Am.J.63: 902-911.
- 2- Mustscher, H. 1995. Measurement and assessment of soil potassium. Int. Potash Inst.Res. Topic.4.
- Sriniasa Rao, C., A., Subba Rao, T.R. Rupa, 2000. Plant mobilization of soil reserve potassium from fifteen smectitic soils in relation to soil test potassium and mineralogy. Soil Sci.Soc. 165(7): 579-586
- Tiwari, K.N.and N.Vandana, 1995. Factors influencing fixation of fertilizer potassium in representative soil of Uttar Pradesh. J. Potassium Res. 11:120-125

ارزیابی تجمع برخی از فلزات سنگین در خاک و محصولات کشاورزی در اطراف یک ناحیه صنعتی

مهران هودجی*^۱، حسین امینی^۲ و آزاده صدر ارحامی^۳

* ۱- استادیار گروه خاک شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد

۲- کارشناس پژوهشی گروه خاکشناسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان

۳- دانشجوی دکتری خاک شناسی، دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران

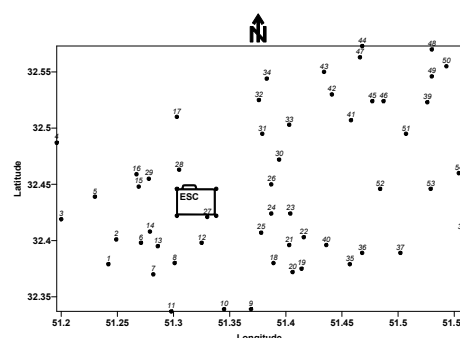
مقدمه

آلودگی خاک به فلزات سنگین بیشتر از طریق منابع انسانی از جمله معادن، صنایع ذوب فلز و سایر فعالیت های صنعتی انسان ناشی می شود (۱۰ و ۶). گیاهانی که در نزدیکی مناطق صنعتی رویش یافته اند نیز افزایش غلظت فلزات سنگین را نشان می دهند (۸). غلظت کل فلزات سنگین در خاک فاکتور مهمی برای تعیین شدت آلودگی است. به هر حال اعتقاد عمومی بر آن است که اشکال قابل دسترس فلزات سنگین بهتر از غلظت کل، رفتار عمومی آنها را بیان می کند. پ - هاش خاک از جمله فاکتور های اصلی در تعیین غلظت قابل حل فلزات است و حلالیت فلز با کاهش پ - هاش افزایش و در پ - هاش بالا کاهش می یابد (۱۰). در سالهای اخیر آلودگی خاک مناطق شهری به فلزات سنگین در ایران به دلیل توسعه ناگهانی شهرنشینی و صنعتی شدن از مشکلات عمده زیست محیطی است. هودجی و همکاران (۲۰۰۳) آلودگی خاک به فلزات سنگین را در مناطق صنعتی متالورژی در شهر اصفهان گزارش نمودند (۴ و ۳). هدف از انجام این مطالعه ارزیابی غلظت برخی از فلزات سنگین (آهن، روی و سرب) در خاکهای کشاورزی و محصولات کشت شده در اطراف کارخانه ذوب آهن اصفهان به عنوان قدیمی ترین و بزرگ ترین صنعت ذوب فلز در کشور می باشد.

مواد و روشها

این مطالعه در اراضی کشاورزی اطراف کارخانه ذوب آهن (ESC) اصفهان واقع در جنوب غرب شهر اصفهان در مرکز ایران انجام شد. بر اساس نقشه های خاک، ۱۷ ناحیه در منطقه مورد مطالعه جدا و برای نمونه برداری از خاک و گیاه انتخاب شد. در ۵۴ نقطه تعیین شده نمونه های خاک از چهار عمق ۰-۵، ۵-۱۰، ۱۰-۲۰ و ۲۰-۴۰ سانتیمتری و نمونه گیاه از اندام هوایی ۱۳ گونه گیاهی غالب در منطقه و در سه تکرار برداشت شد (شکل ۱). برای تعیین فرم قابل دسترس آهن، روی و سرب، نمونه های خاک با دی اتیلن تری آمین پنتااستیک اسید (DTPA) عصاره گیری و غلظت فلزات در محلول حاصله بوسیله دستگاه جذب اتمی قرائت شد (۷). نمونه های گیاه نیز پس از خشک شدن آسیاب واز الک مش ۳۵ عبور داده شد سپس در کوره الکتريکی سوزانده و در اسید کلریدریک ۲ نرمال هضم شد و غلظت فلزات مورد مطالعه بوسیله دستگاه جذب اتمی قرائت شد (۱).

شکل ۱: موقعیت کارخانه ذوب آهن اصفهان و نقاط نمونه برداری



نتایج و بحث

جدول ۱- میانگین، انحراف معیار و غلظت قابل استخراج با DTPA (mg.kg soil^{-1})

عمق خاک (cm)	آهن میانگین انحراف معیار	روی میانگین انحراف معیار	سرب میانگین انحراف معیار
۰-۵	۱۱/۱ ۱۲/۵	۲/۴ ۲	۱/۸ ۳
۵-۱۰	۱۵/۲ ۱۲/۲	۱/۵ ۱/۴	۱/۵ ۱/۹
۱۰-۲۰	۱۵/۴ ۱۱/۴	۱/۷ ۱/۳	۱/۳ ۱/۶
۲۰-۴۰	۱۷/۷ ۱۳/۱	۱/۱ ۱/۱	۱/۶ ۱/۷

حداکثر غلظت آهن در لایه سطحی (۰-۲۰) ولایه عمقی خاک (۲۰-۴۰) به ترتیب برابر با ۷۴/۲ و ۷۶/۸ میلی گرم در کیلوگرم خاک و در نقاط ۲۰ و ۵۲ است که در هر دو لایه بسیار پائین تر از حد طبیعی غلظت آهن در خاکهای کشاورزی است (۲). حداکثر غلظت آهن در گیاهان منطقه برابر ۱۵۲۱/۸ میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک گیاهی در گیاه کاج (*Pinus sp.*) و مربوط به نقطه ۲۷ است که بسیار بالاتر از حداکثر غلظت آهن در گیاهان است (۹). حداکثر غلظت روی در لایه سطحی خاک (۰-۲۰) ولایه عمقی خاک (۲۰-۴۰) به ترتیب برابر با ۶/۴ و ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک و مربوط به نقاط ۵۲ و ۱۲ است که در هر دو لایه پایین تر از حداکثر غلظت قابل قبول برای خاکهای کشاورزی است (۵). حداکثر غلظت روی در گیاهان یونجه (*Medicago sativa*) و فرفیون (*Euphorbia spp.*) برابر ۵۰/۲ و ۵۱/۷ میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک گیاهی و در نقاط ۴۲ و ۱۴ است که در حد غلظت طبیعی این عنصر در گیاه می باشد (۹). حداکثر غلظت سرب در لایه سطحی خاک (۰-۲۰) ولایه عمقی خاک (۲۰-۴۰) به ترتیب برابر با ۸/۳ و ۶/۱ میلی گرم در کیلوگرم خاک و مربوط به نقاط ۲۶ و ۳۳ است که در هر دو لایه پایین تر از حداکثر غلظت قابل قبول برای خاکهای کشاورزی است (۵). حداکثر غلظت سرب در گیاهان برنج (*Oryza sativa*) و یونجه (*Medicago sativa*) برابر ۹۷/۷ و ۵۷ میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک گیاهی و در نقاط ۴۸ و ۵۳ است که نسبت به حداکثر غلظت این عنصر در بافتهای گیاهی بسیار بالاست (۹). پایین بودن غلظت سرب در خاک وعدم انطباق نقاط دارای حداکثر غلظت سرب در خاک، با نقاط دارای حداکثر غلظت سرب در گیاهان، امکان هوازاد بودن منشا سرب و جذب برگی این عنصر را به اثبات می رساند.

References

- Chapman, H.D. and P.F.Pratt, 1961. Methods of analysis for soils, plants and water. Univ.California, Berkeley, CA, USA.
- De Temmerman, L.O., H. Hoening, and P.O. Scokart. 1984. Determination of normal levels and upper limit values of trace elements in soils. Z.Pflanzen. Bodenk. 147:687-694.
- Hoodaji, M. and A. Jalalian, 2003. Distribution of Iron, Zinc and Lead in soil and crops in the Mobarakeh Steel Plant Region, *J. Environ Recognition*, 36, 15-26.
- Hoodaji M. and A.Jalalian, 2003. Distribution of Nickel, Manganese and Cadmium in soil and crops in the Mobarakeh Steel Plant Region, *J. Sci & Technol. Agric. & Natur. Ressour*, 3, 55-67.
- Kabata- Pendias, A.A, and H. Pendias, 1994. Trace elements in soils and plants, 2nd edition. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Li M.S., Luo Y.P., Su Z.Y., 2007. Heavy metal concentrations in soils and plant accumulation in a restored manganese mineland in Guangxi, South China. *Environ Pollut*. 147:168-175.
- Lindsay, W.L. and W.A. Norvell, 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese, and copper, *SSSAJ*, 42 421-428.
- Mingrance, M.D., B.Valdes, S.Rossini Oliva, 2007. Strategies of heavy metal uptake by plants growing under industrial emissions, *Environ Int*.
- Nriagu, J.O. and J.M. Pacyna, 1988. Quantitative assessment of world- wide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333:134-139.
- Wang X.S., Y. Qin, 2005. Accumulation and sources of heavy metals in urban topsoils: a case study from the city of Xuzhou, China, *Environ. Geol.*, 48:101-107.

بررسی مقدار سرب در گیاهان روئیده شده در منطقه معدنی ایرانکوه اصفهان

ناصر جمالی حاجیانی^{۱*} و سید مجید قادریان^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم گیاهی، دانشکده علوم، دانشگاه اصفهان

^۲ دانشیار گروه زیست سنجی، دانشکده علوم، دانشگاه اصفهان

مقدمه

فلزات سنگین ترکیباتی هستند که به طور طبیعی در خاک وجود دارند یا در نتیجه فعالیت های انسان وارد خاک می شوند. گداختن فلزات، فعالیت های معدن کاوی، استفاده از سوخت های فسیلی، به کاربردن کودها و حشره کش ها و تولید فاضلابهای شهری از مهمترین فعالیت های انسانی است که خاک را با مقادیر زیادی از فلزات سنگین آلوده می کنند (۱، ۲، ۳). فلزات سنگین در خاک غیر قابل تجزیه هستند و به علت جذب توسط گیاهان و ورود به زنجیره های غذایی به عنوان آلاینده محسوب می شوند و سلامتی انسان را به مخاطره می اندازند (۱). وجود فلزات سنگین در محیط یکی از عوامل محدود کننده رشد گیاهان محسوب می شود که در حالت شدید باعث از بین رفتن گیاه می شود. در این حال، در بسیاری از خاکهای آلوده به فلز، جمعیت ها و گونه های گیاهی مقاوم وجود دارند که برخی از این گیاهان توانایی جذب و تجمع فلز را در بافت های هوایی و برگ های خود دارند و بنابراین منابع ارزشمندی برای مقابله با آلودگی های زیست محیطی هستند (۱، ۳). سرب یکی از این فلزات سنگین است که افزایش مقدار آن برای اغلب جانداران مضر است. در این تحقیق نمونه های گیاهی از منطقه معدنی ایرانکوه جمع آوری شده و مقدار سرب تجمع یافته در بخش های هوایی آنها اندازه گیری شد تا گیاهان مقاوم به سرب و تجمع دهنده این عنصر شناسایی گردد.

مواد و روشها

معدن سرب و روی ایرانکوه به عنوان سومین معدن بزرگ سرب و روی ایران در منطقه ایرانکوه در امتداد رشته کوه ایرانکوه در فاصله ۲۰ کیلومتری جنوب غربی اصفهان قرار دارد. در بهار و تابستان ۱۳۸۷ نمونه های خاک و نمونه های گیاهی روئیده شده در منطقه معدنی ایرانکوه در استان اصفهان جمع آوری گردید. نمونه های گیاهی پس از جمع آوری خشک گردید و مورد شناسایی قرار گرفت. ابتدا مقدار سرب خاک در حالت کل و حالت قابل تبادل توسط دستگاه طیف سنج جذب اتمی^۱ (AAS) آنالیز گردید. سپس pH خاک اندازه گیری شد. برای اندازه گیری مقدار عنصر سرب در نمونه های گیاهی از روش Reeves و همکارانش در سال ۱۹۹۹ استفاده شد و مقدار سرب توسط دستگاه طیف سنج جذب اتمی آنالیز گردید (۴).

نتایج و بحث

برای اندازه گیری مقدار عنصر سرب و pH خاک، از خاک اطراف ریشه گیاه در منطقه ایرانکوه نمونه برداری صورت گرفت. براساس نتایج حاصل مقدار سرب در حالت کل خاک $5850 - 2030 \mu\text{g.g}^{-1}$ و در حالت قابل تبادل $19 - 28 \mu\text{g.g}^{-1}$ بود. متوسط pH خاک این منطقه برابر با ۷/۹ اندازه گیری شد. همچنین تعداد ۳۱ گونه گیاهی از ۱۵ خانواده جمع آوری شد و مقدار عنصر سرب تجمع یافته در برگ این گیاهان اندازه گیری شد. نتایج نشان داد که بیشترین مقدار سرب در گیاه *Erysimum crassicule* به میزان $930 \mu\text{g.g}^{-1}$ در وزن خشک وجود داشت. همچنین گیاه *Zataria multiflora* با مقدار $697 \mu\text{g.g}^{-1}$ نیز دارای مقدار بالایی سرب بود. نتایج در جدول ۱ نشان داده شده است. بر اساس این نتایج در منطقه معدنی ایرانکوه، مقدار کل عنصر سرب بسیار بالاتر از حد طبیعی است و گیاهانی می توانند در این خاکها رشد کنند که دارای مکانیسم های حثی کننده سمیت فلز باشند. علاوه بر

^۱ . Atomic Absorption Spectrophotometer

این غلظت سرب در نمونه های جمع آوری شده از این منطقه بسیار بالاتر از مقدار این فلز در گیاهان روئیده شده در خاک های غیر آلوده به فلز بود و برخی از این گیاهان مانند *Erysimum crassicule* و *Zataria multiflora* توانایی جذب و تجمع سرب را در مقادیری بالاتر از مقدار فلز در خاک دارند. که می توانند جهت پاک سازی خاکهای آلوده به سرب مورد استفاده قرار گیرند.

جدول ۱- مقدار عنصر سرب در خاک اطراف ریشه و نمونه های گیاهی بر حسب میکروگرم بر گرم وزن خشک

نام گونه	خانواده	مقدار سرب در نمونه گیاهی	مقدار کل سرب خاک
<i>Pennisetum orientale</i> L.	Poaceae	۱۰۵	۳۷۸۰
<i>Launaea spinosa</i> L.	Compositae	۲۶	۲۰۵۸
<i>Zataria multiflora</i> Boiss.	Labiatae	۶۹۷	۵۲۴۶
<i>Hertia angustifolia</i> (DC.) O. Kuntze	Compositae	۱۷۲	۳۹۶۴
<i>Capparis spinosa</i> L.	Capparaceae	۵۹-۹۱	۲۰۹۰-۲۹۳۵
<i>Scrophularia xanthoglossa</i> Boiss.	Scrophulariaceae	۸۴	۲۶۸۴
<i>Tragopogon bupthalmoides</i> (DC.) Boiss.	Compositae	۱۴۸	۴۰۱۵
<i>Peganum harmala</i> L.	Zygophyllaceae	۶۲	۲۴۳۵
<i>Paracaryum rugulosum</i> (DC.) Boiss.	Boraginaceae	۱۶۵	۲۸۷۵
<i>Launaea aconthodes</i> (Boiss.) O. Kuntze	Compositae	۸۶	۲۶۲۴
<i>Alcea aucheri</i> Boiss.	Malvaceae	۴۲	۲۰۳۰
<i>Teucrium polium</i> L.	Labiatae	۶۴	۲۶۳۷
<i>Sisymbrium septulatum</i> DC.	Brassicaceae	۱۶۸	۴۰۳۰
<i>Erysimum crassicule</i> (Boiss.) Boiss.	Brassicaceae	۹۳۰	۵۸۵۰
<i>Euphorbia striatella</i> L.	Euphorbiaceae	۱۰۵	۳۶۴۲
<i>Erodium oxycorrhynchum</i> M. Bieb.	Geraminaceae	۳۵۸	۴۹۶۲
<i>Ebenus stellata</i> Boiss.	Fabaceae	۵۱۴	۵۱۲۴
<i>Senesio glaucus</i> L.	Asteraceae	۳۶۸	۴۷۸۸
<i>Anthemis gayana</i> Boiss.	Asteraceae	۸۴	۲۵۴۴
<i>Linaria michauxii</i> Chav.	Scrophulariaceae	۵۶	۲۳۹۰
<i>Bromus tectorum</i> L.	Poaceae	۶۵	۲۴۶۲
<i>Roemeria hybrida</i> (L.) DC.	Papaveraceae	۳۶	۲۳۲۴
<i>Stachys inflata</i> Benth.	Laminaceae	۵۶۳	۵۳۴۰
<i>Salvia sp.</i>	Laminaceae	۴۴	۲۲۴۷
<i>Slipa barbata</i>	Poaceae	۵۷	۲۳۶۶
<i>Arthemis sieberi</i> Besser	Asteraceae	۶۷	۲۶۸۴
<i>Isatis cappadocica</i> Desv.	Brassicaceae	۶۴	۲۵۸۴
<i>Cardaria draba</i> (L.) Desv.	Brassicaceae	۹۸	۲۹۴۵
<i>Hymenocrater incanus</i> Bunge	Laminaceae	۵۲	۲۴۶۵
<i>Poa sinaica</i> Steud.	Poaceae	۴۱	۲۳۴۶
<i>Centaurea isfahanica</i> Boiss.	Asteraceae	۶۳	۲۶۷۱

منابع

- [1] Salt D. E., Smith R. D., Raskin I. 1998. Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology, 49: 643-668.

-
-
- [2] Baker A. J. M. 1987. Metal tolerance. *New Phytologist*. 106: 93-111
 - [3] Brooks R. 1998. *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. CAB International, New York. 380 p.
 - [4] Reeves R. D., Baker A. J. M., Borhidi A., Berazain R. 1999. Nickel hyperaccumulation in the serpentine flora of Cuba. *Annals of Botany*, 83: 29-38.

استفاده از گیاه *Matthiola chenopodiifolia* در پاک سازی خاکهای آلوده به کادمیومناصر جمالی حاجیانی^{۱*} و سید مجید قادریان^۲^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم گیاهی، دانشکده علوم، دانشگاه اصفهان^۲ دانشیار گروه زیست سنانی، دانشکده علوم، دانشگاه اصفهان

مقدمه

کادمیوم فلزی سنگین و دو ظرفیتی می باشد و از بسیاری جهات شبیه روی است. این عنصر از طریق فعالیت های معدن کاوی، استخراج و پردازش سنگهای معدنی روی، آبکاری فلزات، استفاده از سوخت های فسیلی، استفاده از کودهای فسفاته و حشره کشها در کشاورزی و فاضلابهای شهری و صنعتی وارد خاک می شود (۱،۲،۳). این فلز یک عنصر غیر ضروری برای گیاهان است و هیچ عملکرد بیولوژیکی شناخته شده ای ندارد (۲). کادمیوم از طریق گیاهان وارد زنجیره های غذایی می شود و از این طریق وارد بدن انسان می شود (۱). کادمیوم و ترکیبات آن بسیار سمی هستند و در بدن باعث آسیب رساندن به کبد و کلیه می شود (۱). با این حال برخی گونه های گیاهی می توانند به خوبی در خاکهای آلوده به کادمیوم رشد کنند و مقادیر بالایی از این فلز را در بخشهای هوایی خود تجمع دهند که منابع ارزشمندی برای مقابله با آلودگی های زیست- محیطی هستند. *Matthiola chenopodiifolia* یکی از گیاهانی است که می تواند به خوبی در خاکهای آلوده به فلز منطقه معدنی ایرانکوه رشد کند. این گونه در کشورهای ایران، افغانستان، پاکستان و ترکمنستان انتشار دارد. در ایران در استانهای اصفهان، فارس، کرمان، سمنان، خراسان، یزد و سیستان و بلوچستان و قزوین پراکندگی دارد. در این مطالعه میزان مقاومت و پتانسیل این گیاه برای جذب و تجمع کادمیوم مورد بررسی قرار گرفته است.

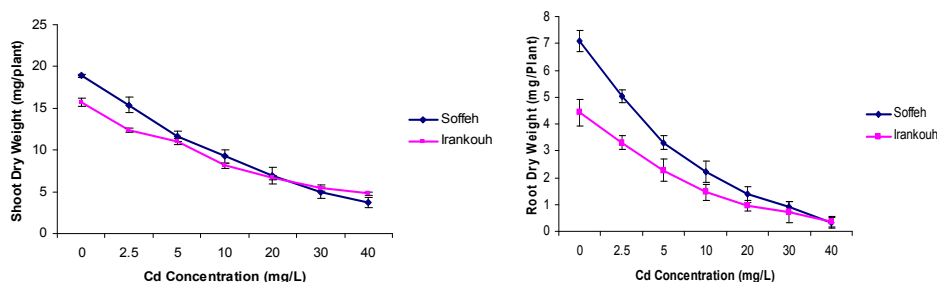
مواد و روشها

معدن سرب و روی ایرانکوه به عنوان سومین معدن بزرگ سرب و روی ایران در منطقه ایرانکوه در امتداد رشته کوه ایرانکوه در فاصله ۲۰ کیلومتری جنوب غربی اصفهان قرار دارد. کوه صفا نیز در شهر اصفهان و در ارتباط با پیرامون مجموعه ارتفاعات معروف به صفا از کوههای مرکزی ایران قرار دارد. در تابستان ۱۳۸۵ بذرها گیاه *Matthiola chenopodiifolia* از دو منطقه ایرانکوه (آلوده به کادمیوم) و صفا (غیرآلوده به کادمیوم) جمع آوری گردید. بذرها ابتدا در محیط پرلیت روبانده شدند و پس از ۱۵ روز به محیط کشت هیدروپونیک منتقل شدند. بعد از انتقال گیاهان به محیط کشت هیدروپونیک برای مدت ۱۰ روز با محلول غذایی هوگلند تغییر یافته غذادهی شدند تا با محیط کشت هیدروپونیک سازگار گردند. سپس غلظت های ۰، ۲/۵، ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ میلی گرم در لیتر کادمیوم در محلول غذایی ۴۰ درصد هوگلند تغییر یافته و با استفاده از نمک کلرید کادمیوم تهیه شد، و نمونه ها با این محلول ها تیمار شدند. پس از گذشت ۲۱ روز نمونه ها برداشت شدند و بخشهای هوایی گیاه و ریشه ها جدا شدند و وزن خشک بخشهای هوایی و ریشه تعیین گردید. به منظور تعیین و اندازه گیری میزان فلز تجمع یافته در بخشهای هوایی و ریشه گیاه از روش Reeves و همکارانش در سال ۱۹۹۹ استفاده شد و مقدار کادمیوم توسط دستگاه طیف سنج جذب اتمی^۱ (AAS) آنالیز گردید (۴). تجزیه و تحلیل آماری داده ها با استفاده از نرم افزارهای Excel و SPSS انجام شد.

^۱ . Atomic Absorption Spectrophotometer

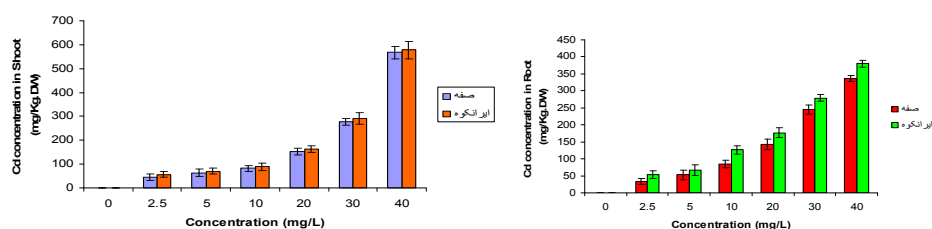
نتایج و بحث

در شکل ۱ اثر غلظت های مختلف کادمیوم بر وزن خشک بخشهای هوایی و ریشه گیاه *Matthiola chenopodiifolia* از دو جمعیت صفه و ایرانکوه در شرایط کشت هیدروپونیک مقایسه شده است.



شکل ۱- اثر غلظت های مختلف کادمیوم بر وزن خشک بخشهای هوایی و ریشه گیاه *Matthiola chenopodiifolia* از دو جمعیت صفه و ایرانکوه در شرایط کشت هیدروپونیک.

در شکل ۲ میزان فلز تجمع یافته در ریشه و بخشهای هوایی تحت اثر غلظت های مختلف کادمیوم در دو جمعیت مقایسه شده است.



شکل ۲- مقدار فلز تجمع یافته تحت اثر غلظت های مختلف کادمیوم در ریشه و بخشهای هوایی گیاه *Matthiola chenopodiifolia* از دو جمعیت صفه و ایرانکوه در شرایط کشت هیدروپونیک.

نتایج حاصل نشان داد که با افزایش غلظت کادمیوم در محلول غذایی وزن خشک بخشهای هوایی و ریشه کاهش یافته است که از این نظر تمام تیمارهای اعمال شده دارای اختلاف معنی داری با شاهد هستند ($P < 0.05$). همچنین دو جمعیت از این نظر اختلاف معنی داری را نشان نمی دهد میزان فلز تجمع یافته در بخشهای هوایی و در تیمارهای اعمال شده، در جمعیت صفه بین حداقل ۴۵/۵ میلی گرم در هر کیلوگرم وزن خشک در غلظت ۲/۵ میلی گرم در لیتر کادمیوم و حداکثر ۵۶۶/۷ میلی گرم در هر کیلوگرم وزن خشک در غلظت ۴۰ میلی گرم در لیتر کادمیوم متغیر بوده است. در جمعیت ایرانکوه میزان فلز تجمع یافته در بخشهای هوایی گیاه بین حداقل ۵۶/۷ میلی گرم در هر کیلوگرم وزن خشک در غلظت ۲/۵ میلی گرم در لیتر کادمیوم و حداکثر در غلظت ۴۰ میلی گرم در لیتر کادمیوم و به میزان ۵۷۷ میلی گرم در هر کیلوگرم وزن خشک متغیر بوده است. نتایج حاصل نشان دهنده این امر است که گیاه *M. chenopodiifolia* در شرایط آزمایشگاهی می تواند به عنوان یک جمع دهنده کادمیوم عمل کند. بنابراین و با توجه به نتایج به دست آمده از این تحقیق، گونه *M. chenopodiifolia* با دارا بودن قابلیت جذب و تجمع نسبتا بالا برای کادمیوم می تواند به عنوان گیاهی مناسب برای کاستن آلودگی کادمیوم در مناطق آلوده به این عنصر مورد کشت و استفاده قرار گیرد.

منابع

- [5] Salt D. E., Smith R. D., Raskin I. 1998. Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology, 49: 643–668.
- [6] Baker A. J. M. 1987. Metal tolerance. New Phytologist. 106: 93-111
- [7] Brooks R. 1998. Plants that hyperaccumulate heavy metals. CAB International, New York. 380 p.
- [8] Reeves R. D., Baker A. J. M., Borhidi A., Berazain R. 1999. Nickel hyperaccumulation in the serpentine flora of Cuba. Annals of Botany, 83: 29–38.

بررسی تأثیر کود دامی بر جذب و آبشویی آفت‌کش اندوسولفان در خاک

شهزاد شریفی فر^۱، مصطفی چرم^۲، احمد زند مقدم^۳ و نادر حسینی زارع^۴

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز،

^۳ استاد دانشکده پیراپزشکی، دانشگاه جندی شاپور اهواز، ^۴ کارشناس ارشد سازمان آب و خاک و رسوب اهواز

مقدمه

برخی فعالیت‌های کشاورزی از قبیل افروندن کودها و سموم مختلف به خاک از منابع مهم آلوده کننده اکوسیستم بشمار می‌روند. علی‌رغم اهمیت کاربرد آفت‌کش‌ها، این ترکیبات به علت ایجاد خطرات زیست محیطی و تجمع در ارگانسیم‌های غیرهدف به عنوان آلاینده‌های محیط زیست در نظر گرفته می‌شوند [۱]. در سالهای اخیر به موازات پیشرفت تکنولوژی در زمینه کشاورزی و استفاده از کود و سموم شیمیایی، کاربرد اصلاح کننده‌های آلی در خاک به عنوان یکی از بخشهای مهم در مدیریت کنترل آلودگی محیط زیست مطرح است. خاک گیرنده اصلی آفت‌کش‌ها در محیط زیست است و مواد آلی مؤثرترین فاکتور خاک بر سرنوشت آفت‌کش‌ها محسوب می‌شوند [۵]. بررسی سرنوشت آفت‌کش‌ها در خاک می‌تواند ما را در برنامه‌ریزی صحیح برای کاهش تأثیر منفی و انتقال این ترکیبات به منابع آبی یاری رساند زیرا مهمترین مسئله قابل بررسی درباره حضور آفت‌کش‌ها در محیط زیست، تأثیر سوء این ترکیبات بر سلامت انسان، موجودات آبی و دام می‌باشد زیرا این ترکیبات با ورود به منابع آبی و زنجیره غذایی موجب بیماریهای متعددی مانند سرطانزایی، سقط جنین، رعشه، عدم رشد سیستم عصبی در کودکان و نقص عضو در بدن شده‌اند [۲]. آفت‌کش اندوسولفان در مزارع نیشکر و صیفی‌جات خوزستان کاربرد وسیعی دارد اما تاکنون جذب و آبشویی اندوسولفان در خاک مورد بررسی قرار نگرفته است. لذا این تحقیق با هدف بررسی اثر کود دامی بر جذب و آبشویی اندوسولفان در خاک انجام شد.

مواد و روشها

جهت انجام این تحقیق، نمونه برداری از خاک مزارع دانشکده کشاورزی اهواز که تا کنون آفت‌کشی دریافت نکرده بودند صورت گرفت. برخی خصوصیات شیمیایی و فیزیکی خاک اندازه‌گیری شد. عبور داده شده از الک ۲ میلی‌متری به ستونهای از جنس PVC به قطر ۲۰ و طول ۶۰ سانتیمتر اضافه شد. خاک تیمار خاک اصلاح شده با کود دامی بر مبنای ۵۰ تن در هکتار تهیه و به برخی ستونهای خاک افزوده شد. پس از آماده سازی ستونها بذر ذرت در آنها کشت شد و پس از رشد در مرحله مناسب سم پاشی انجام شد. با استفاده از ماده تکنیکال اندوسولفان محلولهایی با غلظت ۲ تا ۴ میلی‌لیتر بر لیتر تهیه شد. پس از افزودن محلولهای تهیه شده اندوسولفان به نمونه‌های خاک، با استفاده از روش استخراج التراسونیک و انجام خالص سازی بوسیله ستونهای **clean-up** فلورسیل، میزان اندوسولفان جذب شده با استفاده از دستگاه **GC-ECD** اندازه‌گیری شد [۶ و ۳]. در بخش دیگر آزمایش، به منظور بررسی و اندازه‌گیری میزان آبشویی اندوسولفان، مقداری از محلولهای اندوسولفان تهیه شده بر مبنای ۲ و ۴ لیتر بر هکتار به ستونهای خاک آزمایش اضافه شد. پس از آبشویی ستونها با آب مقطر، زه‌آبهای خروجی از ستونهای خاک جمع‌آوری شد. پس از استخراج اندوسولفان آبشویی شده در زه‌آب خروجی، جهت اندازه‌گیری میزان آن از دستگاه **GC** استفاده شد. در این پژوهش از نرم‌افزار **spss** برای تجزیه‌های آماری استفاده شد.

نتایج و بحث

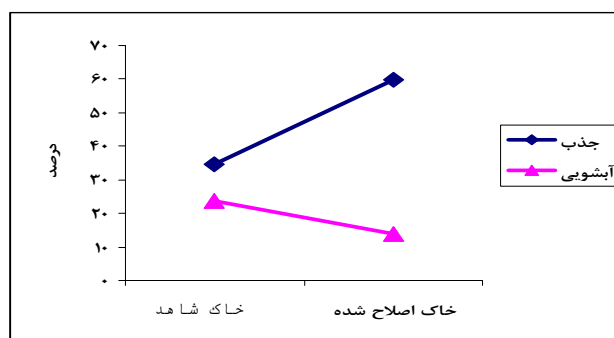
جذب اندوسولفان در خاک:

کروماتوگرام نمونه‌های مربوط به جذب اندوسولفان در خاک بدست آمده از دستگاه GC نشان می‌دهد که جذب اندوسولفان در خاک اصلاح شده با کود دامی در مقایسه با خاک شاهد افزایش یافته است. روند تغییرات جذب اندوسولفان در تیمارهای خاک با افزودن غلظت ۲ و ۴ میلی‌لیتر در لیتر یکسان است و با افزایش غلظت محلول این آفت‌کش، میزان جذب آن در تیمارهای خاک افزایش یافته است. نتایج آنالیز شیمیایی خاک تیمارهای مختلف آزمایش نشان می‌دهد که با افزودن اصلاح‌کننده آلی کود دامی به خاک، میزان ظرفیت تبادل کاتیونی، درصد کربن آلی و هدایت الکتریکی افزایش یافته است که این افزایش در سطح ۱ درصد معنی‌دار است و افزایش ۱ درصد مواد آلی موجب افزایش جذب از ۵/۳۴ درصد در خاک شاهد به ۷/۵۹ درصد در خاک اصلاح شده با کود دامی است. سای و همکاران (۲۰۰۶) گزارش کردند که با افزایش درصد کربن آلی، تعداد سایت‌های جذب کننده افزایش یافته است [۴].

افزایش بخش آلی خاک موجب افزایش جذب ترکیب هیدروفوبیک اندوسولفان در خاک شده است.

آبشویی اندوسولفان از ستونهای خاک:

کروماتوگرام‌های نمونه زه‌آبهای آبشویی شده از ستونهای خاک بدست آمده از دستگاه GC نشان می‌دهد که آبشویی اندوسولفان در خاکهای اصلاح شده با کود دامی در مقایسه با خاک شاهد کاهش یافته است. این تغییرات در سطح یک درصد معنی‌دار است. نتایج نشان می‌دهد کود دامی به عنوان یک اصلاح‌کننده آلی با افزایش میزان جذب اندوسولفان، امکان جابه‌جایی و آبشویی اندوسولفان در خاک کاهش یافته است به طوری که با افزایش ۱ درصد مواد آلی در خاک موجب کاهش آبشویی از ۷/۲۳ درصد در خاک شاهد به ۸/۱۳ درصد در خاک اصلاح شده با کود دامی شده است. آنالیز شیمیایی زه‌آب خروجی از ستونهای خاک تیمارهای مختلف نشان می‌دهد که با افزودن کود دامی به خاک میزان کربن آلی محلول در زه‌آب افزایش یافته است. این نتایج نشان می‌دهد تأثیر بخش غیر محلول مواد آلی در افزایش میزان جذب اندوسولفان بیشتر از تأثیر بخش محلول مواد آلی در آبشویی اندوسولفان است. شکل ۱ نشان می‌دهد که کاهش آبشویی در خاکهای اصلاح شده با افزایش جذب در این تیمارها همخوانی دارد. روند تغییرات آبشویی اندوسولفان در تیمارهای خاک با افزودن غلظت ۲ و ۴ میلی‌لیتر در لیتر یکسان است و با افزایش غلظت اندوسولفان در خاک، میزان آبشویی آن افزایش یافته است.



شکل ۱: مقایسه درصد جذب و آبشویی اندوسولفان در خاک شاهد و اصلاح شده با کود دامی

منابع

- [1]. Estevez, M. A., E. L. Periago, E. M. Carballo, J.S. Gañdara, J.C. Mejuto and L.G. Ri'o. 2008. Review. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123 :247-260.
- [2]. Ghadiri, H. and C.W. Rose. 2001. Degradation of endosulfan in a clay soil from cotton farms of western Queensland. *Journal of Environmental Management*, 62: 155-169.

-
- [3].Hussen, A., R. Westbom, N.Mgersa, L. Mathiasson and E. Bjorklund. 2007. Selective pressurized liquid extraction for multi-residue analysis of organochlorine pesticides in soil. *Journal of Chromatography A*. 1152: 247-253.
- [4].Si, Y., J. Zhang, S. Wang, L. Zhang and D. Zhou. 2006. Influence of organic amendment on the adsorption and leaching of ethametsulfuron-methyl in acidic soils in China. *Geoderma* 130 : 66– 76.
- [5].Tester, C.F. 1990. **Organic amendment effects on physical and chemical properties of a sandy soil.** *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 827– 831.
- [6].Tor, A., E.A. Mehmet and O. Senar. 2006. Ultrasonic solvent extraction of organochlorin pesticides from soil. *Analytica Chimica Acta*.559: 173-180.

اثر زراعت مستمر بر پارمترهای کمیت (Q) به شدت (I) در خاکهای آهکی تحت زراعت چغندرقد در استان آذربایجان غربی

عباس صمدی^۱، محسن برین^۲ و بهنام دولتی^۳

^۱ دانشیار و ^{۲،۳} کارشناس ارشد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

مقدمه

مطالعات نشان می دهد روش رابطه کمیت به شدت (Q/I) روش مناسب برای شناخت و ارزیابی وضعیت حاصلخیزی پتاسیم خاکهاست. کشت و کار مستمر به مرور زمان ممکن است شکل همدمای Q/I را تغییر دهد. برای مثال، Ross و همکاران ۱۹۷۲ یافتند که زراعت مستمر شکل رابطه Q/I را برای خاکهایی که حاوی ایلایت بودند، تغییر داد و پتاسیم غیر قابل تبادل بیشتری را برای گیاه فراهم کرد. آنها پیشنهاد کردند تغییرات ایجاد شده بعلت فراهم شدن مکانهای جدید تبدالی در سطوح بین لایه ای رسها می باشد، لکن Ross (۱۹۷۱) گزارش نمود که برداشت پتاسیم توسط گیاه شکل همدمای Q/I را تغییر نداد. Fergus و همکاران (۲۰۰۵) دریافتند که کود دهی و زراعت مستمر موجب تغییراتی در مقدار نسبت فعالیت پتاسیم تعادلی (AR_e^K)، پتاسیم بآسانی قابل استفاده یا پتاسیم غیر اختصاصی (ΔK_0) و ظرفیت بافری پتاسیم (PBC^K) شد. آنها گزارش نمودند که جذب پتاسیم توسط گیاه در حال رشد عموماً بر شکلهای پتاسیم بآسانی قابل استفاده موثر است و بعلاوه انتظار می رود این تغییرات شکلهای Q/I را تغییر دهد. اطلاعات محدودی در ارتباط با تغییر پارمترهای کمیت به شدت و ارتباط آنها با خصوصیات خاک و کانی شناسی بخش رس در خاکهای زیر کشت چغندرقد و اراضی غیر زراعی مجاور بر اثر زراعت مستمر بلند مدت در منابع و بویژه در مناطق نیمه خشک شمالغرب ایران وجود دارد.

اهداف این مطالعه عبارتند از: (۱) بررسی اثر بلند مدت زراعت بر قدرت عرضه پتاسیم خاکهای آهکی زیر کشت چغندرقد با استفاده از روابط Q/I پتاسیم، (۲) تعیین پارمترهای Q/I در خاکهای زراعی و اراضی مجاور غیر زراعی و (۳) ارتباط پارمترهای Q/I پتاسیم با خصوصیات خاک و کانی شناسی بخش رس خاکها.

مواد و روشها

یکصد و هیجده نمونه خاک سطحی (۰-۳۰ سانتیمتر) متعلق به ۲۴ سری خاک از خاکهای زیر کشت چغندرقد و اراضی غیر زراعی مجاور جمع آوری شد. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکها نظیر بافت به روش هیدرومتری، pH خاک در سوسپانسیون ۵:۱ کلرور کلسیم ۰/۰۱ مولار، کربن آلی به روش واکلی- بلک، کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش خنثی سازی با اسید، CEC به روش استات سدیم یک مولار در pH ۷ اندازه گیری شدند.

برای مطالعه هم دماهای تبدالی پتاسیم و تعیین روابط Q/I، ۲/۵ گرم خاک در دو تکرار وزن و ۲۵ میلی لیتر محلول ۰/۰۱ میلی مولار کلرور کلسیم حاوی مقادیر مختلف K (۰ تا ۴/۹ میلی مول بر لیتر) به آنها اضافه شد. مخلوط خاک و محلول بمدت ۲۴ ساعت روی شیکر به تعادل رسانده و عصاره گیری شدند. از غلظتهای اولیه و نهایی Ca، K، Mg، نسبت فعالیت تعادلی یعنی فاکتور شدت، و مقدار پتاسیم جذب شده یا دفع شده ($\pm \Delta K$) توسط خاک برای هر عصاره محاسبه شد. درصد پتاسیم جذب شده ($\%K_d$) و دفع شده (K_{re}) از خاکها (بدون تیمار K) به ترتیب در بیشترین غلظت اولیه پتاسیم (۴/۹ میلی مول بر لیتر) و در محلول ۰/۰۱ مولار کلرور کلسیم بدست آمد. ضرایب فعالیت مطابق با رابطه دبای- هاکل (۱۹۷۲ Moore) تعیین شدند. رابطه کمیت به شدت با رسم ΔK بر علیه AR^K متناظر بدست آمد. مقدار AR^K در $\Delta K=0$ برابر با نسبت فعالیت تعادلی پتاسیم، پتاسیم نگهداری شده در مکانهای غیر اختصاصی یا پتاسیم بآسانی قابل تبادل (ΔK_0) با توسعه قسمت خطی منحنی به نقطه $AR^K = 0$ تعیین شد. ظرفیت

بافری پتانسیل پتاسیم (PBC^K) از شیب $\Delta Q/\Delta I$ بخش خطی منحنی Q/I و ضریب گزینش پذیری گاپون از معادله $K_G = PBC^K/CEC$ محاسبه شد.

برای مقایسه اختلاف میانگین ها در پارامترهای بین خاکهای زراعی و اراضی غیر زراعی مجاور از آزمون جفتی - t استفاده شد.

نتایج و بحث

دامنه تغییرات درصد جذب پتاسیم در بیشترین غلظت اولیه K محلول خاک ($4/9$ میلی مول بر لیتر) از 45 تا 57 درصد در خاکهای زراعی و از 17 تا 60 درصد در اراضی غیرزراعی مجاور متغیر بود. میزان دفع پتاسیم از خاکها (بدون تیمار K) به محلول $0/01$ مولار کلرورکلسیم از $0/1$ تا $5/0$ میلی مول بر لیتر در خاکهای زراعی و از $0/40$ تا 11 میلی مول بر لیتر در خاکهای غیرزراعی مجاور متغیر بود و بیشترین مقدار پتاسیم آزاد شده مربوط به خاکهایی بود که بیشترین مقدار رس ایلات را داشتند

دامنه تغییرات مقادیر AR_e^K از $0/001$ تا $0/013$ (لیتر/مول) در خاکهای زراعی و از $0/018$ تا $0/036$ (لیتر/مول) در خاکهای غیرزراعی مجاور متغیر بود. زراعت مستمر بلند - مدت سبب تغییر در مقادیر AR_e^K شد. بطور کلی، در همه زیر گروه های خاک به استثنای Vertic Calcixerpts کاهش در مقادیر AR_e^K در نتیجه زراعت وجود داشت (جدول ۲). کاهش معنی دار در مقادیر AR_e^K از $0/012$ تا $0/047$ (مول بر لیتر) (کاهش ۳۲ درصد) در Typic Calcixerpts و از $0/013$ تا $0/008$ (مول بر لیتر) (کاهش ۶۴ درصد) در Typic Endoaquepts مشاهده شد.

دامنه تغییرات مقادیر پتاسیم باسانی قابل تبادل (ΔK_0) از $0/060$ تا $0/067$ سانتی مول بر گیلوگرم خاک در خاکهای زراعی و از $0/014$ تا $0/024$ سانتی مول بر گیلوگرم خاک در خاکهای غیرزراعی مجاور متغیر بود. آزمون جفتی - t نشان داد در همه خاکهای مورد مطالعه به استثنای Vertic Calcixerpts کاهش در ΔK_0 در اثر زراعت مستمر وجود داشت. کاهش معنی دار در مقادیر ΔK_0 از $0/069$ تا $0/028$ سانتی مول بر گیلوگرم (کاهش ۵۹ درصد) در Typic Calcixerpts مشاهده شد.

زراعت مستمر بلند مدت چغندر قند ضریب گاپون K_G را در همه خاکها به استثنای Vertic Calcixerpts نسبتاً افزایش داد. افزایش معنی دار ($P \leq 0/05$) در مقادیر K_G از $3/3$ تا $3/8$ (افزایش ۱۶ درصد) در Typic haploxerpts بیانگر آنست که این زیرگروه خاک ترجیح نسبتاً زیادی به جذب K نشان داد. افزایش مقدار K_G بعد از زراعت مستمر توسط سایر محققین نیز گزارش شده است (Rasnake و Thomas ۱۹۷۹).

دامنه تغییرات مقادیر PBC^K از 48 تا 150 $(cmol/kg)/(mol/L)^{1/2}$ در خاکهای زراعی و از 33 تا 143 $(cmol/kg)/(mol/L)^{1/2}$ در اراضی غیرزراعی مجاور متغیر بود. بیشترین مقادیر PBC^K مربوط به آن زیرگروه های خاک بود که بیشترین میزان رس و کانیهای رس اسمکتایت را داشتند. روابط بسیار معنی دار ($P < 0/001$) بین PBC^K و میزان رس و CEC برقرار بود.

آزمون جفتی - t نشان داد که زراعت مستمر چغندر قند باعث تغییراتی در انرژی آزاد تبدالی شده است. کاهش معنی دار در مقادیر ΔG از -14 به -18 کیلوژول بر مول (کاهش ۲۴ درصد) در Typic calcixerpts و از -15 تا -17 کیلوژول بر مول (کاهش ۱۶ درصد) در Typic haploxerpts مشاهده گردید.

منابع مورد استفاده

Fergus IF, Martin EA, Little IP, Haydock KP (2005) Studies on soil potassium: II. The Q/I relation and other parameters compared with plant uptake of potassium. Australian Journal of Soil Research 10, 95-111.

-
- Moore WJ (1972) Physical Chemistry. 4th edn. Prentice Hall Co., Englewood Cliffs, NJ.
- Rasnake M, Thomas CW (1976) Potassium status of some alluvial soils in Kentucky. Soil Science Society American Journal 40, 83-87.
- Ross PJ (1971) A computer program for fitting non-linear regression models to data by least squares. CSIRO Aust. Div. Soils Tech. Pap. No. 6.
- Ross PJ, Fergus IF, Martin AE (1972) Studies on soil potassium 1. A theoretical model of the Q/I relationship. Australian Journal of Soil Research 10, 81-93.

استفاده از زمین‌آمار و GIS برای تعیین پراکنش عناصر سنگین کادمیم، مس و روی در زمینهای زراعی شهر ساوه

عباس هانی^۱، علی غلامی^۲

عضوهیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد ساوه و دانشجوی دکتری خاکشناسی

عضوهیئت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم تحقیقات اهواز و دانشجوی دکتری خاکشناسی

مقدمه

خاک به عنوان مخزن طولانی مدت عناصر، مخصوصاً عناصر سنگین به شمار می‌رود. اثرات مضر عناصر سنگین در خاک و بر سلامت سلامت انسان به عنوان یکی از مهمترین تحقیقات مزرعه‌ای به شمار می‌رود [3]. آلودگی عناصر سنگین باعث کاهش محصول و تجمع آنها در محصولات تهدیدی برای سلامت انسان به شمار می‌رود. غلظتهای عناصر سنگین با توسعه فرایندهای خاکسازی افزایش می‌یابد [5]. روشهای زمین‌آماري به کمک GIS برای توصیف آلودگی خاکهای و تهیه نقشه عناصر سنگین نیز مورد استفاده قرار گرفته است [1,2] و مهمترین کاربرد روشهای زمین‌آماري مانند تخمین‌گرهای آماری ناپارامتریک نظیر میانگین متحرک وزن‌دار و یا روشهای پارامتری زمین‌آماري کریجینگ و کوکریجینگ به دلیل درنظر گرفتن همبستگی مکانی داده‌ها از اهمیت خاصی در بررسی‌های داده‌های زمینی برخوردارند.

مواد و روشها

این تحقیق در بخش شمال دشت ساوه در استان مرکزی به مساحت تقریبی ۸۵ کیلومتر مربع می‌باشد انجام گرفت. مختصات جغرافیایی منطقه مورد مطالعه بین ۳۴°۵۲' تا ۳۴°۵۹' عرض شمالی و ۵۰°۱۸' تا ۵۰°۲۶' طول شرقی قرار گرفته است. تعداد ۷۴ نمونه خاک از دو عمق ۰-۲۵ و ۲۵-۶۰ سانتیمتری زمینهای زراعی فوق برداشت گردید. مختصات جغرافیایی و ارتفاع نقاط برداشت شده توسط GPS (Model Gaemin76CSx) ثبت گردید. خاکها هوا خشک گردیدند و مشخصات فیزیکی خاکها تعیین و نمونه‌ها باروش USEPA (1999) 3050B هضم و به کمک دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی (ICP) غلظت عناصر فوق تعیین گردیدند. برای بررسی تغییرات مکانی و تهیه نقشه‌های پراکنش از روش‌های زمین‌آماري نظیر میانگین متحرک وزن‌دار و کوکریجینگ استفاده گردید. برای اجرای روشهای فوق ابتدا "نیم تغییرنما" تهیه (فرمول ۱) و بکمک مدل‌های مختلف بررسی گردید.

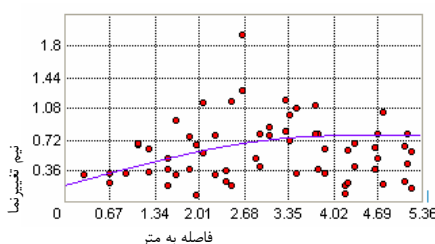
$$2\gamma(\vec{h}) = \frac{1}{V} \int_V [Z(x + \vec{h}) - Z(x)]^2 dx \quad (\text{فرمول ۱})$$

نتایج و بحث

به منظور آماده‌سازی داده‌ها برای تهیه بهترین مدل درونیایی، تجزیه آماری مقادیر اولیه عناصر محاسبه (جدول ۱) و با توجه به اینکه مقادیر عناصر مس و کادمیم دارای توزیع نرمال نبودند برای تهیه واریوگرام از توزیع لاگ-نرمال آنها استفاده گردید (شکل ۱). برای تست نرمال بودن داده‌ها از روش Kolmogorov-Smirnov استفاده گردید. پس از انجام درونیایی بهترین روش و مدل بر اساس پارامترهای ارزیابی (MAE, MBE, MSDR) تعیین گردید و نقشه‌های پراکنش عناصر ترسیم گردید.

	N	Range	Minimum	Maximum	Mean	Std. Deviation	Skewness
Zn	74	50.54	37.00	87.54	58.4641	12.69423	.372
Cd	74	1.42	.23	1.65	1.1298	.29223	-.507
Cu	74	26.23	25.00	51.23	35.5371	5.96602	.296

جدول ۱: خلاصه آماری داده‌های مربوط به غلظت عناصر مس، کادمیم و روی در منطقه مورد مطالعه (mg/kg)



شکل ۱: مدل و نیم تغییر نمای تجربی برای عنصر روی با استفاده از روش کریکینگ

بررسی روند نقاط منحنی‌های نیم تغییر نمای (Semivariogram) عناصر کادمیم، روی و نشان داد که مدل کروی مدل مناسبی برای آن می‌باشد و مدل گوسی مناسبترین مدل برای تعیین مدل فضایی عنصر مس می‌باشد (جدول ۲). ارزیابی مدل توسط روش Cross-validation (CV) انجام گردید که در این روش برای هر یک از نقاط اندازه‌گیری شده که معمولاً تنها ابزار مقایسه بودند، تخمین انجام و سپس مقدار واقعی و مقدار تخمینی در هر یک از نقاط توسط مدل‌های تئوریک مقایسه گردیدند. حداقل و حداکثر مقدار خطای برآورد شده بکمک CV به ترتیب برابر ۰/۲۵٪ و ۶۸/۴۱٪ بود. مقدار کادمیم و روی برآورد شده بیشتر از مقدار متوسط جهانی بود. نتایج بدست آمده از آنالیز خوشه‌ای (Cluster analysis) نشان داد که عناصر کادمیم و روی به مقدار زیادی توسط عوامل آنتروپوژنیک و عنصر مس توسط عوامل لیتوژنیک کنترل می‌گردند. همچنین نتایج حاصله از PCA نشان داد که مس دارای بیشترین ارتباط با مشخصات خاک می‌باشد.

جدول ۲: روشها و مدل‌های نهایی بدست آمده برای برآورد عناصر کادمیم و مس و روی

عنصر	روش	مدل نیم تغییر نما	Nugget/sill
Cd	کریکینگ معمولی	کروی	0.421
Cu	کریکینگ معمولی	گوسی	0.651
Zn	کریکینگ معمولی	کروی	0.867

- [1] Imperato M, Adamo P, Naimo D, Arienzo M, Stanzione D, Violante P. 2003. Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy). Environmental Pollution; 124:247–56.
- [2] McGrath, D., Zhang, C.S., Carton, O., 2004. Geostatistical analyses and hazard assessment on soil lead in Silvermines, area Ireland. Environmental Pollution; 127, 239-248.
- [3] Nicholson, F. A., Smith, S. R., Alloway, B. J., Carlton-Smith, C., & Chambers, B. J. (2003). An inventory of heavy metal inputs to agricultural soils in England and Wales. The Science of the Total Environment, 311, 205–219.
- [4] US EPA, 1999. SW-846 reference methodology: Method 3050B. Standard operating procedure for the digestion of soil/sediment samples using a hotplate/beaker digestion technique, Chicago, Illinois
- [5] Zheng, G. Z., Yue, L. P., Li, Z. P., & Chen, C. (2006). Assessment on heavy metal pollution of agricultural soil in Guangzhong district. Journal of Geographical Sciences, 16(1), 105–113.

تأثیر انکوباسیون و غنی‌سازی ضایعات نیشکر بر آزادسازی عناصر کم مصرف از آنها

خدیجه نیل‌درار^۱، عبدالامیری معزی^۲^۱ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد، خاکشناسی، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد علوم و تحقیقات اهواز^۲ استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

مقدار مواد آلی خاکهای مناطق مرطوب به علت بازگشت قابل ملاحظه ای از بقایای گیاهان به این خاک ها به طور طبیعی بالا بوده و عموماً بین ۲ تا ۵ درصد وزن خاک سطحی را تشکیل می دهند، در حالیکه در خاک های مناطق خشک و نیمه خشک که بیش از ۸۰ درصد اراضی کشاورزی را در ایران تشکیل می دهند از نظر مواد آلی فقیر بوده، اکثراً مقدار مواد آلی این خاک ها کمتر از یک درصد است همچنین ماده آلی به لحاظ دارا بودن عناصری نظیر نیتروژن، گوگرد، فسفر و بسیاری از عناصر ریزمغذی و همچنین ظرفیت تبادل با و قابلیت حفظ رطوبت، در تولید محصولات کشاورزی نقش مؤثری دارد. از جمله ضایعات نیشکر قابل برگشت به زمین می توان از پوشال و برگهای خشک و بخشی از سرنی، باگاس و فیلتر کیک یاد کرد (۱ و ۳).

استرولین و برگر (۱۹۶۳) از فروسل به عنوان یک ماده اصلاحی خاک استفاده نمودند، این ماده یکی از محصولات جانبی مهم صنایع فولاد می باشد که مخلوطی از H_2SO_4 و سولفاتهای آهن است، این ترکیب حاوی ۳۰٪ اکسید آهن می باشد. نتایج این تحقیق نشان داد که کاربرد این محصول باعث افزایش عملکرد یونجه و ذرت گردید. بنظر محققین بخشی از این افزایش احتمالاً مربوط به افزایش جذب آهن است (۶).

مواد و روشها

این تحقیق در کشت و صنعت کارون شوشتر انجام گرفته است. جهت انجام این پژوهش سه گونه از ضایعات مزارع نیشکر بعد از افزودن کودهای شیمیایی، بخار خنثی شده کوره های صنایع فولادسازی در دمای ۲۰ تا ۳۰ درجه سانتیگراد و رطوبت مناسب برای مدت ۳ ماه انکوبات گردیدند و در انتهای هر ماه تیمارها آبشویی گردیده و غلظت عناصر در زه آب آنها اندازه گیری شد. پس از مرحله سوم آبشویی بخش جامد هر تیمار خشک و سپس آسیاب گردید و غلظت عناصر غذایی در آن نیز اندازه گیری شد. تیمارهای این آزمایش به شرح ذیل سه بار تکرار گردیده و در قالب طرح آمار کاملاً تصادفی گنجانده شدند (۲).

تیمارهای مورد استفاده در تحقیق

 $T_1 = 1$ کیلوگرم پودر باگاس $T_2 = 1$ کیلوگرم پودر باگاس + ۱۶ گرم اوره + ۸ گرم سوپر فسفات + ۸۰ گرم پودر خنثی شده غبار کوره های صنایع فولاد $T_3 = 1$ کیلوگرم پودر باگاس + ۱۶ گرم اوره + ۸ گرم سوپر فسفات + ۴ گرم از هر یک از سولفاتهای Mn ، Cu ، Fe و Zn $T_4 = 1$ کیلوگرم پودر باگاس + ۳۲ گرم اوره + ۱۶ گرم سوپر فسفات + ۸ گرم از هر یک از سولفاتهای Mn ، Cu ، Fe و Zn $T_5 = 1$ کیلوگرم پودر کاه نیشکر

$T_6 = 1$ کیلوگرم پودر کاه نیشکر + ۱۶ گرم اوره + ۸ گرم سوپر فسفات + ۸۰ گرم پودر خنثی شده غبار کوره های صنایع فولاد

$T_7 = 1$ کیلوگرم پودر کاه نیشکر + ۱۶ گرم اوره + ۸ گرم سوپر فسفات + ۴ گرم از هر یک از سولفاتهای Cu, Fe, Zn و Mn

$T_8 = 1$ کیلوگرم پودر کاه نیشکر + ۳۲ گرم اوره + ۱۶ گرم سوپر فسفات + ۸ گرم از هر یک از سولفاتهای Cu, Fe, Zn و Mn

$T_9 = 1$ کیلوگرم پودر فیلتر کیک

$T_{10} = 1$ کیلوگرم پودر فیلتر کیک + ۱۶ گرم اوره + ۸ گرم سوپر فسفات + ۸۰ گرم پودر خنثی شده غبار کوره های صنایع فولاد

$T_{11} = 1$ کیلوگرم پودر فیلتر کیک + ۱۶ گرم اوره + ۸ گرم سوپر فسفات + ۴ گرم از هر یک از سولفاتهای Cu, Fe, Zn و Mn

$T_{12} = 1$ کیلوگرم پودر فیلتر کیک + ۳۲ گرم اوره + ۱۶ گرم سوپر فسفات + ۸ گرم از هر یک از سولفاتهای Cu, Fe, Zn و Mn

نتایج و بحث

در هر سه نوع ماده آلی با افزایش مقدار سطح مواد افزودنی هدایت الکتریکی مربوط به تیمار افزایش می یابد در تیمارهای حاوی باگاس و کاه نیشکر با گذشت زمان PH کاهش می یابد که می توان آن را به تولید اسیدهای آلی بیشتر نسبت داد ولی این کاهش در تیمارهای حاوی فیلتر کیک دیده نمی شود بنظر می رسد این ماده آلی از لحاظ دارا بودن مقادیر بالای کاتیون ها و آنیون ها دارای نوعی خاصیت بافری می باشد (۵ و ۷).

با گذشت زمان در تمام تیمارها غلظت Mn و Fe دروه عصاره افزایش می یابد و بیشترین غلظت Mn و Fe در ماده خشک در تیمارهای حاوی غبار کوره های صنایع فولاد می باشد.

غلظت Cu و Zn نیز با گذشت زمان درون عصاره افزایش یافته ولی بیشترین غلظت Zn و Cu در ماده خشک در تیمار حاوی ۸ گرم از سولفاتهای Fe, Cu, Mn و Zn می باشد. پس می توان گفت منبع سولفات روی و سولفات مس در مقایسه با Zn و Cu موجود در غبار اثرات بهتری برای غنی سازی ضایعات نیشکر از خود نشان می دهد.

منابع

- ۱- بحرانی، ج. ۱۳۷۵. مدیریت بقایای گیاهی در سیستم های کشت آبی. پنجمین کنگره زراعت و اصلاح نباتات ایران. مؤسسه اصلاح نهال و بذر کرج.
- ۲- جعفری حقیقی، م. ۱۳۸۲. روش های تجزیه خاک - نمونه برداری و تجزیه های مهم فیزیکی و شیمیایی «با تأکید بر اصول تنوری و کاربردی»، انتشارات ندای صخی، ص ۲۲۳-۱۶۷.

3- Aitken, R.L., Moody, P.W. and Dickson, T. 1995. Field Calibration of lime requirement of soil test. Plant-Soil Interactions at low pH: Principle and management, pp 479-485.

4- Dofing, S. M., E. J. pen as, and J. W. Maranville. 1989 Effect of Bicarbonate on Iron Reduction by soybean Roots. J. Plant Nutr. 12(6): 797-802.

5- Hinesly T.D and Redborg, K. E, Ziegler, E. L. and Rose-Innes, I. H. 1982. Effect of chemical and physical changes in strip-mined spoil amended with sewage sludge on the uptake of metals

by plants" pp.339-352, In: land Recamation and Biomass Production with Municipal waste water and sludge Ed W. F. sopper E. M. leakes and R. K. Bastian.
Pennsylvania state University press University park P A.

6- Stroehlin, J. L. and Berger, C., 1963, The Use of Fertosul, A steel Industry by-product as a soil Amendment, Soil Sci. Soc Am. J. Proc., Vol. 27, pp. 51-53.

7- Verma, R. S., 2004, Sugar cane Production Technology in India, International Book, Distributing Co. Chaman Studio Building, pp . 138-206.

مطالعه کمی نقش کربنات کلسیم در جذب آلاینده‌های میکروبی در خاکهای آهکی

احمد فرخیان فیروزی^{۱*}، مهدی همایی^۲، مرتضی ستاری^۳^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی و استاد، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، ^۳ دانشیار گروه باکتری‌شناسی، دانشکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس،

مقدمه

انتقال آلاینده‌های میکروبی به آبهای زیرزمینی از مسائل بسیار مهم زیست‌محیطی است که می‌تواند در سطحی وسیع سبب شیوع بیماری شود. جذب باکتری به ذرات خاک یکی از مهمترین مکانیزمهای حذف آلودگی‌های میکروبی از فاضلاب‌های آلوده است [5]. از طرفی کربنات کلسیم موجود در خاک آهکی از راههای مختلف مانند رسوب در دیواره منافذ خاک، انرژی جذب متفاوت در مقایسه با سایر کانیهای خاک و کاهش بار منفی سطحی باکتری‌های گرم منفی می‌تواند بر جذب و انتقال باکتری در خاک تاثیرگذار باشد لذا با توجه به وسعت زیاد خاکهای آهکی در ایران، مطالعه کمی نقش کربنات کلسیم در پالایش آلاینده‌های میکروبی ضروری است.

مواد و روشها

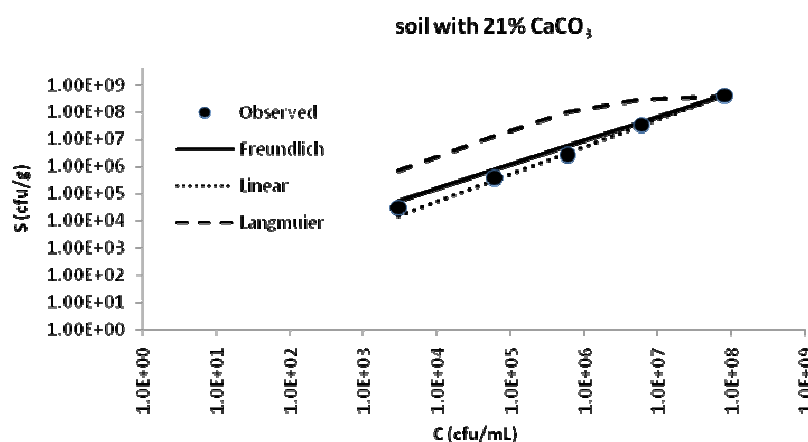
تعداد ۶۰ خاک از منطقه ابراهیم آباد استان مرکزی نمونه برداری شد. توزیع اندازه ذرات به روش هیدرومتری، مقدار ماده آلی به روش اکسیداسیون تر [4]، مقدار کربنات کلسیم فعال (ACCE) به روش اگزالات آمونیم [2] و مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی خاک (CEC) با جایگزینی کاتیونها با استات سدیم (NaOAc) در اسیدیته ۸/۵ اندازه‌گیری شد [6]. محلول سوسپانسیون باکتری *E. coli* با غلظت 10^4 ، 10^5 ، 10^6 و 10^8 باکتری در میلی‌لیتر (cfu/ml) برای تعیین ایزوترم جذب باکتری استفاده شد. از روش استاندارد بشقابی برای شمارش باکتری استفاده شد.

نتایج و بحث

در این پژوهش سه مدل ایزوترم جذب خطی (Linear)، فروندلیچ (Freundlich) و لانگمویر (Langmuir) برای برآورد میزان جذب باکتری گرم منفی *E. coli* در خاکهای آهکی استفاده شد. پارامترهای این مدلها به روش حداقل مربعات خطا بدست آمد. از دو آماره GMRE و GSDRE برای ارزیابی کارایی مدلهای جذب استفاده شد. نتایج این ارزیابی در جدول (۱) آمده است. نتایج نشان می‌دهد مدل جذب خطی در مقایسه با دو مدل دیگر برآوردی بهتر از جذب باکتری در خاک آهکی داشته است. ایزوترم جذب باکتری اندازه‌گیری شده و برآورد شده برای خاک آهکی با ۲۱ درصد کربنات کلسیم در شکل (۱) آمده است. همانطوریکه ملاحظه می‌شود ایزوترم جذب خطی برآورد بهتری از دو مدل دیگر دارد. همچنین در این پژوهش بمنظور بررسی نقش کربنات کلسیم در جذب باکتری، آزمایشی در قالب طرح کاملاً تصادفی در سه سطح ۱۰٪، ۲۱٪ و ۳۷٪ کربنات کلسیم و در سه تکرار انجام شد. نتایج نشان داد با افزایش مقدار کربنات کلسیم فعال، مقدار جذب باکتری افزایش می‌یابد ولی تفاوت بین سطوح ۱۰٪ و ۲۱٪ معنی‌دار نبود در حالیکه تفاوت جذب باکتری بین سطوح ۲۱٪ و ۳۷٪ در سطح ۵٪ معنی‌دار بود.

جدول ۱- مقایسه سه ایزوترم خطی، فروندلیچ و لانگمویر در برآورد مقدار جذب باکتری در غلظت‌های مختلف سوسپانسیون باکتری

GSDRE			GMRE			غلظت سوسپانسیون باکتری (cfu/g)
لانگمویر	فروندلیچ	خطی	لانگمویر	فروندلیچ	خطی	
۱۱/۷۰	۲/۰۸	۳/۰۲	۲۴۱/۲۳	۱۲/۰۵	۰/۹۸	۳/۲*۱۰ ^۴
۱۱/۱۹	۱/۷۶	۱/۵۷	۲۱۸/۳۱	۸/۰۵	۰/۹۹	۴/۳*۱۰ ^۵
۱۱/۱۵	۱/۶۳	۱/۴۳	۱۹۱/۶۹	۴/۸۴	۱/۰۸	۳/۲*۱۰ ^۶
۸/۸۹	۱/۴۶	۱/۵۱	۵۳/۳۴	۱/۳۲	۰/۶۸	۳/۹*۱۰ ^۷
۱۵/۴۹	۱/۰۳	۱/۰۱	۱۹/۰۱	۰/۹۸	۰/۹۸	۴/۸*۱۰ ^۸



شکل ۱: ایزوترم جذب باکتری اندازه‌گیری شده و برآورد شده برای خاک آهکی با ۲۱ درصد کربنات کلسیم

منابع

- [1] Chapman, H.D., 1965. Cation exchange capacity. In: Black, C.A. (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part 2. Monogr. Ser., vol. 9. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 891-900.
- [2] Drouineau, G., 1942. Dosage rapide du calcaire actif du sol: nouvelles donnees sur la separation et la nature des fractions calcaires. Ann. Agron. 12, 441-450.
- [3] Frenkel, H., A. Hadas and W. A. Jury. 1978. The effect of salt precipitation and high sodium concentration on soil hydraulic conductivity and water retention. Water Resour. Res. 14: 217-222.
- [4] Nelson, R.E., 1982. Carbonate and gypsum. In: Page, A.L. (Ed.), Methods of Soil Analysis: Part 2. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 181-199.
- [5] Newbay, D. T., I. L. Pepper, and R. M. MAIER. 2000. Chapt. 7: Microbial transport In Environmental Microbiology, 147-175. R. M. Maier, I. L. Pepper, and C. P. Gerba, Eds. San Diego, Cal.: Academic Press.

توابع انتقالی برای برآورد جذب آلاینده‌های میکروبی در خاکهای آهکی

خیان فیروزی^{۱*}، مهدی همایی^۲، مرتضی ستاری^۳

مجوی دکتری خاکشناسی و استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، ^۳ دانشیار گروه باکتری-
انحکده علوم پزشکی، دانشگاه تربیت مدرس،

نقال میکروبها در خاک از جنبه‌های مختلفی مانند آلودگی آبهای زیرزمینی و پالایش زیستی آب زیرزمینی و خاک اهمیت
راین برای پیش‌بینی جذب آلاینده‌های میکروبی به خاک مدلهایی لازم است که بتوانند با تخمینی مناسب مقدار جذب این
را برآورد کنند. پارامترهای ایزوترم‌های جذب از اجزای مهم مدلهای انتقال آلاینده‌های میکروبی در خاک است. در سالهای
های غیرمستقیم برآورد ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی مورد توجه پژوهشگران خاک و آب قرار گرفته است.
بن روش‌ها توابع انتقالی خاک (Pedotransfer Functions) است که ویژگی‌های دیریافت خاک را از ویژگی‌های
مانند توزیع اندازه ذرات برآورد می‌کنند [3]. اندازه‌گیری ایزوترم‌های جذب باکتری به خاک، بسیار مشکل و زمانبر می‌باشد.
انتقالی خاک می‌تواند روشی ساده و سریع در برآورد پارامترهای مدلهای جذب باکتری به خاک باشد. از طرفی
سیم موجود در خاک آهکی از راههای مختلف مانند رسوب در دیواره منافذ خاک، کاهش بار منفی سطحی باکتری‌های
ی و انرژی جذب متفاوت آن در مقایسه با سایر کان‌های خاک می‌تواند بر جذب و انتقال باکتری در خاک تاثیرگذار باشد
ه به وسعت زیاد خاکهای آهکی در ایران، اشتقاق توابع انتقالی به منظور برآورد ایزوترم جذب آلاینده‌های میکروبی در این
وری است.

؛شها

نمونه از خاکهای آهکی استان مرکزی به طور تصادفی برداشت شد. توزیع اندازه ذرات به روش هیدرومتری، مقدار ماده
ش اکسیداسیون تر، مقدار کربنات کلسیم فعال (ACCE) به روش اگزالات آمونیم [2] و مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی
(CE) با جایگزینی کاتیونها با استات سدیم (NaOAc) در اسیدیته ۸/۵ اندازه‌گیری شد [1]. اسیدیته خاک در گل اشباع
الکتریکی (کل املاح محلول) در عصاره اشباع تعیین شد. محلول سوسپانسیون باکتری E. coli با غلظت 10^4 ، 10^5 ، 10^6
۱ باکتری در میلی‌لیتر (cfu/ml) برای تعیین ایزوترم جذب باکتری استفاده شد. روش استاندارد بشقابی برای شمارش
متفاده شد. نتایج این اندازه‌گیری در جدول (۱) آمده است.

حث

و هس دو مدل ایزوترم جذب خطی (Linear)، فروندلیچ (Freundlich) برای برآورد میزان جذب باکتری گرم منفی E.
خاکهای آهکی استفاده شد. پارامترهای این مدلها به روش حداقل مربعات خطا بدست آمد. بمنظور اشتقاق توابع انتقالی از
خطی چندگانه به روش گام به گام استفاده شد. پارامترهای مدلهای جذب خطی و فروندلیچ به عنوان متغیرهای وابسته و
زه ذرات، ظرفیت تبادل کاتیونی، مقدار کربنات کلسیم فعال، اسیدیته و هدایت الکتریکی به عنوان متغیرهای مستقل در
ه شدند. توابع انتقالی بدست آمده در جدول (۲) ارائه شده‌اند. همانطور که ملاحظه می‌شود سه متغیر درصد رس و شن و
لسمیم فعال وارد تابع برآورد کننده K_d شده‌اند. متغیر درصد رس دارای ضریب مثبت است که نشان دهنده این است با
قدار رس سطح ویژه خاک برای جذب باکتری افزایش می‌یابد. همچنین در تابع بدست آمده کربنات کلسیم فعال وارد شده
بیان کننده نقش این کانی در پالایش باکتری در خاک آهکی است. همانطوریکه ملاحظه می‌شود در تابع برآورد کننده
i مدل فروندلیچ تنها متغیر مستقل وارد شده به تابع درصد رس خاک می‌باشد.

میانگین ($\pm$ انحراف معیار) جذب باکتری در خاک آهکی مورد مطالعه		
میانگین جذب باکتری (cfu/g)	غلظت باکتری در نمونه کنترل (cfu/mL)	غلظت اولیه باکتری (cfu/mL)
$2/7 \times 10^4 (\pm 2/5 \times 10^2)$	$3/2 \times 10^4$	$3/4 \times 10^4$
$(\pm 3/6 \times 10^2)$	$4/3 \times 10^5$	$4/5 \times 10^5$
$3/65 \times 10^5$		
$2/7 \times 10^6 (\pm 3 \times 10^4)$	$3/2 \times 10^6$	$3/3 \times 10^6$
$3/6 \times 10^7 (\pm 3 \times 10^4)$	$3/9 \times 10^7$	4×10^7
$4 \times 10^8 (\pm 3/9 \times 10^6)$	$4/8 \times 10^8$	5×10^8

- توابع انتقالی اشتقاق یافته جهت برآورد پارامترهای ایزوترم جذب خطی و فروندلیچ (AC=کربنات کلسیم فعال)

R^2_{adj}	تابع انتقالی
۰/۸۴۵	$Kd = 9.428 + 0.154clay - 0.248sand + 0.521AC$
۰/۴۴	$= 1/872 - 0/675Clay \quad n_f$

[1] Chapman, H.D., 1965. Cation exchange capacity. In: Black, C.A. (Ed.), Methods of Soil Analysis. 2. Monogr. Ser., vol. 9. American Society of Agronomy, Madison, WI, pp. 891–900.

[2] Drouineau, G., 1942. Dosage rapide du calcaire actif du sol: nouvelles donnees sur la separation nature des fractions calcaires. Ann. Agron. 12, 441–450.

[۳] Homaei, M. and A. Farrokhi Firouzi. 2008. Deriving point and parametric pedotransfer functions for gypsiferous soils. Australian Journal of Soil Researches. 46: 219-227.

ی عناصر سنگین خاک‌های آلوده شده با لجن تصفیه فاضلاب پالایشگاه اصفهان با استفاده از فسکیو (*Festuca Arundianacea*)

با مللی^۱، زهرا خانمحمدی^۱، مجید افیونی^۲، محمد علی حاج عباسی^۲ و امیر حسین خوشگفتارمنش^۲
ان کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ اساتید گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

خاک به روش‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی امکان‌پذیر است. پالایش فلزات به‌وسیله گیاهان به دلیل قدرت بالای آنان در جذب مقادیر مختلف فلزات سنگین که برای سایر گیاهان سمی است، استفاده از این گونه‌ها را برای استخراج گیان از خاک به شدت گسترش داده و در مراحل بعدی خاک پاکسازی شده می‌تواند گیاهان با مقاومت کمتر را در خود [۲، ۴ و ۶]. بنابراین استفاده از گیاهان مقاوم به ترکیبات آلاینده برای پاکسازی ترکیبات سمی فلزات سنگین منجر به یک اکوسیستم شده و شرایط را برای رشد گیاهان و جانداران با مقاومت کمتر بهبود می‌بخشد [۱، ۳، ۵ و ۶]. از این‌رو در ش امکان گیاه‌پالایی عناصر سنگین لجن تصفیه فاضلاب پالایشگاه اصفهان در دو خاک آهکی به‌وسیله گیاه تال فسکیو مورد ار گرفت.

ش‌ها

باز یافت آب پالایشگاه اصفهان را به نسبت‌های ۰، ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ درصد وزنی با دو خاک متفاوت از مناطق کشاورزی د (بافت رسی) و باغ‌پرندگان اصفهان (بافت لوم‌سیلتی) در گلدان‌های ۳ کیلوگرمی و در ۳ تکرار مخلوط شد و سپس در تال فسکیو (*Festuca Arundianacea*) کشت شد. در پایان دوره کشت کربن‌آلی، نیتروژن کل خاک و عملکرد وزن ش و اندام هوایی گیاه تعیین شد. همچنین غلظت عناصر سرب، آهن، روی، نیکل، کادمیوم، کروم و کبالت در اندام هوایی از عصاره‌گیری با اسید کلریدریک ۲مولار، به وسیله دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. تجزیه واریانس داده‌ها بر اساس وریل کاملاً تصادفی و مقایسه میانگین داده‌ها به روش LSD انجام گرفت.

جث

زات سنگین اندازه‌گیری شده خاک‌ها کمتر از حداکثر مجاز عناصر در زمین‌های کشاورزی بود [۷]. مهمترین ویژگی این لجن در جدول ۱ مشاهده می‌شود. نتایج نشان داد که حدود ۲۷ درصد لجن را ماده آلی تشکیل می‌دهد، بنابراین کاربرد ک می‌تواند تاثیر مطلوبی بر مقدار ماده آلی و برخی از ویژگی‌های فیزیکی خاک‌های با ماده آلی کم داشته باشد. در بین گین اندازه‌گیری شده سرب و کادمیوم و در بین عناصر کم‌نیاز گیاهان، آهن و منگنز هر کدام به ترتیب دارای بیشترین و غلظت کل در لجن بود. عناصر موجود در بخش آلی با تجزیه مواد آلی لجن سبب آزاد شدن و ورود تدریجی فلزات به فاز تبدالی خاک شده و می‌تواند باعث افزایش بیشتر غلظت فلزات سنگین و افزایش سمیت این عناصر در خاک شود [۳]. استفاده از گیاهان مقاوم به عناصر سنگین مثل تال فسکیو می‌تواند با جذب عناصر در طی دوره یا دوره‌های کشت، غلظت ر را در خاک‌های آلوده کاهش دهد و شرایط را برای رشد سایر گیاهان مهیا کند.

لجن عملکرد گیاه به‌طور معنی‌داری کاهش یافت (شکل‌های ۱ و ۲). به نظر می‌رسد سطوح ۲۰ و ۱۰ درصد به‌ترتیب در مودآباد و باغ‌پرندگان بالاترین سطح لجن باشد که تاثیری در کاهش عملکرد گیاه ندارد. لجن حاوی مقدار زیادی نیتروژن راین با افزایش لجن، نیتروژن خاک نیز افزایش یافت. بیشترین کاهش کربن آلی (۵۰ درصد) در سطح ۴۰ درصد در شاهده شد. احتمالاً در این سطح میزان بیشتری از عناصر از بخش آلی وارد بخش معدنی خاک می‌شود.

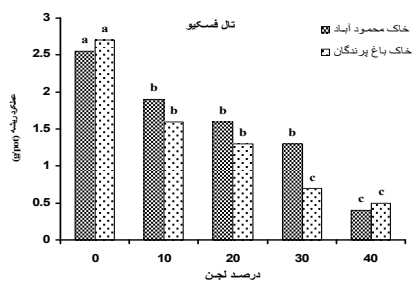
رب، آهن، روی، نیکل، کروم، کادمیوم و کبالت در اندام هوایی تال فسکیو در جدول ۲ مشاهده می‌شود. با افزایش لجن ن عناصر در گیاه افزایش یافت. افزایش غلظت روی و آهن در این گیاه با اضافه شدن لجن، احتمالاً به دلیل غلظت بالای ر در لجن می‌باشد. غلظت سرب و کروم با افزایش لجن تغییر چندانی نکرد. غلظت کادمیوم و کبالت نیز کمتر از حد دستگاه بود. بنابراین به نظر می‌رسد که استفاده از این لجن تا ۳۰ درصد باعث افزایش غلظت آهن، روی و نیکل می‌شود. مقدار عنصری که توسط عملکرد گیاه از هر گلدان استخراج شده (Total Content) نشان داد که بیشترین مقدار استخراج خاک به‌وسیله این گیاه در سطح ۲۰ درصد لجن می‌باشد و با افزایش سطح لجن مقدار استخراج عنصر به طور معنی‌داری

ن (جدول ۳). استخراج عناصر به وسیله گیاه تال فسکیو در خاک‌های آلوده شده با لجن بازیافت پالایشگاه اصفهان نشاء داد بش لجن به بیش از ۲۰ درصد باعث کمتر شدن عملکرد شده و هرچند میزان غلظت عناصر با افزایش درصد لجن افزایش ی مقدار عنصر سنگین استخراج شده از خاک کاهش می‌یابد. بنابراین به نظر می‌رسد سطح ۲۰ درصد لجن بالاترین سطح شد که بتوان بیشترین کارایی را در استخراج فلزات سنگین به وسیله گیاه تال فسکیو از خاک آلوده به دست آورد.

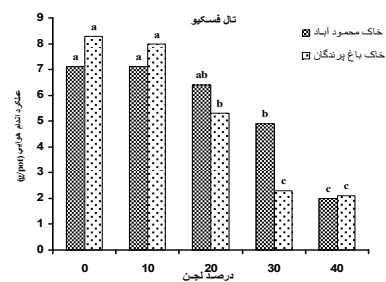
جدول ۱. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها و لجن مورد استفاده

لجن				خاک محمودآباد خاک باغ پرندگان			
ژگی	لجن	خاک محمودآباد	خاک باغ پرندگان	ویژگی	لجن	خاک محمودآباد	خاک باغ پرندگان
pH	۷/۴	۷/۸۵	۷/۶	EC _{1:5} (dS/m)	۱۱	۱/۵	۰/۸
ی (g/kg)	۱۵۷	۱۱/۷	۱۳/۹	نیترژن کل (g/kg)	۳۴/۴	۱/۰۶	۱/۵۴
آهن	۲۴۴۹۰	۱۲۰۹۰	۸۱۰۰	آهن	۱۲۵۱	۴۵/۳	۱۷/۹
روی	۲۹۸۷	۵۵۸	۵۲۲	روی	۵/۷	۳/۰	۵/۵
مس	۱۳۵۲	۵۳/۵	۴۷/۶	مس	۰/۳	۳/۳	۴/۷
منگنز	۴۹۴	۷۲۰	۵۲۷	منگنز	۳۱/۸	۲۵۸	۱۱۱
نیکل	۲۳۰	۱۲۲	۹۴	نیکل	۲/۵	۰/۲	۰/۱۵
سرب	۲۱۵	۳/۷	۱/۷	سرب	۱۰/۲	۱/۴	۰/۷
کادمیوم	۱۱/۶	ND [□]	۰/۲	کادمیوم	۰/۱	ND	ND
کیالت	۱۴/۱	۲۲/۲	۱۷/۸	کیالت	۱/۲	۲/۵	۱/۵
کروم	۹۳/۶	۵۶/۴	۴۰/۲	کروم	۰/۲	۰/۲	۰/۱

غلظت کمتر از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی می‌باشد.



شکل ۲. عملکرد ریشه گیاه تال فسکیو



شکل ۱. عملکرد اندام هوایی گیاه تال فسکیو

جدول ۳. میزان جذب عنصر توسط تال فسکیو در هر گلدان

خاک	درصد	Total Content (mg/pot)			
		سرب	آهن	روی	نیکل
معمول	۰	۰/۰۸۵ ^b	۱/۰۸۶ ^c	۰/۱۳۸ ^c	۰/۰۳۴ ^{bc}
	۱۰	۰/۰۷۳ ^b	۲/۱۶۷ ^a	۰/۴۰۱ ^b	۰/۰۴۰ ^b
	۲۰	۰/۰۸۹ ^b	۲/۱۴۹ ^a	۰/۵۴۴ ^a	۰/۰۷ ^a
	۳۰	۰/۰۴۶ ^{bc}	۱/۸۱۸ ^{ab}	۰/۳۹۷ ^b	۰/۰۷۳ ^a
	۴۰	۰/۰۳۳ ^c	۰/۹۶۶ ^c	۰/۲۹۲ ^c	۰/۰۳۸ ^b
نیمه نازک	۰	۰/۱۲۵ ^a	۱/۶۱ ^b	۰/۲۳۶ ^c	۰/۰۲۷ ^c
	۱۰	۰/۱۳۶ ^a	۱/۷۸ ^b	۰/۴۴۴ ^b	۰/۰۳۸ ^b
	۲۰	۰/۰۷۵ ^b	۲/۰۴۱ ^{ab}	۰/۵۹۵ ^a	۰/۰۴۸ ^b
	۳۰	۰/۰۲۷ ^c	۰/۸۷۴ ^c	۰/۲۰۷ ^c	۰/۰۲۹ ^c
	۴۰	۰/۰۲۹ ^c	۱/۱۱۵ ^c	۰/۲۳۶ ^c	۰/۰۳۱ ^c

اعداد دارای حروف مشترک در سطح ۵ درصد آزمون LSD فاقد تفاوت معنی دار می باشد.

جدول ۲. غلظت برخی از عناصر در اندام هوایی گیاه

خاک	درصد	غلظت (میلی گرم بر گیلوگرم وزن خشک)			
		سرب	آهن	روی	نیکل
معمول	۰	۱۲/۰	۱۵۳	۱۹/۴	۴/۸
	۱۰	۱۰/۱	۳۰۱	۵۵/۷	۵/۶
	۲۰	۱۳/۱	۳۱۶	۸۰/۱	۱۰/۳
	۳۰	۹/۳	۳۷۱	۸۱/۰	۱۴/۸
	۴۰	۱۵/۶	۴۶۰	۱۳۹	۱۷/۸
نیمه نازک	۰	۱۵/۱	۱۹۴	۲۸/۴	۳/۲
	۱۰	۱۷/۰	۲۲۳	۷۴/۴	۴/۸
	۲۰	۱۳/۹	۳۷۸	۸۲/۲	۸/۹
	۳۰	۱۴/۳	۴۶۰	۱۰۹	۱۵/۲
	۴۰	۱۵/۳	۵۸۷	۱۲۴	۱۶/۴

ND: نشان دهنده غلظت کمتر از محدوده اندازه گیری به وسیله دستگاه جذب اتمی

می باشد.

-
-
- [1] Abedi-Koupai, J. 2003. Potential uses of phytoremediation technology for nickel-polluted soils. *Proceeding International Conference on Civil Engineering*, May 5-7. Isfahan University of Technology, Iran, PP. 199-205.
- [2] Adriano, D. 1999. *Phytoremediation research programs*, DOE Scientific and Technical Information, U. S. A.
- [3] Alexander, M. 1999. *Biodegradation and Bioremediation*. Academic Press INC., San Diego, U. S. A.
- [4] Cluis, C. 2004. Phytoremediation as a new option for soil decontamination. *Bio. Teach.* 2: 61-67.
- [5] Edwards, N. T., B. M. Ross-Todd and E. G. Garver. 1982. Uptake and metabolism of ¹⁴C anthracene by s (Glycine max). *Environ. Exper. Botany*. 22: 349-357.
- [6] Jerald, L. and S. Schnoor. 1997. *Phytoremediation*. The University of Iowa, Department of Civil and Environmental Engineering and Center for Global and Regional Environmental Research.
- [7] Pais, I. J and B. Jr. Jones. 1997. *The hand book of trace elements*, st lucie press, N. W., Boca, Florida, U. S. A.

بپذیری هیدروکربن‌های نفتی در ریزوسفر خاک‌های آلوده به لجن بازیافت پالایشگاه اصفهان

ضا مللی^۱، مجید افیونی^۲، محمد علی حاج عباسی^۲ و امیر حسین خوشگفتارمنش^۲

وی کارشناسی ارشد خاکشناسی،^۲ اساتید گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

حاصل از فرآیندهای پالایش پس از تصفیه‌ی فیزیکی و بیولوژیکی برای مصارف کشاورزی و یا به منظور خنک کننده‌ی ها استفاده می‌شود [۱]. لجن به دست آمده از تصفیه پساب حاوی مقادیر زیادی هیدروکربن‌های نفتی می‌باشد و برای زیست بسیار خطرناک است [۵]. روش‌های مختلفی برای از بین بردن این ضایعات وجود دارد اما گیاه‌پالایی شاید یک عملی و کاربردی پالایش مکان‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی باشد [۶]. هر چند گیاه‌پالایی آلاینده‌ها داری مکانیزم ای است، ولی در کل باعث کاهش ترکیبات آلی قابل دسترس می‌شود.

به اطلاعات کم در مورد ویژگی‌های لجن تولید شده در سیستم بازیافت فاضلاب پالایشگاه اصفهان، استفاده از آن باید در خاص و کنترل شده مورد آزمون قرارگیرد. به همین منظور استفاده از فناوری‌های جدید مانند گیاه‌پالایی می‌تواند جهت یا حذف ترکیبات آلی در خاک مؤثر باشد. از این رو این مطالعه با هدف بررسی امکان گیاه‌پالایی هیدروکربن‌های لجن پالایشگاه اصفهان در دو خاک آهکی انجام شد.

روش‌ها

در انجام این آزمایش لجن آبیگری شده واحد بازیافت آب پالایشگاه اصفهان، پس از هوا خشک شدن با دستگاه، به ای ۰، ۱۰، ۲۰، ۳۰ و ۴۰ درصد وزنی با دو خاک محمودآباد اصفهان (H) و باغ‌پرندگان اصفهان (L) مخلوط شد. پس از زمایش جوانه‌زنی در خاک‌های آلوده به لجن، گیاهان تالفسکیو و اگروپایرون برای آزمایش گیاه‌پالایی انتخاب شدند. به از بین بردن اثرات جوانه‌زنی از دو رقم گیاه برموداگراس که مقاوم به ترکیبات نفتی است، نیز در گیاه‌پالایی ترکیبات نفتی شد. در پایان دوره آزمایش و پس از برداشت اندام هوایی گیاهان، ریشه و خاک اطراف آن (ریزوسفر) با دقت نمونه‌برداری و نه‌های خاک ریزوسفر هوا خشک شده و سپس برای انجام آزمایش‌های هیدروکربنی استفاده شد. سپس هیدروکربن‌های استفاده از دستگاه سوکسله و حلال‌های دی‌کلرومتان و n-هگزان عصاره گیری شد و با کمک دستگاه گاز کروماتوگراف ه شاساگر FID تعیین گردید.

ای خاک‌های تیمار شده با لجن در پایان دوره زیر و رو کردن خاک در جدول ۱ نشان داده شده است. در این پژوهش، بیشترین اندام‌هوایی و ریشه به ترتیب در برموداگراس ها و اگروپایرون دیده شد. اما بیشترین نسبت ریشه به اندام هوایی در ون و پس از آن در گیاه تالفسکیو مشاهده شد و کمترین آن در گیاه برموداگراس رقم ۱ به دست آمد (جدول ۲). بنابراین ، به بیشتر بودن نسبت ریشه به اندام هوایی در اگروپایرون و تالفسکیو و همچنین به دلیل اهمیت این گیاهان در بی ترکیبات نفتی [۲] و پر هزینه بودن آزمایش‌های هیدروکربنی خاک، در این پژوهش تعیین مقدار کل هیدروکربن‌های زوسفر برای ارزیابی گیاه‌پالایی، فقط در این دو گیاه انجام شد.

بی هیدروکربن‌های نفتی لجن توسط تالفسکیو و اگروپایرون نشان داد که تجزیه هیدروکربن‌های نفتی در خاک ریزوسفر نی بیشتر از خاک ریزوسفر رسی است (جدول ۳). بیشترین مقدار کاهش هیدروکربن‌های نفتی لجن به میزان ۶۵ درصد به ریزوسفر تالفسکیو در سطح ۴۰ درصد لجن مخلوط با خاک لوم‌سیلتی بود. پس از آن در ریزوسفر ۳۰ درصد لجن با خاک لوم‌سیلتی در هر دو گیاه و ریزوسفر ۴۰ درصد لجن مخلوط با خاک رسی در گیاه تالفسکیو حدود ۵۳ تا ۵۸ کاهش ترکیبات نفتی مشاهده شد (شکل ۱).

ن مقدار تجزیه هیدروکربن‌های نفتی در ریزوسفر اگروپایرون در سطح ۳۰ درصد لجن مخلوط با خاک لوم‌سیلتی مشاهده بیشترین عملکرد گیاه در سطح ۲۰ درصد لجن مشاهده شد. بنابراین گیاه‌پالایی به وسیله این گیاه در سطح ۲۰ و ۳۰ لجن و ترجیحا مخلوط با خاک با بافت سبک‌تر (در صورتی که شستشوی ترکیبات نفتی از خاک سطحی به خارج از عمق کنترل شود) توصیه می‌شود.

جدول ۱. ویژگی‌های خاک‌های تیمار شده با لجن در پایان دوره زیر و رو کردن خاک

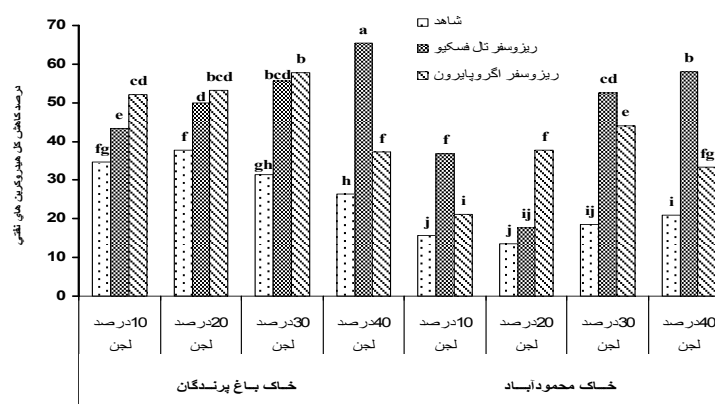
تیمار	pH	EC 1:5 (dS/m)	چگالی ظاهری (g/cm ³)	درصد رطوبت ظرفیت مزرعه	درصد کربن آلی	TPHs درصد
L ₀	۷/۶	۰/۹۲	۱/۴	۲۶/۷	۱/۳۹	۰/۰
L ₁	۷/۴	۲/۹	۰/۸۷	۳۰/۱	۲/۵	۲/۳
L ₂	۸/۲	۳/۹	۰/۷۷	۳۴/۲	۴/۲	۴/۹
L ₃	۷/۰	۴/۹	۰/۶۷	۳۵/۶	۵/۷	۷/۱
L ₄	۶/۹	۵/۷	۰/۶۴	۳۸/۷	۷/۳	۹/۱
H ₀	۷/۸	۱/۴	۱/۳۰	۳۲/۰	۱/۲	۰/۰
H ₁	۷/۶	۳/۰	۱/۰۵	۳۵/۰	۲/۳	۱/۹
H ₂	۷/۲	۴/۷	۰/۸۴	۳۸/۰	۳/۹	۳/۷
H ₃	۷/۴	۶/۶	۰/۶۶	۴۵/۴	۵/۴	۵/۹
H ₄	۷/۰	۵/۷	۰/۵۹	۴۷/۷	۶/۹	۸/۱

جدول ۳. اثرات اصلی و متقابل خاک و گیاه بر درصد کاهش

کل هیدروکربن‌های نفتی			
ریزوسفر	خاک رسی	خاک لوم سیلتی	میانگین
شاهد	۱۷/۲ ^{d*}	۳۲/۵۵ ^c	۲۴/۸۷ ^C
نال فسکیو	۴۱/۲۲ ^b	۵۳/۵۷ ^a	۴۷/۴ ^A
اگروپایرون	۳۴/۰۵ ^c	۵۰/۱ ^a	۴۲/۰۷ ^B
میانگین	۳۰/۸۲ ^A	۴۵/۴ ^B	

جدول ۲. نسبت ریشه به اندام هوایی

گیاه	خاک رسی	خاک لوم سیلتی
روپایرون	۰/۲۹۴	۰/۲۷۴
ل فسکیو	۰/۲۸۱	۰/۲۶۴
یداگراس ۱	۰/۱۴۱	۰/۱۳۴
یداگراس ۲	۰/۱۸۷	۰/۱۷۲



شکل ۱. درصد کاهش کل هیدروکربن‌های نفتی در خاک شاهد و ریزوسفر نال فسکیو و اگروپایرون در سطوح مختلف لجن

منابع

۱. کوچک‌زاد، م. ت.، ۱۳۸۴. صنعت نفت و محیط زیست، انتشارات شرکت پالایش و پخش شرکت ملی پالایش و پخش فرآورده‌های نفتی ایران. تهران .
2. Banks, M. K., R. S. Govindaraju., A. P. Schwab., P. Kulakow and J. Finn. 2000. Phytoremediation of Hydrocarbon Contaminated Soil. CRC Press, Boca Raton
3. Heitkamp, M. A. and C. E. Cerniglia. 1989. Polycyclic aromatic hydrocarbon degradation by a *Mycobacterium* sp. in microcosms containing sediment and water from a pristine ecosystem. *Appl. Environ. Microbiol.* 55: 1968-1973
4. Nicoll, M. C. and A. S. Baweja. 1995. Bioremediation of Petroleum contaminated Soils: An Innovative, Environmental Friendly Technology, Canada
5. Overcash, M. R. and D. Pal. 1979. Design of land treatment system for industrial wastes: theory and practice. *Annu. Arbor. Sci.* 14: 159-219
6. Qui, X., S. I. Shah, E. W. Kendall, D. L. Sorenson, R. C. Sims and M. C. Engelke. 1994. Grass-enhanced bioremediation for clay soils contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons. *Chem.* 15: 142-157. .

بررسی تاثیر بنتونیت در جذب سرب و کادمیم

اختر اخوت^۱، جواد گیوی^۲، جهانگرد محمدی^۲

^۱دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

مقدمه

فرایند های جذب از مهمترین واکنش های شیمیایی فلزات سنگین در محیط خاک به شمار می روند [۴]، تبادل یونی و جذب ویژه کاتیون ها و آنیون ها در کانی های رسی یک پروسه مهم در ارزیابی خطر محیطی و کاربرد اراضی از لجن فاضلاب و ضایعات صنعتی است [۲]. یکی از مواد جاذب طبیعی خاک بنتونیت می باشد. بنتونیت ماده ای معدنی است از خانواده رس ها که عمدتاً از اجتماع کانی مونت موریلونیت است و به مقدار کم از بیدلایت تشکیل شده است [۶]. واژه جذب دارای مفهوم کلی انتقال یونها و مولکول ها از فاز محلول به فاز جامد است و شامل فرایندهای برون جذب، رسوب سطحی و تثبیت است [۱].

برون جذب عبارت است از یک فرایند سطحی دو بعدی که در آن یونها و مولکول ها بر اثر نیروی جاذبه الکترواستاتیک و یا به دلیل تشکیل پیوند شیمیایی بر روی نقاط فعال در سطح خارجی فاز جامد نگهداری می شود [۲]. برون جذبی ضعیف روی گروه های عامل باردار را که در آن مولکول های آب هیدراته بین یون جذب شونده و سطح وجود دارد را کمپلکس برون کره ای گویند [۴]. وجه تمایز این برون جذب با جذب فیزیکی در وابسته بودن آن به pH محیط، آزاد شدن پروتون به ازای جذب کاتیونها، اختصاصی بودن جذب یون ها بر روی برخی کانی ها تمایل به برگشت ناپذیری و تغییر بار سطح جذب کننده می باشد، این برون جذب شیمیایی را کمپلکس درون کره ای گویند زیرا مولکول های آب در بین یون و سطح جذب کننده وجود نداشته و یون ها باید حداقل تعدادی از مولکول های هیدراته خود را جهت تشکیل پیوند با سطح جامد از دست بدهند [۲ و ۴].

مواد و روشها

pH و ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه ها تعیین گردیدند. جهت تعیین کانی های رسی با پرتو ایکس به روش کیتیک و هوپ نمونه ها آماده گردیدند. سپس با دستگاه پرتو ایکس کانی های رسی آنها تعیین گردید. ۱۰۰ mg از هر نمونه را با ۲۰ ml پرکلرات سدیم ۰/۰۲ M در لوله های سانتریفوژ ۵۰ ml ریخته و مخلوط گردید. سپس ۲۰ ml از محلول پرکلرات کادمیم و پر کلرات سرب با غلظت ۰/۰۵ میلی مولار به نمونه ها افزوده شد و به مدت ۱ ساعت تکان داده شد. pH سوسپانسیون ها با پرکلریک اسید و هیدروکسید سدیم در حدود ۵، ۶، ۷ و ۸ تنظیم گردید. نمونه ها برای ۲۴ ساعت در دمای ۲۵°C برای رسیدن به تعادل تکان داده شد. بعد از ایجاد تعادل تفکیک فاز مایع و جامد به مدت ۳۰ دقیقه در ۳۵۰۰ rpm سانتریفوژ انجام گردید [۳ و ۵]. سپس pH تعادلی به وسیله pH متر و غلظت فلز سرب و کادمیم در محلول تعادلی به وسیله دستگاه ICP-OES اندازه گیری گردید. قسمت جامد کف لوله با ۲۰ ml از محلول پرکلرات سدیم ۰/۰۱ mM مخلوط گردید و تکان داده شد. سپس نمونه ها سانتریفوژ گردید. در این مرحله غلظت فلز در محلول اندازه گیری شد. این آزمایش ها در دو تکرار انجام گرفت. کل جذب هر فلز توسط فاز جامد با توجه به تفاوت غلظت های اولیه و باقی مانده محاسبه شد. مقدار فلز باقی مانده در رس بعد از شستشو با محلول پر کلرات سدیم جذب قوی فلز یا جذب اختصاصی را نشان می دهد. جذب ضعیف فلز یا جذب غیر اختصاصی از تفاضل کل جذب و جذب قوی به دست می آید. از روش رگرسیون خطی برای بررسی رابطه بین مقدار کل فلز جذب شده، مقدار جذب اختصاصی و غیر اختصاصی با pH استفاده شد.

نتایج و بحث

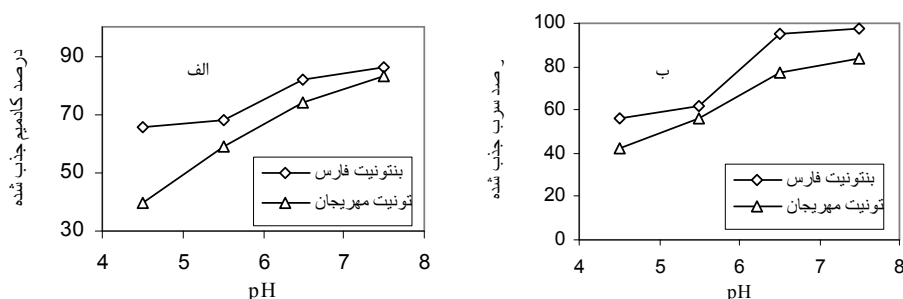
با توجه به آنالیزهای پراش اشعه ایکس دو گروه رس مونت موریلونایت با ضخامت لایه ای ۱۴، ۷، ۴/۴ و ۳/۵ و کوارتز با ضخامت لایه ای ۳/۳۳ در نمونه ها موجود است. نتایج آنالیز شیمیایی نمونه ها در جدول ۱ آورده شده است.

جدول ۱- خصوصیات فیزیکوشیمیایی نمونه های اسمکتایت

نمونه	pH	ظرفیت تبادل کاتیونی (meq/100gr)	رنگ	اندازه ذرات (mesh)
بنتونیت فارس	۷/۲	۹۷/۶	زرد	۲۰۰
بنتونیت مهریجان	۷/۶	۸۴/۳	خاکستری	۲۰۰

نتایج نشان می دهد جذب فلزات در pH های پایین ناچیز بوده و با افزایش pH میزان جذب افزایش می یابد. شکل منحنی ها سیگموئیدی است، طوری که مشابه نتایج گزارش شده توسط سایر محققین می باشد.

نمودار ۱- اثر pH بر درصد عناصر جذب شده توسط بنتونیت فارس و بنتونیت مهریجان، الف) کادمیم، ب) سرب

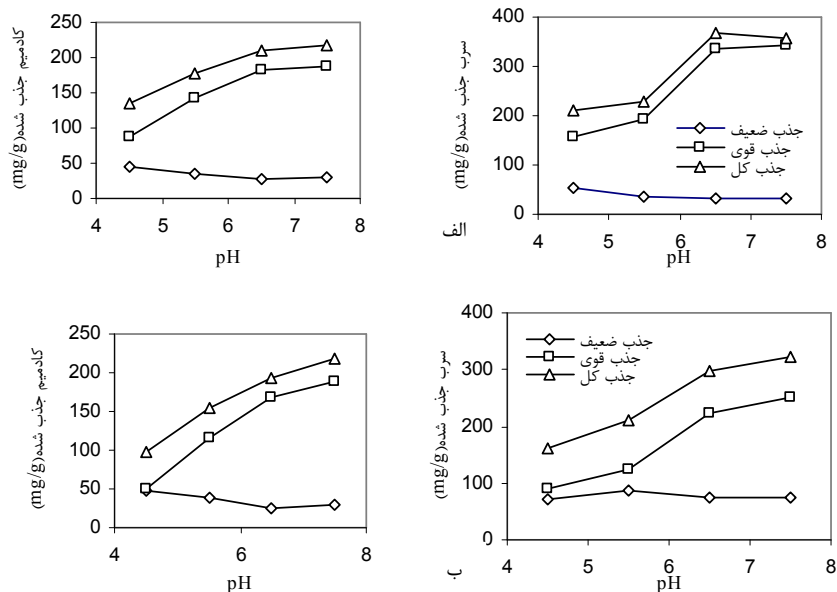


نمودار ۱- الف) اثر pH بر جذب کادمیم توسط بنتونیت در غلظت اولیه ۰/۰۵ میلی مولار را در نمونه های مورد آزمایش نشان می دهد. همانطور که در نمودار مشخص است با افزایش pH درصد جذب نیز افزایش می یابد طوری که در pH برابر ۴/۵ مقدار جذب ۶۵/۴۵ و ۳۶/۵۴ درصد است و از این pH بالاتر مقدار جذب افزایش می یابد، در pH برابر ۷/۵ درصد جذب به ترتیب در نمونه بنتونیت فارس و بنتونیت مهریجان حدود ۸۶/۲۱ و ۸۲/۸۶ درصد است. نمودار ب- درصد سرب جذب شده را توسط بنتونیت در غلظت اولیه ۰/۰۵ نشان می دهد. جذب در pH حدود ۴/۵ برابر ۵۶/۳۹ و ۴۲/۴۵ درصد به ترتیب در نمونه بنتونیت فارس و مهریجان است و جذب در pH برابر ۷/۵ حدود ۹۷/۴۲ و ۸۴/۱ درصد است. جذب در pH های پایین تحت تأثیر تبادل یونی است و تشکیل کمپلکس برون کره ای می دهند ولی در pH های بالا رسوب سطحی می باشد و تشکیل کمپلکس های درون کره ای می دهند.

جذب کادمیم و سرب توسط بنتونیت به فرم های جذب قوی و ضعیف است که در قسمت مواد و روش ها توضیح داده شد. نتایج در نمودارهای ۲- الف و ۲- ب نشان داده شده است. کل جذب و جذب قوی کادمیم و سرب با افزایش pH رنج pH مورد مطالعه افزایش یافته است و جذب ضعیف با افزایش PH کاهش یافته است. نسبت جذب قوی به جذب کل (SA/TA) با افزایش pH افزایش می یابد. این نسبت بستگی به نوع جاذب و فلز دارد. در مقایسه جذب کادمیم و سرب نمودارهای SA/TA نشان می دهد که به طور قابل ملاحظه جذب سرب نسبت به جذب کادمیم بالاتر است.

با توجه به نتایج به دست آمده در این تحقیق، پیشنهاد می شود که از این نوع بنتونیت طبیعی که به فراوانی در کشور ما وجود دارد در حذف فلزات سنگین استفاده شود.

نمودار ۲- مقدار جذب کل، جذب قوی و جذب ضعیف به عنوان تابعی از pH در غلظت اولیه ۰/۰۵ میلی مولار سرب (الف) بنتونیت فارس، (ب) بنتونیت مهریجان



منابع

- [۱] مجللی ح. ۱۳۶۶. شیمی خاک، چاپ اول، مرکز نشر دانشگاهی دانشگاه تهران، ۳۴۱ ص
- [2] Bradl, H.B., 2004. Adsorption of metal ions on soils and soils constituents, Journal of colloid and interface science, 277:1-18
- [3] Saha, U.K., Taniguchi, S. and Sakurai, K., 2001. Adsorption behavior of cadmium, zinc and lead on Hydroxyaluminum-Hydroxyaluminosilicate- montmorillonite complexes. Soil Science Society American Journal, 65:694-703
- [4] Silverira, M.L.A., Alleoni, L.R.F. and Guilherme, L.R.G., 2003. Biosolids and heavy metals in soils. Scientia Agricola, 60:793-806.
- [5] Tiller, K.G., Gerth, J. and Brummer, G., 1984. The sorption of Cd, Zn and Ni by soil Clay fractions procedures for partition of bound forms and their interpretation, Geoderma, 34: 1-1
- [6] Vegal.J.L., Ayala,J. and Garcia Iglesias, J., Bentonites as adsorbents of heavy metals ions from mine waste
- [7]leachates: Experimental data, 9th international mine water congress, 603-609

زیست ردیابی (BIOMONITORING) آلودگی خاک و هوای شهر کرج

*علی غلامی^۱ و عباس هانی^۲

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران ^۲ عضو هیأت علمی دانشگاه آزاد اسلامی واحد ساوه و دانشجوی دکتری خاکشناسی

مقدمه

آلودگی یکی از معضلات زیانباری است که عمده‌تاً در جریان بهره‌برداری از منابع طبیعی و استفاده از سوخت‌های فسیلی به محیط زیست وارد می‌گردد. این پدیده با صنعتی شدن و نوگرایی جوامع شدت بیشتری یافته است. یکی از جدیدترین راه‌های مطمئن جهت دسترسی به تعیین مقدار و نوع بسیاری از آلاینده‌های محیطی استفاده از زیست ردیابی طبیعی است [3]، [6]. زیست ردیابی با گیاهان روشی کم هزینه و با ارزش جهت بررسی تاثیر آلاینده‌های مختلف هوا و به طور کلی محیط می‌باشد. [2] [1] هدف از اجرای این طرح بررسی شدت آلودگی هوا و خاک به برخی از فلزات سنگین مانند (Cd، Mn، Fe، Pb) در مناطق پر ترافیک، صنعتی شهر و حاشیه شهر کرج با استفاده از درخت زبان گنجشک به عنوان یک گیاه زیست ردیاب غیر فعال انجام شد.

مواد و روشها

این تحقیق در چهار سایت واقع در شهرستان کرج و حومه آن برای بررسی نوع و غلظت آلاینده‌های خاک و هوا بشرح ذیل اجرا شد: ۱- کم ترافیک (بلوار عظیمیه)، ۲- محل پر ترافیک شهر کرج (بلوار طالقانی)، ۳- منطقه صنعتی (شهرک صنعتی هشتگرد)، ۴- روستا (دارای ترافیک جزئی و به عنوان شاهد) - قریه نظرآباد. تعداد ۲۰ نمونه خاک از عمق صفر تا ۱۰ سانتی متری خاک سطحی مناطق چهارگانه با استفاده از اگر نمونه‌برداری خاک برداشته و به آزمایشگاه منتقل گردید. در آزمایشگاه، اسیدیته (pH) عصاره اشباع نمونه‌های خاک، کربن آلی و کربنات کلسیم خاک اندازه گیری شد. میزان فلزات سنگین نمونه‌های خاک با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه گیری گردید [4]. [5] درخت زبان گنجشک به عنوان یک زیست ردیاب غیر فعال انتخاب و نمونه برداری از برگ آن در ۲ نوبت (اواخر خرداد و شهریور) به روش زیر انجام گرفت: در هر سایت ۵ درخت به طور تصادفی انتخاب و نمونه برداری برگ از ارتفاع حدود یک متری سطح زمین در چهار سمت درخت انجام گردید. سپس نمونه‌های برداشت شده از چهار سمت هر درخت با هم مخلوط و به دو قسمت مساوی تقسیم گردید. یک قسمت شدیداً با آب مقطر شسته شد تا گرد و غبار و مواد نهشته شده روی برگ زوده شود و قسمت دیگر دست نخورده باقی ماند. این نمونه‌ها برای تجزیه‌های آزمایشگاهی و تعیین Cd، Mn، Pb، Fe در نظر گرفته شد. به منظور بررسی تفاوت معنی دار بین سایت‌های مورد بررسی از نظر فلزات سنگین از طرح کاملاً تصادفی نامتعادل استفاده شد. برای تعیین اهمیت شستشوی برگها، آزمون t جفت شده برای مقایسه محتوای فلزات سنگین گیاهان شسته شده و شسته نشده برای هر سایت به کار گرفته شد. تست (ANOVA) F برای مقایسه مکان‌های مختلف و مقایسه و میانگین مقدار فلزات سنگین در برگهای شسته شده و خاک استفاده گردید. برای تجزیه و تحلیل و پردازش داده‌ها از برنامه آماری SAS و MINITAB استفاده شد.

نتایج و بحث

مقایسه میانگین غلظت عناصر سنگین (میکروگرم در گرم) و برخی از خصوصیات دیگر در خاک مناطق مورد مطالعه

میانگین های هر ستون که دارای حرف مشترک هستند از نظر آماری در سطح ۱٪ معنی دار نمی باشند.

محل	Fe	Mn	Cd	Pb	pH	O.M %	CaCO ₃ %
بلوار عظیمیه	742/1A	192/1B	7/2AB	0/01B	7/51B	0/26C	46/5
بلوار طالقانی	1031/7A	329/1AB	7/9AB	25/4A	7/49B	0/6A	41/4
شهرک صنعتی	1009/7A	281/3A	9/1A	10/75B	7/63A	0/62A	50/2
نظرآباد	688/1A	141/2A	6/25B	0/01B	7/54B	0/51B	23/9

محل	Fe	Mn	Cd	Pb
بلوار عظیمیه	448/9B	135/2A	4/88A	0/000
بلوار طالقانی	623/8AB	168/1A	4/95A	0/000
شهرک صنعتی مشترک	861/1A	182/1A	5/1A	0/000
نظرآباد	407B	109/88A	5/1A	
خرداد	567/24A	190/1A	4/99A	
شهریور	601/2A	163/20A	4/14A	
شمن	405/11B	174/2A	3/68B	
عدم شمن	759/1A	176/0A	5/81A	

میانگین های هر ستون که دارای حرف مشترک هستند از نظر آماری در سطح ۱٪ معنی دار نمی باشند

مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین اندازه گیری شده در برگهای زبان گنجشک

زمان نمونه برداری

تیمار

نتیجه گیری و پیشنهادات

نتایج نشان داد برگ درخت زبان گنجشک به عنوان یک زیست ردیاب آلودگی هوا مناطق آلوده به فلزات سنگین مانند Cd, Mn, Fe و Pb را ردیابی نموده و محلهای آلوده را از محلهای غیر آلوده تفکیک نماید. بنابراین برای ردیابی دقیق تر آلودگی هوا لازم است از پوست درختان نیز همانند برگ استفاده کرد. نظر به اینکه محتوای عناصر در بخشهای مختلف گیاه به طور قابل توجهی تفاوت دارد لذا پیشنهاد می شود علاوه بر برگ از پوست درخت نیز برای ردیابی فلزات سنگین موجود در هوا استفاده کرد، زیرا این دو بخش از گیاه مستقیماً در معرض هوا قرار دارند. غیر از زبان گنجشک که یک گیاه پهن برگ است ممکن است برخی از سوزنی برگها مانند کاج به سبب داشتن پوست کلفت و زیرتر ردیاب بهتری باشند که در این رابطه برای رسیدن به پاسخ نیاز به تحقیقات دامنه دار در آینده خواهد بود.

منابع

- [1] CELIK, A., ASLIHAN, A. 2004. Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using Robinia pseudo acaciaL. Volume 31, Issue 1.p:105 – 112 .
- [2] MONACI, F., BARGALI, R. 2000. Biomonitoringof airborne metals in urban environments:New trace of vehicle emission in place of lead, Environ. Pollut.(107) 321- 327.
- [3]MULGREW, A., WILLIAMS, P. 2004. Biomonitoring of air quality using plants. Air Hygiene report no 10.P:1-100.
- [4] PYDTT, F.B. 1999. Comparison of foliar and bioaccumulation of heavy metals by Corsican pines in the mount Olympus area of Cyprus, Ecotoxicol. Environ. p:57- 61.
- [5] SOON, Y.K., ABOUD, S. 1993. Cadmium, chromium, lead and Nickel. Soil sampling and Method of Analysis. Lewis publishers. p: 103 – 107.
- [6] SOYLAK, M., DOGAN, M. 2000. Lead concentration of dust sample from Nigde city Turkey, Fresenius Environ. Bull.9 . p: 36 – 40.

تاثیر اکسایش گوگرد در افزایش قابلیت استفاده کادمیم عصاره گیری شده بوسیله DTPA در خاک های آهکی

علی کسرائیان^{۱۷}، نجفعلی کریمیان^{۱۸} و منوچهر وثوقی^{۱۹}

مقدمه

امروزه استفاده از گوگرد در خاک های آهکی برای افزایش قابلیت استفاده عناصر کم مصرف و پر مصرف توصیه می شود. افزودن گوگرد و اکسایش آن در خاکهای آهکی سبب افزایش قابلیت استفاده فسفر، آهن، روی و منگنز شده و بالطبع بر روی رشد گیاهان در این مناطق نیز اثر خواهد داشت. کارائی کم کودهای فسفر در خاک های آهکی را می توان با افزودن گوگرد و اکسایش آن در خاک افزایش می یابد. اکسایش گوگرد فرآیندی بیولوژیکی است که تحت تاثیر عوامل مختلفی از جمله اندازه ذرات و وجود باکتری های اکسید کننده گوگرد و شرایط محیطی مناسب قرار گرفته بطوری که این عوامل سرعت اکسایش گوگرد در خاک را تعیین می کند.

از طرف دیگر آلودگی محیط زیست با فلزات سنگین از جمله کادمیم با توجه به اثرات سمی این عنصر بر موجودات زنده مورد توجه زیادی قرار گرفته است. اصولاً کادمیم به روش های مختلفی به خاک ها اضافه می شود که از مهمترین منابع تامین آن در زمین های کشاورزی کودهای فسفره می باشد. کودهای معدنی فسفره حاوی مقادیر متفاوتی از کادمیم است که بتدریج سبب تجمع این عنصر در خاک می شود. کادمیم اضافه شده به خاک در شکلهای تبادل، محلول، پیوند یافته با مواد آلی و کربناتی در خاک نگهداری می شود. در خاک های آهکی شکل کربناتی مهمترین شکل نگهداری کادمیم بوده بطوری که ۷۰٪ از کادمیم خاک در این شکل نگهداری می شود. از آنجا که ترکیبات کربناتی براحتی توسط اسید سولفوریک حل می شود بنابراین افزودن گوگرد و اکسایش آن در خاک ها که برای افزایش قابلیت استفاده عناصر غذایی صورت می گیرد بنظر می رسد که بتواند بر قابلیت استفاده این عنصر همراه با سایر عناصر دیگر نیز اثر داشته و این عنصر را مهیای ورود به چرخه مواد غذایی کند.

مواد و روش ها

این آزمایش به صورت طرح پلات خرد شده در دو خاک آهکی در چهار سطح معادل صفر، ۲، ۴ و ۶ تن در هکتار گوگرد با چهار تکرار در گلخانه پیاده گردید. قبل از آزمایش ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک ها اندازه گیری و کمبود مواد غذایی بصورت نمک های مختلف این عناصر به خاک ها افزوده شد. مقدار کادمیم افزوده شده به خاک ۴۰ میلی گرم در کیلوگرم بوده و تیمارهای گوگردی با افزودن گوگرد کاملاً پودر شده در مقادیر معادل ۲، ۴ و ۶ تن در هکتار که با باکتری های تیوباسیلوس تلقیح شده بود تهیه گردید. این تیمارها برای مدت دو ماه در شرایط بهینه خوابانده شد و بعد از این مدت مقدار سولفات در عصاره اشباع و بعد از عصاره گیری با DTPA مقدار کادمیم توسط دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد. در انتها نتایج از نظر آماری تجزیه و تحلیل گردید.

بحث و نتیجه گیری

همانطور که در جدول ۱ مشاهده می شود افزایش گوگرد سبب افزایش قابلیت استفاده کادمیم در خاک ها شده ولی این افزایش از نظر آماری در سطح ۵٪ معنی دار نمی باشد. همچنین افزودن گوگرد در تیمارهای مختلف سبب افزایش مقدار سولفات در عصاره اشباع خاک شده که این تفاوت ها از نظر آماری در سطح ۵٪ معنی دار بوده و با افزایش مقدار

^{۱۷} - عضو هیات علمی دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی شیراز

^{۱۸} - عضو هیات علمی و استاد دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز

^{۱۹} - عضو هیات علمی و استاد دانشگاه صنعتی شریف

گوگرد، میزان سولفات در عصاره نیز افزایش پیدا کرده است. با توجه به جدول ۱ همانطور که مشاهده می گردد مقدار اکسایش گوگرد به رغم شرایط بهینه فراهم شده در گلخانه و در طی دو ماه خوابانیدن بسیار کمتر از مقدار قابل انتظار می باشد. اکسایش گوگرد فرآیندی بیولوژیکی است و هر عاملی که بر فعالیت موجودات اثر بگذارد می تواند آنرا نیز تحت تاثیر قرار دهد. بنظر می رسد که آلودگی خاک های با ۴۰ میلی گرم در کیلوگرم کادمیم بنظر می رسد که عامل اصلی اکسایش ناقص گوگرد در این خاک ها بوده باشد. کادمیم افزوده شده به خاک سبب شده که فعالیت موجودات زنده خاک و بالطبع اکسید کننده های گوگرد کاهش یابد. بنابراین بنظر می رسد که به رغم اثر اکسایش گوگرد بر افزایش قابلیت استفاده کادمیم اکسایش بیولوژیکی گوگرد نیز خود تحت تاثیر سمیت کادمیم قرار می گیرد.

تیمارها	صفر	۲ تن	۴ تن	۶ تن
تغییرات سولفات (mg/l) محلول خاک	۲۴/۱۲C	۲۸/۵۰B	۳۲/۶۲A	۳۴/۶۲A
سولفات افزوده شده قابل انتظار (mg/kg) خاک*	----	۶۱/۲۲	۱۲۲/۴۵	۱۸۳/۶۷
سولفاتی که در عمل افزوده شده (%)	----	۳/۵۷	۳/۴۷	۲/۸۵
تغییرات کادمیم (mg/kg)	۱۹/۹۱A	۲۰/۴۳A	۲۱/۳۰A	۲۰/۵۵A
تغییرات کادمیم نسبت به شاهد (%)	۲/۶	۲/۶	۶/۹۷	۳/۲

جدول ۱- تغییرات سولفات و کادمیم محلول خاک

* میزان سولفات در محلول خاک در صورتی که کل گوگرد افزوده شده اکسید گردد

بعضی از منابع مورد استفاده:

- ۱- بشارتی حسین، کاظم خاوری، محمد جعفر ملکوتی. ۱۳۷۹. نقش باکتری های تیوباسیلوس در افزایش جذب عناصر غذایی در خاک های آهکی. موسسه تحقیقات خاک و آب- وزارت کشاورزی، نشریه فنی ۱۷۶
- 2- Jauert, P., T.E. Schumacher, A. Boe and R.N. Reese. 2002. Rhizosphere acidification and cadmium uptake by strawberry clover. J. Environ. Qual. 31: 627-633.
- 3- Maftoun, M., F. Rassooli, Z. Ali Nejad, and N. Karimian. 2004. Cadmium sorption behavior in some highly calcareous soils of Iran. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 35:1271-1282.
- 4- Sameni, A. M., A. Kasraian. 2004. Effect of agricultural sulfur on characteristics of different calcareous soils from dry regions of iran. i. Disintegration rate of agricultural sulfur and its effect on chemical properties of the soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 35: 1219-1234

تاثیر رطوبت بر معدنی شدن فسفر آلی، در یک خاک تیمار شده با کود مرغی

علی محوچی^۱، علی اکبر صفری سنجانی^۲دانشجوی کارشناسی ارشد^۱ و دانشیار^۲ گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان

مقدمه

فسفر یکی از عناصر مهم و پر نیاز برای گیاه است. نزدیک ۲۰ تا ۷۰ درصد از کل فسفر خاک به ریخت آلی است که پس از معدنی شدن در تغذیه گیاه نقش ویژه ای دارد. پایین بودن فراهمی فسفر در خاک برای گیاه شاید مهمترین فاکتور کاهنده رشد گیاهان در بسیاری از اکوسیستم‌های خاکی باشد [۲]. از آنجایی که فسفر توسط گیاه به ریخت ارتوفسفات ($H_2PO_4^-$ و HPO_4^{2-}) از محلول خاک جذب می شود، فسفر ترکیب های آلی، برای فراهم شدن بایستی معدنی شوند [۳]. رطوبت خاک، یکی از عوامل موثر در معدنی شدن فسفر آلی است. در رطوبت بهینه خاک، فعالیت ریزجانداران بالا رفته و میزان معدنی شدن لفزایش می یابد [۴]. معمولاً افزایش در فسفر معدنی، با کاهش در فسفر آلی و فسفر بیومس همراه است. کودهای دامی دارای عناصر مورد نیاز گیاه بوده که با معدنی شدن آنها، این عناصر برای گیاه فراهم می شوند. هدف از این پژوهش، بررسی روند دگرگونی فسفر بیومس و آلی یک خاک تیمار شده با کود مرغی در رطوبت های گوناگون بوده است.

مواد و روشها

در این پژوهش کود مرغی تازه، از مرغداری های خانگی از مزرعه دستجرد دانشگاه بوعلی سینا، گردآوری و به میزان ۲۰ گرم بر کیلوگرم به یک خاک با ۳/۵۵ درصد آهک، ۲/۱۴ درصد کربن آلی و بافت لومی شنی افزوده شد. برای بررسی تاثیر رطوبت بر معدنی شدن فسفر زیتوده و آلی، خاک تیمار شده در دمای ثابت ۲۸ درجه سانتی گراد در دو رطوبت ثابت گنجایش زراعی (۰/۳ بار، FC) و نقطه پژمردگی (۱۵ بار، PWP) نگهداری و در روزهای صفر، ۱۰، ۲۰ و ۴۰، ۶۰ و ۹۰ میزان فسفر آلی به روش باومن (۱۹۸۹) [۵] و فسفر فراهم به روش اولسن (۱۹۵۰) [۶] اندازه گیری شد. همچنین ویژگی های شیمیایی و بیولوژیک خاک، پیش و پس از تیمار با کود مرغی اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

ویژگی های شیمیایی خاک، پیش و پس از تیمار با کود مرغی بدین گونه بود که میانگین پ-هاش خاک از ۷/۹۵ به ۷/۶۷، میانگین هدایت هیدرولیکی از ۱۴۲ به ۳۷۷ میکروموم برسانتی متر، میانگین درصد کربن آلی از ۲/۱۳ به ۲/۸۳ درصد و میانگین فسفر کل خاک از ۲۰۳۱ به ۲۳۱۳ میلی گرم بر کیلو گرم رسید. آشکار است که تیمار خاک با کود مرغی مایه افزایش هدایت هیدرولیکی، کربن آلی و فسفر کل و کاهش پ-هاش خاک شده است. جدول تجزیه واریانس داده ها، نشان داد که رطوبت، زمان و اثر متقابل زمان و رطوبت، بر میزان فسفر فراهم (اولسن) و آلی خاک، پیامد چشمگیری دارد (جدول ۱). داده های این پژوهش نشان داد که در همه زمان های اندازه گیری میزان فسفر فراهم در رطوبت FC بیشتر از رطوبت PWP بود (شکل ۱). ناهمبندی فسفر فراهم خاک های نگهداری شده در رطوبت های FC و PWP با گذشت زمان، بیشتر شد. این یافته شاید وابسته به کارکرد بهتر ریزجانداران در رطوبت FC و معدنی شدن بیشتر فسفر آلی کود در این رطوبت باشد [۷].

فسفر فراهم خاک تیمار شده با کود مرغی در هر دو رطوبت از روز نخست آزمایش تا ۱۰ روز افزایش و سپس تا روز ۲۰ کاهش و دوباره تا پایان آزمایش افزایش یافت (شکل ۱)

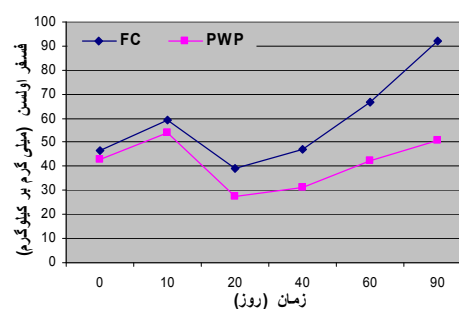
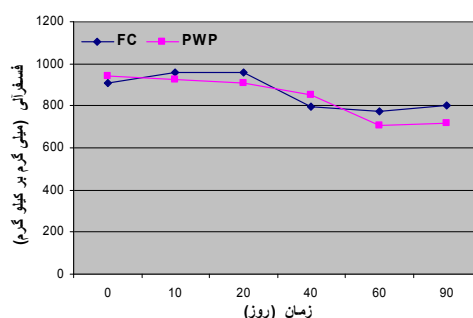
جدول ۱- جدول تجزیه واریانس فسفر فراهم و آلی خاک تیمار شده با کود مرغی در رطوبت ها و زمان های گوناگون

df	میانگین مربعات فسفر اولسن	میانگین مربعات فسفر آلی
۱	۲۶۸۵/۱۹***	۵۷۰۸/۲۱***
۵	۱۱۳۳/۶۴***	۵۰۱۰۶/۹۴***
۵	۲۹۳/۹۷***	۴۸۵۱/۲۴***

افزایش فسفر فراهم در روزهای نخست شاید وابسته به شکوفایی ریزجانداران خاک و حل شدن آن باشد. افزایش ریزجانداران و در پی آن جذب و بیجنبش شدن فسفر در باخته های آنها می تواند به کاهش فسفر فراهم تا روز ۲۰ آزمایش بیانجامد. پس از کاهش مواد آلی ساده و دشواری خاک برای زندگی ریزجانداران مرگ برخی از آنها آغاز شده و کانی شدن فسفر آلی دوباره افزایش می یابد [۱].

فسفر فراهم همبستگی مثبتی با زمان در هر دو تیمار رطوبتی داشت در حالی که فسفر آلی با زمان دارای یک همبستگی منفی و معنی دار است. این یافته، با گزارش مجید و نیلسن (۱۹۹۲) همخوانی دارد [۸].

بررسی روند دگرگونی فسفر آلی خاک نشان داد که با گذشت ۱۰ تا ۲۰ روز از آغاز آزمایش در رطوبت FC افزایش یافته و سپس کاهش یافته است ولی کاهش فسفر آلی خاک در رطوبت PWP در زمان آزمایش پیوسته است. افزایش فسفر آلی خاک شاید وابسته به شکوفایی بهتر ریزجانداران خاک در رطوبت FC در برابر رطوبت PWP باشد. فسفر آلی خاک در هر دو رطوبت پس از ۹۰ روز کمی افزایش یافته که یافته را چن (۲۰۰۳) نیز گزارش کرده است.



شکل ۱- روند دگرگونی فسفر فراهم (اولسن) و آلی خاک تیمار شده با کود مرغی در رطوبت های FC و PWP

منابع:

[1] صفری سنجانی، علی اکبر. ۱۳۸۲. بیوشیمی و بیولوژی خاک. انتشارات دانشگاه بو علی همدان، ۴۵۱ صفحه.

[2] Attiwill, P.M., 1980. Nutrient cycling in a Eucalyptus obliqua(L'Herit.) forest. IV. Nutrient uptake and nutrient return.

Australian Journal of Botany 28, 199±222.

[3] McGill WB, Cole CV (1981) Comparative aspects of cycling of organic C, N, S and P through soil organic matter. Geoderma 26:267-286

-
- [4] Chen, C.R., Condron, L.M., Davis, M.R., 2003. Seasonal changes in soil phosphorus and associated microbial properties under adjacent grassland and forest in New Zealand. *Forest Ecology & Management* 177(2003) 539- 557.
- [5] Olsen, S.R., Cole, C.V., Watanabe, F.S., Dean, L.A. 1950. Estimation of available Phosphorus in Soil by extraction with Sodium bicarbonate . USDA.Circ.939.U.S.GOV.Print office , Washington ,Dc.
- [6] Bowman, R.A. 1989. A Sequential Extraction procedures with concentrated sulfuric acid and dilute base for soil organic phosphorus . *Soil Science Society of America Journal* 53: 366-382.
- [7] Grier, P.F., Comerford, N.B., 1997. Phosphorus mineralization kinetics and response of microbial phosphorus to drying and rewetting in a Florida spodosol. *Soil Biology and Biochemistry* Vol,30, No,10, pp1323-1331.
- [8] Magid, J., Nielsen, N.E., 1992. Seasonal variation in organic and inorganic phosphorus fractions of temperate-climate sandy soils. *Plant and Soil* 144,155–165.

مطالعه منحنیهای کمیت به شدت (Q/I) پتاسیم در برخی از خاکهای تحت کشت نیشکر اراضی جنوب اهواز

سارا پورکیهان^۱، سیروس جعفری^۲، علی شینی دشتگل^۳

^۱ کارشناس مؤسسه تحقیقات و آموزش توسعه نیشکر و صنایع جانبی خوزستان، ^۲ استادیار دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین خوزستان و مشاور مؤسسه تحقیقات و آموزش توسعه نیشکر و صنایع جانبی خوزستان، ^۳ سرپرست اداره آب و خاک مؤسسه تحقیقات و آموزش توسعه نیشکر و صنایع جانبی خوزستان.

مقدمه

پتاسیم به عنوان یکی از عناصر غذایی ضروری برای رشد گیاهان بوده و در خاک به شکل‌های محلول، تبادل، تثبیت شده و ساختمانی وجود دارد (۳ و ۴). درک وضعیت حاصلخیزی خاکهای کشاورزی جهت اطمینان از تأمین پتاسیم مورد نیاز گیاه، امری ضروری به نظر می‌رسد. در سالهای اخیر، تلاشی برای پیدا کردن روشهای مناسب برای ارزیابی نیاز گیاه به کود پتاسه در خاکهای حاوی کانیهای میکایی بعمل آمده که از جمله میتوان به روش استفاده از روابط تعادلی پتاسیم با مجموع کلسیم و منیزیم اشاره کرد (۲). در حقیقت میزان جذب این یون بوسیله گیاه را هم با در نظر گرفتن اثر مقدار موجود آن در محیط یعنی شدت و هم با توانایی خاک برای ثابت نگه داشتن غلظت یعنی ظرفیت می‌سنجند (۱). بدلیل همبستگی ضعیف بین پتاسیم اندازه‌گیری شده با استات آمونیوم و عکس العمل گیاه به کودهای پتاسه در این خاکها (۳) که ناشی از وجود مواضع اختصاصی پتاسیم در کانیهای میکایی و حبس پتاسیم در این مواضع است، میتوان بجای آن از روش منحنی‌های کمیت به شدت (Q/I) پتاسیم که روش مناسب تری جهت ارزیابی نیاز گیاه به کود پتاسه است، استفاده کرد (۱). با استفاده از این منحنی‌ها، میتوان پتاسیم به آسانی قابل تبادل، نسبت فعالیت پتاسیم در حال تعادل (AR^0)، پتاسیم به سختی قابل تبادل و ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم خاک (PBC^K) را بدست آورد (۵). ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم خاک سنجشی از قدرت و توانایی خاک در حفظ و نگهداری شدت پتاسیم در خاک است که هر چه بیشتر باشد، توانایی خاک برای تأمین پتاسیم قابل استفاده بیشتر است (۵). هدف از این تحقیق، بررسی و تعیین منحنیهای کمیت به شدت پتاسیم در تعدادی از خاکهای تحت کشت نیشکر و تعیین توانایی خاک در تأمین نیاز پتاسیمی گیاه می‌باشد.

مواد و روشها

به منظور انجام این مطالعه، از مزارع کشت نیشکر در کشت و صنعت امیرکبیر تعداد ۱۴ نمونه خاک از عمق ۷۰-۱۰ سانتی متری که عمق فعال ریشه گیاه نیشکر است، نمونه برداری شد. نمونه‌ها پس از خشک شدن در هوای آزاد، از الک دو میلی متری عبور داده شدند و آزمایشهای معمول فیزیکی و شیمیایی بر روی آنها انجام شد. در ابتدا ۲۵ میلی لیتر محلول ۰/۰۰۲ مولار کلسیم که غلظت پتاسیم در آنها به ترتیب ۰، ۰/۱، ۰/۲، ۰/۴، ۰/۸، ۱/۴، ۲/۴ و ۳/۲ میلی مولار بود، به نمونه‌های دو گرمی خاک در دو تکرار اضافه و به مدت ۲ ساعت در دمای آزمایشگاه تکان داده شدند. سپس با استفاده از سانتریفوژ در ۳۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۵ دقیقه، عصاره‌های لازم جمع‌آوری شدند. پس از آن هدایت الکتریکی (EC) با استفاده از دستگاه شوری سنج مدل WTW، غلظت منیزیم و کلسیم با روش تیتراسیون کمپلکسومتری با EDTA و غلظت پتاسیم عصاره‌ها با دستگاه فلیم فتومتر اندازه‌گیری شد. تغییر در پتاسیم تبدیلی از تفاوت غلظت پتاسیم در محلول اولیه و محلول تعادلی بدست آمد. برای محاسبه نسبت فعالیت پتاسیم، ابتدا EC محلولها اندازه‌گیری و سپس قدرت یونی آنها از فرمول تجربی $EC = 0.13I$ محاسبه شد. سپس ضرایب فعالیت یون با استفاده از معادله دیویس محاسبه و از ضرب کردن ضریب فعالیت در غلظت یون، فعالیت آن محاسبه گردید. با رسم

منحنی مقدار پتاسیم جذب یا آزاد شده در مقابل نسبت فعالیت پتاسیم پارامترهای کمیت به شدت هر خاک تعیین گردید.

بحث و نتیجه گیری

در این بررسی نسبت فعالیت پتاسیم در حال تعادل که معرف شدت پتاسیم در خاک است از ۰/۸۰۰۸ تا ۲/۴۹۸۷ با میانگین $(\text{mmol/l})^{1/2}$ ۲/۱۴۵۸ متغیر بود. مقدار ظرفیت بافری بالقوه پتاسیم خاکها از ۰/۱۰۲۲ تا ۰/۲۳۲۶ متغیر بود و میانگین آن $(\text{mmol/l})^{1/2} / (\text{meq/100gr})$ ۰/۲۰۹۵ شد. نتایج جدول ۱ نشان می دهد که با وجود سالهای مختلف بهره برداری ضرایب و شیب معادله منحنیهای Q/I تغییرات چندانی ندارد. علت این امر ممکن است به ذخیره زیاد پتاسیم خاکهای این منطقه مربوط شود. نتایج کانی شناسی خاکهای منطقه مذکور نشان می دهد که رس های گروه ایلیت در بین کانیهای رس خاک غالب بوده و ذخیره پتاسیم این خاکها به این دلیل زیاد می باشد که با وجود کشت های متوالی نیشکر با مصرف زیاد پتاسیم تغییرات قابل توجهی را در این خصوص از خاکها ایجاد ننموده است.

جدول ۱: معادله و ضرایب مربوط به منحنی های Q/I برای خاکهای با سابقه کشت مختلف.

کد مزرعه	قدمت کشت(سال)	معادله Q/I	شیب خط PBC(meq/100gr) / $(\text{mmol/l})^{1/2}$	Δk_0 (meq/100gr)	AR0 (mmol/l) ^{1/2}
6--9	10	$y = 0.2128x - 0.4449$	0.2128	-0.4449	2.0907
10--31	7	$y = 0.2326x - 0.512$	0.2326	-0.5120	2.2012
10--8	9	$y = 0.2243x - 0.5208$	0.2243	-0.5208	2.3219
13--14	2	$y = 0.1548x - 0.3477$	0.1548	-0.3477	2.2461
5--10	10	$y = 0.2213x - 0.488$	0.2213	-0.4880	2.2052
11--7	9	$y = 0.2273x - 0.4641$	0.2273	-0.4641	2.0418
810	2	$y = 0.1883x - 0.4705$	0.1883	-0.4705	2.4987
2--8	10	$y = 0.1787x - 0.3791$	0.1787	-0.3791	2.1214
14--20	3	$y = 0.1022x - 0.2141$	0.1022	-0.2141	2.0949
5--8	10	$y = 0.2062x - 0.4218$	0.2022	-0.4218	2.0861
12--16	3	$y = 0.2293x - 0.5171$	0.2293	-0.5171	2.2551
13--13	2	$y = 0.1914x - 0.3789$	0.1814	-0.3789	2.0888
16--26	9	$y = 0.2865x - 0.5696$	0.2865	-0.5696	1.9881
6--2	10	$y = 0.2926x - 0.5264$	0.2926	-0.5269	1.8008

منابع:

- ۱) بیستانی، ع. ۱۳۸۱. تاثیر کود پتاسیمی بر قابلیت جذب و تثبیت پتاسیم در خاکهای زیر کشت نیشکر خوزستان. پایان نامه کارشناسی ارشد، گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه تهران، تهران.
- 2) Becket, P.H.T.1964a.Studies on soil potassium.II:The Immediate Q/I relation of labile potassium in the soil.J.Soil Sci.15: 9-23.
- 3) Fanning, D.S. , V.Z. Kerrandis, and M.A.E1-Deskoy.1995.Micas.P. 551-634.In: Dixon J.B.and S.B. Weed Minerals in soil environments.Second edition . Soil Sci.America.Madison.WI.
- 4) Martin, W.H.and D.L.Sparks.1985. On the behavior of no exchangeable potassium in soil.Common soil sci. plant Anal.16:137-162.
- 5) Sparks, D.L. and W.C. Liebhardt.1981. Effect of long term lime and potassium application on quantity-Intensity relationships in sandy soil. Soil Sci. Soc. Am.J.45:786-790.

ارزیابی توزیع مکانی کادمیوم در برخی از خاکهای زراعی و جنگلی گیلان

علیرضا نوروزی^۱ شعله قطب رزمجو^۲ امیر حسین چرخابی^۳

^۱کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۳استادیار و عضو هیات علمی پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری

مقدمه

با توسعه فناوری‌های جدید، امروزه نقش انسان در تغییرات بیوسفر بسیار بارزتر شده و اثراتش بر بیوسفر بسیار پیچیده و گسترده شده است. خاک به عنوان بخش مهمی از اکوسیستم بشر در این روند دستخوش فرسایش شدید و آلودگیهای گوناگونی شده است. خاک علاوه بر اینکه منبع ژئوشیمیایی عناصر سنگین بوده، به عنوان بافر طبیعی و کنترل کننده انتقال این عناصر به اتمسفر، هیدروسفر و بیوتا نیز عمل می‌کند. کادمیوم عنصر شیمیایی است که در جدول تناوبی با نشان Cd و عدد اتمی ۴۸ نشان شده است. کادمیوم از معدود عناصری است که هیچگونه نقش ساختاری در بدن انسان ندارد. این عنصر و ترکیبات محلول آن حتی در مقادیر بسیار کم نیز سمی هستند. حلالیت کادمیوم وابسته به اسیدیته بوده بطوریکه در اسیدیته‌های بالاتر از ۷/۵ حلالیت آن کاهش یافته و در کنترل کانی CdCO_3 می‌باشند. اما در خاکهای اسیدی مواد آلی و اکسیدهای فلزی حلالیت کادمیوم در محلول خاک را کنترل می‌کنند و به طور قابل توجهی غلظت کادمیوم در ریشه گیاه را کاهش می‌دهند [۵]. در تحقیق انجام شده توسط رجایی و کریمیان مشخص شد که در خاک دارای بافت لومی شنی نسبت به خاک لوم رسی مقادیر بیشتری از کادمیوم به شکل محلول و تبادلی در آمده‌اند. [۱]. مقدار کادمیوم در کودهای فسفاته تری

کلسیم فسفات ۱ تا ۲ میلی‌گرم در کیلوگرم است و برای سوپر فسفات بین ۵۰ تا

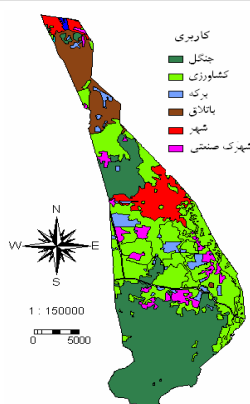
۱۷۰ میلی‌گرم در کیلوگرم متغیر است. مطالعات چرخابی و همکاران بر روی رودخانه سیاهرود نشان می‌دهد که کاربری‌های کشاورزی در حوضه عامل اصلی آلودگی آب رودخانه از نظر کادمیوم بوده است [۳]. بیشتر کادمیوم خاک به فرم قابل تبادل در خاک نگهداری می‌شود. بنابراین، براحتی این بخش توسط گیاه قابل دسترس می‌باشد.

مواد و روشها

حوضه آبریز سیاهرود که به عنوان بخشی از حوضه بزرگ مرداب انزلی به شمار می‌رود به مساحت ۳۸۸ کیلومتر مربع بوده که ۹۷۱۷ هکتار آن را اراضی جنگلی تشکیل می‌دهند. شهرهای رشت، انزلی و سنگر نیز در این حوضه قرار گرفته‌اند. متوسط دما و بارندگی در حوضه به ترتیب ۱۶ درجه سانتی گراد و ۱۳۵۰ میلی متر است. پس از بازدیدهای میدانی ۱۹ نقطه جهت نمونه برداری انتخاب و در هر نقطه به صورت ترکیبی از سه عمق ۱۰-، ۲۰- و ۳۰- سانتیمتری با استفاده از آگر دستی نمونه‌ها به صورت ترکیبی برداشته شدند. برای درصد رس از روش هیدرومتر، مقدار اسیدیته با استفاده از دستگاه اسیدیته سنج و برای تعیین میزان غلظت کادمیوم قابل جذب در خاک از روش عصاره گیری با DTPA استفاده شد [۲].

آنالیزهای آماری بر روی داده‌های بدست آمده با استفاده از نرم افزار SPSS انجام شد و نقشه‌های زمین آماری در محیطهای نرم‌افزاری GS+ 5.01 و ILWIS 3.2 تهیه شد.

شکل ۱. نقشه کاربری در حوضه سیاهرود در گیلان.



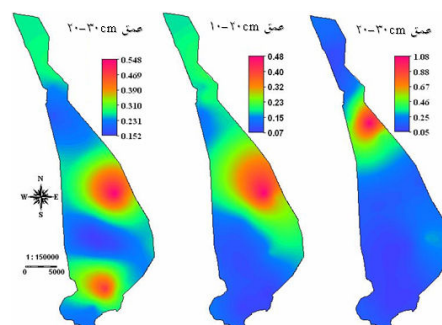
نتایج و بحث

بررسی خواص فیزیکوشیمیایی در سه عمق خاکهای سطحی با کاربری‌های جنگل و کشاورزی در حوضه سیاهرود نشان داد که تغییرات عمده در خواص فیزیکوشیمیایی در افت شدید درصد ماده آلی و نیز میزان رس است. این اختلاف در میزان ماده آلی و رس خاکها تفاوت‌های قابل چشمگیری در میزان خصوصیات دفعی و جذبی برای عناصر سنگین از جمله کادمیوم ایجاد خواهد کرد. این نتیجه با مشاهدات مشابه که در اثر تغییرات کاربری از جنگل به کشاورزی در سایر مناطق دنیا نیز رخ داده همخوانی دارد. علت تغییرات و افت شدید ماده آلی خاک در اثر تغییر شرایط ترمودینامیکی حاصل بر اکوسیستم خاک می‌باشد که در جهت تخریب اراضی به علت کاهش

جدول (۱). میانگین مقادیر پارامترهای فیزیکوشیمیایی و غلظت کادمیوم در خاکهای حوضه سیاهرود در سه عمق در کاربری‌های کشاورزی و جنگل.

کاربری	عمق (cm)	pH	Clay (%)	O.M. (%)	Cd (ppm)
کشاورزی	0-10	7.30	37.09	2.86	0.20
	Std.	0.21	10.34	1.07	0.05
	10-20	7.36	39.73	2.02	0.17
	Std.	0.24	11.46	0.95	0.07
	20-30	7.39	42.84	1.26	0.28
	Std.	0.23	13.55	0.69	0.46
	0-10	7.18	38.20	5.09	0.28
	Std.	0.11	8.90	3.93	0.37
	10-20	7.26	45.56	1.83	0.07
	Std.	0.23	8.63	0.93	0.05
جنگل	20-30	7.24	52.32	1.02	0.04
	Std.	0.17	13.29	0.65	0.03

ماده آلی می‌باشد. بطور کلی با افزایش عمق میزان رس افزایش داشته و خاکهای جنگلی بافت سنگین تری نسبت به خاکهای کشاورزی دارند. به عبارتی سبکتر بودن خاک در کاربری کشاورزی باعث شده که انتقال کادمیوم به اعماق پائین تر آسان تر صورت گیرد. غلظت کادمیوم در کاربری کشاورزی به تدریج با عمق کاهش یافته و سپس در عمق ۲۰-۳۰ سانتیمتری دوباره افزایش می‌یابد. لذا، در عمق سوم شاهد تجمع نسبی کادمیوم در خاک با کاربری زراعی هستیم. در صورتی که این روند در اراضی جنگلی مشاهده نمی‌شود و با افزایش عمق، غلظت کادمیوم به تدریج کاهش می‌یابد. این احتمال وجود دارد که کادمیوم پس از اضافه شدن در اراضی کشاورزی با مواد کلونیدی آلی و معدنی خاک و یا اکسیدهای آهن و آلومینیم دومینهای



شکل (۲). توزیع مکانی غلظت کادمیوم خاک در حوضه سیاهرود گیلان

پیچیده ای تشکیل داده و بدینوسیله به عمقهای پائینتر خاک در اراضی کشاورزی انتقال یافته باشد. در شکل ۲ توزیع مکانی غلظت کادمیوم در خاک در حوضه سیاهرود به تفکیک عمق آورده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود غلظت کادمیوم در بخشهای میانی حوضه که دارای تمرکز کاربری کشاورزی است بیشترین مقدار کادمیوم را نشان می‌دهد. در قسمت‌های جنوبی حوضه که کاربری جنگل کابری غالب است بطور کلی تجمع کادمیوم کمتری دیده می‌شود. مقایسه آماری میانگینها از نظر کادمیوم برای کاربری کشاورزی و جنگل نشان داد که از نظر کادمیوم تفاوت معنی‌داری داشته‌اند. ولی بطور کلی، خاک‌ها در کاربری جنگل کمترین مقدار کادمیوم را داشته و نتایج نشان دادند که خاک‌های اراضی کشاورزی با بارگذاری کادمیوم مواجه شده و این تغییرات باید تحت مدیریت و پایش دقیق قرار گیرند.

قدردانی

این پروژه بخشی از طرح ملی "پژوهش و ارزیابی آلودگی منابع آب و خاک در حوضه‌های آبخیز کشور" بوده و حمایت مالی آن توسط مرکز تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری انجام گردیده که به خاطر حمایت‌های مالی و فنی قدردانی می‌گردد.

منابع

- [۱] ارجایی، مجید، کریمیان، نجفعلی، ۱۳۸۵. اثر کادمیم اضافه شده و زمان خواباندن بر شکل‌های شیمیایی کادمیوم، رشد و ترکیب شیمیایی اسفناج در دو بافت خاک. مقالات همایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار، آبانماه، کرج.
- [۲] علی حیائی، مریم، بهبهایی زاده، علی اصغر (۱۳۷۲). "شرح روشهای تجزیه شیمیایی خاک"، وزارت کشاورزی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، موسسه تحقیقات خاک و آب، نشریه شماره ۸۹۳.
- [3] Charkhabi, A. H., M. Sakizadeh, G. Rafiee. 2005. Seasonal Fluctuation in Heavy Metal Pollution in Iran's Siahroud River A Preliminary Study. *ESPR – Environ Sci & Pollut Res* 2005. (OnlineFirst):1 – 7.
- [4] Pouyat, R., Yesilonis, I., Russell-Anelli, Neerchal, N. K., 2007. Soil Chemical and Physical Properties That Differentiate Urban Land-Use and Cover Types, Published in *Soil Sci Soc Am J* 71:1010-1019.
- [5] Pinto A.P., A.M. Mota, A. de Varennes, F.C. Pinto. 2004. Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants. *Science of the Total Environment*. 326. 239–247.

اثر کاربرد کود گاوی، کمپوست زباله شهری و کلرید کادمیوم بر غلظت کادمیوم در شبدر

معصومه شریفی^۱، مجید افیونی^۲ و امیر حسین خوشگفتار منش^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استاد و ^۳ استاد یارگروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

امروزه به دلیل رشد سریع جمعیت و تولید هرچه بیشتر مواد زاید آلی و به دنبال آن افزایش تقاضای محصولات کشاورزی، مصرف کود های آلی نظیر کمپوست، لجن فاضلاب و کود گاوی بسیار مورد توجه قرار گرفته است. بقایای آلی می توانند بخشی از نیاز گیاهان به عناصر غذایی را مرتفع نموده و به عنوان یک کود کامل مورد استفاده قرار گیرند اما استفاده از این بقایا می تواند باعث تجمع عناصر سنگین خطرناک مانند سرب، کادمیوم و جیوه در خاک شود. از بین فلزات سنگین کادمیوم می تواند در سطح زیاد به گیاه انتقال پیدا کرده و این عامل باعث شده خطر حضور کادمیوم در زنجیره ی غذایی انسان و حیوان بیشتر شود [۱]. غلظت کل کادمیوم در خاکهای غیر آلوده ۰/۵ میلی گرم بر کیلوگرم است، این غلظت در اثر کاربرد کودهای فسفاته، علف کشها، پسماندهای شهری و صنعتی افزایش یافته است. که پیامد آن احتمال بروز مسمومیت در انسان و ابتلا به بیماری های کلیوی، افزایش فشار خون و بیماریهای مزمن ریوی می باشد. آثار منفی این عنصر بر متابولیسم گیاه، سلامتی انسان و حیوانات سبب شده است که رفتار کادمیوم در محیط و جنبه های سلامتی مرتبط با آن مورد توجه قرار گیرد [۲]. هدف از انجام تحقیق حاضر مطالعه اثر کاربرد کمپوست زباله شهری، کود گاوی و نمک معدنی کلرید کادمیوم بر غلظت کادمیوم در اندام هوایی شبدر بود.

مواد و روشها

ابتدا یک نمونه خاک سطحی (۰-۲۵ سانتیمتری) با بافت سیلتی کلی لوم که از نظر رده بندی هاپلو آرجیدز (Fine loamy, mixed, thermic, Typic Haplargids) بود، از مزرعه لورک در اطراف اصفهان تهیه شده و به گلخانه های تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان انتقال داده شد. یک نمونه کمپوست زباله شهری اصفهان و یک نمونه کود گاوی پوسیده تهیه گردید. کمپوست و کود گاوی یکبار به نسبت ۲۵ تن در هکتار و بار دیگر به نسبت ۲۵ تن در هکتار با غلظت ۵ mg/kg کادمیوم و ۲۵ تن در هکتار با غلظت ۱۰ mg/kg کادمیوم با خاک مخلوط شده اند. همچنین کادمیوم معدنی (کلرید کادمیوم) در دو سطح ۵ mg/kg و ۱۰ mg/kg را جداگانه با خاک مخلوط نموده و یک نمونه از خاک بدون دریافت تیمار کودی و کلرید کادمیوم به عنوان شاهد در نظر گرفته شد. سپس برای هر گلدان سه کیلو گرم خاک توزین و ۱۰ عدد بذر شبدر رقم رهنان در هر گلدان کشت شد. نمونه برداری از گیاه شبدر ۲۴ روز بعد از کاشت انجام گرفت. نمونه های گیاهی پس از خشک شدن و آسیاب شدن برای تعیین غلظت کادمیوم به روش اکسایش تر (اسید نیتریک ۷۰٪، اسید کلرید ریک غلیظ و آب اکسیژنه ۳۰٪) هضم شدند. و در نهایت غلظت کادمیوم در عصاره گیاه توسط دستگاه جذب اتمی پراکین-المر ۳۰۳۰ اندازه گیری شد. این تحقیق در قالب طرح بلوکهای کاملا تصادفی در سه تکرار و سه تیمار انجام شد. تجزیه آماری داده های آزمایش با نرم افزار SAS انجام گرفت. و میانگین های پاسخ غلظت کادمیوم با آزمون LSD مقایسه شد.

نتایج و بحث

برخی ویژگی های کمپوست و کود گاوی مورد استفاده در جدول ۱ نشان داده شده است. نتایج این آزمایش نشان داد افزایش سطوح کلرید کادمیوم در تیمارهای مختلف موجب افزایش معنی دار غلظت کادمیوم در اندام هوایی شبدر شد. نتایج تحقیق وگلر و همکاران نیز نشان داد اضافه نمودن کلرید به خاک های تیمار شده با بقایای آلی، قابلیت دسترسی

کادمیوم برای گیاه را افزایش داد [۳، ۴]. بیشترین غلظت کادمیوم در اندام هوایی شبدر ۵/۰۴ میلی گرم در کیلوگرم مربوط به سطح ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم کادمیوم، در خاک تیمار شده با نمک معدنی کادمیوم بود که با تیمار کمپوست در این سطح اختلاف معنی داری نداشت و ۴/۲ برابر میانگین غلظت کادمیوم در اندام هوایی شبدر در تیمار کودگاو در این سطح کادمیوم بوده که این اختلاف غلظت معنی دار شد (جدول ۲). در سطح ۵ میلی گرم در کیلوگرم کادمیوم نیز تیمارهای کمپوست و نمک معدنی کادمیوم اختلاف معنی داری از لحاظ غلظت کادمیوم گیاه نداشتند. اما غلظت کادمیوم در اندام هوایی شبدر با مصرف کودگاو اختلاف معنی داری با دو تیمار دیگر در این سطح کادمیوم داشت. با افزایش غلظت کادمیوم در خاک غلظت کادمیوم گیاه در تیمارهای مختلف بصورت خطی افزایش یافت. که این افزایش در خاک تیمار شده با نمک معدنی کادمیوم بیشتر بود.

جدول ۱- تعدادی از ویژگی‌های شیمیایی کمپوست و کودگاو مورد آزمایش

Co	Mn	Cu	Zn	Fe	Ni	Cr	Cd *	T.N	EC (dS/m)	O.M (%)	pH	کود های آلی
۳/۱	۹۰۰	۲۳۵	۳۸۱	۵۸۷۵	۲۲/۶	۱۰۹	۳	۱/۷۸	۱۵/۸	۴۷/۵۴	۷/۴۷	کمپوست
۵/۸	۱۱۵۰	۶۹	۱۹۳	۱۲۱۷۵	۳۵/۹	۴۰/۷	۲	۰/۹۴	۱۹/۸	۱۷/۳۹	۷/۶۸	کود گاوی

* غلظت کل فلزات mg/kg می باشد

جدول ۲- مقایسه‌ی میانگین‌های غلظت کادمیوم درماده‌ی خشک اندام هوایی گیاه شبدر (mg/kg)

تیمار	بدون افزایش غلظت Cd	با غلظت ۵mg Cd/kg	با غلظت ۱۰mg Cd/kg
خاک بدون تیمار کودی	N.D*	۲/۴۴	۵/۰۴
کمپوست	۱/۱	۲/۸۶	۴/۹۹
کود گاوی	۰/۰۵	۰/۵۲	۱/۱۸

LSD=1.1043 * کمتر از حد تشخیص دستگاه



شکل ۱: غلظت کادمیوم اندام هوایی شبدر تحت تاثیر مصرف کمپوست، کودگاو و کلرید کادمیوم در سطوح متفاوت کادمیوم

منابع

- [1] Chaney, R.L., and J.A. Ryan. 1994. Risk based standards for arsenic, lead and cadmium in urban soils. DECHEMA, Frankfurt, Germany.
- [2] Kabata- Pendias, A. and H. Pendias. 2000. Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed., CRC Press, Boca Raton, New York
- [3] Weggler-Beaton, K., M.J. McLaughlin, and R.D. Graham. 2000. Salinity increases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. Aust. J. Soil Res. 38:37-45.
- [4] Weggler, K., M.J. McLaughlin, and R.D. Graham. 2004. Effect of chloride in soil solution on the plant availability of biosolids-borne cadmium. J. Environ. Qual. 33:496-504.

گیاه پالایی آلاینده‌های نفتی و فلزات سنگین از خاک‌های اصلاح شده به روش پالایش

فیزیکی

علی اصغر بسالت پور، محمد علی حاج عباسی، وجیهه درستکار و غزال ترابی^۱

^۱ به ترتیب دانشجوی دکتری، دانشیار، دانشجویان کارشناسی ارشد و کارشناسی گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

حضور ترکیبات خطرناک نظیر آلاینده‌های نفتی و فلزات سنگین در خاک می‌تواند سبب بروز سمیت برای انسان و سایر موجودات زنده و نیز آلودگی آب‌های زیرزمینی شود، لذا باید به نحوی از محیط زیست حذف گردند (۱).

مواد و روش‌ها

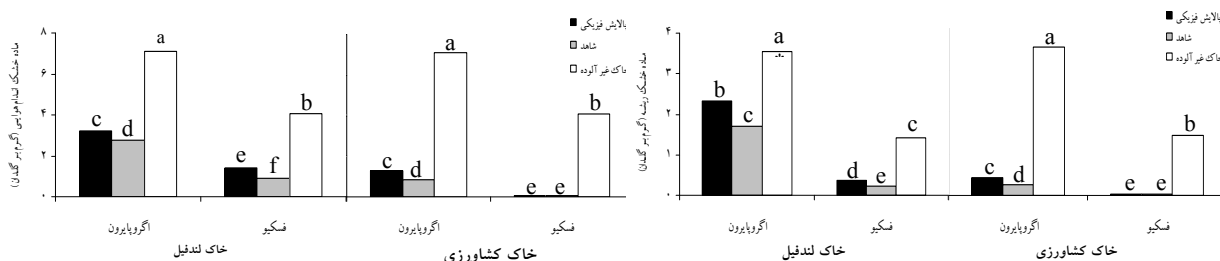
در این پژوهش امکان رشد و استقرار گیاهان فسکیو و اگروپایرون در دو خاک آلوده به ترکیبات نفتی مناطق اطراف پالایشگاه تهران (لندفیل پالایشگاه و اراضی کشاورزی) که پیش از آن تحت تیمار پالایش فیزیکی قرار گرفته بودند در مقایسه با تیمار شاهد (بدون عملیات پالایش فیزیکی) بررسی شد. همچنین میزان کاهش غلظت کل آلاینده‌های نفتی (TPHs) و برخی از فلزات سنگین نظیر مس، روی، منگنز، آهن، کادمیوم و نیکل در رایزوسفر این دو گیاه مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

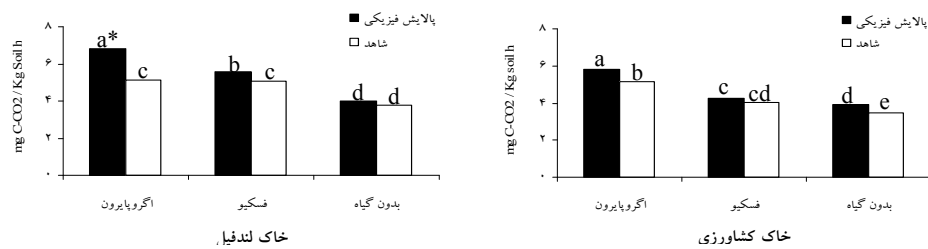
نتایج نشان داد که حضور آلاینده‌های نفتی در خاک در هر دو تیمار پالایش فیزیکی و شاهد موجب کاهش رشد و عملکرد ماده خشک گیاهان مورد مطالعه شد به شکلی که فسکیو قادر به مقاومت در برابر حضور آلاینده‌های نفتی در خاک کشاورزی در هر دو تیمار پالایش فیزیکی و شاهد نبود و خشک گردید (شکل ۱). میزان تنفس میکروبی در خاک لندفیل در رایزوسفر اگروپایرون و فسکیو در هر دو تیمار پالایش فیزیکی و شاهد بیشتر از خاک بدون گیاه بود (شکل ۲). همچنین فعالیت آنزیم اوره آز در رایزوسفر فسکیو و اگروپایرون، حدود ۴۷ درصد بیشتر از خاک آلوده بدون گیاه بود (شکل ۳). در تیمار پالایش فیزیکی در خاک لندفیل بیش از حدود ۲۰ و ۴۰ درصد از غلظت کل هیدروکربن-های نفتی به ترتیب در حضور فسکیو و اگروپایرون نسبت به خاک بدون گیاه کاسته شد. در خاک کشاورزی نیز اگروپایرون نقش مؤثرتری بر کاهش غلظت TPHs در تیمار پالایش فیزیکی نسبت به فسکیو داشت (شکل ۴). غلظت فلزات سنگین (مس، روی، منگنز، آهن و نیکل) در اندام هوایی هر دو گیاه به ویژه در تیمار پالایش فیزیکی بیشتر از ریشه بود اگرچه غلظت کادمیوم جذب شده توسط هر دو گیاه کمتر از حد حساسیت اندازه گیری دستگاه اتمیک بود (شکل ۵).

منابع

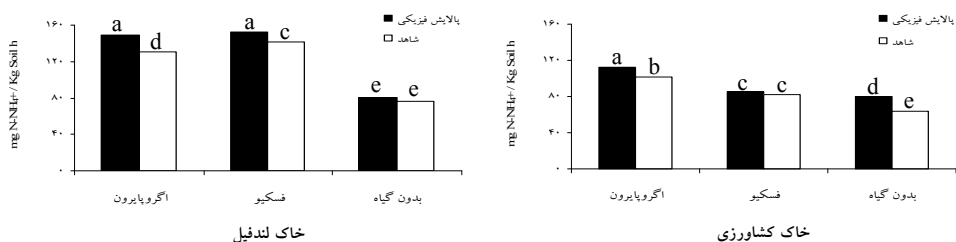
[1] Besalatpour, A. M.A. Hajabbasi, A.H. Khoshgoftarmansh and M. Afyuni. 2008. Germination and growth of selected plants in a petroleum contaminated calcareous soil. Soil and Sediment Contamination. 17 (6), 665 - 676.



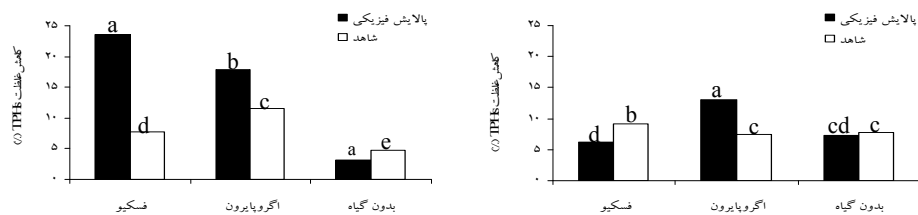
شکل ۱. مقایسه میانگین عملکرد ماده خشک اندام هوایی و ریشه اگروپایرون و فسکیو در تیمارهای مختلف



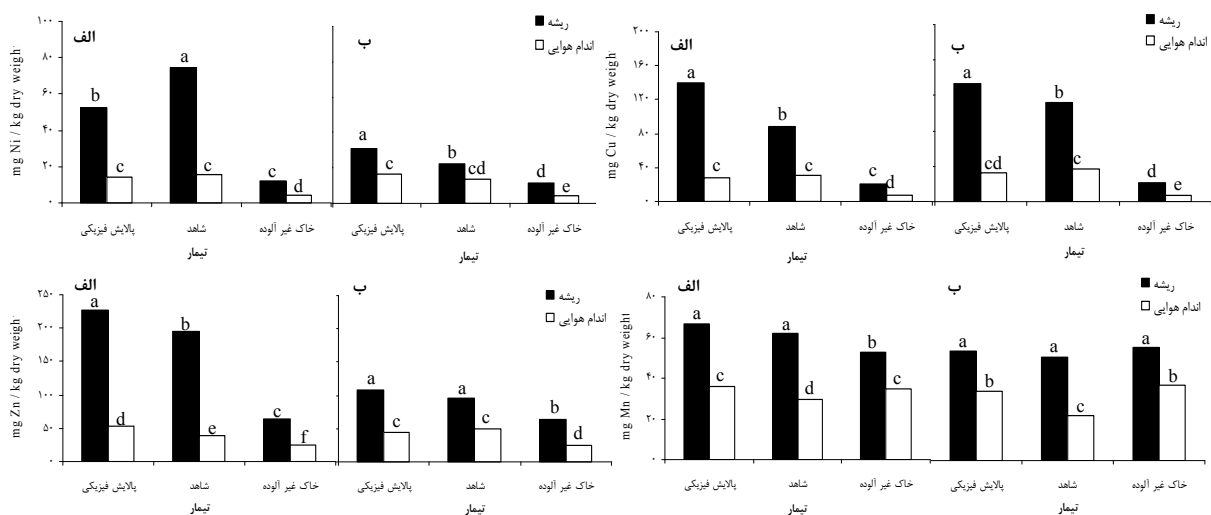
شکل ۲. میزان کربن تولید شده به صورت CO₂ طی فرآیند تنفس میکروبی در ریزوسفر گیاهان مورد مطالعه و شاهد (بدون گیاه) در تیمارهای مختلف



شکل ۳. میزان نیترژن تولید شده به شکل آمونیوم در اثر فعالیت آنزیم اوره آز در ریزوسفر گیاهان مورد مطالعه و خاک بدون گیاه در تیمارهای مختلف



شکل ۴. مقایسه میزان کاهش غلظت TPHs (درصد) در حضور گیاهان مختلف با خاک بدون گیاه در تیمارهای مختلف



شکل ۵. غلظت برخی از عناصر سنگین در ریشه و اندام هوایی آگروپاریون در خاک الف: لندفیل و ب: کشاورزی در تیمارهای مختلف * نمودارها با حروف مشابه فاقد تفاوت معنی دار آماری در سطح ۵ درصد آزمون LSD هستند.

انتخاب گیاه مناسب برای گیاه پالایی خاک‌های آلوده به نفت بر اساس الگوریتم ژنتیک

علی اصغر بسالت پور، محمد علی حاج‌عباسی، امیرحسین خوشگفتارمنش^۱ و وحید شیخ‌الاسلام^۲

^۱ به ترتیب دانشجوی دکتری، دانشیار و استادیار گروه علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

^۲ دانشیار گروه کنترل دانشکده برق دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

الگوریتم ژنتیک یک روش جستجوی مؤثر در فضاهای وسیع بر اساس ژن‌ها و کروموزوم‌ها می‌باشد که در نهایت منجر به جهت‌گیری به سمت یافتن بهینه‌ترین پاسخ از میان سایر پاسخ‌های ممکن می‌شود (1). از آنجا که تصمیم‌گیری جهت انتخاب گیاه مناسب برای فرآیند گیاه پالایی آلاینده‌های نفتی از خاک در کسب موفقیت یا عدم موفقیت این فرآیند نقش بسزایی دارد به نظر می‌رسد که الگوریتم‌های تکاملی نظیر الگوریتم ژنتیک بتوانند در راستای انجام یک انتخاب بهینه مؤثر واقع شوند (2).

مواد و روش‌ها

در این پژوهش انتخاب مناسب‌ترین گیاه و سطح مناسب اختلاط خاک آلوده به نفت با خاک غیر آلوده (سطوح ۱:۱ و ۱:۳، خاک آلوده: خاک غیر آلوده) برای گیاه‌پالایی آلاینده‌های نفتی از خاک به دو روش آمار کلاسیک و بهینه‌سازی به روش الگوریتم ژنتیک مقایسه شد. برای این منظور در بهینه‌سازی به روش الگوریتم ژنتیک از تابع هدف α برای انتخاب ۴ گیاه مناسب از میان هفت گیاه آفتابگردان، گلرنگ، شبدر، کلزا، پوکسنلیا، آگروپایرون و فسکیو با بیشترین درصد و سرعت جوانه زنی، بقاء رشد و بازده اقتصادی استفاده شد. برای انتخاب مناسب‌ترین گیاه و همچنین کشت همزمان دو گیاه در هر سطح آلودگی به صورت جداگانه نیز از تابع هدف β و به منظور تعیین گیاه و سطح آلودگی مناسب و کشت همزمان دو گیاه- سطح آلودگی مناسب نیز از تابع هدف γ استفاده گردید. در تجزیه آماری داده‌ها به روش آمار کلاسیک نیز از آزمایش کرب‌های خرد شده در قالب طرح پایه‌ای کاملاً تصادفی برای مطالعات جوانه‌زنی و رشد اولیه و از آزمایش فاکتوریل در قالب طرح آماری بلوک کاملاً تصادفی برای مطالعات نهایی گیاه‌پالایی استفاده شده است.

$$F_{obj} = 0.1G_R + 0.1G_P + 0.1D_{MY} + 0.3(S)^2 + 0.2E + 0.2(C_L)^2 \quad \text{تابع هدف } \alpha$$

$$F_{obj} = 0.2R_b + 0.1S_b + 0.3(Res)^2 + 0.4(TPH_R)^2 \quad \text{تابع هدف } \beta$$

$$F_{obj} = 0.2R_b + 0.1S_b + 0.1(Res)^2 + 0.4(TPH_R)^2 + 0.1(C_L)^2 \quad \text{تابع هدف } \gamma$$

در این توابع، G_R سرعت جوانه زنی بذر، G_P درصد جوانه زنی، D_{MY} عملکرد ماده خشک گیاهی در انتهای دوره مطالعات جوانه زنی و رشد اولیه، S قابلیت هر گیاه برای بقاء و ادامه رشد در سطوح مختلف آلودگی، E ارزش اقتصادی هر گیاه در واحد سطح، R_b عملکرد ماده خشک ریشه، S_b عملکرد ماده خشک اندام هوایی، Res تنفس میکروبی ریزجانداران خاک، TPH_R میزان کاهش غلظت آلاینده‌های نفتی در خاک و C_L سطح آلودگی می‌باشد.

نتایج و بحث

مقادیر میانگین ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در مطالعات جوانه زنی و رشد اولیه در جدول ۱ و میانگین ویژگی‌های اندازه‌گیری شده در مطالعات نهایی گیاه پالایی در جدول ۲ آمده است. نتایج حاصل از انتخاب گیاهان مناسب از میان هفت گیاه مورد بررسی بر اساس روش آمار کلاسیک نشان داد که در هر دو سطح آلودگی ۱:۱ و ۱:۳ گیاهان آگروپایرون، فسکیو و پوکسنلیا پاسخ بهینه از میان سایر انتخاب‌های ممکن بود. این درحالیست که در روش الگوریتم ژنتیک، انتخاب ۴ گیاه آگروپایرون، فسکیو، آفتابگردان و گلرنگ پاسخ بهینه بود. در مطالعات نهایی گیاه پالایی، آگروپایرون و فسکیو گیاهان مناسب جهت پالایش آلاینده‌های نفتی از خاک به روش آمار کلاسیک بودند. درحالیکه در

بهینه سازی به روش الگوریتم ژنتیک، اگروپایرون مناسب ترین گیاه و سطح آلودگی ۱:۱ مناسب ترین نسبت اختلاط برای کسب بیشترین احتمال موفقیت در پالایش آلاینده های نفتی از خاک به روش گیاه پالایی بود. همچنین کشت همزمان اگروپایرون- فسکیو در سطح آلودگی ۱:۱ به عنوان بهینه ترین پاسخ از میان سایر پاسخ های ممکن برای کشت همزمان دو گیاه و سطح آلودگی مناسب بود. بنابراین کشت همزمان اگروپایرون- فسکیو و نسبت اختلاط ۱:۱ خاک آلوده و خاک غیر آلوده برای گیاه پالایی آلاینده های نفتی موجود در منطقه مورد مطالعه توصیه می گردد.

منابع

[1] Back, T., 1996. Evolutionary Algorithms in Theory and Practice. Oxford University Press, Oxford, UK.

[2] Besalatpour, A., A.H. Khoshgoftarmansh, M.A. Hajabbasi, and M. Afyuni. 2008. Germination and growth of selected plants in a petroleum contaminated calcareous soil. Soil and Sediment Contamination. 17 (6), 665 - 676.

جدول ۱. نتایج مطالعات اولیه جوانه زنی و رشد گیاهان مورد مطالعه در خاک غیر آلوده، سطوح ۱:۱ و ۱:۳ (خاک آلوده : خاک غیر آلوده)

گیاه	آفتابگردان	گلرنگ	شبدر	کلزا	اگروپایرون	فسکیو	پوکستیا
خاک غیر آلوده							
سرعت جوانه زنی	۳/۴	۲/۷۱	۱۳/۷۶	۳/۲	۲/۲۱	۱/۲۳	۵/۰۴
درصد جوانه زنی	۸۹/۵	۸۶	۷۷/۶	۸۴/۵	۷۲/۷	۱۴/۴	۲۳/۵
عملکرد ماده خشک (mg/pot)	۲۸۷۵	۹۷۴	۴۳۷	۵۶۵	۱۲۲۱	۸۵۶	۶۴۱
سطح ۱:۱							
سرعت جوانه زنی	۳/۲۸	۲/۶۱	۱۳/۶۵	۲/۹۸	۲/۱۲	۰/۷۶	۳/۱۲
درصد جوانه زنی	۸۹/۱	۷۶	۶۹/۳	۷۳/۷	۶۸/۸	۲	۱۲/۹
عملکرد ماده خشک (mg/pot)	۲۱۲۱	۵۸۵	< ۵	< ۵	۹۳۱	۶۴۹	۵۸۹
سطح ۱:۳							
سرعت جوانه زنی	۳/۱۲	۲/۵۳	۱۳/۴۸	۲/۶۸	۱/۹۳	۰/۶۱	۲/۱۴
درصد جوانه زنی	۸۶/۵	۷۲/۷	۶۱/۳	۶۵	۶۳/۸	۰/۹	۶/۹
عملکرد ماده خشک (mg/pot)	۱۴۵۷	۲۶۴	< ۵	< ۵	۶۰۱	۲۳۸	۴۸۷

جدول ۲. نتایج مطالعات نهایی گیاه پالایی آلاینده های نفتی در حضور گیاهان مورد مطالعه در سطوح مختلف

گیاه	عملکرد ماده خشک ریشه (g/pot)	عملکرد ماده خشک اندام هوایی (g/pot)	تنفس میکروبی (Mg C-CO ₂ /kg soil h)	میزان کاهش TPHs (درصد)
خاک غیر آلوده				
فتابگردان	۲/۳	۷/۱	۰/۱	-
گلرنگ	۰/۲۳	۲/۲۷	۰/۰۲	-
فسکیو	۲/۰۳	۶/۶۸	۰/۳۳	-
گروپایرون	۱/۹۶	۷/۲۶	۰/۱۶	-
سطح ۱:۱				
فتابگردان	۱/۱	۴/۶	۰/۵۷	۱۴/۶۹
گلرنگ	۰/۱۱	۰/۸۴	۰/۱۵	۱۰/۹۷
فسکیو	۰/۸۵	۱/۸۹	۲/۷۷	۶۹/۸۲
گروپایرون	۱/۱۵	۴/۵۱	۲/۶۷	۷۰/۸۳
سطح ۱:۳				
فتابگردان	۰/۵	۱/۹	۰/۳۲	۱۲/۴۷
گلرنگ	۰/۰۱	۰/۰۴	۰/۱۲	۱۰/۱۹
فسکیو	۰/۶۲	۱/۳۱	۲/۷۲	۴۲/۳۲
گروپایرون	۰/۷۳	۲/۹۳	۳/۳۶	۴۴/۳۳

اثر اسید سیتریک بر فسفر بومی خاکها و فسفر افزوده شده به سه خاک آهکی

ابراهیم ادهمی^{۱*}، حمید رضا اولیایی^۱، رویا مولوی^۲

^۱استادیار گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه یاسوج، ^۲کارشناس ارشد خاکشناسی.

مقدمه

افزودن ماده آلی به خاک می‌تواند سرعت رسوب فسفر و خارج شدن آن از شکل قابل جذب گیاه را در خاک‌های آهکی کاهش دهد. دلگادو و همکاران [۱] مقادیر مختلف فسفر را به ۶ خاک آهکی افزودند و آنها را با اسید هیومیک-فلوئیک تیمار کردند. این محققین گزارش کردند که بازیابی فسفر افزوده شده به خاک از کمتر از ۱۵ درصد در تیمار بدون اسید هیومیک-فلوئیک تا بیشتر از ۴۰ درصد در حضور آن افزایش یافت. بازیابی فسفر به روش اولسن با افزایش زمان خوابانیدن کاهش یافت. این محققین بر این باور هستند که رسوب فسفات‌های کلسیم کم محلول مسئول اصلی کاهش بازیابی فسفر افزوده شده به خاک است. اینسکیپ و همکاران [۲] گزارش کردند که حضور فلوئیک، هیومیک و تانیک اسید سبب کاهش سرعت رسوب فسفر به صورت هیدروکسی آپاتیت می‌گردد. این اسیدها بر کریستال‌های مرکزی هیدروکسی آپاتیت برون جذبی شده و در نتیجه، مانع از رسوب فسفر و رشد این کریستال‌ها می‌گردد. حضور اسیدهای آلی با وزن مولکولی کم نظیر سیتریک و گالیک به اندازه حضور فلوئیک، هیومیک و تانیک اسید موثر نیست. هدف از تحقیق حاضر بررسی اثر سیتریک اسید بر قابلیت جذب فسفر بومی و فسفر افزوده شده به سه خاک آهکی از استان کهگیلویه و بویراحمد بود.

مواد و روشها

جهت انجام این تحقیق، از سه نمونه خاک آهکی از یاسوج (سپیدار، سروک و ده برآفتاب) استفاده شد. در خاک‌ها بافت به روش هیدرومتر ماده آلی به روش اکسیداسیون مرطوب، pH خمیر اشباع و فسفر قابل عصاره‌گیری به روش اولسن بر طبق روشهای استاندارد تعیین گردید. تیمارهای آزمایش شامل ترکیب فاکتوریل سه سطح فسفر (صفر، ۷۵ و ۱۰۰ میلی‌گرم فسفر در کیلوگرم خاک از منبع پتاسیم دی هیدروژن فسفات) و سه سطح اسید سیتریک (صفر، ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک) در سه تکرار بود. به ۲۰۰ گرم نمونه خاک در ظروف پلاستیکی تیمارهای آزمایش افزوده شد و در دمای آزمایشگاه و در حدود رطوبت ۲۰ درصد وزنی نگهداری شد. در زمان‌های ۳۰، ۶۰، ۹۰ و ۱۲۰ روز ۵ گرم از هر نمونه جهت اندازه‌گیری فسفر به روش اولسن برداشت شد. تجزیه و تحلیل آماری با نرم افزارهای MSTATC انجام شد.

نتایج و بحث

نتایج آنالیز واریانس اثر فسفر و اسید آلی در زمانهای مختلف بر خاکهای سری سپیدار، ده بر آفتاب و سروک نشاندهنده اثر متفاوت این تیمارها در زمانهای متفاوت بود. در خاک سری سپیدار در زمان یک ماه اسید سیتریک اثر معنی‌داری را بر بازیابی فسفر افزوده شده به خاک نشان داد. مقدار بازیابی فسفر از ۱۰۰ میلی‌گرم فسفر در کیلوگرم خاک در زمان یک ماه در عدم مصرف اسید سیتریک ۴۲ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود که با مصرف ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم فسفر در کیلوگرم خاک به ۷۰ و ۸۱ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک افزایش یافت. این روند با شدت کمتری در زمان دومه و سه ماه ادامه داشت و گذشت زمان موجب کاهش بازیابی فسفر به روش اولسن گردید و اثر اسید سیتریک نیز با گذشت زمان کاهش یافت بنحویکه مقدار بازیابی فسفر در تیمار ۱۰۰ میلی‌گرم فسفر در کیلوگرم خاک در زمان چهار ماه در عدم مصرف اسید سیتریک ۴۸ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک بود که با مصرف ۲۰۰ و ۴۰۰ میلی‌گرم اسید سیتریک به ۴۹ و ۴۴ میلی‌گرم در کیلوگرم خاک رسید که تفاوت معنی‌داری با عدم مصرف اسید

سیتریک نداشتند. چنین روندی برای خاکهای ده برآفتاب و سروک نیز مشاهده گردید. میانگین فسفر به روش اولسن در اکثر موارد با مصرف اسید سیتریک افزایش نشان داد (جدول ۱) و روند کاهش قابلیت جذب فسفر با گذشت زمان در اثر مصرف اسید سیتریک کاهش نشان داد، هرچند در زمان چهار ماه اثر اسید سیتریک کاهش یافته بود. استروم و همکاران [۴] گزارش کردند اسیدهای آلی استیک و اگزالیک در خاک پایداری کمی دارند و مورد تجزیه زیستی قرار گرفتند. پالومو و همکاران [۳] گزارش کردند که حضور آنیون سیترات بصورت سیترات پتاسیم یا اسید سیتریک سبب افزایش فسفر قابل جذب گیاه گردید هرچند اثر سیترات پتاسیم بر افزایش فسفر قابل جذب گیاه بیشتر بود. نتایج تحقیق حاضر نشان می‌دهد که حضور اسید سیتریک در خاک می‌تواند قابلیت جذب فسفر را افزایش دهد. چنین وضعیتی در ریزوسفر ریشه گیاهان زراعی و اکوسیستم‌های طبیعی و همچنین در اثر تجزیه ماده‌آلی خاک و بقایای گیاهی می‌تواند منجر به افزایش قابلیت جذب فسفر و کاهش تثبیت فسفر در خاکهای آهکی گردد.

جدول ۱- اثر اسید سیتریک بر فسفر اندازه‌گیری شده به روش اولسن در زمانهای مختلف (میانگین سطوح مختلف فسفر).

	سطوح اسید (میلی گرم در کیلوگرم)			سطوح اسید (میلی گرم در کیلوگرم)			
	۴۰۰۰	۲۰۰۰	۰	۴۰۰۰	۲۰۰۰	۰	
	دو ماه			یک ماه			خاک
	۴۷/۹۴	۴۶/۱۱	۳۲/۹۲	۵۳/۸۷	۴۷/۷۹	۳۴/۷۴	سپیدار
	۴۵/۲	۴۷/۳۴	۴۱/۱۷	۴۷/۸	۵۰/۵۱	۴۴/۴۵	ده برآفتاب
	۵۱/۵۳	۴۳/۲۷	۳۹/۶۳	۴۸/۱۶	۴۰/۹۳	۴۰/۴۶	سروک
	چهار ماه			سه ماه			
	۳۱/۱۱	۳۲/۴۸	۳۲/۹۴	۳۶/۳۲	۳۶/۴۷	۳۰/۰۷	سپیدار
	۴۶/۵۸	۴۷/۰۶	۴۰/۰۸	۶۶/۴۲	۵۸/۱۳	۴۲/۵۰	ده برآفتاب
	۴۷/۲۸	۴۸/۶۷	۳۹/۷۶	۵۰/۵۱	۴۴/۷۳	۳۸/۵۷	سروک

منابع:

- [1] Delgado, A., A. Madrid, S. Kassem, L. Andreu and M. Del C. Del Campillo. 2002. Phosphorus fertilizer recovery from calcareous soils amended with humic and fluvic acids. Plant Soil. 245: 277-286.
- [2] Inskip, W. P., J. C. Silvertooth. 1988. Inhibition of hydroxy apatite precipitation in the presence of fluvic, humic and tannic acids. Soil Sci. Soc. Am. J. 52: 941-946.
- [3] Palomo L., N. Claassen, D. L. Jones. 2006. Differential mobilization of P in the maize rhizosphere by citric acid and potassium citrate. Soil Biol. Biochem. 38: 683-692.
- [4] Strom L, A. G. Owen, D. L. Godbold, D. L. Jones. 2005. Organic acid behaviour in a calcareous soil implications for rhizosphere nutrient cycling. Soil Biol. Biochem. 37: 2046-2054.

اثر رژیم رطوبتی بر بازیابی فسفر افزوده شده به خاکهای آهکی در شکلهای مختلف فسفر معدنی و ارتباط آنها با خصوصیات خاکها

عبدالمجید رونقی^۱، ابراهیم ادهمی^{۲*}، حمید رضا اولیایی^۲

^۱دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز؛ ^۲استادیار گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه یاسوج.

مقدمه

بسیاری از ترکیباتی که در مراحل اولیه واکنش کودهای فسفوری در خاکهای آهکی تشکیل می‌شوند نیمه پایدار هستند و بتدریج به ترکیبات کم محلول تر فسفات تبدیل می‌شوند. در واکنش فسفات با کربنات کلسیم، دی کلسیم فسفات دی هیدرات اولین فاز تشکیل شده است که با گذشت زمان ممکن است به اکتا کلسیم فسفات تبدیل شده یا توسط اکتا کلسیم فسفات پوشیده شود [۲]. صمدی و جیلکس [۳] فسفر افزوده شده به خاک را پس از ۱۶۰ روز خوابانیدن در شکل‌های مختلف فسفر بصورت ۴۰ درصد $\text{Ca}_2\text{-P}$ ؛ ۱۶ درصد $\text{Ca}_8\text{-P}$ ؛ ۲۳ درصد Al-P ؛ ۱۳ درصد Fe-P ؛ ۳ درصد O-P ؛ و یک درصد $\text{Ca}_{10}\text{-P}$ گزارش کردند. سینگانیا و گواسمی [۴] گزارش کردند که تقریباً ۳۳ تا ۵۵ درصد از فسفر افزوده شده به خاک در شرایط غرقابی در شکل Fe-P و ۱۵/۷ تا ۲۹/۵ درصد به شکل Al-P یافت شد. هدف از تحقیق حاضر بررسی اثر رژیم رطوبتی بر تبدیل فسفر افزوده شده به خاکهای آهکی به شکلهای مختلف فسفر بود.

مواد و روشها

مطالعه حاضر بر روی ۲۰ نمونه خاک آهکی از نقاط مختلف استان فارس دارای محدوده وسیعی از خصوصیات مختلف فیزیکی و شیمیایی انجام شد. جهت بررسی بازیابی فسفر افزوده شده به خاک در شکلهای مختلف فسفر ۱۰۰ گرم از نمونه خاکها با تیمارهای صفر (شاهد) و ۳۰۰ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک تحت شرایط غرقابی و رطوبت وزنی ۲۰ درصد در دو تکرار در دمای آزمایشگاه خوابانیده شدند. مقدار رطوبت خاکها بصورت منظم جهت نگهداری آنها در شرایط رطوبتی مورد نظر تنظیم گردید. در زمانهای ۸۰ و ۱۶۰ روز پس از خوابانیدن عصاره‌گیری جزء به جزء فسفر به روش شرح داده توسط ادهمی و همکاران [۱] بر نمونه‌های یک گرمی از خاکهای خوابانیده شده انجام شد. بصورت خلاصه این روش شامل عصاره‌گیری متوالی با محلولهای بیکرنات سدیم ($\text{NaHCO}_3\text{-P}$)، استات آمونیوم (OAc-P)، کلرید منیزیم ($\text{MgCl}_2\text{-P}$)، آمونیوم فلوراید ($\text{NH}_4\text{F-P}$)، سدیم هیدروکسید-کربنات سدیم (HC-P)، سدیم سیترات-دی تیونات-بیکرنات (CBD-P) و اسید سولفوریک ($\text{H}_2\text{SO}_4\text{-P}$) است. مقدار بازیابی فسفر در شکلهای مختلف از تفاضل نمونه دارای فسفر و نمونه شاهد محاسبه گردید. نتایج حاصل توسط نرم افزارهای MSTATC و SPSS تجزیه آماری شدند.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که در هر دو زمان میانگین بازیابی فسفر به شکل $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ در شرایط غرقابی از رطوبت وزنی ۲۰ درصد کمتر بود. میانگین بازیابی فسفر در شکل $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ در رطوبت وزنی ۲۰ درصد در روزهای ۸۰ و ۱۶۰ به ترتیب ۴۹ و ۴۰ درصد بود که در حالت غرقابی به ۴۲ و ۳۱ درصد کاهش یافت (جدول ۱). در هر دو زمان همبستگی بالایی میان بازیابی فسفر در شکل $\text{NaHCO}_3\text{-P}$ و آهن عصاره‌گیری شده توسط سیترات سدیم (Fe_c)، محلول اسیدی اگزالات (Fe_o) و سیترات سدیم-اسکوربات (Fe_{Cas}) در هردو رژیم رطوبتی مشاهده شد. اثر رژیم رطوبتی بر بازیابی فسفر افزوده شده در شکل OAc-P در روز ۱۶۰ معنی‌دار بود. میانگین بازیابی فسفر در شکل OAc-P در روز ۱۶۰، ۸۷ میلی گرم بود که در حالت غرقابی به ۵۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک کاهش یافت

(جدول ۱). در تحقیق حاضر بازیابی فسفر در شکل OAc-P در روز ۸۰ در شرایط غرقابی به صورت منفی با Fe_0 ، Fe_C و Fe_{CaS} وابسته بود. در روز ۱۶۰ نیز نتایج مشابهی مشاهده شد. در رطوبت وزنی ۲۰ درصد بازیابی فسفر در شکل OAc-P در روز ۸۰ با Fe_0 و کربنات کلسیم فعال (ACCE) ارتباط منفی معنی داری را نشان داد. نتایج نشان داد که در اکثر موارد اثر تیمارهای آزمایش (خاک، رژیم رطوبتی و برهمکنش آنان) بر بازیابی فسفر در شکل $MgCl_2$ -P معنی دار نبود. میانگین بازیابی NH_4F -P در روزهای ۸۰ و ۱۶۰ روز در رطوبت وزنی ۲۰ درصد به ترتیب ۲۲ و ۲۷ بود که در شرایط غرقابی به ۲۹ و ۴۵ میلی گرم در کیلوگرم خاک افزایش یافت. در روز ۱۶۰ در تمامی خاکها افزایش قابل ملاحظه‌ای در این شکل فسفر در شرایط غرقابی نسبت به رژیم رطوبتی دیگر مشاهده شد. نتایج آزمون همبستگی نشان داد که بازیابی فسفر در شکل NH_4F -P در هردو رژیم رطوبتی با Fe_0 ، Fe_C و Fe_{CaS} همبستگی معنی دار دارد. فسفر عصاره‌گیری شده توسط $NaOH$ - Na_2CO_3 (HC-P) به فسفاتهای آهن نسبت داده شده است. تقریباً در تمام خاکها بازیابی فسفر در شکل HC-P در حالت غرقابی بیشتر از دیگر رژیم رطوبتی بود. میانگین بازیابی فسفر در رطوبت ۲۰ درصد وزنی در شکل HC-P در روزهای ۸۰ و ۱۶۰ به ترتیب ۱۲ و ۱۲ میلی گرم در کیلوگرم خاک بود که در حالت غرقابی به ۱۶ و ۲۴ رسید. نتایج آزمون همبستگی نشان داد که ترکیبات آهن آزاد (Fe_0 ، Fe_C و Fe_{CaS}) شاخص خوبی جهت پیش‌بینی تغییرات بازیابی فسفر در شکل HC-P می‌باشند. بازیابی فسفر در شکل CBD-P در روز ۸۰ و ۱۶۰ در رطوبت وزنی ۲۰ درصد به ترتیب ۶ و ۱۳ میلی گرم و در شرایط غرقابی به ترتیب ۱۵ و ۲۰ میلی گرم در کیلوگرم خاک بود (جدول ۱). بازیابی فسفر در این شکل همبستگی معنی داری با خصوصیات خاک در رطوبت وزنی ۲۰ درصد نشان نداد. بازیابی فسفر در این شکل در شرایط غرقابی همبستگی مثبت و معنی داری با آهن قابل عصاره‌گیری توسط سترات (Fe_C)، آلومینیوم قابل عصاره‌گیری توسط سترات دی‌تیونات-بیکربنات (Al_d) و منگنز قابل عصاره‌گیری توسط هیدروکسیل آمین-هیدروکلرید (Mn_H) نشان داد در حالی که با سیلت درشت (CSilt) همبستگی منفی داشت. در روز ۸۰ و ۱۶۰ بصورت میانگین به ترتیب ۱۲ و ۱۷ میلی گرم از فسفر افزوده شده به خاک در رطوبت وزنی ۲۰ درصد وزنی و ۱۴ و ۲۸ میلی گرم فسفر در کیلوگرم خاک در شرایط غرقابی در شکل H_2SO_4 -P یافت شد (جدول ۱).

جدول ۱- محدوده بازیابی فسفر افزوده شده به خاک در شکل‌های مختلف فسفر معدنی.

H_2SO_4 -P		CBD-P		HC-P		NH_4F -P		$MgCl_2$ -P		NH_4OAc -P		$NaHCO_3$ -P	
WL	FC	WL	FC	WL	FC	WL	FC	WL	FC	WL	FC	WL	FC
روز ۸۰													
۰	۰	۰	۰	۰	۰	۱۰	۸	۰	۰	۳۵	۴۸	۷۳	۹۸
۱۴	۱۲	۱۵	۶	۱۶	۱۲	۲۹	۲۳	۱۱	۱۰	۷۶	۷۷	۱۲۷	۱۴۵
۴۸	۵۰	۴۳	۲۰	۶۱	۴۱	۶۲	۵۶	۳۲	۲۷	۱۳۳	۱۳۸	۱۸۵	۲۰۲
۱۴	۱۶	۱۳	۷	۱۵	۱۱	۱۴	۱۰	۸	۵	۲۱	۲۱	۳۴	۳۰
روز ۱۶۰													
۰	۰	۰	۰	۱	۰	۱۵	۲	۰	۰	۰	۴۹	۴۷	۷۲
۲۸	۱۷	۲۰	۱۳	۲۴	۱۲	۴۵	۲۷	۱۵	۱۲	۵۲	۸۷	۹۲	۱۲۰
۶۹	۵۵	۵۴	۲۹	۶۳	۳۹	۷۶	۶۰	۳۵	۲۵	۹۰	۱۱۷	۱۴۴	۱۵۱
۱۸	۱۶	۱۷	۱۰	۱۹	۱۰	۱۷	۱۳	۱۰	۶	۲۴	۲۱	۲۸	۱۹

منابع:

- [1] Adhami E, M. Maftoun, A. Ronaghi, N. Karimian, J. Yasrebi, M.T. Assad. 2006. Inorganic phosphorus fractionation of highly calcareous soils of Iran. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 37: 1877–1888.
- [2] Freeman, J. S., and D. L. Rowell. 1981. The adsorption and precipitation of phosphate onto calcite. *J. Soil. Sci.* 32: 75-84.
- [3] Samadi, A., and R. J. Gilkes. 1999. Phosphorus transformation and their relationships with calcareous soil properties of Southern Western Australia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 809-815.
- [4] Singhania, R. A., and N. N. Goswami. 1978. Transformation of applied phosphorus under simulated conditions of growing rice and wheat in a sequence. *J. Indian Soc. Soil Sci.* 26: 193-197.

بررسی اثر کاربرد سرباره و لجن کنورتور فولادسازی به عنوان مواد اصلاح کننده و کود بر

روی یک خاک اسیدی در شرایط مزرعه‌ای

سیده فاطمه کیانی جمالی و اکبر فرقانی

کارشناس ارشد و استادیار خاک‌شناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان

مقدمه

سرباره یک فرآورده تولید فولاد است و لجن کنورتور هم در مرحله اکسیداسیون کربن، از چدن مذاب بدست می‌آید [۶]. این مواد علاوه بر خاصیت قلیایی دارای عناصر غذایی مختلف می‌باشد و طبق تحقیقات انجام شده در برخی از کشورها، استفاده از این ضایعات، باعث اصلاح خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شده و بر قدرت باروری خاک می‌افزاید [۴]. آگوتینبو و همکاران در تحقیقی با مقایسه چهار ماده آهکی روی خاک‌های اسیدی جنوب نیجریه، گزارش دادند که استفاده از سرباره در مقایسه با مواد آهکی مرسوم، باعث افزایش pH و فسفر قابل جذب و کاهش آلومینیم خاک می‌شود. همچنین استفاده از سرباره باعث افزایش جذب کلسیم، منیزیم و پتاسیم و مقدار ماده خشک گیاهی شده و در مجموع موجب بهبود جذب عناصر غذایی بوسیله گیاهان می‌شود [۳]. هدف از تحقیق حاضر، استفاده از سرباره و لجن کنورتور به عنوان مواد اصلاح کننده خاک اسیدی و همچنین یک منبع کودی روی گیاه چای می‌باشد.

مواد و روشها

برای بررسی اثر اصلاح کنندگی و کودی سرباره و لجن کنورتور روی خاک اسیدی، یک آزمایش مزرعه ای با بافت لومی شنی روی گیاه چای در ایستگاه تحقیقات چای فشالم فومن گیلان انجام شد. این تحقیق با ۶ تیمار شامل: ۰/۵ و ۱ درصد سرباره (S_1 و S_2)، ۰/۵ و ۱ درصد لجن کنورتور (L_1 و L_2)، ۰/۵ درصد سرباره + ۰/۵ درصد لجن کنورتور (S_1L_1) در واحد وزن خاک خشک و تیمار شاهد (B)، در ۳ تکرار بر روی پلات‌هایی با مساحت ۴۰ متر مربع در قالب طرح کاملاً تصادفی اجرا گردید. تیمارهای سرباره و لجن کنورتور در ابتدای فصل بهار تا عمق ۱۵ سانتیمتری با خاک مخلوط شدند. نمونه برداری خاک در ۵ مرحله، به فواصل زمانی ۲، ۳/۵، ۵، ۶/۵ و ۸ ماه بعد از اعمال تیمارها، از عمق ۰-۱۵ سانتیمتری صورت گرفت. در نمونه های خاک، pH، آلومینیم، کلسیم، منیزیم و فسفر خاک تعیین شد. نمونه های برگ سبز چای شامل یک غنچه و سه برگ در سه چین بهاره، تابستانه و پاییزه برگ‌چینی شدند و پس از تعیین وزن خشک چای، غلظت عناصر فسفر، کلسیم، منیزیم و آلومینیم موجود در گیاه اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه خاک نشان داد که تمام تیمارهای سرباره و لجن کنورتور، باعث افزایش معنی دار pH خاک نسبت به تیمار شاهد شدند. با افزایش مقدار کاربرد سرباره و لجن کنورتور، pH خاک افزایش بیشتری را نشان داد. معادلات رگرسیون خطی محاسبه شده نیز نشان داد که تأثیر کاربرد این مواد و تغییرات pH خاک در سطح یک درصد معنی دار بوده و R_2 مدل ۰/۸۶ و ۰/۷۸ به ترتیب برای سرباره و لجن کنورتور محاسبه شد. تیمارهای سرباره در مقایسه با تیمارهای لجن کنورتور به علت دارا بودن اکسید کلسیم بالاتر و همچنین pH بیشتر، pH خاک را بیشتر افزایش دادند. همچنین تیمارهای سرباره و لجن کنورتور باعث کاهش آلومینیم خاک شدند. با افزایش مقدار کاربرد سرباره و لجن کنورتور آلومینیم خاک کاهش بیشتری را نشان داد. همچنین تیمارهای سرباره نسبت به تیمارهای لجن کنورتور در کاهش آلومینیم خاک مؤثرتر بودند. با مصرف کردن مواد آهکی و خارج شدن H^+ از محلول خاک، یون های Al و Fe رسوب کرده و Mg ، Ca و سایر کاتیون های بازی به جای آنها در جایگاه های جذب سطحی جایگزین می‌شود و در نتیجه آلومینیم خاک کاهش می‌یابد. در واقع بهسازی کلسیم با مواد آهکی، تأثیر سمی آلومینیم را کاهش داده و نسبت

کلسیم به آلومینیم را در خاک افزایش می‌دهد [۱]. تمام تیمارهای سرباره و لجن‌کنورتور باعث افزایش معنی‌دار کلسیم و منیزیم خاک نسبت به تیمار شاهد شدند. سرباره و لجن‌کنورتور علاوه بر دارا بودن کلسیم و منیزیم، با افزایش pH خاک، غلظت کاتیون‌های بازی را افزایش می‌دهند. مقدار فسفر قابل دسترس خاک نیز در تیمارهای سرباره و لجن‌کنورتور نسبت به تیمار شاهد افزایش معنی‌داری را نشان داد. سرباره و لجن‌کنورتور حاوی فسفر بالایی بوده که سبب افزایش فسفر قابل عصاره‌گیری خاک می‌شود. همچنین این مواد دارای SiO_2 بوده که نقش مثبتی در افزایش قابلیت جذب فسفر و کاهش سمیت آلومینیم در خاک‌های اسیدی دارد. سرباره‌های کنورتور روی تحرک فسفر تأثیر دارند و از تثبیت فسفر خاک جلوگیری می‌کنند [۵]. نتایج تجزیه برگ چای نیز نشان داد که تیمارهای سرباره و لجن‌کنورتور توانستند باعث افزایش معنی‌دار غلظت فسفر گیاه شوند. اصولاً سرباره سبب افزایش فسفر خاک شده که همین امر سبب جذب بیشتر فسفر به‌وسیله گیاه می‌شود. سرباره سیلیکاتی هدر رفت فسفر را به‌طور قابل توجه‌ای نسبت به آهک کاهش می‌دهد. معمولاً آهک فسفر قابل دسترس را به فرم‌های غیر قابل دسترس تغییر شکل می‌دهد، در حالیکه سرباره فسفر را در فرم‌های قابل دسترس گیاه نگه می‌دارد. در واقع سرباره قابلیت دسترسی فسفر را بهبود می‌بخشد [۲]. تمام تیمارهای سرباره و لجن‌کنورتور باعث افزایش معنی‌دار کلسیم گیاه نسبت به گیاه شاهد شدند. با افزایش مقدار مصرف سرباره و لجن‌کنورتور، کلسیم گیاه افزایش بیشتری را نشان داد. اندازه‌گیری منیزیم گیاه نیز نشان داد که تیمارهای ترکیبی و یک درصد لجن‌کنورتور (S_1L_1 و L_2) باعث افزایش معنی‌دار منیزیم گیاه نسبت به تیمار شاهد شدند. معمولاً سرباره باعث سهیل جذب عناصر غذایی گیاه می‌شود [۶]. تیمارهای سرباره و لجن‌کنورتور، غلظت آلومینیم گیاه را به‌طور معنی‌داری نسبت به تیمار شاهد کاهش دادند. تیمارهای سرباره نسبت به تیمارهای لجن‌کنورتور در کاهش غلظت آلومینیم گیاه موثرتر بودند. بیشترین کاهش غلظت آلومینیم گیاه در تیمار ترکیبی (S_1L_1) مشاهده شد. کاهش غلظت آلومینیم برگ چای می‌تواند به دلیل کاهش اسیدیته خاک و در نتیجه کاهش آلومینیم خاک باشد. عملکرد برگ چای نیز نشان داد که کاربرد سرباره و لجن‌کنورتور موجب افزایش وزن خشک و تر برگ چای در تیمارهای ترکیبی و یک درصد سرباره گردید ولی این افزایش معنی‌دار نبود. معمولاً افزایش عملکرد پس از چند سال کاربرد ضایعات فولادسازی گزارش شده است [۴ و ۵]. بنابراین با توجه به اینکه این مواد طی یک مرحله (یکسال) به خاک اضافه شد، نتوانست عملکرد گیاه را به طور معنی‌داری افزایش دهد.

منابع

- Bohn, L.H., B.L.McNeal, and G.A. O' Connor. 2000. Soil chemistry. 3rd Edition. John Wiley & Sons, INC.
- Matichenkov, V.V. and E.A. Bocharnikova. 2002. Effect of si-rich slag and lime on P leaching sandy soil. *J. Am. Soci. of Sugarcane. Tech.* 22: 9-15.
- Oguntoibo, F.I., E.A. Aduay, and R.A. Sobulo. 1996. Effectiveness of some local liming material in Nigeria as ameliorants of soil acidity. *J. Plant. Nut.* 19 (7): 999-1016.
- Pinto, M., M. Rodriguez., G. Besga, & F.A. Lopez. 1995. Effects of Linz-Donowitz (LD) slag on soil properties and pasture production in the Basque country (Northern Spain). *Newzealand. J. Agric. Res.* 38(1): 143-155.
- Blastfurnace and steel slags as liming materials for sustainable 2000. M. Rex, agricultural production. 2nd European slag conference. EUROSLAG publication. No.1. p. 137-149.
- Rodriguez, M.; F.A. Lopez; M. Pinto; N. Balcazar, and G.Besga. 1994. Basic Linz-Donawitz (LD) slag as a liming agent for pasture land. *J. Agro.* 86. 904-909.

بررسی آلودگی سبزیجات (گشنیز) به فلزات سنگین ناشی از کاربرد فاضلابهای شهری در مقایسه با آب چاه در حوضه شهر همدان

قاسم رحیمی

استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا

مقدمه

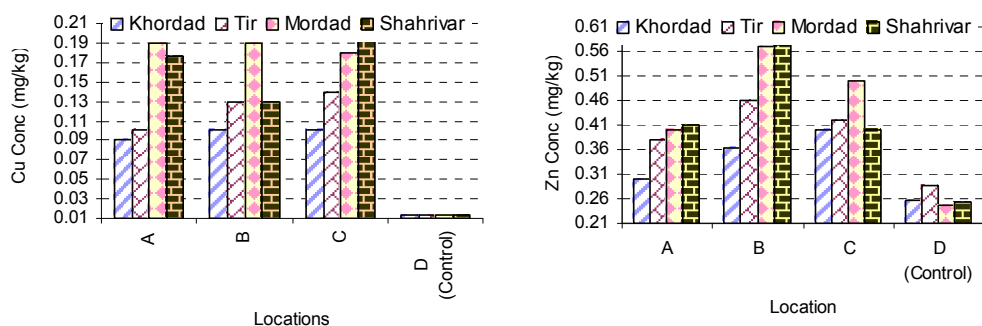
عناصر سنگین به دلیل احتمال سمی بودن آنها برای گیاهان، میکروارگانیزمهای خاک و نیز انسان بعنوان مصرف کننده محصولات گیاهی، امروزه توجه عده زیادی از محققان و صاحبانظران به مسائل زیست محیطی را بخود جلب نموده است. ورود این عناصر به محیط زیست ناشی از فعالیت‌های بشری نظیر رشد سریع صنعت مدرن، کاربرد کودهای شیمیایی و فاضلابهای شهری می‌باشد. فاضلابهای شهری که بعنوان منابع آب آبیاری جهت سبزیجات استفاده می‌شوند، حاوی فلزات سنگین بوده که می‌تواند بعنوان تهدیدی برای حیات خاک محسوب شوند. این موضوع محققین را بر آن داشته تا برای چاره اندیشی در زمینه حل این معضل، مطالعات گسترده ای انجام داده که تحقیق حاضر نیز در این راستا، روی غلظت فلزات کادمیوم، روی، مس، سرب و نیکل در سبزیجات (گشنیز) آبیاری شده با آبهای پذیرنده فاضلاب شهری در مقایسه با سبزیجات آبیاری شده با آب سالم چاه، در اراضی حاشیه جنوبی شهر همدان مورد توجه قرار گرفت.

مواد و روشها

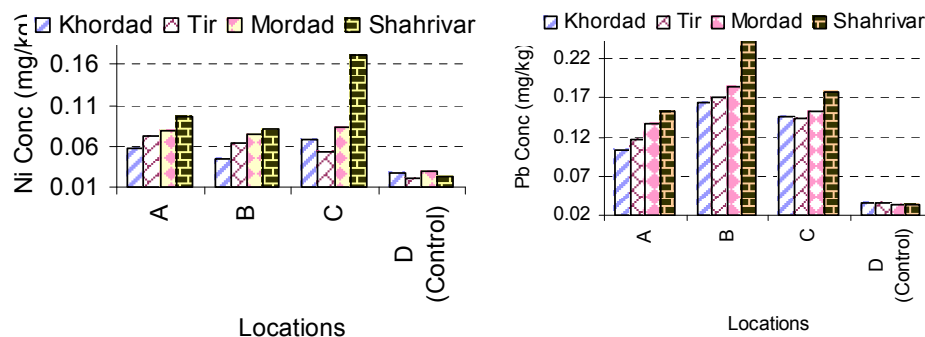
در فصول خرداد تا شهریور از سه منطقه مختلف (پشت بیمارستان ارتش A، پمپ بنزین B و ترمینال C) با منابع متفاوت فاضلاب بعنوان منابع آب آبیاری، و یک منطقه (شاهد) که از آب چاه (D) تغذیه می‌گردید، اندامهای هوایی سبزی گشنیز برداشت، با آب مقطر شستشو، و در یک آون بادرجه حرارت 70°C خشک، توزین و آسیاب گردید. یک گرم از هر نمونه بمدت ۲ ساعت در 550°C در کوره الکتریکی سوزانده و به خاکستر تبدیل شد. سپس با اسید کلریدریک (HCL) ۲ نرمال عصاره گیری گردید، غلظت فلزات کادمیوم، روی، مس، سرب و نیکل توسط دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی مدل واریین (Varian 220) ۲۲۰ اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

نتایج بدست آمده نشان داد که غلظت متوسط مس، روی، نیکل و سرب در گیاه گشنیز بترتیب از 0.01 ، 0.02 ، 0.03 و 0.04 در نمونه شاهد به حداکثر مقدار 0.14 ، 0.05 ، 0.09 و 0.2 میلی گرم بر کیلوگرم در نمونه‌های آبیاری شده با فاضلاب رسید. غلظت کادمیوم در تمام نمونه ها (شاهد و تیمارها شده) صفر بود (شکل ۱).



شکل ۱: غلظت مس و روی در گشنیز تحت آبیاری منابع مختلف فاضلاب نسبت به شاهد (بعنوان منابع آب آبیاری)



شکل ۲: غلظت نیکل و سرب در گشنیز، تحت آبیاری منابع مختلف فاضلاب نسبت به شاهد (بعنوان منابع آب آبیاری)

غلظت عناصر سنگین در فصول گرم سال یا مرداد و شهریور (فصولی که محصولات زراعی با محدودیت آب آبیاری روبرو هستند)، افزایش بیشتری نسبت به فصول بهار (فصول پر بارش) نشان دادند. این نتایج با یافته های سایر محققین همخوانی داشت. غلظت مس و روی در گیاه گشنیز به همان اندازه تحت تاثیر تغییرات منابع آلاینده قرار گرفت که نیکل و سرب متأثر شده بودند (شکل های ۱ و ۲). غلظتها کمتر از حد بحرانی آنها در گیاه بود. نتایج بدست آمده نشان داد که غلظت عناصر سنگین در گیاه (گشنیز) تابع موجودیت این ترکیبات در حوضه فعالیت ریشه یا فراهمی مواد آلاینده در آب آبیاری می باشد. با توجه به یافته های این پژوهش و علیرغم غلظت کمتر از حد مجاز این ترکیبات در فاضلاب شهری، افزایش غلظت عناصر سنگین در گیاه نسبت به شاهد، بیانگر تجمع این فلزات در خاک و گیاه با گذشت زمان می باشد.

منابع

1. Baker, D. E., and Senft, J. P. 1995. Copper (ed. B. J. Alloway). In: Heavy Metals in Soil. 2nd edn. Blackie Academic and Professional, Glasgow. pp. 177 – 205.
2. Basta, N. T., and Grandwohl, R. 2000. Estimation of Cd, Zn and Pb bioavailability in smelter-contaminated soils by a sequential extraction procedure. Soil Contam. 9: 149 – 194.
3. Boon, D. Y. and Soltanpour, P. N. 1992. Lead, Cadmium and Contamination of Aspen garden soils and vegetation. J. Environ. Qual. 21: 82 – 86.

4. Moutsatsou, A., Gregou, M., Matsas, D., and Protonotarios, V. 2006. Washing as a remediation technology applicable in soils heavily polluted by mining-metallurgical activities. *Chemosphere*. 63: 1632 – 1640.
5. Rauret, G. 1998. Extraction procedure for the determination of heavy metals in contaminated soil and sediment. *Talanta*. 46: 449 – 455.

جذب، واجذبی و نامتحرک سازی سرب (Pb) در چهار خاک آهکی

بهاره رجبی^۱، حبیب خداوردی لو^{۲*}، عباس صمدی^۳ و میرحسن رسولی صدقیانی^۲^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد؛ ^۲ استادیار؛ ^۳ دانشیار گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه ارومیه

مقدمه

تحرک، فراهمی و سمیت فلزات سنگین در خاک توسط ویژگی‌های جذب و واجذبی خاک کنترل می‌شود. جذب و واجذبی فلزات سنگین به ویژگی‌هایی از خاک مانند pH، پتانسیل اکسایش و کاهش، کانی‌های رسی، مواد آلی خاک، اکسیدهای آهن و منگنز، و درصد کربنات کلسیم بستگی دارد [۲]. گنجایش خاک در نگهداری و رهاسازی فلزات یکی از عوامل مهم در برآورد زیان‌های زیست محیطی استفاده از مواد دارای فلزات سنگین مانند لجن فاضلاب [۳]، انتقال آلاینده‌ها در خاک، بررسی آلودگی آب‌های زیرزمینی، ارزیابی کامیابی احتمالی روش‌های پالایش سبز (phytoremediation) با استفاده از مدل‌های ریاضی [۱] و مدیریت منابع و مدیریت طرح‌های پالایش است. فرایند جذب و واجذبی یک فلز (یا چند فلز به طور هم‌زمان) را می‌توان با استفاده از مدل‌سازی منحنی‌های هم‌دمای جذب و واجذبی (sorption/desorption isotherm) به گونه‌ای کمی نشان داد. در خاک‌های آهکی احتمالاً وجود کربنات کلسیم رفتار جذب و واجذبی سرب را تحت تاثیر قرار می‌دهد. با وجود این، تاکنون پژوهشی جامع در راستای کمی‌سازی فرایندهای جذب/واجذبی فلزات سنگین در خاک‌های آهکی- که وسعت چشمگیری در کشور ایران دارند- انجام نشده است. هدف از این پژوهش بررسی کمی جذب و واجذبی و نامتحرک سازی در چهار خاک آهکی است.

مواد و روشها

برای تهیه هم‌دمای جذبی خاک، با استفاده از $Pb(NO_3)_2$ محلول‌هایی با غلظت صفر، ۱۰، ۳۰، ۵۰، ۱۰۰، ۱۵۰، ۲۰۰ و ۳۰۰ میلی‌گرم در لیتر از سرب در محلول زمینه‌ای $CaCl_2$ ۰/۰۱ مولار تهیه شد. پس از ۲۴ ساعت تکان دادن و سانتریفوژ و عصاره‌گیری صورت گرفت. به هر کدام از نمونه خاک‌های باقیمانده از آزمایش جذب، ۲۵ میلی‌لیتر از محلول زمینه‌ای کلرید کلسیم ($CaCl_2$) با غلظت ۰/۰۱ مولار (بدون سرب) افزوده شد. غلظت سرب در هر دو نمونه جذب و واجذبی با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

با برازش مدل‌های مختلف هم‌دمای جذب و واجذبی مانند مدل‌های لانگمویر $\{C_s = \frac{k_f C_e}{1 + k_f C_e}\}$ ، فروندلیخ $\{C_s = k_f C_e^{1/n}\}$ ، و خطی $\{C_s = k_{sd} C_e\}$ با استفاده از روش بهینه‌سازی حداقل مربعات، مدل ریاضی مناسب برای بیان کمی رفتار جذب/واجذبی سرب بدست آمد. مقدار فلز نامتحرک شده در خاک از تفاوت جذب و واجذبی فلز در خاک بدست آمد.

نتایج و بحث

جدول (۱) برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

برآزش مدل‌های مختلف هم‌دمای جذب بر نتایج آزمایش جذب نشان داد که مدل لانگمویر (mg/kg) $329 < RMSE < 67$ و $0/80 < R^2 < 0/99$ بهتر از مدل‌های خطی (mg/kg) $550 < RMSE < 670$ و $0/55 < R^2 < 0/76$ و فروندلیخ (mg/kg) $193 < RMSE < 376$ و $0/63 < R^2 < 0/94$ به داده‌های جذب سرب برآزش یافت. محدوده زیر برای پارامترهای معادله لانگمویر در خاک‌های مورد مطالعه بدست آمد: $0/41 < k_f < 0/11$ و $2295 < b < 3700$.

بر اساس داده‌های واجذبی، مقدار نامتحرک‌سازی در هر چهار خاک بسیار زیاد بود (بیش از ۹۰٪ فلز جذب شده توسط خاک). در غلظت‌های پایین، مقدار واجذبی کم و با افزایش غلظت مقدار واجذبی افزایش یافت. بر اساس این نتایج،

فراهمی زیستی سرب در خاک‌های آهکی مورد مطالعه بسیار ناچیز بود و به ویژگیهای خاک بستگی داشت. خاک **a** با توجه به مقدار کمتر رس و مواد آلی نسبت به بقیه خاک‌ها کمترین نامتحرک‌سازی (۹۹/۳۵-۹۱/۱۵ درصد مقدار فلز جذب شده) و خاک **c** با دارا بودن بیشترین درصد کربنات کلسیم و مواد آلی بیشترین نامتحرک‌سازی (۹۹/۶۰-۹۲/۴۰ درصد مقدار فلز جذب شده) را داشت.

جدول ۱- برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد مطالعه

کد خاک	زیرگروه خاک	CEC (cmol kg^{-1})	کربنات کلسیم (%)	رس (%)	pH (0.01M CaCl_2)	مواد آلی (%)
a	Vertic calcixerept	۲۷	۶/۴	۲۳	۷/۵۳	۲/۳
b	Typic haploxerept	۳۶	۵/۰	۴۷	۷/۷۰	۲/۶
c	Typic haploxerept	۲۵	۱۲/۳	۳۳	۷/۶۰	۴/۲
d	Typic haploxerept	۳۸	۱۰/۶	۴۶	۷/۶۰	۳/۳

بنابراین، گواينکه احتمال انتقال آلاینده‌ها و آلودگی آب‌های زیرزمینی در خاکهای آهکی کمتر است، احتمالاً روش‌های پالایش زیستی مانند پالایش سبز - که به زیست‌فراهمی فلز در محلول خاک بستگی دارند- کامیابی چندانی در این خاک‌ها نخواهند داشت.

منابع

- [۱] خداوردی‌لو، ح. ۱۳۸۵. مدل‌سازی پالایش سبز خاک‌های آلوده به کادمیم و سرب. رساله‌ی دوره دکتری تخصصی فیزیک و حفاظت خاک. دانشگاه تربیت مدرس. تهران، ایران.
- [2] McLean, J. E. and B.E. Bledsoe. 1992. Behaviour of metal in soils. EPA Ground Water Issue. EPA 540- 5-92-018: 25pp.
- [3] Silveria, M. L. A., L. R. F. Alloni, and L. R. G. Guilherme. 2003. Review: Biosolids and heavy metals in soils. Scientia Agricola, 60: 793-806.

اثر رشد گیاهان بر شکل های شیمیایی روی در خاکهای آهکی

حامد فتحی^۱، جعفر یثربی^۲، نجفعلی کریمیان^۲، محبوب صفاری^۱

^۱دانشجوی کارشناسی ارشد، ^۲استادیار، ^۳استاد، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی شیراز، دانشگاه شیراز

مقدمه

عناصر در خاک به شکلهای متفاوتی وجود دارند و دستیابی هر عنصر برای گیاهان به شکلهای شیمیایی آن وابستگی دارد. روی یکی از عناصر ضروری برای رشد گیاهان می باشد. قابلیت دسترسی روی برای گیاهان نیز مانند سایر کاتیونها بستگی به توزیع شکلهای شیمیایی آن در خاک دارد. روی در خاک به صورت محلول در آب قابل تبادل متصل به مواد آلی و متصل به مواد معدنی وجود دارد. کریمیان و یثربی (۲۰۰۳)^[۲] روشهای متفاوتی برای بررسی شکلهای روی در خاکهای اسیدی شومن ۱۹۸۵ و آهکی اسپوزیتو (۱۹۸۲)^[۴] مورد استفاده قرار گرفته است. توزیع شکلهای شیمیایی روی در خاک بستگی به خصوصیات خاک دارد. یثربی و همکاران (۱۹۹۴)^[۵] در مطالعه ۲۰ خاک آهکی مشاهده کردند بیشترین مقدار روی در بخش باقیمانده و پس از آن در بخش کربناتی قرار دارد. فولت و لیندسی (۱۹۷۱)^[۱] گزارش کردند گیاهان باعث افزایش قابلیت دسترسی روی برای گیاهان می شود. هدف از این پژوهش بررسی اثر گیاهان بر توزیع شکلهای شیمیایی روی در خاکهای آهکی می باشد.

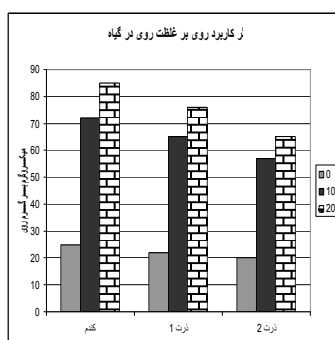
مواد و روش ها

در این پژوهش از یک خاک از سری چیتگر منطقه سروستان استان فارس که نام علمی آن Fine-Loamy، carbonatic, typic calcixerpts می باشد و از لحاظ روی در حد پایینی از لحاظ آزمون خاک قرار دارد استفاده می شود. برای بررسی اثر گیاهان بر توزیع شکلهای شیمیایی روی از سه سطح روی (۲۰ و ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم) استفاده شد و دیگر عناصر مورد نیاز مانند Mn, Fe, Cu, p با توجه به نتایج آزمون خاک به مقدار یکسان به تمام خاکها افزوده و در کشت اول گندم کشت شد. بخش رویشی و زایشی برداشت می گردد و جذب کل روی اندازه گیری شد. در کشت دوم ذرت رقم ۷۰۴ کشت و بخش رویشی برداشت و جذب کل روی اندازه گیری شد. در کشت سوم نیز ذرت رقم ۷۰۴ کشت شده و بخش رویشی برداشت و جذب کل روی اندازه گیری شد. در هر سه کشت ۱۵۰ میلی گرم نیتروژن در کیلوگرم خاک نیتروژن به صورت محلول اوره در دو نوبت به خاک افزوده شد پس از هر کشت قسمتی از خاک گلدان جهت تعیین شکل های مختلف روی به روش اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲)^[۴] به آزمایشگاه منتقل شد. برای اندازه گیری روی قابل استفاده از عصاره گیر DTPA استفاده شد. برای بررسی ترکیب شیمیایی گیاه بعد از برداشت نمونه، نمونه ها در آون خشک شد، بعد از توزین آسیاب شده، یک گرم از نمونه گیاهی در کوره الکتریکی در دمای ۵۵۰ درجه سلسیوس خاکستر شده، سپس ۵ میلی لیتر اسید کلرید ریک ۲ نرمال جهت انجام عملیات هضم به آن افزوده و سپس از کاغذ صافی عبور داده شد. نمونه ها با آب مقطر به حجم ۵۰ میلی لیتر رسیده و تجزیه های آزمایشگاهی انجام می گیرد.

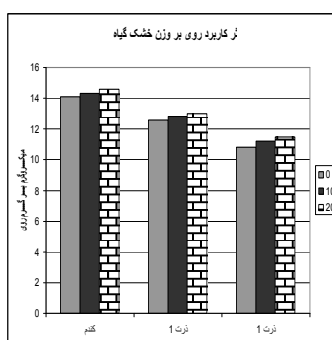
نتیجه و بحث

نتایج به دست آمده از وزن خشک گیاهان که در شکل ۱ نشان داده شده است نتایج بدست آمده نشان میدهد که فقط در فصول مختلف تفاوت مشاهده میشود همچنین غلظت روی در گیاهان با استفاده از روش DTPA در شکل ۲ نشان داده شد. توزیع روی پس از هر کشت نشان داده شده است شکلهای تبدالی و جذب سطحی شده بسیار ناچیز بود بنابراین از ذکر آنها خودداری می کنیم. بخش آلی نیز در دو کشت اول بسیار ناچیز و در کشت سوم قابل اندازه گیری

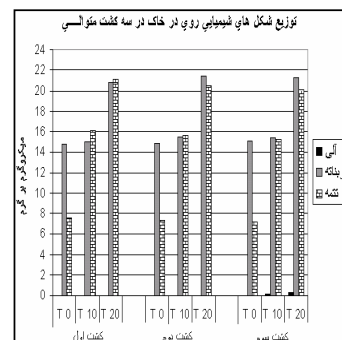
بوده است بخش کربناتی و باقیمانده نیز در گیاهان مختلف تفاوت معنی داری نداشت ولی مقدار آن پس از هر کشت افزایش یافته بود که نتایج ما مشابه نتایج کریمیان و همکاران (۲۰۰۳) میباشد همچنین آنها گزارش کردند که کشت باعث افزایش قابلیت دسترسی روی برای گیاهان میشود. آزاد شدن اسیدهای الی مانند سترات و ملات از ریشه گیاهان آزاد می شود این اسیدها میتواند باعث افزایش قابلیت دسترسی روی برای گیاهان شود. یشری و همکاران (۱۹۹۴)^[۵] گزارش کردند ۵۸-۶۰ درصد روی اضافه شده به خاک در ۲۰ خاک اهکی به شکل کربناتی تغییر یافته است هر چند شکل کربناتی مانند شکلهای الی، تبدیلی و جذب سطحی قابل دسترس برای گیاهان نیست چون حالیت آن بالاتر از آن است که در خاک پایدار بماند



شکل ۱



شکل ۲



شکل ۳

منابع

- [1] Follett R H and Lindsay W L 1971 Changes in DTPA-extractable zinc, iron, manganese, and copper in soils following fertilization. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 35, 600-602.
- [2] Karimian, N., and J. Yasrebi. 2003. Effects of growing wheat, spinach, and lettuce on chemical forms of zinc in calcareous soils. Yemeni J. Sci. 5: 13-21.
- [3] Shuman, L.M. and W.L. Hargrove. 1985. Effect of tillage on the distribution of manganese, copper, iron, and zinc in soil fractions. Soil Sci. Soc. Am. J. 49:1117-1121
- [4] 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, Zn, Cd, and Pb in solid phases. Soil Sci. Soc. Amer. J. 46:260-264.
- [5] Yasrebi, J., N. Karimian, M. Maftoun, A. Abtahi, and A. M. Sameni. 1994. Distribution of zinc forms in highly calcareous soils as affected by soil physical and chemical properties and application of zinc sulphate. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 25:2133-214

مقایسه زیست فراهمی کادمیم و روی در دو خاک آهکی تیمار شده با لجن فاضلاب به

وسیله روش شاخص توزیع مجدد

حمیدرضا بوستانی^۱، عبدالمجید رونقی^۲ و صدیقه صفرزاده شیرازی^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک و ^۲ دانشیار گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز و ^۳ دانشجوی دکتری علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مقدمه:

برای مقایسه زیست فراهمی دو عنصر در یک خاک و یا یک عنصر در دو خاک می توان از روش های عصاره گیری دنباله ای و شاخص توزیع مجدد (Redistribution Index) استفاده کرد. شاخص توزیع مجدد شدت نسبی پیوند عناصر را با ذرات خاک به طور کمی توصیف می کند، به طوری که هر چه میزان این شاخص کمتر باشد عناصر در شکل های قابل دسترس مانند شکل تبدلی بیشتر و برای گیاه بهتر قابل جذب می باشد. مقدار این شاخص برای بیشتر عناصر در خاک های با بافت سنگین در مقایسه با خاک های شنی بیشتر بوده ، زیرا خاک های رسی نسبت به خاک های شنی دارای کربنات و نسبت اکسید آهن به منگنز بیشتری می باشند. در نتیجه عناصر در خاک های شنی با شدت کمتری به ذرات خاک متصل می شوند و می توانند به راحتی در دسترس گیاه قرار گیرند [۱]. بنابراین هدف از این پژوهش مقایسه زیست فراهمی کادمیم و روی در دو بافت تیمار شده با لجن فاضلاب می باشد.

مواد و روش ها

خاکی با بافت لوم رسی با نام علمی (fine, mixed, mesic, Typic Calcixerepts) از ایستگاه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز نمونه برداری و با اضافه کردن شن، خاکی با بافت شنی نیز تهیه شد. لجن فاضلاب استفاده شده از تصفیه خانه شهرک صنعتی آب باریک فارس تهیه شد. نمونه های خاک و لجن فاضلاب پس از خشک شدن در مجاورت هوا و عبور از الک دو میلی متری، برای تجزیه آزمایشگاهی آماده شدند. برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نمونه ها توسط روش های استاندارد [۳] اندازه گیری شد که در جدول های ۱ و ۲ نشان داده شده است. آزمایش به صورت فاکتوریل در شرایط گلخانه ، در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. تیمارهای مورد استفاده شامل لجن فاضلاب (۰، ۱، ۲، ۴ و ۸ درصد وزنی) و بافت خاک (شنی و لوم رسی) بود. پس از برداشت گیاه ذرت خاک گلدان ها هوا خشک شده و جهت تجزیه آزمایشگاهی آماده شدند. برای تعیین شکل های شیمیایی روی و کادمیم در خاک از روش عصاره گیری دنباله ای (اسپوزیتو و همکاران، ۱۹۸۲) استفاده شد [۴] (اطلاعات ارایه نشده). به منظور مقایسه ی قابلیت جذب روی و کادمیم در خاک از شاخص توزیع مجدد (هن و همکاران، ۲۰۰۳) استفاده شد که به صورت زیر

$$IR = \frac{I}{(K)^n} \quad I = \sum_{i=1}^K F_i * (i)^n$$

محاسبه می شود:

F_i : مقدار عنصر در هر شکل در فاز جامد n : عدد صحیح (معمولاً دو می باشد) k : تعداد مراحل عصاره گیری
i : مرحله عصاره گیری

جدول ۱- برخی خصوصیات شیمیایی خاک

بافت خاک	شنی	لوم رسی
کادمیم (میلی گرم در کیلوگرم)	۰/۰۸	۰/۱۲
روی (میلی گرم در کیلوگرم)	۰/۱	۰/۵۲

جدول ۲- برخی خصوصیات شیمیایی لجن فاضلاب

۷/۴۷	پ-هش (عصاره ۱ به ۵)
۱/۳۶	نیتروژن کل (درصد)
۴/۳۷	نسبت کربن به نیتروژن
۲/۵	فسفر کل (درصد)
۴۵۰۰	آهن کل (میلی گرم در کیلوگرم)
۴۳۲	روی کل (میلی گرم در کیلوگرم)
۳۰۵	مس کل (میلی گرم در کیلوگرم)
۱۴	کادمیم کل (میلی گرم در کیلوگرم)
۱۰۵	سرب کل (میلی گرم در کیلوگرم)

نتایج و بحث

یج شاخص توزیع مجدد روی و کادمیم در دو بافت خاک در جدول ۳ نشان داده شده است. شاخص اندازه گیری شده برای سر روی در تیمار شاهد و سطوح مختلف لجن فاضلاب در بافت لوم رسی به طور معنی داری بیشتر از بافت شنی بود. راین روی در خاک لوم رسی نسبت به خاک شنی با شدت بیشتری توسط ذرات خاک نگهداری می شود، به همین دلیل مت فراهمی روی در خاک شنی بیشتر از خاک لوم رسی می باشد. اختلاف معنی داری بین دو خاک از نظر میزان شاخص یج مجدد عنصر کادمیم در تیمار شاهد و سطوح لجن فاضلاب مشاهده نگردید، بنابراین کادمیم در هر دو بافت مورد العه با شدت تقریبا مشابه نگهداری می شود و زیست فراهمی یکسانی دارد. شاخص توزیع مجدد عنصر کادمیم در تیمار مد و تیمار های لجن فاضلاب در خاک شنی به طور معنی داری کمتر از این شاخص برای عنصر روی بود. همچنین این خص برای عنصر کادمیم در تیمار شاهد و در هر یک از سطوح لجن فاضلاب در خاک لوم رسی نسبت به این شاخص برای سر روی به طور معنی داری کمتر بود. بنابراین عنصر روی در هر دو بافت شنی و لوم رسی نسبت به کادمیم با شدت تری توسط ذرات خاک نگهداری می شود، به همین دلیل احتمالا زیست فراهمی کادمیم نسبت به روی در دو بافت خاک همه سطوح لجن فاضلاب بیشتر می باشد.

جدول ۳. شاخص توزیع مجدد روی و کادمیم در بافت های شنی و لوم رسی

بافت خاک	سطوح لجن فاضلاب (/.)				
	۰	۱	۲	۴	۸
روی					
شنی	۰/۸۰۸ □	۰/۷۲۱ □	۰/۷۱۶ □	۰/۶۵۳ □	۰/۶۲۹ □
لوم رسی	۰/۹۴۶ □	۰/۹۴۹ □	۰/۹۴۷ □	۰/۹۴۹ □	۰/۹۶۶ □
کادمیم					
شنی	۰/۲۹۹ □	۰/۲۹۸ □	۰/۳۰۳ □	۰/۳۰۹ □ f	۰/۳۱۵ f
لوم رسی	۰/۲۹۰ □	۰/۲۹۰ □	۰/۳۰۰ □	۰/۳۰۳ □	۰/۳۱۰ □

* در هر ردیف و ستون اعداد دارای حروف یکسان از نظر آماری در سطح ۵ درصد تفاوت معنی داری ندارند.

- [1] Banin, A., J. Navrot., Y., Noi., D. Yoles. 1981. Accumulation of heavy metals in arid zone soils irrigated with treated sewage effluents and their uptake by Rhodes grass. J. Environ. Qual. 10, 536-540.
 [2] Han, F. X., A. Banin., W. L. Kingery., G. B. Triplett, L. X. Zhou., S. J. Zheng, and W. X. Ding. 2003. New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. Adv. Environ. Res. 8: 113-120.

-
- [3]Page, A. L., R. H. Miller, and D. R. Keeney. 1982. Methods of Soil Analysis , part2, 2nd ed., Am. Soc. Agron. Madison, WI.
- [4]Sposito, G., J. Lund, and A. C. Chang. 1982. Trace metal chemistry in aried-zone field soils amended with sewage sludge : I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. Soil Sci. Soc. Am. J. 46:260-264.

اثر نوع و سطح شوری بر سینتیک واجذبی کادمیم در یک خاک آهکی در استان فارس

هدیه برانگیزی، جعفر یثربی

دانشجوی کارشناسی ارشد و استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه شیراز

مقدمه

آگاهی از فرآیندهای تأثیرگذار جذب و آزادسازی عناصر سنگین از خاک می تواند قابلیت فراهمی و تحرک این نوع عناصر را در خاک پیش بینی کند. عده ای از محققان شوری را عامل اصلی مؤثر بر قابلیت جذب کادمیم می دانند [۳]. بنابراین خطر انباشته شدن کادمیم در گیاهانی که در خاکهای شور کشت می شوند بیشتر است [۱]. یون Cd می تواند با Cl تشکیل کمپلکس دهد [۲]. از آنجا که نقاطی از خاکهای کشورمان دارای مشکل شوری می باشند و به دلیل عدم وجود تحقیقات منتشر شده ای در مورد نقش شوری در سینتیک آزادسازی کادمیم در ایران، لذا این تحقیق به منظور بررسی اثر نوع و سطح شوری بر سینتیک آزادسازی کادمیم از یک خاک آلوده شده به کادمیم با عصاره گیر ای دی تی ۱ و ارزیابی معادله های سینتیکی مختلف در توصیف واجذبی کادمیم از خاک صورت گرفت.

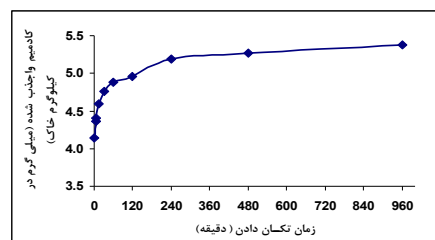
مواد و روشها

نمونه های ۲۵۰ گرمی از خاک سری رامجردی واقع در منطقه باجگاه استان فارس، بعد از آماده سازی در ظرفهای پلاستیکی ریخته و با ۳ سطح کادمیم ۲/۵، ۵ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم به شکل نمک نترات کادمیم تیمار شدند. به هر سطح کادمیم ۴ سطح شوری ۰، ۶۰، ۱۲۰، ۱۸۰ میلی مول بر کیلوگرم خاک به شکل نمکهای $NaCl$ و Na_2SO_4 در سه تکرار به صورت جداگانه اضافه شد. نمونه ها به مدت ۳۰ روز در دمای 25 ± 2 درجه سلسیوس در تاریکی خوابانیده شدند. بعد از خشک کردن نمونه ها، ۲۵ میلی لیتر محلول عصاره گیر ای دی تی ۱ ۰/۰۵ مولار به زیرنمونه های ۵ گرمی از خاکهای خوابانیده شده، در لوله های سانتریفیوژ اضافه شدند. نمونه ها برای دوره های زمانی ۱، ۵، ۷، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۹۶۰ دقیقه تکان داده شدند. پس از اتمام هر زمان، نمونه ها به مدت ۱۵ دقیقه سانتریفیوژ شد و محلول زلال رویی را از کاغذ صافی عبور داده و غلظت کادمیم عصاره گیری شده بوسیله دستگاه جذب اتمی تعیین شد.

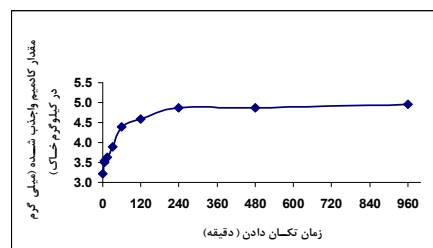
بحث و نتایج

همانطور که در نمودارهای ۱ و ۲ دیده می شود مقدار کادمیم تجمعی آزاد شده توسط عصاره گیر ای دی تی ۱ طی زمانهای اعمال شده (از ۱ تا ۹۶۰ دقیقه)، در هر دو نوع تیمار شوری، روندی صعودی با گذشت زمان دارد. الگوی آزادسازی کادمیم تجمعی در زمان های مختلف تکان دادن در هر دو تیمار مشابه بود. این روند در ابتدا و زمان های اولیه سریع و سپس با افزایش زمان، با آهنگ کندتری دنبال شد. البته تفاوت قابل ملاحظه ای در مقدار واجذبی کادمیم در خاک های تیمار شده با نمک کلرید سدیم و خاک های تیمار شده با نمک سولفات سدیم مشاهده می شود. بطوریکه در جدول ۱ مشاهده می شود مقدار کادمیم واجذب شده با عصاره گیر ای دی تی ۱ به طور محسوسی با افزایش غلظت کلرید (Cl^-) در محلول خاک بواسطه تشکیل کمپلکس کادمیم با کلر و واجذبی این عنصر از فاز جامد خاک در زمان های مختلف افزایش می یابد. اما دیده می شود که افزایش غلظت سولفات (SO_4^{2-}) تأثیر معنی داری بر روند واجذبی کادمیم ندارد.

نمودار ۱- رابطه میان کادمیم واجذب شده توسط عصاره گیر EDTA و زمان تکان دادن در خاکهای تیمار شده با کلرید سدیم



نمودار ۲- رابطه میان کادمیم واجذب شده توسط عصاره گیر EDTA و زمان تکان دادن در خاکهای تیمار شده با سولفات سدیم



جدول ۱- میانگین مقدار واجذبی کادمیم (میلی گرم بر کیلوگرم) در سطوح متفاوت نمک کلرید سدیم و سولفات سدیم در سه

زمان مختلف						سطح نمک
۹۶۰ دقیقه		۱۲۰ دقیقه		۳۰ دقیقه		(میلی مول بار بر کیلوگرم)
Na ₂ SO ₄	NaCl	Na ₂ SO ₄	NaCl	Na ₂ SO ₄	NaCl	
A۴/۹۲	D۴/۵۹	A۴/۶۳	D۴/۲۰	A۳/۹۹	D۳/۹۶	۰
A۴/۸۶	C۵/۳۹	AB۴/۵۸	C۴/۹۶	A۳/۹۸	C۴/۸۴	۶۰
A۴/۷۵	B۵/۵۷	AB۴/۵۷	B۵/۲۲	A۳/۸۰	B۵/۰۴	۱۲۰
A۴/۸۲	A۵/۷۲	B۴/۵۵	A۵/۴۶	A۳/۸۱	A۵/۱۷	۱۸۰

جهت انتخاب معادله مناسب که بتواند واجذبی کادمیم را در خاکها به خوبی توصیف کند، ضریب تبیین (R^2) و خطای استاندارد (SE) برای هشت معادله سینتیکی آزادسازی کادمیم با عصاره گیر ای دی تی محاسبه گردید. نتایج به دست آمده نشان داد که در هر دو نوع تیمار شوری معادله سرعت دو ثابتی واجذبی کادمیم را بهتر از سایر معادله ها توصیف می کند. البته معادلات پخشیدگی سهموی، الویچ ساده شده و الویچ نیز نسبتاً دارای R^2 بالایی بودند اما به دلیل داشتن SE بالا نسبت به معادله سرعت دو ثابتی بعنوان معادله ای مناسب جهت واجذبی کادمیم در نظر گرفته نشدند. از بین معادلات سینتیکی ارزیابی شده، معادله های مرتبه صفر تا مرتبه سه توصیف مناسبی از روند واجذبی کادمیم در خاک ها نشان ندادند. با توجه به نتایج بدست آمده به نظر می رسد بعلمت تحرک بالای کادمیم در حضور کلر در استفاده از لجن یا فاضلابهای حاوی کادمیم در خاکهای شور با شوری کلریدی یا استفاده از آبهای شور با شوری کلریدی در مورد کادمیم باید احتیاط لازم را بکار برد.

منابع

- [1]Bingham, F.T., G. Sposito, and J. E. Strong. (1984). "The effect of chloride on the availability of cadmium. " *J. Environ. Qual.* 13: 71-74.
- [2]Kabata-Pendias, A., and H. Pendias. (2001). Trace elements in soils and plants. 3rd ed. Boca Raton, FL. 431: CRC Press.
- [3]Munns, R., and A., Termaat. (1986). "Whole plant response to salinity. " *Aust. J. Plant Physiol.* 13: 143-160.

توانایی گندم در جذب پتاسیم از سه کانی میکایی و اثر آن بر تغییر و تبدیل کانیها

سید جواد حسینی فرد^۱، حسین خادمی^۲، محمود کلباسی^۲

۱- دانشجوی دکتری و ۲- استادان گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

ریزوسفر گیاهان با اثرات ویژه خود نه تنها باعث رهاسازی و جذب پتاسیم از کانیهای خاک می شود بلکه تغییر و تبدیل کانیها را نیز سبب می گردد. آزادسازی پتاسیم غیر تبادلی خصوصا در آزمایشات گلدانی در ارتباط نزدیکی با فعالیت جذب گیاهان است (۲). برخی از تحقیقات انجام شده آزاد سازی پتاسیم بین لایه ای از کانی بیوتیت را به وسیله ریشه گیاهانی مثل ذرت یا جو بعد از چند هفته کشت نشان داده است. بعضی دیگر ورمیکولیتی شدن میکای تری اکتا هدرال (بیوتیت و یا فلوگوپیت) را بعد از چند هفته کشت سوپا نشان داده اند. تحقیقات ریزوسفری Ryegrass رشد یافته روی فلوگوپیت به عنوان تنها منبع پتاسیم، ورمیکولیتی شدن فلوگوپیت را در نزدیک ریشه گیاه فقط در سه روز بعد از کشت نشان داده است. همچنین بعد از ۳۲ روز آزادسازی پتاسیم بین لایه ای تحت اثر ریشه به مقدار ۱۹۱ گرم بر کیلوگرم از کل پتاسیم فلوگوپیت رسیده که سهم زیادی در تغذیه گیاه داشته است. ریشه ها به وسیله تخلیه پتاسیم ریزوسفری باعث تغییر تعادل تبادلی شده و پتاسیم بین لایه ای آزاد می شود و فضای بین لایه ای انبساط حاصل کرده و تبدیل میکا به ورمیکولیت را باعث می شود (۱). هدف این مطالعه بررسی توانایی گندم در جذب پتاسیم از سه کانی میکایی تهیه شده از منابع داخل کشور و اثر ریشه گندم در تغییر و تبدیل آنها بوده است.

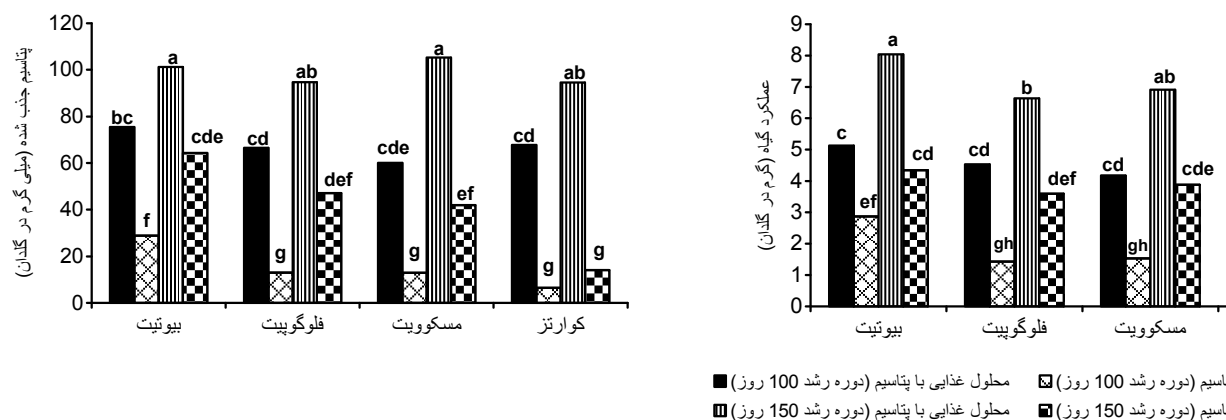
مواد و روشها

کانیهای مورد استفاده در این تحقیق سه نوع کانی میکایی بیوتیت، مسکویت و فلوگوپیت، تهیه شده از منابع داخل کشور بودند. برای انجام آزمایشات، کانیها آسیاب شده و بوسیله الک اندازه کمتر از ۶۰ میکرون به دست آمد. برای دست یافتن به کانیهایی که پتاسیم تبادلی در آنها حداقل باشد، مقداری از هر کانی به وسیله محلول ۱ مولار کلرید کلسیم با کلسیم اشباع شد. مطالعه گلخانه ای به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملا تصادفی در سه تکرار انجام گردید. تیمارها شامل: چهار محیط کشت به صورت B: بیوتیت + کوآرتز، M: مسکویت + کوآرتز، Ph: فلوگوپیت + کوآرتز، Q: کوآرتز، دو سطح محلول غذایی (+K: محلول غذایی کامل و -K: محلول غذایی بدون پتاسیم) و دو زمان t1: ۱۰۰ روز، t2: ۱۵۰ روز؛ بود. از گندم رقم یک کراس زمستانه روشن استفاده شد. در تیمارهای تغذیه شده با محلول غذایی بدون پتاسیم (-K) کانیهای میکایی تنها منبع پتاسیم برای گیاهان بودند. در زمانهای مورد نظر برداشت گیاهان در دو بخش هوایی و ریشه انجام شد و صفاتی مانند وزن خشک اندامهای هوایی و ریشه، طول ساقه و ریشه، سطح برگ پرچمی، غلظت پتاسیم در بخش هوایی و مقدار جذب پتاسیم اندازه گیری شد. کانیهای چسبیده به ریشه ها بعد از تکان دادن آنها به عنوان کانیهای تحت اثر ریزوسفر در نظر گرفته شد. شناسایی تغییرات نوع کانیها با استفاده از ذرات کوچکتر از ۲ میکرون توسط تجزیه XRD انجام گردید. برای بررسی تغییر و تبدیل کانیها از مقایسه نسبت شدت پیکهای ۱۴ به ۱۰ آنگستروم استفاده گردید.

نتایج و بحث

نتایج تجزیه واریانس صفات مختلف مورد سنجش اختلاف معنی دار بین تیمارهای مختلف را به ویژه تیمارهایی که منبع تامین پتاسیم آنها فقط کانیهای میکایی بوده است، در سطح ۵ درصد نشان می دهد. شکل ۱ اثر محیطهای مختلف کشت و محلولهای با و بدون پتاسیم را در دو زمان متفاوت بر عملکرد کل گیاه و جذب کل پتاسیم نشان می دهد. آنچه که به وضوح دیده می شود تفاوت معنی دار آماری در سطح ۵ درصد بین محیطهای کشتی که

محلول غذایی حاوی پتاسیم دریافت نموده اند و آنها که منبع پتاسیم آنها کانیهای میکایی بوده و محلول غذایی بدون پتاسیم دریافت کرده اند، وجود دارد و کانیهای میکایی در مورد دو صفت ارائه شده در شکل ۱ و همچنین اکثر صفات مورد بررسی توانایی فراهم نمودن شرایط بهینه رشد را نداشته اند. به ویژه در دوره رشد ۱۰۰ روزه این مسئله بیشتر خودنمایی می نماید. در دوره رشد ۱۰۰ روزه از بین محیطهای کشتی که منبع پتاسیم آنها کانی میکایی بوده، محیط کشت کوارتز+ بیوتیت عملکرد بیشتری ایجاد نموده است و جذب کل پتاسیم برحسب میلی گرم در گلدان در آن بیشتر بوده است. در این دوره رشد، گیاهان رشد یافته بر روی محیط کشت کوارتز+ بیوتیت نسبت به گیاهان رشد یافته بر روی محیطهای کشت کوارتز+ فلوگوپیت و کوارتز+ مسکویت که کانیهای میکایی تنها منبع پتاسیم آنها بوده است، از نظر صفاتی چون طول ریشه، سطح برگ پرچمی، غلظت پتاسیم در اندامهای هوایی و طول ساقه وضعیت بهتری داشته و تفاوت معنی دار آماری در سطح ۵ درصد دارند. در دوره رشد ۱۵۰ روزه محیطهای کشت حاوی فلوگوپیت و مسکویت نیز در بسیاری از صفات مانند عملکرد کل گیاه، پتاسیم کل جذب شده، طول ریشه با محیط کشت حاوی بیوتیت اختلاف معنی دار آماری در سطح ۵ درصد نداشتند. از نظر صفات سطح برگ پرچمی، قطر و طول ساقه محیط حاوی بیوتیت وضعیت بهتری نشان داده است. در مورد غلظت پتاسیم اندامهای هوایی تفاوت بین محیطهای کشت حاوی بیوتیت و فلوگوپیت اختلاف معنی دار ندارند ولی اختلاف آنها با مسکویت معنی دار بوده و درصد پتاسیم بالاتری را ایجاد نموده اند به گونه ای که غلظت پتاسیم در اندامهای هوایی آنها در حد گیاهان رشد یافته بر روی محیطهای کشت دریافت کننده محلول غذایی حاوی پتاسیم بوده است. مقایسه نتایج تجزیه XRD کانیهای چسبیده به ریشه (ریزوسفر) در محیطهای مختلف کشت و در زمانهای مختلف، تبدیل بیوتیت به ورمیکولیت در دوره رشد ۱۰۰ روزه و بیوتیت، فلوگوپیت و مسکویت به ورمیکولیت در دوره رشد ۱۵۰ روزه را در محیطهایی که محلول غذایی بدون پتاسیم دریافت نموده اند، نشان داد. این تغییر و تبدیل ها نشان دهنده اثر ریشه گندم در استخراج پتاسیم بین لایه ای کانیهای میکایی خصوصا در دوره رشد طولانی مدت می باشد.



شکل ۱. اثر تیمارهای مختلف آزمایش بر عملکرد گیاه (راست) و پتاسیم جذب شده (چپ)

منابع مورد استفاده

- [1] Hinsinger, P. and B. Jaillard. 1993. Root-induced release of interlayer potassium and vermiculitization of phlogopite as related to potassium depletion in the rhizosphere of ryegrass. J. Soil Sci. 44: 525-534
- [2] Steffens, D. 1986. Root system and potassium exploitation. P: 107-118. In. Nutrient balances and the need for potassium. Proceedings of the 13th international Potash institute congress, Reims, France

شناسایی گونه های تثبیت کننده فلزات سنگین (Phytostabilization) در استان زنجان

احمد گلچین و کریم آتش نما

استاد گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان و محقق جهاد کشاورزی استان قم

مقدمه

بکارگیری برخی از گونه های گیاهی خاص که مستعد جذب و تثبیت آلاینده های فلزی می باشند روشی است که در بسیاری از نقاط آلوده جهان مورد استفاده قرار گرفته است (Phytoremediation). گیاهانیکه در این زمینه بکار گرفته می شوند با توجه به نوع مکانیزم برخورد با آلاینده ها متفاوتند. در گونه ای از پاکسازی که به تثبیت آلاینده ها (Phytostabilization) موسوم است هدف از اصلاح خاکهای آلوده به فلزات سنگین جلوگیری از ایجاد مشکلات جدیدی نظیر فرسایش می باشد. از اینرو در این تکنیک تلاش بر محدود کردن آلودگی می باشد. این امر با کاهش سمیت فلزات به کمک غیرفعال کردن و تثبیت فلزات در خاک آلوده میسر است، عبارتی با توجه به اینکه آلودگی زیست محیطی به فلزات سنگین باعث تغییر در پوشش گیاهی منطقه شده و این تغییرات ممکن است مشکلات اکولوژیکی دیگری نظیر فرسایش را بدنبال داشته باشد، شناسایی و استقرار گونه های مذکور ضروری به نظر می رسد.

کاربرد این روش در کشورمان چندان مورد توجه قرار نگرفته و با توجه به اینکه بسیاری از گونه های گیاهی شناسایی شده با امکان عدم سازگاری با شرایط اقلیمی مناطق غیربومی روبرو خواهند شد، لذا شناسایی و استفاده از گونه های سازگار با شرایط آب و هوایی خشک و نیمه خشک کشورمان نخستین گام جهت کاربردی نمودن این روش خواهد بود.

مواد و روشها

دو منطقه آلوده به فلزات سنگین در استان یعنی معدن سرب و روی انگوران واقع در ۱۳۰ کیلومتری جنوب غربی شهرستان زنجان و کارخانه سرب و روی زنجان واقع در ۱۰ کیلومتری شرق شهرستان زنجان برای این تحقیق انتخاب شدند. نمونه های خاک از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری (معرف منطقه رشد ریشه) و نمونه های گیاهی از گیاهان دارای جمعیت غالب و فراوانی نسبی بالا در منطقه تهیه گردیدند. هر نمونه گیاهی از ۵ گیاه تهیه و جمع آوری شد. در مجموع ۴۴ گونه گیاهی یکساله از ۱۵ تیره که دارای بیشترین جمعیت بودند مورد نمونه برداری قرار گرفتند. غلظت Pb, Cd و Zn در بخش هوایی و ریشه آنها اندازه گیری گردید. مقدار کل عناصر Pb, Cd و Zn در نمونه های خاک بروش جکسون و پس از هضم نمونه ها در مخلوط سه اسید (پرکلریک، سولفوریک و نیتریک) اندازه گیری گردیدند [۲]. عناصر Pb, Cd و Zn قابل جذب در نمونه های خاک بروش لیندسی و نورول اندازه گیری شد [۳]. برای هر گونه گیاهی نمونه مخلوط از بخش ریشه و هوایی تهیه و جهت اندازه گیری میزان Pb, Cd و Zn در آنها از روش هضم خشک و قرائت با دستگاه جذب اتمی استفاده شد.

بعد از اندازه گیری میزان Pb, Cd و Zn در بخش هوایی و ریشه، از تقسیم کردن غلظت هر عنصر در بخش هوایی به ریشه، فاکتور انتقال (TF) برای هر عنصر و هر گونه گیاهی بدست آمد (جدول ۲). مقدار کل و قابل جذب عناصر Pb, Cd و Zn در نمونه های خاک در جدول ۱ نشان داده شده است.

نتایج و بحث

گیاهانیکه قادر به تثبیت فلزات آلاینده می باشند (Metal Excluder) توانایی اندکی در انتقال فلزات آلاینده به بافتهای فوقانی دارند از اینرو مصرف ایندسته گیاهان توسط دام در مراتع و چراگاههای آلوده نسبت به گیاهان

Hyperaccumulator که فلزات سنگین را در بخشهای هوایی خود جذب و نگهداری می کند خطرات کمتری را به همراه دارند [۱].

جدول ۱- غلظت کل و غلظت قابل جذب فلزات Zn و Pb, Cd خاکهای مورد مطالعه بر حسب میلی گرم در کیلوگرم

غلظت قابل جذب			غلظت کل			منطقه نمونه برداری
Zn	Pb	Cd	Zn	Pb	Cd	
۱۵۴/۱۸	۱۶/۶	۶/۲	۴۹۸۳	۱۳۷/۶	۲۵	معدن انگوران
۴۷/۹	۳۸/۷	۱/۴	۵۹۴۱/۶	۶۵۶۲/۱	۲۰	کارخانه سرب و روی

فاکتور انتقال (Translocation Factor) یکی از فاکتورهایی است که می تواند در تشخیص و تمایز گونه های گیاهی مورد نظر موثر واقع شود. با توجه به اینکه ایندسته از گیاهان غلظت فلزات سنگین را در بخشهای هوایی در پایین ترین حد نگهداری می کنند لذا فاکتور انتقال کمتر از واحد خواهد بود [۴].

جدول ۲- نتایج تجزیه بخشهای هوایی و ریشه نمونه های منتخب

غلظت عناصر سنگین (میلی گرم در کیلوگرم)						تیره	گونه	نام فارسی
بخش ریشه			بخش هوایی					
Zn	Pb	Cd	Zn	Pb	Cd			
۱۱۶/۷۱	۱۰/۱۸	۰/۱۰	۸۴/۰۳	۲/۳۴	۰/۰	Poaceae	Agilops triuncialis	نوعی جو هرز
۱۳۲/۷۱	۸/۳۹	۰/۳۲	۹۰/۲۴	۱/۵۱	۰/۰	Euprbiaceae ho	Euphorbia rigida	شیر سگ
۶۸/۸۲	۰/۸۲	۰/۲۴	۳۷/۸۵	۰/۲۸	۰/۰	Poaceae	Bromus sericeus	جو میشی

از بین گیاهان مورد مطالعه تنها سه گونه گیاهی مندرج در جدول ۲ شناسایی شدند که فاکتور مذکور در هر سه مورد

فلزات سرب، روی و کادمیوم کمتر از واحد محاسبه گردید (جدول ۳).

جدول ۳- میزان فاکتور انتقال در گیاهان منتخب

فاکتور انتقال (TF)			تیره	گونه	نام فارسی
Zn	Pb	Cd			
۰/۷۲	۰/۲۳	۰/۰	Poaceae	Agilops triuncialis	نوعی جو هرز
۰/۶۸	۰/۱۸	۰/۰	Euphorbiaceae	Euphorbia rigida	شیر سگ
۰/۵۵	۰/۳۴	۰/۰	Poaceae	Bromus sericeus	جو میشی

منابع

- گلچین، ا.، آتش نما، ک.، تکاسی، م. و اسماعیلی، م.، ۱۳۸۶. تأثیر فلزات سنگین بر روی مراتع و دامهای استان زنجان. سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان زنجان. ۱۰۳ صفحه.
- Jackson, M. L. 1967. Soil chemical Analysis, Prentice- Hall of India private limited, New Dehli.
- Lindsay, W. L., and Norvell, W. A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganase, and copper; Soil Science Society of America Journal. 42:421-428.
- Yanqun, Z., Yuan, L., Schvartz, C., Langlade, L. and Fan, L. 2004. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead-zinc mine area, China. Environment International. 30:567-576.

بررسی تأثیر چرای دام از مراتع آلوده به فلزات سنگین بر فراورده های دامی

احمد گلچین و کریم آتش نما

استاد گروه خاکشناسی دانشگاه زنجان و محقق جهاد کشاورزی استان قم Karim57@gmail.com

مقدمه

آلودگی به فلزات سنگین یکی از آلودگیهای عصر حاضر بوده که وسعت آن در حال افزایش است. فلزات آلاینده‌ای که از خاک وارد اندامهای گیاهی و جانوری می شوند، در حقیقت وارد چرخه غذایی انسان شده و از این طریق امنیت غذایی انسان را به مخاطره می اندازند. استفاده از چراگاهها و مراتع مجاور مناطق صنعتی خصوصاً با علم بر اینکه برخی از گیاهان (Hyperaccumulator) مستعد جذب مقادیر بالایی از فلزات آلاینده می باشند، می تواند امنیت غذایی و بدنبال آن سلامتی انسان را به مخاطره می اندازد.

مصرف گیاهان علوفه ای آلوده توسط دام و حیوانات اهلی از دو دیدگاه قابل بررسی است: اول آنکه استفاده از علوفه های آلوده باعث بروز ناراحتی هایی در دام و حیوانات اهلی از قبیل کاهش تولید شیر و سرعت رشد، کاهش مقاومت نسبت به بیماریها و عفونتها و اختلال در تولید مثل می شود. دوم آنکه با مصرف فراورده های آلوده دامی، مواد آلاینده وارد چرخه غذایی انسان خواهند شد. هنگامیکه فلزاتی از قبیل Cd و Pb همراه با جیره غذایی به مصرف دام برسد، فلزات مذکور به مدت‌های طولانی در کلیه و کبد حیوانات تجمع یافته و ذخیره می شوند [۱]. مسلماً بدون آگاهی از سلامتی اندامهای مذکور مصرف آنها منجر به ورود مقادیر قابل ملاحظه ای از Cd و Pb به بدن انسان خواهد شد. نظر به اهمیت موضوع و آگاهی از مقادیر آلودگی فراورده های دامی مناطق آلوده پژوهشی بر روی دامهای مناطق آلوده به فلزات سنگین استان زنجان صورت گرفت.

مواد و روشها

مراتع دو منطقه آلوده به فلزات سنگین در استان زنجان شامل معدن سرب و روی انگوران واقع در ۱۳۰ کیلومتری جنوب غربی شهرستان زنجان و کارخانه سرب و روی زنجان واقع در ۱۰ کیلومتری شرق شهرستان زنجان برای این تحقیق انتخاب شدند [۲]. گله ها و دامهای مصرف کننده علوفه مراتع آلوده مجاور مناطق صدرالاشاره شناسایی و سپس از شیر تولیدی به دفعات معین نمونه برداری گردید. با توجه به اینکه کبد و کلیه دام نسبت به سایر اعضا حاوی بیشترین مقدار فلزات آلاینده خواهند بود [۴] از اعضای مذکور دامهای ارسالی به کشتارگاه و همچنین کشتار موردی در منطقه نمونه برداری گردیده و سپس میزان عناصر Cd و Pb در این اعضا و همچنین نمونه های شیر جمع آوری شده به شیوه های معمول در آزمایشگاه اندازه گیری شد [۳] و مقادیر به ترتیب میلی گرم در کیلوگرم بافت تازه و میلی گرم در لیتر شیر محاسبه شدند.

نتایج و بحث

بررسی مقادیر فلزات سنگین در جگر و کلیه حیواناتی که در مناطق آلوده و از علوفه آلوده تغذیه کرده اند نشان می دهد که این حیوانات نسبت به حیوانات مناطق غیرآلوده مقادیر بیشتری از فلزات سمی را به همراه علوفه بلعیده اند (جدول ۱). از مقایسه مقادیر اندازه گیری شده در جدول ۱ مشاهده می شود که بالاترین غلظت فلزات سنگین در کلیه وجود داشته است. علیرغم اینکه در جگر مقدار کمتری از فلزات نسبت به کلیه دیده می شود اما باید در نظر داشت که با توجه به حجم بالای کبد نسبت به کلیه، بیشترین مقدار فلزات سمی در کبد تجمع می یابند [۱]. این امر نشان از آن دارد که مصرف اندامهای مذکور برای انسان می تواند بسیار مضر و خطرناک باشد.

جدول ۱- مشخصات میزان آلودگی سرب و کادمیوم در کبد و کلیه دامهای آلوده

سرب (میلی گرم در کیلوگرم بافت تازه)				کادمیوم (میلی گرم در کیلوگرم بافت تازه)			
کلیه		کبد		کلیه		کبد	
درصد نمونه های آلوده	محدوده آلودگی	درصد نمونه های آلوده	محدوده آلودگی	درصد نمونه های آلوده	محدوده آلودگی	درصد نمونه های آلوده	محدوده آلودگی
۱۰۰	۰/۱۲-۰/۵	۳۶/۴	۰/۰۶-۰/۱۵	۱۰۰	۰/۵-۱/۰۹	۷۲/۷	۰/۰۷-۰/۱۲

علیرغم اینکه بسیاری از پژوهشگران بیان می دارند که حیواناتی مانند گاو و گوسفند دارای مکانیزمهای هستند که از ورود فلزات سنگینی مانند کادمیوم و سرب به شیر جلوگیری می کنند اما نتایج حاصل از تجزیه نمونه های شیر حیوانات مناطق آلوده نشان می دهد که بخشی از فلزات سمی که به مصرف حیوانات اهلی رسیده در شیر نیز قابل اندازه گیری است (جدول ۲).

جدول ۲- میزان و محدوده آلودگی Cd و Pb در نمونه شیرهای آلوده

سرب (میلی گرم در لیتر شیر تازه)			کادمیوم (میلی گرم در لیتر شیر تازه)		
گاو	گوسفند	بز	گاو	گوسفند	بز
۰/۰۵-۰/۴۶	۰/۰۳-۰/۲۴	۰/۰۶-۰/۲۳	۰/۱۳	۰/۰۲۵	تعیین نشد

منابع

- [۱] امانلو، حمید. ۱۳۷۹. خوراک دادن و تغذیه گاوهای شیری (ترجمه). انتشارات دانشگاه زنجان. زنجان، ایران.
- [۲] گلچین، احمد. ۱۳۸۴. منابع آلاینده خاکها و محصولات زراعی و باغی استان زنجان به فلزات سنگین. سازمان مدیریت و برنامه ریزی استان زنجان.

[3] Anastasio, A., Caggiano, Macchiato. and Macchiato, M. 2006. Heavy Metal Concentrations in Dairy Products from Sheep Milk Collected in Two Regions of Southern Italy. Acta Scandinavica. 47(1):69-74.

[4] Kocan, A. and Shaw, M. 1980. Heavy metal concentration in the kidneys of white-tailed deer in Oklahoma. Journal of wild life disease. 16:593-596.

اثر دو نوع ماده آلی بر سینتیک واجذبی مس در دو خاک استان کرمان

لیلا صادق کسمائی^۱، مجید فکری^۲، نرجس گرگین^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان، ^۳ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی

مقدمه

مس از جمله عناصر کم مصرف مورد نیاز گیاهان می باشد. یون مس دو ظرفیتی به طور محکم به اسیدهای هیومیک و فولویک موجود در خاکها چسبیده و ترکیبات پیچیده مس- ماده آلی را تشکیل می دهد [۱]. البته خاکهای دارای ماده آلی یکسان از لحاظ توانایی کمپلکس کردن یون مس متفاوت اند [۲]. با این وجود نتایج تحقیقات انجام شده نشان می دهد که کمبود مس بیشتر در خاکهای آلی دیده می شود [۷]. تجمع فلز در محلول خاک و قابلیت استفاده بیولوژیکی آن به وسیله واکنشهای جذب و واجذب روی سطوح خاک کنترل می شود. از آنجا که جذب سطحی و کمپلکس مس به وسیله مواد آلی یک سازوکار مهم برای نگهداری و حرکت مس در خاک است [۵]، لذا هدف تحقیق حاضر بررسی تاثیر مواد آلی بر سینتیک واجذبی مس در زمان های مختلف توسط عصاره گیر ایی دی تی آ در دو خاک استان کرمان و برمیانگین ضرایب حاصل از معادله های سینتیکی مورد مطالعه می باشد.

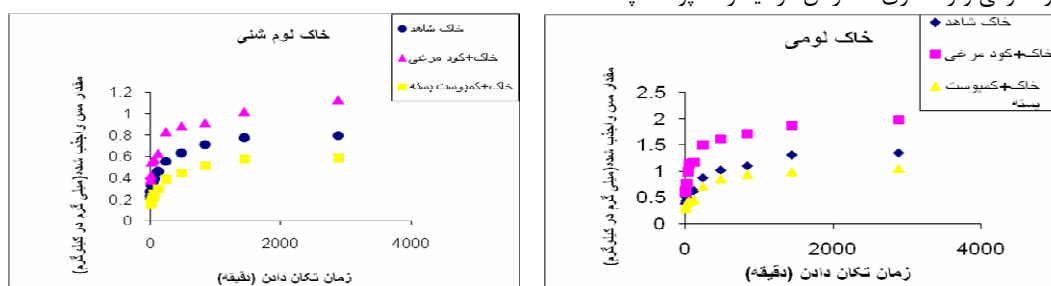
مواد و روشها

در این بررسی ابتدا دو نمونه خاک (با بافتهای لوم شنی و لوم) از افق سطحی (۳۰-۵۰ سانتیمتری) خاکهای استان کرمان جمع آوری شدند. بعد از هوا خشک کردن نمونه ها و عبور از الک دو میلیمتری برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی آنها تعیین گردید. به هر دو نمونه خاک ۳ درصد ماده آلی از دو منبع مختلف شامل کود مرغی و کمپوست پسته در سه تکرار اضافه شد. مواد آلی به ۳۰۰ گرم از هر خاک در ظروف پلاستیکی اضافه و به مدت ۹۰ روز در درجه حرارت ۲۵- ۲۰ درجه سانتیگراد و رطوبت حدود ظرفیت مزرعه (با روش توزین) خوابانیده شدند. در مطالعات سینتیکی نمونه های ۵ گرمی خاک در لوله های سانتریفوژ ۵۰ میلی لیتری ریخته و سپس ۲۵ میلی لیتر از عصاره گیر ایی دی تی آ به نمونه ها اضافه گردید و در دستگاه تکان دهنده به صورت جداگانه و برای دوره های زمانی ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۸۴۰، ۱۴۴۰ و ۲۸۸۰ دقیقه با سرعت ۱۵۰ دور بر دقیقه تکان داده شدند. پس از اتمام هر زمان تکان دادن، لوله ها را به مدت ۱۵ دقیقه در دستگاه گریز از مرکز قرارداده و سپس محلول زلال رویی از کاغذ صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد و غلظت مس عصاره گیری شده توسط دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. داده های به دست آمده به وسیله نرم افزارهای SPSS و Excel تجزیه و تحلیل شدند. معادلات سینتیکی شامل معادله مرتبه صفر، مرتبه اول، مرتبه دوم، مرتبه سوم، پخشیدگی سهموی، الوویچ ساده شده و سرعت دوطبقاتی در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفت. معادلاتی که دارای بیشترین ضریب تبیین و کمترین خطای استاندارد هستند به عنوان بهترین معادلات پیش بینی کننده سینتیک واجذبی مس در خاکها انتخاب شدند. سپس ضرایب مربوط به معادلات با قدرت پیش بینی بالا محاسبه و میانگین این ضرایب بین تیمارهای مختلف مورد مقایسه قرار گرفت.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از تحقیق نشان داد که در هر دو خاک، مقادیر واجذبی مس از ۵ دقیقه تا ۲۸۸۰ دقیقه تکان دادن افزایش پیدا کرده است. هر چند آزاد شدن مس از خاکها در ابتدا سریع بوده ولی با گذشت زمان از سرعت آزاد شدن مس کاسته می شود به طوری که در زمان ۲۸۸۰ دقیقه روند آزاد سازی تقریباً به حالت تعادل می رسد (نمودار ۱). در هر دو خاک از بین دو تیمار استفاده شده، کود مرغی نسبت به شاهد و تیمار کمپوست پسته به طور معنی دار مقدار بیشتری مس

را آزاد کرده است. آنالیز شیمیایی کود مرغی استفاده شده نشان داد که این کود دارای مقدار زیادی مس بوده است. همچنین در هر دو خاک در تیمار کمپوست پسته میزان رهاسازی مس نسبت به شاهد و تیمار کود مرغی به طور معنی داری کاهش پیدا کرده است. کاراکا (۲۰۰۴) با بررسی اثر پسمان های آلی بر قابلیت عصاره گیری مس و کادمیوم نشان داد که مقدار مس عصاره گیری شده با افزایش در سطح مصرف تفاله انگور کاهش و با افزایش مقدار گرد تنباکو افزایش می یابد [۶]. از بین معادلات استفاده شده در این تحقیق، معادلات الوویچ ساده شده، سرعت دو ثابتی و معادله پخشیدگی سهموی بهترین معادلات سینتیکی توصیف کننده واجذبی مس می باشند که بالاترین ضریب تبیین و کمترین خطای استاندارد را داشتند. تاثیر تیمارهای مورد استفاده بر میانگین ضرایب این معادله ها معنی دار بوده است. چین و کلی تون (۱۹۸۰) بیان کردند که ثابتهای α_s و β_s مربوط به معادله الوویچ ساده شده می توانند جهت مقایسه روند آزاد سازی عناصر غذایی در خاکهای مختلف مورد استفاده قرار گیرند [۳]. دانگ و همکاران (۱۹۹۴) گزارش کردند که افزایش در مقدار ضریب a و کاهش در مقدار ضریب b در معادله سرعت دو ثابتی نشان دهنده افزایش در میزان رهاسازی عناصر غذایی است [۴]. ضریب β_s در هر دو خاک در نمونه های تیمار شده با کود مرغی دارای کمترین میزان و در نمونه های تیمار شده با کمپوست پسته دارای بیشترین میزان بوده است. کاهش در مقدار ضریب β_s احتمالاً نشان دهنده افزایش واجذبی مس میباشد. ضریب a از معادله سرعت دو ثابتی در هر دو خاک مورد مطالعه در تیمار کود مرغی به صورت معنی داری نسبت به تیمار کمپوست پسته و شاهد افزایش پیدا کرده است. در مقابل این ضریب در تیمار کمپوست پسته کمترین مقدار را داشت که نشان دهنده رهاسازی بیشتر مس در تیمار کود مرغی و رهاسازی کمتر آن در تیمار کمپوست پسته است.



نمودار (۱): رابطه میان مس واجذب شده توسط عصاره گیر ایی دی تی آ و زمان تکان دادن در خاکهای شاهد و تیمار شده

منابع

- [۱] خلد برین، ب. و ط. اسلام زاده (مترجم). ۱۳۸۰. تغذیه معدنی گیاهان عالی (جلد اول). انتشارات دانشگاه شیراز.
- [۲] ملکوتی، م. ج. و ع. ج. ریاضی همدانی (مترجم). ۱۳۷۰. کودها و حاصل خیزی خاک. مرکز نشر دانشگاهی.
- [3] Chien, S. 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: 265-286.
- [4] Dang, Y. P., R. C. Dalal, D. G. Edwards, and K. G. Tiller. 1994. Kinetics of zinc desorption from Vertisols. Soil Sci. 58 : 1392-1399.
- [5] Deka, A. K. and S. R. Poonia. 1996. Effect of farmyard manure on copper sorption in soils from semiarid and humid regions. Indian Soc. Soil Sci. 44: 667-673
- [6] Karaca, A. 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zink in soil. Geoderma. 122: 297-303.
- [7] McBride, M. G. and D. V. Crawford. 1979. Zinc and copper solubility as a function of pH in an acid soil. Soil Sci. 43: 866-870.

ارزیابی توانمندی کلم زینتی (*Brassica oleracea var. viridis*) در پالایش سبز کادمیم از خاک

مسعود داوری^۱، مهدی همایی^۲ و ابراهیم بابائیان^۳

^۱ دانشجوی دکتری و کارشناسی ارشد خاکشناسی و ^۲ استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت

مدرس تهران

مقدمه

برای آلودگی‌زدایی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین، روش‌هایی رایج همچون خاک‌برداری، خاک‌ریزی، اسیدشویی، شستشوی خاک، شیشه‌ای کردن و جامد سازی پیشنهاد شده است. لیکن این فناوریها، بدلیل پرهزینه، معمولاً با مقبولیت عمومی اندک و آسیب بسیار به خاک همراه است [۲، ۳]. در سالهای اخیر، پژوهشگران به توانایی گیاهان در جذب و اندوزش فلزات سنگین، به مثابه‌ی روشی نوین نگریسته و از برخی گونه‌های گیاهی برای آلودگی‌زدایی خاک استفاده می‌کنند. به این روش پالایش سبز (Phytoremediation) گویند [۵]. برخی پژوهشگران، گیاهانی همچون *Thlaspi*، *Utrica*، *Chenopodium* و *Allyssum* مورد ارزیابی قرار داده و دریافته‌اند که این گیاهان برای جذب و اندوزش مس، نیکل، سرب و روی مناسب می‌باشند [۴]. در این پژوهش تلاش شد، امکان پالایش سبز خاک‌های آلوده به کادمیم با استفاده از گیاه کلم زینتی بررسی شود.

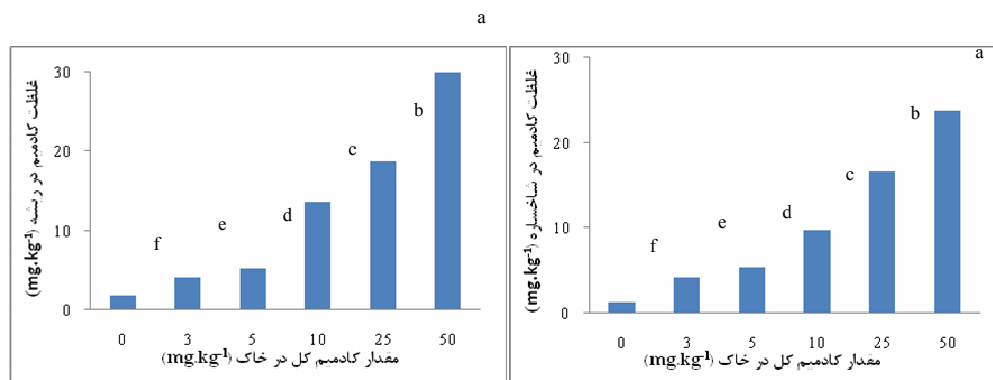
مواد و روش‌ها

این پژوهش در قالب طرح کامل تصادفی در پنج تکرار اجرا شد. خاک مورد آزمایش از مزرعه‌ای واقع در آبیگ در استان قزوین از عمق ۰-۳۰ سانتی‌متری جمع آوری شد. خاک با استفاده از نمک کلرید کادمیم با سطوح غلظتی صفر، ۳، ۵، ۱۰، ۲۵ و ۵۰ میلی گرم در کیلوگرم آلوده و بمدت ده هفته در شرایط رطوبتی ظرفیت زراعی رها شد. سپس با پر کردن گلدانها، بذر کلم زینتی در آنها کاشته شد. بر اساس نتایج آزمون خاک، نیاز غذایی گیاه بصورت کودهای شیمیایی N,P,K در طول دوره رشد به خاک اضافه گردید. گلدان‌ها بر اساس مصرف ۸۰ درصد رطوبت ظرفیت زراعی آبیاری شدند. با گذشت ۶ ماه از زمان جوانه زنی، کار برداشت نمونه‌های گیاهی انجام شد. ریشه و شاخساره‌ها جدا و پس از شستشو در آون در دمای ۸۰ درجه‌ی سانتیگراد خشک و آسیاب شدند. مقادیر کادمیم گیاه و کادمیم کل خاک بترتیب با روش اکسیداسیون تر و اکسیداسیون با اسید نیتریک ۴ مولار عصاره‌گیری و با دستگاه‌های جذب اتمی (Atomic Absorption Spectrometer, Shimadzu AA-670G) و پرتوسنجی نشری پلاسمایی جفت شده القایی (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry, Varian Vista-PRO) اندازه‌گیری شد [۱].

نتایج و بحث

بر اساس نتایج تجزیه‌ی واریانس داده‌ها، افزایش غلظت نیکل در خاک، بر مقدار آن در اندام‌های مختلف گیاه کلم زینتی (*Brassica oleracea var. viridis*) شامل ریشه و شاخساره تأثیری معنی‌دار دارد؛ به عبارت دیگر، الگوی تغییرات غلظت کادمیم در اندام‌های مختلف گیاه کلم زینتی از الگوی افزایش سطوح غلظتی کادمیم در خاک پیروی می‌کند. در شکل ۱ نتایج مقایسه‌ی میانگین‌های کادمیم انباشته شده در ریشه و شاخساره‌ی گیاه کلم زینتی بوسیله‌ی آزمون چند دامنه‌ای دانکن ارائه شده است. همان‌گونه که در این شکل مشاهده می‌شود بین میزان اندوزش کادمیم ریشه و شاخساره گیاه کلم زینتی در سطوح مختلف آلودگی خاک، در سطح یک درصد اختلافی معنی‌دار وجود دارد. افزون بر این، نتایج نشان داد که میزان کادمیم انباشته شده در شاخساره گیاه کلم زینتی، کمتر از مقدار آن در ریشه است. چنانکه در وزن خشک شاخساره، گیاه می‌تواند ۲۳/۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم کادمیم را جذب و در خود

انباشت کند. لیکن این مقدار در وزن خشک ریشه برابر با ۳۸/۱۲ میلی گرم بر کیلوگرم بود. با وجود اینکه غلظت کادمیم انباشته در کلم زینتی کمتر از یک درصد می باشد، اما به دلیل تولید زیست توده‌ی فراوان توسط این گیاه و توانایی آن در تحمل سرمای تا ۱۰- درجه سانتی‌گراد، گیاه مذکور می‌تواند به عنوان یک عامل "کاهش دهنده" آلودگی کادمیم از خاک معرفی گردد.



شکل ۱- غلظت کادمیم انباشته شده در ریشه و شاخساره‌ی گیاه کلم زینتی

بدین ترتیب می‌توان نتیجه گرفت که این گیاه به دلیل برخورداری از ویژگی‌های فیزیولوژیک ویژه، می‌تواند برای کاهش سطح آلودگی کادمیم در مکان‌هایی با آلودگی حاد پیشنهاد گردد.

منابع

- 1- **Brooks, R. R.** (1998). *Plants That Hyperaccumulate Heavy Metals*. CAB International, Wallingford, UK.
- 2- **Kayser, A., K. Wenger., A. Keller., W. Attinger., H. R. Felix., S. K. Gupta and R. Schulin.** (2000) Enhancement of phytoextraction of Zn, Cd and Cu from calcareous soil: the use of NTA and sulfur amendments. *Environ. Sci. Technol.* 34: 1778-1783.
- 3- **Lombi, E., F.J. Zhao., S. J. Dunham and S. P. McGrath.** (2001). Phytoremediation of heavy-metal contaminated soils: natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *J. Environ. Qual.* 30: 1919-1926.
- 4- **Schnoor, J. L.** (2002). *Phytoremediation. Technology Evaluation Report TE-98-01*. GWRTAC, Pittsburg, PA.
- 5- **Verma, O., K. V. George., H. V. Singh., S. K. Singh., A. Juwarkar and R. N. Singh.** (2006). Modeling rhizofiltration: heavy-metal uptake by plant roots. *Environmental Modeling and Assessment*. 11: 387-394

اثر آهک زدایی بر شکل های شیمیایی روی در خاکهای آهکی بوسیله سه روش عصاره گیری دنباله ای

محبوب صفاری^{۱*}، جعفر یثربی^۲، نجفعلی کریمیان^۳، حامد فتحی^۱

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد، ^۲ استادیار، ^۳ استاد، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی شیراز، دانشگاه شیراز

مقدمه

بیشتر از ۶۰٪ خاکهای ایران دارای کمبود روی با کاهش متوسط عملکرد ۵۰٪ هستند. از آن جا که قسمت اعظم خاکهای ایران دارای مقدار زیادی کربنات کلسیم می باشد و جزء خاکهای آهکی به شمار می روند، کمبود روی در این خاکها بسیار محتمل می باشد. پایین بودن قابلیت استفاده روی در خاکهای آهکی با پ هاش بالا اغلب به علت جذب سطحی شدن بوسیله رس و یا کربنات کلسیم بوده و یا معلول تشکیل $Zn(OH)_2$ یا $ZnCO_3$ می باشد (مارشتر، ۱۹۹۵). مطالعات گذشته از وجود رابطه منفی شکل های شیمیایی روی (غیر از شکل کربناتی) با کربنات کلسیم گزارش داده اند. شکل کربناتی روی در بعضی از روش های عصاره گیری دنباله ای دارای مقدار قابل توجه ای می باشد و از طرفی این شکل از روی رابطه نسبتا خوبی با جذب توسط گیاه دارد. از طرف دیگر تحقیقات نشان می دهد که این شکل از روی دارای رابطه مستقیم با میزان کربنات کلسیم موجود در خاک می باشد. تحقیق حاضر به منظور بررسی خروج کربنات کلسیم بر شکل های شیمیایی روی، خصوصا شکل کربناتی، با استفاده از سه روش عصاره گیری متوالی انجام گرفت.

مواد و روش ها

به منظور این پژوهش ۳۰ نمونه خاک از مناطق مختلف استان های فارس و گیلان از عمق صفر تا ۳۰ سانتی متری جمع آوری و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها به روش های متداول اندازه گیری شد. از بین آنها ۹ نمونه که دارای تنوع زیادی از لحاظ خصوصیات فیریکوشیمیایی بودند، انتخاب و آهک موجود در آنها با دو عصاره گیر اسید کلریدریک ۵٪/۵۰ نرمال و استات سدیم یک نرمال در پ هاش ۵ (روش قابل استفاده در خالص سازی رس) خارج شد. و اثرات کاربرد روی به صورت آزمایش فاکتوریل $9 \times 3 \times 3$ در قالب طرح کاملا تصادفی با سه تکرار شامل سه سطح روی (۰ و ۵ و ۱۰ میکرو گرم در گرم به صورت $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) ۹ خاک بومی و ۳ تیمار خاک بومی آهکی، آهک زدایی شده با اسید کلریدریک و آهک زدایی شده با استات سدیم، بررسی شد. رطوبت نمونه ها به وسیله آب مقطر به رطوبت ظرفیت مزرعه رسانده و مدت ۸ هفته در دمای ۲۵ درجه سلسیوس جهت رسیدن به حالت تعادل نگهداری شدند. پس از انجام دوره خوابانیدن نمونه ها در هوا خشک شده جهت بررسی شکل های شیمیایی روی مورد آزمایش قرار گرفتند. برای جداسازی و تعیین شکل های شیمیایی روی در خاک، از سه روش عصاره گیری اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲)^[۴]، سینگ و همکاران (۱۹۸۸)^[۳]، ما و اورن (۱۹۹۵)^[۱] استفاده گردید. تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از نرم افزارهای SPSS و MSTATC و آزمون دانکن انجام گرفت.

نتایج و بحث

نتایج بدست آمده نشان می دهد، در نمونه های آهک زدایی شده با اسید کلریدریک و استات سدیم (بدون اعمال تیمار روی) مقدار روی کل به طور معنی داری در تمام خاکها کاهش یافته که دلیل این امر به علت از هم پاشیدن و به هم ریختن لایه های سیلیکاتی خاک و در نتیجه خروج روی از سطوح داخلی و خارجی کانی های خاک خصوصا در جزء رس می باشد. به طوری که در نمونه های آهک زدایی شده با اسید کلریدریک، مقدار شکل آلی در خاک های موجود

به مقداری نبود که توسط دستگاه قابل تشخیص باشد. اما نتایج بدست آمده از مقادیر نسبی شکلها در خاکهای آهک زدایی شده بوسیله اسید کلریدریک در روش اسپوزیتو و همکاران به ترتیب تئمه و کربناتی (شکل های آلی، تبادلی و محلول غیر قابل تشخیص توسط دستگاه بودند)، در روش سینگ و همکاران به ترتیب در شکل های تئمه، کربناتی، متصل به اکسیدهای آهن متبلور، تبادلی، متصل به اکسیدهای آهن بی شکل و متصل به اکسیدهای منگنز (شکل آلی غیر قابل تشخیص توسط دستگاه بود) و در روش ما و اورن به ترتیب در شکل های تئمه، کربناتی، متصل به اکسیدهای آهن و آلومینیوم، اکسیدهای منگنز، جذب سطحی و محلول در آب بیشترین مقدار از شکلهای روی را به خود اختصاص داده اند، و مقادیر نسبی شکلها در خاکهای آهک زدایی شده بوسیله استات سدیم در روش اسپوزیتو و همکاران به ترتیب تئمه، کربناتی، آلی و تبادلی (شکل آلی غیر قابل تشخیص توسط دستگاه بود)، در روش سینگ و همکاران به ترتیب در شکل های تئمه، کربناتی، متصل به اکسیدهای آهن متبلور، متصل به اکسیدهای آهن بی شکل، متصل به اکسیدهای منگنز، تبادلی و آلی (شکل آلی غیر قابل تشخیص توسط دستگاه بود) و در روش ما و اورن به ترتیب در شکل های تئمه، کربناتی، متصل به اکسیدهای آهن و آلومینیوم، اکسیدهای منگنز، جذب سطحی، آلی و محلول در آب بیشترین مقدار از شکلهای روی را به خود اختصاص داده اند. اما بطور کلی نتایج حاکی از کاهش مقدار مطلق شکلها ولی افزایش معنی دار درصد نسبی شکلها به دلیل کاهش روی کل (غیر از شکل آلی در هر سه روش و شکل تبادلی در روش اسپوزیتو) در مقایسه با خاک شاهد (نمونه های آهکی) در هر ۳ روش شده است. همچنین نتایج نشان می دهد که مقادیر مختلف روی مصرفی به مانند شکل های بدون اعمال تیمار روی باعث افزایش معنی داری از درصد نسبی شکل های شیمیایی روی در هر سه روش فوق شده است. نتایج بدست آمده مانند افزایش سطوح کاربرد روی در خاکهای آهکی، حاکی از آن است که بیشترین تبدیل روی مصرفی در هر دو روش اسپوزیتو و همکاران و ما و اورن در شکل کربناتی می باشد، در صورتی که در روش سینگ و همکاران بیشترین تبدیل روی مصرفی به شکل تئمه است. اما با توجه به نتایج بدست آمده می توان گفت که آهک به عنوان یک عامل محدود کننده مهم در قابلیت دسترسی شکل های قابل دسترس روی برای گیاه می باشد. همچنین نتایج نشان می دهد که شکل استخراج شده به نام کربناتی نمی تواند منحصر معرف شکل اختصاصی متصل به کربنات کلسیم باشد. به طور کلی به نظر می رسد ذکر نام عصاره گیر مربوطه جهت نامگذاری مناسبتر از نامیدن آن به شکل شیمیایی مشخص است [۴].

منابع:

- [1] Ma, Y. B., and N. C. Uren. (1995). "Application of a new fractionation scheme for heavy metals in soils." *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 26: 3291-3303.
- [2] Marshner, H. (1995). "Mineral Nutrition of Higher plants." Second Edition. Academic Press. 889 pp. Inc. Ltd, London.
- [3] Singh, J. P., P. S. Karwasra, and M. Singh. (1988). "Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India." *Soil Sci.* 146: 359-366.
- [4] 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 solid phases." *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 260-2

ارزیابی و مقایسه روش‌های میانابایی کریجینگ و شبکه عصبی مصنوعی برای پیش بینی تغییرات مکانی بعضی از خصوصیات شیمیایی خاک

محبوب صفاری^{۱*}، جعفر یثربی^۲، معصومه معاذالهی^۳، حامد فتحی^۱، مصطفی عمادی^۴

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد، ^۲ استادیار، ^۴ دانشجوی دکتری، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی شیراز، دانشگاه شیراز

^۳ دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه

در یکی دو دهه اخیر، به موازات پیشرفت های سخت افزاری و نرم افزاری کامپیوتر و ارائه سامانه اطلاعات جغرافیایی، شاهد توجه و علاقه مندی روز افزونی به پردازش و مدل سازی داده های مکانی هستیم. منظور از داده های مکانی، مجموعه داده هایی است که علاوه بر مقادیر کمی و عددی، موقعیت جغرافیایی و مکانی نیز ثبت می گردد و در پردازش های مربوطه، به کار گرفته می شود. بسیاری از علوم محیطی از جمله علوم خاک، در بر گیرنده متغیر ها و خصوصیات هستند که مقادیر آنها به صورت پیوسته ای در فضا ی چند بعدی نمونه برداری، توزیع یافته اند [۱]. استفاده از روش های زمین آماری مانند روش کریجینگ در ده های اخیر با ارائه مدلهای مناسب جهت توصیف متغیر های ناحیه ای توانسته کمک شایانی به اعمال نهاده ها با اهداف افزایش محصول و کاهش آلودگی های زیست محیطی نماید. اما با توسعه سریع فناوری پردازش رایانه ای، اخیرا کاربرد شبکه های عصبی مصنوعی به عنوان ابزاری قوی که قادر به محاسبه معادلات پیچیده و تحلیل عددی با مناسب ترین تقریب می باشد، گسترش یافته است. تحقیق حاضر به منظور مقایسه و بررسی تغییرات مکانی بعضی از خصوصیات شیمیایی خاک با استفاده از دو روش کریجینگ معمولی (آمار کلاسیک وزمین آمار) و روش شبکه عصبی با دو ساختار تک لایه پنهان و چند لایه پنهان انجام گرفت.

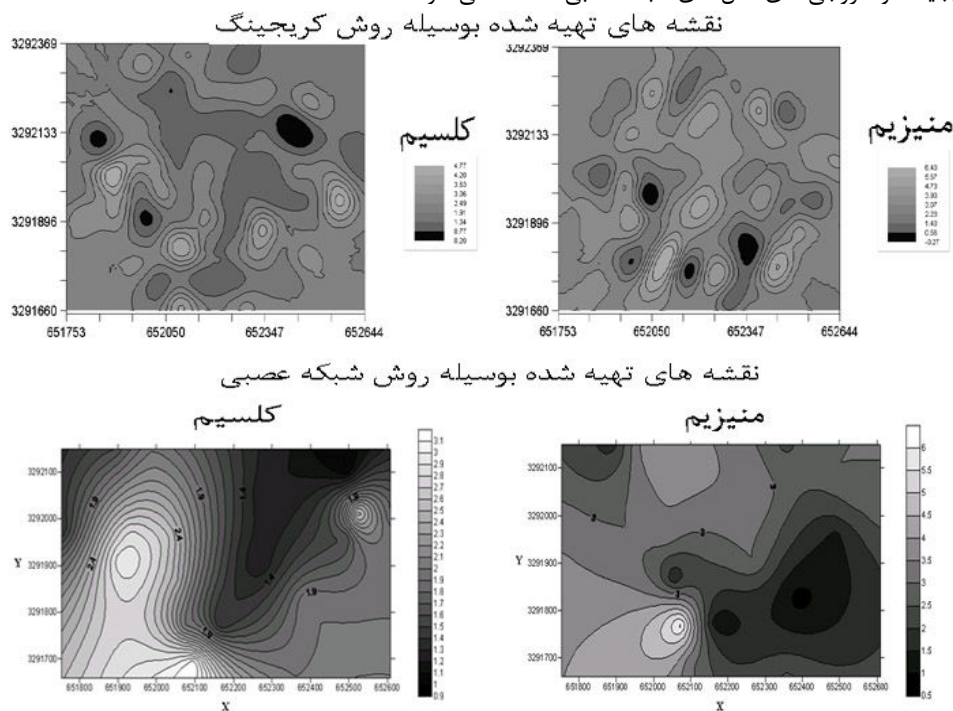
مواد و روشها

به منظور این پژوهش ۱۰۰ نمونه خاک از عمق ۰-۳۰ سانتی متری به صورت شبکه ای و در فواصل ۶۰×۶۰ متری از زمین آیشی واقع در مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز به وسعت ۴۷ هکتار برداشت و مختصات آن با GPS ثبت گردید. نمونه های برداشت شده بعد از خشک کردن و عبور از الک ۲ میلیمتری، خصوصیات شیمیایی آن (هدایت الکتریکی، کلسیم، منیزیم و پتاسیم) به روش های متداول اندازه گیری شد. در این تحقیق از دو روش (۱) روش زمین آماری کریجینگ (۲) روش شبکه عصبی که با دو مدل با ساختارهای تک لایه پنهان و چند لایه پنهان استفاده شد. به منظور بررسی چگونگی توزیع داده ها در بررسی روش کریجینگ، آنالیز های زمین آماری داده ها، رسم واریوگرام، تخمین داده ها و نهایتا رسم نقشه های دیجیتالی با استفاده از نرم افزار GS⁺ انجام گرفت. در بررسی به روش شبکه عصبی برای آموزش شبکه، داده ها به طور تصادفی به ۲ قسمت تقسیم شدند، طوری که ۸۰ درصد داده برای آموزش (انتشار به عقب) و ۲۰ درصد داده برای تست شبکه استفاده شد [۲]. در این قسمت از نرم افزار Matlab استفاده شد. همچنین رسم نقشه های دیجیتالی حاصل از خروجی روش شبکه عصبی مصنوعی با استفاده از نرم افزار Surfer انجام گرفت. برای مقایسه و بررسی دقت و همچنین یافتن روشی مناسب جهت میانابایی نقاط مجهول بین روش کریجینگ و روش شبکه عصبی، از میانگین خطای مطلق (MAE)، میانگین ریشه دوم خطا (RMSE) و ضریب همبستگی (r) استفاده شد.

نتایج

نتایج بدست آمده در بررسی چهار پارامتر شیمیایی خاک نشان می دهد که هدایت الکتریکی، کلسیم و منیزیم دارای ضریب تغییرات (CV) بالا (>۲۵) و پتاسیم دارای ضریب تغییرات پایین (<۲۵) در مزرعه می باشند. در بررسی روش زمین آماری کریجینگ نتایج واریو گرافی بدست آمده نشان می دهد که پارامترهای شیمیایی مورد نظر فقط از

واریوگراف گوسی تبعیت می کنند. همچنین نتایج حاصله نشان از هم بستگی قوی (>25) پارامترهای مورد نظر دارد [۳]. دامنه تاثیر بدست آمده در این تحقیق برای هدایت الکتریکی، کلسیم، منیزیم و پتاسیم به ترتیب ۵۱/۷۰، ۷۱/۲۰ و ۵۴ و ۷۹ متر می باشد. نتایج بدست آمده در بررسی و ارزیابی مدل سازی ساختار فضایی عناصر و هدایت الکتریکی نشان از تفاوت مدل ها برای هر عنصر دارد، به طوری که مناسبترین مدل با ساختار آموزشی انتشار به عقب برای کلسیم مدل یک لایه پنهان با ساختار ۱-۴-۲ با ضریب همبستگی ۰/۵۶، برای منیزیم مدل چند لایه پنهان با ساختار ۱-۴-۷-۲ با ضریب همبستگی ۰/۸۰، برای پتاسیم مدل دو لایه پنهان با ساختار ۱-۴-۷-۲ با ضریب همبستگی ۰/۴۱ و برای هدایت الکتریکی مدل چند لایه پنهان با ساختار ۱-۴-۵-۲ با ضریب همبستگی ۰/۹۸ بدست آمد. اما در ساختار نهایی نقشه های حاصلخیزی بدست آمده با توجه به میانگین خطای مطلق (MAE)، میانگین ریشه دوم خطا (RMSE) و ضریب همبستگی (r) نتایج حاکی از برتری روش شبکه عصبی، مدل چند لایه پنهان با آموزش انتشار به عقب دارد (به جز مدل انتخابی برای کلسیم که روش کریجینگ جواب بهتری داده است) که می تواند به عنوان روشی مناسب جهت بررسی تغییرات مکانی و میانابایی نقاط مجهول در این منطقه و این پارامترهای خاک به کار برده شود. در شکل زیر نمونه ای از نقشه های دیجیتال رسم شده از تغییرات مکانی کلسیم و منیزیم خاک های مورد مطالعه با روش کریجینگ و خروجی های مدل های شبکه عصبی مشاهده می شود.



منابع

- [۱] محمدی، ج. ۱۳۸۵، پدومتری ۲، آمار مکانی، انتشارات پلک، ۴۵۳ ص.
- [2] Dayhoff, J. E. 1990. Neural Network Principles. Prentice-Hall International, U.S.A
- [3] Warrick, A. W. 1998. Spatial variability *In* Environmental Soil Physics (Ed. D.Hillel). Academic Press, USA. pp. 655-675.

بررسی سینتیک واجذب کادمیوم از خاکهای استان گیلان

مریم اسفندبد^۱، ابراهیم ادهمی^۲ و مهران رضایی رشتی^۳

^۱ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان، ^۲ استادیار دانشکده کشاورزی دانشگاه یاسوج.

مقدمه

شناخت سرنوشت عناصر در خاک و رسوبات به منظور حفظ سلامت انسان و محیط از آلاینده‌ها دارای اهمیت زیادی است و آلودگی ناشی از کاربرد بیش از اندازه فلزات در کشاورزی و تولیدات کودی می‌تواند برای محیط زیست و جوامع بشری بسیار خطرناک باشد [۵]. جذب و آزادسازی فلزات سنگین یکی از مهمترین فرآیندهای تأثیرگذار بر چگونگی رفتار و سرنوشت آن فلزات در خاک است. بنابراین، قابلیت دسترسی و پتانسیل سمیت آنها را تحت تأثیر قرار می‌دهد [۱]. مطالعات سینتیکی از نظر ارزیابی وضعیت عناصر در خاک مورد توجه قرار می‌گیرند. در این روشها، سرعت جذب و آزادشدن عناصر در خاک تحت زمان مورد بررسی قرار می‌گیرد [۳]. در بین فلزات سنگین، کادمیوم یکی از مهمترین فلزات سمی است و بیشتر از سایر عناصر سنگین، مستعد حرکت به سمت لایه‌های پایین‌تر خاک و یا واردشدن به آبهای زیرزمینی است [۶]. اطلاعات کمی در مورد واجذب عناصر سنگین بخصوص عنصر کادمیوم در خاکهای استان گیلان در دسترس وجود دارد. با توجه به اهمیت واکنشهای واجذبی کادمیوم در خاک و نظر به اینکه تاکنون چنین مطالعه‌ای در خاکهای استان گیلان انجام نشده است، مطالعه حاضر جهت بررسی ۱- مقایسه پنج مدل سینتیکی در پیش‌بینی روند واجذبی کادمیوم افزوده شده در خاکهای زراعی؛ و ۲- تعیین همبستگی ضرایب معادلات و برخی ویژگیهای فیزیکوشیمیایی خاکها صورت گرفت.

مواد و روشها

در این تحقیق از ۱۵ نمونه خاک دارای ویژگیهای فیزیکوشیمیایی متفاوت از نقاط مختلف استان گیلان استفاده گردید. محدوده خصوصیات مختلف این خاکها در جدول ۱ ارائه شده است. آزمایش به صورت فاکتوریل با ۱ نمونه خاک و دو سطح کادمیوم (۱۵ و ۳۰ میلی‌گرم در کیلوگرم از منبع کلرید کادمیوم) در دو تکرار انجام شد. به ۲۰۰ گرم از هر خاک سطوح مورد نظر کادمیوم افزوده شد و بمدت ۶ هفته در دمای 25 ± 2 درجه سانتیگراد در انکوباتور و رطوبت ۲۰ درصد وزنی نمونه‌ها خوابانیده شدند. سینتیک واجذب کادمیوم در زمانهای سه و شش هفته پس از شروع خوابانیدن بررسی گردید. مقدار ۱۰ گرم از هر نمونه خاک توسط ۲۰ میلی‌لیتر عصاره گیر DTPA در زمانهای ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰ و ۹۶۰ دقیقه در دمای 25 ± 2 درجه عصاره‌گیری شد. غلظت کادمیوم واجذبی به وسیله دستگاه جذب اتمی تعیین شد. مقادیر واجذب کادمیوم با معادلات سینتیکی مرتبه صفر، مرتبه اول، پخشیدگی پارابولیک، دو ثابتی و الوویچ ساده برازش داده شدند. انتخاب بهترین معادلات جهت توضیح واجذب کادمیوم بر اساس ضریب تبیین (R^2) و خطای استاندارد (SE) صورت گرفت، ضرایب معدلاتی که بهترین انطباق را با داده‌های واجذب کادمیوم داشتند توسط نرم‌افزار Excel محاسبه گردید و ارتباط این ضرایب با خصوصیات خاک به وسیله نرم‌افزار SPSS مورد بررسی قرار گرفت.

جدول ۱- برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد مطالعه

	Clay (%)	OM (%)	Fe _o (mg kg ⁻¹)	CCE (%)	pH (1:2.5) (CaCl ₂)	CEC (cmol _(c) kg ⁻¹)
کمین	۸	۱/۵۳	۵۸۲	۱/۵۹	۴/۲۱	۱۴/۱۸
میانگین	۳۲	۹/۷۷	۴۸۳۳	۷/۷۸	۶/۶۵	۳۵/۰۰
بیشینه	۵۰	۴/۹۱	۹۳۴۸	۱۶/۵۱	۷/۶۱	۵۱/۹۴

نتایج و بحث

نتایج تجزیه‌های آماری نشان داد که در تمامی تیمارهای اعمال شده، مقادیر واجذب کادمیوم دارای برازش بالایی با معادله‌های پخشیدگی پارابولیکی ($R^2_{\text{mean}}=0/81$)، دو ثابتی ($R^2_{\text{mean}}=0/88$) و الویج ساده ($R^2_{\text{mean}}=0/93$) بودند. محدوده تغییرات ضرایب این معادلات در جدول ۲ آمده است. ضرایب مربوط به معادله‌های سینتیکی فوق نیز دارای همبستگی معنی‌داری با یکدیگر هستند. مقادیر k_p از معادله پخشیدگی پارابولیکی که نشان‌دهنده میزان پخشیدگی کادمیوم می‌باشد، با ضریب β_s از معادله الویج ساده که دلالت بر میزان واجذب کادمیوم دارد، دارای رابطه منفی معنی‌داری است. بنابراین طبق یافته‌های پاولاتو و پلی-زوپولوس [۴] می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش پخشیدگی کادمیوم، مقادیر β_s و یا واجذب کادمیوم کاهش می‌یابد. بین ضرایب a و b از معادله سینتیکی دو ثابتی همبستگی منفی معنی‌داری وجود دارد، یعنی با افزایش ضریب a ، ضریب b کاهش پیدا می‌کند. دانگ و همکاران [۲] گزارش کردند که افزایش ضریب a و کاهش ضریب b نشان‌دهنده افزایش مقادیر واجذب از خاک می‌باشد. بررسی معادله‌های رگرسیونی چند متغیره بین ضرایب معادلات و ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاک نشان می‌دهد که pH و ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) مهمترین ویژگی‌های خاکهای این استان در پیش‌بینی ضرایب معادله‌های سینتیکی می‌باشند.

جدول ۲- محدوده تغییرات ضرایب معادلات

	پخشیدگی پارابولیکی $K_p \times 10^3$ ($\text{mg Cd kg}^{-1} \text{s}^{-0.5}$)	دو ثابتی		الویج ساده	
		a ($\text{mg Cd kg}^{-1} \text{s}^{-1}$) ^b	b (mg Cd kg^{-1}) ⁻¹	$\alpha_s \times 10^3$ ($\text{mg Cd kg}^{-1} \text{s}^{-1}$)	β_s (mg Cd kg^{-1}) ⁻¹
کمینه	۱۰/۸۵	۰/۰۵۳	۰/۰۶۶	۱/۳۳	۰/۲۵
میانگین	۳۱/۱۰	۲/۱۸۷	۰/۲۲۵	۲۲۶/۹۰	۰/۶۷
بیشینه	۶۴/۹۲	۸/۵۰۵	۰/۴۱۳	۱۱۵۷/۴۰	۱/۴۸

منابع

- [1] Breslin, V.T., 1999. Retention of metals in agricultural soils after amending with MSW and MSW biosolids compost. *Water Air Soil Pollut.* 109: 163-178.
- [2] Dang, Y.P., D.G. Dalal, D.G. Edwards and K.G. Tiller, 1994. Kinetics of zinc desorption from vertisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1392-1399.
- [3] Lindsay, W. L. 1979. Chemical equilibria in soils. p. 163-202. John Wiley & Sons, New York.
- [4] Pavalatou, A. and N.A. Polyzopoulos, 1988. The role of diffusion in the kinetics of phosphate desorption: The relevance of the Elovich equation. *J. Soil Sci.* 39: 425-436.
- [5] Strawn, D. G. and D. L. Sparks. 1998. Sorption kinetics of trace elements in soils and soil materials. p. 1-28. *In* H. M. Selim and I. Iskandar (eds.). Fate and transport of heavy metals in the Vadose Zone. Lewis publishers, Chelsea, MI.
- [6] Zhang, P.C. and D.L. Sparks, 1989. Kinetics and mechanisms of Molybdate adsorption/desorption at the goethite/water interface using pressure-jump relaxation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 1028-1034.

بررسی روش های میان یابی کریجینگ در تخمین شوری خاک (مطالعه موردی: میانکنگی - دشت سیستان)

مهدی کایدانی^۱، معصومه دلبری^۲، سید محمود طباطبایی^۳، عاطفه سلاجقه^۱

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، ^۲ استادیار گروه آبیاری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه زابل

مقدمه

شوری خاک به عنوان یک عامل محدود کننده به طور مستقیم روی رشد گیاهان تاثیر می گذارد، به همین دلیل در علوم کشاورزی و منابع طبیعی همواره مورد توجه قرار گرفته است [۱]. یکی از خصوصیات مشترک عوامل و ویژگی های محیطی، تغییرات پیوسته مکانی آن ها می باشد. بنابراین جهت توصیف کمی الگوهای پراکنش چنین متغیرهای محیطی، علاوه بر مقدار تعیین شده خصوصیت مورد نظر بایستی موقعیت جغرافیایی مشاهدات نیز به طور همزمان در نظر گرفته شود [۳]. شاخه ای از علم آمار کاربردی بنام زمین آمار قادر به ارائه مجموعه وسیعی از تخمین گره های آماری به منظور برآورد خصوصیت مورد نظر می باشد.

حسینی و همکاران (۱۹۹۴) از روش های نزدیک ترین همسایه، کریجینگ، میانگین متحرک، عکس فاصله و TPSS برای تحلیل شوری خاک و رسم نقشه های هم شوری استفاده کردند. نتایج حاصله حاکی از آن است که روش TPSS و کریجینگ معمولی دقیق ترین روش ها بودند در حالی که روش نزدیک ترین همسایه کمترین دقت را دارا بود [۴].

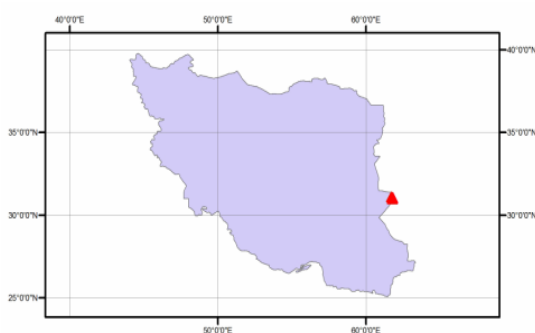
مواد و روش ها

محدوده مطالعاتی منطقه میانکنگی - شهرکی نارویی، وسعتی معادل ۵۱۰ کیلومتر مربع را شامل می شود و در موقعیت جغرافیایی بین ۶۱ درجه و ۳۰ دقیقه تا ۶۱ درجه و ۵۰ دقیقه طول شرقی و ۳۰ درجه و ۴۸ دقیقه و ۳۰ ثانیه تا ۳۱ درجه و ۱۵ دقیقه عرض شمالی قرار گرفته است و تماما در محدوده استان سیستان و بلوچستان واقع است (شکل ۱). داده ها به میزان ۱۱۷ عدد توسط شرکت مهندسی مشاور رواناب پژوهان بدست آمده است، بر همین اساس آمار

برداری از بهمن ماه سال ۸۳ آغاز گردیده و در اردیبهشت ماه ۸۴ کلیه آمارها ثبت گردیده است [۲].

خاک شور، خاکی است که دارای مقدار زیادی نمک های محلول بجز سدیم باشد. مقدار بیشتر نمک باعث عبور جریان الکتریکی بیشتر خواهد شد، مقدار جریان الکتریکی بیشتر خواهد شد. مقدار جریان الکتریکی، هدایت الکتریکی نامیده می شود و بوسیله واحد دسی زیمنس بر متر که معادل یک میلی موس بر سانتی متر است اندازه گیری می شود.

شکل شماره ۱ - موقعیت منطقه در سطح کشور



در این مطالعه، برای بررسی تغییرات مکانی شوری خاک از نیم تغییر نما^{۲۰} که یکی از معمول ترین ابزار زمین آماری می باشد استفاده می گردد. دو روش زمین آماری کریجینگ معمولی و کریجینگ شاخص با استفاده از تکنیک تایید متقابل مورد مقایسه قرار می گیرند. در نهایت باتوجه به مقدار مشاهده شده و برآورد شده دقت هر روش با معیارهای و RMSE^{۲۱} که معرف دقت و MBE^{۲۲} که معرف انحراف هر روش می باشد محاسبه می گردد.

^{۲۰} - SemiVariategram

^{۲۱} - Root square mean error

بحث و نتایج

به منظور بررسی و ساختار داده های شوری نیم تغییرنمای تجربی، با در نظر گرفتن متوسط فاصله ۲۰۰ متر ترسیم گردیده است (جدول ۱).

جدول شماره ۱- مشخصات مدل برازش شده به نیم تغییرنمای تجربی

مدل	اثر قطعه ای $(C_0) \left(\frac{ds}{m}\right)^2$	حد آستانه $(C_0 + C) \left(\frac{ds}{m}\right)^2$	دامنه تاثیر (m)	$C/(C_0 + C)$
کروی	۰/۰۱	۴/۹۵۲	۲۷۱۰	۰/۹۹۸

مطالعه این وریو گرام نشان می دهد که توزیع داده های شوری خاک در سطح منطقه به گونه ای است که مقدار اثر قطعه ای بسیار کم و نزدیک به صفر است که نشانگر همبستگی مکانی بالای شوری خاک می باشد. جهت کاربرد روش کریجینگ شاخص، تعداد پنج حد آستانه (۰/۱، ۰/۲۵، ۰/۵، ۰/۷۵ و ۰/۹) انتخاب گردید و وریوگرام های مربوط به هر کدام محاسبه گردیده است (جدول ۲). متوسط فاصله در تمامی آن ها ۳۵۰ متر گرفته شده است. جدول شماره ۲- مشخصات مدل های برازش شده توسط نیم تغییر نما در روش کریجینگ شاخص

حد آستانه	مدل	اثر قطعه ای	حد آستانه	دامنه تاثیر	$C/(C_0 + C)$
۱۵۷۰	کروی	۰/۰۰۳۱	۰/۰۷۹۲	۴۱۱۰	۰/۹۶۱
۲۴۰۰	کروی	۰/۰۰۰۱	۰/۲۵۴۲	۴۳۸۰	۱
۳۴۰۰	کروی	۰/۰۵۸۰	۰/۲۸۴۰	۳۲۱۰	۰/۷۹۶
۴۵۰۰	کروی	۰/۰۹۳۹	۰/۱۷۹۶	۲۳۴۲	۰/۴۷۷
۶۱۰۰	کروی	۰/۰۰۰۱	۰/۰۹۱۲	۲۰۴۰	۰/۹۹۹

بر اساس نتایج حاصله از اعتبار سنجی متقابل، روش کریجینگ شاخص با دارا بودن حداقل RMSE، از دقت بالاتری در تخمین شوری خاک برخوردار است. همچنین مقدار MBE در روش کریجینگ معمولی کمتر است که این نشان می دهد مدل، فضای مورد بررسی را در روش کریجینگ معمولی بهتر و با انحراف کمتری نشان می دهد و مقدار متغیر مورد نظر در حد مطلوب تری برآورد می شود (جدول ۳).

جدول شماره ۳- بررسی آماری مدل های بکار رفته

نوع روش	MBE	RMSE
کریجینگ معمولی	۰/۰۴۶۹	۲/۲۸
کریجینگ شاخص	۰/۰۵۲۲	۲/۰۰۸

منابع

- [۱] باقری بداغ آبادی، محسن، (۱۳۸۴)، پهنه بندی شوری خاک به منظور کاربری محیطی فضای سبز با استفاده از تکنیک AHP و اصول زمین آماری (در جزیره کیش)، مجله پژوهشی دانشگاه اصفهان، ۱۰۱-۱۱۶.
- [۲] بی نام، گزله مطالعات شناسایی و بهره برداری از منابع آب محدود سطحی و زیرسطحی دشت سیستان (میانکنگی و شهرکی نارویی)، شرکت مهندسی مشاور رواناب پژوهان، تیرماه ۸۴

- [3] Bouma, J., H. W. G. Booltink and P. A. Finke. 1996. Use of survey data for modeling solute transport in the Vadose. J. Environ. Qual. 25: 519-526.
- [4] Hosseini, E., J. Gallichand and J. Caron. 1993. Comparison of several interpolators for smoothing hydraulic conductivity data in south west Iran. ASEA, 36 (6): 1678-1693.

کاهش سمیت سرب با کاربرد ژئولیت در گیاه سویا

محمد رضا محمودآبادی، بصیر عطاردی، غلامرضا هادربادی، محمد حسین صابری

مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی خراسان جنوبی

مقدمه

مطالعات زیادی در خصوص تأثیر فلزات سنگین مانند سرب، کادمیم و کروم بر خصوصیات خاک و گیاه صورت پذیرفته است. انباشتگی فلزات سنگین مشکلات زیست محیطی و اکولوژیکی را به دنبال دارد [۲]. همچنین افزایش مقدار این عناصر خطرات جدی را برای سیستم خاک - گیاه - حیوان به دنبال دارد. یکی از روشهای اصلاح خاکهای آلوده به فلزات سنگین استفاده از تیمارهای فیزیکوشیمیایی مانند استفاده از کانیهای رس طبیعی می باشد [۳]. ژئولیت ها آلومینوسیلیکاتهای هیدراته هستند که مانند غربال مولکولی عمل کرده و به دلیل داشتن ظرفیت تبادل کاتیونی بالا و قرار گرفتن بعضی از کاتیونها در شبکه خود علاوه بر نقش اصلاح کنندگی در خاک می توانند نقش تغذیه ای داشته و باعث بهبود رشد گیاه شوند.

مواد و روشها

هدف از این مطالعه ارزیابی گلخانه‌ای اثرات ژئولیت روی سمیت بور، رشد، ترکیب شیمیایی و گره زایی گیاه سویا (*Glycine max L.*) رقم ویلیامز (Williams) می باشد. جهت بررسی تأثیر سرب و ژئولیت بر پارامترهای رشد سویا از سه سطح ژئولیت (۰، ۲ و ۵ گرم ژئولیت در کیلوگرم خاک) و سه سطح کاربرد سرب (۰، ۱۰ و ۲۵ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک) استفاده شد. آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. گیاهان به مدت هشت هفته در خاک رشد داده شدند. در اواخر هفته هشتم گیاه سویا از محل طوقه قطع شده و پس از شستشو با آب مقطر در دمای ۶۵ درجه سانتی گراد به مدت ۴۸ ساعت خشک گردیدند. در این مرحله جداسازی ریشه ها نیز صورت گرفت. نمونه های گیاهی پس از توزین، با آسیاب برقی پودر و به منظور انجام تجزیه شیمیایی به آزمایشگاه منتقل شد.

نتایج و بحث

کاربرد ۲۵ میلی گرم سرب در کیلوگرم خاک باعث کاهش و کاربرد ژئولیت سبب افزایش معنی دار وزن خشک ریشه و شاخساره گردید. Rehakova و همکاران (۲۰۰۴) افزایش رشد گیاه را با کاربرد ژئولیت گزارش نمود [۴]. آنان خاطر نشان کردند که دلیل این افزایش رشد را قابلیت دسترسی بیشتر عناصر غذایی ضروری مانند پتاسیم، کلسیم، منیزیم و ریز مغذی ها و همچنین افزایش فراهمی آب بواسطه کاربرد ژئولیت عنوان نمودند. با توجه به اینکه در این آزمایش رطوبت در خلال دوره رشد در حد ظرفیت زراعی ثابت نگه داشته شد، لذا افزایش رشد گیاه بدلیل بهبود وضعیت تغذیه گیاه یا کاهش سمیت سرب می تواند باشد.

کاربرد سرب و ژئولیت به ترتیب باعث افزایش و کاهش معنی دار غلظت سرب شاخساره گردید که با نتایج Castaldi و همکاران (۲۰۰۵) همخوانی دارد [۱]. غلظت سرب ریشه ها ۳ تا ۷ برابر بیشتر از غلظت سرب شاخساره بود. کاربرد سرب و ژئولیت غلظت نیتروژن، فسفر و پتاسیم را کاهش داد. کاهش غلظت این عناصر با کاربرد ژئولیت به دلیل اثر رقت می تواند صورت گرفته باشد.

با افزایش کاربرد ژئولیت غلظت آهن، روی، مس و منگنز ریشه و شاخساره افزایش یافت. مصرف سرب باعث کاهش غلظت آهن، روی، مس و منگنز شاخساره و غلظت آهن و منگنز ریشه گردید. بیشترین غلظت این عناصر با کاربرد ۵ گرم ژئولیت در کیلوگرم خاک بدست آمد.

کاربرد همه سطوح سرب منجر به کاهش تعداد و وزن خشک گره های ریشه شد. بیشترین تعداد و وزن خشک گره های ریشه با کاربرد ۵ گرم زئولیت در کیلوگرم خاک بدست آمد.

منابع

- [1] Castaldi, P., Santona, L., and Melis, P. 2005 Trace metal immobilization by chemical amendments in a polluted soil and influence on white lupin growth. *Chemosphere*, 60(3): 365-371.
- [2] Chen, Z.S., Lee, D.Y., Lin, C.F., Lo, S.L., and Wang, Y.P. 1996 Contamination of rural and urban soils in Taiwan. In: Naidu, R., Kookuna, R.S., Oliver, D.P., Rogers, S., McLaughlin, M.J. (Eds.), *Contaminants and the Soil Environment in the Australasia-Pacific Region*. Kluwer Academic Publishers, Boston, London, pp. 691-709.
- [3] Colella, C., de'Gennaro, M., Langela, A., and Pansini, M. 1995 Cadmium removal from wastewaters using chabazite and phillipsite. In: Ming, D.W., Mumpton, F.A. (Eds.), *Natural Zeolite '93*. Int. Comm. Natural Zeolites, Brockport, New York, pp. 377-384.
- [4] Rehakova, M., Cuvanov, S., Dzivak, M., Rimar, J., and Gavalova, Z. 2004 Agricultural and agrochemical uses of natural zeolite of the clinoptilolite type. *Current Opinion in Solid State and Materials Science*, 8: 397-404.

مقایسه تأثیر کلات کننده های آلی، سنتزی و کمپوست بر گیاه پالایی عناصر سنگین

آذین علیزاده^۱ و مصطفی چرم^۲^۱ کارشناس ارشد و ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه

گیاهانی که برای پاکسازی خاک از آلاینده ها مورد استفاده قرار می گیرند اصطلاحاً انباشتگر نامیده می شوند. گیاهان انباشتگر اغلب دو خصوصیت زیر را نیز دارند: - رشد آهسته - ۲- ماده خشک تولیدی کم. از آنجایی که گیاهان انباشتگر ماده خشک کمی تولید می کنند به همین دلیل راندمان کمی برای پالایش عناصر فلزی از خاک دارند. به منظور رفع این اشکال، از گیاهانی که ماده خشک بیشتری تولید می کنند و در عین حال قادرند در محیط های آلوده به عناصر فلزی رشد نمایند استفاده می شود [۱]. در گیاه پالایی شیمیایی از ترکیبات اصلاحی مانند اسیدهای آلی، مواد کلات ساز و ترکیبات آلی استفاده می شود. به عنوان مثال عوامل شیمیایی مانند اسید سیتریک، EDTA، EDDHA، DTPA و غیره به منظور افزایش حلالیت عناصر فلزی در خاک بکار گرفته شده است [۲]. هدف از اجرای این تحقیق بهبود روند گیاه پالایی به کمک کلات کننده ها و مقایسه تأثیر کلاتهای آلی، سنتزی و کمپوست در پالایش خاکهای آلوده به کادمیم، سرب و نیکل تحت کشت گیاه کلزا می باشد.

مواد و روشها

جهت بررسی تأثیر کلات کننده های مختلف آلی، سنتزی و کمپوست در کاهش آلودگیهای سه عنصر کادمیم، سرب و نیکل همراه با گیاه کلزا، رقم هایلا، آزمایشات گلدانی به صورت طرح کامل تصادفی با سه نوع کلات مختلف در سه غلظت متفاوت و دو تیمار مختلف غلظت عناصر، در سه تکرار یعنی در ۵۴ گلدان اجرا شد نمونه خاک استفاده شده در این تحقیق از زمین های اطراف دانشکده کشاورزی دانشگاه چمران برداشت شد. برای اجرای این پروژه از تیمارهای ۱- آلودگی که شامل ۲ سطح غلظت عناصر کادمیم، سرب و نیکل مجموعاً ۸۰۰ و ۱۶۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم خاک و ۲- کلات کننده ها که شامل اسید سیتریک، EDTA و کمپوست بقایای نیشکر با سطوح صفر به عنوان شاهد، ۱۰ و ۲۰ میلی مول بر کیلو گرم خاک برای اسید و EDTA و سطوح صفر به عنوان شاهد و ۲۰ و ۵۰ تن در هکتار برای کمپوست با سه تکرار و مجموعاً ۵۴ گلدان استفاده شده است. ۵ بذر در هر گلدان کشت و بعد از ۴ هفته، سه گیاه در هر گلدان نگه داشته و بقیه حذف شدند. آبیاری گیاهان به طور میا نگین هر ۳ روز یکبار انجام گرفت. از اسید سیتریک و EDTA به مقادیر مورد نظر محلولهایی درست کرده و به گیاه در طی ۳ مرحله همراه با آب آبیاری اضافه شد. بعد از گذشت ۶۰ روز نمونه های خاک از محل اطراف ریشه برداشت شد و آنالیز خاک و گیاه صورت گرفت. آزمون دانکن جهت مقایسه میانگین انتخاب و از نرم افزار SPSS جهت انجام بررسی های آماری استفاده شد.

نتایج و بحث

کاربرد کلات کننده ها غلظت عناصر سنگین کادمیم، سرب و نیکل را در اندام هوایی و ریشه افزایش داد که تأثیر کمپوست و EDTA قوی تر از اسیدسیتریک بود. در تحقیقی که لائو و شن در سال ۲۰۰۶ انجام دادند تأثیر EDTA، EDDS و اسید سیتریک را در گیاه پالایی خاک آلوده به عناصر کادمیم و سرب بررسی نموده و به این نتیجه رسیدند که EDTA، غلظت سرب و کادمیم را در اندامهای هوایی گیاه ذرت و لوبیا افزایش داد، اسید سیتریک در افزایش غلظت کادمیم در اندام هوایی گیاه مؤثر بود که نتایج این تحقیق با نتایج تحقیقات آن محققین،

همخوانی دارد [۳]. حلالیت عناصر در خاک نیز در اثر کاربرد کلات کننده‌ها بویژه کمپوست افزایش یافت. در جهت بهبود گیاه پالایی به کمک کلات کننده ها فقط حلالیت بالای فلزات ، کافی نیست. بلکه جابجایی فلزات از ریشه به اندام های هوایی مهمتر است که کلاتها در این مورد بسیار قدرتمندند. مثلاً در سال ۲۰۰۵ آقای لائو گزارش نمود که غلظت سرب محلول در خاک در تیمار DTPA در مقایسه با تیمار EDTA بیشتر بود. ولی در انتقال از ریشه به اندام های هوایی نسبت سرب در خردل هندی در تیمار حاوی EDTA ۵۰ درصد بیشتر بود [۲]. حداکثر ضریب انتقال عناصر در تیمارهای کمپوست دیده شد و تیمار EDTA در مرتبه بعدی قرار گرفت. حداکثر شاخص جذب عناصر نیز در تیمارهای کمپوست دیده شد که علت آنرا می‌توان به تأثیر مثبت مواد آلی بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیی خاک مرتبط دانست. که زمینه رشد و تکامل بهتر گیاه را فراهم می‌کند. کاهش شاخص جذب در تیمارهای با سطح زیاد EDTA را می‌توان به ایجاد سمیت در گیاه و کاهش عملکرد آن نسبت داد [۲].

جدول ۱- میانگین تأثیر تیمارها بر غلظت عناصر در اندام هوایی در سطح کم آلودگی (mg/kg)
جدول ۲- میانگین تأثیر تیمارها بر غلظت عناصر در اندام هوایی در سطح زیاد آلودگی (mg/kg)

تیمار	Cd	Pb	Ni
شاهد	^a ۶۷/۳۲	^a ۱۱/۸۳	^a ۹۶/۵۴
اسید سیتریک	^b ۸۶/۰۰	^b ۴۴/۶۴	^b ۱۳۸/۶۰
EDTA	^c ۲۲۶/۷۱	^c ۵۱/۲۷	^c ۱۸۰/۸۱
کمپوست	^d ۲۵۶/۷۱	^d ۸۷/۶۸	^d ۲۰۶/۵۸

تیمار	Cd	Pb	Ni
شاهد	^a ۴۱/۰۹	^a ۹/۹۳	^a ۶۰/۳۹
اسید سیتریک	^b ۷۰/۹۳	^b ۲۵/۵۱	^b ۱۲۹/۳۶
EDTA	^c ۱۷۵/۷۲	^c ۳۶/۴۲	^c ۱۶۷/۷۰
کمپوست	^c ۱۶۸/۸۸	^c ۳۱/۳۵	^d ۱۷۶/۶۰

جدول ۴- میانگین تأثیر تیمارها بر غلظت عناصر در ریشه گیاه در سطح زیاد آلودگی (mg/kg)

تیمار	Cd	Pb	Ni
شاهد	^c ۵۳/۷۰	^a ۱۲۷/۲۹	^a ۷۹/۹۸
اسید سیتریک	^d ۹۹/۴۳	^b ۱۵۰/۱۱	^b ۱۲۷/۱۴
EDTA	^a ۱۶/۵۴	^c ۲۱۰/۷۱	^d ۱۵۷/۴۴
کمپوست	^b ۲۴/۴۳	^d ۲۴۱/۸۰	^c ۱۴۲/۱۸

جدول ۳- میانگین تأثیر تیمارها بر غلظت عناصر در ریشه گیاه در سطح کم آلودگی (mg/kg)

تیمار	Cd	Pb	Ni
شاهد	^b ۲۸/۵۷	^a ۱۲۴/۱۲	^a ۶۱/۲۸
اسید سیتریک	^c ۸۶/۶۱	^a ۱۳۸/۹۷	^b ۱۲۳/۶۴
EDTA	^a ۱۳/۴۰	^b ۲۰۳/۷۴	^c ۱۵۶/۱۴
کمپوست	^a ۱۴/۱۸	^b ۲۱۴/۵۷	^d ۱۶۸/۳۴

منابع

۱- صلیحی، محمود. ۱۳۸۴. گیاه پالایی خاکهای آلوده به عناصر سرب و روی و استفاده از رادیو ایزوتوپ روی جهت مطالعه رفتار روی در خاک و گیاه. پایان نامه دوره دکترا، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

[۲] Luo, C.L., Shen, Z.G., Li, X.D. 2005. Enhanced phytoextraction of Cu, Pb, Zn and Cd with EDTA and EDDS. Chemosphere 59, 1-11.

[۳] Luo Chunling, Zhenguo shen, Laiqing Lou, xiangdong Li. 2006. EDDS and EDTA-enhanced phytoextraction of metals from artificially contaminated soil and residual effects of chelate compounds. Environmental Pollution 144. 862- 871.

اثر دو نوع ماده آلی بر سینتیک آزادسازی فسفر در دو خاک استان کرمان

نرجس گرگین^۱، مجید فکری^۲، لیلا صادق کسمایی^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان، ^۳ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی

مقدمه

فسفر به علت نقشی که در فرایندهای حیاتی نظیر فتوسنتز و انتقال انرژی دارد، عنصر غذایی ضروری برای گیاهان و جانوران به شمار می رود. فقدان فسفر قابل استفاده در خاک رشد گیاهان زراعی و غیر زراعی را محدود می نماید. برای رفع این کمبود کشاورزان فسفر را به صورت کود حیوانی، مواد معدنی و کود شیمیایی مصنوعی به خاک اضافه می نمایند [۱]. واکنشهای فسفات و نگهداری آنها در خاک از جنبه تغذیه گیاه و کارایی استفاده از کود دارای اهمیت زیادی هستند. سرنوشت فسفر استفاده شده بصورت نتیجه ای از تعادل آن بین فازهای جامد و محلول عمدتاً توسط سرعت برهم کنش فسفر با ذرات خاک تحت تاثیر قرار می گیرد [۳]. آزادسازی فسفر از خاک به محلول به وسیله کمپلکس هایی از آلومینیم (واریسایت) و آهن (استرینگایت) و کلسیم (هیدروکسی آپاتیت) کنترل می شود [۴]. بنابراین مطالعات سینتیک آزاد شدن فسفر از خاک یا اجزاء تشکیل دهنده خاک در برآورد فراهمی فسفر خاک در سیستم های کشاورزی مهم است [۵]. لذا این تحقیق با هدف بررسی اثر ماده آلی در آزادسازی فسفر و استفاده از معادلات سینتیکی و انتخاب بهترین معادله سینتیکی و بررسی ضرایب سرعت این معادلات جهت توصیف آزاد شدن فسفر در خاکهای مورد مطالعه صورت گرفت.

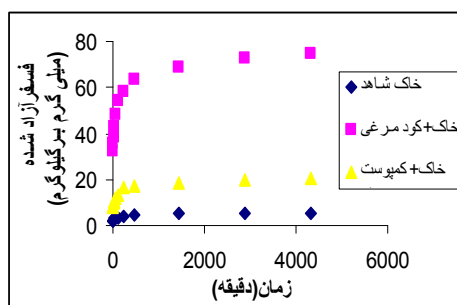
مواد و روشها

دو نمونه خاک با بافت های لوم شنی و لوم از افق سطحی (صفر تا ۳۰ سانتیمتری) خاکهای استان کرمان جمع آوری شد. پس از هوا خشک کردن نمونه ها و عبور از الک ۲ میلیمتری، بعضی از ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آنها تعیین گردید. به هر دو نمونه خاک ۴٪ ماده آلی از دو منبع مختلف شامل کود مرغی و کمپوست پسته در سه تکرار اضافه شد. نمونه ها به مدت ۹۰ روز در درجه حرارت ۲۵-۲۰ درجه سانتیگراد و رطوبت حدود ظرفیت مزرعه (با روش توزین) در ظروف پلاستیکی خوابانیده شدند در مطالعه سینتیکی یک گرم از هر خاک در لوله سانتریفوژ ریخته و ۲۰ میلی لیتر از عصاره گیر بیکربنات سدیم ۵٪/ مولار با $pH = 8.5$ به نمونه ها اضافه گردید و در دستگاه تکان دهنده به صورت جداگانه در دوره های زمانی ۵، ۱۰، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۷۲۰، ۱۴۴۰، ۲۸۸۰، ۴۳۲۰ دقیقه تکان داده شدند. پس از پایان هر زمان تکان دادن، سوسپانسیون با استفاده از کاغذ واتمن ۴۲ صاف و غلظت فسفر در عصاره حاصل با روش مورفی و ریلی [۶] اندازه گیری شد. آنالیز داده ها با استفاده از نرم افزارهای SPSS و Excell انجام شد. در پایان معادلات سینتیکی مرتبه صفر، مرتبه اول، مرتبه دوم، مرتبه سوم، پخشیدگی سهموی، الوویچ ساده شده، سرعت دو ثابتی بر مقادیر تجمعی فسفر آزاد شده برازش داده شدند. از بین معادلات برازش داده شده معادلاتی که دارای بیشترین ضریب تبیین و کمترین خطای استاندارد بودند به عنوان بهترین معادلات توصیف کننده سینتیک آزادسازی فسفر در خاکها انتخاب شدند و ضرایب سرعت این معادلات محاسبه شدند.

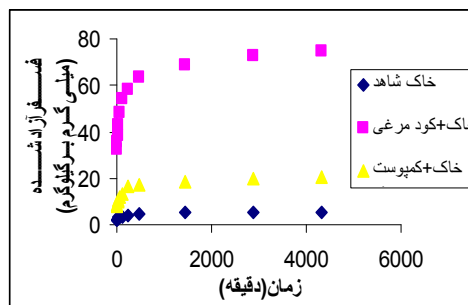
بحث و نتیجه گیری

از بین دو خاک مورد آزمایش خاک لوم شنی مقدار فسفر تجمعی بیشتری نسبت به خاک لوم آزاد کرد. نتایج بررسی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی این خاکها نشان داد که میزان فسفر قابل استفاده در خاک لوم شنی بیشتر می باشد که با نتایج مک دوول و شارپلی مطابقت داشت [۴]. الگوی رهاسازی فسفر در دو خاک لوم شنی و شنی مشابه بوده

بطوریکه مقادیر فسفر آزاد شده از ۵ دقیقه تا ۴۳۲۰ دقیقه تکان دادن افزایش یافت. این آزادسازی در ساعات اولیه سریع و پس از آن با سرعت کمتری دنبال شد. در هر دو خاک مورد مطالعه، میزان فسفر آزاد شده در تیمار با کود به صورت معنی داری بیشتر از خاک شاهد بود (نمودار ۲). صفر زاده و همکاران [۲] نشان دادند که با افزایش میزان کود فسفره و کود حیوانی به خاک آزاد شدن فسفر از خاک افزایش می یابد. مواد آلی از طریق اشغال کردن مکانهای جذب سطحی، برای جذب روی سطح ذرات خاک با فسفر رقابت می کنند و بنابراین ممکن است آزادسازی فسفر از خاک را افزایش دهند [۷]. از بین معادله های سینتیکی استفاده شده در این تحقیق معادله سرعت دو ثابتی، ایلوویج ساده شده و پخشیدگی سهموی بهترین معادله های سینتیکی توصیف کننده آزادسازی فسفر در خاک بودند که بالاترین ضریب تبیین و کمترین خطای استاندارد را داشتند. ضرایب a و b مربوط به معادله سرعت دو ثابتی و α_s و β_s ضرایب مربوط به معادله الوویج ساده شده نیز محاسبه گردیدند. احتمالاً افزایش ضرایب a و α_s و کاهش مقدار b و β_s نشاندهنده افزایش روند آزادسازی عناصر غذایی می باشد [۸ و ۹]. ضریب a از معادله سرعت دو ثابتی در تیمار کود مرغی به صورت معنی داری نسبت به تیمار کمپوست پسته و شاهد افزایش یافت. در مقابل ضریب β_s در نمونه های تیمار شده با کود مرغی کمترین میزان را داشت که نشان دهنده آزادسازی بیشتر فسفر در تیمار با کود مرغی می باشد. اضافه کردن کود مرغی در خاکهای آهکی و غیر آهکی باعث نگهداری فسفات با درجه بلوری کم شده در حالی که در خاکهای اسیدی با یونهای آهن و آلومنیوم کلات تشکیل داده و بنابراین باعث حلالیت بیشتر کانیهای فسفر در خاک می شود [۳].



نمودار ۲- تاثیر تیمارهای مختلف بر آزاد شدن فسفر در خاک لومی



نمودار ۱- تاثیر تیمارهای مختلف بر آزاد شدن فسفر در خاک لومی شنی

منابع

- [۱] نوریخس، ف و کریمیان اقبال. ۱۳۷۶. (ترجمه) حاصلخیزی خاک. انتشارات غزل. چاپ اول.
- [۲] صفر زاده، س. و م. چرم. ۱۳۸۶. مطالعه تاثیرات سطوح کود حیوانی در سینتیک واجذبی فسفر در خاک. دهمین گنکره علوم خاک ایران.
- [3] Toor, G.S., Bahl, G.S. 1999. Kinetics of phosphate desorption from different soils as influenced by application of poultry manure and fertilizer phosphorus and its uptake by soybean. Bioresource Technology. 69: 117-121
- [4] McDowell, R.W., Sharpley, A.N. 2003. Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration. Geoderma 112:143-1.
- [5] Hosseinpour, A.R., Biabanaki, F. S. 2008. Impact of fertilizer phosphorus application on phosphorus release kinetics in some calcareous soils. Environ Geol
- [6] Murphy, J., and Riley, J. P. 1962. A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. Anal. chim. Acta 27:31-36
- [7] Shariatmadari, H., Shirvani M., Jafari, A. 2006. Phosphorus release kinetics and availability in calcareous soils of selected arid and semiarid toposequences. Geoderma 132:261-272
- [8] 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
- [9] Chin, 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: pp.265-286

بررسی پیامد دمای انکوباسیون بر ریخت‌های گوناگون سرب و روی در یک خاک آلوده تیمار شده با کودهای جانوری

نیکو نیکبخت^۱، علی اکبر صفری سنجانی^۲ و پریا احمدی^۳

^۱ کارشناسی ارشد، ^۲ دانشیار و ^۳ دانشجوی کارشناسی ارشد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان.

مقدمه

پیشرفت‌های روز افزون بشر بر روی کره زمین سبب شده است که کارکرد بخش خاک در مواردی دچار اختلال گردد که این پدیده را می‌توان آلودگی خاک نامید. خروجی‌های صنعتی آلوده به فلزهای سنگین، لجن فاضلاب‌ها، کاربرد کودها و حشره‌کش‌ها و پساب‌های شهری در کشاورزی مایه انباشتگی پی در پی فلزهای سنگین در خاک‌ها می‌شود [۲]. آلودگی خاک در نزدیکی معادن و کارخانه‌های صنعتی بالا است و با دور شدن از کارخانه غلظت آنها کاهش می‌یابد [۶]. یک فلز بسته به اینکه با ترکیب‌های گوناگون خاک و سطوح واکنش‌دهنده پیوندی درونی یا بیرونی داشته باشد، می‌تواند گونه‌های مختلفی در خاک داشته باشد [۵]. زیست‌فراهمی فلزهای سنگین با افزایش زمان ماندن آنها در خاک کاهش می‌یابد [۷]. فلزهای سنگین بی‌درنگ پس از افزوده شدن به خاک، بیشترین زیست‌فراهمی را دارند. اثر زمان به واکنش‌های میان یون‌های فلز و خاک نسبت داده می‌شود که این واکنش‌ها بیشتر به دگرگونی آنها از ریخت‌های محلول به ریخت‌های با حلالیت کمتر می‌انجامد. با افزایش دما، رهاسازی فلزهای سنگین مانند سرب کاهش یافته و جذب دوباره انجام می‌شود [۳]. این پژوهش برای ارزیابی پیامد دمای انکوباسیون بر ریخت‌های گوناگون سرب و روی در یک خاک آلوده که با کودهای جانوری تیمار شده است، انجام شد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش بر روی نمونه‌هایی از لایه ۱۵-۰ سانتی‌متری یک خاک آلوده به عناصر سنگین که از پیرامون معدن سرب آهنگران ملایر گردآوری شده، انجام شد. نمونه خاک پس از آمیختن و هوا خشک شدن، از الک ۲ میلی‌متری گذرانده و برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک اندازه‌گیری شد. این خاک دارای به ترتیب ۲۶/۵ و ۰/۳۴ درصد آهنک و مواد آلی و بافتی شن لومی است. غلظت کل سرب و روی آن نیز به ترتیب ۹۵۰۰ و ۱۹۵۰ میکروگرم بر گرم است. در این پژوهش از طرح کاملاً تصادفی با کاربرد چهار تیمار کودی (بدون کود، کود مرغی، کود گاوی و کود گوسفندی) به مقدار ۲۰ گرم بر کیلوگرم بهره‌گیری شد. رطوبت نمونه‌ها را به گنجایش زراعی (FC) رسانده و در دو دمای ثابت ۱۰ و ۳۷ درجه سانتیگراد نگهداری شدند. پس از گذشت ۱۲۰ روز به بررسی ریخت‌های گوناگون عناصر سرب و روی به روش عصاره‌گیری دنباله‌ای (اسپوزیتو و همکاران، ۱۹۸۲) پرداخته شد [۸]. به کمک این روش بخش‌های محلول و تبادل، آلی، کربناتی و باقیمانده فلزهای یاد شده عصاره‌گیری شد. غلظت عناصر در هر یک از عصاره‌های به‌دست آمده به کمک دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی مدل واریان اندازه‌گیری گردید. پردازش و تجزیه و تحلیل داده‌ها به کمک نرم‌افزار SAS انجام شد و مقایسه میانگین‌ها به کمک آزمون دانکن انجام گرفت.

نتایج و بحث

پیامد کاربرد کود جانوری بر عنصر سرب خاک بدین گونه بود که با گذشت زمان انکوباسیون، کوددهی سبب افزایش ریخت‌های تبدیلی و آلی سرب و کاهش ریخت کربناتی آن گردید که از بین کودهای افزوده شده، کود مرغی بیشترین تأثیر را داشت. در باره عنصر روی نیز کوددهی در دراز مدت سبب افزایش ریخت‌های تبدیلی و آلی این عنصر گردید

که کودهای مرغی و گاوی در مقایسه با کود گوسفندی پیامد چشم‌گیرتری داشتند. تجزیه واریانس داده‌های اندازه‌گیری ریخت‌های گوناگون سرب خاک نشان داد که با گذشت ۱۲۰ روز از آغاز انکوباسیون، دما بر ریخت‌های آلی، کربناتی و باقیمانده سرب در پایه آماری ۱٪ پیامد چشم‌گیری داشت ولی بر ریخت تبدلی پیامد چشم‌گیری نداشت. آزمون میانگین داده‌ها نشان داد که سرب آلی و کربناتی در دمای ۱۰ درجه بیشتر از ۳۷ درجه سانتی‌گراد بود ولی سرب باقیمانده در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد بیشتر بود (جدول ۱).

جدول ۱ آزمون میانگین ریخت‌های گوناگون سرب خاک در دمای ۱۰ و ۳۷ درجه سانتی‌گراد در زمان ۱۲۰ روز پس از انکوباسیون

دما	سرب تبدلی (μg/g)		سرب کربناتی (μg/g)		سرب آلی (μg/g)		سرب باقیمانده (μg/g)	
	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean
۱۰	۵/۸۰	۳۷/۰ ^a	۱۹۱/۷	۵۰۱۱/۵ ^a	۴۰۲/۱	۳۱۷۲/۶ ^b	۲۹۵/۲	۴۱۰۴/۸ ^a
۳۷	۶/۵۵	۳۸/۶ ^a	۲۲۲/۸	۴۳۵۳/۲ ^b	۴۰۳/۲	۴۱۰۴/۸ ^a	۴۶۵/۷	۴۱۰۴/۸ ^a

در هر ستون میانگین‌های دارای دست‌کم یک حرف مشترک در پایه ۵٪ و بر پایه آزمون دانکن ناهمبندی چشم‌گیری ندارند تجزیه واریانس داده‌های اندازه‌گیری ریخت‌های گوناگون روی در خاک نشان داد که دما بر همه ریخت‌های این عنصر نیز در پایه آماری ۱٪ پیامد چشم‌گیری داشت. آزمون میانگین داده‌ها نشان داد که ریخت‌های تبدلی، آلی و کربناتی روی خاک در دمای ۱۰ درجه سانتی‌گراد بیشتر از ۳۷ درجه سانتی‌گراد بود ولی روی باقیمانده نیز مانند سرب باقیمانده در دمای ۳۷ درجه سانتی‌گراد بیشتر بود (جدول ۲).

جدول ۲ آزمون میانگین ریخت‌های گوناگون روی خاک در دمای ۱۰ و ۳۷ درجه سانتی‌گراد در زمان ۱۲۰ روز پس از انکوباسیون

دما	روی تبدلی (μg/g)		روی کربناتی (μg/g)		روی آلی (μg/g)		روی باقیمانده (μg/g)	
	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean	Sd	Mean
۱۰	۱/۶۷	۶/۹۶ ^a	۷۹/۱۵	۸۵۳/۴۳ ^a	۱۴۲/۳۲	۵۰۶/۵۹ ^a	۴۱/۲۳	۵۹۳/۳۰ ^b
۳۷	۱/۲۵	۶/۱۹ ^b	۱۷۸/۹۹	۷۹۹/۵۳ ^b	۴۴۰/۳۸ ^b	۷۰۶/۵۰ ^a	۳۲/۳۷	۷۰۶/۵۰ ^a

در هر ستون میانگین‌های دارای دست‌کم یک حرف مشترک در پایه ۵٪ و بر پایه آزمون دانکن ناهمبندی چشم‌گیری ندارند افزایش دما سبب تغییر سرعت واکنش و تعادل می‌گردد. از آنجایی که دما بر فرایندهای سرعت و مقدار جذب مؤثر است، در بررسی جذب سطحی روی، نیکل، کادمیم و سرب توسط گئوتیت، مقدار جذب با تغییر دما از ۵ به ۳۵ درجه سانتی‌گراد افزایش یافت [۴]. افزایش دمای انکوباسیون مایه افزایش جذب سرب در خاک‌های سترون و ناسترون تیمار شده با نمک نترات سرب می‌گردد. به گونه‌ای که زیست‌فراهمی سرب در دمای ۳۷°C کمتر از دماهای ۲۷°C و ۱۵°C است. کمتر بودن سرب فراهم در دمای ۳۷°C وابسته به بالاتر بودن سرعت واکنش‌ها در دمای بیشتر است [۱]. گذشته از ریخت محلول و تبدلی عناصر سرب و روی، یادآور شود که پوسیدن و فروزینگی مواد آلی و در پی آن آزاد شدن بخش آلی فلزها در دمای ۳۷°C در برابر دمای ۱۰°C بیشتر رخ می‌دهد. بنابراین ریخت آلی آنها در دمای بالاتر کمتر است. رویهم‌رفته با گذشت زمان در خاک آلوده‌ی تیمار شده با کودهای جانوری فلزهای آزاد شده از خاک، در دمای بالاتر با سرعت بیشتری از ریخت‌های محلول، تبدلی و آلی به ریخت باقیمانده در می‌آیند.

منابع

- ۱- میراحمدی عراقی، حسین (۱۳۸۶) "تغییر زیست‌فراهمی سرب پس از آلودگی خاک به نمک نیتراتی آن". پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان
- [2] Adriano, D. C. (1986) "Trace Elements in the Terrestrial Environment". Springer-Verlag, New York.
- [3] Bataillard, P., Cambier, P., and Pioct, C. (2003) "Short-term transformation of lead and cadmium compounds in soil after contamination" Eur. J. Soil Sci. 54: 365-376
- [4] Brummer, G. W., Gerth, J., and Tiller, K.G. (1988). "Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. Adsorption and diffusion of metals". Soil. Sci. 39: 37-52.

- [5] Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. (2000) "Trace Elements in soils and Plant". Crcpress Boaca Raton Ann Arbor Landon, P. 223.
- [6] Kuo, S., Heilman, P. E., and Baker, A. S. (1983) "Distribution and forms of copper, zinc, cadmium, iron, and manganese in soil near a copper smelter". Soil Sci. 132(2): 101-109.
- [7] McLaughlin, M. J. (2001) "Ageing of metals in soils changes bioavailability". Environ. Risk Assess. 4: 1-6.
- [8] Sposito, G., lund, J., and Change, A. C. (1982) "Trace metal chemistry in arid zone field soils amended with sewage sludge : In. fractionation of Ni, Cu, and Pb in solid phases". Soil Sci. Soc. Am. J. 46: 260-264.

تعیین شکل‌های فسفر معدنی و روابط همبستگی آنها با یکدیگر و با فسفر قابل جذب در

خاک‌های شالیزاری شمال ایران

نصرت اله نجفی^{۱*} و حسن توفیقی^۲

^۱استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

^۲دانشیار گروه علوم خاک، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی کرج، دانشگاه تهران

مقدمه

تولید پایدار محصولات کشاورزی نیازمند سطح کافی فسفر خاک در شکل‌های قابل جذب است [۱۳]. قابلیت جذب فسفر برای گیاه بستگی به مقادیر شکل‌های مختلف فسفر دارد که در خاکها موجوداند [۱۵]. فسفر قابل جذب گیاه شکل خاصی از فسفر نیست، بلکه مجموعه‌ای از شکل‌ها را شامل می‌شود [۳]. آگاهی از شکل‌های فسفر می‌تواند برای پیش بینی مقدار فسفر قابل جذب و احتمال انتقال فسفر به آب‌های سطحی مورد استفاده قرار گیرد [۱۲]. از آنجا که بیشتر فسفر کل خاک برای جذب فوری گیاه قابل استفاده نیست، تلاش‌های زیادی شده تا رابطه بین فسفر قابل جذب خاک و شکل‌های غیرقابل جذب را کمی نمایند [۱۰]. مقادیر نسبی شکل‌های مختلف فسفر در هر خاک بسته به میزان هوادهی، pH، مقدار ماده آلی، نوع مواد مادری، کشت محصول و مصرف کود متفاوت است [۱]. به طور کلی، اطلاعات در مورد توزیع فسفر بومی خاک در بین شکل‌های مختلف در خاک‌های شالیزاری دنیا محدود است. در خاک‌های شالیزاری شمال ایران نیز مطالعه‌ای در این زمینه یافت نشد. لذا، این تحقیق به منظور تعیین شکل‌های فسفر معدنی و همبستگی آنها با یکدیگر و با فسفر قابل جذب در خاک‌های شالیزاری شمال ایران انجام شد.

مواد و روشها

تعداد ۴۰ نمونه مرکب خاک از عمق ۲۰-۳۰ سانتیمتر از خاک‌های شالیزاری استانهای گیلان، مازندران و گلستان برداشت و به آزمایشگاه منتقل شد. خاکها پس از هواخشک شدن، کوبیده و از الک دو میلیمتری عبور داده شدند. بر اساس ویژگی‌هایی از قبیل pH، بافت، درصد آهک و میزان فسفر قابل جذب، ۱۴ نمونه خاک (۱۰ خاک آهکی و چهار خاک غیرآهکی) از بین آنها برای مطالعه حاضر انتخاب شد. فسفر قابل جذب خاکها به روش اولسن [۵]، شکل‌های فسفر معدنی در خاک‌های آهکی به روش عصاره‌گیری متوالی جیانگ و گو [۴] و در خاک‌های غیرآهکی به روش عصاره-گیری متوالی کیو [۵] تعیین گردید. غلظت فسفر در عصاره‌های مختلف با روش اسید آسکوربیک اندازه‌گیری شد [۵]. داده‌های حاصل از آزمایش با استفاده از نرم‌افزارهای SPSS و MSTATC تجزیه و تحلیل آماری گردید.

نتایج و بحث

۱- در خاک‌های آهکی، میانگین شکل‌های مختلف فسفر (بر حسب میلیگرم فسفر بر کیلوگرم خاک) و ترتیب آنها به صورت فسفر محلول در احياءکننده (۴/۸) > دی‌کلسیم فسفات (۲۲/۱) > فسفات‌های آهن (۲۹/۳) > اکتاکلسیم فسفات (۹۰/۵) > فسفات‌های آلومینیوم (۱۳۴/۱) > آپاتیت (۵۶۱/۸) می‌باشد. این نتایج نشان می‌دهد که قسمت عمده فسفات‌های کلسیم موجود در خاک‌های آهکی مورد مطالعه به شکل آپاتیت است. نتایج تقریباً مشابهی بوسیله سایر محققان نیز گزارش شده است [۲، ۹، ۱۱، ۱۶].

۲- در خاک‌های غیرآهکی، میانگین شکل‌های مختلف فسفر (بر حسب میلیگرم فسفر بر کیلوگرم خاک) و ترتیب آنها به صورت فسفر به سهولت محلول (۰/۸) > فسفر محلول در احياءکننده (۱۰/۹) > فسفات‌های آلومینیوم (۴۰/۶) >

فسفاتهای آهن ($260/2$) > فسفاتهای کلسیم ($339/7$) می باشد. این نتایج با گزارشهای سایر محققان مطابقت دارد [۶].

۳- در خاکهای آهکی، همبستگی ساده فسفر قابل جذب با شکلهای دی کلسیم فسفات ($r=0.912^{***}$)، فسفاتهای آلومینیوم ($r=0.721^{***}$)، اکتاکلسیم فسفات ($r=0.654^{***}$)، فسفر محلول در احیاء کننده ($r=0.347^*$)، فسفاتهای آهن ($r=0.337^*$) و مجموع شکلهای فسفر معدنی ($r=0.498^{***}$) معنی دار بود ولی با فسفر به شکل آپاتایت معنی دار نبود. رگرسیون چندمتغیره با روش گام به گام (Olsen-P) به عنوان متغیر وابسته و شکلهای فسفر معدنی به عنوان متغیرهای مستقل نشان داد که به ترتیب شکلهای Ca_2-P ، $Al-P$ و آپاتایت ($Ca_{10}-P$) وارد مدل می شوند و معادله خط رگرسیون به صورت $Olsen-P = 1.285 (Ca_2-P) + 0.116 (Al-P) + 0.014 (Ca_{10}-P) - 17.369$ با $R^2 = 0.893^{***}$ می باشد. در خاکهای آهکی مورد مطالعه، $83/2$ درصد از تغییرات Olsen-P به دی کلسیم فسفات مربوط می شود. صمدی [۸] نیز گزارش داده است که در خاکهای آهکی استرالیا ۹۰ درصد تغییرات Olsen-P بوسیله شکل Ca_2-P توجیه می شود.

۴- در خاکهای غیر آهکی، همبستگی ساده فسفر قابل جذب با شکلهای فسفاتهای آلومینیوم ($r=0.856^{***}$)، فسفاتهای آهن ($r=0.722^{***}$)، فسفر محلول در احیاء کننده ($r=0.674^{***}$)، فسفاتهای کلسیم ($r=0.57^{***}$)، فسفر به سهولت محلول ($r=0.34^*$) و مجموع شکلهای فسفر معدنی ($r=0.76^{***}$) معنی دار بود. رگرسیون چندمتغیره با روش گام به گام (Olsen-P) به عنوان متغیر وابسته و شکلهای فسفر معدنی به عنوان متغیرهای مستقل نشان داد که فقط فسفاتهای آلومینیوم ($Al-P$) وارد مدل می شود و وارد کردن بقیه شکلهای در مدل ضرورتی ندارد. لذا، معادله خط رگرسیون به صورت $Olsen-P = 0.7261 (Al-P) + 3.0213$ با $r^2 = 0.733^{***}$ می باشد.

۵- به طور کلی، در خاکهای آهکی و غیر آهکی مورد مطالعه، شکلهای فسفر معدنی با یکدیگر و با مجموع شکلهای فسفر همبستگی های معنی داری داشتند که بیانگر وجود یک رابطه دینامیکی بین شکلهای مذکور می باشد.

منابع

- Al-Abbas, A.H., & S.A. Barber. 1964. A soil test for phosphorus based upon fractionation of soil phosphorus: I. Correlation of soil phosphorus fractions with plant-available phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 28: 218-221.
- Delgado, A. & J. Torrent. 2000. Phosphorus forms and desorption patterns in heavily fertilized calcareous and limed acid soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:2031-2037.
- Holford, I.C.R. 1997. Soil phosphorus: Its measurement, and its uptake by plants. *Aust. J. Soil Res.* 35: 227-239.
- Jiang, B.F., & Y.C. Gu. 1989. A suggested fractionation scheme for inorganic phosphorus in calcareous soils. *Fertilizer Res.* 20: 159-165.
- Kuo, S. 1996. Phosphorus. P. 869-919. In: D.L. Sparks (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods*. 3rd edition, SSSA Book Series No. 5. Madison, WI. USA
- Mahapatra, I.C., & W.H. Patrick, Jr. 1969. Inorganic phosphate transformation in waterlogged soils. *Soil Sci.* 107: 281-288.
- Sah, R.N., & D.S. Mikkelsen. 1986. Transformation of inorganic phosphorus during the flooding and draining cycles of soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 62-67.
- Samadi, A. 2003. A study on distribution of forms of phosphorus in calcareous soils of Western Australia. *J. Agric. Sci. Technol.* 5: 39-49.
- Samrit, P., C. Jongruk, S. Chairerk, & T. Nipon. 2002. Changes of some chemical properties, inorganic phosphate fractions and available P in some paddy soils in Thailand. 17th WCSS, 14-21 Aug., Bangkok, Thailand.

- Schmidt, J.P., S.W. Buol, & J. Kamprath. 1996. Soil phosphorus dynamics during seventeen years of continuous cultivation: Fractionation analysis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1168-1172.
- Solis, P. & J. Torrent. 1989. Phosphate fractions in calcareous Vertisols and Inceptisols of Spain. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53: 462-466.
- Sui, Y., M.L. Thompson, & C. Shang. 1999. Fractionation of phosphorus in a Mollisol amended with biosolids. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1174-1180.
- Thien, S.J., & R. Myers. 1992. Determination of bioavailable phosphorus in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 814-818.
- Tiessen, H., J.O. Moir. 1993. Characterization of available P by sequential extraction. pp. 75-86. In: M.R. Carter (ed.) *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Boca Raton, Lewis, Canada.
- Tiessen, H., J.W.B. Stewart, & C.V. Cole. 1984. Pathways of phosphorus transformations in soils of differing pedogenesis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 853- 858.
- Verna, R.N.S., M. Singh, & M. Singh. 1978. Transformation of native and added phosphorus in four soils under submerged conditions. *Riso*, 27: 317-322.

تاثیر استفاده از کود آلی بر افزایش راندمان زیست پالایی خاکهای آلوده به

هیدروکربنهای نفتی

راحله نوایی، غلامرضا ثواقبی، حسینعلی علیخانی، محمد رضا حسینی نژاد فراهانی و سمیه ناجی راد

به ترتیب؛ دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار و استادیار گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه تهران، کارشناس ارشد پژوهشگاه صنعت نفت و مدرس دانشگاه آزاد اسلامی - واحد اردبیل. آدرس: کرج، دانشکده کشاورزی

مقدمه:

آلودگیهای نفتی یکی از شایع ترین نوع از آلودگیها در اکوسیستمهای خاکی است که امکان دسترسی به پتانسیل بالقوه خاک را، در تولید محصول، به شدت کاهش می دهد. تکنیک زیست پالایی و استفاده از فعالیت بیولوژیکی میکروارگانیسمها، یکی از روشهای موثر و مفید در کاهش آلودگیهای هیدروکربنی خاکهای آلوده می باشد [۴]. زیست پالایی عبارتست از؛ هر پروسه ای که از میکروارگانیسمها یا متابولیتهایشان، جهت تبدیل محیط آلوده به محیط طبیعی، بهره می گیرد [۱]. از جمله فاکتورهایی که بر زیست پالایی موثرند، می توان به نقش؛ عناصر غذایی، تهویه، دما و ... اشاره کرد [۳]. در این راستا، توجه به کلیه عواملی که سبب افزایش راندمان حذف بیولوژیک آلاینده ها در خاک می شوند، بسیار ضروری به نظر می رسد. لذا هدف از این تحقیق، بررسی تاثیر استفاده از کود آلی (منبعی غنی از عناصر غذایی) بر افزایش میزان زیست پالایی آلاینده های هیدروکربنی خاک می باشد. در این مطالعه از "گازوئیل" به عنوان منبع آلاینده هیدروکربنی و از "کود گاوی" به عنوان منبع کودی استفاده گردید. گونه باکتری نفت خوار مورد نظر، از خاکهای آلوده جنوب پالایشگاه تهران، جداسازی و خالص سازی گردید.

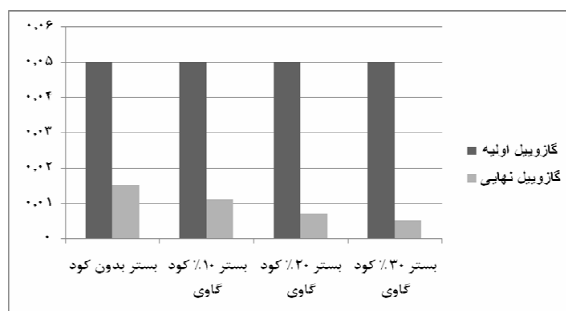
مواد و روشها:

ابتدا ۱۲ ظرف پلاستیکی در ابعاد یکسان ($25/5 \times 17/5 \times 12/5$ سانتی متر) انتخاب گردید. بستر مشترک تمامی واحدهای آزمایشی، شامل؛ ۸۰۰ گرم خاک هوا خشک و ۲۰۰ گرم خاک برگ (برگ چنار) بود. به واحدهای آزمایشی، سطوح مختلف کود گاوی به ترتیب؛ ۱۰٪، ۲۰٪ و ۳۰٪ وزن محتویات بسترها اضافه شد. سپس بسترها توسط گازوئیل (به میزان ۱۰۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم) آلوده گردید. نهایتا بسترها، توسط 10^6 CC سوسپانسیون باکتری با جمعیت $1/5 \times 10^8$ cfu تلقیح شدند. واحدهای آزمایشی به مدت ۴۵ روز در رنج دمایی 27 ± 2 درجه سانتیگراد قرار داده شدند و روزانه دو فاکتور؛ حفظ رطوبت در حدود ۷۵ درصد ظرفیت نگهداری آب (WHC) و تهویه مناسب در آنها کنترل گردید. پس از گذشت مدت زمان مذکور، ۵ گرم از بسترهای واحدهای آزمایشی توزین و میزان گازوئیل باقیمانده در آنها توسط روش "EPA 413.1" اندازه گیری گردید [۵]. در این تحقیق، از "هگزان نرمال" به عنوان حلال استخراج کننده گازوئیل استفاده شد. این آزمایش با ۴ تیمار (۳ تیمار تلقیح باکتری بر روی بسترهای حاوی به ترتیب؛ ۱۰، ۲۰ و ۳۰ درصد کود گاوی - و ۱ تیمار شاهد؛ تلقیح باکتری بر روی بستر بدون کود گاوی) در ۳ تکرار و در قالب طرح کاملاً تصادفی انجام پذیرفت.

نتایج و بحث:

بین داده های آزمایشی، از نظر میزان گازوئیل باقیمانده، تفاوت معنی داری (در سطح احتمال ۰/۰۱) وجود دارد. مقایسه میانگین تیمارها با آزمون چند دامنه ای دانکن نیز نشان داد که، بین تیمارهای آزمایش با شاهد اختلاف معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۱ وجود دارد ولی بین تیمارهای ۲۰٪ و ۳۰٪ اختلاف معنی داری در سطح احتمال ۰/۰۵ وجود ندارد. این مساله بیان میدارد که اولاً؛ مصرف کود سبب افزایش تجزیه زیستی گازوئیل توسط گونه های باکتریایی نفت خوار گشته و ثانیاً؛ مصرف کود تا میزان ۲۰٪ وزنی بستر، موجب بهبود راندمان زیست پالایی شده و بیش از آن،

اثر معنی‌داری ایجاد نکرده است. تلقیح باکتریها بر روی بسترهای ۱۰٪، ۲۰٪ و ۳۰٪ کود گاوی، توانسته است طی مدت زمان مذکور و شرایط محیطی ذکر شده، میزان آلودگی را از ۰/۰۵ گرم گازوئیل اولیه، به ترتیب به ۰/۰۱۱، ۰/۰۰۷ و ۰/۰۰۵ گرم برساند (شکل ۱).



شکل ۱: میزان کاهش گازوئیل در بسترهای حاوی درصد‌های مختلف کود گاوی پس از ۴۵ روز

مکانیسمی را که عناصر غذایی موجود در کود، سبب افزایش زیست پالایی می‌شوند، از طریق تامین عناصر غذایی مورد نیاز باکتریها و لذا تاثیر آن بر رشد و تولید مثل بیشتر در باکتریهاست که اصطلاحاً به آن زیست تحریکی یا *Biostimulation* گویند. مشابه نتایج به دست آمده در این تحقیق، در آزمایشات گوناگون از جمله *Obbard & Xu* نیز به چشم می‌خورد. البته قابل توجه است که، اثر مثبت افزودن عناصر غذایی بر میزان سرعت تجزیه زیستی، تا حد خاصی است و بیشتر از آن برای میکروارگانیسم‌ها حالت سمیت در اثر تنش اسمزی را دارد [۲].

منابع:

- [1] Da Cunha CD (1996). *Avaliacao da Biodegradacao de Gasolina em Solo*. Tese M.Sc., Universidade Federal do Rio de Janeiro, Escola de Química, Rio de Janeiro, Brazil, 97p
- [2] Ferguson, S. H., Peter, D. Franzmann, Andrew, T. Revill, Ian Snape, John, L. Rayner. 2003. The effects of nitrogen and water on mineralization of hydrocarbons in diesel-contaminated terrestrial Antarctic soils. *Cold Regions Science and Technology* 37:197–212. (www.elsevier.com/locate/coldregions).
- [3] Phillips, T.M., Seech, A.G., Liu, D., Lee, H., Trevors, J.T., 2000. Monitoring biodegradation of creosote in soils using radiolabels, toxicity tests, and chemical analysis. *Environ. Toxicol.* 15, 99–106.
- [4] Sartoros, Catherine, Laleh, Yerushalmi, Patrick, Beron, and Serge, R. Guiot. 2005. Effects of surfactant and temperature on Biotransformation kinetics of anthracene and pyrene. (www.elsevier.com/locate/chemosphere).
- [5] USEPA. 2001. Guideline for the bioremediation of marine shorelines and fresh water wetland. Office of research and development, US Environmental Protection Agency.
- [6] Xu, Ran, Jeffrey P, Obbard. 2003. Effect of nutrient amendments on indigenous hydrocarbon biodegradation in oil-contaminated beach sediments. *Journal Of Environmental Quality*. Volume 32, Issue 4, Pages 1234-1243. ISSN:0047-2425.

سینتیک تبدیل Cr(III) به Cr(VI) در چند خاک اسیدی

سید رسول حسینی^۱، شاهین اوستان^۲، ناصر علی اصغرزاد^۳، نصرت اله نجفی^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، ^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

مقدمه

کروم (Cr) یکی از آلاینده‌های مهم محیط زیست و منجمله خاک می‌باشد. کاربرد وسیع این فلز در صنایع مختلفی از جمله چرم سازی، رنگرزی، صنایع شیمیایی، صنایع چوب، آلیاژ، استیل، آبکاری و غیره باعث شده است که مقدار زیادی از آن وارد محیط زیست شده و سبب آلودگی آب و خاک گردد. حالت‌های سه و شش ظرفیتی کروم در طبیعت پایداری دارند. ترکیبات Cr(III) در خاک دارای پایداری بیشتری بوده و صد برابر کمتر از ترکیبات Cr(VI) سمی می‌باشند. واکنش‌های عمده کروم در خاک شامل هیدرولیز، اکسایش، کاهش، جذب و رسوب می‌باشد که در این بین واکنش‌های اکسایش-کاهش برای تشخیص تحرک، سمیت و سرنوشت کروم از اهمیت ویژه‌ای برخوردار هستند [5]. در اکثر خاکهای آلوده شده با پساب تازه‌ی صنایع مذکور با گذشت زمان مقدار قابل ملاحظه‌ای از Cr(III) به Cr(VI) تبدیل می‌شود، لذا آگاهی از سینتیک این تبدیل کمک شایانی به کنترل آلودگی و مدیریت خاکهای آلوده می‌کند [1]. هدف از این پژوهش بررسی سینتیک اکسایش Cr(III) به Cr(VI) در چهار خاک اسیدی می‌باشد.

مواد و روشها

چهار نمونه خاک اسیدی از مزارع چایکاری استان گیلان از عمق ۰ تا ۲۰ سانتیمتر برداشت گردید و پس از هوا خشک شدن از الک دو میلیمتری عبور داده شد. سپس در نمونه‌ها pH، بافت، کربن آلی و منگنز به سهولت قابل کاهش به روش هیدروکینون [3] تعیین گردید. برای انجام آزمایشات سینتیکی، ۲۰ میلی‌لیتر از محلول ۱۰۰ میلی گرم در لیتر Cr(III) حاوی ۰/۳ مولار سولفات سدیم و ۰/۱ مولار استات سدیم (pH=۴) به لوله‌های سانتریفوژ ۵۰ میلی لیتری که حاوی دو گرم خاک بودند، اضافه گردید. سوسپانسیون‌ها تکان داده شده و سپس در زمان‌های ۳۰، ۶۰، ۹۰، ۱۲۰، ۱۵۰، ۱۸۰، ۲۱۰، ۲۴۰، ۲۷۰، ۳۰۰، ۳۳۰ و ۳۶۰ دقیقه، نمونه‌ها با سرعت ۳۰۰۰ دور بر دقیقه به مدت دو دقیقه سانتریفوژ شده و غلظت Cr(VI) در محلول زلال رویی به روش دی فنیل کربوساید توسط دستگاه اسپکتروفتومتر تعیین گردید [4]. آزمایشات مذکور در دمای 25 ± 1 درجه سانتیگراد و در دو تکرار انجام شد.

نتایج و بحث

برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی نمونه خاکهای مورد بررسی در جدول ۱ ذکر شده است. شکل ۱ نیز روند تغییرات زمانی تولید Cr(VI) از Cr(III) را نشان می‌دهد. با توجه به جدول ۲ معادله‌ی تابع توانی بهترین برازش را به داده‌ها یافته است و معادله‌های پخش پارابولیک، الویج، مرتبه صفر و مرتبه یک پس از معادله‌ی تابع توانی بهترین برازش را یافته‌اند. از آنجایی که بعد از معادله تابع توانی، معادله پخش پارابولیک بهترین برازش را به داده‌ها نشان داده است، لذا می‌توان چنین استنباط کرد که احتمالاً پخش، محدود کننده سرعت واکنش اکسایش Cr(III) به Cr(VI) در خاک است. با توجه به جدول ۱، خاک ۴ دارای کمترین مقدار کربن آلی است، شاید بتوان اکسایش بیشتر Cr(III) در این خاک را به عامل مزبور مرتبط دانست [2]. همچنین اکسایش کمتر Cr(III) در خاک ۳ را می‌توان به مقدار بیشتر منگنز به سهولت قابل کاهش در این خاک نسبت داد [4].

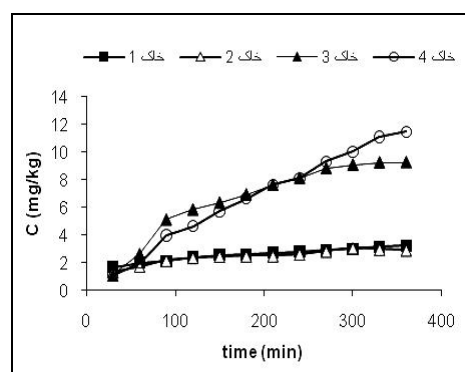
توجه به مقدار بالای کربن آلی و مقدار کم منگنز به سهولت قابل کاهش، اکسایش کم Cr(III) در خاک ۲ قابل پیش بینی بود. با این حال اکسایش کم Cr(III) در خاک ۱ علیرغم کربن آلی کمتر و منگنز به سهولت قابل کاهش بیشتر حاکی از پیچیدگی زیاد واکنش‌های کروم در خاک است که مبین لزوم تحقیقات بیشتر در این زمینه می‌باشد.

جدول ۱- خصوصیات خاکها

شماره خاک	pH (1:1)	بافت	OC (%)	Mn* (mg kg ⁻¹)
۱	۴/۳	C	۱/۸۱	۴۴۱
۲	۴/۷	SiC	۵/۹۸	۲۴۲
۳	۵/۳	C	۲/۸۳	۵۵۸
۴	۵/۷	C	۱/۶۱	۳۵۰

* منگنز به سهولت قابل کاهش

معادله	شماره خاک	r ² _{adj}	SE	شیب	عرض از مبدا
مرتبه صفر	۱	۰/۹۶۲	۰/۰۹۳	۰/۰۰۴	۱/۷۵۶
	۲	۰/۸۴۳	۰/۲۰۳	۰/۰۰۴	۱/۶۰۸
	۳	۰/۸۷۳	۰/۹۴۴	۰/۰۲۳	۲/۱۹۳
	۴	۰/۹۸۸	۰/۳۷۷	۰/۰۳۱	۰/۶۷۱
مرتبه یک	۱	۰/۹۱۶	۰/۰۵۷	۰/۰۰۲	۰/۵۹۹
	۲	۰/۷۶۱	۰/۱۱۷	۰/۰۰۲	۰/۴۹۴
	۳	۰/۶۵۱	۰/۳۷۴	۰/۰۰۵	۰/۸۲۶
	۴	۰/۸۲۸	۰/۲۹۷	۰/۰۰۶	۰/۵۴۹
الوویج	۱	۰/۹۶۸	۰/۰۸۶	۰/۶۲۰	-۰/۵۴۲
	۲	۰/۹۶۰	۰/۱۰۲	۰/۶۶۵	-۰/۹۰۷
	۳	۰/۹۸۷	۰/۳۰۴	۳/۴۸۰	-۱۰/۹۵۲
	۴	۰/۹۳۰	۰/۹۰۳	۴/۳۷۶	-۱۵/۳۷۶
تابع توانی	۱	۰/۹۹۰	۰/۰۲۰	۰/۲۵۹	-۰/۳۷۳
	۲	۰/۹۵۲	۰/۰۵۲	۰/۳۱۱	-۰/۶۹۹
	۳	۰/۹۱۴	۰/۱۸۶	۰/۸۰۴	-۲/۳۰۳
	۴	۰/۹۸۷	۰/۰۸۱	۰/۹۴۳	-۳/۰۴۳
پخش پارابولیک	۱	۰/۹۹۳	۰/۰۴۱	۰/۱۱۱	۱/۱۲۰
	۲	۰/۹۲۹	۰/۱۴۳	۰/۱۱۵	۰/۹۲۲
	۳	۰/۹۵۴	۰/۵۶۶	۰/۶۰۶	-۱/۴۰۷
	۴	۰/۹۹۱	۰/۳۳۱	۰/۷۹۶	-۳/۸۲۴



شکل ۱- تغییرات زمانی اکسایش Cr(III) به Cr(VI)

منابع

- [1] Apte, A. D., Verma, S., Tare, V. and Bose, P., 2005. Oxidation of Cr (III) in tannery sludge to Cr (VI): Field observations and theoretical assessment. *Journal of Hazardous Materials B121*: 215-222.
- [2] Bartlett, R.J.; Kimble, J.M., 1976. Behavior of chromium in soils: I. Trivalent forms. *J. Environ. Qual.* 5: 379-383.
- [3] Gambrell, R.P., Patrick, W.H., 1982. Manganese. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis Part 2*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 313-322.
- [4] Makino, T., Kamewada, K., Hatta, T., Takahashi, Y. and Sakurai, Y., 1998. Determination of optimal chromium oxidation conditions and evaluation of soil oxidative activity in soils. *J. of Geochemical Exploration* 64: 435-441.
- [5] Seiler, H.G., Sigel, H., Sigel, A., 1988. *Handbook on Toxicity of Inorganic Compounds*. Marcel Dekker, New York.

بررسی کارایی و مقایسه روشهای شبکه عصبی و رگرسیون خطی جهت برآورد ظرفیت تبادل کاتیونی خاکهای مناطق گرم و خشک

رضا صفاریان^۱، هادی عامری خواه^۲، عطا... خادم الرسول^۳، نرگس مشایخی^۴ و فرخنده حیدری^۵

^۱ کارشناس ارشد خاکشناسی- شرکت آب و خاک کشور- مطالعات کرخه، ^۲ عضو هیئت علمی گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز، ^۳ عضو هیئت علمی گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید چمران اهواز، ^۴ کارشناس ارشد مدیریت محیط زیست دانشکده محیط زیست، دانشگاه تهران، ^۵ کارشناس ارشد خاکشناسی- شرکت آب و خاک کشور- مطالعات کرخه

مقدمه

ظرفیت تبادل کاتیونی خاکهای مناطق گرم و خشک با دارا بودن خصوصیات چگون مواد آلی پایین و کانی شناسی خاص، ارتباط خاص خود را با اجزا معدنی و آلی کلئیدی دارد. با در نظر گرفتن این نکته که اندازه گیری CEC خاک اغلب به راحتی میسر نبوده و دشوار، وقت گیر و پرهزینه می باشد و همچنین به دلیل استفاده از روشهای مختلف آزمایشگاهی برای تعیین این عامل، روشهای پیش بینی CEC خاک از خصوصیات جانبی خاک به طور گسترده ای رو به افزایش است (۳و۲). لذا در این زمینه از روش های برآوردی نظیر معادلات رگرسیونی و شبکه های عصبی مصنوعی استفاده می شود که این روش ها و مدل های برآوردی با گرفتن یکسری پارامترهای ساده و اولیه از خاک، پارامترهای پیچیده تری همچون CEC را پیش بینی می نمایند که در این تحقیق از این مدل ها و نرم افزارها استفاده شده است. هنگامی که با داده های ناقص و دارای دقت ناکافی سر و کار داریم شبکه ها عصبی مصنوعی مبتنی بر روش Back Propagation گزینه ای مناسب را برای یافتن داده های گمشده و یافتن روابط میان اجزای مختلف سیستم در اختیار می گذارد. در این روش اجزای سیستم شامل لایه ورودی، لایه میانی پنهان و لایه خروجی با سازوکار Feed Forwarding بهم ارتباط یافته و در سیستم آموزش این شبکه داده ها مداوم از میان سه لایه و با این سازوکار عبور می نمایند (۱). مجموعه داده های خاک به علت پیچیدگی خاص و داده های ناقص در بسیاری از آنالیزهای صورت گرفته که اغلب ظرفیت تبادل کاتیونی را هم شامل می شود مثال خوبی برای لزوم بکار گیری این روش را نشان می دهند.

مواد و روش ها

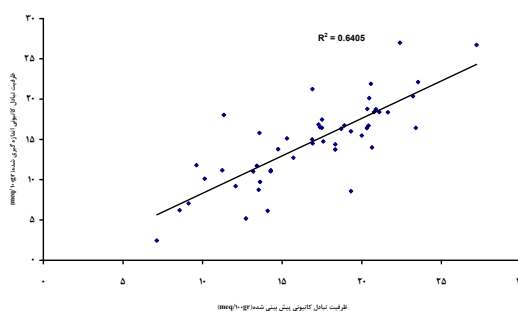
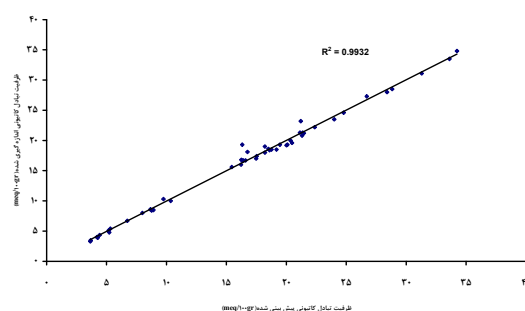
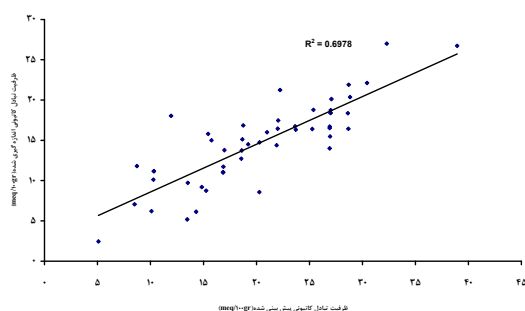
در این تحقیق ۱۳۸ نمونه خاک از مناطق مختلف که اطلاعات مربوط به درصد رس، سیلت، شن، کربن آلی و pH آنها موجود بود انتخاب گردیدند. سپس همبستگی بین متغیرهای مستقل بررسی گردیده و با استفاده از روش رگرسیونی خطی و روش شبکه عصبی معادلات تشریح کننده این روابط تعیین گردید. در ادامه از بین معادلات حاصل بهترین معادله در هریک از دو روش فوق جهت تعیین ظرفیت تبادل کاتیونی انتخاب شدند و جهت بررسی کارایی معادلات بدست آمده تعداد ۵۰ نمونه خاک از مناطق مختلف دارای خصوصیات بحث شده جمع آوری گردیده و درصد رس، سیلت و شن آنها به روش هیدرومتری، کربن آلی آنها به روش والکلی و بلاک، pH عصا ره اشباع و CEC آنها به روش باور اندازه گیری شد. سپس با استفاده از مدلهای بدست آمده فوق CEC آنها پیش بینی گردید و نتایج حاصل از اندازه گیری ها در مقابل هم قرار گرفته و نمودار آنها ترسیم گردید.

نتایج

روابط میان داده های شبیه سازی شده توسط مدل های متفاوت ایجاد شده به روش های رگرسیون خطی و شبکه عصبی مبتنی بر کمترین میزان خطا پیگیری شده و بهترین مدل های متصور انتخاب گردیده اند. بررسی روابط میان داده های حقیقی و خروجی مدل ها با شاخص R^2 نشان دهنده کارایی بهتر شبکه عصبی می باشد که با دقت بسیار بالایی ظرفیت تبادل کاتیونی خاک را بر اساس ۳ عامل درصد رس، کربن آلی و سیلت محاسبه می نماید. باتوجه به خنثی بودن واکنش خاکهای مناطق گرم و خشک در اغلب موارد عامل pH هیچگونه تاثیر معنی داری در مدل های پیش بینی کننده CEC خاک نداشته است. این امر از دیدگاه کانی شناسی این مناطق قابل توجیه و تفسیر می باشد.

جدول ۱- ضرایب بدست آمده در هر مدل با R square های محاسبه شده

شماره مدل	مدل	R Square	ضرایب				R square پیش بینی شده
			Clay	O.C	Sand	Silt	
۱	رگرسیون خطی ۱	0.951	0.844	0.162	*	*	0.640
۲	رگرسیون خطی ۲	0.932	0.495	0.044	*	0.109	0.697
۳	شبکه عصبی	0.943					0.993



منابع

- ۱- مرتضوی، س. جورابیان، م. استوار، الف. زارع، ط. ۱۳۸۲. شبکه های عصبی مصنوعی. انتشارات دانشگاه شهید چمران اهواز.
- 2- Krogh, L., Breuning Madsen, H. and Greve, M.H. 2000. Cation Exchange Capacity Pedotransfer Function for Danish Soils. Soil and Plant Science. 50:1-12.

- 3- Rashidi, M., Seilsepour, M. 2008. Modeling of Soil Cation Exchange Capacity based on Soil Organic Carbon. Arp journal of Agricultural and Biological Science. Vol. 3, No.4. P: 41-45.

اثر زمان و غلظت در توزیع شکلهای مختلف اورانیوم در یک خاک آهکی

^۱سعید باقریقام، ^۲امیر لکزیان، ^۳سید جواد احمدی

^۱ کارشناس ارشد مهندسی علوم خاک، ^۲ دانشیار گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه فردوسی مشهد، ^۳ استادیار گروه پژوهشی شیمی سازمان انرژی اتمی ایران

مقدمه:

اورانیوم عنصری رادیو اکتیو و جزء گروه اکتینیدها با عدد اتمی ۹۲ می باشد. این عنصر دارای ۱۰ ایزوتوپ رادیواکتیو است. سه ایزوتوپ فراوان آن ^{238}U (۹۹/۲۷٪)، ^{235}U (۰/۷۲٪) و ^{234}U (۰/۰۰۵۵٪) می باشند. اورانیوم از طریق خاک آلوده وارد گیاه و چرخه غذایی بشر شده و پس از ورود به بدن انسان سبب ایجاد مشکلات ساختاری در کلیه شده و با تجمع در ششها و استخوانها، اندامهای داخلی بدن را مورد پرتوزایی آلفا قرار می دهد و از این طریق می تواند ساختار DNA و سلولهای جنسی را تغییر دهد (۱). از آنجاییکه غلظت کل یک عنصر در خاک شاخص خوبی از تحرک، فراهمی و سمیت آن برای محیط زیست نمی باشد، امروزه از روش های عصاره گیری دنباله ای برای جداسازی شکل های مختلف اورانیوم در خاک استفاده می شود (۲). اساس این روش متمایز کردن شکلهای مختلف عناصر در فاز جامد خاک است (۳). با توجه به گسترش صنایع هسته ای در کشور، استفاده گسترده از سلاح های حاوی اورانیوم در دو جنگ بزرگ دهه اخیر و خطرات بالقوه این عنصر برای بشر لزوم انجام مطالعات گسترده در مورد رفتار شیمیایی این عنصر در خاک و محیط زیست ضروری به نظر می رسد. تا کنون در کشور ما مطالعه ای در مورد رفتار زیست محیطی اورانیوم صورت نپذیرفته است. مطالعه اخیر برای اولین بار در ایران و با هدف تعیین شکل های مختلف اورانیوم در خاک های آهکی، اثر افزایش مقدار این ماده بر توزیع مجدد آن در خاک و پویایی این عنصر در محیط زیست با توجه به تغییرات حرکت آن در خاک در طول زمان صورت پذیرفت.

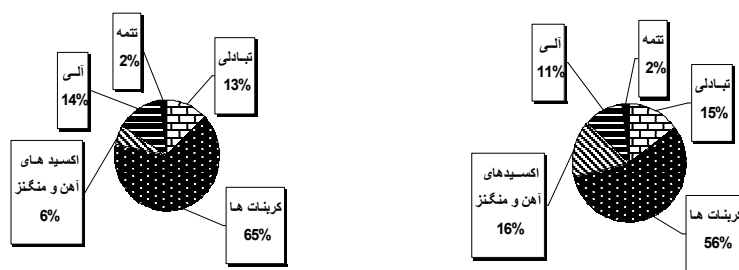
مواد و روشها:

خاک مورد استفاده از منطقه ای در اطراف مزرعه تحقیقاتی دانشگاه فردوسی مشهد جمع آوری شد. نمونه های خاک هواخشک شد و از الک ۲ میلیمتری عبور داده شد. سپس نمونه های خاک با اضافه کردن مقادیر مناسب از نمک نیترات اورانیوم در آب مقطر لازم با مقادیر ۵۸۵ و ۳۲۴۰ Bq/kg اورانیوم (^{238}U) آلوده شدند. با اضافه کردن هر یک از غلظت های فوق مقدار رطوبت نمونه های خاک در ۷۰٪ ظرفیت زراعی^۱ تنظیم شد. نمونه ها در طول دوره آزمایش در دمای ۲۸ درجه سانتی گراد و رطوبت ثابت انکوباتورگذاری شدند و در زمان های ۳۰ روز و ۹۰ روز نمونه برداری شده و توزیع گونه های شیمیایی اورانیوم در آنها به روش تیسر تعیین گردید (۴). در این روش عناصر موجود در خاک به ترتیب به ۵ بخش تبدیلی و جذب شده، بخش محلول در اسید (کربناتی)، بخش متصل به اکسیدهای به آسانی قابل احیا، بخش متصل به اکسیدهای کریستالی آهن و کمپلکس شده به مواد آلی و بخش متمه تقسیم میشوند. پس از عصاره گیری هر بخش، نمونه ها به سازمان انرژی اتمی ایران انتقال یافت و مقدار اورانیوم موجود در هر بخش بوسیله اندازه گیری میزان اشعه آلفا در نمونه ها بوسیله دستگاه آلفا اسپکتروفتومتر (Alpha spectrophotometer (Canberra, Mod.7401VR با دتکتور PIPS تعیین گردید (۵).

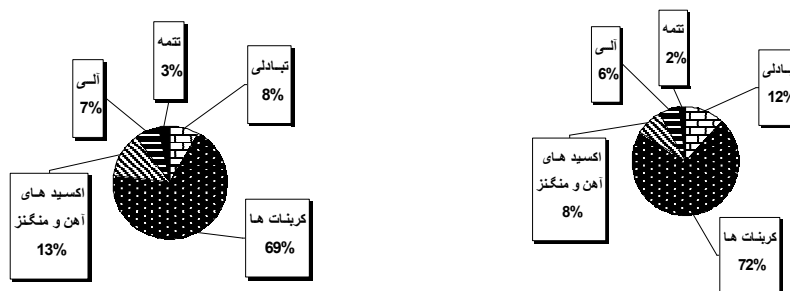
1- Filed capacity

نتایج و بحث:

نتایج حاصل از آزمایش نشان داد که مقدار آهک خاک ۳۶ در صد می باشد. همچنین بیشترین مقدار اورانیوم در بخش کربناتی خاک واقع شده است. ۳۰ روز پس از اعمال تیمار ^{238}U ۵۸۵ Bq/kg حدود ۵۶ درصد از اورانیوم در این بخش مشاهده شد. پس از آن بخش اکسیدهای منگنز با ۱۶ درصد و بخش تبادلپذی با ۱۱ درصد از مقدار کل اورانیوم خاک در مقام های بعدی قرار داشتند. سهم بخش آلی ۱۱ در صد و سهم بخش تئمه ۲ درصد مقدار اورانیوم کل خاک بود. مقدار بالای اورانیوم در بخش کربناتی در مطالعات سایر محققین نیز گزارش شده است. پس از گذشت ۹۰ روز از اعمال تیمار سهم بخش کربناتی تا ۶۵ درصد کل اورانیوم افزایش یافت. درصد بخش اکسیدهای منگنز به ۶ درصد و درصد بخش آلی به ۱۴ درصد رسید (شکل ۱). در تیمار آلوده شده با ^{238}U ۳۲۴۰ Bq/kg در زمان ۳۰ روز پس از اعمال تیمار مقدار اورانیوم یافت شده در بخش کربنات ۷۲ درصد از کل اورانیوم خاک را تشکیل داد. مقدار اورانیوم موجود در بخشهای تبادلپذی، اکسیدهای منگنز و بخش آلی به ترتیب ۱۲، ۸ و ۶ درصد بودند. همانند تیمار ^{238}U ۵۸۵ Bq/kg کمترین مقدار اورانیوم در بخش باقیمانده یافت شد. (شکل ۲) پس از گذشت ۹۰ روز از انکوباسیون غلظت مقدار اورانیوم موجود در بخش کربناتی به ۶۹ درصد کاهش یافت. مقدار اورانیوم موجود در بخش تبادلپذی با ۴ درصد کاهش نسبت به زمان ۳۰ روز انکوباسیون به ۸ درصد رسید. مقدار اورانیوم موجود در بخش های اکسیدهای منگنز و آلی به ترتیب ۱۳ و ۷ درصد بودند. مقدار اورانیوم موجود در بخش باقیمانده با ۱ درصد افزایش نسبت به زمان ۳۰ روز به ۳ درصد رسید. البته لازم به ذکر است که توزیع شکلهای مختلف عناصر در خاک هایی با بافت، ترکیب شیمیایی، pH و زمان های مختلف متفاوت خواهد بود.



شکل ۱- توزیع اورانیوم در بخش های مختلف خاک در تیمار ^{238}U ۵۸۵ Bq/kg ۳۰ پس از (الف) و ۹۰ (ب) روز



شکل ۲- توزیع اورانیوم در بخش های مختلف خاک در تیمار ^{238}U ۳۲۴۰ Bq/kg ۳۰ پس از (الف) و ۹۰ (ب) روز

منابع:

- [1] Ribera, D., F. Labort., G.Tisnerat., J. F.Narbonne. 1996. Uranium in the environment: occurrence, transfer and biological effects. Reviews of environmental contamination and toxicology, 146: 53-89
- [2] Quevauviller, P. 2002. Methodologies in soil and sediment fractionation studies: single and sequential extraction procedures. The Royal Society of Chemistry.
- [3] Clesceri, L. S., A. E. Greenberg and A. D. Eaton. 1998. Standard methods for the examination of water and waste water, 20th Ed., American Public Health Association
- [4] Tessier, A., P. G. Campbell, and M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem. 51: 844- 885
- [5] Blanco, P., F. Vera Tomea, J.C. Lozano. 2004. Sequential extraction for radionuclide fractionation in soil samples: a comparative study Applied Radiation and Isotopes 61: 345–350

مقایسه دو عصاره گیر در تعیین اورانیوم (^{238}U) قابل جذب گیاه در خاک لومی شنی

سعید باقری^{۱*}، امیر لکزیان^۲، سید جواد احمدی^۳، امیر فتوت^۴، محمد فرهاد رحیمی^۵

^۱ کارشناس ارشد مهندسی علوم خاک، ^۲ دانشیار گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه فردوسی مشهد، ^۳ استادیار گروه پژوهشی شیمی سازمان انرژی اتمی ایران، ^۴ استادیار گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه فردوسی مشهد، ^۵ استاد گروه فیزیک هسته ای دانشگاه فردوسی مشهد

مقدمه:

اورانیوم سنگین ترین فلز موجود در طبیعت با ۱۰ ایزوتوپ می باشد که مهم ترین آنها است. مقدار اورانیوم در خاک از ۰/۱ تا ۱۱ میلی گرم بر کیلوگرم تغییر می کند که در اثر فعالیت های انسانی مانند استخراج معادن اورانیوم و آزمایش تسلیحات اتمی و کاربرد کودهای فسفوری در زمینهای کشاورزی مقدار آن از حد عادی فراتر رفته و موجبات آلودگی آبهای زیرزمینی و خاک را فراهم کرده است (۱). اورانیوم سبب ایجاد مشکلات ساختاری در کلیه شده و با تجمع در ششها و استخوانها، اندامهای داخلی بدن را مورد پرتو زایی آلفا قرار می دهد و از این طریق می تواند ساختار DNA و سلولهای جنسی را تغییر دهد (۴). مطالعات بسیار کمی در مورد یافتن یک شاخص مناسب برای زیست فراهمی^۱ اورانیوم انجام شده است (۳). به طور کلی pH خاک، مقدار ماده آلی و توزیع گونه های اورانیوم در محلول خاک زیست فراهمی اورانیوم را تغییر می دهند (۴). با گسترش صنایع هسته ای در جهان، استفاده از جنگ افزارهای حاوی اورانیوم تهی شده^۲ مانند جنگ عراق و کوزوو و کاربرد کودهای فسفوری، خطر ناشی از ورود اورانیوم به چرخه غذایی بشر افزایش یافته است با وجود اینکه اورانیوم منشأ بسیاری از رادیو نوکلئوتیدهای موجود در محیط زیست مانند ^{234}Th ، ^{234}Pa ، ^{226}Ra ، ^{222}Rn ، ^{218}At ، ^{218}Po ، ^{214}Bi ، ^{214}Tl و ^{210}Pb می باشد، رفتارهای شیمیایی آن در محیط زیست به درستی شناخته نشده است. این امر می تواند به سختی مطالعه اورانیوم با توجه به سمیت شیمیایی و رادیو اکتیویته آن، سختی کنترل شرایط در مطالعه موادی با رفتار شیمیایی پیچیده و سختی آنالیز اورانیوم با توجه به دستگاه های خاص مورد استفاده مربوط باشد. بنابراین مطالعه زیست فراهمی اورانیوم به ما در درک صحیح از دامنه سمیت و رفتار شیمیایی آن در محیط زیست و ارائه راه های کاهش انتقال آن از طریق خاک آلوده به چرخه غذایی کمک خواهد کرد. مطالعه اخیر برای اولین بار در ایران صورت پذیرفت و به منظور یافتن شاخصی برای زیست فراهمی اورانیوم در خاک، روابط همبستگی بین دو عصاره گیر DTPA^4 ، AAAcEDTA^3 و گیاهان آفتابگردان و سویا مطالعه شد.

مواد و روشها

خاک مورد استفاده از محل پردیس دانشکده کشاورزی مشهد تهیه و پس از هوا خشک شدن با ۶ سطح مختلف اورانیوم (صفر، ۵۰، ۱۰۰، ۲۵۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم) با استفاده از حل کردن مقادیر مناسب نمک نترات اورانیوم در آب مقطر لازم برای رساندن رطوبت خاک به ۷۰٪ ظرفیت زراعی^۵ و اضافه کردن آن به خاک آلوده شد. خاکهای آلوده شده در گلدانهای پلاستیکی قرار داده شده و بذور سویا با رقم سحر و آفتابگردان با رقم هایسان در گلدانها قرار داده شد. پس از ۴۰ روز گیاهان از سطح خاک برداشت شده و هوا خشک شدند. نمونه های خاک تمام گلدانها هوا خشک شده و سپس عصاره گیری AAAcEDTA به روش لاکان و اریو (۱۹۷۱) و عصاره گیری DTPA

1-Bio availability

2- Depleted uranium

3-Acid-ammonium-acetate-EDTA

4- Diethylene triamine pentaacetic acid

5- Filed capacity

به روش لیندزی و نورول (۱۹۷۸) انجام پذیرفت (۴). سپس بر روی گیاهان عمل هضم خشک صورت پذیرفت. پس از طی مراحل پیش تغلیظ و عصاره گیری از محلول در محیط اسید نیتریک، نمونه‌ها برای آنالیز هسته ای (^{238}U) به سازمان انرژی اتمی ایران انتقال یافت و مقدار اورانیوم موجود در آنها بوسیله دستگاه اورانیوم آنالایزر (Nitrogen laser based scintrex UA-3) ساخت کمپانی Scintrex کانادا تعیین گردید (۵).

نتایج و بحث:

نتایج حاصل از آزمایش نشان داد که با افزایش غلظت اورانیوم از ۵۰ تا ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک، غلظت اورانیوم در آفتابگردان از ۰/۸۳ تا ۵/۴۰ میلی گرم بر کیلوگرم، و در سویا از ۰/۸۷ تا ۵/۶۹ میلی گرم بر کیلوگرم افزایش یافت. به علت ایجاد سمیت بالا توسط اورانیوم و تولید زیست توده بسیار کم در غلظت ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم اورانیوم این آزمایش تا غلظت ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم اورانیوم انجام شد. تقریباً در بیشتر غلظت‌ها اورانیوم در آفتابگردان بالاتر از سویا بود اما بالاترین مقدار جذب اورانیوم در تیمار ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم اورانیوم و در گیاه سویا مشاهده شد. آفتابگردان در منابع به عنوان گونه‌ای مقاوم و دارای قابلیت بالا برای جذب اورانیوم ذکر شده است (۴ و ۳). با افزایش غلظت اورانیوم در خاک مقدار اورانیوم عصاره‌گیری شده بوسیله هر دو عصاره‌گیر افزایش معنی داری پیدا کردند. نتایج حاصل از آزمایش نشان داد با افزایش مقدار اورانیوم از تیمار ۵۰ تا ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم در خاک، مقدار اورانیوم عصاره‌گیری شده توسط AAACEDTA از ۵/۲ تا ۱۲۸/۳ میلی گرم بر کیلوگرم اورانیوم تغییر کرد. در مورد DTPA نیز این مقدار از ۰/۸۵ تا ۵۰/۳ تغییر یافت. در کلیه غلظت‌های اورانیوم در خاک AAACEDTA مقدار اورانیوم بیشتری را استخراج کرد که با توجه به pH پایین این عصاره‌گیر (۴/۷) مطابق انتظار بود. نتایج بدست آمده از آزمایش نشان داد که هر دو عصاره‌گیر همبستگی بالایی با غلظت اورانیوم در بخش هوایی گیاه ایجاد کردند. عصاره‌گیر AAACEDTA همبستگی بهتری را با غلظت اورانیوم در گیاهان سویا و آفتابگردان نشان داد که با نتایج لاماس و همکاران مطابقت داشت (۴). اما لزوم انجام مطالعات بیشتر در طیف وسیع‌تری از خاک‌ها و شاخصهای بیولوژیکی و عصاره‌گیرهای شیمیایی متنوع‌تر به منظور یافتن مناسب‌ترین شاخص زیست فراهمی برای اورانیوم ضروری به نظر می‌رسد.

جدول ۱: ضرایب همبستگی و معادلات رگرسیونی خطی بین پارامترهای مختلف

پارامتر	معادله رگرسیون خطی	r
آفتابگردان		
اورانیوم در (DTPA) با اورانیوم در بخش هوایی	$Y=5.0254x-0.3$	0.78**
اورانیوم در (AAACEDTA) با اورانیوم در بخش هوایی	$Y=0.1093x-0.072$	0.83**
سویا		
اورانیوم در (DTPA) با اورانیوم در بخش هوایی	$Y=0.3672x-0.230$	0.88**
اورانیوم در (AAACEDTA) با اورانیوم در بخش هوایی	$Y=0.066x-0.148$	0.92**

* معنی‌دار در سطح آماری ۰/۰۵

** معنی‌دار در سطح آماری ۰/۰۱

منابع:

- [1] Jagetia, B., P. Purhit (2006). Effect of various concentration of uranium tailings on certain growth and biochemical parameters in sunflower. *Biologica Bratislava* 61(1): 103-107.
- [2] WHO (2001). Depleted uranium mission to Kosovo. report of the world health organization.
- [3] Sheppard, C., W. G. Evenden (1992). Bioavailability indices for uranium: effect of concentration in eleven soils. *Archives of Environmental Contamination and toxicology* 23: 117-124
- [4] Lamas, C. M. D (2005). Factors affecting the uranium availability in soils. Fall agricultural research. PhD thesis: 1-86

- [5] Premadas, A., P. K. Srivastava (1998). Rapid laser fluorimetric method for the determination of uranium in soil, ultrabasic rock, plant ash, coal fly ash and red mud samples. Journal of radioanalytical and nuclear chemistry 242(1): 23-27

اثر سطوح روی و کود دامی بر شکل‌های شیمیایی روی در یک خاک آهکی استان فارس

سعیده کمالی^۱، عبدالمجید رونقی^۲ و نجف علی کریمیان^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، ^۲ دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز و ^۳ استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مقدمه

کمبود روی یکی از معمول‌ترین کمبودهای عناصر غذایی کم مصرف است [۴] و به طور جدی سبب کاهش محصول گیاهان زراعی و باغی می‌گردد. در آسیا کمبود روی، بیشتر در مناطق خشک و نیمه خشک گزارش شده است و بخش عمده ای از اراضی ایران نیز در منطقه خشک و نیمه خشک واقع شده است. کمبود روی در خاک‌های ایران عمدتاً به دلیل فقیر بودن خاک‌ها از نظر کانی‌های حامل روی، وجود مقدار زیاد آهک در خاک و وجود مقدار قابل توجهی بی‌کربنات در آب‌های آبیاری، تسطیح خاک‌های زراعی و عدم مصرف کودهای محتوی عناصر کم مصرف و زیادی فسفر در خاک است. قابلیت استفاده کم روی در خاک‌های آهکی، به دلیل پهنش بالا و بیشتر به علت جذب سطحی روی توسط رس و یا کربنات کلسیم و یا به دلیل تشکیل $Zn(OH)_2$ و یا $ZnCO_3$ می‌باشد [۳]. بنابراین کمبود روی در خاک‌های آهکی یکی از موانع دستیابی به حداکثر عملکرد محصولات زراعی به شمار می‌آید و اثرات مثبت مصرف کودهای دارای روی در این خاک‌ها گزارش شده است [۲ و ۱]. همچنین پایین بودن مواد آلی (کمتر از ۱ درصد) در خاک‌های مناطق خشک ایران که بیش از ۵۰ درصد از اراضی کشاورزی را شامل می‌شود، عامل دیگر کمبود روی در خاک‌های ایران است. به طور کلی کاربرد کودهای دامی در زمینهای کشاورزی به عنوان ماده آلی سبب بهتر شدن بعضی ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک می‌گردد. علاوه بر آن استفاده از این کودها با دو هدف زیر انجام می‌شود؛ اول: کود دامی مواد غذایی ضروری را برای گیاهان تامین می‌کند و دوم: کود دامی به عنوان زباله شهری که از حیوانات حاصل می‌شود، مورد استفاده قرار می‌گیرد [۵]. مقدار کل روی خاک معیار مناسبی جهت تخمین نیاز گیاه نیست؛ چون ممکن است مقدار کل این عنصر در خاک نسبتاً زیاد بوده، اما مقدار شکل قابل استفاده عنصر روی در خاک کم باشد. از این رو عصاره‌گیری دنباله ای از عناصر سنگین در خاکها و رسوبات، روش مفیدی برای تعیین شکل‌های شیمیایی عناصر در خاک می‌باشد. بنابراین تحقیق حاضر به منظور بررسی اثر سطوح روی و کود دامی بر شکل‌های شیمیایی روی در یک خاک آهکی استان فارس انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

مقدار مناسبی از یک خاک آهکی استان فارس از عمق صفر تا ۱۵ سانتی متری برداشته شد و پس از هوا خشک کردن و گذراندن از الک ۲ میلی متری، برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن تعیین گردید. تیمارهای آزمایشی شامل سه سطح روی (شامل ۰، ۵ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک از منبع سولفات روی $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) و ماده آلی (کود دامی) در دو سطح (۰ و ۱٪) بودند. این آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی و در سه تکرار در گلخانه انجام شد. در طول زمان خواباندن، رطوبت نمونه‌ها به طور منظم با روش توزین در محدوده نسبتاً ثابتی، نزدیک به ظرفیت مزرعه حفظ گردیدند. نمونه‌های خاک، ۹۰ روز پس از شروع خواباندن برداشت، هوا خشک و در آخر و شکل‌های شیمیایی روی با روش عصاره‌گیری دنباله ای سینگ و همکاران [۶] استخراج شدند. شکل‌های شیمیایی روی و عصاره‌گیرهای آنها عبارت بودند از: روی محلول و تبدالی با محلول ۱ مولار نیترات منیزیم، روی کربناتی با محلول ۱ مولار استات سدیم، روی آلی با محلول ۰/۷ مولار هیپو کلریت سدیم، روی همراه با اکسیدهای منگنز با محلول ۰/۱ مولار هیدروکسیل آمین هیدروکلرید، روی همراه با اکسیدهای آهن بی شکل با محلول ۰/۲۵ مولار هیدروکسیل آمین هیدروکلرید در محلول ۰/۲۵ مولار اسید کلریدریک، روی همراه با اکسیدهای آهن متبلور با محلول

۰/۲ مولار اگزالات آمونیوم و محلول ۰/۲ مولار اسید اگزالیك و اسید آسکوربیک ۰/۱ مولار و روی تتمه از طریق هضم خاک با اسید فلوریدریک، اسید پرکلریک و اسید کلریدریک غلیظ. درصد تبدیل روی مصرفی (سولفات روی)، به شکل های مختلف روی طبق معادله زیر تعیین شد:

$$\text{درصد تبدیل روی مصرفی} = \frac{TZN - UZN}{AZN} * 100$$

در این معادله TZN، غلظت روی در خاک تیمار شده، UZN، غلظت روی در خاک تیمار نشده، AZN، میزان روی مصرفی می باشد و واحد همه این اجزا، میلی گرم روی در کیلوگرم خاک است. تجزیه آماری داده ها، به وسیله برنامه های کامپیوتری Excel و MSTATC و SPSS انجام شد.

نتایج و بحث

۱- از جداسازی شکلهای شیمیایی روی در خاک شاهد نتیجه گیری می شود که در حدود ۸۰ درصد روی بومی خاک، به صورت تتمه می باشد که برای گیاه قابل استفاده نیست. پس از آن بیشترین درصد روی بومی خاک در شکل های کربناتی و همراه با اکسیدهای آهن متبلور می باشد، بنابراین ترتیب شکل های روی بومی خاک را می توان به صورت زیر نشان داد:

> همراه با اکسیدهای آهن بی شکل > همراه با اکسیدهای آهن متبلور > کربناتی >> تتمه

آلی > محلول و تبادل > همراه با اکسیدهای منگنز

۲- کاربرد سطوح مختلف روی مصرفی (از منبع سولفات روی) سبب افزایش معنی دار ($p < 0.05$) همه شکل های شیمیایی روی گردید.

۳- روی مصرفی (سولفات روی) به شکلهای مختلف روی در خاک تبدیل شده و سبب افزایش در همه شکل های روی در خاک گشته است. پس از محاسبه درصد تبدیل روی مصرفی، بیشترین میزان تبدیل روی مربوط به شکل های کربناتی و تتمه روی بود. ترتیب میزان تبدیل روی مصرفی به شکلهای مختلف روی به صورت زیر است:

> آلی > همراه با اکسیدهای آهن بی شکل > همراه با اکسیدهای آهن متبلور > تتمه > کربناتی

محلول و تبادل > همراه با اکسیدهای منگنز

که این موضوع بیانگر تبدیل کود سولفات روی (کود محلول در آب) به شکل های با قابلیت استفاده کمتر در این خاک آهکی می باشد.

منابع

- [1] Abdel, M. F., J. J. Mortvedt, and J. J. Kelsoe. 1988. Cadmium-zinc interactions in plants and extractable cadmium and zinc fractions in soils. *Soil Sci.*, 145: 424-431.
- [2] Darjeh, Z., N. Karimian, M. Maftoun, A. Abtahi, and K. Razmi. 1991. Correlation of zinc extractants with plant responses on highly calcareous soils of Doroodzan dam area, Iran. *Iran Agric. Res.*, 10: 29-45.
- [3] Marschner, H. 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.
- [4] Romheld, V., and Marschner. 1991. Function of micronutrients in plants. pp. 297-328. In J. J. Mortvedt et al. (ed.) *Micronutrients in agriculture*. Soil Sci. Soc. Am., Inc., Madison, WI.
- [5] Sato, SH., D. Solomon, C. Hyland, Q. M. Ketterings, and J. Lehmann. 2005. Phosphorous speciation in manure and manure-amended soils using XANES spectroscopy. *Environ. Sci. Technol.*, 39: 7485-7491.
- [6] Singh, J. P., P. S. Karwasra, and M. Singh. 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. *Soil Sci.*, 146: 359-366.

اثر شیرابه کمپوست، زمان خواباندن و سطوح روی بر شکل‌های شیمیایی روی در یک خاک آهکی استان فارس

سعیده کمالی^۱، سمیه شاه نظری^۲، رضوان رضایی نژاد^۳، ساناز زارع^۴ و عبدالمجید رونقی^۵

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، ^۲ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، ^۳ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، ^۴ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک و ^۵ دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مقدمه

روی از عناصر ضروری گیاه است که نقش‌های متابولیکی زیادی را در گیاه ایفا می‌کند. از مهم‌ترین آنها حضور در ساختمان بسیاری از آنزیمها مانند هیدروژنازاها، پروتئینازها، پپتیدازها و فسفوهِیدرولازها می‌باشد [۴]. کمبود روی یکی از شایع‌ترین کمبودهای عناصر غذایی کم مصرف در خاک‌های آهکی و قلیایی به حساب می‌آید. علت اصلی آن اغلب نه کمی مقدار کل، بلکه پایین بودن قابلیت استفاده شکل‌های عنصر در این نوع خاک هاست. هنگامی که کودهای شیمیایی یا آلی حاوی روی برای رفع کمبود به خاک افزوده می‌شود، بازبایی ظاهری آن اغلب کمتر از ۵ درصد است که این موضوع نشان‌دهنده ظرفیت زیاد خاک‌های آهکی برای ابقای روی است [۲ و ۳]. در خاک‌های مناطق خشک ایران (بیش از ۵۰ درصد اراضی کشاورزی ایران از این نوع هستند) به دلیل پایین بودن مواد آلی (کمتر از ۱ درصد) کمبود روی مشاهده می‌شود. بنابراین پس از افزودن مواد آلی به خاک، روی با مواد آلی خاک ترکیب و کمپلکسهای آلی پایدار روی که ممکن است قابل حل و یا غیر قابل حل باشند، تشکیل می‌دهد [۵]. در مطالعه مربوط به خاک-گیاه، اطلاع از توزیع عناصر کم مصرف بین اجزای خاک، برای درک شیمی آنها، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. از سوی دیگر زمان تماس با خاک بر قابلیت دسترسی زیستی فلزات سنگین در خاک اثر دارد [۶]. روش‌های عصاره‌گیری دنباله‌ای گوناگونی برای جداسازی شکل‌های عناصر کم مصرف و از جمله در خاک‌ها و رسوب‌ها ابداع شده است [۶ و ۸]. اما این روشها استاندارد نیستند و هر محقق از روش خاص خود یا اصلاح شده و یا توسعه یافته روش‌های دیگران استفاده می‌کند. استفاده از روشهای عصاره‌گیری دنباله‌ای برای عناصر کم مصرف گرچه وقت گیر تر است، اما اطلاعات جامعی از منشا، حالت وقوع، قابلیت استفاده زیستی و حرکت به سمت پایین آنها در خاک‌های آلوده کشاورزی را به دست می‌دهد [۸]. بنابراین، پژوهش حاضر به منظور بررسی اثر سطوح روی، زمان و شیرابه کمپوست بر شکل‌های شیمیایی روی در یک خاک آهکی استان گیلان انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

مقدار مناسبی از یک خاک آهکی استان فارس از عمق صفر تا ۱۵ سانتی متری برداشته شد و پس از هوا خشک کردن و گذراندن از الک ۲ میلی متری، برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آن تعیین گردید. تیمارهای آزمایشی شامل سه سطح روی (شامل ۰، ۵ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک از منبع سولفات روی $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$)، سه زمان خواباندن (۱۵، ۴۵ و ۹۰ روز) و ماده آلی (شیرابه کمپوست) در دو سطح (۰ و ۱٪) بودند. این آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی و در سه تکرار در گلخانه انجام شد. در طول این سه زمان خواباندن، رطوبت نمونه‌ها به طور منظم با روش توزین در محدوده نسبتاً ثابتی، نزدیک به ظرفیت مزرعه حفظ گردیدند. نمونه‌های خاک، در زمان‌های ۱۵، ۴۵ و ۹۰ روز پس از شروع خواباندن برداشت، هوا خشک و در آخر شکل‌های شیمیایی روی با روش عصاره‌گیری دنباله‌ای سینگ و همکاران [۷] استخراج شدند. شکل‌های شیمیایی روی و عصاره‌گیریهای آنها عبارت بودند از: روی محلول و تبدلی با محلول ۱ مولار نیترات منیزیم، روی کربناتی با محلول ۱ مولار استات سدیم، روی آلی با محلول ۰/۷ مولار هیپو کلریت سدیم، روی همراه با اکسیدهای منگنز با محلول ۰/۱ مولار هیدروکسیل آمین هیدروکلرید، روی همراه با اکسیدهای آهن بی شکل با محلول ۰/۲۵ مولار هیدروکسیل آمین هیدروکلرید در

محللول ۰/۲۵ مولار اسید کلریدریک، روی همراه با اکسیدهای آهن متبلور با محللول ۰/۲ مولار اگزالات آمونیوم و محللول ۰/۲ مولار اسید اگزالیک و اسید آسکوربیک ۰/۱ مولار و روی تتمه از طریق هضم خاک با اسید فلوریدریک، اسید پرکلریک و اسید کلریدریک غلیظ. درصد تبدیل روی مصرفی (سولفات روی)، به شکل های مختلف روی طبق معادله زیر تعیین شد:

$$\text{درصد تبدیل روی مصرفی} = \frac{TZN - UZN}{AZN} * 100$$

در این معادله TZN، غلظت روی در خاک تیمار شده، UZN، غلظت روی در خاک تیمار نشده، AZN، میزان روی مصرفی می باشد و واحد همه این اجزاء، میلی گرم روی در کیلوگرم خاک است. تجزیه آماری داده ها، به وسیله برنامه های کامپیوتری Excel و SPSS انجام شد.

نتایج و بحث

- ۱- در خاک مورد مطالعه در حالت شاهد، بیشترین مقدار روی مربوط به شکل تتمه روی بود.
- ۲- پس از افزودن روی مصرفی (سولفات روی) افزایش معنی داری ($p < 0.05$) در همه شکل های شیمیایی روی مشاهده شد.
- ۳- پس از محاسبه درصد تبدیل روی مصرفی (از منبع سولفات روی)، بیشترین مقدار تبدیل مربوط به شکل های کربناتی و تتمه روی بود. بنابراین، به نظر می رسد که پایین بودن درصد بازیافت ظاهری کودهای روی در خاکهای آهکی، عمدتاً به دلیل تبدیل روی به شکل های با قابلیت استفاده کمتر (کربناتی و تتمه) می باشد.
- ۴- با افزودن شیرابه کمپوست به خاک، تغییر در توزیع روی بین شکل های مختلف حاصل شد. به این ترتیب که پس از کاربرد این ماده آلی، همه شکلهای شیمیایی روی (غیر از شکل همراه با اکسیدهای متبلور آهن) نسبت به تیمار شاهد به طور معنی داری افزایش یافتند. روی همراه با اکسیدهای متبلور آهن با مصرف شیرابه کمپوست به طور معنی داری کاهش یافت که علت آن تخریب ساختمان بلوری کانیها و رها شدن روی از آنها می باشد.
- ۵- زمان خواباندن سبب کاهش شکل های محللول و تبادل و آلی روی و افزایش در شکل های کربناتی، همراه با اکسیدهای منگنز، همراه با اکسیدهای آهن بی شکل و متبلور و تتمه روی گردید که نشان دهنده کاهش قابلیت استفاده زیستی روی با گذشت زمان در خاک می باشد. توصیه می شود که این آزمایش در زمانهای طولانی تری انجام گیرد، تا بتوان اثر کاربرد طولانی مدت مواد آلی و منابع روی کاربردی مختلف را بر تغییر شکل روی در خاکها بررسی نمود.

منابع

- [1] Joner, E. J., and C. Leyval. 2001. Time-course of heavy metal uptake in maize and clover as affected by root density and different mycorrhizal inoculation regimes. Biol. Fertil. Soils, 33 : 351-357.
- [2] Karimian, N., and J. Yasrebi. 2003. Effect of growing wheat, spinach, and lettuce on chemical forms of zinc in calcareous soils. Yemeni J. Sci., 5(1): 13-21.
- [3] Maftoun, M., and N. Karimian. 1989. Relative efficiency of two zinc sources for maize (*zea mays L.*) in two calcareous soils from an arid area of Iran. Agronomy. J., 9: 771-775.
- [4] Marschner, H. 1986. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London.
- [5] Mengel, K., and E. A. Kirkby. 2001. Principles of plant nutrition. 5th Ed. International Potash Institute, Bern, Switzerland.
- [6] Shuman, L. M. 1985. Fractionation method for soil microelements. Soil Sci., 40 : 11-22.
- [7] Singh, J. P., P. S. Karwasra, and M. Singh. 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. Soil Sci., 146: 359-366.
- [8] Tessier, A., P.G. C. Campbell, and M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particular trace elements. Anal. Chem., 51 : 844-851.

اثر لجن فاضلاب، زمان خواباندن و سطوح روی بر شکلهای شیمیایی روی در یک خاک آهکی استان گیلان

سمیه شاه نظری^۱، سعیده کمالی^۲، رضوان رضایی نژاد^۳، ساناز زارع^۴ و عبدالمجید رونقی^۵

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، ^۲ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، ^۳ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک، ^۴ دانشجوی کارشناسی ارشد علوم خاک و ^۵ دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز

مقدمه

روی یک عنصر ضروری کم مصرف برای انسان، حیوان و گیاهان عالی می باشد [۱]. غلظت روی در گیاهان عالی کم است و معمولاً تا ۱۰۰ میلی گرم در کیلو گرم ماده خشک می رسد. این عنصر در ساختمان برخی آنزیمهایی که نقش اساسی در متابولیسم، تامین انرژی، نسخه برداری و انتقال مواد دارند، عمل می نماید و همین موضوع ضرورت این عنصر را جهت رشد مناسب گیاه به اثبات رسانده است [۵]. کمبود روی یکی از معمول ترین کمبودهای عناصر غذایی کم مصرف در خاک های آهکی به شمار می رود؛ چون مقدار کل این عنصر در خاک نسبتاً زیاد بوده، اما مقدار شکل قابل استفاده عنصر روی در خاک کم می باشد، بنابراین مقدار کل روی خاک معیار مناسبی جهت تخمین نیاز گیاه نیست. از این رو، از روش های عصاره گیری دنباله ای (Sequential extraction) گوناگونی برای جداسازی شکل های عناصر کم مصرف و از جمله در خاک ها و رسوب ها استفاده شده است [۶ و ۸]. در این روشها از محلول های با قدرت فزاینده استفاده می شود و تکامل یافته تر از روشهای عصاره گیری منفرد است و به نظر می رسد که کاملترین توصیف رفتار کلی فلزات در خاک بوده و تخمین خوبی از تحرک بالقوه آنهاست [۲]. حلالیت و فراهمی زیستی عناصر فلزی بلافاصله پس از افزوده شدن به خاک زیاد است. گرچه اغلب فرض می شود که گذشت زمان، قابلیت تحرک فلزات و دسترسی گیاهان به آنها را کاهش می دهد، اما فهم کامل این اثر، به اطلاعات مفصلی از نحوه توزیع شکل های شیمیایی فلزات بعد از زمان های مختلف تماس با خاک نیاز دارد [۳]. از سوی دیگر، منдал و مندل (۱۹۸۶) نشان دادند که رژیم رطوبتی و مواد آلی نیز منجر به توزیع مجدد شکل های مختلف روی در خاک می شوند. در خاکهای مناطق خشک ایران به دلیل کمبود مواد آلی (کمتر از ۱٪) افزودن مواد آلی مانند لجن فاضلاب (به عنوان کمپوست زباله شهری) به بهبود ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی این خاکها کمک می کند. بنابراین، آزمایش حاضر به منظور بررسی اثر سطوح روی، زمان و لجن فاضلاب بر شکلهای شیمیایی روی در یک خاک آهکی استان گیلان انجام گرفت.

مواد و روش ها

مقدار مناسبی از یک خاک آهکی استان فارس از عمق صفر تا ۱۵ سانتی متری برداشته شد و پس از هوا خشک کردن و گذراندن از الک ۲ میلی متری، برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی آن تعیین گردید. تیمارهای آزمایشی شامل سه سطح روی (شامل ۰، ۵ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم خاک از منبع سولفات روی $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$)، سه زمان خواباندن (۱۵، ۴۵ و ۹۰ روز) و ماده آلی (لجن فاضلاب) در دو سطح (۰ و ۱٪) بودند. این آزمایش به صورت فاکتوریل و در قالب طرح کاملاً تصادفی و در سه تکرار در گلخانه انجام شد. در طول این سه زمان خواباندن، رطوبت نمونه ها به طور منظم با روش توزین در محدوده نسبتاً ثابتی، نزدیک به ظرفیت مزرعه حفظ گردیدند. نمونه های خاک، در زمان های ۱۵، ۴۵ و ۹۰ روز پس از شروع خواباندن برداشت، هوا خشک و در آخر و شکلهای شیمیایی روی با روش عصاره گیری دنباله ای سینک و همکاران [۷] استخراج شدند. شکل های شیمیایی روی و عصاره گیرهای آنها عبارت بودند از: روی محلول و تبدیلی با محلول ۱ مولار نیترات منیزیم، روی کربناتی با محلول ۱ مولار استات سدیم، روی آلی با محلول ۰/۷ مولار هیپو کلریت سدیم، روی همراه با اکسیدهای منگنز با محلول ۰/۱ مولار هیدروکسیل آمین

هیدروکلرید، روی همراه با اکسیدهای آهن بی شکل با محلول ۰/۲۵ مولار هیدروکسیل آمین هیدروکلرید در محلول ۰/۲۵ مولار اسید کلریدریک، روی همراه با اکسیدهای آهن متبلور با محلول ۰/۲ مولار اگزالات آمونیوم و محلول ۰/۲ مولار اسید اگزالیك و اسید آسکوربیک ۰/۱ مولار و روی تنه از طریق هضم خاک با اسید فلوریدریک، اسید پرکلریک و اسید کلریدریک غلیظ. تجزیه آماری داده ها، به وسیله برنامه های کامپیوتری Excel و MSTATC و SPSS انجام شد.

نتایج و بحث

۱- زمان خواباندن سبب کاهش شکل های محلول و تبدیلی و آلی روی و افزایش در شکل های کربناتی، همراه با اکسیدهای منگنز، همراه با اکسیدهای آهن بی شکل و متبلور و تنه روی گردید که نشان دهنده کاهش قابلیت استفاده زیستی روی با گذشت زمان در خاک می باشد. توصیه می شود که این آزمایش در زمانهای طولانی تری انجام گیرد، تا بتوان اثر کاربرد طولانی مدت مواد آلی و منابع روی کاربردی مختلف را بر تغییر شکل روی در خاکها بررسی نمود.

۲- کاربرد لجن فاضلاب سبب کاهش معنی دار روی همراه با اکسیدهای متبلور آهن و افزایش سایر شکلهای روی گردید.

۳- در خاک شاهد بیشترین میزان روی مربوط به شکل تنه روی می باشد. این موضوع به این دلیل می باشد که بیشترین مقدار روی، در شبکه کریستالی کانیها قرار دارد.

۴- پس از افزودن روی مصرفی (سولفات روی) افزایش معنی داری ($p < 0.05$) در همه شکل های شیمیایی روی مشاهده شد. گرچه بیشترین میزان تبدیل روی مصرفی مربوط به شکل کربناتی و سپس شکل تنه روی می باشد که این امر به دلیل بالا بودن مقادیر کربنات کلسیم و حضور انواع کانی ها با ظرفیت جذبی بالا در خاکهای آهکی می باشد.

۵- توصیه می شود که لجن فاضلاب در سطوح بیشتر و زمان های طولانی تری مورد استفاده قرار گیرد، تا بتوان اثر کاربرد طولانی مدت لجن فاضلاب را در سطوح بیشتری مورد بررسی قرار داد.

منابع

- [1] Kabata-pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. 3rd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- [2] Keller, C., and J. C. Vedy. 1994. Distribution of copper and cadmium fractions in two forest soils. J. Environ. Qual., 23 : 987-999.
- [3] Lu. A., S. Zhang, and X. Shan. 2005. Time effect on the fractionation of heavy metals. Geoderma., 125: 225-234.
- [4] Mandal, L. N., and B. Mandal. 1986. Zinc fractions in soils in relation to zinc nutrition of lowland rice. Soil Sci., 142: 141-148.
- [5] Mengel, K., and E. A. Kirkby. 2001. Principles of plant nutrition. 5th Ed. International Potash Institute, Bern, Switzerland.
- [6] Shuman, L. M. 1985. Fractionation method for soil microelements. Soil Sci., 40 : 11-22.
- [7] Singh, J. P., P. S. Karwasra, and M. Singh. 1988. Distribution and forms of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils of India. Soil Sci., 146: 359-366.
- [8] Tessier, A., P.G. C. Campbell, and M. Bisson. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particular trace elements. Anal. Chem., 51 : 844-851.

بررسی اجزای مختلف سرب موجود در خاک بر آلودگی زدایی آن از خاک به وسیله تربچه

صفورا اسدی کپورچال^۱، ثریا اسدی کپورچال^۲، ابراهیم پذیرا^۳ و مهدی همایی^۴

*^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی؛ دانشکده کشاورزی، واحد علوم و تحقیقات تهران، ^۲ کارشناس محیط زیست؛ دانشگاه علامه محدث نوری، ^۳ استاد گروه خاکشناسی؛ واحد علوم و تحقیقات تهران، ^۴ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران.

مقدمه

آلودگی خاک به سرب از مهم ترین چالش های زیست محیطی است که در سرتاسر جهان مشکلات فراوانی را به وجود آورده است. کشاورزی فشرده و فعالیت های صنعتی در بسیاری از مناطق، افزون بر تخریب کیفیت آب و خاک با کاهش توان بیولوژیک، عدم توازن در تعادلات شیمیایی و نفوذ عمقی آلاینده ها به منابع آبهای زیر زمینی موجب تخریب کلی زیست بوم می گردد. این پیامد به همراه تخریب فیزیکی، به کاهش بیشتر اراضی قابل کشت منجر شده و در نهایت موجب اعمال فشار بیشتر بر اراضی باقیمانده می گردد. این چرخه نا مطلوب، بشر را بر آن داشته تا در حفظ بقای خود توجه بیشتری به این دو منبع گرانبها، یعنی خاک و آب، داشته باشد (Wild, 1993). از میان روش های حذف فلزات سنگین، پالایش گیاهی^۱ روشی پایدار، سازگار با زیست بوم و ارزان است. در این روش، گیاه با برداشت و یا تجزیه ترکیبات آلاینده در ریشه گاه، جذب انتخابی فلزات و تجمع در بافت خویش و یا فرارفت آلاینده به نیوار، موجب حذف و یا کاهش آلاینده از خاک می شود. تفاوت بین غلظت کل فلز در خاک و آستانه غلظت مجاز، فاکتوری عمده در امکان سنجی پالایش سبز است (Pulford et al, 2003). استخراج گیاهی یکی از روشهای پالایش گیاهی است که طی آن یک ماده آلاینده از پیش ماده خود توسط گیاهان جدا می شود. کارایی این روش بستگی به غلظت عنصر مورد نظر در توده گیاه به ویژه در اندام های هوایی و تولید زیست توده فراوان دارد (Brown et al., 1995). امروزه استفاده از گیاهان سبز برای پالایش خاکهای آلوده به فلزات (استخراج گیاهی) به عنوان روشی ارزان تر و زیست محیطی مورد توجه است. همچنین، استخراج گیاهی یک روش نسبتاً جدید برای مکانهای آلوده است و گیاهان مختلفی با ظرفیت حذف مقادیر متفاوت عناصر سمی از خاک شناسایی شده اند.

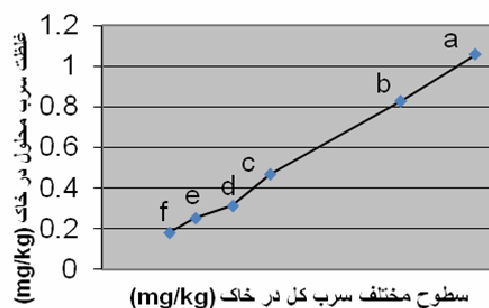
مواد و روشها

این پژوهش در قالب یک طرح کاملاً تصادفی با شش تیمار ۱۸۰، ۲۵۰، ۳۵۰، ۴۵۰، ۸۰۰، ۱۰۰۰ (میلی گرم بر کیلوگرم) سرب و پنج تکرار طراحی گردید. ابتدا خاک مورد آزمایش که بافت آن Sandy clay loam بود و برای کاشت گیاه تربچه که در خاکهای سبک بافت عملکردی مطلوب دارد را خشک نموده و سپس از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. غلظت سرب کل در عصاره ها توسط دستگاه جذب اتمی و سرب محلول، تبادل و آلی برای هر یک از تیمارهای ایجاد شده با استفاده از عصاره گیری متوالی تعیین گردید. سرب موجود در نمونه های گیاهی شامل ریشه و اندام هوایی تربچه از طریق هضم با مخلوط اسید نیتریک - اسید پرکلریک و اسید سولفوریک استخراج و با دستگاه جذب اتمی در طول موج ۲۸۳/۳ نانومتر اندازه گیری گردید.

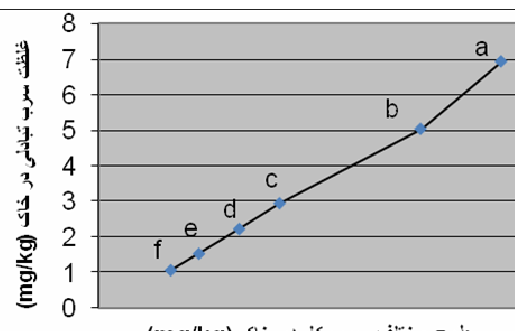
نتایج و بحث

در این پژوهش به منظور شناسایی اثرات شکل های مختلف سرب موجود در خاک بر جذب آن توسط تربچه، نخست با تجزیه اجزاء خاک، مقادیر مختلف سرب قابل دسترس شناسایی گردید. سپس، با اندازه گیری غلظت سرب انباشته شده در بخشهای مختلف گیاه، شامل غده و اندام هوایی، اثر غلظت و نوع سرب موجود در خاک بر جذب ارزیابی گردید.

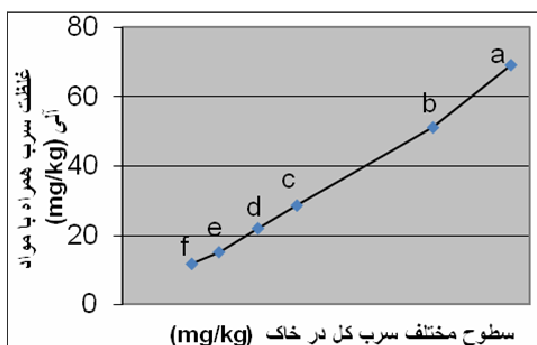
نتایج حاصل از مقایسه میانگین غلظت اشکال قابل دسترس سرب در تیمارهای مذکور با آزمون چند دامنه ای دانکن در شکل های ۱، ۲ و ۳ نشان داده شده است. نتایج نشان داد که رابطه سرب قابل دسترس و مقادیر مختلف آن در خاک، به صورت غیر خطی می باشد. شکل محلول سرب و پس از آن اشکال قابل تبادل و آلی آن در خاک، قابل دسترس ترین شکل های فلزی این عنصر سنگین در خاک می باشند. بدیهی است که دو شکل اخیر سرب، ذخیره ای برای شکل محلول آن به شمار می آیند. همچنین سرعت جایگزینی این اشکال سرب به شرایط حاکم بر واکنشهای شیمیایی و بیولوژیک خاک بستگی دارد. افزون بر این، نتایج نشان می دهد که سرب محلول تنها ۰/۰۵ درصد از کل سرب موجود در خاک، سرب موجود در ترکیبات آلی ۳/۲۹ درصد، شکل قابل تبادل ۰/۳۲ و در مجموع اشکال قابل دسترس زیستی ۰/۳۷ درصد از کل سرب موجود در خاک را تشکیل می دهند. غلظت سرب تجمع یافته در اندامهای هوایی تربچه بین ۵/۵۲ تا ۲۷/۲۵ میلی گرم در کیلوگرم و در ریشه بین ۴۴/۵۶ تا ۲۰۸/۱۵ میلی گرم در کیلوگرم بوده است. این مقدار در اندامهای هوایی ۱/۸۴ تا ۹/۰۸ برابر و در غده ۱۴/۸۵ تا ۶۹/۳۸ برابر غلظت معمول سرب در گیاه می باشد. بدین ترتیب می توان نتیجه گرفت که گیاه تربچه می تواند به عنوان گیاهی بیش اندوز برای پالایش آلودگی های سرب از خاک سطحی مورد استفاده قرار گیرد. غلظت سرب در غده گیاهان کشت شده نیز از ۰/۲۴ در تیمار اول تا ۰/۲۰ در تیمار ششم برابر سرب موجود در خاک تغییر کرده است. همچنین غلظت سرب در غده گیاه کشت شده از ۳/۱ برابر غلظت سرب قابل دسترس در تیمار اول تا ۲/۵ در تیمار ششم تغییر کرده است. مقدار سرب در اندام هوایی گیاه از ۰/۰۳ برابر سرب موجود در خاک در تیمار اول تا ۰/۰۲۷ برابر در تیمار ششم تغییر کرده است. افزون بر این، میزان سرب موجود در اندام هوایی گیاه از ۰/۵ برابر غلظت سرب قابل دسترس در تیمار اول تا ۰/۴۸ برابر در تیمار ششم متغیر بوده است. بنابراین، مقدار سرب تجمع یافته در اندام های هوایی تربچه کمتر از مقدار تجمع یافته آن در غده ها است. با این حال، چون غده های تربچه را می توان به راحتی از خاک خارج نمود، این گیاه مقادیر قابل توجهی سرب را از خاکهای آلوده می پالاید.



شکل ۱- غلظت سرب محلول در خاک تیمارهای مختلف آزمایشی (mg/)



(mg/kg)آزمایشی (شکل ۱- غلظت سرب تبدالی در خاک تیمارهای مختلف)



۳- غلظت سرب موجود در مواد آلی خاک تیمارهای مختلف (شکل ۳- غلظت سرب موجود در مواد آلی خاک تیمارهای مختلف) (mg/kg)آزمایشی

منابع:

- [1] Brown, S.L., Chaney, R.L., Angle, J.S. and Baker, A.J.M. (1995) Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thaspi caerulescens* grown in nutrient solution. *Soil Science Society of America Journal* 59, 125-133.
- [2] Pulford, I. D. and Watson, C. (2003). Phytoremediation of heavy metal contaminated land by trees, *Environment International*. 29: 529- 540.
- [3] Wild, A. (1993). *Soils and the environment an Introduction*- Cambridge university press. P. 287.

بررسی اثر کاربرد لجن فاضلاب بر تجمع عناصر سنگین و کم مصرف در خاک، گیاه گندم و انتقال آن به زه آب

سایما هاشم^۱، مصطفی چرم^۱ و حسین معتمدی^۲

^۱به ترتیب دانشجوی ارشد و استادیار گروه خاکشناسی و استادیار گروه زیست شناسی دانشگاه شهید چمران اهواز

مقدمه:

کاربرد لجن فاضلاب به دلیل غنی بودن آن از عناصر غذایی مانند نیتروژن و فسفر و عناصر کم مصرف مانند آهن، منگنز، روی و مس مورد توجه قرار گرفته است. لجن فاضلاب دارای غلظت‌های بالایی از عناصر سنگین است که می‌تواند منجر به آلودگی خاک و انتقال این آلودگی به زنجیره غذایی شده و خطرات محیطی ناشی از عدم تعادل عناصر غذایی و تجمع یافتن عناصر سمی و آیشوئی آنها را ایجاد کند که سلامتی حیوانات و انسان را با خطر مواجه می‌کند. مشکلاتی که این فلزات برای کیفیت آب زیر زمینی و سلامتی اکوسیستم ایجاد می‌کنند به قابلیت دسترسی و تحرک آنها در پروفیل خاک بستگی دارد. فلزات پس از ورود به خاک وارد واکنش‌های مختلفی میشوند مانند جذب سطحی، جذب شیمیایی، واکنش‌های رسوب و انحلال، کی لیت شدن ترکیبات بصورت کمپلکس‌های آلی و معدنی و واکنش‌های اسید و باز که بستگی به pH خاک دارد. هدف از تحقیق حاضر بررسی اثر لجن فاضلاب در آزمایش سستونی با کشت گندم بر غلظت عناصر سنگین خاک، گیاه و زه آب می‌باشد. عناصر آهن، روی، مس، منگنز و سرب با کاربرد دو سطح لجن در سطح (۱۰-۰) سانتیمتری خاک تجمع یافتند و با افزایش عمق از مقادیر آنها کاسته شد.

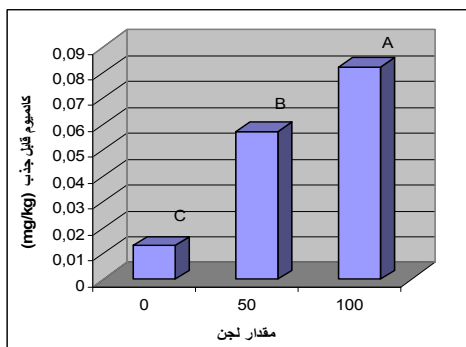
مواد و روشها:

این مطالعه در شرایط گلخانه ای در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه سطح لجن (۰، ۵۰، ۱۰۰ تن در هکتار) و سه تکرار در ستونهای خاک از جنس پلی اتیلن با ارتفاع ۵۰ و قطر ۲۰ سانتی متر انجام گرفت. نمونه خاک از مزرعه تحقیقاتی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهید چمران اهواز از عمق ۰-۳۰ سانتی متری جمع آوری شده بود. ۵ دوره آبیاری در طول دوره ۴ ماهه رشد گندم مطابق با نیاز گندم انجام گرفت. در هر دوره زه آبهای خروجی جمع آوری و میزان عناصر کم مصرف و سنگین آن توسط دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. پس از رشد کامل گندم خاک ستونها به سه بخش تقسیم شدند و مقادیر این عناصر در گیاه و هر بخش خاک نیز اندازه گیری شد.

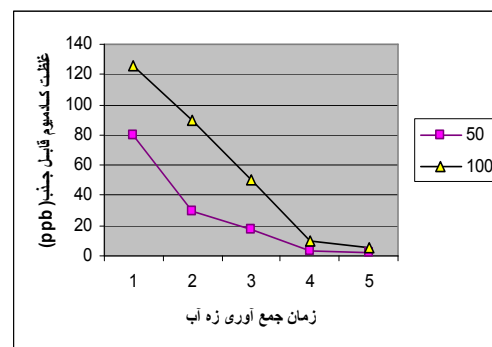
نتایج و بحث:

در نتیجه این تحقیق مشخص شد که هر دو سطوح کاربرد لجن فاضلاب باعث افزایش مقدار عناصر سنگین در خاک، گیاه گندم و بدنال آن در زه آب حاصل شد. عناصر آهن، روی، مس، منگنز و سرب با کاربرد دو سطح لجن در سطح (۱۰-۰) سانتیمتری خاک تجمع یافتند و با افزایش عمق از مقادیر آنها کاسته شد. مک براید و همکاران (۲۰۰۴) نیز بیان داشتند که حرکت فلزات عمدتاً محدود به عمق ۱۰ سانتی متری از خاک می‌باشد که نشان دهنده تحرک کم عنصر در خاک می‌باشد (۴). آنتونیادیس و همکاران (۲۰۰۸) نیز با کاربرد لجن بمیزان ۵۰، ۱۰۰ تن در هکتار در کشت گیاه تلخه افزایش معنی‌دار در غلظت سرب، نیکل و کادمیوم مشاهده کرد (۱). غلظت عناصر آهن، روی و سرب در کاه و آهن و روی در دانه گندم بطور معنی داری با کاربرد لجن افزایش یافتند. اخیراً عقیده بر آن است که فلزات سنگین اضافه شده به خاک از طریق مصرف لجن فاضلاب بخصوص کادمیوم، اساساً با مواد آلی لجن در خاک ارتباط دارند. این افزایش جذب در تیمار لجن فاضلاب احتمالاً بعثت وجود کلاتهای آلی این عناصر در لجن است. مقدار هیچ یک از عناصر سنگین اندازه گیری شده در خاک و گیاه از حدود استانداردهای تعریف شده بالاتر نبود. غلظت عناصر کادمیوم،

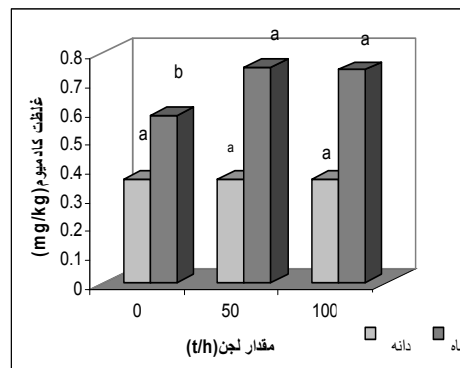
روی، سرب و مس در زمانهای ابتدائی جمع آوری زه آبها به مقدار ناچیزی افزایش یافت که اختلاف آنها با شاهد معنی دار شده بود. در آزمایشات ستونی مشخص شده که فلزات سنگین در حضور لجن فاضلاب به آسانی شستشو میشوند چنین افزایش تحرکی به غلظتهای زیاد کربن آلی محلول در لجن فاضلاب نسبت داده شده است. گاسکو و همکاران (۲۰۰۷) ثابت کردند که فلزات روی، مس، سرب و کادمیوم در ستون خاک بوسیله پیوند شدن با کربن آلی جایجا میشوند (۲). غلظت این فلزات بجز کادمیوم، از استانداردهای آب آشامیدنی (WHO) و مقادیر پیشنهادی برای مصرف آب بازیافتی در کشاورزی تجاوز نکرد.



نمودار ۲- میزان کادمیوم خاک تحت تیمارهای لجن



۱- اثر کاربرد تیمارها بر غلظت کادمیوم در زه آبها در زمانهای مختلف
نمودار ۲- میزان کادمیوم



نمودار ۳- غلظت کادمیوم در بخشهای مختلف گیاه تحت تیمارهای لجن

- 1- Antoniadis V, J.S. Robinson, B.J. Alloway. 2008. Effects of short-term pH fluctuations on cadmium, nickel, lead, and zinc availability to ryegrass in a sewage sludge-amended field. *Chemosphere* 71: 759–764.
- 2- Gasco G. lobo M.C and Guerreiro F. 2005. Land application of sewage sludge: A soil columns study. p309-318.
- 3- Heather L. Frost, Lloyd H. Ketchum Jr. 2000. Trace metal concentration in durum wheat from application of sewage sludge and commercial fertilizer. *Advances in Environmental Research* 4. p 347-355.
- 4- McBride, M.B., Richards, B., Steenhuis, T., Russo, J., Sauvé, J., 2004. Mobility and solubility of toxic metals and nutrients in soil fifteen years after sludge application. *Soil Science* 162, 487–500.
- 5- Toribio Montse, Romanya Joan. 2006. Leaching of heavy metals (Cu, Ni, and Zn) and organic matter after sewage sludge application to mediterranean forest soil. *Science of the Total Environment*. volume 363. issues 1- p11-21.
- 6- Xiaoli Liu, Shuzhen Zhang, Wenyong Wu, Honglu Liu. 2007. Metal sorption on soils as affected by the dissolved organic matter in sewage sludge and the relative calculation of sewage sludge application. *Journal of Hazardous Materials* 149 :399–407

پایش گیاه جو و سه تیمار باکتری بر خاک آلوده به هیدروکربنهای نفتی (TPHs)^{۲۹}

به سیدعلیخانی^۱، مهدی شرفا^۲، احمد اصغرزاده^۳، ابوالقاسم توسلی^۴، سیده سهیلا ابراهیمی^۵

جوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج،^۲ استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه تهران،^۳ استادیار تحقیقات بیولوژی خاک موسسه تحقیقات خاک و آب تهران،^۴ استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد تهران،^۵ دانشجوی دکتری رشته خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس تهران

به

گی نفتی شدید منطقه باقر آباد، واقع در شهر ری استان تهران، که در مجاورت پالایشگاه نفت قرار دارد، باعث بروز زیست محیطی شدید و مخاطرات جدی برای سلامت ساکنین این منطقه شده است. از این رو با هدف جبران خسارات و جلوگیری از پیشرفت میزان آلودگی مطالعاتی در این زمینه انجام شد. از انواع روشهای پاکسازی با توجه به ملاحظات محیطی و اقتصادی روش بیولوژیک انتخاب و در خاک مورد نظر به کار برده شد. در این روش تاثیر به کارگیری ۳ تیمار آبی از گونه‌های مختلف جنس باسیلوس، هم‌چنین گیاه جو به صورت مستقل و تلفیق با یکدیگر ارزیابی و نتایج به دست تجزیه و تحلیل گردید.

²⁹ Total Petroleum Hydrocarbons (TPHs)

²The U.S Environmental Protection Agency 413.1(EPA 413.1)

و روشها

برداری خاک از اطراف پالایشگاه نفت تهران، شهر ری، صورت پذیرفت. خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی از الک ۴ گذرانده شد و جهت آزمایشات تجزیه‌ی خاک و ایجاد تیمارها مورد استفاده قرار گرفت. توده خاک مورد نظر به خوبی ده شد تا آلودگی نقاط مختلف آن تا حد ممکن همگن گردد. آزمایشات تجزیه خاک با روش‌های استاندارد و تعیین میزان T با روش استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست امریکا (EPA۴۱۳/۱) صورت پذیرفت [۲]. با استناد به تحقیقات انجام در گذشته و نگاهی به گیاهان مقاوم در برابر آلودگی‌های نفتی [۱]، گیاه جو انتخاب گردید که تاثیر آن در کاهش آلودگی کربن‌های نفتی خاک در شرایطی که به طور مستقل از باکتری و یا به همراه تیمارهای باکتریایی کشت میشود اندازه‌گیری هم‌چنین تاثیر تیمارهای باکتری به طور مستقل از گیاه نیز بررسی گردید. به این منظور سه تیمار باکتری از جنس *Bacillus* ۲، *Bacillus* ۱ و تیمار حاوی ۵ گونه از باکتری‌های جنس باسیلوس (*Bacillus subtilis*، *B.licheniformis*، *B.megaterium*، *B.pumilus*، *B.laterosporus*) بودند که گونه دو اول هنوز شناخته نشده است. این پژوهش در قالب طرح بلوک کامل تصادفی و آزمایش فاکتوریل انجام شد. سپس در های حاوی گیاه تعداد ۳۰ عدد بذر در هر گلدان که حاوی ۵ کیلوگرم خاک بود با سه تکرار کشت گردید. در سه دوره رشد جوانه‌زنی، رویشی و زایشی) میزان مجموع هیدروکربن‌های نفتی خاک اندازه‌گیری شد.

و بحث

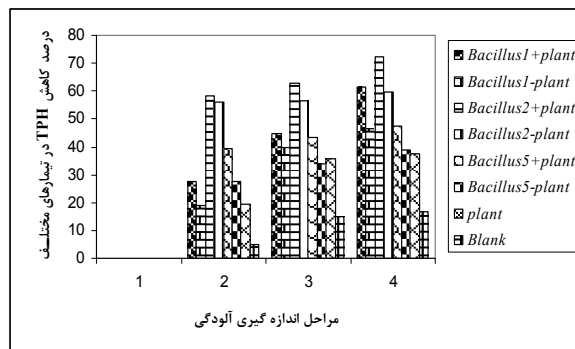
حاصل از تجزیه‌ی خاک آلوده در جدول ۱ آمده است. جدول ۲ میزان آلودگی خاک تحت تیمارهای مختلف را در مراحل ت رشد گیاه جو نشان می‌دهد. در این جدول TPH1 بیانگر میزان آلودگی اولیه خاک، TPH2 میزان آلودگی پس از مرحله زنی، TPH3 میزان آلودگی پس از مرحله رشد رویشی و TPH4 میزان آلودگی پس از مرحله رشد زایشی است.

جدول ۱- نتایج تجزیه خاک آلوده به هیدروکربن‌های نفتی

PH	EC (ds/m)	بافت	درصد کربن آلی	درصد نیتروژن کل	کلسیم meq/L ()	منیزیم meq/L ()	پتاسیم (ppm)	سدیم (ml)	فسفر (ppm)	...
7	2	Sandy clay loam	2.85	0.46	16.4	17.2	328	9.1	37	

جدول ۲- میزان آلودگی خاک تحت تیمار در مراحل مختلف رشد بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم خاک (ppm)

تیمار	TPH1	TPH2	TPH3	1
<i>Bacillus</i> 1+plant	22167	16080	12250	
<i>Bacillus</i> 1-plant	22167	18000	13333	1
<i>Bacillus</i> 2+plant	22167	9250	8250	
<i>Bacillus</i> 2-plant	22167	9750	9660	
<i>Bacillus</i> 5+plant	22167	13410	12500	1
<i>Bacillus</i> 5-plant	22167	16080	14666	1
<i>Hordeum vulgare</i>	22167	17830	14250	1
Blank	22167	21083	18830	1



شکل ۱: مقایسه درصد کاهش آلودگی در تیمارهای مختلف

به شکل ۱، حداکثر میزان کاهش آلودگی در تیمارهای مورد استفاده در تیمار حاوی باکتری *Bacillus2* که به همراه جو کشت گردید مشاهده می‌شود که آلودگی را تا ۷۲/۴۸ درصد کاهش داده است. همچنین نتایج تحلیل‌های آماری که با SAS انجام شد، در سطح اطمینان ۵٪ بین TPH1 و TPH4 تمام تیمارها اختلاف معنی‌دار نشان داد که موثر بودن انجام تیمارهاست. برای خاک مورد نظر هر دو تیمار *Bacillus2* به طور مستقل و با کشت گیاه از موثرترین ما بوده که می‌تواند برای پالایش خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌های نفتی توصیه شود. تاثیر باسیلوس در پاکسازی نفت در پژوهش‌ها نیز ثابت شده است [۳].

[1]. Frick, C.M., Farrell, R.E. and Germida, J.J. 1999. Assessment of Phytoremediation as an In-Situ Technique for Cleaning Oil- Contaminated Sites. Department of Soil Science University of Saskatchewan, Saskatoon, SK Canada, 1-10.

[2]. Hutchinson, S. L., Schwab, A. P. and M. K. Banks. 2001. Phytoremediation of Aged Petroleum Sludge: Effect of Irrigation Techniques and Scheduling. *Journal of Environmental Quality* 30:1516-1522 (2001)

حمدی، ح (۱۳۸۶)، جدا سازی باکتری های تجزیه کننده هیدروکربن های آروماتیک چند حلقه ای (PAH) از دریاچه مهارلو و اثر غلظت نمک در تجزیه آن ها، مجله دانشکده بهداشت و انستیتو تحقیقات بهداشتی، دوره ۵، صفحات: ۶۷-۷۷.

ازی خاک‌های آلوده نفتی از طریق گیاه پالایی توسط سه گیاه جو، ماش و لوبیا

به سیدعلیخانی^۱، ابوالقاسم توسلی^۲، مهدی شرفا^۳، سیده سهیلا ابراهیمی^۴

جوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی واحد کرج،^۲ استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی دزفول،^۳ استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه تهران،^۴ دانشجوی دکتری رشته خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس تهران

مترین مشکلات خاک در مقیاس بزرگ نتیجه مستقیم گسترش صنایع مدرن در جوامع امروزی است. کارخانجات نیازمند اِاج و انجام فرآیند بر روی منابع طبیعی و معدنی، محصولات جنگلی و مواد نفتی میباشند. که انجام این فعالیتها باعث مقادیر بسیار زیادی از مواد آلاینده می شود [۱]. تاکنون روشهای متعددی (فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی) در زمینه رفع یها مورد استفاده قرار گرفته است. امروزه به دلیل ملاحظات زیست محیطی و اقتصادی روشهای بیولوژیکی بیشتر از سایر ما مورد توجه قرار گرفته اند. هدف از این پژوهش پالایش بیولوژیکی خاکهای آلوده به هیدروکربنهای نفتی با استفاده از باه جو، ماش و لوبیا می باشد.

و روشها

آلوده به هیدروکربنهای نفتی و خاک غیر آلوده از اطراف پالایشگاه نفت شهر ری تهران برداشت گردید. محل نمونه خاک غیر آلوده به نحوی انتخاب شد که کمترین فاصله را با محل نمونه برداری خاک آلوده داشته باشد تا بافت و های دو نمونه بیشترین شباهت را با یکدیگر دارا باشند. سه گیاه جو (*Hordeum vulgare*)، ماش (*Vicia sativa*) و لوبیا (*Phaseolus vulg*) در سه سطح تراکم I، II و III که به ترتیب بیشتر می شد (گیاه جو به ترتیب ۱۰-۱۵-۲۰، ماش ۱۰-۲ و لوبیا ۵-۱۰-۱۵ عدد بذر در هر گلدان) در قالب طرح بلوک کامل تصادفی، آزمایش فاکتوریل کشت گردیدند. میزان مجموع هیدروکربنهای نفتی (TPHs)^۱ با روش استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست امریکا^۲ (EPA۴۱۳/۱) پذیرفت که نتایج آن در جدول ۲ آمده است [۲].

ه به از بین رفتن تعداد زیادی از جوانه های لوبیا نمونه برداری بیش از یک نمونه خاک در هر تراکم از کشت لوبیا امکان- بود و نتایج فقط بیانگر کاهش آلودگی بوده و مقایسه آماری امکان پذیر نبود. گیاه لوبیا میزان TPH را حداکثر تا ۱۹۰۰۰ گرم بر کیلوگرم خاک کاهش داد.

و بحث

حاصل از تجزیه ی فیزیکی و شیمیایی دو خاک آلوده به هیدروکربنهای نفتی و غیر آلوده در جدول ۱ آمده است. جدول ۲ مجموع هیدروکربنهای نفتی (TPHs) را در مراحل مختلف رشد گیاه نشان می دهد، در این جدول TPH1، TPH2، TPH4 و TI به ترتیب بیانگر میزان آلودگی خاک اولیه، پس از مرحله جوانه زنی، پس از مرحله رشد رویشی و پس از رشد زایشی بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم خاک (ppm) و I، II و III بیانگر سطوح تراکم مختلف است. در جدول ۲ نای خالی بیانگر از بین رفتن گیاهان ماش پس از مرحله جوانه زنی است.

¹Total Petroleum Hydrocarbons(TPHs)

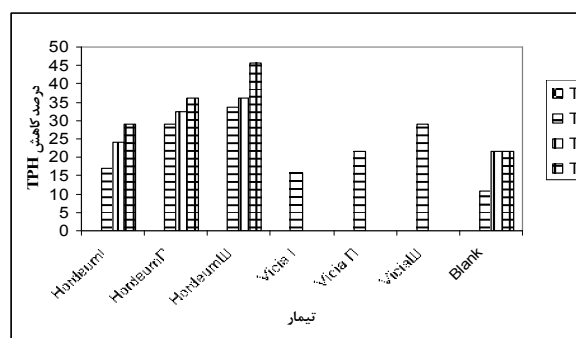
²The U.S Environmental Protection Agency 413.1(EPA 413.1)

	TPH1	TPH2	TPH3	TPH4
<i>Hordeum vulgare</i>	27666.67	23000	21000	
<i>Hordeum II vulgare</i>	27666.67	19666.67	18666.67	17666.67
<i>Hordeum vulgare III</i>	27666.67	18333.33	17666.67	15000
<i>Vicia sativa</i>	27666.67	23333.33	---	---
<i>Vicia II sativa</i>	27666.67	21666.67	---	---
<i>Vicia III sativa</i>	27666.67	19666.67	---	---
شاهد	27666.67	24666.67	---	---

جدول ۲- میزان TPHs در مراحل مختلف رشد گیاه در تیمارهای مختلف

	خاک آلوده به مواد نفتی	غیر ،
PH	7.8	
EC(ms)	5.86	
بافت	loam	C lo
درصد کربن آلی	3.198	0.۳
درصد نیتروژن کل	0.5	0
کلسیم (meq/L)	19	
منیزیم (meq/L)	17	
پتاسیم (ppm)	364	۲
سدیم (ml)	10.1	
فسفر (ppm)	42.4	3
درصد آهک	16	

۱- نتایج آنالیز نمونه های خاک



۲- مقایسه درصد کاهش TPHs در تیمارهای مختلف

نشان داد که حداکثر نرخ پالایش مربوط به گیاه جو در سطح تراکم III بود که میزان آلودگی را تا ۴۵/۷۸٪ کاهش داد. به کلی به علت مقاومت بالای گیاه جو به آلودگی در طول رشد و نرخ پالایش بالای آن، در بین تیمارهای مورد آزمون بهترین تیمار جهت گیاه پالایی، گیاه جو و آن هم در تراکم III تشخیص داده شد. پس از آن به ترتیب جو در تراکم II و I و یب ۳۶/۲۴٪ و ۲۸/۹٪ و گیاه ماش در تراکم های I، II و III به ترتیب حداکثر ۲۸/۹٪، ۲۱/۶۸٪ و ۱۵/۶۶٪ میزان آلودگی را کاهش دادند (شکل ۱) که با نتایج دیگران هماهنگی داشت [۳] Leon و Ebbs در سال ۱۹۹۸ طی گزارشات خود ت گیاه جو به آلاینده ها (فلزات سنگین) را بیان کردند [۴]، که نتیجه این پژوهش با نتیجه مطالعه ایشان نیز هماهنگی

- روز سرند، ع (۱۳۸۴)، مدل سازی حذف بیولوژیکی آلاینده های نفتی از خاک، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی امیرکبیر
- [2]. Hutchinson, S. L., Schwab, A. P. and M. K. Banks. 2001. Phytoremediation of Aged Petroleum Sludge: Effect of Irrigation Techniques and Scheduling. *Journal of Environmental Quality* 30:1516-1522 (2001)
- [3]. Frick, C.M., Farrell, R.E. and Germida, J.J. 1999. Assessment of Phytoremediation as an In-Situ Technique for Cleaning Oil- Contaminated Sites. Department of Soil Science University of Saskatchewan, Saskatoon, SK Canada, 1-10.
- [4]. Ebbs, D. S., Leon, V. K., 1998. Phytoextraction of Zinc by Oat (*Avena sativa*), Barley (*Hordeum vulgare*), and Indian Mustard (*Brassica juncea*). *Environ. Sci. Technol.*, 1998, 32 (6), pp 802-806.

بیاری با پساب فاضلاب شهری بر تجمع فلزات سنگین در خاک و انتقال آنها به سورگوم

جلالی^{۱*}، محمد گلوی^۲، احمد قنبری^۲، سید محمود حسینی^۳

نشجوی سابق کارشناسی ارشد زراعت، ۲- استادیار گروه زراعت و اصلاح نباتات و ۳- دانشجوی سابق کارشناسی ارشد زدایی، دانشگاه زابل.

۴

ران آب به عنوان یکی از اصلی ترین معضلات در اغلب مناطق خشک و نیمه خشک دنیا از جمله اراضی وسیعی از ایران ح. است. استفاده از منابع آبی غیر متعارف از جمله پساب فاضلاب به عنوان راه حلی جهت رفع نیاز آبی بخش کشاورزی د توجه قرار گرفته است. عناصر سنگین از جمله مهم ترین آلاینده های محیط زیست به شمار می آیند که در چند دهه ر استفاده روز افزون فاضلاب در تولید محصولات کشاورزی، معضل آلودگی ناشی از آنها را ایجاد کرده است (۱). تجمع عر سنگین در خاک ها و به ویژه در زمین های کشاورزی، امری تدریجی است. در تحقیق حاضر خاک و گیاه سورگوم ری شده با تیمارهای مختلف آبیاری با پساب مورد نمونه بردای قرار گرفتند و بعضی از فلزات سنگین موجود در آنها ه گیری شده تا بدین ترتیب بتوان بین جذب فلزات سنگین در خاک و گیاه مقایسه ای انجام داد.

د و روش ها:

آزمایش در سال زراعی ۸۷-۸۶ در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی با ۴ تکرار در پژوهشکده کشاورزی دانشگاه زابل ا شد. تیمارهای آزمایش شامل: ۱- آبیاری با آب معمولی به عنوان شاهد (T_۱) ۲- آبیاری با فاضلاب در نیمه دوم دوره - یعنی مرحله بعد از ظهور برگ پرچم (T_۲) ۳- آبیاری با فاضلاب در نیمه اول دوره رشد یعنی تا مرحله قبل از ظهور - پرچم (T_۳) ۴- آبیاری با فاضلاب و آب معمولی بصورت یک در میان (T_۴) ۵- آبیاری کل دوره رشد با فاضلاب (T_۵)، د. آماده سازی بستر کاشت در فروردین سال ۱۳۸۶ انجام شد. ابعاد پلاتها به طول ۳ متر و عرض ۲/۵ متر بود. فاصله هر پلات ۱ متر و فاصله بین بلوک ها ۲ متر بود. بذور سورگوم در ردیفهایی به فاصله ۲۰ سانتیمتر با فاصله روی ردیف سانتیمتر و عمق ۵-۳ سانتیمتر در پانزدهم فروردین سال ۱۳۸۶ کشت گردید. برداشت در پانزدهم مرداد ماه سال ۱۳ صورت گرفت. نمونه گیری خاک از عمق ۱۵ سانتیمتری هر کرت صورت گرفت. برای تعیین مقدار عناصر در خاک از ن عصاره گیری هضم نمونه در اسیدنیتریک و اسید کلریدریک غلیظ و حل در اسید کلریدریک استفاده شد (۵). نمونه- ی گیاه در مرحله شیری شدن دانه و از وسط هر کرت و با حذف اثرات حاشیه ای صورت گرفت. برای اندازه گیری غلظت ت سنگین در گیاه از روش هضم سوزاندن خشک^{۳۳} و ترکیب با اسید فلوئوریدریک (HF) استفاده شد. در پایان داده های له با استفاده از نرم افزار آماری SAS تجزیه واریانس شدند و مقایسه میانگین ها با استفاده از آزمون چند دامنه ای ن انجام شد.

و بحث

نشان میدهد که غلظت روی، آهن، مولیبدن موجود در خاک تحت تأثیر تیمارهای مختلف آبیاری قرار گرفتند. اما مس، تحت تأثیر تیمارها قرار نگرفته و از لحاظ آماری اختلافی نشان ندادند و همچنین غلظت مس و آهن تجمع یافته در گیاه تأثیر تیمارهای آبیاری قرار گرفت.

جدول ۱- مقایسه میانگین تیمارهای آبیاری مربوط به میزان غلظت برخی عناصر در الف) خاک و ب) گیاه (mg/kg)

عناصر	شاهد	آبیاری با پساب فاضلاب			
		نیمه دوم رشد	نیمه اول رشد	بطور یکی در میان	کل دوره رشد
الف) خاک					
Zn	۲/۴۷۱c	۲/۶۰۷b	۲/۶۴۳b	۲/۸۵۵a	۲/۵۰۸c
Cu	۰/۶۲۲a	۰/۶۳۰a	۰/۶۳۳a	۰/۶۵۱a	۰/۶۷۷a
Fe	۰/۸۰b	۱/۱۱a	۱/۱۱a	۱/۱۲a	۱/۱۳a
Pb	۰/۹۴۶a	۰/۹۶۷a	۰/۹۷۲a	۰/۹۶۷a	۰/۹۷۷a
Mo	۰/۱۶۴a	۰/۱۹۶a	۰/۲۰۰a	۰/۲۰۱a	۰/۲۰۸a
ب) گیاه					
Zn	۰/۴۲۲a	۰/۴۲۰a	۰/۴۳۱a	۰/۴۲۳a	۰/۴۳۲a
Cu	۰/۰۴۰b	۰/۰۵۳a	۰/۰۵۴a	۰/۰۵۲a	۰/۰۵۱a
Fe	۰/۰۹۶b	۰/۱۲۳a	۰/۱۱۹a	۰/۱۱۱ab	۰/۱۲a
Pb	۰/۹۶a	۰/۹۹a	۱/۰a	۰/۹۹a	۱/۰a
Mo	۰/۲۴۲a	۰/۲۴۶a	۰/۲۵۱a	۰/۲۵۳a	۰/۲۵۷a

- حروف مشترک نشان دهنده عدم وجود اختلاف معنی‌دار بین تیمارها است.

ست روی موجود در خاک تحت تأثیر ما افزایش یافته و حداکثر میزان آن در های آبیاری با پساب به صورت یک در ۲/۸۵۵ نسبت به شاهد ۲/۴۷۱ مشاهده بانگ و همکاران نیز گزارش کردند که ن لجن و فاضلاب به خاک، روی قابل خاک‌ها را افزایش داده است و این ل نیز باید به دلیل افزایش مستقیم روی افزودن فاضلاب به خاک باشد. هم چنین، pH خاک در اثر تجزیه مواد آلی حاصل بدن فاضلاب، و نیز تشکیل کلات‌های روی یله ترکیبات آلی اضافه شده، در افزایش روی محلول خاک مؤثر خواهد بود (۳).

، آهن موجود در خاک نیز تحت تأثیر های آبیاری افزایش یافت. حداکثر غلظت

در تیمار آبیاری با پساب در کل دوره رشد (T_۵) مشاهده شد. آبیاری با پساب منجر به افزایش غلظت آهن در این تیمار به ۱/۱۳ نسبت به شاهد (T_۱) ۰/۸ شد. احتمالاً دلیل اصلی افزایش غلظت آهن قابل جذب در این خاک ها افزایش مواد آلی در اثر استفاده از پساب که تا حدی منجر به کاهش pH خاک می‌شود، می‌تواند باشد (۲).

، آهن موجود در گیاه تحت تأثیر تیمارهای مختلف قرار گرفت و افزایش معنی‌داری نسبت به شاهد داشت. غلظت سرب در خاک و گیاه تحت تأثیر تیمارهای آبیاری قرار نگرفته بود. قلیایی بودن خاک می‌تواند تا حد زیادی از بروز سمیت آن بری کند (۵). غلظت مولیبدن موجود در خاک و گیاه تحت تأثیر تیمارهای آبیاری قرار نگرفت. احتمالاً غلظت پایین آن در و عوامل دیگر چون pH ، و مواد آلی موجب کاهش غلظت در خاک و میزان قابل جذب آن توسط گیاه شده است (۴). به کلی استفاده از فاضلاب منجر به افزایش معنی‌دار روی، آهن و مولیبدن در خاک و همچنین مس و آهن در گیاه گردید. غلظت تمامی عناصر پایین تر از آستانه سمیت آنها در خاک و گیاه بود.

زن، ن، خ، پاینده و ا. لندی. ۱۳۸۴. بررسی کیفیت پساب بر انباشت عناصر سنگین در دو گیاه سورگوم و شبدر. همایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار (۱۳۸۵).

، س. ح. شریعتمداری، م. افیونی و م. مبلی. ۱۳۸۰. اثر لجن فاضلاب و pH خاک بر قابلیت جذب عناصر کم مصرف و فلزات سنگین جله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. ۱۳۸۲. سال هفتم، شماره ۳.

3. Chang, A. C., H. Hyun and A. L. Page. 1997. Cadmium uptake for Swiss chard grown on comp sewage sludge treated field plots: plateau or time bomb. J Environ. Qual. 26:11-19.
4. Feizi, M. 2001. Effect of treated wastewater on accumulation of heavy metals in plant and In: Ragab Ragab, Geof Pearce, Ju-Changkim, Saeed Nairizi, and Atef Hamdy. (Eds). 2 52 nd ICID, International Workshop on Wastewater Reuse and Management. Seoul, Korea. 146.
5. Valdares, J. M. S., M. Gal, U. Mingelgrin and A. L. Page. 1983. Some heavy metals in soils tre with sewage sludge, their effects on yield, and their uptake by plants. J. Environ. Qual. 12(1):49

ی تأثیر کادمیم بر پارامترهای رویشی و غلظت عناصر غذایی در اندام های مختلف گیاه گوجه فرنگی در شرایط بدون خاک

قاسمی^۱، علی اصغر شهابی^۲، مهدی یوسفی^۳

جوی کارشناسی ارشد علوم گیاهی دانشگاه پیام نور واحد نجف آباد ، ^۲ عضو هیأت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع استان اصفهان، ^۳ عضو هیأت علمی دانشگاه پیام نور واحد اصفهان

۴

فلزات سنگین در حد آلاینده در اکوسیستم های کشاورزی از نظر سلامتی زنجیره غذایی و در انتهای آن انسان، بسیار حائز اهمیت است. در بین عناصر سنگین کادمیم یک آلاینده سمی برای انسان و حیوان بوده که اساساً از طریق فرآیندهای مختلفی محیط شده و به زنجیره غذایی وارد می شود. از جمله آثار سوء کادمیم در انسان تجمع آن در کلیه ها و در نتیجه عملکرد کلیه، اختلال در متابولیسم کلسیم و ایجاد سنگ کلیه، ایجاد سرطان پانکراس، ریه و پروستات است [۱]. کادمیم می بدون نشان دادن آثار مسمومیت توسط گیاه از محیط خاک جذب و در اندامهای مختلف آن تجمع یابد [۵ و ۴]. جدای از بی که طبیعت مواد مادری آنها به گونه ای است که ذاتاً آلوده به کادمیم هستند، اراضی آبیاری شده به مدت طولانی برخی پساب ها و فاضلابهای صنعتی، مصرف مداوم و بی رویه کودهای شیمیایی فسفاتی که به طور معمول و یا در عدم کنترل کیفی دارای غلظت بالایی از کادمیم هستند و نیز مصرف مداوم و طولانی مدت کودهای آلی کمپوست شهری، فاضلاب سبب می گردد تا غلظت کادمیم در خاک افزایش یافته و به بالاتر از حد بحرانی خود در خاک (۲ میلی گرم در رم کادمیم قابل جذب) برسد [۱]. در این شرایط پایش خاک و عدم کشت گیاهان جاذب و یا کشت گیاهانی که در اندام مورد مصرف آنها تجمع غیر مجاز کادمیم اتفاق نمی افتد، ضرورت می یابد. از آنجا که کشت گوجه فرنگی در مناطقی از ن انجام می شود، که بعضاً تحت تأثیر آبیاری با پساب فاضلابهای شهری یا فاضلاب های صنعتی بوده و یا در خاک هایی که ر مداوم از کودهای کمپوست شهری و لجن فاضلاب با هدف افزایش سطح حاصلخیزی خاک و یا از کودهای فسفاتی به زیاد استفاده می گردد، لذا در این شرایط میزان کادمیم خاک در حد آستانه آلودگی بوده و لازم است پتانسیل این گیاه از جمع کادمیم در اندامهای مختلف و به ویژه میوه مورد بررسی قرار گیرد. لذا تحقیق حاضر در این راستا از طریق کشت فرنگی در محیط کشت بدون خاک با غلظت بالای کادمیم و امکان کنترل بیشتر و دقیق تر شرایط در این محیط صورت

و روشها

تحقیق به صورت گلخانه ای در سال ۱۳۸۷ و در محل گلخانه مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان در طرح آماری بلوکهای کامل تصادفی با دو تیمار و ۱۵ تکرار و در مجموع ۳۰ گلدان آزمایشی اجرا گردید. تیمارها شامل تیمار یعنی افزودن محلول غذایی هوگلند (فاقد کادمیم) و تیمار دوم شامل محلول غذایی هوگلند به علاوه غلظت ۲۰ مولار کادمیم بود. جهت کاشت از بذر گوجه فرنگی داربستی رقم نورا (Nora) استفاده گردید. بذرها ابتدا در جعبه نشاء پیت ماس کشت و پس از رشد بوته ها تا مرحله چهار برگی، به گلدانهای اصلی حاوی پرلیت انتقال داده شدند. محلول غذایی از طریق بشکه های ۶۰ لیتری توسط پمپ های مجهز به تایمر و به صورت قطره ای و در سیستم باز، با توجه به رشد بین دو تا شش نوبت در شبانه روز به گلدانها اضافه می شد.

این مدت در سه مرحله شامل مرحله اول: ۲۰ روز بعد از انتقال نشاء (۱ t)، مرحله دوم: بعد از گلدهی و قبل از تشکیل (۲ t) تعداد ۵ تکرار از مجموع تکرارها به طور کامل برداشت و وزن تر برگ، ساقه، ریشه و سطح برگ ها و همچنین وزن ک برگ، ساقه و ریشه در هر دو زمان اندازه گیری شد. شروع اعمال تیمار غلظتی کادمیم پس از مرحله ود. در مرحله سوم پنج تکرار باقیمانده به طور کامل برداشت نگردید و تنها از میوه ها جهت اندازه گیری میزان تجمع لی کادمیم در آنها نمونه برداری شد. پارامترهای رشد که بر اساس اندازه گیری های فوق محاسبه گردید، شامل میزان رشد

(RGR) ، میزان ماده سازی خالص (NAR) ، شدت رشد نسبی برگ (RLGR) ، نسبت سطح برگ (LAR) ، سطح ویژه (SLA) ، نسبت وزن برگی (LWR) ، محتوای آب در سطح برگ (LWCA) بود. میزان قندهای محلول و غیر محلول ، کلروفیل a و b و گزانتوفیل، پروتئین، غلظت عناصر غذایی در اندام های مختلف ریشه، ساقه ، برگ و میوه به طور جداگانه ازت، فسفر، پتاسیم، کلسیم، منیزیم، آهن، روی، مس، منگنز و کادمیم نیز از دیگر شاخص های مورد اندازه گیری بودند.

و بحث

آزمایش نشان داد که وجود غلظت ۲۰ میکرو مولار کادمیم در محلول غذایی و در محیط ریشه در حد آلاینده، سبب تأثیر دار بر پارامترهای رویشی شامل میزان رشد نسبی، ماده سازی خالص، شدت رشد نسبی و سطح ویژه برگ شده است، به ، که کلیه شاخص های فوق تحت تأثیر غلظت بالای کادمیم در محیط ریشه کاهش یافته بودند. ولی این تأثیر بر شاخص فیزیولوژیک شامل مقدار پروتئین، میزان قندهای محلول و نامحلول، غلظت کلروفیل a و b معنی دار نبود، هر چند که ، نسبی در آنها مشاهده شد. دلیل عدم تأثیر ملموس کادمیم بر شاخص های فیزیولوژیکی را می توان به تأثیر سوء کادمیم خص های رشد و کاهش آنها نسبت داد به گونه ای که در این شرایط اثر غلظت (concentration effect) ناشی از کم ، مانع از بروز ظاهری اثرات سوء کادمیم بر شاخص های فیزیولوژیکی می گردد. افزایش غلظت کادمیم در محیط ریشه افزایش معنی دار غلظت کادمیم، مس و منگنز گردید. در ساقه نیز تنها غلظت فسفر و منگنز و کادمیم افزایش معنی دار داد. در برگ نیز تنها غلظت کادمیم و منگنز افزایش یافته بود، لکن تأثیر معنی داری بر غلظت کلیه عناصر غذایی به جز م مشاهده نگردید و تنها کاهش غلظت کلسیم در میوه در سطح پنج درصد معنی دار بود. آثار سوء ناشی از کمبود کلسیم ره رشد نیز بر روی میوه ها مشهود بود به طوری که باعث ایجاد سوختگی گلگاه در میوه ها گردید. محلول پاشی کلسیم و نوبت جهت رفع این عارضه بر روی میوه انجام که تا حد زیادی مشکل رفع گردید. به عنوان یک نتیجه گیری کلی از این ن گفته می شود اگرچه کادمیم به عنوان یک عنصر سمی در زنجیره غذایی محسوب شده و به این جهت کشت گیاهان در ی آلوده به کادمیم نیازمند ملاحظات خاص می باشد، لکن در مورد گوجه فرنگی جای نگرانی تجمع کادمیم در میوه در ، کشت در خاک های آلوده وجود ندارد.

بهایی، ع.ا. ۱۳۸۲. بررسی تأثیر پتاسیم و روی در کاهش غلظت آلاینده کادمیم در دانه گندم. گزارش پژوهشی بخش ات خاک و آب، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان، اصفهان، ایران.
افی، م. مهروی دامغانی، ع.م. ۱۳۷۹. مکانیسم های مقاومت گیاهان به تنش های محیطی، انتشارات دانشگاه فردوسی ، مشهد، ایران.

- [3] Aiman, H. barker, A., Ail, A.(2007) Cadmium induced changes in the growth and carbonic anhy activity of chicpea. Turkjbiol. 31:137-140
- [4] Dunbar, K.R, Mclaughlin, M.J. AND Reid, R.J. 2003. The uptake and portioning of cadmium in cultivars of potato(solanum tubersum L). Journal of Experimental botany 54 (381):349-354.
- [5] Grant, C. A., Buckley, W. T., Bailey, L. D. and Selles, F. 1997. Cadmium accumulation in crops. C Plant Sci. 78:1-17.

زیایی جذب عناصر سنگین توسط باقلا و خردل وحشی

د. صلیح^۱ رویاکریمی^۲ و مصطفی چرم^۳

هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان،^۱ عضو هیات علمی گروه خاکشناسی دانشگاه شهید ن اهواز،^۳ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد رشته خاکشناسی دانشگاه شهید چمران اهواز

۴

بالایی عبارت است از استفاده از گیاهان برای حذف، تجزیه و تثبیت آلاینده ها در خاک. نکته اصلی در این قبیل فعالیت خاب گیاهان می باشد که ضمن پالایش پساب ها و خاک های آلوده، امکان تکمیل دوره رشد آنها در شرایط آلوده نیز وجود باشد. گیاهانی که در این تکنیک به کار گرفته می شوند بدون آن که علائم مسمومیت در اندام آنها مشاهده شود، استعداد جهت جذب آلاینده های فلزی دارند و بیش از نیاز خود عناصر فلزی را جذب می نمایند. این دسته از گیاهان به گونه گیاهی فوق جاذب موسوم اند و مقادیر فلزات سنگین در اندام هوایی آنها ۱۰ الی ۵۰۰ مرتبه بیش از گیاهان عادی می بطور خلاصه اهداف این تحقیق عبارتند از:

زیایی استفاده از روش گیاه پالایی در اصلاح خاک های آلوده به عناصر سرب، کادمیم و نیکل توسط دو گیاه باقلا و خردل

۵

ایسه توانایی باقلا و خردل وحشی جهت پالایش خاک های آلوده به عناصر سرب کادمیم و نیکل.

و روشها

یوهش به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کامل تصادفی در شرایط گلخانه ای با ۲ تیمار گیاه (باقلا و خردل) ۳. فلزات سنگین (سرب، کادمیم، نیکل) به ترتیب در ۳ سطح (۰، ۵۰، ۱۰۰)، (۰، ۵۰، ۱۰۰)، (۰، ۵۰، ۱۰۰) میلی ر کیلو گرم و ۳ تکرار در ۵۴ گلدان اجرا شد. در انتها غلظت کادمیم، سرب و نیکل در عصاره های خاک و گیاه با دستگاه اتمی قرائت شد. تجزیه واریانس داده ها با نرم افزار SAS9.1 و با استفاده از ANOVA انجام شد. مقایسه میانگین با LSD و در سطح احتمال پنج درصد مورد بررسی قرار گرفت.

و بحث

دول (۱) برخی خصوصیات فیزیکی شیمیایی خاک مورد مطالعه ارائه شده است. غلظت عناصر کادمیم، سرب و نیکل در شاهد درحد بسیار کم و خارج از دقت قرائت دستگاه جذب اتمی بود.

جدول ۱- برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

OC%	EC*103 (dS/m)	pH	SP%	TNV%	Texture
0.57	2.7	7.5	35.6	53	Clay loam

ی نتایج به دست آمده بیشترین مقدار عناصر سنگین در اندام هوایی باقلا به ترتیب مربوط به نیکل، کادمیم و سرب، می و در ریشه میزان عناصر سنگین مورد مطالعه نیز تقریباً همین الگو مشاهده می شود. جدول (۲) برای مقایسه بهتر، مقادیر شده در اندامهای گیاهی به مقدار اولیه اعمال شده در خاک تقسیم گردید. این بار نتایج نشان داد که بیشترین مقدار سنگین در اندام هوایی باقلا به ترتیب مربوط به کادمیم، نیکل و سرب و در ریشه بیشترین مقدار مربوط به کادمیم می و نیکل و سرب در مراتب بعدی قرار می گیرند.

جدول ۲- میانگین غلظت عناصر کادمیم، سرب و نیکل در ریشه و اندام هوایی گیاه (ماده خشک) و خاک باقلا
(میلی گرم بر کیلو گرم)

تیمار	باقلا		خردل وحشی	
	اندام هوایی	ریشه	اندام هوایی	ریشه
۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیم	۱۳/۷ d	۲۱۶/۷ d	۲۴۶/۸ b	۵۸۴/۹ a
۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیم	۲۸/۳ c	۳۲۳/۰ c	۳۱۴/۳ a	۶۱۵/۵ a
۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم سرب	۱/۰۲ e	۷۶/۹ e	۲۱/۳۱ e	۵۱/۱ c
۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم سرب	۱/۲۶ e	۱۰۰/۶ e	۳۱/۷ e	۷۳/۱ c
۲۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم نیکل	۴۰/۰ b	۴۱۰/۷ b	۳۷/۱ d	۲۰۸/۶ b
۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم نیکل	۸۳/۳ a	۶۵۸/۷ a	۷۴/۲ c	۲۸۶/۳ b

ن ها دارای حداقل یک حرف مشترک در هر ستون در سطح ۵٪ و با استفاده از آزمون LSD تفاوت معنی دار ندارند

ه نتایج غلظت فلزات سنگین در اندام هوایی و ریشه خردل نشان می دهد، بیشترین مقدار فلزات بعد از میانگین گیری در اندامهای گیاهی مربوط به کادمیم می باشد (جدول ۲). نتایج تحقیقات محققین زیادی نیز نشان داده است در اغلب گونه گیاهی خانواده شب بو مثل کیسه چوپان عمده کادمیم در وزن خشک ریشه ها تجمع می یابد. مقایسه نتایج باقلا و خردل بان داد خردل در استخراج کادمیم و سرب موفق تر بوده ولی از لحاظ استخراج نیکل، باقلا و خردل تفاوتی نشان نداد.

نگرن، ن.، خ. پاینده و ا. لندی ۱۳۸۵. بررسی کیفیت پساب بر انباشت عناصر سنگین در دو گیاه سورگوم و شبدر. مجموعه مقالات مایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار. کرج صفحه ۱۶۲_۱۶۱.

ی. م.، م. وثوقی، ک. ایمانددل، م. برقی و ا. بادکوبی. ۱۳۷۸. حذف فلزات سنگین توسط نیزارهای مصنوعی. مجله آب و فاضلاب شماره سی کم. صفحه ۴۰_۲۸.

صلحی، م. ۱۳۸۴. گیاه پالایی خاک های آلوده به عناصر سرب و روی و استفاده از رادیو ایزوتوپ روی جهت مطالعه رفتار روی در اک و گیاه. پایان نامه دوره دکترا، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان. صفحه ۱۰۰-۱
گلچین، ا.، ع. سادات صفوی و ک. آتش نما. ۱۳۸۵. گونه های گیاهی بومی ابر جاذب سرب و روی در استان زنجان. مجموعه مقالات مایش خاک، محیط زیست و توسعه پایدار. کرج. صفحه ۱۶.

[4] cholpecka;A1995.Forms of trace mtals from inorganic sources in soil and amounts found in sp barley .water air soil pollution .69:127_135

[5] -Del Rio-Celestino,M.,R.Fount and R.More no –Rajas.2006.Uptake of lead and zinc by wild j growing on contaminated soils.Industrial Crops and Products. Article in Press

سی قابلیت جذب عناصر سنگین در بعضی از سبزیجات خوراکی

د. صلیح^۱، علیرضا مرجوی^۲، محمد علی حاج عباس^۳، حسین شریعتمداری

دیار پژوهش مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی اصفهان،^۲ مربی پژوهش مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی

ن،^۳ دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه صنعتی اصفهان - گروه خاکشناسی

۴

جمعیت شهرها و استقرار صنایع مختلف صنعتی و معدنی و غیره در اطراف شهرها از یک طرف و کشت سبزیجات در اراضی مجاور این تاسیسات احتمال جذب عناصر فلزی و ورود به چرخه غذایی انسان یکی از عواملی است که می‌تواند مصرف کنندگان این محصولات را تهدید می‌کند. با توجه به پایداری عناصر سنگین در خاک و افزایش دریافتی عناصر در اثر فعالیت‌های روز افزون بشر این خطر نیز رو به افزایش است. از طرف دیگر قدرت جذب، توزیع آن در اندامهای در گیاهان بسیار متفاوت می‌باشد بنابراین تنظیم الگوی کشت بخصوص در اراضی آلوده حاشیه شهرها نیاز به شناخت جذب این عناصر توسط سبزیجاتی که بطور مستقیم در تغذیه جمعیت شهری دخالت دارد ضروری به نظر می‌رسد.

و روشها

مونه خاک آلوده از خاکهای اطراف رشته کوه ایرانکوه که در اثر استقرار معدن باما در ارتفاعات بالا دست و همچنین فعالیت اچ معدن که از عناصر سرب و روی غنی بوده انتخاب و به گلخانه انتقال و در رطوبت ۸۰ درصد در دمای ۲۵ درجه گراد به مدت دو هفته نگهداری شد. سپس در یک مطالعه گلدانی به کمک آزمایش فاکتوریل الگوی جذب عناصر سرب و توسط کاهو، اسفناج، کلم و چغندر برگی در تیمارهای یک میلی مول اسید سولفوریک به ازاء هر کیلو گرم خاک خشک، ۳ مول DTPA به ازاء هر کیلو گرم خاک خشک و ۷/۵ کیلو گرم ماده آلی به ازاء هر کیلو گرم خاک خشک و شاهد مورد ه قرار گرفت. میزان جذب این عناصر در ریشه ساقه و برگ توسط دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد و نتایج به کمک زار SAS و SPSS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

و بحث

سیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش در جدول نشان ۱ داده شده است. همانطور که جدول فوق نشان دهد خاک از لحاظ سرب و روی بسیار غنی می‌باشد. میانگین غلظت روی سرب ریشه و اندام هوایی در گونه های گیاهی مطالعه تحت تیمارهای اضافه شده در جدول ۲ و ۳ ارائه شده است. بالاترین غلظت روی در اندام هوایی در تیمار DTPA ۱۳۴۰ میلی گرم بر کیلو گرم در کلم اندازه گیری شد. غلظت روی در اندام هوایی نیز با اعمال تیمارهای اسید، DTPA و نیوانی نسبت به شاهد افزایش یافته است.

جدول ۱- خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد آزمایش

EC dSm-1	pH	%O.C	%sand	%silt	%Clay
2.1 103	7.3	1.1	25	36	39
K	P	pb(tot)	pb(ava)	Zn(tot)	Zn(ava)
mgkg-1	mgkg-1	mgkg-1	mgkg-1	mgkg-1	mgkg-1
286	14	1564	33	2739	206

جدول ۲- میانگین غلظت روی ریشه و اندام هوایی در گونه های گیاهی مورد مطالعه در تیمارهای اضافه شده به خاک (میلی گرم بر کیلو گرم خاک)

تیمار	Acid	DTPA	O.M	C	Acid	DTPA	O.M	C
گونه های گیاهی	ریشه				اندام هوایی			
کاهو	۸۳۰	۱۱۵۱	۱۰۹۳	۷۵۵	۷۰۹	۹۳۴	۷۵۹	۵۳۰
اسفناج	۱۳۳۸	۱۸۶۳	۱۵۵۷	۷۹۲	۶۵۲	۱۰۳۸	۷۸۲	۵۶۳
کلم	۱۷۴۱	۲۰۴۴	۱۸۱۹	۱۲۷۷	۱۱۱۱	۱۳۴۰	۱۱۵۶	۹۷۰
چغندر برگی	۱۱۴۰	۱۵۳۴	۱۲۷۳	۸۳۳	۶۳۵	۸۷۲	۶۸۸	۴۵۳

LSI در سطح احتمال یک درصد برای مقایسه میانگین ها برای ریشه ۱۷۶ و برای اندام هوایی ۱۳۲ می باشد .

ل ۳- میانگین غلظت سرب ریشه و اندام هوایی در گونه های گیاهی مورد مطالعه در تیمارهای اضافه شده به خاک (میلی گرم بر کیلو گرم خاک)

تیمار	Acid	DTPA	O.M	C	Acid	DTPA	O.M	C
ه های گیاهی	ریشه				اندام هوایی			
کاهو	۱۲۳	۱۷۱	۹۳	۶۱	۴/۴	۸/۲	۴/۵	۳/۷
اسفناج	۷۵	۷۷	۷۴	۶۱	۳/۴	۵/۳	۵/۳	۳/۵
کلم	۳۲	۴۵	۳۱	۳۲	۳/۶	۳/۵	۳/۸	۲/۶
بنفشه برگی	۳۴	۴۸	۳۵	۳۰	۳/۵	۳/۵	۳/۵	۲/۹

LSI در سطح احتمال یک درصد برای مقایسه میانگین ها برای ریشه ۲۰ و برای اندام هوایی ۱/۲ می باشد.

لی الگوی تغییرات غلظت روی در ریشه و اندام هوایی مشابه بود ولی غلظت روی در ریشه بطور معنی داری از اندام هوایی بیشتر بوده است. تیمار DTPA در افزایش غلظت روی ریشه و اندام هوایی نسبت به سایر تیمارها موفق تر عمل نموده بالاترین غلظت سرب ریشه در تیمار DTPA در کاهو برابر ۱۷۱ میلی گرم بر کیلو گرم اندازه گیری شد که از شاهد و بقیه ها و سایر گیاهان مورد مطالعه بطور معنی داری بزرگتر بود. تجمع سرب بعد از کاهو در ریشه اسفناج بیشترین بوده است جمع سرب در ریشه کلم و چغندر برگی در کلیه تیمارها مشابه بوده و بطور معنی داری از کاهو و اسفناج کمتر بود. غلظت در اندام هوایی گیاهان مورد مطالعه نیز تقریباً از الگوی ریشه پیروی می کند . بالاترین غلظت سرب در تیمار DTPA در به میزان ۲/۸ میلی گرم در کیلو گرم اندازه گیری شد. بطور کلی کلم در جذب روی و کاهو در جذب سرب موفق تر عمل است.

- [1] Kagser, A, K.wenger, W. Attinger, H.R. Felix, S.K. Gupta and R. Schulin. 2000. Enhancemer phytoextraction of zn , Cd and Cu from Calcareous soil. The use of NTA and sulphar Awendements. Env Sci. Technol. 22p : 217 – 225 .
- [2] Mcrath, S.P., C. MD. Sidoli , A.J.M.Baker, and R.D.Reeves. 1993. the potential for the use of r accumulating plant for the in situ decontamination of metol polluted soils . pp. 673-676 . In: H.J.P. Eijs and T.Hamers (Eds) Integrated soil and sediment research: A basis for proper protection. Kluwer Acad publ. Dordrecht the Netherlands.

سی اثرات آلاینده‌گی فلزات سنگین حاصل از لجن فاضلاب شهری استان اصفهان

إاد کبیری نژاد

شناس ارشد و عضو باشگاه پژوهشگران جوان دانشگاه آزاد اسلامی واحد خوراسگان

۴

ه به دلیل محدودیت های قانونی که در مورد روش های سوزاندن و دفن لجن فاضلاب در اراضی و اقیانوس ها به وجود آمده متخصصین محیط زیست برای رهایی از مشکلات ناشی از لجن تولید شده در تصفیه خانه ها، استفاده از آن را به عنوان ر کشاورزی توصیه می کنند (۶). لجن فاضلاب رسوباتی است تشکیل شده از مواد معدنی و آلی که در مراحل مختلف ، به صورت توده غلیظی از فاضلاب جدا می شود. این مواد به دلیل بالا بودن مقادیر قابل توجهی از ترکیبات آلی و عناصر مورد نیاز گیاه می توانند به عنوان یکی از بهترین و ارزان ترین کودهای آلی برای کشاورزی مطرح باشند. اما در عین حال فاضلاب دارای غلظت های بالایی از عناصر سنگین می باشد که می تواند منجر به آلودگی خاک و انتقال این آلودگی به ه غذایی شده و سلامتی حیوان و انسان را با خطر مواجه سازد (۱ و ۲). بنابراین هدف از تحقیق حاضر بررسی اثر کود آلی فاضلاب بر آلودگی خاک و گیاه ذرت با فلزات سنگین سرب و نیکل و اثر آن بر افزایش رشد و عملکرد گیاه ذرت می باشد.

و روشها

طور بررسی تأثیر سطوح مختلف لجن فاضلاب بر میزان سرب و نیکل در گیاه ذرت به صورت فاکتوریل در قالب بلوک های تصادفی در گلخانه تحقیقاتی دانشگاه خوراسگان در سال ۱۳۸۵ پیاده گردید. در این آزمایش فاکتور اول کود لجن فاضلاب سطح (۲۵ و ۵۰ تن بر هکتار) و فاکتور دوم غلظت فلزات سنگین سرب و نیکل و فاکتور سوم گیاه ذرت بود. قبل از کاشت و برداشت ذرت، از خاک کلیه گلدان ها نمونه برداری صورت گرفت. در نمونه های خاک پ.هش گل اشباع، هدایت کی عصاره اشباع، ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی، کربنات کلسیم، ازت کل، فسفر قابل جذب، پتاسیم قابل جذب و مقدار و نیکل قابل استخراج با DTPA عصاره گیری و با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شدند. داده ها با استفاده با نرم افزار مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. نتایج تجزیه شیمیایی خاک و کود مورد استفاده در جدول ۱ ارائه گردیده است.

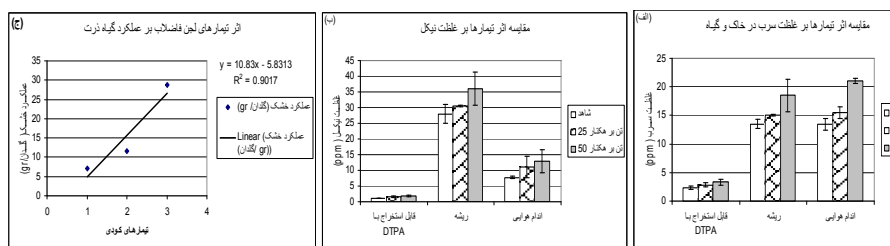
جدول ۱- نتایج تجزیه شیمیایی خاک قبل از کاشت

پارامتر	pH	EC (ds/m)	CEC (Cmol/kg)	OM (%)	EC(dS/M)	Pb _t (ppm)	Ni _t (ppm)
خاک	۷/۶۵	۴/۴۶	۱۴/۳۱	۱/۱۵۲	۱/۴۶	۲۸	۴۶
لجن فاضلاب	۶/۴	۸/۵	۳۵/۷۵	۴۸	۸/۵	۱۳۳	۵۸

و بحث

آزمایش نشان داد که لجن فاضلاب اثر معنی داری بر کلیه پارامترهای اندازه گیری شده خاک و گیاه داشت ($p > 0.01$). بین اثر لجن فاضلاب با افزایش سطوح کودی بر پارامترهای اندازه گیری شده افزایش نشان داد. مصرف ۵۰ تن بر هکتار لجن باعث افزایش وزن خشک اندام هوایی تیمار شاهد از ۷ گرم در گلدان به ۲۸/۷ گرم در گلدان در خاک لومی رسی شده شکل (ج۱). افزایش ماده خشک اندام هوایی در تیمار لجن فاضلاب را می توان به تاثیر مثبت آن بر افزایش مواد آلی، درصد پتاسیم و فسفر خاک و بهبود خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک مرتبط دانست زیرا لجن فاضلاب با بهبود میات یاد شده موجب افزایش عناصر کم مصرف و پر مصرف شده و رشد و تکامل گیاه با سهولت بیشتری انجام گرفته است. بش نرخ کاربرد لجن فاضلاب ۵۰ تن بر هکتار در خاک افزایش یافته است. به طوریکه با بررسی مقایسه میانگین اثر های لجن فاضلاب بر غلظت سرب و نیکل قابل استخراج با DTPA خاک رسی افزایشی به ترتیب در تیمار شاهد از ۲/۳۵ تا ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم به ۳/۳۰ و ۲ میلی گرم در کیلوگرم در تیمار ۵۰ تن بر هکتار لجن فاضلاب نشان داد (شکل ب). کاربرد در مقادیر زیاد یا کاربردهای طولانی مدت لجن در اراضی کشاورزی موجب تجمع فلزات در خاک شده و امکان

این عناصر را توسط گیاه افزایش می‌دهد. به طوریکه با مقایسه میانگین اثر لجن فاضلاب بر غلظت های سرب و نیکل و اندام هوایی مشخص شد که بیشترین اثر مربوط به تیمار ۵۰ تن بر هکتار لجن فاضلاب نسبت به سایر تیمارها می‌باشد و یی به ترتیب در تیمار شاهد از ۱۳/۵ و ۲۸ میلی گرم در کیلوگرم به ۱۸/۵ و ۳۶ میلی گرم در کیلوگرم در ریشه و ۱۳/۵ و میلی گرم در کیلوگرم در اندام هوایی نشان داد (شکل (ب) و (الف)). آلودگی خاک ، عناصر می‌تواند باعث آلوده شدن آب های سطحی و زیرزمینی و تجمع این عناصر در گیاه شده و در نهایت باعث ایجاد ، در مصرف کنندگان گیاه بخصوص انسان شود. لوگان و همکاران {۳} نشان دادند که غلظت کادمیوم ، سرب ، کروم ، مس و در ذرت و کاهو با افزایش کاربرد لجن تا ۳۰۰ مگاگرم در هکتار افزایش یافت و این افزایش ۲ سال بعد از خاتمه کاربرد لجن بود. به طور کلی می‌توان اظهار داشت که افزودن فاضلاب و سایر مواد زائد شهری به خاک، باعث افزایش غلظت عناصر ن خاک می‌گردد. زیرا لجن فاضلاب شهری همواره دارای مقدار زیادی از این عناصر نسبت به خاک هستند. گرچه عناصر مورد استفاده گیاه قرار می‌گیرد ولی مصرف پی در پی و بیش از حد لجن فاضلاب ممکن است به مسمومیت برخی از ن نسبت به این عناصر نیز منجر گردید {۴}. نتایج سینگ و همکاران {۵} نشان که افزایش مقدار لجن در یک آزمایش ه ای مقدار جذب عناصر سرب، کادمیوم و نیکل توسط گیاه را افزایش داد.



۱-مقایسه اثر تیمارهای لجن فاضلاب بر غلظت سرب در خاک لومی رسی و گیاه (الف)، غلظت نیکل (ب) و عملکرد خشک گیاه ذرت (ج).

{1}Babel S., D.M., Dacera. 2005. Heavy metal removal from contaminated sludge for land application: a re Waste Management. Article in press.

{2}Bradford G. R., A. L. Page., L. J. Lund and W. Olmstead. 2003. Trace elements concentration of se treatment plant effl – uents and sludges, their interaction with soils and uptake by plants. J. Environ. Qual. V. No. 1.

{3}Logan T. J., B. J. Lindsay., L. E. Coins and J. A. Ryan. 1997. Assessment of sludge metal bioavailability crops : sludge rate response, J. Environ. Qual. 26.pp: 534 – 550.

{4}Elliot L. F and F. J. Stevenson. 1977. Soil for mangement of organic wastes and waste water, ASA, C SSSA. Madison, Wisconsin. USA.

{5}Singh B. R and R. P. Narwal. 1984. "Plant availability of heavy metals uptake", J. Environ. Qual., Vol. PP: 342 – 348.

{6}Wonge J. W and C. A. Selwam. 2005. Speciation of heavy metals during co-composing of sweage sludge lime. Chemospher article in press.

بررسی سینتیک آزاد شدن روی از خاک آهکی تحت تیمار منابع و غلظت‌های مختلف کود

روی

ثریا طاهری^{۱*}، امیر حسین خوشگفتارمنش^۲ و حسین شریعتمداری^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان ^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

برای تشخیص بهترین زمان مصرف خاکی کودهای آلی و معدنی روی و در نتیجه افزایش کارایی مصرف کود، آگاهی از سرعت و نحوه آزاد سازی روی از این منابع در طی زمان ضروری است. در واقع، بررسی سینتیک آزاد شدن روی از منابع کودی، اطلاعات مفیدی در رابطه با قابلیت جذب این عنصر برای گیاه فراهم می‌نماید [۲]. مطالعه سینتیک واکنش‌های شیمیایی در خاک، محدوده زمانی کارایی واکنش و مرحله کنترل کننده سرعت فرایندها را مشخص می‌نماید [۱]. مدل‌های سینتیکی نظیر معادله الوویچ، مدل تابع توانی و معادله پخشیدگی پارابولیک، به منظور توصیف سرعت فرایندهای خاک از جمله جذب و واجدبی فلزات سنگین بر روی کانیها استفاده شده‌اند [۴]. هدف از انجام این مطالعه بررسی و توصیف سینتیک آزادسازی روی از خاک تحت تیمار منابع مختلف کودی روی با حلالیت‌های متفاوت بود.

مواد و روشها

پس از انتخاب یک خاک دچار کمبود روی از مزارع گندم اصفهان، سطح روی قابل استفاده خاک تا رسیدن به حد بحرانی کمبود روی در گیاهان زراعی (۲ میلی گرم بر کیلوگرم) و چهار برابر آن، با اضافه نمودن منابع روی شامل یک کود آلی کندهاکننده (با حلالیت کم)، یک کود آلی محلول، یک کود تجاری سولفات روی و سولفات روی آزمایشگاهی، افزایش یافت. همچنین خاک بدون اضافه کردن روی نیز به عنوان تیمار شاهد در نظر گرفته شد. سپس خاکها به رطوبت حد زراعی رسانده شده، در ظروف پلاستیکی در دار و تهویه دار خوابانیده شده و طی زمانهای ۱، ۳، ۵، ۱۰، ۱۵، ۲۰ و ۲۵ هفته، از خاک نمونه برداری صورت گرفت. پس از عصاره‌گیری با محلول ۰/۰۰۵ نرمال غلظت روی نمونه‌ها توسط دستگاه جذب اتمی پرکین المر مدل ۳۰۳۰ قرائت شده و داده‌ها با نرم‌افزار Curve Expert و مدل‌های سینتیکی غیر خطی شبه مرتبه اول، معادله ایلوویچ، تابع نمایی و پخشیدگی پارابولیک، مورد برازش قرار گرفتند. در معادله الوویچ $q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + (\frac{1}{\beta}) \ln t$ از ثابت‌های α و β جهت تخمین سرعت واکنشها استفاده شده است [۱ و ۳]. در معادله تابع توانی $q_t = at^b$ ، t مستقل زمان، q_t متغیر وابسته مقدار یون در فاز جامد، a و b ثابت‌های مدل می‌باشند.

در معادله پخشیدگی پارابولیک: $q_t = Rt^{\frac{1}{2}} + C$ ، R ثابت سرعت و q_t مقدار یون در فاز جامد در زمان می‌باشند.

نتایج و بحث

در تیمارهای کود آلی روی با حلالیت زیاد و سولفات روی مرکب، در هر دو سطح به کار برده شده، و همچنین تیمار کود آلی روی با حلالیت کم در سطح دوبرابر حد بحرانی، مدل‌های ایلوویچ و تابع توانی در تشریح رهاسازی روی از این منابع کودی موفق‌تر بوده و ضریب تبیین بین ۰/۹۸-۰/۹۲ داشتند، اما در تیمارهای کود آلی روی با حلالیت کم در سطح معادل حد بحرانی و کود سولفات روی تجاری در هر دو سطح به کار برده شده، مدل پخشیدگی پارابولیک موفق تر عمل کرده و ضریب تبیین بالاتری نسبت به مدل‌های دیگر داشت. این طور به نظر می‌رسد که در غلظت‌های کم روی در خاک، سینتیک رهاسازی از مدل پارابولیک تبعیت کرده و عامل محدود کننده سرعت، پخشیدگی می‌باشد. اما در غلظت‌های بالاتر روی در خاک، سینتیک رهاسازی از مدل ایلوویچ و تابع توانی تبعیت کرد. بنابراین سرعت رهاسازی

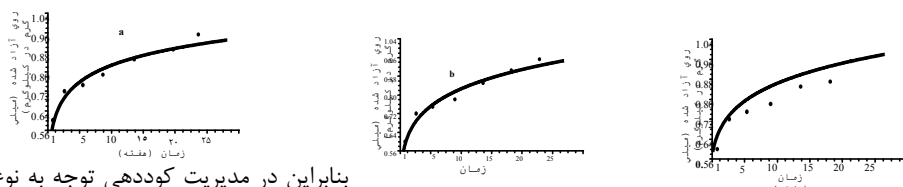
روی توسط ذرات خاک در مراحل اولیه در مقیاس زمانی واکنش، سریع و سپس با گذشت زمان به تدریج کاهش یافته، تا اینکه تعادل ظاهری حاصل شده و رهاسازی با سرعت ثابتی ادامه یافت. برازش داده‌های رهاسازی روی از تیمار سولفات روی مرک با غلظت روی معادل حد بحرانی با مدل‌های سینتیکی مورد استفاده، به عنوان نمونه در شکل ۱ نشان داده شده است.

معدلات	ایلوویج	تابع نمایی	پارابولیک		
تیمارها	$\frac{1}{\theta}$	ab	a	c	R
T1	$\frac{0}{0.7}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$
T4	$\frac{0}{0.7}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$
K1	$\frac{-0.7}{0.9}$	$\frac{-0.7}{0.9}$	$\frac{1}{0.9}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$
K4	$\frac{-0.7}{0.9}$	$\frac{-0.7}{0.9}$	$\frac{1}{0.9}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$
Zn1	$\frac{0}{0.7}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$
Zn4	$\frac{0}{0.7}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$
M1	$\frac{-0.7}{0.9}$	$\frac{-0.7}{0.9}$	$\frac{1}{0.9}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$
M4	$\frac{-0.7}{0.9}$	$\frac{-0.7}{0.9}$	$\frac{1}{0.9}$	$\frac{0}{0.5}$	$\frac{0}{0.5}$

جدول ۱. مقادیر ضرایب ثابت معادلات مورد استفاده در برازش داده‌های رهاسازی روی از منابع مختلف روی

k4: کاربرد کود روی با حلالیت زیاد جهت اضافه نمودن روی خاک در سطح چهار برابر حد بحرانی روی؛ M4 سولفات روی آزمایشگاهی در سطح چهار برابر حد بحرانی؛ k1: کود روی با حلالیت زیاد در سطح حد بحرانی؛ M1 سولفات روی آزمایشگاهی در سطح حد بحرانی؛ T4: کود روی با حلالیت کم در سطح چهار برابر حد بحرانی؛ T1: کود روی با حلالیت کم در سطح حد بحرانی؛ Zn4: کود روی تجاری در سطح چهار برابر حد بحرانی، Zn1: کود روی تجاری در سطح حد بحرانی؛ C: شاهد

ضریب α در تمام تیمارها در غلظت چهار برابر حد بحرانی، بیش از غلظت معادل حد بحرانی بود (جدول ۱). همچنین ضریب α در تیمارهای کود آلی با حلالیت زیاد و سولفات روی مرک در غلظت‌های مشابه، با هم اختلاف چندانی نداشته و بیش از تیمارهای کود آلی با حلالیت کم و کود معدنی روی بود. ثابت $\frac{1}{\beta}$ در معادله ایلوویج، شیب را نشان می‌دهد که می‌تواند به عنوان شاخصی برای برآورد سرعت آزادسازی روی از خاک در تیمارهای مختلف استفاده قرار گیرد. تفاوت بین مقادیر $\frac{1}{\beta}$ نشان می‌دهد که تاثیر کودها در آزادسازی روی از خاک متفاوت است و سرعت رهاسازی روی در کودهای مختلف، متفاوت می‌باشد. مدل تابع نمایی نیز توانست رهاسازی یا جذب روی از کودها را تشریح کند و پارامتر ab که به عنوان شاخص سرعت در این معادله می‌باشد، در کودها متغیر بود. بیشترین ضریب ab مربوط به تیمارهای کود آلی روی با حلالیت زیاد و سولفات روی مرک و کمترین ضریب ab مربوط به تیمارهای کود معدنی روی بود.



بنابراین در مدیریت کوددهی توجه به نوع کود و

شکل ۲. برازش داده‌های آزادسازی روی از خاک طی زمانهای متفاوت در تیمار سولفات روی مرک در غلظت معادل حد بحرانی، با استفاده از مدل‌های سینتیکی ایلوویج (a)، تابع توانی (b) و پارابولیک (c)

حلالیت آن اهمیت ویژه‌ای دارد. زمان مصرف کودهای با حلالیت بالا بهتر است همزمان با کاشت گیاه باشد و در مورد کودهای با حلالیت کم بهتر است بین مصرف کود و کاشت گیاه فاصله زمانی مشخصی وجود داشته باشد.

منابع

- [1] Brewster, J. L., A. N. Gancheva. and P. H. Nye. 1975. The determination of desorption isotherm for soil phosphate using low volumes of solution and an anion exchange resin. *Soil Sci.* 26: 364-377.
- [2] Evangelou, V. P. 1998. *Environmental Soil and water chemistry: principles and applications*. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- [3] Serrano, S., F. Garrido, C. G. Campbell and M. T. Garcia-Gonzalez. 2005. Competitive sorption of cadmium and lead in acid soils of central Spain. *Geoderma*. 124: 91-104.
- [4] Sparks. D. L. 1989. *Kinetics of soil chemical processes*. Academic Press, San Diego, CA.

تغییر آلاینده‌های نفتی در خاک اطراف پالایشگاه تهران توسط یونجه، چمن و شبدرسفید

شهرزاد خطیبی^۱، حسین میرسید حسینی^۲، محمد طاهر نظامی^۳، سهیلا ابراهیمی^۴

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه آزاد، ^۲ استادیار خاکشناسی دانشگاه تهران، ^۳ استادیار خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی، ^۴ دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس

مقدمه

در سالهای اخیر اصلاح خاکهای آلوده توسط گیاه‌پالایی بسیار مورد توجه قرار گرفته‌است و امکان‌سنجی، شناسایی و معرفی گیاهانی که قادر به رشد و پایش زمینهای آلوده می‌باشند ضرورتی اجتناب ناپذیر یافته‌است. فرآیند تجزیه و تخریب آلاینده‌های هیدروکربنی توسط گیاهان، علاوه بر فعالیت میکروارگانیسم‌های موجود در فضای ریزوسفری، به نوع گیاه نیز وابسته می‌باشد و با استقرار موفقیت‌آمیز یک گیاه در خاک آلوده، نسبت به خاک آلوده بدون کشت در جهت پایش منطقه بسیار موثرتر ظاهر شود [۱]. در اکثر مطالعات، علفها و لگومها به خاطر دارا بودن پتانسیل خاص در این زمینه برگزیده شده‌اند. به نظر می‌رسد گیاهان لگوم در مقایسه با گیاهان غیر لگوم بغلت توانایی تثبیت نیتروژن برای گیاه‌پالایی مناسب‌ترند. علاوه بر آن لگومها با میکروارگانیسم‌ها و دیگر گیاهان بر سر منابع محدود نیتروژن موجود در خاک در مکان‌های آلوده رقابت نمی‌کنند. از سویی گیاهان علفی چند ساله به خاطر داشتن سیستم ریشه‌ای فیبری و گسترده برای عمل گیاه‌پالایی مناسب می‌باشند. زیرا این گیاهان دارای سطح ویژه ماکزیمم و تنوع ژنتیکی بالا هستند که به آنها توانمندیهای رقابتی می‌دهد که بتوانند شرایط نامناسب خاک را تحمل کنند. لذا در این مطالعه از گیاهان لگومینه و علفی یونجه، چمن و شبدرسفید جهت پاکسازی خاکهای آلوده نفتی اطراف پالایشگاه نفت تهران استفاده شده‌است [۲].

مواد و روشها

در این پژوهش، منطقه مورد مطالعه، خاک آلوده به هیدروکربن‌های نفتی اطراف پالایشگاه تهران بود که قبلاً پساب و ضایعات نفتی پالایشگاه در دریاچه کوچک واقع در آنجا رها می‌شده و در حال حاضر خشک می‌باشد و خاک غیر آلوده از مکانی دورتر از پالایشگاه در همان منطقه تهیه شد. پس از نمونه‌برداری برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی ۲ نمونه خاک اندازه‌گیری شد (جدول ۱). جهت همگن شدن و کاهش میزان آلودگی، خاک آلوده زیرو رو و هواده‌ی گردید و پس از عبور از الک ۴ میلی‌متری خاکها به گلدانهایی به قطر ۲۲ سانتی‌متر و ارتفاع ۱۶ ریخته و بذر گیاهان یونجه، شبدرسفید و چمن در ۳ سطح تراکم (بر اساس میزان حداقل و حداکثر کاشت در هکتار) اضافه شد. غلظت کل هیدروکربن‌های نفتی در ابتدا و سپس هر ۳۰ روز یکبار در طول دوره رشد گیاه بر اساس روش استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا EPA413.1 اندازه‌گیری شد. این مطالعه به صورت طرح کاملاً تصادفی، در قالب آزمایش فاکتوریل در سه سطح تراکم و در ۳ تکرار انجام شد. تجزیه آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار MSTAT و مقایسه میانگین‌ها به روش LSD انجام شد.

نتایج و بحث

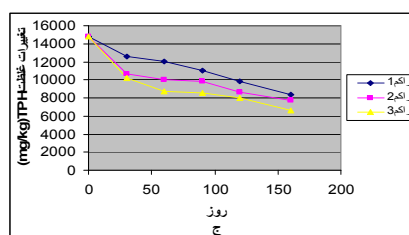
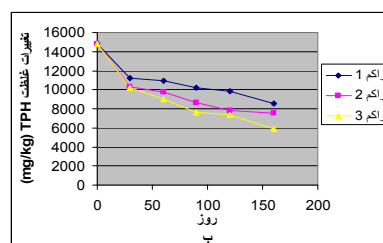
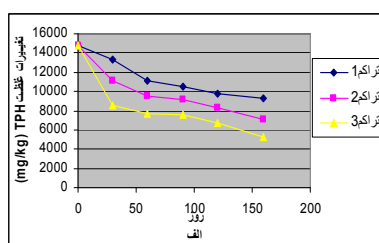
نتایج نشان داد هر سه گیاه کشت شده، در خاک آلوده به هیدروکربن‌های نفتی مقاوم بوده و موجب کاهش غلظت هیدروکربن‌های نفتی در خاک گردیدند. بیشترین میزان کاهش در غلظت کل هیدروکربن‌های نفتی (TPH)^۱ به گیاه یونجه و چمن بویژه در بیشترین سطح تراکم خود مربوط بود که در بیشترین سطح تراکم خود به ترتیب ۶۴،۴ و ۶۰،۳۶ درصد غلظت TPH را نسبت به غلظت اولیه کل هیدروکربن‌های نفتی در خاک کاهش داد (شکل شماره ۲-).

^۱ Total petroleum Hydrocarbon

الف). در این پژوهش شبدر سفید در بیشترین سطح تراکم خود موجب کاهش ۵۵,۴۱ درصدی در میزان TPH در خاک گردید. در حالیکه در خاک بدون کشت این تغییرات جزئی و حدود ۲۷,۹ درصد بود. لازم به ذکر است که هر ۳ گیاه در هر ۳ سطح تراکم خود در کاهش غلظت TPH موثر واقع شدند (شکل شماره ۱) و اثر تراکم در سطح ۱ درصد معنی‌دار گردید. از سویی دیگر اثر زمان نیز در سطح ۱ درصد معنی‌دار و با گذشت زمان تغییرات مشهودی در غلظت کل هیدروکربن‌های نفتی موجود در خاک گردید و بیشترین کاهش را در غلظت TPH در ۳۰ روز آغازین کشت گیاه نشان داد (شکل شماره ۲-ب).

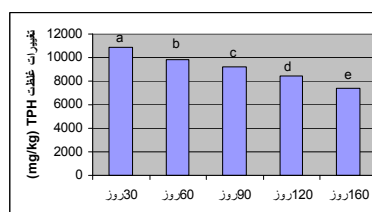
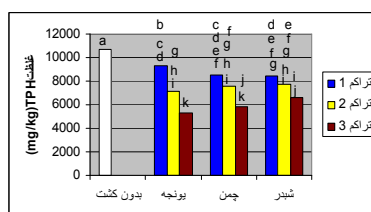
جدول ۱: اطلاعات مربوط به برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی هر دو نمونه خاک

بافت	PH	EC (ms)	آهک (%)	ماده آلی (%)	نیترژن کل (%)	فسفر (mg/kg)	پتاسیم (mg/kg)	سدیم (mg/kg)
خاک آلوده	۷,۳۴	۲,۳۳	۱۶,۵	۴,۰۹	۰,۱۹	۱۷,۲۴	۳۴۴,۳	۶۰,۳۸
خاک غیر آلوده	۷,۶۹	۱,۴۸۴	۲۵	۰,۷۶	۰,۰۳۶	۱,۶۸	۱۵۴,۷۵	۵۴,۷۷



شکل ۱- نمایش تغییرات غلظت کل TPH در خاک در طول زمان در تراکم‌های مختلف کشت هر ۳ گیاه

(الف- یونجه ب- چمن (هلندی) ج- شبدر سفید)



(حروف مشابه بر اساس آزمون LSD نشان دهنده عدم اختلاف معنی‌دار در سطح ۱ درصد می‌باشد)

شکل ۲- الف: تغییرات غلظت TPH در خاک با و بدون کشت در پایان ۱۶۰ روز ب- تغییرات غلظت TPH در طول زمان

بعنوان نتیجه، جهت کسب موفقیت در اعمال روش گیاه‌پالایی استفاده از هر ۳ گیاه بویژه گیاه یونجه به عنوان گیاهی لگومینه که می‌تواند نیتروژن مورد نیاز خود را در مکانهای آلوده بدون رقابت تامین کند و حداکثر کاهش را در غلظت کل هیدروکربن‌های نفتی دارد برای پایش منطقه مورد نظر توصیه‌شود.

منابع

- Galan, A and Duncan, H. (2001). Influence of diesel fuel on seed germination. *Environmental Pollution* 120:363-370
- Gaudin, C and Syrratt, W.J. (1995). Biological aspects of land rehabilitation following hydrocarbon contamination. *Environmental Pollution* 8:107-112.

اثر خاک آلوده نفتی بر جوانه‌زنی سه گیاه یونجه، چمن و شبدر سفید

شهرزاد خطیبی^۱، سهیلا ابراهیمی^۲، حسین میرسید حسینی^۳، محمد طاهر نظامی^۴

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی، ^۲ دانشجوی دکتری خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس، ^۳ استادیار خاکشناسی دانشگاه تهران، ^۴ استادیار خاکشناسی دانشگاه آزاد اسلامی

مقدمه

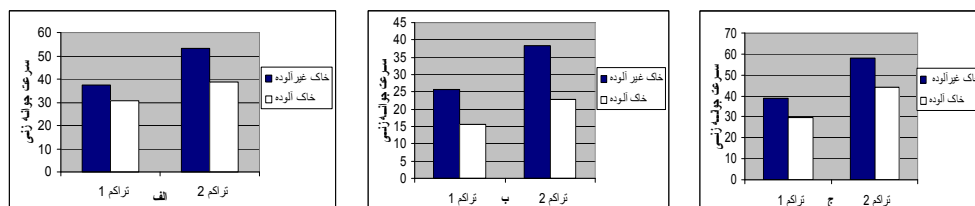
حذف آلاینده‌های نفتی سمی در خاک، با اثرات زیانبار، به دلیل ماهیت سرسخت و حلالیت کم آن در آب، آهسته و مقاوم می‌باشد [۱]. در روش گیاه‌پالایی حذف آلاینده‌های نفتی شماری از واکنش‌های بیولوژیکی، فیزیکوشیمیایی را در بر می‌گیرد و هدف غایی آن شکست و حذف هیدروکربن‌های نفتی از خاک با ترکیبی از اثرات متقابل خاک و گیاه نظیر بهبود خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک آلوده و افزایش فعالیت میکروبی و سطح تماس ریزوسفر با ترکیبات سمی موجود در خاک می‌باشد [۲]. پیش از این، مطالعات متعددی در مورد تاثیرات مخرب آلودگی هیدروکربنی بر جوانه‌زنی انجام شده است لیکن بسیاری از این مطالعات در مورد خاکهایی است که به تازگی آلوده شده‌اند و یا بذرهایی است که در معرض آلودگی هیدروکربنی محلول قرار گرفته‌اند [۳]. هدف از این پژوهش بررسی درصد و سرعت جوانه‌زنی گیاهان در خاک آلوده به هیدروکربن‌های نفتی قدیمی و به تعادل رسیده در سیستم خاک می‌باشد.

مواد و روشها

در این پژوهش، منطقه مورد مطالعه، خاک آلوده به هیدروکربن‌های نفتی اطراف پالایشگاه تهران بود که قبلاً پساب و ضایعات نفتی پالایشگاه در دریاچه کوچک واقع در آنجا رها می‌شده و در حال حاضر خشک شده و خاک غیرآلوده از مکانی دورتر از پالایشگاه در همان منطقه تهیه شد. پس از نمونه‌برداری برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی ۲ نمونه خاک اندازه‌گیری شد. جهت همگن شدن و کاهش میزان آلودگی، خاک آلوده زبرو رو و هوادهی گردید و پس از عبور از الک ۴ میلی‌متری خاکها به گلدانها اضافه گردید. بذر گیاهان یونجه، شبدر سفید و چمن (هلندی) در ۲ سطح تراکم (بر اساس میزان حداقل و حداکثر کاشت در هکتار) اضافه شد. غلظت کل هیدروکربن‌های نفتی در ابتدای آزمایش بر اساس روش استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست امریکا EPA413.1 اندازه‌گیری شد. سپس مطالعات گلخانه‌ای در ۲ هفته آغازین کشت بر روی ۳ نمونه گیاه مورد بررسی قرار گرفت. این مطالعه به صورت طرح کاملاً تصادفی، در قالب آزمایش فاکتوریل در ۲ سطح تراکم و در ۳ تکرار انجام شد. تجزیه آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار MSTAT و مقایسه میانگین‌ها به روش LSD انجام شد.

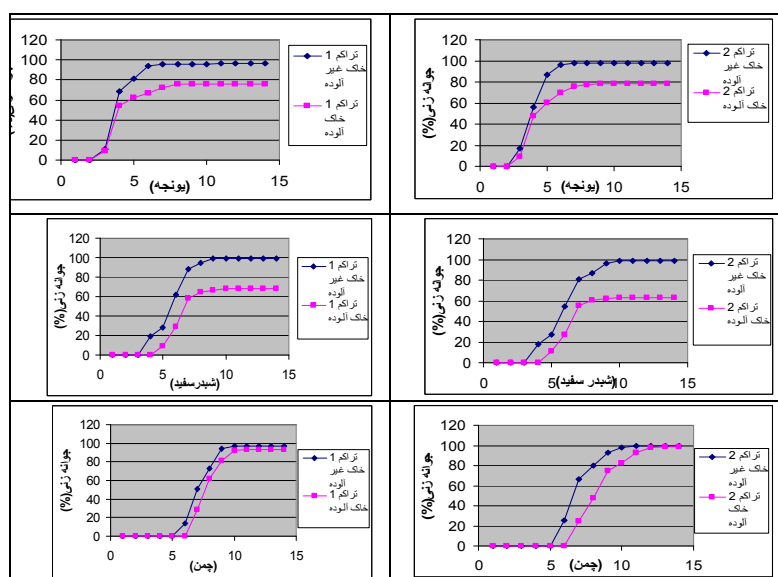
نتایج و بحث

نتایج اختلاف معنی‌داری در سرعت جوانه‌زنی گیاهان کشت شده در خاک آلوده نسبت به خاک غیرآلوده در سطح ۱ درصد نشان داد. حضور هیدروکربن‌های نفتی در خاک سبب کاهش سرعت جوانه‌زنی در هر سه گیاه کشت شده یونجه، شبدر سفید و چمن هلندی و تاخیر ۱ روزه در گیاه شبدر سفید و چمن کشت شده در خاک آلوده نسبت به خاک غیرآلوده در هر دو سطح تراکم گردید (شکل شماره ۱). همچنین خاک آلوده سبب کاهش میزان جوانه‌زنی در گیاه یونجه حدود ۲۰ درصد و در شبدر سفید حدود ۳۳ درصد در هر دو سطح تراکم در پایان ۲ هفته گردید. در حالیکه در مورد بذر چمن هلندی اختلاف معنی‌داری در میزان کاهش جوانه‌زنی در خاک آلوده نسبت به خاک غیرآلوده در هر دو سطح تراکم مشاهده نشد (شکل شماره ۲).



شکل ۱- نمایش تغییرات سرعت جوانه زنی در طول زمان در تراکم‌های مختلف کشت هر ۳ گیاه

(الف- چمن ب- شبدر سفیدج- یونجه)



شکل ۲- تغییرات درصد جوانه زنی به ترتیب در گیاهان یونجه، شبدر سفید، چمن (چپ تراکم حداقل و راست تراکم حداکثر)

در این پژوهش غلظت اولیه کل هیدروکربن‌های نفتی (14800 mg/kg) اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد گیاه چمن هلندی بدلیل عدم کاهش درصد جوانه زنی و گیاه یونجه بدلیل کاهش نسبی درصد جوانه زنی و عدم تاخیر در جوانه زنی جهت عملیات منطقه پاکسازی در بعد مدیریتی بکارگرفته شود.

منابع

- Joner, E.J and Leyval, C. (2001). Influence of Arbuscular Mycorrhiza on Clover and Ryegrass Grown together in a Soil Spiked with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Mycorrhiza*, 10:155-159.
- Smreczak, B and Maliszewska-Kordybach, B. (2003). Seeds Germination and Root Growth of Selected Plants in PAH Contaminated Soil. *Fresenius Environmental Bulletin* 12, 946-949.
- Wetzel, S.C., Banks, M.K and Schwab, A.P. (1997). Rhizosphere Effects on the Degradation of Pyrene and Anthracene in Soil. *Phytoremediation of Soil and Water Contaminants*. In: ACS Symposium Series, vol. 664 pp. 254-262.

مقایسه توابع انتقالی رگرسیونی در برآورد گنجایش تبادل کاتیونی خاکهای استان گیلان

سمیه معلّی^۱، ناصر دوات گر^۲، فرحناز دریغ گفتار و مریم پیکان^۳

^۱ کارشناس ارشد خاکشناسی، ^۲ عضو هیأت علمی و ^۳ کارشناسان بخش خاک و تغذیه موسسه تحقیقات برنج کشور

مقدمه

توابع انتقالی با ترجمه اطلاعات خواص پایه‌ای به عنوان عوامل تخمین زننده خصوصیات از خاک که اندازه‌گیریشان پرهزینه و وقت‌گیر است، موجب افزایش ارزش آنها می‌شوند (۵). ایجاد توابع انتقالی جدید وظیفه‌ای سخت است، بنابراین منطقی است که از توابعی که از قبل ایجاد شده است، استفاده گردد. اما، از یک تابع انتقالی نمی‌بایست در آن سوی ناحیه جغرافیایی یا تیپ خاک که در آن شرایط ساخته شده است، برون‌یابی کرد (۵). بنابراین لازم است قبل از هرگونه استفاده‌ای از این توابع، نسبت به تعیین اعتبار ناحیه‌ای آنها مبادرت نمود. در سالهای اخیر توابع انتقالی مختلفی برای تخمین CEC از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک ایجاد شده است (۲، ۳، ۴، ۵) که در بیشتر این مدلها CEC تابعی خطی از مواد آلی و مقدار رس می‌باشد. با توجه به مطالب ذکر شده تحقیق حاضر برای مقایسه مدل ایجاد شده با دیگر مدلهای رگرسیونی موجود در منابع در برآورد گنجایش تبادل کاتیونی خاکهای شالیزار استان گیلان انجام گرفت.

روش تحقیق

برای این تحقیق از ۱۶۷۶ داده خاک مربوط به استان گیلان از بانک اطلاعات آزمایشگاه شیمی خاک موسسه تحقیقات برنج کشور استفاده گردید. متغیرهای استفاده شده برای پیش‌بینی گنجایش تبادل کاتیونی عبارت بودند از: pH خاک در گل اشباع، کربن آلی اندازه‌گیری شده به روش والکلی و بلاک و توزیع اندازه ذرات به روش هیدرومتر. گنجایش تبادل کاتیونی نیز به روش استات سدیم در pH ۸/۲ اندازه‌گیری شد. بعد از مشخص نمودن آمار توصیفی (کمترین، بیشترین، میانگین، واریانس، چولگی و کشیدگی) و آزمون نرمال توزیع فراوانی متغیرها، برازش این متغیرها بر گنجایش تبادل کاتیونی از طریق روابط رگرسیون گام به گام پیشرو انجام گردید. برای ایجاد بهترین تابع انتقالی پیش‌بینی کننده، ابتدا داده‌ها پس از تصادفی نمودن، به دو گروه مجزا تقسیم شدند. ۱۲۶۰ داده به عنوان داده‌های آموزشی و ۴۱۶ داده به عنوان داده‌های آزمونی مورد استفاده قرار گرفتند. برای تعیین صحت و اعتبار مدلها از آماره‌های ارزیابی ضریب تبیین تعدیل شده (R^2_{adj})، میانگین خطا (ME)، ریشه دوم میانگین مربعات خطا (RMSE) و برتری نسبی (RI) استفاده شد.

نتایج و بحث

پارامترهای آمار توصیفی متغیرهای مورد مطالعه در جدول ۱ نشان داده شده‌اند. نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون معنی‌دار بودن چولگی و کشیدگی مورد بررسی قرار گرفت. از میان متغیرهای مورد بررسی فقط درصد رس و گنجایش تبادل کاتیونی دارای توزیع فراوانی نرمال هستند (جدول ۱). سیلت و کربن آلی با استفاده از تبدیلات زیر به نرمال تبدیل شدند:

$$OC^* = OC^{0.5}$$

$$Silt^* = Silt^{1.5}$$

جدول ۱- خلاصه آمار توصیفی خواص فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شده در خاکهای مورد مطالعه

متغیر(واحد)	حداقل	حداکثر	میانگین	وارianس	ضریب تغییرات	چولگی	کشدگی	شکل توزیع فراوانی
pH	۴/۱	۸/۸	۶/۹۶۶۵	۰/۶۲۴۷۲	۱۱/۳۴	-۰/۸۸۸ ^{***}	n.s.-۰/۱۶۳	غیرنرمال
OC (%)	۰/۰۰	۹/۰۲	۲/۱۲۰۸	۲/۲۳۴۴۱	۷۰/۴۸	۰/۸۹۴ ^{***}	۰/۵۵۹ ^{***}	غیرنرمال
Clay (%)	۰/۰۰	۶۹/۸۰	۳۲/۰۸۵۰	۱۹۲/۴۹۶۱۶	۴۳/۲۴	n.s.-۰/۴۹	-۰/۵۹۸ ^{***}	نرمال
Silt (%)	۱/۰۰	۹۴/۰۰	۴۲/۳۲۲۵	۱۳۹/۰۲۸۵۵	۲۷/۸۵	-۰/۷۴۵ ^{***}	۱/۸۳۵ ^{***}	غیرنرمال
CEC (cmol(+)/kg	۲/۲۹	۵۶/۵۱	۲۶/۳۱۶۱	۸۶/۵۸۴۹۶	۳۵/۳۵	n.s.۰/۰۰۲	-۰/۳۱۳ ^{***}	نرمال

نتایج آزمون نشان داد که مدل شماره ۱ (ساخته شده بر پایه داده‌های حاکی ناحیه گیلان) در مقایسه با دیگر مدل‌های ارزیابی شده دارای R^2_{adj} بیشتر و ME و RMSE کمتر است (جدول ۲). اما، این مدل نیز با توجه ضریب تبیین تعدیل شده ($R^2_{adj}=۰/۵۱۲$) از قدرت بالایی برخوردار نیست. به نظر می‌رسد علت آن تفاوت ژنتیکی خاکهای ناحیه و خواص مرتبط با آن مانند نوع رس و کربن آلی باشد. بغدادی (۱۳۷۷) نشان داد که در خاکهای استان گیلان هفت رده آلفی‌سول، اریدی‌سول، انتی‌سول، اینسیتی‌سول، مولی‌سول و اولتی‌سول وجود دارند. در صورت وجود داده‌های مربوط به خواص اثرگذار بر برآورد گنجایش تبادل کاتیونی مانند نوع کانی رسی در بانک داده‌ها به احتمال زیاد دقت و صحت معادلات برآورد کننده بهبود می‌یافت. پاچپسکی و راولز (۱۹۹۹) نیز نشان دادند که وقتی خاکها بر پایه مشابهت در منشأ یا خواص گروه‌بندی گردند، صحت مدل‌های پیش‌بینی کننده بهبود می‌یابد. شاخص RI که معیاری از برتری یک مدل نسبت به مدل دیگر می‌باشد به ترتیب در مدل پیشنهادی (مدل شماره ۱) و مدل مانریکو و همکاران (۱۹۹۱) (مدل شماره ۴) برابر با ۹۹/۵۳ و ۶۹/۱۸ درصد می‌باشد (جدول ۲).

جدول ۲- نتایج مقایسه آماره‌های ضریب تبیین تعدیل شده، میانگین خطا، ریشه میانگین مربعات خطا و برتری نسبی برای داده‌های آزمون
تابع انتقالی ایجاد شده با توابع انتقالی موجود در منابع

مدل	منبع	مدل تابع انتقالی	R^2_{adj}	ME	RMSE	RI (%)
۱	همین مقاله	$pH \sim 1/453 - OC \sim 0/863 \text{ Clay} + 0/32 + 15/524$	۰/۵۱۲	-۰/۰۶۴۶	۶/۵۳۲۶	۵۹/۳۴
۲	بل و ون‌کنولن (۱۹۹۵)	$Clay \sim 0/3 + 4/8$	۰/۲۷۴	۱۱/۷۳۸۷	۱۴/۱۹۳۲	۱۱/۶۷
۳	بل و ون‌کنولن (۱۹۹۵)	$OM \sim 0/3 \text{ Clay} + 0/2 + 4/56$	۰/۴۱۵	۱۴/۰۴۴۳	۱۶/۰۶۹۶	۰
۴	مانریکو و همکاران (۱۹۹۱)	$OC \sim 0/2 \text{ Clay} + 0/2 + 4/56$	۰/۴۴	۸/۱۶۳۴	۱۰/۷۸۶۳	۳۲/۸۷
۵	مک‌برتنی و همکاران (۲۰۰۲)	$Clay * OC \sim 0/16 \text{ Clay} + 0/1 + 6/9$	۰/۵۰۴	۹/۸۶۱۰	۱۲/۲۶۵۶	۲۳/۶۷
۶	بروسما و همکاران (۱۹۸۶)	$OM \sim 0/1 \text{ Clay} + 0/32$	۰/۵۰۶	۴/۸۲۹۸	۸/۳۹۰۲	۴۷/۷۸

نتایج و ضرایب آماری مدل برآورد شده (مدل شماره ۱)، با وجود برتری این مدل بر بقیه مدل‌های مطالعه شده، خیلی قوی نمی‌باشد. اما می‌توان از آن در مطالعات با شرایطی که نیاز به دانستن مقدار دقیق گنجایش تبادل کاتیونی نباشد و همچنین در مواردی که احتمال برآورد آن می‌تواند در فرایندهای مدلسازی و تصمیم‌گیری موثر باشد، استفاده نمود.

منابع

[۱] بغدادی، م. ۱۳۷۷. بررسی خاکهای شمال ایران (استان گیلان) طرح تهیه نقشه جامع خاکهای ایران. موسسه تحقیقات خاک و آب. نشریه فنی شماره ۱۰۴۵.

[2] Bell, M.A., and H. van Keulen. 1995. Soil pedotransfer functions for four Mexican soils. Soil Science Society of American Journal 59: 865-871.

- [3] Breeuwsma, A., J.H.M. Wosten, J.J. Vleeshouwer, A.M. van Slobbe, and J. Bouma. 1986. Derivation of land qualities to assess environmental problems from soil surveys. *Soil Science Society of American Journal* 50:186-190.
- [4] Manrique, L.A., Jones, C.A., and P.T. Dyke. 1991. Predicting cation-exchange capacity from soil physical and chemical properties. *Soil Science Society of American Journal* 50:787-794.
- [5] McBratney A. B., B. Minasny, S. R. Cattle, and R. W. Vervoort. 2002. From pedotransfer functions to soil inference systems. *Geoderma* 109:41-73.
- [6] Pachepsky, Y. A., and W. J. Rawls. 1999. Accuracy and reliability of pedotransfer functions as affected by grouping soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1748-1757.

پتانسیل نهشته‌های رسی حاوی اسمکتایت و پالیگورسکایت در جلوگیری از ورود کادمیوم به دو گیاه ذرت و کانولا

طاهره سادات طالقانی^۱، حسین خادمی^۲، مجید افیونی^۳

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد*، ۲و۳- استادان گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

مقدمه

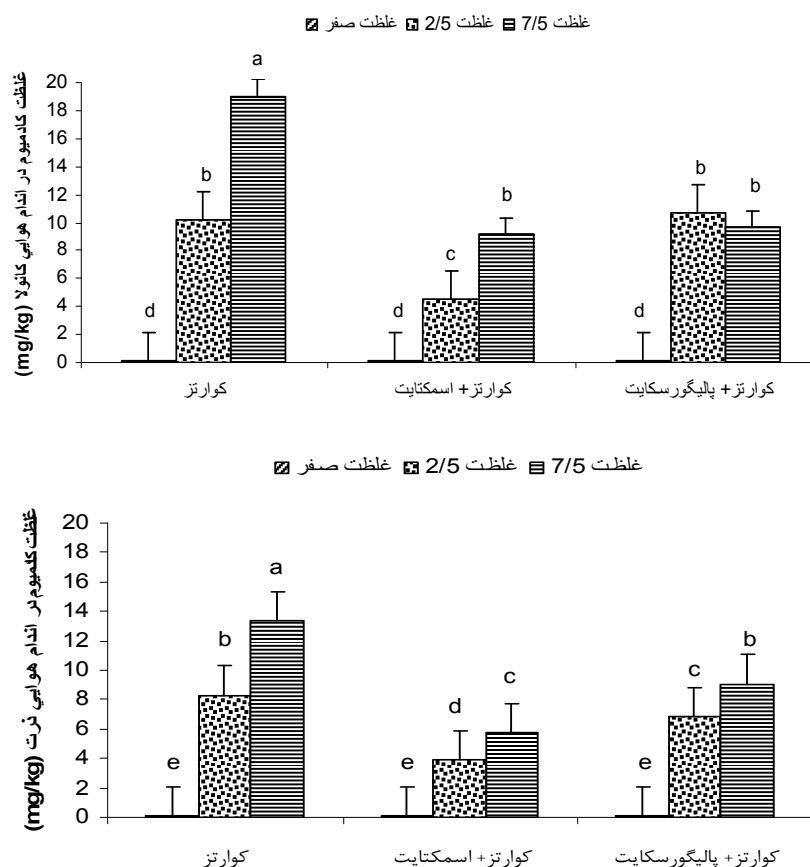
کادمیوم یک عنصر غیر ضروری در فرآیندهای متابولیکی گیاهان است، اما این عنصر به صورت یون، توسط سیستم‌های ریشه ای و برگي جذب می‌گردد[۱]. بنابراین پتانسیل زیادی برای آلوده کردن زنجیره غذایی دارد [۲]. برای جلوگیری از ورود آلودگی ناشی از تجمع فلزات سنگین خاک به داخل گیاهان و نیز آب‌های زیر زمینی، روش‌های متعددی در دنیا مورد بررسی و آزمایش قرار گرفته‌اند. از جمله این روش‌ها، بررسی و عملکرد تثبیت فلزات سنگین توسط رسوبات رسی در خاک‌های آلوده می‌باشد. اجزاء تشکیل دهنده خاک، دارای توانایی قابل توجهی برای جذب و استخراج مواد از محلول هستند. کانی‌های رسی همانند مونتموریلونایت، ورمیکولایت، آلفان، کاتولینایت، بنتونایت، ایلات و پالیگورسکایت به دلیل دارا بودن ظرفیت تبادل کاتیونی بالا به طور گسترده در پالایش آب‌های آلوده استفاده می‌شوند. هدف از این مطالعه امکان‌سنجی استفاده از بخش رس دو نوع رسوب فراوان و ارزان حاوی اسمکتایت و پالیگورسکایت در جذب کادمیوم و جلوگیری از جذب این فلز به داخل دو گیاه کانولا و ذرت می‌باشد.

مواد و روش‌ها

رسوبات از دو منطقه واقع در استان اصفهان جمع‌آوری شدند. پس از خالص‌سازی بخش رس رسوبات، ذرات رس مورد آنالیز توسط اشعه ایکس قرار گرفتند و مشخص گردید در نمونه اول، اسمکتایت و در نمونه دوم پالیگورسکایت غالب است. این آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۳ تکرار در ۵۴ گلدان ۸۰۰ گرمی انجام شد. علاوه بر دو نوع رس جدا شده از رسوبات به عنوان بستر اصلی کشت، از کوارتز نیز به عنوان ماده پر کننده گلدان‌ها استفاده و با نسبت ۵ درصد رس در هر گلدان ریخته شد. در تیمارهای شاهد فقط شن کوارتزی قرار داده شد. برای برقراری آلودگی خاک از نظر کادمیوم، غلظت این عنصر در هر گلدان، از صفر به ۲/۵ و ۷/۵ میلی گرم بر کیلو گرم از فلز کادمیوم به صورت $CdCl_2$ رسانده شد. در ۲۷ گلدان کانولا و در ۲۷ گلدان دیگر ذرت کاشته شد. پس از ۸۰ روز برداشت گیاهان انجام شده و غلظت Cd در اندام هوایی، ریشه و بستر گیاه، اندازه‌گیری شد.

نتایج و بحث

اثر متقابل نوع رس و غلظت روی میزان کادمیوم جذب شده در اندام هوایی کانولا و ذرت در سطح ۱٪ معنی‌دار شد. غلظت کادمیوم در اندام هوایی هر دو گیاه که در گلدان‌های حاوی اسمکتایت و پالیگورسکایت کشت شده بودند در مقایسه با شاهد (کوارتز) کاهش یافت. ولی این کاهش در اندام هوایی گیاهانی که در گلدان‌های حاوی اسمکتایت کشت شده بودند، به میزان قابل توجهی کمتر از دو تیمار دیگر بود (شکل ۱). این تفاوت در میزان غلظت کادمیوم جذب شده، به دلیل پایین‌تر بودن ظرفیت تبادل کاتیونی پالیگورسکایت نسبت به اسمکتایت، مشاهده گردید. رس‌های اسمکتایت به دلیل دارا بودن ترکیب شیمیایی و ساختار خاص، اندازه کریستالی کوچک و سطح فعال، پتانسیل بالایی برای جلوگیری از ورود کادمیوم به داخل گیاهان دارند و می‌توانند به عنوان یک جاذب برای حذف فلزات سنگین، در پالایش خاک‌های آلوده استفاده شوند. نتایج دیگر محققان نیز نشان داده است، خاک‌هایی که کانی اسمکتایت در آنها غالب است، بالاترین ظرفیت جذب را برای کادمیوم دارند [۳].



شکل ۱- تاثیر نوع رس و غلظت کادمیوم بر غلظت Cd اندام هوایی کانولا و ذرت (حروف غیرمشابه نمایانگر تفاوت معنی‌دار آماری در سطح ۵٪ می‌باشد).

شکل ۱ نشان می‌دهد با افزایش غلظت کادمیوم در بستر، جذب Cd توسط گیاه نیز افزایش می‌یابد. ولی میزان جذب Cd در اندام هوایی گیاهان در غلظت (mg/kg Cd) ۲/۵ نسبت به غلظت شاهد (صفر) تفاوت بیشتری در مقایسه با میزان جذب در غلظت (mg/kg Cd) ۷/۵ نسبت به غلظت (mg/kg Cd) ۲/۵ داشت. همچنین با مقایسه دو شکل بالا مشخص شد میزان غلظت کادمیوم جذب شده در گیاه کانولا بیشتر از ذرت است و این تفاوت احتمالاً به دلیل قدرت بالای این گیاه در جذب عناصر سنگین از خاک می‌باشد.

منابع

- [1] Kabata-Pendias, A. and H. Pendias. 2001. *Trace Element in Soils and Plants*. 3rd ed., CRC Press, Boca Raton, Florida.
- [2] Nigam, R., SH. Srivastava, S. Parakash and M. M. Srivastava. 2001. Cadmium mobilization and plant availability the impact of organic acids commonly exuded from roots. *Plant and Soil*. 203: 107-113.
- [3] Nurbas, A. Y.M, and Y. Sağ Ackel. 2007. A comparative study for the sorption of Cd(II) by soils with different clay contents and mineralogy and the recovery of Cd(II) using rhamnolipid biosurfactant. *J. of Hazardous Materials*. 154: 663-673.

بررسی اثر شوری بر قابلیت دسترسی کادمیوم در دو خاک مختلف

زهرا خانمحمدی^۱، فرشید نوربخش^۲

^۱ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

مقدمه

کادمیوم در پیرامون زندگی انسان وجود دارد و به عنوان یکی از خطرناک ترین فلزات سنگین آلوده کننده شناخته شده است. منبع عمده کادمیوم در محیط زیست خاک معدنهای حاوی کادمیوم و سایر فلزات سنگین، پساب فاضلابهای شهری و صنعتی می باشد [۲]. از سوی دیگر خاکهای متاثر از شوری بیش از ۷ درصد سطح زمین را در بر می گیرند و به عنوان عامل مهم محدود کننده در تولید محصولات زراعی به شمار می آیند [۱]. گزارش شده است که شوری حاصل از وجود کلراید غلظت گونه های مختلف کادمیوم در محلول خاک را افزایش می دهد و در نتیجه سبب افزایش قابلیت دسترسی زیستی آن می شود [۳]. از این رو این مطالعه با هدف بررسی اثر شوری بر قابلیت دسترسی کادمیوم در سطوح مختلف این عنصر در خاک انجام شد.

مواد و روشها

در این پژوهش از یک خاک آهکی و یک خاک اسیدی استفاده شد. خاک آهکی از مزرعه تحقیقاتی دانشگاه صنعتی اصفهان (شرودان) و خاک اسیدی از منطقه لنگرود واقع در استان گیلان نمونه برداری شد. ویژگی های فیزیکی و شیمیایی نمونه های خاک پس از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی متری اندازه گیری شد (جدول ۱). به منظور اعمال شوری از نمک کلرید سدیم (NaCl) برای حصول قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع به مقادیر ۱۳، ۱۸ و ۲۸ dS m^{-1} استفاده شد. سطح دیگر شوری نیز شوری طبیعی خاک های مورد آزمایش بود. برای ارزیابی اثرات شوری بر غلظت کادمیوم قابل عصاره گیری، خاکهای شور شده و غیر شور به وسیله سولفات کادمیوم برای رسیدن به غلظت ۳ تا $5000 \text{ mg Cd Kg}^{-1}$ تیمار شدند. سپس نمونه ها به مدت ۳ روز انکوباسیون شدند. در آخر مقدار کادمیوم قابل جذب در نمونه ها با کمک نیترات آمونیوم عصاره گیری و با استفاده از دستگاه اتمیک پراکین المر اندازه گیری شد.

نتایج

به طور کلی کادمیوم قابل عصاره گیری با افزایش کاربرد کادمیوم در خاک، افزایش یافت. بخش قابل عصاره گیری فلزات سنگین به عنوان قسمت قابل دسترس زیستی آنها در خاکها در نظر گرفته شده است [۳]. در هر دو خاک قابلیت دسترسی کادمیوم بدون در نظر گرفتن مقادیر مختلف کاربرد کادمیوم، با افزایش سطوح شوری زیاد شد (جدول ۲). در خاک شروندان حدود ۱۰ درصد از 5000 mg Kg^{-1} کادمیوم اضافه شده به خاک، تحت شرایط شوری طبیعی (2 dS m^{-1}) قابل عصاره گیری بود. در حالی که این مقدار زمانی که شوری به 28 dS m^{-1} رسید، به $16/4$ درصد افزایش یافت (جدول ۲). در خاک لنگرود غیر شور ۵۴ درصد از 5000 mg Kg^{-1} کادمیوم به کار رفته، قابل عصاره گیری بود و این مقدار با افزایش شوری زیاد شد تا جایی که در شوری 28 dS m^{-1} به ۶۰ درصد رسید. مقادیر بیشتر Cd قابل عصاره گیری در خاک لنگرود در مقایسه با خاک شروندان را می توان به pH پایین تر خاک لنگرود نسبت داد (جدول ۱). افزایش مشابهی در قابلیت دسترسی کادمیوم را می توان در سایر سطوح کادمیوم افزوده شده به خاک مشاهده کرد (جدول ۲). این نتایج تایید می کند که قابلیت دسترسی کادمیوم با افزایش شوری ناشی از کلرید سدیم افزایش می یابد. نتایج پژوهش ما یافته های مطالعات قبلی [۴] را مبنی بر افزایش غلظت کادمیوم محلول خاک به علت افزایش غلظت آنیون Cl را تصدیق می نماید. کلر با یون Cd^{2+} کمپلکس های CdCl^+ و CdCl_2^0 را تشکیل می دهد. این کمپلکس ها نسبت به یون آزاد Cd^{2+} با قدرت کمتری توسط خاک جذب می شوند و بنابراین تحرک کادمیوم افزایش

می‌یابد [۴]. تشکیل کمپلکس‌های کلر-کادمیوم منجر به کاهش مقدار Cd^{2+} موجود در فاز محلول شده و تعادل میان فاز محلول و تبادلی بر هم می‌خورد. در نتیجه کادمیوم از فاز تبادلی وارد فاز محلول می‌شود. نتیجه این امر افزایش حلالیت و تحرک کادمیوم می‌باشد.

جدول ۱- برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد آزمایش

خاک	شن	سیلت	رس	کربن آلی	آهک	بافت	pH	EC _e (dS/m)
شرودان	۷	۳۰	۶۳	۲۵/۳	۳۳۲/۵	رسی	۸/۲	۲/۰
لنگرود	۷۸	۳	۱۹	۳۳/۴	۱۵/۰	لوم شنی	۴/۶	۰/۶

جدول ۲- غلظت کادمیوم عصاره‌گیری شده با نیترات آمونیوم در خاک‌ها ۳ روز پس از انکوباسیون

کادمیوم ($mg\ Kg^{-1}$)				کادمیوم عصاره‌گیری شده با نیترات آمونیوم ($mg\ kg^{-1}$)			
شوری اولیه				خاک شرودان			
۰	۳	۱۰	۵۰	۱۰۰	۳۰۰	۷۰۰	۱۰۰۰
۰/۱۶	۰/۲۴	۰/۳۹	۲/۰۱	۳/۹۷	۷/۳۵	۸/۳۰	۲۱/۴۲
۰/۲۰	۰/۲۹	۰/۳۲	۲/۱۲	۴/۱۰	۷/۷۳	۲۲/۵۸	۳۳/۹۷
۰/۲۲	۰/۳۱	۰/۴۰	۲/۲۳	۴/۵۳	۹/۷۰	۲۶/۵۷	۳۴/۸۳
۰/۲۸	۰/۳۴	۰/۴۸	۲/۳۸	۵/۴۰	۱۰/۰۲	۲۹/۲۸	۴۳/۷۸
۰	۳	۱۰	۵۰	۱۰۰	۳۰۰	۷۰۰	۱۰۰۰
۰/۱۴	۰/۷۸	۲/۷۰	۴۰/۱۶	۹۰/۵۵	۱۴۴/۵۰	۳۳۸/۶۶	۵۳۰/۱۶
۰/۱۵	۰/۸۷	۳/۳۸	۴۲/۹۰	۱۰۱/۷۵	۱۵۰/۹۶	۳۹۸/۷۵	۵۶۴/۴۲
۰/۲۳	۰/۹۲	۳/۸۸	۴۴/۰۸	۱۰۶/۶۶	۱۵۸/۴۳	۴۱۶/۲۵	۵۳۹/۴۲
۰	۳	۱۰	۵۰	۱۰۰	۳۰۰	۷۰۰	۱۰۰۰
۰/۱۴	۰/۷۸	۲/۷۰	۴۰/۱۶	۹۰/۵۵	۱۴۴/۵۰	۳۳۸/۶۶	۵۳۰/۱۶
۰/۱۵	۰/۸۷	۳/۳۸	۴۲/۹۰	۱۰۱/۷۵	۱۵۰/۹۶	۳۹۸/۷۵	۵۶۴/۴۲
۰/۲۳	۰/۹۲	۳/۸۸	۴۴/۰۸	۱۰۶/۶۶	۱۵۸/۴۳	۴۱۶/۲۵	۵۳۹/۴۲
۰	۳	۱۰	۵۰	۱۰۰	۳۰۰	۷۰۰	۱۰۰۰
۰/۱۴	۰/۷۸	۲/۷۰	۴۰/۱۶	۹۰/۵۵	۱۴۴/۵۰	۳۳۸/۶۶	۵۳۰/۱۶
۰/۱۵	۰/۸۷	۳/۳۸	۴۲/۹۰	۱۰۱/۷۵	۱۵۰/۹۶	۳۹۸/۷۵	۵۶۴/۴۲
۰/۲۳	۰/۹۲	۳/۸۸	۴۴/۰۸	۱۰۶/۶۶	۱۵۸/۴۳	۴۱۶/۲۵	۵۳۹/۴۲

منابع

- [1] Feng G, Zhang FS, Li XL, Tian CY, Tang C, Rengel Z (2002) Improved tolerance of maize plants to salt stress by arbuscular mycorrhiza is related to higher accumulation of soluble sugars in roots. *Mycorrhiza* 12: 185-190
- [2] Mattigod, S. V., G. Sposito and A. L. Page. 1981. Factors affecting the solubility of trace metal in soils. PP. 203-221. In: R. H. Dowaly (Ed.), *Chemistry in soil environment*, Soil Sci. Soc. Am. J., Madison, WI.

- [3] Swift RS, McLaren RG (1991) Micronutrient adsorption by soils and soil colloids. In: Bolt GH (ed) Interactions at Soil Colloids-Soil solution Interface, Kluwer Academic Publisher, Dordrecht
- [4] Weggler-Beaton K, McLaughlin MJ, Graham RD (2000) Salinity increases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. *Aus J Soil Res* 38: 37-45.

تأثیر مقادیر مختلف ورمی کمپوست بر خصوصیات شیمیایی مرتبط با شوری بستر کشت

آلاله متقیان^۱، همت اله پیردشتی^۲، محمد علی بهمنیار^۳، محمد جواد بحرالعلومی^۴

^۱دانشجوی سابق کارشناسی ارشد زراعت، ^۲استادیار، ^۳دانشیار، ^۴کارشناس دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

مقدمه

امروزه از کودهای آلی جهت تیمار بستر کشت بسیاری از گیاهان زراعی و باغبانی استفاده می گردد [۳]. محققان تأثیر این نوع کودها بر خصوصیات شیمیایی خاک همچون هدایت الکتریکی، pH خاک و بالطبع تأثیر آنها بر فراهمی کاتیون هایی مانند کلسیم و منیزیم و برخی عناصر پر مصرف و کم مصرف قابل دسترس و نیز بهبود تغذیه گیاه را از مزایای مصرف کودهای آلی نسبت به کودهای شیمیایی می دانند [۴ و ۶]. با وجود مشاهدات متعدد مبنی بر بهبود خصوصیات خاک پس از کاربرد کودهای آلی، محققان در برخی موارد احتمال افزایش شوری و غلظت عناصر سنگین بستر کشت را در نتیجه مصرف کمپوست گزارش نمودند [۲ و ۵]. بنابراین هدف این مطالعه، بررسی تأثیر مقادیر مختلف ورمی کمپوست به صورت جداگانه و تلفیق با کود شیمیایی بر میزان تجمع کاتیون و آنیون های مؤثر بر خصوصیات شیمیایی بستر کشت بوده است.

مواد و روش ها

این آزمایش به صورت گلدانی در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی با چهار تکرار در سال ۱۳۸۷ در دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری به منظور بررسی تأثیر مقادیر مختلف ورمی کمپوست به صورت جداگانه و تلفیق با کود شیمیایی بر برخی خصوصیات شیمیایی بستر کشت اجرا شد. تیمارهای کودی عبارت بودند از ورمی کمپوست ۱۵، ۳۰ و ۴۵ تن در هکتار، ورمی کمپوست ۱۵، ۳۰ و ۴۵ تن در هکتار تلفیق شده با ۱/۲ کود شیمیایی مورد نیاز خاک، تیمار فقط مصرف کود شیمیایی (اوره، سولفات پتاسیم و سوپر فسفات تریپل به میزان ۱۰۰ کیلوگرم در هکتار) و تیمار شاهد (بدون مصرف کود آلی و یا شیمیایی). pH نمونه های خاک در گل اشباع و هدایت الکتریکی، میزان کلسیم، منیزیم، سدیم، کلر و بیکربنات محلول خاک تیمار شده پس از پایان کشت لوبیا سبز اندازه گیری شد. تجزیه آماری داده با کمک نرم افزار آماری SAS و مقایسه میانگین ها برای صفات مورد ارزیابی به روش آزمون چند دامنه ای دانکن انجام گرفت.

نتایج و بحث

با توجه به تأثیر معنی دار تیمارهای کودی بر صفات مورد بررسی، مشخص گردید که تمام تیمارهای کود آلی موجب افزایش هدایت الکتریکی خاک نسبت به خاک شاهد گردیدند اما با افزایش مقدار ورمی کمپوست از سطح ۳۰ به ۴۵ تن در هکتار، هدایت الکتریکی بستر کشت افزایش قابل ملاحظه ای یافت به طوری که در تیمار ۴۵ تن ورمی کمپوست در هکتار (تلفیق شده با کود شیمیایی و تلفیق نشده) هدایت الکتریکی برای رشد گیاهچه ای لوبیا نامطلوب بود. همچنین سطح ۴۵ تن ورمی کمپوست در هکتار (تلفیق شده و تلفیق نشده) حداکثر محتوی سدیم و کلر خاک و سطوح ۳۰ و ۴۵ تن ورمی کمپوست در هکتار (تلفیق شده و تلفیق نشده) نیز حداکثر اسیدیته خاک را موجب شدند. در این آزمایش تمام تیمارهای کودی غیر از تیمار ۳۰ تن ورمی کمپوست تلفیق نشده در هکتار میزان کلسیم محلول خاک را نسبت به خاک شاهد افزایش دادند و حداکثر منیزیم خاک نیز در تیمار ۴۵ تن ورمی کمپوست تلفیق نشده در هکتار مشاهده شد. تیمار کود شیمیایی و سطوح ۳۰ و ۴۵ تن ورمی کمپوست تلفیق نشده در هکتار از بیشترین میزان بیکربنات محلول در خاک برخوردار بودند (جدول ۱). در همین زمینه پز ماریسا و همکاران (۲۰۰۶) در بررسی مقادیر ۱۰، ۳۰ و ۵۰ درصد وزنی کمپوست بستر کشت در شرایط گلدانی بر خصوصیات شیمیایی خاک مورد کشت

گیاه کلم بروکلی دریافتند که با افزایش سطوح مصرف کمپوست مقادیر هدایت الکتریکی، سدیم و کلسیم خاک افزایش نشان داد اما مقدار کلر خاک تحت تیمار ۱۵ درصد بیش از مقادیر ۳۰ و ۵۰ درصد وزنی کمپوست افزایش یافت، در این آزمایش حداکثر منیزیم خاک در تیمار ۵۰ درصد کمپوست گزارش شد. همچنین افزایش هدایت الکتریکی خاک در مصرف سطوح بیش از ۲۰ درصد مصرف شیرابه کمپوست زباله گزارش شده است به طوری که تیمار ۱۰۰ درصد کمپوست با افزایش شوری خاک موجب از بین رفتن گیاه فلفل گردید [۱]. در این آزمایش هدایت الکتریکی خاک از همبستگی مثبت و معنی داری با سدیم ($r=0/93^{**}$)، کلر ($r=0/90^{**}$)، منیزیم ($r=0/79^{**}$)، کلسیم ($r=0/65^{**}$) و بیکربنات ($r=0/45^{**}$) محلول در خاک برخوردار بود (داده ها نشان داده نشده است). لذا مصرف کودهای آلی علاوه بر تأثیرات مثبت در افزایش مواد آلی خاک و بهبود خواص فیزیکی و شیمیایی خاک موجب بالا بردن کاتیونها و آنیونها محلول خاک گردیده و باعث بالا رفتن شوری خاک می شوند.

جدول ۱- مقایسات میانگین خصوصیات شیمیایی بستر کشت در مقادیر مختلف تیمارهای کودی

تیمارها	هدایت الکتریکی (دسی زیمنس بر متر)	pH	سدیم	کلر	کلسیم	منیزیم	بیکربنات
کود	(میلی اکی والان بر لیتر)						
b	۲/۶۶c	۷/۵۹c	۹/۵۲c	۳/۶۰d	۱۰/۰۰d	۲/۳۷d	۰/۸۷c
CF	۲/۷۶c	۷/۵۹c	۹/۸۱c	۳/۷۷d	۱۴/۳۷ab	۳/۲۵d	۱/۴۳ab
VC ₁₅	۳/۲۲b	۷/۶۵bc	۱۲/۶۷b	۷/۱۱c	۱۴/۱۸ab	۲/۸۳d	۰/۸۶c
VC ₃₀	۳/۴۷b	۷/۷۲ab	۱۴/۱۲b	۱۰/۴۳b	۱۱/۵۰cd	۵/۲۵b	۱/۵۰ab
VC ₄₅	۴/۸۰a	۷/۸۱a	۱۹/۵۳a	۱۴/۶۵a	۱۵/۸۷a	۶/۲۵a	۱/۶۲a
VC ₁₅ +1/2 CF	۳/۲۲b	۷/۶۹bc	۱۳/۲۵b	۸/۲۲c	۱۴/۱۲ab	۴/۰۶c	۰/۹۴c
VC ₃₀ +1/2 CF	۳/۱۶b	۷/۷۵ab	۱۴/۱۲b	۱۰/۶۲b	۱۳/۱۸bc	۴/۰۰c	۱/۳۱b
VC ₄₅ +1/2 CF	۴/۶۹a	۷/۸۱a	۱۹/۳۶a	۱۵/۷۹a	۱۵/۶۲a	۵/۳۷b	۱/۲۵b
منبع تغییرات							
کود	**	**	**	**	**	**	**
ضریب تغییرات (%)	۷/۳۱	۰/۸۸	۷/۶۷	۹/۰۸	۱۰/۶۳	۱۳/۷۷	۱۴/۳۹

ns و * و **: به ترتیب تفاوت معنی دار در سطح احتمال ۱ درصد، ۵ درصد و عدم تفاوت معنی دار

b: تیمار شاهد (بدون مصرف کود آلی و یا شیمیایی); CF: تیمار با مصرف کود شیمیایی (۱۰۰ کیلوگرم در هکتار اوره، سولفات پتاسیم و سوپر فسفات تریپل); VC₁₅: ۱۵ تن ورمی کمپوست در هکتار; VC₃₀: ۳۰ تن ورمی کمپوست در هکتار VC₄₅: ۴۵ تن ورمی کمپوست در هکتار; VC₁₅+1/2 CF: ۱۵ تن ورمی کمپوست در هکتار + ۱/۲ کود شیمیایی; VC₃₀+1/2 CF: ۳۰ تن ورمی کمپوست در هکتار + ۱/۲ کود شیمیایی; VC₄₅+1/2 CF: ۴۵ تن ورمی کمپوست در هکتار + ۱/۲ کود شیمیایی

منابع

[۱]. آستارایی، ا. و ی. فتاحی کیاسری. ۱۳۸۵. اثر شیرابه کمپوست زباله شهری بر برخی خصوصیات شیمیایی خاک و گیاه فلفل. علوم کشاورزی ایران، ص: ۱-۱۲.

- [2]. Ayers, R. S., and D. W. Westcot. 1985. Water Quality for Agriculture. Irrigation and Drainage. Paper No. 29. FAO, Roma, pp: 421-434.
- [3]. Gasco, G, and M. C. Lobo. 2007. Composition of a Spanish sewage sludge and effects on treated soil and olive trees. Waste Management, 27: 1494-1500.
- [4]. Mkhabela, M. S. and P. R. Warman. 2005. The influence of municipal solid waste compost on yield, soil phosphorus availability and uptake by two vegetable crops grown in a Pugwash sandy loam soil in Nova Scotia. Agricultural Ecosystem and Environmental, 106: 57-67.
- [5]. Perez-Murcia, M. D., R. Moral, J. Moreno-Caselles, and A. C. Paredes. 2006. Use of composted sewage sludge in growth media for broccoli. Bioresource Technology, 97: 123-130.

- [6]. Zinati, G. M., Y. C. Li, and H. H. Bryan. 2001. Accumulation and fractionation of copper, iron, manganese, and zinc in calcareous soils amended with compost. *Journal of Environmental Health Science, Part B, Pesticide. Food Contaminant and Agricultural Wastes*, 36: 229–243.

بررسی روابط کمیت به شدت (Q/I) پتاسیم در دو خاک پردیس گرگان و صالحان خمین با سطوح ویژه متفاوت

عفت طالبی زاده^۱، سید علیرضا موحدی نائینی^۲، مجتبی معماریان فرد^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه گرگان، ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ^۳ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهرکرد

مقدمه

پتاسیم یکی از مهمترین عناصر غذایی مورد نیاز گیاه در خاک است که به طور وسیعی مورد مطالعه قرار گرفته است و نقش مهمی را در رشد و توسعه محصولات بازی می کند [۳]. پتاسیم در خاک معمولاً به شکل های ساختاری، غیرتبادلی، تبادلی و محلول یافت می شود و بین این اشکال رابطه تعادلی وجود دارد که این روابط تعادلی در تغذیه گیاه از اهمیت بالایی برخوردار می باشند. رابطه ی بین این چهار فرم بستگی به نوع خصوصیات مینرالوژیکی ترکیبات خاک دارد. پتاسیم محلول و تبادلی، فراهمی بالایی دارند ولی فراهمی پتاسیم از بخش غیرتبادلی کم و از بخش ساختاری بسیار کم است [۵]. از روش های رایج تعیین پتاسیم قابل استفاده گیاه و نیاز کودی، عصاره گیری با استفاده از کاتیون های جانشین شونده از جمله استات آمونیوم نرمال است، این روش برای عصاره گیری پتاسیم تبادلی کارآیی بالایی داشته اما برای اندازه گیری مقدار پتاسیم به آسانی قابل دسترس دارای خطا می باشد [۲]. برای درکی بهتر از وضعیت حاصلخیزی خاک های کشاورزی، رابطه ی کمیت - شدت (Q/I) استفاده شد تا قابل استفاده پتاسیم را در خاک ها اندازه گیری کند. مفهوم کمیت - شدت رابطه ی بین مقادیر یون های تبادلی و غلظت تعادلی آن ها در محلول را تشریح می کند [۱]. پژوهشگران زیادی روابط کمیت - شدت را برای توصیف وضعیت پتاسیم قابل استفاده خاک به کار برده اند.

مواد و روشها

برای انجام این پژوهش یک نمونه خاک مرکب سطحی (عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتری) از خاک های زراعی دو منطقه پردیس دانشگاه علوم کشاورزی گرگان و دهستان صالحان خمین انتخاب شد، نمونه ها پس از هوا خشک شدن و عبور از الک دو میلیمتری، خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن ها طی آزمایشاتی تعیین شد. اطلاعات لازم برای بدست آوردن پارامترهای منحنی Q/I هر نمونه خاک بدین ترتیب بدست آمد که ۱۰ میلی لیتر از محلول های ۰/۰۳۴ مولار کلسیم (کلرید کلسیم) با قدرت یونی برابر با خاک پردیس دانشگاه علوم کشاورزی گرگان در چهار تیمار مختلف کلرید پتاسیم (K)، کلرید پتاسیم + کلرید آمونیوم (NK)، کلرید پتاسیم + مونو فسفات سدیم (PK)، کلرید پتاسیم + کلرید آمونیوم + مونو فسفات سدیم (NPK)، به نمونه های یک گرمی هر خاک در دو تکرار (هر تیمار با دو تکرار) اضافه شد، که غلظت های مختلف پتاسیم در این تیمارها به این ترتیب بود: صفر، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۱۰، ۱۲۰ میلی گرم بر لیتر و در تیمار کلرید پتاسیم علاوه بر غلظت های مذکور، غلظت های ۱۶۰، ۲۰۰ و ۲۴۰ میلی گرم بر لیتر نیز برای آن اعمال شد.

نتایج و بحث

جدول ۱، مقادیر پارامترهای نمودار کمیت - شدت (Q/I) در خاکها و تیمارهای مختلف اعمال شده را نشان می دهد. مقدار ظرفیت بالقوه بافری (PBC^K) در خاک پردیس بیشتر از خاک دهستان صالحان به دست آمد (جدول ۱). علی رغم PBC^K بیشتر با خاک پردیس، مهمترین عامل محدود کننده رشد گیاه در این خاک، محدودیت جذب پتاسیم می باشد، بنابراین ظرفیت بالقوه بافری برای مقایسه سرعت انتقال پتاسیم به سطح ریشه ها برای مقایسه خاک

های با سطح ویژه بالا در مقایسه با سطح ویژه پایین مناسب نیست. ولی این ظرفیت بالقوه بافری بیشتر برای خاک پردیس احتمالا واقعی نیست زیرا با رس غالب ایلات، با فیکس کردن پتاسیم در بین لایه ها، به صورت پتاسیم به سختی قابل تبادل، قادر به بافر کردن پتاسیم در محلول خاک با رهاسازی سریع پتاسیم نخواهد بود. در حالیکه خاک دهستان صالحان با PBC^K کمتر، توانایی بافر کردن پتاسیم را در داخل محلول خاک دارا می باشد، در نتیجه با کاهش غلظت پتاسیم در محلول، پتاسیم از لبه کانی به داخل محلول آزاد می شود و محلول خاک را بافر می کند. در بین تیمارهای اعمال شده، بیشترین مقدار PBC^K برای هر دو خاک در تیمار کلرید پتاسیم به دست آمد و کمترین آن در تیمار کلرید پتاسیم + کلرید آمونیوم مشاهده شد که این مقدار کم به دلیل وجود یون آمونیوم در محلول است که می تواند جایگزین یون پتاسیم شود و پتاسیم بیشتری را به داخل محلول آزاد کند، در نتیجه مقدار نسبت فعالیت پتاسیم (AR^K) بالا می رود. با هر دو خاک، PBC^K با تیمار کلرید پتاسیم + کلرید آمونیوم + مونوفسفات سدیم از کلرید پتاسیم + مونوفسفات سدیم بیشتر است. حضور مونوفسفات سدیم موجب افزایش جذب سطحی پتاسیم و افزایش ظرفیت بالقوه بافری شده است. افزایش غلظت نمک در محلول خاک، موجب افزایش غلظت نمک در لایه دو گانه پخشیده الکتریکی و افزایش ظرفیت بالقوه بافری می گردد. بیشترین مقدار AR^K در خاک دهستان صالحان و در تیمار کلرید پتاسیم + کلرید آمونیوم و کمترین مقدار آن در خاک پردیس و در تیمار کلرید پتاسیم، بدست آمد. اسکونبرگ و اسکافلن [۴] عنوان کردند که اگر AR^K از $0.01 \text{ (mol l}^{-1}\text{)}^{-0.5}$ کمتر باشد جذب پتاسیم از موقعیت لبه های کلوئیدها صورت می گیرد و اگر بیشتر از 0.01 باشد پتاسیم جذب سطوح کانی های رسی می شود. سه عامل سطح ویژه، نوع رس و ظرفیت تبادل کاتیونی در تعیین PBC^K ، پتاسیم محلول، لبایل و در حال تعادل موثرند. برای مقایسه میزان قابلیت استفاده پتاسیم خاک های با سطح ویژه بالا و لایه دو گانه الکتریکی منقطع با خاک های با سطح ویژه پایین، AR^K ممکن است معیار مناسبی باشد. در شرایط مزرعه در خاک پردیس با سطح ویژه بالا و انقطاع لایه دو گانه الکتریکی پخشیده، احتمالا غلظت پتاسیم محلول و غلظت پتاسیم در حالت تعادل (AR^K) نسبت به PBC^K ، معیار مناسب تری از سرعت پخشیدگی پتاسیم به سطح ریشه و میزان قابلیت استفاده از پتاسیم است.

جدول ۱- برخی از ویژگی های شیمیایی و پارامترهای Q/I خاک های مورد مطالعه

نوع خاک	سطح ویژه	پتاسیم محلول	پتاسیم تبدلی	ظرفیت تبادل کاتیونی	ΔK^0	K_X	AR^K_e	PBC^K
	$\text{m}^2.\text{g}^{-1}$	Mg l^{-1}			meq.100g^{-1}		$(\text{mol l}^{-1})^{0.5}$	$(\text{mol l}^{-1})^{0.5} / (\text{meq.100g}^{-1})$
دهستان صالحان	۱۳۰	۲۸/۸	۰/۷۷۸	۸/۳۴	۰/۸۵۳۵	۰/۳۱۲۹	۰/۰۱۳۴۳۱	۶۳/۵۱۹
					۰/۷۰۹۳	۰/۶۰۳۲	۰/۰۱۷۳۳۹	۴۰/۸۹۴
					۰/۷	۰/۳۲۶	۰/۰۱۴۳	۴۸/۹۵
					۰/۸۰۶	۰/۵۳۴	۰/۰۱۶۰۵۶	۵۰/۲
پردیس گرگان	۸۶	۹/۳۵۸	۰/۷۴۲	۱۶/۷۳	۰/۳۸۶۹	۰/۱۴۹۳	۰/۰۰۵۵۱۶	۶۹/۹۸۲
					۰/۴۹۱	۰/۳۳۳۶	۰/۰۱۱۲۷۷	۴۳/۵۴۴
					۰/۳۴۹	۰/۱۸۲	۰/۰۰۷۳۰۱	۵۰/۲۱
					۰/۵۵۷	۰/۲۸۷	۰/۰۱۰۵۵۱	۵۲/۷۹

منابع مورد استفاده

- [1] Akinrinde, E.A. 1999. Quantity-intensity parameters of potassium in relation to uptake by Guinea corn in representative soils of the ecological zones of Nigeria. Commu. Soil Sci. Plant Anal. 30: 2695-2710.

- [2] Herlihy, M. 1992. Field evaluation of soil tests for K: quantity, intensity, EUF-K and other soil properties. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23:2295-2312.
- [3] Samadi, A. 2005. Potassium Exchange Isotherms as a Plant Availability Index in Selected Calcareous Soils of Western Azarbaijan Province, Iran. *Turk J Agric For.* 30: 213-222.
- [4] Schouwenburg, J., Ch. Van, and A. C. Schuffelen. 1963. Potassium-exchange behavior of an illite. *Neth. J. Agric. Sci.* 11: 13-2.
- [5] Tisdale, S. L. W. L. Nelson, J. D. Beaton, & J. L. Havlin. 2002. *Soil fertility and fertilizers*. 5th ed. Macmillan pub. Co. New York.

بررسی دو روش EDTA پایه ای و Walkly-black تغییر یافته، در تعیین ماده آلی خاک

عباس رضائی^۱

^۱عضوهیئت علمی گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه مراغه

مقدمه

مواد آلی از اجزاء اساسی خاک می باشد که بر خصوصیات مهم خاک از جمله پیدایش، طبقه بندی، جرم مخصوص ظاهری و حقیقی، تبادل کاتیونی، زندگی موجودات زنده، حاصلخیزی، زهکشی، حفاظت، درجه حرارت، سطح ویژه، نفوذ آب در خاک، تهویه، تشکیل خاکدانه، تراکم و... اثر به سزایی دارد. روشهای متعددی تاکنون برای تعیین مقدار آن در خاک ارائه شده که از جمله آن روشهای کوره، شعله، آب اکسیژنه، والکلی-بلک، چارت [1,2] و... می باشد. این روشها پر هزینه، زمانبر و در برخی خطر ناک است. روش کوره و شعله مناسب در صدهای بالای مواد آلی و در در صدهای کم کارایی ندارد. روش والکلی بلک هم در سطح وسیع برای مقدير ماده آلی زیر دو درصد مناسب است. دو روش EDTA پایه ای و والکلی بلک تغییر یافته در محدوده ۰-۴ درصد کارایی دارد که در مسائل زراعی اهمیت دارد علاوه بر آن در هزینه و وقت هم حدود ۷۰٪ صرفه جویی می شود و روش EDTA پایه ای بی خطر نیز می باشد.

مواد و روشها

خاکهایی با درصد های مواد آلی زیر یک درصد، ۰/۲، ۰/۳، ۰/۴ و ۰/۵ از مناطق مختلف ایران جهت آماده سازی استانداردها تهیه گردید. برای اطمینان از صحت درصد مواد آلی آنها با دقت از روش والکلی بلک مواد آلی آنها تعیین گردید [2].

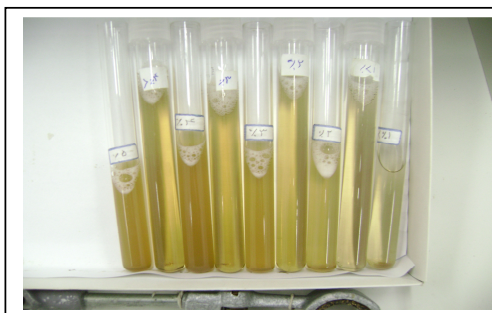
الف- روش EDTA پایه ای

حدود ۱۰ گرم از هر نمونه برداشته و در هاون چینی به خوبی کوبیده شد سپس از نمونه ها یک اسکوپ (۶/ گرم) خاک برداشته و در لوله آزمایش قرار داده شد بر روی آن ۲۰ میلی لیتر محلول EDTA پایه ای ریخته شد (EDTA+NaOH) درب لوله را بسته و پشت ب مدت یک الی دو دقیقه بهم می زدیم سپس سوسپانسیون را با واتمن شماره ۲ صاف نموده یا می گذاریم ته نشین شود عصاره ها را به عنوان استاندارد در نظر گرفتیم. این ماده مواد آلی را با خود شسته و از خاک به عصاره منتقل می کند و هرچه غلظت ماده آلی بیشتر باشد رنگ عصاره تیره تر می شود که معیاری برای تشخیص درصدهای مختلف مواد آلی است. همین کار برای ۴۰ نمونه خاک از نقاط مختلف ایران انجام شد و با استانداردها مقایسه گردید

ب- روش والکلی بلک تغییر یافته

از ۵ نمونه خاک با ماده آلی مشخص یک اسکوب خاک برمی داریم و در یک بشر ۸۰ سی سی می ریزیم روی آن ۲/۵ سی سی بی کرمات پتاسیم نرمال اضافه می کنیم سپس به هر نمونه ۵ سی سی اسید سولفوریک غلیظ اضافه کرده به هم می زنیم و می گذاریم نیم ساعت بماند سپس به هر نمونه ۱۷/۵ سی سی آب مقطر اضافه کرده به هم می زنیم (باید به حجم ۲۵ سی سی برسد) و می گذاریم کمی بماند سپس عصاره زلال رویی را در لوله آزمایش ریخته و نگهداری می کنیم. مشاهده می شود که هر استاندارد رنگ خاصی دارد. اگر بی کرمات به حدی باشد که پس از تجزیه مواد آلی زیاد بیاید رنگ نارنجی به خود می گیرد ولی اگر نباشد انواع رنگهای سبز (بسته به غلظت ماده آلی) بوجود می آید. همین عمل برای ۴۰ نمونه مختلف انجام شد که برخی نتایج آن ارائه می گردد.

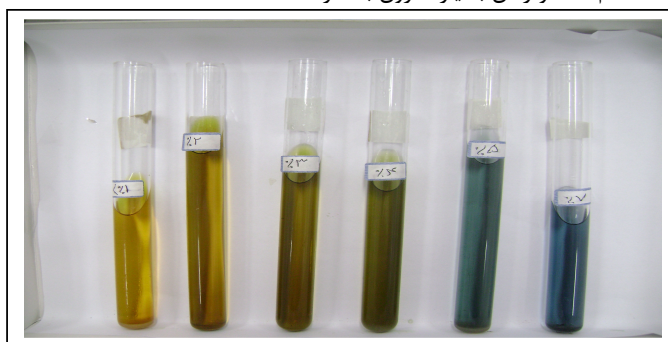
نتایج و بحث



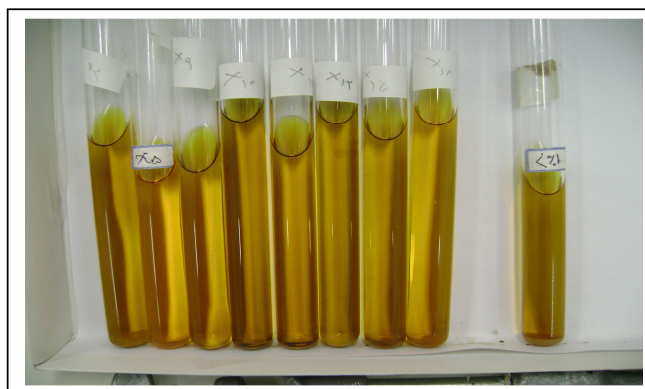
شکل ۱- مقایسه چهار نمونه مجهول با استانداردها روش EDTA پایه ای به تر تیب از سمت راست به چپ از ۴-۰ درصد تغییر می کند. (لوله با عصاره های کم استانداردها و عصاره های زیاد نمونه های مجهول است)

همانطور که در شکل ۱ مشاهده می شود هرچه ماده آلی بیشتر می شود عصاره ها تیره تر می شوند. نمونه های زیر یک درصد رنگی کامل روشن و از چهار درصد به بالا تغییر رنگ محسوس نخواهد بود.

شکل ۲ استانداردهای روش والکلی بلک تغییر یافته را نشان می دهد عصاره ی زیر یک درصد نارنجی روشن ، ۲٪/ نارنجی تیره ۳٪/ سبز زیتونی روشن ۴٪/ سبز زیتونی ۵٪/ سبز و ۷٪/ فیروزه ای شده است (البته نمی توان از عصاره رنگی عکس خوب تهیه کرد). شکل ۳ مقایسه چند نمونه مجهول با استاندارد متناظر است که در شکل سمت راست همه نمونه ها زیر یک درصد و نارنجی روشن هستند و شکل سمت راست نمونه های سبز زیتونی که ۴٪/ ماده الی دارد را نشان می دهد. البته درصد مواد آلی از طریق والکلی بلک معمولی هم بدست آمد (جدول ۱) که نتایج تصدیق می کند. همانطور که از اشکال بر می آید روش والکلی بلک تغییر یافته وضوح بیشتری را نشان می دهد. در این روش مصرف روش بی کرمات و اسید سولفوریک ۴ برابر کاهش یافته و نیازی به مصرف معرف و سولفات آهن و صاف کردن نمی باشد که از نظر قیمت تمام شده و زمان بسیار مقرون به صرفه است.



شکل ۲- استانداردهای روش والکلی بلک تغییر یافته به تر تیب از چپ به راست ز ۷-۰ درصد تغییر می کند)



شکل ۳- مقایسه چند نمونه با استاندارد متناظر (لوله سمت راست استاندارد و سمت چپ مجهول می باشد).

جدول ۱- درصد مواد آلی بدست آمده از روس والکلی بلک معمولی

نمونه	X3	X4	X5	X6	X9	X10	X11	X12	X15	X18
درصد	۳/۴۶	کمتر	کمتر	۳/۳۲	کمتر	کمتر	کمتر	کمتر	کمتر	۱/۳
ماده آلی		از ۱	از ۱		از ۱	از ۱	از ۱	از ۱	از ۱	

منابع

- [1] Bowman, R. A. 1997. **Field Methods** to Estimate Soil Organic Matter. Conservation Tillage Fact Sheet #5, USDA-ARS. and USDA-NRCS. Akron, CO. ...
- [2] Nelson, D.W. and L.E. Sommers. 1996. Total carbon, Organic carbon and or. In D.L. Sparks et al. (ed). Methods of Soil Analysis, Part 3. Chemical methods (2nd edition). ASA. Monog. No. 9. Madison, Wis., PP :961-1006.

تأثیر شوری و فسفر بر جذب آنتیموان توسط ذرت در محیط آبکشت

حوریه برانگیزی^۱، مجید افیونی^۲، بهزاد رضایی^۳، امیرحسین خوشگفتارمنش^۴

به ترتیب^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد،^۲ استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی،^۳ استاد دانشکده شیمی و

استادیارگروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

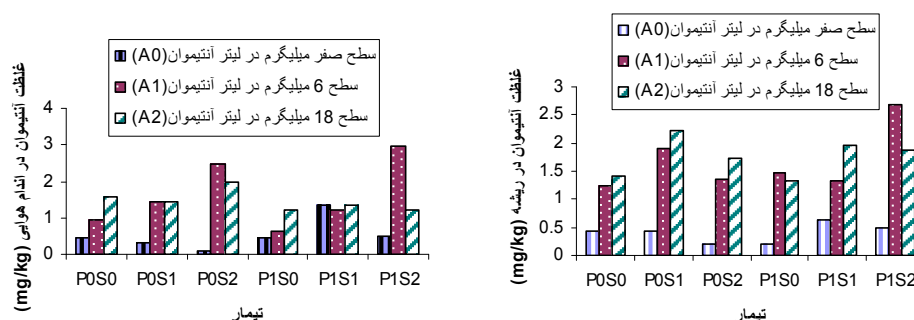
آنتیموان یک عنصر غیرضروری برای حیوانات و گیاهان است و در اثر مصرف طولانی مدت با نسبت ۱۰۰ میلی گرم در روز برای انسان یک عنصر سمی محسوب می گردد [۱]. حد سمیت آنتیموان در آب آشامیدنی ۰/۰۰۶ میلی گرم در روز است [۳]. در مقایسه با سایر عناصر، آنتیموان در خاک نسبتاً متحرک است و همین امر، احتمال ورود آن به چرخه غذایی را از طریق جذب گیاه افزایش می دهد. غلظت آنتیموان در آبهای زیر زمینی و آبهای سطحی به طور طبیعی در محدوده ۰/۱ تا ۰/۲ میکروگرم در لیتر است [۲]. غلظت این عنصر در آب دریاها تقریباً ۰/۱۵ میکروگرم در لیتر است [۱]. غلظت مجاز آنتیموان در هوا، آب و خاک به ترتیب ۰/۰۵ میلی گرم در متر مکعب، ۰/۰۰۱ میلی گرم در لیتر و ۰/۰۱ میلی گرم در متر مکعب می باشد. سهم انسان در تولید آنتیموان ۱۰۰ الی ۲۰۰ برابر بیشتر از انتشار آنتیموان از منابع طبیعی در اتمسفر است. آنتیموان به سلامت انسان به طور جدی ضرر می رساند. مقدار بسیار کم آنتیموان می تواند دستگاه تنفس و غشاء مخاطی دستگاه گوارش و پوست را تحریک کند، حتی منجر به ادم یا خیز در شش ها می شود. ورود آنتیموان به بدن از طریق تنفس، باعث تولید نوزادان ناقص و یا سقط جنین شده است [۳]. تماس طولانی مدت با آنتیموان عوارض جدی تری مانند بیماریهای ریوی، مشکلات قلبی، اسهال و استفراغ و زخم معده بدنبال دارد. آنتیموان در درمان عفونتهای انگلی به عنوان دارو به کار می رود. در مورد ذخایر آنتیموان ایران نیز اطلاعات جامعی در دست نیست. ذخائر آنتیموان در ایران در نواحی همدان، کلاته چوبک کاشمر و لخشک سیستان و بلوچستان شناسایی شده اند. میانگین سالانه مصرف آنتیموان در ایران حدود ۱۰۳۰ تن است که از ۲۸۱ تن در سال ۱۳۷۶ به ۵۷۲ تن در سال ۱۳۷۷ افزایش و سپس با یک روند کاهشی به ۸۵ تن در سال ۱۳۷۹ کاهش یافته است. مصرف این عنصر در سال ۱۳۸۰ به ۵۰۰ تن افزایش یافته است [۵]. در ایران تحقیقات بسیار کمی در مورد اثرات زیست محیطی و جذب آنتیموان توسط گیاه صورت گرفته است. هدف از انجام این پژوهش بررسی سطوح مختلف شوری و فسفر بر نحوه توزیع آنتیموان در اندام های مختلف گیاه ذرت بود.

مواد و روشها

یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح بلوک کامل تصادفی با سه غلظت آنتیموان (۰، ۶ و ۱۸ میلی گرم در لیتر از منبع $KSb(OH)_6$)، دو غلظت فسفر (۰ و ۳ میلی گرم در لیتر) و سه سطح شوری کلرید سدیم (۰، ۶۰ و ۱۲۰ میلی مولار) در سه تکرار بر روی گیاه ذرت، در گلخانه مرکز پژوهشی کشت بدون خاک دانشگاه صنعتی اصفهان اجرا شد. ابتدا بذرها در شن کوارتزی جوانه زده و بعد از ۲ هفته به جعبه های پلاستیکی ۳۰ لیتری حاوی محلول غذایی هوگلند منتقل شدند [۴]. دو هفته بعد گیاهان به گلدانهای پلاستیکی یک لیتری حاوی محلولهای غذایی با تیمارهای اعمال شده منتقل و پ-هاش محلول غذایی با استفاده از اسید نیتریک و هیدروکسید پتاسیم در $pH=6$ تنظیم شد. بعد از یک هفته رشد در محلول های تیمار شده گیاهان برداشت شده و ریشه و اندام های هوایی جداگانه در دمای 65 درجه سلسیوس تا رسیدن به وزن ثابتی خشک شدند. از روش خاکستر خشک با اسید کلریدریک برای هضم استفاده شده و غلظت آنتیموان با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد.

نتایج و بحث

با افزایش غلظت آنتیموان از ۰ به ۱۸ میلی گرم در لیتر در محلول غذایی غلظت آنتیموان در ریشه از ۰/۴۳۱ به ۱/۴۲۴ و در اندام هوایی از ۰/۴۳۴ به ۱/۵۷۴ میلی گرم در کیلوگرم افزایش یافت (شکل ۱). افزایش غلظت فسفر محلول غذایی از ۰ به ۳ میلی گرم در لیتر تأثیری بر غلظت آنتیموان ریشه و اندام هوایی نداشت. با افزایش شوری از ۰ به ۱۲۰ میلی مولار در محلولهای غذایی غلظت آنتیموان ریشه و اندام هوایی ذرت به طور معنی داری افزایش یافت. با افزایش شوری وزن خشک اندام هوایی کاهش و با افزایش فسفر وزن خشک اندام هوایی افزایش یافت. کاربرد فسفر سبب کاهش تأثیر منفی شوری بر وزن خشک اندام هوایی ذرت شد.



شکل ۱: غلظت آنتیموان در ریشه و اندام هوایی ذرت تحت تأثیر شوری و فسفر در سطوح مختلف

منابع

- 1-Andreae Mo et al. (1981) determination of antimony(III), antimony(V), and methylantimony species in natural water by atomic absorption spectrometry with hydride generation. *Analytical Chemistry*, 53: 1766-1771.
- 2-Bowen, H. J. M. (1979). *Environmental chemistry of the elements*. London: Academic Press.
- 3-Fillela, M., Belzile, N., & Chen, Y. W. (2002). Antimony in the environment: A review focused on natural waters. I. Occurrence. *Earth-Science Reviews*, 57: 125-176.
- 4-Kracher, M., Emons, H., & Zheng, J. (2001). Speciation of antimony for the 21st century: promises and pitfalls. *Trends in Analytical chemistry*, 20: 79-96
- 5-www. Ngdir . ir / mine mineral.

تاثیر ژئولیت و سوپر فسفات تریپل بر استفاده از ضایعات معدنی آلوده به فلزات سنگین در کشت گندم

مهدی محمدی ثانی^{۱*}، علیرضا آستارایی^۲، امیر فتوت^۳، امیر لکزیان^۴

دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه فردوسی مشهد^۱، اعضای هیئت علمی دانشگاه فردوسی مشهد^۳ و ^۴ و ^۵

مقدمه

خطر فلزات سنگین برای موجودات زنده و گیاهان به غلظت و شکل شیمیایی آنها در خاک بستگی دارد. محدود کردن فراهمی این عناصر یکی از روشهایی است که به کاهش خطرات آنها کمک می کند. تثبیت شیمیایی فلزات سنگین به جهت هزینه کم نسبت به روشهای دیگر ارجعیت دارد. جذب سطحی، واکنشهای اسید-باز، رسوب، اکسایش و کاهش، کمپلکس شدن، تبادل کاتیونی، هوموسی شدن از جمله مکانیسم های تثبیت فلزات سنگین در خاک می باشد. انتخاب افزودنی مناسب تحرک و فراهمی آلاینده را به سرعت کاهش داده و از آبشویی و جذب به وسیله گیاهان و موجودات زنده خاک جلوگیری خواهد کرد [۴].

ضایعات معدنی شامل خرده های معدنی و مواد فرعی حاصل از استخراج می باشد که به جهت غلظت بالای فلزات سنگین در آنها این مواد زائد بایستی در سدها به طور مصنوعی نگهداری شوند. با توجه به نزدیکی این سدها به زمینهای کشاورزی احتمال انتقال این مواد آلاینده به وسیله باد و آبهای سطحی و زیرزمینی به این زمین ها وجود دارد. هدف از اجرای این تحقیق بررسی تاثیر ژئولیت طبیعی و سوپر فسفات تریپل در استفاده از ضایعات معدنی آلوده به فلزات سنگین بر رشد و زیست توده گیاه گندم در شرایط گلخانه ای بوده است.

مواد و روشها:

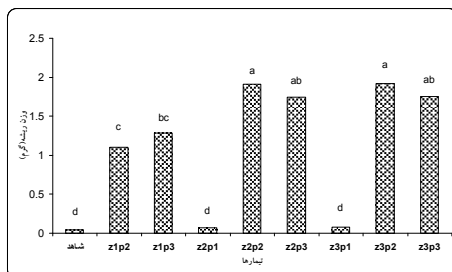
ضایعات معدنی از عمق ۲۰-۰ سانتی متری اطراف معدن سرب و روی باما واقع در ۲۰ کیلومتری جنوب غرب اصفهان نمونه برداری شد. بعد از هوا خشک کردن از الک ۲ میلی متری عبور داده شد. خصوصیات مختلف فیزیکی و شیمیایی ضایعات تعیین شدند. بافت ضایعات معدنی لومی، pH=7، $EC=8.2^{ds/m}$ ، $CEC=1.4^{meq/100g}$ ، کربن آلی=۰/۳ درصد، فسفر قابل استفاده = ۵، نیتروژن کل: ۱۱۰ و پتاسیم ۴۴ میلی گرم در کیلوگرم بود. همچنین کادمیم، سرب و روی کل نیز اندازه گیری شد. که به ترتیب ۲۸/۲، ۷۵۰۰ و ۱۱۵۰۰ میلی گرم در کیلوگرم بودند. ژئولیت طبیعی در این تحقیق از معدنی در اطراف شهرستان سمنان تهیه و پس از عبور از الک ۰/۲ میلیمتری به منظور اندازه گیری مشخصات مختلف با آب مقطر شسته شد. ظرفیت تبادل کاتیونی ژئولیت $90^{meq/100g}$ تعیین شد. برای تقویت خاک به منظور کشت نیز از کودهای پایه (N=90, P=20, K=200) استفاده شد. آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی با آرایش فاکتوریل شامل ۳ سطح ژئولیت با مقادیر صفر (Z_1)، ۵ درصد (Z_2) و ۱۰ درصد (Z_3) و ۳ سطح سوپر فسفات تریپل با مقادیر صفر (P_1)، ۲/۵ (P_2) و ۵ (P_3) گرم فسفر در کیلوگرم در ۳ تکرار انجام شد.

نتایج و بحث:

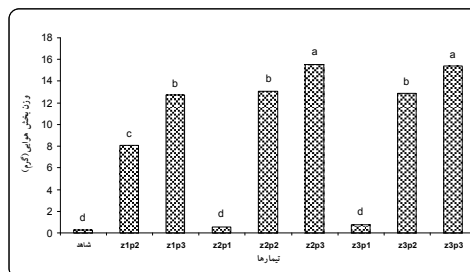
نتایج حاصل از آزمایش نشان داد که مطابق شکل شماره ۱ ژئولیت به تنهایی در هر دو مقدار ۵ و ۱۰ درصد بر وزن ریشه و بخش هوایی گیاه گندم تاثیر معنی داری نداشت. اما فسفر در هر دو مقدار ۰/۲۵ و ۰/۵ درصد تاثیر معنی داری بر وزن بخش هوایی داشت. با توجه به غلظتهای بسیار بالای سرب و روی در باطله های معدن و اینکه مقادیر فسفر به کار برده شده بیش از نیاز گیاه است. و همچنین تامین فسفر مورد نیاز گیاه به وسیله کود پایه، دلیل افزایش وزن زیست توده گیاه گندم را می توان در تثبیت عناصر سرب، روی و کادمیم به وسیله فسفر در باطله ها و تشکیل کانی

پیرومورفایت و همچنین تاثیر ژئولیت در جذب و غیر فراهم کردن این فلزات مرتبط دانست. بنابراین فراهمی این فلزات برای گیاه کاهش یافته و از اثر سمی این عناصر برای گیاه کاسته می شود. کودهای فسفره ای که به راحتی حل می شوند مثل سوپر فسفات تریپل pH خاک را کاهش داده و غلظت سرب و روی در محلول خاک افزایش می یابد و منجر به تشکیل سریع کانی پیرومورفایت می شود [۲]. این عمل تحت تاثیر مقدار و نوع کود می باشد [۵]. در مقایسه pH در تیمارهای مختلف مشاهده شد که ژئولیت تاثیر چندانی بر pH نداشت. اما سوپر فسفات تریپل به تنهایی و مخلوط با ژئولیت، خصوصاً در مقادیر بالا باعث کاهش حدود ۰/۵ واحدی pH شد. زمانیکه ژئولیت با فسفر همراه شد تاثیر آن تنها بر وزن اندام هوایی از نظر آماری در سطح ۵٪ معنی داری شد. در صورتیکه ژئولیت به تنهایی تاثیر معنی داری بر وزن اندام هوایی گیاه گندم نداشت. تاثیر متقابل ژئولیت و فسفر در بخش هوایی در سطوح پایین ژئولیت یعنی Z_2P_3 و Z_2P_2 در مقایسه با تیمارهایی که فقط فسفر دریافت کرده بودند در هر دو سطح معنی دار شد. دلیل آن را می توان به این نسبت داد که ژئولیت با توجه به بار منفی، ظرفیت تبادل، منافذ ریز و خاصیت جذب سطحی بالا باعث غیر پویا شدن کادمیم، روی و سرب می شود [۳].

همانطوریکه در شکل شماره ۲ مشاهده می شود فسفر در هر دو مقدار ۰/۲۵ و ۰/۵ درصد تاثیر معنی داری بر وزن ریشه داشت اما تاثیر معنی دار بین دو سطوح فسفر مشاهده نشد. فقط بین تیمار Z_2P_2 و تیمار Z_1P_2 اختلاف معنی داری بین وزن ریشه وجود داشت. فسفر در مقادیر زیاد باعث کاهش وزن ریشه در تیمارهای حاوی ۰/۵ درصد فسفر نسبت به ۰/۲۵ درصد فسفر در تیمارهای همراه با ژئولیت شده است. وقتی خاک از نظر فسفر غنی باشد افزایش فسفر تاثیری در نمو ریشه ندارد ولی نمو تاج را تشویق می کند که در این صورت نیز نمو نسبی ریشه به تاج کاهش نشان می دهد. علت این موضوع را هم باید در تغییر مقدار نسبی مواد هیدروکربنه در گیاه و نقل و انتقال آن بین ریشه و تاج دانست [۱].



شکل ۲ اثر فسفر و ژئولیت بر وزن ریشه گیاه گندم



شکل ۱ اثر فسفر و ژئولیت بر وزن بخش هوایی گندم

منابع

- [۱] حاصلخیزی خاک، علی اکبر سالاردینی، انتشارات دانشگاه تهران ۱۳۷۴
- [2] Chen, M., Ma, L.Q., Singh, S.P., Cao, R.X., Melamed, R., (2003). Field demonstration of in situ immobilization of soil Pb using P amendments. *Advances in Environmental Research* 8 (1), 93–102.
- [3] Cholpecka, A. and Adriano, D.C. (1996). Influence of Zeolite, apatite, and Fe-oxide on Cd and Pb uptake by crops. *Sci. Total Environ.* 207, 195–206.
- [4] Kumpiene, J., Lagerkvist, A., Maurice, Ch. (2007) Stabilization Of As, Cr, Cu, Pb and Zn in Soil Using Amendments-A Review. *Waste Management*

- [5] Raicevic, S., Kaludjerovic-Radoicic, T., Zouboulis, A.I. (2004). In Situ Stabilization Of Toxic Metals In Polluted Soils Using Phosphates: Theoretical Prediction And Experimental Verification. Journal of Hazardous Materials, B117 41-53

تفاوت در میزان کادمیم قابل استخراج خاک با DTPA تحت تأثیر مصرف چند ساله ی

کودهای آلی مختلف

سید مجید موسوی^۱ - محمد علی بهمنیار^۲ - همت اله پیردشتی^۳ - سروش سالک گیلانی^۴ - سید محمد جواد بحرالعلومی^۵ و علی اصغر مومنی^۵

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد، ^۲ دانشیار، ^۳ استادیار، ^۴ مربی و ^۵ کارشناس آزمایشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

مقدمه:

استفاده از کمپوست، ورمی کمپوست و لجن فاضلاب بعنوان کود در اراضی زراعی همواره با یک نگرانی عمده همراه بوده است. این کودها محتوی پسمانده های شهری می باشند، که باعث افزایش تجمع مواد سمی مانند فلزات کم مقدار در خاک های تیمار شده با این کودها می شوند. کود کمپوست بطور طبیعی حاوی مقدار قابل ملاحظه ای از عناصر غذایی و عناصر سنگین است که بعلاوه وجود مواد آلی زیاد باعث افزایش حلالیت و قابلیت جذب این عناصر در خاک می شود. بدلیل تشابه منبع مواد اولیه ورمیکمپوست با کمپوست، این مطلب قوت می گیرد که این کود نیز می تواند آلودگی خاک به فلزات سنگین را باعث شود. اضافه شدن مقادیر بالای لجن فاضلاب به خاک می تواند خطر آلودگی محیط زیست و زنجیره غذایی انسان را در پی داشته باشد. کادمیم در خاکها در سطوح پایین تا خیلی پایین وجود دارد (۰/۱ تا ۰/۵ میلی گرم در کیلوگرم) [۴]. کادمیم قابل استخراج با DTPA در واقع کادمیم قابل جذب خاک بوده که می تواند بوسیله ی گیاهان و ارگانسیم ها جذب شده و از این طریق وارد چرخه ی غذایی انسان و سایر موجودات شود. از این بین، مواد آلی خاک موثرترین فاکتور در جذب کادمیم شناخته شده است [۳]. کاربرد کودهای آلی مانند کمپوست، ورمی کمپوست و لجن فاضلاب در اراضی زراعی، مقدار مواد آلی در لایه های سطحی خاک را افزایش می دهد. اهمیت توجه به این فرم از کادمیم و همچنین نقش کود های آلی از منابع مختلف بر وضعیت توزیع این فلز در خاک، دلیل انجام این پژوهش می باشد.

مواد و روش ها:

این پژوهش در سال زراعی ۱۳۸۷ در مزرعه پژوهشی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری اجرا گردید. طرح مورد استفاده در این تحقیق بلوکهای کامل تصادفی در طرح پایه اسپلیت پلات در سه تکرار بود که در آن فاکتور اصلی (کودهای آلی کمپوست، ورمی کمپوست و لجن فاضلاب) هر کدام در سه سطح ۲۰ تن در هکتار، ۴۰ تن در هکتار و شاهد و فاکتور فرعی نیز در سه تیمار زمانی ۱ سال مصرف، ۲ سال مصرف و ۳ سال مصرف انتخاب شد. این طرح در سال زراعی ۱۳۸۵ در ۲۱ کرت به ابعاد ۳ در ۱۲ متر آغاز گردید. در این سال در تمام کرت ها، در سال ۱۳۸۶ در ۲/۳ کرت ها و در سال ۱۳۸۷ در ۱/۳ کرتها تیمارهای کودی اضافه شد. عملیات زراعی در اواخر فروردین ماه شروع و توزیع کودها با مقادیر مورد نظر در کرت ها در اوایل خرداد ماه قبل از نشاء انجام شد. در اواسط شهریورماه از خاک مزرعه از عمق ۰-۳۰ سانتی متری نمونه برداری انجام شد و مقدار کادمیم قابل جذب خاک به روش DTPA تعیین شد [۵]. آنالیزهای آماری با نرم افزارهای SPSS و MSTATC و مقایسه میانگین ها با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام شد.

نتایج و بحث:

نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد که میزان کادمیم قابل استخراج با DTPA، بسته به نوع کود آلی و مقدار مصرف آن متفاوت است. اثر متقابل کود در دوره های مختلف مصرف بر میزان کادمیم قابل استخراج با DTPA در سطح یک درصد اختلاف معنی داری نشان داد. نتایج بدست آمده در جدول ۱، نشان می دهد که در مقادیر مساوی کاربرد کود، بیشترین میزان کادمیم قابل استخراج خاک مربوط به تیمار کودی لجن فاضلاب است و بعد از کمپوست، تیمار کودی ورمی کمپوست در مرتبه ی سوم از نظر میزان تجمع کادمیم قابل جذب در خاک قرار دارد [۱، ۲ و ۶]. نتایج بدست آمده از این مطالعه همگی بیانگر قابلیت تثبیت بالای فلزات سنگین بوسیله ی ورمی کمپوست به خاطر محتوای بالای مواد آلی آن و در نتیجه کاهش خطرات زیست محیطی این فلز می باشد. با افزایش سالهای مصرف از یک سال به ۳ سال نیز میزان کادمیم قابل استخراج خاک (قابل جذب خاک) بطور منظم افزایش یافت [۳].

جدول ۱- مقایسه میانگین های اثر متقابل تیمارهای کودی در دوره های مختلف مصرف بر میزان کادمیم قابل استخراج خاک با DTPA

سال های مصرف کود			تیمارهای کودی
سه سال مصرف	دو سال مصرف	یک سال مصرف	
۰/۱۰۱ ^{cde}	۰/۰۹۴ ^{d-g}	۰/۰۷۳ ^{hi}	۲۰ تن کمپوست در هکتار
۰/۱۳۰ ^a	۰/۱۰۸ ^{bcd}	۰/۰۷۹ ^{fi}	۴۰ تن کمپوست در هکتار
۰/۰۹۷ ^{c-f}	۰/۰۷۹ ^{fi}	۰/۰۷۲ ^{hi}	۲۰ تن ورمیکمپوست در هکتار
۰/۱۱۰ ^{bcd}	۰/۱۰۵ ^{b-e}	۰/۰۷۹ ^{fi}	۴۰ تن ورمیکمپوست در هکتار
۰/۱۱۵ ^{abc}	۰/۰۷۵ ^{ghi}	۰/۰۸۶ ^{e-h}	۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار
۰/۱۲۳ ^{ab}	۰/۱۱۵ ^{abc}	۰/۱۰۸ ^{bcd}	۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار
۰/۰۶۵ ⁱ	۰/۰۷۵ ^{ghi}	۰/۰۶۴ ⁱ	شاهد

در هر ستون حروف مشابه نشان دهنده ی عدم وجود اختلاف معنی دار بین میانگین هاست (بر اساس آزمون دانکن).

منابع:

[۱] کریمی، م.، ی. رضایی نژاد، م. افیونی و ح. شریعتمداری. ۱۳۸۶. اثرات تجمعی و باقیمانده لجن فاضلاب شهری بر غلظت عناصر سرب و کادمیم در خاک و گیاه گندم. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. سال یازدهم. شماره اول (الف). ص: ۹۴-۷۹.

[2] Afyuni, M., M. Karami, and R. Schulin. 2007. Effects of sewage sludge application on heavy metals status in soil and wheat. In: 9th International Conference of Biogeochemistry of Trace Elements. 15-19 July, Beijing China. p. 576

[3] Gray, C.W., R.G. McLaren, A.H.C. Roberts, and L.M. Condon. 1999. Solubility, sorption and desorption of native and added cadmium in relation to properties of soils in New Zealand. Eur. J. Soil Sci. 50:127-137.

[4] Lepp, N.W. 2001. Effect of Heavy Metals on Plants. Applied Science Publishers; New Jersey.

[5] Lindsay, W. L. and W. A. Norvell 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. Soil Science Society of American Journal, 42: 421-428.

[6] Wang, X., T., Y. Ge Chen and Y. Jia. 2008. Studies on land application of sewage sludge and its limiting factors. Journal of Hazardous Materials, 160 : 554-558.

اثرات تجمعی و باقیمانده لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری بر وضعیت تجمع سرب در خاک شالیزار

سید مجید موسوی^۱ - محمد علی بهمنیار^۲ - همت اله پیردشتی^۳ - سروش سالک گیلانی^۴

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد، ^۲ دانشیار، ^۳ استادیار و ^۴ مربی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری

مقدمه:

کودهای آلی در عین اینکه می توانند اصلاح کننده ی خاک باشند در صورتیکه در مصرف آنها زیاده روی شود و مسیر غیر منطقی در پیش گرفته شود، می توانند خساراتی سنگین و هزینه بر را بر پیکره ی خاک تحمیل کنند که مهمترین آنها افزایش تجمع فلزات سنگین در خاک می باشد [۱]. منشاء عناصر سنگین در کمپوست می تواند ناشی از ضایعات مختلف نظیر باطری های بزرگ و کوچک، شیشه، سفال، چینی، کاغذ، پارچه و کائوچو به دلیل داشتن عناصری چون جیوه، روی، مس، کروم، نیکل، کادمیم، سرب، باریوم و کروم باشد [۲]. استفاده از لجن فاضلاب بعنوان کود آلی در بسیاری از کشورها رایج می باشد با این وجود اگر کیفیت آن کنترل نشده باشد آلودگی های بسیاری را می تواند در خاک ایجاد کند که مهمترین آنها وارد کردن مقدار زیادی عناصر کم مقدار مانند سرب، کادمیم، روی، مس و نیکل در خاک می باشد که پایداری و سمیت این عناصر در غلظت های بالا عامل اصلی نگرانی می باشد [۴]. نظر به حفظ سلامت مصرف کنندگان، کنترل وضعیت فلزات سنگین در خاکهای کشاورزی، از اهمیت قابل توجهی برخوردار است. در این راستا دو عامل "مقدار تجمعی" کود آلی مصرفی و "زمان سپری شده" از مصرف آنها در زمین زراعی دارای اثرات مهمی بر غلظت، قابلیت دسترسی و تحرک فلزات سنگین در خاکهای تیمار شده با لجن فاضلاب و کمپوست هستند. هدف از این تحقیق بررسی اثرات تجمعی و باقیمانده کمپوست و لجن فاضلاب بر تجمع سرب خاک است.

مواد و روش ها:

این پژوهش در سال زراعی ۱۳۸۷ در مزرعه پژوهشی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی ساری در مزرعه شالیزار ر قالب بلوکهای کامل تصادفی در طرح پایه اسپلیت پلات در سه تکرار اجرا گردید. فاکتور اصلی (کمپوست زباله شهری و جن فاضلاب)، هر کدام در سه سطح ۲۰ تن در هکتار، ۴۰ تن در هکتار و شاهد یا بدون مصرف کود و فاکتور فرعی نیز در به تیمار زمانی یک سال، ۲ سال و ۳ سال مصرف (به ترتیب T1، T2 و T3) انتخاب شد. در سال زراعی ۱۳۸۵، ۱۵ کرت به ماد ۳ در ۱۲ متر جهت اعمال تیمارهای کودی و شاهد آماده گردید در سال ۱۳۸۶ در ۲/۳ و در سال ۱۳۸۷ در ۱/۳ این رتھا تیمارهای کودی اضافه شد. با شروع عملیات زراعی در اواخر فروردین ماه، برای جلوگیری از انتقال عناصر و مواد آلی کرت های مجاور به دیگر کرت ها، اطراف هر کرت را به عمق ۴۰ سانتیمتر با پلاستیک پوشاندیم. توزیع کودها با مقادیر ورد نظر در کرت ها قبل از نشاء کاری در اوایل خرداد ماه انجام شد. بعد از مرحله برداشت برنج، از عمق ۰-۳۰ سانتی متری بونه برداری انجام گرفت. مقدار سرب کل خاک اندازه گیری [۵] و مقدار قابل جذب آن نیز به روش DTPA تعیین شد [۶]. الیز های آماری با نرم افزارهای SPSS و MSTATC و مقایسه میانگین ها با آزمون دانکن در سطح احتمال ۵ درصد انجام رفت.

نتایج و بحث:

نتایج حاصل از تجزیه واریانس نشان داد، که استفاده از کمپوست و لجن فاضلاب تاثیر معنی داری بر افزایش تجمع سرب در خاک دارد. اثر متقابل کود در سالهای مصرف بر تجمع سرب کل در سطح ۱ درصد و بر میزان تجمع سرب قابل جذب در سطح ۵ درصد اختلاف معنی داری نشان داد. نحوه تاثیر این تیمارها بر غلظت کل و قابل جذب سرب در خاک با توجه به سطح کود به کار رفته و مدت زمان سپری شده از آخرین کوددهی متفاوت است، همانطور که از نتایج این تحقیق

بدست آمد بیشترین مقدار سرب تجمع یافته (کل و قابل جذب) در خاک مربوط به سطح کودی ۴۰ تن در هکتار بود (جدول ۱). با افزایش تعداد سالهای کوددهی از یک سال به ۳ سال نیز سرب کل و قابل جذب خاک بطور معنی داری افزایش یافت [۳ و ۴]. با توجه به نتایج حاصل از مقایسه میانگین های اثر متقابل کود در سالهای مصرف، تحت تیمارهای کودی کمپوست و لجن فاضلاب، بیشترین میزان تجمع سرب (کل و قابل جذب) در خاک تحت تیمار F2T3 (۳ سال مصرف ۴۰ تن در هکتار) اتفاق می افتد. بررسی اثرات باقیمانده کمپوست و لجن فاضلاب بر غلظت سرب خاک نشان داد که مقادیر سرب مربوط به تیمارهای یک سال کوددهی که از ۲ سال پیش تاکنون کمپوست و لجن دریافت نکرده اند همچنان بیش از مقدار سرب شاهد است (جدول ۱). این امر نشان می دهد که کاربرد کمپوست و لجن نه تنها در طول سال کاربرد بلکه در طی سالهای پس از کاربرد نیز می تواند خطر افزایش سرب را در خاک در پی داشته باشد.

جدول ۱- مقایسه میانگین های غلظت سرب در خاک تحت تیمارهای کودی و زمانی مختلف.

تیمارهای کودی و زمانی	سرب کل (میلی گرم در کیلوگرم)	سرب قابل جذب (میلی گرم در کیلوگرم)
CO20	۳۷/۷۷۴ ^b	۳/۸۷۰ ^b
CO40	۴۱/۷۳۳ ^a	۴/۲۷۳ ^a
SS20	۳۴/۱۶۷ ^d	۳/۲۶۶ ^c
SS40	۳۵/۳۵۵ ^c	۳/۷۲۸ ^b
B	۳۱/۳۷۰ ^c	۳/۰۳۳ ^c
یک سال مصرف	۳۴/۳۹۴ ^c	۳/۱۹۹ ^c
دو سال مصرف	۳۵/۲۸۸ ^b	۳/۶۱۲ ^b
سه سال مصرف	۳۸/۵۵۷ ^a	۴/۰۹۰ ^a

در هر ستون حروف مشابه نشان دهنده ی عدم وجود اختلاف معنی دار بین میانگین هاست (بر اساس آزمون دانکن).
CO20 - ۲۰ تن کمپوست در هکتار، CO40 - ۴۰ تن کمپوست در هکتار، SS20 - ۲۰ تن لجن فاضلاب در هکتار، SS40 - ۴۰ تن لجن فاضلاب در هکتار و B - شاهد یا تیمار بدون مصرف کود.

منابع:

- [۱] تاج آبادی پور، ا. ۱۳۷۵. تاثیر ماده آلی (تفاله ریشه شیرین بیان) بر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و میکروبی خاکهایی از استان فارس و کرمان. پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده کشاورزی دانشگاه شیراز. ۱۱۶ صفحه.
- [۲] ازین کش، م. ۱۳۷۶. حاصلخیزی خاک و تولید. موسسه انتشارات دانشگاه تهران.
- [3] Afyuni, M., M. Karami, and R. Schulin. 2007. Effects of sewage sludge application on heavy metals status in soil and wheat. In: 9th International Conference of Biogeochemistry of Trace Elements. 15-19 July, Beijing China. p. 576
- [4] Al-Najar H, R. Schulz, J. Breuer and V. Roemheld 2005. Effect of cropping systems on the mobility and uptake of Cd and Zn. *Envir. Chem. Letters*. 3: 13-17.
- [5] Baker, D. E. and M.C. Amacher, 1982. Nickel, copper, zinc and cadmium. In: *Methods of Soil Analysis*, eds. A. L. page, R. H. Miller and D. R. Keeney, 323-336. American Society of Agronomy: Madison, Wisconsin.
- [6] Lindsay, W. L. and W. A. Norvell, 1978. Development of a DTPA test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of American Journal*, 42: 421-428.

تاثیر کاتیون و آنیون همراه آمونیوم و فسفر بر سینتیک جذب و رهاسازی پتاسیم در خاک، مخلوط خاک و ژئولیت و ژئولیت

میثم رضایی، سید علیرضا موحدی نائینی

به ترتیب دانشجوی آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار گروه خاک شناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

نقش پتاسیم به عنوان عنصر ضروری در محصولات کشاورزی به خوبی شناخته شده است (۶). بسیاری از خاک های با رس غالب ایلات، خاک هایی با قدرت بالا برای جذب و نیز رهاسازی پتاسیم می باشند (۵). کود پتاسیم با این رس ها تثبیت می شود و جذب پتاسیم و عملکرد گیاه تغییر نمی کند، در صورتیکه کاربرد توام کود پتاسیم با کودهای حاوی عناصر رقیب مثل کودهای آمونیومی و یا اوره موجب افزایش جذب پتاسیم و عملکرد گیاه می گردد (۳). اصلاح کننده ژئولیت آلومینوسیلیکاتی است که دارای خصوصیات فیزیکی و شیمیایی منحصر به فردی مانند ظرفیت تبادل کاتیونی بالا، خاصیت جذب و نگهداری آب، جذب و رهاسازی انتخابی کاتیونها است. وجود منابع غنی ژئولیت کلینوپتیلولایت در ایران ضرورت تحقیقات جامع در مورد اثرات این ماده بر حاصلخیزی خاک و رشد گیاه را اجتناب ناپذیر می نماید (۱).

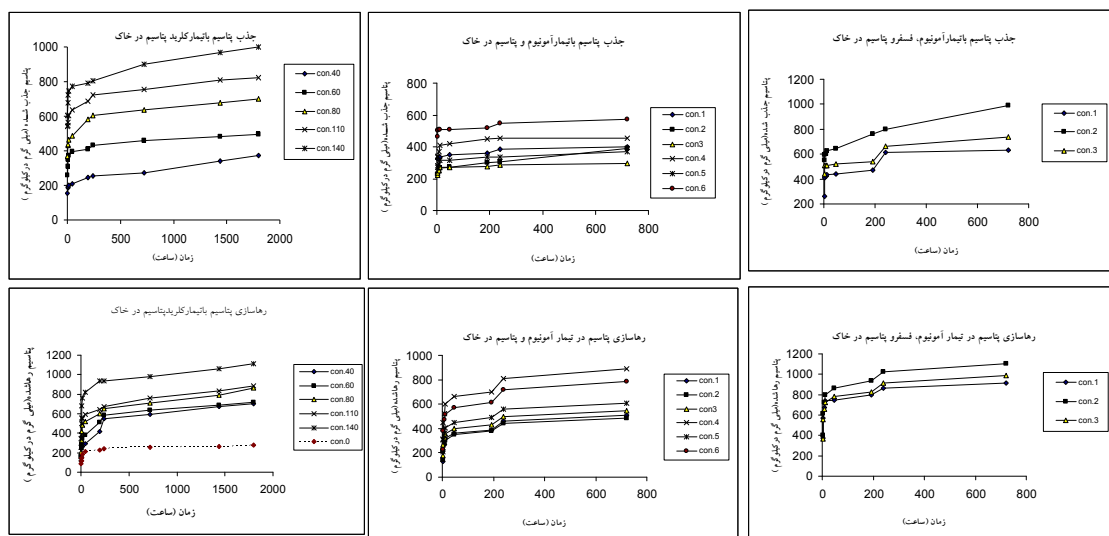
مواد و روشها

خاک مرکب سطحی (عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتری) پردیس دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی سری رحمت آباد (زیر گروه Typic Calcixerols) و ژئولیت مورد استفاده از معادن شمال شرقی سمنان تهیه گردید. ژئولیت مورد نیاز معادل ۲۰ تن در هکتار با قطر ۲ میلی متر به خاک برای آزمایش های اختلاط خاک و ژئولیت اضافه شد. خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نمونه ها تعیین گردید. آزمایش های سینتیک با استفاده از روش پیمانه ای انجام گرفت. برای مطالعات سینتیک جذب پتاسیم یک گرم از هر تیمار (خاک، خاک و ژئولیت و ژئولیت) در دو تکرار توزین و در لوله سانتریفیوژ ریخته شد. سپس ۱۰ میلی لیتر از محلولهای ۰/۰۳۴ مولار کلسیم (کلرید کلسیم) با قدرت یونی برابر با خاک پردیس دانشگاه علوم کشاورزی گرگان که غلظت پتاسیم از منبع (کلرید پتاسیم) در آنها به ترتیب ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۱۰ و ۱۴۰ میلی گرم در لیتر بود و تیمارهای مخلوط پتاسیم و آمونیوم که غلظت پتاسیم و آمونیوم به صورت ۱- K80,N60، ۲- K80,N120، ۳- K60,N60، ۴- K110,N120، ۵- K80, N90 و ۶- K110,N90 میلی گرم در لیتر و تیمار مخلوط آمونیوم+فسفر + پتاسیم با غلظت های ۱- K155,N120,P60، ۲- K185,N120,P60، ۳- K155,N90,P60 میلی گرم در لیتر از منابع کلرور آمونیوم، کلرور پتاسیم و دی هیدروژن فسفات (تقریباً معادل همان مقادیر بر حسب کیلوگرم در سطح یک هکتار) بود به نمونه ها اضافه شد و در دمای اتاق (25 ± 2 درجه سانتی گراد) به مدت یک ساعت برای هر زمان تکان داده شد. ده زمان ۲، ۴، ۸، ۱۲، ۴۸، ۱۹۲، ۲۴۰، ۷۲۰، ۱۴۴۰ و ۱۸۰۰ ساعت برای نیل به هدف مورد نظر در نظر گرفته شد. نمونه های مربوط به هر زمان به مدت ۵ دقیقه با دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ گردیدند و محلول رویی جهت اندازه گیری میزان پتاسیم مورد نظر جمع آوری گردید. برای مطالعات سینتیک رهاسازی پتاسیم پس از به اتمام رسیدن مراحل جذب در هر غلظت و همچنین غلظت صفر پتاسیم، نمونه انتهایی (زمان آخر) بلافاصله با روش مرحله ای و شبیه شرایط آزمایشات جذب مورد استفاده قرار گرفت. پس از قرائت غلظت پتاسیم نمونه ها پنج مدل سینتیک مرتبه اول، مرتبه صفر، الووچ ساده شده، انتشار هذلولی و تابع نمایی برای برازش داده ها مورد استفاده قرار گرفتند.

نتایج و بحث

زئولیت سبب کاهش درصد اشباع، ماده آلی و پتاسیم محلول و افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، پتاسیم تبادلی و هدایت الکتریکی خاک در اختلاط با خاک گردید. نتایج این مطالعه نشان داد که جذب و آزاد شدن پتاسیم در تمام تیمارها و نمونه ها در ابتدا سریع (۴۸ ساعت اولیه) و در مراحل بعدی (۴۸ تا ۱۸۰۰ ساعت) با سرعت کمتر تا انتهای آزمایش ادامه داشت به عنوان مثال در شکل ۱ جذب و رهاسازی پتاسیم در خاک در کلیه تیمارها نشان داده شده است. میزان جذب پتاسیم در زئولیت از خاک و خاک+ زئولیت بیشتر و رهاسازی آن کمتر بود. زئولیت سبب افزایش جذب و کاهش رهاسازی پتاسیم در تمامی تیمارها در مخلوط با خاک گردید. در تیمار پتاسیم معادله الوویچ تا حدود قابل قبولی جذب و رهاسازی پتاسیم را با خاک و اختلاط خاک با زئولیت و معادله های ایلوویچ و تابع نمایی به ترتیب جذب و رهاسازی پتاسیم با زئولیت را بهتر توجیه کردند. در تیمار آمونیوم+پتاسیم و آمونیوم+فسفر+پتاسیم معادله ایلوویچ جذب و رهاسازی پتاسیم را برای خاک و خاک با زئولیت توجیه کرد. در این دو تیمار رهاسازی پتاسیم در تیمار زئولیت را به ترتیب معادلات ایلوویچ و تابع نمایی توجیه کردند ولی هیچیک از معادلات نتوانستند جذب پتاسیم را در زئولیت توضیح دهند. دنگ (۴)، آهارونی و سوزین (۲) پیشنهاد دادند که واکنش های جذب یا دفع از لحاظ سینتیکی در معادلات ایلوویچ به وسیله فرایندهای پخشیدگی کنترل می شوند. چون که همبستگی خوبی بین ضریب پخشیدگی کلی معادله دیفیوژن پارابولیکی و شیب معادله ایلوویچ مشاهده شده است. در این حالت پخشیدگی متأثر از چندین مکانیسم است؛ همانند پخشیدگی از میکرو و ماکرو اگریگیت ها.

با مقایسه جذب پتاسیم از تیمار کلرور پتاسیم با زئولیت و جذب پتاسیم از تیمار کلرور پتاسیم+کلرور آمونیوم با زئولیت، ملاحظه می شود که آمونیوم محلول در تیمار پتاسیم+آمونیوم بر جذب پتاسیم توسط زئولیت موثر نبوده است. ظرفیت تبادل کاتیونی خاک از زئولیت خیلی کمتر است و بنابراین حضور کاتیون همراه می تواند موجب کاهش جذب کاتیون مورد نظر گردد. بطور کلی با تیمار مخلوط آمونیوم و پتاسیم وقتی نسبت اکسی والانی جذب این دو عنصر با گذشت زمان بررسی گردد، با افزایش نسبت پتاسیم به آمونیوم در محلول مورد استفاده در مطالعات پیمانه ای، نسبت جذب پتاسیم به آمونیوم با تیمار خاک و تیمار زئولیت افزایش می یابد. بنابراین احتمالاً ترجیحی برای جذب آمونیوم نسبت به پتاسیم برای خاک و نیز تیمار زئولیت وجود ندارد و با افزایش غلظت هر یک از این دو عنصر در محلول، به نسبت بیشتری نیز جذب می گردد. رهاسازی پتاسیم از تیمار خاک با مخلوط نمک های آمونیوم و پتاسیم (در اثر کاربرد محلول کلرور کلسیم) نسبت به میزان جذب آن بیشتر بود و بنابراین با آزمایش پیمانه ای جذب لبه ای یا ترجیحی پتاسیم با خاک مطرح نیست و ممکن است مقدار زیادی پتاسیم در لایه دوگانه منقطع به صورت نمک موجود باشد. در تیمار پتاسیم+آمونیوم، نسبت رهاسازی K/NH_4 برای تیمارهای مختلف دقیقاً از نسبت جذب K/NH_4 پیروی نمی کند زیرا مقدار زیادی پتاسیم قابل عصاره گیری در خاک و زئولیت وجود دارد که با آزمایشات رهاسازی این پتاسیم و سایر کاتیون ها بجای آمونیوم که مقدار آن محدود است رها می شوند ولی عمدتاً کاتیون هایی که بیشتر جذب شده اند بعداً رها شده اند. با بیشتر بودن غلظت پتاسیم محلول با تیمار پتاسیم+فسفر+آمونیوم، نسبت به تیمار پتاسیم+آمونیوم، جذب و نیز رهاسازی پتاسیم با تیمارهای خاک، خاک+زئولیت و زئولیت افزایش یافت در صورتیکه تغییر قابل توجهی در اثر ازدیاد پتاسیم و حضور فسفر در میزان جذب و رهاسازی آمونیوم با زئولیت وجود نداشت. با خاک و خاک+زئولیت، تغییرات رهاسازی در اثر افزایش میزان پتاسیم و حضور فسفر با تیمار فسفر+آمونیوم+پتاسیم هماهنگی وجود نداشت و تغییرات آمونیوم جذب یا رها شده نیز با تیمار فسفر+پتاسیم+آمونیوم نسبت به تیمار آمونیوم+پتاسیم خیلی قابل توجه نبود. (افزایش، کاهش و عدم تغییر مشاهده گردید). با تیمار مخلوط فسفر+پتاسیم+آمونیوم با تیمارهای خاک و خاک+ زئولیت نیز میزان رهاسازی پتاسیم از جذب بیشتر بود که دلالت بر عدم جذب لبه ای پتاسیم دارد.



شکل ۱- جذب و رهاسازی پتاسیم در تیمارهای مختلف در خاک

منابع

- (۱). رضایی، م. ۱۳۸۷. تاثیر اصلاح کننده ذلولیت بر سینتیک جذب و رهاسازی آمونیوم، فسفر و پتاسیم در خاک سری رحمت آباد استان گلستان. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- (2). Aharoni, C. And Y. Suzin. 1982. Application of Elovich equation to the kinetics of chemisorption. Part 3: Hetrogeneouse microprisity. J. Chem. Soc. Faraday Treans. 78: 2329-2336.
- (3). Bolt, G. H., and M. G. M. Bruggenwert. 1976. Soil chemistry, Part A. Basic Elements. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam. 281p.
- (4). Dang, Y.P., D.G. Edward and K.G. Tiler. 1994. Kinetics of zinc desorption from vertisols. Soil Sci Soc. Am. J. 58: 1392-1399.
- (5). Havlin, J.L., Bbeaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L. 2005. Soil fertility and fertilizers. Prentice, Hall. U. S. A.
- (6). Wang, J.J. and A.D. Scott. 2001. Effect of experimental relevance on potassium Q/I relationships and its implications for surface and subsurface soils. Commu. Soil. Sci. Plant Anal. 32: 2561-2575.

تأثیر زئولیت بر منحنی کمیت - شدت پتاسیم (Q/I) خاک لورک اصفهان و پردیس گرگان

میثم رضایی، سید علیرضا موحدی نائینی

به ترتیب دانشجو آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار گروه خاک شناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

پتاسیم عنصر غذایی ضروری برای رشد گیاه می باشد. یک روش برای ارزیابی وضعیت پتاسیم قابل استفاده خاک و نیاز گیاه به کود پتاسیمی، استفاده از روابط تعادلی بین پتاسیم و کلسیم + منیزیم است (۶). شدت پتاسیم در یک خاک در حال تعادل با محلول خاک را می توان با استفاده از نسبت فعالیت پتاسیم **تعریف کرد** (۳). این رابطه نشان دهنده کاهش جذب پتاسیم بوسیله ذرات خاک در نتیجه افزایش فعالیت کلسیم و منیزیم در محلول است. بدین ترتیب قابلیت جذب پتاسیم براساس مقدار نسبی این عنصر نسبت به مجموع کلسیم و منیزیم قابل اندازه گیری است. در این رابطه AR^K عامل شدت یا نسبت فعالیت پتاسیم از رابطه ۱ محاسبه می گردد. در رابطه زیر، a_K ، a_{Ca} و a_{Mg} به ترتیب فعالیت پتاسیم، کلسیم و منیزیم در محلول تعادلی خاک است.

$$AR^K = \left(\frac{a_K}{(a_{Ca} + a_{Mg})^{1/2}} \right) \quad (1)$$

PBC^K توانایی بالقوه خاک را برای ثابت نگه داشتن شدت ثابتی از پتاسیم مورد نیاز نشان می دهد که از رابطه (۲)

حاصل می گردد.

$$PBC^K = \frac{\Delta(\Delta K)}{\Delta AR^K} \quad (2)$$

نمودار Q/I از دو بخش خطی و غیر خطی تشکیل شده است که بخش خطی نشانگر جذب الکترواستاتیک پتاسیم در جایگاه های غیراختصاصی در سطوح خارجی کانی است و در مقادیر زیاد نسبت فعالیت پتاسیم بوجود می آید (۳). بخش غیر خطی که در مقادیر کم نسبت فعالیت پتاسیم بوجود می آید نشاندهنده تمایل زیاد جایگاه های اختصاصی در لبه های سطوح داخلی کریستال های رس و لبه های هواپدیده کانی میکا برای جذب و یا رها سازی پتاسیم است (۱). یکی از مواد اصلاح کننده مهم زئولیت است که می تواند بر روابط Q/I تأثیر بگذارد.

مواد و روشها

برای انجام این پژوهش یک نمونه خاک مرکب سطحی (عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتری) از خاک های زراعی دو منطقه لورک اصفهان Typic Haploargi و پردیس دانشگاه علوم کشاورزی گرگان Typic Calcixerols با بافت یکسان (لوم رسی سیلتی) انتخاب شدند. زئولیت مورد نیاز از معادن زئولیت سمنان تهیه گردید و معادل ۲۰ تن در هکتار به خاک اضافه شد. اطلاعات لازم برای بدست آوردن پارامترهای منحنی Q/I بدین ترتیب بدست آمد که ۱۰ میلی لیتر از محلول های ۰/۰۳۴ مولار کلسیم (کلرید کلسیم) با قدرت یونی برابر با خاک پردیس دانشگاه علوم کشاورزی گرگان که غلظت پتاسیم (کلرید پتاسیم) در آنها به ترتیب صفر، ۴۰، ۶۰، ۸۰، ۱۱۰، ۱۲۰ میلی گرم در لیتر بود به نمونه های یک گرم هر خاک در دو تکرار اضافه و به مدت ۲۰ ساعت در دمای 26 ± 1 درجه سانتی گراد تکان داده شد (۵). پس از سانتریفیوژ کردن در ۳۰۰۰ دور در دقیقه و به مدت ۵ دقیقه، هدایت الکتریکی (EC)، غلظت $Ca + Mg$ به روش کمپلکسومتری و تیتراسیون با EDTA و غلظت K با دستگاه فلیم فتومتر اندازه گیری گردید. تغییر در پتاسیم تبدلی (ΔK) از تفاوت غلظت پتاسیم در محلول اولیه و محلول تعادلی بدست آمد. برای محاسبه AR^K یا نسبت فعالیت پتاسیم (از تقسیم فعالیت پتاسیم بر مجذور فعالیت کلسیم + منیزیم) ابتدا قدرت یونی (I) با استفاده از هدایت الکتریکی از رابطه تجربی $I = 0.013 EC$ محاسبه شد (۶). سپس ضریب فعالیت یون (λ_i) با استفاده از معادله دیویس محاسبه و فعالیت هر یون از فرمول $a_i = \lambda_i C_i$ بدست آمد و نسبت فعالیت پتاسیم از رابطه (۱) بدست آمد (۴) و در نهایت با رسم مقادیر ΔK در مقابل AR^K ، نمودارها و پارامترهای Q/I برای هر تیمار محاسبه شد.

نتایج و بحث

جدول ۱ برخی خصوصیات فیزیکوشیمیایی و پارامترهای منحنی Q/I را نشان می دهد. روند کلی نمودارها شبیه منحنی کلاسیک بود. زئولیت با ظرفیت بالقوه بافری و ظرفیت تبادل کاتیونی بالا، موجب افزایش ظرفیت بالقوه بافری و CEC در دو خاک پردیس و لورک گردید. استفاده از زئولیت به میزان ۲۰ تن در هکتار موجب کاهش محدودیت جذب پتاسیم در خاک های پردیس و افزایش محصول گندم دیم می گردد (۲). برخلاف خاک پردیس در خاک لورک مهمترین عامل محدود کننده رشد گیاه، پتاسیم گزارش نشده است. مهمترین عامل محدود کننده رشد گیاه در این خاک معمولاً آهن خاک گزارش می شود. در خاک لورک میزان پتاسیم لبایل ΔK^0 و AR^K و پتاسیم محلول نسبت به خاک پردیس بیشتر است. بنابراین پتاسیم با ترجیح بیشتری نسبت به کلسیم جذب خاک پردیس شده است بطوریکه مقدار ΔK^0 و AR^K نسبت به خاک لورک کمتر و PBC^K افزایش یافته است. با توجه به بیشتر بودن جذب آنیونی کلر در خاک پردیس نسبت به لورک، میزان انقطاع لایه دوگانه در خاک پردیس ممکن است از لورک بیشتر باشد. با افزایش انقطاع لایه دوگانه پخشیده و افزایش نمک های خنثی در لایه دو گانه، ممکن است کاتیون های یک ظرفیتی، با سهولت بیشتری نسبت به کاتیون های دو ظرفیتی باقی بمانند. به همین دلیل نسبت مولی پتاسیم به کلسیم و AR^K در محلول کاهش و مقدار جذب پتاسیم توسط خاک و PBC^K افزایش و ΔK^0 کاهش می یابد.

جدول ۱- برخی از ویژگی های شیمیایی و پارامترهای Q/I خاک های مورد مطالعه.

نام خاک	EPP	پتاسیم محلول	پتاسیم قابل عصاره گیری با استات آمونیوم	ظرفیت تبادل کاتیونی	ΔK^0	K_X	AR^K_e	PBC^K
	(%)			meq.100g ⁻¹			(mol ⁻¹) ^{0.5}	(meq.100g ⁻¹)/(mol l ⁻¹) ^{0.5}
پردیس	۴/۳۶	۰/۱۲۱	۰/۷۴۲	۱۶/۷۳۰۳	۰/۰۵۹۲	۰/۳۰۰۷	۰/۰۰۰۸۵	۶۹/۵۸۲
لورک	۳/۲۷	۰/۱۵۹	۰/۷۲۰	۱۶/۵۵۷۴	۰/۱۴۹۳	۰/۲۶۸۹	۰/۰۰۲۵	۶۰/۵۲۴
پردیس + زئولیت	۳/۲۶	۰/۰۹۱	۰/۷۳۴	۱۸/۷۱۶۲	۰/۰۵۷	۰/۱۸۷۱	۰/۰۰۰۷۵	۷۵/۸۰۸
لورک + زئولیت	۳/۱۱	۰/۱۳۱	۰/۷۷۸	۱۸/۷۱۶	۰/۱۴۷۳	۰/۱۷۷۸	۰/۰۰۲۴	۶۱/۶۰۹
زئولیت	۵/۶۵	۰/۰۷۳	۵/۰۸۵	۷۴/۸۶۳	۷/۳۶۳	۰/۷۲۲۸	۰/۰۰۱۱	۶۴۵/۱۰۹

میزان پتاسیم به سختی قابل تبادل (K_X) و ظرفیت بالقوه بافری (PBC^K) در خاک پردیس نسبت به خاک لورک بیشتر بود. این ظرفیت بالقوه بافری بالا که با استفاده از منحنی های Q/I بدست می آید احتمالاً برای خاک پردیس در شرایط رطوبت مزرعه واقعی نیست زیرا با لایه دوگانه منقطع و سطح تماس کم با محیط محلول خاک، به صورت به سختی قابل تبادل خواهد بود. در این صورت قادر به بافر کردن پتاسیم محلول خاک با رهاسازی سریع پتاسیم محلول نخواهد بود در صورتیکه با سهولت بیشتری آن را جذب می کند. علی رغم بیشتر بودن پتاسیم لبایل، AR^K و پتاسیم محلول با زئولیت نسبت به هر دو خاک، با افزایش زئولیت به خاک تغییرات پتاسیم قابل ملاحظه نبود. احتمالاً مدت آزمایش برای مشاهده اثر زئولیت کافی نبود. ظرفیت تبادل کاتیونی، پتاسیم تبدالی و PBC^K زئولیت نسبت به هر دو خاک بیشتر بود در صورتیکه مقادیر ظرفیت تبادل کاتیونی و پتاسیم تبدالی برای دو خاک تقریباً یکسان بود. بنابراین افزایش زئولیت به خاک موجب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی و پتاسیم تبدالی (EPP) و PBC^K و در نتیجه احراز یک همبستگی معنی دار بین این سه فاکتور شد. ظرفیت بالقوه بافری و CEC با زئولیت نسبت به سایر تیمارها بیشتر بود و بنابراین ظرفیت بالقوه بافری و CEC با افزایش زئولیت به خاک ها افزایش یافت. در صورت استفاده از کود پتاسیم در خاک پردیس با محدودیت پتاسیم قابل استفاده، افزایش CEC و ظرفیت بالقوه بافری پتاسیم با تیمار زئولیت می تواند موجب افزایش میزان پتاسیم قابل استفاده گیاه گردد. با اختلاط زئولیت، مقدار ظرفیت بافری برای هر دو خاک افزایش می یابد. بدون لایه دوگانه پخشیده منقطع و جذب لبه ای پتاسیم با کانی ایلات، افزایش ظرفیت بالقوه بافری با زئولیت، به معنی سرعت بالای بافر نمودن پتاسیم محلول خاک (با غلظت بالای پتاسیم در محلول خاک پس از کود دهی) است. ولی با شرایط جذب لبه ای پتاسیم و لایه دوگانه منقطع ممکن است جذب پتاسیم خوب ولی رهاسازی آن با روش Q/I و ظرفیت بافری، بخصوص در شرایط مزرعه قابل توصیف نباشد. میزان پتاسیم لبایل زئولیت از خاک ها بیشتر است ولی میزان پتاسیم لبایل اختلاط زئولیت با خاک در شرایط پیمانه ای افزایش نیافت. در شرایط مزرعه که میزان نگهداری پتاسیم توسط لایه دوگانه منقطع پخشیده افزایش می یابد ممکن است پتاسیم لبایل و محلول حاصل از زئولیت نسبت به خاک پردیس خیلی بیشتر باشد که موجب افزایش پتاسیم لبایل و محلول خاک مخلوط با زئولیت و کاهش AR^K_e گردد.

منابع

- (۱). بستانی، ع. ا. غ، ثوابقی فیروزآبادی. ۱۳۸۵. منحنی کمیت- شدت پتاسیم و همبستگی پارامترهای آن با خصوصیات تعدادی از خاکهای زیر کشت نیشکر خوزستان. مجله علوم کشاورزی ایران. جلد ۲۷ شماره ۳: ۴۷۱-۴۷۹.
- (۲). فائز نیا، ف. ۱۳۸۳. بررسی تاثیر کمپوست مواد آلی (مالچ و مخلوط با خاک)، زئولیت و لیکا بر حاصلخیزی خاک و رشد گندم، پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- (3). Becket, P. H. T. 1964a. Studies on soil potassium. II: The Immediate Q/I relation of labile potassium in the soil. J. Soil Sci. 15: 9-23.
- (4). Lindsay, W. 1979. Chemical equilibria in soils. John Wiley and Sons, New York.
- (5). Sparks, D. L. & W. C. Libhardt. 1981. Effect of long-term lim and potassium application on quantity-intensity (Q/I) relationships in sandy soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 66: 786-986.
- (6). Wang, J.J. and A.D. Scott. 2001. Effect of experimental relevance on potassium Q/I relationships and its implications for surface and subsurface soils. Commu. Soil. Sci. Plant Anal. 32: 2561-2575. Reference:

سینتیک جذب و رهاسازی فسفر در خاک لسی ایلاتی، ژئولیت و اختلاط آنها

میثم رضایی، سید علیرضا موحدی نائینی

به ترتیب دانشجو آموخته کارشناسی ارشد و دانشیار گروه خاک شناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

یکی از عناصر اصلی مورد نیاز گیاه فسفر می باشد. فسفر در خاک به دو شکل آلی و معدنی یافت می شود. بخش آلی آن در هوموس و قسمت معدنی آن به صورت ترکیباتی با کلسیم (در خاکهای آهکی)، آهن و آلومینیوم (در خاکهای اسیدی) و سایر عناصر واسطه است (۲). بطور کلی فسفر موجود در خاک بصورت‌های: (۱) فسفری که به صورت یونها و ترکیبات محلول، در محلول خاک وجود دارد. (۲) جذب سطوح مواد معدنی خاک شده است. (۳) به صورت بلوری و یا بی شکل در مواد معدنی خاک موجود است. (۴) فسفری که جزئی از مواد آلی خاک می باشد (۵). غلظت کافی فسفات در محلول خاک و حفظ این غلظت تاثیر تعیین کننده ای بر میزان رشد گیاه دارد. فسفاتی که طی ۲۴ تا ۴۸ ساعت پس از افزودن کود جذب می شود تحت تاثیر جذب غیر اختصاصی و تبادل لیگاندی می باشد، و بقیه که در مدت زمانی بسیار طولانی (چند هفته) به حالت تعادل می رسد، تحت تاثیر واکنشهای پیچیده رسوب و حل شدن می باشد. پس از چند هفته میزان فسفر قابل دسترس برابر با غلظت در حال تعادل با کم محلولترین رسوب، در pH مربوطه می باشد. ژئولیتها، آلومینوسیلیکاتهای معدنی کریستالی و با شبکه سه بعدی می باشند، اسکلت باز آنها شامل کانالها و حفراتی حاوی کاتیونها و مولکولهای آب است و به علت تحرک این کاتیونها، پدیده تبادل یون که یکی از ویژگیهای ژئولیتهاست میسر می گردد (۳).

مواد و روش ها

خاک مرکب سطحی (عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتری) پردیس دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی سری رحمت آباد (رده Typic Calcixerols) نمونه برداری شد. ژئولیت مورد استفاده از معادن شمال شرقی سمنان تهیه گردید. ژئولیت مورد نیاز معادل ۲۰ تن در هکتار با قطر ۲ میلی متر به خاک برای آزمایش های اختلاط خاک و ژئولیت اضافه شد. پس از آزمایشات فیزیکی و شیمیایی، آزمایش های سینتیکی با استفاده از روش پیمانه ای انجام گرفت. برای مطالعات سینتیکی جذب فسفر یک گرم از هر تیمار (خاک، خاک و ژئولیت و ژئولیت) در دو تکرار توزین و در لوله سانتریفیوژ ریخته شد. سپس ۱۰ میلی لیتر از محلولهای ۰/۰۳۴ مولار کلسیم (کلرید کلسیم) با قدرت یونی برابر با خاک پردیس دانشگاه علوم کشاورزی گرگان که غلظت فسفر از منبع (پتاسیم دی هیدروژن فسفات) در آنها به ترتیب ۲۰، ۴۰، ۶۰، ۸۰ و ۱۱۰ میلی گرم در لیتر بود و تیمار مخلوط آمونیوم+فسفر + پتاسیم با غلظت های ۱- K155, N120, P60، ۲- K185, N120, P60، ۳- K155, N90, P60 میلی گرم در لیتر از منابع کلرور آمونیوم، کلرور پتاسیم و دی هیدروژن فسفات (تقریباً معادل همان مقادیر بر حسب کیلوگرم در سطح یک هکتار) به نمونه ها اضافه شد و در دمای اتاق (25 ± 2 درجه سانتی گراد) به مدت یک ساعت برای هر زمان تکان داده شد. ده زمان ۲، ۴، ۸، ۱۲، ۴۸، ۱۹۲، ۲۴۰، ۷۲۰، ۱۴۴۰ و ۱۸۰۰ ساعت برای نیل به هدف مورد نظر در نظر گرفته شد. نمونه های مربوط به هر زمان به مدت ۵ دقیقه با دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ گردیدند و محلول رویی جهت اندازه گیری میزان فسفر مورد نظر جمع آوری گردید. برای مطالعات سینتیکی رهاسازی فسفر پس از به اتمام رسیدن مراحل جذب در هر غلظت و همچنین غلظت صفر فسفر، نمونه انتهایی (زمان آخر) بلافاصله با روش مرحله ای و شبیه شرایط آزمایشات جذب مورد استفاده قرار گرفت. پس از قرائت غلظت فسفر نمونه ها پنج مدل سینتیکی مرتبه اول، مرتبه صفر، الویچ ساده شده، انتشار هذلولی و تابع نمایی برای برازش داده ها مورد استفاده قرار گرفتند.

نتایج و بحث

نتایج برخی خصوصیات نمونه ها در جدول ۱ آمده است. ژئولیت سبب افزایش خصوصیات چون ظرفیت تبادل کاتیونی، هدایت الکتریکی و پتاسیم تبدالی در مخلوط با خاک گردید. الگوی جذب و رهاسازی فسفر با گذشت زمان در خاک در شکل ۱ و ۲ آمده است. در هر دو تیمار در زمان های اولیه، غلظت فسفر محلول به طور سریعی کاهش می یابد ولی با گذشت زمان شیب نمودار کم و سرعت جذب فسفر کاهش می یابد. اولین خصوصیت مهم نمودار جذب، افت شدید اولیه در غلظت فسفر محلول و افزایش شدید جذب است که مربوط به جذب سطحی سریع اولیه فسفر یا تبادل لیگاندی می

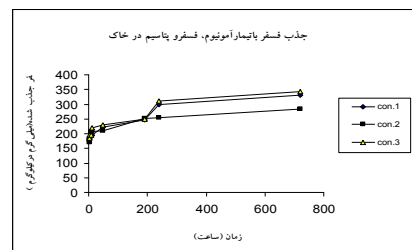
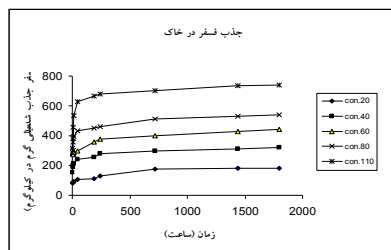
باشد، این مرحله در تشکیل هسته های رشد کریستال دارای اهمیت است. مدت این مرحله برای همه تیمارهای خاک و خاک با زئولیت و زئولیت ۱۲ ساعت بود. خصوصیت دوم نمودار، قسمت نسبتاً مسطح منحنی است که مربوط به دوره استقرار و پایدار شدن فسفر جذب شده برای تشکیل کریستال می باشد. شروع این مرحله بعد از زمان های اشاره شده در مرحله اول بود. با توجه به نتایج با افزودن زئولیت به خاک شاهد افزایش جذب فسفر در تیمار خاک با زئولیت در غلظت K155,N90,P60 بودیم. میزان رهاسازی با تیمارهایی بیشتر بود که بیشترین مقدار جذب را داشتند. در تمامی نمونه ها و در دو تیمار، رهاسازی فسفر در مراحل اولیه سریع و سپس با گذشت زمان بتدریج کاهش می یابد. کاهش تدریجی سرعت رهاسازی فسفر، ممکن است در اثر کاهش پوشش سطحی و بار سطحی و در نتیجه کاهش انرژی اثر متقابل و انرژی پتانسیل یون های فسفر جذب شده باشد (۴). در تیمار فسفر معادله های ایلوویج و تابع نمایی جذب فسفر را برای

نام خاک	نسبت من	بافت	ظرفیت تبادل	درصد ماده	کنش هدایت	پتاسیم	پتاسیم
	(%)	(%)	کاتیونی	شباع (SP)	آلی	الکتریکی	محلول
			meq.100g ⁻¹	(%)	dS.m ⁻¹	mg.l ⁻¹	mg.kg ⁻¹
پر دیس	۲۴	۰	۱۶/۷۳۰۳	۵۰/۴۵	۱/۸۸	۷/۴۵	۹/۳۵۸
دیس + زئولیت			۱۸/۷۱۶۲	۵۰/۴۲	۱/۸۱	۷/۴	۷/۲۱
زئولیت	۱	۷	۲	۵۰	۰/۰۴۱	۷/۳۴	۶/۹۷۶

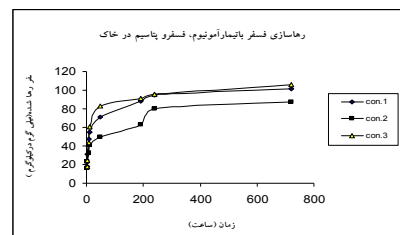
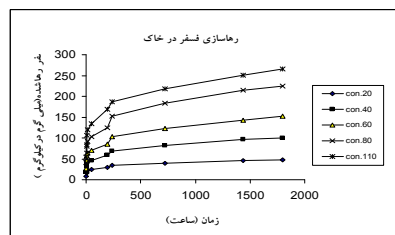
خاک و خاک با زئولیت و معادلات تابع نمایی و پارابولیکی جذب فسفر را برای زئولیت و معادله های ایلوویج، تابع جدول ۱- برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی نمونه های خاک و زئولیت

نمایی و پخشیدگی پارابولیکی رهاسازی فسفر را برای خاک و خاک با زئولیت و معادلات ایلوویج و پخشیدگی پارابولیکی و مرتبه اول رهاسازی فسفر را برای زئولیت تشریح کردند. در تیمار فسفر + آمونیوم + پتاسیم معادله های ایلوویج جذب و رهاسازی فسفر را تا حدودی برای خاک و خاک با زئولیت و معادله مرتبه صفر جذب فسفر را برای زئولیت و معادله ایلوویج رهاسازی فسفر را برای زئولیت تشریح کردند.

به نظر می رسد مکانیزم جذب فسفر در غلظت های پایین (کمتر از ۸۰ میلی گرم در لیتر) با تیمار زئولیت، از نوع تشکیل رسوبات آمورف که به تدریج کریستالی می شوند، نمی باشد و زئولیت دارای پتانسیل بالا برای جذب لیگاندی فسفر می باشد. با توجه به اینکه روند (شدت) رهاسازی فسفر برای تمامی غلظت ها (غلظت های بالاتر و پایین تر از ۸۰ میلی گرم در لیتر) یکسان است، بنظر می رسد مکانیزم جذب فسفر برای تمام رنج غلظت های مورد استفاده در این تحقیق جذب لیگاندی می باشد. با زئولیت در کمتر از ۳۰۰ ساعت برای غلظت های ۲۰، ۴۰ میلی گرم در لیتر و ۸۰۰ ساعت برای غلظت ۶۰ میلی گرم در لیتر منحنی مسطح می شود، که نماینده پایان جذب لیگاندی است و با افزایش غلظت در مدت ۱۸۰۰ ساعت، جذب لیگاندی تکمیل نگردد. در صورتیکه، با خاک جذب لیگاندی معمولاً در طول دو روز تکمیل می گردد (۱). سرعت و مقدار رهاسازی فسفر در زئولیت نسبت به خاک + زئولیت و نیز خاک + زئولیت نسبت به خاک کمتر است. در صورتیکه مقدار جذب با زئولیت با تبادل لیگاندی از نوع غیر لبایل (هنگامی که دو پیوند Al-O با ارتوفسفات تشکیل گردد) به سهولت رها نمی شود زیرا تبادل لیگاندی از نوع غیر لبایل، جذبی بسیار قوی می باشد. از مقایسه جذب و آزادسازی تیمار فسفر با جذب و رهاسازی تیمار فسفر + آمونیوم + پتاسیم با زئولیت مقدار جذب تغییری نکرد ولی با خاک و خاک + زئولیت مقدار جذب کاهش یافت. میزان رهاسازی فسفر با تیمارهای خاک، خاک + زئولیت و زئولیت به مقدار خیلی جزئی کاهش یافت.



شکل ۱- جذب فسفر در تیمارهای فسفر و فسفر + آمونیوم + پتاسیم در خاک



شکل ۲- رهاسازی فسفر در تیمارهای فسفر و فسفر+آمونیم+پتاسیم در خاک

منابع

- (1). Bohn, H. L., B l. McNeal. And A. O Connor. 1979. Soil Chemistry. John Wiley and Sons, New York.
- (2). Havlin, J. L., Bbeaton, J. D., Tisdale, S. L., Nelson, W. L. 2005. Soil fertility and fertilizers. Prentice, Hall. U. S. A.
- (3). Malcom, R.L. and V.C. Kennedy. 1969. Rate of cation exchange on clay minerals as detemined by specifi ion electrode technique. Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 33 : 247-255.
- (4). Peterson, S. R. and J. Jurinake. 1979. Kinetics of salt release for Mancos shale. Agron. Abster. P. 151.
- (5). Stevenson, F. J. and M. A. Cole, 1999. cycles of soils, Second Ed. John Wiley and Sons, Inc.

بررسی ضرورت حفاظت از تنوع زیستی گیاهان فلز-اندوز

حبیب خداوردی لو

استادیار دانشگاه ارومیه، دانشکده کشاورزی، گروه خاکشناسی،

مقدمه

بسیاری از گونه‌های گیاهی بومی خاک‌های آلوده، چه بیش‌اندوز (*hyperaccumulator*) و چه غیر بیش‌اندوز، گونه‌های کمیابی هستند [۱ و ۶]. این گیاهان، اغلب بومی چند ناحیه‌ی کوچک از خاک‌های سرشار از فلز (*metalliferous*) هستند؛ برخی تنها مختص یک مکان بوده و نمونه‌هایی از برخی دیگر، تنها در چند منطقه شناسایی شده‌اند. برای مثال، بیش‌اندوز نیکل *Alyssum pinifolium* تنها در چند منطقه در غرب ترکیه و تنها دو بار در قرن نوزدهم و یک بار در قرن بیستم گردآوری شده‌اند و چندین گونه‌ی دیگر از این جنس نیز بسیار کمیابند. بیش‌اندوز نیکل *Bornmu baldacci ssp. markgrafii* ظاهراً اکنون تنها به شکل یک نمونه‌ی هرباریومی در وین موجود است. چندین بیش‌اندوز کوبایی نیکل، تنها در یک یا دو منطقه یا به صورت نمونه‌هایی گردآوری شده موجودند. لذا، می‌بایست تلاش‌های درخور برای برگرداندن دوباره‌ی این گونه‌ها به زیستگاه‌های طبیعی خود انجام شده و تدابیر حفاظتی شدیدی برای بقای آنها اتخاذ شود. همچنین گیاهان بومی سرپانتین، مانند *phyllacanthus grisebachianus* در کوبا، تنها یک یا دو بار گردآوری شده‌اند و پس از آن در همان مکان یا مناطق دیگر نیز یافت نشده‌اند. حتی بیش‌اندوزهایی با پراکنش گسترده نیز ممکن است در مناطقی مورد تهدید باشند؛ جمعیت‌های روی-اندوز *Thlaspi caerulescens* تراکم بالایی در برخی مناطق دارند، ولی در مناطقی دیگر خطر انقراض آنها را تهدید می‌کند. جمعیت‌های گوناگون گیاهان فلز-اندوز می‌توانند تفاوت‌های چشمگیر با هم داشته باشند، لذا حفاظت همه‌ی جمعیت‌های یک گونه نیز باید حیاتی قلمداد شود.

در ایران، با اینکه تاکنون پژوهشهایی در رابطه با شناسایی جمعیت‌های بومی گیاهان در مناطق آلوده و یا گونه‌های بیش‌اندوز انجام شده است [برای مثال، ۲، ۳ و ۴]، هیچ گونه تلاش هدفمندی در راستای گردآوری و حفاظت از گیاهان بیش‌اندوز صورت نگرفته است. این در حالیست که جامعه‌ی گیاهی ایران در حدود ۸۰۰۰ گونه‌ی گیاهی متعلق به ۱۵۰ خانواده دارد که تقریباً ۲۲٪ از آنها به طور اختصاصی بومی ایران هستند [۵]. هدف این مقاله، بررسی خطرات و تهدیدهای فراوی گیاهان بیش‌اندوز و بررسی ضرورت و راهکارهای عملی گردآوری و حفاظت از این گیاهان است.

مواد و روشها

عوامل تهدید کننده گیاهان بیش‌اندوز و دلایل ضرورت حفاظت از این گیاهان از منابع گردآوری و پیشنهاداتی در زمینه جلوگیری از این تهدیدها و راههای گردآوری و حفاظت از این گیاهان ارائه گردید.

نتایج و بحث

گونه‌های متحمل به فلز و بویژه بیش‌اندوزها، منابع بیولوژیکی ارزشمندی با پتانسیل بالای بهره‌وری در اختیار ما می‌گذارند و اکنون تلاشهای پژوهشی درخوری برای گسترش دانش ما از توزیع این گیاهان در اقصی نقاط جهان مورد نیاز است. این پژوهش‌ها شامل بررسی خاک‌های سرپانتین و نشر نتایج، بویژه در مناطق حاره و نواحی مخروطه (برای مثال در اثر کان کنی *Cu*، *Zn* و *Pb*)، در بسیاری از کشورهاست. این داده‌ها به نوبه‌ی خود ما را در ساماندهی و طراحی راهکارهایی به منظور حفاظت از گونه‌های کمیاب و جمعیت‌های مورد تهدید، یاری خواهند داد. عمده‌ی این تهدیدها عبارتند از: (۱) کان کنی، (۲) توسعه‌ی کشاورزی، (۳) آتش‌سوزی، (۴) توسعه‌ی شهری، (۵) توسعه‌ی مناطق تفریحی و تفرجگاهی، و (۶) فعالیت‌های غیر فتی گردآورندگان گیاهان. نمونه‌های بارزی از اثرات این گونه تهدیدها بر گیاهان

سرپانتین و بیش‌اندوزهای نیکل و توصیه‌های حفاظتی در منابع منتشر شده‌اند [۶]، لیکن توصیه‌های مشابهی در مورد سایر گونه‌های گیاهی قابل اجرا و ضروری بوده و به طور کلی برای همه‌ی مناطق سرشار از فلز که گیاهان خاصی در آنها می‌رویند، اعتبار دارد.

در برخی موارد، بویژه در خاک‌های اولترامافیک، فعالیت‌های نوین کان‌کنی (برای کان‌سارهای نیکل، کرومات، تالک، مگنزیت و غیره) می‌توانند گیاهان فلزدوست موجود را- که ممکن است شناسایی شده باشند یا خیر- تهدید کنند. بررسی کامل گیاهان، از جمله تجزیه‌ی شیمیایی آنها، می‌بایست بخشی از یک مطالعه‌ی منظم در چنین خاک‌هایی بوده و پیش از آغاز فعالیت‌های کان‌کنی اقدامات حفاظتی مناسبی اتخاذ گردد. در جاهایی که مجموعه‌ای از گیاهان فلزدوست بر روی مخروطه‌های معادن یا مکانهای ذوب فلزات ایجاد شده‌اند، همانند آنچه در نواحی کان‌کنی **Zn/Pb** یا **Cu** رخ می‌دهد، اتخاذ اقدامات مشابهی پیش از آغاز فرایندهای پالایش فیزیکی و شیمیایی و یا حتی پالایش‌سبز منطقه الزامی است.

گسترش کشاورزی اغلب، چه به صورت اتفاقی یا تعمّدی، به کشیده شدن دامنه‌ی آن به مناطق سرشار از فلز می‌انجامد. اصلاح شیمیایی خاک‌های سرشار از فلز می‌تواند آنها را به محیط نامناسبی برای انواع محدودی از فعالیت‌های زراعی یا باغی تبدیل کند، اما این امر می‌تواند به قیمت از بین رفتن مجموعه‌ی گیاهان خاص سازگار شده با این محیط‌ها تمام شود. لذا، انجام بررسی‌هایی ضروری است تا یقین حاصل شود که با انجام این فعالیت‌ها هیچ چیز منحصر به فرد و ارزشمندی از دست نمی‌رود. برخی از کمیاب‌ترین فلزدوست‌ها، بویژه آنهایی که در یک منطقه‌ی چند هکتاری یا چند کیلومترمربعی یافت شده‌اند، شدیداً در معرض خطر آتش‌سوزی جنگل‌ها و بوته‌زارها هستند؛ که ممکن است به شکل طبیعی و یا عمدی رخ دهد. بنابراین، یک اتفاق ساده ممکن است یک گونه را کاملاً منقرض کند. تاسیس یک "بانک بذر" برای گونه‌هایی که در معرض چنین تهدیدهایی هستند، می‌بایست در راس اقدامات حفاظتی باشد. بازنگری اطلاعات موجود در مورد پراکنش کلی گونه‌های بیش‌اندوز در ارزیابی خطراتی که در اثر گسترش روزافزون شهرها و توسعه‌های جنبی از جمله استفاده از مناطق مخروطه‌ی معادن و مناطق بایر سرپانتین برای انواع تفرّجگاه‌ها متوجه جوامع گیاهی می‌شوند، مفید خواهد بود.

در پایان، در برخی موارد شاید ضروری باشد که محدودیت‌هایی در دسترسی به مناطق دارای گیاهان کمیاب، حتی توسط جامعه‌ی گیاهشناسان، وضع گردد. برداشت گونه‌های بسیار کمیاب از رویشگاه‌های طبیعی آنها برای مجموعه‌های هرباریومی یا برداشت بذر آنها برای اهداف تجاری یا اقدامات پالایش‌سبز، همه تهدیدهایی برای بقای پایدار منابع طبیعی به شمار می‌روند؛ مگر اینکه این فعالیت‌ها با تدابیری شدید و مسئولانه کنترل شوند.

منابع

- [۱] خداوردی‌لو، ح. ۱۳۸۵. مدل‌سازی پالایش‌سبز خاک‌های آلوده به کادمیم و سرب. رساله‌ی دوره دکتری تخصصی فیزیک و حفاظت خاک. دانشگاه تربیت مدرس. تهران، ایران.
- [۲] مهتدی، ا. ۱۳۸۴. بررسی مقدار نیکل موجود در گونه‌های *L. Alyssum*. روئیده بر خاک‌های سرپانتین و غیرسرپانتین نواحی غرب ایران. پایان‌نامه‌ی کارشناسی ارشد. دانشگاه اصفهان.
- [3] Ghaderian, S. M., A. Mohtadi, M. R. Rahiminejad, and A. J. M. Baker. 2007. Nickel and other metal uptake and accumulation by species of *Alyssum* (*Brassicaceae*) from the ultramafics of Iran. *Environmental Pollution*. 145: 293-298.
- [4] Hajiboland, R., and H. Manafi. 2007. Flora of heavy metal-rich soils in NW Iran and some potential hyper-accumulator and accumulator species. *Acta Bot. Croat.* 66 (2), 177-195.
- [5] Jalili, A. and Z., Jamzad. 1999. Red Data Book of Iran. RIFR, Tehran, Iran.
- [6] Raskin, I. and B. D. Ensley. 2000. *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*. John Wiley and Sons, Inc., New York. P. 304.

پالایش گیاهی کادمیوم توسط گیاه شورپسند تاج خروس وحشی (*Amarantus chlorostachys* L.)

محبوبه مظهري، مهدی همایی، عبدالمجید لیاقت، مهدی شرفا

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی،

^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس تهران

^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی کرج، دانشگاه تهران

^۴ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران

مقدمه:

کودهای فسفوری در ایران بیشتر به صورت فسفات آمونیوم استفاده می شوند که دارای مقداری کادمیوم هستند. با توجه به کاربرد بی رویه کودهای فسفوری و عدم کنترل آن از طرف سازمانهای مربوطه و وجود کارخانه های بزرگ ذوب و استخراج فلز در کشور، بررسیهایی در راستای روشهای مناسب برای کاهش آلودگی محیط زیست و پالایش مکانهای آلوده به کادمیوم ضروری است. یکی از روشهای جدید در پالایش خاک، استفاده از گیاهان بیش اندوز برای آلودگی زدایی خاک از آلاینده ها می باشد. به توانایی خاص گیاهان در انتقال بی ضرر آلاینده های فلزی از داخل خاک به ریشه و قسمت های هوایی گیاه که در اصل برای دور کردن و کم کردن میزان فلزات در خاک است، پالایش سبز گفته می شود. گیاه بیش اندوز گیاهی است که بیش از ۱۰۰ بار از یک گیاه معمولی توانایی اندوزش کادمیوم را در خود دارا باشد. بنابراین یک گیاه بیش اندوز کادمیوم گیاهی است که توانایی اندوزش بیش از ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم را در خود دارا باشد. یکی از روشهای پالایش سبز، استخراج گیاهی (Phytoextraction) است. در این روش، گیاه افزون بر تجمع فلز سنگین در ریشه خود، قادر به انتقال آن به اندام های هوایی نیز هست. هدف از انجام این پژوهش بررسی امکان استفاده از گیاهان شور پسند برای آلودگی زدایی خاک به عنوان گیاهان بیش اندوز می باشد.

مواد و روشها:

آزمایش در یک مجموعه ۲۸ گلدانی (۱ عنصر × ۱ گیاه × ۴ تکرار × ۷ تیمار) تنظیم گردید. خاک از الک ۴ میلیمتری گذرانیده شد. جرم ویژه ظاهری اولیه خاک برابر با ۱/۳۴۴ گرم بر سانتی متر مکعب بود. با توجه به این جرم ویژه، جرم خاک هر گلدان تعیین و به میزان ۷ کیلوگرم در هر گلدان ریخته شد. خاک در سطوح ۰،۵، ۱، ۲، ۴، ۶ و ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم آلوده گردید. برای ایجاد آلودگی، از نمک کلرید کادمیوم استفاده شد. پس از پایان دوره رشد، اندام های هوایی و ریشه گیاهان برداشت شد. وزن تر گیاه در هر گلدان اندازه گیری شد. سپس گیاهان برداشت شده با استفاده از آب مقطر شستشو داده شدند. در نهایت غلظت کادمیوم در گیاه با روش اکسیداسیون تر (Gupta, 2003) و اندازه گیری با دستگاه ICP (JY138 ULTRACE) بدست آمد.

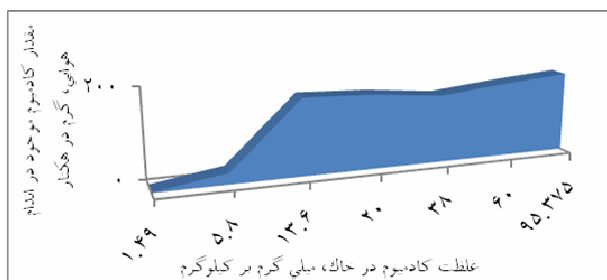
نتایج و بحث:

نتایج نشان می دهد که با افزایش غلظت کادمیوم خاک، میزان اندوزش کادمیوم در کل گیاه (ریشه و ساقه) افزایش می یابد. لیکن این اندوزش، در ریشه بیشتر از اندامهای هوایی است (شکل ۱). با توجه به مطالعات گذشته نسبت مقدار کادمیوم موجود در اندام هوایی به ریشه ۱ به ۵ یا ۰/۲ می باشد، بر طبق جدول ۱ این مقدار برای تاج خروس به طور متوسط برابر ۰/۶۳ است که نشان از توانایی این گیاه در انتقال کادمیوم از ریشه به اندام هوایی دارد. هرچند که در پالایش گیاهی میزان جذب فلزات سنگین در کل اندام گیاهی مطرح است لیکن در روش استخراج گیاهی هدف اصلی رسانیدن کادمیوم به اندامهای هوایی می باشد که به راحتی قابل برداشت و بازیافت هستند. به طور کلی می توان گفت با توجه به تعریف گیاه بیش اندوز و نتایج جدول ۱ تاج خروس وحشی یک گیاه بیش اندوز می باشد. در سطوح

آلودگی بالای کادمیومی خاک، مقدار ماده خشک گیاهی بدست آمده (جدول ۱) از اندام هوایی گیاه تاج خروس به حدی است که مقدار برداشت کادمیوم توسط اندام هوایی بر حسب گرم در هکتار با افزایش آلودگی کادمیومی خاک افزایش می یابد. به طور کل می توان گفت که گیاه تاج خروس وحشی به دلیل توانایی برای مقابله با شرایط شوری و محیط های پر تنش، یک گونه شورپسند بیش اندوز و بسیار موفق در روش استخراج گیاهی کادمیوم خواهد بود. وجود ماده خشک گیاهی کافی در آلودگیهای زیاد کادمیوم خاک، مهمترین عامل در نشان دادن قابلیت گیاه تاج خروس وحشی برای استفاده در روش استخراج گیاهی می باشد. میزان کادمیوم خارج شده از خاک در طول یک فصل رشد برابر با سطح زیر منحنی در شکل ۱ میباشد. همچنین با توجه به سیستم ریشه ای گسترده گیاه و مقادیر بالای اندوزش کادمیوم در ریشه میتوان از آن در روش تصفیه ریشه ای (Rhizofiltration) برای محیط های آلوده آبی و خاکی نیز استفاده نمود.

جدول ۱: نتایج عددی کادمیوم در خاک و در گیاه تاج خروس وحشی

مقدار کادمیوم استخراج شده در اندام هوایی (g/ha/year)	مقدار ماده خشک گیاهی در هکتار (کیلوگرم)	مقدار کادمیوم در ریشه (میلیگرم بر کیلوگرم)	مقدار کادمیوم در اندام هوایی (میلیگرم بر کیلوگرم)	کادمیوم کل در خاک بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم
1	4745	7.6	0.2	1.49
25.4	3980	15.05	6.3	5.8
173.3	3184	43.5	54.4	13.6
167.6	3885	57	43.1	20
153.3	2802	64.09	54.7	38
169.6	2388	87.07	71	60
182.7	1910	132.03	95.6	95.375
124.4	3270	58	46.2	33.47
S.D				
میانگین				



شکل ۱: مقدار کادمیوم برداشت شده از اندام های هوایی

1. Baker, A.J.M. and R.R. Brooks. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements--A review of their distribution, ecology, and phytochemistry. Biorecovery 1:81-126.
2. Gupta, P.K. (2003). Soil, plant, water and fertilizer analysis. Agrobios, New Dehli, India. P.438.
3. Henry, J.R. (2000). An overview of the phytoremediation of lead and Mercury U.S. Environmental protection Agency office of solid waste and emergency response technology innovation office. Washington, D.C.

4. **Taylor S.I, Macnair M.R.**(2006). Within and between population variation for zinc and nickel accumulation in two species of *Thlaspi* (Brassicaceae). *New Phytol*;169:505–14.
5. **Sparks,D.L.**(2006).Environmental soil chemistry. Academic press.p.269-271.

بررسی امکان پالایش سبز کادمیوم از خاک توسط گیاه شورپسند سلمه تره (*Chenopodium album*)

محبوبه مظهري، مهدی همایی، عبدالمجید لیاقت، مهدی شرفا

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی،

^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس تهران

^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی کرج، دانشگاه تهران

^۴ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران

مقدمه:

برخی از گیاهان میل بیشتری برای جذب کادمیوم دارند و آن را با غلظتهای بسیار بیشتری نسبت به دیگر گیاهان در خود می اندوزند. از توانایی برخی گیاهان در جذب بیشتر کادمیوم خاک میتوان برای پالایش خاک از آلودگی کادمیوم استفاده کرد. گیاهان شورپسند توانایی بالایی در تحمل شرایط سخت و تنش زای محیطی مثل خشکی و شوری و یا سمیت عناصری چون کلر را دارا میباشند. به همین علت شاید بتوان از آنها در جهت پالودن محیط زیست از فلزات سنگین استفاده نمود. گیاه بیش اندوز کادمیوم گیاهی است که توانایی تجمع بیش از ۱۰۰ برابر غلظت مجاز کادمیوم را در اندام خود داشته باشد. بنابراین یک بیش اندوز کادمیوم باید بیش از ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم کادمیوم را در خود اندوزش دهد. در تحقیقات انجام گرفته جذب کادمیوم برای *Thlaspi caerulescens* برابر با 11 ± 35 گرم بر هکتار در سال و برای *Alyssum murale* برابر با 11 ± 43 گرم در هکتار در سال است. هدف از انجام این پژوهش بررسی امکان استفاده از گیاه شور پسند سلمه تره برای آلودگی زدایی خاک به عنوان گیاهان بیش اندوز و بررسی توانایی گیاه در انتقال کادمیوم از ریشه به اندام هوایی برای استفاده گیاه در روش استخراج گیاهی می باشد.

مواد و روشها:

آزمایش در سطح گلخانه ای و در یک مجموعه ۲۸ گلدانی (۱ عنصر $\times$ ۱ گیاه $\times$ ۴ تکرار $\times$ ۷ تیمار) تنظیم گردید. خاک از الک ۴ میلیمتری گذرانیده شد. جرم حجمی ظاهری اولیه خاک برابر با $1/344$ گرم بر سانتی متر مربع بود و با توجه به آن جرم خاک هر گلدان برابر با ۷ کیلوگرم شد. خاک در سطوح صفر، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰ و ۱۰۰ میلیگرم بر کیلوگرم کادمیوم آلوده گردید. برای ایجاد آلودگی از نمک کلرید کادمیوم ($CdCl_2$) استفاده شد. در این پژوهش تعرق به روش توزین اندازه گیری شد. بعد از تمام شدن دوره رشد اندام هوایی و ریشه گیاهان برداشت شدند. وزن تر گیاه در هر گلدان اندازه گیری شد و سپس گیاهان برداشت شده با استفاده از آب مقطر شستشو داده شدند. در نهایت غلظت کادمیوم در گیاه با روش اکسیداسیون تر (Gupta2003) و اندازه گیری با دستگاه (ICP(JY138 ULTRACE بدست آمد. طرح آماری آزمایش در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی با چهار تکرار بود. نتایج آزمایش با استفاده از نرم افزار آماری SPSS پردازش گردید.

نتایج و بحث:

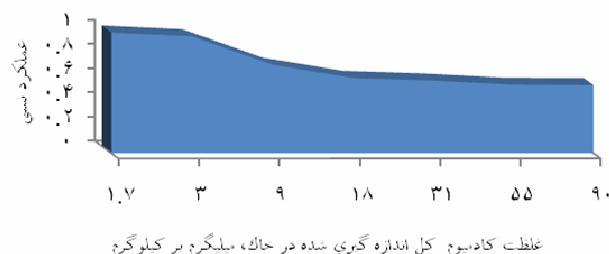
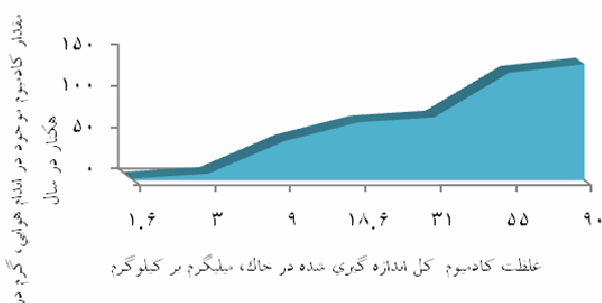
نتایج بدست آمده نشان داد که سلمه تره به طور متوسط ۶۰٪ از کادمیوم کل خاک را در ماده خشک گیاهی در اندام هوایی خود ذخیره می کند (جدول ۱). اگر چه میزان کادمیوم اندوخته شده در سلمه تره در اندام های هوایی (به طور متوسط ۱۹ میلی گرم بر کیلوگرم) در رده گیاهان بیش اندوز معرفی شده کادمیوم مثل *Thlaspi Caerulescens* (۳۵ میلیگرم بر کیلوگرم) نیست لیکن نتایج پژوهش نشان داد که سلمه تره در مقادیر بالای کادمیوم خاک دارای زیست توده مناسب است (شکل ۱) و میتوان از آن به عنوان گیاهی بسیار مناسب و مقرون به صرفه برای استخراج

گیاهی (Phytoextraction) کادمیوم استفاده نمود. زیرا یکی از شروط مناسب بودن یک گیاه برای استخراج گیاهی داشتن عملکرد مناسب و زیست توده بالا در شرایط آلودگی است. به طور کلی می توان گفت سلمه تره به دلیل شورپسند بودن توانایی بالایی در تحمل شرایط آلودگی کادمیوم را داراست. به طوری که حتی در غلظتهای بیش از ۹۰ برابر غلظت مجاز آن در خاک دارای زیست توده مناسب است. به همین دلیل مقدار برداشت کادمیوم توسط اندام هوایی بر حسب گرم در هکتار با افزایش آلودگی کادمیومی خاک افزایش می یابد (نمودار ۲).

جدول ۱- مقادیر عددی اندازه گیری کادمیوم در خاک و در گیاه سلمه تره

مقدار کادمیوم استخراج شده در اندام هوایی (g/ha/year)	مقدار ماده خشک گیاهی کیلوگرم در هکتار	مقدار کادمیوم در اندام هوایی میلیگرم بر کیلوگرم	کادمیوم کل در خاک بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم
2	6305.732	0.3	1.675
8.5	5636.943	1.5	2.9
47.6	4872.611	6.8	8.9
70.2	4713.376	15	18.65
76.5	4044.586	19	31.25
130.4	3662.42	35.1	55
140.3	3439.49	40.8	89.41
68	4667.88	17	29.7
54.02239	101.8931	15.94362	32.31655

میانگین
S.D



نمودار ۲: غلظت کادمیوم در

نمودار ۱- عملکرد نسبی در سطوح مختلف آلودگی کادمیومی
اندام های هوایی

- Baker, A.J.M. and R.R. Brooks. (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements--A review of their distribution, ecology, and phytochemistry. *Biorecovery* 1:81-126.
- Gupta, P.K. (2003). Soil, plant, water and fertilizer analysis. Agrobios, New Dehli, India. P.438.

8. **Henry, J.R.** (2000). An overview of the phytoremediation of lead and Mercury U.S. Environmental protection Agency office of solid waste and emergency response technology innovation office. Washington, D.C.
9. **Taylor S.I, Macnair M.R.** (2006). Within and between population variation for zinc and nickel accumulation in two species of *Thlaspi* (Brassicaceae). *New Phytol*;169:505–14.
10. **Sparks,D.L.** (2006). *Environmental soil chemistry*. Academic press.p.269-271.

پالایش گیاهی کادمیوم توسط گیاه شورپسند درمنه ترکی (*Chenopodium botrys*.L)

محبوبه مظهری، مهدی همایی، عبدالمجید لیاقت، مهدی شرفا

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی،

^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس تهران

^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی کرج، دانشگاه تهران

^۴ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تهران

مقدمه:

ایران یکی از بزرگترین ذخایر گونه های گیاهی شورپسند را در دنیا داراست. گیاهان شورپسند توانایی بالایی در تحمل شرایط سخت و تنش زای محیطی مثل خشکی و شوری و یا سمیت عناصری چون کلر را دارا میباشند. به همین علت شاید بتوان از آنها در جهت پالودن محیط زیست از فلزات سنگین استفاده نمود. هدف از انجام این پژوهش بررسی امکان استفاده از گیاهان شور پسند برای آلودگی زدایی خاک به عنوان گیاهان بیش اندوز می باشد. کادمیوم از فلزات سنگین و آلاینده محیط زیست است. یکی از روشهای جدید در پالایش خاک استفاده از گیاهان برای آلودگی زدایی خاک از آلاینده ها می باشد. به توانایی خاص گیاهان در انتقال بی ضرر آلاینده های فلزی از داخل خاک به ریشه و قسمتهای هوایی گیاه که در اصل برای دور کردن و کم کردن میزان فلزات در خاک است، پالایش سبز^۱ گفته می شود. گیاه بیش اندوز به گیاهی گفته می شود که توانایی تجمع بیشتر از ۰/۱٪ کرومیوم، کادمیوم، کوبالت، مس و نیکل و یا بیشتر از ۱٪ از روی، سرب و منگنز را در اندامهای هوایی خود بر پایه وزن خشک داشته باشد. در تحقیقات انجام گرفته جذب کادمیوم برای *Thlaspi caerulescens* برابر با 11 ± 35 گرم بر هکتار در سال و برای *Alyssum murale* برابر با 11 ± 43 گرم در هکتار در سال است. هدف از انجام این پژوهش بررسی امکان استفاده از گیاه شور پسند درمنه ترکی برای آلودگی زدایی خاک به عنوان گیاهان بیش اندوز و بررسی توانایی گیاه در انتقال کادمیوم از ریشه به اندام هوایی برای استفاده گیاه در روش استخراج گیاهی می باشد.

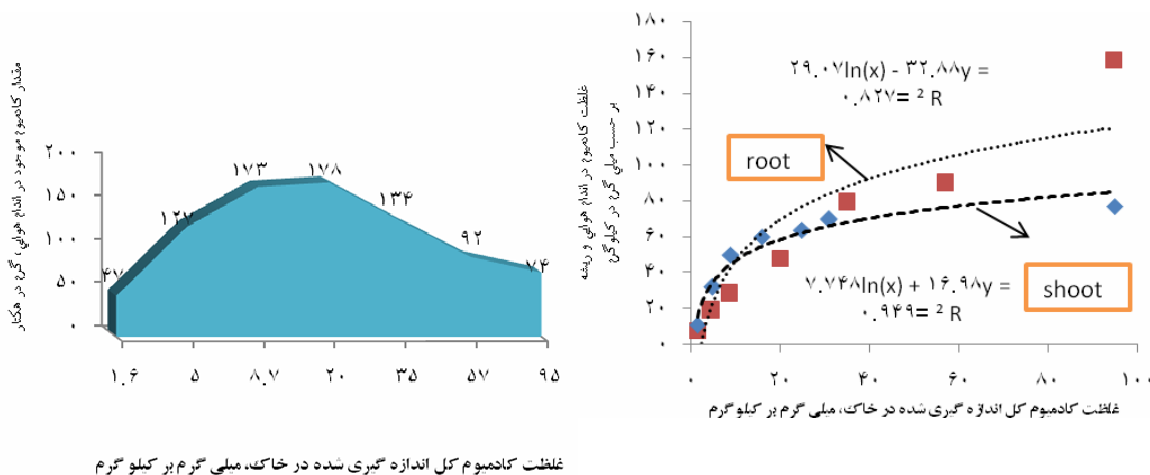
مواد و روشها:

آزمایش در سطح گلخانه ای و در یک مجموعه ۲۸ گلدانی (۱ عنصر $1 \times$ گیاه $4 \times$ تکرار $7 \times$ تیمار) تنظیم گردید. خاک از الک ۴ میلیمتری گذرانیده شد. جرم حجمی ظاهری اولیه خاک برابر با $1/344$ گرم بر سانتی متر مربع بود و با توجه به آن جرم خاک هر گلدان برابر با ۷ کیلوگرم شد. خاک در سطوح صفر، ۵، ۱۰، ۲۰، ۴۰، ۶۰ و ۱۰۰ میلیگرم بر کیلوگرم کادمیوم آلوده گردید. برای ایجاد آلودگی از نمک کلرید کادمیوم ($CdCl_2$) استفاده شد. در این پژوهش تعرق به روش توزین اندازه گیری شد. بعد از تمام شدن دوره رشد اندام هوایی و ریشه گیاهان برداشت شدند. وزن تر گیاه در هر گلدان اندازه گیری شد و سپس گیاهان برداشت شده با استفاده از آب مقطر شستشو داده شدند. در نهایت غلظت کادمیوم در گیاه با روش اکسیداسیون تر (Gupta2003) و اندازه گیری با دستگاه (ICP(JY138 ULTRACE بدست آمد. طرح آماری آزمایش در قالب طرح بلوک کاملاً تصادفی با چهار تکرار بود. نتایج آزمایش با استفاده از نرم افزار آماری SPSS پردازش گردید.

^۱ phytoremediation

نتایج و بحث:

نتایج نشان می دهد که با افزایش میزان سطوح کادمیوم خاک میزان اندوزش کادمیوم در کل گیاه درمنه ترکی (ریشه و ساقه) افزایش پیدا می کند. میزان جذب کادمیوم در اندام هوایی و ریشه برابر با سطح زیر منحنی در شکل ۱ می باشد. درمنه به طور متوسط ۴۱۲٪ از کادمیوم کل خاک در تیمارهای داده شده را در ماده خشک گیاهی در اندام هوایی خود ذخیره می کند. این امر بیانگر توانایی گیاه درمنه ترکی در تغلیظ کادمیوم در اندام هوایی خود است. بنابراین گیاه درمنه ترکی علاوه بر اینکه به عنوان یک بیش اندوز کادمیوم مطرح می باشد، توانایی ذخیره مقادیر بالایی از کادمیوم را در اندام هوایی خود را دارد. افزایش میزان غلظت کادمیوم در سطوح بالای آلودگی نمی تواند به تنهایی دلیل مناسبی برای استفاده از درمنه ترکی برای استخراج گیاهی (کادمیوم گرفت. برای درک بهتر، باید تاثیر مقدار ماده خشک گیاهی بر روی روند قابلیت درمنه ترکی در استخراج گیاهی را نشان داد. نمودار ۲ مقدار کادمیوم خارج شده توسط اندام هوایی بر حسب گرم بر هکتار را نشان می دهد که در آن مقدار ماده خشک گیاهی نیز لحاظ شده است. مقدار برداشت کادمیوم توسط اندام هوایی بر حسب گرم در هکتار با افزایش آلودگی کادمیومی خاک کاهش می یابد (شکل ۲). هر چند درمنه ترکی به طور متوسط توانایی خروج بیش از ۴۱۲٪ از کادمیوم خاک در تیمارهای داده شده را دارا می باشد لیکن از این توانایی می توان فقط در سطوح متوسط آلودگی کادمیوم استفاده کرد. زیرا با افزایش سطح کادمیوم خاک سمیت ایجاد شده میزان ماده گیاهی را به شدت کاهش می دهد و کم بودن میزان ماده گیاهی صرفه اقتصادی استخراج گیاهی کادمیوم توسط گیاه درمنه ترکی را از بین می برد. لیکن در صورت استفاده از این گیاه برای استخراج گیاهی در سطوح کادمیومی خاک تا حدود ۲۰ میلی گرم در کیلوگرم به علت بالا بودن میزان عملکرد و ماده خشک گیاهی بهترین نتیجه را می توان بدست آورد. زیرا بیشترین تاثیر آلودگی کادمیومی بر روی کاهش عملکرد گیاه درمنه ترکی در غلظتهای بیش از ۶۰ میلی گرم در کیلوگرم کادمیوم خاک می باشد. با این حال نتایج بدست آمده برای میزان جذب کادمیوم در اندامهای هوایی گیاه درمنه ترکی به طور (متوسط ۱۱۷ گرم در هکتار در سال) بسیار بیشتر از گیاه *Thlaspi Caerulescens* ($11 \pm 35 \text{ gr/ha/Y}$) که گیاهی شناخته شده برای استخراج کادمیوم می باشد، است.



نمودار ۲: مقدار کادمیوم برداشت شده توسط اندام

نمودار ۱: غلظت کادمیوم در ریشه و اندام هوایی
هوایی

11. **Baker, A.J.M. and R.R. Brooks.** (1989). Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements--A review of their distribution, ecology, and phytochemistry. *Biorecovery* 1:81-126.
 12. **Gupta, P.K.** (2003). Soil , plant, water and fertilizer analysis. Agrobios, New Dehli, India. P.438.
 13. **Henry, J.R.** (2000). An overview of the phytoremediation of lead and Mercury
U.S. Environmental protection Agency office of solid waste and emergency response
technology innovation office. Washington, D.C.
 14. **Taylor S.I, Macnair M.R.**(2006). Within and between population variation for zinc and nickel accumulation in two species of *Thlaspi* (Brassicaceae). *New Phytol*;169:505–14.
- Sparks,D.L.**(2006).Environmental soil chemistry. Academic press.p.269-2

بررسی اثر کشت کوتاه مدت و طولانی مدت نیشکر بر برخی خصوصیات

شیمیایی خاک در استان خوزستان

مهشید ابوعلی^۱، مصطفی کریمیان اقبال^۲ و سیروس جعفری^۳

۱- دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه تربیت مدرس. ۲- دانشیار دانشگاه تربیت مدرس.

۳- استادیار دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین

مقدمه

با توجه به روند رو به رشد جمعیت در دنیا، تولید محصولات کشاورزی در سطح فعلی برای برآورده کردن نیازهای غذایی در آینده نزدیک کافی نخواهد بود [4] در کشور ما نیز محدودیت اراضی قابل کشت و کمبود منابع آب، افزایش تولید از طریق اضافه کردن سطح زیر کشت امکان پذیر نبوده و حداکثر تلاش باید بر روی افزایش تولید در واحد سطح^۱ تمرکز یابد. در نظر نگرفتن اصول صحیح زراعی و هر گونه مدیریت ناصحیح منجر به دگرگونی‌هایی در خاک شده و کیفیت آن را دستخوش تغییر قرار می‌دهد. مطالعات انجام گرفته توسط محققین حاکی از آن است که کشت و کار در خاک‌های ریز بافت، میزان کربن آلی و ازت کل خاک را افزایش می‌دهد. [2]. نتایج تحقیق Diego J Cosentino و همکارانش در سال ۲۰۰۷ نیز بیانگر افزایش pH و کاهش EC در نتیجه ۴۰ سال کشت و زرع بوده است. کشت نیشکر، از جمله فعالیت‌های کشاورزی است که در سطح گسترده انجام می‌شود. اراضی تحت کشت نیشکر در استان خوزستان وسعتی بالغ بر ۱۲۰ هزار هکتار سطح زیر کشت و سابقه کشت طولانی دارند. طولانی بودن دوره کشت (۱۴-۱۲ ماه)، مصرف زیاد آب (۳۰۰۰۰ متر مکعب در هر هکتار) و استفاده گسترده از ماشین‌آلات سنگین کشاورزی در مراحل کاشت، داشت و برداشت نیشکر می‌تواند بر کیفیت خاک اثر داشته باشد [1]. کیفیت خاک به عنوان توانایی خاک در انجام وظایفش، متغیری کلیدی برای بررسی تغییرات ویژگی‌های خاک می‌باشد. در سال‌های اخیر، تلاش‌های گسترده‌ای به منظور یافتن راه‌کاری مناسب برای بهبود کیفیت خاک آغاز شده است. بهترین روش برای ارزیابی کیفیت خاک، بررسی تغییرات خصوصیات خاک در اثر استفاده مداوم و تجزیه و تحلیل نتایج حاصله است. این شاخص‌ها در فواصل زمانی معین قابل اندازه‌گیری هستند و با برآورد دوره‌ای و کنترل آن‌ها می‌توان تغییرات ویژگی‌های خاک در اثر کشت فشرده و تاثیر فعالیت مدیریتی بر خاک را ارزیابی نمود. بدین جهت هدف از این تحقیق، ارزیابی روند تغییرات و بررسی اثر کشت کوتاه مدت و طولانی مدت بر برخی پارامترهای کیفی خاک و مقایسه آن‌ها با اراضی کشت نشده مجاور است.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در مزارع تحت کشت نیشکر کشت و صنعت کارون (دیمچه) واقع در ۱۱۵ کیلومتری شمال غرب شهر اهواز (۴۸° ۲۱' طول شرقی و ۳۲° ۵۴' عرض شمالی)، انجام شد. پس از انتخاب مزارع مورد نظر با سابقه کشت ۵، ۱۵، ۲۰ و ۳۰ ساله، در هر مزرعه سه پروفیل و همچنین در اراضی بکر مجاور آن‌ها یک پروفیل حفر و در نمونه‌هایی که از افق‌های هر پروفیل تهیه شد، کربن آلی، ازت کل، آهک، EC، pH، CEC، کلسیم، منیزیم، سدیم و پتاسیم قابل جذب اندازه‌گیری گردید. داده‌های به دست آمده سپس با استفاده از نرم‌افزار SPSS و MSTATC مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

¹ - Intensification

نتایج و بحث

در ویژگی‌های شیمیایی خاک در اثر کشت و زرع تغییرات معنی‌داری دیده شد. میزان ماده آلی در اراضی بکر به دلیل شور بودن خاک و عدم امکان رشد گیاهان بومی کم می‌باشد. در اثر کشت، میزان کربن آلی و ازت در افق سطحی همه مزارع در مقایسه با اراضی بکر افزایش یافته و به $5/8 \text{ g Kg}^{-1}$ در افق سطحی مزرعه ۳۰ ساله رسیده است. در زراعت نیشکر، علی‌رغم سوزاندن بقایای گیاهی و خروج ساقه‌های قابل آسیاب از خاک، ریشه‌ها و طوقه‌ها هر ساله به خاک اضافه می‌شوند که باعث افزایش ماده آلی در هر سال به خاک می‌گردند. این حجم از ماده آلی اضافه شده به خاک، منجر به افزایش کربن آلی خاک در لایه ۰-۳۰ سانتیمتری همه مزارع تحت کشت نیشکر شده است. اراضی خوزستان عمدتاً شور بوده و نمک غالب در این اراضی کلرور سدیم می‌باشد. به همین دلیل این اراضی قبل از کشت و کار نیاز به آبیروی اولیه دارند. کشت نیشکر در تمامی خاک‌های مورد مطالعه، باعث کاهش EC در این خاکها شده، چنان که کم‌ترین EC در افق‌های مزرعه ۳۰ ساله مشاهده می‌شود. میزان pH در خاک‌های تحت کشت نیشکر تقریباً مشابه مقدار آن در خاک‌های بکر می‌باشد.

تجمع کربنات کلسیم نیز در افق‌های B_k مزارع ۵، ۱۵ و ۲۰ ساله دیده شد که احتمالاً ناشی از شسته شدن آن از افق‌های سطحی است. آبیروی و خروج نمک‌های اضافی که عمدتاً یون‌های سدیمی می‌باشد سبب کاهش میزان یون سدیم در مکان‌های تبدالی و محلول خاک شده است و این کاهش در افق‌های تمامی مزارع معنی‌دار است. کاهش قابل توجهی نیز در پتاسیم قابل جذب در همه افق‌های اراضی تحت کشت نیشکر کارون نسبت به اراضی بایر مشاهده می‌شود. از طرفی میزان کلسیم و منیزیم تبدالی در همه افق‌ها افزایش یافته است. CEC نیز با عملیات کشت و کار افزایش قابل توجهی را نشان می‌دهد. بخشی از این افزایش ممکن است به دلیل افزایش ماده آلی خاک باشد که نقش مهمی در افزایش ظرفیت تبدالی کاتیون‌ها دارد. بخشی نیز ممکن است به دلیل تغییراتی باشد که در ساختار رس‌ها طی فرآیندهای تخلیه پتاسیم از رس‌های ایلیت رخ می‌دهد. عامل دیگر در افزایش ظرفیت تبدال کاتیونی خاک می‌تواند به ریزتر شدن توزیع اندازه‌ی ذرات خاک و افزایش رس‌ها در اراضی تحت کشت نیشکر مربوط گردد. با توجه به توسعه کشت و کار، استفاده از روشی مناسب برای ارزیابی اثر آن بر ویژگی‌های خاک، بررسی مشکلات آن در کوتاه مدت و همچنین اتخاذ راه‌کارهای مدیریتی مناسب در بلند مدت، ضروری به نظر می‌رسد. ارزیابی کیفیت خاک و بررسی و کنترل تغییرات ویژگی‌های خاک، این ابزار را فراهم آورده و مدیران می‌توانند از آن برای حفظ و بهبود کیفیت خاک استفاده نمایند.

منابع

- [1]- جعفری، س (۱۳۸۴). مطالعه تحول مینرالوژیکی، ساختمانی، فیزیکوشیمیایی و تثبیت پتاسیم در خاکها و کانی‌های رسی اراضی تحت کشت تناوبی، نیشکری و بایر خوزستان. رساله دکتری خاکشناسی. دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز.
- [2] - Mubarak, A. R., Elshami, O. M. E. and Azhari, A. A. (2005). Long and short-term effects of cultivation on properties of a Vertisol under sugarcane plantation. *Soil and Tillage Research*, 84: 1-6.
- [3] - Silva, A. J. N., Ribeiro, M. R., Carvalho, F. G., Silva, V. N. and Silva, L. E. S. F. (2007). Impact of sugarcane cultivation on soil carbon fractions, consistence limits and aggregate stability of a Yellow Latosol in Northeast Brazil. *Soil and Tillage Research*, 94: 420-424.
- [4] - Wienhold, B. J., Andrews, S. S. and Karlen, D. L. (2004). Soil quality: a review of the science and experiences in the USA. *Environmental Geochemistry and Health*, 26: 89-95.

مطالعه رفتار شیمیایی روی در چند خاک تحت تاثیر تیمار شوری شهرستان سراوان

محمد رضا ریگی

عضو هیئت علمی دانشکده کشاورزی و منابع طبیعی سراوان، دانشگاه سیستان و بلوچستان

مقدمه:

در شرایط شور، جذب عناصر غذایی ممکن است به دلیل کاهش حجم ریشه و رابطه ضدیتی بین عناصر غذایی و یون های سمی، کاهش یابد. بر اساس نتایج برخی تحقیقات کاهش جذب عناصر کم مصرف در شرایط شور، ناشی از جذب بیشتر عناصری مانند کلسیم، منیزیم و سدیم است. از این رو، محلول پاشی عناصر کم مصرف برای برطرف کردن نیاز گیاه در این شرایط توصیه می شود (۱). یکی از اثرات تنش شوری بر گیاه اثرات اختصاصی آن است. این نوع تاثیر بیشتر در اثر تراکم زیاد یک یون نسبت به بقیه یون ها در محلول خاک می باشد، به طوری که رقابت یونی مانع جذب سایر یون ها توسط گیاه شده و بدین طریق موجبات کاهش رشد و نمو گیاه را فراهم می سازد (۱). با افزایش شوری خاک، جذب برخی عناصر ضروری گیاه در اثر پتانسیل اسمزی ایجاد شده در محلول خاک، کاهش داشته و نهایتاً به عدم تعادل این عناصر و کمبود آنها در گیاه منجر می شود. بنابراین حتی اگر وضعیت عناصر غذایی قابل استفاده خاک در حد کمبود نباشد، بکارگیری کود های کم مصرف در شرایط شور می تواند کاهش جذب عناصر را که در نتیجه آنتاگونیسمی بوجود آمده، جبران نماید (۲).

روی به عنوان یکی از مهمترین عناصر غذایی کم مصرف می باشد که کمبود آن در خاک های آهکی به علت جذب سطحی روی بر رس ها و یا کربنات کلسیم شایع می باشد. البته تشکیل $ZnCO_3$ و $Zn(OH)_2$ با حلالیت نسبتاً کم نیز در این راستا موثر است. همچنین دیگر دلایل کمبود به عواملی مانند پ-هاش بالا، فقر ماده آلی، بی کربنات فراوان در آبیاری و رایج نبودن مصرف کود های کم مصرف بر می گردد. بعلاوه جذب روی و انتقال آن از ریشه به اندام هوایی تا حد زیادی به وسیله غلظت زیاد بیکربنات محدود می شود. سمیت روی برای گیاهان مضر بوده و ممکن است سبب بروز کمبود برخی دیگر از عناصر غذایی به خصوص مس گردد (۵). با توجه به اینکه اندازه گیری شکل های آزاد عناصر کم مصرف مشکل می باشد و تحقیقات زیادی در این زمینه صورت نگرفته است لذا این تحقیق به منظور بررسی رفتار شیمیایی عنصر روی در چند خاک تحت تاثیر شوری انجام گردید.

مواد و روش ها

به منظور بررسی رفتار شیمیایی عنصر روی در خاک های تحت تاثیر شوری، آزمایشی با ۳ سطح شوری و ۲ سطح روی از نمک روی سولفات در چهار خاک با آرایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با ۳ تکرار در آزمایشگاه انجام گرفت. نمونه ها به مدت ۴ ماه در دمای آزمایشگاه نگهداری شدند و اندازه گیری های لازم شامل تمام کاتیون ها و آنیون های عصاره اشباع و پ-هاش در دوره دو و چهار ماهه انجام پذیرفت. با کمک این اندازه گیری ها درصد روی آزاد محاسبه گردید. نتایج بدست آمده با استفاده از نرم افزار آماری SPSS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت.

نتایج و بحث

افزایش شوری عصاره اشباع خاک در همه سطوح، سبب افزایش معنی داری در میزان عصاره پذیری عنصر روی با آب شد ($P < 0.05$). این افزایش در تمام خاک های مورد مطالعه با روی محلول خاک دارای همبستگی مثبت بود (جدول ۱) به نظر میرسد دلیل اصلی این افزایش جایگزینی روی قابل تبادل از سطوح کلئیدی خاک باشد. با توجه به خصوصیات شیمیایی هر خاک مقدار این افزایش در خاک های مختلف متفاوت بود.

افزایش سطوح شوری در تمام خاک های مورد مطالعه در پایان دوره ۴ ماهه افزایش غلظت روی آزاد را در عصاره اشباع این خاک ها در پی داشت. این افزایش از لحاظ آماری معنی دار بود ($P < 0.05$). مقدار روی آزاد در پایان دوره ۴ ماه نسبت به دوره ۲ ماه کاهش معنی داری نشان داد ($P < 0.05$). دلیل احتمالی آن افزایش روی کل محلول خاک می باشد. محققان نشان دادند که غلظت روی آزاد در اثر افزایش شوری در حالتی که روی سولفات به خاک اضافه شده بود، افزایش داشته است (۳ و ۴). مقدار روی آزاد خاک به عواملی مثل میزان روی خاک و نوع منبع استفاده شده، سطوح شوری اعمال شده و نیز وجود یا عدم وجود گیاه در خاک وابسته است. به طور کلی می توان به این نتیجه دست یافت که استفاده از کود روی سولفات در خاک های شور سبب افزایش غلظت روی محلول شده و دسترسی گیاه به این عنصر افزایش می یابد.

شماره خاک		پایان دوره دو ماهه		پایان دوره چهار ماهه	
		روی اولیه خاک	روی اضافه شده	روی اولیه خاک	روی اضافه شده
۱	۰/۶۱۵**	۰/۸۴۶**	۰/۵۹۳**	۰/۸۵۷**	
۲	۰/۵۶۶ ns	۰/۶۲۶**	۰/۳۲۰ ns	۰/۷۴۶**	
۳	۰/۱۲۷ ns	۰/۸۶۵**	۰/۲۱۷ ns	۰/۶۰۹ ns	
۴	۰/۳۶۴ ns	۰/۷۴۱**	۰/۱۳۳ ns	۰/۷۹۰**	

منابع مورد استفاده

- ۱- خوشگفتار منش، ا. و ح. سیادت. ۱۳۸۱. تغذیه معدنی سبزیجات و محصولات باغی در شرایط شور. چاپ اول. انتشارات معاونت باغبانی. وزارت جهاد کشاورزی. ۸۶ صفحه.
- ۲- کشاورز، پ. ۱۳۸۰. اثر منابع و مقادیر ازت بر غلظت کلرور سدیم در کندم تحت شرایط شور. مجله علوم خاک و آب. جلد ۱۵. شماره ۲. ص ۲۴۲-۲۳۲.
- 3- Alvarez, J. M., J. Novillo, And A. Obrador. 2004. Mobility and Availability to plants of two Zinc sources applied to a Calcareous. Soil Science Society of America Journal, 67:564-572
- 4- Khshogftarmanesh, A. H., H. Shariatmadari, M. Kalbasi, N. Karimiyan, and M. R. Khajepour. 2003. Zinc efficiency of five different wheat cultivar in saline-calcareous soil. Seventh International Conference on the Biogeochemistry of Trace Element, Uppsala, Sweden.
- 5- Marschner, H. 1989. Mineral nutrition of higher plants. 3rd ed. Academic Press, London, England.

بررسی تغییرات فسفر قابل جذب خاک در اثر افزایش ماده آلی و گچ در شرایط خشک

هادی قربانی^۱، ابوالفضل آبکار^۲ و علی آقابابایی زیارتی^۳

^۱ استادیار گروه آب و خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی شاهرود

^{۲ و ۳} دانشجویان کارشناسی ارشد علوم خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی شاهرود

مقدمه

کاربرد کود آلی در خاک می تواند در بالا بردن فسفر قابل جذب در خاک به مقدار قابل توجهی موثر باشد [1]. به کار بردن مواد آلی در خاک، جذب سطحی فسفر را کاهش و راندمان کود فسفاته را افزایش می دهد [3]. اصلاح خاک توسط گچ بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن تأثیر دارد. گچ در انتقال فسفر ورودی به داخل آب های سطحی و یا زیرزمینی مهم است [4]. برخی تحقیقات نشان داده است که افزایش مواد آلی (به علت افزایش pH و کاهش تبادل آلومینیوم) و گچ (به علت کاهش تبادل آلومینیوم)، جذب سطحی فسفر را کاهش داده و باعث افزایش فسفر قابل استفاده خاک می گردد [2]. در اقلیم خشک از آنجا که خاکها دارای مقدار قابل توجهی آهک است و تشکیل فسفاتهای کلسیم و در نتیجه کاهش فسفر محلول بسیار محتمل می باشد، کاربرد مواد آلی و گچ می تواند در جبران بخشی از این کاهش مفید باشد.

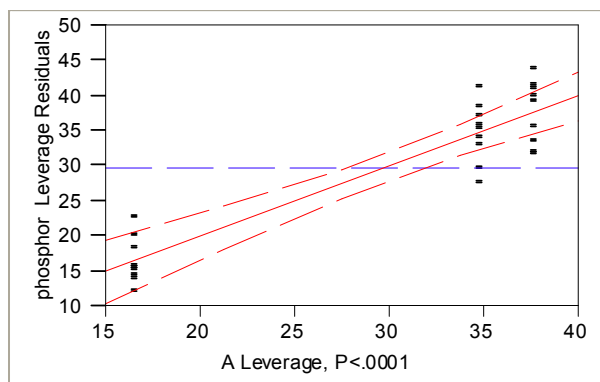
مواد و روشها

در این مطالعه بمنظور بررسی اثر گچ و ماده آلی بر تغییرات فسفر قابل جذب خاک، قطعه زمینی به مساحت ۵۰۰ متر مربع در حومه شهرستان سبزوار انتخاب گردید و آزمایشی به صورت طرح مربع لاتین در قالب فاکتوریل با دو فاکتور گچ و ماده آلی، هر دو در سه سطح، و سه تکرار، و در مجموع ۲۷ پلات آزمایشی، انجام شد. ماده آلی در سه سطح ۰، ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار کود گاوی و فاکتور گچ در سه سطح ۰، ۴۰ و ۸۰ تن در هکتار انتخاب شد. مقدار سطوح استفاده شده بر اساس مقادیر رایج در شرایط خشک منطقه مورد مطالعه انتخاب گردید. کرت ها به طول ۵ متر و عرض ۵۰ سانتی متر و عمق شخم ۳۰ سانتی متر انتخاب گردید، که انتخاب عمق بر اساس متوسط نفوذ ریشه گیاه هندوانه، بعنوان محصول رایج منطقه بوده است. در کلیه پلات های آزمایشی بطور معمول و به مدت ۶ ماه عملیات کاشت، داشت و برداشت هندوانه صورت گرفت. در پایان و پس از برداشت محصول، از کلیه پلاتهای آزمایشی نمونه های مرکب خاک و از عمق گسترش ریشه تهیه و پس از انتقال به آزمایشگاه و آماده سازی، با استفاده از روشهای معمول و استاندارد، فسفر قابل جذب نمونه های خاک اندازه گیری شد. در نهایت کلیه داده های حاصل از آزمایش با استفاده از روشهای آماری مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت و تأثیر فاکتورهای گچ و ماده آلی بر مقدار تغییرات فسفر خاک مورد ارزیابی قرار گرفت.

نتایج و بحث

نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که با افزایش ماده آلی و گچ تغییرات فسفر موجود در خاک در هر دو فاکتور ماده آلی و گچ و همچنین اثر متقابل بین آن دو معنی دار شد؛ افزایش ماده آلی و گچ به خاک باعث افزایش فسفر قابل جذب خاک گردید هر چند که تأثیر معنی دار در تیمار ماده آلی به تنهایی، به مقدار قابل توجهی بیشتر از سایر تیمارها بود (جدول ۱). نتایج آزمایش نشان دهنده اثرات مثبت ماده آلی بر افزایش قابل توجه فسفر قابل جذب در خاک است. نتایج حاصل از افزایش گچ به خاک همچنین حاکی از آن است که با افزایش میزان گچ به خاک تغییرات فسفر محلول از 2 mgL^{-1} به 15 mgL^{-1} افزایش یافت. اثر متقابل گچ و ماده آلی در سطوح بالای مصرفی باعث افزایش فسفر محلول خاک شده که بنظر می رسد به دلیل اثرات خاص آنیون فسفر و نیز افزایش کمپلکس های ماده

آلی و فسفر در خاک باشد (شکل ۱). نتایج آزمایش در مجموع نشان داد که تغییرات فسفر موجود در خاک در درجه اول همبستگی قابل توجه و معنی داری با میزان ماده آلی و از طرف دیگر با میزان گچ در خاک دارد (جدول ۲).



شکل ۱- اثر ماده آلی (A) بر فسفر خاک

جدول ۱- جدول تجزیه واریانس تأثیر گچ و ماده آلی بر فسفر قابل جذب در خاک

Source	DF	Sum of Squares	F Ratio	Prob > F
فاکتور ماده آلی (A)	2	2369.9492	48.6219	<.0001
فاکتور گچ (B)	2	203.1484	4.1678	0.0349
اثر متقابل ماده آلی و گچ (A*B)	4	492.3559	5.0506	0.0080

جدول ۲- ضرائب همبستگی تأثیر ماده آلی و گچ بر فسفر قابل جذب در خاک

RSquare (R^2)	0.888491**
RSquare Adj(Adj R^2)	0.818798**
Root Mean Square Error	4.936723
Mean of Response	29.66833
Observations	27

منابع مورد استفاده

- [1] اجرائی، ع. و ع. ابوطالبی. ۱۳۸۴. تأثیر گوگرد و ماده آلی بر افزایش قابلیت جذب فسفر در یک خاک آهکی. مجموعه مقالات نهمین کنگره علوم خاک ایران. تهران.
- [2] Alex Teixeira Andrade; Luiz Arnaldo Fernandes; Valdemar Faquin. 2002. Organic residue, limestone, gypsum, and Phosphorus adsorption by lowland soils. *Scientia Agricola*, v.59, n.2, p.349-355, abr/jun.
- [3] Hue, N.V. 1990. Interaction of $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ applied to an Oxisol and previous sludge amendment: soil and crop response. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v.20, p.1499-1511,.
- [4] Summer, M. E.: 1990, *Fla, Inst. Phosphate Res.*, # 83-01-024R, 56.

تغییرات زمانی وضعیت پتاسیم بومی و پتاسیم کودی در خاک تحت شرایط رطوبتی متفاوت مهردخت طالبی^۱، کامبیز بازرگان^۲، کریم شهبازی^۳ و پیروز عزیزی^۴

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه گیلان، ^۲ استادیار پژوهش موسسه تحقیقات خاک و آب، ^۳ استادیار پژوهش موسسه تحقیقات خاک و آب، ^۴ استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان

مقدمه

تبدیل پتاسیم از شکلی به شکل دیگر جزئی از پویایی پتاسیم در خاک را تشکیل می دهد و سرعت این تبدیل از جنبه حاصلخیزی و تغذیه گیاهی و نیز در سرنوشت کود پتاسیمی اضافه شده به خاک و توصیه کودی حائز اهمیت می باشد [۱ و ۵]. یکی از عواملی که بر دینامیک پتاسیم بین شکلهای مختلف اثر می گذارد خشک و تر شدن خاک می باشد [۳]. بعضی از محققان نشان دادند که خشک و مرطوب شدن، آزاد شدن پتاسیم از خاک را تحت تاثیر قرار می دهد [۴]. در مطالعاتی گزارش شده است که سیکلهای خشک و مرطوب شدن باعث افزایش تثبیت و کاهش قابلیت استفاده پتاسیم می شوند [۶]. بنابراین توصیه های کودی برای یک محصول باید بر اساس اطلاع از نیاز گیاه و طبیعت، مقدار ماده غذایی در مزرعه و امکان تغییر آن در طول زمان رشد گیاه انجام گیرد [۲]. هدف از این مطالعه بررسی اثر رژیمهای رطوبتی (مرطوب ثابت و خشک و تر شدن) بر پتاسیم قابل دسترس خاکها در طی زمان و نیز سرنوشت پتاسیم کودی در این مدت می باشد.

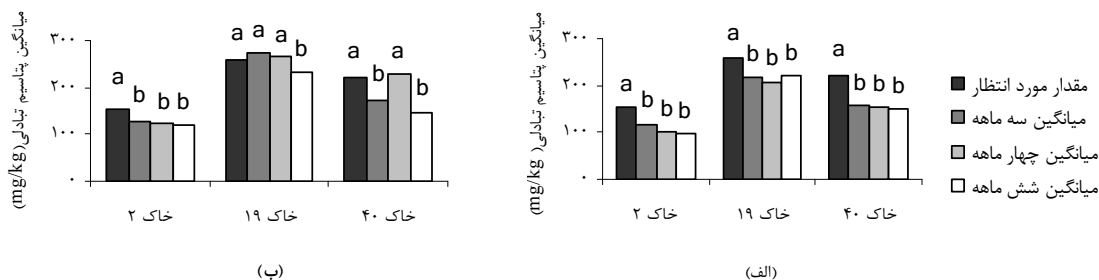
مواد و روشها

به منظور انجام این آزمایش تعداد ۱۰ نمونه خاک از مزارع تحت کشت گندم انتخاب شدند. میزان رس خاکهای مورد مطالعه بین ۵۴-۱۲ درصد، ظرفیت تبادل کاتیونی بین ۳۹-۱۲ سانتی مول بار بر کیلوگرم و پتاسیم قابل جذب آنها در حالت مرطوب (در حد ظرفیت مزرعه) بین ۳۸۶-۷۹ میلی گرم بر کیلوگرم متغیر بود. آزمایش گلدانی در قالب فاکتوریل بنحوی طراحی گردید که فاکتور کود پتاسیمی در دو سطح ۰ و ۲۰۰ کیلو گرم K_2O در هکتار خاک از منبع سولفات پتاسیم و فاکتور رطوبت در دو سطح رطوبت ثابت (ظرفیت زراعی) و خشک و تر شدن به گلدانهای محتوی دو کیلو گرم از هر خاک در سه تکرار اعمال گردید. کلیه نمونه ها (شاهد و کود خورده) به مدت شش ماه تحت دو تیمار رطوبتی ثابت (در حد ظرفیت زراعی و با کنترل روزانه) و خشک و تر شدن در دمای محیط قرار گرفتند. در تیمار رطوبت ثابت به فواصل یک روز، دو روز، یک هفته، دو هفته، چهار هفته، سه ماه، چهار ماه و شش ماه و در تیمارهای رژیم رطوبتی خشک و تر شدن نیز پس از هر بار خشک شدن (تخلیه ۸۰٪ از آب قابل استفاده) و تر شدن از کلیه تیمارهای مربوطه نمونه برداری کرده، میزان پتاسیم قابل استفاده و درصد رطوبت در نمونه ها اندازه گیری گردید. چرخه خشک و مرطوب شدن بسته به ماهیت هر خاک به دفعات متفاوت در طول مدت ۶ ماه تکرار گردید.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد که مرطوب کردن اولیه خاکها (پس از ۲۴ ساعت) تاثیر متفاوتی بر وضعیت پتاسیم قابل جذب خاکها داشت. تاثیر اعمال رژیمهای رطوبتی ثابت و خشک و تر شدن بر وضعیت پتاسیم قابل جذب خاکها در سطح ۱٪ معنی دار گردید. به دلیل متفاوت بودن خصوصیات خاکها تاثیر رژیم رطوبتی بر تغییرات وضعیت پتاسیم قابل جذب در خاکهای مختلف متفاوت بود. نتایج نشان می دهد که در رژیم رطوبتی ثابت پس از گذشت سه ماه میانگین پتاسیم تبدیلی خاکها بطور معنی داری کاهش و پس از آن تا پایان شش ماه تغییر معنی داری نداشت. این میانگین در رژیم خشک و تر شدن در سه ماه اول افزایش تا چهار ماه ثابت و از آن پس تا شش ماه کاهش معنی داری را نشان داد این تغییرات می تواند ناشی از تداوم چرخه های خشک و تر شدن و البته تغییرات دما باشد. در تیمارهای کود خورده بعلت

افزایش میانگین تثبیت تحت رژیم رطوبتی ثابت پس از گذشت سه ماه مقدار میانگین پتاسیم تبادلی خاکها در اکثر خاکها بطور معنی داری نسبت به مقدار مورد انتظار (پتاسیم قابل جذب اولیه+پتاسیم کودی) کمتر بود. نتایج نشان داد حتی با گذشت زمان تا ۶ ماه نیز این وضعیت به قوت خود باقی بود (شکل الف-۱). همانطور که لز مقایسه شکل‌های (الف) و (ب-۱) نتیجه می‌شود رفتار خاکها در مواجهه با پتاسیم کودی در شرایط رطوبتی خشک و تر شدن با شرایط رطوبت ثابت متفاوت بوده است.



شکل ۱- مقایسه مقدار مورد انتظار با میانگین پتاسیم تبادلی چند خاک در زمانهای مختلف در رژیم رطوبتی ثابت (الف) و خشک و تر شدن (ب)

تغییر وضعیت پتاسیم قابل جذب خاکها تحت تاثیر رژیم رطوبتی خشک و تر شدن در خاکهای مختلف متفاوت بود. بطور کلی نتایج نشان داد که اولاً رژیم رطوبتی تاثیر معنی داری بر رفتار خاکها در ارتباط با پتاسیم بومی و پتاسیم کودی دارد بنابراین در انجام تحقیقات در زمینه پتاسیم توجه به وضعیت رطوبتی خاکها ضروری می‌باشد. با توجه به عدم کنترل دما در این آزمایش که با هدف نزدیکی هرچه بیشتر به شرایط زراعی انجام گرفت، بخشی از تغییرات وضعیت پتاسیم قابل استفاده خاکها را می‌توان به تغییرات دما در فاصله ۶ ماهه انجام این تحقیق (آذر ۸۶ تا خرداد ۸۷) مرتبط دانست. با توجه به اینکه بر اساس الگوی جذب پتاسیم توسط گیاهان زراعی، نیاز پتاسیمی در طول دوره رشد یکسان نیست، نتایج این تحقیق می‌تواند در راستای مدیریت مصرف کود به منظور تامین پتاسیم متناسب با نیاز گیاه، مفید واقع شود.

منابع

- [۱] توفیقی، ح. ۱۳۷۴. سینتیک آزاد شدن پتاسیم از خاکهای شالیزاری شمال. ۱- مقایسه و ارزیابی مقالات سینتیکی مرتبه اول، مرتبه صفر و دیفیوژن پارابولیکی. مجله علوم کشاورزی ایران. جلد ۲۶. شماره ۴. ص: ۲۴-۴۰.
- [۲] قرینه، م. ۱۳۷۵. تعیین منحنی رشد و مقایسه عملکرد سه رقم گندم در چهار تراکم مختلف در شرایط آب و هوایی اهواز. پایان نامه کارشناسی ارشد.
- [3] Bertsch, P & G. W. Thomas. 1985. Potassium status of temperate region soils. p. 131-157. In R. D. Munson(ed.). Potassium in Agriculture. ASA, CSSA and SSSA. Madison. WI.
- [4] Huang, P. M. 2005. Chemistry of potassium in soils. P. 227-292. In M. A. Tabatabai and D. L. Sparks (ed.) Chemical Processes in Soils. SSSA. No. 8: book ser. SSSA, Madison, WI.
- [5] Singh, G. 1971. Effect of pH on potassium fixation in different board of soils of Uttar Pradesh. Indian Journal of agricultural chemistry. Vol. 4. No. 2: 125-131.
- [6] Zeng, Q. and P. Brown. 2000. Soil potassium mobility and uptake by corn under differential soil moisture regimes. Plant and Soil. 221(2): 121-134.

پیامد کاربرد برخی از کودهای آلی در یک خاک معدن بر گیاه‌بهبودی برخی از عناصر سنگین آن به کمک گیاه آفتابگردان

نثار اله ویسی^۱، علی اکبر صفری سنجانی^۲، محسن علمایی^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.

^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان.

^۳ استادیار گروه خاکشناسی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.

مقدمه :

آلودگی خاک‌ها به عناصر سنگین یکی از مسائل جهانی است که با فعالیت‌های صنعتی، استخراج معادن، آبیاری با فاضلاب، آفت‌کش‌ها و غیره افزایش پیدا می‌کند [۱]. گیاه‌بهبودی یکی از روش‌هایی است که در دهه‌های گذشته به آن توجه بسیاری شده است. در این روش از گیاهان بردار در برابر فلزهای سنگین، با زیتوده بالا و سیستم ریشه‌ای خوب بهره‌گیری می‌شود که توان بالایی در ترابری عنصر به اندام‌های هوایی داشته باشد. درباره پیامد سودمند کاربرد کودهای آلی در خاک برای افزایش جذب عناصر مورد نیاز گیاه گزارش‌های بسیاری شده است. این کودها در برابر مواد آلی ساختگی مانند EDTA، نه تنها رشد گیاه را کاهش نمی‌دهند بلکه با بهبود ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی خاک مایه افزایش رشد گیاه می‌شوند. کاربرد این مواد در خاک می‌تواند به گونه مستقیم یا غیر مستقیم بر زیست‌فراهمی عناصر در خاک و غلظت عناصر در گیاه پیامدهای گوناگونی داشته باشد [۲]. برخی از ترکیب‌های آلی همانند تله‌ای برای یون‌های فلزی در خاک هستند و از توان جابجایی در خاک می‌کاهند. از سوی دیگر برخی از ترکیب‌های آلی با ساخت هم‌تافت‌های آلی-فلزی در محلول خاک مایه افزایش ریخت محلول و توان جابجایی فلزها در خاک می‌شوند [۳]. برخی از افزودنی‌های ساختگی مانند EDTA مایه آزاد شدن عناصر سرب، روی و کادمیوم از ریخت‌های تبدیلی، آلی و اکسیدی به بخش محلول می‌شوند [۴]. اما افزودنی‌های طبیعی (مانند کودهای آلی و کودهای دامی) در برابر افزودنی‌های ساختگی برتری‌های بسیاری دارد که این پژوهش برای ارزیابی پیامد کاربرد برخی از کودهای آلی در گیاه‌بهبودی برخی از عناصر سنگین خاک انجام شد.

مواد و روش‌ها

نمونه‌های خاک از معدن آهن‌گران واقع در جاده اراک- ملایر برداشته شد. برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و همچنین میزان عناصر سنگین در خاک اندازه‌گیری شد (جدول ۱). خاک پس از عبور از الک ۸ میلی‌متری با تیمارهای کود گاوی، کاه کلزا و کاه سیب‌زمینی (هر کدام به مقدار ۲۰ گرم بر کیلوگرم) به خوبی آمیخته شد. خاک-های تیمار شده را به مدت ۱۵ روز در رطوبت گنجایش زراعی در گلخانه نگهداری کرده و پس از آن کشت گیاه آفتابگردان انجام شد. پس از گذشت ۶۰ روز از کشت گیاه، اندام‌های هوایی برداشت شده و وزن خشک اندام‌های هوایی و زیرزمینی اندازه‌گیری شد. همچنین غلظت عناصر سرب، روی و کادمیوم نمونه‌های گیاهی به روش هضم‌تر اندازه‌گیری شد. سپس برداشت (uptake) هر یک از عناصر در اندام‌های هوایی گیاه از خاک هر گلدان محاسبه گردید (جدول ۲). آزمایش با طرح کاملاً تصادفی و با ۳ تیمار کودی به همراه شاهد در ۳ تکرار انجام شد. پردازش و آزمون‌های آماری داده‌ها به کمک نرم افزارهای SAS و Excel و مقایسه میانگین‌ها به روش آزمون چند دامنه‌ای دانکن در پایه آماری ۵ درصد انجام شد.

نتایج و بحث

دامنه نرمال سرب در خاک‌ها را ۲۰۰-۲ و غلظت زهری این عنصر در خاک را ۴۰۰-۱۰۰ میکروگرم بر گرم گزارش کرده‌اند [۵] که با توجه به جدول ۱، مقدار سرب کل در این خاک در حد بالای آلودگی است. همچنین دامنه نرمال کادمیوم در خاک‌ها ۰/۰۱-۷ و غلظت زهری آن ۸-۳ میکروگرم بر گرم می‌باشد که با توجه به جدول ۱ غلظت کادمیوم در این دامنه قرار دارد. دامنه نرمال روی در خاک‌ها ۳۰۰ میکروگرم بر گرم می‌باشد که با توجه به جدول ۱ کمتر از این دامنه است [۵].

جدول ۱ - برخی از ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک آزمایش شده

EC	بافت	PH	OC	CaCo ₃	سرب کل	روی کل	کادمیوم کل	سرب فراهم	روی فراهم	کادمیوم فراهم
dS/r			%	%	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g	μg/g
۴/۱۶	لوم سیلتی	۸/۱۸	۱/۱۱	۱۲/۶۶	۳۳۰۰	۱۲۶/۵۳	۳/۳۱	۳۶۳	۴/۰۴	۰/۲۹

تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد که پیامد کاربرد کودهای آلی در خاک برای همه پارامترهای گیاهی اندازه‌گیری شده به جز عنصر کادمیوم در پایه آماری یک درصد چشمگیر است. بیشترین وزن خشک اندام هوایی و زیرزمینی گیاه در تیمار کود گاوی و کمترین آنها در تیمار کاه کلزا به دست آمد (جدول ۲). افزودن کاه کلزا به خاک یاد شده مایه کاهش رشد و زیتوده گیاه افتابگردان نسبت به خاک شاهد شده است. ترتیب وزن خشک هر دو اندام گیاهی در تیمارهای به کار رفته بدین گونه بود: کود گاوی < کاه سیب‌زمینی < بدون تیمار < کاه کلزا. غلظت عنصر روی در اندام‌های هوایی در تیمارها از روند زیر پیروی می‌کند: کاه سیب‌زمینی < کاه کلزا < کود گاوی < بدون تیمار و غلظت عنصر سرب در اندام‌های هوایی در تیمارها از این روند پیروی می‌کند که: بدون تیمار < کود گاوی < کاه کلزا < کاه سیب‌زمینی. غلظت عنصر کادمیوم در اندام‌های هوایی در تیمار کود گاوی < کاه کلزا < بدون تیمار < کاه سیب‌زمینی بود. این نتایج می‌تواند وابسته به رشد بهتر گیاه در تیمارهای کودی و رقیق شدن عنصر در اندام‌های گیاهی باشد و آزمون میانگین‌های برداشت عناصر در اندام‌های هوایی گیاه افتابگردان پیامد سودمند کاربرد این افزودنی‌ها را بهتر نشان می‌دهد (جدول ۲). رویهم‌رفته این پژوهش نشان داد که برداشت سرب، روی و کادمیوم در اندام‌های هوایی گیاه افتابگردان از خاک تیمار شده با کود گاوی و کاه سیب‌زمینی به اندازه چشمگیری بیشتر از تیمارهای دیگر است.

جدول ۲ - آزمون میانگین‌های برخی از پارامترهای بررسی شده به روش دانکن

تیمار	وزن اندام هوائی	وزن ریشه	غلظت در اندام‌های هوائی	غلظت در اندام‌های هوائی	برداشت در اندام‌های هوائی
	g/pot	g/pot	μg/g	μg/g	mg/pot
بدون تیمار	۱۱/۹۲۰ ^b	۱/۴۱۳۳ ^b	۲۵/۹۶ ^b	۴۴۷/۴۰ ^a	۳۰۹/۰۳ ^c
کود گاوی	۱۶/۳۷۸ ^a	۴/۰۹۲ ^a	۲۱/۸۳۷ ^b	۴۶۳/۴۰ ^a	۳۵۸/۰۳ ^b
کاه کلزا	۷/۳۲۷ ^b	۱/۲۷ ^b	۲۷/۵۶ ^b	۴۳۴/۴۰ ^a	۲۰۲/۰۳ ^c
ه سیب زمینی	۱۴/۵۱۰ ^a	۱/۷۵ ^a	۳۷/۹ ^a	۴۴۲/۴۰ ^a	۵۵۰/۰۳ ^a

*در هر ستون میانگین‌های با حروف یکسان ناهمبندی چشمگیری ندارند.

فهرست منابع:

- ۱- حاتمیان زارعی، ۱۳۷۹. زیست سالم سازی خاک‌های آلوده به هیدروکربن‌ها (آروماتیک و جذب حلقه ای)، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه تربیت مدرس.
- ۲- خلیلی‌خواه، ف. ۱۳۸۶. پیامد کاربرد EDTA و عصاره کود گوسفندی بر گیاه بهسازی خاک آلوده به عناصر سرب و کادمیوم، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی سینا.

- [3]- Alloway. B.J., Ayres, D.C. 1997. Chemical principles of environmental pollution. 2nd Edition, Blakie, London, United Kingdom.
- [4]- Li, Z. and L. M, Shuman. 1997. Mobility of Zn , Cd and Pb in soils as affected by poultry litter extract – I . Leaching in soil column. Environ. Pollut. 95: 219 – 226
- [5] – Sheila , M.T . 1996 . Toxic metal in soil plant system . John Wiley and Sons . New York.

سینتیک جذب و رهاسازی آمونیوم و تاثیر کاتیون و آنیون همراه پتاسیم و فسفر در خاک، مخلوط خاک با زئولیت و زئولیت

سید علیرضا موحدی نائینی، میثم رضایی

به ترتیب دانشیار و دانشجو آموخته کارشناسی ارشد گروه خاک شناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

نیتروژن عنصری است که کمبود آن اغلب اوقات عملکرد محصولات زراعی را محدود می کند. نیتروژن به طور عمده به صورت نیترات، و در شرایط احیایی مقداری به شکل آمونیوم جذب گیاه می شود. آمونیوم معمولا به صورت یونی و به شکل قابل تبادل و تثبیت شده در سطح کانی های رسی و به میزان کمتری در محلول خاک وجود دارد. کشاورزان اغلب نمک های آمونیوم و پتاسیم را به عنوان منابع کودی استفاده می کنند (۵). طبق مطالعه فائزینیا (۲) افزایش زئولیت در خاک محل آزمایش (پردیس دانشکده کشاورزی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان) سبب افزایش جذب پتاسیم و فسفر و ازت در گیاه گندم و افزایش معنی دار عناصر مذکور در دانه، کاه و کلش گندم گردید و در نتیجه افزایش عملکرد را در پی داشت. همچنین زئولیت باعث افزایش پتاسیم قابل جذب و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک گردیده است (۱). اطلاعات در مورد سرعت جذب و رهاسازی آمونیوم در خاک های لسی استان گلستان و تاثیر زئولیت و غلظت های مختلف پتاسیم و فسفر بر آن محدود است.

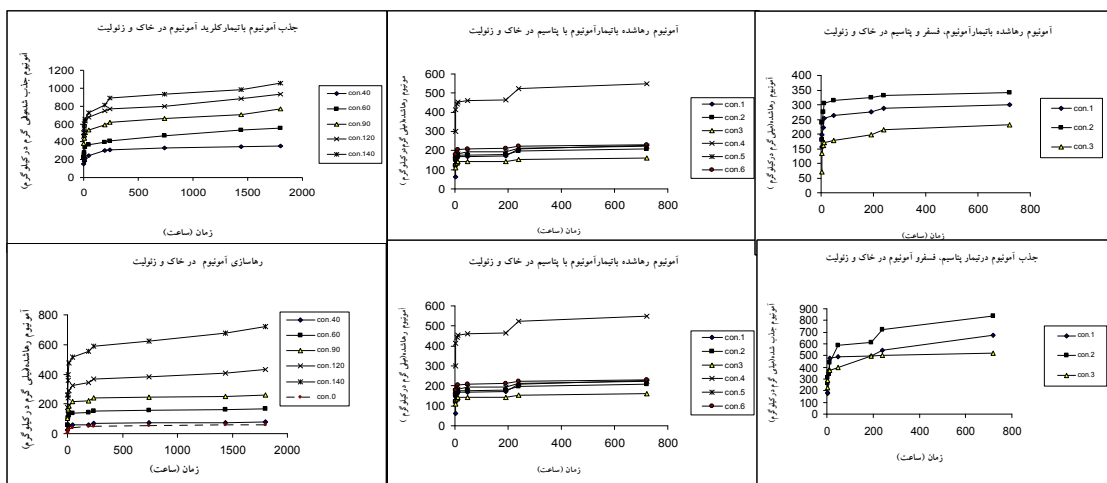
مواد و روشها

خاک مرکب سطحی (عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتری) پردیس دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی سری رحمت آباد (زیر گروه Typic Calcixerols) و زئولیت مورد استفاده از معادن شمال شرقی سمنان تهیه گردید. زئولیت مورد نیاز معادل ۲۰ تن در هکتار با قطر ۲ میلی متر به خاک برای آزمایش های اختلاط خاک و زئولیت اضافه شد. خصوصیات فیزیکوشیمیایی نمونه ها تعیین گردید. آزمایش های سینتیک با استفاده از روش پیمانه ای انجام گرفت. برای مطالعات سینتیک جذب آمونیوم یک گرم از هر تیمار (خاک، خاک و زئولیت و زئولیت) در دو تکرار توزین و در لوله سانتریفیوژ ریخته شد. سپس ۱۰ میلی لیتر از محلولهای ۰/۰۳۴ مولار کلسیم (کلرید کلسیم) با قدرت یونی برابر با خاک پردیس دانشگاه علوم کشاورزی گرگان که غلظت آمونیوم از منبع (کلرید آمونیوم) در آنها به ترتیب ۴۰، ۶۰، ۹۰، ۱۲۰ و ۱۴۰ میلی گرم در لیتر بود و تیمارهای مخلوط پتاسیم و آمونیوم که غلظت پتاسیم و آمونیوم به صورت ۱- K80,N60، ۲- K80,N120، ۳- K60,N60، ۴- K110,N120، ۵- K80, N90 و ۶- K110,N90 میلی گرم در لیتر و تیمار مخلوط آمونیوم+فسفر + پتاسیم با غلظت های ۱- K155,N120,P60، ۲- K185,N120,P60، ۳- K155,N90,P60 میلی گرم در لیتر از منابع کلرور آمونیوم، کلرور پتاسیم و دی هیدروژن فسفات (تقریبا معادل همان مقادیر بر حسب کیلوگرم در سطح یک هکتار) بود به نمونه ها اضافه شد و در دمای اتاق (25 ± 2 درجه سانتی گراد) به مدت یک ساعت برای هر زمان تکان داده شد. ده زمان ۲، ۴، ۸، ۱۲، ۴۸، ۱۹۲، ۲۴۰، ۷۲۰، ۱۴۴۰ و ۱۸۰۰ ساعت برای نیل به هدف مورد نظر در نظر گرفته شد. نمونه های مربوط به هر زمان به مدت ۵ دقیقه با دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ گردیدند و محلول رویی جهت اندازه گیری میزان آمونیوم با روش رنگ سنجی مورد نظر جمع آوری گردید. برای مطالعات سینتیک رهاسازی آمونیوم پس از به اتمام رسیدن مراحل جذب در هر غلظت و همچنین غلظت صفر، نمونه انتهایی (زمان آخر) بلافاصله با روش مرحله ای و شبیه شرایط آزمایشات جذب مورد استفاده قرار گرفت. پس از قرائت غلظت آمونیوم نمونه ها پنج مدل سینتیک مرتبه اول، مرتبه صفر، الویچ ساده شده، انتشار هذلولی و تابع نمایی برای برازش داده ها مورد استفاده قرار گرفتند.

نتایج و بحث

زئولیت سبب افزایش جذب و کاهش رهاسازی آمونیوم در مخلوط با خاک گردید. در زمانهای اولیه و در هر سه تیمار، غلظت آمونیوم محلول به طور سریعی کاهش می یابد ولی با گذشت زمان شیب نمودار کم و جذب آمونیوم کاهش می یابد (شکل ۱). مقدار پتاسیم جذب شده در خاک و اختلاط خاک با زئولیت با افزایش غلظت آمونیوم نسبت به زئولیت کمتر است. نتایج دلالت بر آن دارد که افزودن زئولیت به خاک، جذب آمونیوم در خاک را افزایش می دهد هر چند پتاسیم و فسفر نیز همراه آن باشد. در غلظت های بالا، جذب آمونیوم در خاک از خاک با زئولیت بیشتر بود ولی در غلظت های کم عکس آن مشاهده گردید. در زمان های نهایی مقدار کل آمونیوم محلول با زئولیت جذب شد و در حقیقت پروسه جذب آمونیوم با زئولیت به اتمام رسید. کیتها و همکاران (۶) نشان دادند جذب آمونیوم در زئولیت تا ۲ ساعت پایان می گیرد. در تمامی تیمارهای کودی معادله های ایلوویج و تابع نمایی جذب آمونیوم را برای خاک و خاک با زئولیت تا حدودی توجیه کردند ولی هیچ یک از معادلات نتوانستند جذب آمونیوم را برای زئولیت تشریح کنند. در تمامی نمونه ها و تیمارها، رهاسازی آمونیوم در مراحل اولیه سریع و سپس با گذشت زمان بتدریج کاهش می یابد، تا اینکه تعادل ظاهری حاصل شود و رهاسازی با سرعت ثابتی ادامه می یابد (شکل ۱). در تیمار آمونیوم معادله های ایلوویج، رهاسازی آمونیوم را برای خاک و خاک با زئولیت و معادله مرتبه اول رهاسازی آمونیوم را برای زئولیت تشریح کردند. در تیمار آمونیوم+پتاسیم و آمونیوم+پتاسیم+فسفر معادله ایلوویج رهاسازی آمونیوم را برای کلیه نمونه ها توجیه کرد. دنگ (۴)، آهارونی و سوزین (۳) پیشنهاد دادند که واکنش های جذب یا دفع از لحاظ سینتیکی در معادلات ایلوویج به وسیله فرایندهای پخشیدگی کنترل می شوند. در این حالت پخشیدگی متأثر از چندین مکانیسم است؛ همانند پخشیدگی از میکرو و ماکرو اگریگیت ها.

با مقایسه مقادیر جذب آمونیوم در تیمار های مختلف چنان نتیجه می شود که پتاسیم همراه با آمونیوم سبب کاهش جذب آمونیوم در خاک و خاک با زئولیت شده است. جذب آمونیوم در تیمار آمونیوم-فسفر-پتاسیم در غلظت های بالا ۱۲۰ میلی گرم در لیتر نسبت به تیمار آمونیوم+پتاسیم کمتر و در غلظت های پایین ۹۰ میلی گرم در لیتر نسبت به تیمار آمونیوم+پتاسیم بیشتر بود. ولی در زئولیت پتاسیم تاثیر چندانی در جذب آمونیوم نداشته است. با خاک، افزایش غلظت کاتیون همراه پتاسیم تاثیری بر جذب آمونیوم نداشت. غلظت مولی کاتیون پتاسیم نسبت به آمونیوم کمتر بود و بنابراین انتظار تاثیر بارزی بر جذب آمونیوم با افزایش غلظت پتاسیم وجود ندارد. با تیمار زئولیت با افزایش غلظت آمونیوم اعمال شده در تیمار آمونیوم+پتاسیم، و جذب بیشتر آمونیوم، آمونیوم بیشتری نیز رهاسده است ولی این هماهنگی برای تیمار خاک و خاک+زئولیت برای جذب و رهاسازی آمونیوم دیده نمی شود. مقدار آمونیوم رهاسده با زئولیت، از خاک و اختلاط خاک با زئولیت کمتر بود، زیرا ظرفیت تبادل کاتیونی زئولیت و کاتیون های تبادلی آن نسبت به خاک خیلی بیشتر است. در تیمار آمونیوم+پتاسیم، تاثیر مشخصی از پتاسیم بر رهاسازی آمونیوم در مقایسه با تیمار کلرور آمونیوم مشخص نگردید و نیز در مقایسه با تیمار آمونیوم + پتاسیم، پتاسیم همراه فسفر سبب کاهش رهاسازی آمونیوم می گردد.



شکل ۱- جذب و رهاسازی آمونیوم در تیمارهای مختلف در خاک+ژئولیت

منابع

- (۱). رضایی، م. ۱۳۸۷. تاثیر اصلاح کننده ژئولیت بر سینتیک جذب و رهاسازی آمونیوم، فسفر و پتاسیم در خاک سری رحمت آباد استان گلستان. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- (۲). فائز نیا، ف. ۱۳۸۳. بررسی تاثیر کمپوست مواد آلی (مالچ و مخلوط با خاک)، ژئولیت و لیکا بر حاصلخیزی خاک و رشد گندم، پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- (3). Aharoni, C. And Y. Suzin. 1982. Application of Elovich equation to the kinetics of chemisorption. Part 3: Hetrogeneouse microporisity. J. Chem. Soc. Faraday Treans. 78: 2329-2336.
- (4). Dang, Y.P., D.G. Edward and K.G. Tiler. 1994. Kinetics of zinc desorption from vertisols. Soil Sci Soc. Am. J. 58: 1392-1399.
- (5). Green, C. J., A. M. Blwckmer, and N, C. Yang. 1994. Release of fixed ammonium during nitrification in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58: 1411-1415.
- (6). Kithome, M., Paul, J. W., Lavkulich, L. M., and Bomke, A. A. 1998. Kinetics of ammonium adsorption and desorption by the natural zeolite Clinoptilolite. Soil Sci. Soc. Am. J. 62: 622-629.

تاثیر کاتیونهای آمونیوم و کلسیم بر سینتیک رهاسازی پتاسیم در خاک، مخلوط خاک و زئولیت و زئولیت

سید علیرضا موحدی نائینی، میثم رضایی

به ترتیب دانشیار و دانشجو آموخته کارشناسی ارشد گروه خاک شناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

بسیاری از خاکها با رس غالب ایلات، خاکهایی با قدرت بالا برای جذب پتاسیم می باشند (۶). در خاک اراضی پردیس دانشگاه علوم کشاورزی گرگان با رس غالب ایلات، مهمترین عامل محدود کننده رشد گندم دیم پتاسیم است (۱ و ۳) با تثبیت کود پتاسیم در بین لایه های ایلات و یا لایه دوگانه الکتریکی منقطع در این خاکها (۲) کوددهی پتاسیم تاثیری بر عملکرد گندم ندارد. در این خاک استفاده از زئولیت (۲۰ تن در هکتار) موجب افزایش جذب پتاسیم و عملکرد گردید (۴). واکنش های تعادلی و سینتیکی موجود بین اشکال مختلف پتاسیم (ساختاری، تثبیت شده، تبدالی و محلول)، سطح پتاسیم محلول و قابل دسترس را تحت تاثیر قرار می دهد (۷). در خاکهای آهکی کاتیونهای جایگزین کننده پتاسیم از مکانهای تبدالی کلسیم، منیزیم، آمونیوم و تا حدودی آلومینیوم می باشند. زئولیت آلومینوسیلیکاتی معدنی کریستالی با شبکه سه بعدی، دارای اسکلت باز، کانالها و حفراتی حاوی کاتیونها و مولکولهای آب است و به علت تحرک کاتیونها، پدیده تبادل یون را میسر می سازد. زئولیت دارای خصوصیات فیزیکی و شیمیایی منحصر به فردی مانند ظرفیت تبادل کاتیونی بالا، خاصیت جذب و نگهداری آب، جذب و رهاسازی انتخابی کاتیونها است (۵).

مواد و روشها

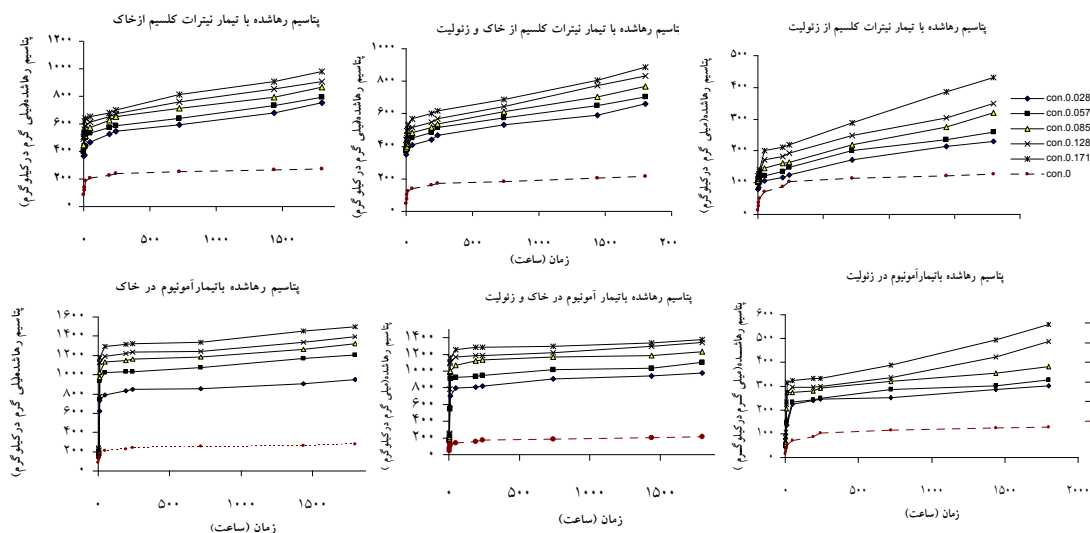
یک نمونه خاک مرکب سطحی (عمق صفر تا ۳۰ سانتیمتری) از خاک زراعی پردیس دانشگاه علوم کشاورزی گرگان سری رحمت آباد و زیر گروه تیپیک کلسی زلز و زئولیت کلینوپتیلولایت از معادن زئولیت سمنان تهیه شدند و زئولیت به مقدار ۳/۵۷۱ گرم در کیلوگرم به خاک اضافه گردید. کلیه آزمایشهای فیزیکوشیمیایی و کانی شناسی بر روی آنها به روش معمول و استاندارد انجام شد. مطالعات سینتیکی با روش پیمانه ای انجام شد. جهت مطالعات رهاسازی پتاسیم، یک گرم از هر نمونه (خاک، خاک و زئولیت و زئولیت) در دو تکرار توزین و در لوله سانتریفیوژ ریخته شد. سپس ۱۰ میلی لیتر از محلولهای ۰/۰۳۴ مولار کلسیم (کلرید کلسیم) با قدرت یونی برابر با خاک پردیس و تیمار کلسیم با غلظت کلسیم (از منبع نیترات کلسیم)، ۰/۰۲۸، ۰/۰۵۷، ۰/۰۸۵، ۰/۱۲۸، ۰/۱۷۱ میلی گرم در لیتر و در تیمار آمونیوم غلظت آمونیوم (کلرید آمونیوم) در آنها به ترتیب ۰، ۴۰، ۶۰، ۹۰، ۱۲۰، ۱۴۰ میلی گرم در لیتر، به نمونه ها اضافه و در دمای اتاق به مدت یک ساعت برای هر زمان تکان داده شد. ده زمان ۲، ۴، ۸، ۱۲، ۴۸، ۱۹۲، ۲۴۰، ۷۲۰، ۱۴۴۰ و ۱۸۰۰ ساعت جهت مطالعات در نظر گرفته شد. به منظور جلوگیری از فعالیت میکروارگانیسم یک قطره کلرفرم به تمام نمونه ها در ابتدای شروع آزمایش اضافه گردید. نمونه های مربوط به هر زمان (پس از هر زمان) به مدت ۵ دقیقه با دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ گردیدند و محلول رویی جدا و غلظت پتاسیم آن تعیین گردید. پنج مدل سینتیکی مرتبه اول، مرتبه صفر، الویچ، انتشار هذلولی و تابع نمایی برای برازش داده ها مورد استفاده قرار گرفتند.

نتایج و بحث

زئولیت سبب افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی، پتاسیم تبدالی و هدایت الکتریکی خاک در اختلاط با خاک گردید. با توجه به شکل ۱، مقدار پتاسیم رهاساده در مخلوط خاک با زئولیت از خاک کمتر شد. این کاهش ممکن است به دلیل افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاک در مخلوط با زئولیت باشد. زئولیت با ویژگی های منحصر به فرد خود مقدار آمونیوم و کلسیم زیادی را بدون آنکه پتاسیم را در زمان های کوتاه (اولیه) آزاد کند، جذب می کند. با توجه به شیب نمودارهای شکل ۱ که

نشان دهنده سرعت رهاسازی می‌باشند، در مراحل اولیه برای هر سه نمونه سرعت رهاسازی بالا بوده (۱۹۲ ساعت) و در مراحل بعدی (۱۹۲ تا ۱۸۰۰ ساعت) شیب کاهش می‌یابد. می‌توان روند رهاسازی را برای خاک و خاک با زئولیت را در دو مرحله با سرعت بالا و مرحله سرعت پایین مد نظر قرار داد.

رهاسازی زیاد اولیه را می‌توان به آزاد شدن پتاسیم از محل‌های تبادل، مناطق لبه‌ای و گوه‌ای شکل کانی‌های پتاسیم‌دار بیت داد. البته غلظت زیادتر کلسیم نیز در مرحله اول دلیلی بر رهاسازی سریع پتاسیم از خاک است که در مرحله دوم کند شود. مقدار رهاسازی پتاسیم با غلظت بالای کلسیم در مرحله دوم با زئولیت با مرحله اول تقریباً برابر است به طوریکه در غلظت ۰/۱۷۱ میلی گرم کلسیم در مرحله اول ۱۱۵/۵ و در مرحله دوم نیز حدود ۱۱۶ میلی گرم در کیلوگرم بود. این موید آن است که زئولیت ماده‌ای کند رهاست. با تیمارهای کلرور آمونیوم و نیز نیترات کلسیم میزان رهاسازی پتاسیم نسبت به غلظت نر (فقط حاوی کلرور کلسیم با غلظتی معادل با قدرت یونی خاک مزرعه) افزایش یافت. بنابراین آمونیوم و کلسیم می‌توانند جب رهاسازی پتاسیم گردند. با هر دوی این مواد میزان رهاسازی با زئولیت کمتر از خاک بود. رهاسازی پتاسیم از تیمار بیت با نیترات کلسیم بسیار کم بود. در غلظت‌های اکی والانی مشابه، نیترات کلسیم موجب آزادسازی پتاسیم کمتری نسبت افزایش کلرور آمونیوم با زئولیت گردید. بنابراین آمونیوم در آزادسازی پتاسیم از زئولیت نسبت به کلسیم موثرتر است. عبارت گر آمونیوم و پتاسیم با ترجیح بیشتری نسبت به کلسیم جذب زئولیت می‌شوند. با توجه به نمودارهای رهاسازی برای مارهای با نیترات کلسیم، سرعت رهاسازی تحت تاثیر غلظت نبود و فقط عرض از مبدا را تحت تاثیر قرار داد. مقدار پتاسیم ناشده بیشتر در غلظت‌های بالاتر آمونیوم به دلیل افزایش غلظت آمونیوم، گذشت زمان (کندرها بودن زئولیت) و خصوصیات ختمانی و شیمیایی زئولیت است. در تیمارهای آمونیوم و کلسیم سرعت رهاسدن پتاسیم در خاک و مخلوط خاک با زئولیت معادله الوبیج پیروی کرد، در زئولیت معادله های ایلوبیج و مرتبه صفر سرعت رهاسدن پتاسیم را در تیمارهای آمونیوم و سیم توجیه کردند.



شکل ۱- رهاسازی پتاسیم در تیمارهای آمونیوم و کلسیم در خاک، زئولیت و خاک با زئولیت

منابع

- (۱). امینی، س. ۱۳۸۵. بررسی تاثیر مواد زاید کارخانه کاغذ سازی بر حاصلخیزی خاک و رشد گندم، پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- (۲). رضایی، م. ۱۳۸۷. تاثیر اصلاح کننده ژئولیت بر سینتیک جذب و رهاسازی آمونیوم، فسفر و پتاسیم در خاک سری رحمت آباد استان گلستان. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- (۳). سبطی، م. ۱۳۸۶. رشد جمعیت میکروبی وازتوباکتر با اضافه کردن ورمی کمپوست به خاک و تأثیر جمعیت میکروبی بر رشد و عملکرد گندم. پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- (۴). فائز نیا، ف. ۱۳۸۳. بررسی تاثیر کمپوست مواد آلی (مالچ و مخلوط با خاک)، ژئولیت و لیکا بر حاصلخیزی خاک و رشد گندم، پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده علوم زراعی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.
- (5). Goulding, K. W. T. 1984. The availability of potassium in soil to crops as measured by its release to a calcium-saturated cation exchange resin. J. Agric. Sci. Camb. 103: 265-275.
- (6). Havlin, J.L., Bbeaton, J.D., Tisdale, S.L., Nelson, W.L. 2005. Soil fertility and fertilizers. Prentice Hall. U. S. A.
- (7). Martin, H. W., and Sparks, D. L. 1985. On the behavior of non-exchangable potassium in soils Commun. Soil Sci. Plant Anal. 16: 133-162

بررسی اثرات طولانی مدت پساب تصفیه شده شهری بر روی خصوصیات شیمیایی خاک

سعید مسعودی آشتیانی^{۱*}، مسعود پارسی نژاد^۲، فریبرز عباسی^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی دانشگاه تهران، ^۲ استادیار گروه آبیاری و آبادانی دانشگاه تهران، ^۳ عضو هیات علمی (استادیار) موسسه تحقیقات فنی و مهندسی کشاورزی

مقدمه

یکی از مهمترین عناصر بقاء محیط زنده در این دنیا آب است. این عنصر به طور یکسان در تمام کره زمین توزیع نشده است. فائو در سال ۲۰۰۵ اعلام کرد که کشورهای ایران، بنگلادش، ژاپن، عراق، پاکستان، ازبکستان و مصر دارای بیش از ۵۰ درصد زمینهای زراعی آبی هستند. بیش از ۵۸ درصد از وسعت کشور در اقلیم بسیار خشک و خشک قرار دارد. لذا، بحث کم آبی و در نهایت بحران آب باید به عنوان یک واقعیت عینی تلقی گردد. پیش بینی می شود حجم کل پساب شهری و صنعتی تولیدی در ایران در سال ۱۳۹۰ به ۷ میلیارد متر مکعب در سال برسد. لذا، می توان مصرف فاضلاب را برای حل بحران آب در کشور مد نظر قرار داد. این مطالعه برای روشن شدن پیامدهای استفاده از فاضلاب تصفیه شده شهری بر روی خاک است و پیش بینی اثرات مفید و مضر که در خاک و محیط زیست حاصل می شود.

مواد و روشها

مطالعه فوق مربوط به بررسی آبیاری فضای سبز تصفیه خانه فاضلاب شهرک اکباتان است. تصفیه خانه شهرک اکباتان واقع در استان تهران، غرب شهر تهران که تصفیه فاضلاب خام شهرک اکباتان را برعهده دارد. مساحت تقریبی فضای سبز تصفیه خانه ۳/۸ هکتار است که تقریباً ۹۰ درصد فضای سبز، پوشش درختان کاج، افاقیا و اکالیپتوس است. در کنار حصار تصفیه خانه که محوطه تاسیسات را از فضای سبز جدا می کند فضای مسطحی به عرض ۳ متر وجود دارد که سیفی جات کاشته می شود. تمام فضای سبز به جز محوطه کنار حصار با آب پساب تصفیه شده شهری به صورت سطحی آبیاری می شود ولی محوطه کنار حصار به دو قسمت آبیاری با پساب تصفیه شده و آب شرب تقسیم می شود، قسمت مربوط به آب شرب تقریباً حدود یک پنجم مساحت محوطه کنار حصار است، مدت آبیاری حدود ۵ سال بوده است و هم اکنون ادامه دارد. ابتدا ۱۰۰ متر مربع از قسمت آبیاری شده با پساب تصفیه شده را به طوری که نزدیک قسمت آبیاری شده با آب شرب باشد انتخاب گردید. ۴۰۰ متر مربع قسمت آبیاری شده با آب شرب است. از هر قسمت سه نقطه به تصادف انتخاب شد. نقاط ۱ و ۲ و ۳ مربوط به قسمت آبیاری با پساب تصفیه شده و نقاط ۴ و ۵ و ۶ مربوط به قسمت آبیاری با آب شرب است. آزمایش در قالب بلوک کاملاً تصادفی با سه تکرار تعریف شد. نمونه گیری از لایه سطحی خاک (عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری) جهت بررسی خصوصیات شیمیایی خاک (از طریق عصاره اشباع خاک) صورت گرفت. نمونه گیری مرکب برای تعیین بافت خاک از هر قسمت (یک نمونه از سه نقطه آبیاری با آب تصفیه شده و یک نمونه از سه نقطه آبیاری با آب شرب) در همان تاریخ انجام شد. میزان آبیاری برای هر دو قسمت یکسان بوده است و میزان کود دهی برای هر دو قسمت یکسان و فقط در ابتدای فصل رشد حدود ۲۰ کیلو کود طبیعی بوده است. نتایج بدست آمده از کیفیت آبهای استفاده شده نشان می دهد (جدول ۱) که در مقایسه با استاندارد کیفیت آب برای آبیاری (فائو، ۱۹۸۵) فاضلاب تصفیه شده اکباتان دارای نیتروژن و فسفر و سدیم ($SAR > 9$) بیش از حد استاندارد است. و همچنین نتایج آزمایش تعیین بافت خاک (آزمایش الک و هیدرومتری) در قسمت آبیاری با فاضلاب تصفیه شده و قسمت آبیاری با آب شرب به ترتیب ۱۲/۷ رس، ۱۲/۲ سیلت، ۲۹/۲۶ شن، ۴۵/۸۴ سنگریزه و ۸/۳ رس، ۸/۹ سیلت، ۳۴/۰۷ شن، ۴۸/۷۳ سنگریزه که در هر دو قسمت بافت شنی را نشان داد.

نتایج و بحث

خصوصیات شیمیایی (جدول ۲) با استفاده از نرم افزار SPSS 14.0 مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. نتایج نشان می دهد شوری خاک (EC) (در سطح ۵ درصد) و فسفر (در سطح ۱ درصد) بین دو قسمت مختلف تحت مطالعه دارای اختلاف معنی دار شد. نیترات از لحاظ آماری در سطح ۵ درصد اختلاف معنی داری داشت. این مطالعه در یک منطقه با خاک دارای بافت بسیار سبک و مقادیر غیر متعارف سنگریزه انجام شد ولی نتایج بدست آمده نشان می دهد که حتی در شرایط معمول نیز اگر بافت خاک سنگین و یا حتی متوسط (لوم) باشد امکان آلودگی نیترات، فسفر و سدیم فراهم می باشد. این نتایج نشان می دهد علیرغم اینکه خاک دارای بافت بسیار سبک بود و به لحاظ امکان جذب املاح شرایط مناسبی وجود نداشت ولی باز هم تجمع املاح در خاکهای تحت آبیاری با آب فاضلاب تصفیه شده در مقایسه با شرایط تحت آبیاری با آب شرب به طور معناداری متفاوت است و با توجه به اینکه نزدیک به ۷۰ درصد فسفر فاضلاب خانگی محلول است، احتمال نفوذ عمقی فسفر محلول و نیترات و سدیم به ویژه در شرایط خاکهای سبک زیاد است، بنابراین احتمال آلودگی آبهای زیر زمینی زیاد است. لذا، پیشنهاد می شود که چاه ها و قناتهای منطقه مورد مطالعه و سنجش آلودگی قرار گیرد.

جدول ۱ - آنالیز شیمیایی آب شرب و فاضلاب تصفیه شده

نمونه	pH	Ec (dS/m)	N(NO ₃) (mg/lit)	P (mg/l)	Ca (meq/l)	Mg (meq/l)	K (meq/l)	Na (meq/l)
آب شرب	7.2	0.65	10<26.72<30	0	4.8	5.8	0.04	6.67
فاضلاب تصفیه شده	7.3	1.66	30<35.66<70	70<86.4<90	4.2	4.4	0.51	33.64

شماره نمونه	pH	EC (ds/m)	N(NO ₃) mg/lit	P (mg/lit)	Ca(meq/lit)	Mg(meq/lit)	K(meq/lit)	Na(meq/
1	8.12	0.99	5.5	21.59	4.5	3.5	0.26	4.01
2	7.83	0.81	4.95	28.08	3	3.3	0.28	3.71
3	8.17	1.11	4.62	23.75	5.5	2.3	0.25	4.37
4	7.71	1.22	0.38	0	6.5	3.1	0.16	4.41
5	7.63	1.43	0.77	0	5.5	3.5	0.12	5.86
6	7.46			0		2.6	0.18	

جدول ۲ - اندازه گیریهای شیمیایی در دو قسمت آبیاری با آب شرب و آبیاری با فاضلاب تصفیه شده

منابع

۱. منزوی، محمد تقی (۱۳۸۴). "فاضلاب شهری، جلد دوم: تصفیه فاضلاب". انتشارات دانشگاه تهران، شماره ۱۸۶۷، چاپ دهم.
۲. زادشوش، عادل (۱۳۷۵). "بررسی اثرات آبیاری با پساب بر خاک و گیاه". پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی دانشگاه تهران.
3. Gleen J.Hoffman, Robert G. Evans, Marvin E. Jensen, Derrel L. Martin, Ronald L. Elliott(2007). "Design and Operation of Farm Irrigation System". 2nd edition. American Society of Agriculture and Biological Engineers. U.S.A

اثر کمپوست پسته و کود مرغی بر جذب سطحی فسفر در دو نوع خاک رفسنجان

مجید فکری

استادیار سابق دانشگاه ولی عصر^(عج) رفسنجان و استادیار فعلی گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه

جذب سطحی فسفر توسط یک رس بستگی به گسترش پتانسیل منفی صفحات رس دارد. آنیون های بی کربنات، سیترات و اکسالات جذب سطحی فسفات را بر رس ها کاهش می دهند ولی آمینواسیدها جذب سطحی فسفر را افزایش می دهند. پیوند هیدروژنی گروه های آمین باعث کاهش فضای بین لایه ای رس می شود و در نتیجه جریان انتقال بار منفی را از سطح به لبه کاهش می دهند و یون فسفات به نقاط جذبی آلومینیم نزدیک تر شود. هومیک اسید، فولویک اسید و اسیدهای آلی زنجیره ای و حلقوی با وزن مولکولی کم ممکن است نقاط جذبی فاز جامد خاک که در جذب سطحی فسفر موثر هستند، اشغال کنند، و در نتیجه جذب سطحی را کاهش دهند [۳، ۶]. اسیدهای ساده آلی ممکن در خاک توسط تجزیه بقایای گیاهی و یا حیوانی و یا بافت های میکروبی و یا ترشح از ریشه ی گیاهان به وجود آیند. ریزوسفر در اثر تجزیه ی بقایای گیاهی، حیوانی و میکروبی اسیدی می شود، در نتیجه منبع و مخزن تغذیه فسفر برای گیاه در ریزوسفر در اثر حضور لیگاندهای آلی شدیداً تحت تاثیر قرار می گیرد. در غلظت های پایین فسفر در محلول تعادلی، فسفر با دو پیوند (به صورت HPO_4^{2-}) و در غلظت های بالای فسفر در محلول تعادلی با یک پیوند (به صورت $H_2PO_4^-$) به سطح رزین متصل می شود. بنابراین در سطح جذبی اول نسبت به سطح جذبی دوم مقدار فسفر کمتری و با انرژی پیوند بیشتری جذب و نگهداری می شود و در سطح جذبی دوم برعکس [۲]. [۱]. عملیات مدیریتی خاک مانند افزودن مواد آلی (OM) به خاک ممکن است بر مقدار فسفر قابل دسترس برای گیاه اثر مثبت داشته باشد. عده ای از محققین گزارش کردند که در حضور مواد آلی جذب فسفر توسط خاک کاهش می یابد [۴]. عقیده ی مشترک آنها این بوده است که در اثر تجزیه مواد آلی اسیدهای آلی تولید می شود که با Al و Fe (که نقش اساسی در تثبیت فسفر دارند) کمپلکسهای پایداری تشکیل می دهند. عده ای دیگر از محققین گزارش نموده اند که مواد آلی جذب فسفر توسط خاکها را افزایش می دهند [۵]، اینها اظهار می دارند که این عمل از محبوس شدن فسفر توسط میکروارگانیسمها نتیجه می شود. هدف این تحقیق عبارت از بررسی اثر کمپوست پوست پسته و کود مرغی بر جذب سطحی فسفر در دو نوع خاک لومی و شنی در منطقه رفسنجان بود.

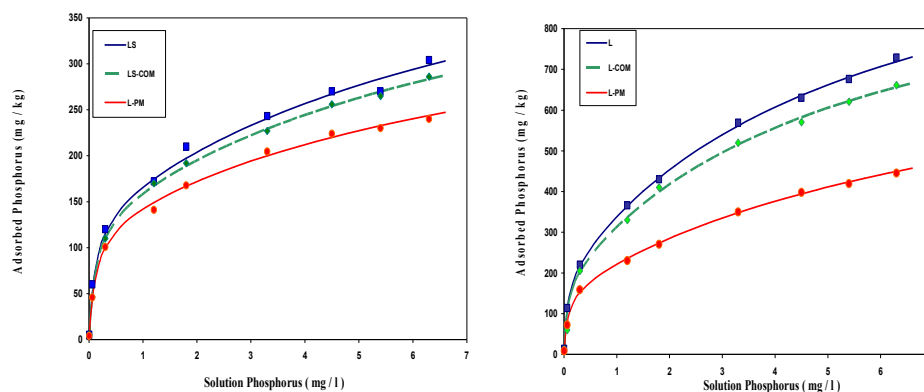
مواد و روش ها

دو نوع خاک با بافت های لومی و لومی شنی از بیاض رفسنجان انتخاب شد. pH خاکها به ترتیب ۷٫۹ و ۷٫۷ و هدایت الکتریکی عصاره اشباع آنها ۲٫۶ و ۱٫۹ و درصد آهک آنها ۲۱ و ۱۴ درصد بود. خاکهای مورد نظر با دو نوع ماده آلی از منابع کمپوست پوست پسته و کود مرغی به نسبت ۳ درصد مخلوط گردید. گلدانها در گلخانه ای با متوسط دمای روزانه و شبانه به ترتیب ۳۰ و ۱۷ درجه سانتیگراد نگهداری شدند. آبیاری گلدانها با آب مقطر بعد از تخلیه یک سوم از رطوبت ظرفیت زراعی خاک صورت می گرفت. بعد از یک ماه از مقدار ۲ گرم از خاک های تیمار شده و تیمار نشده با مواد آلی برداشته شد و به آنها ۵۰ میلی لیتر محلول هایی از فسفر با غلظت های صفر تا ۴۵ میلی گرم بر لیتر از منبع سوپر فسفات تریپل ($Ca(H_2PO_4)_2$) اضافه شد (محلول زمینه کلرید کلسیم ۰٫۰۱ مولار و تولوئن بود) و به مدت ۲۴ ساعت در دمای 25 ± 1 درجه ی سانتیگراد روی شکر مخلوط شدند. سپس با استفاده از کاغذ واتمن ۴۲ عصاره گیری شد و غلظت فسفر را در عصاره با روش اسید آسکوربیک با دستگاه اسپکترومتر اندازه گیری و داده های هم دماهای جذب فسفر را با معادله لانگ مویردو سطحی برازش شدند. این آزمایش به صورت

طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد.

نتایج و بحث

اثر کاربرد کمپوست پوست پسته و کود مرغی بر همدماهای جذب سطحی فسفر خاکها بوسیله معادله لانگمویر دو سطحی ارزیابی شد (شکل ۱). با افزودن تیمار مواد آلی به خاک، نسبت فسفر محلول به فسفر جذب سطحی شده (C/P) افزایش یافت و این افزایش برای تیمار کود مرغی بیشتر از کمپوست بود. در هر غلظت معین فسفر در محلول، فسفر جذب سطحی شده خاک در اثر کاربرد تیمارها کاهش یافت و این کاهش در تیمار کود مرغی بیشتر از کمپوست پسته بود، و یا به عبارت دیگر برای هر مقدار مشخص فسفر جذب سطحی شده، در اثر کاربرد تیمارها غلظت فسفر محلول افزایش یافت. با افزودن مواد آلی حداکثر ظرفیت جذب سطحی فسفر و انرژی جذب آن در سطح جذبی اول (X_{m1}, K_1) و دوم (X_{m2}, K_2) کاهش یافته و مقدار کاهش بین سطوح اول و دوم متفاوت بوده است. بیشترین کاهش حداکثر ظرفیت جذب سطحی و انرژی آن در خاک لوم و با کاربرد کود مرغی در مقایسه با کمپوست پسته رخ داد. به عنوان مثال برای خاک لوم با کاربرد کود مرغی و کمپوست پسته به ترتیب حداکثر جذب در سطح جذبی اول ۲۱ و ۷ درصد در سطح جذبی دوم به ترتیب ۳۱ و ۱۰ درصد و با کاربرد کود مرغی انرژی جذب فسفر سطح جذبی اول و دوم به ترتیب ۱۸ و ۵ درصد نسبت به شاهد کاهش یافت و این کاهش برای کمپوست معنی دار نبود. به عبارت دیگر مواد آلی حداکثر ظرفیت جذب سطحی فسفر را در سطح جذبی با انرژی بالا نسبت به سطح جذبی با انرژی پایین بیشتر کاهش دادند و انرژی جذب آن را در سطحی با انرژی پایین نسبت به سطح جذبی با انرژی بالا بیشتر کاستند این نتایج با تحقیقات سینگ [۴] و هالفورد و ماتینگلی [۲] اسیدینگ و رابینسون [۵] مطابقت دارد.



شکل ۱ -- اثر کود مرغی (PM) و کمپوست پوست پسته (COM) بر همدماهای جذب سطحی فسفر توسط معادله لانگمویر دو سطحی در خاک لوم (راست) و شن لومی (چپ).

منابع

- [1] Barrow, N. J. 1970. The description of desorption of phosphate from soil. J Soil. Sci. 30:259-270.
- [2] Holford, I.C.R., and G.E.G. Mattingly. 1974. A Langmuir two- surface Phosphorus sorption equation as a model for phosphate adsorption by soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 61:1364-1369.
- [3] McDowell, R., and L. Condon. 2001. Influence of soil constituents on soil phosphorus sorption and desorption. Commun. Soil Sci. plant Anal. 32:2531-2547.
- [4] Sing, B. B. 1976. Phosphorous sorption and desorption characteristics of soil as affected by organic residues. Soil Sci. Soc. Am. J. 40: 389-394.
- [5] Siddique, M.T., and J.S. Robinson. 2004. Differences in phosphorus retention and release in soils amended with animal manures and sewage sludge. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:1421-1428.
- [6] Vadas, P.A., and J.T. Sims. 2002. Predicting phosphorus desorption from mid-Atlantic coastal plain soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 66 :623-631.

بررسی سینتیک آزاد شدن منگنز در برخی از خاکهای ایران

۱- ارائه روشی برای مطالعه سینتیک آزاد شدن در شرایط اکسیدی

عبدالامیر بستانی^۱ و حسن توفیقی^۲

^۱ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شاهد، ^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی کرج، دانشگاه تهران

مقدمه

عقیده رایج بر این است که غلظت فلزات در محلول خاک و قابلیت استفاده و سمیت آنها برای موجودات زنده به احتمال زیاد از طریق واکنشهای جذب و رهاسازی در سطوح کلونیدهای خاک کنترل می‌گردد (۵). پدیده‌های جذب و رهاسازی عناصر در خاک را می‌توان از دو طریق ترمودینامیکی و سینتیکی بررسی نمود. نگاهی به مطالعات سینتیکی انجام‌شده نشان می‌دهد که غالب مطالعات انجام‌شده بیشتر بر روی عناصری همچون فسفر و پتاسیم صورت یافته و مطالعه در مورد عناصر کم مصرف محدود می‌باشد (۱). این درحالی است که تقریباً مطالعه‌ای درباره سینتیک واکنشهای منگنز، آن هم در خاک وجود ندارد (۶). بنظر می‌رسد یکی از دلایل اصلی عدم مطالعه سینتیک واکنشهای منگنز در خاک، متفاوت بودن شیمی منگنز با بسیاری از دیگر عناصر است. در روشهای متعارف مطالعات سینتیکی، آزمایشات در سوسپانسیونهایی با نسبتهای مختلف از عصاره‌گیر و خاک صورت می‌پذیرد. بکارگیری این روشها برای عناصری که تحت تأثیر پتانسیل ریداکس نمی‌باشند، امکان‌پذیر است ولی برای عنصری مانند منگنز که غلظت آن در فاز محلول کاملاً به پتانسیل ریداکس وابسته است از جنبه گیاه محوری از ارزش چندانی برخوردار نبوده و بیانگر وضعیت واقعی منگنز نخواهد بود. از این رو این تحقیق به منظور بررسی و ارائه روشی برای مطالعه سینتیک آزاد شدن منگنز تحت شرایط اکسیدی (شرایط ۳۵٪ رطوبت اشباع) به انجام رسید.

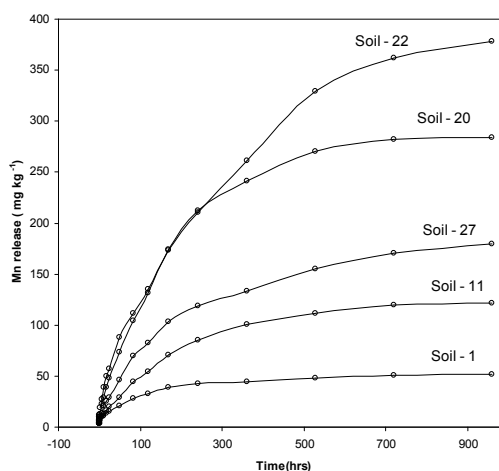
مواد و روشها

در این بررسی سینتیک آزاد شدن منگنز در ۲۲ نمونه مرکب خاک سطحی با استفاده از DTPA تحت شرایط ۳۵٪ رطوبت اشباع (شرایط اکسیدی) و در دامنه زمانی ۰/۲۵ تا ۹۶۰ ساعت مطالعه گردید. سینتیک آزاد شدن منگنز از خاکها با استفاده از عصاره‌گیر DTPA بصورت زیر انجام گرفت. ده گرم خاک هواخشک (در دو تکرار) درون بشرهای اسیدشویی شده ریخته شده و حجمی معادل ۳۵٪ رطوبت اشباع از محلول ۰/۱ مولار DTPA، ۰/۲ مولار تری اتانول آمین و ۰/۰۵ مولار کلرید کلسیم بافر شده در $\text{pH} = 7/3$ به آنها اضافه گردید. نمونه‌ها با یک همزن شیشه‌ای جهت حصول یک مخلوط همگن به خوبی هم زده شدند. سپس درب بشرها با پارافیلیم بسته شد و نمونه‌ها برای زمانهای تعیین شده در دمای ثابت 25 ± 1 درجه سانتی‌گراد در اینکوبیتور قرار گرفتند. جهت ایجاد و حفظ شرایط هوازی تعدادی سوراخ در پارافیلیم ایجاد گردید. در طول دوره اینکوبیشن نمونه‌ها یک بار در هفته توزین و کاهش احتمالی رطوبت آنها با آب مقطر مرتفع شد. در پایان دوره اینکوبیشن ۲۰ میلی‌لیتر آب مقطر به نمونه اضافه و سوسپانسیون حاصل به مدت دو دقیقه بخوبی هم‌زده شد. سپس سوسپانسیون به مدت پنج دقیقه در دور ۳۰۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ گردید. در نهایت محلول رویی صاف و غلظت منگنز آن توسط دستگاه جذب اتمی قرائت گردید. زمانهای واکنش آزاد شدن منگنز، ۰/۲۵، ۰/۳۳، ۰/۵، ۲، ۱۰، ۲۴، ۴۸، ۱۲۰، ۱۶۸، ۲۴۰، ۳۶۰، ۵۲۸، ۷۲۰ و ۹۶۰ ساعت بودند.

نتایج و بحث

سینتیک آزاد شدن تجمعی منگنز در تعدادی از خاکها در شکل ۱ نشان داده شده است. سایر خاکها دارای روند مشابهی بودند. این شکل نشان می‌دهد که سرعت آزاد شدن منگنز در ابتدا نسبتاً سریع می‌باشد (۲۵ تا ۵۵ درصد کل منگنز قابل استخراج در ده ساعت اول آزاد شد). پس از آن سرعت آزاد شدن منگنز کاهش یافته و در غالب خاکها پس از ۷۲۰ ساعت به حدود صفر رسید. چنین حالت دو فازی برای آزاد شدن منگنز (۴) و یونهای دیگر از قبیل پتاسیم (۲)، آمونیوم (۳) و روی (۱) توسط محققان دیگر نیز گزارش شده است.

شش مدل ریاضی (الوویچ ساده شده، تابع توانی، دیفیوژن پارابولیکی، مرتبه صفر، مرتبه اول و مرتبه دوم) به منظور توصیف سینتیک آزاد شدن منگنز مورد بررسی و ارزیابی قرار گرفتند. مقایسه مدلها نشان داد که معادله تابع توانی با دارا بودن بالاترین r^2 و پایین‌ترین SEE، بهترین معادله جهت توصیف سینتیک آزاد شدن منگنز می‌باشد. معادلات دیفیوژن پارابولیکی، مرتبه اول و مرتبه دوم نیز در مرتبه‌های بعدی قرار گرفتند. درضمن هیچ یک از دو معادله مرتبه صفر و الوویچ ساده شده بصورت قابل قبولی قادر به توصیف سینتیک آزاد شدن منگنز از خاکها نبودند.



شکل ۱- سینتیک آزاد شدن منگنز در تعدادی از خاکها در شرایط ۳۵٪ رطوبت اشباع.

منابع:

1. Dang, Y.P., R.C. Dalal, D.G. Edwards, and K.G. Tillier. 1994. Kinetics of Zinc Desorption from Vertisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58:1392-1399.
2. Havlin, J.L., D.G. Westfall, and S.R. Olsen. 1985. Mathematical models for potassium release kinetics in calcareous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49: 371-376.
3. Kithome, M., J.W. Pauk, L.M. Lavkulich, and A.A. Bomke. 1998. Kinetics of Ammonium Adsorption and Desorption by the natural Zeolite Clinoptilolite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:622-629.
4. Krishnamurti, G.S.R., and P.M. Huang. 1988. Kinetics of manganese released from selected manganese oxide minerals as influenced by potassium chloride. *Soil Sci.* 146:326-334.
5. McLaren, R.G., C.A. Backes, A.W. Rate, and R.S. Swift. 1998. Cadmium and cobalt release kinetics from soil clays: effect of sorption period. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 332-337.
6. Sparks, D.L. 1989. Kinetics of soil chemical processes. Academic Press, San Diego, CA.

رفتار رهاسازی آهن از برخی خاکهای ایران در شرایط اکسیک

مجتبی بارانی مطلق و حسن توفیقی

استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه تهران

مقدمه

فرآیندهای شیمیایی خاک از هر دو دیدگاه تعادلی و سینتیکی می‌توانند مورد مطالعه قرار گیرند. لیندزی و شواب (۱۹۸۲) و لیندزی (۱۹۸۴) روابط تعادلی که قابلیت دسترسی آهن در خاکهای آهنی را تحت تأثیر قرار می‌دهند بررسی نمودند. این روابط تعادلی گویای آنند که هر گیاهی در یک خاک آهنی دارای پتانسیل ابتلا به کمبود آهن است، اما اغلب پیش بینی ظهور کلروز آهن در خاکهای آهنی صرفاً از طریق روابط تعادلی مقدور نمی‌باشد، عمدتاً به این دلیل که سیستم خاک/گیاه/میکروارگانیسم به ندرت در حال تعادل است. عوامل مینرالوژیکی، شیمیایی و گیاهی که سرعت رهاسازی آهن از اجزای خاک حاوی آهن را تحت تأثیر قرار می‌دهند به اندازه روابط تعادلی در دسترسی گیاهان به آهن با اهمیت هستند (۱۰).

ریشه‌های گیاه اساساً آهن مورد نیاز خود را از محلول خاک به دست می‌آورند. از این رو، سرعت آزادشدن آهن از فازهای جامد خاک - حاوی آهن به صورت‌های جذب سطحی شده یا در شکل‌های معدنی - به درون محلول خاک پارامتر مهمی در تغذیه آهن گیاهان است. فرآیندهای جذب و رهاسازی آهن در سیستم خاک-محلول-ریشه بر پایه شیب غلظت ناشی از جذب آهن محلول توسط ریشه‌های گیاه می‌باشد (۹، ۱۱). از آنجائیکه گیاه آهن را از فازهای لبایل آهن و از طریق محلول خاک جذب می‌کند، عصاره‌گیری آهن بوسیله DTPA، جذب آهن از خاک بوسیله ریشه‌های گیاه را شبیه‌سازی می‌کند (۳). DTPA با یونهای آهن آزاد موجود در محلول ترکیب و کمپلکس‌های محلول را تشکیل داده و بدین وسیله فعالیت یونهای آزاد در محلول را کاهش می‌دهد. برای جبران این کاهش، آهن از فاز جامد کنترل‌کننده حلالیت آهن به درون محلول خاک آزاد می‌شود (۷).

به استثنای مطالعه یو و کلاروپ (۱۹۹۴)، اطلاعات اندکی در ارتباط با سینتیک آزادشدن آهن بویژه از خاکها در دسترس است. علاوه بر این، یکی از نقاط ضعف در بیشتر این پژوهش‌ها این است که شرایط آزمایشی (خصوصاً شرایط رطوبتی) از شرایط واقعی مزرعه فاصله زیادی دارد. از این رو، این پژوهش به منظور مطالعه سینتیک آزادشدن آهن از برخی از خاکهای ایران در شرایط رطوبتی واقع در دامنه تغییرات رطوبت مزرعه یعنی ۳۵٪ رطوبت اشباع انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

تعداد ۶ نمونه مرکب از عمق ۳۰-۵ سانتیمتری خاکهای استانهای خوزستان و گلستان جمع‌آوری گردید. نمونه های هواخشک شده به آرامی با چکش چوبی کوبیده شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاکها از جمله pH، عصاره اشباع، قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع (E_c)، درصد رطوبت اشباع (SP)، کربنات کلسیم معادل، درصد ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) و آهن قابل استخراج با DTPA با استفاده از روش های استاندارد تعیین شدند.

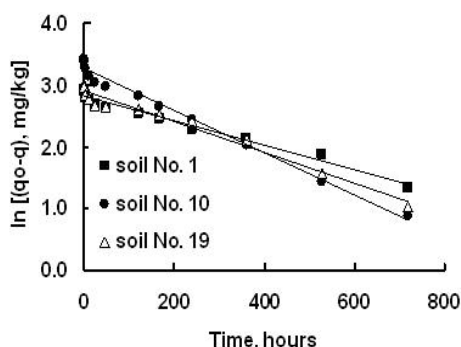
مطالعه سینتیکی آزادشدن آهن با استفاده از محلول DTPA به شرح زیر انجام گرفت. ده گرم از خاک هواخشک کوچکتر از ۲ میلی‌متر در دو تکرار وزن شده و در بشرهای پلاستیکی اسیدشویی شده قرار داده شد. آنگاه حجم کافی از محلول استخراج‌کننده (۰/۱ مولار DTPA، ۰/۲ مولار تری اتانول آمین و ۰/۰۵ مولار کلرید کلسیم بافر شده در pH=۷/۳) به خاک اضافه شد تا رطوبت آن به ۳۵٪ رطوبت اشباع برسد. بلافاصله، نمونه‌های خاک برای ایجاد مخلوط همگن با همزن شیشه‌ای به هم زده شدند. سپس بشرها پوشانیده شده و تحت شرایط هوازای در دمای

$25 \pm 1^{\circ}\text{C}$ در سرتاسر مدت واکنش در انکوبیتور نگهداری شدند. بدلیل طولانی بودن مدت آزمایش، مخلوط‌های خاک-DTPA یکبار در هفته توزین شده و رطوبت آن در ۳۵٪ رطوبت اشباع تنظیم گردید. در پایان هر یک از زمان‌های آزمایش، ۲۰ میلی لیتر آب مقطر به هر بشر حاوی مخلوط خاک - DTPA اضافه شده و برای ۲ دقیقه به خوبی به هم زده شد. سوسپانسیون حاصل به مدت ۵ دقیقه سانتریفیوژ شده و محلول زلال رویی فوراً از طریق کاغذ صافی شماره ۴۲ واتمن صاف گردید. زمان‌های تماس بین خاک و محلول استخراج‌کننده (یعنی از زمان افزودن محلول DTPA به خاک تا هنگام جداکردن محلول زلال رویی) عبارت بودند از ۰/۲۵، ۰/۳۳، ۰/۵، ۲، ۱۰، ۲۴، ۴۸، ۱۲۰، ۱۶۸، ۲۴۰، ۳۶۰، ۵۲۸، ۷۲۰ و ۹۶۰ ساعت. غلظت آهن در عصاره های صاف شده بوسیله دستگاه جذب اتمی تعیین گردید.

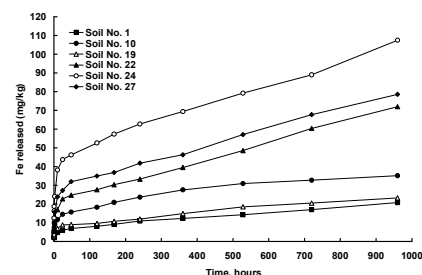
نتایج و بحث

نتایج اندازه‌گیری‌های ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی خاکهای مورد بررسی در این مطالعه نشان داد (جدول ارائه نشده است) که خاکهای انتخاب شده آهنکی (دامنه آهنک از ۲/۲۶ تا ۴۹/۵۴ درصد) و دارای دامنه وسیعی از نظر ویژگی‌های اندازه‌گیری شده بویژه آهن قابل استخراج با DTPA (۴/۸ تا ۴۲/۲ میلی گرم بر کیلوگرم) می‌باشند. مقدار آهن آزاد شده از خاکهای مورد مطالعه با یکدیگر متفاوت بوده و از ۲۰/۷۸ (خاک شماره ۱) تا ۱۰۷/۴۸ (خاک شماره ۲۴) میلی گرم بر کیلوگرم متغیر بود. مقدار آهن آزاد شده در طی زمانهای ابتدایی (۲۹/۴ تا ۴۳/۸ درصد مقدار کل آهن آزاد شده در زمان ۹۶۰ ساعت را شامل می‌شد. مقدار آهن استخراج شده با روش DTPA (۷) - که شاخصی از آهن قابل دسترس خاک است - ۵۷/۲ تا ۸۹/۵ درصد این بخش را دربرمی گیرد. مقدار آهن آزاد شده در طی زمانهای ابتدایی (۳۰min) به‌طور میانگین ۳۸/۷۳ درصد مقدار آهن آزاد شده از مرحله سریع را شامل می‌شود. این مقدار در مقایسه با مقادیر مشابه آزاد شده از سایر عناصر ذکر شده در منابع (۲، ۱۲) بسیار کمتر و بیانگر کند بودن سرعت اولیه رهاسازی آهن می‌باشد.

سینتیک آزاد شدن آهن بوسیله محلول DTPA در خاکهای مورد مطالعه در شکل ۱ نشان داده شده است. الگوی آزاد شدن آهن از خاکها بدین صورت بود که یک واکنش سریع ابتدایی بوسیله یک واکنش کندتر ادامه می‌یافت. در همه خاکها آزاد شدن کند حتی پس از گذشت ۹۶۰ ساعت هنوز ادامه داشته و تعادل در هیچیک از خاکها حاصل نشد. فرآیند دو مرحله‌ای رهاسازی (سریع و کند متعاقب آن) به وجود مکان‌های با انرژی متفاوت نسبت داده شده است (۶). واکنش سریع اولیه رهاسازی آهن به واکنش DTPA با مکان‌های سطحی با انرژی کم و کاهش تدریجی سرعت واکنش به مصرف مکان‌های سطحی فعال نسبت داده شده است (۸). این مسئله می‌تواند شواهدی بر وجود حداقل دو مکان متفاوت آزادکننده آهن در این خاکها باشد. از این رو یک معادله مرتبه اول بر داده‌های آزاد شدن آهن برازش داده شد. مقادیر نسبتاً بالای r^2 (۰/۹۰ برای خاک ۲۴ و ۰/۹۹ برای خاک ۱۰) همراه با مقادیر نسبتاً پایین SE (۱/۱۴ برای خاک ۱ و ۱۱/۲۳ برای خاک ۲۴) نشان داد که آزاد شدن آهن از خاکها به نحو رضایت‌بخشی بوسیله معادله مرتبه اول توصیف می‌گردد. ولی، همچنانکه در شکل ۲ نشان داده شده است، در زمانهای کوتاه برازش این معادله بر داده‌ها چندان مناسب نیست. این امر ممکن است حاکی از این باشد که سرعت آزاد شدن آهن از این خاکها در زمانهای کوتاه از مکانیسم متفاوتی پیروی می‌کند و یا اینکه ثابت ظاهری سرعت معادله با گذشت زمان تغییر می‌کند. از توصیف آزاد شدن آهن خاک بوسیله معادله سینتیکی مرتبه اول می‌توان اینگونه استنباط کرد که یک مدل "تک مکانی + انحلال کند کانیهی حاوی آهن" یا یک مدل "دومکانی" احتمالاً یک توصیف مبتنی بر مکانیسم معتبر برای رهاسازی آهن از خاکها خواهد بود.



شکل ۲- ترسیم داده‌های آزاد شدن آهن از برخی از خاکها بوسیله DTPA براساس معادله مرتبه اول



شکل ۱- آزاد شدن تجمعی آهن از خاکها با زمان

با این حال برخی از محققان فرض وجود مکانهای نگهداری مستقل را مورد تردید قرار داده و تغییر تدریجی در شیب از یک زمان دیگر را بیانگر تغییر پیوسته و مداوم در ثابت ظاهری سرعت به دلائل دیگر دانسته‌اند که مانع از برازش کامل یک معادله مرتبه اول ساده به داده‌ها می‌شود (۱، ۵). هر چند برخی نیز معتقدند که به دلیل اینکه فلزات سنگین نظیر آهن بر روی انواعی از اجزای خاک مانند کانیهای رسی، اکسیدها و هیدروکسیدهای با حلالیت‌های گوناگون، مواد آلی و غیره نگهداری می‌شوند که میل ترکیبی، قدرت پیوند و انرژی فعال‌سازی رهاسازی آنها متفاوت بوده و لذا انواع مختلفی از واکنش‌ها از جمله واجذبی، تبادل یونی، تشکیل کمپلکس، انحلال و دیفیوژن از محل‌های داخلی ساختمان کریستال طی فرآیند استخراج روی می‌دهند، توصیف آزاد شدن این فلزات با یک مدل مرتبه اول ساده امکان‌پذیر نیست (۴).

مراجع مورد استفاده

- Allen E. R., D. W. Ming, L. R. Hossner and D. L. Henninger. 1995. Modeling transport kinetics in clinoptilolite-phosphate Rock systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59: 248-255.
- Bermond, A. and J. P. Ghestem. 2001. Kinetics study of trace metal EDTA-desorption from contaminated soils. In: H. M. Selim and D. L. Sparks (eds.). *Heavy metal release in soils*. CRC Press Inc. Boca Raton. Florida. USA.
- Geiger, S. C. and R. H. Loeppert. 1986. Correlation of DTPA extractable Fe with indigenous soil properties of selected calcareous soils. *J. Plant Nutr.* 9: 229-240.
- Hargitai Toth, A. 2005. The kinetics of Cd, Pb and Cr extraction from artificially polluted soils. *Microchemical Journal*. 79: 55-60.
- Kithome, M, J. W. Paul, L. M. Lavkulich and A. A. Bomke. 1998. Kinetics of ammonium adsorption and desorption by the natural zeolite clinoptilolite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 622-629.
- Lehmann, R. G., and R. D. Harter. 1984. Assessment of copper-soil bond strength by desorption kinetics. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48: 769-772.
- 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.
- Loeppert, R. H. and W. P. Inskeep. 1996. Iron. In: D. L. Sparks et al. (eds.). *Methods of soil analysis. Parte 3. Chemical methods*. SSSA. ASA. Madison. Wisconsin. USA.
- Schwertmann, U. 1991. Solubility and dissolution of iron oxides. *Plant and Soil*. 130: 1-25.
- Vempati, R. K. and R. H. Loeppert. 1988. Chemistry and mineralogy of Fe-containing oxides and layer silicates in relation to plant available Fe. *J. Plant Nutr.* 11: 1557-1574.
- Yang, Jae E. and E. O. Skogley. 1992. Diffusion kinetics of micronutrient accumulation by mixed-bed ion-exchange resin. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 408-414.
- Yu, J., and D. Klarup. 1994. Extraction kinetics of copper, zinc, iron, and manganese from contaminated sediment using disodium ethylenediaminetetraacetate. *Water, Air and Soil Pollution*. 75: 205-225.

اثر آلودگی کروم در قسمت های خوراکی گیاه در دو نوع بافت خاک

شهین نوربخش

عضو هیئت علمی دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه:

کروم ۶ ظرفیتی ترکیبی سمی و سرطان زا شناخته شده است. در هر تن کود فسفره ی اسکوری توماسدر ۴ تا ۵ کیلوگرم کروم وجود دارد. (Bollard 1983) گزارش کرد که Cr^{3+} و CrO_4^{2-} به وسیله دو مکانیزم مختلف به وسیله گیاه قابل قبول جذب می باشد. ریشه ی گیاه قادر نیست که همزمان Cr^{3+} را به Cr^{2+} محلول احیا کند (Cary et.al 1983). کروم به صورت Cr^{6+} بیشتر قابل دسترس گیاهان است برای این که در شرایط طبیعی ناپایدار است. تحقیقات انجام شده به وسیله ی Starich and Blincoe 1983 نیز نشان داد که کروم به صورت آنیون کرومات Cr_4^{2-} نیز به سهولت قابل جذب گیاهان است ولی این جذب در حضور یون سولفات کم می شود. با وجود این مکانیزم جذب و انتقال کروم مشابه آهن است و به نظر می رسد که نسبت Cr/Fe از گیاهان ثابت است (Cary et.al.1977). به همان صورت که Fe جذب گیاه می شود کروم هم جذب می شود. یون Cr^{3+} به علت حلالیت کم نمی تواند به سهولت وارد سلول گیاهی شود. زیاد شدن مقدار کروم در خاک باعث کاهش غلظت بسیاری عناصر اصلی، مخصوصا P, K, Fe, Mg در ریشه گیاه می شود (Turner and Rust 1971) این محققین همچنین اثر آنتی گونستیک بین کروم، منگنز و بر را گزارش کرده اند. کروم شش ظرفیتی سمی ولی کروم سه ظرفیتی یک عنصر ضروری برای انسان است. حد مجاز کروم در بافت گیاهی گیاهان حساس ۱ تا ۲ و برای گیاهان معمولی ۱ تا ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش شده است (Kabata – Pendias and Pendias 1992).

روش کار:

دو نمونه خاک شنی لوم و رسی لوم از خاک مزرعه دانشگاه شهید باهنر برداشته شد خاک ها خشک شده از الک ۲mm عبور دادیم. در ۱۲ گلدان با خاک شنی تیمارهای کروم به مقادیر ۱۲۰، ۸۰، ۴۰، ۰ میلی گرم بر کیلوگرم کلرید کروم و در ۱۲ گلدان با خاک رسی نیز همین تیمارهای کروم در سه تکرار داده است. نمونه خاک ها را پس از اضافه کردن خوب مخلوط نمودیم ، سپس تا حد ظرفیت زراعی (۸۵-۹۰ درصد) آب اضافه کرده و در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد نگه داشتیم تا مواد اضافه شده روی خاک واکنش لازم را انجام دهند. بعد نمونه ها را جداگانه در هوا خشک کرده آسیاب نموده از الک ۲ میلی متری عبور دادیم. مقدار ۵۰۰ گرم از هر نمونه خاک را در هر گلدان ریختیم . در هر گلدان ۸ بذر جو، ۵ بذر تربچه، ۵ بذر کاهوکاشتیم . بعد از جوانه زدن ۴ گیاه جو، ۳ تربچه و ۱ کاهو در گلدان نگه داشتیم، به هر گلدان مقادیر میلیگرم/ کیلوگرم مس، ۳ میلیگرم/ کیلوگرم روی ، ۴ میلیگرم/ کیلوگرم منگنز ، ۵ میلیگرم/ کیلوگرم آهن به خاک اضافه شد تا مطمئن شویم کمبود این عناصر در گیاهان ایجاد نشود. گلدان ها را هر روز یکبار تا حد ظرفیت زراعی (۸۵-۹۰ درصد) آب دادیم. دمای شرایط آزمایشگاهی در روز ۲۵ و در شب ۱۶ درجه سانتی گراد بود. جو را تا کامل شدن خوشه ها نگه داشته بعد از ۵ میلی متری سطح خاک بریدیم. تربچه را بعد از ۳۰ روز و کاهو را بعد از ۴۰ روز کندیم. ریشه تربچه را از برگ جدا نموده و با آب مقطر خوب شستیم . برگهای کاهو را هم با آب مقطر شستیم. دانه جو از ساقه جدا شده سپس همه نمونه ها را در دمای ۶۰ درجه سانتی گراد مدت یک هفته خشک کرده وزن نمودیم و سپس آسیاب گردید برای تجزیه گیاه مقدار ۲ گرم گیاه آسیاب شده رادر اسید و اب اکسیژنه هضم شد. مقدار کروم دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی اندازه گیری شد..

نتایج

نتایج نشان می دهد که با زیاد شدن غلظت کروم در خاک مقدار کروم جذب شده به وسیله گیاه افزایش یافته است. در مورد کاهو مشاهده می شود که کاهو مقدار خیلی بیشتری کروم جذب کرده با افزایش غلظت کروم خاک مقدار محصول کاهو کاهش یافته است. این افزایش تجمع کروم در گیاه کاهو کاشته شده در خاک شنی بیشتر هست. ولی در خاک رسی که کروم جذب کلویید رس شده مقدار کمتری کروم در کاهو تجمع یافته است. در دانه ی جو و ریشه تربچه در غلظت ۱۶۰ کاهش محصول دیده می شود جایی که تجمع این عنصر در گیاه هم بیشتر بوده است. مقدار معمول کروم در خاک کشاورزی ۵ تا ۱۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم و در بافت گیاهی ۰/۲ تا ۱ میکروگرم بر گرم ماده خشک گیاه گزارش شده است.

جدول ۱- اثر کلرید کروم اضافه شده بر روی رشد تربچه، کاهو و گندم

وزن خشک (g)	لوم شنی mg /kg غلظت کرم				لوم رسی mg /kg غلظت کرم			
	۰	۴۰	۸۰	۱۶۰	۰	۴۰	۸۰	۱۶۰
تربچه	۲/۸	۳/۰	۳/۲	۲/۱	۳/۰	۳/۰	۳/۵	۳/۵
کاهو	۳/۵	۲/۷	۲/۷	۱/۴	۰/۹	۱/۱	۱/۲	۱/۴
گندم	۱۵	۱۵	۱۶	۱۳	۱۵	۱۵	۱۵	۱۵

جدول ۲- اثر کلرید کروم اضافه شده بر روی تجمع کرم در قسمت خوراکی گیاه

گیاه	لوم شنی mg /kg غلظت کرم				لوم رسی mg /kg غلظت کرم			
	۰	۴۰	۸۰	۱۶۰	۰	۴۰	۸۰	۱۶۰
برگ تربچه	۱/۸	۲/۵	۳/۴	۴/۹	۲/۱	۲/۴	۲/۳	۲/۷
ریشه تربچه	۰/۵	۰/۹	۰/۸	۱/۸	۰/۸	۰/۹	۰/۹	۰/۸
کاهو	۰/۸	۱/۰	۱/۲	۱/۷	۰/۹	۱/۱	۱/۲	۱/۴
ساقه جو	۲/۱	۱/۵	۲/۵	۲/۶	۱/۳	۱/۲	۱/۶	۲/۰
دانه جو	۳/۰	۲/۵	۳/۴	۳/۶	۲/۷	۲/۸	۳/۰	۳/۷

منابع اصلی مورد استفاده:

- 1)-Cary, E.A., W.H. Allaway and O.E. Olson (1977). Control of chromium concentrations in food plants. 1. Absorption and translocation of chrominum by plants. J. Agric. Food Chem. 25:300-304
- 3)Starich, G. H. and Blincoe, C. 1983- Dietary Chromium forms and availabilities. The science of total environment 28:443-454.
- 4)Turner, M.A, and Rust R.H. 1971- Effect of chromium on growth and mineral nutrition of Soybeans. Soil science Soc. Am. 35: 755-758.

آبشویی نیترات توسط محلول‌های آبشویی مختلف در خاک‌های آلوده به عناصر سنگین

حکیمه استوارزاده و محسن جلالی

به ترتیب تکنیسین دانشگاه پیام نور بم و دانشیار دانشگاه بوعلی سینا همدان

مقدمه

نیتروژن یک عنصر غذایی ضروری است که تعیین کننده کیفیت و عملکرد محصول است و همچنین از عناصری است که باعث آلودگی آب‌های سطحی و زیر زمینی می‌شود [۱]. نیتروژن به شکل نیترات بسیار متحرک بوده و از ناحیه ریشه گیاهان حرکت کرده و وارد آب زهکش‌ها و آب‌های زیرزمینی می‌شود [۳]. آبشویی نیترات یکی از دلایل عمده کارایی اندک مصرف نیتروژن و تلفات آن در کشاورزی بوده و باعث ماندابی و تباهی آب‌های سطحی، افزایش تولید اکسید نیتروژن در آب‌های دریافت کننده نیترات، و افزایش غلظت نیترات در آب آشامیدنی می‌شود. بر اساس توصیه سازمان بهداشت جهانی غلظت نیترات (NO_3^-) در آب آشامیدنی بایستی کمتر از ۵۰ میلی گرم در لیتر باشد [۴].

مواد و روش‌ها

نمونه برداری خاک از عمق ۱۰-۰ سانتی متری چهار خاک آلوده در استان همدان انجام گرفت. خاک‌ها هوا خشک شده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند. آزمایش‌های ستونی با چهار تیمار آبشویی آب مقطر، کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار، EDTA ۰/۰۱ مولار و عصاره کود گوسفندی (نسبت آب : کود، ۱:۲۰) در دو تکرار انجام گرفت. برای انجام آزمایش‌های ستونی، ستون‌هایی از جنس پیرکس با قطر ۴/۹ سانتی متر تا ارتفاع ۲۰ سانتی متر از خاک پر شدند. زه‌آب ستون‌ها در ظروف دردار پلاستیکی جمع‌آوری و نگهداری شد. غلظت نیترات توسط دستگاه اسپکتروفتومتر مدل سینترا ۵ اندازه‌گیری شد.

نتایج و بحث

نتایج نشان می‌دهد که بیشترین نیترات توسط EDTA آبشویی شده است. به طور متوسط EDTA حدود ۲۲/۶۸ درصد نیترات قابل جذب خاک‌ها را آبشویی کرده است. کمترین مقدار نیترات توسط عصاره کود گوسفندی آبشویی شده است. در واقع در اثر آبشویی مقداری نیترات از ستون‌ها خارج شده و از طرف دیگر عصاره کود چون حاوی نیترات است مقداری نیترات به ستون‌ها وارد کرده، در نتیجه، راندمان آبشویی نیترات توسط عصاره کود ناچیز بوده است. کلرید کلسیم به طور متوسط ۱/۳۸ درصد نیترات را آبشویی کرده است. توانایی آن برای آبشویی نیترات بیش از فسفات است زیرا شدت جذب کلرید بر سطوح خاک بیش از نیترات و کمتر از فسفات است [۲].

مقایسه میانگین داده‌های حاصل از آبشویی نیترات توسط آزمون چند دامنه ای دانکن در سطح ۵ درصد نشان داد که مقدار آبشویی نیترات توسط EDTA به طور معنی داری نسبت به سه تیمار آب مقطر، کلرید کلسیم و عصاره کود گوسفندی بیشترین مقدار را داشت و سه تیمار دیگر با یکدیگر اختلاف معنی داری نداشتند. به طور کلی، نقطه اوج منحنی رخنه در اوایل دوره آبشویی رخ داده و سپس غلظت نیترات در زه‌آب ستون‌ها کاهش یافته است.

آبشویی با EDTA سبب شده است که در تمام دوره آبشویی غلظت نیترات خارج شده از ستون بیش از حد مجاز آب آشامیدنی (۵۰ میلی گرم در لیتر نیترات) باشد. بنابراین آبشویی با EDTA ممکن است سبب آلودگی آب‌ها ی زیر زمینی گردد. استفاده از عصاره کود در برخی خاک‌ها آبشویی زیاد نیترات را در پی داشته است. بنابراین هنگام استفاده

از آن در آشفویی خاک‌ها بایستی دقت کرد. آشفویی خاک‌ها با کلرید کلسیم در برخی خاک‌ها فقط در دوره کوتاهی از آشفویی غلظتی بیش از حد مجاز نشان داد.

منابع

- [۱] بای بوردی، محمد و سیادت، حمید. (ترجمه برای شرکت یازا اینترنشنال آ. اس. آ.) (۱۳۸۴) "کشاورزی، کودها و محیط زیست". انتشارات نزهت.
- [2] Parfitt, R. L. (1978) "Anion adsorption by soils and soil materials". Adv. Agron. 30:1-
- [3] Tan, C. S., Drury, C. F., Reynold, W. D., Groenevelt, P. H. and Dadfar, H. (2002) "Water and nitrate through tiles under a clay loam soil in Ontario after 42 years of consistent fertilization and crop rotation". Agri. ecosys. 93: 121- 130.
- [4] WHO. (1993) "Guidelines for Drinking Water Quality. 1. Recommendations". 2nd Edition. World Health Organisation 50., Geneva.

اثر کمپوست زواید شهری و مس بر غلظت مس در دو خاک آهکی

آزاده اسمعیلی^{۱*}، نجفعلی کریمیان^۲ و امیرفتوت

^۱ دانش آموخته کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد، آستاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز،^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد.

مقدمه

مس از جمله عناصر کم مصرف است که گیاه جهت رشد بهینه خود به آن احتیاج دارد [۷]. افزودن کمپوست و سایر مواد زاید شهری به خاک سبب افزایش غلظت عناصر کم مصرف در خاک می شود [۲]. خاک های آهکی ایران دارای میزان نسبتاً زیادی کربنات کلسیم و pH بالایی هستند که باعث هیدرولیز و رسوب مس می شوند و از طرفی این خاک ها از نظر مقدار ماده آلی بسیار فقیر می باشند. با توجه به این موارد و با نظر به اینکه کمبود مس جهت رشد گیاه در خاکهای آهکی گزارش شده است [۵]. لذا هدف های تحقیق حاضر عبارتند از تاثیر سطوح مختلف مس و کمپوست و برهمکنش آن بر غلظت مس قابل عصاره گیری با DTPA در دو خاک آهکی است.

مواد و روش

این آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی، به صورت فاکتوریل، با تیمار ماده آلی کمپوست (K) حاصل از زباله های شهری در دو سطح صفر و ۲۰٪ و دو سطح مس (صفر و ۵) میلی گرم بر کیلوگرم با سه تکرار در دو خاک چیتگر Typic Calcixerepts و کامفیروز Haploxeralfs Calcic در شرایط گلخانه ای به مدت ۳ ماه در رطوبت ۸۰٪ ظرفیت مزرعه نگهداری شد. سپس نمونه ها به آزمایشگاه منتقل شده و غلظت مس توسط عصاره گیر DTPA [۴] عصاره گیری شد و توسط دستگاه جذب اتمی قرائت شدند. نتایج به دست آمده با استفاده از نرم افزار Excel و MSTATC مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت و میانگین مربوط به اثر اصلی هر عامل و برهمکنش های آنها تعیین و با آزمون LSD مقایسه شد.

جدول ۱: مشخصات فیزیک و شیمیایی خاک چیتگر و کامفیروز

خاک	بافت	درصد ماده آلی	pH	مس (ppm)	Ec(dS/m)	درصد آهک
چیتگر	سیلت لوم	۰/۵۴	۷/۴	۱/۶	۰/۴۴	۵۴
کامفیروز	رسی	۱/۱	۷/۱	۳/۶	۰/۷	۳۶/۳

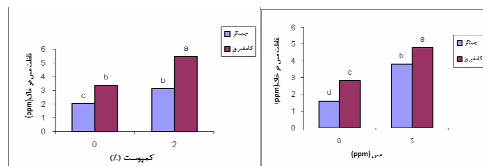
جدول ۲: مشخصات فیزیک و شیمیایی کمپوست مصرفی

ماده آلی	فسفر کل	مس (ppm)	pH	Ec(dS/m)
کمپوست	۴۸۱۰	۳۱۰	۷/۹	۷/۲

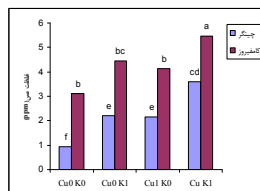
نتایج و بحث

همانطور که در شکل ۱ نشان می دهد غلظت مس قابل دسترس، با افزایش غلظت مس افزایش یافت. به طوریکه که با مصرف ۵ میلی گرم در کیلوگرم مس در خاک غلظت مس عصاره گیری شده با DTPA در خاک چیتگر از ۱/۶ در تیمار شاهد به ۳/۸ میلی گرم بر کیلوگرم و در خاک کامفیروز از ۲/۸ در تیمار شاهد به ۴/۸ میلی گرم بر کیلوگرم افزایش یافت. معلمی [۲] نتیجه گرفت کاربرد ۲/۵ و ۵ میلی گرم مس باعث افزایش معنی دار غلظت مس خاک قابل عصاره گیری با DTPA شد. بوبکو و پانوا [۳] نتیجه گرفتند کمبود مس در خاکها اغلب با اضافه کردن کودهای مس که به صورت سولفات مس، برطرف می شود. کاربرد کمپوست مطابق با شکل ۲ نیز باعث افزایش معنی دار غلظت مس عصاره گیری با DTPA در هر دو خاک مورد مطالعه شد به طوریکه در خاک چیتگر غلظت مس در اثر کاربرد کمپوست ۱/۱

میلی گرم نسبت به شاهد افزایش نشان داد و در خاک کامفیروز ۲ میلی گرم افزایش نسبت به شاهد نشان داد. رجائی [۱] نشان داد که در خاک باجگاه کاربرد کمپوست تا ۴۰ گرم در کیلوگرم خاک سبب افزایش معنی دار غلظت مس شد. شکل ۳ نشان می دهد برهمکنش مس و کمپوست نیز باعث افزایش معنی دار غلظت مس فراهم در دو خاک چیتگر و کامفیروز در مقایسه با کاربرد مس و کمپوست به تنهایی می شود. نتایج حاصل از برهمکنش مس و ماده آلی با یافته های معلمی [۲] مطابقت داشت.



شکل ۱: تاثیر سطوح مس (Cu) (میلی گرم بر کیلوگرم). شکل ۲: کمپوست (K) (درصد) بر غلظت مس قابل استفاده در خاک



شکل ۳: اثر سطوح مس (Cu) و کمپوست (K) به تنهایی و برهمکنش آنها بر غلظت مس قابل استفاده در خاک

افزایش مس فراهم در اثر کاربرد مس و کمپوست و برهمکنش آنها روند مشابه ای را در دو خاک آهکی چیتگر و کامفیروز داشت (شکل ۳). اختلاف غلظت مس در این دو خاک ناشی از تفاوت غلظت مس فراهم اولیه در این دو خاک است. اضافه کردن کودهای حاوی مس به شکل سولفات مس باعث افزایش مس فراهم در این دو خاک آهکی شد که با یافته های بوبکو و پانوا [۳] مطابقت داشت. مطابق با نتایج مورال [۶] در بررسی خاکهای آهکی اسپانیا در خاکهای مناطق خشک کربناتها از طریق جذب سطحی در غیر فعال کردن فلزات سنگین مانند مس موثرند کاربرد مواد آلی به عنوان کود و اصلاح کننده می تواند فواید فراهمی این فلزات را در خاک بیشتر کند. با توجه به کمبود عناصر کم مصرف مانند مس و کمبود ماده آلی در اغلب خاکهای کشاورزی ایران و بالا بودن pH و درصد کربنات کلسیم برای جذب سطحی عناصر کم مصرف مانند مس، استفاده از کودهای حاوی عناصر کم مصرف مانند سولفات مس برای برطرف کردن کمبود این عناصر برای این گیاهان و در کنار آن استفاده از کمپوست و سایر مواد زاید شهری علاوه بر تامین مواد آلی خاک برای بهبود خواص فیزیکی و شیمیایی باعث افزایش غلظت عنصر کم مصرف و برطرف کردن کمبود این عناصر در گیاه می شود.

منابع و مراجع

- [۱] رجائی، م. (۱۳۷۷). ارزیابی گلخانه ای تأثیر متقابل کمپوست و نیتروژن بر رشد و ترکیب شیمیایی گوجه فرنگی در دو خاک آهکی. پایان نامه کارشناسی ارشد بخش خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز.
- [۲] معلمی، سمیه. (۱۳۸۴). بررسی تاثیر ماده آلی، روی و مس و برهمکنش آنها بر غلظت برخی عناصر کم مصرف در خاک و گیاه گندم. پایان نامه کارشناسی ارشد بخش خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد.
- [3] Bobko, E. V., E. Panova, 1945. Effect of increased copper doses on the growth of plants on peaty soils. Proc. Lenin Acad. Agr. Sci. U. S. S. R. 3:12-15.
- [4] 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.

- [5] Maftoun, M., V. Mohasseli, N. Karimian, and A. M. Ronaghi. 2003. Laboratory and greenhouse evaluation of five chemical extractants for estimating available copper in selected calcareous soils from Iran. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 34: 1451-1463.
- [6] Moral, R., R. J. Gilkes., M. M., Jordan. (2005). Distribution of heavy metals in calcareous and non-calcareous soil in Spain. *Water Air Soil Polluti.* 162: 127-142.
- [7] Sommer, A. (1931). Copper as an essential element for plant growth. *Plant Physiol.* 6: 339-345.

بررسی خواص فیزیکی شیمیائی باطله های زغال سنگ جهت استقرار فضای سبز

مجید حیدری زاده^۱، هرمزد نقوی^۲، محمد رضا مقدم^۳

^۱استادیار مرکز تحقیقات حفاظت خاک و آبخیزداری، آستاد یار مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی کرمان،
^۳مربی پژوهشی مرکز تحقیقات زغال سنگ زرنده- کرمان،

مقدمه

عمده تحقیقات انجام گرفته مربوط به معادن زغال سنگ ویرجینیای آمریکا است. در آنجا هم هدف کاشت گیاهان مقاوم پوششی بر روی دپوی زغالهای باطله بوده است و در این خصوص با شناخت خواص فیزیکی، شیمیائی و حاصلخیزی زغال اقدام به دستورالعمل زمان بندی و نحوه کار ارائه شده است [۲، ۴ و ۵]. در این تحقیقات به pH کم محیط محلول زغال اشاره کرده اند و از لحاظ عناصر کلسیم، منیزیم و پتاسیم کافی و در مقابل به اضافه نمودن ازت و فسفر برای تکمیل حاصلخیزی زغال باطله اشاره شده است. تحقیقات دیگر با نگاه مخلوط کردن زغال باطله با خاک مزرعه جهت اصلاح خاک مزرعه انجام شده است اما با توجه به اثر ناچیز مورد قبول قرار نگرفته است [۱]. اما در اینجا برعکس هدف مخلوط کردن خاک مزرعه به انباشت زغال باطله به منظور اصلاح بستر زغال برای رشد گیاهان می باشد. توسط بخش خاک و گیاه و علوم محیطی دانشگاه ویرجینیا [۳]، کاشت گیاهانی همچون نی (کوتاه و بلند)، چاودار، ارزن، علوفه چمنی، شیدر و غله پیشنهاد و با موفقیت کشت شده اند. در ایران نیز مشاهده شده است که با مساعد شدن شرایط بستر زغال، گیاه بطور طبیعی مستقر و رشد نموده است. بطور نمونه می توان به استقرار طبیعی درختچه های نی بر رسوبات زغال در محل حوضچه های رسوب گیر فلوتاسیون کارخانه زغال شوئی زرنده کرمان اشاره کرد.

مواد و روشها

جهت تعیین خواص فیزیکی مناسب آزمایشات بر خاک های منطقه و زغال باطله انجام گرفت و اختلاف عناصر مورد نیاز ماکرو و میکرو مشخص گردید. در نتیجه جهت کاشت گیاهان مناسب کمبود مواد ماکرو و میکرو تعیین گردید. این آزمایش ها شامل خواص فیزیکی، شیمیائی و حاصلخیزی بوده اند.

نتایج و بحث

برای مقایسه کمبود عناصر حاصلخیز زغال نسبت به خاک زراعی منطقه، اقدام به آزمایش های فیزیکی و حاصلخیزی فوق برای ۱۷ نوع خاک های منطقه، ۲۶ نمونه از معدن و محل دپو زغال باطله همراه با کشت گلدانی گردید. تمام نتایج خصوصیات فیزیکی و شیمیائی در اینجا قابل ارائه نیست. در جدول (۱) خواص شیمیائی سه نمونه زغال درج شده است.

جدول (۱) - تجزیه شیمیائی عناصر ماکرو و میکرو ۳ نمونه زغال باطله

مشخصات	نمونه ۱	نمونه ۲	نمونه ۳
ازت کل N (%)	۰/۳۲	۰/۴۲	۰/۴۴
کربن آلی OC (%)	۵/۴۴	۸/۰۷	۶/۲۶
فسفر محلول P (mg/kg)	۰/۸	-	۱/۲
پتاسیم محلول K (mg/kg)	۶۰/۸	۴۸/۰	۴۶/۲
سرب Pb (mg/kg)	۸۷	۳۲	۴۸
کادمیوم Cd (mg/kg)	۱/۰	۱/۰	۱/۰
آهن قابل جذب Fe (ava.) (mg/kg)	۰/۲	۰/۳	ناچیز
منگنز قابل جذب Mn(ava.) (mg/kg)	۱/۲	۰/۴	۲/۷
روی قابل جذب Zn(ava.) (mg/kg)	۰/۱	۰/۱	۰/۱
مس قابل جذب Cu(ava.) (mg/kg)	۰/۱	۰/۱	ناچیز

بافت زغال از شن لومی است. این نوع خاکها به علت نداشتن دانه های ریزکلوئیدی از چسبندگی کافی برخوردار نیستند و قادر به تشکیل خاکدانه نمی باشند. ظرفیت مزرعه متوسط زغال ۵/۵ درصد حجمی در مقابل ظرفیت یک خاک متوسط هم چون لومی رسی که به مقدار ۳۶ درصد است، کم می باشد. قدرت نگهداری آب در آنها ضعیف بوده و آب را به سرعت از خود عبور می دهند. بنابر این باید یک نوع خاک و یا مالچ گیاهی به بقایای زغال اضافه کرد که جبران نکه داشت آب را بنماید. pH زغال بین ۴/۱ الی ۷/۶ متغیر بوده است. این نشان دهنده اسیدی بودن بقایای زغال از سولفات آن است. از طرفی خاک های ایران (غیر از شمال ایران) خاکهای آهکی هستند و می توانند اصلاح کننده شیمیائی برای زغال باطله به هدف محیط مناسب کشت و فضای سبز باشند. با توجه به جدول (۱) در خصوص عناصر ماکرو زغال در مقایسه با خاک زراعی مشاهده می شود که ازت طبیعی زغال ها زیاد است. میزان فسفر زغال بین ۰/۸ و ۱/۲ میلی گرم در کیلو گرم و نیاز به تقویت دارد. همین نتایج نیز برای عنصر مفید پتاسیم قابل انتظار است. هر چند باطله زغال دارای نیترات یا ازت می باشد ولی بدلیل آبشویی، نیاز به افزودن نیترات می باشد. برای جبران بخصوص در سالهای اولیه اضافه نمودن مستقیم با کود های شیمیائی و یا غیر مستقیم با کاشت گیاهان تثبیت کننده ازت (کود سبز) مثل شبدر و چاودار می باشد. برای باطله های زغال سنگ کرمان نیاز است در ابتدا خاک قرصه مشخص شده و با تجزیه شیمیائی آن میزان کمبود عناصر فوق مشخص گردد. سپس مقدار کود و نسبت مورد نیاز NPK به زغال تعیین شود. لز لحاظ عناصر میکرو تنها عنصر آهن در سطح ۵٪ در کاشت گلدانی ذرت معنی دار بوده است.

تشکر و قدر دانی

از مرکز تحقیقات مواد معدنی ایران که اعتبار و امکانات تحقیقات را فراهم نموده است، تشکر و قدردانی می گردد.

مراجع

- [۱] حیدری زاده، مجید، ۱۳۸۵. "مطالعه و بررسی تاثیر کاربرد بقایای زغال سنگ بر خصوصیات شیمیایی، فیزیکی و حاصلخیزی خاک"، گزارش تحقیقی، مرکز تحقیقات مواد معدنی ایران- یزد
- [2] Daniels, W.L., K.C. Hearing, B.R. Stewart, R.V. Roark and D.C. Dove. 1990. "New technologies for the stabilization and reclamation of coal refuse materials". p. 1-20 In: Proceedings, 1990 Powell River Project Symposium.
- [3] Lee W., Stewart B. and Dove D., 1996. "Reclamation of Coal Refuse Disposal Areas", Department of Crop and Soil Environmental Sciences, Virginia Tech. Powell River Project, Virginia Tech, Blacksburg. Publication Number 460-131, June 1996
- [4] Stewart, B. R. 1990. Physical and Chemical Properties of Coarse Coal Refuse from Southwest Virginia, M.S. Thesis. Dept, of Crop and Soil Environmental Sciences, Virginia Tech, Blacksburg.
- [5] Stewart, B.R. and W.L. Daniels. 1992. Physical and chemical properties of coal refuse from southwest Virginia. Journal of Environmental Quality, 21:635-642.

اصلاح خاکهای شور- سدیمی با استفاده از گچ در اراضی زراعی شمال شرقی دشت آق قلا

غلامرضا قانع^۱ مطلق^۱، عباس پاشایی اول^۲، فرهاد خرمالی^۳^۱ دانش‌آموخته کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استاد بازنشسته گروه خاکشناسی و ^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

اصلاح خاک در حدود ۱۳۰ هزار هکتار از خاکهای شور-سدیمی ناحیه پست استان گلستان مورد نیاز می‌باشد. خاکهای شور- سدیمی بدلیل داشتن نمکهای محلول و سدیم تبادلی بیش از اندازه، تاثیر زیان‌آوری بر ویژگیهای شیمیایی و فیزیکی خاک و رشد گیاه دارند. به همین سبب، مطالعه و اصلاح این خاکها از اهمیت خاصی برخوردار است. برخی مطالعات آزمایشگاهی در مورد تاثیر گچ بر روی ویژگیهای فیزیکی خاکهای شور-سدیمی انجام شده است. کاربرد گچ باعث افزایش نفوذپذیری و آبشویی [۱]، بهبود هم‌آوری ذرات خاک و افزایش منافذ درشت [۴]، و کاهش سلبندی سطح خاک می‌گردد [۶]. برخی مطالعات نیز در مورد تاثیر گچ بر روی ویژگیهای شیمیایی خاکهای شور-سدیمی انجام شده است. کاربرد گچ باعث کاهش pH [۷]، کاهش درصد سدیم تبادلی [۵]، کاهش نسبت جذب سدیم [۳] و کاهش هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک می‌شود [۵ و ۳].

مواد و روشها

این تحقیق در مزرعه‌ای در ۲۳ کیلومتری شمال شرقی شهر آق قلا واقع در استان گلستان انجام گرفت. به منظور اصلاح خاک، مقدار ۳۲ تن در هکتار گچ بخوبی با خاک مخلوط گردید. بعد از اضافه کردن گچ، آب آبشویی در ۳ نوبت (در هر نوبت ۲۰ سانتیمتر) و به فاصله ۶ روز به کرتها اضافه گردید. به همین میزان آب آبشویی (یعنی ۶۰ سانتیمتر) به کرتهای شاهد (بدون استفاده از گچ) اضافه گردید. پس از ۴۰ روز از شروع آزمایش، نمونه‌های مرکب خاک از هر کرت برداشت و برخی خصوصیات شیمیایی لازم جهت بررسی تغییرات شیمیایی خاک مورد اندازه‌گیری قرار گرفت (جدول ۲). تجزیه آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار آماری SAS (SAS Institute, 2005) و مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون دانکن در سطح احتمال ۰/۰۵ صورت گرفت.

نتایج و بحث

برخی خصوصیات شیمیایی لایه‌های سطحی خاک مورد آزمایش در جدول ۱ نشان داده شده است. نتایج حاصل از تجزیه شیمیایی نمونه‌های خاک پس از کاربرد گچ شامل pH، EC_e و SAR مورد تجزیه آماری قرار گرفته و میانگین این پارامترها با استفاده از آزمون دانکن در سطح احتمال ۰/۰۵ مقایسه گردیدند که نتایج آن در جدول ۳ ارائه شده است. نتایج تجزیه شیمیایی خاک پس از کاربرد آبشویی نشان داد که مقدار کاتیونهای سدیم، کلسیم و منیزیم محلول کاهش یافته است (جدول ۲). دلیل این امر شسته شدن این کاتیونها و خارج شدن آنها همراه با آب ثقلی از خاک سطحی می‌باشد [۲]. بطوریکه با کاهش این کاتیونها مقدار نسبت جذب سدیم و هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک نیز کاهش یافته است. این نتایج نشان‌دهنده تاثیر هرچند اندک آبشویی در اصلاح خاک می‌باشد. نتایج تجزیه شیمیایی خاک پس از کاربرد گچ نشان داد که مقدار واکنش، نسبت جذب سدیم و هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک بطور قابل توجه و معنی‌داری کاهش یافته است. همچنین مقدار کاتیونهای کلسیم و منیزیم محلول افزایش و مقدار یون سدیم محلول کاهش یافته است (جدول ۲). این موضوع بدلیل حل شدن گچ و آزاد شدن یون کلسیم و به دنبال آن شستشوی یون سدیم به خارج از نیمرخ خاک می‌باشد [۷]. علاوه بر این کاربرد گچ در خاکهای با ساختمان ضعیف،

باعث هم‌آوری ذرات خاک و افزایش نفوذپذیری شده و روند اصلاح شور-سدیمی بودن خاک را تسریع می‌کند [۱ و ۵ و ۶]. با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق، کاربرد گچ باعث اصلاح خاکهای شور-سدیمی دشت آق‌قلا گردیده است.

جدول ۱- برخی خصوصیات شیمیایی لایه سطحی خاک مورد بررسی

عمق خاک (سانتیمتر)	EC _e (dS m ⁻¹)	pH	Na ⁺ (meq l ⁻¹)	Ca ²⁺ +Mg ²⁺ (meq l ⁻¹)	SAR
۰-۳۰	۲۹	۷/۶۴	۱۸۲	۹۸	۳۲
۳۰-۶۰	۵۳	۷/۶۸	۳۸۷	۱۳۰	۴۸

جدول ۲- نتایج حاصل از تجزیه شیمیایی خاک پس از کاربرد گچ

تیمار	عمق خاک (سانتیمتر)	pH	EC _e (dS m ⁻¹)	Ca ²⁺ +Mg ²⁺ (meq l ⁻¹)	Na ⁺ (meq l ⁻¹)	SAR
شاهد	۰-۳۰	۷/۶	۲۰/۳	۷۸/۱	۱۵۶/۵	۲۵
	۳۰-۶۰	۷/۸	۴۳/۹	۱۱۶/۶	۳۲۰/۶	۴۲
گچ	۰-۳۰	۷/۴۶	۱۴/۲	۱۰۶	۴۳/۴	۱/۶
	۳۰-۶۰	۷/۷۲	۳۸/۷	۱۶۲/۷	۲۵۵/۵	۲۵/۷

تیمار	۳۰ سانتیمتری فوقانی خاک			۶۰ سانتیمتری فوقانی خاک		
	pH	EC _e (dS m ⁻¹)	SAR	pH	EC _e (dS m ⁻¹)	SAR
شاهد	۷/۶a	۲۰/۳a	۲۹/۶۷a	۷/۸a	۴۳/۹a	۵۵/۶۷a
گچ	۷/۴۶b	۱۴/۲b	۵/۷۸b	۷/۷۲b	۳۸/۷b	۳۳/۴۲b

جدول ۳- نتایج مقایسه آماری میانگین داده‌ها به روش آزمون دانکن

منابع

- [1]- Baumhardt, R.L., Wendt, C.W. and Moore, J., 1992. Infiltration in response to water quality, tillage and gypsum. Soil Sci. Soc. Am. J., 56: 261-266.
- [2]- Dahiya, I.S., Malik, R.S., Singh, M. 1982. Reclaiming a saline-sodic, sandy loam soil under rice production. Agric. Water. Manage. 2: 61-72.
- [3]- Ghaly, F.M., 2002. Role of natural vegetation in improving salt affected soil in northern Egypt. Soil and Tillage Res. 64: 173-178.
- [4]- Green, R.S.B., Rengasamy, P., Ford, G.W., Chartres, C.J. and Miller, J.J., 1988. The effect of sodium and calcium on physical properties and micromorphology of two red-brown earth soils. J. Soil Sci., 39: 639-648.
- [5]- Hanay, A., Buyuksonmez, F., Kiziloglu, F. M; Conbolat, M.Y. 2004. Reclamation of saline-sodic soils with Gypsum and MSW compost. Compost science and utilization. 12: 175-179.
- [6]- 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., Munk, D.S. 2000. Impacts of gypsum and winter cover crops on soil physical properties and crop productivity when irrigated with saline water. Agric. Water Manage. 45: 55-71.
- [7]- Suhayda, D.G., Lijuan, Yin and R.E. Redman. 1997. Gypsum amendment on saline-alkali soils in northeast China. Soil Use Management. No.13, pp. 43-47.

اثر کاربرد ماده اصلاحی ژئولیت میانه بر برخی خصوصیات رطوبتی خاک

مرضیه حق شناس گرگابی و حبیب اله بیگی هرچگانی

دانشجوی کارشناسی ارشد گروه علوم خاک دانشگاه شهرکرد و استادیار گروه علوم خاک دانشگاه شهرکرد

مقدمه

در مناطق خشک و نیمه خشک مانند اغلب نقاط ایران، آب مهم ترین عامل محدود کننده توسعه کشاورزی است. از طرفی رشد، کیفیت و عملکرد بسیاری از محصولات تحت تأثیر کمبود آب قرار می گیرد. افزودن مواد اصلاحی به خاک جهت افزایش کارایی مصرف آب و بهبود خواص فیزیکی خاک یکی از مهم ترین راه های مقابله با کمبود آب به شمار می رود (نورافکن، ۱۳۸۶). از جمله این مواد اصلاحی می توان به کانی های ژئولیت^۱ اشاره کرد. در این تحقیق اثر کاربرد سه سطح ژئولیت (۲، ۵ و ۸ درصد) بر نگهداشت آب در دو بافت خاک (شنی و لومرسی) و همچنین بر ضرایب منحنی رطوبتی حاصل از برازش مدل ون گنوختن ۱۹۸۰ توسط نرم افزار SWRC 3.0 مورد ارزیابی قرار می گیرد.

مواد و روشها

در این مطالعه یک خاک شنی از عمق ۳۰-۰ سانتی متری از یکی از مزارع حواشی زاینده رود در شهر سامان و یک خاک لومرسی از همان عمق از فرخ شهر (هر دو در استان چهارمحال و بختیاری) نمونه برداری شدند. خاک های مورد نظر بعد از انتقال به آزمایشگاه کوبیده و از الک دو میلی متری عبور داده شدند. ژئولیت مورد استفاده در این مطالعه ژئولیت میانه (از معادن شهر میانه از توابع استان آذربایجان شرقی) می باشد که بعد از عبور از الک دو میلی متری با خاک مخلوط گردید. ژئولیت میانه در سه سطح (۲، ۵ و ۸ درصد) با شش تکرار به خاک ها اضافه و مخلوط شدند. درصد وزنی رطوبت برای هر عمل آوری در مکش های (۰، ۵، ۷/۵ و ۱۰ کیلو پاسکال) به وسیله دستگاه ستون آب آویزان^۲ و در مکش های (۳۳، ۱۰۰، ۵۰۰، ۱۵۰۰ کیلو پاسکال) به کمک دستگاه محفظه فشاری تحت مکش معادل اندازه گیری شد. برای این منظور ابتدا صفحه سرامیکی دستگاه و نمونه خاک به مدت ۲۴ ساعت با آب شیر (EC=۰/۴ dS/m) اشباع شدند. سپس نمونه اشباع شده به مدت ۲۴ ساعت تحت فشار مورد نظر قرار گرفت. بعد از ۲۴ ساعت وزن نمونه مرطوب اندازه گیری و به مدت ۲۴ ساعت در داخل آون قرار داده شد و با استفاده از چگالی ظاهری نمونه رطوبت حجمی آن تعیین شد.

به منظور بررسی اثر کاربرد ژئولیت میانه بر شکل و ضرایب منحنی رطوبتی خاک از مدل ون گنوختن (۱۹۸۰) استفاده شد. شکل معادله ون گنوختن (۱۹۸۰) در زیر داده شده است.

$$\theta = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{(1 + (\alpha\psi)^n)^{\frac{1}{n}}} \quad (1)$$

که در آنها ψ = قدر مطلق پتانسیل ماتریک (مکش)، θ_s و θ_r = به ترتیب رطوبت حجمی اشباع و رطوبت حجمی مانده در خاک، θ = رطوبت حجمی، n = شیب کلی منحنی رطوبتی و α = یک پارامتر ریاضی (L^{-1}) است که اغلب به عنوان عکس مکش نقطه ورود هوا در نظر گرفته می شود.

¹ Super Absorbent Polymer

² Hanging water column

ضرایب مدل ون گنوختن با استفاده از نرم افزار SWRC 3.0 و با روش نیوتن-رافسون^۱ به دست آمد. اثر ژئولیت بر ویژگی‌های رطوبتی خاک (رطوبت در هر مکش، آب قابل استفاده و ضرایب مدل ون گنوختن (۱۹۸۰)، با استفاده از ANOVA انجام شد. برای مقایسه میانگین‌های رطوبت در هر مکش و ضرایب مدل ون گنوختن از آزمون LSD و سطح احتمال ۵٪ استفاده شد. محاسبات آماری با استفاده از نرم‌افزار Statistica 6.0 انجام گرفت.

نتایج و بحث

به طور کلی در تمامی مکش‌ها و در هر دو خاک با افزایش کاربرد ژئولیت میانه درصد رطوبت حجمی به طور معنی‌داری نسبت به شاهد افزایش یافته است ($p < 0.05$). پاسخ خاک لومرسی به کاربرد ژئولیت کمتر بود. مقدار آب قابل ذخیره در خاک که بتواند مورد استفاده گیاه قرار گیرد آب قابل استفاده نام دارد که بین دو حد پتانسیلی FC و PWP قرار دارد. با توجه به افزایش بیشتر FC نسبت به PWP کاربرد ژئولیت میانه در خاک شنی باعث افزایش آب قابل استفاده به میزان ۱/۵ برابر شاهد شد. در خاک لومرسی این افزایش معنی‌دار نبود ($p > 0.05$). مقدار θ_s در هر دو خاک با کاربرد ژئولیت میانه و افزایش سطح استفاده به طور معنی‌داری افزایش یافت که نشان دهنده افزایش ظرفیت نگهداشت آب و وجود ژئولیت در خاک می‌باشد. مقدار θ_s در هر سطح کاربرد ژئولیت میانه با θ_s سطح دیگر متفاوت بود ($p < 0.05$). مقدار θ_f نیز با کاربرد ژئولیت به طور معنی‌داری افزایش یافت ($p < 0.05$). این افزایش به دنبال افزایش نگهداشت آب به واسطه وجود ژئولیت در خاک اتفاق می‌افتد. با افزایش ژئولیت میانه به علت افزایش نگهداشت آب در خاک، یک روند کاهشی در مقدار n (شیب منحنی رطوبتی) در هر خاک دیده شد. کاهش n با افزایش ژئولیت و افزایش سطح استفاده تفاوت معنی‌داری با شاهد در خاک نشان داد. کاهش n به معنی کاهش از دست دادن آب خاک است ولی افزایش ژئولیت به هر دو خاک ضریب α را تغییر نداد ($p > 0.05$). به طور کلی نتایج تحقیق نشان داد که ژئولیت مورد استفاده باعث افزایش رطوبت حجمی مانده و رطوبت اشباع در هر دو خاک شد. همچنین ضمن بالا بردن رطوبت در نقطه ظرفیت زراعی باعث افزایش میزان آب قابل استفاده خاک شنی می‌شود. از طرفی با تغییر شکل و ضرایب منحنی رطوبتی باعث بهبود ساختار خاک (افزایش چسبندگی خاکدانه‌ها در بافت‌های سبک و کاهش تراکم خاک و افزایش تهویه در خاک‌هایی با بافت سنگین) می‌شود. بنابراین به دلیل کاهش هزینه‌های آبیاری و با توجه به قیمت ارزان ژئولیت در کشور می‌توان از این ماده با نسبت‌های بیشتری به ویژه در بافت‌های سبک برای بالا بردن میزان نگهداشت آب و افزایش فواصل آبیاری استفاده کرد.

منابع

- [۱] نور افکن ح. ۱۳۸۶. مزایای استفاده از استاکوسورب و ژئولیت در آمیخته‌های خاکی گلخانه‌ها. اولین کارگاه فنی ارتقاء کارایی مصرف آب با کشت محصولات گلخانه‌ای. ص ۹.
- [2] Dourando-Neto D., D. R. Nielsen, J. W. Hopmnas, K. Reichardt and O. O. Santos Bacchi. 2001. Software to model soil water retention curves (SWRC, version 3.00). Scientia Agricola. ISSN 0103-9016.
- [3] Jury W. and R. Horton. Soil physics. Printed in the United States of American. 6th ed. ISBN 0-471-05965-X.
- [4] StatSoft, Inc. (2001). STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com
- [5] Van Genuchten, M.Th., F. J. Leij and S.R. Yates. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic Functions of unsaturated soils. Res. Rep. 600/2-91/065. USEPA, Environment Research Laboratory, Ada, Ok.

¹ Newton-Raphson

امکان سنجی کاربرد روشهای مختلف پایش آلاینده‌های نفتی در خاک و ارائه الگوریتم بر

اساس روش پایش

سهیلا ابراهیمی^{۱*}، شیوا لادن^۲ و محمد جعفر ملکوتی^۳

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی، ^۲ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۳ استاد گروه خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس

مقدمه

از بدو شناسایی و استحصال نفت از سده گذشته، مشکل آلودگی خاک با ترکیبات نفتی ایجاد شده که هیچگاه جدی تلقی نشده تا جایی که این انباشت آلودگی به مرور زمان باعث بروز اختلال و دگرگونی در شرایط تعادلی و متعارف منابع پایه، به ویژه خاک و آب، افت تولید و بحران‌های زیست محیطی شده است. در همین راستا، اندیشیدن تمهیداتی خاص و بکار بردن استراتژی هدفمند و هماهنگ با امکانات و شرایط موجود، جهت جبران خسارات گذشته و ایجاد مدیریت صحیح به منظور حفظ پالودن منابع آب و خاک و جلوگیری از نشر و بسط آلودگی و دستیابی به روشهای کارآمد در مقیاس صنعتی لازم و ضروری مینماید. در این پژوهش امکان سنجی کاربرد روشهای مختلف پایش آلاینده های هیدروکربوری (نفتی) خاک بر اساس نوع روش به کار برده شده بررسی می گردد.

مواد و روشها

روش‌های متعدد رفع آلودگی خاک زیرمجموعه روش‌های پایش فیزیکی، شیمیایی و یا بیولوژیکی می‌باشد [۳]. روشهای اصلاح فیزیکی شامل روش‌هایی متعدد مانند حفاری و خاک برداری، دفن کردن، پوشش دادن (با یک ماده پوشاننده مانند آسفالت، بتون یا حتی خاک تمیز)، شستشوی خاک (با مواد آبدوست غیر فرار و مواد آلی آبگریز)، جاری کردن و راندن خاک آلوده (جداسازی و کاهش حجم آلاینده‌های خاک بصورت درجا)، روش الکتریکی (با یک یا چند رشته الکترود باردار)، جداسازی روغن و آب (فاز آزاد و روغن امولسیون شده و جداسازی بر مبنای وزن)، دفع توسط هوا (برای آلاینده‌های فرار غیرقابل حل در آب)، جذب کربنی (جذب سطحی)، جداسازی آلاینده‌ها بر اساس اندازه ذرات (جداسازی بر اساس نیروی جاذبه و با فرض همراهی آلاینده‌ها با ریزترین ذرات خاک)، تخلیه بخارات تحت خلأ (شستشوی خاک با هوا و مناسب برای مواد شیمیایی خالص، حلال‌ها و مواد فرار)، استخراج با مواد فعال‌کننده سطحی، استخراج توسط سیالات فوق بحرانی (حذف هیدروکربنهای آروماتیک چند حلقه‌ای مثل نفتالین، آترازین، سیانازین و عمدتاً با دی اکسید کربن) می‌باشند [۱، ۳]. روشهای اصلاح شیمیایی نیز روشهایی متنوع نظیر خنثی کردن (کاهش واکنش‌دهندگی و خوردگی سیستم‌های حاوی اسید و باز)، اکسیداسیون (فرآیند درجا برای رفع آلاینده‌های اکسید شدنی)، استفاده از تشعشع (استفاده از یک واکنش شیمیایی و عمدتاً نور خورشید)، ترسیب (جداسازی، کاهش حجم و تثبیت فلزات و آنیون‌های خاص به تشکیلات رسوبات نامحلول)، احیا کردن، جذب سطحی کربن (آلاینده‌های آلی با وزن مولکولی و نقطه جوش بالا و حلالیت کم)، تبادل یونی، اکسیداسیون با استفاده از اشعه ماوراء بنفش (تجزیه هیدروکربن‌ها به دی اکسید کربن و آب) می‌باشد [۵، ۶، ۹]. روشهای اصلاح بیولوژیکی (زیست درمانی) فرآیندی است که در آن روش‌های بیولوژیک برای تبدیل یا تثبیت مواد آلاینده در خاک یا آب استفاده می‌شود. هدف نهایی آن، تبدیل مواد آلاینده به مواد معدنی و تبدیل مواد مضر به ترکیباتی کم خطرتر است و شیوه‌های آن شامل کشت زمین (هوادهی و اختلاط آلاینده‌ها در خاک)، کمپوست کردن (تصفیه ترموفیلیک هوازی)، بیورآکتور (تجزیه بیولوژیکی برای تصفیه مایعات و یا خاک به صورت دوغاب)، تهویه بیولوژیکی (دمیدن اکسیژن برای تحریک فعالیت‌های میکروبی)، بیو فیلتر (استفاده از ستون میکروبی)، افزودن میکروب، تحریک بیولوژیکی (تامین مواد مغذی مورد نیاز میکروارگانیسم‌ها)، احیا بیولوژیکی ذاتی (بدون مژده)، روش پمپاژ (انتقال آب‌های زیرزمینی به سطح زمین برای تصفیه و تزریق مجدد) می‌باشد [۷، ۸]. انتخاب مناسبترین روش پایش تابع میزان نیاز به پایش، امکان پاکسازی درجا یا خارج از محل، زمان،

چگونگی تاثیر بر نواحی مجاور، امکان بکارگیری ترکیبی روشهای پایش برای بهینه سازی بازدهی عملیات با رعایت استانداردها و توجیه اقتصادی است [۹].

امکان سنجی روش های مختلف پایش: در فرآیندهای فیزیکی و شیمیایی علاوه بر صرف هزینه بالا، امکان ایجاد خطرات زیست محیطی وجود دارد که بعضاً جبران ناپذیرند. از جمله مشکلات روش حفاری و خاک برداری افزایش آلودگی زیست بوم در اثر تخریب ستون خاک، تردد زیاد و سرو صدا می باشد. در دفن کردن، جابه جایی آلودگی به محل جدید و نیز حرکت آلاینده ها، مطرح است. در پوشاندن خاک های آلوده، عدم رفع آلودگی از خاک پوشش داده شده و احتمال مهاجرت مجدد آلاینده ها در اثر نفوذ آب های سطحی و زیرزمینی موجود است [۴]. شستشوی خاک برای خاکهایی مناسب است که با مواد آبدوست غیر فرار و مواد آلی آبگریز و فلزات سنگین آلوده شده باشد. در روش الکتریکی، محدودیت جریان الکتریکی و زمان لازم برای انجام فرآیند، مشکل ساز است. در استخراج آلاینده های خاک تحت خلأ، مشکل کار کردن با مواد نا همگن و خاک اشباع می باشد. هم چنین انجام این فرآیندها مقرون به صرفه نیست. مشکل روش جداسازی آلاینده ها بر اساس اندازه ذرات، پیچیدگی آن و پاکسازی ذرات ریز است. از سوی دیگر روش های فیزیکی، سریع و پر بازده بوده و اکثراً در مواقع ضروری به کار گرفته می شوند، اما این روش ها به خودی خود آلاینده را به طور کامل حذف نمی کنند و بعضاً فقط با انتقال آلاینده از یک نقطه به نقطه ی دیگر از گسترش آلاینده جلوگیری می کنند [۲]. در روش خنثی کردن عدم وجود ساز و کار مورد نیاز جهت جلوگیری از تشکیل مواد سمی تر وجود دارد. در فرآیند اکسیداسیون، مشکلات عمده شامل انجام واکنش های انفجاری و طبیعت غیرانتخابی فرآیند است. استفاده از تشعشع در پایش آلاینده های نیترا ته و دی اکسین استفاده می شود و ناتوانی نور در نفوذ به عمق خاک، عمده ترین مشکل این روش است. اثر درازمدت روش ترسیب هنوز بررسی نشده و استفاده از آن می تواند اثرات نامطلوبی بر نفوذپذیری خاک داشته باشد. در فرآیند احیا کردن، خطر واکنش های انفجاری احتمالی و تولید مواد سمی تر و اثر احتمالی آن بر روی مواد دیگر وجود دارد. در تبادل یونی، امکان استفاده برای تعدادی اندک از آلاینده های خاک و مشکل کنترل pH موجود می باشد [۵، ۹]. در فرآیندهای پایش بیولوژیک مهمترین مزیت سادگی و عملی بودن است که این مسأله با صرف هزینه کم در پاکسازی همراه است. قابلیت تجزیه بالای هیدروکربن های نفتی سبب شده روش درمان بیولوژیکی پاکسازی موثری برای این گروه از آلاینده ها باشد. این تصفیه می تواند به صورت درجا یا با حداقل فاصله از منطقه آلوده صورت گیرد و ترکیبات فرار کمتری در محیط پخش شوند. مزیت مهم دیگر بی خطر بودن این شیوه است. میکروارگانیسم ها توانایی تبدیلی یک تعداد مشخص از ضایعات را به دی اکسید کربن، آب و توده ی سلولی دارند و در صورتی که در اثر پاکسازی های زیستی، آلاینده ها کاملاً حذف نشوند، عمدتاً به مواد کم ضررتر تبدیلی می شوند که با استفاده از میکروارگانیسم های دستورزی شده ژنتیکی^۱ راندمان پایش افزایش می یابد. روش پاکسازی زیستی از لحاظ فیزیکی حداقل تخریب را در بردارد و میکروارگانیسم (یا فرآورده های آنها) همراه با آب های آلوده حرکت می کنند و بنابراین منطقه ای که توسط این روش مورد پوشش قرار می گیرد، در مقایسه با روش های دیگر بسیار وسیع تر است. این روش پایداری آلاینده ها و احتمال حضور طولانی مدت آنها را کاهش و پذیرش عمومی بیشتری دارد. از سویی، فرایند احیاء بیولوژیکی می تواند با سایر روشهای تصفیه فیزیکی و شیمیایی همراه شود. از مشکلات روش های زیستی سرعت نسبتاً پایین و زمان بر بودن در مقابل روش های دیگر است [۶].

برآورد اقتصادی امکان سنجی روشهای مختلف پایش: هزینه تکنولوژیهای پاکسازی تابع اندازه محل و میزان پاکسازی است. مقایسه برخی هزینه های تکنولوژیهای پایش آلودگی براساس نوع روش اصلاحی در جدول زیر نشان می دهد روشهای بیولوژیک ضمن توانایی رقابت با سایر روشها، هزینه پایینتری را در برمی گیرد. علاوه بر آن، میکروارگانیسم های تجزیه کننده هیدروکربنها عموماً در محل آلودگی موجودند.

¹ Genetically Engineered Microorganisms

جدول ۱- مقایسه هزینه های برخی تکنولوژیهای پایش آلودگیهای نفتی [9]

روش اصلاحی	هزینه (هکتار)	منبع
اصلاح بیولوژیکی (درجا)	\$۶۷	سازمان اطلاعاتی فروشنده تکنولوژی های درمانی جدید (VISIT)، اداره زباله جامد، EPA
اصلاح بیولوژیکی (خارج محل)	\$۷۶	(VISITT)
کلرزدایی	\$۱۹۳	ارزیابی اقتصادی قانون شناسایی زباله پر خطر مطرح شده برای محیط آلوده، ایالات متحده. EPA، اداره زباله جامد و پاسخگویی فوری، بخش برنامه و بودجه، ارتباطات، ۱۹۹۶.
بی حرکت سازی (درجا)	\$۵۴	تحلیل تاثیر تنظیمی : کاربرد فاز ۴ ممنوعیت استفاده زمین برای زباله های در حال فرآوری معدنی تازه شناخته شده. ایالات متحده. EPA، اداره زباله جامد، ژانویه ۱۹۹۸.
بی حرکت سازی (خارج محل)	\$۱۶۴	تحلیل تاثیر تنظیمی : کاربرد فاز ۴ ممنوعیت استفاده زمین برای زباله های در حال فرآوری معدنی تازه شناخته شده. ایالات متحده. EPA، اداره زباله جامد، ژانویه ۱۹۹۸.
سوزاندن	\$۱,۳۷۵	ارزیابی اقتصادی قانون شناسایی زباله پر خطر مطرح شده برای محیط آلوده
بی حرکت سازی خاکستر	\$۱,۳۸۲	ارزیابی اقتصادی قانون شناسایی زباله پر خطر مطرح شده برای محیط آلوده
شستشوی خاک	\$۱۱۹	(VISITT)
دفع حرارتی	\$۱۱۰	(VISITT). تکنولوژی های درمان خاک آلوده، تحلیل اطلاعات توانایی درمان، فراهم شده توسط EPA .ICF، قرارداد EPA ۶۸-W2-۰۰۸، سند کاری ۲۳۲، ۱۹۹۷.
استخراج تحت خلأ	\$۱۵۰	ارزیابی اقتصادی قانون شناسایی زباله پر خطر مطرح شده برای محیط آلوده

نتایج و بحث

نفت خام حاوی ترکیبات شیمیایی متعددی است که هر کدام به نوعی در ردیف ترکیبات ضد حیات^۱ قرار دارند، لذا حضور نفت خام در اکوسیستم های خاک و آب یکی از مهم رین منابع آلوده کننده محیط زیست به شمار می آید. خوشبختانه مهمترین جزء هیدروکربن های نفتی (بخش قابل حل در آب) ذاتاً قابلیت تجزیه بیولوژیکی بالایی دارند که سبب شده روش درمان بیولوژیکی پاکسازی موثری برای این گروه از آلاینده ها به حساب آید. مقایسه صرفه اقتصادی و مزایای دیگر روش بیولوژیک آن را متمایز و ممتاز بر روش های دیگر قرار می دهد. از این رو در راستای گزینش سیاست های سازگار و راه حل های منطقی برای پاکسازی محیط زیست در مسیری هماهنگ با ملاحظات زیست محیطی، روش های اصلاح بیولوژیک بعنوان راهبردی کارآمد برای تخفیف، درمان و اصلاح و پالودگی آلاینده های هیدروکربوری (نفتی) توصیه می گردد. این روش اصلاحی علاوه بر سادگی و عملی بودن با صرف هزینه کم (در برابر روش های اصلاحی فیزیکی و شیمیایی) و توجیه اقتصادی در بعد صنعتی (فراتر از آزمایشگاه و پایلوت) در پاکسازی همراه است.

منابع

- Delleur, J. (2000). Handbook of Ground water engineering, springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Frind, E.O., Malson, J.M. and Schimer, M. (1999). Dissolution and mass transfer of multiple orgsnics under field conditions: The borden emplaced source. Journal of Water Resource Research, 35: 683-694.
- U.S. Environmental Protection Agency. (1998). Technical support document for 194.23: Groundwater flow and contaminant transport modeling at WIPP, EPA Docket, A-93-02, V-B-7.

¹ xenobiotics

- Elben, R. and Elben, W. (2003). The encyclopedia of the environment, Houghton Mifflin Company.
- Handbook of Ground water, EPA/625/6-90/016b, volume II (Metology), 1991.
- National Research Council. (1994). Alternatives for Ground Water Cleanup, National Academy Press, Washington, DC.
- Handbook of Ground water, EPA/625/6-90/016b, volume I (Ground water and contamination), 1990.
- Cirpka, O. A., Frind, E.O. and Helming, R. (1999). Numerical simulation of biodegradation controlled by transverse mixing. Journal of Contaminated Hydrology, 40: 159-182.
- <http://www.epa.gov/empact/>

بهسازی خاکهای آلوده به سرب به روش استخراج گیاهی

صفورا اسدی کپورچال^۱، ثریا اسدی کپورچال^۲، ابراهیم پذیرا^۳ و مهدی همایی^۴

*^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی؛ دانشکده کشاورزی، واحد علوم و تحقیقات تهران، ^۲ کارشناس محیط زیست؛ دانشگاه علامه محدث نوری، ^۳ استاد گروه خاکشناسی؛ واحد علوم و تحقیقات تهران، ^۴ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس، تهران

مقدمه

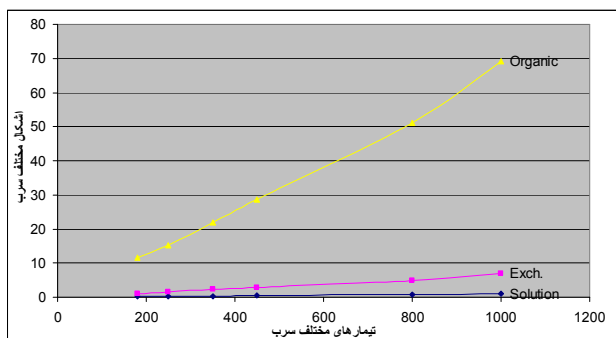
سرب، از مهمترین آلاینده های سمی است که از منابع گوناگون و به طور عمده بر اثر سوختن بنزین سرب دار وارد هوا و سپس خاک شده و زیان هایی جدی برای انسان و دیگر جانداران به بار می آورد. ورود سرب به بدن انسان با اثرات منفی مختلفی همراه است که از آن جمله می توان به جلوگیری از تولید هم (Heme) در خون و آسیب های ذهنی به ویژه در کودکان اشاره کرد. به همین دلیل خاکهای آلوده به سرب باید تحت نظارت و کنترل دقیق قرار گیرند. بررسی منابع نشان می دهد که مطالعات اندکی در مورد آلودگی خاک با سرب ناشی از تردد خودروها بر گیاهان موجود در حاشیه جاده ها و بزرگراهها صورت گرفته است. هدف از انجام این پژوهش، امکان پالایش خاک های آلوده به سرب به وسیله این گیاه بود.

مواد و روش ها

این پژوهش در قالب یک طرح کاملاً تصادفی با شش تیمار و پنج تکرار طراحی و اجرا شد. اثر مقدار سرب موجود در خاک بر مقدار سرب جذب شده توسط گیاه در شش سطح ۱۸۰، ۲۵۰، ۳۵۰، ۴۵۰، ۸۰۰، ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم مورد بررسی قرار گرفت. خاکها با محلول نیترات سرب بصورت یکنواخت آلوده شدند. پس از حصول تعادل های شیمیایی لازم، خاکهای آلوده با جرم ویژه ظاهری یکسان (۱/۳۵ گرم بر سانتیمتر مکعب) در درون گلدانها متراکم گردید. آنگاه اقدام به کاشت بذر در آنها شد. پس از ۴۵ روز که تربچه ها به رشد مطلوب رسیدند، عملیات برداشت انجام و اندامهای هوایی و غده های نمونه ها از یکدیگر جدا شدند. غلظت سرب در شکل های شیمیایی مختلف با استفاده از روش عصاره گیری متوالی اندازه گیری شد. سرب موجود در بخش های مختلف گیاه از طریق هضم با مخلوط اسید نیتریک - اسید پرکلریک و اسید سولفوریک استخراج و با استفاده از دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد.

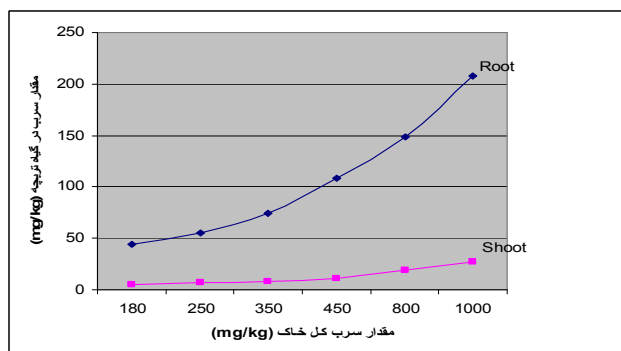
نتایج و بحث

نتایج نشان داد که کمترین غلظت سرب مربوط به شکل محلول آن می باشد. بدیهی است که از انواع سرب موجود در خاک، سرب محلول و قابل دسترس می توانند توسط گیاه جذب و از خاک پالایش شوند. سرب محلول تنها ۰/۰۵ درصد از کل سرب موجود در خاک را تشکیل می داد. حال آنکه سرب موجود در ترکیبات آلی ۳/۲ درصد و شکل قابل تبادل ۰/۳۲ درصد سرب کل خاک بود. بدین ترتیب، مجموع اشکال قابل دسترس برای گیاه ۰/۳۷ درصد کل سرب موجود در خاک بود. لیکن همین مقدار اندک، موجب پالایش قابل توجه آن از خاک شده است. فراوانی شکل های مختلف سرب موجود در خاکهای مورد آزمایش در شکل ۱ نشان داده شده است. همانگونه که در این شکل نشان داده شده، رابطه سرب قابل دسترس و مقادیر مختلف آن در خاک، به صورت غیر خطی است.



شکل ۱- فراوانی شکل‌های مختلف سرب موجود در خاک برای تیمارهای مختلف آزمایشی

نتایج حاصل از مقایسه میانگین‌های سرب تجمع یافته در ریشه و ساقه گیاهان کشت شده توسط آزمون چند دامنه ای دانکن نشان می‌دهد که در سطح یک در صد، بیشترین مقدار جذب سرب در تیمار ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم رخ داده است. بدین ترتیب می‌توان نتیجه گرفت که با افزایش غلظت سرب موجود در خاک، غلظت آن در گیاه نیز افزایش یافته است و گیاه تربچه در بیشترین غلظت اعمال شده دچار کاهش جذب نشده است. از این موضوع نیز می‌توان به خوبی دریافت که هیچگونه سمیتی تا غلظت ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم سرب در خاک برای تربچه ایجاد نشده و بنابراین از این گیاه می‌توان به عنوان گیاهی بیش اندوز برای پالایش سبز خاک‌های آلوده به سرب استفاده نمود. شکل ۲ اثر سرب کل موجود در خاک بر میزان جذب آن توسط گیاه را نشان می‌دهد.



شکل ۲- اثر سرب کل موجود در خاک بر جذب آن توسط غده ها و ساقه های گیاه تربچه

شکل ۲ نشان می‌دهد که با افزایش غلظت سرب موجود در خاک، مقدار افزایش غلظت سرب در غده ها به مراتب بیشتر از افزایش آن در اندام های هوایی بوده است. بیشترین مقدار جذب بدست آمده (۲۰۸ میلی گرم بر کیلوگرم) مربوط به تیمار ۱۰۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم سرب بود. همچنین، رابطه ای مثبت و غیر خطی بین مقدار سرب انباشته شده در اندام هوایی گیاه و مقادیر کل سرب موجود در خاک تیمار های مختلف بدست آمد. بنابراین، باتوجه به توانایی گیاه تربچه در جذب مقادیر زیادی سرب از ناحیه رشد ریشه، عملکرد گیاهی بالا و توانایی تجمع سرب در اندام های قابل برداشت گیاه، این گیاه برای پالایش گیاهی سرب از خاک‌هایی که آلودگی آنها سطحی است، مناسب می‌باشد. لیکن با توجه به اینکه این گیاه از سبزی های خوراکی رایج در ایران است، چنانچه با هدف استخراج گیاهی سرب بکار رود باید پس از برداشت، همچون زباله های خطرناک سوزانده و دفن شود.

منابع

- [1] Pulford, I. D. and Watson, C. 2003. Phytoremediation of heavy metal contaminated land by trees, *Environment International*. 29: 529- 540.
- [2] Salt, D.E. and U. Kramer. 2000. Mechanisms of metal hyperaccumulation in plants. In: *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment*, eds, Raskin, I. and Ensley B.D., P. 304. John Wiley and Sons.
- [3] Shen, Z.-G., Li, X.-D., Wang, C.-C., Chen, H.-M., Chua, H. 2002. Lead phytoextraction from contaminated soil with high-biomass plant species. *Journal of Environmental Quality*. 31: 1893-1900

بررسی سه روش آبشویی خاک‌های شور- سدیمی بخشی از اراضی میانی جلگه خوزستان

فائزه رجب زاده^۱، ابراهیم پذیرا^۲ و محمدحسین مهدیان^۳

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی، ^۲استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه آزاداسلامی واحد علوم و تحقیقات تهران، ^۳استادیار گروه آبیاری دانشگاه بین المللی امام خمینی (ره).

مقدمه

مهمترین جنبه بهسازی خاک‌های شور- سدیمی تعیین بهترین شیوه آبشویی و نیز برآورد آب لازم برای آبشویی نمک‌های محلول از نیمرخ خاک است. لیکن با توجه به محدودیت منابع آب، مسأله مهم، تشخیص روشی است که از آب با راندمان بالاتر و مؤثرتری استفاده نماید. به دلیل وقت گیر بودن، هزینه بالا و دامنه محدود آزمون‌های مزرعه‌ای، می‌توان مقدار آب مورد نیاز برای آبشویی خاک را با دقت قابل قبولی با استفاده از مدل‌های شبیه سازی تخمین زد. برخی محققین در ارتباط با تعیین مقدار آب لازم برای آبشویی آزمایش‌هایی انجام داده اند (۲)، (۳) و (۴). هدف از این تحقیق، تعیین مناسب ترین روش شوری و سدیم زدایی خاک ها، از لحاظ تعیین میزان آب کاربردی از میان گزینه های کاربرد آب آبشویی به تنهایی، همراه با آب شور و یا همراه با مواد اصلاح کننده است.

مواد و روش‌ها

محدوده مورد بررسی، بخشی از اراضی میانی جلگه خوزستان به مساحت ۲۰۱۶۷ هکتار است. بافت خاک منطقه به طور عمده سیلتی رسی تا رسی سیلتی است و کلاس اراضی از نظر شوری و سدیمی قبل از اجرای آزمون S₄A₄ بوده است. این تحقیق در سه آزمون (هر یک در سه تکرار)، با روش آبشویی غرقاب متناوب و عمق آب کاربردی ۱۰۰ سانتی متر (۴ تناوب ۰/۲۵ متری)، به وسیله شش استوانه مضاعف بر روی محیط دایره ای به شعاع ۵ متر و با فواصل ۵ متر به انجام رسید که در آزمون اول، از آب رودخانه کارون، در آزمون دوم، آب رودخانه به همراه اسید سولفوریک ۹۵٪ و در آزمون سوم، آب رودخانه به همراه آب شور استفاده گردید. کیفیت آب کاربردی در آزمون‌های اول و دوم و در تناوب‌های سوم و چهارم آزمون سوم بر اساس دیاگرام ویلکاکس C₃-S₁ و در تناوب‌های اول و دوم آزمون سوم C₄-S₄ بوده است. پس از نمونه برداری خاک و انجام آزمایش‌های فیزیکی و شیمیایی قبل، حین و پس از آبشویی، برای هریک از آزمون‌ها پنج مدل به ارقام شوری و سدیم زدایی محاسبه شده، برازش داده شد که با ملاک های آماری ضریب همبستگی (R²)، انحراف استاندارد (S.E)، در سطح معنی داری ۰/۱، مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفتند.

نتایج و بحث

۱- نتایج آزمایش‌ها نشان داد که، سرعت نفوذ پایه در اولین و آخرین دور کاربرد آب، در هر سه آزمون به علت کلسیم موجود در خاک و نیز کیفیت آب آبشویی کمی افزایش یافت. مقدار گچ خاک در هر سه آزمون بدون تغییر مشاهده گردید. میزان آهک در آزمون اول و سوم بدون تغییر و در آزمون دوم یک درصد افزایش داشته است.

۲- نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل آماری هر یک از آزمونها در جدول (۱) نشان داده شده است .

جدول (۱) برترین مدلهای تجربی- ریاضی شوری و سدیم زدایی هر یک از حالت های مورد آزمون

ردیف	شماره آزمون	برترین مدل تجربی شوری زدایی	برترین مدل تجربی سدیم زدایی
1	آزمون اول	$D_{lw} = D_s \cdot 0.364 ((EC_f - EC_{eq}) / (EC_f - EC_{eq}))^{1/3.5}$	$D_{lw} = D_s \cdot 0.13 ((ESP_f - ESP_{eq}) / (ESP_f - ESP_{eq}))^{1/3.5}$
2	آزمون دوم	$D_{lw} = D_s \cdot 0.572 ((EC_f - EC_{eq}) / (EC_f - EC_{eq}))^{1/1.9}$	$D_{lw} = D_s \cdot 0.193 ((ESP_f - ESP_{eq}) / (ESP_f - ESP_{eq}))^{1/1.1}$
3	آزمون سوم	$D_{lw} = D_s \cdot 0.662 ((EC_f - EC_{eq}) / (EC_f - EC_{eq}))^{1/2.2}$	$D_{lw} = [(\ln(ESP_f - ESP_{eq}) / (ESP_f - ESP_{eq})) / (-0.952 \cdot f / \theta_v)] \cdot D_s$

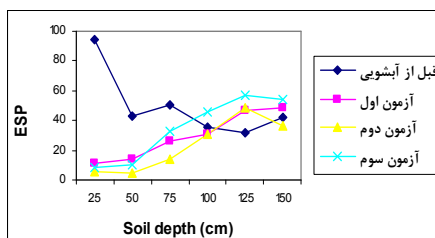
برای تجزیه و تحلیل مدلهای شوری زدایی ارائه شده در جدول (۱)، هرگاه شوری خاک، قبل از آبشویی تا ۱/۵ متری خاک برابر ۴۹ دسی زیمنس بر متر و در نظر باشد، این مقدار با شوری تعادلی ۱/۸ به ۸ کاهش یابد، مطابق

جدول (۲) با استفاده از مدل ارائه شده برای آزمون دوم (آب رودخانه با کاربرد مواد اصلاح کننده) به دلیل افزایش نفوذپذیری ناشی از افزایش کلسیم در خاک، برای اصلاح اعماق مختلف خاک، کمترین مقدار آب آیشویی استفاده شد و مدل آزمون اول با اختلاف جزئی در رتبه دوم و آزمون سوم در رتبه سوم تناسب قرار دارند. در مقایسه بین مدل‌های حاصله و برخی مدل‌های تجربی آیشویی نتایج نشان داد که به ترتیب مدل پذیرا و کشاورز (۱۹۹۸)، لافلر و شارما (۱۹۷۷) و هافمن (۱۹۸۰) با مدل جدید تناسب دارند و مدل ریو (۱۹۵۷) به دلیل این که مدل برای شرایط غرقاب دائم می باشد، تناسب لازم را برای برآورد آب مورد نیاز آیشویی ندارد.

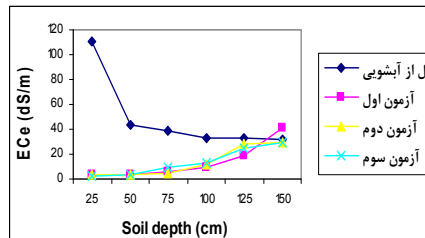
جدول (۲) نتایج حاصل از کاربرد مدل‌های تجربی آیشویی خاک های شور، در اراضی میانی جلگه خوزستان

ردیف	مشخصات مدل تجربی مورد استفاده	مقادیر آب مورد نیاز اصلاح خاک (متر)				رتبه تناسب مدل کاربردی		
		اعماق اصلاحی خاک مورد نظر (D _s)، (متر)						
		۰/۲۵	۰/۵۰	۰/۷۵	۱/۰۰			
1	ریو	(1957)	۰/۴۲	۰/۸۴	۱/۲۶	۱/۶۸	1/05	7
2	هافمن	(1980)	۰/۱۹	۰/۳۸	۰/۵۷	۰/۷۶	0/48	6
3	لافلر و شارما	(1977)	۰/۱۶	۰/۳۲	۰/۴۸	۰/۶۴	0/40	5
4	پذیرا و کشاورز	(1998)	۰/۱۴	۰/۲۷	۰/۴۱	۰/۵۴	0/34	4
۵	مدل آزمون سوم	(2008)	۰/۱۳	۰/۲۶	۰/۴۰	۰/۵۳	0/33	3
6	مدل آزمون اول	(2008)	۰/۱۰	۰/۲۱	۰/۳۱	۰/۴۲	0/26	2
7	مدل آزمون دوم	(2008)	0/09	0/18	0/27	0/36	0/23	1

به منظور تجزیه و تحلیل مدل‌های سدیم زدایی ارائه شده در جدول (۱)، هرگاه درصد سدیم تبدیلی، قبل از آیشویی تا ۱/۵ متری خاک برابر ۴۰ و در نظر باشد، این مقدار با درصد سدیم تبدیلی و تعادلی ۵/۰۶ به ۱۵ کاهش یابد، مدل ارائه شده برای آزمون دوم، کمترین و آزمون سوم بیشترین مقدار آب آیشویی را برای اصلاح اعماق مختلف خاک، به کار برد. در شکل‌های (۱) و (۲) میزان شوری و درصد سدیم تبدیلی نهایی محاسبه شده، به ازاء ۱۰۰ سانتی متر آب کاربردی با استفاده از مدل‌های آیشویی در آزمون‌های اول، دوم و سوم آمده است.



شکل (۲) میزان سدیم تبدیلی خاک (محاسبه و مشاهده شده) با مدل‌های آیشویی در آزمون‌های اول، دوم و سوم



شکل (۱) میزان شوری نهایی خاک (محاسبه و مشاهده شده) با مدل‌های آیشویی در آزمون‌های اول، دوم و سوم

۳- محاسبه مجموع مربع انحرافات رقم‌های مشاهده شده (Y_0) و محاسبه شده (Y_c)، با داشتن درجه آزادی یکسان، مندرج در جدول (۳) نشان داد که مدل توانی حاصل از آزمون اول به رقم‌های مشاهده شده نزدیکتر است. در مجموع به علت نزدیکی و مشابهت نتایج حاصل از آزمون اول (آیشویی با آب رودخانه) و دوم (آب رودخانه با کاربرد مواد اصلاح کننده) در میزان آب مصرفی برای آیشویی، می توان اذعان داشت که، برای اصلاح و بهسازی اراضی میانی جلگه خوزستان می توان تنها به استفاده از آب رودخانه اکتفا نمود.

جدول (۳) مقادیر آماره های محاسبه شده برای مدل‌های مورد مقایسه

ردیف	آماره های مورد بررسی	مدل آزمون اول	مدل آزمون دوم	مدل آزمون سوم
1	مجموع مربع انحرافات	0/150	0/592	0/728
2	انحراف معیار	0/081	0/160	0/178

منابع

۱. دفتر استاندارد مهندسی منابع آب، وزارت نیرو. ۱۳۸۴. راهنمای کاربرد و ارزیابی مدل های تجربی و نظری آبشویی نمک های خاک های شور، نشریه شماره ۲۷۶-الف
2. Silvertooth, C. J. 2005. *Saline and sodic soil management in irrigated crop production systems. Soil Management for Drylands. No. 58.*
3. Tagar, A.A., S.A. Memon and A.A. Siyal. 2007. Effect of water quality and methods of water application on the leaching efficiency of saline soils. Faculty of Agricultural Engineering, Sindh Agriculture University, Tandojam, Pakistan, 23(1): 47-52.
4. Wangs, T.U. 2007. Effect of leaching method on reclamation of gypsiferous and nongypsiferous saline and sodic soils. Journal of World Agricultural Sciences, 3(3): 356-362.

اصلاح خصوصیات فیزیکی خاک‌های سدیمی با استفاده از آب دریای خزر و کمپوست آزولا

فاطمه نظامی بلوچی^۱، محمود شعبانپور شهرستانی^۲ و پیروز عزیزی^۳^۱ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه گیلان، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان و ^۳ استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه گیلان

مقدمه

وجود سدیم تبادلی زیاد، معمولاً یکی از دلایل اصلی جدا شدن رس از خاکدانه‌ها و در نتیجه فروپاشی ساختمان خاک می‌باشد. خاکهای سدیمی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی نامناسبی داشته و توان تولید محصول در آنها کم است. پیش نیاز ضروری برای همآوری رسها و تشکیل خاکدانه‌های کوچک (< 250 میکرومتر)، جایگزین شدن سدیم تبادلی با کاتیون کلسیم می‌باشد. پس از تشکیل خاکدانه‌های کوچک، برای حفظ پایداری این خاکدانه‌ها و همچنین ایجاد خاکدانه‌های بزرگ (بزرگتر از 250 میکرومتر) وجود مواد آلی ضروری است [۱]. مساحت خاکهای شور و سدیمی در ایران بالغ بر 15 میلیون هکتار است که تقریباً ده درصد از مساحت ایران را تشکیل می‌دهد [۲]. میس و آمرین [۲۰۱۱] در طی آزمایشی بر روی خاک‌های با SAR های مختلف و آبیاری با غلظتهای متفاوت بیان کردند که هدایت هیدرولیکی با افزایش SAR و کاهش غلظت آب کاهش یافت. همچنین با کاهش غلظت الکترولیت مقدار رس دیسپرس شده در آب خروجی افزایش یافت. پارک و کنر [۲۰۰۴] اثر پنج نوع آب شور را بر هدایت هیدرولیکی و شدت نفوذ خاک سدیمی مورد بررسی قرار دادند. آنها بیان کردند که آب با غلظت بالای نمک و SAR پایین‌تر موجب افزایش هدایت هیدرولیکی در خاک سدیمی شده و شدت نفوذ را افزایش می‌دهد. در این تحقیق تأثیر کاربرد مواد آلی از منبع کمپوست آزولا و آب شور از منبع آب دریای خزر در بهبود خصوصیات فیزیکی یک خاک سدیمی مورد بررسی قرار گرفت.

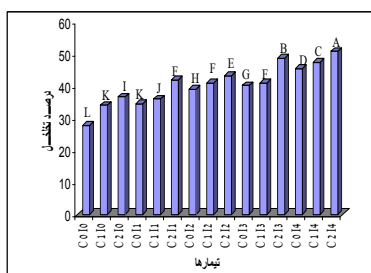
مواد و روشها

به منظور بررسی تغییرات پایداری ساختمان خاک، جرم مخصوص ظاهری، هدایت هیدرولیکی اشباع، مقاومت به نفوذ و تخلخل در یک خاک سدیمی ($pH=9/8$, $ESP=30/62$, $EC=1/49 \text{ dS m}^{-1}$) در اثر مصرف کمپوست آزولا و آب دریای خزر آزمایش گلخانه‌ای اجرا گردید. تحقیق به صورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با دو فاکتور و ۱۵ تیمار و در ۳ تکرار در استان گیلان به شرح زیر انجام شد: فاکتور اول (آبشویی با آب دریا) در پنج سطح شامل: تیمار ۱= آب دریای خزر، تیمار ۲= یک حجم آب دریای خزر و یک حجم آب مقطر، تیمار ۳ = یک حجم آب دریای خزر و دو حجم آب مقطر، تیمار ۴= یک حجم آب دریای خزر سه حجم آب مقطر، تیمار ۵ = آب مقطر و فاکتور دوم (کمپوست آزولا) در سه سطح شامل: (تیمار ۱= شاهد (خاک)، تیمار ۲= (خاک + کمپوست آزولا به میزان ۵ درصد وزن خاک)، تیمار ۳= (خاک + کمپوست آزولا به میزان ۱۰ درصد وزن خاک) مورد استفاده قرار گرفت. مخلوط خاک با کمپوست به نسبت‌های وزنی مشخص، طبق تیمارهای مورد نظر آماده و در گلدانهای ۷ کیلویی منتقل شد. گلدان‌ها در هوای آزاد قرار گرفته شد و آبشویی گلدانها در پنج مرحله به فواصل زمانی دو هفته انجام شد. در هر مرحله به هر گلدان ۲ لیتر آب اضافه شد. برخی ویژگیهای فیزیکی و شیمیایی خاک اولیه شامل: جرم مخصوص ظاهری به روش سیلندر، مقاومت به نفوذ با دستگاه نفوذسنج، نفوذپذیری با دستگاه دارسی، pH به روش پتانسیل سنجی، پایداری ساختمان خاک به روش میانگین وزنی قطر خاکدانه ها، EC به روش هدایت سنجی، SAR با اندازه گیری غلظت کلسیم، منیزیم و سدیم محلول، اندازه‌گیری شدند. برای تعیین میزان تأثیر تیمارهای اعمال شده بر خصوصیات مختلف خاک، دو هفته پس از اعمال تیمارها پارامترهای ذکر شده به همان روش های گفته شده مجدداً تعیین شد. نتایج حاصل از اندازه‌گیری‌های مختلف بوسیله نرم افزار رایانه‌ای SAS مورد تجزیه و تحلیل آماری قرار گرفت. مقایسه

میانگین‌ها در سطح آماری ۵ درصد بوسیله آزمون چند دامنه ای توکی انجام پذیرفت و نمودارها به کمک نرم افزار رایانه‌ای Excel ترسیم گردیدند.

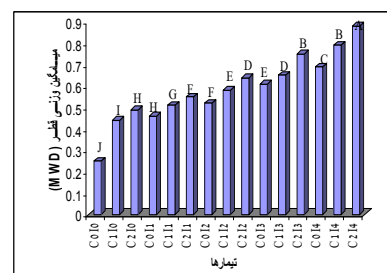
نتایج و بحث

طبق نمودارها (شکل ۱، ۲، ۳، ۴، ۵) نتایج نشان داد که تمامی تیمارها باعث افزایش معنی‌دار پایداری ساختمان، تخلخل و هدایت هیدرولیکی اشباع و کاهش معنی‌دار جرم مخصوص ظاهری و مقاومت به نفوذ خاک نسبت به شاهد شدند. همچنین تأثیر تیمارها با افزایش شوری آب و افزایش کمپوست آزولا به خاک بیشتر شد.

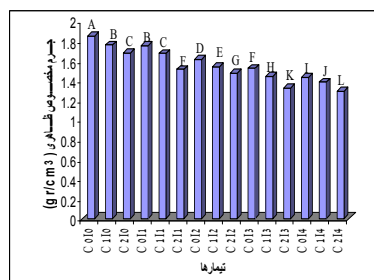


شکل ۲- تأثیر تیمارهای مختلف بر درصد

تخلخل

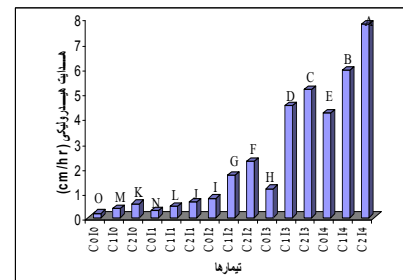


شکل ۱- تأثیر تیمارهای مختلف بر MWD



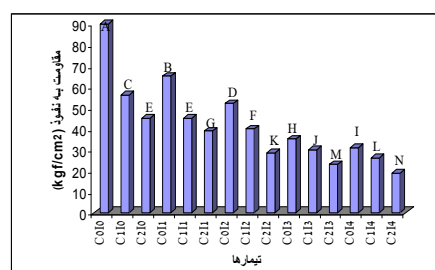
شکل ۴- تأثیر تیمارهای مختلف بر هدایت

هیدرولیکی



شکل ۳- تأثیر تیمارهای مختلف بر جرم

مخصوص ظاهری



شکل ۵- تأثیر تیمارهای مختلف بر میزان مقاومت به نفوذ

منابع

- [1] Davis, J.G., R.M. Waskom, T.A. Bauder and G.E. Cardon. 2001. Managing sodic soil. Soil Sci. 52: 21-29.

- [2] Kovda, V.A. 1973. Chemistry of saline and alkali soils of arid zones. In: An International Source Book on Irrigation, Drainage and Salinity. FAO, Roma
- [3] Mace, J.A. and C. Amrhein. 2001. Leaching on reclamation of a soil irrigation with moderate SAR waters. Soil Sci. 65: 199-204.
- [4] Park, C.S. and G.A. Connor. 2004. Salinity effects on hydraulic properties of sodic soil. Soil Sci. 130: 167-17

مدیریت کاربرد گچ در بهبود خصوصیات فیزیکی خاکهای شور قلیا

مجید نوری محمدیه*^۱، حمزه علی علیزاده^۲، مسعود پارسی نژاد^۳

^۱دانشجویان کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، ^۲استادیار گروه آبیاری و آبادانی

پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

مقدمه:

استفاده از آب‌های شیرین به منظور آبیاری و یا آبشویی خاکهای سدیمی یا شور سدیمی باعث ایجاد مشکلات جدی و غیر قابل جبران ساختمان خاک می‌شود (کوریک، ۲۰۰۱). وجود گچ در آبشویی اول باعث افزایش هدایت هیدرولیکی خاک، از طریق کاهش تورم و پراکندگی ذرات رس می‌شود (ابو شرر و همکاران، ۱۹۸۷). در خاکهای قلیایی، سدیم با پراکنده کردن لایه مضاعف، باعث تخریب ساختمان خاک می‌شود، جهت جلوگیری از این امر بایستی سدیم قابل تبادل با کلسیم جایگزین شود (سامنر، ۱۹۹۳). در عمل گچ کاربرد وسیعتری را نسبت به شکل‌های مختلف مواد اسیدی دارد، گچ ارزانتر بوده، به هر دو شکل طبیعی و صنعتی به وفور موجود است و استفاده از آن نیز آسانتر می‌باشد (هاشمی نژاد و همکاران، ۱۳۸۷). هدف از این مطالعه تعیین اثر مقادیر معین کاربرد گچ با مدیریت های مختلف، جهت بهبود نفوذپذیری خاک شور قلیا می‌باشد.

مواد و روشها:

آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی در پنج تیمار و سه تکرار با استفاده از استوانه هایی به قطر ۳۰ cm و ارتفاع ۹۰cm در آزمایشگاه انجام شد، جهت ایجاد سهولت در زهکشی لایه ای از گراول به ضخامت سه سانتیمتر در انتهای استوانه بکار رفت. تیمارهای اعمال شده عبارتند از: (T_1) تیمار شاهد- آبشویی بدون گچ و با استفاده از آب شیرین (شوری ۰/۷ دسیزیمنز بر متر)، (T_2) آبشویی با آب شیرین و استفاده از گچ به صورت محلول با غلظتی معادل (۷/۵ گرم در لیتر)، (T_3) آبشویی با آب شیرین و مخلوط کردن ۱۳۳ گرم گچ (معادل مقدار حل شده در تیمار قبل) در ۱۵ سانتیمتر بالایی خاک، (T_4) آبشویی با آب شور (شوری چهار دسیزیمنز بر متر) و مخلوط کردن گچ با لایه سطحی خاک، (T_5) آبشویی با آب شور و مخلوط کردن ۱/۵ برابر گچ مورد نیاز با لایه سطحی خاک. خاک استفاده شده در مطالعه از منطقه اشتهارد اطراف کرج که دارای اقلیمی گرم و خشک است، تهیه شد. خاک این منطقه بشدت شور می‌باشد. مشخصات فیزیکی-کلی (داده‌های جدول ۱) آورده شده آزمایش

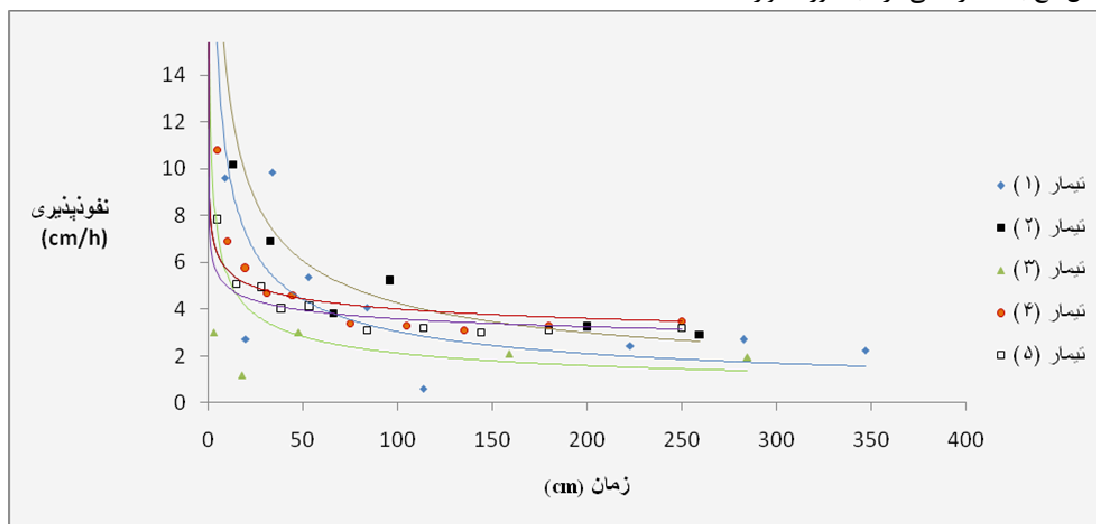
هدایت الکتریکی اولیه خاک ($\frac{dS}{m}$)	بافت خاک	میزان سیلت (%)	میزان شن (%)	میزان رس (%)
۱۱۲، ۳	L	۲۸، ۶	۴۷	۲۴، ۴

در این مطالعه از ۲۵ سانتیمتر آب جهت تعیین نفوذپذیری استفاده شده است. و سرعت نفوذپذیری ارتفاع آب نسبت به زمان در تیمارهای مختلف تعیین گردید.

بحث و نتیجه گیری:

نتایج بدست آمده در قالب منحنی مقادیر نفوذ در زمان های مختلف برای تیمارهای متفاوت در شکل (۱) آورده شده است. مقادیر نفوذپذیری نهایی (سانتیمتر در ساعت) برای تیمارهای ۱ تا ۵ به ترتیب برابر ۲/۴۷، ۳، ۲، ۳/۴، ۳/۱۵ بدست آمد. کاربرد گچ به صورت محلول به میزان ۲۱ درصد نفوذپذیری نهایی را افزایش داده است. مخلوط کردن گچ با لایه سطحی تأثیری در بهبود نفوذپذیری نداشته که ممکن است به دلیل حداقل فعل و انفعالات بین لایه سطحی و گچ طی آبشویی باشد. همچنین گچ بکار رفته در لایه سطحی در اثر آبشویی به سرعت از طریق خلل و فرج بزرگ

خاک به لایه های زیرین شسته می شود (مانسوز و همکاران، ۲۰۰۱). اگر گچ کاربردی در آب آبشویی حل شود، هدایت هیدرولیکی ستون خاک را افزایش می دهد که می تواند به دلیل تأثیر مثبت اولین آبشویی همراه با کاربرد گچ باشد (سahین و همکاران، ۲۰۰۳). افزوده شدن گچ به آب شور نیز باعث افزایش نفوذپذیری نهایی شده است. افزودن گچ به آب شیرین نسبت به آب شور جهت بهسازی خاک موثرتر خواهد بود زیرا جهت مقابله با زیانهای سدیم حل شدن گچ به مقدار کافی در آب شور دشوار است.



شکل (۱) تغییرات نفوذپذیری با زمان در تیمارهای مختلف

مراجع

هاشمی نژاد، ی.، رحیمیان، م.ح.، (۱۳۸۷). تعیین عمق آب مورد نیاز برای شستشوی سری های مختلف خاک در دشت آزادگان استان خوزستان. دومین همایش ملی مدیریت شبکه های آبیاری و زهکشی.

Abu-Sharar, T. M., Bingham, F.T., Rhoades, J. D., (1987). Reduction In Hydraulic Conductivity In Relation To Clay Dispersion And Disaggregation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 342-346.

Munsuz, N., Cayci, G., Sozudogru Ok, S., (2001). *Soil Reclamation And Amendments (In Turkish)*. Ankara University, Publ. 1518: 101-105.

Quirk, J.P. (1971). *Chemistry Of Saline Soils And Their Physical Properties*. Jr Salinity And Water, 79-91. Sahin, U., Oztas, T., Anapali. O., (2003). Effects Of Consecutive Applications Of Gypsum In Equal, Increasing, And Decreasing Quantities On Soil Hydraulic Conductivity Of A Saline-Sodic Soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 621-624

Sumner, M.E., (1993). Sodic Soils. *Australian Journal Of Soils Research*, 31: 683-750.

اثر مدیریت کاربرد گچ در آبخوبی نمک از پروفیل خاک

مجید نوری محمدیه*^۱، حمزه علی علیزاده^۲، مسعود پارسی نژاد^۳

^۱ دانشجویان کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، ^۲ استادیار گروه آبیاری و آبادانی پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران

مقدمه:

مشکل افزایش نمک و سدیم محلول توده خاک به دلایل مختلف از جمله آبیاری با آب شور و سطح آب زیرزمینی کم عمق بوجود می آید (هالیول و همکاران، ۲۰۰۱). گچ به صورت جهانی برای بهسازی خاک های شور-قلیا استفاده میشود و از موادی مقرون به صرفه تشکیل شده است (لبرون و همکاران، ۲۰۰۲). نتیجه تحقیق دیامانتیس (۲۰۰۷) نشان داد که عمده نمک قابل حل وقتی ۰/۴۴ تا ۰/۴۸ سانتیمتر آب به ازای هر سانتیمتر عمق خاک، جهت آبخوبی مصرف شود، قابل حذف می باشد. مقدار مشابه ۰/۴ توسط خوسلا و همکاران در سال (۱۹۷۹) گزارش شد. هدف از مطالعه حاضر بررسی اثرات مقادیر معین کاربرد گچ با مدیریت های مختلف در آبخوبی نمک از پروفیل خاک می باشد.

مواد و روشها:

منطقه اشتهاارد اطراف کرج دارای اقلیمی گرم و خشک می باشد و خاک آن بشدت شور است خاک شور قلیا پس از انتقال از این منطقه به آزمایشگاه، در معرض هوای آزاد خشک شد. مشخصات این خاک در جدول (۱) آورده شده است.

جدول (۱) - مشخصات فیزیکی خاک مورد آزمایش

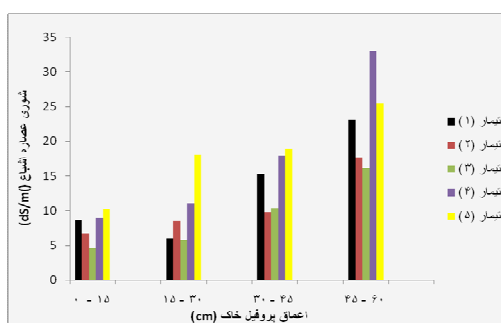
هدایت الکتریکی اولیه خاک ($\frac{dS}{m}$)	بافت خاک	میزان سیلت (%)	میزان شن (%)	میزان رس (%)
۱۱۲،۳	L	۲۸،۶	۴۷	۲۴،۴

آزمایش در قالب طرح کاملاً تصادفی در پنج تیمار و سه تکرار با استفاده از استوانه هایی پی وی سی با قطر ۳۰ سانتیمتر و ارتفاع یک متر که ۶۰ سانتیمتر از آن با خاک پر شده انجام شد. لایه های سه سانتیمتری از گراول در انتهای استوانه جهت ایجاد زهکش مناسب تعبیه گردید. تیمارهای اعمال شده عبارتند از: تیمار شاهد، افزودن آب شیرین (شوری ۰/۷ دسیزیمنز بر متر) بدون کاربرد گچ، آبخوبی با آب شیرین با استفاده از گچ محلول معادل ۲۵ سانتیمتر آب با غلظت (۷،۵ گرم در لیتر)، آبخوبی با آب شیرین و مخلوط کردن ۱۳۳ گرم گچ در ۱۵ سانتیمتر خاک سطحی، آبخوبی با آب شور ($\frac{dS}{m}$ ۴) و مخلوط کردن گچ با لایه سطحی خاک، آبخوبی با آب شور و مخلوط کردن ۱/۵ برابر گچ مورد نیاز با لایه سطحی خاک. در هر تیمار پس از آبخوبی چهار نمونه گل اشباع از اعماق مختلف (۵/۵، ۲۲/۵، ۳۷/۵، ۵۲/۵ سانتیمتری) نسبت به سطح خاک برداشت شد و شوری و قلیائیت عصاره اشباع این نمونه ها تعیین گردید همچنین جهت تعیین تغییرات کیفیت زهکش با استفاده از ظروفی که در انتهای هر استوانه قرار گرفته بود در طی زمان از آب زهکشی نمونه گرفته شد، فواصل زمانی نمونه گیری از آب زهکش، در شروع زهکشی کم و با ادامه یافتن زهکشی افزایش یافت.

بحث و نتیجه گیری:

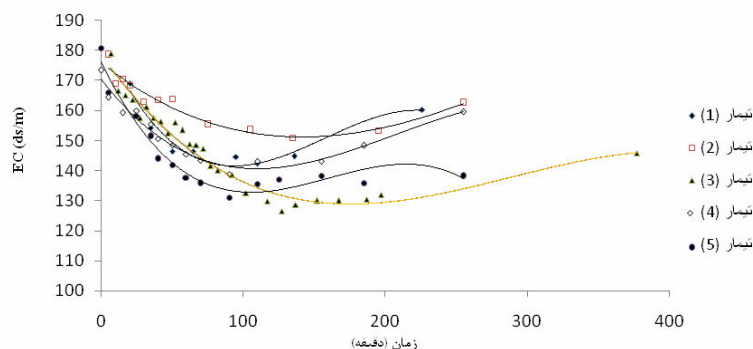
در ابتدا تاثیر کاربرد گچ به دو صورت: محلول با آب آبخوبی و مخلوط با لایه سطحی خاک قبل از مرحله آبخوبی مورد بررسی قرار گرفت. در ادامه اثر کاربرد گچ در شرایط استفاده از آب شور جهت آبخوبی بررسی شد. در شکل (۱) پروفیل شوری نمونه های گرفته شده از چهار عمق ستون خاک پس از آبخوبی آورده شده است. مقایسه تیمار شاهد با تیمارهای دو و سه نشان می دهد که کاربرد گچ هم به صورت محلول و هم به صورت مخلوط با لایه سطحی خاک،

سرعت شسته شدن نمک از توده خاک را افزایش داده است بطوریکه کارائی آبشویی در تیمارهای دو و سه به ترتیب به میزان ۱۹/۲ و ۳۰ درصدافزایش یافته است و کاربرد گچ به صورت مخلوط با لایه سطحی در مقایسه با محلول گچ در افزایش راندمان آبشویی موثرتر واقع شده است. افزایش شوری آب آبشویی باعث افزایش شوری توده خاک شده و از تأثیر سازندگی گچ کاسته است.



شکل (۱) - شوری غبار اشباع ستنون خاک در تیمارهای مختلف

در شرایطی که به دلیل محدودیت آب شیرین لزوم استفاده از آبهای شور جهت آبشویی وجود دارد، بررسی انجام شده نشان می دهد که کاربرد گچ همراه با آب شور در کارائی آبشویی موثر بوده و پروفیل شوری با تیمار شاهد قابل مقایسه است. در عین حال بررسی استفاده بیش از مقدار گچ نشان می دهد که افزایش کاربرد گچ تأثیر قابل توجهی در بهبود کارائی آبشویی نداشته در عین اینکه تجمع املاح در لایه های سطحی در تیمار افزایش میزان گچ بیشتر شده است و در نتیجه افزایش هزینه جهت استفاده از گچ بیشتر توجه پذیر نیست. مقادیر شوری زه آب خروجی نسبت به زمان در شکل (۲) به تصویر کشیده شده است.



شکل (۲) - شوری زه آب خروج در تیمارهای مختلف در طی

افزایش شوری آب زهکش در انتهای آبشویی مربوط به کم شدن سرعت آبشویی و کم شدن حجم زهاب خروجی می باشد. افزایش گچ به لایه سطحی باعث کاهش شوری آب زهکش شده و در افزایش کیفیت زه آب خروجی موثر واقع شده است و این روش می تواند در مواردی که هدف افزایش کیفیت زهاب خروجی است، مفید واقع شود.

مراجع

Diamantis, V. I., Voudrias, E.A., (2007). Laboratory and pilot studies on reclamation of a salt-affected alluvial soil., *Environ Geol*, 54:643-651.

- Halliwell, D.J., Barlow, K.M., Nash, D.M. (2001). *A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. J Soil Res*, 39:1259-1267.
- Khosla, B.K., Gupta, R.K., Abrol, I.P., (1979). *Salt leaching and the effect of gypsum application in a saline-sodic soil. Agric Water Manage*, 2:193-202.
- Lebron, I., Suarez, D.L., Yoshida, T., (2002). *Gypsum effect on the aggregated size and geometry of three sodic soils under reclamation. Soil Sci Soc Am J*, 66:92-98.

اصلاح مایع پخت فرآیند تولید خمیر کاغذ و تأثیر آن بر سدیم تبادلی و پتاسیم خاک

محمد تقی اسداله‌زاده^۱، سید علیرضا موحدی‌نائینی^۲^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد صنایع خمیر و کاغذ دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان، ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

افزایش مصرف فرآورده‌های کاغذی و کمبود منابع چوبی جنگلی، کارخانه‌های تولید کننده خمیر و کاغذ را با مشکل تأمین مواد خام مواجه کرده است. از این رو، استفاده از گیاهان غیرچوبی به عنوان جایگزین بخشی از مواد چوبی، امری بدیهی است. تولید جهانی خمیر کاغذ از الیاف گیاهان غیرچوبی به طور متوسط حدود ۱۰ درصد و بالغ بر ۲۱ میلیون تن در سال می‌باشد. طی سال‌های ۱۹۹۹ تا ۲۰۰۳، تولید خمیر کاغذ از منابع چوبی و غیرچوبی به ترتیب ۴ درصد و ۱۰ درصد افزایش داشته است [۱]. نرخ رشد ۱۰ درصدی استفاده از گیاهان غیرچوبی برای تولید خمیر کاغذ، اهمیت آن‌ها را در صنعت کاغذ نشان می‌دهد.

مهمترین الیاف گیاهان غیرچوبی قابل استفاده در صنایع کاغذسازی، پسماندهای گیاهان کشاورزی از جمله باگاس، کاه گندم، کاه برنج و ... می‌باشند. فرآیند متداول جهت تولید خمیر کاغذ از پسماندهای کشاورزی، فرآیند سودا است، که در این فرآیند پسماندهای کشاورزی توسط هیدروکسید سدیم (NaOH) و تحت فشار خمیر می‌شوند. اما در این فرآیند بعد از اتمام مرحله پخت مقدار زیادی مایع پخت سیاه بسیار آلوده تولید می‌شود. چنانچه این مایع پخت سیاه به صورت فاضلاب رها گردد و به خاک‌های اراضی اطراف کارخانه برسد، به دلیل کاهش نفوذپذیری خاک توسط سدیم، حاصلخیزی خاک افت پیدا می‌کند [۵]. بنابراین، محققین در تلاشی جهت کاهش دادن اثرات زیان‌آور انباشتگی سدیم در خاک، سعی کردند تا جایگزینی برای NaOH پیدا کنند. یکی از این مواد هیدروکسید پتاسیم (KOH) می‌باشد [۶].

این گردآوری به منظور بررسی اثرات مایع پخت سیاه حاصل از فرآیند تولید خمیر کاغذی که از KOH به عنوان ماده شیمیایی پخت استفاده می‌کنند، بر روی ویژگی‌های خاک صورت گرفته است.

استفاده از فاضلاب واحد تولید خمیر کاغذ و اثر آن بر روی ویژگی‌های خاک

تهیه خمیر کاغذ از پسماندهای کشاورزی با استفاده از KOH، مایع پخت سیاهی تولید می‌کند که پساب آلی بالقوه و یک منبع پتاسیمی و اصلاح کننده خاک می‌باشد. زیو و همکاران (۲۰۰۷)، فعالیت میکروبی، انباشتگی و عکس‌العمل-های ماده مغذی خاک را نسبت به مایع پخت واحد تولید خمیر کاغذ از کاه غلات به منظور کاشت ذرت بررسی کردند. و به این نتیجه رسیدند که مایع پخت سیاه به کار گرفته شده در مقادیر ۱۶۸ و ۳۳۶ کیلوگرم پتاسیم بر هکتار، pH خاک را در حدود ۰/۲ تا ۱/۴ واحد و هدایت الکتریکی خاک (EC) را در حدود ۸/۰ ds/m افزایش داد، و پتاسیم خاک آزمایشی در مقایسه با شاهد به طور معنی‌داری افزایش پیدا کرد. در ضمن، ذرت هیچ گونه واکنش راندمانی نسبت به کاربرد هر یک از دو منابع پتاسیمی، مایع پخت سیاه یا کلرید پتاسیم (KCl)، در هر دو مقدار و در هر دو مکان نداشت [۴].

زیو (۲۰۰۵)، در یک کار تحقیقاتی به این نتیجه رسید که مایع پخت سیاه حاصل از واحد تولید خمیر کاغذ از کاه که از KOH به عنوان ماده شیمیایی پخت استفاده کند، یک منبع مفید پتاسیمی و اصلاح کننده خاک می‌باشد. در این بررسی مایع‌های پخت سیاه تولید شده با ۱۰۰ درصد NaOH، ۱۰۰ درصد KOH یا ۵۰ درصد NaOH + ۵۰ درصد KOH هدایت الکتریکی (EC) و pH خاک را اندکی افزایش داد. درصد سدیم قابل تبادل (ESP) خاک با ۱۰۰ درصد NaOH یا ۵۰ درصد NaOH + ۵۰ درصد KOH بر اساس مقادیر مایع پخت سیاه، افزایش یافت. مایع پخت سیاه

مبتنی بر KOH اثر مشابهی همانند KCl در افزایش پتاسیم موجود خاک داشت. تنفس، کرین زیست توده میکروبی، دهیدروژناز، β -گلوکوزیداز و فعالیت‌های آریل سولفاتاز خاک نیز در مقایسه با شاهد یا مقادیر KCl قابل مقایسه افزایش پیدا کرد [۵].

چان‌چارون‌سوک و همکاران (۲۰۰۱)، تأثیر فاضلاب واحد تولید خمیر کاغذ با KOH بر روی مقدار پتاسیم موجود در خاک شالیزار (مزارع شالیکاری) را در دو مرحله، مطالعه آزمایشگاهی و مطالعه میدانی، بررسی نمودند. مطالعات آزمایشگاهی نشان داد که، به کار بردن فاضلاب واحد تولید خمیر کاغذ در خاک منطقه موردی مقدار پتاسیم موجود را همانند کود کلرید پتاسیم افزایش می‌دهد. همچنین، آزمایش میدانی نشان داد که رشد، راندمان و پتاسیم کل جذب شده توسط گیاه برنج به طور معنی‌داری افزایش پیدا کرد. اثربخشی (کارایی) کود کلرید پتاسیم و فاضلاب واحد تولید خمیر کاغذ در افزایش رشد، راندمان و پتاسیم کل جذب شده توسط گیاه برنج مشابه بودند. به کارگیری فاضلاب واحد تولید خمیر کاغذ در خاک به میزان ۲۵، ۵۰ و ۱۰۰ میلی‌گرم K_2O بر کیلوگرم، pH و EC خاک را در همه‌ی حالت‌های رشد برنج تغییر نداد [۶].

نتیجه‌گیری

مشکل اصلی که مانع از استفاده زیاد گیاهان غیرچوبی در صنایع کاغذسازی می‌شود، آلودگی زیست‌محیطی ناشی از مایع پخت سیاه می‌باشد [۲]. به طور کلی تولید سالیانه مایع پخت سیاه در جهان تقریباً ۵۰۰ میلیون تن است. فاضلاب مایع پخت سیاه مخلوطی از مواد آلی و غیرآلی (معدنی)، با مقادیر بسیار زیادی از مواد جامد حل شده کل (TDS) می‌باشد. TDS در مایع پخت سیاه، که معمولاً تا حدود ۱۵ درصد از مقدار کل را شامل می‌شود، ترکیبی از مشتقات لیگنین، مواد آلی با وزن مولکولی کم و مواد شیمیایی باقیمانده از مایع پخت می‌باشد. اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD) از ۱۰۰۰۰ تا ۱۲۰۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر و pH از ۱۰ تا ۱۳ نوسان دارد. این وضعیت مایع پخت سیاه را یکی از مشکل‌سازترین مواد می‌سازد. مایع پخت سیاه یک مانع زیست‌محیطی و اقتصادی جهت بازیابی مواد شیمیایی در کارخانه‌های کاغذی که با گیاهان غیرچوبی در حال کار می‌باشند، محسوب می‌شود. بیشتر کارخانه‌های کاغذی که از گیاهان غیرچوبی استفاده می‌کنند در مقیاس کوچک کار می‌کنند و سرمایه کافی جهت نصب سیستم‌های بازیابی مایع پخت سیاه را ندارند [۳]. بنابراین، این مواد به صورت فاضلاب رها شده و حاصلخیزی خاک را کاهش می‌دهند. روش موثر جهت حل مشکل آلودگی مایع پخت سیاه، توسعه فن‌آوری‌های جدید تهیه خمیر کاغذ است. یکی از این فن‌آوری‌ها، استفاده از هیدروکسید پتاسیم به جای هیدروکسید سدیم در مرحله پخت فرآیند تولید خمیر کاغذ می‌باشد. تحقیقات در زمینه تأثیر مایع پخت سیاه حاصل از این فن‌آوری بر روی ویژگی‌های خاک نشان داد که مایع پخت سیاه مبتنی بر KOH این قابلیت را دارد که به عنوان یک منبع پتاسیمی مفید و اصلاح کننده خاک عمل کند. احتمالاً پلی‌ساکاریدها و لیگنین موجود در این مایع پخت از عوامل این اثرات سودمند خواهند بود [۵]. در ضمن تحقیقات صورت گرفته در زمینه تولید خمیر کاغذ از گیاهان غیرچوبی با استفاده از KOH نشان داد که تأثیر هیدروکسید-پتاسیم بر روی ویژگی‌های خمیر و کاغذ نیز مطلوب است [۲]، [۳].

منابع:

- 1- Rodriguez, A., A. Moral, L. Serrona, J. Labidi and L. Jimenez. 2008. Rice straw pulp obtained by using various methods. *Bioresource Technology*, 99: 2881-2886
- 2- Huang, G, Jeffrey X. Shi, Tim A.G. Langrish. 2008. Environmentally friendly bagasse pulping with NH_4OH -KOH-AQ. *Journal of Cleaner Production* 16 (2008) 1287e1293
- 3- Huang, G, Jeffrey X. Shi, Tim A.G. Langrish. 2007. A new pulping process for wheat straw to reduce problems with the discharge of black liquor. *Bioresource Technology* 98 (2007) 2829-2835
- 4- C. Xiao, R. Stevens, M. Fauci, R. Bolton, M. Lewis, W. T. McKean, D. F. Bezdicek, W. L. Pan. 2007. Soil microbial activity, aggregation and nutrient responses to straw pulping liquor in corn cropping. *Biol Fertil Soils* 43:709-719

- 5- Xiao, c. 2005. Black Liquor from Crop Straw Pulping as a Potassium Source and Soil Amendment. WASHINGTON STATE UNIVERSITY, Department of Crop and Soil Sciences
- 6- Chanchareonsook, J, Panichsakpatana, S, Suwannarat, C, Puangraya, N. 2001. Utilization of KOH-Pulping ural Development International Symposium Wastewater as A Source of Potassium for Paddy. Paper Mulberry and Hand - Made Paper for R

ارائه مدلی جدید در تخلیه نمک از خاکهای شور و سدیمی

سیروس جعفری^۱ و عبدعلی ناصری^۲ و مریم شایان^۳^۱ استادیار دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی رامین خوزستان، ^۲ استادیار دانشگاه شهید چمران اهواز ^۳ هیات علمی گروه پژوهشی جهاد دانشگاهی استان خوزستان

مقدمه

حذف املاح اضافه از خاک و کنترل آن در طول دوره بهره برداری جزء نیازهای اساسی در اصلاح و بهره برداری از اراضی شور و سدیمی می باشد. در این راستا تاکنون مدل های مختلفی برای خروج نمک از اراضی شور و سدیمی ارائه شده است. بخشی از این مدل ها در نشریه جداگانه ای ارائه شده است (۱). در این مطالعه ارائه مدل جدیدی برای تخلیه املاح از خاکهای شور و سدیمی در خوزستان ارائه و بر اساس نتایج آزمایش های صحرایی اعتبار آن سنجیده شده است.

مواد و روشها

در این مدل میزان کل املاح (TS) موجود در منطقه ریشه از مجموع میزان املاح محلول و املاح جذب شده بدست می آید: $TS = \theta LC_s + L_p K' S_s$ که در این معادله TS مجموع کل املاح، θ رطوبت حجمی خاک، L عمق لایه خاک (عمق ریشه)، C_s غلظت املاح حل شده، S_s میزان نمک جذب شده، K' ثابت جذب (ضریب گاپون) و ρ جرم مخصوص ظاهری است. معادله فوق را می توان به این شکل نوشت: $TS = \theta L(1 + \rho K'/\theta) C_s$. اگر $RF = \rho K' / \theta$ در نظر گرفته شود (که RF فاکتور تاخیر یا طول زمانی که آب با خاک در تماس است) معادله به شکل (معادله ۱): $TS = \theta L(1 + RF) C_s$ در خواهد آمد. از طرفی معادله بیلان نمک در خاک را بشکل (۲) $d(TS)/dt = I.C_i - P.C_s$ نیز می توان نوشت. فرآیند شستشوی املاح یا آبشویی براساس این معادله تعیین می شود. برای یک مقدار ثابت آبیاری بعنوان ورودی و یک مقدار ثابت نفوذ عمقی که در آن θ درحد ظرفیت مزرعه (FC) ثابت باشد، معادله ۲ را بصورت (۳) $dC/(C - C_i) = - [I/(SM(1 + RF))] dt$ نیز می توان نوشت. که در این معادله C غلظت املاح اولیه خاک، C_i غلظت املاح در آب آبیاری و I میزان آب آبیاری است. در صورتی که شرایط مرزی بشرح زیر در نظر گرفته شود: در زمان $t = 0$ ، $C = C_0$ و در زمان $t = t$ ، $C = c$ باشد، آنگاه معادله ۳ به شکل (معادله ۴)

$$\int_{C=C_0}^{C=c} \frac{dC}{C - C_i} = \int_{t=0}^{t=t} \frac{Q}{SM(1 + RF)} dt$$

ساده خواهد شد. در این معادله مقدار ثابت Q/SM متوسط آب آبیاری است که معادل رطوبت جایگزین شده خاک می باشد که معادل ثابت T، بعنوان متوسط زمان تماس (بقای) آب آبیاری تعریف شده است. بنابراین معادله ۴ بشکل زیر قابل تصحیح است (معادله ۵):

$C = C_i + (C_0 - C_i)e^{-(t/((1+RF)*T))}$ براساس این معادله بعد از طی مدت زمان طولانی، شوری محلول خاک و شوری آب آبیاری یکسان خواهد شد. قسمتی از آب آبیاری از خلل و فرج پروفیل خاک عبور نموده و در نتیجه غلظت آب عبوری از خاک بشرح زیر خواهد بود

$C_p = f^* C + (1 - f^*) C_i$ در نتیجه معادله ۵ به فرم معادله ۶ ساده خواهد شد: $C = C_i + (C_0 - C_i)e^{-(f^* t/((1+RF)*T))}$ که در آن f^* راندمان آبشویی می باشد. معادله ۶ زمان و مقدار آب آبیاری را که می تواند خاک را

از شوری اولیه (C_0) به یک شوری معین (C) برساند، پیش بینی خواهد نمود.

نتایج و بحث

معادله نهایی فوق برای آبشویی خاکهای شور و سدیمی خوزستان برای وضعیت های مختلف آبشویی که شامل پیوسته، متناوب، با زیرشکنی و بدون زیرشکنی در اراضی شمالی و جنوبی و غرب استان بکار برده شد. نتایج نشان داد که این معادله بیشترین اعتبار را برای آبشویی به روش پیوسته بدون تیمار زیرشکنی با لحاظ کردن کلیه شرایط خاک در معادله مذکور دارد. K' در فرمول فاکتور تاخیر (T)، ضریب گاپون می باشد که اصطلاحاً ثابت جذب نیز گفته می شود. مقدار این ضریب برای شرایط خاک منطقه، 0.53 می باشد. این میزان با توجه به نوع یونها و کلونیدهای خاک و شرایط آبشویی فرض شده است (۲). بنابراین $RF = (1.33 * 0.53) / 0.5 = 1.41$. با توجه به فرضیاتی که در فرمولهای پایه صورت گرفته، میزان θ برحسب نسبت رطوبت در نظر گرفته شده است. با توجه به نتایج آزمایشهای آبشویی در منطقه، میزان راندمان آبشویی (f) برای این خاکها 0.45 تعیین گردیده است. لذا $C = C_i + (C_0 - C_i)e^{-(0.45 * t / ((1 + 1.41) * 1.7))}$ که با حل کردن این تساوی خواهیم داشت که: $C = C_i + (C_0 - C_i)e^{-(0.11t)}$. این رابطه تغییرات املاح در طی زمانهای مختلف را نشان میدهد.

چون t برای شرایط مرزی تعریف شده است، بنابراین میزان آن برای دوره های روزانه در طول دوره آبشویی مد نظر می باشد. C_0 یا شوری اولیه خاک در واقع میانگین وزنی شوری خاک در اعماق مختلف تا عمق ۱ متری از سطح خاک می باشد. بنابراین برای مدل مذکور در منطقه شعبیه، میزان $C_0 = 200.4 \text{ meq/l}$ می باشد. از طرفی شوری آب آبیاری $14/4$ میلی اکوی والانته در لیتر می باشد. بنابراین $C = 200/44 - 52/68 = 147/76 \text{ meq l}^{-1}$ که با محاسبه این تساوی، t بر حسب فرمول 12 خواهیم داشت که $147.76 = 14.4 + (200.4 - 14.4) * e^{-(0.11t)}$ با زمان آبشویی تفاوتی جزئی دارد.

منابع

۱. بی نام. ۱۳۸۵. راهنمای کاربرد مدل های تجربی و نظری آبشویی نمکهای خاک های شور. سازمان مدیریت و برنامه ریزی کشور. نشریه شماره ۳۵۹.
۲. بی نام. ۱۳۷۹. بررسی میزان و نحوه شوری زدایی اراضی دارای قابلیت استان خوزستان. سازمان برنامه و بودجه. نشریه شماره ۲۷۸. جهاد دانشگاهی خوزستان.
3. Sposito, G. 2008. The chemistry of soils. Oxford university press, Second edition. Pp, 197.

بررسی قابلیت اصلاح خاک های شور در اراضی درجه شش دشت گرگان از طریق آبشویی

لیدا قرقره چی^۱، محمد یوسف ناصری^۲ و عبدالامیر معزی^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه گرگان، ^۳ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه علوم و تحقیقات اهواز

مقدمه

خاک مهمترین منبع طبیعی پایدار در تولید مواد غذایی برای جمعیت رو به رشد بشر است. تخریب خاک و کاهش حاصلخیزی آن، آلودگی خاک ها و آب های سطحی و زیرزمینی، کاهش سطح مراتع و جنگل ها، بالا آمدن سطح آب های زیرزمینی شور و سدیمی شدن خاک ها در بخش وسیعی از دنیا تنها نمونه هایی از خسارت جبران ناپذیری است که به منابع طبیعی وارد شده است. در ایران از کل ۱۶۵ میلیون هکتار سطح کشور مساحتی در حدود ۲۳/۵ میلیون هکتار آن به درجات مختلف با مسائل شوری روبروست [۴]. از خصوصیات بارز اقلیم خشک و نیمه خشک افزون بودن تبخیر و تعرق نسبت به بارش است. تکامل خاک ها در این مناطق با افزایش شوری و عدم کنترل آن کاهش عمده ای یافته و در صورت افزایش بیش از حد مانع رشد و نمو گیاهان می گردد [۱].

مواد و روشها

خاک های منطقه مورد مطالعه، عموماً شور بوده و اغلب در رده های Aridisol و Entisol قرار می گیرند. این طرح با پنج تیمار و سه تکرار در قالب طرح بلوک های کامل تصادفی دشت گرگان در منطقه ای به نام اینچه برون اجرا شده است. برای تعیین وضعیت شوری از اعماق ۲۵-، ۵۰-، ۷۵-، ۱۰۰- و ۷۵ سانتیمتر، نمونه های خاک تهیه و با انجام آزمایشات مورد نیاز جهت تعیین میزان شوری قبل و بعد از آبشویی به آزمایشگاه ارسال گردید. تیمارهای آزمایش مقادیر ارتفاع آب آبشویی می باشند که عبارتند از:

تیمار	ارتفاع آب به سانتیمتر
A	شاهد
B	۲۵ (cm)
C	۵۰ (cm)
D	۷۵ (cm)
E	۱۰۰ (cm)

نتایج و بحث

نتایج حاصل از تغییرات میزان هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک در (جدول ۱) درج شده است. جدول مذکور نیز بیانگر این واقعیت است که میزان متوسط شوری خاک با کاربرد مقادیر مختلف آب آبشویی در اعماق ۲۵-، ۵۰-، ۷۵-، ۱۰۰- و ۷۵ سانتیمتری به ترتیب به ۱۰/۹۲، ۳۰/۵۷، ۴۸/۴۷ و ۸۰/۲۷ دسی زیمنس بر متر می باشد. با نتایجی که از آمار و ارقام با استفاده آزمون دانکن بدست آوردیم، تیمار B تأثیر معنی داری در کاهش شوری خاک در اعماق سطحی ایفا می کند. اختلاف بین تیمار شاهد با تیمار B در کم کردن EC_e خاک در اعماق سطحی بسیار زیاد می باشد. ۲۵ سانتیمتر آب می تواند EC_e خاک را در اعماق سطحی خاک به میزان قابل توجهی کاهش دهد [۲]. در اعماق بیشتر تیمار B تأثیر معنی داری در کاهش EC_e خاک نداشته است و برای کاهش آن به مقادیر بیشتری از آب نیاز است. بالاتر بودن مقدار EC_e در عمق های زیاد (۷۵-۱۰۰) سانتیمتری خاک نسبت به

^۱Electrical Conductivity of extract-

عمق های دیگر می تواند به دلیل ته نشین شدن نمک های^۱ شسته شده لایه های فوقانی باشد [۳]. این چنین می توان نتیجه گیری نمود که برای کاهش قابل ملاحظه EC_e در اعماق زیاد بایستی به میزان بیشتری آب مصرف کرد که با توجه به نتایج به دست آمده، تیمار آبشویی ۱۰۰ سانتیمتر بیشترین تأثیر را در کاهش هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک داشته است.

جدول ۱- تغییرات (EC_e) در اعماق مختلف خاک با کاربرد مقادیر مختلفی از آب در منطقه اینچه برون

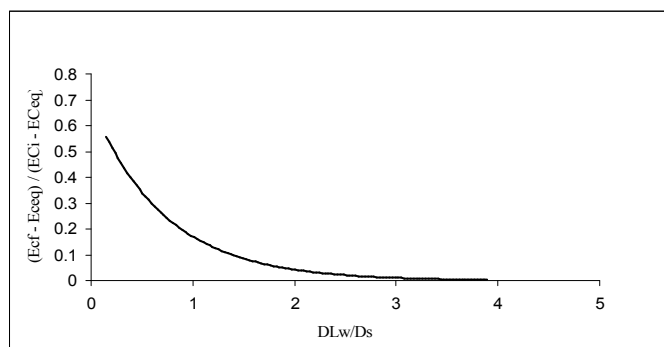
عمق خاک (cm)	۰-۲۵	۲۵-۵۰	۵۰-۷۵	۷۵-۱۰۰	میانگین
عمق آب آبشویی (cm)					
۰	۸۸/۶	۸۵/۲	۸۶/۳	۹۷/۲	۸۹/۳۲
۲۵	۲۱	۷۳	۷۵/۵	۹۶/۵	۶۶/۵
۵۰	۱۲/۶	۳۳/۹	۶۸/۴	۹۸/۳	۵۳/۳
۷۵	۵/۴	۸/۷	۲۷	۷۰	۲۷/۷۷
۱۰۰	۴/۷	۶/۷	۲۳	۵۶/۳	۲۲/۶۷
میانگین ارقام پس از آبشویی	۱۰/۹۲	۳۰/۵۷	۴۸/۴۷	۸۰/۲۷	

جدول ۲- مقایسه آماری میانگین تیمارها به روش آزمون دانکن در اعماق مختلف خاک

تیمار	EC_{0-25}	EC_{25-50}	EC_{50-75}	EC_{75-100}
A	۸۷/۰۶ ^a	۸۵/۵۰ ^a	۸۷/۴۳ ^a	۹۶/۱۰۰ ^a
B	۲۱/۳۵ ^b	۷۰/۲۰ ^b	۷۳/۹۳ ^b	۹۱/۷۰۰ ^a
C	۱۲/۸۰ ^c	۳۳/۸۳ ^c	۶۴/۳۶ ^b	۹۱ ^a
D	۶/۶۰ ^d	۸/۹۰ ^d	۳۰/۱۳ ^c	۶۷/۳۰۰ ^b
E	۵/۶۰ ^d	۷/۲۰ ^d	۲۳/۹۶ ^c	۵۳/۲۶ ^c

منحنی ذیل نشاندهنده رابطه بین کاهش میزان شوری خاک و مقدار آب کاربردی می باشد. شکل عمومی این منحنی به صورت نزولی است، یعنی با افزایش مقدار آب کاربردی مقدار شوری نیز کاهش می یابد (شکل ۱).
 D_w : ارتفاع ناخالص آب بکار رفته. D_s : عمق لایه های نیمرخ خاک. DL_w : ارتفاع خالص آب مصرفی، این ستون با تفریق کسر رطوبت خاک از ارتفاع ناخالص آب مصرفی حاصل می گردد. EC_i : هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک قبل از کاربرد عمق آب آبشویی. EC_f : هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک بعد از کاربرد عمق آب آبشویی.
 EC_{eq} : هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک که با آب آبیاری ویا آبشویی به تعادل شیمیایی می رسد.

شکل ۱- منحنی شوری زدایی قسمتی از اراضی منطقه اینچه برون



منابع

- ۱- آل یاسین، احمد. ۱۳۷۴، رودخانه ها در قلمرو منابع آب و خاک و توسعه پایدار، مجله آب، خاک، ماشین شماره ۹ ص ۳۴-۳۶.
- ۲- حیدری، نادر. ۱۳۷۶، تعیین ضرایب راندمان آبشویی خاک های شور و سدیمی ایران. (گزارش پژوهش نهایی. ۱۹۴ صفحه)
- ۳- رحیمی، حسین. ۱۳۸۴، بررسی اثرات آبشویی در کاهش شوری و سدیمی قسمتی از اراضی کویر بجستان. فصلنامه علمی پژوهشی وزارت جهاد کشاورزی. صفحه ۸۸.
- 4- Hillel, D. 2000. Salinity Management for Sustainable Irrigation: Integrating Science, Environment, and Economics. The World Bank Washington, DC, p.92

پهنه‌بندی ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با استفاده از تکنیک‌های زمین‌آمار در سه دشت مهم استان چهارمحال و بختیاری

مجتبی معاریان فرد^۱، عفت طالبی زاده^۲، جهانگرد محمدی^۳، محمد حسن صالحی^۴، حبیب‌الله بیگی^۴ و حمیدرضا متقیان^۵

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهرکرد، دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه گرگان،
^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، ^۴ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، ^۵ دانشجوی دکتری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

مقدمه

ظرفیت تبادل کاتیونی خاک (CEC) از مهمترین خصوصیات خاک در ارتباط با توانایی نگهداری آب و مواد غذایی در خاک و همچنین شاخص خوبی برای کیفیت، حاصلخیزی و مدیریت آلودگی است. ظرفیت تبادل کاتیونی از مهمترین خصوصیتی است که به عنوان ورودی در مدل‌های خاک و محیطی مورد استفاده می‌باشد [۳]. اندازه‌گیری CEC دشوار و نیازمند صرف زمان زیادی است و امکان نمونه‌برداری همه منطقه مطالعاتی وجود ندارد. تکنیک‌های زمین‌آماري امکان تخمین و پهنه‌بندی ظرفیت تبادل کاتیونی را با حداقل خطا در مناطق نمونه‌برداری نشده فراهم می‌آورند. مولدر (۱۹۹۱) در خاک‌های هیستوسول ساختار مکانی برای CEC گزارش کرد. استاتر و همکاران (۲۰۰۴) در خاکهای اسپودوسول به بررسی تغییرپذیری مکانی CEC پرداختند. آنها برای CEC ساختار مکانی گزارش کردند و تغییرنمای تجربی این خصوصیت را با استفاده از مدل نظری کروی مدل‌سازی کردند. هدف این پژوهش پهنه‌بندی CEC با استفاده از تکنیک‌های زمین‌آماري در سه دشت مهم استان چهارمحال و بختیاری است.

مواد و روشها

این تحقیق در سه دشت مهم استان چهارمحال و بختیاری شامل دشت‌های لردگان (۶۰ نمونه)، کوهرنگ (۶۰ نمونه) و شهرکرد (۸۰ نمونه) در سال ۱۳۸۶ انجام شد. نمونه‌ها از خاک سطحی (۰-۳۰ سانتی‌متر) بصورت تصادفی جمع‌آوری شد. توزیع اندازه ذرات به روش پیپت، ماده‌آلی به روش والکی-بلک و ظرفیت تبادل کاتیونی به روش استاتر سدیم (pH=۸/۲) اندازه‌گیری شدند. تجزیه و تحلیل ساختار تغییرات مکانی با استفاده از تغییرنما انجام شد. تغییرنما ساختار تغییرپذیری یک متغیر خاص را نشان داده و از مؤلفه‌های اساسی زمین‌آمار جهت بررسی تغییرات مکانی خصوصیات خاک می‌باشد [۱]. درصد وابستگی مکانی از تقسیم واریانس اثر قطعه به واریانس کل (حد آستانه) ضرب در ۱۰۰ بدست می‌آید. اگر نسبت کمتر از ۲۵٪ باشد، متغیر دارای وابستگی مکانی قوی است، اگر نسبت بین ۲۵ تا ۷۵٪ باشد، متغیر وابستگی مکانی متوسطی دارد و اگر این نسبت بیش از ۷۵٪ باشد، متغیر وابستگی مکانی ضعیفی دارد. نقشه‌های CEC با استفاده از کریجینگ معمولی و محیط نرم‌افزاری Surfer 8 تهیه گردیدند.

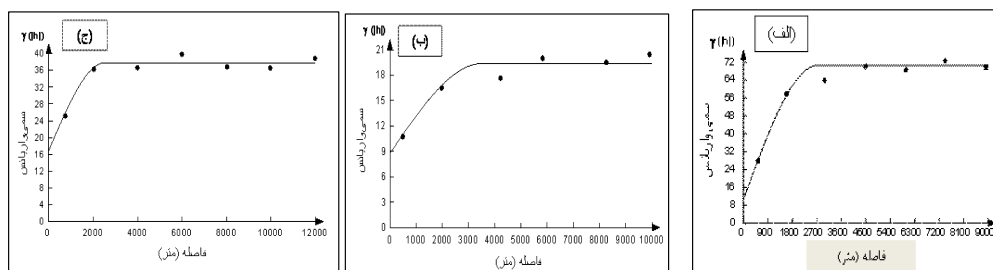
نتایج و بحث

خلاصه آماری داده‌های ظرفیت تبادل کاتیونی در جدول ۱ ارائه شده است. نتایج نشان داد که بیشترین میانگین CEC به ترتیب متعلق به دشت‌های لردگان، شهرکرد و کوهرنگ است. در بین سه دشت مورد مطالعه، دشت لردگان حداکثر تغییرپذیری و دشت شهرکرد حداقل تغییرپذیری CEC را دارند. با توجه آزمون نرمال بودن کولموگروف-اسمیرنوف توزیع داده‌های ظرفیت تبادل کاتیونی کمی از حالت نرمال انحراف دارند ولی به دلیل انحراف کم آنها از داده‌های اصلی استفاده شد. شکل ۱ تغییرنماهای همه‌جته و جدول ۲ پارامترهای مدل‌های تغییرنماهای CEC را نشان می‌دهند. نتایج نشان داد که فاصله بهینه نمونه‌برداری CEC در بین سه دشت در دشت لردگان کمترین (۲۲۷۰)

متر) و در دشت کوهرنگ بیشترین (۳۲۵۰ متر) مقدار است. تغییرنماهای تجربی CEC در هر سه دشت با استفاده از مدل کرووی مدل سازی شد. ظرفیت تبادل کاتیونی وابستگی مکانی متوسط تا قوی در این سه دشت نشان داد. شکل ۲ نقشه پهنه بندی ظرفیت تبادل کاتیونی را نشان می دهد. بین CEC با ماده آلی و مقادیر رس همبستگی مثبت و معنی داری وجود دارد. بنابراین از مهمترین دلایل الگوی پراکنش ظرفیت تبادل کاتیونی در منطقه نحوه پراکنش ماده آلی و مقادیر رس است. با توجه به همبستگی های معنی دار، امکان بهره مندی از تکنیک های زمین آماری چند متغیره مانند کوکریجینگ جهت تخمین CEC وجود دارد.

جدول ۱- خلاصه آماری داده های ظرفیت تبادل کاتیونی ($\text{Cmol}_{(+)}\text{ Kg}^{-1}$) در مناطق مورد مطالعه

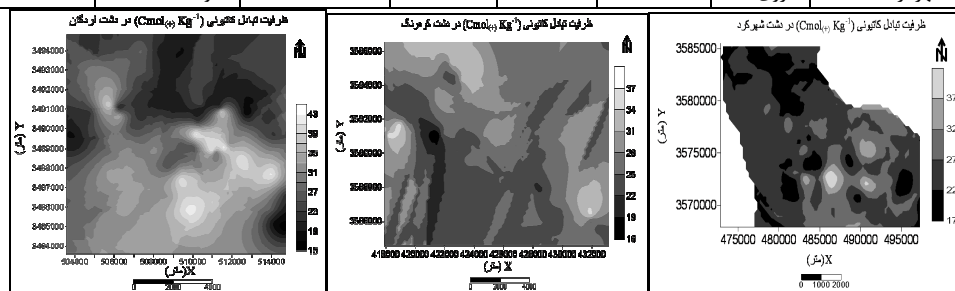
دشت	حداقل	حداکثر	میانگین	میانه	انحراف استاندارد	ضریب تغییرات (%)
لردگان	۱۵/۳۰	۴۳/۷۰	۲۷/۸۲	۲۵/۶۴	۸/۱	۲۹
کوهرنگ	۱۵/۶۳	۴۱/۱۰	۲۴/۷۰	۲۳/۶۶	۶/۰	۲۴
شهرکرد	۱۷/۱۱	۴۱/۵۸	۲۶/۶۸	۲۵/۸۱	۴/۳	۱۶



شکل ۱: تغییرنماهای همه جهته و مدل برازش داده شده بر ظرفیت تبادل کاتیونی در دشت لردگان (الف)، دشت کوهرنگ (ب) و دشت شهرکرد (ج).

جدول ۲- پارامترهای مدل تغییرنمای ظرفیت تبادل کاتیونی ($\text{Cmol}_{(+)}\text{ Kg}^{-1}$) در دشت های مورد مطالعه

دشت	مدل	دامنه (متر)	اثر قطعه ای	حد آستانه	درصد مکانی	وابستگی	کلاس مکانی	وابستگی	میانگین خطا
لردگان	کرووی	۲۲۷۰	۱۰/۴۰	۷۰/۲۰	۱۴/۸۱	قوی			-۰/۰۸
کوهرنگ	کرووی	۳۲۵۰	۸/۷۴	۱۹/۳۸	۴۵/۱۰	متوسط			-۰/۰۷
شهرکرد	کرووی	۲۵۲۰	۱۶/۹۲	۳۷/۸۳	۴۴/۷۲	متوسط			-۰/۰۹



شکل ۲- نقشه کریجینگ ظرفیت تبادل کاتیونی در دشت های مورد مطالعه.

منابع

- محمدی، ج. ۱۳۸۵. پدومتری ۲ (آمار مکانی). انتشارات پلک. ۴۵۳ صفحه.
- Keller, A., Von Steiger, B., Van der Zee, S.T. and Schuline, R. 2001. A stochastic empirical model for regional heavy metal balances in agroecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1976-1989.
- Mulder, J., Pijpers, M. and Christophersen, N. 1991. Water flow pathways and the spatial distribution of soils and exchangeable cations in an acid rain impacted and a pristine catchment in Norway. *Water. Resour. Res.* 27:2919–2928.
- Stutter, M.I., Deeks, L.K. and Billett, M.F. 2004. Spatial Variability in Soil Ion Exchange Chemistry in a Granitic Upland Catchment. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68:1304–1318.

برازش توابع انتقالی ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با استفاده از شبکه های عصبی مصنوعی

مجتبی معاریان فرد^۱، عفت طالبی زاده^۲، حبیب اله بیگی^۳، جهانگرد محمدی^۴ محمد حسن صالحی^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه شهرکرد، ^۲ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه گرگان، ^۳ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، ^۴ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد

مقدمه

ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) از مهمترین خصوصیات خاک در ارتباط با توانایی خاک برای نگهداری آب و مواد غذایی و همچنین شاخص خوبی برای کیفیت و مدیریت آلودگی خاک است. اندازه گیری CEC دشوار و نیازمند صرف زمان زیادی است، بنابراین استفاده از روش هایی که بتواند این خصوصیت را با استفاده از پارامترهای زود یافت خاک تخمین بزند مطلوب به نظر می رسد [۲]. امروزه شبکه های عصبی مصنوعی^{۴۴} به عنوان روش هوشمند پردازش داده ها در شاخه های مختلف علوم کاربرد زیادی پیدا کرده است. شبکه های عصبی برای اولین بار در خاکشناسی در سال ۱۹۹۶ بوسیله پاچسکی و همکاران مورد استفاده قرار گرفت. یک نوع از شبکه های عصبی مصنوعی، شبکه پرسپترون چند لایه است که از آن در خاکشناسی برای توسعه بسیاری از توابع انتقالی استفاده شده است. برای یک پایگاه داده شامل ۱۹۰ نمونه خاک آمینی و همکاران (۲۰۰۵) دریافتند که شبکه های عصبی ظرفیت تبادل کاتیونی را با دقت بالاتری نسبت به روش رگرسیونی چند متغیره پیش بینی می کنند. تحقیقات سونیل و همکاران (۲۰۰۸)، میناسنی و همکاران (۲۰۰۴) نیز موید این مطلب است که این شبکه ها می توانند به عنوان یک روش دقیق مدل سازی در تخمین پارامترهای دیر یافت خاک مورد استفاده قرار گیرند. هدف از این پژوهش توسعه مدل های شبکه عصبی برای تخمین CEC و مقایسه آن با مدل رگرسیونی می باشد.

مواد و روش ها

۲۰۰ نمونه خاک از سه دشت لردگان، کوهرنگ و شهرکرد در استان چهار محال و بختیاری از عمق ۳۰-۰ سانتی متر جمع آوری و توزیع اندازه ذرات به روش پیپت، ماده آلی به روش والکی-بلک، ظرفیت تبادل کاتیونی به روش استات سدیم ($\text{pH}=8/2$) و درصد اشباع اندازه گیری شدند. داده ها ابتدا با نرم افزار Excel تصادفی و ۱۷۰ نمونه به منظور واسنجی مدل و ۳۰ نمونه باقیمانده به منظور آزمون مدل مورد استفاده قرار گرفتند. مدل رگرسیونی با استفاده از روش رگرسیون گام به گام و با استفاده از نرم افزار STATISTICA 6.0 و مدل های شبکه عصبی با استفاده از نرم افزار Neural work proII plus توسعه داده شدند. شبکه های مورد استفاده در این تحقیق، شبکه های پرسپترون چند لایه پیشخور با الگوریتم پس انتشار خطا^{۴۵} بود که در آنها از قانون یادگیری دلتا استفاده شد. تابع فعالساز شبکه از لایه ورودی به پنهان سیگموئیدی و از لایه پنهان به خروجی تابع خطی انتخاب شد. تعداد نرونهای لایه ورودی و خروجی به ترتیب برابر پارامترهای ورودی و خروجی شبکه و تعداد نرونهای لایه پنهان با روش سعی و خطا تعیین شد. عملکرد مدل ها با استفاده از داده های آزمونی و با استفاده از آماره های ضریب کفایت (R^2) و میانگین مربعات خطا (RMSE) تعیین شد.

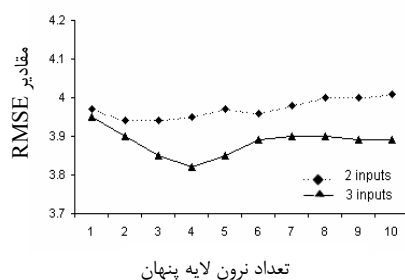
⁴⁴ -Artificial Neural Networks
⁴⁵ Feed forward back propagation-

نتایج و بحث

به منظور توسعه مدل های شبکه عصبی از دو مدل مختلف داده های ورودی استفاده شد. مدل اول (ANN_1) شامل ورودی های درصد رس و ماده آلی بود و در مدل دوم (ANN_2) از درصد رس، درصد اشباع و ماده آلی به عنوان ورودی استفاده شد. خروجی هر دو مدل CEC بود. پیدا کردن تعداد اپتیمم نرون های لایه پنهان یکی از مراحل مهم در توسعه شبکه های عصبی پس انتشار خطا است، بنابراین به منظور پیدا کردن تعداد اپتیمم نرون های پنهان مقادیر خطای پیش بینی مدل ها در مقابل تعداد نرون های لایه پنهان رسم شد (شکل ۱). همانگونه که مشاهده می شود مدل ANN_1 با دو نرون و مدل ANN_2 با ۴ نرون در لایه پنهان کمترین خطا را نشان دادند.

به منظور مدل سازی رگرسیونی از روش رگرسیون گام به گام استفاده شد و مقادیر R^2 و RMSE آن با مدل های شبکه عصبی مورد مقایسه قرار گرفت. نتایج آزمون هر سه مدل در جدول ۱ نشان داده شده است. اگر چه هر دو مدل شبکه عصبی توانسته است تخمین قابل قبولی از CEC ارائه دهد ولی مدل ANN_2 با $R^2=0.69$ و $RMSE=3.82$ سانتی مول بر کیلوگرم خاک توانست با دقت بالاتری CEC را در مقایسه با مدل ANN_1 پیش بینی کند. بنابراین اضافه کردن درصد اشباع به ورودی مدل توانست باعث کاهش خطای شبکه شود (خط چین، شکل ۱). مقایسه مدل رگرسیونی با مدل ANN_1 که در آن لز ورودی های یکسانی استفاده شده بود نشان داد که مدل شبکه عصبی توانسته است برای داده های آزمون با $R^2=0.67$ و $RMSE=3.97$ سانتی مول بر کیلوگرم خاک در مقایسه با مدل رگرسیونی با $R^2=0.63$ و $RMSE=5.51$ سانتی مول بر کیلوگرم خاک با دقت بسیار بالاتری CEC را پیش بینی کند که نشان دهنده قابلیت و توانایی بیشتر شبکه های عصبی نسبت به مدل های رگرسیونی در پیش بینی CEC است. نتایج کلی نشان داد که از شبکه عصبی پیش حور پس انتشار خطا با یک لایه پنهان و چهار نرون در این لایه و ورودی های ماده آلی، رس و درصد اشباع می توان در مقایسه با دیگر مدل ها با دقت بالاتری برای پیش بینی CEC خاک های استان چهارمحال و بختیاری استفاده کرد.

جدول ۲- نتایج بدست آمده از آزمون مدل ها



شکل ۱: تعیین تعداد نرون مناسب در لایه پنهان

مدل ها	مدل / ورودی مدل	R^2	RMSE
Reg	$CEC=20.05+2.72OM+0.19Clay$	۰/۶۳	۵/۵۱
ANN_1	رس و ماده آلی	۰/۶۷	۳/۹۷
ANN_2	رس، ماده آلی و درصد اشباع	۰/۶۹	۳/۸۲

منابع

- [1] Amini, M.; K.C. Abbaspour; H. Khademi; N. Fathianpour; M. Afyuni and R. Schulin. 2005. Neural network models to predict cation exchange capacity in arid regions of Iran. Eur. J. Soil Sci., 56: 551-559.
- [2] Manrique, L. A.; C.A. Jones and P.T. Dyke. 1991. Predicting cation exchange capacity from soil physical and chemical properties. Soil Science. Society of America Journal, 55: 787-794.
- [3] Minasny, B., Hopman, J.W., Harter, T., Eching, S. O and M. A. Denton. 2004. Neural networks prediction of soil hydraulic functions for alluvial soils using multi-step outflow data. Soil Sci. Soc. Am. J, 68: 417-429.

- [4] Pachepsky, Y.A.; D. Timlin and G. Varallyay. 1996. Artificial neural networks to estimate soil water retention from easily measurable data . Soil. Science Society of America Journal, 60: 727-733.
- [5] Sunil, K; M. Sinha and C. Wang. 2008. Artificial Neural Network Prediction Models for Soil Compaction and Permeability. Geotech GeolEng, 26: 47-64.

پهنه‌بندی آلودگی روی و کادمیم با استفاده از داده‌های ماهواره ETM+ در جنوب شهرستان اصفهان

محمود دیانی^۱، مهدی نادری^۲، جهانگرد محمدی^۳، حبیب الله بیگی^۴

^۱ دانشجوی کارشنای ارشد خاکشناسی، ^۲ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، ^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد، ^۴ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهرکرد.

مقدمه

تمرکز فعالیت‌های صنعتی، اکتشاف و استخراج معادن باعث افزایش آلودگی و تجمع فلزات سنگین در خاک شده و در نهایت منجر به جذب این فلزات توسط گیاهان و آلودگی زنجیره غذایی می‌گردد (۱). گسترش فعالیت‌های معدنی مانند استخراج، تغلیظ و حمل و نقل در جنوب استان اصفهان و در حومه سپاهان شهر، باعث افزایش پتانسیل آلودگی اراضی به فلزات سنگین در خاکهای منطقه گردیده است و ساکنین این ناحیه را در معرض خطر آلودگی به عناصر سنگین قرار داده است. بنابراین مطالعه روند آلودگی و تهیه نقشه‌های پراکنش عناصر سنگین در خاکهای این ناحیه ضروری به نظر می‌رسد. روشهای معمول برای پی بردن به پتانسیل خاکها برای آلودگی بر اساس نمونه برداری شبکه‌ای و آنالیزهای شیمیایی هم وقت گیر و هم هزینه زیادی دارد. استفاده از انعکاس طیفی در محدوده طیف مرئی و مادون قرمز نزدیک سهم بسزایی در پیش بینی اجزا سازنده خاک دارد (۳). برای اندازه‌گیری عناصر سنگین در سطوح وسیع بایستی از روشهایی استفاده کرد که ضمن سادگی از سرعت و دقت بالا و هزینه کمتری برخوردار باشند. استفاده از تصاویر ماهواره‌ای در تخمین خصوصیات خاک و میزان آلودگی، روشی است سریع و کم هزینه که در سالهای اخیر توجه محققین زیادی را به خود جلب کرده است (۲).

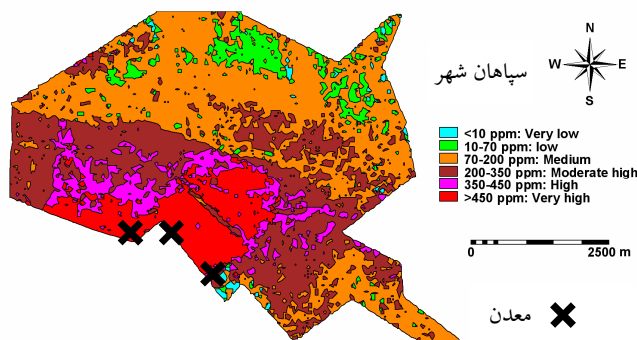
مواد و روش‌ها

اطلاعات بدست آمده از سنجنده‌های معمول مورد استفاده در سنجش از دور، از لایه سطحی خاک می‌باشد. بنابراین هر گونه تغییر در وضعیت خاک سطحی سبب تغییر در بازتابش دریافتی توسط سنجنده‌ها می‌شود. به همین دلیل برای نیل به اهداف این تحقیق از خاک سطحی در جنوب اصفهان و اطراف معادن سرب و روی واقع در حومه سپاهان شهر، ۱۰۰ نمونه خاک به صورت تصادفی و مرکب از عمق ۰ تا ۵ سانتیمتری برداشته شد. نمونه‌ها ابتدا هوا خشک و از الک ۲ میلیمتری عبور داده شدند و سپس غلظت دو عنصر روی و کادمیم در آنها پس از انحلال در اسید توسط دستگاه اتمیک اندازه‌گیری شد. ارزش رقومی بازتاب و نسبت‌های باندی برای تمامی نقاط نمونه‌برداری، از تصاویر استخراج گردید. این مولفه‌ها به عنوان متغییر مستقل و مقادیر عددی غلظت هر یک از عناصر سنگین به عنوان متغییر وابسته انتخاب شدند. از مدل‌های رگرسیونی چند متغییره برای بررسی رابطه بین عناصر سنگین، ارزش رقومی باندها و نسبت‌های باندی استفاده شد. با استفاده از این مدلها و نرم افزار الویس پهنه‌بندی عناصر مورد مطالعه در منطقه انجام گردید. ۱۰۰ نمونه موجود به دو دسته تقسیم شدند، دسته اول شامل ۸۰ نمونه برای توسعه مدل و در دسته دوم تعداد ۲۰ نمونه برای ارزیابی مدلهای حاصله استفاده شد. از ضریب تبیین برای ارزیابی دقت برآورد در هر مدل استفاده گردید.

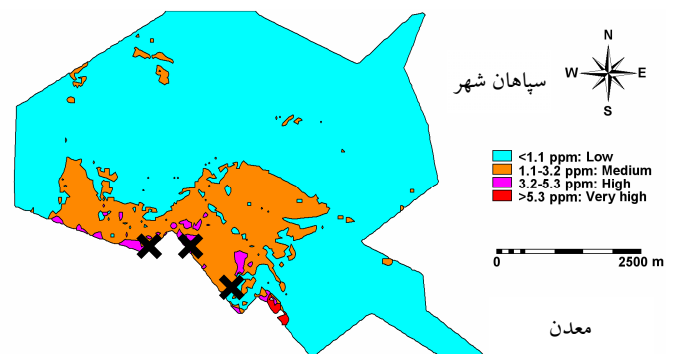
نتایج و بحث

شکل‌های ۱ و ۲ نشان می‌دهند که داده‌های ماهواره‌ای به خوبی توانسته‌اند روند آلودگی را از سمت معادن به سمت شهر نشان دهند، به طوریکه در اطراف معادن حداکثر آلودگی و هر چه قدر از آنها فاصله می‌گیریم میزان آلودگی کاهش می‌یابد. در مورد روی (شکل ۲) نکته‌ای که حائز اهمیت است وضعیت قرار گرفتن کلاس‌های آلودگی در اطراف شهر می‌باشد. حد بحرانی غلظت روی در خاک ۱۵۰-۱۲۵ پی پی ام می‌باشد (۱). شکل شماره ۲ نشان می‌دهد که بیشتر اراضی منطقه در کلاس ۲۰۰-۷۰ پی پی ام قرار گرفته‌اند و این کلاس تا نزدیکی شهر توسعه یافته است.

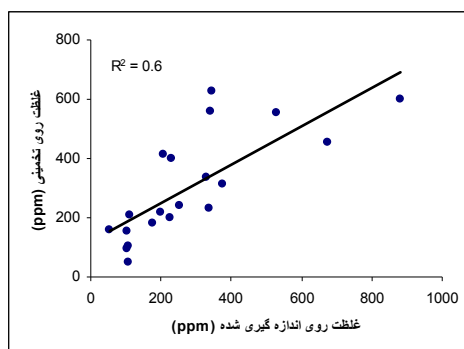
کلاس سوم با غلظت ۳۵۰-۲۰۰ پی پی ام در اطراف شهر نیز مشاهده می‌شود. لذا آلودگی خاکهای منطقه مسجل می‌باشد. حد بحرانی کادمیم در خاکها (۲/۵-۱/۵) پی پی ام می‌باشد (۱). لذا در حال حاضر خطری از لحاظ آلودگی کادمیم نداریم (شکل ۱) زیرا غالب خاکهای منطقه، به خصوص در اطراف شهر در کلاس با غلظت کمتر از ۱/۱ پی پی ام قرار دارند. نتایج حاصل از تست مدل حاکی از دقت بالای مقادیر تخمینی به خصوص برای کادمیم می‌باشد (نمودار ۲ و ۱).



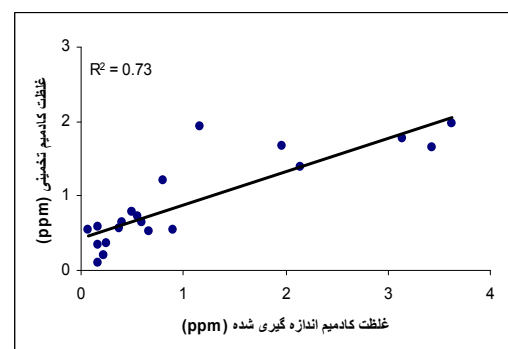
شکل (۲) - نقشه آلودگی روی



شکل (۱) - نقشه آلودگی کادمیم



نمودار (۲) غلظت روی اندازه گیری شده در مقابل روی تخمینی



غلظت کادمیم اندازه گیری شده در مقابل کادمیم تخمینی

منابع

- ۱- دبیری، م. آلودگی محیط زیست، هوا، آب، خاک. تهران، نشر اتحاد. ۱۳۷۹.
- [2] Stoner, E. R., Baumgardner, M. F. Characteristic variation in reflectance of surface soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 45: 1161-1150, 1991.
- [3] Ynazaho, W., Jun, C., Xinmin, W. Possibilites of reflectance spectroscopy for assessment of contamination element in suburban soil. Applied Geochemistry. 20: 1051-1059, 2005.

مدل سازی خصوصیات خاک با استفاده از شبکه عصبی مصنوعی، رگرسیون چند متغیره و توابع انتقالی

مجتبی مهربانیان^{۱*}، روح الله تقی زاده مهر جردی^۲، فرهاد دهقانی^۳ و کاظم زمانیان^۴

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه تهران، ^۲ دانشجوی دکتری دانشگاه تهران، ^۳ عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی یزد، ^۴ دانشجوی دکتری دانشگاه تهران

مقدمه

امروزه استفاده از داده های قابل اطمینان خصوصیات مختلف خاک، جهت بررسی احتیاجات مدل های طراحی سیستمهای کاربری اراضی، تفکیک آلودگی های خاکی و پیش بینی تخریب اراضی رو به گسترش است [۵]. اما بسیاری از این داده ها در اثر منابع متعدد خطا دور از واقعیتند و به علاوه روش اندازه گیری سخت، زمان گیر و پر هزینه ای دارند. از این رو پژوهشگران طی سالیان اخیر تلاش های زیادی به منظور یافتن شیوه های ساده و ارزان جهت شناسایی روابط منطقی و عملی بین خصوصیات مختلف خاک انجام داده اند. با توجه به مشکلات موجود در اندازه گیری مستقیم ویژگی های دیر یافت خاک از قبیل ظرفیت تبادل کاتونی و همچنین ویژگی های هیدرولیکی شامل منحنی رطوبتی، نقاط رطوبتی مهم مانند نقطه پژمردگی یا ظرفیت زراعی، نفوذ آب در خاک، هدایت هیدرولیکی و ...، روش های غیرمستقیم در سالیان اخیر مورد توجه قرار گرفته اند. تخمین خواص دیر یافت خاک با استفاده از اطلاعات زود یافت موجود خاک از قبیل بافت، وزن مخصوص ظاهری، میزان مواد آلی و ... که به وسیله معادلات رگرسیونی صورت می گیرد، توابع انتقالی خاک نامیده می شود. اخیرا تلاش هایی جهت به کارگیری روش ها و فنون جدید در مدل بندی چنین توابعی صورت گرفته است که میتوان برای نمونه به استفاده از شبکه های عصبی اشاره نمود. با توجه به اهمیت ظرفیت تبادل کاتیونی و سخت و پر هزینه بودن اندازه گیری مستقیم آن به ویژه در اirdی سول ها به دلیل مقادیر بالای کلسیم و گچ، هدف از این تحقیق مقایسه توابع انتقالی، رگرسیون چند متغیره و نیز بررسی کارایی شبکه عصبی مصنوعی برای تخمین ظرفیت تبادل کاتیونی خاک از طریق متغیرهای زود یافت خاک می باشد. در اکثر مدل ها، فرض شده که CEC^{۴۶} تابع خطی از مواد آلی خاک و میزان رس خاک باشد [۳ و ۵].

مواد و روش ها

از منطقه مورد مطالعه در دشت یزد- اردکان واقع در استان یزد، ۶۰ نمونه تهیه و به آزمایشگاه منتقل شد. سپس درصد ذرات خاک، هدایت الکتریکی عصاره اشباع، واکنش خاک عصاره اشباع، کربن آلی خاک و ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه های خاک از طریق روش های معمول آزمایشگاهی اندازه گیری شدند. سپس با استفاده از سه تابع انتقالی تجربی رایج بروسما و همکاران (۱۹۸۶) [۳]، مانریکو (۱۹۹۱) [۴] و بل و ونکولن (۱۹۹۵) [۲] و معادلات رگرسیون چند متغیره و شبکه عصبی پرسپترون چندلایه که ۸۰ درصد از داده ها صرف آموزش و مابقی صرف آزمون شبکه شده بودند، اقدام به برآورد ظرفیت تبادل کاتیونی شد. پارامترهای ورودی جهت تخمین ظرفیت تبادل کاتیونی در مدل های مذکور، بافت خاک، کربن آلی و واکنش خاک بودند. نهایتا نتایج پیش بینی ظرفیت تبادل کاتیونی مدل های رگرسیون چند متغیره و شبکه عصبی مصنوعی با سه تابع انتقالی تجربی نیز از طریق پارامترهای

⁴⁶ Cation Exchange Capacity

خطای استاندارد نسبی^{۴۷} و مجذور میانگین مربعات خطا^{۴۸} و ضریب همبستگی^{۴۹} مورد ارزیابی قرار گرفته شدند.

بحث و نتایج

عملکرد مدل‌های مختلف در برآورد پارامتر ظرفیت تبادل کاتیونی در جدول یک نشان داده شده است. با توجه به این جدول ملاحظه می‌شود در کل بهترین عملکرد مربوط به شبکه عصبی می‌باشد که مقادیر ضریب همبستگی، RMSE و RSE آن به ترتیب ۰/۹۶، ۱/۰۶ و ۰/۱۱ می‌باشد که از لحاظ هر سه معیار بهتر از سایر مدل‌ها می‌باشد. بعد از شبکه عصبی که بهترین عملکرد مربوط به رگرسیون چند متغیره و بعد از آن سایر مدل‌ها رفتار متفاوتی از خود نشان داده‌اند. نتایج مدل‌های بروسما و مانریکو مشابه یکدیگر شده و مدل بل و ونکولن نسبت به این دو مدل برتری نشان می‌دهند. نتایج بدست آمده از این تحقیق با آنچه که امینی (۲۰۰۵) در برآورد ظرفیت تبادل کاتیونی در منطقه اصفهان به دست آورد همخوانی دارد. ایشان نیز نشان دادند که شبکه‌های عصبی کارایی بالایی در برآورد ظرفیت تبادل کاتیونی خاک نسبت به سایر توابع انتقالی که به صورت خطی هستند، دارد [۱]. پاچپسکی و همکاران (۱۹۹۶)، با استفاده از آماره‌های ضریب همبستگی و ریشه میانگین مربعات خطا به بررسی شبکه عصبی مصنوعی و آنالیز رگرسیون پرداختند و نتیجه گرفتند که شبکه عصبی برآورد بهتر و با خطای کمتری، بر اساس داده‌های زودپافت خاک دارد [۶].

جدول ۱- عملکرد مدل‌های مختلف در برآورد پارامتر ظرفیت تبادل کاتیونی

RMSE	R ²	RSE	
۸/۰۲	۰/۵۱	۰/۷۲	بروسما و همکاران (۱۹۸۶)
۶/۵۷	۰/۵۳	۰/۶۲	مانریکو (۱۹۹۱)
۶/۵۷	۰/۵۳	۰/۶۲	بل و ونکولن (۱۹۹۵)
۴/۴۸	۰/۵۶	۰/۴۷	رگرسیون
۱/۰۶	۰/۹۶	۰/۱۱	شبکه عصبی

منابع

- Amini M., K. C. Abbaspour., H. Khademi., N. Fathianpour., M. Afyuni and R. Schulin. 2005. Neural network models to predict cation exchange capacity in arid regions of Iran. European Journal of Soil Science.
- Bell, M. A. and H. van Keulen. 1995. Soil pedotransfer functions for four Mexican soils. Soil Science Society of America Journal, 59, 865–871.

⁴⁷ RSE

⁴⁸ RMSE

⁴⁹ R²

Breeuwsma, A., Woosten, J.H.M., Vleeshouwer, J.J., van Slobbe, A.M. & Bouma, J. 1986. Derivation of land qualities to assess environmental problems from soil surveys. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 186–190.

Manrique, L.A., Jones, C.A. & Dyke, P.T. 1991. Predicting cationexchange capacity from soil physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 50, 787–794.

McBratney, A.B., Minasny, B., Cattle, S.R. & Vervoort, R.W. 2002. From pedotransfer functions to soil inference systems. *Geoderma*, 109, 41–73.

Pachepsky, Y.A. & Rawls, W.J. 1999. Accuracy and reliability of pedotransfer functions as affected by grouping soils. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 1748–1757.

اثر سدیم تبادلی و غلظت الکتروولیت بر میزان رس قابل پراکنش خودبه خودی و مکانیکی در

شماری از خاک‌های شور و سدیمی استان همدان

لیلا بهادری، محمدرضا مصدقی و علی اکبر محبوبی

به ترتیب دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشیار، استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا، همدان

مقدمه

آگاهی از اثر متقابل بار منفی ذرات و توزیع کاتیون‌های تبادلی خاک بسیار مهم است، چرا که بسیاری از فرآیندهای هم-آوری و پراکنش را در خاک کنترل می‌کنند. از این‌رو تأثیر نامطلوب شوری و سدیمی بودن خاک در اثر وجود نمک‌های محلول و سدیم تبادلی زیاد بر ویژگی‌های فیزیکی در خاک‌های شور و سدیمی نیز باید مدّ نظر قرار گیرد. با توجه به اثری که شور-سدیمی و سدیمی بودن خاک بر میزان پراکنش رس دارد، امکان تخریب ساختمان خاک در اثر وجود یون سدیم زیاد است [۱ و ۲]. اندازه‌گیری میزان رس قابل پراکنش خودبه خودی^{۵۰} و مکانیکی^{۵۱} و بررسی نقش یون سدیم در میزان پراکنش رس، روشی مناسب برای ارزیابی پایداری ساختمان خاک است که با بررسی آن در خاک‌های شور و سدیمی می‌توان به نتایج مفیدی دست یافت. با توجه به این‌که پراکنش رس محدودیت‌های فیزیکی و شیمیایی را در خاک موجب می‌شود، با تعیین عوامل مؤثر بر پراکنش خاک و تعیین حد بحرانی آنها می‌توان با مدیریتی درست و مناسب مانع از گسترش و تا حدی کاهش اثر منفی این پدیده در خاک شد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش بر روی ۲۵ خاک مختلف در استان همدان، شهرستان ملایر انجام شد. در این پژوهش سعی شد خاک‌هایی انتخاب شوند که دامنه ویژگی‌های وسیعی داشته باشند. شوری عصاره اشباع خاک‌ها بین ۰/۴۴ و ۱۸/۶ dS m⁻¹ و pH آنها از ۷/۱۵ تا ۱۰/۲۵ متغیر بود. درصد سدیم تبادلی^{۵۲} (ESP) بین ۰/۳۴ و ۵۵/۶ درصد رس در محدوده وسیع ۱۲ تا ۸۰ درصد سیلت بین ۲۸ تا ۶۸ و درصد شن بین ۱۰ و ۵۰ بودند. برای تعیین میزان رس قابل پراکنش خودبه خودی (SDC)، نسبت ۱ به ۵ خاک به آب تهیه شد، به گونه‌ای که خاک مورد نظر توزین شده و سپس حجم آب معینی به آرامی از کناره مزور به خاک اضافه شد. سوسپانسیون بدست آمده پس از ۱۲ ساعت به آرامی به گونه‌ای بهم زده شد که تنها ذرات رس پخشیده شده رویین، در محلول بالایی پخش شود. پس از ۴ ساعت از عمق ۵ سانتی‌متری سوسپانسیون نمونه‌گیری شد. میزان رس قابل پراکنش مکانیکی (MDC) نیز به کمک نسبت ۱ به ۵ خاک به آب بدست آمد، با این تفاوت که پیش از انتقال سوسپانسیون به مزور، سوسپانسیون‌های خاک-آب به مدت ۱۰ دقیقه تکان داده شدند [۳ و ۴]. بقیه مراحل نمونه‌گیری مانند روش SDC انجام شد. همچنین ESP با استفاده از مقدار سدیم تبادلی و گنجایش تبادل کاتیونی^{۵۳} (CEC) محاسبه شده و غلظت کل کاتیون‌های محلول^{۵۴} (TCC) در عصاره اشباع اندازه‌گیری شد [۶].

^{۵۰} Spontaneously dispersible clay

^{۵۱} Mechanically dispersible clay

^{۵۲} Exchangeable sodium percentage

^{۵۳} Cation exchangeable capacity

^{۵۴} Total cation concentration

نتایج و بحث

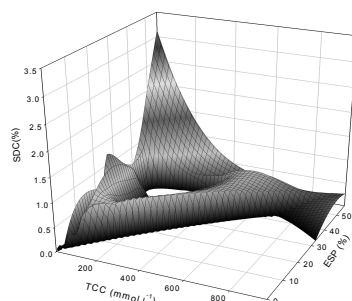
میزان MDC در بیش از ۵۰٪ خاک‌ها کمتر از ۲٪، و در بیش از ۵۰٪ خاک‌ها، میزان SDC کمتر از ۰/۲٪ بود. بیشترین میزان پراکنش رس (SDC و MDC) به ترتیب ۸٪ و ۱/۴٪ تعیین شد (شکل‌های ۱ و ۲). با توجه به انرژی بیشتری که در روش مکانیکی به خاک وارد می‌شود، مقادیر بزرگ‌تر MDC منطقی است، اما دلیل اصلی را می‌توان به ترکیب شیمیایی خاک‌ها نسبت داد.

میزان رس قابل پراکنش اندازه‌گیری شده خاک‌ها به دو روش روند تقریباً یکسانی داشت. در خاک‌های با ESP کمتر از ۱۰٪، کمترین میزان پراکنش رس مشاهده شد. می‌توان گفت پایین بودن میزان ESP در این خاک‌ها مهم‌ترین عامل کاهش میزان پراکنش رس است، چرا که غلظت الکترولیت (TCC) در این خاک‌ها به طور نسبی پایین بوده و میزان آن به حدی نیست که بر نقش سدیم تبدیلی تأثیرگذار باشد. اما با افزایش ESP، میزان SDC و MDC افزایش یافت (شکل‌های ۱ و ۲).

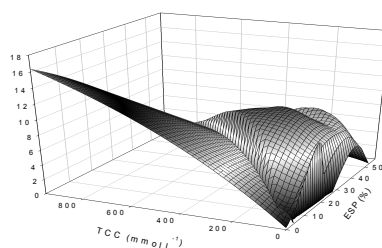
در خاک‌های با ESP برابر ۱۵٪ تا ۵۰٪، با افزایش ESP پراکنش رس افزایش یافت. این خاک‌ها بیشتر خاک‌های شور-سدیمی و سدیمی بودند. زیاد بودن میزان سدیم در بخش تبدیلی و کم بودن غلظت الکترولیت در بخش محلول مهم‌ترین عوامل پراکنش رس در خاک‌های سدیمی بود. از طرفی در این خاک‌ها غلظت الکترولیت به حدی نبود که اثر تخریبی سدیم را در بخش تبدیلی کنترل کند. به گونه‌ای که در بخش محلول خاک‌های شور-سدیمی با ESP برابر ۱۵٪ تا ۵۰٪ با افزایش غلظت الکترولیت میزان پراکنش آنها کاهش یافت.

با افزایش ESP به مقادیر بیش از ۵۰٪ نتایج جالبی به دست آمد. در این محدوده نقش غلظت الکترولیت افزایش یافت، اثر سدیم را در بخش تبدیلی و محلول خاک کاهش داده و در نهایت پراکنش رس در این خاک‌ها را به گونه چشم-گیری کاهش داد (شکل‌های ۱ و ۲). رسیدن غلظت الکترولیت به حد آستانه هم‌آوری و بیش از آن موجب کاهش در پراکنش رس‌ها شد [۱]. بنابراین غلظت الکترولیت نقش بسیار زیادی در پراکنش رس دارد. با توجه به نقش سدیم در افزایش پراکنش رس و اثر غلظت الکترولیت در کاهش آن، می‌توان به طور کلی میزان پراکنش رس را در خاک‌های مورد بررسی به این ترتیب نوشت: خاک‌های سدیمی < خاک‌های شور-سدیمی < خاک‌های غیرشور-غیرسدیمی.

اثر TCC بر پراکنش رس نیز در شکل‌های ۱ و ۲ قابل بررسی است. میزان MDC رابطه قوی‌تری با TCC نسبت به SDC نشان داد. در خاک‌هایی که غلظت الکترولیت آنها بیش از 600 mmol L^{-1} است، با وجود شور-سدیمی بودن میزان MDC آنها در حد خاک‌های با $ESP < 10$ بود. میزان SDC با TCC رابطه ضعیفی نشان داد، اما اثر TCC نیز در این روش بر کاهش پراکنش رس خاک‌ها به ویژه خاک‌های شور-سدیمی مشاهده شد. بنابراین در کل می‌توان گفت که رس قابل پراکنش به خوبی اثر شوری و سدیمی بودن بر پایداری ساختمان را در خاک‌های مورد بررسی بیان کرده و خاک‌های سدیمی و بسیار شور ساختمان نسبتاً پایداری داشتند.



شکل ۱- اثر ESP و TCC بر میزان رس قابل پراکنش خودبه خودی در خاک های مورد بررسی



شکل ۲- اثر ESP و TCC بر میزان رس قابل پراکنش مکانیکی در خاک های مورد بررسی

منابع

- [1]. Rengasamy, P., R. S. B. Greene, G. W. Ford, and A. H. Mehanni. 1984. Identification of dispersive behavior and the management of Red-brown Earths. *Aust. J. Soil Res.* 22: 413- 431.
- [2]. So, H. B. and L. A. G. Aylmore. 1993. How do sodic soils behave? The effect of sodicity on soil physical behavior. *Aust. J. Soil Res.* 31: 731- 777.
- [3]. Kay, B. D. and A. R. Dexter. 1990. Influence of aggregate diameter, surface area and antecedent water content on the dispersibility of clay. *Can. J. Soil Sci.* 70: 655-671.
- [4]. Kay, B. D. and A. R. Dexter. 1992. The Influence of dispersible clay and wetting/drying cycles on the tensile strength of a red brown earth. *Aust. J. Soil Res.* 30: 297-310.
- [5]. Dexter, A. R. and K. Y. Chan. 1991. Soil mechanical properties as influenced by exchangeable cations. *J. Soil. Sci.* 42: 219-226.
- [6]. Rowell, D. L. 1995. *Soil Science?: Methods and Applications*. Longman Scientific and Technical. Soil Sci. P. 350

بررسی امکان استفاده از اسیدسولفوریک و لجن کارخانه کاغذ در توقف آمونیاک در فرآیند

کمپوست شدن زباله‌های شهری

علی محمدی ترکشوند^{۱*}، داود هاشم آبادی^۱، بهزاد کاویانی^۱ و شهرام صداقت حور^۱

^۱ استادیار دانشگاه آزاد اسلامی واحد رشت

مقدمه

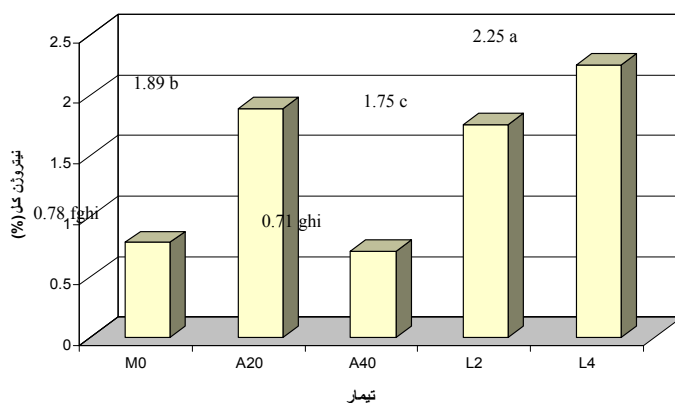
فقدان مقدار مناسب مواد آلی در خاک‌های ایران یکی از مسائل عمده و مهم خاک‌های کشور است که باید به نحو شایسته‌ای جبران آن در برنامه‌های مدیریت خاک گنجانده شود. یکی از راه‌های جبران، استفاده بهینه از زباله‌های شهری و تولید کمپوست آن است. از مشکلاتی که در تولید کمپوست وجود دارد، از دست رفتن نیتروژن مواد آلی در حین فرآیند کمپوست شدن است که این مشکل برای مواد آلی دارای نیتروژن زیاد شدیدتر است [۴]، لذا استفاده از موادی به عنوان اصلاح کننده کمپوست به منظور جلوگیری از تصعید آمونیاک و تبدیل ازت به شکل آلی (فرآورده میکروبی) در فرآیند کمپوست‌سازی سبب بهبود کیفی کمپوست خواهد شد. از مواد اصلاح کننده مختلفی در توقف آمونیاک مواد در حال کمپوست شدن و افزایش ازت کل کمپوست استفاده شده است [۳ و ۵]. با توجه به تأثیر pH بر فرآیند کمپوست سازی و فعالیت میکروارگانیسم‌ها و همچنین تصعید آمونیاک که به pH وابسته است، به نظر می‌رسد می‌توان از تیمارهای اسید سولفوریک در کاهش تصعید آمونیاک استفاده نمود. استفاده از ترکیبات کلسیم‌دار نیز در رسوب آمونیاک و جلوگیری از تصعید آن مؤثر است [۲]. به همین خاطر از تیمارهای لجن آهکی کارخانه کاغذ به عنوان یک ترکیب حاوی کلسیم و منیزیم در مقایسه با تیمارهای اسید سولفوریک استفاده شد که البته لجن کاغذ، pH قلیایی دارد و از این جنبه اثر تشدید کننده بر تصعید آمونیاک دارد.

مواد و روش‌ها

لجن کارخانه کاغذ از کارخانه کاغذ تالش تهیه شد که به ترتیب دارای ۳۰/۴ و ۲/۹ درصد کلسیم و منیزیم؛ و pH برابر ۱۲/۵ بود. تیمارها (هر تیمار حاوی ۱۰ کیلوگرم از زباله‌های شهری فسادپذیر) شامل شاهد (M_0)، تیمارهای ۲۰ و ۴۰ میلی لیتر اسیدسولفوریک ۰.۱N به ازاء هر کیلوگرم زباله شهری (A_{20} و A_{40})، و تیمارهای ۲ و ۴ درصد لجن کارخانه کاغذ (L_2 و L_4) بود. میزان اسید مصرفی با آب لازم برای رساندن رطوبت توده آلی به ۷۰-۶۰ درصد مخلوط و به مواد آلی اضافه و به طور کامل با آن مخلوط شدند. اضافه نمودن اسید و لجن کارخانه کاغذ در آغاز فرآیند کمپوست شدن انجام شد. هر تیمار شامل سه تکرار در قالب یک طرح کاملاً تصادفی پیاده شد و هر هفته دو بار به منظور تهویه، مواد آلی زیر و رو شدند. افزودن آب نیز برای حفظ تقریبی رطوبت انجام شد. ظاهر هر روز دمای نمونه‌ها اندازه‌گیری شد. بعد از اتمام مرحله کمپوست شدن (۵۰ روز)، نمونه‌ها هوا خشک و آسیاب شدند. نمونه‌های ۵ گرمی کمپوست آسیاب شده، برداشت و به آنها ۳۰ میلی لیتر آب اضافه شد، pH و EC در عصاره این نمونه‌ها اندازه‌گیری شد [۵]. ماده آلی به روش اکسیداسیون سرد یعنی روش والکلی-بلاک [۶] و ازت کل به روش کج‌دال اندازه‌گیری شدند [۱]. تجزیه آماری داده‌ها با نرم افزار SPS و مقایسه میانگین تیمارها در سطح آماری ۵ درصد به وسیله آزمون حداقل تفاوت معنی‌دار (LSD) انجام شد.

نتایج و بحث

اثر تیمارها بر نیتروژن کل کمپوست در نمودار ۱ دیده می‌شود. نتایج نشان می‌دهد که استفاده از ۲۰ میلی لیتر اسیدسولفوریک (A_{20}) در هر کیلوگرم ماده خشک آلی باعث افزایش نیتروژن کل کمپوست گردیده است. این افزایش می‌تواند به دلیل کاهش pH توده آلی و جلوگیری از هدر رفت آمونیاک باشد (جدول ۱). مقدار نیتروژن کل در تیمار ۴۰ میلی لیتر اسید سولفوریک در هر کیلوگرم ماده خشک آلی کاسته شده است. به نظر می‌رسد در این تیمار، اثر اسیدیته بر فعالیت میکروارگانیسم‌ها مهم‌تر از کاهش pH محیط توده آلی است. کاهش بیشتر pH احیاناً باعث کاهش رشد و تکثیر میکروارگانیسم‌ها و متعاقب آن، کند شدن تجزیه ماده آلی شده است. نیتروژن کل کمپوست در تیمار ۴ درصد لجن نیز به طور معنی‌دار نسبت به تیمار ۲۰ میلی لیتر اسید سولفوریک بیشتر است. جدول ۱ نشان می‌دهد که در یک دوره ۵۰ روزه تغییر قابل ملاحظه‌ای در pH کمپوست دیده نمی‌شود، اما اندازه‌گیری pH در زمان ۲۴ ساعت پس از افزودن لجن، حکایت از افزایش pH دارد (pH در تیمار دو درصد لجن برابر ۸/۷۵ و در تیمار چهار درصد برابر ۸/۹۵). افزایش pH منجر به افزایش تصعید آمونیاک می‌گردد [۲]، اما در مراحل اولیه فرآیند کمپوست شدن که هنوز بسیاری از ترکیبات آلی تجزیه نشده‌اند، تصعید آمونیاک حائز اهمیت نیست. در ادامه با تجزیه بیشتر ترکیبات آلی به ویژه ترکیبات پروتئینی، آمونیاک تولید می‌گردد، اما در این حین نیز با تولید اسیدهای مختلف، pH حاصل از افزایش لجن آهکی تصحیح می‌گردد و نقش لجن در افزایش تصعید آمونیاک به خاطر اثر آن بر pH کم‌رنگ می‌شود. بنابراین، اثر مثبت لجن آهکی در افزایش نیتروژن کل کمپوست را باید به واسطه داشتن یون‌های کلسیم و منیزیم و رسوب آمونیاک دانست.

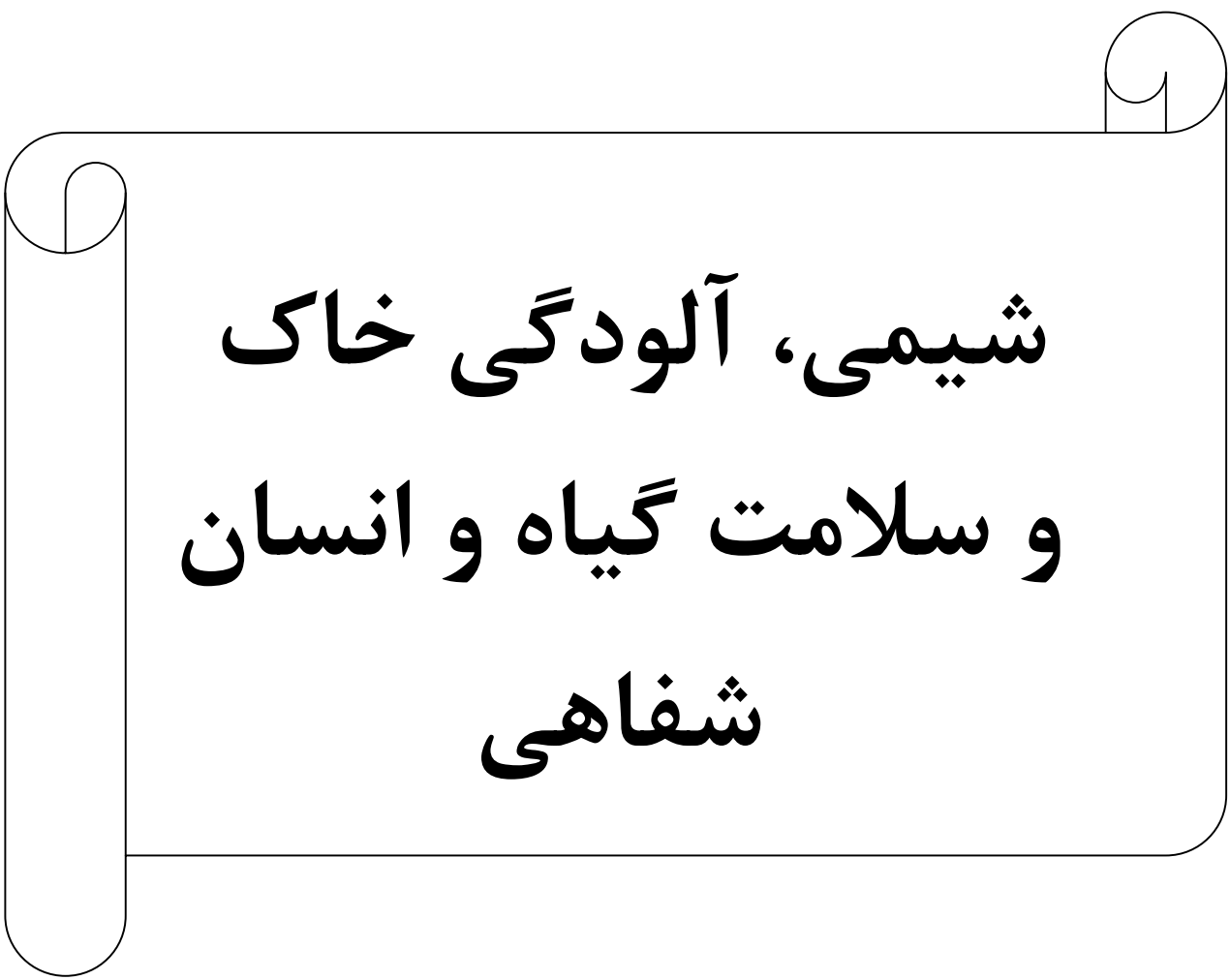


نمودار ۱- اثر تیمارها بر نیتروژن کل کمپوست تولیدی

جدول ۱- اثر تیمارها بر کربن، نسبت کربن به ازت، pH و EC کمپوست تولیدی

تیمار	کربن (%)	نسبت $\frac{C}{N}$	pH	EC
M_0	۱۱/۸۰ cd	۱۵/۵۶ cde	۸/۱۱ abc	۶/۶۵ d
A_{20}	۱۱/۲۰ d	۵/۹۶ g	۷/۴۶ f	۷/۶۰ ab
A_{40}	۱۱/۸۰ cd	۱۷/۰۰ cd	۶/۹۵ g	۸/۰۶ a
L_2	۱۱/۴۰ cd	۶/۵۱ a	۸/۱۶ ab	۷/۵۲ ab
L_4	۱۱/۳۰ cd	۵/۰۲ a	۸/۲۳ a	۸/۰۶ a

- [1] Goos, R. J., 1995. A laboratory exercise to demonstrate nitrogen mineralization and immobilization, J. Nat. Resour. Life Sci. Educ., 24: 68-70.
- [2] Jeong, Y. K. and J. S. Kim. 2001. A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting processes. Bioresource Technology, 79: 129-133.
- [3] Kaiying, W., Z. Fengxiang, W. Weiping and X. Zhiyong. 2006. Variation of layer temperature during pig manure composting with different amendments. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering. 22 (1): 186-188.
- [4] KyungHwa, H., C. WooJung, H. GwangHyun, Y. SeokIn, Y. SunHo and R. HeeMyong. 2004. Urea-nitrogen transformation and compost-nitrogen mineralization in three different soils as affected by the interaction both nitrogen inputs. Biology and Fertility of Soils. 39 (3): 193-199.
- [5] Liang, Y., J. J. Leonard, J. J. R. Feddes and W. B. McGill. 2006. Influence of carbon and buffer amendment on ammonia volatilization in composting. Bioresource Technology. 97: 748-761.
- [6] Paye, A.L., R.H. Miller and D.R. Keeny. 1984. Method of soil analysis. Part II. SSSA Inc .Madison, WI.

A decorative border resembling a scroll, with a vertical strip on the left and a horizontal strip at the top, both featuring rounded ends and a central line.

شیمی، آلودگی خاک و سلامت گیاه و انسان شفاهی

تاثیر فسفر بر جذب روی در تعدادی از خاکهای آهکی استان تهران

عادل ریحانی تبار
استادیار دانشگاه تبریز

مقدمه

کمبود روی در خاکهای آهکی امری رایج است اگر چه مقدار روی کل اکثر خاکهای آهکی اغلب بیشتر از خاکهای اسیدی می باشد. اما روی قابل جذب در این خاکها معمولاً کمتر است (۱). بسیاری از محققان گزارش کرده اند که کاربرد کودهای فسفره باعث کاهش مقدار روی در گیاهان می شود اگر چه گزارش های متضاد هم وجود دارد. ملتون و همکاران (۴). گزارش کرده اند که با اضافه کردن فسفر به خاک، جذب روی کاهش می یابد. کریشناسامی (۳) علت کاهش جذب روی با اضافه کردن فسفر را به تشکیل کمپلکس فسفات- روی مربوط دانستند. کریشناسامی معتقد است که تاثیر فسفر بر جذب روی بستگی به خواص خاک دارد و مقدار رس، کربنات کلسیم و سنرکوی اکسیدهای آهن و آلومینیوم از جمله مهمترین ویژگیهای خاکها به حساب می آیند در مورد اثر فسفر بر فرآیند جذب روی در خاکهای آهکی ایران اطلاعات بسیار کم بوده و لذا تحقیق حاضر به منظور مشخص کردن نحوه اثر فسفر بر جذب روی در تعدادی خاک آهکی منتخب از استان تهران انجام شد و لذا امید است که این بررسی راهگشای مطالعات بیشتر در این زمینه شود.

مواد و روش ها

برای انجام این آزمایش تعداد ۱۰ نمونه خاک سطحی (0-30cm) بر طبق نقشه های رده بندی اراضی تهیه شده توسط موسسه خاک و آب کشور از استان تهران نمونه برداری شده و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آنها بر طبق روش های استاندارد رایج اندازه گیری شدند.

محلول های فسفر با استفاده از پتاسیم دی هیدروژن فسفات (KH_2PO_4) تهیه و روی ۱۰ گرم خاک طوری اضافه شدند که در هر کیلوگرم خاک مقادیر، ۰ و ۱۰۰ و ۱۰۰۰ میلی گرم فسفر اضافه شده باشد و به مدت دو هفته در دمای $25 \pm 1^\circ C$ در رطوبت FC انکوباته شدند. بعد از انقضای این مدت نمونه های خاک خشکانده و بعد از مخلوط کردن کامل برای آزمایش جذب روی مورد استفاده قرار گرفتند. مطالعات قبلی نشان داده بودند که ۲۴ ساعت زمان کافی برای حصول تعادل روی با خاک بوده و غلظت های ۱ تا ۱۶۰ میلی گرم روی بر لیتر دامنه مناسبی می باشند. برای آزمایش جذب روی بر روی یک گرم خاک، ۲۰ میلی لیتر محلول کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار حاوی غلظت های ذکر شده روی در دو تکرار و به همراه دو قطره تولوئن اضافه شدند. لوله های آزمایش بر روی شیکر دورانی با دور آرام حدود ۲۰ دور در دقیقه به مدت ۲۴ ساعت در دمای $25 \pm 1^\circ C$ تکان داده شدند و بعد از انقضای این مدت در دور ۴۰۰۰ دور در دقیقه به مدت ۱۰ دقیقه سانتریفوژ شدند. محلول روئین برای اندازه گیری روی توسط ICP-MS مدل پرکین مورد آنالیز قرار گرفته و از روی تفاوت دو غلظت میزان جذب روی محاسبه شد. مقدار روی واجذب شده توسط محلول کلرید

کلسیم ۰/۰۱ مولار اندازه گیری شدند. داده های جذب به دو معادله فروندلیچ $q = Kc^{\frac{1}{n}}$ لانگ موئیر دو مکانی $q = \frac{k_1 b_1 c}{1 + k_1 c} + \frac{K_2 b_2 C}{1 + k_2 C}$ برازش داده شدند.

نتایج و بحث

بعضی از نتایج حاصله از این تحقیق به شرح زیر می باشد:

- ۱- مطالعات **XRD** نشان دادند که کربنات کلسیم نوع غالب کربنات در خاکهای مورد مطالعه بوده و در بخش رس نیز ایلایت، ورمی کولایت غالب بوده و مقداری اسمکتایت نیز موجود است.
- ۲- همدماهای جذب و واجذب روی در تمام خاکها بدون توجه به سطح فسفر کاربردی بر همدیگر منطبق نبوده و پدیده هیستریسیس یا پس مانده مشاهده می شود که احتمالاً به خاطر جذب شیمیایی روی می باشد.
- ۳- همدماهای جذب روی از نوع L شکل بوده و فسفر دهی نتوانست نوع همدم را تغییر دهد.
- ۴- در غلظت های پایین روی، عموماً تا غلظت اولیه ۶۰ میلی گرم بر لیتر روی اضافه شده، میزان جذب روی تحت تاثیر میزان فسفر کاربردی قرار نمی گیرد.
- ۵- در بعضی از خاکهای مورد مطالعه، بر خلاف تصور عمومی، فسفر باعث کاهش جذب روی شد که این نتیجه مطابق یافته کریشناسامی در ورتی سول های هندوستان می باشد. علت این امر، احتمالاً اسیدی بودن محلول فسفر کاربردی، انحلال آهک و رقابت کلسیم با روی می باشد.
- ۶- معادله فروندلیچ در تمام خاکها و هر سطح فسفر بعد از حذف سه غلظت اولیه روی بخوبی بر داده های جذب روی برازش نشان داد ولی معادله لانگ موثر تک مکانی نتوانست بر داده ها برازش یابد.
- ۷- فسفر باعث کاهش مقدار k فروندلیچ شده ولی فقط در سطح زیاد آن باعث کاهش پارامتر n فروندلیچ شد.
- ۸- کود فسفر در سطح کم باعث افزایش نسبت $b_1:b_2$ پارامترهای لانگ موثر دو مکانی و در سطح زیاد باعث کاهش این نسبت شد.
- ۹- کود فسفر در هر سطحی باعث کاهش مقادیر انرژی جذب برآورد شده توسط معادله دو مکانی لانگ موثر شد که مطابق با گزارش کریشناسامی و همکاران (۳) می باشد.

منابع :

- ۱- ریحانی تبار، ع.، کریمیان، م. اردلان، غ.، ثواقبی، م. قنادها - ۱۳۸۵ توزیع شکل های مختلف روی و ارتباط آنها با ویژگیهای خاک در برخی خاکهای استان تهران. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. سال دهم. شماره سوم و صفحات ۱۲۵ تا ۱۳۶.

2-Agbenin, J. O.1998. Phosphate- induced Zinc retention in a tropical Semiarid Soil. Europ .J. Soil.Sci. 49: 693-700.

مقایسه دو عصاره گیر دی.تی.پی.۱ و ای.دی.تی.۱ در بررسی سینتیک واجذبی مس از دو خاک آهکی تیمار شده با سه ماده آلی

ویدا علما^۱، عبدالمجید رونقی^۲، نجفعلی کریمیان^۳ و منصوره توجه^۴

۱ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد علوم خاک، ۲ دانشیار بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز، ۳ استاد بخش علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شیراز ۴ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد علوم خاک

مقدمه

بخش ناچیزی از مس در محلول خاک حضور دارد و جذب پیوسته آن بوسیله ریشه سبب تخلیه این عنصر از محلول خاک می شود. بنابراین لازم است که مس جذب سطحی شده یا موجود در کانیه‌ها آزاد شود [۶]. مقدار مسی که توسط یک عصاره گیر شیمیایی استخراج می شود باید همبستگی مناسبی با مقدار مس جذب شده توسط گیاه در طول فصل رشد داشته باشد و بتوان از آن در دامنه وسیعی از خاک‌ها استفاده کرد و آن را عصاره گیر مناسبی برای تخمین قابلیت استفاده بکار برد. فرایند واجذبی عامل اصلی کنترل کننده قابلیت استفاده عنصر در خاک است [۸]. با بررسی سینتیک واکنش ها، اطلاعات مهمی در رابطه با طبیعت واکنش به دست می آید [۲]. خاک های آهکی استان فارس دارای میزان نسبتاً زیادی کربنات کلسیم و پ هاش بالایی هستند که سبب آبکافت و رسوب مس می شوند و مقدار ماده آلی این خاک ها ناچیز می باشد. با توجه به کمبود مس در خاک های آهکی ضرورت توجه به عوامل کنترل کننده قابلیت دسترسی این عنصر غذایی نظیر فرایندهای واجذبی از اهمیت زیادی برخوردار است. بنابراین هدف های این تحقیق عبارت بودند از: ۱) مقایسه دو عصاره گیر **EDTA** و **DTPA** در بررسی سینتیک واجذبی مس از دو خاک آهکی تیمار شده با مواد آلی و ۲) اثر مواد آلی بر میانگین ضرایب به دست آمده از معادله های سینتیکی واجذبی مس.

مواد و روش ها

تعدادی نمونه خاک سطحی از خاک های آهکی استان فارس جمع آوری و پس از تعیین برخی از خصوصیات فیزیکوشیمیایی آنها دو نمونه خاک با ویژگی های فیزیکوشیمیایی متفاوت انتخاب شدند. به هر خاک پنج درصد وزنی ماده آلی شامل کمپوست زباله شهری، کود گوسفندی، و کاه و کلش گندم در سه تکرار افزوده و به مدت ۹۰ روز در دمای $22 \pm 2^\circ\text{C}$ و رطوبت ۸۰ درصد ظرفیت مزرعه خوابانیده شدند. جهت انجام آزمایش دو نمونه ۵ و ۱۰ گرمی از خاک ها به صورت جداگانه در لوله های سانتریفوژ ریخته و ۲۵ میلی لیتر **EDTA** به نمونه های پنج گرمی و ۲۰ میلی لیتر **DTPA** به نمونه های ده گرمی اضافه کرده و به مدت ۱، ۳، ۵، ۷، ۱۵، ۳۰، ۶۰، ۱۲۰، ۲۴۰، ۴۸۰، ۸۴۰ و ۱۴۴۰ دقیقه تکان داده شدند. پس از سانتریفوژ و صاف کردن، غلظت مس توسط دستگاه جذب اتمی تعیین گردید. مدل های سینتیکی مرتبه صفر تا سه، پخشیدگی سهموی، الوویچ، الوویچ ساده شده و سرعت دو ثابتی در این مطالعه مورد استفاده قرار گرفت. معادله هایی که دارای بیشترین ضریب تبیین (R^2) و کمترین خطای استاندارد (SE) بودند به عنوان معادله های مناسب جهت توصیف سینتیک واجذبی مس در خاکها انتخاب شدند.

نتایج و بحث

سرعت رهاسازی مس عصاره گیری شده بوسیله **EDTA** و **DTPA** در دو خاک مورد مطالعه در زمان های اولیه سریع بوده و سپس با گذشت زمان با آهنگ کند تری دنبال شد. این عصاره گیر ها در تیمار کمپوست زباله شهری بیشترین

مقدار مس و در کود گوسفندی و کاه و کلش گندم کمترین مقدار مس را نسبت به خاک های شاهد استخراج نمودند. مقدار مس واجذب شده از خاک رسی تقریباً دو برابر خاک لوم سیلتی بود. بررسی ویژگیهای فیزیکی شیمیایی خاک ها نشان داد که خاک رسی دارای مقدار مس قابل استفاده، ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی و مقدار رس بیشتری نسبت به خاک لوم سیلتی است. در هر دو عصاره گیر و هر دو خاک (شاهد و تیمار شده) معادله های الویچ، الویچ ساده شده، سرعت دو ثابتی و پخشیدگی سهموی به دلیل ضریب تبیین بالا و خطای استاندارد کم به عنوان معادله های مناسب توصیف کننده واجذبی مس انتخاب شدند [۳]. مقادیر بالای α_s و مقادیر کم β_s در معادله الویچ ساده شده ($q_t = 1/\beta_s \ln \alpha_s \beta_s + 1/\beta_s \ln t$) و افزایش مقدار ضریب a و کاهش ضریب b در معادله سرعت دو ثابتی ($q_t = at^b$) نشان دهنده افزایش روند واجذبی مس است و ضریب ab آهنگ واجذبی اولیه عناصر غذایی از خاک است. ضریب K_p در معادله پخشیدگی سهموی ($q_t = q_0 + K_p t^{0.5}$) آهنگ پخشیدگی مس از خاک را نشان می دهد [۱، ۲ و ۳]. ضرایب حاصل از معادله های سینتیکی در هر دو عصاره گیر نشان داد که افزودن کود گوسفندی و کاه و کلش گندم بر روند آزادسازی مس از خاک اثر معکوس، اما کمپوست زباله شهری اثری مستقیم داشته است [۴ و ۵]. توان عصاره گیری EDTA در خاک ها به صورت معنی داری بیش از DTPA بود. EDTA قادر به استخراج قسمتی از فلزات که به صورت ویژه جذب سطحی شده اند نیز می باشد و این عصاره گیر از شکل کربناتی نیز مقداری از فلزات را آزاد می کند. ضرایب حاصل از معادله های سینتیکی سرعت دو ثابتی، الویچ ($q_t = 1/\beta \ln(t+t_0) + 1/\beta \ln t$)، الویچ ساده شده و پخشیدگی سهموی در DTPA همبستگی بالایی با این ضرایب در EDTA نشان داد (جدول ۱) که تاییدی بر الگوی مشابه در روند عصاره گیری مس از خاک ها توسط این دو عصاره گیر می باشد. مقایسه ضرایب معادله های سینتیکی نشان داد که در عصاره گیر EDTA، مقدار ضریب a معادل ۳/۳ برابر، مقدار ضریب ab معادل ۲/۵ برابر، مقدار ضریب K_p معادل ۱/۸ برابر بیش از ضرایب مشابه در عصاره گیر DTPA بود، در صورتی که در عصاره گیر DTPA مقدار ضریب b معادل ۱/۳ برابر، مقدار ضریب β_s و β به ترتیب معادل ۱/۱ و ۲/۶ برابر بیش از عصاره گیر EDTA می باشد. بنابراین مقدار مس در خاک های شاهد و تیمار شده به وسیله عصاره گیر EDTA سریعتر (به دلیل ضریب پخشیدگی بزرگتر) و بیشتر (به دلیل β و β_s کمتر و a و ab بالاتر)

از عصاره گیر DTPA واجذب شده است هرچند که الگوی عمل هر دو عصاره گیر مشابه است [۷].

جدول ۱- ضریب همبستگی (r) بین ضرایب معادله های سینتیکی واجذبی مس در خاک با عصاره گیرهای EDTA و DTPA

ضرایب ثابت واجذبی با EDTA	ضرایب ثابت واجذبی با DTPA							
	a_{DTPA}	b_{DTPA}	ab_{DTPA}	K_{pDTPA}	α_{SDTPA}	β_{SDTPA}	α_{DTPA}	β_{DTPA}
a_{EDTA}	۰/۸۷ **	۰/۷۴ **	۰/۹۳ **	۰/۹۳ **	۰/۸۹ **	-۰/۹۶ **	۰/۲۱ NS	-۰/۹۶ **
b_{EDTA}	۰/۵۰ *	-۰/۰۲ NS	۰/۴۸ *	۰/۴۵ *	۰/۵۳ **	-۰/۱۳ NS	۰/۰۲ NS	-۰/۱۷ NS
ab_{EDTA}	۰/۹۴ **	۰/۶۵ **	۰/۹۸ **	۰/۹۷ **	۰/۹۶ **	-۰/۸۹ **	۱/۷۰ NS	-۰/۸۹ **
K_{pEDTA}	۰/۹۰ **	۰/۵۱ *	۰/۹۳ **	۰/۹۱ **	۰/۹۶ **	-۰/۷۳ **	۰/۰۹ NS	-۰/۷۵ **
α_{SEDTA}	-۰/۱۶ NS	۰/۱۳ NS	-۰/۱۴ NS	-۰/۱۳ NS	-۰/۱۷ NS	-۰/۰۹ NS	۰/۰۴ NS	-۰/۰۴ NS
β_{SEDTA}	-۰/۹۰ **	-۰/۷۲ **	-۰/۹۴ **	-۰/۹۴ **	-۰/۹۰ **	۰/۹۳ **	-۰/۲۲ NS	۰/۹۵ **
α_{EDTA}	۰/۸۰ **	۰/۳۶ NS	۰/۸۱ **	۰/۷۸ **	۰/۸۷ **	-۰/۵۷ **	۰/۰۲ NS	-۰/۵۷ **
β_{EDTA}	-۰/۷۹ **	-۰/۷۳ **	-۰/۸۳ **	-۰/۸۴ **	-۰/۷۴ **	۰/۹۰ **	-۰/۲۱ NS	۰/۹۰ **

* و ** به ترتیب در سطح پنج و یک درصد آماری معنی دار هستند و NS معنی دار نیست.

منابع.

Chien, S., 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: 265-286.

- Dang, Y. P., R. C. Dalal, D. G. Edwards, and K. G. Tiller. 1994. Kinetics of zinc desorption from Vertisols. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: 1392-1399.
- Elkhatib, E. A., A. M. Mahdy, M. E. Saleh, and N. H. Barakat. 2007. Kinetics of copper desorption from soils as affected by different organic ligands. *J. Environ. Sci. Technol.* 4: 331-338.
- Ghasemi-Fasaei, R., M. Maftoun., A. Ronaghi., N. Karimian., J. Yasrebi., M. T. Assad, and J. A. Ippolito. 2006. Kinetics of copper desorption from highly calcareous soils. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 37: 797-809.
- Karaca, A. 2004. Effect of organic wastes on the extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in soil. *Geoderma*, 122: 297-303.
- Kocialkowski, W. Z., J. B. Diatta, and W. Grzebisz. 1999. Evaluation of chelating agents as heavy metal extractants in agricultural soils under threat of contamination. *Polish J. Environ.* 8: 149-154.
- Rodrigues, B., and T. Ramirez. 2005. A soil test for determining available copper in acidic soils of Venezuela. *Interciencia*, 30: 361-364.
- Strawn, D. G., and D. L. Sparks. 2000. Effects of soil organic matter on the kinetics and mechanisms of Pb(II) sorption and desorption in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64: 144-156.

تأثیر مواد آلی و شیمیایی بر روند سدیمی شدن خاک در اثر استفاده از آب‌های سدیمی

فرانک رنجبر^{۱*} و محسن جلالی^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا و ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه بوعلی سینا همدان

مقدمه

آبیاری، همواره به عنوان یک عامل مهم در توسعه کشاورزی، مطرح بوده است. در حال حاضر، علیرغم محدودیتهای مربوط به منابع آب شیرین به ویژه در کشورهای مواجه با بحران کم آبی، به دلیل افزایش جمعیت، بین بخشهای شهری، صنعتی و کشاورزی، برای استفاده از منابع آب شیرین، رقابت وجود دارد که نتیجه آن اختصاص کمتر این منابع به بخش کشاورزی می باشد [۵]. کمبود آب، در ایران نیز، بویژه در مناطق خشک و نیمه خشک، به یک مسئله جدی تبدیل شده است. بنابراین افزایش نیاز به آبیاری با آبهای زیر زمینی با کیفیت پایین تا متوسط وجود دارد. این آبها دارای مقادیر بالایی از نمکهای محلول با یونهای غالب کلسیم و سدیم می باشند. آبیاری با آب دارای سدیم بالا به همراه بارندگی محدود و تبخیر زیاد، بطور قابل ملاحظه ای سدیمی شدن خاک را افزایش می دهد [۳]. هنگامیکه خاکها دارای سدیم بالا هستند، هدف، جایگزینی سدیم با کلسیم و سپس آبشویی سدیم به خارج است. معمول ترین شکل کلسیم مورد استفاده برای این هدف، گچ می باشد. اما کاربرد بیش از حد گچ، منجر به تجمع عناصر رادیواکتیو در ناحیه تحت کشت شده و این عناصر می توانند از این طریق وارد چرخه غذایی شوند. گیاه بهسازی یا اصلاح زیستی، با افزایش CO_2 در هوای خاک از طریق تنفس ریشه گیاهان، تجزیه مواد آلی و یا نفوذ ریشه گیاهان، یک روش معمول در افزایش حالیت کربنات کلسیم طبیعی خاک و در نتیجه اصلاح خاکهای سدیمی محسوب می شود و می تواند در مقابل اصلاح کننده های شیمیایی گرانیقیمت، به عنوان یک روش ارزان، در بهبود و اصلاح این خاکها مورد استفاده قرار گیرد [۱]. با توجه به این نکته، در این مطالعه تاثیر کود مرغی و کود دامی به عنوان ترکیبات آلی، بر روند سدیمی شدن خاک در اثر استفاده از آبهای سدیمی، مورد بررسی قرار گرفته است.

مواد و روشها

نمونه برداری از لایه ۳۰-۰ سانتیمتری یک خاک لوم شنی صورت گرفت. سپس کودهای مرغی و دامی که قبلا در آون در دمای $70^{\circ}C$ ، خشک و از الک ۲ میلی متری عبور داده شده بودند و نیز نمک سولفات کلسیم (گچ) آبدار، هر کدام بطور جداگانه به میزان ۵٪ به نمونه خاک آماده شده، اضافه شدند. سه تیمار آماده شده به همراه نمونه شاهد (بدون اضافه کردن ترکیبات مذکور)، به مدت یک ماه در دمای ۳۰-۲۵ درجه سانتی گراد و با رطوبتی در حد ظرفیت زراعی، انکوباسیون شدند. ستونهای آبشویی پس از پر شدن با نمونه های خاک شاهد و تیمار شده تا ارتفاع ۱۰ سانتی متر، با محلولهای آبشویی با دو نوع SAR مختلف (۱۰ و ۴۰) از نمکهای کلرید کلسیم ($CaCl_2$) و کلرید سدیم ($NaCl$) و با قدرت یونی یکسان (۵۰ میلی مولار)، جهت بررسی اثرات استفاده از آبهای سدیمی، تا ۲۰ پور والیوم به صورت اشباع آبشویی شدند. پس از اتمام آبشویی، خاک درون ستونها هوا خشک شده و سپس pH و درصد سدیم تبادل (ESP) در آنها تعیین گردید.

نتایج و بحث

میزان سدیم و کلسیم خارج شده از ستونهای آبخویی پس از ۲۰ پور والیوم نشان داد که تیمارها بطور معنی داری، آبخویی سدیم را نسبت به خاک شاهد افزایش داده اند، در حالیکه بین میزان کلسیم خارج شده در خاک شاهد و تیمارها به جز گچ، تفاوت معنی داری وجود نداشت (جدول ۱) که این موضوع می تواند با توجه به رها سازی کلسیم در این تیمارهای آلی در طول دوره انکوباسیون، قابل توجه باشد.

جدول ۱ میزان کلسیم و سدیم آبخویی شده از ستونهای خاک پس از ۲۰ پور والیوم

Na ⁺ (mmol col ⁻¹)		Ca ²⁺ (mmol col ⁻¹)		پارامترها
SAR=40	SAR=10	SAR=40	SAR=10	وضعیت
۵۶/۸۷ d	۳۵/۸۵ c	۳/۴۹ b	۱۱/۵۹ b*	شاهد
۶۲/۹۵ b	۳۷/۶۰ a	۲/۷۷ b	۱۱/۶۳ b	کود مرغی
۶۱/۰۱ c	۳۶/۸۰ b	۲/۹۵ b	۱۱/۵۹ b	کود دامی
۶۳/۶۰ a	۳۷/۵۵ a	۱۶/۹۹ a	۲۲/۷۹ a	گچ

* حروف مختلف نشان دهنده وجود اختلاف معنی دار در سطح ۰/۰۵ می باشد

نتایج آنالیز خاک ستونها پس از اتمام آبخویی، در جدول ۲ نشان داده شده است. تحلیل آماری داده ها نشان می دهد که pH خاک شاهد، بطور قابل ملاحظه ای با افزایش نسبت جذب سدیم محلول آبخویی، افزایش یافته است. در تیمار کود مرغی، به دلیل بالا بودن pH خاک قبل از آبخویی، تفاوت معنی داری بین آن و مقدار pH پس از آبخویی با محلول دارای نسبت جذب سدیم ۴۰، وجود ندارد، در حالیکه پس از آبخویی با محلول دارای نسبت جذب سدیم ۱۰، pH، بطور معنی داری کاهش یافته است.

جدول ۲ مقدار pH و ESP در خاک شاهد و تیمارها قبل و پس از آبخویی

ESP			pH			پارامترها
۴۰	۱۰	قبل از آبخویی	۴۰	۱۰	قبل از آبخویی	وضعیت
۳۸/۸۸ a	۱۵/۵۸ a	۱۰/۱۰ a	۸/۷۰ a	۷/۹۵ a	۷/۵۰ b*	شاهد
۱۵/۰۷ c	۱۱/۵۲ c	۸/۵۷ c	۷/۸۰ b	۷/۶۰ b	۷/۸۵ a	کود مرغی
۱۷/۳۳ b	۱۲/۷۰ b	۹/۱۰ b	۷/۹۵ b	۷/۷۵ b	۷/۶۵ b	کود دامی
۱۳/۵۶ d	۱۱/۲۹ c	۷/۵۱ d	۷/۴۵ c	۷/۳۰ c	۷/۱۰ c	گچ

* حروف مختلف نشان دهنده وجود اختلاف معنی دار در سطح ۰/۰۵ می باشد

اندازه گیری درصد سدیم تبدالی (ESP) خاکها نشان داد که خاک شاهد در مراحل قبل و پس از آبخویی، درصد سدیم تبدالی بیشتری نسبت به تیمارها دارد، بطوریکه پس از آبخویی به ویژه با محلول دارای نسبت جذب سدیم ۴۰، به یک خاک به شدت سدیمی مبدل شده است، در حالیکه تیمارها توانسته اند روند سدیمی شدن خاک را بطور قابل ملاحظه ای کنترل نمایند. برخی محققان، با مطالعه تأثیر آبیاری با آب سدیمی بر ویژگیهای خاک و استفاده از اصلاح کننده های آلی، نشان دادند که آبیاری با آب سدیمی باعث افزایش pH، نسبت جذب سدیم، درصد سدیم تبدالی شده و نفوذ پذیری خاک نسبت به آب را کاهش می دهد. اما کاربرد اصلاح کننده های آلی، باعث کاهش قابل ملاحظه این تغییرات می گردد [۲، ۴]. نتایج این مطالعه نیز نشان می دهد که در شرایط استفاده از آبهای سدیمی، کاربرد کود مرغی و دامی به عنوان ترکیبات آلی، می تواند سدیمی شدن خاک را بطور قابل توجهی کاهش داده و از اثرات مخرب کاربرد آبهای آبیاری سدیمی بر خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک، بکاهد.

منابع

-
- [1] Abrol, I.P., Yadav, J.S.P., and Massoud, F.I. (eds). (1988). Salt-affected soils and their management. FAO Soils Bulletin 39, Food and Agriculture Organization of United Nations, Rome.
- [2] Choudhary, O.P., Kaur, G., and Benbi, D.K. (2007). Influence of long term sodic water irrigation, gypsum and organic amendments on soil properties and nitrogen mineralization kinetics under Rice-Wheat system. Communications of Soil Science and Plant Analysis. 38, 2717-2731.
- [3] Jalali, M. (2006). Chemical characteristics of groundwater in parts of mountainous region, Alvand, Hamadan, Iran. Environmental Geology. 51, 433-446.
- [4] Kaur, J., Choudhary, O.P., and Singh, B. (2008). Microbial biomass carbon and some soil properties as influenced by long-term sodic water irrigation, gypsum and organic amendments. Australian Journal of Soil Research. 46 (2), 141-151.
- [5] Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., and Polasky, S. (2002). Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature. 418, 671-677.

اصلاح یک خاک آلوده به سرب توسط روش الکتروسینتیک

مهسا مدنی حسینی^۱، دکتر محسن فرحبخش^۲^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد دانشگاه کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه تهران، آستادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی کرج، دانشگاه تهران.

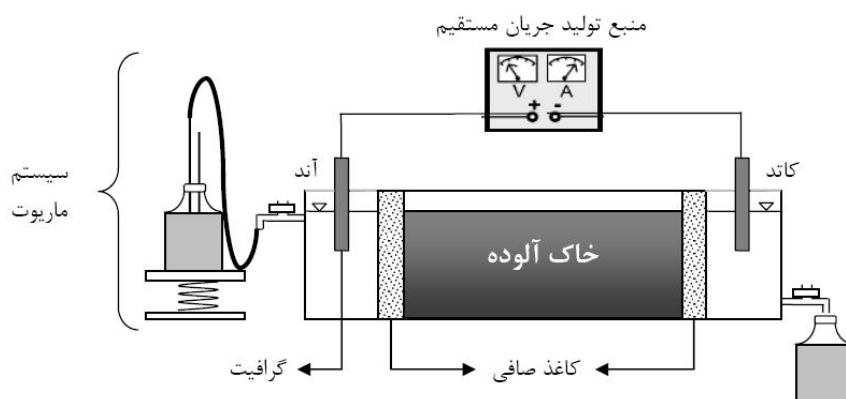
مقدمه

اصلاح الکتروسینتیکی روشی ساده برای اصلاح خاک‌های آلوده به آلاینده‌های مختلف می‌باشد. در این روش دو الکتروود در میان توده خاک آلوده گذاشته شده و یک جریان مستقیم الکتریکی (DC)^۱ از آن‌ها عبور داده می‌شود. در نتیجه عبور جریان، یکی از الکتروودها کاتد و دیگری آنود می‌شود و طیف گسترده‌ای از مکانیسم‌های انتقال در منطقه صورت می‌پذیرد. حرکت یون‌ها به سمت الکتروودها است. یون‌های با بار (+) به سمت کاتد و یون‌های با بار (-) به سمت آنود حرکت می‌کنند [۱][۲]. در نتیجه اعمال این میدان الکتریکی، آلاینده‌ها حرکت کرده و در الکتروودها متمرکز شده که پس از آن به روش‌های مختلفی قابل برداشت خواهند بود [۴]. عمده مکانیسم‌های انتقال شامل الکتروفرورز، مهاجرت الکتریکی یون و الکترواسمز می‌باشد. مهاجرت الکتریکی یون^۳: حرکت گونه‌های یونی در یک محیط متخلخل تحت اثر میدان الکتریکی اعمال شده می‌باشد که به صورت انتقال گونه‌های یونی به الکتروودهای با بار مخالف است. الکترواسمز^۴: حرکت آب در حفرات خاک تحت تاثیر میدان الکتریکی به علت تشکیل لایه دو گانه الکتریکی بین سطح باردار ذرات و یون‌های محلول است که طی آن آب از آنود به کاتد حرکت می‌کند. الکتروفرورز^۴: حرکت ذرات باردار یا کلوئیدها تحت تاثیر میدان الکتریکی است. این حرکت معمولاً در سیستم‌هایی که فاز جامد نظیر سیستم‌های خاک، ساکن است ناچیز می‌باشد [۱][۳]. اهداف این تحقیق شامل (۱) استفاده از روش الکتروسینتیک برای حذف سرب از یک خاک قلیائی، (۲) مقایسه نقش *EDTA* و آب مقطر در افزایش کارایی روش الکتروسینتیک می‌باشد.

مواد و روشها

مخزنی برای ریختن نمونه خاک آلوده از جنس پلکسی گلس به ابعاد ۳۰*۱۰*۱۰ سانتیمتر طول و ۱۰ سانتیمتر عرض و ارتفاع) ساخته شد. به فاصله ۵ سانتیمتری از طرفین دو عدد کاغذ صافی قرار دادیم که به منزله جداسازی الکترولیت از خاک بود. دو عدد الکتروود از جنس گرافیت در مخزن‌های الکترولیت قرار داده و به منبع تولید جریان مستقیم متصل گردید. در سمت آنود، بطری ماریوت^۵ (برای ایجاد بار ثابت) برای اعمال محلول *EDTA* و آب مقطر ایجاد کردیم. در قسمت کاتد یک مخزن جهت جمع آوری آلاینده‌ها قرار داده شد (شکل ۱). نمونه‌برداری از خاک آلوده معدن سرب در اراک با غلظت سرب ۴۵۰ ppm صورت گرفت. غلظت *EDTA* و ولتاژ به کار برده شده به ترتیب ۰٫۰۱ مولار و ۲۵ ولت به مدت ۳۰ روز بود. سپس به روش اسیدنیتریک ۴ نرمال سرب استخراج و با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد [۵].

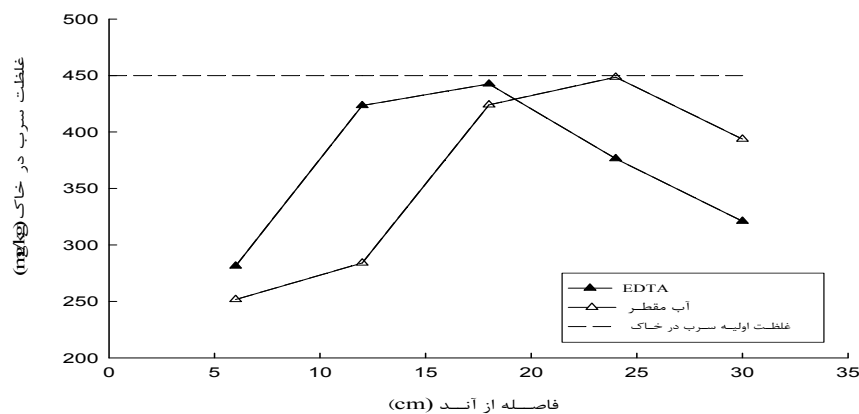
^۱ -Direct current^۲ -Electromigration^۳ -Electroosmosis^۴ -Electrophoresis^۵ - Marriott bottle



شکل (۱)- نحوه اجرای طرح اصلاحی الکتروسینتیک

نتیجه گیری و بحث

آزمایشات انجام شده نشان دادند که *EDTA* بر خلاف آب مقطر نقش به سزایی در انتقال سرب توسط این روش داشت. هنگام ایجاد جریان، H^+ در آند و OH^- در کاتد تشکیل می‌شود، که به سمت هم حرکت می‌کنند و وقتی این دو به هم می‌رسند یک انتقال سریع از *pH* بالا به پائین اتفاق می‌افتد و یک ناحیه با حداقل حلالیت فلز به وجود می‌آید. این انقطاع تند و تیز در *pH* در توده خاک سبب ایجاد رسوب شده و استفاده از یک محلول شیمیایی مناسب مانع این امر می‌شود. در خاک‌های آهکی به علت وجود کلسیت و دولومیت، یون‌های OH^- ایجاد شده تولید رسوب با سرب را تشدید می‌کنند، لذا با به کارگیری *EDTA*، سرب با این ماده تشکیل کمپلکس داده و مانع از رسوب و عدم انتقال آن می‌شود [۴].



نمودار (۱)- غلظت باقیمانده سرب در خاک پس از تیمار با *EDTA* و آب مقطر

منابع

- Altin, A and M. Degirmenci. 2005. Lead (II) removal from natural soils by enhances electrokinetic remediation. Science of the Total Environment. 337:1-10.
- Acar, Y.B., R. Gale, A. Alshawabkeh, R. Marks, S. Puppala, M. Bricka and R. Parker. 1995. Electrokinetics remediation: Basics and Technology Status. Hazardous Material. 40:117-137.

3. Gorden, C., C. Yang. S. Lean-Line. 1998. Removal of lead from a silt loam soil by electrokinetic remediation. *Journal of Hazardous material*. 58:285-299.
4. Lisbeth, M., H. Alexandra. and B. Reberio. 2001. Removal of Cu, Pb and Zn in an applied electric field in calcareous and non-calcareous soils. *Journal of Hazardous Materials* 85:290-299.
5. Richards, B. K., T.S. Steenhuis. 1998. Metal mobility at an old, heavily loaded sludge application site. *Environmental Pollution*. 99:365-377.

جزءبندی روی، کادمیوم، نیکل، مس و سرب در رسوبات رودخانه‌های آبشینه و قره‌چای

حامد ارفع نیا^۱، محسن جلالی^۲

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا،

مقدمه

رسوبات به عنوان منبع ذخیره و حامل فلزات سنگین در اکوسیستم‌های آبی محسوب می‌شوند. به خوبی معلوم شده است که تعیین غلظت کل فلزات سنگین در رسوبات روشی مناسب برای برآورد زیست‌فراهمی و سمیت این فلزات در رسوبات نمی‌باشد [۴]. جزءبندی فلزات سنگین در رسوبات به عنوان یک ابزار قوی در تعیین اهمیت زیست‌محیطی اثرات این فلزات از اهمیت زیادی برخوردار است [۳]. از رسوبات به عنوان یک شناساگر زیست‌محیطی بطور گسترده استفاده می‌شود و توانایی رسوبات در آلودگی محیط به فلزات سنگین به خوبی مشخص شده است. رسوبات در زیر ستون آب رودخانه یک نقش اساسی در تعیین و شناسایی آلودگی رودخانه به فلزات سنگین دارند. بیشتر آلاینده‌های جذب شده بر روی رسوبات به سادگی قابل استفاده برای جذب بیولوژیکی نیستند. تغییرات خصوصیات فیزیکی و شیمیایی (پ‌هاش، شوری، پتانسیل ردکس و میزان کلات‌کننده‌های آلی) آب در حال حرکت بر روی رسوبات رودخانه‌ای آزادسازی فلزات سنگین را تحت تأثیر قرار می‌دهد. هدف از این پژوهش بررسی زیست‌فراهمی و چگونگی توزیع فلزات سنگین در رسوبات رودخانه‌ای به روش‌های عصاره‌گیری ساده و متوالی می‌باشد.

مواد و روش‌ها

حوزه آبخیز قره‌چای و زیر حوزه آبشینه واقع در استان همدان با رودخانه‌های جاری به همین نام‌ها برای این مطالعه انتخاب شد. ۱۷ نمونه رسوب سطحی از عمق ۰-۱۰ سانتی متری از کناره رودخانه برداشت و برای انجام آزمایشات به آزمایشگاه منتقل شد. نمونه‌های رسوب هوا خشک و از الک ۲ میلی متر عبور داده شد. پ‌هاش، هدایت الکتریکی، مواد آلی، کربنات کلسیم معادل، مواد آلی، ظرفیت تبادلی کاتیونی و اندازه ذرات رسوبات به روش‌های معمول آزمایشگاهی تعیین شد. غلظت قابل جذب عناصر با عصاره گیر DTPA و غلظت کل فلزات سنگین در رسوبات به روش هضم اسیدی تعیین شد. جزءبندی چهار مرحله‌ای به روش اسپوزیتو و همکاران [۵] بر روی رسوبات انجام شد.

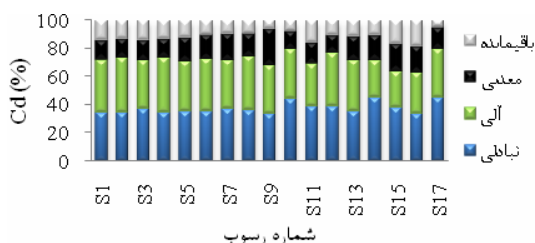
نتایج و بحث

بر اساس نتایج تجزیه‌های فیزیکوشیمیایی رسوبات رودخانه‌ای، رسوبات دامنه گسترده‌ای از نظر اندازه ذرات دارند. حداقل میزان شن، سیلت و رس به ترتیب ۱۱٪، ۰٪ و ۳٪ و حداکثر ۹۷٪، ۵۶٪ و ۷۷٪ در نوسان می‌باشد. مطالعات زیادی نشان داده است که اندازه ذرات رسوبات مهمترین عامل در افزایش غلظت فلزات سنگین در رسوبات رودخانه‌ای می‌باشد [۲]. روند تغییرات هدایت الکتریکی مشابه پ‌هاش بود. میزان کربنات کلسیم معادل در ۵ نمونه ابتدایی رودخانه آبشینه صفر برآورد شد که به دلیل عدم وجود املاح کربناتی در آب منفذی رسوبات می‌باشد. میزان مواد آلی در دامنه ۰ تا ۳/۲۲٪ در نوسان بود. روند تغییرات ظرفیت تبادلی کاتیونی مشابه روند تغییرات ذرات رس و مواد آلی می‌باشد که دلیل بر اهمیت این ویژگی‌های رسوبات در ظرفیت تبادل کاتیونی می‌باشد. عصاره‌گیر DTPA در رسوبات رودخانه‌های آبشینه و قره‌چای به طور میانگین توانسته به ترتیب ۳۸٪، ۳/۰۱٪، ۲/۱٪، ۳/۱۰٪ و ۴/۱۲٪ از روی، کادمیوم، نیکل، مس و سرب کل را عصاره‌گیری نماید. رسوبات رودخانه قره‌چای نسبت به کادمیوم آلوده‌تری دارند. از نظر غلظت کل فلزات

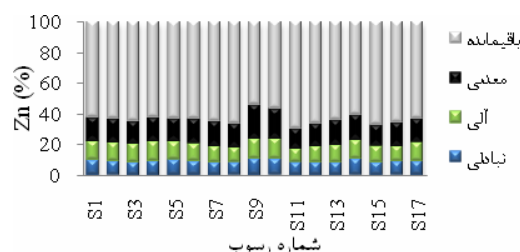
سنگین، رسوبات ابتدایی رودخانه دارای فراهمی پائین و با فاصله از منشأ رودخانه بر غلظت فلزات سنگین در رسوبات افزوده شد.

جزء باقیمانده روی در رسوبات در دامنه ۳۵/۱۱ - ۷۹/۷۶ با میانگین ۵۸/۷۲ میلی گرم بر کیلوگرم، ۶۴/۲۶٪ از مجموع روی عصاره‌گیری شده از چهار مرحله را شامل می‌شد و به ترتیب جزء های معدنی، آلی و تبدالی با ۱۵/۵۳٪، ۱۱/۲۴٪ و ۸/۱۸٪ در رتبه های بعدی قرار داشتند (شکل ۱).

با افزایش درصد رس رسوبات غلظت روی در جزءهای باقیمانده و معدنی افزایش یافت. کادمیوم در رسوبات رودخانه های آبشینه و قره چای در دامنه ۰/۳۱ - ۱/۲۱ با میانگین ۰/۵۹ میلی گرم بر کیلو گرم بطور عمده در جزء تبدالی (۳۷/۲۶٪) توزیع شده بود و جزءهای آلی، معدنی و باقیمانده به ترتیب ۳۳/۲۹٪، ۱۶/۵۶٪ و ۱۲/۸۷٪ بود (شکل ۲). توزیع کادمیوم در جزء تبدالی نشان دهنده فراهمی و تحرک بالای کادمیوم در رسوبات رودخانه‌های آبشینه و قره چای می باشد.



شکل ۲- درصد توزیع کادمیوم در اجزاء مختلف رسوبات



شکل ۱- درصد توزیع روی در اجزاء مختلف رسوبات

از میان اجزای جداسازی شده رسوبات، جزء باقیمانده بیشترین مقدار و ۴۷/۷۳٪ از مجموع کل نیکل عصاره‌گیری شده از چهار مرحله را شامل می‌شد. غلظت نیکل در جزء باقیمانده در دامنه ۱۷/۵ - ۵۱/۷۶ با میانگین ۳۳/۴۲ میلی گرم بر کیلوگرم بود. سهم جزءهای آلی، معدنی و تبدالی به ترتیب ۳۴/۲۶٪، ۲۲/۴۲٪ و ۳/۴۹٪ بود. سینگ و همکاران [۴] جزء عمده جذب کننده نیکل را در رسوبات رودخانه گومتی را جزء باقیمانده گزارش کردند.

در مورد مس در میان اجزای جداسازی شده رسوبات، جزء باقیمانده بیشترین مقدار ۵۵/۶۶٪ و در دامنه ۸/۱۶ - ۲۰/۶۵ با میانگین ۱۵/۶۲ میلی گرم بر کیلوگرم بود و به ترتیب جزءهای ماده آلی، معدنی و تبدالی به ترتیب ۲۴/۲۳٪، ۱۱/۲۳٪ و ۸/۸۵٪ بیشترین مقدار را داشت. مس پیوند یافته با جزء ماده آلی برای رسوبات شنی، سیلتی و رسی متفاوت و بیشترین مقدار مربوط به رسوبات رسی بود. رسوبات سیلتی و شنی دارای مس پائین تری می‌باشند. این یافته با یافته فرناندز و همکاران [۱] همخوانی دارد که بیشترین مقدار مس در جزء ماده آلی را مربوط به رسوبات دارای رس و سیلت بیشتر گزارش کردند. از میان اجزای جداسازی شده سرب در رسوبات جزء باقیمانده (۳۲/۲۸٪) و جزء معدنی (۳۲/۰۸٪) جزءهای آلی (۳۰/۲۶٪) و تبدالی (۵/۳۷٪) بود. طبق یافته حاضر سرب در رسوبات رودخانه‌های آبشینه و قره‌چای بجزء جزء تبدالی، تقریباً بطور مساوی در بین اجزاء مختلف توزیع شده است. بین غلظت کل و قابل جذب و اجزاء مختلف فلزات سنگین با یکدیگر در رسوبات همبستگی مثبت و معنی داری وجود داشت که نشان دهنده مشترک بودن منبع آلودگی روی، کادمیوم، نیکل، مس و سرب در رسوبات می باشد [۳].

منابع

- [1] Fernandez-Calvino D., J. A. Rodriguez-Suarez., E. Lopez-Periago., M. Arias-Esteevez. and J. Simal-Gandara. 2008. Copper content of soils and river sediment in winegrowing area, and its distribution among soil or sediment component. Geoderma. (In press).

-
- [2] Huang, K. M. and S. Lin. 2003. Consequences and implication of heavy metal spatial variations in sediments of Keelung River drainage basin, Taiwan. *Chemosphere*. 53: 1113-1121
- [3] Kelderman, P. and A. A. Osman. 2007. Effect of redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in Delft (The Netherlands). *Water. Res.* 41: 4251-4261.
- [4] Singh, K. P., M. Mohan., V. K. Singh. and M. Malik. 2005. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomati river sediment – a tributary of the Ganges, India. *J. Hydro.* 312: 14-27.
- [5] Sposito, G., L. 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 solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 260-264.

آزادشدن پتاسیم از ذرات خاک تحت تاثیر اسیدهای آلی

نسترن اسماعیل پورفرد، جواد گیوی و حبیب الله بیگی

به ترتیب دانشجوی دکتری، دانشیار و استادیار گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه شهرکرد

مقدمه

پتاسیم یکی از عناصر پویا و پرنیاز گیاه بوده [۱ و ۲] و به چهار شکل مختلف محلول و تبادل (۱/۲۰ تا درصد)، غیرتبادل (۱ تا ۱۰ درصد) و ساختاری (۹۰ تا ۹۸ درصد) به ترتیب سهل الوصول بودن در خاک وجود دارد [۴]. پتاسیم غیرتبادل بطور کلی، پتاسیم بین لایه ای در میکا است [۷]. وقتی میزان پتاسیم تبادل به سطح بحرانی برسد، جذب بیشتر توسط گیاه، با سرعتی که پتاسیم از فرم غیرتبادل آزاد می کند تنظیم می گردد [۵]. شدت آزادشدن پتاسیم غیرتبادل به مقدار کانی های پتاسیم دار و عوامل دیگر بستگی دارد [۳]. کانیهای حاوی پتاسیم به دو گروه (۱) کانیهای اولیه شامل فلدسپارها و میکاها و گروه (۲) کانیهای ثانویه که از هواپدیدی میکا پدید آمده می باشد [۲]. میکا یک کانی سیلیکاته ۲:۱ با بار لایه ای زیاد است که توسط یون های پتاسیم خنثی شده [۸]. منشا میکا اساسا از مواد مادری است [۷]. یکی از روشها جهت مطالعه آزاد شدن پتاسیم غیرتبادل از خاک، استفاده از اسیدهای آلی است [۹ و ۶]. اسیدهای آلی اثر مستقیمی بر آزاد شدن پتاسیم معدنی دارند. با افزایش غلظت اسیدهای آلی، پتاسیم بیشتری آزاد می شود و منجر به تخریب کانی ها می گردند [۱۰]. غلظت اسیدهای آلی در ریزوسفرد محدود به ۰/۵ تا ۵ مول در متر مکعب می باشد [۹]. به علت فراوانی کانیهای پتاسیم دار در خاکهای ایران، آزادشدن پتاسیم از کانی های پتاسیم دار ذرات خاک، تحت تاثیر اسیدهای آلی مختلف مترشحه از ریشه گیاه [۶] طی ۲۰۰۰ ساعت عصاره گیری بررسی و مقدار پتاسیم آزاد شده با گذشت زمان نمایش و معادلات سینتیکی مختلف بر آنها برازش گردید.

مواد و روشها

(۱) انتخاب خاک: خاک های سطحی محوطه دانشگاه شهرکرد و منطقه فارسان در استان چهارمحال بختیاری [۶] به علت حداکثر فعالیت ریشه گیاه و ترشح اسیدهای آلی از ریشه، انتخاب شدند. (۲) حذف مواد فلاکوله کننده و تفکیک ذرات شن و سیلت و رس خاک (۳) آنالیز XRD اولیه ذرات، به منظور مطالعه وجود کانی های پتاسیم دار (۴) اندازه گیری مقادیر فرم های مختلف پتاسیم ذرات (۵) اشباع سازی نمونه ها با کلسیم جهت جایگزین کردن بخش اعظم پتاسیم تبادل (۶) آزادسازی پتاسیم غیر تبادل ذرات از طریق عصاره گیری با اسیدهای آلی ۰/۵ میلی مولار در یک دوره زمانی ۲۰۰۰ ساعته (۷) آنالیز XRD نهایی ذرات، به منظور مطالعه اثر اسید ها بر تخریب کانی های پتاسیم دار (۸) برازش معادلات سینتیکی مختلف بر داده ها جهت انتخاب بهترین مدل توصیف کننده آزادسازی.

نتایج و بحث

مقدار پتاسیم عصاره گیری شده با کلرید کلسیم و پتاسیم غیر تبادل ذره رس، بیش از سیلت و از سیلت، بیش از شن بود. در هردو خاک، پتاسیم کل سیلت تقریبا برابر با پتاسیم کل رس و پتاسیم کل شن فارسان بیش از دو برابر پتاسیم کل شن دانشگاه بود. پس از گذشت ۲۰۰۰ ساعت عصاره گیری با اسیدهای آلی [۶] رس و سیلت، درصد کوچکی از پتاسیم غیر تبادل خود را آزاد کرده و مشخص گردید که ذخایر پتاسیم غیر تبادل آنها می تواند طی چندین سیکل رشد آزاد و تامین کننده بخشی از پتاسیم مورد نیاز گیاه باشد و تا حد زیادی باعث کاهش نیاز به مصرف کود پتاسیم گردد. شن درصد بالایی از پتاسیم غیر تبادل خود را آزاد کرد. می توان گفت، در شن علاوه بر آزادشدن پتاسیم غیر

تبادلی از کانی میکا احتمالاً پتاسیم ساختاری از کانی فلدسپار پتاسیم دار نیز توسط اسیدهای آلی آزاد شده است. نسبت پتاسیم غیر تبادلی آزاد شده توسط اسید به پتاسیم جایگزین شده با کلسیم به علت بالابودن میزان پتاسیم قابل تبادل رس نسبت به سیلت به برای رس حداقل و برای سیلت حداکثر بود و اینکه ذرات رس به علت دارابودن بار الکتریکی منفی، کاتیون های تبادلی بیشتری را جذب می کنند. مقدار پتاسیم تجمعی آزاد شده از ذرات سیلت و شن به ترتیب حداکثر و حداقل بود. نتایج نشان داد که اسید اکسالیک قویتر از اسید مالیک و اسید مالیک قویتر از اسید سیتریک عمل کرده است. به طور کلی در هر دو خاک دانشگاه و فارسان، اسید اکسالیک در مقایسه با دو اسید دیگر بیشترین اثر را بر روی اجزا رس و سیلت داشت و بیشترین میزان پتاسیم را آزاد نمود. تاثیر اسید اکسالیک بر روی شن نیز بیشتر از دو اسید دیگر ولی نا محسوس بود. مقایسه ذرات دو خاک انتخاب شده نشان داد که رس و سیلت خاک فارسان بیش از رس و سیلت خاک دانشگاه پتاسیم غیر تبادلی آزاد ساخته است. علت این امر را می توان به تکامل بیشتر خاک فارسان نسبت به خاک دانشگاه شهرکرد نسبت داد. هرچه خاک تکامل یافته تر باشد کانیها بیشتر تخریب شده و پتاسیم بیشتری از آنها خارج می شود. آزادسازی پتاسیم از شن هر دو خاک تقریباً به یک مقدار بوده است. مقایسه بین آنالیز XRD ذرات، قبل و بعد از اضافه کردن اسید های آلی نشان داد که از شدت پیک ۱ نانومتر اولیه ذرات (قبل از اضافه کردن اسید)، پس از ۲۰۰۰ ساعت فعل و انفعال با اسید کاسته شده و این تغییر برای اسیدهای مختلف متفاوت بوده است. معادلات تابع نمایی، پخشیدگی پارابولیک، الویچ، درجه صفرو درجه یک، جهت توصیف سینتیک آزادسازی پتاسیم غیر تبادلی استفاده شد. ضرایب b و a ، ضریب تعیین و خطای معیار مدل های سینتیکی به کار رفته برای توصیف آزادسازی پتاسیم از ذرات سه گانه دو خاک، تحت تاثیر سه نوع اسید آلی برآورد و گراف باقیمانده ها و نرمال پلات ها رسم گردید. بیشترین ضریب همبستگی، کمترین خطای استاندارد، بیشترین حالت یکنواختی در توزیع داده ها، طبق گراف باقیمانده ها و منظم ترین حالت قرار گرفتن داده ها بر روی خط ممند در گراف نرمال پلات مربوط به مدل پارابولیک بود. در نتیجه این مدل، به عنوان بهترین مدل توصیف کننده آزادسازی پتاسیم در این طرح انتخاب شد. نتایج تجزیه واریانس مدل پارابولیک نشان داد که تفاوت نوع ذره و نوع اسید اختلاف معنی داری بر روی ضرایب و شاخص های کیفی مدل داشته است. شن، b کمتر و a بیشتر از رس و سیلت ($p < 0.01$)، اسید اکسالیک، b بیشتر و a کمتر از اسید های سیتریک و مالیک ($p < 0.01$)، رس، SE کمتر (دقت بیشتر) و R^2 بیشتر از شن و سیلت ($p < 0.01$) (رس در آزادسازی پتاسیم همگن تر رفتار کرده است) نشان دادند. دقت مدل برای اسید مالیک بیش از دو اسید دیگر ($p < 0.01$) بود و اسید مالیک در روند آزادسازی پتاسیم غیر تبادلی یکنواخت تر عمل کرد. میانگین ضرایب و شاخص های کیفی مدل پارابولیک در مورد اثر متقابل ذره و اسید نشان داد که اثر متقابل سیلت بر اسید اکسالیک بر سرعت آزادسازی پتاسیم از دیگر اثرات قویتر و موثرتر بوده است.

منابع

- [۱] سالاردینی، ع. حاصلخیزی خاک. موسسه انتشارات و چاپ دانشگاه تهران. چاپ ششم. ۴۲۸ صفحه، ۱۳۸۲.
- [۲] ملکوئی، م. و همایی. حاصلخیزی خاکهای مناطق خشک و نیمه خشک. مشکلات و راه حلها. دانشگاه تربیت مدرس تهران. چاپ دوم با بازنگری کامل. ۴۸۲ صفحه، ۱۳۸۳.
- [3] Ghosh, B.N, and R.D. Singh. 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 (1-2): 135-144. 2001.
- [4] Martin, H. W. and D. L. Sparks. On the behavior of nonexchangable potassium in soils. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 16:133-162. 1985.
- [5] Medvedeva, O.P. Nonexchangable, Fixed, Fertilizer potassium as an indicator of potassium availability to plants. Agrokimiya, 11:25-31. 1983.

- [6]Sadusky. M. C, D. L. Sparks, M. R. Noll., and G. J. Hendricks. Kinetics and mechanism of potassium release from sandy middle Atlantic coastal plain soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 51: 1460-1465.1987.
- [7]Sparks. D. L. Potassium dynamics in soils. Adv. Soil Sci. 6:1-63. 1987.
- [8]Sparks. D. L , and M. Huang. Physical chemistry of soil potassium. In: R.D. Munson (ed). Potassium in Agriculture . ASA. CSSA. SSSA. Madison. WI. P.201-276,1985.
- [9]Sposito. G. The chemistry of soil. Oxford. Univ. Press. New York. 1989.
- [10]Wang .J.G, F. S. Zhang, X.L. Zhang and Y.P. Cao. Release of potassium from K-bearing minerals : effect of plant roots under P deficiency. Nutrient-Cycling-in-Agroecosystems., 56(1) : 45-52. 2000.

نحوه توزیع روی در خاکدانه های برخی از خاک های زنجان

الهام انتظامی^۱، مهدی شرفاء^۲، غلامرضا ثواقبی^۳

دانشجوی کارشناسی ارشد^۱، استادیار^۲ و دانشیار^۳ گروه مهندسی علوم خاک دانشگاه تهران

مقدمه

فلزات سنگین امروزه از نظر آلودگی منابع خاک به یک موضوع نگران کننده تبدیل شده اند. یکی از روشهای بررسی رفتار آنها در خاک روش عصاره گیری متوالی است. فرم های شیمیایی فلزات در خاک عبارتند از: قابل تبادل و محلول در آب، پیوند شده با کربنات، پیوند شده با ماده آلی، پیوند شده با اکسید های آهن بی شکل، پیوند شده با اکسیدهای آهن متبلور، پیوند شده با اکسیدهای منگنز و بخش باقیمانده (ساختمان کانی ها). بیشتر فعالیتهای بیولوژیکی و فرآیندهای شیمیایی در خاک، در سطح خارجی خاکدانه ها و فضای بین خاکدانه ای رخ می دهد. ریشه گیاهان نیز بیشتر با سطح خارجی خاکدانه ها در تماس می باشند. نتیجه تحقیقات مختلف نشان می دهد که غلظت فلزات سنگین و فرم های شیمیایی آنها، بطور غیر یکنواخت در داخل و خارج خاکدانه ها توزیع گردیده است و بر روی فعالیتهای فوق الذکر تاثیر می گذارد. در این تحقیق سعی شده است تا توزیع روی بعنوان فلز سنگین آلاینده در داخل و خارج خاکدانه های خاکهایی با بافت متفاوت بررسی شود، همچنین غلظت فرم های قابل تبادل و محلول و پیوند یافته با کربناتها نیز در این خاکها اندازه گیری گردد.

مواد و روشها

نمونه برداری خاک بصورت تصادفی از چهار پروفیل در اطراف کارخانه شرکت ملی سرب و روی در ۱۰ کیلومتری جاده تهران - زنجان و شرکت روی سازان در ۱۲ کیلومتری جاده دندی انجام شد. در هر پروفیل تا عمق ۱۰۰ سانتی متری و در فواصل ۲۰ سانتی متری نمونه خاک برای آزمایش های معمول تهیه شد. سپس در محل نمونه برداری در هر عمق خاکدانه های ۲۰-۰ میلی متری جدا و با ازت مایع منجمد شدند. پس از انتقال به آزمایشگاه، خاکدانه ها با روش کایسر به دو بخش داخلی و خارجی تفکیک شدند. بدین صورت که در این روش خاکدانه های منجمد شده روی الک ۲ میلیمتری قرار گرفتند. سپس الک درون ظرفی که حاوی آب مقطر با دمای ۱۰ درجه سانتیگراد بود فرو برده شد، به مدت ۱ تا ۴۰ دقیقه بسته به پایداری، خاکدانه ها تکان داده شدند تا حدود ۳۰٪ آنها در ظرف حاوی آب جمع شود. این بخش نشان دهنده بخش خارجی خاکدانه ها است و خاکدانه های بجا مانده بر روی الک نشان دهنده بخش داخلی خاکدانه ها می باشند. سپس هر دو قسمت به ظرف دیگری منتقل شده و هواخشک گردیدند. در هر بخش غلظت کل روی با اسید نیتریک ۴ نرمال و غلظت روی قابل تبادل و محلول و روی پیوند داده با کربنات با استفاده از روش عصاره گیری متوالی سینگ [۱] تعیین شد. در نمونه های خاک برداشت شده از اعماق مختلف، خواص فیزیکی و شیمیایی بصورت زیر اندازه گیری گردیدند:

بافت به روش پیپت، وزن مخصوص ظاهری به روش کلوخه، ماده آلی به روش والکی و بلک، درصد کربنات کلسیم کل به روش کلسی متری، CEC با استفاده از استات آمونیوم، pH و EC در عصاره اشباع. همچنین مقدار ماده آلی، رس و اکسیدهای آهن آزاد در هر دو بخش داخلی و خارجی اندازه گیری شد. تجزیه آماری بصورت آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی و تجزیه میانگین نیز با آزمون دانکن در سطح ۰/۰۱ درصد انجام شد.

با استفاده از فاکتور تجمع EF^۱ که از تقسیم غلظت روی در بخش خارجی خاکدانه به غلظت آن در بخش داخلی

1:Enrichment Factor

بدست می آید، تفاوت غلظت روی بین داخل و خارج خاکدانه ها مورد بررسی قرار گرفت (جدول ۱).

جدول ۱ - مقدار روی کل در داخل و خارج خاکدانه ها بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم

پروفیل یک			پروفیل دو			پروفیل سه			پروفیل چهار		
EF	داخل	خارج	EF	داخل	خارج	EF	داخل	خارج	EF	داخل	خارج
سانتیمتر											
۰-۲۰	۴۲۹/۷۵	۴۶۸/۷۵	۱/۰۹	۷۸۰/۱۱	۷۹۹/۱۶	۱/۰۳	۷۷۰/۲	۸۷۹/۷	۱/۱۵	۵۵۰/۵	۴۸۵/۰۰
۲۰-۴۰	۳۵۱/۲۵	۳۷۴/۲۵	۱/۰۶	۵۲۸/۷۵	۵۳۵/۶۲	۱/۰۲	۳۴۴/۷۵	۳۹۵/۷۵	۱/۱۴	۲۹۹/۷۵	۳۴۲/۲۵
۴۰-۶۰	۳۳۳/۷۵	۳۴۹/۸۷	۱/۰۵	۴۴۰/۷۵	۴۶۵/۲۵	۱/۰۵	۲۴۴/۲۵	۲۸۲/۰۰	۱/۱۵	۲۱۶/۲۵	۲۷۴/۱۲
۶۰-۸۰	۳۵۴/۷۵	۳۶۴/۵	۱/۰۲	۳۷۶/۶	۳۸۳/۱۲	۱/۰۱	۲۶۶/۲۵	۲۷۰/۱۲	۱/۰۱	۲۰۷/۶۲	۲۵۴/۲۵
۸۰-۱۰۰	۳۵۲/۷۵	۳۵۴/۸۵	۱/۰۰	۳۲۷/۷۵	۳۳۱/۷۵	۱/۰۱	۲۶۹/۸۷	۲۷۵/۷۵	۱/۰۲	۲۰۲/۱۲	۲۵۰/۵

نتایج و بحث

در تمام پروفیلها غلظت کل روی در سطح خارجی خاکدانه ها بیشتر از داخل آن بدست آمد. مقدار EF نیز در تمام عمق های نمونه برداری بزرگتر از یک بود که بیانگر غلظت زیاد دربخش خارجی خاکدانه ها است [۳]. یکی از علت های تفاوت غلظت روی در خاک می تواند تحرک آن باشد که در مورد خاکدانه ها عامل مهم و تاثیر گذار انتشار این فلز است. با سبکتر شدن بافت خاک میزان انتشار روی از بخش خارجی به بخش داخلی خاکدانه ها افزایش می یابد و این تفاوت غلظت کم می شود [۴]. علت دیگر کاهش EF با عمق (به استثنای پروفیل چهار که با افزایش عمق بافت سنگین تر می شود) این است که فلز روی وارد شده به خاک در بخشهای سطحی خاک باقی می ماند و مقدار بسیار کمی از آن در پروفیل حرکت می کند. در سطح خاک نیز ، بیشترین قسمت روی وارد شده در سطح خاکدانه ها نگهداری می شود. با توجه به اینکه در تمام پروفیل های مطالعه شده و در تمام عمق ها مقدار جذب کننده هایی مانند رس ، ماده آلی و اکسید های آهن در بخش داخلی خاکدانه ها بیشتر بود ، در نتیجه غلظت بیشتر روی در بخش خارجی نمی تواند به دلیل وجود مواد فوق الذکر باشد [۴]. علت غلظت بیشتر روی در بخش خارجی خاکدانه ها ، می تواند بدلیل جذب ترجیحی آن در سطح خاکدانه ها باشد، زیرا همانطور که نتایج ویلک و کائوپنجهوان [۲] نشان داد فلزات وارد شده به خاک از راههای مصنوعی مانند فاضلاب صنعتی و بویژه رسوبات اتمسفری در سطح خارجی خاکدانه ها بصورت ترجیحی جذب می شوند . انتشار و تحرک فلز در خاک نیز عامل بسیار مهمی می باشد و در همه پروفیل های بررسی شده با سبک شدن بافت خاک تفاوت غلظت روی بین بخش داخلی و خارجی خاکدانه ها کاهش یافت. خواص فیزیکی و شیمیایی خود عنصر مانند شعاع یونی و الکترون گاتیویته نیز موثر است ، چنانچه در تحقیق ژنگ و زو [۴] ، با توجه به این خواص ، روی در مقایسه با سرب و مس تفاوت غلظت کمتری بین دو بخش داخلی و خارجی خاکدانه ها نشان داد.

منابع

- [1] Singh , J.P .,S.P.S.Karwasra ,and M .Singh.1988 .Disturbtion and forms of copper, iron, manganese and zinc in calcareous soils of india . Soil Sci . 146 : 359 – 366.

-
- [2] Wilcke, W., and M. Kaupenjohann. 1997. Difference in concentrations and fractions of aluminum and heavy metals between aggregate interiors and exteriors. Soil Sci. 162: 323-332.
- [3] Wilcke, W., S. Kretzschmar, M. Bundt, and W. Zech. 1999. Metal concentration in aggregate interiors, exteriors, whole aggregates, and bulk of Costa Rican soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 1244-249.
- [4] Zhang, M. K., and J. M. Xu. 2003. Difference of lead, copper and zinc concentration between interiors and exteriors of peds in some contaminated soils. Chemosphere 50: 733-738.

ارزیابی قدرت فراهمی پتاسیم در برخی از خاکهای آهکی استان آذربایجان غربی

عباس صمدی^۱، بهنام دولتی^۲ و محسن برین^۳

^۱ دانشیار و ^{۲،۳} کارشناسان ارشد گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه ارومیه

مقدمه

قدرت فراهمی پتاسیم بصورت توانایی خاک در آزاد سازی K از کانیه‌های پتاسیم دار توسط محققین تعریف شده است (Surapaneni و همکاران، ۲۰۰۲). قدرت فراهمی پتاسیم نتیجه دو عامل یعنی، یکی مربوط به K محلول و قابل تبادل خاک (K قابل عصاره گیری با NH_4OAc -K) و دیگری مربوط به K کند قابل استفاده، یعنی K غیرقابل تبادل (NEx-K) و سرعتی که این شکل پتاسیم بعد از مصرف پتاسیم بآسانی قابل استفاده توسط گیاه قابل استفاده گیاه می گردد.

پتاسیم محلول و قابل تبادل منابع اصلی پتاسیمی است که توسط گیاهان مورد استفاده قرار می گیرد، لکن پتاسیم غیر قابل تبادل نیز می تواند در بلند مدت بطور قابل ملاحظه ای در جذب گیاه سهیم باشد. پتاسیم غیرقابل تبادل با کاهش پتاسیم محلول و قابل تبادل توسط جذب گیاه از کانیه‌های رس نظیر میکا، ورمیکولایت و کلرایت ممکن است آزاد شود (Sparks، ۱۹۸۰).

نتایج مطالعات گلخانه ای روی خاکهای با پتاسیم بالا (NH_4OAc -K) از ۲۸۰ تا ۸۴۰ میلی گرم بر گیلوگرم) نشان داد سورگوم (*Sorghum bicolor* L.) بعد از ۹ برداشت متوالی به مصرف پتاسیم پاسخ معنی دار نشان نداد (Hipp، ۱۹۶۹). علاوه، کاهش در پتاسیم تبدالی طی ۹ کشت متوالی برای خاکهایی که مقدار کانیه‌های پتاسیم دار بیشتری داشتند، حداقل بود.

سهم پتاسیم غیرقابل تبادل (NEx-K) به گیاهان برای مدتهای طولانی امر شناخته شده ای است. لکن، در منابع داده های مربوط به آزاد شدن پتاسیم اکثراً برای خاکهای بشدت هوازده گزارش شده است (Havlin و Westfall، ۱۹۸۵) در حالی که مطالعات معدودی در ارتباط با آزاد شدن پتاسیم برای خاکهای قلیایی یا آهکی مناطق نیمه خشک نسبتاً هوازده وجود دارد.

هدف از مطالعه حاضر ارزیابی قدرت فراهمی پتاسیم خاکهای غیرزرزاعی قلیایی- آهکی در مناطق زیرکشت چغندرقد در استان آذربایجان غربی می باشد.

مواد و روشها

ده نمونه خاک سطحی (۰-۳۰ سانتیمتر) با ترکیب کانی شناسی رس مختلف متعلق به پنج زیر گروه خاک، شامل Vertic Endoaquepts، Typic Endoaquepts، Typic Haploxerepts، Typic Calcixerepts و Vertic Calcixerepts استفاده شد. خاکها از اراضی غیرزرزاعی مناطق زیرکشت چغندرقد در استان آذربایجان غربی نمونه برداری شدند. برخی از خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاکها نظیر بافت به روش هیدرومتری، pH خاک در سوسپانسیون ۱:۵ کلور کلسیم ۰/۰۱ مولار، کربن آلی به روش واکلی- بلک، کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش خنثی سازی با اسید، CEC به روش استات سدیم یک مولار در pH ۷ اندازه گیری شدند.

برای خارج کردن پتاسیم محلول و تبدالی شستشوی خاکها از محلول ۰/۱ مولار کلرید Ca و Mg با نسبت ۴:۱ و شستشوی خاکها از نسبت خاک به محلول ۱:۲۵ استفاده شد. pH محلول شستشو کننده در pH ۷/۵ تنظیم گردید.

قدرت فراهمی پتاسیم خاکهای شستشو یافته و شستشو نیافته با استفاده از روش توصیف شده توسط Surapanent و همکاران (۲۰۰۲) در آزمایش گلدانی با استفاده از گیاه چند ساله ریگراس (*Lolium Perenne*, cv. Roper) تعیین شدند. از ۱۰ خاک شستشو نیافته مورد مطالعه، چهار خاک برای دریافت کامل محلول غذایی (شامل K) انتخاب شد بطوری که علائم کمبود پتاسیم در گلدان آزمایشی با شاهد مورد مقایسه قرار بگیرد. بنابراین آزمایش شامل دو تیمار، خاکهای شستشو یافته و شستشو نیافته با چهار تکرار که کلاً ۸۴ گلدان شامل چهار گلدان شاهد باضافه ۱۶ (۴×۴) گلدان که محلول غذایی حاوی پتاسیم را دریافت کرده بودند. گلدانها بطور تصادفی در گلخانه قرار داده شدند. تا پایان آزمایش ریگراس پنج بار برداشت شد. فاصله هر برداشت ۵۰ روز بود. بعد از هر برداشت، غلظت پتاسیم گیاه با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شدند. بعد از آخرین برداشت، خاک از ماسه و ریشه جدا شد. خاکها هوا خشک شده و پتاسیم قابل تبادل در آنها تعیین شد. مقدار کل جذب پتاسیم توسط گیاه از خاکهای شستشو یافته و شستشو نیافته از مجموع جذب پنج برداشت بدست آمد پتاسیم جذب شده توسط گیاه از منبع پتاسیم غیرقابل تبادل (Nex-K) بصورت زیر محاسبه شد:

فراهمی پتاسیم غیر قابل تبادل به گیاه = مقدار کل جذب پتاسیم توسط گیاه طی پنج برداشت $\Delta\text{NH}_4\text{OAc-K}$ -
 که در این رابطه $\Delta\text{NH}_4\text{OAc-K}$ تغییرات در پتاسیم قابل عصاره گیری با استات آمونیوم طی آزمایش، یعنی $\text{NH}_4\text{OAc-K}$ قبل از کاشت ریگراس منهای $\text{NH}_4\text{OAc-K}$ بعد از کاشت.

نتایج و بحث

مقادیر کل پتاسیم جذب شده توسط گیاه از ۴۴۰ تا ۱۰۶۲ میلی گرم بر کیلوگرم در خاکهای شستشو نیافته و از ۴۲۸ تا ۹۴۵ میلی گرم بر کیلوگرم در خاکهای شستشو یافته متغیر بود. مقدار کل جذب پتاسیم در خاکهای حاوی مقدار زیاد Nex-K بالا بود بیانگر آنست که تفاوت در ظرفیت فراهمی پتاسیم خاکها مربوط به قابلیت استفاده پتاسیم غیرقابل تبادل به گیاه است (Richard و همکاران، ۱۹۸۸). همبستگی مثبت و معنی داری بین مقادیر کل جذب پتاسیم و میزان ایلایت در خاکهای شستشو نیافته ($r = 0.81, P < 0.01$) و خاکهای شستشو یافته ($r = 0.75, P < 0.01$) مشاهده شد که نشان دهنده آنست که بخش قابل توجهی از پتاسیم جذب شده توسط عمدتاً از لبه های هوازده ایلایت آزاد می شود. Surapaneni و همکاران (۲۰۰۲) همچنین یافتند که رابطه قوی بین مقدار کل جذب پتاسیم و درصد میکا در خاکهای نیوزیلند وجود داشت ($r = 0.73, P < 0.001$).

تا پنج برداشت ریگراس، مقدار $\text{NH}_4\text{OAc-K}$ بطور معنی دار ($P < 0.01$) در همه خاکهای شستشو نیافته و شستشو یافته کاهش یافت. بیشترین کاهش در خاکهای با پتاسیم بالا رخ داد. برای مثال، کاهش قابل ملاحظه در مقدار $\text{NH}_4\text{OAc-K}$ (کاهش ۸۶ درصد در خاکهای شستشو نیافته و ۸۹ درصد در خاکهای شستشو یافته) در خاک متعلق به Typic Calcixerepts با مقدار زیاد ایلایت بود.

جذب Nex-K توسط گیاه از ۴۲۱ تا ۸۵۹ میلی گرم بر کیلوگرم در خاکهای شستشو نیافته و از ۴۱۰ تا ۸۵۹ میلی گرم بر کیلوگرم در خاکهای شستشو یافته متغیر بود. در میان همه خاکها شستشو نیافته و شستشو یافته، ۹۶ درصد از کل پتاسیمی که توسط گیاه جذب شده بود، مربوط به Nex-K جذب شده توسط گیاه بود. در خاکهای شستشو نیافته، رابطه خطی بین Nex-K جذب شده و مقدار کل پتاسیم جذب شده توسط گیاه وجود داشت ($y = 0.76x + 25, R^2 = 0.80$). نتایج حاصله با یافته های Richard و همکاران (۱۹۸۸) که گزارش کردند که مقدار کل پتاسیم جذب شده توسط یونجه همبستگی بالایی با مقدار Nex-K جذب شده توسط گیاه داشت، مطابقت می کند.

منابع مورد استفاده

- Havlin, J.L., Westfall, D.G. (1985). Potassium release kinetics and plant response in calcareous soils. *Soil Science Society of America Journal*. 49, 366-371.
- Hipp, B.W. (1969). Potassium fixation and supply by soils with mixed clay minerals. *Texas Agric. Exp. Stn., Texas A&M Univ. Bull.* 1090.
- Richard, J.E., Bates, T.G., Sheppard, C. (1988). Studies of the potassium supplying capacity of southern Ontario soils. I. field and greenhouse experiments. *Canadian Journal of Soil Science*. 68, 183-197.
- Sparks, D.L. (1980). Chemistry of soil potassium in Atlantic coastal plain soils: a review. *Communication Soil Science and Plant Analysis*. 44, 435-49.
- Surapaneni, A., Tillman, R.W., Kirkman, J.H., Gregg, P.E.H. (2002a). Potassium-supplying power of selected Pallic soils of New Zealand. 1. Pot trial study. *New Zealand Journal of Agriculture Research*. 45, 113-122.

تأثیر تیمارهای مختلف و زمان بر کارایی حذف الکتروسینتیکی Zn، Cd و Pb از یک خاک آهکی آلوده

حسین بیرامی^{۱*}، محمد رضا نیشابوری^۲ و شاهین اوستان^۳

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ استاد گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، ^۳ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز

مقدمه

آلاینده‌ها و از جمله فلزات سنگین با تجمع در خاک بر فرایندهای طبیعی آن تأثیر گذاشته و از طریق تجمع در محصولات کشاورزی، وارد چرخه غذایی حیوانات و انسان می‌گردند. اصلاح الکتروسینتیکی خاک به عنوان یک فناوری جدید که مبتنی بر پدیده مهاجرت یونی در خاکها تحت تأثیر یک میدان الکتریکی می‌باشد، در سالهای اخیر مورد توجه قرار گرفته است [۴]. بطور کلی الکتروسینتیک در برگیرنده سه فرایند مهاجرت الکتریکی یونی، الکترواسمز و الکتروفورز است. در سالهای اخیر محققان زیادی برای اصلاح آلودگی فلزات سنگین از روش مذکور استفاده نموده‌اند. ژوو و همکاران [۶] با استفاده از این روش توانستند ۶۵ و ۶۳ درصد روی و مس خاک را حذف نمایند. اوتوسن و همکاران [۵] نیز با این فناوری میزان Zn خاک را به ۱۳ درصد مقدار اولیه آن کاهش دادند. افزایش شدید pH خاک در سمت کاتد بعثت الکترولیز آب که منجر به رسوب و کمپلکس شدن فلزات سنگین می‌شود از محدودیتهای روش الکتروسینتیکی بشمار می‌رود. از مواد شیمیایی متفاوتی برای رفع یا کاهش این محدودیت و برای افزایش کارایی حذف فلزات سنگین استفاده شده است. اهداف این تحقیق شامل بررسی (۱) افزایش کارایی روش اصلاح الکتروسینتیکی در حذف Zn، Cd و Pb با بکارگیری تیمارهای مختلف، (۲) تأثیر افزایش مدت زمان اعمال شدت جریان الکتریکی بر کارایی روش، (۳) تغییرات pH خاک و محلولهای مخازن کاتولیت و آنولیت در طی آزمایش.

مواد و روشها

یک خاک لوم رسی (Clay=۳۷٪، CEC=۲۴/۸ cmol_c kg⁻¹، CCE=۲۳٪) آلوده به فلزات Zn، Pb و Cd از مزرعه‌ای در مجاورت کارخانه سرب و روی زنجان نمونه برداری شده، پس از هواخشک شدن، از غربال ۲ میلی‌متری عبور داده شد. ستونهای خاک از جنس PVC با قطر داخلی ۶/۲ سانتی‌متر و طول ۲۲ سانتی‌متر، با چگالی ظاهری ۱/۳ گرم بر سانتی‌متر مکعب از خاک پر شدند. در دو انتهای ستونها برای جلوگیری از خروج خاک فیلترهایی قرار داده شد. الکترودهای مورد استفاده در دو انتهای ستون، از جنس گرافیت با قطر ۶۲ میلی‌متر و ضخامت ۵ میلی‌متر به فاصله ۲۴ سانتی‌متر از یکدیگر قرار گرفتند. سه نوع محلول الکترولیت آب مقطر (T_۱)، اسید استیک ۰/۰۱ مولار (T_۲)، EDTA ۰/۰۱ مولار (T_۳) و سیستم‌های جابجایی آند (T_۴) و جریان گردشی الکترولیت (T_۵) به عنوان تیمارهای آزمایشات الکتروسینتیکی بکار گرفته شدند. ستونهای خاک از دو انتها متصل به مخزنهای حاوی محلول کاتدی (کاتولیت) و آندی (آنولیت) بودند. برای برقرای جریان الکتریکی یک منبع تغذیه جریان مستقیم با اختلاف پتانسیل ۳۲ ولت بکار گرفته شد. ولتاژ و شدت جریان الکتریکی در بازه‌های زمانی ۲۴ ساعته بوسیله یک مولتی‌متر و pH مخازن کاتولیت و آنولیت توسط یک pH متر اندازه‌گیری شد. جریان الکتریکی در سه دوره زمانی ۱۲۰، ۲۴۰ و ۳۶۰ ساعت در ستونها برقرار شد. پس از این مدت، محلولهای موجود در مخزنهای کاتدی و آندی تخلیه شده و ستونهای خاک از سیستم جدا گشته و به قطعات ۲ سانتی‌متری برش داده شده و پس از هواخشک شدن با روش اسید نیتریک ۴ مولار [۷]، مقدار کل Zn، Cd و

Pb خاک استخراج و با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. همچنین برای ارزیابی تغییرات pH در طول ستون خاک مقادیر آن در قطعات برش داده شده اندازه‌گیری گردید.

نتایج و بحث:

مقادیر میانگین درصد حذف Zn، Cd و Pb از ستون خاک در جدول ۱ آورده شده است. میانگین مقدار حذف با افزایش زمان اعمال جریان الکتریکی در هر ۵ تیمار روند افزایشی داشت، دو تیمار EDTA و جابجائی آند دارای بیشترین میانگین درصد حذف بودند، بعد از آنها بترتیب تیمار جریان گردشی و اسید استیک و آب مقطر قرار داشتند. ایجاد کمپلکسهای محلول فلزات سنگین با EDTA، منجر به تحرک بیشتر و مهاجرت سریعتر آنها شده است. تیمار اسید استیک، کارایی حذف بالایی نداشت که دلیل این امر وجود درصد کربنات کلسیم معادل بالا در خاک می‌باشد. در تیمار جابجائی آند به علت انتقال منطقه تولید بار الکتریکی و پروتن به سمت کاتد، کارایی حذف افزایش یافت. تیمار جریان گردشی با کنترل pH مخازن آنولیت و کاتولیت افزایش کارایی حذف را در پی داشت. یافته‌های مشابهی در مورد تأثیرات EDTA در افزایش کارایی حذف فلزات سنگین و علل آن توسط کورنیلوویچ و همکاران [۳] گزارش شده است. pH خاک در طول ستون دارای روند افزایشی از سمت آند به کاتد است، که ناشی از الکترولیز آب و تولید یونهای H^+ و OH^- و انتقال این یونها از طریق مهاجرت یونی، الکترواسمز و انتشار یونی به سمت الکترودهای با بار مخالف است، چنین تغییرات pH مابین کاتد و آند می‌تواند موجب ممانعت از مهاجرت یونهای آلاینده شود [۱]، pH پایین در آند موجب حل شدن رسوبات Zn و واجذب شدن آن شده و برعکس pH بالا در کاتد سبب رسوب آن می‌گردد. در بررسی pH آنولیت و کاتولیت مشاهده شد که، pH آنولیت روند نزولی داشته و pH کاتولیت برعکس روند افزایشی داشت. چنین تغییراتی در pH کاتولیت و آنولیت توسط چانگ و کنگ [۲] نیز گزارش شده است.

جدول ۱- میانگین درصد حذف Zn، Cd و Pb از خاک در تیمارها و دوره‌های زمانی مختلف

فلز سنگین	مدت اعمال جریان الکتریکی (ساعت)	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅
Zn	۱۲۰	۱۷/۸۶	۱۵/۰۸	۳۳/۱۷	۱۷/۹۳	۲۱/۹۰
	۲۴۰	۲۳/۵۷	۲۵/۴۴	۴۰/۰۹	۳۰/۶۵	۲۸/۹۸
	۳۶۰	۲۵/۲۴	۲۷/۲۳	۴۳/۹۰	۴۴/۸۷	۲۹/۰۵
Cd	۱۲۰	۲۱/۳۴	۲۲/۴۸	۳۱/۵۰	۱۶/۳۳	۱۶/۰۹
	۲۴۰	۲۴/۸۴	۲۸/۱۲	۳۴/۳۳	۲۲/۷۱	۲۰/۱۹
	۳۶۰	۲۶/۰۲	۲۹/۸۶	۳۷/۶۹	۳۲/۱۹	۲۷/۶۶
Pb	۱۲۰	۶/۳۹	۴/۷۹	۲۱/۸۵	۷/۸۳	۶/۴۸
	۲۴۰	۹/۸۲	۶/۰۴	۲۲/۲۴	۱۴/۳۹	۱۰/۶۷
	۳۶۰	۱۳/۸۹	۱۳/۰۵	۲۳/۶۹	۱۹/۴۲	۱۴/۴۸

منابع

- Altin, A., and Degirmenci, M. 2005. Lead (II) removal from natural soils by enhanced electrokinetic remediation. Science of the Total Environment. 337:1-10.
- Chung, H.I., and Kang, B.H. 1999. Lead removal from contaminated marine clay by electrokinetic soil decontamination. Engineering Geology. 53:139-150.

- Kornilovich, B., Mishchuk, N., Abbruzzese, K., Pshinko, G., and Klishchenko, R. 2005. Enhanced electrokinetic remediation of metals-contaminated clay. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Aspects*. 265:114-123.
- Lee, H.H., and Yang, J.W. 2000. A new method to control electrolytes pH by circulation system in electrokinetic soil remediation. *Journal of Hazardous Materials*. B77:227-240.
- Ottosen, L.M., Hansen, H.K., Ribeiro, A.B., and Villumsen, A. 2001. Removal of Cu, Pb and Zn in an applied electric field in calcareous and non-calcareous soils. *Journal of Hazardous Materials*. B85:291-299.
- Zhou, D.-M., Deng, C.-F., Alshawabkeh, A.N., and Cang, L. 2005-a. Effects of catholyte conditioning on electrokinetic extraction of copper from mine tailings. *Environment International*. 31:885 – 890.
- Sposito, G., Lund, L.J. and Chang, A.C. 1982. Trace metal chemistry in arid-zone fields soil amended with sewage sludge. 1. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd and Pb in solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:260-264.

تأثیر ترکیب معدنی خاک در جذب و رها سازی پتاسیم

کامران افتخاری^۱، عزیز مومنی^۱، محمد رضا بلالی^۱ و محمد جمشیدی^۱

^۱ اعضاء هیات علمی موسسه تحقیقات خاک و آب

مقدمه

در ایران برنامه های توصیه کودی بدون در نظر گرفتن بنیه غذایی خاک ها و توازن عناصر غذایی در آن انجام می شود. از سوی دیگر، رویکرد توصیه کودی در دنیا حفظ حاصلخیزی خاک در راستای کشاورزی پایدار است. به همین دلیل اهمیت توجه به مسئله مصرف متعادل عناصر غذایی و بویژه پتاسیم می تواند از جایگاه خاصی برخوردار گردد. با وارد شدن ارقام پر محصول در سیستم های کشاورزی و توسعه مکانیزاسیون و از همه مهمتر حذف تدریجی آیش از سیستم های کشت، تخلیه بنیه غذایی خاک های کشور از پتاسیم رو به افزایش است [۶]. لذا در حال حاضر افزایش این عنصر به صورت کودهای شیمیایی در مناطق مبتلا به اجتناب ناپذیر است. با مطرح شدن بحث آزمون خاک در ایران، توصیه مصرف کودهای پتاسه بدون توجه به ظرفیت خاک برای جذب و رها سازی پتاسیم انجام می شود. در اکثر آزمایشهایی که در زمینه تغذیه گیاه با پتاسیم به اجرا گذاره می شوند توجه چندانی به ذخایر پتاسیم خاک نشده و اطلاعات کمی در مورد نسبت کانی های اجزا شن، سیلت و رس خاکهایی که در این آزمایشها به کار رفته اند، ارایه نمی گردد. در این تحقیق تأثیر ترکیب معدنی خاک در میزان رها سازی و جذب پتاسیم قابل دسترس گیاه مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روشها

برای انجام این تحقیق ۳۲۴ نمونه خاک از محل اجرای طرح های تحقیقاتی در نقاط مختلف کشور جمع آوری شد. خصوصیات مورد نظر شامل مقدار پتاسیم قابل دسترس خاک با روش استات آمونیم [۸]، تثبیت پتاسیم با روش جکسون [۴]، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک با روش باور [۸]، ماده آلی خاک با روش والکی و بلک [۸]، آهک با روش تیتراسیون [۸]، گچ به روش استن [۸] و مقدار شن، سیلت و رس به روش هیدرومتری اندازه گیری گردید [۸]. ترکیب معدنی خاک ها با کمک دستگاه پراش نگار پرتو ایکس مدل دیانو ۸۰۰۰ و لامپ مسی با طول موج اشعه ۱/۰۵۴۹ آنگستروم تهیه و مطالعه گردیدند [۸]. خاک ها بر اساس مقدار پتاسیم قابل دسترس (Ka) در گروه های خیلی کم (۰ تا ۴۰ mg/kg)، کم (۴۰ تا ۸۰ mg/kg)، نسبتا کم (۸۰ تا ۱۲۰ mg/kg)، متوسط (۱۲۰ تا ۱۶۰ mg/kg)، کمی زیاد (۱۶۰ تا ۲۴۰ mg/kg)، نسبتا زیاد (۲۴۰ تا ۳۲۰ mg/kg)، زیاد (۳۲۰ تا ۴۵۰ mg/kg) و خیلی زیاد (بیش از ۴۵۰ mg/kg) گروه بندی شدند و هر گروه به زیرگروه هایی با ظرفیت تبادل کاتیونی کم (۰ تا ۵ [Cmol(+)/kg])، متوسط (۵ تا ۱۰ [Cmol(+)/kg])، زیاد (۱۰ تا ۲۰ [Cmol(+)/kg]) و خیلی زیاد (بیشتر از ۲۰ [Cmol(+)/kg]) دسته بندی گردیدند. با اعمال تکنیک های آماری و رگرسیونی اقدام به تجزیه و تحلیل نتایج گردید و مقدار رها سازی و جذب پتاسیم در خاک های مورد آزمایش مورد بررسی قرار گرفت.

نتایج و بحث

مقایسه منحنی های پراش نگار پرتو ایکس گروه خاک های با مقدار Ka نسبتا کم، متوسط، کمی زیاد، نسبتا زیاد و زیاد نشان داد که مقدار Ka خاک تا حد زیادی تحت تأثیر حضور همزمان کانی ایلیت و سایر کانی های ۱۴ آنگسترومی اسمکتیت، ورمی کولیت و کلریت قرار دارد. اثر جمعی مقدار، درصد نسبی و درجه تبلور این کانی ها احتمالا کنترل کننده مقدار Ka در خاک است [۱]. منحنی های پراش تهیه شده از نمونه های خاک در هر یک از گروه های فوق نشان

داده است که هر قدر مقدار کانی ایلیت در خاک افزایش یابد و نسبت آن به کانی های ۱۴ آنگسترومی اسمکتایت، ورمی کولیت و کلریت بیشتر گردد بر مقدار K_a خاک افزوده می شود [۵، ۱۰].

نتایج اندازه گیری های تعیین ظرفیت تثبیت پتاسیم خاک با روش خشک و مرطوب نشان داد که انقباض و انبساط ناشی از خشک و مرطوب شدن خاک نه تنها باعث تثبیت پتاسیم افزوده شده به خاک ها نمی شود، بلکه در بسیاری از موارد موجب آزاد شدن مقادیر قابل توجهی پتاسیم در محلول خاک نیز می گردد [۱، ۲، ۳]. نتایج تجزیه و تحلیل های آماری در گروه خاک های دارای توانایی تثبیت پتاسیم طی فرآیند خشک و مرطوب شدن خاک نشان داد که بین مقدار K_a خاک و مقدار تثبیت پتاسیم در فرآیند خشک و مرطوب شدن و OC ، CEC ، سیلت و رس همبستگی های مثبت و بین K_a خاک و مقدار آهک و شن خاک همبستگی معنی دار منفی وجود دارد. در گروه خاک های با توانایی رهاسازی پتاسیم نیز همانند گروه خاک های با توانایی تثبیت پتاسیم، همبستگی مثبت و معنی دار بین مقدار K_a خاک و OC ، CEC ، سیلت، رس و ظرفیت رهاسازی پتاسیم خاک و همبستگی منفی و معنی دار بین مقدار K_a و مقدار آهک و شن خاک دیده شد. بررسی های کانی شناسی در جزء رس خاک ها، نشان داد که فرآیند تثبیت و رهاسازی پتاسیم در هر یک از دو گروه، صرفنظر از مقدار رس، ترکیب معدنی و غالب بودن کانی های ایلیت و یا کانی های ۱۴ آنگسترومی و یا مقدار اولیه K_a خاک اتفاق افتاده است. تاثیر خشک و مرطوب شدن خاک در جذب و رهاسازی پتاسیم از روند مشخصی تبعیت نمی کند بدان معنی که ممکن است در خاکی با یک ترکیب کانی شناسی مشخص باعث تثبیت و در خاک دیگر با همان ترکیب کانی شناسی باعث رهاسازی پتاسیم گردد. احتمالاً در خاک های دارای قدرت تثبیت، پدیده خشک شدن خاک باعث به هم نزدیک شدن لایه های انبساط پذیر و در نتیجه تثبیت بیشتر پتاسیم به ویژه یون های پتاسیم موجود در مکان های تبادلی جانبی ذره رس گردیده و در مقابل در خاک های با قدرت رهاسازی، خشک شدن خاک منجر به ورقه ورقه شدن لایه های ساختاری کانی و افزایش مقدار آزاد شدن پتاسیم در محلول خاک می گردد [۷، ۹].

منابع

- 1- De Mumbrum, L. E., and Hoover, C. D. 1958. Potassium release and fixation related to illite and vermiculite as single minerals and in mixtures. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 22: 222 – 225.
- Dhillon, S. K., P. S. Sidhu and Bansal, R. C. 1989. Release of potassium from some benchmark soils of India. *J. Soil Sci.* 40: 783 – 797.
- Fanning, D. S. and Keramidas, V. Z. 1977. Micas. P, 195-258. In J. B. Dixon and S. B. Weed (ed). *Minerals in soil environments*. Soil Science Society of America, Madison, WI.
- Jackson, M. L. 1974. *Soil chemical analysis*. Publ. by Prentice-Hall. U.S.A.
- Jackson, M. L., and Luo, J. X. 1988. Potassium release mechanism on drying soils. Nonexchangeable to exchangeable potassium by protonation of mica. *Soil Sci.* 141: 225-229.
- Moameni, A. 1999. Soil quality changes under long-term wheat cultivation in the marvdast plain, south central Iran. PhD thesis. ITC, Enschede, The Netherlands.
- Mortland, M. M. 1961. The dynamic character of potassium release and fixation. *Soil Sci.* 91: 11-13.
- Page, A. L., R. H. Miller and Keeney, D. R. 1982. *Methods of soil analysis*. Part 2. Chemical and microbiological properties. ASA. SSSA.
- 9- Richards, G. E., and Mclean, E. O. 1963. Potassium fixation and release by clay minerals and soil clays on wetting and drying. *Soil Sci.* 95:308-314.
- Saleem, A. 1993. Potassium availability as affected by soil mineralogy. In: Regional symposium about K availability of soils in West Asia and North Africa. SWRI & IPI. Tehran. I. R. Iran.

مدل سازی ماکروسکپی پالایش سبز نیکل با استفاده از تابع کاهش عملکرد

مسعود داوری^۱، مهدی همایی^۲

^۱ دانشجوی دکتری خاکشناسی و ^۲ استاد گروه خاکشناسی دانشکده کشاورزی، دانشگاه تربیت مدرس تهران

مقدمه

خاک سومین جزء زیست‌بوم پس از آب و هوا است که همواره در معرض آلودگی قرار دارد. معمولاً، اختلال‌های ناشی از آلودگی را دیرتر از دیگر اجزا زیست‌بوم بروز می‌دهد. لیکن تقابل بین این سه جزء از سویی و نهشتن مداوم آلاینده‌ها در خاک از سویی دیگر، بروز آلودگی و ایجاد مشکلاتی را در خاک بدنبال دارد. از میان ترکیبات آلوده کننده‌ی خاک، فلزات سنگین بدلیل غیر قابل تجزیه بودن و اثرات زیان‌بار فیزیولوژیک بر جانداران در غلظت‌های کم، اهمیتی ویژه دارند. پالایش سبز (phytoremediation) روشی نوین برای زدودن آلودگی از خاک، آب، رسوبات و نیوار است. این روش در مقایسه با دیگر روش‌ها، ساده، ارزان و قابل کاربرد در سطوح وسیع است [۱، ۳]. هر چند که مدل‌سازی پالایش سبز در شناخت این پدیده و مدیریت خاک‌های آلوده اهمیت دارد، لیکن تاکنون پژوهش‌هایی بنیادی که پالایش سبز آلاینده‌ها را از خاک بصورت کمی بیان کند تنها بصورتی محدود انجام گرفته است. بنابراین در این پژوهش، تلاش گردید تا پالایش سبز نیکل بعنوان تابعی از عملکرد نسبی و غلظت آن در خاک بصورت یک مدل غیرمکانستیک ارائه گردد:

$$\frac{Y}{Y_m} = \frac{1}{1 + \left(\frac{C_{hm}}{C_{hm50}} \right)^p} \quad (1)$$

که در آن، Y و Y_m عملکرد گیاه با و بدون آلودگی (Kg. ha^{-1})، C_{hm50} غلظتی از آلاینده‌ی نیکل است که در آن عملکرد نسبی ۵۰ درصد کاهش می‌یابد. P ضریبی تجربی است که به خاک، گیاه و اقلیم وابسته است. در مرحله دوم، برای مدل‌سازی غلظت نسبی نیکل در گیاه با توجه به روند داده‌ها مدل زیر پیشنهاد شد.

$$\frac{C_{hmp}}{C_{hmp}^m} = a(1 - e^{-bC_s}) \quad (2)$$

که در آن، C_{hmp} غلظت فلز سنگین در گیاه (mg/kg)، C_{hmp}^m بیشینه غلظت آلاینده در گیاه (mg/kg)، C_s غلظت کل آلاینده در خاک و a و b ضرایبی تجربی هستند.

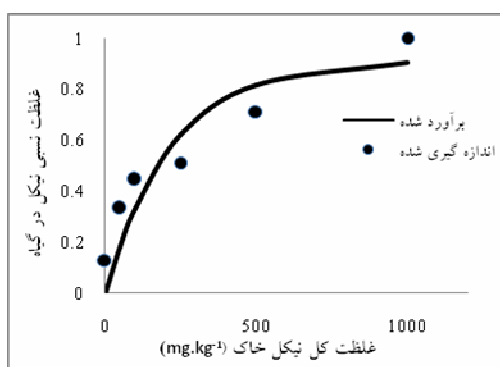
آنگاه با ترکیب مدل تغییرات عملکرد نسبی گیاه (۱) و مدل تغییرات غلظت نسبی نیکل در ماده خشک گیاه (رابطه ۲) مقدار پالایش آلودگی نیکل از خاک بصورت کمی بیان گردید.

مواد و روش‌ها

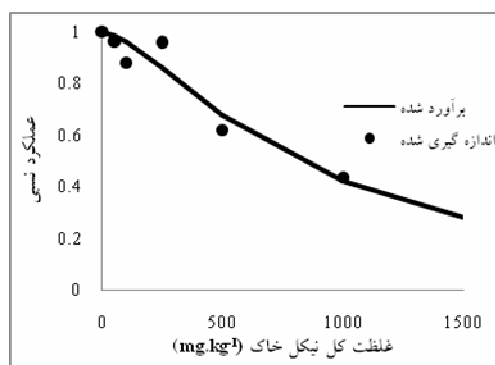
به منظور مدل‌سازی پالایش سبز آلاینده‌ی نیکل، آزمایشی در خاکی با بافت لوم رسی اجرا شد. خاک با استفاده از نمک کلرید نیکل با سطوح غلظتی صفر، ۵۰، ۱۰۰، ۲۵۰، ۵۰۰ و ۱۰۰۰ میلی گرم در کیلوگرم آلوده و بمدت ده هفته در شرایط رطوبتی ظرفیت زراعی رها شد تا خاک و آلاینده از نظر شیمیایی به تعادل برسند. پس از پر کردن گلدانها با خاک آلوده، بذر کلم زینتی در آنها کاشته شد. گیاهان هر سه تکرار برداشت و عملکرد آنها اندازه گیری شد. نیکل گیاه و نیکل کل خاک بترتیب با روش اکسیداسیون تر و اکسیداسیون با اسید نیتریک ۴ مولار عصاره‌گیری و با دستگاه‌های جذب اتمی (Atomic Absorption Spectrometer, Shimadzu AA-670G) و پرتوسنجی نشری پلاسمایی جفت شده القایی (Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry, Varian Vista-PRO) اندازه گیری شد [۲]

نتایج و بحث

در شکل ۱، مدل ۱ بر داده‌های اندازه‌گیری شده برازش داده شده است. نتایج حاصل از این شکل بیانگر آن است که با افزایش غلظت کل نیکل خاک، عملکرد نسبی بصورت غیر خطی کاهش می‌یابد. با بهره‌گیری از روش حداقل مجموع مربعات خطا، مقدار بهینه‌ی پارامتر Ni_{50} در مدل ۱ برابر با $810/2$ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک و پارامتر P برابر با $1/54$ بدست آمد. شکل ۲ تغییرات غلظت نسبی نیکل در ماده خشک گیاهی را در برابر غلظت کل نیکل خاک نشان می‌دهد. همان‌گونه که در این شکل مشاهده می‌شود مدل پیشنهادی برازش قابل قبولی بر داده‌های اندازه‌گیری شده ارائه می‌دهد.

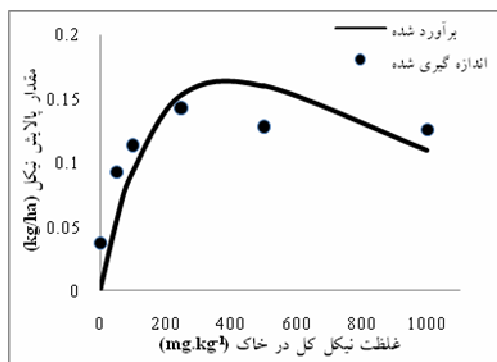


شکل ۲- غلظت نسبی نیکل در ماده خشک کلم زینتی به‌عنوان تابعی از آلودگی نیکل خاک



شکل ۱- مقایسه عملکرد نسبی اندازه‌گیری شده و برآورد شده بوسیله‌ی مدل ۱ در سطوح مخلف نیکل خاک

در شکل ۳ مقدار نیکل پالوده شده از خاک در سطوح مختلف آلاینده‌ی نیکل ارائه شده است. در این شکل مشاهده می‌شود برآورد مقدار نیکل پالوده شده از خاک توسط گیاه کلم زینتی با استفاده از ترکیب روابط ۱ و ۲، همبستگی بالایی ($R^2 > 0/89$) با مقادیر اندازه‌گیری شده دارد.



شکل ۳- مقدار برآورد شده و اندازه‌گیری شده پالایش سبز نیکل در سطوح مختلف غلظتی خاک توسط کلم زینتی ($kg \cdot ha^{-1}$)

منابع

- [1] Alloway, B.J. (1990). Heavy metals in soils: Lead. Blackie and Glasgow. Ltd. London. pp.177-196.
- [2] Brooks, R. R. (1998). Plants That Hyperaccumulate Heavy Metals. CAB International, Wallingford, UK.
- [3] McGrath, S. P and Zhao, F. J. (2003). Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. Curr Opin Biotechnol. 14:277-282.

توزیع شکل های شیمیایی مس و روی در زمان های مختلف در پروفیل عمقی خاکهای آبیاری

شده با پساب فاضلاب شهری

محبوب صفاری^{۱*}، وحید رضا صفاری^۲، معصومه معاذالهی^۲، حامد فتحی^۱، مصطفی عمادی^۴

^۱ دانشجوی کارشناسی ارشد، ^۴ دانشجوی دکتری، گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی شیراز، دانشگاه شیراز

^۲ دانشجوی کارشناسی ارشد گروه خاکشناسی، ^۳ استادیار گروه باغبانی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شهید باهنر کرمان

مقدمه

استفاده از پساب فاضلاب شهری و خانگی در امر آبیاری و تولید محصولات کشاورزی، به عنوان منبعی سرشار از آب و عناصر مورد نیاز گیاه، از دیر باز در بسیاری از نقاط دنیا رواج داشته است. تحقیقات نشان می دهد که استفاده دراز مدت از آبیاری، منجر به بروز آلودگی های زیست محیطی مختلف در خاک می شود [۱]. از آنجایی که پساب فاضلاب حاوی مقادیر عناصر سنگین می باشد، لذا کاربرد آن در دراز مدت سبب تجمع عناصر سنگین در اعماق مختلف خاک می شود. تحقیق حاضر به منظور بررسی شکل های شیمیایی روی و مس در زمانهای شش ماهه اول و دوم سال در سه عمق در خاکهای آبیاری شده با پساب فاضلاب تصفیه شده دانشگاه شهید باهنر کرمان انجام گرفت.

مواد و روشها

به منظور این پژوهش، از ۳ محل آبیاری شده با پساب فاضلاب تصفیه شده که جهت آبیاری و کشت تحقیقاتی پسته انجام گرفته بود ۳ نمونه خاک از اعماق ۳۰ تا ۶۰، ۶۰ تا ۹۰ سانتی متری (جمعا ۲۷ نمونه با ۳ تکرار) در دو زمان (شهریور ۱۳۸۵ و اسفند ۱۳۸۵) برداشت شد. نمونه های برداشت شده بعد از خشک کردن و عبور از الک ۲ میلیمتری خصوصیات شیمیایی آن (پهاش، شوری، ظرفیت تبادل کاتیونی، کربن آلی، آهک و روی و مس قابل استفاده گیاه) به روش های متداول اندازه گیری شد. نتایج تجزیه پساب فاضلاب تصفیه شده شهری حاکی از پایین بودن عناصر سنگین در فاضلاب تصفیه شده می باشد. میزان عناصر روی و مس در آن به ترتیب دارای میانگینی به مقدار ۰/۲۷ و ۰/۳۱ میلی گرم در لیتر می باشند. سایر عناصر سمی از قبیل کادمیم، سرب، نیکل، کبالت در پساب به مقداری بسیار کم و ناچیزی وجود داشت. برای جداسازی و تعیین شکل های شیمیایی روی و مس در خاک های مورد مطالعه، از روش عصاره گیری اسپوزیتو و همکاران (۱۹۸۲)^[۳] استفاده شد. شکل های شیمیایی مورد بررسی در روش اسپوزیتو و همکاران شامل شکل های تبادلی، جذبی، آلی، کربناتی و تنمه می باشند که به ترتیب با عصاره گیرهای نترات پتاسیم، آب مقطر، هیدروکسید سدیم، Na₂EDTA و اسید نیتریک عصاره گیری می شوند.

نتایج و بحث

در بررسی خصوصیات شیمیایی خاکهای مورد مطالعه قبل آبیاری تمام پارامترهای پهاش، شوری، ظرفیت تبادل کاتیونی، کربن آلی، آهک و روی و مس قابل استفاده گیاه با افزایش عمق کاهش پیدا نمودند. تعیین شکل های شیمیایی روی و مس با روش عصاره گیری متوالی در نمونه برداری اولیه پس از گذشت ۶ ماه از آبیاری با پساب فاضلاب نیز نشان از روند کاهشی معنی دار تمام شکل های شیمیایی در عمق شده است که نتایج بدست آمده مشابه نتایج فلورس و همکاران (۱۹۹۷)^[۲] می باشد (جدول ۱). در بررسی شکل های شیمیایی روی بیشترین اشکال در تمام اعماق مربوط به شکل های تنمه و آلی و برای مس شکل های تنمه و کربناتی شکل می باشند. اما در بررسی شکل های شیمیایی روی و

مس در نمونه برداری دوم پس از گذشت ۱۲ ماه از آبیاری با پساب فاضلاب نیز نشان از روند کاهشی معنی دار تمام شکل های شیمیایی در عمق شده است (جدول ۲). اما روند افزایشی و معنی داری را در کلیه شکل ها نسبت به نمونه های برداشت شده اولیه نشان می دهد. که بیشترین روند افزایشی در شکل های تتمه و کربناتی در شکل های شیمیایی روی و شکل های تتمه و آلی در شکل های شیمیایی مس بدست آمد. با توجه به نتایج بدست آمده، با گذشت زمان و افزایش آبیاری شکل های شیمیایی روی و مس از شکل های متحرک (آلی و کربناتی) به شکل های غیر متحرک (تتمه) و با افزایش عمق با اینکه شکل های شیمیایی نسبت به سطح پروفیل کاهش پیدا کرده اند اما روند تبدیل شکل های متحرک به شکل های غیر متحرک همچنان به چشم می آید. که می تواند ما را نسبت به استفاده طولانی مدت این پساب به علت کاهش شکل های متحرک جهت جلوگیری از نفوذ این شکل ها به سطوح پایین تر و آلودگی های سفره های زیرزمینی، خوش بین کند. البته در شرایطی که مقدار تجمع عناصر سنگین در گیاهان کشت شده از حد مجاز کمتر باشند.

جدول ۱- شکل های شیمیایی روی و مس در ۳ عمق پس از گذشت شش ماه از آبیاری با پساب فاضلاب (هر عدد میانگین ۲۷ عدد)**.

قابل استفاده گیاه	جمع شکل ها		تتمه		کربناتی		آلی		جذب		تبادلی		شکل های شیمیایی	
مس	روی	مس	روی	مس	روی	مس	روی	مس	روی	مس	روی	مس	عمق نمونه برداری	
۰/۸۶	۴۸/۵	۸۵/۸	۳۲/۱	۶۶/۶	۷/۸	۷/۷	۴/۳	۸/۹	۰/۹	۰/۸	۳/۴	۱/۸	۰-۳۰ cm	عمق نمونه برداری
۰/۵۴	۳۹/۴	۶۷/۲	۲۶/۱	۵۴/۳	۶/۷	۵/۹	۳/۱	۶/۶	۰/۷	n.d.	۲/۸	۰/۴	۳۰-۶۰ cm	
۰/۷	۰/۳۰	۲۲/۶	۵۴/۳	۱۰/۹	۴۵/۳	۵/۹	۴/۳	۲/۹	۴/۷	۰/۶	n.d.	n.d.*	۶۰-۹۰ cm	

n.d.* : غیر قابل تشخیص توسط دستگاه ** بین تمام شکل ها (بجز شکل جذب روی) در اعماق مختلف تفاوت معنی داری در سطح ۰/۰۵ وجود دارد.

جدول ۲- شکل های شیمیایی روی و مس در ۳ عمق پس از گذشت دوازده ماه از آبیاری با پساب فاضلاب (هر عدد میانگین ۲۷ عدد)**.

قابل استفاده گیاه	جمع شکل ها		تتمه		کربناتی		آلی		جذب		تبادلی		شکل های شیمیایی	
مس	روی	مس	روی	مس	روی	مس	روی	مس	روی	مس	روی	مس	عمق نمونه برداری	
۲/۱	۱/۱	۵۶/۶	۹۲/۳	۳۵/۲	۶۹/۴	۹/۱	۹/۹	۷/۱	۹/۴	۱/۳	۱/۳	۳/۹	۲/۳	۰-۳۰ cm
۱/۶	۰/۷۳	۴۶/۴	۷۴/۳	۲۹/۲	۵۷/۷	۷/۵	۷/۸	۵/۶	۷/۵	۰/۹	۰/۷	۳/۲	۰/۶	۳۰-۶۰ cm
۰/۹	۰/۴۲	۲۸/۲	۵۷/۸	۱۴/۵	۴۶/۸	۶/۳	۵/۹	۴/۱	۵/۱	۰/۶	n.d.	۲/۷	n.d.*	۶۰-۹۰ cm

n.d.* : غیر قابل تشخیص توسط دستگاه ** بین تمام شکل ها در اعماق مختلف تفاوت معنی داری در سطح ۰/۰۵ وجود دارد.

منابع:

- [1] Feizi, M. 2001. Effect of treated wastewater on accumulation of heavy metals in plant and soil. In: Ragab Ragab, Geof Pearce, Ju-Changkim, Saeed Nairizi, and Atef Hamdy. (Eds). 2001. 52 nd ICID, International Workshop on Wastewater Reuse and Management. Seoul Korea. 137-146.

- [2] Flores, L., G. Blas, G. HernAndez, and R. alcala. (1997). Distribution and sequential extraction of some heavy metals from soils irrigated with wastewater from Mexico City. *Water, Air, and Soil Pollution* 98: 105–117.
- [3] 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 solid phases. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46: 260-264.

مقایسه روش‌ها و عصاره‌گیرهای مختلف جهت استخراج کربوهیدرات‌ها در خاک

جابر فلاح‌زاده^۱ و محمدعلی حاج‌عباسی^۲

^۱ دانشجوی سابق کارشناسی ارشد خاکشناسی، ^۲ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

مقدمه

کربوهیدرات‌ها جزء مواد آلی ناپایدار خاک بوده و مهمترین خصوصیت آنها، پیوند دادن ذرات در خاکدانه‌ها و نگهداری آب در خاک می‌باشد [۴]. استخراج صحیح کربوهیدرات‌ها برای تعیین نقش آنها در خاک ضروری است. روش فنول-اسید سولفوریک روش مناسبی برای اندازه‌گیری کربوهیدرات‌های خاک می‌باشد [۲]. اما محققین تاکنون جهت استخراج کربوهیدرات‌ها از روش‌های مختلفی از قبیل حرارت‌دادن، تکان‌دادن و همچنین عصاره‌گیرهایی مثل آب مقطر و اسید سولفوریک استفاده نموده‌اند، که مقادیر کربوهیدرات استخراجی از هر روش و هر نوع عصاره‌گیر متفاوت است. [۱]. در این تحقیق سعی شده است کربوهیدرات قابل عصاره‌گیری با روش‌ها و عصاره‌گیرهای مختلف در چند خاک متفاوت، مقایسه شوند تا روش و عصاره‌گیر مناسب جهت عصاره‌گیری کربوهیدرات در هر نوع خاک مشخص گردد.

مواد و روش‌ها

جهت انجام آزمایش چهار نوع خاک رسی غیر شور، رسی شور، رسی با مواد آلی بالا و شنی انتخاب و در سه تکرار از عمق ۰-۳۰ سانتی‌متری نمونه‌برداری شد. خاک رسی غیر شور از دشت جوانمردی در شرق لردگان، خاک رسی شور از ایستگاه رودشت اصفهان، خاک رسی-آلی از جنگل‌های بلوط لردگان و خاک شنی از اراضی کشاورزی شهرستان ابرکوه جمع‌آوری گردید. برای عصاره‌گیری کربوهیدرات‌های خاک از سه روش آون، شیکر و حمام بخار استفاده شد. در روش آون از چهار عصاره‌گیر اسید سولفوریک ۰/۲۵ و ۰/۵ مولار، آب مقطر و سولفات پتاسیم ۰/۵ مولار استفاده گردید و به یک گرم از هر خاک ۱۰ میلی‌لیتر عصاره‌گیر افزوده و به مدت ۲۴ ساعت در داخل آون (۸۰ °C) قرار داده شد و با سانتریفوژ (rpm ۱۰۰۰۰) به مدت ۱۵ دقیقه عصاره‌گیری گردید. در روش شیکر از چهار عصاره‌گیر اسید سولفوریک ۰/۲۵، ۰/۵ و ۱ مولار و سولفات پتاسیم ۰/۵ مولار استفاده شد و به یک گرم از هر خاک ۱۰ میلی‌لیتر عصاره‌گیر افزوده و به مدت ۱۶ ساعت در داخل شیکر قرار داده شد و با سانتریفوژ (rpm ۳۰۰۰) به مدت ۳۰ دقیقه عصاره‌گیری گردید. در روش حمام بخار از چهار عصاره‌گیر اسید سولفوریک ۰/۲۵ و ۰/۵ مولار، آب مقطر و سولفات پتاسیم ۰/۵ مولار استفاده شد و به یک گرم از هر خاک ۱۰ میلی‌لیتر عصاره‌گیر افزوده و به مدت ۲/۵ ساعت در داخل حمام بخار قرار گرفت و با سانتریفوژ (rpm ۳۰۰۰) به مدت ۳۰ دقیقه عصاره‌گیری گردید. در مرحله بعد، به ۲ میلی‌لیتر از هر عصاره ۰/۰۵ میلی‌لیتر محلول فنول ۸۰ درصد وزنی و ۵ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ جهت ایجاد رنگ زرد متمایل به نارنجی اضافه گردید و مقدار جذب در طول موج ۴۹۰ نانومتر با استفاده از دستگاه اسپکتروفتومتر قرائت شد. برای تهیه منحنی استاندارد جهت محاسبه مقدار کربوهیدرات‌ها، از محلول گلوکز استفاده گردید [۴].

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد مطالعه

خاک‌های مورد مطالعه	EC _(1:1) (dS/m)	pH	کربن آلی (گرم در کیلوگرم)	نیترژن کل (گرم در کیلوگرم)
رسی غیر شور	۰/۴	۸/۵	۷/۳	۰/۷۷
رسی شور	۱۴/۳	۸/۴	۵/۰	۰/۶۴
رسی با مواد آلی بالا	۰/۶	۸/۲	۴۰/۰	۳/۷۰
شنی	۳/۰	۷/۹	۲/۶	۰/۵۴

نتایج و بحث

مقادیر کربوهیدرات عصاره‌گیری‌شده با روش شیکر کمتر از روش‌های آون و حمام بخار است. در خاک رسی-آلی سولفات‌پتاسیم نسبت به آب مقطر کربوهیدرات بیشتری عصاره‌گیری می‌کند و در بقیه خاک‌ها تفاوت معنی‌داری بین این دو عصاره‌گیر وجود ندارد. به این علت که اسید رقیق قادر به تجزیه ترکیبات سلولزی نیست [۵]، با افزایش غلظت اسید، غلظت کربوهیدرات استخراج‌شده نیز افزایش یافته است. بر این اساس که کربوهیدرات‌ها ۵ الی ۲۵ درصد کربن آلی خاک را تشکیل می‌دهند [۳]، در این تحقیق استفاده از اسید ۱ مولار موجب شد که مقادیر کربوهیدرات اندازه‌گیری‌شده در خاک‌ها (به جزء خاک رسی-آلی) بسیار زیاد باشد (براساس مقدار کربن آلی خاک - جدول ۱)، در نتیجه فقط در خاک‌هایی با مواد آلی زیاد می‌توان از اسید ۱ مولار جهت عصاره‌گیری کربوهیدرات‌ها استفاده نمود.

جدول ۲- مقادیر کربوهیدرات عصاره‌گیری‌شده (g/Kg) با روش و عصاره‌گیرهای متفاوت

نمونه‌های خاک مورد مطالعه				روش‌های عصاره‌گیری	محللول‌های عصاره‌گیر
رسی-غیر شور	رسی-آلی	رسی-شور	شنی		
۳/۰ ^{bc} (۱/۶۴)	۱۵/۹ ^b (۱/۱۴)	۱/۲ ^{ef} (۰/۱۵)	۱/۴ ^{cde} (۰/۴۳)	آون	سولفات‌پتاسیم
۰/۵ ^d (۰/۲۲)	۴/۱ ^d (۱/۰۲)	۰/۴ ^g (۰/۰۱)	۰/۴ ^g (۰/۰۴)	شیکر	۰/۲۵ مولار
۲/۴ ^{bcd} (۱/۱۴)	-	۱/۴ ^e (۰/۲۸)	۱/۰ ^{de} (۰/۰۲)	حمام بخار	
۲/۶ ^{bcd} (۱/۴۷)	۷/۴ ^{cd} (۰/۱۴)	۱/۰ ^{efg} (۰/۱۵)	۰/۹ ^{de} (۰/۲۶)	آون	آب مقطر
۲/۷ ^{bcd} (۱/۴۵)	-	۰/۹ ^{efg} (۰/۰۵)	۰/۷ ^{de} (۰/۱۳)	حمام بخار	
۳/۱ ^{bc} (۱/۵۸)	۱۲/۴ ^{bc} (۰/۹۸)	۱/۵ ^{de} (۰/۰۶)	۲/۷ ^{bc} (۰/۹۸)	آون	اسید سولفوریک
۱/۰ ^{cd} (۰/۲۳)	۶/۱ ^{cd} (۰/۳۸)	۰/۶ ^{fg} (۰/۰۵)	۰/۸ ^{de} (۰/۵۵)	شیکر	۰/۲۵ مولار
۲/۶ ^{bcd} (۰/۹۴)	-	۲/۱ ^d (۰/۳۴)	۳/۰ ^b (۱/۰۲)	حمام بخار	
۶/۶ ^a (۰/۵۷)	۲۹/۵ ^a (۱/۰۴)	۶/۱ ^a (۰/۳۱)	۵/۷ ^a (۰/۵۵)	آون	اسید سولفوریک
۲/۰ ^{bcd} (۰/۸۳)	۹/۳ ^{cd} (۰/۱۶)	۴/۳ ^c (۰/۶۰)	۲/۰ ^{bcd} (۰/۱۶)	شیکر	۰/۵ مولار
۴/۷ ^{ab} (۱/۹۰)	-	۶/۵ ^a (۰/۸۲)	۶/۷ ^a (۱/۹۰)	حمام بخار	
۶/۳ ^a (۱/۹۸)	۱۰/۸ ^{bc} (۰/۵۰)	۵/۰ ^b (۰/۶۸)	۲/۷ ^{bc} (۰/۲۳)	شیکر	اسید سولفوریک ۱ مولار

مقادیر در هر ستون با حرف مشابه، در سطح پنج درصد تفاوت معنی‌داری ندارند. اعداد داخل پرانتز انحراف استاندارد می‌باشند.

استفاده از اسید ۰/۵ مولار (با روش‌های عصاره‌گیری آون یا حمام بخار) مناسب نبوده و تنها با روش شیکر و در خاک رسی-آلی و رسی-غیر شور می‌توان از این عصاره‌گیر استفاده کرد. همچنین استفاده از اسید ۰/۲۵ مولار (با روش‌های آون یا حمام بخار) برای خاک شنی مناسب نیست. در اغلب نمونه‌های خاک غلظت کربوهیدرات عصاره‌گیری‌شده با آب مقطر کمتر از اسید ۰/۵ و ۱ مولار بوده و حتی در خاک شنی مقادیر کربوهیدرات قابل عصاره‌گیری با آب مقطر کمتر از اسید ۰/۲۵ مولار است. آدسودون و همکاران [۱] نیز مقدار کربوهیدرات عصاره‌گیری‌شده با آب مقطر را کمتر از اسید ۰/۲۵ مولار کردند. همچنین بر اساس نتایج پاگت و همکاران [۵] مقدار کربوهیدرات قابل عصاره‌گیری با اسید ۰/۵ مولار بیشتر از آب مقطر است. روش عصاره‌گیری با اسید می‌تواند همی‌سلولز را نیز استخراج کند، درحالی‌که روش عصاره‌گیری با آب مقطر قادر به استخراج این نوع کربوهیدرات نیست و اساساً پلی‌ساکاریدهای ترشح شده از ریشه گیاهان را عصاره‌گیری می‌کند [۴]. در مجموع، مناسب‌ترین و در حین حال ساده‌ترین روش عصاره‌گیری کربوهیدرات در خاک شنی حمام بخار (آب مقطر)، در خاک رسی-شور حمام بخار (سولفات‌پتاسیم)، در خاک رسی-آلی شیکر (اسید ۰/۵ و ۱ مولار) و در خاک رسی-غیر شور شیکر (اسید ۰/۵۰ مولار) می‌باشد.

منابع

- [1] Adesodun, J. K., J. S. C Mbagwu and N. Oti. 2001. Structural stability and carbohydrate contents of an ultisol under different management systems. Soil Till. Res. 60: 135-142.

- [2] Dubois, M., K. A. Gilles, J. K. Hamilton, P. A. Rebers and F. Smith. 1956. Colorimetric method of determination of sugars and related substances. *Analyt. Chem.* 28: 350–356.
- [3] Guggenberger, G., W. Zech and R. J. Thomas. 1995. Lignin and carbohydrate alteration in particle-size separates of an Oxisol under tropical pastures following native savanna. *Soil Biol. Biochem.* 27: 1629–1638.
- [4] Haynes, R. J. and G. S. Francis. 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *J. Soil Sci.* 44: 665–675.
- [5] Puget, P., D. A. Angers and C. Chenu. 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31: 55-63.

تأثیر رژیمهای رطوبتی مختلف بر سینتیک تثبیت پتاسیم

کریم شهبازی^۱ و حسن توفیقی^۲

^۱استادیار پژوهش موسسه تحقیقات خاک و آب، ^۲دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی کرج، دانشگاه تهران

مقدمه

پتاسیم در خاک به صورت‌های مختلف وجود دارد که تامین آن برای گیاهان بستگی به دینامیک موجود بین صورت‌های مختلف و سرعت تبدیل آنها به یکدیگر دارد. وقتی خاکها بصورت متراکم در محیط با عملکرد بالا کشت می شوند، تثبیت K مسئول پاسخ محصول به پتاسیم بومی و اضافه شده می باشد. بنابراین فهمیدن مکانیسمهای مسئول در تثبیت، برای مدیریت حاصلخیزی خاک جهت حداکثر کردن کارایی جذب K از خاک و کود بسیار اساسی است (الک و همکاران، ۱۹۹۵). یکی از عواملی که بر دینامیک پتاسیم بین صورت‌های مختلف محلول، تبادلی و تثبیت شده اثر می گذارد خشک و مرطوب شدن خاک می باشد. بیشتر مطالعات تثبیت پتاسیم با رطوبت متغیر بر فرآیندهایی که در انتهای مرحله خشک شدن اتفاق می افتد تاکید می کند. لایه های ورمیکولیتی یا اسمکتیتی ممکن است در اثر دی هیدریت شدن منقبض شده، بدینوسیله K^+ به دام بیفتاد (اسپارکس و هوانگ، ۱۹۸۵). K ساختمانی ممکن است بر عکس بوسیله تبادل با پرتون آزاد شده از دی هیدراته شدن یونهای هیدرونیوم آزاد شود (جکسون و لو، ۱۹۸۶). در طول سیکلهای خشک و مرطوب شدن، تثبیت K در سایتهای تبادلی گوه ای شکل در لبه لایه ها اتفاق افتاده در حالیکه متورق شدن لایه های رس صفحه ای، K^+ را آزاد می کند (مکلین و واتسن، ۱۹۸۶، ریچ، ۱۹۷۲، اسکات و اسمیت، ۱۹۶۸). نتیجه خالص می تواند بسته به غالب بودن هر کدام از این دو فرایند تثبیت یا آزاد شدن پتاسیم باشد. هنگامیکه خاک خشک می شود، غلظت پتاسیم لبایل در حجم خیلی کم محلول بسیار افزایش می یابد (نای و تینکر، ۱۹۷۷) که باعث افزایش شیب غلظتی که تثبیت را کنترل می کند، می شود. به این ترتیب رطوبت خاک می تواند تأثیر بسیار مهمی بر روی سرعت تثبیت داشته باشد (الک و همکاران، ۱۹۹۵). اگر چه تثبیت یا آزاد شدن K در اثر سیکلهای خشک و مرطوب شدن بخوبی شناخته شده است، ولی سینتیک این فرآیندها در طول سیکل خشک شدن چندان مورد مطالعه قرار نگرفته و مکانیسم آن تبیین نشده است. در این بررسی وضعیت تثبیت پتاسیم در خاکهای ایران و سینتیک تثبیت پتاسیم در فرآیند خشک و مرطوب شدن مورد مطالعه قرار گرفته است.

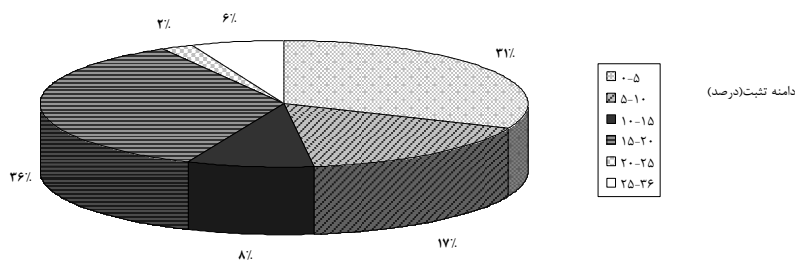
مواد و روشها

۴۸ نمونه خاک که از مناطق مختلف کشور نمونه برداری شده و از لحاظ خصوصیات عمومی شامل رطوبت اشباع، pH گل اشباع، بافت، رطوبت در ظرفیت مزرعه و پتاسیم تبادلی تفاوت قابل ملاحظه ای با یکدیگر داشتند، انتخاب گردید. ابتدا بعد از هوا خشک کردن، نمونه ها را از الک ۲ میلیمتری عبور داده شدند. برای اندازه گیری میزان تثبیت پتاسیم در ۴۸ نمونه خاک، به ۵ گرم از نمونه خاک (در دو تکرار) مقدار ۱۰۰ میلی گرم پتاسیم در کیلو گرم خاک بصورت محلول اضافه گردید. حجم محلول اضافه شده به اندازه رسانیدن خاک به ظرفیت مزرعه بود. نمونه کاملاً بهم زده شد تا رطوبت آن یکنواخت گردد. سپس با بستن درب ظرف در انکوباتور در دمای ثابت ۲۵ درجه سانتیگراد داده شد. هم زمان نمونه دیگری (در دو تکرار) از همان خاک را بعد از اینکه بوسیله آب مقطر به ظرفیت مزرعه رسانده شد در داخل انکوباتور در دمای ۲۵ درجه سانتیگراد قرار داده شد. رطوبت نمونه ها در طول آزمایش با کنترل وزنی در حد ظرفیت مزرعه نگه داشته شد. بعد از ۲۰ روز نمونه ها همزمان برای استخراج پتاسیم تبادلی برداشت شدند. براساس نتایج آزمایش تثبیت پتاسیم، ۳ خاک از بین ۴۸ خاک انتخاب و ۵ گرم از نمونه خاک (دو تکرار) و ۰/۰۱ گرم تیمول (بعنوان بازدارنده

فعالیت میکروبی) را در داخل ظروف پلاستیکی ریخته و مقدار ۴۰۰ میلی گرم پتاسیم در کیلو گرم خاک بصورت محلول به نمونه های خاک اضافه گردید. حجم محلول اضافه شده به صورتی تنظیم گردید که پس از اضافه کردن، رطوبت نمونه ها به ظرفیت مزرعه برسد. نمونه ها کاملاً مخلوط شدند تا رطوبت یکنواخت گردد. سپس نمونه ها در داخل انکوباتور در دمای ثابت ۲۵ درجه سانتیگراد تا رسیدن به رطوبت هوا خشک نگهداری شدند (سیکل اول). وقتی خاکها به رطوبت هوا خشک رسیدند، با اضافه کردن آب مقطر دوباره به رطوبت ظرفیت مزرعه در آورده شده و برای ثابت ماندن رطوبت بمدت ۲۴ ساعت در ظروف گذاشته شد. مدت زمان یک سیکل خشک شدن ۹ روز بود. در زمانهای ۱، ۲، ۳، ۵، ۹ و ۱۰ روز از مرطوب شدن، نمونه ها برای استخراج پتاسیم قابل تبادل، برداشت گردیدند. آزمایش فوق در دو خاک برای دو سیکل خشک و مرطوب شدن انجام گرفت. تمام آزمایشات در دو تکرار انجام.

نتایج و بحث

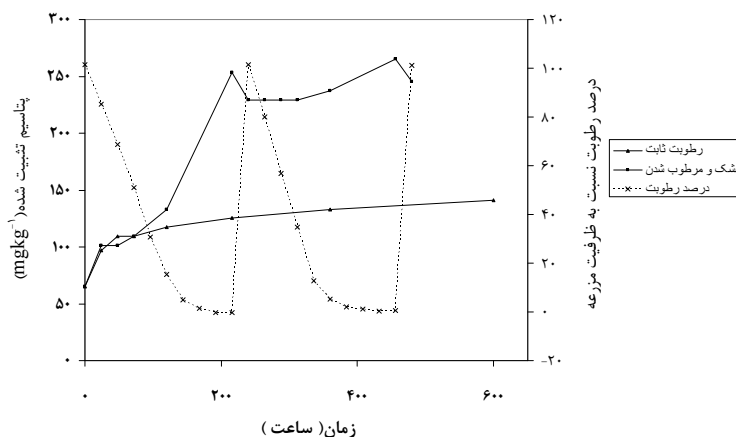
بررسی تثبیت پتاسیم در خاکهای مورد مطالعه: شکل ۳-۱۴ توزیع ۴۸ خاک مورد مطالعه را بر اساس درصد تثبیت پتاسیم نشان می دهد. میزان تثبیت پتاسیم برحسب درصد پتاسیم اضافه شده در خاکهای مختلف از دامنه ای بین صفر تا ۳۶ درصد و با میانگین ۱۲/۵ و انحراف معیار ۹/۴۷ درصد برخوردار می باشد.



شکل ۱: وضعیت تثبیت پتاسیم در خاکهای مورد مطالعه (۴۸ خاک)

این شکل نشان می دهد که ۴۴ درصد خاکها بیش از ۱۵ درصد پتاسیم اضافه شده را در شرایط رطوبت مزرعه تثبیت می نمایند.

اثر رژیم رطوبت خشک شدن بر تثبیت پتاسیم: در این بررسی اثر خشک شدن خاک بر تثبیت پتاسیم در طول مدت بیست روز برای دو سیکل خشک و مرطوب شدن انجام گرفت (شکل ۱). منحنی تثبیت پتاسیم با زمان در رژیمهای رطوبتی مختلف برای هر سه خاک مشابه بود.



شکل ۲- تغییرات پتاسیم تثبیت شده و درصد رطوبت بازمان (خاک ۹)

الگوی تثبیت داری دو فاز بود ، فاز تثبیت سریع در دو روز اول که بعد از آن سرعت کم می شد. هنگامی که رطوبت خاک از بیست درصد رطوبت مزرعه کمتر شد تثبیت پتاسیم بسیار سریع گردید. همانطور که مشاهده می شود، هنگامیکه خاک در معرض دو سیکل خشک و مرطوب شدن قرار گرفت سرعت تثبیت در دو فاز سریع و آهسته در سیکل دوم کمتر از سیکل اول شد و تثبیت سریع پتاسیم در رطوبتهای پائین (فشار ماتریک بالا) تنها در سیکل اول قابل توجه بود. مرطوب کردن مجدد نمونه های هوا خشک شده باعث کاهش پتاسیم تثبیت شده گردید. وقتی که نمونه ای از خاک بعد از یک سیکل خشک و مرطوب شدن بمدت ۱۰ روز در رطوبت ثابت مزرعه نگه داشته شد نه تنها مقدار آزاد شدن پتاسیم تثبیت شده افزایش نیافت بلکه ۸ میلی گرم بر کیلوگرم پتاسیم بیشتری نسبت به انتهای سیکل اول خشک شدن تثبیت کرد. مقدار کل پتاسیم تثبیت شده بعد از ۹ روز در نمونه هایی که تحت یک سیکل خشک شدن قرار گرفته بودند بطور قابل ملاحظه ای (حدود ۱۰۵ درصد) بیشتر از نمونه های در رطوبت ثابت ظرفیت مزرعه بود.

منابع

1. Jackson, M. L., and J. X. Luo.1986. Potassium-release mechanism on drying soils: None exchangeable to exchangeable potassium by protonation of micas. Soil Sci.141:225-229.
2. Mclean, E. O., and M. E. Watson.1985. Soil measurement of plant available potassium. P. 277-308. InR, D. Munson(ed) potassium in agriculture ASA, CSSA, and SSSA, Madison, WI.
3. Nye, P. H., and P. N. Tinker.1977.Solute movement in the soil-root system. Univ. of California Press,Berkeley, CA.
4. Olk, D. C., K. G. Gassman, and R. M.carlson.1995. Kinetics of potassium fixation in vermiculitic soils under different moisture regimes. Soil Sci. Soc. Am. J.59:423-257.
5. Rich, C. I. 1972. Potassium in minerals. Proc. Colloq. Inst. 9:15-31.
6. Scott, A. D., and S. J. Smith.1968. Mechanism for soil potassium release by drying. Soil Sci. Soc. Am. J.32:443-444.

بررسی اثرات کشت متوالی سودان گراس بر تغییرات پویایی پتاسیم در خاک های مختلف

قربانعلی روشنی

استادیار پژوهش، مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی گلستان

مقدمه :

اولیویرا و همکارانش (۱۹۷۱) تحقیقی گلدانی بر روی نقش تخلیه بیولوژیکی پتاسیم توسط چاودار دائمی بر مقادیر تخلیه پتاسیم از خاک های مختلف انجام داده ونتیجه گرفتند که پس از هفت بار برداشت گیاه مذکور، مقدار کل پتاسیم جذب شده ۱۳ برابر مقدار پتاسیم قابل تبادل و ۵ برابر پتاسیم قابل عصاره گیری با اسید نیتریک بوده است. بسته به نوع خاک بکار رفته مقدار کل جذب پتاسیم در طول آزمایش بین ۳,۵ تا ۲۹,۷ درصد از کل پتاسیم خاک بوده است. به گفته اسپارکس (۱۹۸۵) خاک های زراعی که تحت کشت متراکم ومتوالی محصولات زراعی قرار گرفته وحتى با مقادیر بهینه از کودهای پتاسیمی کوددهی می گردند نیز در معرض یک حالت عدم تعادل همیشگی نسبت به حضور فرم های مختلف پتاسیم وتبدیل آنها به یکدیگر می باشند. به اعتقاد مارتین و اسپارکس (۱۹۸۵) انجام کشت و کار متوالی و متراکم محصولات تخلیه کننده خاک از پتاسیم نقشی تعیین کننده در فهم واژگانی نظیر؛ قدرت فراهم آوری پتاسیم توسط خاک ها، توانایی تخلیه پتاسیم توسط گونه های مختلف گیاهی و همچنین مقاومت خاک ها در مقابل تخلیه ایفا می نماید. راثو و خرا (۱۹۹۶) گزارش کردند که در صورت تخلیه بیولوژیکی شدید پتاسیم توسط کشت متوالی گیاهان با عدم مصرف بهینه کودهای پتاسه توأم گردد، مقدار پتاسیم قابل دسترس در خاک بسیار کاهش می یابد. مصرف نامتعادل کودها ، با مقادیر کم و یا بدون پتاسیم سبب می گردد تا مقدار قابل دسترسی پتاسیم خاک چنان کاهش یابد که افزودن مقادیر متداول آن هیچ اثری در عملکرد گیاه نداشته و عمدتاً در خاک تثبیت گردد. در خاک های شدیداً تخلیه شده از پتاسیم گاهی تا ۹۰ درصد از کودهای پتاسه افزوده شده به صورت غیر قابل استفاده در آمده وتثبیت می گردند.

مواد و روش ها :

دراین آزمایش از سه نوع خاک غالب هند به نام های آلفی سول (بنگلور) ، ورتی سول (بوپال) و اینسپتی سول (دهلی) نمونه برداری کرده و پس از آماده سازی ۵ کیلوگرم از آنها را در گلدان های رسی ریخته و گیاه سودان گراس (*Sorghum Vulgare* var. *Sudanensis*) را کاشته و در مدت ۲۸۰ روز هفت برداشت انجام دادیم. جهت آبیاری دقیق تر گلدان ها با روش توزین روزانه مقادیر تبخیر وتغرق را اندازه گیری نموده و از آب عاری از املاح (De-ionized Water) استفاده نمودیم. در ابتدا پس از خیساندن ۲۰ بذر سودان گراس متورم شده را در هریک از گلدان ها کاشته و ۱۲ روز پس از کاشت عمل تنک کردن را انجام داده و هشت بوته سالم در هرگلدان باقی گذارده تا تولیدکافی از وزن خشک گیاه و به تبع آن تخلیه بیولوژیکی پتاسیم از خاک اتفاق افتد. قبل از کاشت گیاه باتوجه به نتایج تجزیه خاک انجام شده وتوصیه متخصصین امر مقادیر بهینه ای از ازت (۵۰ mg/kg)، فسفر (۳۰ mg/kg) ، آهن (۱۰ mg/kg) ، منگنز (۵mg/kg) روی (۵ mg/kg) و مس (۲ mg/kg) را به عنوان کود پایه به خاک افزوده و پس از برداشت های اول، دوم و سوم از سودان گراس نیز عیناً به خاک اضافه گردیدند. جهت مطالعه اثرات سطوح مختلف تخلیه پتاسیم بر پویائی آن، گلدان های مربوط به هریک از خاک ها را به چهار گروه مختلف تقسیم کرده و مقادیر صفر، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم از پتاسیم را قبل از آزمایش و همچنین پس از سه برداشت اول به گلدان ها افزودیم. منابع P,N و K به ترتیب اوره ، دی آمونیم فسفات وکلرید پتاسیم بوده و تمامی عناصر میکرو به فرم سولفات استفاده گردیدند. در نهایت ترکیب تیمارها عبارتند از:

۳	نوع خاک (اینسپتی سول ، ورتی سول و آلفی سول)
۴	تعداد تیمارهای پتاسیم (صفر، ۵۰، ۱۰۰ و ۲۰۰ پی پی ام)
$۳ * ۴ = ۱۲$	تعداد کل تیمارها
۶	تعداد تکرارها
۷۲	تعداد کل گلدان ها

بحث و تفسیر نتایج :

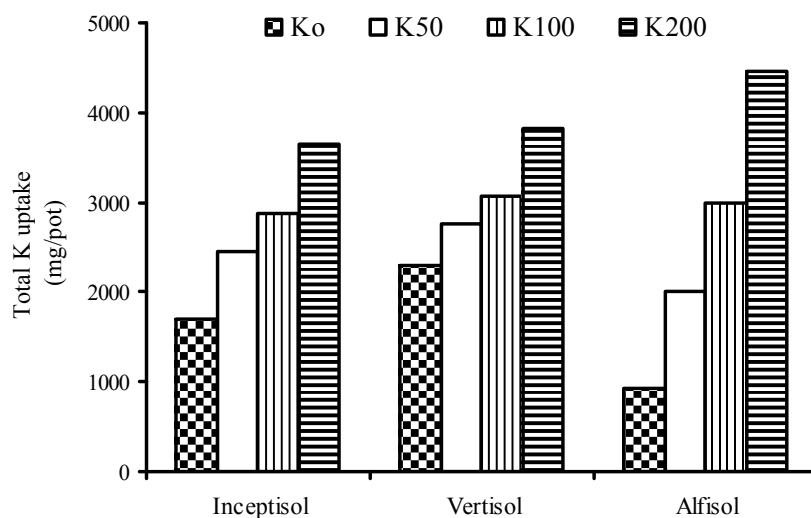
با دقت در شکل ۱ می توان دریافت که تفاوت بین تیمارهای مختلف افزودن پتاسیم به عنوان کود، بر کل جذب پتاسیم توسط سودان گراس در تمامی مراحل آزمایش و برای همه خاک ها معنی دار بوده مقادیر مربوط به درصد سهم گذاری پتاسیم غیر قابل تبادل و سرعت دوباره پرکردن پتاسیم خاک ها توسط فرمول های زیر محاسبه می شوند:

= درصد سهم گذاری پتاسیم توسط جزء غیر قابل تبادل

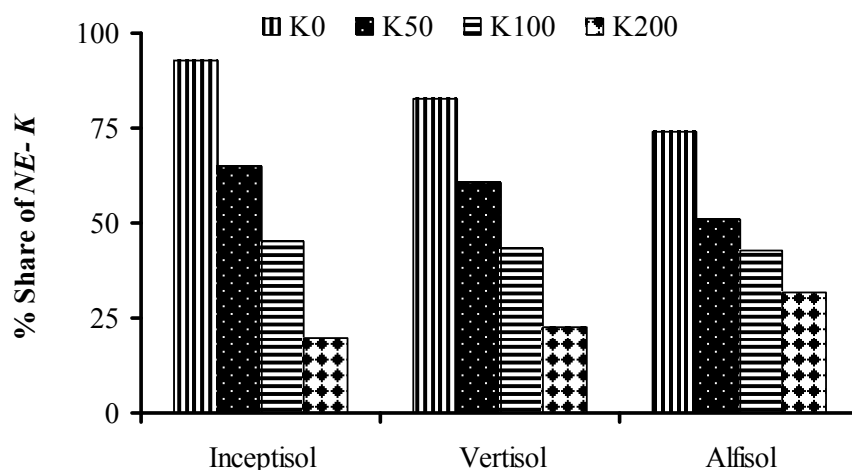
کل پتاسیم خارج شده از خاک / ۱۰۰ * (مقدار کاهش در پتاسیم قابل تبادل - کل پتاسیم خارج شده از خاک)

تعداد روزهای کشت / (مقدار کاهش در پتاسیم قابل تبادل - کل پتاسیم خارج شده از خاک) = سرعت دوباره پرکردن

شکل ۲ نشان می دهد که سهم بخش غیر قابل تبادل پتاسیم در فراهمی این عنصر برای گیاه از تیمار K_0 (شاهد) تا K_{200} (کمترین تخلیه بیولوژیکی) به صورت معنی داری کاهش می یابد . در تمامی خاک ها مقدار کل پتاسیم ارائه شده به گیاه توسط بخش غیر قابل تبادل خاک در تیمار K_{200} کمترین بوده است ولیکن نسبت درصد سهم گذاری K_0/K_{200} در اینسپتی سول بیشترین (۴/۵)، در ورتی سول متوسط (۳/۵۰) و در آلفی سول کمترین (۱/۲۹) می باشد. بادقت در اطلاعات ارائه شده در شکل ۲ می توان دریافت که در خاک های اینسپتی سول و ورتی سول روند کلی تأثیر شدت تخلیه بیولوژیکی پتاسیم بر مقدار فراهمی آن توسط جزء غیر قابل تبادل شبیه می باشد. در این دو خاک با افزایش شدت تخلیه بیولوژیکی پتاسیم توسط گیاه بخش غیر قابل تبادل سهم عمده را در فراهم آوردن پتاسیم برای گیاه ایفا می کند، اما در آلفی سول یک روند معکوس دیده می شود (کاهش در سرعت بازپرکردن). شاید دلیل این امر کم بودن مقدار پتاسیم غیر قابل تبادل در آلفی سول در مقایسه با دو خاک مذکور باشد. بنابر این تخلیه پتاسیم از این منبع محدود ذخیره ای نمی تواند متناسب با نیاز گیاه بوده و کاهش شدیدی در سهم فراهم آوری بخش غیر قابل تبادل اتفاق می افتد.



شکل ۱- مقایسه مقادیر جذب پتاسیم (گلدان / میلی گرم) توسط سودان گراس در خاکهای مختلف



شکل ۲- درصد فراهمی پتاسیم از جزء غیر قابل تبادل در خاکهای مختلف

منابع مورد استفاده:

- 1- Martin, H.Y., and D.L. Sparks (1985). On the behaviour of non-exchangeable potassium in soils. *Communication in Soil Science and plant Analysis*. 16(2): 133-162
- 2- Oliveira, V., A.E. Ludwick, and M.T. Beatty (1971). Potassium removed from some southern Brazilian soils by exhaustive cropping and chemical extraction methods. *Soil Science Society of America Proceeding*. 35: 763-767.
- 3- Rao, C.S. and M.S. Khera (1996). Response to potassium in K depleted Ustochrepts in relation to K fixation. *Journal of Potassium Research*, 12: 351-357.

- 4- Sparks, D.L. (1985). Kinetics of ionic reactions in clay minerals and soils. *Advances in Agronomy*, 38: 231-266.

بررسی سینتیک آزاد شدن منگنز در برخی از خاکهای ایران

۲- مقایسه سینتیک آزاد شدن در دو شرایط اکسیدی و کاهشی

عبدالامیر بستانی^۱ و حسن توفیقی^۲

^۱ استادیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه شاهد، ^۳ دانشیار گروه خاکشناسی، دانشکده کشاورزی کرج، دانشگاه تهران

مقدمه

منگنز عنصری ضروری برای گیاهان محسوب می‌شود. برداشت منگنز توسط گیاهان فرآیند پیوسته‌ای است که با جذب منگنز توسط ریشه گیاه و تخلیه منگنز در منطقه ریشه منجر به آزاد شدن منگنز از فازهای مختلف می‌گردد. بنابراین سرعت آزاد شدن منگنز نقش تعیین‌کننده‌ای در فراهم‌آوردن منگنز برای گیاهان بازی می‌کند. مطالعه درباره سینتیک واکنشهای منگنز در خاک بسیار اندک می‌باشد (۲). بنظر می‌رسد یکی از دلایل اصلی عدم مطالعه سینتیک واکنشهای منگنز در خاک، متفاوت بودن شیمی منگنز با بسیاری از دیگر عناصر است. منگنز با اعداد اکسیداسیون متفاوت، بشدت وابسته به Eh خاک (و یا رطوبت خاک) می‌باشد و نوع کانیهای آن و بالطبع حلالیت آنها با تغییر Eh تغییر می‌کند. این تحقیق به منظور ارزیابی اثر رطوبت و یا پتانسیل ریداکس بر سینتیک آزاد شدن منگنز و مقایسه سینتیک آزاد شدن منگنز در دو حالت اکسیدی (۳۵٪ رطوبت اشباع) و کاهشی (رطوبت اشباع) به انجام رسید.

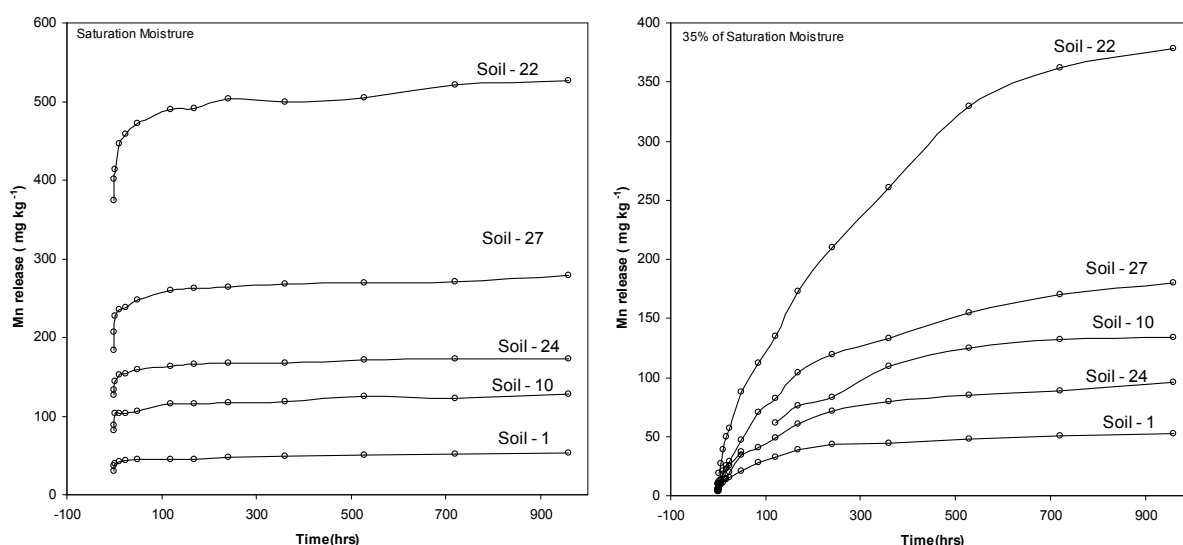
مواد و روشها

ده نمونه خاک سطحی (۳۰-۰Cm) بصورت مرکب از مناطق مختلف زراعی انتخاب و پس از هوا خشک کردن و کوبیدن، از الک ۲ میلیمتری عبور داده شدند. نمونه‌ها به گونه‌ای برگزیده شدند که از نظر مقدار منگنز و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی مؤثر در قابلیت دسترسی منگنز در خاک تفاوت داشته باشند. سینتیک آزاد شدن منگنز از خاکها با استفاده از عصاره‌گیر DTPA در دو شرایط کاملاً متفاوت از نظر پتانسیل ریداکس یعنی در شرایط اکسیدی (۳۵٪ رطوبت اشباع) و کاهشی (رطوبت اشباع) با ارائه یک روش جدید مورد مطالعه قرار گرفت (۱). زمانهای واکنش آزاد شدن منگنز (یعنی دوره زمانی بین افزودن محلول DTPA به خاک تا جدا کردن محلول رویی از نمونه خاک)، ۰/۲۵، ۰/۳۳، ۰/۵، ۰/۲، ۰/۶، ۱۰، ۱۷، ۲۴، ۴۸، ۸۴، ۱۲۰، ۱۶۸، ۲۴۰، ۳۶۰، ۵۲۸، ۷۲۰، و ۹۶۰ ساعت بودند.

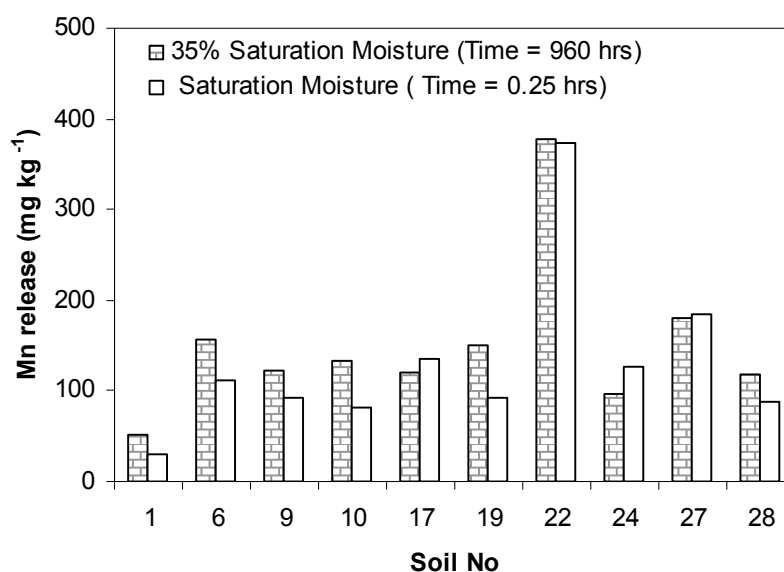
نتایج و بحث

سینتیک آزاد شدن تجمعی منگنز در تعدادی از خاکها در دو حالت رطوبت اشباع و ۳۵٪ رطوبت اشباع در شکل ۱ نشان داده شده است. سایر خاکها دارای روند مشابهی بودند. این شکل نشان می‌دهد الگوی آزاد شدن منگنز در دو حالت رطوبت اشباع و ۳۵٪ رطوبت اشباع کاملاً باهم متفاوت می‌باشد اما آزاد شدن منگنز برای هر حالت در خاکهای مختلف از روند ثابتی پیروی می‌کند لکن مقدار منگنز آزاد شده در خاکهای مختلف متفاوت می‌باشد. در شرایط ۳۵٪ رطوبت اشباع سرعت آزاد شدن منگنز در ابتدا نسبتاً سریع بوده (۲۵ تا ۵۵ درصد کل منگنز آزاد شده در ده ساعت اول استخراج شد)، پس از آن سرعت آزاد شدن منگنز کاهش یافته و در غالب خاکها پس از ۷۲۰ ساعت به حدود صفر رسید. این در حالی است که در شرایط رطوبت اشباع ۷۷ تا ۸۷ درصد از کل منگنز آزاد شده در ده ساعت اول استخراج شده، پس از آن سرعت آزاد شدن منگنز به یکباره کاهش یافته و در غالب خاکها پس از ۴۸ ساعت به حدود صفر رسید. شکل ۲ مقادیر

منگنز آزاد شده برای دو حالت رطوبت اشباع (در زمان ۰/۲۵ ساعت) و ۳۵٪ رطوبت اشباع (در زمان ۹۶۰ ساعت) را نشان می‌دهد. همانگونه که در این شکل مشخص است بخش قابل توجهی از کل منگنز آزاد شده در شرایط ۳۵٪ رطوبت اشباع (در زمان ۹۶۰ ساعت)، در ۱۵ دقیقه ابتدایی شرایط رطوبت اشباع استخراج شده است. این نتایج احتمالاً به این معنی است که مرحله محدودکننده سرعت واکنش در شرایط ۳۵٪ رطوبت اشباع، دیفیوژن منگنز می‌باشد که در اثر افزایش درصد رطوبت، سرعت دیفیوژن افزایش زیادی یافته و در نتیجه سرعت واکنش زیاد شده است. مقایسه مدلها با استفاده از ضریب تعیین (r^2) و خطای معیار تخمین (SEE) نشان داد که در شرایط ۳۵٪ رطوبت اشباع معادله تابع توانی با دارا بودن بالاترین r^2 و پایین‌ترین SEE، بهترین معادله جهت توصیف سینتیک آزاد شدن منگنز می‌باشد. معادلات مرتبه اول، دیفیوژن پارابولیکی و مرتبه دوم نیز در مرتبه‌های بعدی قرار گرفتند. اما برای شرایط رطوبت اشباع تنها دو معادله الویج ساده شده و تابع توانی به سبب داشتن r^2 نسبتاً بالا و SEE پایین، قادر به توصیف سینتیک آزاد شدن منگنز از



شکل ۱- سینتیک آزاد شدن منگنز در تعدادی از خاکها در شرایط ۳۵٪ رطوبت اشباع و رطوبت اشباع.



شکل ۲- منگنز آزاد شده برای دو حالت رطوبت اشباع (در زمان ۰/۲۵ ساعت) و ۳۵٪ رطوبت اشباع (در زمان ۹۶۰ ساعت).

خاک بودند.

منابع :

۱- بستانی، ع. ۱۳۸۷. 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 .

2- Sparks, D.L., 1989. Kinetics of soil chemical processes. Academic Press, San Diego, CA.

نقش فرآیند دیفیوژن در سینتیک آزاد شدن آهن از برخی خاکهای ایران

مجتبی بارانی مطلق و حسن توفیقی

استادیار گروه خاکشناسی دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان و دانشیار گروه خاکشناسی دانشگاه تهران

مقدمه

با وجود پیشرفت‌های عمده‌ای که در درک بهتر سینتیک فرآیندهای شیمیایی خاک صورت گرفته، ابهامات زیادی باقی‌مانده است که تا حدی ناشی از طبیعت پیچیده و ناهمگن مواد طبیعی مانند خاک می‌باشد (۶). نادیده گرفتن فرآیندهای انتقال (شامل انتقال توده‌ای یا انتقال در فاز محلول، فیلم دیفیوژن و دیفیوژن ذره‌ای) در خاک فوق‌العاده مشکل است، زیرا خاک مخلوطی است از اجزای مختلف معدنی و آلی که اغلب در ارتباطی تنگاتنگ با یکدیگر هستند، بعلاوه خاک دارای انواع مکانهایی است که واکنشگری آنها نسبت به مواد قابل جذب سطحی معدنی و آلی متفاوت می‌باشد. افزون بر این، در خاک مجموعه‌ای از ذرات و منافذ با اندازه‌های متفاوت وجود دارد که بر ناهمگنی آن می‌افزاید (۱). آهارونی و اسپارکز (۱۹۹۱) فرآیندهای انتقال را به شکل زیر تقسیم بندی کرده‌اند. ۱- انتقال در فاز محلول ۲- انتقال از میان لایه نازک مایع در سطح مشترک جامد - مایع (فیلم دیفیوژن) ۳- انتقال در حفرات بزرگ پر شده از مایع ($>2\text{nm}$). دیفیوژن ذره‌ای که شامل ۴- دیفیوژن سطحی یا دیفیوژن ماده جذب‌شده در امتداد سطوح دیواره حفره و ۵- دیفیوژن حفره‌ای یا دیفیوژن ماده جذب‌شده محبوس در حفرات زیر 2nm می‌باشد. ۶- دیفیوژن در توده جامد. به دیفیوژن سطحی و حفره‌ای، دیفیوژن بین ذره‌ای و به دیفیوژن در توده جامد، دیفیوژن درون ذره‌ای نیز اطلاق می‌شود (۱، ۷). بطور معمول فیلم دیفیوژن و دیفیوژن ذره‌ای به تنهایی یا با هم، محدودکننده سرعت می‌باشند (۱).

مدل دیفیوژن پارابولیکی می‌تواند برای توضیح پدیده‌های تحت کنترل دیفیوژن^۶ استفاده شود (۳، ۶). اگر داده‌ها از مدل دیفیوژن پارابولیکی پیروی نماید، ترسیم مقدار عنصر آزاد شده به‌عنوان تابعی از جذر زمان بایستی یک خط مستقیم را بدست دهد (۳). در مقایسه با پژوهش‌های منتشر شده متعدد در ارتباط با رهاسازی عناصر پتاسیم و فسفر از خاکها و اجزای خاک، اطلاعات اندکی در ارتباط با نقش فرآیند دیفیوژن در سینتیک آزاد شدن آهن بویژه از خاکها در دسترس است. علاوه بر این، یکی از نقاط ضعف در بیشتر این پژوهش‌ها این است که شرایط آزمایشی (خصوصاً شرایط رطوبتی) از شرایط واقعی مزرعه فاصله زیادی دارد. از این رو، این پژوهش به منظور مطالعه نقش فرآیند دیفیوژن در سینتیک آزاد شدن آهن از برخی خاکهای ایران در شرایط رطوبتی واقع در دامنه تغییرات رطوبت مزرعه یعنی ۳۵٪ رطوبت اشباع انجام گرفت.

مواد و روش‌ها

تعداد ۶ نمونه مرکب از عمق ۳۰-۵۰ سانتیمتری خاکهای استانهای خوزستان و گلستان جمع آوری گردید. نمونه های هواخشک شده به آرامی با چکش چوبی کوبیده شده و از الک ۲ میلی‌متری عبور داده شدند. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاکها از جمله pH، عصاره اشباع، قابلیت هدایت الکتریکی عصاره اشباع (EC_e)، درصد رطوبت اشباع (SP)، کربنات کلسیم معادل، درصد ماده آلی، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) و آهن قابل استخراج با DTPA با استفاده از روش های استاندارد تعیین شدند.

مطالعه سینتیکی آزاد شدن آهن با استفاده از محلول DTPA به شرح زیر انجام گرفت. ده گرم از خاک هواخشک کوچکتر از ۲ میلی‌متر در دو تکرار وزن شده و در بشرهای پلاستیکی اسیدشویی شده قرار داده شد. آنگاه حجم کافی از محلول استخراج‌کننده (۰/۱ مولار DTPA، ۰/۲ مولار تری اتانول آمین و ۰/۰۵ مولار کلرید کلسیم بافر شده در ۷/۳

^۶. Diffusion-controlled phenomena

(pH=) به خاک اضافه شد تا رطوبت آن به ۳۵٪ رطوبت اشباع برسد. بلافاصله، نمونه‌های خاک برای ایجاد مخلوط همگن با همزن شیشه‌ای به هم زده شدند. سپس بشرها پوشانیده شده و تحت شرایط هوازی در دمای $25 \pm 1^\circ\text{C}$ در سرتاسر مدت واکنش در انکوبیتور نگهداری شدند. بدلیل طولانی بودن مدت آزمایش، مخلوط‌های خاک-DTPA یکبار در هفته توزین شده و رطوبت آن در ۳۵٪ رطوبت اشباع تنظیم گردید. در پایان هر یک از زمان‌های آزمایش، ۲۰ میلی لیتر آب مقطر به هر بشر حاوی مخلوط خاک - DTPA اضافه شده و برای ۲ دقیقه به خوبی به هم زده شد. سوسپانسیون حاصل به مدت ۵ دقیقه سانتریفیوژ شده و محلول زلال رویی فوراً از طریق کاغذ صافی شماره ۴۲ واتمن صاف گردید. زمان‌های تماس بین خاک و محلول استخراج‌کننده (یعنی از زمان افزودن محلول DTPA به خاک تا هنگام جداکردن محلول زلال رویی) عبارت بودند از ۰/۲۵، ۰/۳۳، ۰/۵، ۰/۲، ۱۰، ۲۴، ۴۸، ۱۲۰، ۱۶۸، ۲۴۰، ۳۶۰، ۵۲۸، ۷۲۰ و ۹۶۰ ساعت. غلظت آهن در عصاره های صاف شده بوسیله دستگاه جذب اتمی تعیین گردید.

به منظور بررسی نقش فرآیند دیفیوژن در سینتیک آزاد شدن آهن از خاکها، معادله دیفیوژن پارابولیکی بر داده های آزاد شدن آهن برازش داده شد. معادله‌های فیلم دیفیوژن و دیفیوژن ذره‌ای (۵) نیز مورد ارزیابی قرار گرفتند. این معادله‌ها برای توصیف سرعت انتقال جرم بین فازها در حضور واکنش‌های شیمیایی در مواردیکه این واکنش‌ها بوسیله فیلم دیفیوژن یا ذره‌ای محدود می‌شوند، بدست آمده‌اند.

$$q = a + bt^{1/2}$$

دیفیوژن پارابولیکی

$$(F_r C_s r_p d / 3 D_f C_o) = t$$

فیلم دیفیوژن

$$[3 - 3(1-F_r)^{2/3} - 2F_r] [(C_s r_p^2) / (6 D_p C_o)] = t$$

دیفیوژن ذره ای

که q آهن آزاد شده در زمان t ، زمان برحسب ساعت، a و b ثابت های معادله دیفیوژن هستند. در معادله‌های فیلم دیفیوژن و دیفیوژن ذره‌ای، F_r برخه یا کسر آزاد شده (q/q_o) ، بیانگر مقدار آهن آزاد شده در ۹۶۰ ساعت، C_o غلظت در توده محلول، C_s غلظت مکانها در فاز جامد، r_p شعاع ذره (ثابت)، d ضخامت پوسته (ثابت)، D_f ضریب دیفیوژن پوسته‌ای و D_p ضریب دیفیوژن مؤثر در ذره، هستند. اگر سرعت واکنش بوسیله فیلم دیفیوژن و یا ذره‌ای کنترل شود، به ترتیب ترسیم F_r در مقابل t و یا $[3 - 3(1-F_r)^{2/3} - 2F_r]$ در مقابل t باید خطی باشند(۵).

نتایج و بحث

نتایج اندازه‌گیری‌های ویژگی‌های فیزیکی - شیمیایی خاکهای مورد بررسی در این مطالعه نشان داد (جدول ارائه نشده است) که خاکهای انتخاب شده آهکی (دامنه آهک از ۲/۲۶ تا ۴۹/۵۴ درصد) و دارای دامنه وسیعی از نظر ویژگی - های اندازه‌گیری شده بویژه آهن قابل استخراج با DTPA (۴/۸ تا ۴۲/۲ میلی گرم بر کیلوگرم) می‌باشند. جدول ۱- ضرایب تعیین (r^2) و خطای معیار تخمین (SE) معادلات سینتیکی برای آزاد شدن آهن از خاکها

خاکهای خوزستان						خاکهای گلستان					
شماره ۱		شماره ۲		شماره ۳		شماره ۴		شماره ۵		شماره ۶	
r^2	SE	r^2	SE	r^2	SE	r^2	SE	r^2	SE	r^2	SE
۰/۹۸	۰/۸۶	۰/۹۷	۱/۹۶	۰/۹۷	۲/۱۵	۰/۹۵	۱/۴۵	۰/۹۶	۵/۹۱	۰/۹۷	۳/۸۸
۰/۸۹	۱/۵۰	۰/۸۳	۳/۹۲	۰/۸۲	۴/۷۳	۰/۸۲	۲/۴۰	۰/۸۰	۱۰/۷۳	۰/۸۶	۶/۷۸
۰/۹۸	۱/۰۳	۰/۹۹	۲/۳۳	۰/۹۹	۳/۰۰	۰/۹۷	۱/۹۰	۰/۹۸	۸/۳۴	۰/۹۶	۵/۰۰

* همگی r^2 ها در سطح یک درصد معنی دار هستند ** خطاهای معیار تخمین بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم می باشند.

ترسیم خطی آزادشدن آهن در مقابل $t^{1/2}$ نشان داد که معادله دیفیوژن پارابولیکی قادر به توصیف مطلوب و رضایت بخش فرآیند آزادشدن آهن می باشد (جدول ۱). تطبیق معادله دیفیوژن پارابولیکی بر داده ها ممکن است حاکی از آن باشد که فرآیند رهاسازی آهن توسط دیفیوژن کنترل می گردد (۳، ۴)، بدین مفهوم که مرحله تعیین کننده سرعت ممکن است حرکت یونهای آهن و یا مولکولهای DTPA از میان لایه دیفیوژن باشد. لایه دیفیوژن احتمالاً پوسته آب را کد احاطه کننده سطوح ذرات خاک یا درون ذره یا حفره است (۳، ۵). مکانیسم فیلم دیفیوژن معمولاً بوسیله معادله دیفیوژن پارابولیکی به خوبی توصیف نمی شود (۹)، این مدل به بهترین نحو انتقال درون ذره ای را توصیف می کند (۸). ترسیم داده ها براساس معادله دیفیوژن انحراف قابل ملاحظه ای از حالت خطی نشان داد. این مسئله ممکن است بیانگر این مطلب باشد که فیلم دیفیوژن به تنهایی سرعت واکنش را کنترل نمی کند (۵). ولی، داده های سینتیکی به نحو مطلوبی به معادله دیفیوژن ذره ای تطبیق یافت (جدول ۱). این نتیجه ممکن است حاکی از این باشد که سرعت رهاسازی عمدتاً بوسیله دیفیوژن آهن و یا مولکولهای DTPA در بین ذرات یا خاکدانه ها و نه دیفیوژن از میان لایه نازک آب احاطه کننده ذرات خاک، کنترل می شود.

مراجع مورد استفاده

- ۱- اوستان، ش. ۱۳۸۳. شیمی خاک با نگرش زیست محیطی. (ترجمه). انتشارات دانشگاه تبریز.
- 2- Aharoni, C., and D. L. Sparks. 1991. Kinetics of soil chemical reactions- A theoretical treatment. P. 1-18. In D.L. Sparks and D.L. Suarez (Ed.). Rates of soil chemical processes. SSSA Spec. Publ. 27. SSSA. Madison, WI.
- 3- Allen E. R., D. W. Ming, L. R. Hossner and D. L. Henninger. 1995. Modeling transport kinetics in clinoptilolite-phosphate Rock systems. Soil Sci. Soc. Am. J. 59: 248-255.
- 4- Havlin, J. L., D. G. Westfall and S. R. Olsen. 1985. Mathematical models for potassium release kinetics in calcareous soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 49: 371-376.
- 5- Hodges, S. C., and G. Johnson. 1987. Kinetics of sulfate adsorption and desorption by Cecil soil using miscible displacement. Soil Sci. Soc. Am. J. 51: 323-331.
- 6- Sparks, D. L. 1989. Kinetics of soil chemical processes. Academic Press. San Diego. California. USA.
- 7- Sparks, D. L. 2000. Kinetics and mechanisms of soil chemical reactions. In: M. E. Sumner(ed.). Handbook of soil science. CRC Press Inc. Boca Raton. Florida. USA
- 8- Sparks, D. L. and P. M. Jardine. 1984. Comparison of kinetic equations to describe potassium-calcium exchange in pure and in mixed systems. Soil Sci. 138: 115-122.
- 9- Sparks, D. L., L. W. Zelazny and D. C. Martens. 1980. Kinetics of potassium desorption in soil using miscible displacement. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 1205-1028.

تدوین برنامه جدید به منظور اندازه گیری TPH خاکهای آلوده به هیدروکربنهای نفتی سنگین با استفاده از دستگاه GC-FID و GC-MS و بهینه سازی آن جهت کاهش زمان آنالیز

روانبخش شیردم، دکترای مهندسی عمران - ژئوتکنیک، استادیار مؤسسه محیط زیست

زهره مدرس تهرانی، دکترای شیمی تجزیه، استادیار دانشکده علوم، دانشگاه الزهرا

سمیه حاجی پور، دانشجوی کارشناسی ارشد شیمی تجزیه، دانشکده علوم، دانشگاه الزهرا

مقدمه

آلودگی‌های نفتی یکی از معضلات شاخص زیست محیطی است که بطور جدی متاثر از صنایع نفتی و پتروشیمی در کشورهای مختلف مطرح می باشند. این آلودگیها ممکن است حاصل نشت محصولات نفتی در مرحله‌ی حفاری، استخراج، ذخیره‌سازی، بارگیری، انتقال (از طریق خطوط لوله) و نهایتاً در مرحله‌ی بهره‌برداری از طریق پالایشگاه‌ها و پایانه‌های نفتی باشد. میزان کل هیدروکربنهای نفتی (TPH) یکی از شاخصهای مهم شناسایی و تعیین میزان آلودگیهای نفتی سایت‌های آلوده می باشد. مطالعات بسیاری در خصوص TPH خاکها صورت گرفته است [2,3,4]. اصولاً بسیاری از تحلیل‌های پایش ترکیبات نفتی نشت یافته در محیط زیست، مرتبط با آنالیزهای انجام شده با دستگاه GC می باشد. [1] GC-TPH به عنوان مجموع هیدروکربنهای حل شده (Resolved Hydrocarbons) و مخلوط مشتقات حل نشده (Unresolved Complex Mixtures) شناسایی شده توسط GC تعریف شده است. UCM ها همچون کوهانی است که مابین خط مبنای حلال و منحنی که معرف مبناء پیکهای مربوط به RH ها است قرار می گیرد [5,6,7,8,9,10]. فرآورده‌های نفتی سنگین همچون روغن موتور، رزین و آسفالت اساساً، UCM های بزرگی را بطور شاخص در کروماتوگرام خود نشان می دهند که ممکن است بیش از ۵۰ درصد سطح کل کروماتوگرام GC را شامل شوند [6]. هدف اصلی از اجرای تحقیق حاضر، نخست تدوین و بهینه سازی برنامه‌ای بود تا توانایی اندازه گیری TPH خاکهای آلوده به ترکیبات سنگین را که از پیلوت حذف آلودگیهای نفتی خاکهای پالایشگاه تهران نمونه برداری شده بودند داشته باشد، و در گام دوم با توجه به وجود هیدروکربنهای سنگین در خاکهای مورد نظر، بهینه سازی برنامه مذکور به گونه‌ای تبیین شود تا شناسایی و جداسازی همزمان UCM ها، آلیفاتیکها و PAH ها در کوتاهترین زمان ممکن محقق گردد.

مواد و روشها:

استاندارد آلیفاتیک ($n-C_{14}$ _ $n-C_{33}$) و ۱۵ PAHs، از شرکت سیگما و دی کلرومتان، انیدرید سدیم سولفات و پشم شیشه نیز از شرکت مرک خریداری گردید. تجهیزات مورد استفاده عبارتند از:

- دستگاه GC مدل HP 5890 مجهز به آشکار ساز FID، جهت جداسازی UCMs، آلیفاتیکها و PAHs
 - دستگاه GC مدل HP 5890 مجهز به آشکار ساز MS، جهت جداسازی و تأیید، آلیفاتیکها و PAHs
 - استخراجر اولتراسونیک با حداکثر توان خروجی 700W، جهت استخراج آلودگیهای نفتی از خاک
- نمونه‌های خاک آلوده به نفت از منطقه جنوب شرقی پالایشگاه تهران جمع آوری شده و به آزمایشگاه منتقل شد. نمونه‌ها در دمای اتاق به مدت ۲۴ ساعت خشک شد و سپس با الک ۲ میلی متری الک و هموژن شد.

در مرحله استخراج ترکیبات نفتی از خاک، ۵ گرم نمونه خاک آلوده را درون بشر می ریزیم. سپس، با اولتراسونیک به مدت ۱۵ دقیقه با حلال دی کلرو متان استخراج می کنیم. نمونه های استخراج شده را با قیف محتوی پشم شیشه که سطح آن را با سدیم سولفات پوشانده، صاف کرده و سپس با استفاده از گاز نیتروژن آنرا تغلیظ می نماییم. در راستای بهینه سازی روش آنالیز TPH با دستگاه GC-FID، درگام نخست، کلیه برنامه های دمایی-دستگاهی موجود بویژه برنامه های مندرج در روشهای EPA [11,12,13] و ROPME [7] و دیگر برنامه های که پیش از این، توسط محققین در مطالعات مشابه مورد استفاده قرار گرفته بود [14,15,16,17,18]، جهت بررسیهای لازم به اجرا در آمده و سپس با توجه به معایب هر یک از آنها و نتایج بدست آمده، برنامه جدید بهینه شده تبیین گردید.

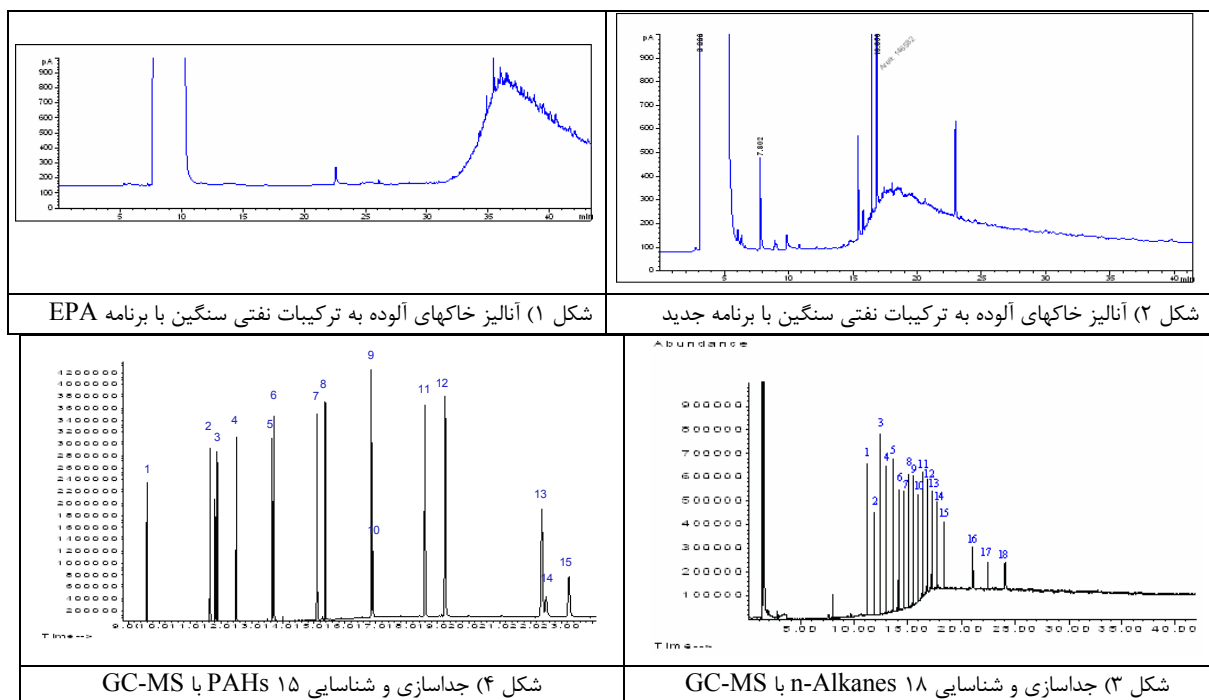
نتایج و بحث:

اشکالات اساسی که عمدتاً در برنامه های اجرا شده مطرح بوده عبارت است از الف) استفاده از گرادیان دمایی ملایم که مدت زمان آنالیز را افزایش می دهد، ب) عدم پیش بینی زمان ماندگاری و یا پیش بینی زمان ماندگاری ناچیز در دمای حداکثر آون که موجب می شود تا خروج UCM ها از ستون بطور کامل انجام نشود و کوهان مربوطه به شکلی ناقص مطرح گردد، ج) وجود اختلاف دمای آشکارساز و دمای انژکتور که باعث می شود ترکیبات، در ابتدا بخار شوند ولی وقتی وارد دتکتور می شوند، چون دمای دتکتور کم است، مقداری از نمونه مایع شود و نتایج اندازه گیری TPH را کاملاً مختل نماید، د) عدم پیش بینی دمای حداکثر مناسب برای آون جهت خروج هیدروکربنهای نفتی سنگین با نقطه جوش بالا ه) به کارگیری Split Ratio نامناسب که نتایج آنالیز را مختل خواهد نمود.

شیان توجه است که مطابق برنامه EPA، اگر چه خروج n-Alkanes و PAHs از ستون به خوبی انجام می شود ولی خروج کوهان UCMs از ستون به طور کامل تحقق نمی یابد. از آنجائیکه UCMs، بخش مهمی از آلودگیهای نفتی خاکهای پالایشگاه را به خود تخصیص می دهند استفاده از این برنامه، ممکن است باعث خطا در اندازه گیری TPH ها گردد (شکل ۱). همچنین، برنامه ROPME به لحاظ استفاده از گرادیان دمایی ملایم باعث طولانی شدن زمان آنالیز گردید. لذا، با در نظر گرفتن کلیه ملاحظات بالا و انجام آنالیزهای متعدد، برنامه جدید پیشنهادی بهینه می گردد که کروماتوگرام مربوطه در شکل ۲ ارائه شده است.

اعتباردهی برنامه جدید، در ۲ مرحله مستقل انجام گردید. نخست جداسازی، شناسایی و تعیین زمان بازداری ۱۸ استاندارد آلیفاتیک و ۱۵ استاندارد PAHs با استفاده از GC-FID و سپس، در مرحله دوم جداسازی، شناسایی و تأیید ترکیبات ذکر شده با GC-MS اجرا گردید (شکل ۳، ۴). برای تهیه منحنی کالیبراسیون، ۳۳ ترکیب مذکور در ۴ غلظت مختلف به دو دستگاه تزریق شده و با برنامه پیشنهادی مورد آنالیز قرار گرفتند. در این آنالیز، تمامی ۳۳ ترکیب ذکر شده در زمانهای بازداری مشخص از ستون خارج شدند و ۳۳ منحنی کالیبراسیون با دقت بالا ترسیم گردید.

نتیجه گیری: با هدف اندازه گیری TPH، مدت زمان اجرای برنامه پیشنهادی برای تشخیص همزمان n-Alkanes، PAHs و همچنین UCMs تا ۴۱،۵ دقیقه کاهش داده شد که این امر می تواند در پروژه پایشهای زیست محیطی و همچنین در اجرای پایلوتهای حذف آلودگیهای نفتی، افزایش سرعت آنالیز نمونه های خاک را بدنبال داشته باشد. بدیهی است کاهش زمان اجرای آنالیزها تاثیر مستقیم بر هزینه های تمام شده پروژه ها و پژوهشها خواهد داشت.



References

- [1] Bull, Korean, Ho-Sang Shin and Oh-Seung Kwon., (2000), The simultaneous Analysis of Benzene, Toluene, Ethylbenzene, o,m,p-Xylenes and Total Petroleum hydrocarbons in soil by GC-FID after Ultra-Sonication, *Chem. Soc.*, **21**, 211101-1105.
- [2] R. Shirdam, N. Mehrdadi, A. Khakpourm, (2006), aliphatics and PAHs remediation of Tehran Oil Refinery's oil-contaminated soils using biosurfactant in Laboratory-scale. 14th National & 2nd International Conference of Biology, Tehran, Iran, August 2006.
- [3] R. Shirdam, , A. Farahani, F. Khajavi, P. Baghai, (2007), The comparison of silica gel and alumina sorbents for separation PAHs and PCBs using fractionation chromatography, *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering*, **26** (2) 27-33.
- [4] R. Shirdam, A. Daryabeigi Zand, G. Nabibidhendi, N. Mehrdadi. Removal of total petroleum hydrocarbons (TPHs) from oil-polluted soil in Iran. *Iranian Journal of Chemistry and Chemical Engineering*, vol 28, 2008.
- [5] Characterizing Risked Posed by Petroleum Contaminated Sites: (2002), Implementation of the MADEP VPH/EPH approach, commonwealth of Massachusetts.
- [6] Zhendi Wang, K. Li, M. Fingas, L. Sigouin, L. Me'nard. (2002), Characterization and source identification of hydrocarbons in water samples using multiple analytical techniques, *Journal of Chromatography A*, **971**, 173-184.
- [7] Manual of Oceanographic Observations and Pollutant Analyses Methods (MOOPAM) (1999), Regional Organization for the Protection of the Marine Environment, Third Edition, KUWAIT.
- [8] MADEP, Characterizing Risks Posed by Petroleum-Contaminated Sites: Implementation of MADEP VPH/EPH Approach, (1997), public comment draft, Commonwealth of Massachusetts, Executive Office of Environmental Affairs, Department of Environmental Protection, One Winter Street, Boston, Massachusetts 02108; 617-292-5500.
- [9] Massachusetts' VPH/EPH approach, (1998), Underground Tank Technology Update, **12**(6), 6-8.
- [10] Characterizing Risked Posed by Petroleum Contaminated Sites: Implementation of the MADEP VPH/EPH approach, commonwealth of Massachusetts, (2002).
- [11] USEPA "SW-846 Test Methods for Evaluating Solid Waste", 3rd Edition; Methods 8000, 8100, 3510, 3520, 3540, and 3550.
- [12] Method OA-2: (1990), Extractable Petroleum in Products; University Hygienic Laboratory, Iowa City, Iowa.

-
- [13] "Method for Determination of Extractable Petroleum Hydrocarbons (EPH) in Soil and Water", (1990), prepared for Total Petroleum Hydrocarbons Method Committee by Midwest Research Institute.
- [14] U.S. EPA. Method 8015. Nonhalogenated volatile organics. In: U.S. EPA SW-846, Test Methods for Evaluating Solid Waste: Physical/Chemical Methods.
- [15] U.S. EPA. Method 8100. Polynuclear aromatic hydrocarbons. In: U.S. EPA SW-846, Test Methods for Evaluating Solid Waste: Physical/Chemical Methods.
- [16] Hoplinton, MA. Pittsburgh, PA. Extraction of petroleum hydrocarbon contaminants (Diesel and waste oil) in soils by Accelerated Solvent Extraction (ASE), Dionex Iso9001.
- [17] Eija Saari, Paav Peramaki, Jorma Jalonen. (2007). Effect of sample matrix on the determination of total petroleum hydrocarbons (TPH) in soil by gas chromatography-flame ionization detection. *Microchemical Journal*, **87**, 113-118.
- [18] M.R.Trejo-Herandez, A.Ortiz, A.L.Okoh, D.M., (2007), Biodegradation of heavy crude oil Maya using

امکان سنجی تعیین نسبت ایزوتوپی $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ عصاره خاک به روش ریز انتشار، با استفاده از دستگاه طیف‌سنج گسیلی NOI7

میر احمد موسوی شلمانی، علی خراسانی و نجات پیرولی بیرانوند

اعضاء علمی پژوهشکده تحقیقات کشاورزی، پزشکی و صنعتی (پژوهشگاه علوم و فنون هسته‌ای)

مقدمه

یکی از عمده قابلیت‌های ردیاب ^{15}N ، بررسی روند حرکت عنصر نیتروژن در خاک، طی مدیریت گوناگون زراعی عناصر کودی می‌باشد. بدیهی است که انجام مدیریت ناصحیح، سبب جنبش ناخواسته نیتروژن گردیده و این امر می‌تواند منجر به آلودگی آبهای زیرزمینی گردد. روش متعارف در اندازه‌گیری ^{15}N در محلول‌های با غلظت ناچیز نیتروژن، استفاده از روش طیف‌سنجی جرمی می‌باشد [۱و۴]. در ایران با توجه به عدم وجود دستگاه طیف‌سنج جرمی نسبت ایزوتوپی (خاص کاربرد ردیابی ^{15}N) این امر توسط دستگاه طیف‌سنج گسیلی NOI7 صورت می‌گیرد. در ردیابی ^{15}N در بافتهای گیاه، حدود ۰/۵ گرم از اندام گیاه (حاوی حدود ۸ الی ۱۰ میلی گرم نیتروژن) وارد چرخه کجلا در گردیده و در نهایت با کاهش حجم کلرور آمونیوم حاصل به ۸ الی ۱۰ میلی لیتر، غلظت مشخصی از نیتروژن جهت استفاده در دستگاههای طیف‌سنج گسیلی فراهم می‌آید [۲]. با توجه به اینکه غلظت نیتروژن موجود در عصاره خاک عموماً بسیار کمتر از بافتهای گیاهی (حدود ۰/۰۱ درصد) می‌باشد، لذا جهت استحصال ۸ میلی گرم نیتروژن، باید حدود ۸۰ گرم خاک وارد چرخه کجلا در گردد، که این امر تقریباً غیر ممکن خواهد بود. لذا جهت ردیابی نیتروژن در مواد با غلظتهای ناچیز نیتروژن (نظیر خاک)، سیستم ریز انتشار (Micro diffusion) پیشنهاد و ارائه گردیده است. سیستم فوق، توسط آژانس بین‌المللی انرژی اتمی (IAEA) و جهت کاربرد دستگاه طیف‌سنج جرمی پیشنهاد و ارائه گردیده است [۳]. به نظر می‌رسد با انجام یک سری تغییرات در پروتکل کاری انجام آزمایش بتوان از این سیستم در دستگاه طیف‌سنج گسیلی نیز استفاده نمود. راه اندازی سیستم فوق، قابلیت کاربرد دستگاه را دو چندان می‌نماید. بدین ترتیب می‌توان پروژه‌های ردیابی نیتروژن را در حد مقیاس میکروگرم و در طیف وسیعی از مطالعات صورت داد. در چنین شرایطی دامنه فعالیت ردیابی نیتروژن جدا از گسترش آن به سیستم خاک، طیف وسیعی از مطالعات در مقیاس کوچک، نظیر شرکت نیتروژن در چرخه‌های متابولیسمی متفاوت در گیاهان صنعتی و دارویی (بصورت اجزای تفکیک پذیر)، تا مبارزه با آفات گیاهی (از طریق نشاندار نمودن و ردیابی حشرات آفت) را شامل می‌گردد.

مواد و روشها

به منظور بررسی دامنه کاربرد و دقت روش ریز انتشار در تعیین نسبت ایزوتوپی $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ (توسط دستگاه طیف‌سنج گسیلی) و ارائه پروتکل کاری استاندارد، طرح پژوهشی در طی سالهای ۱۳۸۷ لغایت ۱۳۸۸ در پژوهشکده تحقیقات کشاورزی، پزشکی و صنعتی به اجرا در آمد. طرح در طی ۳ مرحله مختلف آزمایشگاهی (عصاره‌گیری خاک، تعیین غلظت آمونیوم و تعیین نسبت ایزوتوپی $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ، با استفاده از روش ریز انتشار) در پنج تکرار و در قالب طرح بلوک کامل تصادفی به اجرا در آمد و در هر مرحله، با استفاده از محاسبات آماری، به تجزیه و تحلیل نتایج پرداخته شد. مبنای روش، بر اساس تبدیل و انتشار آمونیوم موجود در عصاره خاک (در یک محیط بسته) بصورت گاز آمونیاک و جذب آن توسط فیلتر اسیدی می‌باشد [۱]. در سری اول آزمایشات با استفاده از محلول‌های استاندارد ^{15}N اقدام به تهیه پروتکل کاری گردید. بدین ترتیب بهترین میزان نیتروژن جهت فرایند انتشار و بهترین میزان آب مقطر برای رقیق‌سازی نیتروژن و بهترین نوع فیلتر برای جذب آمونیوم انتشار یافته تعیین گردید. در سری دوم آزمایشات، اقدام به تهیه عصاره از خاک و انجام آزمایش بر روی آن گردید. بدین ترتیب، مقداری عصاره KCl خاک به همراه یک عدد فیلتر اسیدی به داخل ظروف

بی‌هوای ۱۰۰ میلی‌لیتری (جار) منتقل گردید. پس از اضافه نمودن مقداری اکسید منیزیم، درب آن به سرعت بسته شد (بطوریکه هیچگونه تبادل گازی با محیط بیرون صورت نگیرد). تحت چنین شرایطی، pH محلول افزایش یافته و این امر باعث می‌شود تا آمونیوم موجود در نمونه، بصورت گاز آمونیاک متصاعد گردیده و سپس توسط فیلتر فیبر شیشه‌ای اسیدی (محاط شده در بین دو لایه نوار تفلون) جذب شود (در حقیقت، گاز آمونیاک توسط KHSO_4 جذب شده و منجر به تولید سولفات آمونیوم می‌گردد). پس از قرار دادن فیلتر در ویال سانتیفریوژ و اضافه کردن ۲۵۰ میکرولیتر آب مقطر با استفاده دستگاه طیف‌سنج گسیلی، نسبت ایزوتوپی $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ نیتروژن آمونیومی موجود در عصاره خاک مورد تجزیه قرار گرفت.

نتایج و بحث

جدول ۱- یافته‌های انتشار آمونیوم در غنی‌سازی‌های مختلف نیتروژن-۱۵

اتم درصد نیتروژن-۱۵ کل												اندازه‌گیری شده
۰/۳۲	۰/۴۱	۰/۵۰	۰/۶۰	۱/۵۵	۱/۷۶	۲/۰۰	۲/۱۵	۳/۰۵	۳/۹۸	۴/۹۵	۹/۸۷	
۰/۳	۰/۴	۰/۵	۰/۶	۱/۵	۱/۷	۱/۹	۲/۱	۳	۴	۵	۱۰	تئوریک
۰/۲۸	۰/۳۸	۰/۴۷	۰/۵۸	۱/۵۱	۱/۷۱	۱/۹۴	۲/۰۹	۲/۹۴	۳/۹۱	۴/۷۸	۹/۶۶	تکرار ۱
۰/۲۵	۰/۳۵	۰/۴۸	۰/۵۹	۱/۵۱	۱/۷۲	۱/۹۵	۲/۰۹	۲/۹۵	۳/۹۲	۴/۸۲	۹/۶۷	تکرار ۲
۰/۲۴	۰/۴۱	۰/۴۸	۰/۵۹	۱/۵۲	۱/۷۲	۱/۹۴	۲/۰۹	۲/۹۵	۳/۹۳	۴/۷۸	۹/۷۱	تکرار ۳
۰/۲۶	۰/۳۷	۰/۴۹	۰/۵۹	۱/۵۱	۱/۷۲	۱/۹۴	۲/۰۸	۲/۹۶	۳/۸۹	۴/۸۰	۹/۶۹	تکرار ۴
۰/۲۸	۰/۳۹	۰/۴۷	۰/۵۸	۱/۵۲	۱/۷۳	۱/۹۳	۲/۰۸	۲/۹۷	۳/۸۸	۴/۷۷	۹/۶۸	تکرار ۵
۰/۲۶	۰/۳۸	۰/۴۸	۰/۵۹	۱/۵۱	۱/۷۲	۱/۹۴	۲/۰۹	۲/۹۶	۳/۹۰	۴/۷۹	۹/۶۸	میانگین
۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۰	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۲	۰/۰۲	۰/۰۲	انحراف معیار
-۲/۳	-۱/۴	-۰/۷	-۰/۴	-۱/۴	-۱/۷	-۲/۴	-۲/۴	-۳/۶	-۳/۱	-۶/۶	-۷/۷	Z-score

نتایج یافته‌ها مؤید این مطلب می‌باشد که امکان استحصال آمونیوم نشاندار از منبع نیترات آمونیوم بر روی فیلتر اسیدی در دامنه مورد قبول ($-2 < \text{Z-score} < +2$) وجود دارد و بهترین میزان نیتروژن جهت فرایند انتشار و بهترین میزان آب مقطر برای رقیق‌سازی نیتروژن موجود در فیلتر اسیدی نیز ۲۵۰ میلی‌لیتر خواهد بود. بهترین نوع فیلتر برای جذب آمونیوم انتشار یافته فیلتر مضاعف واتمن از نوع Whatman 44 ashless (12.5cm) می‌باشد. این فیلتر حتی از نوع متداول آن که در IAEA جهت آزمون ریز انتشار استفاده می‌گردد کارایی بیشتری از خود نشان داده است. دلیل این امر را چنین می‌توان بیان نمود که با توجه به کاربرد روش طیف‌سنجی جرمی در آژانس، فیلتر فوق جهت آن دستگاه، مناسبترین فیلتر تشخیص داده شده است. نتایج همچنین موید این مطلب بود که دامنه مورد قبول سیستم ($-2 < \text{Z-score} < +2$) در دستگاه طیف‌سنج گسیلی بین ۰/۴ تا ۱/۷ اتم درصد ^{15}N کل می‌باشد. این داده اختلاف کوچکی با یافته‌های IAEA دارد. در نشریات آژانس عنوان گردیده که سطح قرائت ایزوتوپی در سیستم ریز انتشار بین ۰/۶ تا ۲ اتم درصد ^{15}N کل می‌باشد [۳]. به نظر می‌رسد که تفاوت دو یافته مربوط به نوع دستگاه، روش آماده‌سازی نمونه و دقت اندازه‌گیری ^{15}N خواهد بود.

منابع

- [1] Brooks, P. D., J. M. MC Inteer, and T. Preston. 1989. Diffusion method to prepare soil extracts for automated nitrogen-15 analysis, Soil Sci. Soc. Am. J. 53:1707-1711.
- [2] IAEA. 1990. Use of Nuclear Techniques in Studies of Soil- Plant Relationships, Training Course Series 2: 55-72.
- [3] IAEA. 2001. Use of isotope and radiation methods in soil and water management and crop nutrition, Training Course Series No. 14: 1-152.

- [4] Mulvaney, R. L. and C. W. Boast. 1986. Equations for determination of nitrogen-15 labeled dinitrogen and nitrous oxide by mass spectrometry, Soil Science Society of America Journal 50: 360-363.

ارزیابی روش سنتیلاتوربلوری جهت اندازه گیری غلظت روی در آب، خاک و گیاه در

پژوهشهای دقیق

محمود صلیح^۱، علیرضا مرجوی^۱

^۱اعضاء هیات علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان اصفهان

مقدمه

در پژوهشهای مطالعاتی روی در آب، خاک و گیاه روشهای مختلفی بکار گرفته می شود یکی از روشهای مرسوم در بسیاری از آزمایشگاههای خاک و آب روش جذب اتمی یا {Flame atomic absorption Spectroscopy (FAAS)}

می باشد. روش دیگری که در بسیار از مطالعات دقیق بکار گرفته می شود تجزیه به روش فعال سازی با نوترون {Neutron activation Analysis (NAA)} است. در این روش چشمه های نوترون ماده مورد آزمون در راکتورهای حرارتی با شار مناسب فعال سازی و توسط آشکار ساز حساس و به کمک نرم افزارهای مربوطه طیف نمونه ها ترسیم و میزان عنصر در نمونه مجهول اندازه گیری می شود. این روشها در اندازه گیری روی در محیط های مختلف روشهای دقیق و مناسبی هستند که البته هر روش از نظر هزینه و دقت ویژگیهای خود را دارد. اما در آزمایشات محیط های طبیعی آب، خاک و گیاه که هم به دقت بالا نیاز است و هم زمان نسبتاً قابل توجهی بعد از تیمار اولیه اندازه گیری ها صورت می گیرد و گذشته از آن وقتی عنصر بعنوان ردیاب در محیط های طبیعی و زیستی مورد نظر باشد روشهای اشاره شده کارایی چندانی ندارند. البته روش NAA در مواردی که عنصر روی در سیکل کوتاهی مورد مطالعه باشد روش دقیقی محسوب می شود ولی زمانیکه مطالعه عنصر روی در سیستم دینامیک آب، خاک و گیاه با گذشت زمان رو برو باشد و تفکیک روی رادیواکتیو و روی طبیعی مورد نظر باشد روش سنتیلاتور بلوری (رادیواکتیو) {Crystal Scintillation Counter (CSC)} روشی مناسب است. در این روش محاسبه غلظت روی در هر مرحله و در هر زمان به کمک اندازه گیری فعالیت نوترون و محاسبه فعالیت اولیه امکان پذیر خواهد بود. البته مدت زمانی که بعد از اعمال تیمار می توان از این روش استفاده نمود بستگی به نیمه عمر ^{65}Zn دارد.

مواد و روشها

مقدار ۵ گرم پودر سولفات روی $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ مرکب در داخل کپسول های پلی اتیلنی ریخته و به همراه یک نمونه شاهد با وزن ۱۰۰ میلی گرم به دقت بسته بندی و با شار نوترونی 5×10^{11} نوترون بر ثانیه سانتیمتر مربع به مدت ۵ ساعت در راکتور منیاتوری اصفهان پرتودهی شد. سپس با ترازو دیجیتالی دقیق ۲/۵ گرم از نمونه روی فعال شده (^{65}Zn) به ۵ لیتر آب اضافه تا محلول مادر بدست آمد. این محلول دارای غلظتی معادل ۵۰۰ میلی گرم بر کیلوگرم روی می باشد. از رقیق نمودن محلول مادر محلولهای ۴۰۰، ۳۰۰، ۲۰۰ و ۱۰۰ میلی گرم بر کیلو گرم روی ساخته و همراه آب مقطر (۰) توسط روشهای NAA، FAAS و CSC جهت اندازه گیری روی مورد آزمون قرار گرفت.

نتایج و بحث

غلظت ^{65}Zn به کمک سه روش NAA، FAAS، CSC اندازه گیری شد که در جدول ۱ تا ۳ ارائه شده است. مقایسه میانگین دو به دو روش های جذب اتمی و فعال سازی نوترون و سوسوزن بلوری توسط آزمون t نشان داد میانگین هر سه گروه با هم متفاوت است (سطح آماری یک در صد). اختلاف گروه میانگین روش فعال سازی نوترون با دو روش دیگر

فاحش است که البته طبیعی است زیرا فعالیت نمونه در اثر گذشت زمان و واپاشی نمونه کاهش یافته است. انحراف معیار و ضریب تغییرات میانگین های روش سوسوزن بلوری به ترتیب ۶/۰۳ و ۲/۵۶ و برای روش فعال سازی نوترون به ترتیب ۵۵/۳۵ و ۲۴/۸۰ و برای جذب اتمی به ترتیب ۳۲/۵۶ و ۱۱/۹۹ بوده است. علت زیاد بودن انحراف معیار و ضریب تغییرات در روش فعال سازی نوترون همان واپاشی نمونه و کاهش فعالیت نمونه بوده است که البته حاکی از عدم دقت این روش نیست. اما مقایسه انحراف معیار و ضریب تغییرات میانگین های دو روش جذب اتمی و سوسوزن بلوری نشان داد که روش سوسوزن بلوری به مراتب دقیق تر بوده است.

جدول ۱- غلظت روی اندازه گیری شده به روش جذب اتمی (میلی گرم بر کیلوگرم).

غلظت استاندارد	زمان شروع	بعد از ۸۰ روز	بعد از ۱۶۰ روز	بعد از ۲۴۰ روز	میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات
۰	-	-	-	-	-	-	-
۱۰۰	۱۲۱	۱۰۸	۸۷	۱۳۲	۱۱۲/۰۰	۱۶/۷۵	۱۴/۹۵
۲۰۰	۲۴۳	۱۶۴	۲۵۷	۲۰۴	۲۱۷/۷۵	۳۶/۲۴	۱۶/۶۴
۳۰۰	۲۴۵	۳۱۷	۲۵۶	۲۶۸	۲۷۱/۵۰	۲۷/۵	۱۰/۱۳
۴۰۰	۴۶۳	۴۱۸	۴۷۱	۳۶۷	۴۲۹/۷۵	۴۱/۴۸	۹/۶۵
۵۰۰	۵۰۳	۴۲۶	۵۲۷	۴۴۷	۴۷۵/۷۵	۴۰/۸۴	۸/۵۸
میانگین						۳۲/۵۶	۱۱/۹۹

جدول ۲- غلظت روی اندازه گیری شده به روش فعال سازی نوترون (میلی گرم بر کیلوگرم).

غلظت استاندارد	زمان شروع	بعد از ۸۰ روز	بعد از ۱۶۰ روز	بعد از ۲۴۰ روز	میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات
۰	-	-	-	-	-	-	-
۱۰۰	۱۰۱	۷۸	۶۱	۴۹	۷۲/۲۵	۱۹/۵۴	۲۷/۰۵
۲۰۰	۲۰۳	۱۶۱	۱۳۷	۱۰۵	۱۵۱/۵۰	۳۵/۷۶	۲۳/۶۰
۳۰۰	۳۰۱	۲۵۳	۱۹۷	۱۵۳	۲۲۶/۰۰	۵۵/۹۵	۲۴/۷۵
۴۰۰	۳۹۸	۳۳۵	۲۶۷	۲۰۲	۳۰۰/۵۰	۷۳/۳۵	۲۴/۴۱
۵۰۰	۵۰۴	۴۱۹	۳۳۹	۲۵۶	۳۷۹/۵۰	۹۲/۱۳	۲۴/۲۷
میانگین						۵۵/۳۵	۲۴/۸۰

جدول ۳- غلظت روی اندازه گیری شده به روش سوسوزن بلوری (میلی گرم بر کیلوگرم).

غلظت استاندارد	زمان شروع	بعد از ۸۰ روز	بعد از ۱۶۰ روز	بعد از ۲۴۰ روز	میانگین	انحراف معیار	ضریب تغییرات
۰	-	-	-	-	-	-	-
۱۰۰	۱۰۵	۱۰۸	۹۳	۱۰۷	۱۰۳/۲۵	۶/۰۲	۵/۸۳
۲۰۰	۱۸۸	۱۹۶	۱۸۷	۱۹۴	۱۹۱/۲۵	۳/۸۳	۲/۰۰
۳۰۰	۳۱۴	۳۱۱	۳۰۵	۳۰۷	۳۰۹/۲۵	۳/۴۹	۱/۱۳
۴۰۰	۴۰۳	۳۸۷	۳۸۴	۳۹۷	۳۹۲/۲۵	۷/۶۳	۱/۹۴
۵۰۰	۴۷۱	۴۸۹	۴۹۶	۴۸۳	۴۸۴/۲۵	۹/۱۷	۱/۸۹
میانگین						۶/۰۳	۲/۵۶

منابع

- [۱] Melton, J. R., B. G. Ellis, and E. C. Doll. 1970. Zinc, phosphorous and lime interaction with yield and zinc uptake by phaseolus vulgaris. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34: 91 – 93.
- [۲] McGrath, S. P., C. M. D. Sidoli, A. J. M. Baker, and R. D. Reeves. 1993. The potential for the use of metal-accumulating plant for the in situ decontamination of metal-polluted soils. PP. 673–676. In: H. J. P. Eijssackers and

T. Hamers (Eds.), Integrated soil and sediment research: A basis for proper protection. Kluwer Academic publ. Dordrecht, the Netherlands.

[۳] Kabata-Pendias, A., and H. Pendias. 1979. Trace elements in the biological environment, wyd. Geol., Warsaw,