

اثرات غرقاب کردن خاک و کاربرد بقایای گیاهی بر توزیع شکل‌های مختلف مس

علی عباس‌پور^{۱*}

عضو هیأت علمی دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی شاهرود؛ abbaspour2008@gmail.com

چکیده

پتانسیل احیایی و pH از جمله خواص شیمیایی مهم و موثر بر حلالیت و قابلیت دسترسی عناصر غذایی خصوصاً مس می باشد. در این تحقیق اثر غرقابی کردن بر شکل‌های مختلف مس در ۴ خاک مختلف از نظر pH بررسی شد. جهت کاهش شدیدتر پتانسیل احیایی خاکها از پودر خشک شده یونجه استفاده شد. نمونه های خاک شامل یک خاک اسیدی از مزرعه توتون، یک خاک خنثی از یک شالیزار اطراف مرداب انزلی و دو خاک آهکی از مزارع گندم و یونجه بودند. نمونه های خاک با مقادیر ۰ و ۲ درصد بقایای گیاهی بصورت پودر یونجه تیمار شد و در دو شرایط هوازی (۶۰ درصد ظرفیت نگهداری آب خاک) و بی هوازی (سوسپانسیون ۱:۲/۵ خاک به آب) به مدت ۱۲ هفته در دمای ۲۵ درجه سلسیوس نگهداری شد. نمونه های فرعی پس از ۱ و ۱۲ هفته برداشته شد و شکل‌های مختلف مس با روش عصاره گیری دنباله ای تعیین شد. نتایج نشان داد که تقریباً در همه خاکها در هر دو شرایط هوازی و بی هوازی، مس محلول و تبدلی در اثر کاربرد بقایای گیاهی ابتدا افزایش و سپس تا حدودی کاهش یافت. افزودن بقایای گیاهی در شرایط بی هوازی در همه خاکها به جز خاک شالیزار غلظت مس متصل به اکسیدهای آهن بی شکل را به طور معنی داری افزایش و در شکل تمه کاهش داد. تغییرات کم شکل‌های مس در خاک شالیزار ممکن است به خاطر مقدار مواد آلی بیشتر و نیز شرایط غرقاب اولیه در مقایسه با سایر خاکها باشد. این تیمار همچنین سبب افزایش غلظت مس در شکل کربناتی تنها در دو خاک آهکی شد. به هر حال کاهش پتانسیل احیایی در اثر غرقابی نمودن خاکهای اسیدی و آهکی سبب افزایش شاخص تحرک مس شد که نشان‌دهنده افزایش قابلیت دسترسی مس در این شرایط می باشد.

واژه های کلیدی: بقایای گیاهی، غرقابی کردن، تفکیک شکل‌های مس

مقدمه

خاکها قرار می گیرد (بارتلت و جیمز، ۱۹۹۳). از آنجایی که شالیزارها برای مدتی از سال شرایط غرقابی را سپری می نمایند، لذا پتانسیل احیایی و در نتیجه حلالیت مس این خاکها تابع مقدار رطوبت می باشد. اگرچه کشت گیاه برنج عمدتاً در مناطق مرطوب با مقدار بارندگی ۱۰۰۰ میلیمتر در سال انجام می گیرد (بینگهام و همکاران، ۱۹۷۶)، اما کشت این محصول در برخی نواحی خشک و نیمه خشک ایران متداول شده است.

مس (Cu) از جمله عناصر ضروری برای رشد گیاهان محسوب می شود که کمبود آن عمدتاً در خاکهای شنی، آهکی و خاکهای غنی از مواد آلی اتفاق می افتد. از پارامترهای موثر بر حلالیت و قابلیت دسترسی مس می توان به pH، مواد آلی، پتانسیل اکسیداسیون-احیاء، نوع (بارکر و پیلیم، ۲۰۰۷). این عنصر به دلیل داشتن اعداد اکسیداسیون مختلف، تحت تأثیر تغییرات پتانسیل احیایی

^۱ نویسنده مسئول، آدرس: استان سمنان، شاهرود، خیابان تهران، میدان هفت تیر، دانشگاه صنعتی شاهرود، دانشکده کشاورزی، گروه آب و خاک.

* دریافت: شهریور ۱۳۸۹ و پذیرش: دی ۱۳۹۰

نمونه های خاک برخی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی اندازه گیری شد (جدول ۱). آزمایش انکوباسیون در دو شرایط هوازی (۶۰ درصد ظرفیت نگهداری آب خاک) و بی هوازی (سوسپانسیون ۱:۲/۵ خاک به آب) با دو تیمار (شاهد و ۲ درصد بقایای گیاهی) در ۳ تکرار انجام گرفت. مقدار مس و نیتروژن موجود در بقایای گیاهی به ترتیب ۳/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم و ۰/۲۴ درصد ماده خشک و pH آن در سوسپانسیون ۱:۲/۵ برابر ۵/۶۵ بود.

در این آزمایش، نمونه های ۵۰ گرمی از هر خاک توزین و به داخل ظروف پلاستیکی منتقل گردید. سپس تیمار بقایای گیاهی به آنها اضافه و به طور کامل مخلوط گردید. نمونه ها به ۲ بخش تقسیم شد. بخشی در شرایط ۶۰ درصد ظرفیت نگهداری آب خاک و بخش دیگر در شرایط غرقابی نگهداری شد. بدین ترتیب تعداد ظروف آزمایش ۴۸ عدد (۴ خاک، ۲ شرایط رطوبتی، ۲ تیمار و ۳ تکرار) بود. برای ایجاد شرایط غرقابی در تیمارها، نسبت سوسپانسیون طوری انتخاب شد تا یک لایه آب به ضخامت حداقل ۳ سانتیمتر بر روی خاک تیمارها قرار گیرد. بدین منظور از نسبت سوسپانسیون خاک به آب ۱:۲/۵ استفاده گردید. این عمل نفوذ اکسیژن به داخل خاک را به شدت کاهش داد (کاشم و سینگ، ۲۰۰۱). پس از بستن درب ظروف، در دمای ۲۵ درجه سلسیوس به مدت ۱۲ هفته نگهداری گردید. به منظور تبادل گاز داخل ظروف با اتمسفر، تعداد ۳ سوراخ خیلی ریز بر روی درب ظروف نمونه ها ایجاد گردید. در فواصل زمانی ۱ و ۱۲ هفته پتانسیل احیایی و H در نمونه ها اندازه گیری گردید. به منظور تعیین شکل‌های مختلف مس به روش عصاره گیری مرحله ای نمونه های فرعی از ظروف برداشته شد. عصاره گیری در این مطالعه به روش توسعه یافته هان و بنین (۱۹۹۷) انجام گرفت (جدول ۲). با توجه به اینکه غلظت مس در دو شکل اولیه (شکل محلول و تبادل و کربناتی) با پیوند ضعیفی به ذرات متصل شده و سایر شکل‌های پیوند قویتری دارند لذا در این خصوص شاخص تحرک (Mobility factor) تعریف شد که از نسبت غلظت مس در دو شکل اولیه به غلظت کل مس بدست می آید (کابالا و سینگ، ۲۰۰۱). در همه مراحل عصاره گیری مرحله ای به جز مرحله نهایی، نمونه قبل از شروع مرحله بعدی با ۱۰ میلی لیتر آب مقطر شسته شد و آبی که برای شستن بکار برده شد به عصاره قبلی آن افزوده گردید (کابالا و سینگ، ۲۰۰۱). برای هر مرحله عصاره گیری از سانتریفوژ با دور ۱۵۰۰ g به مدت ۱۰ دقیقه استفاده گردید. طرح آماری آزمایش به صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی پایه ریزی گردید. در طول مدت

در این نواحی، کشت مداوم برنج یا در تناوب با برخی محصولات نظیر گندم و یونجه ممکن است حلالیت و قابلیت دسترسی عناصر مورد نیاز گیاه خصوصاً مس را تغییر دهد. نتایج متناقضی در مورد تأثیر شرایط احیایی بر حلالیت مس گزارش شده است. چوان و همکاران (۱۹۹۶) در تحقیقات خود دریافتند که غرقاب نمودن خاکها، سبب افزایش حلالیت مس می گردد. ونگ و استانتون (۲۰۰۶) افزایش حلالیت مس را در خاکهای غرقابی نسبت به خاکهای با زهکشی مناسب مشاهده نمودند. در مقابل ساها و ماندال (۲۰۰۰) گزارش کردند که غرقاب نمودن طولانی مدت خاکها کاهش قابلیت دسترسی مس را به همراه دارد. آنها افزایش pH خاکها را در طول شرایط غرقابی عامل کاهش قابلیت دسترسی مس می دانستند. تحقیقات تامپترسن و همکاران (۲۰۰۴) نیز نشان داد که در pH ثابت، متناسب با کاهش پتانسیل رداکس، حلالیت مس کاهش یافت. محققین بخشی از این کاهش را به احیای مس دو ظرفیتی به مس یک ظرفیتی نسبت دادند. به هر حال تغییرات pH در شرایط غرقابی نقش مهمی در حلالیت مس خاکها دارد، اگر چه پارامترهای دیگری نظیر تشکیل ترکیبات کم محلول سولفیدی، انحلال اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز و تغییر و تحولات مواد آلی ممکن است بر حلالیت این عنصر در شرایط غرقاب تأثیر گذار باشد (یو و همکاران، ۱۹۸۱). از جمله اهداف این تحقیق بررسی تأثیر شرایط غرقابی بر توزیع شکل‌های مس در خاکهای با pH های متفاوت می باشد. بایستی متذکر شد که غلظت کل یک عنصر در خاک معمولاً شاخص خوبی از تحرک آن عنصر در خاک و یا جذب آن عنصر بوسیله گیاه نیست زیرا تنها بخشی از غلظت کل عنصر برای گیاه قابل دسترس می باشد. بدین منظور از روش عصاره گیری متوالی (Sequential extraction) استفاده شد. این روش کاربرد گسترده ای در تعیین تحرک و قابلیت دسترسی عناصر غذایی و سمی در خاک پیدا نموده است. به منظور کاهش شدیدتر پتانسیل رداکس از بقایای گیاه یونجه استفاده گردید. کاربرد ترکیبات آلی نظیر یونجه در خاک از جمله روشهای متداول جهت بهبود خواص فیزیکی و شیمیایی خاکها محسوب می شود. به هر حال افزودن ترکیبات آلی به خاکهای غرقاب، از طریق کاهش پتانسیل احیایی، بر حلالیت و تحرک مس تأثیر می گذارد (چوان و همکاران، ۱۹۹۶).

مواد و روشها

در این مطالعه ۴ نمونه خاک که دارای pH های متفاوتی بودند از مناطق مختلف ایران نمونه برداری شد. در

تغییرات شکل‌های مختلف مس

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها در مورد اثر تیمارها و نیز اثرات متقابل تیمارها در خاک‌های مختلف در جدول ۴ تا ۷ آورده شده است. تقریباً در همه خاک‌ها اثر تیمارها و اثرات متقابل آنها در سطوح ۱ و ۵ درصد معنی دار شده است.

مقدار مس کل خاک‌ها در حدود ۳۸/۲-۲۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک متغیر است (جدول ۱). کمترین و بیشترین غلظت مس خاک‌ها با مقدار ۰/۵-۰/۳ و ۲۳/۲-۱۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک به ترتیب در شکل متصل به اکسیدهای منگنز و شکل متمه مشاهده شد (شکل ۲ و جدول ۸). به نظر می‌رسد که مس خاک‌ها عمدتاً در شکل‌های با قابلیت دسترسی بسیار کم متمرکز می‌شود. کابالا و سینگ (۲۰۰۱) نیز بیشترین غلظت مس خاک‌ها را در شکل متمه مشاهده نمودند، اگرچه هان و بنین (۱۹۹۷) در تحقیقات خود بر روی دو خاک قلیایی بیشترین غلظت مس را در شکل‌های متمه و متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل گزارش کردند. به هر حال شاخص تحرک (Mobility factor) که از نسبت غلظت مس در دو شکل اولیه به غلظت کل مس بدست می‌آید در خاک ۴ بیشترین و در خاک ۳ کمترین مقدار بود (شکل ۳). وجود مواد آلی زیاد در خاک‌های ۲ و ۴، بیشترین غلظت مس متصل به مواد آلی را به همراه داشت. شرایط غرقابی اولیه و وجود مواد آلی بیشتر در خاک ۲ (خاک شالیزار) باعث شد تا غلظت مس متصل به اکسیدهای آهن بی‌شکل نسبت به سایر خاک‌ها قابل توجه باشد. به هر حال، در خاک مذکور مس متصل به مواد آلی در هفته ۱۲ نسبت به هفته اول ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک کاهش یافت. تجزیه تدریجی مواد آلی در شرایط تهویه حاکم، احتمالاً عامل اصلی این تغییر بود.

افزودن بقایای گیاهی سبب افزایش معنی‌دار مس محلول و تبدلی در همه خاک‌ها به خصوص خاک ۱ شد به طوری که مس تبدلی در خاک ۱ از ۰/۴۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک در شاهد به ۱/۳۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک در تیمار بقایای گیاهی افزایش یافت، اگرچه با گذشت زمان از مقدار آن کاسته شد. افزایش اولیه را می‌توان عمدتاً به تجزیه بقایای گیاهی و آزاد شدن مس موجود در آن و نیز تشکیل کمپلکس‌های آلی-مس نسبت داد، در حالیکه کاهش بعدی آن احتمالاً به خاطر تشکیل تدریجی ترکیبات نامحلول مس می‌باشد (لیندسی، ۲۰۰۱). ترکیبات آلی به طور مستقیم و غیر مستقیم اثرات مهمی بر حلالیت مس خاک‌ها دارند. ترکیبات آلی نامحلول با جذب سطحی مس معمولاً سبب کاهش تحرک آن می‌گردند، در

آزمایش انکوباسیون، رطوبت داخل ظروف با توزین مداوم و اضافه نمودن آب مقطر به اندازه کاهش وزن هر ظرف، رطوبت نمونه‌ها در مقدار مورد نظر (۶۰ درصد رطوبت نگهداری آب خاک و غرقاب) ثابت نگه داشته شد. اندازه گیری pH نمونه‌های هوایی و غیر هوایی در سوسپانسیون ۲/۵: ۱ خاک به آب و با استفاده از الکتروود شیشه‌ای متصل به pH متر انجام گردید. پتانسیل الکتروودی نمونه‌ها با استفاده از یک الکتروود پلاتین و یک الکتروود مرجع (نقره اشباع) مستقیماً در داخل ظروف تیمارهای بی‌هوایی اندازه‌گیری گردید. غلظت مس با دستگاه اسپکترومتر جذب اتمی (Perkin Elmer مدل Analyst AA 200) تعیین گردید. جهت تجزیه و تحلیل آماری داده‌ها از نرم افزارهای SPSS و MSTATC و رسم شکل‌ها از نرم افزار Excel استفاده شد. کلیه مقایسات میانگین‌ها در سطح آماری ۵ درصد با آزمون حداقل اختلاف معنی‌دار (Least Significant Difference) صورت گرفت.

نتایج و بحث

شرایط هوایی

تغییرات pH

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۳) نشان می‌دهد که اثر زمان نگهداری (فاکتور A) و تهویه (فاکتور B) و مواد آلی (فاکتور C) در سطح ۱ درصد در همه خاک‌ها معنی دار شد، تنها تیمار تهویه در خاک ۱، تیمار مواد آلی در خاک ۲ و اثرات متقابل سه فاکتور در سطح احتمال ۱ درصد معنی دار شد.

کمترین مقدار pH خاک‌ها در تیمار شاهد (C) در هفته اول زمان نگهداری (T₁) ۵/۴ و بیشترین آن ۷/۹ بود (شکل ۱). کاربرد ۲ درصد بقایای گیاهی (O) در هفته اول زمان نگهداری (T₁) سبب افزایش معنی‌دار pH در خاک اسیدی (خاک ۱) و کاهش آن در خاک‌های آهکی (خاک‌های ۳ و ۴) شد. این تیمار تأثیر معنی‌داری بر pH خاک شالیزار (خاک ۲) نداشت. در انتهای زمان نگهداری (T₂) pH خاک ۱ کاهش یافت و به مقدار اولیه آن نزدیک شد. تجزیه بقایای گیاهی در طول زمان و تولید ترکیبات اسیدزا معمولاً باعث کاهش pH خاک‌ها می‌گردد (عباس پور و همکاران، ۲۰۰۴). همچنین دی‌اکسید کربن حاصل از فرایند تجزیه مواد آلی با آب، اسید کربنیک تولید می‌نماید. آمونیاک نیز یکی دیگر از محصولات این فرایند است که با اکسید شدن در فرایند نیترات سازی، پروتون آزاد کرده و موجبات کاهش pH را فراهم می‌نماید (کاشم و سینگ، ۲۰۰۱).

می‌شود و ممکن است سبب کاهش pH خاک‌های آهنکی نیز گردد (عباس پور و همکاران، ۲۰۰۷؛ تنجی و همکاران، ۲۰۰۴). نتایج تحقیقات ونگ و همکاران (۲۰۰۶) نیز تأیید کرد که غرقابی کردن، pH خاک‌های آهنکی و اسیدی را به سمت خنثی سوق داد.

تغییرات شکل‌های مختلف مس

در شکل ۵ و جدول ۹ اثر غرقاب نمودن خاکها و نیز کاربرد بقایای گیاهی بر توزیع شکل‌های مختلف مس در طول زمان نگهداری آورده شده است. بر خلاف شرایط هوازی که شکل تنمه بیشترین غلظت مس را در همه خاکها به خود اختصاص داده بود، در شرایط بی هوازی مس متصل به اکسیدهای آهن بی شکل در خاک ۲ با مقدار ۱۲/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک بیشترین سهم مس کل را شامل شد. در طول زمان نگهداری نیز غلظت مس محلول و تبدالی تقریباً در همه خاکها کاهش و غلظت مس متصل به اکسیدهای آهن بی شکل در خاک ۴ و مس کربناتی در خاکهای ۳ و ۴ افزایش معنی داری یافت. به طور کلی حلالیت مس به تغییرات pH خاک حساس می‌باشد و کاهش غلظت مس محلول و تبدالی ممکن است به خاطر افزایش جزئی pH خاکها باشد. فیلیس (۱۹۹۹) با تحقیق بر روی ۵ خاک اسیدی نشان داد که غرقابی کردن خاکها ابتدا غلظت مس قابل استخراج با کلرید منیزیم را افزایش ولی سپس به تدریج کاهش داد.

مشابه شرایط هوازی، افزودن بقایای گیاهی در شرایط غرقاب در هفته اول نگهداری، سبب افزایش غلظت مس محلول و تبدالی در همه خاکها شد، اگر چه در هفته ۱۲ از غلظت مس محلول و تبدالی خاکها کاسته شد. نکته قابل توجه اینکه در انتهای زمان نگهداری مس کربناتی در خاکهای ۳ و ۴ به ترتیب ۲/۳ و ۰/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک افزایش یافت. همچنین در همه خاکها به جز خاک ۲ غلظت مس متصل به اکسیدهای آهن بی شکل افزایش و غلظت مس تنمه کاهش یافت. این تغییرات سبب شد تا شاخص تحرک تقریباً در همه خاکها افزایش یابد (شکل ۶). عناصر موجود در شکل تنمه عمدتاً در ساختمان کانیها و ترکیبات نامحلول خاک از جمله اکسیدهای آهن بلوری وجود دارد (بیگهام، ۱۹۹۶) و غرقاب نمودن خاکها باعث تبدیل اکسیدهای آهن بلوری به اکسیدهای آهن بی شکل شده، که در طول این فرایند، بخشی از عناصر سنگین محبوس شده در ساختمان این اکسیدها آزاد می‌گردد (لی، ۲۰۰۵). به هر حال عناصر آزاد شده مجدداً جذب سطوح جاذب جدید نظیر اکسیدهای آهن بی شکل می‌گردند. سطوح اکسیدهای آهن بی شکل به عنوان جاذبهای فعال عمل نموده و سبب جذب اکثر یونهای فلزی محلول در

حالی که مواد آلی محلول با تشکیل کمپلکس باعث افزایش تحرک و قابلیت دسترسی مس می‌گردند. بنابراین تأثیر مواد آلی بر تحرک مس به خواص ترکیبات آلی نظیر نوع گروههای عامل و همچنین خواص خاک مانند pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و قدرت یونی بستگی دارد (استرابل و همکاران، ۲۰۰۵؛ نیمن و همکاران، ۲۰۰۹). در تحقیقات استرابل و همکاران (۲۰۰۵) کاربرد مواد آلی سبب افزایش تحرک و قابلیت دسترسی مس خاکها شد.

شرایط بی هوازی

تغییرات پتانسیل احیایی (pe)

با ایجاد شرایط بی هوازی، پتانسیل احیایی خاکها کاهش یافت (شکل ۴). در هفته اول زمان نگهداری، خاک ۱ بیشترین و خاک ۲ کمترین پتانسیل احیایی را داشتند. در هفته ۱۲ نسبت به هفته اول مقدار کاهش پتانسیل احیایی خاکهای ۱ تا ۴ به ترتیب ۲/۸، ۱/۲، ۳/۵ و ۳/۷ واحد بود. از عوامل مهم در مقدار کاهش پتانسیل احیایی، مقدار مواد آلی زود تجزیه پذیر در خاک است که در خاکهای مورد آزمایش ممکن است متفاوت باشد. افزودن بقایای گیاهی باعث کاهش شدیدتر پتانسیل احیایی خاکها شد، به طوری که در انتهای زمان نگهداری مقدار پتانسیل احیایی (pe) خاکهای ۱ تا ۴ به ترتیب -۱، -۴/۱، -۲/۲ و -۱/۸ واحد بود. افزایش شدیدتر پتانسیل احیایی در اثر کاربرد بقایای گیاهی توسط محققان زیادی تأیید شده است (تنجی و همکاران، ۲۰۰۴). یو و همکاران (۱۹۸۱) با غرقاب کردن یک خاک اسیدی به مدت ۱۶ هفته باعث کاهش پتانسیل احیایی تا -۱ شدند و با افزودن ۱ درصد پودر یونجه خشک به خاک تنها سرعت کاهش پتانسیل احیایی را تسریع کردند. غرقابی کردن سه خاک اسیدی بوسیله کاشم و سینگ (۲۰۰۱) باعث افزایش pH و کاهش پتانسیل احیایی خاکها شد.

تغییرات pH

خاکهای ۱ تا ۴ در شرایط هوازی به ترتیب دارای pH ۵/۳، ۶/۸، ۷/۸ و ۷/۹ بود و غرقابی کردن خاکها سبب افزایش در pH خاکها شد به طوری که در انتهای زمان نگهداری pH خاکها به ترتیب ۵/۵، ۷/۳، ۸/۲ و ۸/۲ رسید (شکل ۱). افزودن بقایای گیاهی در این شرایط باعث افزایش pH خاک ۱ به میزان ۲/۱ واحد در انتهای زمان نگهداری شد اما تأثیر معنی داری بر pH خاک ۲ نداشت. این تیمار pH خاکهای ۳ و ۴ را ابتدا کاهش و سپس به طور جزئی افزایش داد. معمولاً در فرایند احیاء، برخی ترکیبات نظیر Fe_2O_3 و NO_3^- پروتون مصرف کرده و در نتیجه pH خاک تا حدودی افزایش می‌یابد، اگر چه افزایش فشار گاز دی اکسیدکربن مانع از افزایش بیش از حد pH

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

به طور کلی غرقاب کردن خاکها از طریق کاهش پتانسیل احیایی و نیز تغییرات ایجاد شده در pH، سبب تغییر در شکل‌های مختلف مس خاکها شد و افزودن بقایای پودر یونجه این تغییرات را تشدید نمود. نکته قابل ذکر اینکه تغییر و تحولات حلالیت مس در خاک شالیزار (خاک ۲) ناچیز بود که به خاطر شرایط غرقابی خاک مذکور در زمان نمونه برداری و در نتیجه تجمع مواد آلی و نیز خنثی شدن اسیدیته آن می‌باشد. به هر حال غرقاب نمودن خاکهای اسیدی و آهکی باعث شد تا pH آنها به حدود خنثی سوق نموده و تغییر و تحولات حلالیت مس به تدریج کاهش یابد. غرقاب نمودن خاکها اگر چه سبب افزایش حلالیت مس شد ولی تأثیر آن بر سایر عناصر غذایی مورد نیاز گیاهان ممکن است متفاوت باشد که نیاز به مطالعه دارد، ضمن اینکه در این شرایط، خصوصیات فیزیکی خاکها دستخوش تغییر خواهد بود.

خاک می‌گردند (بارتلت و همکاران، ۱۹۹۳). لذا این تغییرات باعث می‌شود تا به دنبال کاهش غلظت مس متمه، مس متصل به اکسیدهای آهن بی شکل افزایش یابد. افزایش غلظت مس در شکل کربناتی را می‌توان به افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی خاکها در اثر غرقاب کردن خاکها و نیز تجمع دی اکسید کربن و تولید کربنات و بیکربنات های عناصر نسبت داد (لی، ۲۰۰۵). بایستی یادآور شد که شکل کربناتی در خاکهای آهکی با مقدار کربناتها در ارتباط می‌باشد و عناصر سنگین در سطوح این ترکیبات جذب می‌شوند. لازم به ذکر است که برخی محققان نظیر هان و بنین (۱۹۹۷) در خاکهای آهکی از واژه شکل کربناتی به جای شکل جذب ویژه استفاده نمودند.

جدول ۱- خواص فیزیکی و شیمیایی خاکهای مورد مطالعه

شماره و گروه‌های بزرگ خاک	نوع کشت	pH	ECe dS/m	رس سیلت (%)	آهک (%)	مواد آلی	مس کل میلیگرم بر کیلوگرم خاک
۱- Typic Udorthents	توتون	۵/۴۵	۰/۷۴	۲۵/۵	۵۹/۲	۰/۵۳	۲۰/۴
۲- Typic Halaquepts	شالیزار	۶/۸۶	۷/۴۷	۴۶/۲	۴۷/۰	۵/۱۷	۳۶/۲
۳- Typic Calcixererts	گندم	۷/۶۳	۰/۶۸	۵۰/۷	۴۸/۵	۰/۵۳	۳۵/۶
۴- Xeric Haplocalcids	یونجه	۷/۴۴	۱/۰۷	۴۵/۸	۴۹/۵	۱/۱۷	۳۸/۲

اندازه گیریهی pH در گل اشباع، قابلیت هدایت الکتریکی (ECe) در عصاره گل اشباع، بافت خاک به روش هیدرومتر، مواد آلی به روش هضم تر و مس کل به روش هضم با اسیدکلریدریک و اسیدنیتریک (بیگهام، ۱۹۹۶)

جدول ۲- شماتیک مراحل مختلف عصاره گیری دنباله‌ای (هان و بنین، ۱۹۹۷)

توضیحات	زمان شیبک کردن	دما (°C)	pH	عصاره گیر	شکل شیمیایی عنصر
*	۳۰ دقیقه	۲۵	۷	۱ مولار NH ₄ NO ₃	محلول و تبدالی
-	۵ ساعت	۲۵	۵	۱ مولار NaOAc-HOAc	کربناتی
-	۳۰ دقیقه	۲۵	۲	۰/۱ مولار NH ₂ OH.HCl	متصل به اکسیدهای منگنز
حمام آبی	۳۰ دقیقه	۵۰	-	۰/۲۵ مولار HCl و ۰/۲۵ مولار NH ₂ OH.HCl	متصل به اکسیدهای آهن بی شکل
حمام آبی	۳۰ دقیقه	۸۰	۲	۱ NH ₄ NO ₃ و ۳۰ درصد H ₂ O ₂	متصل به مواد آلی
صفحه داغ	-	۹۵	-	مولار HCl-HNO ₃	تتمه

* در همه مراحل عصاره گیری به جز مرحله نهایی، نمونه قبل از شروع مرحله بعدی با ۱۰ میلی لیتر آب مقطر شسته شد و آب حاصل به عصاره قبلی آن افزوده گردید (کابالا و سینگ، ۲۰۰۱).

جدول ۳- تجزیه واریانس مربوط به pH در خاک‌های مختلف

میانگین مربعات				درجه آزادی	منابع تغییر
خاک ۴	خاک ۳	خاک ۲	خاک ۱		
۰/۴۵**	۱/۱۳**	۰/۲۳**	۰/۶۷**	۱	فاکتور A
۰/۷۱**	۰/۰۶**	۰/۲۹**	۰/۱۳*	۱	فاکتور B
۰/۳۶**	۱/۲۴**	۲/۱۸**	۳/۲۵**	۱	A*B
۲/۶۳**	۴/۳۱**	۰/۰۸*	۲/۷۲**	۱	فاکتور C
۰/۲۴**	۰/۳۹**	۰/۱۲**	۰/۳۰**	۱	A*C
۰/۲۹**	۰/۵۷**	۰/۰۳ns	۱/۴۷**	۱	B*C
۰/۳۸**	۰/۴۷*	۰/۱۸**	۳/۹۸**	۱	A*B*C
۰/۰۲	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۰۲	۱۶	خطا

فاکتور A: زمان نگهداری، فاکتور B: تیمار تهویه، فاکتور C: تیمار مواد آلی

جدول ۴- تجزیه واریانس مربوط به شکل‌های مختلف مس در خاک ۱

منابع تغییر	درجه آزادی	تبادلی	جذب ویژه	میانگین مربعات		
				متصل به اکسیدهای منگنز	متصل به اکسیدهای آهن	متصل به مواد آلی
فاکتور A	۱	۰/۳۳**	۰/۱۶ns	۰/۴۹**	۶/۹۸**	۲۰/۸۷**
فاکتور B	۱	۱/۳۹**	۲/۸۱**	۰/۵۸**	۱۲/۶۴**	۶۲/۲۷**
A*B	۱	۰/۱۳**	۰/۲۳ns	۱/۱۰**	۰/۱۰ns	۱۱/۷۶**
فاکتور C	۱	۰/۴۲**	۰/۱۵ns	۰/۲۳**	۰/۰۹ns	۰/۳۱ns
A*C	۱	۰/۲۶**	۰/۰۹ns	۰/۱۳**	۱/۷۲ns	۱/۶۵*
B*C	۱	۰/۱۶**	۰/۴۳*	۰/۰۴ns	۰/۲۳ns	۰/۰۵ns
A*B*C	۱	۰/۱۳**	۰/۰۳ns	۰/۱۱**	۲/۶۰*	۴/۰۳**
خطا	۱۶	۰/۰۱	۰/۰۹	۰/۰۱	۰/۴۸	۰/۲۷

فاکتور A: زمان نگهداری، فاکتور B: تیمار تهویه، فاکتور C: تیمار مواد آلی

جدول ۵- تجزیه واریانس مربوط به شکل‌های مختلف مس در خاک ۲

منابع تغییر	درجه آزادی	تبادلی	جذب ویژه	میانگین مربعات		
				متصل به اکسیدهای منگنز	متصل به اکسیدهای آهن	متصل به مواد آلی
فاکتور A	۱	۰/۲۱**	۱/۲۳**	۰/۰۰ns	۳/۸۱ns	۲/۰۸ns
فاکتور B	۱	۰/۴۷**	۶/۷۴**	۰/۱۵**	۲۴/۷۲**	۵۰/۱۷**
A*B	۱	۰/۰۰ns	۰/۷۸ns	۰/۰۰ns	۱/۱۸ns	۰/۱۳ns
فاکتور C	۱	۰/۰۵ns	۰/۰۰ns	۰/۰۱*	۱/۲۱ns	۰/۴۱ns
A*C	۱	۰/۰۰ns	۰/۰۱ns	۰/۰۰ns	۰/۱۶ns	۰/۰۲ns
B*C	۱	۰/۰۰ns	۰/۰۷ns	۰/۰۱ns	۰/۱۶ns	۰/۲۹ns
A*B*C	۱	۰/۰۱ns	۰/۰۴ns	۰/۰۰ns	۱/۱۳ns	۰/۰۳ns
خطا	۱۶	۰/۰۲	۰/۳۵	۰/۰۱	۱/۷۰	۰/۷۲

فاکتور A: زمان نگهداری، فاکتور B: تیمار تهویه، فاکتور C: تیمار مواد آلی

جدول ۶- تجزیه واریانس مربوط به شکل‌های مختلف مس در خاک ۳

منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات				تبادلی	جذب ویژه	تمه
		متصل به اکسیدهای آهن	متصل به اکسیدهای منگنز	متصل به مواد آلی	میانگین			
فاکتور A	۱	۱۴/۹۰**	۰/۰۰ns	۳/۵۸**	۰/۰۰ns	۱/۶۴*	۲۰/۹۸ns	
فاکتور B	۱	۱۰/۸۷**	۰/۱۶**	۰/۲۹ns	۰/۲۸**	۱۰/۹۶**	۸۶/۳۵**	
A*B	۱	۰/۰۸ns	۰/۰۰ns	۳/۶۷**	۰/۰۰ns	۱۲/۰۱**	۱۵/۲۶ns	
فاکتور C	۱	۰/۳۹ns	۰/۰۰ns	۰/۰۲ns	۰/۳۲**	۵/۰۰**	۲/۱۷ns	
A*C	۱	۳/۸۶ns	۰/۰۰ns	۰/۰۲ns	۰/۰۲ns	۳/۴۰**	۱۴/۹۸ns	
B*C	۱	۲/۴۸ns	۰/۰۰ns	-/۲۴ns	۰/۰۰ns	۴/۸۰**	۲۲/۰۴ns	
A*B*C	۱	۰/۸۲ns	۰/۰۰ns	۰/۰۰ns	۰/۰۳ns	۲/۵۰**	۲/۳۲ns	
خطا	۱۶	۱/۱۸	۰/۰۱	۰/۲۸	۰/۰۱	۰/۲۸	۷/۵۵	

فاکتور A: زمان نگهداری، فاکتور B: تیمار تهویه، فاکتور C: تیمار مواد آلی

جدول ۷- تجزیه واریانس مربوط به شکل‌های مختلف مس در خاک ۴

منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات				تبادلی	جذب ویژه	تمه
		متصل به اکسیدهای آهن	متصل به اکسیدهای منگنز	متصل به مواد آلی	میانگین			
فاکتور A	۱	۸۱/۹۲**	۰/۰۰ns	۳۲/۴۳**	۰/۲۳**	۸۰/۷۰**	۴۲/۶۷**	
فاکتور B	۱	۲۳۱/۰۱**	۱/۵۹**	۷/۳۷**	۰/۵۸**	۰/۹۷ns	۴۴۳/۴۳**	
A*B	۱	۱۰/۵۳*	۰/۰۰ns	۳۵/۰۴**	۰/۲۳**	۶۳/۶۷**	۲۶/۴۶**	
فاکتور C	۱	۸/۴۵*	۰/۰۰ns	۰/۹۰ns	۰/۲۲**	۱/۶۶ns	۱۲/۰۴*	
A*C	۱	۷/۰۴ns	۰/۰۰ns	۰/۰۹ns	۰/۱۴*	۰/۴۷ns	۶/۵۷ns	
B*C	۱	۷/۵۲ns	۰/۰۱ns	۱/۱۵ns	۰/۰۱ns	۱/۸۲ns	۲۷/۴۸**	
A*B*C	۱	۵/۸۸ns	۰/۰۰ns	۱/۰۱ns	۰/۰۹ns	۰/۹۲ns	۳/۳۴ns	
خطا	۱۶	۱/۸۰	۰/۰۱	۰/۸۳	۰/۰۲	۱/۰۸	۴۳/۱	

فاکتور A: زمان نگهداری، فاکتور B: تیمار تهویه، فاکتور C: تیمار مواد آلی

جدول ۸- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر توزیع شکل‌های مس خاکها در شرایط هوازی (میلی گرم بر کیلوگرم)

تیمارها	محلول و تبادلی	کربناتی	با اکسیدهای منگنز	با اکسیدهای آهن	با مواد آلی	تمه
خاک ۱						
CT ₁	۰/۴۹ *	۱/۸۵	۰/۲۶	۵/۳۶	۲/۵۹	۱۰/۴۸
CT ₁₂	۰/۵۷	۱/۴۲	۰/۲۱	۵/۵۷	۲/۰۶	۱۱/۲۳
OT ₁	۱/۳۴	۱/۷۳	۰/۳۸	۵/۴۶	۲/۷۳	۱۰/۳۵
OT ₁₂	۰/۵۴	۱/۳۱	۰/۲۱	۵/۴۷	۲/۵۵	۱۱/۲۷
LSD(p≤۰/۰۵)	۰/۲۴	۰/۵۹	۰/۱۸	۱/۱۵	۰/۸۳	۱/۸۸
خاک ۲						
CT ₁	۰/۷۲	۲/۴۱	۰/۲۷	۱۱/۲۰	۵/۲۰	۱۲/۱۰
CT ₁₂	۰/۵۹	۱/۸۵	۰/۲۵	۱۱/۶۹	۴/۲۰	۱۲/۵۳
OT ₁	۰/۸۶	۲/۳۶	۰/۲۶	۱۰/۶۸	۵/۸۴	۱۲/۰۸
OT ₁₂	۰/۶۶	۱/۵۷	۰/۲۶	۱۱/۸۱	۴/۶۴	۱۲/۶۵
LSD(p≤۰/۰۵)	۰/۱۴	۱/۰۳	۰/۱۱	۱/۶۴	۰/۵۲	۱/۹۰
خاک ۳						
CT ₁	۰/۴۱	۲/۴۵	۰/۳۱	۸/۳۳	۳/۲۰	۲۳/۱۸
CT ₁₂	۰/۵۲	۱/۹۵	۰/۲۹	۹/۲۹	۲/۵۲	۲۳/۸۸
OT ₁	۰/۷۹	۲/۲۱	۰/۲۹	۸/۳۰	۳/۳۶	۲۳/۶۰
OT ₁₂	۰/۶۲	۱/۸۱	۰/۲۸	۹/۱۸	۲/۶۹	۲۴/۲۳

۲/۱۵	۱/۸۰	۱/۵۵	۰/۰۹	۰/۸۶	۰/۲۳	LSD(p≤۰/۰۵)
خاک ۴						
۱۸/۸۳	۵/۲۸	۹/۴۷	۰/۵۲	۵/۸۰	۱/۱۴	CT ₁
۱۸/۵۷	۶/۰۰	۱۰/۱۳	۰/۵۳	۵/۳۳	۱/۰۴	CT ₁₂
۱۹/۵۳	۵/۳۶	۹/۱۵	۰/۴۹	۵/۴۹	۱/۳۲	OT ₁
۱۷/۳۷	۶/۷۵	۱۰/۳۹	۰/۵۱	۵/۰۰	۱/۱۴	OT ₁₂
۲/۸۹	۲/۳۵	۱/۶۷	۰/۱۱	۰/۹۰	۰/۱۶	LSD(p≤۰/۰۵)

تیمارها در شکل ۱ توصیف شده اند

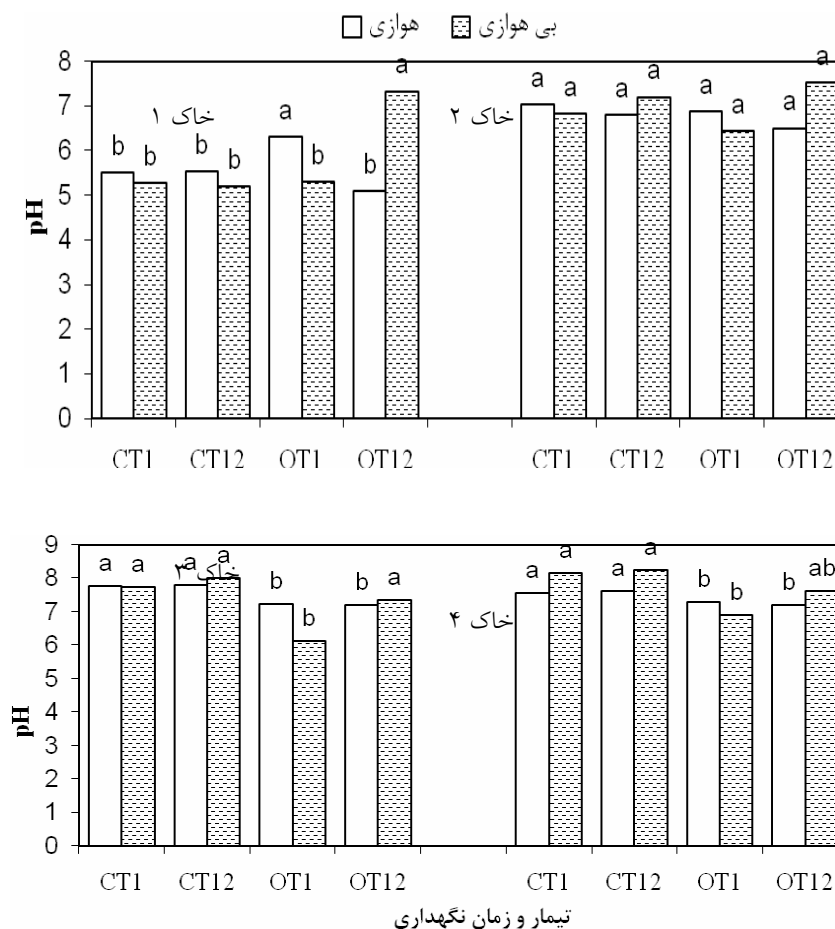
* واحد بر حسب میلیگرم بر کیلوگرم خاک

جدول ۹- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر توزیع شکلهای مس خاکها در شرایط بی هوازی (میلی گرم بر کیلوگرم)

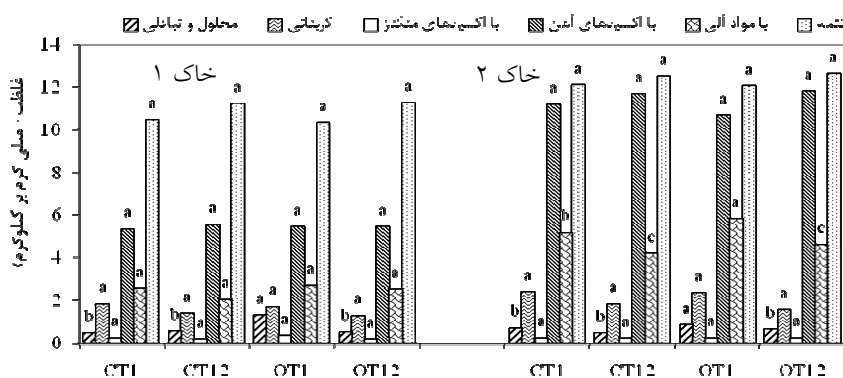
تیمارها	محلول و تبادلی	کربناتی	با اکسیدهای منگنز	با اکسیدهای آهن	با موادالی	تتمه
خاک ۱						
CT ₁	۰/۳۳ *	۲/۱۹	۰/۲۷	۶/۲۹	۳/۴۵	۹/۶۴
CT ₁₂	۰/۲۰	۲/۰۴	۰/۲۹	۶/۳۴	۲/۶۷	۱۰/۴۲
OT ₁	۰/۴۸	۲/۴۰	۰/۱۵	۶/۵۰	۳/۴۸	۹/۶۵
OT ₁₂	۰/۲۷	۲/۶۴	۰/۱۸	۷/۷۳	۲/۷۲	۸/۸۴
LSD(p≤۰/۰۵)	۰/۱۱	۰/۸۷	۰/۱۶	۱/۰۴	۱/۲۵	۰/۷۹
خاک ۲						
CT ₁	۰/۴۷	۳/۰۹	۰/۱۵	۱۲/۰۷	۵/۶۶	۹/۲۱
CT ₁₂	۰/۲۷	۳/۰۷	۰/۱۱	۱۳/۴۶	۵/۲۶	۹/۸۴
OT ₁	۰/۶۴	۲/۹۶	۰/۰۸	۱۲/۶۹	۶/۲۱	۹/۴۶
OT ₁₂	۰/۳۷	۳/۱۱	۰/۰۴	۱۳/۹۲	۵/۱۱	۹/۹۴
LSD(p≤۰/۰۵)	۰/۱۶	۰/۵۴	۰/۱۲	۱/۵۱	۱/۳۷	۱/۸۲
خاک ۳						
CT ₁	۰/۵۵	۲/۰۹	۰/۱۴	۹/۴۵	۲/۹۸	۲۲/۹۰
CT ₁₂	۰/۲۵	۲/۵۹	۰/۱۳	۹/۸۳	۲/۹۲	۲۱/۹۴
OT ₁	۰/۷۸	۲/۶۳	۰/۱۳	۹/۱۵	۲/۶۸	۲۳/۱۷
OT ₁₂	۰/۴۵	۵/۷۶	۰/۱۲	۱۱/۷۱	۲/۵۹	۱۷/۸۶
LSD(p≤۰/۰۵)	۰/۲۱	۱/۸۶	۰/۰۷	۱/۷۲	۰/۵۶	۳/۲۰
خاک ۴						
CT ₁	۰/۷۳	۷/۷۳	۰/۲۶	۱۲/۸۷	۵/۳۶	۱۵/۵۱
CT ₁₂	۰/۶۹	۸/۸۵	۰/۲۵	۱۴/۲۷	۵/۳۲	۱۴/۱۲
OT ₁	۱/۱۵	۹/۰۷	۰/۱۹	۱۲/۶۰	۵/۶۴	۱۳/۵۴
OT ₁₂	۰/۶۱	۹/۳۳	۰/۱۶	۱۸/۱۸	۵/۶۴	۹/۲۰
LSD(p≤۰/۰۵)	۰/۱۲	۰/۲۵	۰/۱۴	۱/۳۶	۰/۳۹	۴/۱۹

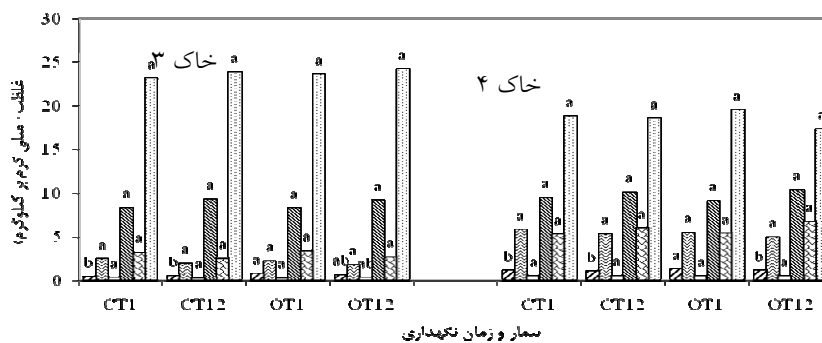
تیمارها در شکل ۱ توصیف شده اند.

* واحد بر حسب میلیگرم بر کیلوگرم خاک

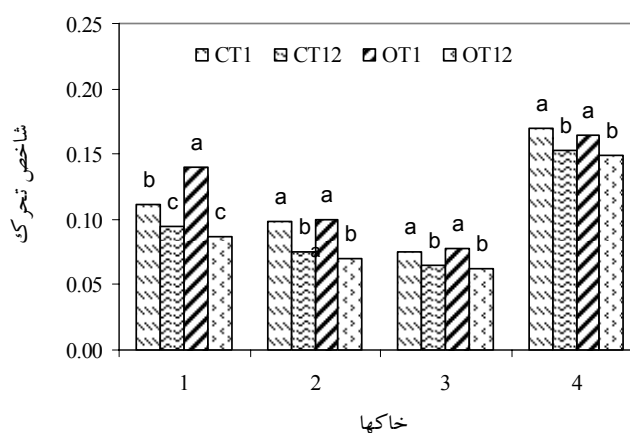


شکل ۱- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر pH خاکها در شرایط هوازی و بی هوازی. C: شاهد، O: تیمار بقایای گیاهی، T₁: زمان نگهداری در هفته ۱، T₁₂: زمان نگهداری در هفته ۱۲. (ستونهای با طرح یکسان که دارای حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی داری ندارند)

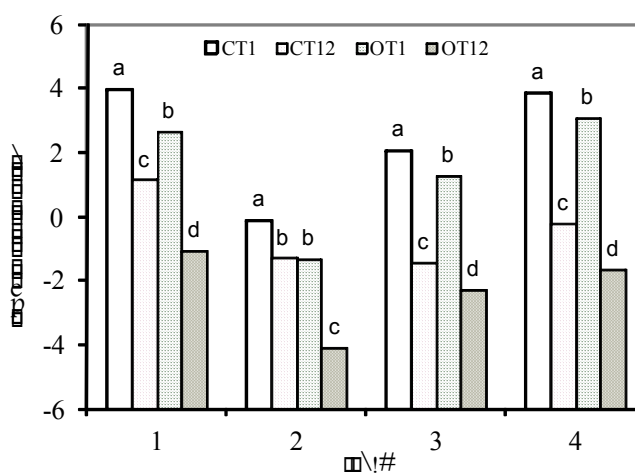




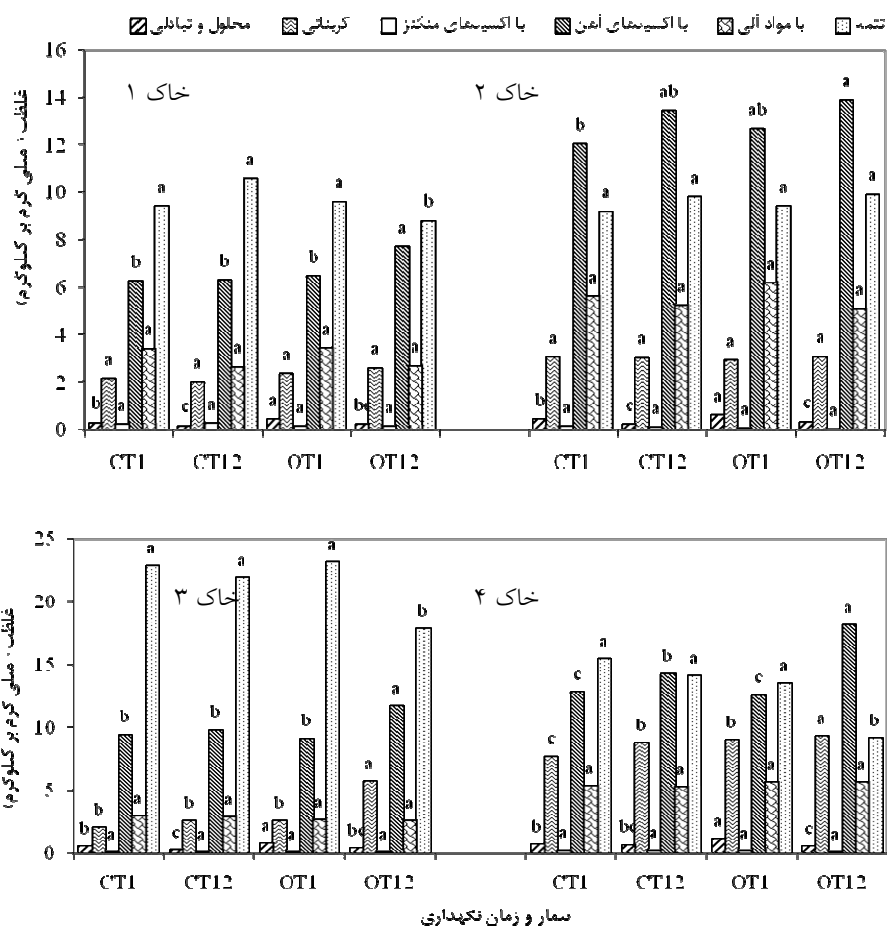
شکل ۲- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر توزیع شکل‌های مس خاکها در شرایط هوازی. تیمارها در شکل ۱ توصیف شده‌اند. (ستونهای با طرح یکسان که دارای حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی داری ندارند)



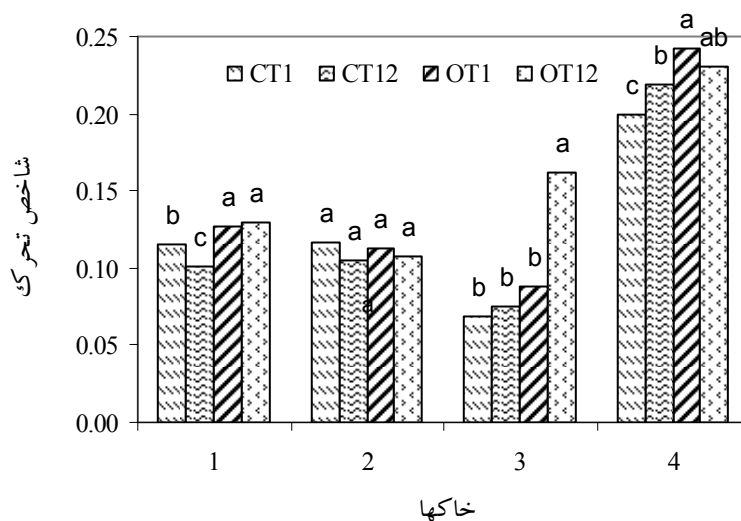
شکل ۳- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر شاخص تحرک مس خاکها در شرایط هوازی. تیمارها در شکل ۱ توصیف شده‌اند. (ستونهای مربوط به هر خاک که دارای حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی داری ندارند)



شکل ۴- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر پتانسیل احیایی خاکها در شرایط بی هوازی. تیمارها در شکل ۱ توصیف شده‌اند. (ستونهای مربوط به هر خاک که دارای حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی داری ندارند)



شکل ۵- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر توزیع شکل‌های مس خاکها در شرایط بی هوازی. تیمارها در شکل ۱ توصیف شده اند. (ستونهای با طرح یکسان که دارای حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی داری ندارند)



شکل ۶- اثر تیمارها و زمان نگهداری بر شاخص تحرک مس خاکها در شرایط بی هوازی. تیمارها در شکل ۱ توصیف شده اند. (ستونهای مربوط به هر خاک که دارای حرف مشترک هستند در سطح احتمال ۵ درصد اختلاف معنی داری ندارند)

فهرست منابع:

1. Abbaspour, A. and M. Kalbasi, S. Hajrasuliha, and A. Golchin, 2007. Effects of plant residue and salinity on fractions of cadmium and lead in three soils. *Soil Sediment Contamination*, 16:539-555.
2. Abbaspour, A., M. Kalbasi, and H. Shariatmadari, 2004. Effect of steel converter sludge as Iron fertilizer and soil amendment in some calcareous soils. *J. Plant Nutr.* 27(2): 377-394.
3. Bartlett, R.J. and B.R. James, 1993. Redox chemistry of soils. *Adv. Agron.* 50: 151-208.
4. Barker, A.V., and Pilbeam, D.J. 2007. *Handbook of Plant Nutrition*. Taylor and Francis group
5. Bigham, J.M., 1996. Method of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods. American Society of Agronomy, Inc. Madison, Wisconsin, USA.
6. Bingham, F.T., A.L. Page, R.J. Mahler, and T.J. Ganje, 1976. Cadmium availability to rice in sludge-amended soil under flood and nonflood culture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 14:715-719.
7. Chuan, M.C., G.Y. Shu, and J.C. Liu, 1996. Solubility of heavy metals in a contaminated soil: effects of redox potential and pH. *Water Air Soil Pollut.* 90: 543-556.
8. Frohne, T., Rinnklebe, J., Diaz-Bone, R.A., and Laing, G.D. 2010. Controlled variation of redox conditions in a floodplain soil: Impact on metal mobilization and biomethylation of arsenic and antimony. *Geoderma*, 160: 414-424.
9. Han, F.X. and A. Banin, 1997. Long-term transformations and redistribution of potentially toxic heavy metals in arid-zone soils. I. under saturated conditions. *Water Air Soil Pollut.* 95:399-423.
10. Iu, K.L., I.D. Pulford, and H.J. Duncan. 1981. Influence of waterlogging and lime or organic matter additions on the distribution of trace metals in an acid soil. *Plant Soil* 59:317-326.
11. Kabala, C., and B.R. Singh, 2001. Fractionation and mobility of copper, lead, and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter, *J. Environ. Qual.* 30:485-492.
12. Kashem, M.A., and B.R. Sing. 2001. Metal availability in contaminated soils: I. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH, and solubility of Cd, Ni, and Zn. *Nutr. Cycling in Agroecosystems* 61:247-255.
13. Lee, S., 2005. Geochemistry and partitioning of trace metals in paddy soils affected by metal mine tailings in Korea. *Geoderma*, 135: 26-37.
14. Lindsay, W.L. 2001. *Chemical Equilibria in Soils*, 2th ed. John Wiley & Sons, New York.
15. Neaman, A., L. Reyes, F. Trolard, G. Bourrie, and S. Sauve, 2009. Copper mobility in contaminated soils of the Puchuncavi valley, central Chile. *Geoderma*, 150: 359-366.
16. Philips, I.R. 1999. Copper, lead, cadmium and zinc sorption by waterlogged and air-dry soil. *J. Soil Contamination.* 8: 343-364.
17. Saha, J.K. and Mandal, B. 2000. Redistribution of copper in alfisols under submergence. I. Native copper. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31:1111-1119.
18. Strobel, B.W., O.K., Borggaard, H.C.H. Hansen, M.K. Anderson, and K. Raulund-Rasmussen, 2005. Dissolved organic carbon and decreasing pH mobilize cadmium and copper in soil. *European J. Soil Sci.*, 56:189-196.
19. Tanji, K.K., S. Gao, S.C. Scardaci, and A.T. Chow. 2004. Characterizing redox status of paddy soils with incorporation rice straw. *Geoderma*, 114:333-353.
20. Tom-Petersen, A., Hansen, H.C.B., and Nybroe, O. 2004. Time and moisture effects on total and bioavailable copper in soil water extracts. *J. Environ. Qual.* 33:505-512
21. Wang, G. and S. Staunton, 2006. Evolution of water-extractable copper in soil with time as a function of organic matter amendments and aeration. *European J. Soil Sci.* 57: 372-380.