تغييرات آهن، روي، مس و منگنز قابل‌استخراج با DTPA پس از غرقاب و کاربرد لجن فاضلاب و کود دامي در دو خاک مختلف

نصرت اله نجفي[۱]*، سنيه مردمي[۲] و شاهين اوستان[۳]
[۱] استاديار، [۲]دانشجوي سابق کارشناسي ارشد و [۳] استاديار، دانشکده کشاورزي دانشگاه تبريز
(تاريخ دريافت: ۱۳۸۹/۱۱/۶- تاريخ تصويب: ۱۳۹۰/۹/۲۱)

چکيده

اثر غرقاب، لجن فاضلاب و کود دامي بر غلظت Fe، Mn، Cu و Zn قابل استخراج با DTPA (قابل‌جذب) در دو خاک مختلف بررسي گرديد. آزمايش به‌صورت فاکتوريل و در قالب طرح کاملاً تصادفي با سه فاکتور شامل مدت غرقاب در شش سطح (۰، ۱، ۳، ۷، ۱۵، ۳۰ روز)، منبع کود آلي در سه سطح (شاهد، کود دامي، لجن فاضلاب)، نوع خاک در دو سطح (يک خاک قليايي شن‌لومي و يک خاک اسيدي رسي) و با دو تکرار در شرايط آزمايشگاهي انجام شد. کود دامي و لجن فاضلاب به‌طور مساوي و به ميزان ۳۰ گرم بر کيلوگرم خاک افزوده شدند. در طول دوره غرقاب، آبي به ارتفاع ۳ سانتي‌متر روي سطح خاک نگهداري شد. نتايج نشان داد که با افزايش مدت غرقاب، Fe و Mn قابل‌استخراج با DTPA هر دو خاک در تمامي تيمارها به‌طور معني‌داري افزايش يافت و ميزان افزايش در خاک اسيدي رسي بيشتر از خاک قليايي شن لومي بود. پس از غرقاب، در تمامي تيمارها به استثناي تيمار شاهد در خاک اسيدي رسي، سرعت احياي Mn بيشتر از Fe بود. با افزايش مدت غرقاب، Cu و Zn قابل‌استخراج با DTPA هر دو خاک در تمامي تيمارها به‌طور معني‌داري کاهش يافت و ميزان کاهش در خاک رسي اسيدي بيشتر از خاک شن لومي قليايي بود. افزودن کود دامي و لجن فاضلاب به هر دو خاک، Cu، Fe، Mn و Zn قابل‌استخراج با DTPA را افزايش داد و ميزان افزايش بستگي به مدت غرقاب داشت. ميان مدت غرقاب و غلظت Cu، Fe، Mn و Zn قابل‌استخراج با DTPA در تمامي تيمارها و در هر دو خاک روابط رگرسيوني معني‌داري مشاهده گرديد. pH خاک قليايي در تمامي تيمارها پس از غرقاب افزايش يافت. pH خاک قليايي پس از کاربرد کود دامي افزايش ولي پس از کاربرد لجن فاضلاب کاهش يافت.

واژه‌هاي کليدي: غرقاب، کود دامي، لجن فاضلاب، Fe، روي، مس، Mn.

مقدمه

آهن، منگنز، روي و مس از فلزات سنگين مي‌باشند که در مقادير کم براي رشد گياهان ضروري‌اند ولي اگر مقدار قابل-جذب آن‌ها در خاک زياد باشد، مي‌توانند گياهان را مسموم کنند. pH، مواد آلي و غرقاب شدن خاک از عامل‌هاي مؤثر بر قابليت جذب اين فلزات مي‌باشند (Havlin et al. 2006). غرقاب شدن خاک بر اثر بالا آمدن سطح آب زيرزميني، سطح آب درياچه‌ها و درياها، بارندگي و آبياري شديد، سيل و طغيان رودخانه‌ها رخ مي‌دهد. برنج از محصولات کشاورزي مهم در ايران است که در شرايط غرقاب کشت مي‌شود. مهم‌ترين اثر غرقاب شدن خاک کاهش عرضه اکسيژن مي‌باشد و اکسيژن موجود در خاک پس از غرقاب به‌سرعت مصرف مي‌شود. در نتيجه، ريزجانداران خاک به جاي آن از مواد ديگري مثل نيترات، Mn، Fe، S و C به عنوان پذيرنده الکترون استفاده مي‌کنند و آن‌ها را احيا مي‌کنند. ايجاد شرايط کاهشي در خاک، ويژگي‌هاي فيزيکي، شيميايي و زيستي خاک و قابليت جذب عناصر غذايي را تغيير مي‌دهد (Kirk, 2004; Marschner, 1995; Ponnamperuma, 1972; Sahrawat, 2005).

غلظت Fe محلول در آب خاک پس از غرقاب افزايش يافته و به مقدار نسبتاً ثابتي مي‌رسد و مجدداً شروع به کاهش مي‌کند ولي پيوسته مقدار آن بيشتر از شرايط غيرغرقاب باقي مي‌ماند (Ponnamperuma, 1978). Mandal and Mitra (1982) گزارش دادند که Mn محلول+ تبادلي پس از غرقاب شدن خاک افزايش يافته و پس از رسيدن به يک حداکثر دوباره کاهش مي‌يابد. Yodkeav and DeDatta (1989) مشاهده کردند که غلظت Mn محلول+ تبادلي تا شش هفته پس از غرقاب افزايش مي‌يابد و سپس تقريباً ثابت مي‌ماند. Kashem and Singh (2001) نشان دادند که غلظت Ni، Cd و Zn محلول خاک با افزايش زمان غرقاب کاهش مي‌يابد. غرقاب کردن خاک شکل‌هاي فعال Cu از قبيل محلول، تبادلي و کمپلکس آلي را به شکل غيرفعال تبديل مي‌کند و در نتيجه قابليت جذب مس پس

* نويسنده مسئول: n-najafi@tabrizu.ac.ir

www.SID.ir
Archive of SID

از غرقاب کاهش مي‌يابد (Saha and Mandal, 1998). Saha et al. (1992) گزارش دادند که Zn قابل‌استفاده با گذشت زمان پس از غرقاب شدن خاک کاهش مي‌يابد که ناشي از رسوب Zn به شکل ترکيبات مختلف نظير کربنات، فسفات يا سولفيد روي مي‌باشد. Towfighi and Najafi (2002) گزارش دادند که پس از غرقاب کردن چند خاک شاليزاري شمال ايران Zn قابل‌استخراج با DTPA کاهش مي‌يابد. Van Laer et al. (2010) با بررسي اثر غرقاب بر Zn محلول ۱۲ خاک اسپودوسولز اسيدي مشاهده کردند که پس از غرقاب، غلظت Zn محلول در يک خاک کاهش و در ۱۱ خاک افزايش مي‌يابد. اين نتايج نشان مي‌دهد که اثر غرقاب بر Zn قابل‌جذب خاک مي‌تواند بسته به نوع خاک متفاوت باشد.

عامل ديگري که بر قابليت جذب Cu، Fe، Mn و Zn در خاک اثر دارد، مواد آلي است. ميزان مواد آلي در اغلب خاك‌هاي زيرکشت ايران کمتر از يك درصد مي‌باشد و منابع تأمين مواد آلي نيز بسيار محدود است و عمدتاً شامل کودهاي دامي، بقاياي گياهي و انواع کمپوست مي‌باشد که جواب‌گوي نياز روزافزون بخش کشاورزي به کودهاي آلي نيست (Kalbasi, 1997). لذا، در سال‌هاي اخير کاربرد لجن فاضلاب در خاك‌هاي کشاورزي، از يك طرف به‌عنوان يك کود آلي ارزان‌قيمت و سرشار از عناصر غذايي مختلف و از طرف ديگر به‌عنوان يك روش ايمن براي دفن پسماند حاصل از تصفيه فاضلاب‌هاي شهري مورد توجه قرار گرفته است (Havlin et al. 2006; Jamil et al. 2006; Singh and Agrawal, 2008). با اين‌حال، با دفن مقادير زياد لجن فاضلاب در خاك، غلظت‌هاي فلزات سنگين در خاك زياد شده و مي‌تواند به‌وسيله گياهان جذب شده يا وارد آب‌هاي سطحي و زيرزميني شده و در نهايت وارد زنجيره غذايي شود. لذا، در بسياري از کشورهاي جهان، فلزات سنگين موجود در لجن فاضلاب توجه زيادي را به خود جلب کرده است (Toribio and Romanyà, 2006).

بررسي‌ها نشان مي‌دهد ميان مواد آلي و مدت غرقاب از نظر تأثير بر ويژگي‌هاي خاک اثر متقابل وجود دارد. با افزودن مواد آلي به خاک، پتانسيل ريداکس محلول پس از غرقاب سريع‌تر و بيش‌تر کاهش مي‌يابد (Kashem and Singh, 2001; Yodkeav and DeDatta, 1989). افزودن مواد آلي به خاک غرقاب، غلظت Mn محلول و تبادلي را افزايش مي‌دهد (Mendal Kashem and Mitra, 1982; Yodkeav and DeDatta, 1989). and Singh (2001) نشان دادند که افزودن ماده آلي به خاک-هاي مختلف، کاهش غلظت Ni، Cd و Zn محلول پس از غرقاب را تشديد مي‌کند. آنان اين اثر ماده آلي را به افزايش pH خاک نسبت دادند. Nevin and Lovley (2002) گزارش دادند که سرعت کاهش ترکيبات Fe در حضور مواد آلي افزايش مي‌يابد. Haldar and Mandal (1979) بيان کردند که کاربرد ماده آلي در يک خاک اشباع از آب، موجب کاهش Zn و Cu قابل‌تبادل مي‌شود. آنان اين کاهش را به غيرمتحرک شدن ميکروبي و اثر آنتاگونيستي افزايش غلظت Fe و Mn تبادلي و فسفر نسبت دادند. McGrath et al. (1985) گزارش دادند که با افزودن مواد آلي به خاک، Zn و Cu قابل‌استخراج با اسيد استيک کاهش مي‌يابد. پس از کاربرد کود گاوي تازه در خاک‌هاي آلوده به فلزات سنگين، کاهش Zn، Cu، Cd و Ni قابل‌استخراج با DTPA به‌وسيله Narwal and Singh (1998) و کاهش Zn قابل‌استخراج با $CaCl_2$ به‌وسيله Walker et al. (2003) گزارش شده است. Prasad and Sinha (2000) مشاهده کردند که روي، Fe، مس و Mn قابل‌جذب خاک با کاربرد کود دامي افزايش مي‌يابد. Vaseghi et al. (2003) مشاهده کردند که افزودن لجن فاضلاب به خاک‌هاي مختلف Zn، Cu ، Fe و Mn قابل‌استخراج با DTPA را افزايش مي‌دهد.

همان‌طور که در بررسي منابع مشاهده مي‌شود اثر غرقاب بر فراهمي Fe، Mn، Zn و Cu در شرايط مختلف متفاوت است و با توجه به وجود اثر متقابل ميان مدت غرقاب و کودهاي آلي از نظر فراهمي Fe، Mn، Zn و Cu در خاک، اين تحقيق براي بررسي تغييرات Fe، Mn، Zn و Cu قابل‌استخراج با DTPA پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در دو خاک مختلف انجام شد.

مواد و روش‌ها

براي بررسي تأثير مدت غرقاب، لجن فاضلاب و کود دامي بر غلظت Fe، Mn، Cu و Zn قابل‌استخراج با DTPA (قابل‌جذب)، آزمايشي به‌صورت فاکتوريل و در قالب طرح کاملاً تصادفي با سه فاکتور شامل مدت غرقاب در شش سطح (۰، ۱، ۳، ۷، ۱۵، ۳۰ روز)، نوع کود آلي در سه سطح (شاهد، کود دامي، لجن فاضلاب)، نوع خاک در دو سطح (يک خاک شن‌لومي و يک خاک رسي) و با دو تکرار در شرايط آزمايشگاه انجام شد. خاک شن لومي با pH قليايي از ايستگاه تحقيقات خلعت‌پوشان دانشکده کشاورزي دانشگاه تبريز و خاک رسي با pH اسيدي از شمال ايران و از پيرامون شهر لاهيجان انتخاب و از عمق ۲۰-۰ سانتي‌متري نمونه‌برداري شد. کودهاي آلي مورد استفاده شامل لجن فاضلاب از تصفيه‌خانه فاضلاب شهر ميانه و کود دامي از ايستگاه تحقيقات خلعت‌پوشان دانشکده کشاورزي دانشگاه تبريز تهيه گرديد. کود دامي نسبتاً پوسيده بود و بخش عمده آن کود گاوي بود که با کمي کود گوسفندي مخلوط شده بود. خاك و کودهاي آلي پس از هواخشك شدن کوبيده و از الك دو

Archive of SID
www.SID.ir

ميلي‌متري عبور داده شدند. سپس، هم در كودهاي آلي و هم در خاك، فسفر قابل‌جذب گياه با عصاره‌گير اولسن (Olsen and Sommers, 1982) ، پتاسيم و سديم قابل‌جذب با عصاره‌گير استات آمونيوم (Knudsen et al. 1982) ، روي، Fe، Mn و مس قابل‌جذب با عصاره‌گيرDTPA (Lindsay and Norvell, 1978) ، pH خاك در سوسپانسيون ۱:۱ آب به خاك (Mclean, 1982) و EC در محلول ۱:۱ آب به خاك (Gupta, 2000)، pH و EC كودهاي آلي در نسبت (v:v) ۱:۲ كود آلي به آب (Peters, 2003)، بافت خاك به روش هيدرومتر (Gee and Bauder, 1986)، كربن آلي خاك به روش اكسايش تر (Nelson and Sommers, 1982)، كربنات كلسيم معادل خاك به روش خنثي‌سازي با اسيد و تيتر كردن با سود (Richards, 1969) اندازه‌گيري شدند.

براي اينكه كودهاي آلي به‌طور يكنواخت به خاك‌ها افزوده شوند، هر كود به‌طور يك‌جا به خاك مورد نظر افزوده شد. براي اين منظور مقداري از هريک از كودهاي آلي داخل هاون چيني كوبيده و از الک يک ميلي‌متري عبور داده شد. داخل يک كيسه نايلوني ۱۵۰ گرم از خاک مورد نظر (عبور كرده از الک دو ميلي‌متري) ريخته شد و به آن ٤/۵ گرم از هريک از كودهاي آلي افزوده شد و خوب مخلوط گرديد تا مواد آلي با تمام خاک به‌طور يكنواخت مخلوط شود. ۱۰ گرم از مخلوط تهيه شده توزين و به درون ظرف پلي‌اتيلني به قطر ۳/۵ و ارتفاع ۱۰ سانتي‌متر ريخته شد. سپس خاک با افزودن ۲۰ ميلي‌ليتر آب مقطر غرقاب شد و وزن ظرف پلي‌اتيلني به‌همراه محتويات آن يادداشت گرديد. مقدار آب نمونه‌هاي مذكور به‌طور روزانه از طريق توزين و افزودن آب مقطر كنترل گرديد. در زمان‌هاي ۰، ۱، ۳، ۷، ۱۵و ۳۰ روز پس از غرقاب، ۲۰ ميلي‌ليتر از محلول عصاره‌گير DTPA به آن افزوده شد. چون براي غرقاب كردن خاک ۲۰ ميلي‌ليتر آب مقطر استفاده شده بود، براي اينكه محلول عصاره‌گير هنگام عصاره‌گيري رقيق نشود و DTPA كافي براي تشكيل كي‌ليت با چهار عنصر Fe، Mn، Cu و Zn وجود داشته باشد و اين چهار عنصر براي پيوند با DTPA باهم رقابت نداشته باشند، غلظت هريک از اجزاي عصاره‌گير Lindsay and Norvell (1978) دو برابر شد. درب ظرف پلي‌اتيلني بسته شد و به‌مدت دو ساعت با تكان‌دهنده برقي با سرعت ۱۲۰ دور در دقيقه تكان داده شد. سپس با كاغذ صافي واتمن شماره ٤۲ داخل ظروف پلي‌اتيلني ۵۰ ميلي‌ليتري صاف گرديد. عصاره‌ها در يخچال در دماي كمتر از سه درجه سلسيوس نگهداري شد. غلظت Fe، Mn، Zn و Cu در داخل عصاره‌ها با استفاده از دستگاه جذب اتمي ساخت شركت شيمادزو ژاپن مدل AA-6200 در مقابل استانداردها تعيين گرديد.

براي بررسي اثر مدت غرقاب شدن، لجن فاضلاب و كود دامي بر pH محلول خاک، ابتدا گلدان‌هاي پلاستيكي ٤ كيلوگرمي تهيه گرديد و در ته آن‌ها يک شيلنگ پلي‌اتيلني قرار داده شد؛ به‌طوري كه يک سر آن در داخل گلدان و سر ديگر آن در بيرون گلدان باشد. براي خارج كردن عصاره صاف از هر گلدان روي شيلنگ با يک لايه پشم شيشه پوشانده شد. تيمارهاي آزمايش شامل شاهد،۳۰ گرم كود دامي و ۳۰ گرم لجن‌فاضلاب بر كيلوگرم خاک بودند. بافت خاک مورد آزمايش شن لومي بود. كودهاي آلي به خاک افزوده شده و خوب مخلوط گرديد. سپس ۲/۵ كيلوگرم از خاک هر تيمار در دو تكرار داخل گلدان ريخته شد. سپس خاک غرقاب گرديد و ۵-۳ سانتي‌متر آب در سطح آن نگهداري شد. در زمان‌هاي ۱، ۳، ۵، ۷، ۹، ۱۲، ۱۵، ۱۷، ۱۹ و ۲۲ روز پس از غرقاب، با يک سرنگ ۵۰ ميلي‌ليتري كه قطر خارجي دهانه آن با قطر داخلي شيلنگ پلي‌اتيلني برابر بود، از محلول خاک داخل گلدان‌ها نمونه‌برداري شد و بلافاصله pH آن‌ها با استفاده از دستگاه pHسنج (pH 209, HANNA) تعيين گرديد. بعد از هر بار اندازه‌گيري pH، محلول دوباره به داخل گلدان‌ها برگردانده شد تا تغييري در تركيب شيميايي محلول خاک بر اثر خروج آبشويه ايجاد نگردد. تحليل آماري داده‌ها از قبيل آزمون نرمال بودن توزيع داده‌ها، تجزيه واريانس و مقايسه ميانگين‌ها (با آزمون چند دامنه‌اي دانكن در سطح احتمال پنج درصد) با استفاده از نرم‌افزار MSTATC، تحليل رگرسيوني با استفاده از نرم‌افزارهاي Excel و STATGRAPHICS Plus و رسم نمودارها با نرم‌افزار Excel انجام شد. با توجه به اينكه، داده‌هاي دو خاک مورد مطالعه تفاوت‌هاي زيادي باهم داشتند، وقتي داده‌هاي دو خاک باهم تركيب شدند، توزيع داده‌ها نرمال نبود و با انجام تبديل‌هاي گوناگون نيز توزيع آن‌ها نرمال نگرديد. لذا، تجزيه آماري داده‌هاي هر خاک به‌طور جداگانه انجام شد.

نتايج و بحث

برخي ويژگي‌هاي فيزيكي و شيميايي خاک‌هاي مورد استفاده در آزمايش گلخانه‌اي در جدول (۱) و برخي ويژگي‌هاي شيميايي كود دامي و لجن فاضلاب مورد استفاده در جدول (۲) ارائه شده است. همان‌طور كه در جدول (۱) مشاهده مي‌شود هر دو خاک انتخابي غيرآهكي هستند ولي يک خاک، قليايي با بافت شن لومي و خاک ديگر اسيدي با بافت رسي است. Fe، Mn، Zn و Cu قابل‌استخراج با DTPA در خاک شن لومي كمتر از خاک رسي مي‌باشد.

Archive of SID

www.SID.ir

جدول۱- برخي ويژگي‌هاي فيزيكي و شيميايي خاک‌هاي مورد مطالعه

گروه بافت خاک	کربنات کلسیم معادل (٪)	ماده آلی (٪)	pH (۱:۱)	EC (dS/m)	Fe	Mn	Cu	Zn
					(mg/kg)			
شن‌لومی	ناچیز	۰/۱	۷/۶	۰/۱	۱/۸	۱/۱	۱/۳	۰/۳
رسی	ناچیز	۱/۲	۶/۲	۲/۱	۵۴/۴	۲۱/۲	۵/۵	۵/۲

جدول ۲- برخي ويژگي‌هاي شيميايي كود دامي و لجن فاضلاب مورد استفاده

	pH (1:2)	$EC_{(1:2)}$ (dS/m)	OC	N	Ca	Na	K	P	Fe	Mn	Cu	Zn	Cd	Pb
				(٪)					(mg/kg)					
کود دامی	۸/۷	۲۱/۲	۱۵	۰/۹	۱/۳	۵۸۱۲	۳۸۱۲	۱۸۸	۶	۴	۲	۱۰	۰/۴	۳
لجن‌فاضلاب	۶/۲	۴/۱	۳۰	۲	۰/۸	۶۷۶	۱۶۱۲	۴۷۵	۳۲	۲۷	۴۵	۲۸	۰/۹	۱۴

آهن قابل‌استخراج با DTPA: تجزيه واريانس نشان داد كه اثر اصلي مدت غرقاب، نوع كود آلي و نيز اثر متقابل آن‌ها بر Fe قابل‌استخراج با DTPA در هر دو خاک مورد مطالعه در سطح احتمال يک درصد معني‌دار بود (جدول ۳). مقايسه ميانگين‌هاي اثر متقابل مدت غرقاب و كودهاي آلي نشان داد كه Fe قابل جذب گياه در هر دو خاک شن لومي و رسي، با افزايش مدت غرقاب در شرايط با و بدون كودهاي آلي افزايش يافت (شكل‌هاي ۱ و ۲). برجسته‌ترين تغييري كه هنگام غرقاب شدن خاک و كاهش پتانسيل ريداكس (Eh) آن ايجاد مي‌شود، كاهش Fe^{3+} به Fe^{2+} مي‌باشد كه سبب افزايش Fe قابل‌جذب گياه در خاک مي‌گردد؛ زيرا تركيبات Fe^{2+} حلپذيري بيشتري از تركيبات Fe^{3+} دارند (Ponnamperuma, 1978; Kirck, 2004). حلپذيري Fe در خاک‌هاي غرقاب به‌وسيله نظام‌هاي $Fe(OH)_3$-Fe^{2+} و $Fe_3(OH)_8$-Fe^{2+} كنترل مي‌شود (Gotoh and Patrick, 1974; Ponnamperuma, 1972. Schwab and Lindsay 1983) گزارش دادند كه حلپذيري Fe در خاک‌ها در پارامتر ريداكس (pe+pH) كمتر از ۸ به‌وسيله $FeCO_3$ و در پارامتر ريداكس ۸ تا ۱۸ به‌وسيله $Fe_3(OH)_8$ كنترل مي‌شود. غلظت Fe^{2+} قابل‌تبادل خاک‌هاي شاليزاري با تشديد وضعيت احيا، كاهش pH و افزايش CEC افزايش مي‌يابد (Yu, 1985).

آهن قابل‌استخراج با DTPA در هر دو خاک مورد مطالعه با افزودن هر دو نوع كود آلي (لجن فاضلاب و كود دامي) افزايش يافت (شكل‌هاي ۱ و ۲). با توجه به جدول (۲)، بخشي از افزايش غلظت Fe قابل‌جذب خاک پس از كاربرد لجن فاضلاب و كود دامي در خاک شن لومي را مي‌توان به بيشتر بودن Fe قابل‌استخراج با DTPA آن‌ها نسبت داد. همچنين بر اثر تجزيه مواد آلي در خاک تركيبات كي‌ليت كننده به خاک آزاد مي‌گردد كه با Fe تشكيل كمپلكس مي‌دهند و انحلال تركيبات Fe و در نتيجه قابليت جذب Fe را افزايش مي‌دهند (Havlin et al. 2006). از طرف ديگر، حضور مواد آلي در خاک باعث افزايش جمعيت ريزجانداران خاک مي‌گردد كه باعث افزايش توليد انواع تركيبات كي‌ليت كننده Fe از قبيل سيدروفورها مي‌گردد. سيدروفورها تمايل زيادي براي كمپلكس شدن با Fe و عناصري مثل روي و Mn دارند و اين عناصر را به شكل محلول در خاک نگه داشته و قابليت جذب آن را افزايش مي‌دهند (Marschner, 1995). در واقع ريزجانداران خاک كاتاليست فرآيند كاهش Fe^{3+} به Fe^{2+} مي‌باشند. قبلاً تصور مي‌شد كه براي انجام اين فرآيند در خاک بايد ريزجانداران در تماس مستقيم با تركيبات Fe در خاک قرار گيرند ولي تحقيقات اخير نشان داد كه نياز مبرم به تماس مستقيم نيست و ريزجانداران با ترشح حامل‌هاي الكترون و كي‌ليت كننده‌ها اين فرآيند را كاتاليز مي‌كنند (Nevin and Lovley, 2002).

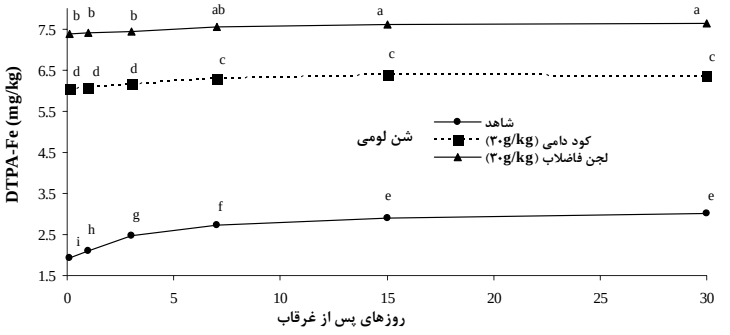
جدول ۳- تجزيه واريانس تأثير كودهاي آلي و مدت غرقاب بر غلظت **Fe** و **Mn** قابل جذب در دو خاک مورد مطالعه

منبع تغيير	درجه آزادی	میانگین مربعات			
		DTPA-Fe خاک شن لومی	DTPA-Fe خاک رسی	DTPA-Mn خاک شن لومی	DTPA-Mn خاک رسی
مدت غرقاب	۵	۰/۳۲۴**	۳۸۳۲۲/۹**	۷/۹**	۳۷۱۲۷/۲**
كود آلی	۲	۸۰/۲**	۸۰۴۲۷/۵**	۱۴۰/۸**	۱۷۴۶۶۴/۹**
مدت غرقاب×كود آلی	۱۰	۰/۰۶۶**	۶۹۴۳/۶**	۰/۰۷^{ns}	۹۲۸۴/۱**
خطای آزمایشی	۱۸	۰/۰۰۵	۵۳/۷	۰/۵۶	۳۳/۶
ضريب تغييرات (٪)		۱/۳	۴/۶	۷/۵	۳/۶

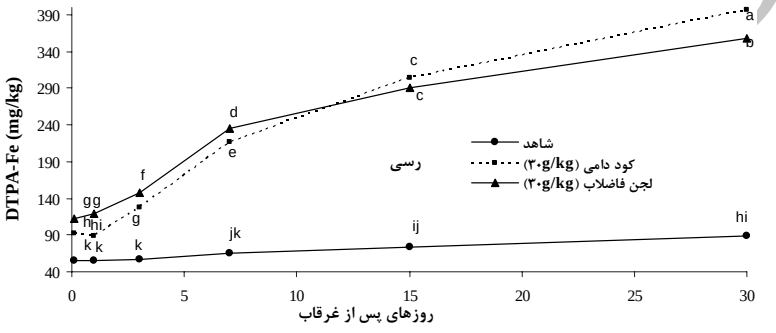
ns و ** به‌ترتيب غيرمعني‌دار و معني‌دار در سطح احتمال يک درصد

Archive of SID

www.SID.ir



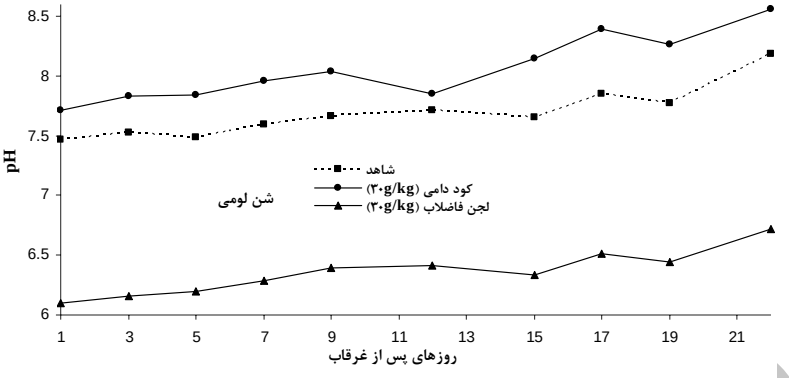
شکل ۱- تغییرات **Fe** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در خاک شن لومي.



شکل ۲- تغییرات **Fe** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در خاک رسي.

تأثير لجن فاضلاب و کود دامي بر سينتيک Fe قابل-استخراج با DTPA پس از غرقاب، در دو خاک کاملاً متفاوت بود (شکل‌هاي ۱ و ۲). قابليت جذب Fe در خاک شن‌لومي، در حضور لجن فاضلاب پيوسته بيشتر از کود دامي بود؛ به‌طوري که بيشترين غلظت Fe قابل‌جذب با کاربرد لجن فاضلاب و در شرايط غرقاب مشاهده گرديد. بيشتر بودن Fe قابل‌استخراج با DTPA در حضور لجن فاضلاب نسبت به کود دامي را مي‌توان به بيشتر بودن مقدار Fe قابل‌استخراج با DTPA آن (جدول ۲) و کمتر بودن pH خاک در اين تيمار (شکل ۳) نسبت داد. در خاک رسي اسيدي، Fe قابل‌استخراج با DTPA تا ۱۲ روز پس از غرقاب در حضور لجن فاضلاب بيشتر از کود دامي بود که مشابه خاک شن لومي است؛ ولي پس از ۱۲ روز کمتر از کود دامي بود؛ به‌طوري‌که بيشترين غلظت Fe قابل‌جذب خاک رسي با کاربرد کود دامي و ۳۰ روز غرقاب مشاهده گرديد. عامل ديگري که بر قابليت‌جذب Fe مؤثر است، تغييرات pH خاک مي‌باشد. همان‌طور که در شکل (۳) مشاهده مي‌شود، در خاک شن لومي، افزودن کود دامي pH خاک را نسبت به تيمار شاهد در تمامي مدت‌هاي غرقاب افزايش داد در حالي که کاربرد لجن فاضلاب pH خاک را نسبت به تيمار شاهد (به‌طور ميانگين حدود ۱/۷ واحد) کاهش داد. چون به ازاي هر واحد کاهش pH خاک، حل‌پذيري Fe ۱۰۰۰ بار افزايش مي‌يابد (Lindsay, 1992)، لذا، افزايش Fe قابل‌جذب خاک پس از افزودن لجن فاضلاب با تغييرات pH قابل‌تفسير است ولي افزايش Fe قابل‌جذب خاک پس از افزودن کود دامي با تغييرات pH قابل‌تفسير نيست و به نظر مي‌رسد عامل‌هاي ديگر مثل کاهش پتانسيل ريداکس در حضور کود دامي و افزايش سرعت احياي Fe^{3+} به Fe^{2+}، معدني شدن کود دامي و آزادسازي Fe و ساير عامل‌هاي در پيش گفته شده در اين افزايش نقش داشته باشند. با افزودن کودهاي آلي به خاک پتانسيل ريداکس پس از غرقاب بيشتر کاهش مي‌يابد (Kashem and Singh, 2001; Yodkeav and DeDatta, 1989). در نتيجه، Fe^{3+} بيشتري به Fe^{2+} کاهيده مي‌شود و Fe قابل جذب خاک افزايش مي‌يابد. به‌نظر مي‌رسد کاهش پتانسيل ريداکس با کاربرد کود دامي بيشتر از لجن فاضلاب باشد. به همين دليل در خاک رسي اسيدي، در سطوح بالاي غرقاب (بيش از ۱۲ روز) Fe قابل‌استخراج با DTPA در تيمار کود دامي بيشتر از لجن فاضلاب مي‌شود.

Archive of SID
www.SID.ir

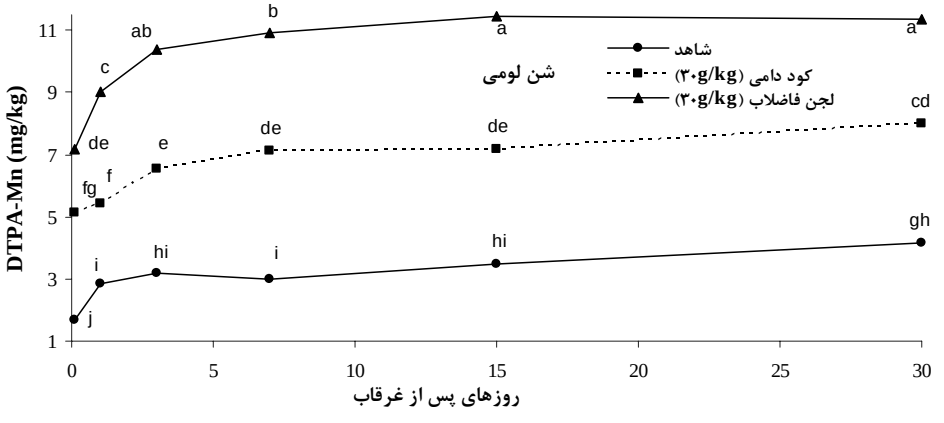


شکل ۳- تغییرات **pH** پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در خاک شن لومي.

مقایسه دو خاک رسي و شن لومي نشان داد که میزان افزایش Fe قابل‌استخراج با DTPA ۳۰ روز پس از غرقاب نسبت به شرایط غیرغرقاب در خاک رسي بیشتر از خاک شن لومي بود (شکل‌هاي ۱ و ۲)؛ به‌طوري‌که غلظت Fe قابل‌جذب خاک شن لومي ۳۰ روز پس از غرقاب، در سه تیمار شاهد، کود دامي و لجن فاضلاب به‌ترتیب ۱/۵۷، ۱/۰۵ و ۱/۰۳ برابر مقدار اولیه (شرایط غیرغرقاب) بود در حالي‌که در خاک رسي به ترتیب ۱/٦٤، ٤/۳۱ و ۳/۱۹ برابر مقدار اولیه بود. این نتایج با گزارش Lu et al. (2003) مطابقت داشت. به‌نظر مي‌رسد تفاوت میان دو خاک از نظر افزایش Fe قابل‌استخراج با DTPA علاوه بر بافت به pH، درصد مواد آلي، غلظت Fe کل و غیره نیز مربوط است. خاک رسي اسیدي درصد مواد آلي بیشتري دارد و آن نیز مي‌تواند شدت احیاي Fe را افزایش دهد.

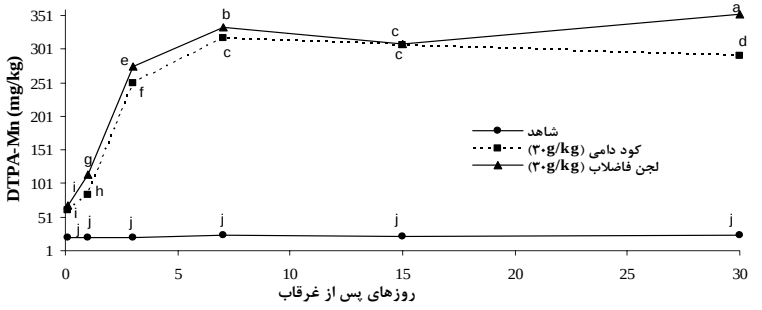
منگنز قابل‌استخراج با **DTPA**: تجزیه واریانس نشان داد که اثر اصلي مدت غرقاب و نوع کود آلي بر Mn قابل‌استخراج با DTPA در هر دو خاک در سطح احتمال یک درصد معني‌دار بودند ولي اثر متقابل آنها در خاک رسي معني‌دار و در خاک شن لومي غیرمعني‌دار بود (جدول ۳). مقایسه میانگین‌ها نشان داد منگنز قابل‌جذب هر دو خاک مورد مطالعه پس از غرقاب افزایش یافت (شکل‌هاي ۴ و ۵). با غرقاب شدن خاک، پتانسیل ریداکس کاهش یافته و Mn^{4+} به Mn^{2+} کاهیده مي‌شود. در نتیجه، حل‌پذیري ترکیبات Mn افزایش یافته و Mn قابل‌استخراج با DTPA خاک زیاد مي‌شود. Parsricha and Ponnamperuma (1976) گزارش دادند که حل‌پذیري Mn^{2+} به‌وسیله نظام $MnCO_3$-H_2O-CO_2 کنترل مي‌شود.

Mn قابل‌استخراج با DTPA هر دو خاک مورد مطالعه با افزودن هر دو نوع کود آلي افزایش یافت (شکل‌هاي ٤ و ۵) که با نتایج Mandal and Mitra (1982)، Yodkeav and DeDatta (1989) و Vaseghi et al. (1993) مطابقت داشت. به‌نظر مي‌رسد سازوکارهاي اثر ماده آلي بر Mn قابل‌جذب گیاه در خاک مشابه Fe مي‌باشد که در قسمت قبلي آمده است و از ذکر مجدد آنها در اینجا خودداري مي‌شود.



شکل ۴- تغییرات **Mn** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در خاک شن لومي.

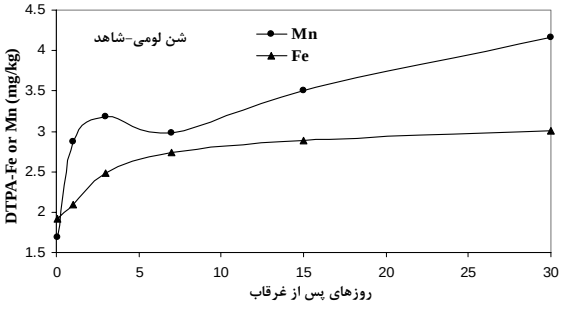
Archive of SID
www.SID.ir



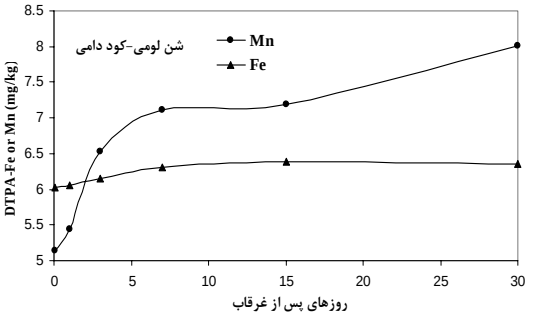
شکل ۵- تغییرات **Mn** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در خاک رسي.

مقايسه دو خاک رسي و شن لومي نشان داد که ميزان افزايش Mn قابل‌استخراج با DTPA ۳۰ روز پس از غرقاب نسبت به شرايط غيرغرقاب در خاک رسي بيشتر از خاک شن لومي بود (شکل‌هاي ٤ و ٥) که با توجه به اسيدي بودن pH آن و بيشتر بودن درصد مواد آلي آن (جدول ۲) قابل‌انتظار است. غلظت Mn قابل‌جذب خاک شن لومي ۳۰ روز پس از غرقاب، در سه تيمار شاهد، کود دامي و لجن فاضلاب به ترتيب ۲/٤۷، ۱/٥٦ و ۱/٥۹ برابر مقدار اوليه (شرايط غيرغرقاب) بود در حالي که در خاک رسي به‌ترتيب ۱/۱۲، ٤/۷۰ و ٥/۲۰ برابر مقدار اوليه بود. اين نتايج نشان مي‌دهد که افزايش Mn قابل‌جذب پس از غرقاب در تيمار بدون کود آلي، در خاک رسي کمتر از خاک شن لومي است ولي در تيمارهاي با کود آلي در خاک رسي بيشتر از خاک شن لومي است. Lu et al. (2003) بيان کردند که غلظت Mn محلول خاک پس از غرقاب افزايش يافت و ميزان افزايش در خاک‌هاي با درصد رس زياد، بيشتر بود.

مقايسه سرعت احياي **Mn** و **Fe** پس از غرقاب در تيمارهاي مختلف: پس از غرقاب، غلظت Mn قابل‌استخراج با DTPA در تمامي تيمارها (به استثناي تيمار شاهد در خاک رسي) با سرعتي بيش از غلظت Fe قابل‌استخراج با DTPA افزايش يافت (شکل‌هاي ۶ تا ۱۱) که نشان دهنده احياي سريع‌تر Mn نسبت به Fe در شرايط غرقاب مي‌باشد که با گزارش‌هاي Yu (1985) و Marschner (1995) مطابقت داشت. چون پتانسيل ريداکس استاندارد براي واکنش احياي Mn بيشتر از Fe مي‌باشد، Mn سريع‌تر احيا مي‌شود (Yu, 1985). در شرايط غيرغرقاب، غلظت Mn قابل‌استخراج با DTPA در تمامي تيمارها و هر دو خاک مورد مطالعه، از غلظت Fe قابل‌استخراج با DTPA کمتر بود ولي با گذشت زمان پس از غرقاب بيشتر از غلظت Fe قابل‌استخراج با DTPA گرديد. همچنين، شکل‌هاي مذکور نشان مي‌دهند که رفتار Fe و Mn در شرايط غرقاب و روند تغييرات آن‌ها در دو خاک مورد مطالعه متفاوت بود. در تيمار شاهد خاک رسي (شکل ۹)، غلظت Mn قابل‌استخراج با DTPA در تمامي سطوح غرقاب از غلظت Fe قابل‌استخراج با DTPA کمتر بود. نتايج مشابهي به‌وسيله Yu (1985) نيز گزارش شده است. وي علت اين نتيجه را بيشتر بودن فراواني ترکيبات Fe به‌ويژه اکسيدهاي Fe قابل‌احيا شدن نسبت به Mn در خاک بيان کرد. همان‌طورکه در شکل ۹ مشاهده مي‌شود، در خاک رسي و تيمار شاهد، غلظت Fe و Mn قابل‌استخراج با DTPA در مراحل ابتدايي غرقاب (تا ۳ روز) تغيير معني‌داري نکرد ولي با افزودن کودهاي آلي (شکل‌هاي ۱۰ و ۱۱) اين مدت حذف شد و احياي Fe و Mn پس از غرقاب سريعتر آغاز گرديد. اين نتيجه را مي‌توان به کاهش پتانسيل ريداکس پس از افزودن کودهاي آلي (Yu, 1985; Kashem and Singh, 2001; Yodkeav and DeDatta, 1989) نسبت داد.

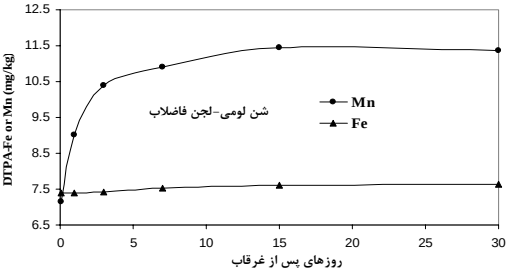


شکل ۶- تغييرات **Fe** و **Mn** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب در خاک شن لومي (تيمار شاهد).

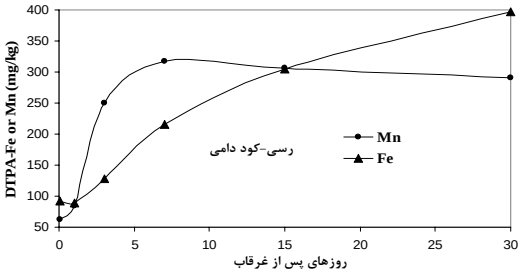


شکل ۷- مقايسه تغييرات **Fe** و **Mn** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب در خاک شن لومي (تيمار کود دامي).

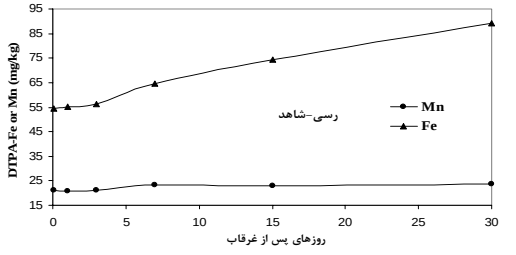
www.SID.ir



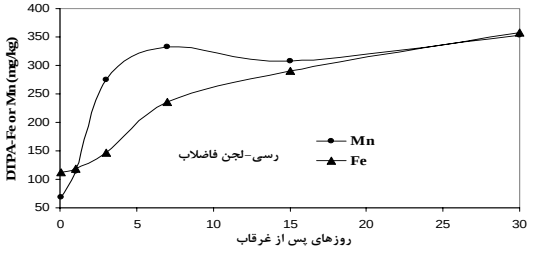
شکل ۸- مقایسه تغییرات **Fe** و **Mn** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب در خاک شن لومي (تيمار لجن فاضلاب).



شکل ۱۰- مقایسه تغییرات **Fe** و **Mn** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب در خاک رسي (تيمار كود دامي).



شکل ۹- مقایسه تغییرات **Fe** و **Mn** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب در خاک رسي (تيمار شاهد).



شکل ۱۱- مقایسه تغییرات **Fe** و **Mn** قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب در خاک رسي (تيمار لجن فاضلاب).

روي قابل‌استخراج با **DTPA**: تجزيه واريانس نشان داد كه اثر اصلي مدت غرقاب، نوع كود آلي و اثر متقابل آنها بر Zn قابل استخراج با DTPA در هر دو خاک در سطح احتمال يک درصد معني‌دار بودند (جدول ۴). Zn قابل‌جذب هر دو خاک در شرايط با و بدون كود آلي پس از غرقاب كاهش يافت (شكل‌هاي ۱۲ و ۱۳). كاهش Zn قابل‌استفاده گياه در خاک با گذشت زمان پس از غرقاب به‌وسيله ساير محققان نيز گزارش شده است (Chatterjee and Khan, 1997; Mandal et al. 1992; Saha et al. 1992; Sajwan and Lindsay, 1988; Towfighi and Najafi, 2002). اين كاهش مي‌تواند ناشي از رسوب روي به شكل تركيبات مختلف نظير كربنات، فسفات يا سولفيد روي باشد (Saha et al. 1992). Sajwan and Lindsay (1988) اين كاهش را به كاهش پارامتر ريداكس و افزايش حل‌پذيري Fe و Mn و اثر آنتاگونيستي آنها بر Zn قابل‌جذب خاک نسبت دادند. Mandal et al. (1992) ميان ميزان كاهش Zn قابل‌جذب خاک پس از غرقاب و افزايش pH، CO_3^{2-}، S^{2-} و Fe^{2+} همبستگي‌هاي مثبتي مشاهده كردند. Mikkelsen et al. (1978) گزارش دادند كه غلظت بيكربنات و كربنات محلول خاک پس از غرقاب افزايش مي‌يابد. Kashem and Singh (2001) كاهش غلظت روي محلول در آب خاک را پس از غرقاب كردن خاكهاي مورد مطالعه گزارش دادند. آنان اين كاهش را به كاهش Eh و افزايش pH پس از غرقاب نسبت دادند. Van Laer et al. (2010) با بررسي اثر غرقاب بر Zn محلول ۱۲ خاک اسپودوسولز اسيدي مشاهده كردند كه پس از غرقاب غلظت Zn محلول در يک خاک كاهش و در ۱۱ خاک افزايش يافت. آنان افزايش غلظت Zn محلول پس از غرقاب را به آزاد شدن Zn^{2+} به محلول خاک بر اثر جايگزين شدن Fe^{2+} به جاي Zn^{2+} در مكان‌هاي تبادلي و انحلال اكسي‌هيدروكسيدهاي Fe/Mn داراي Zn نسبت دادند.

جدول ۴- تجزيه واريانس تأثير كودهاي آلي و مدت غرقاب بر غلظت **Fe** و **Mn** قابل‌جذب در دو خاک مورد مطالعه

منبع تغيير	درجه آزادي	ميانگين مربعات			
		DTPA-Cu خاک شن لومي	DTPA-Cu خاک رسي	DTPA-Zn خاک شن لومي	DTPA-Zn خاک رسي
مدت غرقاب	۵	۰/۲۹**	۲۳/۸**	۰/۱۷۷**	۰/۶۲**
كود آلي	۲	۶/۲۱**	۲۰/۲**	۱۶/۵**	۰/۰۹**
مدت غرقاب×كود آلي	۱۰	۰/۰۷**	۴/۱**	۰/۰۸۲**	۰/۰۳۶**
خطاي آزمايشي	۱۸	۰/۰۰۷	۰/۱۰۲	۰/۰۱۳	۰/۰۰۸
ضريب تغييرات (٪)		۱/۳	۶/۷	۶/۴	۴/۳

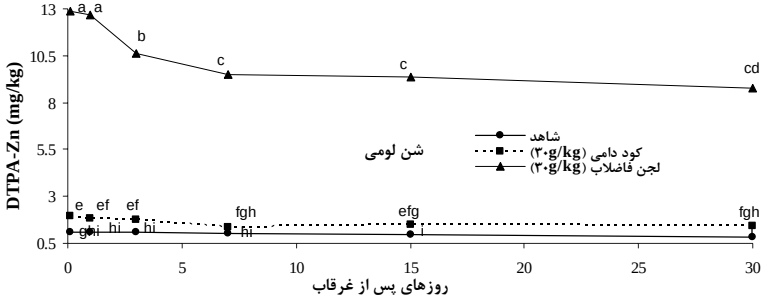
** معني‌دار در سطح احتمال يک درصد

Archive of SID

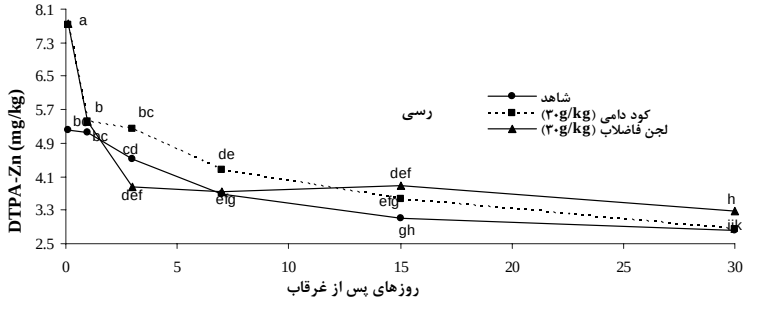
www.SID.ir

روي قابل‌استخراج با DTPA هر دو خاک با افزودن هر دو کود آلي افزايش يافت ولي ميزان اين افزايش با کاربرد لجن فاضلاب در خاک شن لومي بيشتر از خاک رسي بود. همچنين، اثر دو نوع کود آلي بر سينتيک تغييرات Zn قابل‌استخراج با DTPA در دو خاک کاملاً متفاوت بود (شکل‌هاي ۱۲ و ۱۳). در خاک رسي مقدار Zn قابل‌استخراج با DTPA در شرايط غيرغرقاب با کاربرد هر دو کود آلي يکسان بود ولي در شرايط غرقاب به مدت غرقاب بستگي داشت. در خاک شن لومي، Zn قابل‌استخراج با DTPA با کاربرد لجن فاضلاب پيوسته بيشتر از کود دامي بود. اين بيشتر بودن ناشي از کمتر بودن pH تيمار لجن فاضلاب نسبت به تيمار کود دامي (شکل ۳)، بيشتر بودن Zn قابل‌استخراج با DTPA لجن فاضلاب نسبت به کود دامي (جدول ۲) مي‌باشد. Mali and Shaikh (1994) گزارش دادند که اگر به خاک کود Zn افزوده نشود، مصرف کود دامي سبب افزايش Zn قابل‌جذب مي‌گردد ولي اگر به خاک کود Zn افزوده شود، مصرف کود دامي Zn قابل‌جذب را کاهش مي‌دهد. در اين بررسي نيز به خاک‌هاي مورد مطالعه تاکنون کود Zn داده نشده است، لذا، با کاربرد هر دو کود آلي غلظت Zn قابل‌جذب خاک افزايش يافته است. Sakal et al. (1982) گزارش دادند که با افزايش ماده آلي به خاک‌هاي آهکي Zn قابل‌جذب افزايش يافت. Tagwira et al. (1992) مشاهده گردند که با افزودن کود دامي تازه به خاک Zn قابل‌جذب به‌طور موقت کاهش يافت. Kashem and Singh (2001) با افزودن کود آلي به خاک‌هاي غرقاب مشاهده کردند که pH محلول خاک افزايش و Zn محلول کاهش يافت. همان‌طور که قبلاً ذکر شد، با افزايش ماده آلي به خاک پتانسيل ريداکس بيشتر کاهش مي‌يابد و در چنين شرايطي ممکن است سولفات به سولفيد کاهيده شده و روي به شکل سولفيد روي رسوب کند.

مقايسه دو خاک رسي و شن لومي نشان داد که ميزان کاهش Zn قابل‌استخراج با DTPA ۳۰ روز پس از غرقاب نسبت به شرايط غيرغرقاب، در خاک رسي بيشتر از خاک شن لومي بود (شکل‌هاي ۱۲ و ۱۳). به‌طوري‌که غلظت Zn قابل‌جذب خاک شن لومي ۳۰ روز پس از غرقاب، در سه تيمار شاهد، کود دامي و لجن فاضلاب به‌ترتيب ۰/۷۸، ۰/۷۲ و ۰/۶۸ برابر مقدار اوليه (شرايط غيرغرقاب) بود در حالي‌که در خاک رسي به‌ترتيب ۰/۵۴، ۰/۳۷ و ۰/۴۲ برابر مقدار اوليه بود. با توجه به اينکه pH خاک رسي، اسيدي بود، علاوه بر درصد رس آن، افزايش pH آن پس از غرقاب مي‌تواند در اين کاهش نقش داشته باشد.



شکل ۱۲ - تغييرات روي قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در خاک شن لومي.

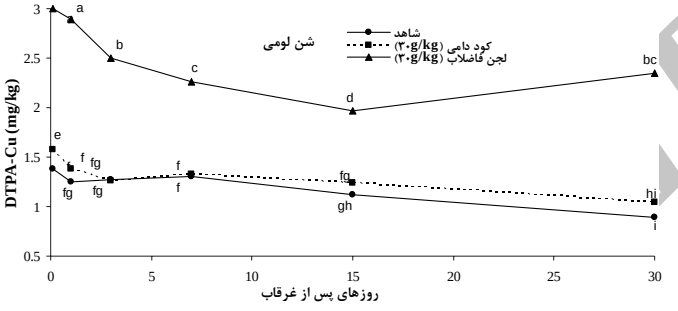


شکل ۱۳- تغييرات روي قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در خاک رسي.

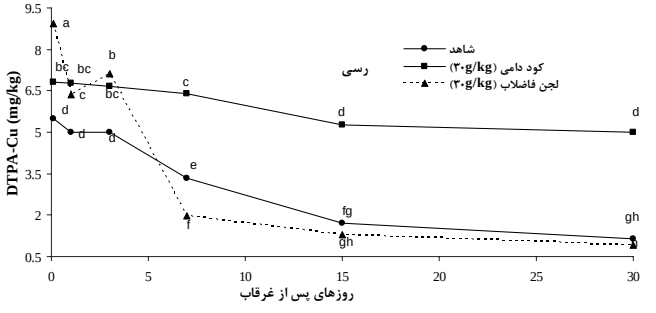
مس قابل‌استخراج با **DTPA**: تجزيه واريانس نشان داد که اثر اصلي مدت غرقاب، نوع کود آلي و اثر متقابل آن‌ها بر Cu قابل استخراج با DTPA در هر دو خاک در سطح احتمال يک درصد معني‌دار بودند (جدول ۴). مس قابل‌جذب هر دو خاک در شرايط با و بدون کود آلي پس از غرقاب کاهش يافت (شکل‌هاي ۱۴ و ۱۵) که با نتايج Dutta et al (1989) و Saha et al.

www.SID.ir

(1992) مطابقت داشت. Dutta et al. (1989) بیان داشتند که میزان کاهش همبستگي معني‌داري با pH اوليه خاک، مقادير اوليه مس قابل‌استخراج با DTPA، کربن آلي، CEC و درصد رس داشت. کاهش مس قابل‌جذب خاک‌هاي اسيدي تا خنثي به رسوب مس به شکلهاي هيدروکسيد، کربنات، سولفيد، و ترکيبات Fe نسبت داده شد. Saha and Mandal (1998) گزارش دادند که غرقاب کردن خاک شکل‌هاي فعال مس از قبيل محلول، تبادلي و کمپلکس آلي را به شکل غيرفعال تبديل کرد و در نتيجه قابليت جذب مس پس از غرقاب کاهش يافت. Singh et al. (1982) گزارش دادند که مس قابل‌استخراج با DTPA يک خاک آهکي با بافت لوم شني تا چهار هفته پس از غرقاب افزايش يافت ولي پس از آن، تا هفته دوازدهم پس از غرقاب کاهش يافت. افزايش اوليه مس قابل‌استخراج با DTPA به کاهش pH خاک پس از غرقاب نسبت داده شد. Sahrawat (2005) گزارش داد که غرقاب شدن خاک مس قابل‌جذب را افزايش مي‌دهد. اين نتايج نشان مي‌دهد که اثر غرقاب بر مس قابل‌جذب گياه بسته به نوع خاک و شرايط آزمايش متفاوت است.



شکل ۱۴- تغییرات مس قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در خاک شن لومي.



شکل ۱۵- تغییرات مس قابل‌استخراج با **DTPA** پس از غرقاب و افزودن لجن فاضلاب و کود دامي در خاک رسي.

مس قابل‌استخراج با DTPA با کاربرد هر دو نوع کود آلي به هر دو خاک، در زمان‌هاي اوليه غرقاب افزايش يافت ولي سينتيک آن بسته به نوع خاک و نوع کود آلي متفاوت بود (شکل‌هاي ١٤ و ١٥). در خاک شن لومي، مس قابل‌جذب در تيمار لجن‌فاضلاب پيوسته بيشتر از تيمارهاي شاهد و کود دامي بود که ناشي از کمتر بودن pH تيمار لجن فاضلاب نسبت به تيمار کود دامي (شکل ٣)، بيشتر بودن Cu قابل‌استخراج با DTPA لجن فاضلاب نسبت به کود دامي مي‌باشد (جدول ٢). در تيمار کود دامي، Cu قابل‌جذب ابتدا از تيمار شاهد بيشتر بود ولي با گذشت زمان پس از غرقاب ميان آن‌ها تفاوت معني‌داري وجود نداشت (شکل ١٤). در خاک رسي، بيشترين غلظت Cu قابل‌جذب در شرايط غيرغرقاب، در تيمار لجن‌فاضلاب بود ولي با گذشت زمان پس از غرقاب بيشترين غلظت Cu قابل‌جذب در تيمار کود دامي بود (شکل ١٥). مقايسه دو خاک رسي و شن لومي نشان داد که Cu قابل‌جذب خاک رسي بيشتر از خاک شن لومي بود (جدول ١). به‌طور کلي، ميزان کاهش Cu قابل‌جذب خاک ٣٠ روز پس از غرقاب نسبت به شرايط غيرغرقاب در خاک رسي بيشتر از خاک شن لومي بود (شکل‌هاي ١٤ و ١٥)؛ به‌طوري‌که غلظت Cu قابل‌جذب خاک شن لومي ٣٠ روز پس از غرقاب، در سه تيمار شاهد، کود دامي و لجن فاضلاب به‌ترتيب ٠/٦٥، ٠/٦٦ و ٠/٧٨ برابر مقدار اوليه (شرايط غيرغرقاب) بود در حالي‌که در خاک رسي ٠/٢١، ٠/٧٣ و ٠/١٠ برابر مقدار اوليه بود. Vaseghi et al. (2003) افزايش Cu قابل‌جذب خاک‌هاي آهکي با کاربرد لجن فاضلاب را گزارش دادند و نتيجه گرفتند

www.SID.ir

كه لجن‌فاضلاب كود مناسبي براي تأمين Cu مورد نياز گياه در خاک‌هاي آهكي مي‌باشد. Luo and Christie (1998) گزارش دادند كه Cu قابل‌جذب گياه در خاک‌هاي آهكي كم است و يک راه براي افزايش قابليت جذب اين عنصر استفاده از كودهاي آلي مي‌باشد. با اين حال، نتايج اين بررسي نشان مي‌دهد كه جايگزين كردن لجن فاضلاب مورد مطالعه در اين بررسي به جاي كود شيميايي‌Cu بستگي به نوع خاک و مدت غرقاب دارد؛ به‌طوري كه، در خاک قليايي شن لومي اين كار قابل انجام است ولي در خاک اسيدي رسي كه بيش از ٦ روز غرقاب مي‌شود، ممكن است اينكار عملي نشود (شكل ١٥). در هر حال، براي توصيه دقيق، انجام آزمايش در حضور گياه به ويژه برنج توصيه مي‌گردد.

تحليل رگرسيوني: در جدول‌هاي (٥) تا (٨) رابطه ميان مدت غرقاب و غلظت Fe، Mn، Cu و Zn قابل‌استخراج با DTPA در خاک‌ها و تيمارهاي مختلف نشان داده شده است. براي انجام تحليل رگرسيوني، مدل‌هاي مختلفي به داده‌ها برازش داده شدند و مدل رگرسيوني كه بيشترين ضريب همبستگي را داشت، انتخاب گرديد. در مورد هر ٤ عنصر مورد مطالعه در اين بررسي، ضريب همبستگي روابط رگرسيوني در هر دو خاک و تمامي تيمارها نزديک يک است كه نشان مي‌دهد تغييرات Fe، Mn، Cu و Zn قابل‌استخراج با DTPA در خاک‌ها و تيمارهاي مختلف، داراي نظم و فرمول رياضي خاصي است و با استفاده از اين مدل‌ها مي‌توان مقدار Fe، Mn، Cu و Zn قابل‌استخراج با DTPA را در زمان‌هاي مختلف با دقت نسبتاً خوبي پيش‌بيني كرد.

جدول ۵- رابطه ميان مدت غرقاب و **Fe** قابل‌استخراج با **DTPA** در خاكها و تيمارهاي مختلف

ضريب همبستگي	مدل رگرسيوني	نوع خاک - تيمار
۰/۹۷۲ **	DTPA-Fe=2.2827+0.2061 ln(Time)	شن لومی- شاهد
۰/۹۹۱ **	DTPA-Fe=6.033+0.0402(Time)-0.001(Time)^2	شن لومی- كود دامی
۰/۹۹۵ **	DTPA-Fe=7.375+0.0229(Time)-0.0005(Time)^2	شن لومی- لجن فاضلاب
۰/۹۹۸ **	DTPA-Fe=53.42+1.5832(Time)-0.0128(Time)^2	رسی - شاهد
۰/۹۹۷ **	DTPA-Fe=79.43+20.047(Time)-0.3168(Time)^2	رسی- كود دامی
۰/۹۹۳ **	DTPA-Fe=107.32+17.472(Time)-0.3052(Time)^2	رسی- لجن فاضلاب

جدول ۶- رابطه ميان مدت غرقاب و **Mn** قابل‌استخراج با **DTPA** در خاكها و تيمارهاي مختلف

ضريب همبستگي	مدل رگرسيوني	نوع خاک - تيمار
۰/۹۷۵ **	log(DTPA-Mn)=0.4369+0.1031 log(Time)	شن لومی- شاهد
۰/۹۵۴ **	DTPA-Mn=5.9914+0.5074 ln(Time)	شن لومی- كود دامی
۰/۹۸۶ **	log(DTPA-Mn)=0.9759+0.0623 log(Time)	شن لومی- لجن فاضلاب
۰/۹۰۴ *	DTPA-Mn=20.912+0.2363(Time)-0.0048(Time)^2	رسی - شاهد
۰/۹۰۰ **	DTPA-Mn=161.24+50.18 ln(Time)	رسی- كود دامی
۰/۹۴۰ **	DTPA-Mn=179.11+54.872 ln(Time)	رسی- لجن فاضلاب

جدول ۷- رابطه ميان مدت غرقاب و روي قابل‌استخراج با **DTPA** در خاكها و تيمارهاي مختلف

ضريب همبستگي	مدل رگرسيوني	نوع خاک - تيمار
۰/۹۹۰ **	DTPA-Zn=1.0895-0.0079(Time)	شن لومی- شاهد
۰/۹۱۰ *	DTPA-Zn=1.7689-0.1062 ln(Time)	شن لومی- كود دامی
۰/۹۴۰ **	DTPA-Zn=11.541-0.8022 ln(Time)	شن لومی- لجن فاضلاب
۰/۹۲۰ **	DTPA-Zn=4.6062-0.4604 ln(Time)	رسی - شاهد
۰/۹۹۰ **	DTPA-Zn=5.7797-0.822 ln(Time)	رسی- كود دامی
۰/۹۵۲ **	DTPA-Zn=5.5377-0.7732 ln(Time)	رسی- لجن فاضلاب

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۸- رابطه میان مدت غرقاب و مس قابل‌استخراج با **DTPA** در خاکها و تیمارهاي مختلف

نوع خاک - تیمار	مدل رگرسیونی	ضریب همبستگی
شن لومی- شاهد	ln(DTPA-Cu)=0.2987-0.0132(Time)	۰/۹۶۵ **
شن لومی- کود دامی	DTPA-Cu=1.3941-0.0791 ln(Time)	۰/۹۳۶ **
شن لومی- لجن فاضلاب	DTPA-Cu=2.9591-0.1192(Time)-0.0033(Time)^2	۰/۹۸۳ **
رسی - شاهد	ln(DTPA-Cu)=1.6485-0.055(Time)	۰/۹۶۹ **
رسی- کود دامی	ln(DTPA-Cu)=1.9167-0.0115 (Time)	۰/۹۵۴ **
رسی- لجن فاضلاب	DTPA-Cu=6.1702-1.5275 ln(Time)	۰/۹۱۶ **

نتیجه‌گیري کلي

نتایج نشان داد که با افزایش مدت غرقاب، غلظت Fe و Mn قابل‌استخراج با DTPA هر دو خاک در تمامي تیمارها به‌طور معني‌داري افزایش یافت و میزان افزایش در خاک اسیدي رسي بیشتر از خاک قلیایي شن لومي بود. پس از غرقاب، در تمامي تیمارها به استثناي تیمار شاهد در خاک اسیدي رسي، سرعت احیاي Mn بیشتر از Fe بود. با افزایش مدت غرقاب، Cu و Zn قابل‌استخراج با DTPA هر دو خاک در تمامي تیمارها به‌طور معني‌داري کاهش یافت و میزان کاهش در خاک رسي اسیدي بیشتر از خاک شن لومي قلیایي بود. افزودن کود دامي و لجن فاضلاب به هر دو خاک، Fe، Mn، Cu و Zn قابل‌استخراج با DTPA را افزایش داد و میزان افزایش بستگي به مدت غرقاب داشت. نتایج نشان داد که کاربرد مقادیر زیاد لجن فاضلاب و کود دامي در خاک‌هاي اسیدي غرقاب از جمله شالیزارها ممکن است غلظت Fe و Mn قابل‌استخراج با DTPA را تا سطح سمیت نیز برساند و باعث کاهش رشد گیاه گردد. همچنین، مي‌توان این کودهاي آلي را جایگزین کودهاي شیمیایي Fe، Mn و Zn کرد ولي جایگزین کردن این کودها به‌جاي کودهاي شیمیایي Cu در شرایط غرقاب نیاز به بررسي بیشتر در حضور گیاه برنج دارد. میان مدت غرقاب و غلظت Fe، Mn، Cu و Zn قابل-استخراج با DTPA در تمامي تیمارها و در هر دو خاک روابط رگرسیوني معني‌داري مشاهده گردید. pH خاک قلیایي در تمامي تیمارها پس از غرقاب افزایش یافت. pH خاک قلیایي پس از کاربرد کود دامي افزایش ولي پس از کاربرد لجن فاضلاب کاهش یافت.

REFERENCES

Chatterjee, A.K., and Khan S.K. (1997). Available zinc, copper, iron, and manganese and effect of submergence on available zinc in relation to properties of some Alfisols of West Bengal. *Journal of Indian Society of Soil Science*, 45, 399-401.

Cho, D.Y. and Ponnamperuma, F.N. (1971). Influence of soil temperature on the chemical kinetics of flooded soils and the growth of rice. *Soil Science*, 112, 184-194.

Dutta, D., Mandal, B., and Mandal, L.N. (1989). Decrease in availability of zinc and copper in acidic to near neutral soils on submergence. *Soil Science*, 147, 187-195.

Gee, G. W., and Bauder, J.W. (1986). *Particle-size analysis*. p. 383-412. In: A. Klute (ed.) Methods of Soil Analysis. Part 1. 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, WI. USA.

Gotoh, S. and Patrick, W.H. Jr. (1974). Transformation of iron in a waterlogged soil as affected by redox and pH. *Soil Science Society of American Proceedings*, 38, 66-71.

Gupta, P.K. (2000). Soil, Plant, Water, and Fertilizer Analysis. Agrobios, New Delhi, India.

Haldar, M., and Mandal L.N. (1979). Influence of soil moisture regimes and organic matter application on the extractable Zn and Cu condition in rice soils. *Plant and Soil*, 53, 203-213.

Havlin, J.L., Beaton J.D., Tisdale S.L. and Nelson W.L. (2006). Soil Fertility and Fertilizers an Introduction to Nutrient Management. 7th Edition, Prentice Hall of India, New Delhi, India.

Jamil, M., Qacim M. and Umar M. (2006). Utilization of sewage sludge as organic fertilizer in sustainable agriculture. *Journal of Applied Science*, 6, 531-535.

Kalbasi, M. (1997). Organic matter in soils of Iran and compost importance. Proceedings of 7th Iranian Soil Science Congress, 1-10 September, Karaj Agricultural Education Center, Karaj, Iran. In Farsi.

Kalbasi, M. and Hosseinpur A.R. (1997). Effect of temporary waterlogging on some chemical properties of three calcareous soils. *Iranian Journal of Agricultural Science*, 28, 37-49. In Farsi.

Kashem M.A. and Singh B.R. (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. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61, 247-255.

Kirk G. (2004). The Biogeochemistry of Submerged Soils. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, England.

Archive of SID

www.SID.ir

Knudsen, D., Peterson G.A., and Pratt P.F. (1982). Lithium, sodium, and potassium. pp. 225-246. In: A. L. Page (ed.) Methods of Soil Analysis, Part 2. ASA-SSA, Madison, WI., USA.

Lindsay, W. L. (1992). Chemical Equilibria in Soils. John Wiley and Sons, New York.

Lindsay, W.L., and Norvell W.A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society American Journal*, 42, 421-428.

Lu, S.G., Tang C. and Rengel Z. (2003). Combined effects of waterlogging and salinity on electrochemistry, water-soluble cations and water dispersible clay in soils with various salinity levels. *Plant and Soil*, 264, 231-245.

Luo, Y.M. and Christie P. (1998). Bioavailability of copper and zinc in soil treated with alkaline stabilized sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 27, 335-342.

Mali, C.V. and Shaikh, A.R. (1994). Management of zinc sources in rice-gram cropping system. *Journal Maharashtra Agricultural Universities*, 19, 4-7.

Mandal, L.N. and Mitra, R.R. (1982). Transformation of iron and manganes in rice soils under different moisture regimes and organic matter applications. *Plant and Soil*, 69, 45-56.

Mandal, L.N., Dutta D. and Mandal B. (1992). Availbility of zinc in soil and zinc nutrition of rice. *Journal of Indian Society of Soil Science*, 40, 119-124.

Marschner, H. (1995). Mineral Nutrition of Higher Plants. 2nd Edition, Academic Press, USA.

McGrath, S.P., Sanders J.R. and Shalaby M.H. (1988). The effect of soil organic matter levels on soil solutions concentrations and extractability of manganese, zinc and copper. *Geoderma*, 42, 177-188.

Mclean, E.O. (1982). Soil pH and lime requirement. pp. 199-224. In: A.L., Page, R.H., Miller and D.R. Keeney (eds). Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. 2nd Edition, Agron. Monogr. 9. ASA and SSSA, Madison USA.

Mikkelsen D.S., De Datta S.K., and, Obcemea W.N. (1978). Ammonia volatilization losses from flooded rice soils. *Soil Science Society of America Journal*, 42, 725-730.

Narwal, R.P. and Singh B.R. (1998). Effect of organic materials on partitioning, extractability, and plant uptake of metals in an alum shale soil. *Water, Air and Soil Pollution*, 103, 405-421.

Nelson, D.W. and Sommers L.E. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. p. 539-579. In: A. L. Page et al. (eds.) Methods of Soil Analysis. Part II. 2nd ed. ASA, SSSA, Madison, WI. USA.

Nevin, K.P., and Lovley, D.R. (2002). Mechanisms for Fe(III)-oxide reduction in sedimentary environments. *Geomicrobiology Journal*, 19, 141-159.

Olsen, S.R., and Sommers L.E. (1982). Phosphorus. p. 403-430. In: Page et al. (eds.) Methods of Soil Analysis. Part II. 2ed. ASA, SSSA, Madison, WI. USA.

Parsricha, N.S. and Ponnamperuma, F.N. (1976). Influence of salt and alkali on ionic equilibria in submerged soils. *Soil Science Society American Journal*, 40, 374-376.

Peters, J. (2003). Recommended Methods of Manure Analysis. Cooperative Extension Publishing, University of Wisconsin, USA.

Ponnamperuma, F.N. (1972). The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, 24, 29-96.

Ponnamperuma, F.N. (1978). Electrochemical changes in submerged soils and the growth of rice. p. 421-441. In: IRRI. Soil and Rice. Losse Banos, Laguna, Philippines.

Prasad, B., and S.K. Sinha. (2000). Long-term effects of fertilizers and organic manures on crop yields, nutrient balance, and soil properties in rice-wheat cropping system in Bihar. p. 105-119. In: Abrol, I.P., K.F. Bronson, J.M. Duxbury, and R.K. Gupta (eds). Long-term Soil Fertility Experiments in Rice-Wheat Cropping Systems. Rice-Wheat Consortium Paper Series 6. New Delhi, India.

Richards, L.A. (1969). Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. US Salinity Laboratory Staff. Agricultural Handbook, No. 60, USDA, USA.

Saha, J.K., Hazra G.C., and Mandal B. (1992). Changes in DTPA extractable Fe, Zn and Cu in Alfisol on submergence. *Journal of Indian Society of Soil Science*, 40, 187-189.

Saha, J.K. and Mandal B. (1998). Effect of submergence on copper fractions in Alfisols. *Journal of Indian Society of Soil Science*, 46, 32-36.

Sahrawat, K.L. (2005). Fertility and organic matter in submerged rice soils. Current Science, 88, 735-739.

Sajwan, K.S. and Lindsay, W.L. (1988). Effect of redox, zinc fertilization, and incubation time on DTPA extractable zinc, iron, manganese. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 19, 1-11.

Sakal, R., Singh B.P., and Singh A.P. (1982). Determination of critical limit of zinc in soil and plant for predicting response of rice to zinc application in calcareous soils. *Plant and Soil*, 66, 129-132.

Schwab, A.P. and Lindsay, W.L. (1983). Effect of redox on the solubility and availability of iron. *Soil Science Society of American Journal*, 47, 201-205.

Singh, B., Singh, Y., Sodana, U.S., and Meelu, O.P. (1982). Effect of green manure, wheat straw and organic manures on DTPA extractable Fe, Mn, Zn and Cu in a calcareous sandy loam soilat field capacity and under waterlogged conditions. *Journal of Indian Society of Soil Science*, 40, 114-118.

Singh, R.P. and Agrawal M. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge.

Archive of SID

www.SID.ir

Waste Management, 28, 347-358.

Tagwira, F., Piha M., and Mugwira, L. (1992). Effect of pH, phosphorus and organic matter on zinc availability and distribution in two Zimbabwean soils. *Communications in soil Science and Plant Analysis*, 23, 1485-1500.

Toribio, M. and Romanyà, J. (2006). Leaching of heavy metals (Cu, Ni and Zn) and organic matter after sewage sludge application to Mediterranean forest soils. *Science of the Total Environment*, 363, 11-21.

Towfighi, H. and Najafi N. (2002). Changes in recovery and availability of native and applied zinc in paddy soils of north of Iran under waterlogged and non-waterlogged conditions. *Proceedings of 7th Iranian Soil Science Congress*, 26-28 August, Shahrekord University, Shahrekord, Iran. In Farsi.

Van Laer, L., Degryse, F., Leynen, K. and, Smolders, E. (2010). Mobilization of Zn upon waterlogging riparian Spodosols is related to reductive dissolution of Fe minerals. *European Journal of Soil Science*, 61, 1014-1024.

Vaseghi, S., Afyuni, M., Shariatmadari, H. and Mobli M. (2003). Effects of sewage sludge and soil pH on micronutrient and heavy metal availability. *Journal of Science and Technology of Agriculture and Natural Resources*, 7, 95-106. In Farsi.

Walker, D.J., Clemente, R. Roig A. and Bernal M.P. (2003). The effect of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils. *Environmental Pollution*, 122, 303-312.

Yodkeav, M. and DeDatta, S.K. (1989). Effects of organic matter and water regime on the kinetics of iron and manganese in two high pH rice soils. *Soil Science and Plant Nutrition*, 35, 323-335.

Yu, T.R. (1985). Physical Chemistry of Paddy Soils. Springer-Verlag, Berlin.

Archive of SID

www.SID.ir