

اثر کاربرد لجن فاضلاب و بیوچار آن بر آب‌گریزی و پایداری ساختمان در دو خاک آهکی تحت کشت ذرت

زهرا خان‌محمدی^۱ و^{۲*} مجید افیونی^۱ و محمدرضا مصدقی^۱

(تاریخ دریافت: ۱۴۰۰/۱۱/۳؛ تاریخ پذیرش: ۱۴۰۰/۱۱/۲۳)

چکیده

لجن فاضلاب آثار مثبتی بر ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک دارد. تولید بیوچار از لجن فاضلاب، اغلب آثار مثبتی در خاک داشته و می‌تواند به مدیریت مؤثر آن به‌ویژه در رابطه با محیط زیست بیانجامد. هدف از انجام این پژوهش بررسی اثر لجن فاضلاب و بیوچار آن بر آب‌گریزی و پایداری ساختمان دو خاک آهکی با بافت‌های لوم رسی و لوم، تحت کشت ذرت بود. لجن فاضلاب (S) در مقادیر ۱۰، ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار با خاک‌ها مخلوط شد و به ترتیب با نمادهای S1، S2 و S3 بیان شد. میزان کاربرد بیوچار (B) ۷/۳، ۱۴/۵ و ۲۹ تن در هکتار در نظر گرفته شد و به ترتیب با نمادهای B1، B2 و B3 بیان شده است. در پایان دوره رشد ذرت، آب‌گریزی خاک به روش جذب‌پذیری ذاتی و درصد رس قابل پراکنش (WDC) اندازه‌گیری شد. نتایج نشان داد که مقدار شاخص آب‌گریزی (RI)، جذب‌پذیری اتانول (SE) و زاویه تماس خاک-آب (β) در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار به طور معنی‌داری بیش‌تر از شاهد بود. ولی WDC (شاخص ناپایداری ساختمان خاک) در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار به‌طور معنی‌داری کم‌تر از شاهد بود. مقادیر RI و β در خاک لوم رسی به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از خاک لوم به‌دست آمد. در هر دو تیمار آلی، افزایش مقدار کاربرد سبب افزایش مقدار RI شد. در خاک لوم رسی بیش‌ترین مقدار RI و SE در تیمار لجن فاضلاب و پس از آن در تیمار بیوچار دیده شد؛ درحالی که در خاک لوم مقدار RI روند بیوچار < لجن فاضلاب < شاهد را داشت. نتایج به‌دست آمده نشان داد کاربرد لجن فاضلاب و بیوچار آن سبب افزایش آب‌گریزی (زیر حد بحرانی) و افزایش پایداری ساختمان خاک می‌شود.

واژه‌های کلیدی: لجن فاضلاب، بیوچار، شاخص آب‌گریزی، روش جذب‌پذیری ذاتی، جذب‌پذیری اتانول، جذب‌پذیری آب.

مقدمه

شود. به همین دلایل لجن فاضلاب به‌عنوان یکی از بهترین و ارزان‌ترین کودهای آلی برای زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شود (۲۹). روش‌های معمول استفاده از لجن فاضلاب شامل دفن در زمین (Landfilling)، کاربرد مستقیم آن در

لجن فاضلاب با مقدار زیاد مواد آلی، علاوه بر بهبود کیفیت شیمیایی و حاصلخیزی خاک می‌تواند سبب بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک از جمله ساختمان و نگهداشت آب خاک نیز

۱- گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۲- بخش تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی اصفهان

* مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: z.khanmohamadi@areeo.ac.ir

کشاورزی به عنوان کود و تهیه کمپوست از آن برای استفاده در کشاورزی است (۱ و ۳۱). لجن فاضلاب مواد آلی خاک را افزایش می دهد اما به دلیل وجود ترکیبات آب گریز، می تواند ویژگی های آب پذیری^۱ خاک را تحت تأثیر قرار دهد (۲۹).

بر اساس پژوهش های اخیر استفاده از بیوپچار در خاک، به عنوان یکی از محصولات فرآیند پیرولیز^۲ زیتوده در شرایط اکسیژن محدود، پتانسیل ترسیب کربن خاک را برای کمک به کاهش تغییرات آب و هوایی جهانی در پی دارد (۳۶). افزودن بیوپچار به خاک می تواند موجب آثار مثبتی در کشاورزی مانند کاهش آبشویی عناصر غذایی (۲۲)، و افزایش گنجایش تبادل کاتیونی خاک شود (۲۳). چالش مهم در ارتباط با مدیریت مؤثر لجن فاضلاب در قالب یک روش قابل قبول زیست-محیطی و اقتصادی می تواند به شکل تبدیل پیرولیتیک لجن فاضلاب به بیوپچار و کاربرد بیوپچار آن در کشاورزی باشد. تبدیل ماده آلی به بیوپچار از راه پیرولیز یک روش جایگزین برای مدیریت دامنه ای از بقایای آلی محسوب می شود (۱۵ و ۳۲). پیرولیز لجن فاضلاب به طور بالقوه می تواند یک روش انتخابی برای مدیریت لجن فاضلاب به ویژه در مقایسه با روش های معمول دفن در زمین و کاربرد مستقیم آن در کشاورزی باشد (۱۷). این فرآیند ضمن کاهش حجم بقایای جامد و حذف پاتوژن ها و عوامل بیماری زا در لجن، پیامدهای مثبتی در کشاورزی نیز دارد (۵).

تغییر در ویژگی های فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک خاک پس از افزودن بیوپچار به طور مستقیم و غیرمستقیم به ویژگی های بیوپچار و همچنین نوع خاک بستگی دارد. تغییر در ویژگی های فیزیکی خاک شامل تغییرات ساختمانی و هیدرولیکی است (۲۷). چگالی ظاهری به عنوان یک ویژگی فیزیکی (ساختمانی) خاک با کاربرد بیوپچار، کاهش می یابد که همراه با افزایش تخلخل خاک است. کاهش چگالی ظاهری می تواند به دلیل ماهیت متخلخل بیوپچار و نیز نقش بیوپچار در خاکدانه سازی باشد (۳۵). همچنین گزارش شده است که

کاربرد بیوپچار سبب افزایش گنجایش نگه داشت آب در خاک های لومی تا شنی می شود (۲، ۲۶). برخلاف افزایش گنجایش نگه داشت آب، اثر بیوپچار بر هدایت هیدرولیکی خاک متغیر است. به عنوان نمونه، پژوهش ازوما و همکاران (۲۰۱۱) نشان دادند که هدایت هیدرولیکی اشباع (K_s) یک خاک شنی با کاربرد بیوپچار تولید شده از کود گاوی کاهش یافت (۳۴)؛ درحالی که در پژوهش دیگری با خاک مشابه، جفیری و همکاران (۲۰۱۵) تغییر معنی داری در مقدار K_s پس از افزودن بیوپچار یونجه مشاهده نکردند (۱۹). احتمالاً ماهیت آب گریز بیوپچار بر ویژگی های هیدرولیکی خاک اثر می گذارد (۱۹). به هر حال، نتیجه چندین پژوهش آزمایشگاهی نشان می دهد که طبیعت آب گریز بیوپچار الزاماً موجب آب گریزی شدید خاک نمی شود (۳۰ و ۳۷). ابراهیم زاده و همکاران (۲۰۲۰) اثر کاربرد بیوپچارهای تولید شده از چوب راش و بقایای ذرت در دماهای ۳۵۰، ۵۵۰ و ۷۵۰ درجه سلسیوس را بر شدت آب گریزی خاک آلوده با مواد نفتی مورد بررسی قرار دادند. بیوپچارها از الک های ۰/۵۳ و ۰/۲ میلی متر عبور داده شده و در مقادیر ۰/۵، ۱ و ۲ درصد وزن خاک خشک با خاک مخلوط شدند. پس از ۹۰ روز انکوباسیون در دمای ۲۴ درجه سلسیوس در رطوبت ۱۰ درصد، آب گریزی خاک به روش زمان نفوذ قطره آب^۳ (WDPT) اندازه گیری شد. نتایج نشان داد که بیوپچار تولید شده از چوب راش و در اندازه کوچک تر، توانایی بیش تری در کاهش آب گریزی خاک داشت. همچنین بیوپچارهای تولید شده در دماهای بیش تر پیرولیز به دلیل واکنش بهتر بین گروه های عامل بیوپچار و نفت خام، تأثیر بیش تری در کاهش آب گریزی خاک داشتند. کاربرد ۲ درصد بیوپچار به طور معنی داری سبب کاهش آب گریزی خاک شد (۷). در پژوهش دیگری هالین و همکاران (۲۰۱۵) به بررسی اثر افزودن بیوپچار بر WDPT پرداختند. پتانسیل بیوپچار به عنوان یک اصلاح کننده فیزیکی آب گریزی خاک با کاربرد آن در دو اندازه بیوپچار درشت (۲۵۰ تا ۲۰۰۰ میکرون) و بیوپچار ریز (کوچک تر از ۲۵۰ میکرون) و در

1. Wettability
2. Pyrolysis

3. Water droplet penetration time

پژوهش گلخانه‌ای، از الک ۶ میلی‌متری عبور داده شدند. بیوپار لجن فاضلاب در دمای ۳۰۰ درجه سلسیوس تهیه شد (۲۱). برخی ویژگی‌های لجن فاضلاب و بیوپار آن در جدول (۱) نشان داده شده است. لجن فاضلاب (S) در مقادیر ۱۰، ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار با خاک‌ها مخلوط شد و به ترتیب با نمادهای S1، S2 و S3 بیان شد. چون فرآیند پیرولیز سبب کاهش جرم بیوپار نسبت به لجن فاضلاب می‌شود و به‌منظور داشتن نتایج قابل مقایسه، میزان کاربرد بیوپار (B) ۷/۳، ۱۴/۵ و ۲۹ تن در هکتار (معادل مقادیر کاربردی لجن فاضلاب) در نظر گرفته شد و به ترتیب با نمادهای B1، B2 و B3 بیان شد. سپس لوله‌های پلی‌اتیلن با قطر داخلی ۲۱/۵ سانتی‌متر و ارتفاع ۶۰ سانتی‌متر با خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب و بیوپار به‌صورت جداگانه و در سه تکرار پر شدند؛ به‌گونه‌ای که ارتفاع ستون‌های خاک ۵۰ سانتی‌متر شد. یک شاهد (بدون کاربرد لجن فاضلاب یا بیوپار) نیز برای هر خاک در نظر گرفته شد. تمام تیمارها در سه تکرار اعمال شدند. در هر ستون سه عدد بذر گیاه ذرت (Single Cross ۷۰۴) کشت شد. پس از رسیدن به مرحله دو برگ، گیاهان به یک عدد در هر ستون کاشت یافت. در نهایت گیاهان ذرت در هر ستون به مدت ۷۸ روز پس از جوانه‌زنی رشد کردند. برنامه آبیاری ستون‌ها شامل مقدار و زمان آبیاری بر اساس اندازه‌گیری‌های دستگاه TDR و با رسیدن رطوبت خاک به ۷۰ درصد گنجایش مزرعه انجام شد. در پایان پژوهش گلخانه‌ای، ریشه‌های گیاهان ذرت هر ستون به آرامی از ستون‌ها خارج شد. به دلیل تراکم بیش‌تر ریشه‌ها در لایه ۱۲/۵ تا ۲۵ سانتی‌متری خاک، خاکدانه‌های (کلوخه‌های) چسبیده به ریشه‌های موجود در این لایه (با قطر حدود ۱ تا ۳ سانتی‌متر) برای تعیین شاخص آب‌گریزی خاک جمع‌آوری شدند.

اندازه‌گیری آب‌گریزی خاک

برای اندازه‌گیری آب‌گریزی خاک از روش جذب پذیری ذاتی^۱ استفاده شد (۳۳). در این روش، آب‌گریزی خاک از طریق

نسبت‌های مختلف بیوپار به خاک (۹۵:۵، ۹۰:۱۰، ۷۵:۲۵ و ۶۰:۴۰) بررسی شد. در این پژوهش از یک خاک بسیار آب‌گریز و یک خاک با آب‌گریزی طبیعی استفاده شد. بر اساس نتایج، وقتی ذرات بیوپار در محدوده اندازه ذرات موجود خاک قرار نداشت، با افزودن مقادیر کم بیوپار (نسبت بیوپار به خاک ۹۵:۵)، افزایش اولیه‌ای در میانگین WDPT و واریانس آن مشاهده شد که به افزایش زبری سطح و جلوگیری از نفوذ به دلیل تعلیق قطره آب در بالای سطح تماس خاک-هوا در چند نقطه آب‌گریز ارتباط داده شد. هر دو اندازه بیوپار سبب کاهش آب‌گریزی خاک شدند، هر چند اثر بیوپار ریز بیش‌تر از بیوپار درشت بود. افزودن ۱۰ درصد بیوپار ریز، آب‌گریزی خاک را به مقدار ۵۰ درصد کاهش داد و مقدار ۲۵ درصد بیوپار موجب از بین رفتن آب‌گریزی شد. جذب مستقیم آب به وسیله بیوپار و افزایش سطح خاک در تماس با آب از جمله مکانیسم‌های مؤثر در این رابطه هستند (۱۳).

علی‌رغم پژوهش‌های انجام شده درباره آثار استفاده از بیوپار بر ویژگی‌های شیمیایی خاک، پژوهش‌های اندکی در مورد بررسی و مقایسه تأثیر لجن فاضلاب و بیوپار آن بر آب‌گریزی و پایداری ساختمان خاک تحت کشت گیاه انجام گرفته است. بنابراین پژوهش حاضر با هدف بررسی اثر لجن فاضلاب و بیوپار تولید شده از آن بر آب‌گریزی و پایداری ساختمان دو خاک با بافت‌های مختلف تحت کشت ذرت انجام شد.

مواد و روش‌ها

تیمار خاک‌ها با لجن فاضلاب و بیوپار

به‌منظور انجام این پژوهش، نمونه‌هایی از دو خاک آهکی با رده‌بندی Typic Haplocambids و بافت‌های لوم رسی و لوم به ترتیب از مناطق فلاورجان (32° 35' 9" N, 51° 31' 45" E) و زیار (32° 30' 57" N, 51° 55' 49" E) در استان اصفهان تهیه شدند (جدول ۱). خاک‌ها ابتدا هوا-خشک شده و سپس برای حفظ خاکدانه‌ها و حداقل تخریب واحدهای ساختمانی در

1. Intrinsic sorptivity method

جدول ۱. ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها پیش از کشت، لجن فاضلاب و بیوچار تولیدشده در دمای ۳۰۰ درجه سلسیوس.

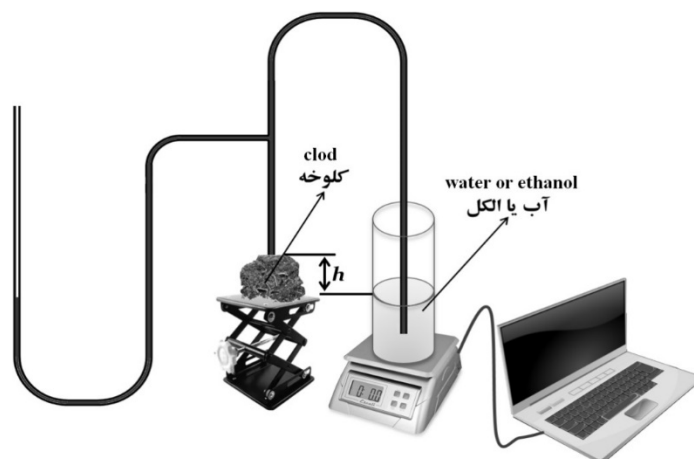
Table 1. Physical and chemical properties of the soils prior to planting, sewage sludge and biochar produced at 300 ° C.

| ویژگی | واحد | خاک فلاورجان | خاک زیار | لجن فاضلاب | بیوچار |
|--------------------------|------------------------|-----------------|-----------|---------------|---------|
| Property | Unit | Falavarjan soil | Ziar soil | Sewage sludge | Biochar |
| شن | kg 100kg ⁻¹ | 22.2 | 42.8 | — | — |
| Sand | | | | | |
| سیلت | kg 100kg ⁻¹ | 47.6 | 41.5 | — | — |
| Silt | | | | | |
| رس | kg 100kg ⁻¹ | 30.2 | 15.7 | — | — |
| Clay | | | | | |
| بافت | — | لوم رسی | لوم | — | — |
| Texture | | | | | |
| پ‌هاش (pH) * | — | 7.5 | 7.6 | 6.8 | 8.2 |
| رسانایی الکتریکی * | dS m ⁻¹ | 0.50 | 0.46 | 2.20 | 0.52 |
| Electrical conductivity | | | | | |
| گنجایش تبادل کاتیونی | cmolc kg ⁻¹ | 15.8 | 13.1 | 99.3 | 191.8 |
| Cation exchange capacity | | | | | |
| نیتروژن کل | kg 100kg ⁻¹ | 0.112 | 0.078 | 3.3 | 2.7 |
| Total nitrogen | | | | | |
| کربن آلی کل | kg 100kg ⁻¹ | 0.56 | 0.63 | 40.8 | 34.0 |
| Total organic carbon | | | | | |
| نسبت کربن به نیتروژن | — | 5 | 8.1 | 12.4 | 12.8 |
| C/N ratio | | | | | |
| فسفر کل | kg 100kg ⁻¹ | — | — | 1.1 | 1.7 |
| Total phosphorous | | | | | |
| پتاسیم کل | kg 100kg ⁻¹ | — | — | 0.20 | 0.26 |
| Total potassium | | | | | |
| فسفر قابل دسترس | mg kg ⁻¹ | 42 | 65 | — | — |
| Available phosphorous | | | | | |
| پتاسیم قابل دسترس | mg kg ⁻¹ | 240 | 109 | — | — |
| Available potassium | | | | | |

*: pH و رسانایی الکتریکی لجن فاضلاب و بیوچار در نسبت ۱ : ۱۰ (وزنی : حجمی) با محلول کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار اندازه‌گیری شد.

یک سر آن به ظرف حاوی مایع متصل است و انتهای دیگر آن که شعاعی برابر ۲ میلی‌متر دارد، در تماس با سطح خاک قرار می‌گیرد. هریک از مایع‌های مورد استفاده با بار ماتریک ثابت (۲- سانتی‌متر برای آب و ۰/۷- سانتی‌متر برای اتانول) به خاک وارد می‌شوند. اساس اندازه‌گیری آب‌گریزی خاک توسط این دستگاه تفاوت در جذب آب و اتانول توسط خاک در ابتدای فرآیند نفوذ است. در این بازه زمانی از فرآیند نفوذ (۰ تا ۱۸۰

اندازه‌گیری جذب‌پذیری آب (Sw) و اتانول ۹۵ درصد (Se) توسط خاک محاسبه می‌شود. برای اندازه‌گیری جذب‌پذیری آب (Sw) و اتانول (Se) به خاک از دستگاه ریز-نفوذسنج^۱ استفاده شد (۱۲) (شکل ۱). جذب‌پذیری آب متأثر از ساختار منافذ و آب‌گریزی خاک ولی جذب‌پذیری اتانول تنها تحت تأثیر ساختار منافذ خاک است. ریز-نفوذسنج دارای لوله‌ای است که



شکل ۱. طرحی از دستگاه ریز-نفوذسنج مورد استفاده برای اندازه‌گیری آب‌گریزی خاک.
Fig. 1. Schematic of a micro-infiltrometer device used to measure soil water repellency.

$$RI = 1.95 \times \frac{S_E}{S_W} \quad (2)$$

که ثابت $1/95$ در رابطه (۲) به دلیل تفاوت کشش سطحی و گرانشی بین آب و اتانول در دمای 20° درجه سلسیوس در نظر گرفته شده است. پس از محاسبه مقدار شاخص آب‌گریزی (RI)، زاویه تماس آب-خاک (β) نیز با رابطه (۳) محاسبه شد:

$$\beta = \arccos\left(\frac{1}{RI}\right) \quad (3)$$

مقدار $\beta = 0^\circ$ به مفهوم آن است که خاک کاملاً آب‌دوست است. هرچه مقدار β افزایش یابد آب‌گریزی خاک نیز افزایش می‌یابد. در $\beta \geq 90^\circ$ خاک‌ها آب‌گریز واقعی هستند. اکثر خاک‌های دنیا در محدوده $0^\circ \leq \beta \leq 90^\circ$ قرار دارند. در خاک‌های کاملاً آب‌دوست، RI برابر واحد است. با افزایش آب‌گریزی خاک به دلیل کاهش S_W ، شاخص آب‌گریزی (RI) افزایش می‌یابد. مقادیر $RI < 1$ ، $1 < RI < 1/95$ و $RI > 50$ به ترتیب بیانگر شرایط آب‌دوستی، آب‌گریزی زیر حد بحرانی و بسیار آب‌گریز هستند (۲۴ و ۳۳).

رس قابل پراکنش در آب^۲ (WDC) به عنوان شاخصی از ناپایداری ساختمان خاک از طریق رسوب‌سنجی و با استفاده از روش نمونه‌برداری میکرو-پیپت اندازه‌گیری شد (۴). در این روش ۴ گرم از نمونه‌های خاک خشک‌شده در آون به آرامی

ثانیه)، جریان بیش‌تر تحت تأثیر گرادیان ماتریک انجام می‌شود و اثر ثقل اهمیت کمی دارد. پارامتر مؤثر در نفوذ ابتدایی، جذب‌پذیری خاک^۱ است که از طریق دبی جریان ماندگار مایع (آب یا اتانول) در مدت زمان کوتاه نفوذ با استفاده از رابطه (۱) محاسبه شد (۱۱):

$$S = \sqrt{\frac{Qf}{4br}} \quad (1)$$

که در آن Q شدت جریان ماندگار مایع (cm^{3-1})، b پارامتر ثابت وابسته به تابع پخشیدگی آب خاک بوده و برابر 0.55 فرض شد، r شعاع انتهای لوله نفوذسنج در تماس با خاک (cm) و f تخلخل پر از هوای خاک (برابر با تخلخل کل در خاکدانه‌های آون-خشک) است. مقدار f با داشتن مقادیر چگالی حقیقی و ظاهری خاک قابل محاسبه است. داده‌های نفوذ به صورت حجم تجمع مایع یا I (cm^3) در برابر زمان یا t (s) رسم شد. سپس مقدار Q از شیب بخش خطی این منحنی که معمولاً در بازه زمانی 30 تا 140 ثانیه رخ می‌دهد محاسبه شد. تمامی اندازه‌گیری‌ها در دمای 20° درجه سلسیوس انجام شد. با محاسبه شاخص جذب‌پذیری برای هر دو مایع آب (S_W) و اتانول (S_E) و استفاده از رابطه (۲) شاخص آب‌گریزی (RI) محاسبه شد:

1. Soil sorptivity

2. Water dispersible clay

جدول ۲. مقایسه میانگین اثر تیمارها بر شاخص آب‌گریزی (RI)، جذب‌پذیری آب (Sw)، جذب‌پذیری اتانول (SE)، زاویه تماس خاک-آب (β)، نسبت کربن آلی به مقدار رس (OC/CC) و رس قابل پراکنش در آب (WDC).

Table 2. Mean comparisons of water repellency index (RI), water sorptivity (Sw), ethanol sorptivity (SE), soil-water contact angle (β), ratio of organic carbon to clay content (OC/CC) and water dispersible clay (WDC) as affected by treatments.

| WDC | OC/CC | β | SE | Sw | RI | نوع تیمار |
|-------------------|--------------------|-------------------|----------------------|----------------------|-------------------|----------------------------|
| % | - | ° | cm s ^{-0.5} | cm s ^{-0.5} | - | |
| 30.2 ^a | 0.0B32 | 34.0 ^c | 0.059 ^c | 0.091 ^a | 1.33 ^c | شاهد (Control) |
| 26.B3 | 0.036 ^a | 64.7 ^a | 0.106 ^a | 0.084 ^b | 2.54 ^a | لجن فاضلاب (Sewage sludge) |
| 25.3 ^c | 0.036 ^a | 62.0 ^b | 0.099 ^b | 0.08B3 | 2.46 ^b | بیوچار (Biochar) |

در هر ستون، میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

In each column, numbers with similar letters are not significantly different (LSD, $p < 0.05$).

به علاوه کربن آلی خاک نیز به روش اکسیداسیون تر با اسید کرومیک و تیتراسیون برگشتی با فروسولفات آمونیوم اندازه‌گیری شد (۲۸). این پژوهش در قالب طرح کاملاً تصادفی و به صورت فاکتوریل اجرا شد. تیمارها شامل دو نوع خاک (لوم رسی و لوم)، دو نوع کود آلی (لجن فاضلاب و بیوچار) و چهار سطح کاربرد با علائم (۰، ۱، ۲ و ۳) بودند. نتایج به روش تجزیه واریانس (ANOVA) با نرم‌افزار SAS تجزیه آماری شد. مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون حداقل تفاوت معنی‌دار (LSD) و در سطح احتمال ۰/۰۵ $p < ۰/۰۵$ صورت پذیرفت.

نتایج و بحث

اثر نوع تیمار و نوع خاک بر شاخص‌های آب‌گریزی (RI، Sw، SE، β)، نسبت کربن آلی به مقدار رس خاک و مقدار رس قابل پراکنش در آب در سطح آماری ۵ درصد معنی‌دار بود. مقدار شاخص آب‌گریزی (RI) خاک در شاهد کم‌تر از ۱/۹۵ بود که بر اساس گروه‌بندی تیلمن و همکاران (۱۹۸۹) (۳۳) و لیپیک و همکاران (۲۰۰۹) (۲۴)، نشان‌دهنده آب‌گریز نبودن این تیمار است (جدول ۲). همچنین آب‌گریزی تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار نیز زیر حد بحرانی بود. مقایسه مقادیر شاخص آب‌گریزی (RI)، جذب‌پذیری اتانول (SE) و زاویه تماس خاک-آب (β) در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار با شاهد نشان داد که مقدار این ویژگی‌ها در تیمارهای آلی به‌طور

درون لوله‌های سانتی‌فوژ به حجم ۴۰ میلی‌لیتر ریخته شد. خاک‌های موجود در لوله‌ها ابتدا با چند قطره آب مقطر مرطوب شده و سپس مقدار ۳۰ میلی‌لیتر آب مقطر به هر لوله افزوده شد. نمونه‌ها به مدت ۶۰ دقیقه و با دور ۹۰ دور در دقیقه به وسیله دستگاه تکان‌دهنده برقی چرخشی تکان داده شدند. یک نمونه نیز به عنوان شاهد (بدون خاک) در نظر گرفته شد. سپس خاک‌های چسبیده به در لوله‌ها نیز به آرامی به درون سوسپانسیون شسته شد. بنابراین حجم نهایی هر لوله تقریباً ۴۰ میلی‌لیتر بود. پس از پایان زمان ته‌نشینی، مقدار ۲/۵ میلی‌لیتر سوسپانسیون از عمق ۲/۵ سانتی متری هر لوله با استفاده از پیپت برداشته شده و درون پتری دیش‌های جداگانه ریخته شد. پتری دیش‌ها درون آون در دمای ۱۰۵ درجه سلسیوس قرار داده شد. پس از خشک شدن کامل، پتری دیش‌ها وزن شده و درصد رس قابل پراکنش در آب بر اساس وزن رس با رابطه زیر محاسبه شد:

$$WDC = 100 \times \left[\frac{RW \times CF}{TW} \right] \quad (4)$$

در این رابطه WDC درصد رس قابل پراکنش، RW جرم ذرات رس قابل پراکنش خشک شده در آون (گرم)، CF نسبت حجم کل سوسپانسیون (۴۰ میلی‌لیتر) به حجم برداشته شده با پیپت (۲/۵ میلی‌لیتر)، و TW جرم رس کل در نمونه خاک مورد استفاده است.

معنی‌داری بیش‌تر از شاهد بود (جدول ۲)، درحالی‌که مقدار جذب‌پذیری آب (S_w) در شاهد به‌طور معنی‌داری نسبت به تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار بیش‌تر بود.

از آنجا که افزودن تیمارهای آلی به خاک می‌تواند سبب ایجاد و افزایش اندازه منافذ شود، تفاوت در شاخص‌های آب‌گریزی (S_w , S_e , β) بین تیمارها می‌تواند به‌دلیل تفاوت در ساختار منافذ خاک باشد که با شاخص S_e قابل بررسی است. همچنین ماده آلی موجود در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار و احتمالاً وجود پوشش‌های آب‌گریز در این دو تیمار می‌تواند دلیل دیگری برای تفاوت مقادیر شاخص‌های آب‌گریزی خاک در این تیمارها باشد. به علاوه مقدار کربن آلی (OC) در خاک‌های پس از برداشت و نیز نسبت کربن آلی به مقدار رس (OC/CC)، شاخص نسبی کربن آلی خاک (مستقل از مقدار رس)، در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از شاهد بود. این عوامل هم می‌توانند سبب افزایش جذب‌پذیری اتانول و در نتیجه افزایش شاخص آب‌گریزی خاک شوند. پژوهش حسینی و همکاران (۲۰۱۵) نیز نشان داد که افزودن بقایای گیاه فسکیوی بلند به خاک در مقادیر ۱ و ۲ درصد سبب کاهش S_w و افزایش S_e و در نتیجه افزایش RI در مقایسه با شاهد شد (۱۶). زاویه تماس خاک-آب (β) رابطه مثبتی با آب‌گریزی خاک دارد. مقدار β در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از شاهد بود (جدول ۲).

نوع تیمار اثر معنی‌داری بر درصد رس قابل پراکنش در آب (WDC) داشت. درصد رس قابل پراکنش در آب در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار به‌طور معنی‌داری کم‌تر از شاهد بود (جدول ۲). مقادیر بیش‌تر شاخص آب‌گریزی در تیمارهای آلی لجن فاضلاب و بیوچار می‌تواند سبب پایداری ساختمان خاک در برابر تنش‌های مرطوب شدن سریع شود (۶). در واقع پوشش‌های آب‌گریز، سبب کاهش سرعت مرطوب شدن خاک و در نتیجه پایداری خاکدانه‌ها می‌شوند. همچنین به‌نظر می‌رسد که افزایش بیش‌تر مقدار کربن آلی کل در خاک‌های پس از

برداشت در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار سبب پایداری بیش‌تر خاکدانه‌ها و کاهش WDC در مقایسه با شاهد شده است. از آنجا که WDC یکی از شاخص‌های ناپایداری خاکدانه‌ها و فرسایش‌پذیری خاک است (۳)، همبستگی منفی و معنی‌داری بین WDC و RI ($r = 0.431$ و $p < 0.01$)، بین WDC و S_e ($r = 0.532$ و $p < 0.01$) و بین WDC و β ($r = 0.485$ و $p < 0.05$) مشاهده شد. احتمالاً افزایش نسبت OC/CC نیز می‌تواند دلیل کاهش WDC باشد، زیرا همبستگی منفی و معنی‌داری بین WDC و OC/CC ($r = 0.727$ و $p < 0.01$) مشاهده شد. نتایج پژوهش حسینی و همکاران (۲۰۱۵) در بررسی اثر نوع بقایا بر مقدار WDC نشان داد که حضور اندوفیت در بقایای فسکیوی بلند در مقایسه با شرایط نبود اندوفیت سبب کاهش WDC (افزایش پایداری ساختمان خاک) شده است (۱۶). امرسون (۱۹۷۱) و ایگو و یودگونام (۲۰۰۸) بیان کردند که با افزایش کربن آلی خاک، مقدار WDC به‌دلیل نقش کربن آلی در ایجاد پیوند بین ذرات خاک و هم‌آوری آن‌ها به‌شدت کاهش می‌یابد (۸ و ۱۸).

جدول (۳) اثر نوع خاک بر RI، شاخص‌های آب‌گریزی (S_w , S_e , β)، OC/CC و WDC را نشان می‌دهد. مقادیر RI و β در خاک لوم رسی (فلاورجان) به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از خاک لوم (زیار) بود. اثر نوع خاک بر S_e معنی‌دار نبود؛ اما با توجه به مقدار بیش‌تر S_e و مقدار کم‌تر S_w در خاک لوم رسی، مقدار RI در این خاک نیز بیش‌تر از خاک لوم بود (جدول ۳ و شکل ۲). بیش‌تر پژوهش‌های انجام‌شده درباره شاخص آب‌گریزی نشان می‌دهند که مقدار RI در خاک‌های ریزبافت کم‌تر از خاک‌های درشت‌بافت است (۱۰ و ۱۶). در مقابل برخی پژوهش‌ها نیز بیانگر بیش‌تر بودن آب‌گریزی در خاک‌های ریزبافت است. کاواموتو و همکاران (۲۰۰۷) گزارش کردند که آب‌گریزی بیش‌تر در خاک‌های رسی می‌تواند به‌دلیل نقش رس در خاکدانه‌سازی و محدود شدن سطح قابل دسترس برای پوشش‌های آب‌گریز به سطوح خارجی خاکدانه‌ها باشد (۲۰). مقدار WDC در خاک با بافت لوم رسی به‌طور

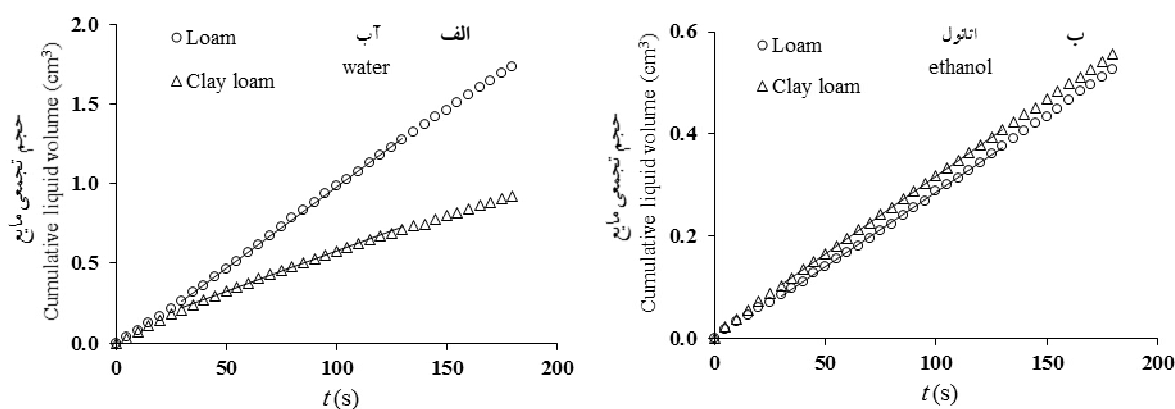
جدول ۳. مقایسه میانگین اثر نوع خاک بر شاخص آب‌گریزی (RI)، جذب‌پذیری آب (Sw)، جذب‌پذیری اتانول (SE)، زاویه تماس خاک-آب (β)، نسبت کربن آلی به مقدار رس خاک (OC/CC) و رس قابل پراکنش در آب (WDC).

Table 3. Mean comparisons of water repellency index (RI), water sorptivity (Sw), ethanol sorptivity (SE), soil-water contact angle (β), ratio of organic carbon to clay content (OC/CC) and water dispersible clay (WDC) as affected by soil type.

| WDC | OC/CC | β | SE | Sw | RI | نوع خاک Soil type |
|-------------------|--------------------|-------------------|----------------------|----------------------|-------------------|---------------------|
| % | - | ° | cm s ^{-0.5} | cm s ^{-0.5} | - | |
| 31.1 ^a | 0.026 ^b | 61.2 ^a | 0.088 ^a | 0.075 ^b | 2.33 ^a | لوم رسی (Clay loam) |
| 23.4 ^b | 0.043 ^a | 53.9 ^b | 0.097 ^a | 0.094 ^a | 2.1B1 | لوم (Loam) |

در هر ستون، میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

In each column, numbers with similar letters are not significantly different (LSD, $p < 0.05$).



شکل ۲. الف) جذب آب و ب) جذب اتانول در برابر زمان (t) در ستون‌های شاهد خاک‌های لوم رسی و لوم.

Fig. 2. a) Water uptake and b) ethanol uptake vs. time (t) in control columns of clay loam and loam soils.

معنی‌داری در مقایسه با خاک لوم بیش‌تر بود. با توجه به اینکه نسبت OC/CC در خاک لوم بیش‌تر از خاک لوم رسی است، می‌توان نتیجه گرفت که به‌ازای واحد جرم رس، کربن آلی بیش‌تری در خاک زیاد وجود دارد که سبب پایداری ساختمانی بیش‌تر (WDC کم‌تر) این خاک می‌شود (جدول ۳). پژوهش‌های دیگری نیز بیان‌کننده رابطه مثبت بین WDC با مقدار رس خاک هستند (۹، ۱۶ و ۱۸).

کاربرد لجن فاضلاب و بیوپچار در تمام مقادیر کاربرد موجب افزایش معنی‌دار شاخص آب‌گریزی خاک در مقایسه با شاهد شد (جدول ۴). در تیمار لجن فاضلاب مقدار RI در تیمار $1 \text{ ton ha}^{-1} < 2 \text{ ton ha}^{-1} < 4 \text{ ton ha}^{-1}$ به‌دست آمد. در تیمار بیوپچار نیز روند تغییرات RI به‌صورت $1 \text{ ton ha}^{-1} < 2 \text{ ton ha}^{-1} < 4 \text{ ton ha}^{-1}$ بود و این تیمارها آب‌گریز نیستند، مقدار Sw در این تیمارها بیش‌تر از SE بود.

اثر برهم‌کنش نوع خاک و نوع تیمار آلی نشان داد که در خاک لوم رسی بیش‌ترین مقدار RI در تیمار لجن فاضلاب و پس از آن در تیمار بیوپچار دیده شد و در هر دو تیمار آلی

معنی‌داری در مقایسه با خاک لوم بیش‌تر بود. با توجه به اینکه نسبت OC/CC در خاک لوم بیش‌تر از خاک لوم رسی است، می‌توان نتیجه گرفت که به‌ازای واحد جرم رس، کربن آلی بیش‌تری در خاک زیاد وجود دارد که سبب پایداری ساختمانی بیش‌تر (WDC کم‌تر) این خاک می‌شود (جدول ۳). پژوهش‌های دیگری نیز بیان‌کننده رابطه مثبت بین WDC با مقدار رس خاک هستند (۹، ۱۶ و ۱۸).

جدول ۴. مقایسه میانگین اثر برهم‌کنش نوع تیمار آلی و مقدار کاربرد بر شاخص آب‌گریزی (RI)، جذب‌پذیری آب (Sw)، جذب‌پذیری اتانول (SE) و زاویه تماس خاک-آب (β).

Table 4. Mean comparisons of interaction effect of organic treatment type and application rate on water repellency index (RI), water sorptivity (Sw), ethanol sorptivity (SE) and soil-water contact angle (β).

| تیمارها (Treatments) | RI | Sw | SE | β |
|----------------------|-------------------|----------------------|----------------------|--------------------|
| - | - | cm s ^{-0.5} | cm s ^{-0.5} | ° |
| S1 | 1.86 ^e | 0.093 ^{ab} | 0.087 ^c | 56.02 ^c |
| S2 | 2.49 ^c | 0.088 ^b | 0.11B2 | 66.09 ^b |
| S3 | 3.27 ^b | 0.072 ^c | 0.119 ^b | 71.97 ^a |
| B1 | 1.53 ^f | 0.101 ^a | 0.078 ^c | 48.40 ^d |
| B2 | 2.32 ^d | 0.074 ^c | 0.088 ^c | 64.14 ^b |
| B | 3.53 ^a | 0.072 ^c | 0.132 ^a | 73.49 ^a |
| C | 1.33 ^g | 0.09B1 | 0.59 ^d | 34.02 ^e |

تیمارهای S1، S2 و S3 به‌ترتیب نشان‌دهنده کاربرد مقادیر ۱۰، ۲۰ و ۴۰ تن در هکتار لجن فاضلاب، تیمارهای B1، B2 و B3 به‌ترتیب بیانگر کاربرد ۷/۳، ۱۴/۵ و ۲۹ تن در هکتار بیوچار و C نشان‌دهنده شاهد است. در هر ستون، میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

S1, S2 and S3 treatments indicate the application of 10, 20 and 40 tons per hectare of sewage sludge, respectively, B1, B2 and B3 treatments indicate the application of 7.3, 14.5 and 29 tons per hectare biochar respectively, and C indicates control. In each column, numbers with similar letters are not significantly different (LSD, $p < 0.05$).

جدول ۵. مقایسه میانگین اثر برهم‌کنش نوع خاک و نوع تیمار آلی بر شاخص آب‌گریزی (RI)، جذب‌پذیری آب (Sw)، جذب‌پذیری اتانول (SE)، زاویه تماس خاک-آب (β)، نسبت کربن آلی به مقدار رس (OC/CC) و رس قابل پراکنش در آب (WDC).

Table 5. Mean comparisons interaction effect of soil type and organic treatment type on water repellency index (RI), water sorptivity (Sw), ethanol sorptivity (SE), soil-water contact angle (β), ratio of organic carbon to clay content (OC/CC) and water dispersible clay (WDC).

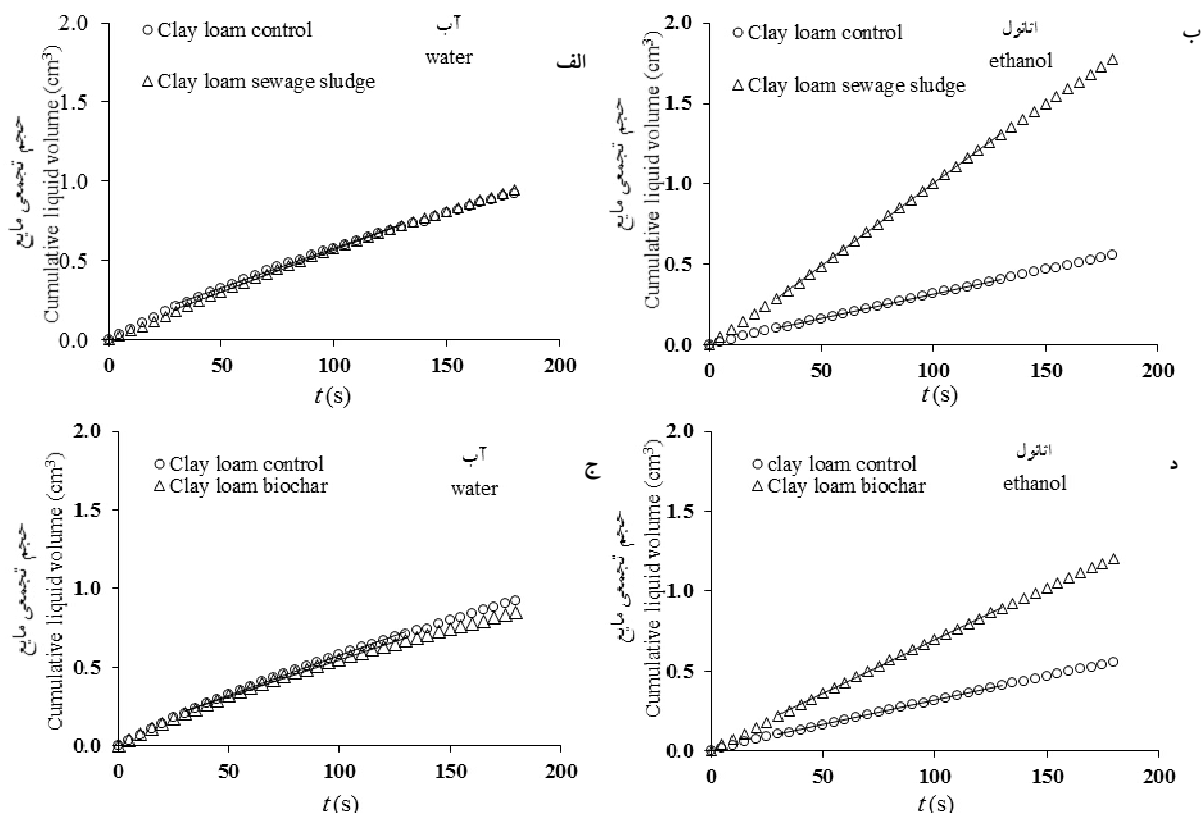
| نوع خاک (Soil type) | نوع تیمار آلی (Organic treatment type) | RI | Sw | SE | β | OC/CC | WDC |
|---------------------|----------------------------------------|-------------------|----------------------|----------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| | | - | cm s ^{-0.5} | cm s ^{-0.5} | ° | - | % |
| لوم رسی (Clay loam) | لجن فاضلاب (Sewage sludge) | 2.81 ^a | 0.077 ^c | 0.109 ^{ab} | 68.19 ^a | 0.028 ^c | 31.16 ^a |
| | بیوچار (Biochar) | 2.38 ^c | 0.074 ^c | 0.088 ^c | 62.38 ^b | 0.027 ^c | 30.83 ^a |
| | شاهد (Control) | 1.61 ^e | 0.076 ^c | 0.063 ^d | 51.36 ^c | 0.023 ^d | 31.57 ^a |
| لوم (Loam) | لجن فاضلاب (Sewage sludge) | 2.27 ^d | 0.09B1 | 0.10B3 | 61.19 ^b | 0.044 ^a | 25.76 ^c |
| | بیوچار (Biochar) | 2.45 ^b | 0.09B1 | 0.111 ^a | 61.64 ^b | 0.045 ^a | 19.75 ^d |
| | شاهد (Control) | 1.05 ^f | 0.106 ^a | 0.057 ^d | 16.67 ^d | 0.04B1 | 28.87 ^b |

در هر ستون، میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند بر اساس آزمون LSD در سطح ۵ درصد اختلاف معنی‌دار ندارند.

In each column, numbers with similar letters are not significantly different (LSD, $p < 0.05$).

جذب آب در تیمارهای آلی و شاهد مشابه بود، اما SE در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از شاهد بود. باوجود عدم تفاوت معنی‌دار از نظر Sw بین تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار خاک زیار، مقدار SE در تیمار بیوچار بیش‌تر از تیمار لجن فاضلاب بود (جدول ۵). در

بیش‌تر از شاهد بود (جدول ۵). در خاک لوم مقدار RI روند بیوچار < لجن فاضلاب < شاهد را داشت. همان‌طور که در جدول (۵) نشان داده شده است، مقادیر Sw در خاک لوم رسی تفاوت معنی‌داری بین تیمارهای لجن فاضلاب، بیوچار و شاهد نداشت. بر اساس شکل (۳)، در خاک لوم رسی شیب منحنی



شکل ۳. الف) جذب آب و ب) جذب اتانول در برابر زمان (t) در تیمارهای شاهد و لجن فاضلاب، و ج) جذب آب و د) جذب اتانول در برابر زمان در شاهد و تیمار بیوپچار در خاک لوم رسی.

Fig. 3. a) Water uptake and b) ethanol uptake vs. time in control and sewage sludge treatments, and c) water uptake and d) ethanol uptake vs. time (t) in control and biochar treatment of clay loam soil.

(β) خاک شد. این یافته می‌تواند به دلیل ایجاد و افزایش اندازه منافذ خاک با کاربرد تیمارهای لجن فاضلاب و بیوپچار در مقایسه با شاهد باشد. به علاوه وجود پوشش‌های آب‌گریز در این دو تیمار و یا مقدار بیش‌تر نسبت کربن آلی به مقدار رس (OC/CC) در خاک‌های پس از برداشت در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوپچار می‌توانند از دلایل احتمالی تفاوت مقدار شاخص‌های آب‌گریزی خاک در این تیمارها با شاهد باشند. در تیمارهای لجن فاضلاب، شاخص آب‌گریزی خاک به ترتیب $40 \text{ ton ha}^{-1} < 20 \text{ ton ha}^{-1} < 10 \text{ ton ha}^{-1}$ بود. در تیمار بیوپچار نیز روند $29 \text{ ton ha}^{-1} < 14/5 \text{ ton ha}^{-1} < 7/3 \text{ ton ha}^{-1}$ برای شاخص RI مشاهده شد. ولی درصد رس قابل پراکنش (WDC)، به عنوان شاخص ناپایداری ساختمان خاک، در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوپچار به طور معنی‌داری کم‌تر از

خاک لوم تفاوت معنی‌داری از نظر β بین تیمارهای لجن فاضلاب و بیوپچار دیده نشد، اما روند تغییرات β در خاک لوم رسی مشابه تغییرات RI بود. مقادیر WDC در خاک لوم رسی تفاوت معنی‌داری بین تیمارها نداشت، درحالی که در خاک لوم با کاربرد تیمارهای آلی (به ویژه بیوپچار) به طور معنی‌داری نسبت به شاهد کاهش یافت.

نتیجه‌گیری

مقدار شاخص آب‌گریزی خاک (RI) در شاهد کم‌تر از ۱/۹۵ بود که نشان‌دهنده آب‌گریز نبودن این تیمار است. همچنین مقدار شاخص RI در تیمارهای لجن فاضلاب و بیوپچار زیر حد بحرانی بود. کاربرد لجن فاضلاب و بیوپچار موجب افزایش معنی‌دار RI، جذب‌پذیری اتانول (S_e) و زاویه تماس خاک-آب

شاهد بود. مقادیر RI و β در خاک لوم رسی به‌طور معنی‌داری بیش‌تر از خاک لوم بود. در خاک لوم رسی بیش‌ترین مقدار RI در تیمار لجن فاضلاب و پس از آن در تیمار بیوچار دیده شد و در هر دو تیمار آلی بیش‌تر از شاهد بود. در خاک لوم، مقدار RI روند بیوچار < لجن فاضلاب < شاهد را داشت. با توجه به نتایج، استفاده از تیمارهای لجن فاضلاب و بیوچار آن سبب افزایش آب‌گریزی خاک (البته مقادیر RI زیر حد بحرانی بود) شده و منجر به افزایش پایداری ساختمان خاک می‌شود.

منابع مورد استفاده

1. Afyuni, M., Rezaeinejad, Y., Schulin, R., 2006. Extractability and plant uptake of Cu, Zn, Pb and Cd from a sludge-amended Haplargid in central Iran. *Arid Land Research and Management* 20: 29–41.
2. Basso, A.S., Miguez, F.E., Laird, D.A., Horton, R., Westgate, M., 2013. Assessing potential of biochar for increasing water-holding capacity of sandy soils. *GCB Bioenergy* 5: 132–143.
3. Brubaker, S.C., Holzhey, C.S., Brasher, B. R., 1992. Estimating the water-dispersible clay content of soils. *Soil Science Society of America Journal* 56: 1226–1232.
4. Burt, R., Reinsch, T.G., Miller, W.P., 1993. A micro-pipette method for water dispersible clay. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 24: 2531–2544.
5. Caballero, J.A., Front, R., Marcilla, A. Conesa, J. A., 1997. Characterization of sewage sludges by primary and secondary pyrolysis. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 40-41: 433–450.
6. Czarnes, S., Hallett, P.D., Bengough, A.G., Young, I.M., 2000. Root and microbial-derived mucilages affect soil structure and water transport. *European Journal of Soil Science* 51: 435–443.
7. Ebrahimzadeh Omran, S., Shorafa, M., Zolfaghari, A.A., Ashraf SoltaniToolarood, A., 2020. The effect of biochar on severity of soil water repellency of crude oil-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research* 27: 6022–6032.
8. Emerson, W.W., 1971. Determination of the contents of clay-sized particles in soils. *Journal of Soil Science* 22: 50–59.
9. Etana, A., Rydberg, T., Arvidsson, J., 2009. Readily dispersible clay and particle transport in five Swedish soils under long-termshallow tillage and mouldboard ploughing. *Soil & Tillage Research* 106: 79–84.
10. Hallett, P.D., 2008. A brief overview of the causes, impacts and amelioration of soil water repellency– a review. *Soil & Water Research* 3: S21–S29.
11. Hallett, P.D., Baumgartl, T., Young, I.M., 2001. Subcritical water repellency of aggregates from a range of soil management practices. *Soil Science Society of America Journal* 65: 184–190.
12. Hallett, P.D., Young, I.M., 1999. Change to water repellence of soil aggregates caused by substrate-induced microbial activity. *European Journal of Soil Science* 50: 35–40.
13. Hallin, I.L., Douglas, P., Doerr, S.H., Bryant, R., 2015. The effect of addition of a wettable biochar on soil water repellency. *European Journal of Soil Science* 66(6): 1063–1073.
14. Hillel, D., 1980. Application of Soil Physics. Academy Press, New York, 385 p.
15. Hospido, A., Moreira, M.T., Martin, M., Rigola, M., Feijoo, G., 2005. Environmental evaluation of different treatment processes for sludge from urban wastewater treatments: anaerobic digestion versus thermal process. *International Journal of Life Cycle Assessment* 10(5): 336–345.
16. Hosseini, F., Mosaddeghi, M.R., Hajabbasi, M.A., Sabzalian, M.R., 2015. Aboveground fungal endophyte infection in tall fescue alters rhizosphere chemical, biological, and hydraulic properties in texture-dependent ways. *Plant and Soil* 388: 351–366.
17. Hwang, I.H., Ouchi, Y., Matsuto, T., 2007. Characteristics of leachate from pyrolysis residue of sewage sludge. *Chemosphere* 68: 1913–1919.
18. Igwe, C.A., Udegbumam, O.N., 2008. Soil properties influencing water-dispersible clay and silt in an Ultisol in southern Nigeria. *International Agrophysics* 22: 319–325.
19. Jeffery, S., Meinders, M.B.J., Stoof, C.R., Bezemer, T.M., van de Voorde, T.F.J., Mommer, L., van Groenigen, J.W., 2015. Biochar application does not improve the soil hydrological function of a sandy soil. *Geoderma* 251-252: 47–54.
20. Kawamoto, K., Moldrup, P., Komatsu, T., De Jonge, L.W., Oda, M., 2007. Water repellency of aggregate size fractions of a volcanic ash soil. *Soil Science Society of America Journal* 71: 1658–1666.
21. Khanmohammadi, Z., Afyuni, M., Mosaddeghi, M.R., 2015. Effect of pyrolysis temperature on chemical and physical properties of sewage sludge biochar. *Waste Management and Research* 33: 275–283.
22. Knowles, O.A., Robinson, B.H., Contangelo, A., Clucas, L., 2011. Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Science of the Total Environment* 409(17): 3206–3210.

23. Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., Skjemstad, J.O., Thies, J., Luizao, F.J., Petersen, J., Neves, E.G., 2006. Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal* 70(5): 1719–1730.
24. Lipiec, J., Wojciga, A., Horn, R., 2009. Hydraulic properties of soil aggregates as influenced by compaction. *Soil & Tillage Research* 103: 170–177.
25. Major, J., Rondon, M., Molina, D., Riha, S.J., Lehmann, J., 2010. Maize yield and nutrition during 4 years after biochar application to a Colombian Savanna Oxisol. *Plant and Soil* 333(1–2): 117–128.
26. Martinsen, V., Mulder, J., Shitumbanuma, V., Sparrevik, M., Børresen, T., Cornelissen, G., 2014. Farmer-led maize biochar trials: Effect on crop yield and soil nutrients under conservation farming. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177: 681–695.
27. Mukherjee, A., Lal, R., 2013. Biochar impacts on soil physical properties and greenhouse gas emissions. *Agronomy* 3: 313–339.
28. Nelson, D.W., Sommers, L.E., 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In: Page, A.L., Miller, R.H., Keeney, D.R. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2: Chemical Methods*. Agronomy Monographs, SSSA/ASA, Madison, WI, pp. 539–579.
29. Ojeda, G.S., Mattana Alcaniz, J.M., Marando, G., Bonmati, M., Woche, S.K., Bachmann, J., 2010. Wetting process and soil water retention of a mine soil amended with composted and thermally dried sludges. *Geoderma* 156: 399–409.
30. Page-Dumroese, D., Robichaud, P., Brown, R., Tirocke, J., 2015. Water repellency of two forest soils after biochar addition. *Transactions of the ASABE* 58: 335–342.
31. Sanchez Monedero, M.A., Mondini, C.D., De Nobili, M., Leita, L., Roig, A., 2004. Land application of biosolids: soil response to different stabilization degree or treated organic matter. *Waste Management* 24: 325–332.
32. Strezov, V., Evans, T.J., 2009. Thermal processing of paper sludge and characterization of its pyrolysis products. *Waste Management* 29: 1644–1648.
33. Tillman, R.W., Scotter, D.R., Wallis, M.G., Clothier, B.E., 1989. Water repellency and its measurement by using intrinsic sorptivity. *Australian Journal of Soil Research* 27: 637–644.
34. Uzoma, K.C., Inoue, M., Andry, H., Fujimaki, H., Zahoor, A., Nishihara, E., 2011. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil condition. *Soil Use and Management* 27: 205–212.
35. Verheijen, F.G.A., Jeffery, S., Bastos, A.C., van der Velde, M., Diafas, I., 2010. Biochar application to soils: A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. EUR 24099 EN, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 149 pp.
36. Woolf, D., Amonette, J.E., Street-Perrott, F.A., Lehmann, J., Joseph, S., 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communication* 1(56): 1–9.
37. Yi, S., Witt, B., Chiu, P., Guo, M., Imhoff, P., 2015. The origin and reversible nature of poultry litter biochar hydrophobicity. *Journal of Environmental Quality* 44: 963–971.



Effect of Sewage Sludge and Its Biochar Application on Water Repellency and Structural Stability of Two Calcareous Soils under Corn Cultivation

Z. Khanmohammadi^{1,2*}, M. Afyuni¹ and M. R. Mosaddeghi¹

(Received: 23 January 2022; Accepted: 12 February 2022)

Abstract

Sewage sludge has positive effects on chemical and physical properties of soil. Biochar production from sewage sludge, while having positive effects on the soil, can lead to its effective management, especially in relation to the environment. The objective of this study was to investigate the effect of sewage sludge and its biochar on water repellency and structural stability of two calcareous soils with clay loam and loam texture under corn cultivation. Sewage sludge was mixed with soils in the rates of 10, 20 and 40 t ha⁻¹ (S1, S2 and S3). The equivalent application rates of biochar were 7.3, 14.5 and 29 t ha⁻¹ (B1, B2 and B3). At the end of corn growing period, soil water repellency was measured by the intrinsic sorptivity method. Water-dispersible clay (WDC) was also measured as an indicator of soil structural instability. Results showed that the water repellency index (RI), ethanol sorptivity (S_E) and soil-water contact angle (β) were significantly higher in sewage sludge and biochar treatments than those of control. However, the WDC in the sewage sludge and biochar treatments was significantly lower than the control. The values of RI and β in the clay loam soil were significantly higher than the loam soil. In both sewage sludge and biochar treatments, an increment in the application rate increased the RI. In the clay loam soil, the highest RI and S_E were observed in the sewage sludge and then in the biochar treatment; while in the loam soil, the RI had the trend of biochar > sewage sludge > control. Overall, the results indicated that the use of organic treatments such as sewage sludge and its biochar would increase sub-critical soil water repellency and structural stability.

Keywords: Biochar, Sewage sludge, Water repellency index, Intrinsic sorptivity method, Ethanol sorptivity, Water sorptivity.

Background and Objective: Biochar, a product of the biomass pyrolysis process under limited oxygen conditions, can be used as a soil amendment, has the potential for soil carbon sequestration and helps to reduce global climate change (5). Biochar application might have positive effects on soil physical and chemical properties (3). Pyrolysis can potentially be a good method for sewage sludge management, in comparison with conventional landfilling methods and direct application in the farms (2). Few studies have been done on the effect of biochar on the soil physical properties (e.g., water repellency and structural stability) under plant cultivation. Therefore, the present study was conducted to investigate the effect of sewage sludge and its biochar on water repellency and structural stability of two soil types under corn planting.

1- Department of Soil Science, College of Agriculture, Isfahan University of Technology.

2- Department of Soil and Water Research, Isfahan Agricultural Research, Education and Extension Organization.

*: Corresponding author Email: z.khanmohammadi@areeo.ac.ir

Methods: The samples of two calcareous soils with the classification of Typic Haplocambids and clay loam and loam textures were collected from Falavarjan (32 ° 35 '9 "N, 51 ° 31' 45" E) and Ziar (32° 30' 57" N, 51° 55 49" E) regions in Isfahan province, respectively. Sewage sludge was mixed with the soils in the rates of 10, 20 and 40 ton ha⁻¹ (S1, S2 and S3). The application rates of biochar (B) were 7.3, 14.5 and 29 ton ha⁻¹ (B1, B2 and B3). At the end of corn growing period, soil water repellency was measured by the intrinsic sorptivity method (4). In this method, water repellency index (RI) and soil-water contact angle (β) were calculated by measuring the sorptivity of water (S_w) and 95% ethanol (S_E) by aggregates. Water-dispersible clay (WDC) was also measured as an indicator of soil structural instability (1). The experiment was analyzed as a factorial arrangement in a completely randomized design and three replications.

Results: The RI values in the control soils were less than 1.95, indicating that they are not hydrophobic. The RI values of sewage sludge and biochar treatments were also sub-critical. The RI, S_E and β were significantly greater in the sewage sludge and biochar treatments when compared with the control. However, the WDC in the sewage sludge and biochar treatments was significantly lower than the control. The RI and β values in clay loam soil were significantly higher than in loam soil. Higher hydrophobicity in clay soils may be due to the role of clay in aggregate formation and the surfaces accessible for hydrophobic coatings limited to the external surfaces of aggregates. In both sewage sludge and biochar treatments, the trend of RI values at different application levels was: level 3 > level 2 > level 1. The highest RI was observed in the biochar treatment with an application rate of 29 ton ha⁻¹, while the order of RI values in the treatments was S1 > B1 and S2 > B2. The RI values in the S1, B1 and control were less than 1.95 (i.e., not hydrophobic). In clay loam soil, the order of RI values was: sewage sludge > biochar > control. In loam soil, however, it had the trend of biochar > sewage sludge > control.

Conclusions: Sewage sludge and its biochar application caused a significant increase in RI when compared with control. Developing and increasing the size of soil pores and presence of hydrophobic coatings might explain the differences of soil water repellency indices in the organic treatments vs. control. In addition, the organic carbon content (OC) in the post-harvest soils and the ratio of organic carbon to clay content (OC/CC) in the sewage sludge and biochar treatments were significantly higher than in the control. However, the values of RI in the sewage sludge and biochar treatments were below the critical level and increased the soil structural stability.

References:

1. Burt, R., Reinsch, T.G., Miller, W.P., 1993. A micro-pipette method for water dispersible clay. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 24: 2531–2544.
2. Hwang, I.H., Ouchi, Y., Matsuto, T., 2007. Characteristics of leachate from pyrolysis residue of sewage sludge. *Chemosphere* 68: 1913–1919.
3. Knowles, O.A., Robinson, B.H., Contangelo, A., Clucas, L., 2011. Biochar for the mitigation of nitrate leaching from soil amended with biosolids. *Science of the Total Environment* 409(17): 3206–3210.
4. Tillman, R.W., Scotter, D.R., Wallis, M.G., Clothier, B.E., 1989. Water repellency and its measurement by using intrinsic sorptivity. *Australian Journal of Soil Research* 27: 637–644.
5. Woolf, D., Amonette, J.E., Street-Perrott, F.A., Lehmann, J., Joseph, S., 2010. Sustainable biochar to mitigate global climate change. *Nature Communication* 1(56): 1–9.