

Effects of the use of sodium dodecylbenzene sulfonate (SDBS) on some soil attributes

Ali Barzegar Ganbary¹, Shahin Oustan^{*2}, Nasser Aliasgharzad³,
Mohammadreza Neyshabouri⁴, Ali Lotfollahi Markid⁵

1. M.Sc. Graduate, Dept. Soil Science and Engineering, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: alibarzegar41@yahoo.com
2. Corresponding Author, Professor, Dept. Soil Science and Engineering, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: oustan@hotmail.com
3. Professor, Dept. Soil Science and Engineering, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: n-aliasghar@tabrizu.ac.ir
4. Professor, Dept. Soil Science and Engineering, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: neysmhr@hotmail.com
5. Laboratory Expert, Dept. Soil Science and Engineering, University of Tabriz, Tabriz, Iran. E-mail: lotfollahimarkid@gmail.com

Article Info

Article type:
Full Length Research Paper

Article history:
Received: 11.08.2023
Revised: 03.07.2024
Accepted: 03.10.2024

Keywords:
Aggregate stability,
Available sulfate,
Dissolved organic matter
index,
Greywater,
Surfactant

ABSTRACT

Background and Objectives: Sodium dodecyl benzene sulfonate (SDBS) as an anionic surfactant may be added to the soil by the use of wastewater, sewage sludge and pesticides and affects its physical, chemical and biological properties. This study aimed to evaluate the impacts of SDBS on some chemical and physical attributes of loam-textured soil.

Materials and Methods: In this study, the effect of SDBS as a between-subject factor at four levels (0, 0.01, 0.05 and 0.25 %) and the effect of time as a within-subject variable at eleven levels (0.25, 2, 7, 14, 21, 28, 35, 49, 63, 77 and 91 days) on soil pH, EC, available Fe, Mn, Zn and Cu, dissolved organic matter index and organic carbon were investigated in a repeated measures design with three replications. The effects of SDBS application on SAR, available sulfate, saturation percentage, bulk density and aggregate stability index were assessed in a completely randomized design after 95 days with three replications. For this purpose, 15 kg of the soil was placed in each of 12 polyethylene containers. Then, SDBS solutions at the levels mentioned above were sprayed on the soils, and the soils were incubated at room temperature for 95 days. The interior of the container was separated into two parts by a perforated wall to take undisturbed and disturbed soil samples for physical and chemical soil attributes, respectively. Finally, the properties of the sampled soils were determined at the above time points.

Results: The pH and EC values decreased and increased over the incubation period, respectively. The pH of the soil at the 0.25% SDBS level was first lower and then higher than that of the control. The final soil EC values at the 0.01, 0.05 and 0.25% SDBS levels (543.3, 693.7 and 786 $\mu\text{S cm}^{-1}$) were higher than control (513.3 $\mu\text{S cm}^{-1}$). The concentration of available Fe at the 0, 0.01, 0.05 and 0.25% SDBS levels within the first 6 hours of the incubation period (3.51, 3.88, 4.02 and 4.56 mg kg^{-1}) decreased to a nearly constant concentration after 63 days (2.19 mg kg^{-1}). From now on, an increase was observed only for 0.01 and 0.05% SDBS levels. The concentration of available Mn also decreased with time. However, the direct relationship between the available concentration of this metal cation and the SDBS level was observed only in the first week of the incubation period. After that, the changes were irregular. In contrast, such a direct relationship for Zn was absent at the beginning of the experiment but

observed at the last month of the incubation period. The first decreasing and then increasing trend in available metal concentration was also observed for Cu, but the interaction between the SDBS level and time was not significant. The available concentration of all four cationic metals increased with increasing the level of added SDBS, and the observed order was $Zn < Fe < Mn \approx Cu$, on average. The dissolved organic matter index showed the soil concentration changes of SDBS were more regular than soil organic carbon. Furthermore, soil available sulfate and SAR significantly increased with increasing the SDBS added level. Among the soil's physical attributes, only aggregate stability significantly decreased at the 0.25% SDBS level.

Conclusion: In general, results showed that the effect of SDBS addition on the temporal changes of soil available Fe, Mn, Zn and Cu was different for each metal. Therefore, changes in available forms of metal ions in the soils after the addition of greywater may not be due solely to their presence in greywater; surfactant alone can be responsible for these changes. The soil EC and SAR significantly increased with increasing the SDBS level. However, aggregate stability decreased significantly only at the highest level of SDBS.

Cite this article: Barzegar Ganbary, Ali, Oustan, Shahin, Aliasgharzad, Nasser, Neyshabouri, Mohammadreza, Lotfollahi Markid, Ali. 2024. Effects of the use of sodium dodecylbenzene sulfonate (SDBS) on some soil attributes. *Journal of Soil Management and Sustainable Production*, 14 (2), 25-45.



© The Author(s).

DOI: 10.22069/EJSMS.2024.21898.2125

Publisher: Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources



تأثیر کاربرد سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) بر برخی ویژگی‌های خاک

علی برزگر گنبری^۱، شاهین اوستان^{۲*}، ناصر علی اصغرزاد^۳، محمدرضا نیشابوری^۴، علی لطف‌الهی مرکید^۵

۱. دانش‌آموخته کارشناسی ارشد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: alibarzegar41@yahoo.com

۲. نویسنده مسئول، استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: oustan@hotmail.com

۳. استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: n-aliasghar@tabrizu.ac.ir

۴. استاد گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: neyshmr@hotmail.com

۵. کارشناس آزمایشگاه گروه علوم و مهندسی خاک، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران. رایانامه: lotfollahimarkid@gmail.com

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله:	سابقه و هدف: سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) به‌عنوان یک سورفکتانت آنیونی از طریق آب خاکستری، لجن فاضلاب و آفت‌کش‌ها وارد خاک شده و ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را متأثر می‌سازد. هدف از این مطالعه بررسی اثر SDBS بر برخی ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی یک خاک لوم بود.
تاریخ دریافت:	۱۴۰۲/۰۸/۱۷
تاریخ ویرایش:	۱۴۰۲/۱۲/۱۷
تاریخ پذیرش:	۱۴۰۲/۱۲/۲۰
واژه‌های کلیدی:	مواد و روش‌ها: در این پژوهش، اثر SDBS به‌عنوان عامل بین‌موردی در چهار سطح (۰، ۰/۰۱، ۰/۰۵ و ۰/۲۵ درصد) و اثر زمان به‌عنوان متغیر درون‌موردی در یازده سطح (۰/۲۵، ۰/۲، ۰/۷، ۱/۴، ۲/۱، ۲/۸، ۳/۵، ۴/۹، ۶/۳، ۷/۷ و ۹/۱ روز) بر ویژگی‌های EC، pH، آهن، منگنز، روی و مس فراهم، شاخص مواد آلی محلول و کربن آلی در قالب طرح اندازه‌گیری‌های مکرر با سه تکرار بررسی شدند. بررسی اثر کاربرد SDBS بر غلظت سولفات فراهم خاک، نسبت جذب سدیم، درصد اشباع، چگالی ظاهری و شاخص پایداری خاکدانه در قالب طرح کاملاً تصادفی، در پایان ۹۵ روز انکوبه‌کردن خاک‌ها در سه تکرار انجام شد. بدین‌منظور، ۱۵ کیلوگرم خاک در ۱۲ ظرف پلی‌اتیلنی ریخته شد. سپس، محلول SDBS در سطوح یادشده اسپری شده و خاک‌ها به‌مدت ۹۵ روز در دمای اتاق نگهداری گردیدند. خاک داخل ظروف با استفاده از یک صفحه مشبک به دو بخش برای نمونه‌برداری‌های دست‌نخورده (ویژگی‌های فیزیکی) و دست‌خورده (ویژگی‌های شیمیایی) تقسیم گردید. نهایتاً، ویژگی‌های خاک در روزهای یادشده مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند.
آب خاکستری، پایداری خاکدانه، سورفکتانت، سولفات فراهم، شاخص مواد آلی محلول	یافته‌ها: مقادیر pH و EC خاک در طی مدت انکوبه‌کردن برای همه سطوح SDBS به‌ترتیب کاهشی و افزایشی بودند. pH خاک در سطح ۰/۲۵ درصد SDBS، ابتدا بیش‌تر و سپس کم‌تر

از شاهد بود. مقادیر نهایی EC خاک برای سطوح ۰/۰۱، ۰/۰۵ و ۰/۲۵ درصد SDBS (۰/۴۳/۳)، ۶۹۳/۷ و $۷۸۶/۰ \mu\text{S cm}^{-1}$ بیش‌تر از شاهد ($۵۱۳/۳ \mu\text{S cm}^{-1}$) بودند. غلظت آهن فراهم برای سطوح صفر، ۰/۰۱، ۰/۰۵ و ۰/۲۵ درصد SDBS به‌ترتیب از ۳/۵۱، ۳/۸۸، ۴/۰۲ و $۴/۵۶ \text{ mg kg}^{-1}$ در شش ساعت اول انکوبه‌کردن به حد تقریباً ثابت $۲/۱۹ \text{ mg kg}^{-1}$ در روز شصت و سوم کاهش یافت. از این زمان به بعد، فقط برای دو سطح ۰/۰۱ و ۰/۰۵ درصد SDBS یک افزایش مشاهده شد. غلظت منگنز فراهم خاک نیز با زمان کاهش یافت. با این حال، رابطه مستقیم بین غلظت فراهم این کاتیون فلزی و سطح کاربرد SDBS فقط در هفته اول انکوبه‌کردن مشاهده شد و بعد از آن تغییرات نامنظم بود. برعکس، این رابطه مستقیم برای فلز روی در ابتدای آزمایش وجود نداشت و فقط در ماه آخر انکوبه‌کردن مشاهده شد. روند کاهش و به‌دنبال آن افزایش غلظت فراهم فلز برای مس نیز مشاهده شد ولی اثر متقابل SDBS و زمان معنادار نبود. غلظت فراهم هر چهار فلز با افزایش سطح SDBS افزایش یافت و این افزایش به‌طور متوسط از ترتیب زیر پیروی کرد: $\text{Zn} < \text{Fe} < \text{Mn} \approx \text{Cu}$. شاخص مواد آلی محلول، تغییرات غلظت SDBS در خاک را به‌نحو منظم‌تری در مقایسه با کربن آلی خاک نشان داد. هم‌چنین، سولفات فراهم خاک و SAR با افزایش سطح SDBS، به‌طور معناداری افزایش یافتند. در بین ویژگی‌های فیزیکی خاک، فقط پایداری خاکدانه در تیمار ۰/۲۵ درصد SDBS به‌طور معناداری کاهش یافت.

نتیجه‌گیری: به‌طور کلی، نتایج نشان داد که تأثیر افزودن SDBS بر تغییرات غلظت فراهم آهن، منگنز، روی و مس در خاک با زمان برای هر فلز متفاوت بود. بنابراین، تغییرات شکل فراهم یون‌های فلزی در خاک بعد از افزودن آب خاکستری، نه تنها به‌دلیل محتوای موجود آن‌ها در آب خاکستری است، بلکه سورفکتانت به‌تنهایی نیز قادر است این تغییرات را ایجاد کند. مقادیر EC و SAR خاک با افزایش سطح SDBS به‌طور معناداری افزایش یافتند. با این حال، پایداری خاکدانه فقط با افزودن بالاترین سطح SDBS به‌طور معناداری کاهش یافت.

استناد: برزگر گنبری، علی، اوستان، شاهین، علی‌اصغرزاد، ناصر، نیشابوری، محمدرضا، لطف‌اللهی مرکید، علی (۱۴۰۳). تأثیر کاربرد سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) بر برخی ویژگی‌های خاک. نشریه مدیریت خاک و تولید پایدار، ۱۴ (۲)، ۲۵-۴۵.

DOI: 10.22069/EJSMS.2024.21898.2125



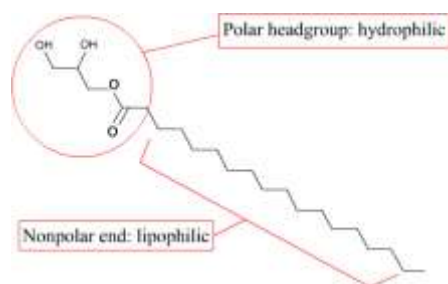
© نویسندگان

ناشر: دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان

مقدمه

سورفکتانت‌ها (عامل‌های فعال در سطح) گروهی متنوع از مواد شیمیایی هستند که با ویژگی‌های پاک‌کنندگی و حل‌کنندگی طراحی شده‌اند. آن‌ها معمولاً مرکب از یک سر قطبی که به خوبی در آب

حل می‌شود و یک دم هیدروکربنی ناقطبی که به راحتی در آب حل نمی‌شود، هستند (شکل ۱). از این رو، سورفکتانت‌ها شامل ویژگی‌های آب‌دوست و آب‌گریز در یک مولکول می‌باشند (۱).



شکل ۱- شمایی از ساختار یک مولکول سورفکتانت.

Figure 1. Schematic illustration of a surfactant molecule structure.

سورفکتانت‌ها از طریق آبیاری با پساب، مصرف لجن فاضلاب و نیز به عنوان امولسیون‌کننده در کودهای مایع و آفت‌کش‌ها وارد خاک می‌شوند (۲). این ترکیبات به عنوان ریزآلاینده‌های آلی^۱ (OMPs) شناخته می‌شوند (۳). سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) یک سورفکتانت آنیونی خیلی رایج با زنجیره آلکیل ۱۲ کربنی بوده و به طور گسترده برای تولید مواد شوینده و شامپو استفاده می‌شود (۴). گاهی این سورفکتانت به میزان زیاد و بدون تصفیه در آب و خاک تخلیه شده و باعث آلودگی محیط‌زیست می‌گردد (۵). گرچه SDBS خیلی سمی نیست، ولی می‌تواند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تغییر دهد. این ویژگی‌ها شامل کشش سطحی آب خاک، ظرفیت نگهداشت آب در خاک، نفوذ عمودی و افقی آب در خاک، ساختمان خاک از جمله تخلخل و خاکدانه‌سازی، pH، ظرفیت تبادل، پتانسیل ریداکس (Eh)، فعالیت‌های زیستی، رشد گیاهان و غیره می‌باشند. در عین حال، سورفکتانت‌ها اثرات

پیچیده‌ای بر رفتار سایر آلاینده‌ها از طریق انحلال و کاتالیز آن‌ها دارند (۶). برهم‌کنش آلاینده‌ها می‌تواند سمیت و زیست‌فراهمی آن‌ها را به طور محسوس تغییر دهد (۷). SDBS ممکن است به آسانی به فلزات سنگین متصل شده و در نتیجه باعث افزایش تحرک دوباره آن‌ها در آب و خاک شود (۱). هم‌چنین، تبادل سورفکتانت‌های آنیونی با گروه‌های عاملی، بار مثبت سطح کلئیدهای خاک را کاهش داده و pH محلول خاک را افزایش می‌دهد (۶). در دهه‌های اخیر آبیاری زمین‌های کشاورزی با پساب (آب خاکستری)^۲ به طور گسترده در تولید محصولات کشاورزی به خصوص در کشورهای در حال توسعه با منابع آبی محدود رایج شده است. هرچند که در کشورهای توسعه‌یافته به دلیل نثر آلاینده‌ها در آب و خاک مورد پذیرش نیست (۳). آب خاکستری به پساب حاصل از مصارف خانگی شامل حمام، رختشویی، ظرفشویی، روشویی و آشپزخانه اطلاق می‌شود. افزایش pH خاک از حدود ۷ به ۸ در اثر مصرف آب خاکستری مشاهده شده

مواد و روش‌ها

خاک مورد استفاده در این پژوهش از عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متری یک باغ در منطقه اسکو نمونه‌برداری شد. همچنین، سورفکتانت مورد استفاده، یک سورفکتانت آنیونی به نام سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) با فرمول $C_{12}H_{25}C_6H_4SO_3Na$ و تولید شرکت سیگما (Sigma) بود.

تعیین برخی ویژگی‌های عمومی خاک: بافت به روش هیدرومتر چهارزمانه (۱۴)، ظرفیت گلدانی^۱ به روش کرکهام (۱۵)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) به روش چپمن (۱۶)، قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در عصاره سوسپانسیون ۱:۲ خاک و آب مقطر (۱۷)، pH در سوسپانسیون ۱:۲ خاک و آب مقطر (۱۸)، کربن آلی (SOC) به روش هضم تر (۱۹) و کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش تیتراسیون برگشتی (۲۰)، اندازه‌گیری شد.

طرح آزمایشی: این آزمایش برای ویژگی‌های pH، EC، آهن، منگنز، روی و مس فراهم، شاخص مواد آلی محلول و کربن آلی خاک به صورت اندازه‌گیری‌های مکرر^۲ با عامل بین‌موردی^۳ SDBS در چهار سطح ۰، ۰/۰۱، ۰/۰۵ و ۰/۲۵ درصد و متغیر درون‌موردی^۴ زمان در در ۱۱ سطح ۰/۲۵، ۲، ۷، ۱۴، ۲۱، ۲۸، ۳۵، ۴۹، ۶۳، ۷۷، ۹۱ روز در سه تکرار در آزمایشگاه اجرا شد. آزمایش بررسی اثر کاربرد SDBS بر غلظت سولفات فراهم خاک، نسبت جذب سدیم، درصد اشباع و شاخص پایداری خاکدانه در قالب طرح کاملاً تصادفی، ۹۵ روز بعد از آغاز انکوبه‌کردن در سه تکرار انجام شد. تجزیه واریانس و مقایسه میانگین‌ها (دانکن در سطح احتمال ۹۵ درصد) با استفاده از نرم‌افزار SPSS انجام شدند. بدین منظور، در ۱۲ ظرف

است (۸). افزایش شوری خاک (از $۷۳۰ \mu S cm^{-1}$ به ۹۰۰) و SAR خاک (از $۱/۲۷$ به $۲/۳۹$) در اثر مصرف آب خاکستری نیز گزارش شده است (۹ و ۱۰). همچنین، گزارش شده است که با مصرف آب خاکستری، غلظت آهن قابل استخراج با $۰/۱ M CaCl_2$ در خاک تحت کشت تریچه از $۰/۳۳ mg kg^{-1}$ به $۰/۶۱ mg kg^{-1}$ افزایش یافته، درحالی‌که غلظت منگنز از $۰/۳۲$ به $۰/۲ mg kg^{-1}$ کاهش یافت (۱۱). رودا و همکاران (۲۰۱۱) نیز مشاهده کردند که غلظت روی (Zn) فراهم قابل استخراج با $۰/۰۱ M EDTA$ در خاک بعد از آبیاری با آب خاکستری از کم‌تر از $mg kg^{-1}$ به بیش از $۱/۵ mg kg^{-1}$ افزایش یافت (۱۲). این افزایش ممکن است به دلیل غلظت بالای Zn در آب خاکستری بوده و یا حاصل تأثیر سورفکتانت بر فراهمی این فلز در خاک باشد. بیش‌تر پژوهش‌های انجام شده در رابطه با حضور SDBS در خاک متوجه سرنوشت این سورفکتانت بوده (۱۳) و اثرات آن بر ویژگی‌های خاک کم‌تر مورد بررسی قرار گرفته است. از آنجایی‌که در ایران مقادیر زیادی از شوینده‌ها از راه‌های مختلف، به‌ویژه توسط قالی‌شویی‌ها که فاضلاب خود را به چاه‌های جذبی و شبکه‌های جمع‌آوری فاضلاب تخلیه نکرده بلکه آن را بدون تصفیه به بیرون هدایت می‌کنند، وارد محیط زیست به‌ویژه محیط‌های خاکی و آب‌های زیرزمینی می‌شود، نیاز است توجه بیشتری به این موضوع شده و پژوهش‌های کافی در این زمینه صورت گیرد. با توجه به این‌که آب خاکستری علاوه بر سورفکتانت حاوی ترکیبات مختلف دیگری است، بنابراین در پژوهش حاضر اثر کاربرد سورفکتانت به‌تنهایی بر برخی از ویژگی‌های خاک مورد بررسی قرار گرفت.

- 1- Pot capacity
- 2- Repeated measures
- 3- Between-subjects factor
- 4- Within-subjects variable

خاک‌ها با استفاده از قیف بوختر عصاره‌گیری شده و در عصاره اشباع، غلظت یون سدیم به روش فلیم‌فوتومتری (Corning 400) و غلظت یون‌های کلسیم و منیزیم به روش جذب اتمی (Shimadzu 6300) اندازه‌گیری شد (۲۳). استخراج سولفات فراهم خاک به روش مونوکلسیم فسفات انجام شده و غلظت سولفات به روش کدورت‌سنجی اندازه‌گیری شد (۲۴). بدین منظور، ۱۰ گرم خاک هوا خشک و ۲۵ میلی‌لیتر محلول مونوکلسیم فسفات (500 mg P L^{-1}) به یک ارلن ۲۵۰ میلی‌لیتری منتقل شده و در ۲۰۰ دور بر دقیقه به مدت ۳۰ دقیقه تکان داده شد. سپس، ۰/۲۵ گرم زغال فعال به آن افزوده شده و بعد از ۳ دقیقه تکان دادن، با کاغذ صافی واتمن شماره ۴۲ صاف گردید. در مرحله بعد، ۱۰ میلی‌لیتر از عصاره صاف شده به یک لوله سانتریفیوژ ۵۰ میلی‌لیتری منتقل شده و یک میلی‌لیتر محلول اسیدی (محلول ۶ مولار HCl حاوی ۲۰ میلی‌گرم گوگرد بر لیتر از منبع K_2SO_4) به آن اضافه گردید و بعد از به هم زدن، ۰/۵ گرم کلرید باریم به آن افزوده شد. سپس، یک دقیقه محلول به حال خود رها شد و بعد تا حل شدن کامل کلرید باریم تکان داده شد و بعد ۵ دقیقه، مقادیر جذب در عصاره و استانداردها (۰، ۲، ۵، ۱۰، ۲۰، ۳۰، ۴۰ و ۵۰ میلی‌گرم گوگرد بر لیتر از منبع سولفات پتاسیم حاوی ۰/۲۵ گرم زغال فعال) در طول موج ۴۲۰ نانومتر با اسپکتروفتومتر قرائت شد. غلظت سولفات فراهم خاک از رابطه زیر محاسبه شد:

$$SO_4^{2-} (\text{mg kg}^{-1}) = \frac{A \times V \times 2.5}{S}$$

که در آن، A غلظت گوگرد قرائت شده از منحنی واسنجی (میلی‌گرم بر لیتر)، V حجم استخراج‌کننده (لیتر)، ۲/۵ ضریب تبدیل غلظت گوگرد به غلظت سولفات و S جرم خاک خشک (کیلوگرم) است.

پلی اتیلنی به ابعاد $37 \times 29 \times 20$ سانتی‌متر، ۱۵ کیلوگرم از خاک موردنظر ریخته شد. سپس، با ضربه زدن یکسان به ظروف، خاک‌ها به چگالی ظاهری $1/24 \text{ g cm}^{-3}$ رسیدند. این خاک‌ها با اسپری SDBS در سطوح مذکور آلوده شدند و به مدت ۹۱ روز در $0/7-0/8$ رطوبت ظرفیت گلدانی در دمای اتاق ($23-27^\circ \text{C}$) نگهداری گردیدند. کنترل رطوبت خاک‌ها به روش توزین و با اسپری کردن آب مقطر در سطح خاک به صورت روزانه انجام پذیرفت. خاک داخل ظروف با استفاده از یک صفحه مشبک به دو بخش برای نمونه‌برداری به صورت دست‌نخورده (ویژگی‌های فیزیکی) و دست‌خورده (ویژگی‌های شیمیایی) تقسیم گردید. نهایتاً ویژگی‌های خاک به شرح ذیل در روزهای یاد شده با نمونه‌برداری از خاک، مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند.

تعیین ویژگی‌های شیمیایی: اندازه‌گیری‌ها در روزهای ۰/۲۵، ۰/۲، ۰/۷، ۱/۴، ۲/۱، ۳/۵، ۴/۹، ۶/۳، ۷/۷، ۹/۱ با استفاده از مته مخصوص (از سطح تا عمق خاک به میزان ۳۰ گرم خاک مرطوب) انجام گرفت. اندازه‌گیری سولفات فراهم خاک ۹۵ روز بعد از آغاز انکوبه کردن خاک‌های تیمار شده انجام شد. قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در عصاره سوسپانسیون ۱:۲ خاک و آب مقطر (۱۷) و pH در سوسپانسیون ۱:۲ خاک و آب مقطر، اندازه‌گیری شدند (۱۸). آهن، منگنز، روی و مس فراهم خاک نیز به روش لیندزی و نورول (۱۹۷۸) تعیین شدند (۲۱). برای اندازه‌گیری شاخص مواد آلی محلول (DOM) از سوسپانسیون‌های ۱:۵ خاک و کلرید کلسیم ۰/۰۱ مولار عصاره‌گیری شده و مقادیر جذب در طول موج ۲۵۴ نانومتر و توسط دستگاه اسپکتروفتومتر قرائت شد (۲۲). کربن آلی خاک (SOC) نیز به روش هضم تر (۱۹) اندازه‌گیری شد. برای اندازه‌گیری SAR، از گل اشباع

نتایج و بحث

ویژگی‌های عمومی خاک: نتایج حاصل از تجزیه خاک مورد مطالعه در جدول ۱ آورده شده است. به طوری که ملاحظه می‌شود، خاک غیرشور، با pH اندکی قلیایی، دارای مقدار کمی مواد کربناتی، غنی از مواد آلی و دارای بافت لوم می‌باشد.

تعیین ویژگی‌های فیزیکی: این اندازه‌گیری‌ها ۹۵ روز بعد از آغاز انکوبه کردن خاک‌های تیمار شده انجام گرفت. درصد اشباع (SP) به روش ریچاردز (۲۳)، چگالی ظاهری به روش استوانه فلزی (۲۵) و پایداری خاکدانه‌ها (۲-۱ میلی متری) نیز به روش الک تر (۲۶) تعیین شدند.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های عمومی خاک.

Table 1. Some general soil properties.

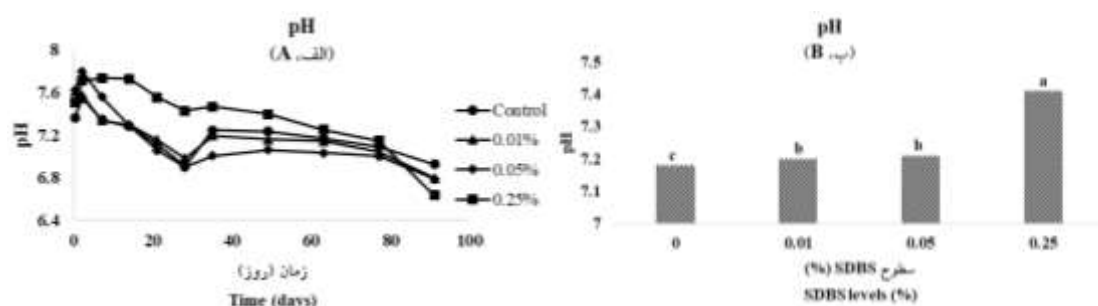
PC (%)	Clay (%)	Silt (%)	OC (%)	CCE (%)	CEC (cmol _c kg ⁻¹)	EC (dS m ⁻¹)	pH
31	14.9	31.5	2.7	2.8	23.3	0.42	7.39

PC: ظرفیت گلدانی

pH خاک در همه سطوح SDBS، با گذشت زمان یک روند کاهشی داشت (شکل ۲- الف). همچنین، با توجه به مقایسه میانگین‌های گروهی، بیش‌ترین و کم‌ترین مقادیر pH (به ترتیب ۷/۴۱ و ۷/۱۸) به ترتیب در سطوح ۰/۲۵ درصد SDBS و شاهد مشاهده شدند) و بین سطوح ۰/۰۱ و ۰/۰۵ درصد SDBS تفاوت معناداری نبود (شکل ۲- ب). روند کلی کاهش pH در طی انکوبه کردن را می‌توان به تجزیه مواد آلی یا نیترات‌سازی در خاک نسبت داد (۲۷).

ویژگی‌های شیمیایی: ویژگی‌های شیمیایی خاک شامل pH، EC، SAR، آهن، منگنز، روی و مس فراهم، مواد آلی محلول (DOM)، کربن آلی خاک (DOC) و سولفات فراهم اندازه‌گیری شدند. تجزیه واریانس اثرهای SDBS و زمان بر این ویژگی‌ها در جدول ۲ ارائه شده است.

pH نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر pH خاک در سطح احتمال یک درصد معنادار بودند. مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای نیز بیانگر آن است که



شکل ۲- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر pH خاک ($P < 0.05$).

Figure 2. Comparison of marginal means (A) as well as group means (B) for SDBS and time effects on soil pH ($P < 0.05$).

جدول ۲- تجزیه واریانس اثرهای SDBS و زمان بر pH، EC، آهن، منگنز، روی و مس فراهم، شاخص مواد آلی محلول (DOM) و کربن آلی خاک (SOC).

Table 2. Analysis of variance for SDBS and time effects on soil pH, EC, available Fe, Mn, Zn and Cu, dissolved organic matter index (DOM) and soil organic matter (SOC).

		میانگین مربعات Mean squares						df	SVs	
کربن آلی خاک SOC	شاخص مواد آلی محلول DOM index	مس فراهم Available Cu	روی فراهم Available Zn	منگنز فراهم Available Mn	آهن فراهم Available Fe	EC	pH			
(Within-subjects effects) اثرهای درون موردی										
	0.212 ^{ns}	0.010 ^{**}	0.367 ^{**}	0.061 ^{**}	14.845 ^{**}	3.901 ^{**}	141283.6 ^{**}	0.768 ^{**}	10	Time
	0.176 ^{ns}	0.004 ^{**}	0.024 ^{ns}	0.009 ^{**}	1.035 ^{**}	0.233 ^{**}	8453.9 ^{**}	0.055 ^{**}	30	Time × SDBS
	0.195	0	0.019	0.020	0.521	0.055	47	0.001	80	Error
(Between-subjects effects) اثرهای بین موردی										
	0.432 ^{ns}	0.365 ^{**}	0.337 ^{**}	0.053 ^{**}	9.363 ^{**}	1.679 ^{**}	255040.8 ^{**}	0.389 ^{**}	3	SDBS
	0.177	0	0.16	0.002	0.322	0.028	48.800	0.001	8	Error

^{**} اختلاف معنادار در سطح احتمال یک درصد، ^{ns} غیرمعنادار

اوایل انکوبه کردن خاک که حتی در تیمار شاهد نیز مشاهده شد می‌تواند در اثر غلبه آمونیاک‌سازی به نیترات‌سازی باشد. با مرطوب شدن خاک، یک افزایش ناگهانی در آمونیاک‌سازی^۱ اتفاق می‌افتد که باعث افزایش pH می‌شود. با نیترات‌سازی که متعاقباً انجام می‌شود، pH کاهش می‌یابد (۲۹). وجود ترکیبات آلی غنی از نیتروژن و به‌سهولت قابل معدنی شدن^۲ می‌تواند توجیهی برای این مشاهده باشد. به‌علاوه، خاک مورد مطالعه به‌قدر کافی غنی از مواد آلی است (حدود ۵ درصد) که می‌تواند کاهش Eh در میکروسایتهای خاک و در نتیجه کاهش تولید CO₂ را به‌دنبال داشته باشد. هم‌چنین، دکربوکسیله شدن میکروبی مواد آلی خاک ممکن است علت افزایش pH بعد از گذشت یک ماه از انکوبه کردن باشد (۳۰). با توجه به تولید اسیدهای آلی در اثر تجزیه سورفکتانت (فرآیندهای اکسایش امگا و بتا) در تیمارهای حاوی SDBS (۱)،

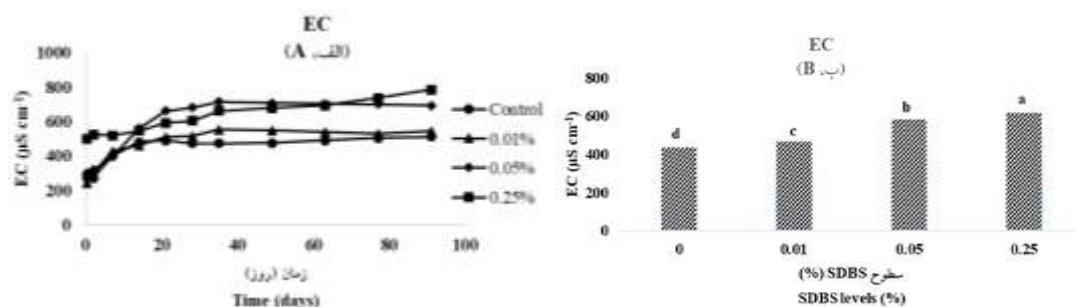
هم‌چنین، افزایش EC خاک در طی انکوبه کردن (شکل ۳- الف) می‌تواند در کاهش pH مؤثر باشد. افزایش غلظت الکترولیت‌ها در محلول خاک منجر به کاهش ضخامت لایه دوگانه پخشیده، افزایش تمایل گروه‌های عاملی به تفکیک پروتون و نهایتاً رهاسازی پروتون از سطح ذرات به محلول خاک می‌شود (۲۸). در اغلب زمان‌های اندازه‌گیری، مقادیر pH خاک در سطح ۰/۲۵ درصد SDBS بیش‌تر از سایر سطوح بود که می‌تواند حاصل پروتون‌گیری گروه سولفونات در SDBS باشد. گزارش شده است که pH آب با افزودن SDBS از ۷/۰ به ۱۰/۵ افزایش یافت (۸). شکل ۲- الف نشان می‌دهد که در ۶ ساعت و ۳۵ روز بعد از افزودن SDBS به خاک، افزایش‌هایی موقتی در مقادیر pH در همه سطوح مشاهده شدند. با توجه به مشاهده این افزایش‌ها در تیمار شاهد می‌توان پی برد که منشاء آن‌ها لزوماً ارتباطی با افزودن SDBS نداشته ولی مستقل از آن هم نیست. افزایش pH در

1- An initial flush of ammonification

2- Labile N-rich organic compounds

و گزارش گردید که pH خاک با افزایش سطح SDBS افزایش یافت (۲۹). همچنین، در یک آزمایش گلخانه‌ای دو ماهه با کشت چغندر نقره‌ای گزارش شد که آبیاری با آب خاکستری (حاوی 1 g SDBS L^{-1})، در مقایسه با آب معمولی، سبب افزایش pH خاک از $6/9$ به $7/9$ گردید (۸).

میزان این افزایش در فاصله ۲۸ و ۳۵ روز بعد از آغاز انکوبه کردن در سطوح بالاتر SDBS کم‌تر بود که در شکل ۲ به وضوح دیده می‌شود. مشاهده کم‌ترین pH برای سطح ۰/۲۵ درصد SDBS، در مقایسه با سایر سطوح، در پایان انکوبه کردن نیز به همین دلیل بود. در یک آزمایش گلخانه‌ای از سطوح ۰، ۰/۱، ۱ و 5 g L^{-1} SDBS برای آبیاری گیاهان کاهو و بامیه استفاده شده



شکل ۳- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر EC خاک ($P < 0.05$).

Figure 3. Comparison of marginal means (A) as well as group means (B) for SDBS and time effects on soil EC ($P < 0.05$).

تعدالی حاصل نشد. به طوری که در شکل ۳- الف مشاهده می‌شود، تا دو هفته بعد از آغاز انکوبه کردن، سطح ۰/۲۵ درصد SDBS بیش‌ترین مقدار EC را نشان داد. با این حال، بعد از دو هفته، میزان افزایش EC با افزایش سطح SDBS فقط تا سطح ۰/۰۵ درصد SDBS متناسب بود که بیانگر دخالت سایر عوامل در این روند است. در ۲۸ روز بعد از آغاز انکوبه کردن، جهشی در افزایش EC در تیمارهای SDBS مشاهده شد که شاهد فاقد آن بود. این افزایش می‌تواند نتیجه تولید اسیدهای آلی در فرایند تجزیه SDBS باشد. افزایش EC خاک با افزودن SDBS توسط سایر پژوهش‌گران نیز گزارش شده است (۸، ۳۱ و ۳۲).

آهن، منگنز، روی و مس فراهم خاک: تجزیه واریانس اثرهای SDBS و زمان بر آهن، منگنز، روی و مس فراهم خاک در جدول ۲ ارائه شده است.

نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر EC خاک در سطح احتمال یک درصد معنادار بودند. مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای نیز حاکی از آن است که EC خاک در همه سطوح SDBS، با گذشت زمان افزایش یافت (شکل ۳- الف). همچنین، با توجه به مقایسه میانگین‌های گروهی، بیش‌ترین و کم‌ترین مقادیر EC (به ترتیب $623 \mu\text{S cm}^{-1}$ و $441 \mu\text{S cm}^{-1}$) به ترتیب در سطوح ۰/۲۵ درصد SDBS و شاهد مشاهده شدند (شکل ۳- ب). افزایش EC خاک با زمان در شاهد را می‌توان به معدنی شدن مواد آلی خاک (شامل معدنی شدن کربن، نیتروژن و غیره) نسبت داد. تجزیه سورفکتانت علت دیگر افزایش EC در تیمارهای SDBS است. این افزایش در شاهد در ۱۴ روز و در سطوح ۰/۰۱ و ۰/۰۵ درصد SDBS در ۳۵ روز تقریباً به بیش‌ترین مقدار رسید، در حالی که در سطح ۰/۲۵ درصد SDBS، حتی بعد از ۹۱ روز،

SDBS و شاهد)، بنابراین روند کاهش تا پایان آزمایش ادامه یافت. شکل ۴- الف نشان می‌دهد که بیش‌ترین غلظت آهن فراهم خاک ($4/56 \text{ mg kg}^{-1}$) مربوط به سطح ۰/۲۵ درصد SDBS در ۶ ساعت بعد از آغاز انکوبه کردن و کم‌ترین آن ($2/24 \text{ mg kg}^{-1}$) نیز مربوط به همین سطح بود. فلزات سنگین در خاک معمولاً یا جذب سطوح خاک می‌شوند و یا در ترکیب با آنیون‌ها رسوب می‌کنند. سورفکتانت‌های آنیونی از طریق کمپلکس کردن و سورفکتانت‌های کاتیونی از طریق تبادل کاتیونی قادر به متحرک کردن این فلزات در خاک هستند (۳۷). هم‌چنین، در حضور سورفکتانت، حل‌پذیری مواد آلی افزایش می‌یابد که این عامل می‌تواند تحرک فلزات کمپلکس‌شده با مواد آلی را افزایش دهد (۳۸). یکی دیگر از مکانیسم‌های افزایش حل‌پذیری فلزات سنگین در حضور سورفکتانت، انحلال کربنات‌هایی است که فلزات سنگین با آنها هم‌رسوبی کرده‌اند (۳۹). بنابراین، علل افزایش غلظت آهن فراهم خاک در حضور SDBS می‌تواند موارد ذکر شده باشد. افزایش غلظت آهن فراهم در دو سطح کم و متوسط SDBS و عدم مشاهده آن در شاهد و بالاترین سطح SDBS ممکن به رفتار متفاوت سورفکتانت در غلظت‌های مختلف آن مربوط باشد. سورفکتانت در غلظت‌های کم‌تر از غلظت بحرانی میسل (CMC^2) رفتار منومری داشته و در غلظت‌های بیش‌تر از آن رفتار میسلی دارد (۳۷). بنابراین، به‌نظر می‌رسد که در غلظت‌های کم و متوسط SDBS، با گذشت زمان و کوتاه‌تر شدن طول زنجیره هیدروکربنی، تحرک و به‌تبع آن توانایی سورفکتانت در کمپلکس کردن و افزایش فراهمی آهن افزایش یافته است. پدیده‌ای که در سطح صفر SDBS مشاهده نمی‌شود. به‌نظر می‌رسد که در بالاترین سطح SDBS، EC (یا قدرت یونی) با گذشت زمان افزایش یافته (شکل ۳) و بنابراین CMC کاهش یافته است (۴۰). از این‌رو،

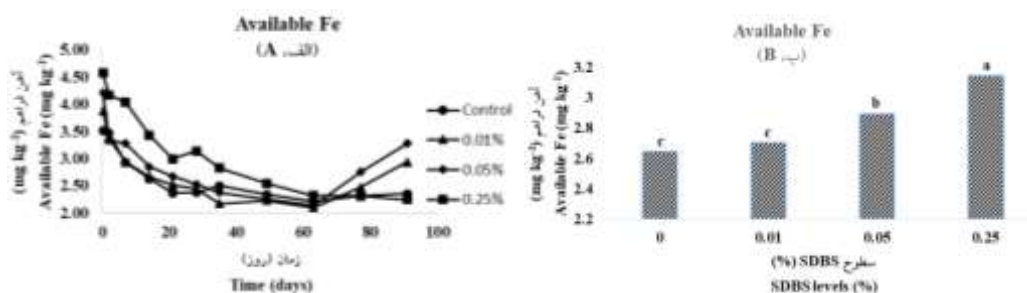
آهن فراهم خاک: نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آنها بر آهن فراهم خاک در سطح احتمال یک درصد معنادار بودند. مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای نیز بیانگر آن است که آهن فراهم خاک در همه سطوح SDBS، با گذشت زمان کاهش و سپس در برخی سطوح افزایش یافت (شکل ۴- الف). هم‌چنین، با توجه به مقایسه میانگین‌های گروهی، بیش‌ترین و کم‌ترین غلظت آهن فراهم (به ترتیب $3/84 \text{ mg kg}^{-1}$ و $2/64 \text{ mg kg}^{-1}$) به ترتیب در سطوح ۰/۲۵ درصد SDBS و شاهد مشاهده شدند و تفاوت بین سطوح ۰/۰۱ درصد SDBS و شاهد معنادار نبود (شکل ۴- ب). در بالاترین سطح SDBS، بیش‌ترین غلظت آهن فراهم با بیش‌ترین مقدار عددی pH (شکل ۲- ب) منطبق بود که نشان می‌دهد متحرک شدن ناشی از سورفکتانت^۱ حتی در pHهای قلیایی نیز امکان‌پذیر است. کاهش آهن فراهم خاک با زمان می‌تواند به دلیل نامتحرک شدن میکروبی آهن (۳۳) و یا افزایش میزان تبلور اکسیدهای آهنی که بعد از خشک شدن خاک به صورت بی‌شکل رسوب کرده‌اند، باشد. کاهش غلظت آهن فراهم خاک تا سه ماه بعد از آغاز انکوبه کردن و افزایش مجدد آن پس از یک سال گزارش شده است (۳۴). ترکاشوند و همکاران (۲۰۰۵) نیز کاهش معنادار آهن فراهم را طی دو ماه انکوبه کردن خاک مشاهده کردند (۳۵). مطلبی فرد و همکاران (۲۰۱۳) گزارش کردند که آهن فراهم خاک تا ۱۰ روز کاهش و سپس افزایش یافت (۳۶). در سطوح ۰/۰۱ و ۰/۰۵ درصد SDBS، دو ماه بعد از انکوبه کردن، یک افزایش در غلظت آهن فراهم خاک مشاهده شد که تا پایان آزمایش ادامه داشت. این افزایش در سطوح شاهد و ۰/۲۵ درصد SDBS ضعیف‌تر بوده و زودتر اتفاق افتاد (۲۱ تا ۲۸ روز و ۲۸ تا ۳۵ روز به ترتیب برای سطوح ۰/۲۵ درصد

2- Critical micelle concentration

1- Surfactant-induced mobilisation

(SDS) در غلظت‌های بالاتر از CMC حداکثر بود ولی در بلندمدت، در مقایسه با غلظت‌های پایین‌تر، کاهش یافت. علت این کاهش بازجذب^۲ فلزاتی که پیش‌تر رهاسازی شده بودند، ذکر شده است (۴۱).

در طول دوره انکوبه کردن، به دلیل افزایش تشکیل میسل، از توانایی SDBS در استخراج آهن خاک کاسته شده است. گزارش شده است که رهاسازی کوتامدت فلزات سنگین از رسوب توسط سدیم دودسیل سولفات

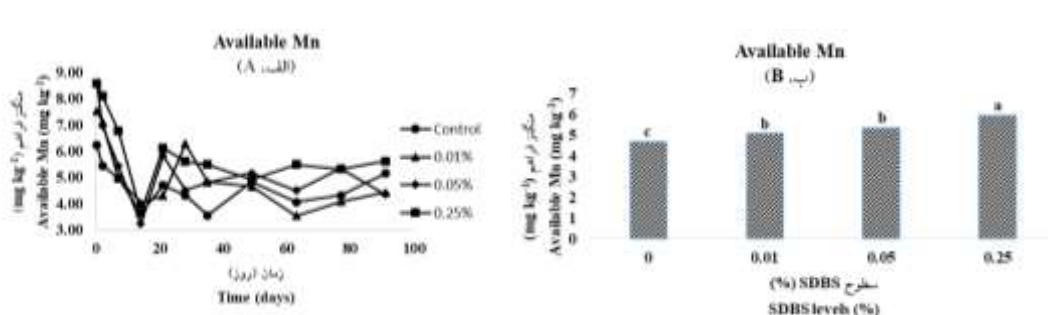


شکل ۴- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر آهن فراهم خاک ($P < 0.05$).

Figure 4. Comparison of marginal means (A) as well as group means (B) for SDBS and time effects on soil available Fe ($P < 0.05$).

SDBS و شاهد مشاهده شدند و بین سطوح ۰/۰۱ و ۰/۰۵ درصد تفاوت معناداری نبود (شکل ۵- ب). رابطه مستقیم بین سطح SDBS افزوده شده به خاک و غلظت منگنز فراهم طی هفته اول دوره انکوبه کردن برقرار بود ولی با گذشت زمان تغییرات نامنظمی مشاهده شد. مانیراکیزا و همکاران (۲۰۲۰) روند کاهش و سپس افزایش غلظت منگنز فراهم خاک را گزارش کرده‌اند (۴۲). باین حال، کاهش غلظت منگنز فراهم خاک (۳۵) یا افزایش آن (۳۶) بعد از دو ماه انکوبه کردن نیز گزارش شده است.

منگنز فراهم خاک: نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر منگنز فراهم خاک در سطح احتمال یک درصد معنادار بود. مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای نیز بیانگر آن است که منگنز فراهم خاک تا دو هفته در همه سطوح SDBS، با گذشت زمان ابتدا کاهش یافته و سپس افزایش یافت (شکل ۵- الف). هم‌چنین، با توجه به مقایسه میانگین‌های گروهی، بیش‌ترین و کم‌ترین غلظت منگنز فراهم (به ترتیب $5/95 \text{ mg kg}^{-1}$ و $4/67 \text{ mg kg}^{-1}$) به ترتیب در سطوح ۰/۲۵ درصد



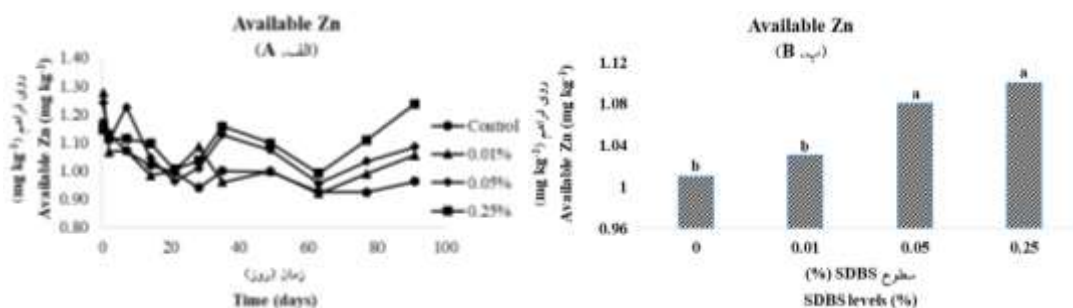
شکل ۵- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر منگنز فراهم خاک ($P < 0.05$).

Figure 5. Comparison of marginal means (A) as well as group means (B) for SDBS and time effects on soil available Mn ($P < 0.05$).

1- Sodium dodecyl sulfate

2- Readsorption

به خاک و غلظت روی فراهم فقط در ماه آخر دوره انکوبه کردن مشاهده شد (شکل ۶-الف). به طور کلی، تغییرات غلظت روی فراهم خاک در مقایسه با آهن و منگنز فراهم نامنظم تر بود و تفاوت کمتری نیز بین بیشترین و کمترین غلظت مشاهده شد (شکل ۶-ب). گارسیا-مارکو و گونزالز-پریتو (۲۰۰۸) تغییر معناداری را در غلظت روی فراهم خاک بعد از طی یک سال گزارش نکردند (۳۴).



شکل ۶- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر روی فراهم خاک ($P < 0.05$).

Figure 6. Comparison of marginal means (A) as well as group means (B) for SDBS and time effects on soil available Zn ($p < 0.05$).

مربوط به کمپلکس شدن مس توسط سورفکتانت و کمک به استخراج آن توسط DTPA باشد. با گذشت زمان و تجزیه سورفکتانت که منجر به جدا شدن گروه سولفونات به شکل سولفات می‌شود، مس رهاسازی شده و مجدداً نافرهم می‌شود. افزایش دوباره غلظت مس فراهم خاک در اواخر دوره انکوبه کردن نیز می‌تواند در نتیجه کاهش pH (شکل ۲-الف) باشد. مطلبی فرد و همکاران (۲۰۱۳) نیز کاهش معنادار مس فراهم خاک را ۱۰ روز بعد از آغاز انکوبه کردن مشاهده کردند (۳۶). کاهش مس فراهم خاک تا ۹۰ روز معنادار بود ولی بعد از آن تا یک سال تغییری نکرد (۳۴). میزان افزایش فراهمی فلزات در نتیجه افزودن SDBS به طور میانگین از ترتیب زیر پیروی کرد:

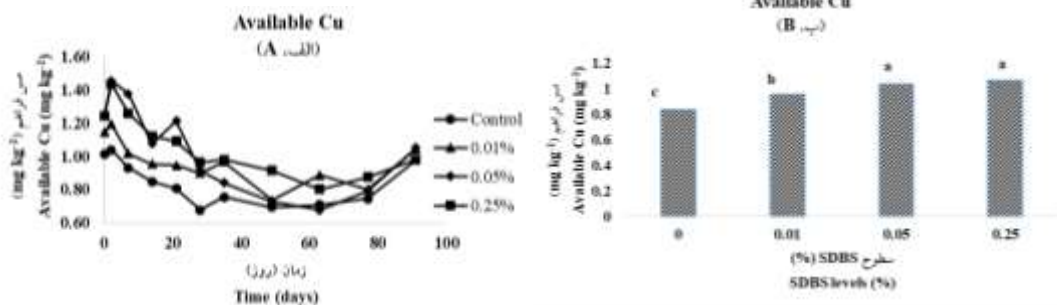
روی فراهم خاک: نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر روی فراهم خاک در سطح احتمال یک درصد معنادار بود. مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای نیز بیانگر آن است که روی فراهم خاک در همه سطوح SDBS با زمان ابتدا کاهش داشت، هرچند تغییرات نامنظم بود. در روز هفتاد و هفتم افزایشی در غلظت روی فراهم خاک مشاهده شد که تا پایان آزمایش ادامه داشت. رابطه مستقیم بین سطح SDBS افزوده شده

مس فراهم خاک: نتایج تجزیه واریانس (جدول ۲) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان بر مس فراهم خاک در سطح احتمال یک درصد معنادار بود، اما اثر متقابل آن‌ها معنادار نبود. مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای نیز بیانگر آن است که مس فراهم خاک در همه سطوح SDBS با گذشت زمان ابتدا تا دو روز افزایش و سپس کاهش یافت. هرچند که در پایان دوره انکوبه کردن، یک افزایش مشاهده شد (شکل ۷-الف). با توجه به مقایسه میانگین‌های گروهی، بیشترین و کمترین غلظت مس فراهم خاک به ترتیب در سطوح ۰/۲۵ درصد SDBS و شاهد مشاهده شدند، هرچند بین سطوح ۰/۲۵ و ۰/۰۵ درصد تفاوت معناداری نبود (شکل ۷-ب). علت افزایش غلظت مس فراهم خاک در اوایل دوره انکوبه کردن می‌تواند

حداقل تأثیر را بر استخراج روی داشت. تورس و همکاران (۲۰۱۲) نیز کارایی SDBS برای حذف فلز سنگین از خاک آلوده را برای Cu بیش از Zn گزارش کردند (۴۳).

Zn (8.3%) < Fe (17.2%) < Mn (26.6%) ≈ Cu (26.9%)

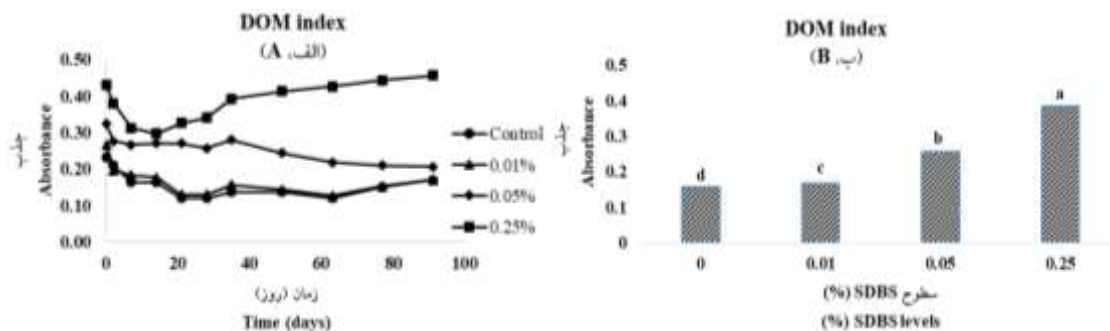
به طوری که ملاحظه می شود، SDBS بیشترین تأثیر را بر استخراج مس و منگنز از خاک داشته و



شکل ۷- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر مس فراهم خاک ($P < 0.05$).
 Figure 7. Comparison of marginal means (A) as well as group means (B) for SDBS and time effects on soil available Cu ($P < 0.05$).

۲۸ روز بعد از آغاز انکوبه کردن همراه بود که در روند تغییرات EC و pH با زمان نیز مشاهده شد. این افزایش فقط در سطح ۰/۲۵ درصد SDBS تا پایان آزمایش ادامه داشت (شکل ۸- الف). با توجه به مقایسه میانگین‌های گروهی، بیشترین و کمترین DOM به ترتیب در سطوح ۰/۲۵ درصد SDBS و شاهد مشاهده شدند (شکل ۸- ب).

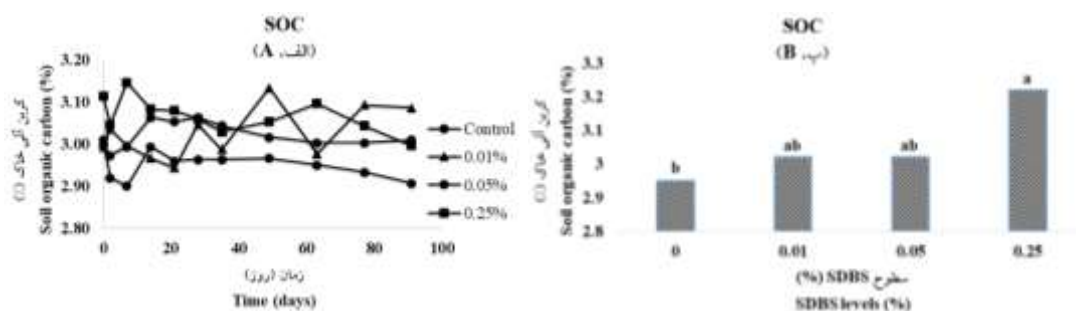
شاخص مواد آلی محلول (DOM): جدول ۲ نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر شاخص مواد آلی محلول (DOM) در سطح احتمال یک درصد معنادار بودند. مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای نیز بیانگر آن است که DOM در همه سطوح SDBS با زمان کاهش یافت، هرچند این کاهش روند منظمی نداشت و با یک افزایش در



شکل ۸- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر شاخص مواد آلی محلول ($P < 0.05$).
 Figure 8. Comparison of marginal means (A) as well as group means (B) for SDBS and time effects on DOM index ($P < 0.05$).

به ۰/۶۴ درصد) را با کاربرد $8 \text{ kg SDBS ha}^{-1}$ بعد از یک ماه آبیاری گزارش کردند (۴۶).
 کربن آلی خاک (SOC): جدول ۲ نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر کربن آلی خاک (SOC) معنادار نبودند. مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای نیز بیانگر آن است که SOC در شاهد طی هفته اول کاهش یافته و بعد از یک افزایش موقتی در هفته دوم، تدریجاً روندی کاهشی را نشان داد. کاهش SOC با زمان توسط نیونجیکو و همکاران (۲۰۲۰) گزارش شده است (۴۷).
 با این حال، تغییرات SOC، برخلاف DOM، در تیمارهای SDBS نامنظم بود. اصولاً اندازه‌گیری SOC با توجه به مقدار کم خاک مورد آزمایش از عدم قطعیت بالایی برخوردار است که می‌تواند علت نوسانات شدید با زمان باشد (۴۸).
 با توجه به مقایسه میانگین‌های گروهی، بیش‌ترین و کم‌ترین SOC (به ترتیب، ۳/۲۲ و ۲/۹۵ درصد) به ترتیب در سطوح ۰/۲۵ درصد SDBS و شاهد مشاهده شدند، هرچند بین برخی سطوح اختلاف معناداری وجود نداشت (شکل ۹-ب).

کاهش شاخص مواد آلی محلول با زمان را می‌توان به تجزیه مواد آلی محلول موجود در خاک و نیز SDBS نسبت داد. اسیدهای آلی حاصل از تجزیه SDBS در خاک درگیر دکربوکسیله شدن میکروبی شده و خاک را به شکل گاز دی‌اکسیدکربن ترک می‌کنند. مارکس و همکاران (۲۰۰۲) همبستگی معناداری را بین کاهش غلظت کربن آلی محلول و مقدار دی‌اکسیدکربن متصاعد شده از خاک مشاهده کردند (۴۴).
 با این حال، وقتی غلظت سورفکتانت زیاد باشد، تنها بخشی از این اسیدهای آلی دکربوکسیله شده و بقیه در خاک تجمع می‌یابد که اندازه‌گیری شاخص مواد آلی محلول آن را نشان می‌دهد. به علاوه، حل‌پذیری مواد آلی خاک، به ویژه ترکیبات آلی آب‌گریز، در حضور سورفکتانت، افزایش می‌یابد که افزایش شاخص مواد آلی محلول در سطح ۰/۲۵ درصد SDBS بعد از دو هفته تا پایان آزمایش می‌تواند نشانه آن باشد (۴۵).
 اکمک یاپار و چلتیکلی (۲۰۱۴) کاهش شدید محتوای مواد آلی خاک (از ۲/۱



شکل ۹- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر کربن آلی خاک (SOC) ($P < 0.05$).

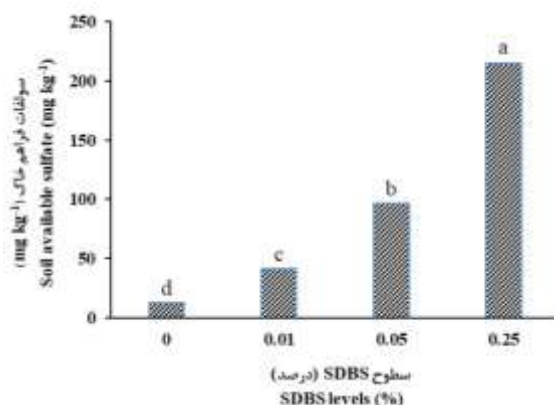
Figure 9. Comparison of marginal means (A) as well as group means (B) for SDBS and time effects on soil organic carbon (SOC) ($P < 0.05$).

احتمال یک درصد معنادار بود. مقایسه میانگین‌ها (شکل ۱۰) نیز نشان می‌دهد که با افزایش سطح SDBS، سولفات فراهم خاک به‌طور معناداری افزایش یافت. این افزایش در سطوح ۰/۰۱، ۰/۰۵ و ۰/۲۵ درصد نسبت به شاهد به ترتیب ۲۱۳، ۶۲۹ و ۱۵۲۲

سولفات فراهم خاک و نسبت جذب سدیم (SAR): تجزیه واریانس اثر سطوح SDBS بر سولفات فراهم خاک و نسبت جذب سدیم (SAR) در جدول ۳ ارائه شده است. این نتایج نشان می‌دهد که اثر SDBS بر سولفات فراهم خاک در سطح

قابل ملاحظه مواد آلی آن (۴/۷ درصد) باشد. علت این امر پیوند SDBS به مواد هیومیک خاک (۴۹) که تجزیه این ماده را به تعویق می‌اندازد (۵۰)، گزارش شده است. گرچه اظهار نظر قطعی در این مورد مستلزم استخراج و اندازه‌گیری غلظت سورفکتانت باقی‌مانده در خاک می‌باشد.

درصد بود. محاسبات نشان می‌دهد که بر این اساس، ۸۱/۳، ۷۲/۵ و ۳۵/۱ درصد از سورفکتانت افزوده شده به خاک به ترتیب در سطوح ۰/۰۱، ۰/۰۵ و ۰/۲۵ درصد SDBS تجزیه شده است. با توجه به اینکه حداکثر نیمه‌عمر SDBS در خاک حدود یک ماه گزارش شده است (۱)، به نظر می‌رسد که دوام بیش‌تر این سورفکتانت در خاک مورد مطالعه به دلیل مقدار



شکل ۱۰- مقایسه میانگین‌های اثر SDBS بر سولفات فراهم خاک ($P < 0.05$).

Figure 10. Comparison of means for SDBS effects on soil available sulfate ($P < 0.05$).

SDBS یعنی ۰/۰۵ و ۰/۲۵ درصد، سدیمی بودن خاک را به ترتیب تقریباً به میزان دو و شش برابر، در مقایسه با شاهد، افزایش دادند. SDBS علاوه بر افزودن یون‌های سدیم به خاک، با یون‌های کلسیم و منیزیم نیز تشکیل کمپلکس داده و از این طریق جایگزینی یون‌های سدیم در مکان‌های تبادلی خاک را تسهیل می‌کند.

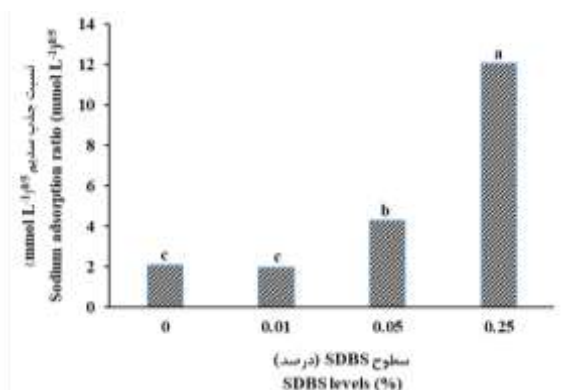
جدول ۳ نشان می‌دهد که اثر SDBS بر SAR در سطح احتمال یک درصد معنادار بود. مقایسه میانگین‌ها (شکل ۱۱) نیز نشان می‌دهد که با افزایش سطح SDBS، SAR به‌طور معناداری افزایش یافت. افزودن SDBS در سطح ۰/۰۱ درصد، اثر معناداری بر SAR، در مقایسه با شاهد، نداشت. باین حال، سطوح بالاتر

جدول ۳- تجزیه واریانس اثرهای SDBS بر سولفات فراهم خاک و نسبت جذب سدیم.

Table 3. Analysis of variance for SDBS effects on soil available sulfate and sodium adsorption ratio.

میانگین مربعات Mean squares		df	SVs
نسبت جذب سدیم Sodium adsorption ratio	سولفات فراهم خاک Soil available sulfate		
204.1**	23884.2**	3	SDBS
8.100	5.234	8	Error
4.31	2.50		CV (%)

** اختلاف معنادار در سطح احتمال یک درصد



شکل ۱۱- مقایسه میانگین‌های اثر SDBS بر نسبت جذب سدیم ($P < 0.05$).

Figure 11. Comparison of means for SDBS effects on SAR ($P < 0.05$).

به صورت زیر توضیح داد. سورفکتانت‌های آنیونی مانند SDBS با پیوندهای واندرالس و نیز پیوند هیدروفوبی به ذرات خاک متصل می‌شوند. با قرارگیری انتهای آب‌دوست SDBS به طرف محلول خاک، کشش سطحی آب کاهش یافته و بنابراین ترشوندگی^۱ خاکدانه‌ها و نفوذ آب به داخل آن‌ها افزایش می‌یابد که در نهایت سبب وارفتگی^۲ آن‌ها می‌شود (۵۲). برخی پژوهش‌گران نیز گزارش کرده‌اند که افزایش ترشوندگی خاکدانه‌ها ممکن است باعث افزایش سرعت ورود آب شود که به دام افتادن هوا و وارفتگی خاکدانه‌ها را تشدید می‌کند (۵۳). همچنین، کاربرد سورفکتانت‌های کاتیونی منجر به افزایش پایداری خاکدانه شده است (۵۴).

ویژگی‌های فیزیکی: تجزیه واریانس اثرهای SDBS بر رطوبت اشباع، جرم مخصوص ظاهری و شاخص پایداری خاکدانه در جدول ۴ ارائه شده است. نتایج تجزیه واریانس (جدول ۴) نشان می‌دهد که اثر SDBS بر درصد اشباع خاک و چگالی ظاهری خاک غیرمعنادار ولی بر شاخص پایداری خاکدانه در سطح احتمال یک درصد معنادار بود. مقایسه میانگین‌ها (شکل ۱۲) نشان داد که با افزایش سطح SDBS، پایداری خاکدانه‌ها کاهش یافت. هرچند که در سطح ۰/۰۵ درصد SDBS یک افزایش غیرمعنادار در پایداری خاکدانه مشاهده شد. پایداری خاکدانه‌های خاک به عنوان شاخص کلیدی برای ارزیابی کیفیت خاک در نظر گرفته می‌شود (۵۱). کاهش پایداری خاکدانه‌ها با افزایش سطح SDBS را می‌توان

جدول ۴- تجزیه واریانس اثرهای SDBS بر درصد اشباع، چگالی ظاهری و شاخص پایداری خاکدانه.

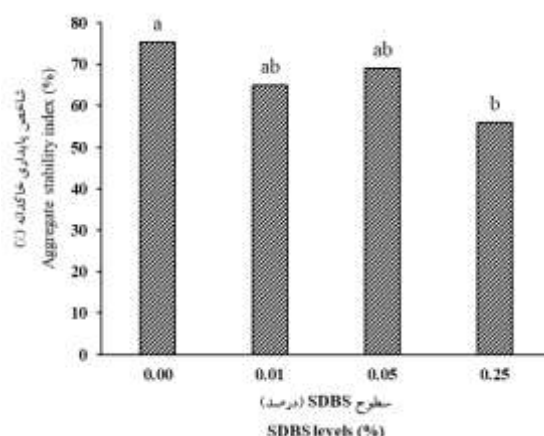
Table 4. Analysis of variance for SDBS and time effects on saturation percentage, bulk density and aggregate stability index.

میانگین مربعات Mean squares			df	SVs
شاخص پایداری خاکدانه Aggregate stability index	چگالی ظاهری Bulk density	درصد اشباع Saturation percentage		
194.308**	0.002 ^{ns}	14.882 ^{ns}	3	SDBS
23.283	0.001	11.802	8	Error
7.27	2.49	4.55		CV (%)

** اختلاف معنادار در سطح احتمال یک درصد، ^{ns} اختلاف غیرمعنادار

1- Wettability

2- Slaking



شکل ۱۲- مقایسه میانگین‌های اثر SDBS بر شاخص پایداری خاکدانه ($P < 0.05$).

Figure 12. Comparison of means for SDBS effects on Aggregate stability index ($P < 0.05$).

شناخته شده نیست. نتایج پژوهش حاضر نشان داد که مصرف آب خاکستری به‌عنوان آب آبیاری ممکن است به‌واسطه حضور SDBS باعث افزایش مطلوب غلظت فراهم آهن، منگنز، روی و مس در خاک شود که با افزایش سطح SDBS تشدید می‌شود. بیش‌ترین تأثیر برای مس و منگنز و کم‌ترین آن برای روی مشاهده شد و تأثیر بر آهن حدواسط بود. باین‌حال، مصرف آب خاکستری با افزایش مقادیر EC و SAR در خاک و نیز کاهش پایداری خاکدانه‌ها اثرات نامطلوبی به‌جا گذاشت.

نتیجه‌گیری کلی

به‌طورکلی، نتایج نشان داد که تأثیر افزودن SDBS بر تغییرات غلظت فراهم آهن، منگنز، روی و مس در خاک با زمان برای هر فلز متفاوت بود. هرچند روند کلی ابتدا کاهشی و سپس افزایشی بود. بنابراین، تغییرات شکل فراهم یون‌های فلزی در خاک بعد از افزودن آب خاکستری، نه‌تنها به‌دلیل محتوای موجود آن‌ها در آب خاکستری است، بلکه سورفکتانت به‌تنهایی نیز قادر است این تغییرات را ایجاد کند. باین‌حال، تأثیر افزوده شدن SDBS به خاک بر غلظت فراهم فلزاتی که بالقوه سمی هستند،

منابع

- Jensen, J. (1999). Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (SDBS) in the terrestrial environment. *Science of the Total Environment*. 226, 93-111. doi.org/ 10.1016/s0048-9697(98)00395-7.
- Oliver-Rodríguez, B., Zafra-Gómez, A., Reis, M. S., Duarte, B. P. M., Verge, C., de Ferrer, J. A., Pérez-Pascual, M., & Vílchez, J. L. (2015). Evaluation of Linear Alkylbenzene Sulfonate (LAS) behaviour in agricultural soil through laboratory continuous studies. *Chemosphere*. 131, 1-8. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.02.037.
- Mohamed, R. M., Al-Gheethi A. A., Noramira, J., Chan, C. M., Amir Hashim M. K., & Sabariah, M. (2018). Effect of detergents from laundry greywater on soil properties: A preliminary study. *Applied Water Science*. 8, 16. doi.org/ 10.1007/s13201-018-0664-3.
- Ahmed, F., Ishiguro, M., & Akae, T. (2012). Influence of organic matter on the adsorption of sodium dodecylbenzene sulfonate on volcanic ash soil. *Journal of Soil Science and Environmental Management*. 3, 23-27. doi.org/10.5897/JSSEM11.114.

5. Wadaan, M., & Mubarak, M. (2009). Blood chemistry changes as an evidence of the toxic effects of anionic surfactant sodium dodecyl sulfate. *Asian Journal of Scientific Research*. 2, 113-118. doi.org/10.3923/ajsr.2009.113.118.
6. Dai, S., Liu, G., Qian, Y., & Cheng, X. (2001). The sorption behavior of complex pollution system composed of aldicarb and surfactant-SDBS. *Water Research*. 35, 2286-2290. doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00491-7.
7. Zhang, Y., Bo-Han, L., Qing-Ru, Z., Min, Z., & Ming, L. (2008). Surfactant linear alkylbenzene sulfonate effect on soil Cd fractions and Cd distribution in soybean plants in a pot experiment. *Pedosphere*. 18, 242-247. doi.org/10.1016/S1002-0160(08)60013-2.
8. Pinto, U., Maheshwari, B. L., & Grewal, H. (2010). Effects of greywater irrigation on plant growth, water use and soil properties. *Resources, Conservation and Recycling*. 54, 429-435. doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.09.007.
9. Gross, A., Wiel-Shafran, A., Bondarenko, N., & Ronen, Z. (2008). Reliability of small scale greywater treatment systems and the impact of its effluent on soil properties. *International Journal of Environmental Studies*. 65, 41-50. doi.org/10.1080/00207230701832762.
10. Misra, R. K., & Sivongxay, A. (2009). Reuse of laundry greywater as affected by its interaction with saturated soil. *Journal of Hydrology*. 366, 55-61. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.010.
11. Reichman, S. M., & Wightwick, A. M. (2013). Impacts of standard and 'low environmental impact' greywater irrigation on soil and plant nutrients and ecology. *Applied Soil Ecology*. 72, 195-202.
12. Rodda, N., Salukazana, L., Jackson, S. A. F., & Smith, M. T. (2011). Use of domestic greywater for small-scale irrigation of food crops: Effects on plants and soil. *Physics and Chemistry of the Earth*. 36, 1051-1062. doi.org/10.1016/j.pce.2011.08.002.
13. de Wolf, W., & Feijtel, T. (1998). Terrestrial risk assessment for linear alkyl benzene sulfonate (LAS) in sludge-amended soils. *Chemosphere*. 36, 1319-1343. doi.org/10.1016/S0043-6535(97)10021-2.
14. Gee, G. W., & Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. P. 383-412. In: A. Klute (Ed.). *Methods of soil analysis. Part 1*. SSSA, Madison, WI, USA.
15. Kirkham, M. B. (2014). *Principles of soil and plant water relations*. 2nd edition. Academic Press. 598 p.
16. Chapman, H. D. (1965). Cation exchange capacity. P. 891-901. In: C.A. Black (Ed.) *Methods of soil analysis. Part 2*. SSSA, Madison, WI, USA.
17. Rhoades, J. D. (1996). Salinity: electrical conductivity and total dissolved solids. P. 417-435. In: D.L. Sparks et al. (Eds). *Methods of soil analysis. Part 3*. SSSA, Madison, WI, UAS.
18. Thomas, G. W. (1996). Soil pH and soil acidity. P. 475-490. In: D.L. Sparks et al. (Eds). *Methods of soil analysis. Part 3*. SSSA, Madison, WI, USA.
19. Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1996). Total carbon, organic carbon, and organic matter. P. 961-1010. In: D.L. Sparks et al. (Eds). *Methods of soil analysis. Part 3*. SSSA, Madison, WI, USA.
20. Allison, L. E., & Moodie, C. D. (1965). Carbonates. P. 1379-1396, In: C.A. Black (Ed.). *Method of soil analysis. Part 3*. SSSA, Madison, WI, USA.
21. Lindsay, W. L., & Norvell, W. A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. *Soil Science Society of America Journal*. 42, 421-428. doi.org/10.2136/sssaj1978.03615995004200030009x.
22. Deflandre, B., & Gagné, J. P. (2001). Estimation of dissolved organic carbon (DOC) concentrations in nanoliter samples using UV spectroscopy. *Water Research*. 35, 3057-3062. doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00024-0.
23. Richards, L. A. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. United States Salinity Laboratory Staff. Scientific Publishers. 160 p.
24. Schulte, E., & Eik, K. (1988). Recommended sulfate-sulfur test. P. 17-20. In: W. C. Dahnke (Ed.).

- Recommended chemical soil test procedures for north central region. North Dakota Agricultural Experimental Station Bulletin.
25. Blake, G. R., & Hartge, K. H. (1986). Bulk density. P. 363-382, In: A. Klute (Ed.). *Methods of soil analysis. Part 1.* SSSA, Madison, WI, USA.
 26. Kemper, W., & Rosenau, R. (1986). Aggregate stability and size distribution. P. 425-442. In: A. Klute (Ed.). *Methods of soil analysis. Part 1.* SSSA, Madison, WI, USA.
 27. Adeli, A., Sistani, K. R., Bal'a, M. F., & Rowe, D. E. (2005). Phosphorus dynamics in broiler litter-amended soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis.* 36, 1099-1115. doi.org/10.1081/CSS-200056876.
 28. Barrow, N. J., & Hartemink, A. E. (2023). The effects of pH on nutrient availability depend on both soils and plants. *Plant and Soil.* 487, 21-37. doi.org/10.1007/s11104-023-05960-5.
 29. Haynes, R. J., & Swift, R. S. (1989). Effect of rewetting air-dried soils on pH and accumulation of mineral nitrogen. *Journal of Soil Science.* 40, 341-347. doi.org/10.1111/j.1365-2389.1989.tb01278.x.
 30. Wong, M., & Swift, R. S. (2003). Role of organic matter in alleviating soil acidity. P. 337-358. In: Z. Rengel (Ed.). *Handbook of soil acidity. Books in soils, plants and the environment.* Marcel Dekker, New York.
 31. Sawadogo, B., Sou, M., Hijikata, N., Sangare, D., Maiga, A. H., & Funamizu, N. (2014). Effect of detergents from greywater on irrigated plants: Case of Okra (*Abelmoschus esculentus*) and Lettuce (*Lactuca sativa*). *Journal of Arid Land.* 24, 117-120.
 32. Wiel-Shafran, A., Ronen, Z., Weisbrod, N., Adar, E., & Gross, A. (2006). Potential changes in soil properties following irrigation with surfactant-rich greywater. *Ecological Engineering.* 26, 348-354. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.12.008.
 33. Barber, D. A. (1973). Effects of micro-organisms on the absorption of inorganic nutrients by plants. *Pest Management Science.* 4, 367-373. doi.org/10.1002/ps.2780040314.
 34. Garcia-Marco, S., & Gonzalez-Prieto, S. (2008). Short- and medium- term effects of fire and fire-fighting chemicals on soil micronutrient availability. *Science of the Total Environment.* 407, 297-303. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.021.
 35. Tarkashvand, M. A., Kalbasi, M., & Shariatmadari, H. (2005). Effects of converter slag on some chemical characteristics of acid soils. *Journal of Water & Soil Sciences.* 8 (4), 47-62. [dor: 20.1001.1.24763594.1383.8.4.5.2](https://doi.org/10.1001.1.24763594.1383.8.4.5.2). [In Persian]
 36. Motalebifard, R., Najafi, N., & Oustan, S. (2013). Effects of zinc sulphate and monocalcium phosphate fertilizers on extractable Zn and Fe under different soil moisture conditions. *Iran Agricultural Research Journal.* 32, 71-88. doi.org/10.22099/IAR.2014.2006.
 37. Mao, X., Jiang, R., Xiao, W., & Yu, J. (2015). Use of surfactants for the remediation of contaminated soils: A review. *Journal of Hazardous Materials.* 285, 419-435. doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.12.009.
 38. Yang, Y., Ratte D., Smets, B. F., Pignatello, J. J., & Grasso, D. (2001). Mobilization of soil organic matter by complexing agents and implications for polycyclic aromatic hydrocarbon desorption. *Chemosphere.* 43, 1013-1021. [doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00498-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00498-7).
 39. Hernández-Soriano, M. C., Degryse, F., & Smolders, E. (2008). Heavy metal availability in the presence of anionic surfactants. *Communications in Agricultural and Applied Biological Science.* 73, 157-161.
 40. Yekeen, N., Manan, M. A., Idris, A. K., & Samin, A. M. (2017). Influence of surfactant and electrolyte concentrations on surfactant Adsorption and foaming characteristics. *Journal of Petroleum Science and Engineering.* 149, 612-622. doi.org/10.1016/j.petrol.2016.11.018.
 41. Singh, A., & Turner, A. 2009. Surfactant-induced mobilisation of trace metals from estuarine sediment: Implications for

- contaminant bioaccessibility and remediation. *Environmental Pollution*. 157, 646-653. doi.org/10.1016/j.envpol.2008.08.012.
42. Manirakiza, E., Ziadi, N., Luce, M. St., Hamel, C., Antoun, H., & Karam, A. (2020). Changes in soil pH and nutrient extractability after co-applying biochar and paper mill biosolids. *Canadian Journal of Soil Science*. 102 (1), 27-38. doi.org/10.1139/CJSS-2019-0138.
43. Torres, L. G., Lopez, R. B., & Beltran, M. (2012). Removal of As, Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn from a highly contaminated industrial soil using surfactant enhanced soil washing. *Physics and Chemistry of the Earth*. 37-39, 30-36. doi.org/10.1016/j.pce.2011.02.003
44. Marx, M., Marschner, B., & Nelson, P. (2002). Short-term effects of incubated legume and grass materials on soil acidity and C and N mineralisation in a soil of north-east Australia. *Australian Journal of Soil Research*. 40, 1231-1241. doi.org/10.1071/SR01099.
45. Volkering, F., Breure, A., & Rulkens, W. (1997). Microbiological aspects of surfactant use for biological soil remediation. *Biodegradation*. 8, 401-417. doi.org/10.1023/a:1008291130109.
46. Ekmekyapar, F., & Çeltikli, D. O. (2014). Effects of linear alkylbenzene sulfonate on agricultural soil and its degradation. *Fresenius Environmental Bulletin*. 23, 3188-3192.
47. Niyungeko, C., Liang, X., Liu, C., Zhou, J., Chen, L., Lu, Y., Tiimub, B. M., & Li, F. (2020). Effect of biogas slurry application on soil nutrients, phosphomonoesterase activities, and phosphorus species distribution. *Journal of Soils and Sediments* 20, 900-910. doi.org/10.1007/s11368-019-02435-y.
48. Vanguelova, E. I., Bonifacio, E., De Vos, B., Hoosbeek, M. R., Berger, T. W., Vesterdal, L., Armolaitis, K., Celi, L., Dinca, L., Kjønaas, O. J., Pavlenda, P., Pumpanen, J., Püttsepp, Ü., Reidy, B., Simončič, P., Tobin, B., & Zhiyanski, M. (2016). Sources of errors and uncertainties in the assessment of forest soil carbon stocks at different scales-review and recommendations. *Environmental Monitoring and Assessment*. 188, 630. doi.org/10.1007/s10661-016-5608-5.
49. Fytianos, K., Voudrias, E., & Papamichali, A. (1998). Behavior and fate of linear alkylbenzene sulfonate in different soils. *Chemosphere*. 36, 2741-2746. doi.org/10.1016/S0045-6535(97)10233-8.
50. Litz, N., Doering, H. W., Thiele, M., & Blume, H. P. (1987). The behavior of linear alkylbenzenesulfonate in different soils: A comparison between field and laboratory studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 14, 103-116. doi.org/10.1016/0147-6513(87)90053-4.
51. Herrick, J., Whitford, W., De Soyza, A., Van Zee, J., Havstad, K., Seybold, C., & Walton, M. (2001). Field soil aggregate stability kit for soil quality and rangeland health evaluations. *Catena*. 44, 27-35. doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00173-9.
52. Mbagwu, J. S. C., Piccolo, A., & Mbila, M. O. (1993). Impact of surfactants on aggregate and colloidal stability of two tropical soils. *Soil Technology*. 6, 203-213. doi.org/10.1016/0933-3630(93)90009-4.
53. Loch, R. J. (1994). A method for measuring aggregate water stability with relevance to surface seal development. *Australian Journal of Soil Research*, 32, 687-700. doi.org/10.1071/SR9940687.
54. Miókovics, E., Széplábi, G., Makó, A., Hernádi, H., & Hermann, T. (2011). Effects of surfactants on the aggregate stability of soils. *Hungarian Journal of Industry and Chemistry*. 39, 127-131. doi.org/10.1515/396.

