نشریه زیست‌شناسی خاک / جلد 6 / شماره 2 / 1397
Archive of SID

10.22092/sbj.2018.121109.129

تأثیر سدیم دو دسیل بنزن سولفونات (SDBS) بر برخی شاخص‌های زیستی خاک

علی برزگر گنبری، شاهین اوستان[1]، ناصر علی اصغرزاد و محمدرضا نیشابوری

دانشجوی سابق کارشناسی ارشد دانشگاه تبریز؛ alibarzegar41@yahoo.com

استاد دانشگاه تبریز؛ oustan@hotmail.com

استاد دانشگاه تبریز؛ n-aliasghar@tabrizu.ac.ir

استاد دانشگاه تبریز؛ neyshmr@hotmail.com

دریافت: 97/1/8 و پذیرش: 97/7/18

چکیده

هدف از این مطالعه بررسی اثر سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) بر برخی شاخص‌های زیستی (تنفس میکروبی، کربن زیتوده میکروبی، نیتروژن زیتوده میکروبی، فسفر زیتوده میکروبی، سهم متابولیک و سهم میکروبی) در یک خاک از منطقه اسکو بود. آزمایش به‌صورت اندازه‌گیری‌های تکرارشونده با فاکتور بین موردی SDBS در چهار سطح 0، 0/01، 0/05 و 0/25 درصد و متغیر درون موردی زمان در شش سطح 2، 7، 14، 30، 60، 90 روز در سه تکرار انجام شد. نتایج نشان داد که با افزودن SDBS همه شاخص‌های زیستی (به‌استثنای سهم متابولیک که افزایش یافت) در مقایسه با شاهد کاهش یافتند. تنفس میکروبی در هر سطح SDBS با زمان کاهش یافت و در پایان انکوباسیون در سطوح 0/01 و 0/05 درصد به‌طور معناداری کمتر از سطوح صفر و 0/25 درصد بود. روند اخیر برای کربن زیتوده میکروبی نیز مشاهده شد که علت آن تحت تنش بودن جامعه میکروبی خاک در سطوح 0/01 و 0/05 درصد و ایجاد تحمل القایی در سطح 0/25 درصد بود. نیتروژن زیتوده میکروبی در تیمارهای SDBS افزایش یافت که علت آن می‌تواند افزایش فعالیت ازتوباکترها یا سایر باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن که نسبت به حضور SDBS حساسیت کمتری داشته و قادرند از آن تغذیه نمایند، باشد. بیشترین مقدار فسفر زیتوده میکروبی مربوط به تیمارهای SDBS در روز دوم انکوباسیون بود که بعد از یک هفته به‌شدت کاهش یافت و به دنبال آن تغییرات ناچیز بود.

واژه‌های کلیدی: سهم متابولیک، سهم میکروبی، سورفکتانت، زیتوده میکروبی، فعالیت زیستی خاک

[1]. نویسنده مسئول، آدرس: تبریز، دانشگاه تبریز، دانشکده کشاورزی، گروه علوم و مهندسی خاک

www.SID.ir

Archive of SID

مقدمه

سورفکتانت‌ها (عامل‌های فعال در سطح) گروهی از مواد شیمیایی متنوع هستند که با ویژگی‌های پاک‌کنندگی و حل‌کنندگی طراحی‌شده‌اند. این ترکیبات به‌طور گسترده در شوینده‌های خانگی و بیمارستانی و صنایعی همچون منسوجات، رنگ، پلی‌مر، فرموله‌کردن آفت‌کش‌ها، دارو، کاغذ و استخراج معدن استفاده می‌شوند (مانگری و کومار، 2009). سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) یک سورفکتانت آنیونی خیلی رایج بوده و به‌طور گسترده برای تولید مواد شوینده استفاده می‌شود (احمد و همکاران، 2012). گاهی این سورفکتانت به‌میزان زیاد و بدون تصفیه در آب و خاک تخلیه شده و باعث آلودگی محیط‌زیست می‌گردد (وادان و مبارک، 2009). SDBS از جمله مهم‌ترین آلاینده‌های موجود در فاضلاب‌ها هستند که ممکن است از طریق آبیاری با پساب، مصرف لجن فاضلاب و نیز به عنوان امولسیون‌کننده در کودهای مایع وارد خاک شود. به‌ویژه در مناطق روستایی، مقادیر بی‌حسابی از SDBS با تخلیه مستقیم فاضلاب به محیط‌زیست وارد می‌شوند. گرچه SDBS برای گیاهان و حیوانات خیلی سمی نیستند، اما می‌توانند ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک را تغییر دهند. این ویژگی‌ها شامل کشش سطحی آب خاک، ظرفیت آب خاک، نفوذ عمودی و افقی آب در خاک، ساختمان خاک ازجمله تخلخل و خاکدانه‌سازی، pH، ظرفیت تبادلی، پتانسیل ریداکس (Eh)، فعالیت‌های زیستی، رشد گیاهان و غیره می‌باشند(جنسن، 1999).

مطالعات متعددی در مورد اثر SDBS بر گیاهان و جانوران خاک انجام گرفته است (جنسن و همکاران، 2007)؛ ولی مطالعات اندکی در مورد اثر SDBS بر ریزجانداران خاک و فعالیت میکروبی خاک انجام شده است (دل مار سانچز-پینادو و همکاران، 2008). امروزه تنها اطلاعات موجود در مورد اثرهای سمی SDBS بر ریزجانداران خاک مربوط به خاک‌هایی است که سابقه استفاده طولانی مدت لجن حاوی SDBS را دارند؛ اما افزایش تولید لجن فاضلاب و گرایش بسیاری از کشورها برای استفاده از آن به عنوان کود در زمین‌های زراعی، انجام مطالعات در زمینه تأثیر SDBS و لجن فاضلاب محتوی SDBS بر زیست‌بوم خاک را ضروری ساخته است (جنسن، 1999). استفاده از لجن فاضلاب می‌تواند به‌دلیل تأثیر SDBS بر ریزجانداران و بی‌مهرگان خاک برای کیفیت خاک مضر باشد (مانگری و کومار، 2008). اثرهای SDBS بر ریزجانداران خاک می‌تواند نتیجه کاهش کشش سطحی یا اثرهای خاص SDBS باشد. با جذب SDBS توسط ریزجانداران ممکن است پروتئین‌های غشای سلولی غیرفعال شوند که در نتیجه آن جذب مواد غذایی و اکسیژن و همچنین دفع مواد سمی حاصل از سوخت و ساز مختل شده و منجر به مرگ ریزجانداران می‌شود(سویشر، 1986). SDBS می‌توانند به مولکول‌های فعال زیستی مانند پروتئین‌ها، آنزیم‌ها و DNA متصل شده و عملکرد زیستی ریزجانداران را تغییر دهند. همچنین، SDBS با غشاهای سلولی برهم‌کنش نشان داده و عملکرد آن‌ها را بر هم می‌زند؛ از این رو اثر مهارکنندگی مسلمی بر رشد و قابلیت زیست ریزجانداران مختلف خاک می‌گذارد (مائو و همکاران، 2015). اولین اثر زیستی سورفکتانت‌ها ایجاد اختلال در غشای سلولی از طریق انحلال لیپیدها (فریدل و همکاران، 1999) و طبع برگشتی پروتئین‌ها است (جنسن، 1999). وینتر و همکاران (2003) تأثیر SDBS بر تنوع عملکردی جوامع میکروبی خاک را مطالعه کرده و به این نتیجه رسیدند که SDBS در دو سطح 22 و 174 میلی‌گرم بر کیلوگرم خاک خشک تأثیر قابل‌توجهی بر تنوع عملکردی باکتری‌ها در یک خاک شنی نداشته یا تأثیر آن کم بود. با این حال، ونهویس و مهرور (2004) مشاهده کردند که مصرف لجن‌های فاضلابی با غلظت SDBS 40 تا 60 میلی‌گرم بر کیلوگرم، تولید مثل و رشد بی‌مهرگان خاک و کرم‌های خاکی را مختل می‌کند. SDBS با اتصال به آنزیم فعالیت آن را تحت تأثیر قرار می‌دهد (براگادین و همکاران، 1996). SDBS بسته به غلظت و طول زنجیر آلکیل می‌تواند باعث فعال یا غیرفعال شدن فعالیت آنزیمی شود (حسین دخت و همکاران، 1993).

در ایران تحقیقات کمی در مورد نقش شوینده‌ها در کاهش کیفیت زیستی خاک انجام شده است. کمبود آب در سال‌های اخیر محققان را به بازچرخانی آب و بازاستفاده از پساب از نوع آب خاکستری[1] که اغلب حاوی مقادیر زیادی سورفکتانت است به‌عنوان آب آبیاری، معطوف کرده است. همچنین، از آنجایی که مقادیر زیادی شوینده 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 تحقیقات بیشتری در این زمینه صورت گیرد.

[1] Greywater

www.SID.ir

Archive of SID

مواد و روش‌ها

خاک مورد استفاده در این تحقیق از عمق صفر تا 20 سانتی‌متری یک باغ در منطقه اسکو نمونه‌برداری شد. همچنین سورفکتانت مورد استفاده، یک سورفکتانت آنیونی به نام سدیم دودسیل بنزن سولفونات (SDBS) با فرمول $C_{12}H_{25}C_6H_4SO_3Na$ بود که از شرکت Sigma خریداری گردید.

تعیین برخی ویژگی‌های عمومی خاک

بافت به روش هیدرومتر چهارزمانه (گی و بادر، 1986)، ظرفیت گلدانی (PC) به روش کرکهام (2014)، ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC) به روش چپمن (1965)، قابلیت هدایت الکتریکی (EC) در عصاره سوسپانسیون 1:2 خاک و آب مقطر(رودز، 1996)، pH در سوسپانسیون 1:2 خاک و آب مقطر (لیروپ، 1990)، کربن آلی (OC) به روش هضم تر (نلسون و سامرز، 1982) و کربنات کلسیم معادل (CCE) به روش تیتراسیون برگشتی (آلیسون و مودیه، 1965) اندازه‌گیری شد.

طرح آزمایشی و تیمارها

این آزمایش به‌صورت اندازه‌گیری‌های تکرارشونده[1] با فاکتور بین موردی[2] SDBS در چهار سطح 0، 0/01، 0/05 و 0/25 درصد و متغیر درون موردی[3] زمان در شش سطح 2، 7، 14، 30، 60، 90 روز در سه تکرار در آزمایشگاه اجرا شد. داده‌ها با استفاده از نرم افزار SPSS تحلیل آماری گردید. بدین منظور، در 12 ظرف پلی‌اتیلنی به ابعاد 37×29×20 سانتی‌متر، 15 کیلوگرم از خاک مورد نظر ریخته شد و سپس این خاک‌ها با اسپری SDBS در سطوح مذکور آلوده شدند و به مدت 95 روز در 0/8-0/7 رطوبت ظرفیت گلدانی در دمای اتاق نگهداری گردیدند. کنترل رطوبت خاک‌ها از طریق توزین به صورت روزانه انجام پذیرفت. نهایتاً شاخص‌های زیستی خاک به شرح ذیل در روزهای یاد شده با نمونه‌برداری از خاک، مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند.

تعیین شاخص‌های زیستی خاک

شاخص‌های زیستی مورد اندازه‌گیری شامل تنفس میکروبی، کربن زیتوده، نیتروژن زیتوده و فسفر زیتوده بود (علی‌اصغرزاد،1385). اندازه‌گیری‌ها در روزهای 2، 7، 14، 30، 60، 90 با استفاده از مته مخصوص (از سطح تا عمق خاک به میزان 30 گرم خاک مرطوب) انجام گرفت.

تنفس میکروبی

داخل هریک از ظروف پلی‌اتیلنی یک بشر 100 میلی‌لیتری حاوی 25 میلی‌لیتر سود 0/1 مولار در سطح خاک گذاشته شد و درب ظرف به‌طور کامل بسته شد. برای اطمینان از عدم نشت گاز دی‌اکسید کربن به بیرون، شکاف درب ظرف با سلفون پوشانده شد. بعد از گذشت 5 ساعت، محتویات بشر داخل یک ارلن 250 میلی‌لیتری منتقل شد، سپس یک میلی‌لیتر محلول کلرید باریم 0/5 مولار به آن اضافه شد تا دی‌اکسید کربن حل شده به صورت کربنات باریم رسوب کند. سپس 3 قطره شناساگر فنل فتالئین به آن اضافه شده و با اسید کلریدریک 0/1 مولار تیتر گردید. یک ظرف پلی اتیلنی حاوی ماسه استریل شده نیز تهیه شده و میزان دی اکسید کربن آزاد شده از آن به عنوان شاهد به روش یاد شده اندازه‌گیری شد. تنفس میکروبی از رابطه زیر محاسبه شد:

$$\text{میلی‌گرم دی‌اکسیدکربن بر گرم خاک خشک در 5 ساعت} = \frac{(B-C)\times 2.2\times 100}{SW\times DM\%}$$

B : حجم اسید مصرفی به وسیله شاهد (میلی‌لیتر)
C : حجم اسید مصرفی به وسیله نمونه (میلی‌لیتر)
2/2: فاکتور تبدیل (1 میلی‌گرم اسید کلریدریک 0/1 مولار معادل 2/2 میلی‌گرم دی اکسید کربن می‌باشد)
SW : جرم خاک مرطوب (گرم)
$\frac{100}{DM\%}$: فاکتور تبدیل به جرم خاک خشک (DM: درصد خاک خشک می‌باشد)

کربن زیتوده میکروبی به روش تدخین ـ استخراج

نمونه خاک با کلروفرم به مدت 24 ساعت تدخین و سپس با محلول سولفات پتاسیم استخراج گردید. کربن آلی موجود در عصاره به روش اکسایش با دی کرومات پتاسیم اندازه گیری شد.

نیتروژن زیتوده میکروبی به روش تدخین ـ استخراج

عصاره خاک به روش ذکر شده در کربن زیتوده میکروبی تهیه و غلظت نیتروژن با روش اکسایش با پرسولفات پتاسیم که کلیه شکلهای نیتروژن به نیترات تبدیل می شوند، به شرح زیر اندازه‌گیری گردید. برای این منظور 6 میلی‌لیتر از عصاره خاک (تدخین شده یا تدخین نشده) و 3 میلی‌لیتر از محلول پرسولفات پتاسیم در یک لوله هضم ریخته شد و تحت شرایط رفلاکس به مدت 60 دقیقه در دمای 120 درجه سلسیوس در بلوک هضم قرار داده شد و پس از خنک شدن در شرایط آزمایشگاه، 5 میلی‌لیتر از آن در یک بالون 50 میلی‌لیتری با سولفات پتاسیم 0/5 مولار به حجم رسانده شد. سپس میزان جذب

[1] Repeated measures
[2] Between-subjects factor
[3] Within-subjects variable

www.SID.ir

Archive of SID

در طول موج 205 نانومتر در نمونه‌ها و استانداردها اندازه‌گیری گردید (ابینا و همکاران، 1983). غلظت نیتروژن از رابطه زیر محاسبه شد:

$$\frac{A\times V\times 100}{SW\times DM\%} =$$ میکروگرم نیترژن بر گرم خاک خشک

A: غلظت نیتروژن در عصاره (میکروگرم بر میلی‌لیتر)

V: حجم عصاره (میلی‌لیتر)

SW: جرم خاک مرطوب (گرم)

$\frac{100}{DM\%}$: فاکتور تبدیل به جرم خاک خشک

نیتروژن زیتوده میکروبی از رابطه زیر محاسبه شد:

میکروگرم نیتروژن زیتوده میکروبی بر گرم خاک خشک (N_{mic})

$$= \frac{A-B}{0.54}$$

A: میکروگرم نیتروژن در گرم خاک خشک (تدخین شده)

B: میکروگرم نیتروژن در گرم خاک خشک شاهد (تدخین نشده)

0/54: فاکتور تبدیل (در این روش فقط 54 درصد نیتروزن میکروبی استخراج می‌شود)

فسفر زیتوده میکروبی به روش تدخین ـ استخراج

نمونه خاک به روش مذکور برای کربن زیتوده میکروبی تدخین ولی عصاره گیری ان با محلول بی کربنات سدیم نیم مولار انجام گرفت. غلظت فسفر در عصاره به روش آمونیوم هپتامولیبدات اندازه گیری شد.

سهم میکروبی[1]

سهم میکروبی از تقسیم میزان کربن زیتوده میکروبی خاک (میلی‌گرم کربن بر گرم خاک) بر میزان کربن آلی خاک (گرم کربن بر گرم خاک) به دست آمد.

$$\mathbf{q_{mic}} = \frac{\mathbf{mg\ C_{mic}}}{\mathbf{g\ C_{org}}}$$

C_{mic}: کربن زیتوده میکروبی خاک ($mg\ g^{-1}$)

C_{org}: کربن آلی خاک ($g\ g^{-1}$)

سهم متابولیک[2]

سهم متابولیک از تقسیم میزان دی‌اکسید کربن آزاد شده (میلی‌گرم کربن بر گرم خاک در ساعت) بر میزان کربن زیتوده میکروبی خاک (گرم کربن بر گرم خاک) محاسبه شد.

$$\mathbf{q_{CO2}} = \frac{\mathbf{mg\ CO_2-C}}{g\ C_{mic}.\ h}$$

نتایج و بحث

ویژگی‌های عمومی خاک

نتایج حاصل از تجزیه خاک مورد مطالعه در جدول 1 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.

شاخص‌های زیستی خاک

از شاخص‌های زیستی خاک تنفس میکروبی، کربن زیتوده، نیتروژن زیتوده و فسفر زیتوده اندازه‌گیری شده و سهم متابولیک و سهم میکروبی محاسبه گردیدند. تجزیه واریانس اثرهای SDBS و زمان بر شاخص‌های زیستی خاک در جدول 2 ارائه شده است.

تنفس میکروبی

نتایج به‌دست‌آمده از تجزیه واریانس (جدول 2) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر تنفس میکروبی در سطح احتمال یک درصد معنادار بود.

مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای و گروهی اثرهای SDBS و زمان بر تنفس میکروبی در شکل 1 نشان داده شده است. به‌طور کلی تنفس میکروبی در همه سطوح SDBS با زمان کاهش یافت، هرچند تغییرات نامنظم بود (شکل 1- الف). همچنین، با افزایش سطح SDBS میزان تنفس میکروبی کاهش کاهش یافت (شکل 1-ب). بیشینه تنفس میکروبی در تیمارهای شاهد و 0/01 درصد SDBS در زمان 2 روز مشاهده شد که نسبت به سطوح 0/05 و 0/25 درصد در زمان مشابه به‌طور متوسط حدود 23/2 درصد بیشتر بود. میزان تنفس میکروبی در سطح 0/01 درصد SDBS و زمان‌های 7 و 15 روز به‌طور معناداری بیشتر از شاهد بود. السگارد و همکاران (a 2001) چنین افزایشی را بعد از مصرف SDBS (0/8 تا 793 میلی‌گرم بر کیلوگرم) مشاهده کرده و آن را به تنفس ریزجانداران مقاوم به سورفکتانت و یا کربن میکروبی حاصل از تخریب خود سورفکتانت یا سلول‌های حساس به سورفکتانت نسبت دادند. همچنین، این محققان نقش سورفکتانت در متحرک کردن عناصر غذایی (از طریق جذب- واجذب) و مواد آلی قابل تجزیه و نیز سازوکارهای فیزیولوژیک نظیر سوخت و ساز تحریک‌شده توسط تنش از سوی سلول‌های حساس به سورفکتانت را در این مسئله دخیل دانستند.

[1] Microbial quotient
[2] Metabolic quotient

www.SID.ir

Archive of SID

جدول 1- برخی ویژگی‌های عمومی خاک

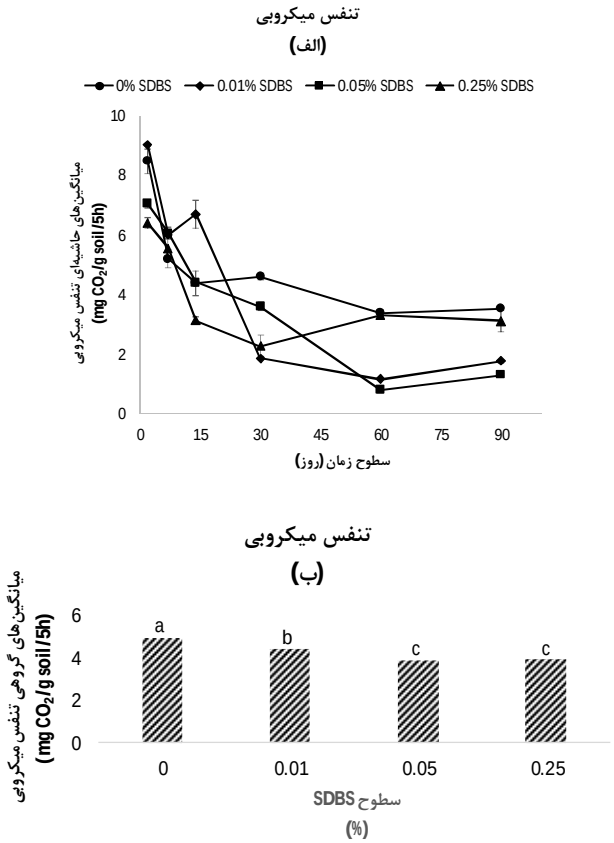
ویژگی	pH	EC $dS\ m^{-1}$	CEC $cmol_c\ kg^{-1}$	CCE %	OC %	Silt %	Clay %	PC* %
مقدار	7/39	0/42	23/3	2/8	2/7	31/5	14/9	31

*:ظرفیت گلدانی (Pot capacity)

جدول 2-تجزیه واریانس اثرهای SDBS و زمان بر شاخص‌های زیستی خاک

منبع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات					
		تنفس میکروبی	کربن زیتوده	نیتروژن زیتوده	فسفر زیتوده	سهم متابولیک	سهم میکروبی
اثرهای درون موردی							
زمان	5	56/229**	8287/226**	246/301**	369/601**	7/074**	9/319**
زمان × SDBS	15	4/227**	2522/534**	60/313**	42/120**	0/985**	2/735**
خطا	40	0/186	48/076	5/435	2/200	0/077	0/061
اثرهای بین موردی							
SDBS	3	4/264**	13383/247**	88/881**	170/330**	2/824**	17/334**
خطا	8	0/059	38/299	3/718	2/700	0/027	0/053

**: اختلاف معنادار در سطح احتمال یک درصد.



شکل 1- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر تنفس میکروبی (P<0/05). در شکل 1-الف سطوح ۱، ۲، 3، 4، 5، 6 و 7 به ترتیب بیانگر زمان‌های 2، 7، 14، 30، 60، 90 روز هستند

www.SID.ir

Archive of SID

برخی محققان نیز هیچ‌یک از دو اثر کاهشی یا افزایشی SDBS بر تنفس میکروبی را گزارش نکرده‌اند (لیتز و همکاران، 1987). با این حال، در تحقیق حاضر اثرهای سمی سورفکتانت در زمان‌های طولانی‌تر باعث کاهش تنفس خاک گردید. سه ماه بعد از مصرف SDBS ، تنفس میکروبی خاک در سطوح 0/01 و 0/05 درصد به‌طور میانگین 56/6 درصد نسبت به شاهد کاهش نشان داد. مالکمز و وهلر (1983) نیز گزارش کردند که تنفس خاک یک ماه پس از افزودن SDBS (14 میلی‌گرم بر کیلوگرم) به‌میزان 10 تا 40 درصد کاهش یافت. مقادیر تنفس میکروبی خاک در سطح 0/25 درصد SDBS و زمان‌های 60 و 90 روز به‌طور معناداری بیشتر از همین مقادیر در سطوح 0/01 و 0/05 درصد در زمان‌های مشابه بوده و تفاوت معناداری با شاهد نداشت که احتمالاً نشان‌دهنده بروز تحمل القایی[1] در جامعه میکروبی خاک می‌باشد (آمیارد-تریکوئت، 2011) که قبلاً توسط علی اصغرزاد و همکاران (2011) برای آلودگی سرب و توسط مصطفائی خروانق (1394) برای SDBS گزارش شده است.

کاهش تنفس میکروبی خاک با زمان در تیمار شاهد می‌تواند به علت کاهش منابع کربن آلی در دسترس خاک باشد (علی‌اصغرزاد، 1389). همچنین، با توجه به خاصیت میکروب‌کشی سورفکتانت‌ها، کاهش تنفس خاک در تیمارهای حاوی SDBS، می‌تواند به علت نفوذ سورفکتانت در غشاء لیپیدی سلول‌ها و ایجاد معابری باشد که نفوذپذیری سلول‌های میکروبی حساس به این ماده را مختل کرده و فعالیت میکروبی خاک را کاهش می‌دهد (فریدل و همکاران، 1999). بعلاوه، SDBS قادر است از طریق طبع برگشتی پروتئین‌ها[2] به ریزجانداران خاک آسیب رساند (پوزو و همکاران، 2003). بسته به ساختار سورفکتانت، برهم‌کنش‌ها می‌توانند قطبی یا هیدروفوبی باشند. پیوند سورفکتانت با پروتئین تابعی از غلظت سورفکتانت است. همچنین، این پیوند تحت تأثیر pH، دما و قدرت یونی محلول قرار دارد. سورفکتانت‌های آنیونی مانند SDBS به هر دو شکل قطبی و هیدروفوبی جذب پروتئین‌ها می‌شوند. در واقع، برهم‌کنش قطبی میان گروه هیدروفیلی با بار منفی سورفکتانت و گروه با بار مثبت پروتئین پیش‌شرط تشکیل پیوند هیدروفوبی بین سورفکتانت و پروتئین است (استرزل، 1997).

کربن زیتوده میکروبی

نتایج به‌دست‌آمده از تجزیه واریانس (جدول 2) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر کربن زیتوده میکروبی خاک در سطح احتمال یک درصد معنادار بود.

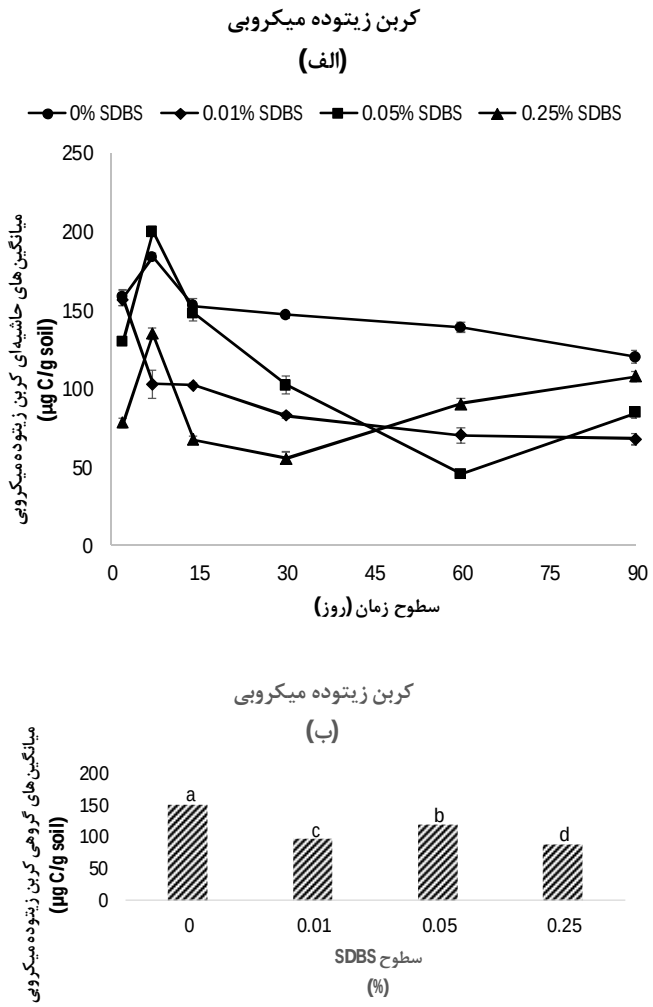
مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای و گروهی اثرهای SDBS و زمان بر کربن زیتوده میکروبی در شکل 2 نشان داده شده است. شکل 2-الف نشان می‌دهد که کربن زیتوده میکروبی در همه سطوح SDBS (به‌استثنای سطح 0/01 درصد) از روز دوم تا هفتم روند افزایشی داشت و سپس به‌طور معناداری کاهش یافت. در سطح 0/01 درصد SDBS، روند کاهشی از روز دوم تا پایان انکوباسیون مشاهده شد، هرچند برخی تیمارها تفاوت معناداری را نشان ندادند. در سطح 0/05 درصد SDBS، بعد از کاهش شدید این شاخص تا ماه دوم (کمینه کربن زیتوده میکروبی)، یک افزایش در ماه سوم ملاحظه گردید. در سطح 0/25 درصد SDBS نیز روند مشابهی مشاهده گردید، با این تفاوت که افزایش کربن زیتوده میکروبی از ماه دوم انکوباسیون آغاز گردید. به‌نظر می‌رسد که با گذشت زمان و کاهش کربن سهل الوصول خاک، جامعه میکروبی از SDBS به‌عنوان منبع کربن استفاده نموده و کربن زیتوده میکروبی را افزایش داده است.

این افزایش با گذشت زمان در سطوح بالاتر SDBS مشهود است (شکل 2-الف). کربن زیتوده میکروبی در سطح 0/01 درصد SDBS در همه زمان‌ها (به استثنای زمان 2 روز که تفاوت معنادار نبود) نسبت به شاهد کاهش یافت. با این حال، این شاخص در سطح 0/05 درصد در اغلب زمان‌ها نسبت به سطح 0/01 درصد افزایش نشان داد، به‌طوری که بیشینه کربن زیتوده میکروبی در این سطح و در روز هفتم انکوباسیون مشاهده شد. در سطح 0/25 درصد SDBS، مجدداً کاهش این شاخص نسبت به سطح 0/05 درصد تا یک ماه بعد از آغاز انکوباسیون ملاحظه گردید. همچنین، شکل 2-ب کاهش کربن زیتوده میکروبی در همه سطوح SDBS در مقایسه با شاهد را نشان داد.

[1] Tolerance induction
[2] Protein denaturation

www.SID.ir

Archive of SID



شکل 2- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر کربن زیتوده میکروبی (P<0/05). در شکل 1-الف سطوح ۲،۱، 3، 4، 5، 6 و 7 به ترتیب بیانگر زمان‌های 2، 7، 14، 30، 60، 90 روز هستند

افزایش قابل ملاحظه کربن زیتوده میکروبی از روز دوم تا هفتم حاکی از افزایش رشد میکروبی به‌دلیل استفاده از منابع آلی در دسترس خاک از جمله SDBS به عنوان منبع کربن و انرژی می‌باشد. کاهش بعدی این شاخص می‌تواند به‌دلیل از بین رفتن جامعه میکروبی خاک در اثر گرسنگی کربن[1] به‌ویژه جامعه میکروبی حساس به SDBS باشد. البته این کاهش موقتی بوده و از 60 روز به بعد در سطح 0/05 درصد و از 30 روز به بعد در سطح 0/25 درصد یک روند افزایشی مشاهده شد که احتمالاً به‌دلیل پدیدار شدن جامعه میکروبی متحمل به SDBS می‌باشد. اصولاً وقتی ریزجانداران به‌طور ممتد در معرض غلظت بالایی از آلاینده‌ها قرار گیرند، به‌تدریج با سازگاری‌های فیزیولوژیک، آستانه تحمل خود را افزایش می‌دهند. حتی در غلظت‌های بالاتر آلاینده و زمان‌های طولانی‌تر، ممکن است سازگاری‌های ژنتیکی نیز حاصل شود که پایدار بوده و به نسل‌های بعدی نیز منتقل می‌شود (آمیارد-تریکوئت، 2011). ویلک (1997) گزارش کرده است که SDBS در غلظت‌های بالاتر از 10 تا 50 میلی‌گرم بر کیلوگرم برای ریزجانداران خاک مضر است. السگارد و همکاران (2001a) گزارش کردند که کربن زیتوده میکروبی بعد از دو ماه، در هر دو تیمار با و بدون SDBS، تقریباً به نصف کاهش یافت. با این وجود نتایج تحقیق حاضر کاهش شدیدتر زیتوده میکروبی با زمان را در تیمارهای SDBS (به استثنای سطح 0/25 درصد) در مقایسه با شاهد نشان داد. کربن زیتوده میکروبی بعد از سه ماه انکوباسیون به‌میزان 24 درصد در تیمار شاهد و

[1] Carbon starvation

www.SID.ir

Archive of SID

به‌میزان 56/8 درصد در تیمار 0/01 درصد SDBS کاهش نشان داد.

همان‌طور که قبلاً بیان شد، میزان تنفس خاک در سطح 0/01 درصد SDBS و زمان‌های 7 و 15 روز به‌طور معناداری بیشتر از شاهد در زمان‌های مشابه بود، در حالی که برعکس کربن زیتوده در این تیمارها به‌طور معناداری کمتر از شاهد بود. السگارد و همکاران (2001a) معتقدند که علی‌رغم کاهش زیتوده یا جمعیت میکروبی ممکن است اثرهای مهارکنندگی سورفکتانت براساس تنفس میکروبی، به‌طور ناقص یا کامل جبران شود. فریدل و همکاران (1999) با اعمال 0/05 درصد آلکیل بنزن سولفونات غیرخطی (ABS)[1] به یک خاک گزارش کردند که تنفس میکروبی 32 درصد افزایش یافته، در حالی که زیتوده میکروبی 60 درصد کاهش یافت. آنان این کاهش را نشانه کاهش کارایی مصرف کربن[2] دانستند که منجربه اتلاف کربن زیتوده میکروبی از طریق تشدید تنفس می‌گردد. نتایج مشابهی توسط السگارد و همکاران (2001b) گزارش شده است. با این حال، السگارد و همکاران (2001a) بر اساس گزارشات سایر محققان معتقد هستند که آلاینده‌های خاک از جمله SDBS تنفس برانگیخته توسط سوبسترا[3] را بیش از تنفس پایه[4] تحت تأثیر قرار می‌دهند، زیرا تنفس برانگیخته همبستگی بالایی با بخش فعال جامعه میکروبی خاک دارد و اثر منفی آلاینده‌ها بر این جامعه بیشتر است (علی‌اصغرزاد، 1389).

نیتروژن زیتوده میکروبی

نتایج به‌دست آمده از تجزیه واریانس (جدول 2) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر نیتروژن زیتوده میکروبی خاک در سطح احتمال یک درصد معنادار بود.

مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای و گروهی اثرهای SDBS و زمان بر نیتروژن زیتوده میکروبی در شکل 3 نشان داده شده است. شکل 3-الف نشان می‌دهد که نیتروژن زیتوده میکروبی در روز دوم انکوباسیون با افزایش سطح SDBS افزایش یافت و با گذشت زمان در همه سطوح SDBS (به استثنای شاهد) کاهش نشان داد. شدت این کاهش با افزایش سطح SDBS بیشتر شد. کاهش نیتروژن زیتوده میکروبی با زمان در بالاترین سطح SDBS (0/25 درصد) تا یک ماه ادامه داشته و سپس افزایش معناداری را نشان داد که می‌تواند به خاطر پیدایش جامعه میکروبی متحمل باشد. شکل 3- ب نیز کاهش نیتروژن زیتوده میکروبی با افزایش سطح SDBS را نشان می‌دهد. برای اولین بار گودنو و همکاران (1972) گزارش کردند که برخی گونه‌های جنس *ازتوباکتر*[5] قادرند از SDBS به عنوان منبع کربن و انرژی استفاده کرده و نیتروژن مولکولی هوا را تثبیت نمایند. آنان نشان دادند که با جایگزینی مانیتول به جای SDBS فعالیت این باکتری‌ها کاهش یافت. این محققان مشاهده کردند که ***Azotobacter chroococcum*** قادر بود 100 درصد SDBS افزوده شده به محیط کشت را ظرف مدت 48 ساعت تجزیه نماید، در حالی که ***Azotobacter beijerinckii*** بعد از 72 ساعت تنها 19 درصد از آن را تجزیه کرد. این در حالی است که ***Acetobacter peroxydans*** و ***Chromobacterium iodinum*** نتوانستند SDBS را تجزیه نمایند. لذا، افزایش نیتروژن زیتوده خاک در تیمارهای SDBS ممکن است به علت افزایش فعالیت ازتوباکترها یا سایر باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن که نسبت به حضور SDBS حساسیت کمتری داشته و قادرند از آن تغذیه نمایند، باشد. شوکور و همکاران (2009) گزارش کردند که باکتری ***Klebsiella oxytoca*** توانست در مدت 10 روز تقریباً صد در صد سورفکتانت سدیم دودسیل سولفات (SDS)[6] را در خاک تجزیه کند. اکثر گونه‌های این جنس و مخصوصاً گونه یا شده، توانایی تثبیت زیستی نیتروژن را نیز دارند. برخی گونه‌های ***Pseudomonas*** و ***Enterobacter*** نیز که به‌عنوان تجزیه‌کننده‌های مؤثر سورفکتانت‌ها شناخته شده‌اند، قادر هستند نیتروژن را به صورت زیستی تثبیت نمایند (الوسولا و بنجامین، 2009).

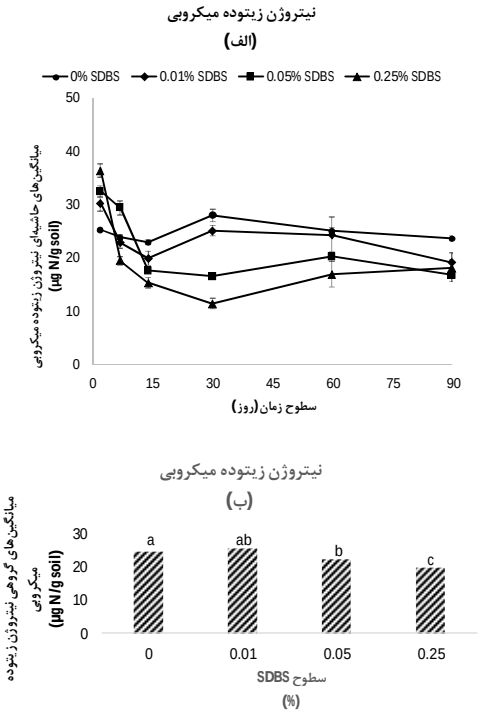
فسفر زیتوده میکروبی

نتایج به‌دست آمده از تجزیه واریانس (جدول 2) نشان می‌دهد که اثرهای SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر فسفر زیتوده میکروبی در سطح احتمال یک درصد معنادار بود.

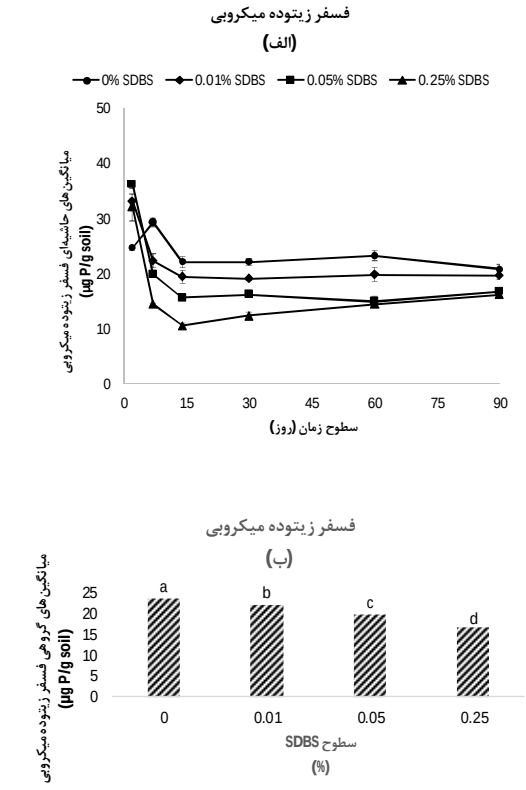
1. Non-linear alkyl benzene sulfonate
2. Carbon use efficiency
3. Substrate-induced respiration
4. Basal respiration
5. *Azotobacter*
6. Sodium dodecyl sulfate

www.SID.ir

Archive of SID



شکل 3- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر نیتروژن زیتوده میکروبی (P<0/05). در شکل 1-الف سطوح ۲،۱، 3، 4، 5، 6 و 7 به ترتیب بیانگر زمان‌های 2، 7، 14، 30، 60، 90 روز هستند



شکل 4- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر فسفر زیتوده میکروبی (P<0/05). در شکل 1-الف سطوح ۲،۱، 3، 4، 5، 6 و 7 به ترتیب بیانگر زمان‌های 2، 7، 14، 30، 60، 90 روز هستند

www.SID.ir

Archive of SID

مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای و گروهی اثرهای SDBS و زمان بر فسفر زیتوده میکروبی در شکل 4 نشان داده شده است. شکل 4- الف نشان می‌دهد که بیشترین مقدار فسفر زیتوده میکروبی مربوط به تیمارهای SDBS در روز دوم انکوباسیون بود که بعد از یک هفته انکوباسیون به‌شدت کاهش یافت و به دنبال آن تغییرات ناچیز بود، گرچه در سطح 0/25 درصد SDBS افزایش معناداری در روزهای پایانی انکوباسیون مشاهده می‌شود. شکل 4- ب نیز کاهش فسفر زیتوده میکروبی با افزایش سطح SDBS را نشان می‌دهد. با توجه به اینکه برخی گونه‌های *ازتوباکتر* در زمره باکتری‌های حل‌کننده فسفات[1] می‌باشند (نصرتی و همکاران، 2014)، لذا انتظار می‌رود که تحریک رشد این باکتری‌ها از طریق افزودن SDBS منجربه انحلال فسفات‌های نامحلول خاک و ضمیمه شدن آن‌ها به زیتوده میکروبی شده باشد. همچنین، اغلب جنس‌های باکتری که در بخش نیتروژن زیتوده میکروبی به‌عنوان تجزیه کنندگان مؤثر سورفکتانت نام برده شدند، توان انحلال فسفات‌های معدنی و آلی نامحلول را دارند و می‌توانند فسفر زیتوده میکروبی را افزایش دهند (سیما و همکاران 2013). روند تغییرات زمانی نیتروژن و فسفر زیتوده تا حدودی شبیه به کربن زیتوده است با این تفاوت که از روز دوم تا هفتم افزایش آن‌ها مشاهده نمی‌شود. این امر احتمالاً به دلیل عدم وجود عناصر نیتروژن و فسفر در ساختار SDBS می‌باشد. افزایش نیتروژن و فسفر زیتوده در سطوح بالای SDBS و در اواخر دوره انکوباسیون احتمالاً به دلیل ایجاد جامعه میکروبی متحمل می‌باشد که به ناچار برای حفظ نسبت C/N و C/P سلول‌ها، نیتروژن و فسفر زیتوده افزایش یافته است.

سهم میکروبی

نتایج به‌دست آمده از تجزیه واریانس (جدول 2) نشان می‌دهد که اثرهای سطح SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر سهم میکروبی در سطح احتمال یک درصد معنادار بود.

مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای و گروهی اثرهای SDBS و زمان بر سهم میکروبی در شکل 5 نشان داده شده است. شکل 5-الف نشان می‌دهد که تغییرات سهم میکروبی مشابه تغییرات کربن زیتوده است. علت این است که تغییرات کربن آلی خاک کم بوده و لذا سهم میکروبی تابع کربن زیتوده خواهد بود. همچنین، شکل 5- ب نشان می‌دهد که سهم میکروبی در همه سطوح SDBS در مقایسه با شاهد کاهش یافت.

سهم متابولیک

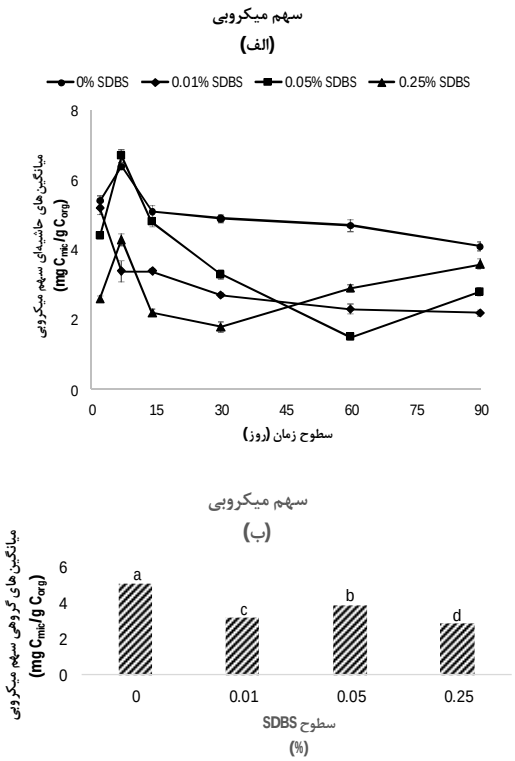
نتایج به‌دست آمده از تجزیه واریانس (جدول 2) نشان می‌دهد که اثرهای سطح SDBS و زمان و اثر متقابل آن‌ها بر سهم متابولیک در سطح احتمال یک درصد معنادار بود.

مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای و گروهی اثرهای SDBS و زمان بر سهم متابولیک در شکل 6 نشان داده شده است. مقایسه شکل 6- الف نشان می‌دهد که سهم متابولیک خاک در همه سطوح SDBS با زمان کاهش یافت، هرچند که در سطح 0/01 درصد و زمان‌های 14 و90 روز یک افزایش معنادار مشاهده شد. افزایش سهم متابولیک در روز 14 احتمالاً به‌دلیل اثر تحریکی آلاینده بر متابولیسم میکروبی و تشدید تنفس می‌باشد. ولی با تداوم حضور آلاینده، توان متابولیک میکروبی رو به کاهش رفته و سهم میکروبی نیز تلقیل یافته است. در سطوح بالاتر SDBS، احتمالاً اثر بازدارندگی شدید سبب ایجاد روند نزولی سهم متابولیک با زمان شده است. همچنین، به‌نظر می‌رسد که افزایش سهم متابولیک در روز 90 ناشی از آزاد شدن محتویات سلولی میکروب‌ها متعاقب مرگ آن‌ها باشد که سبب تحریک تنفس شده است. حداکثر این شاخص در سطح 0/25 درصد و روز دوم ملاحظه شد. بالا بودن سهم متابولیک در روز دوم انکوباسیون به‌ویژه در بالاترین سطح SDBS به دلیل مقابله ریزجانداران با آلاینده و حفظ بقاء می‌باشد که با صرف انرژی بیشتر (تنفس شدیدتر) حاصل می‌شود. این حالت در سطح 0/01 درصد تا روز پانزدهم ادامه یافت، ولی در غلظت‌های بالاتر SDBS به‌دلیل اثرهای بازدارندگی، جامعه میکروبی نتوانسته است بعد از روز دوم به بعد سوخت و ساز خود را بالا نگه دارد. همچنین، شکل 6- ب نشان می‌دهد که سهم متابولیک در همه سطوح SDBS (به استثنای سطح 0/05) در مقایسه با شاهد افزایش یافت. افزایش سهم متابولیک در غلظت‌های 0/01 و 0/25 درصد به‌دلیل کاهش کربن زیتوده میکروبی (شکل 2-ب) است. درحالی که افزایش کربن زیتوده میکروبی (شکل 2- ب) در غلظت 0/05 درصد سبب عدم افزایش سهم متابولیک شده و به لحاظ آماری تفاوت معناداری با شاهد ندارد.

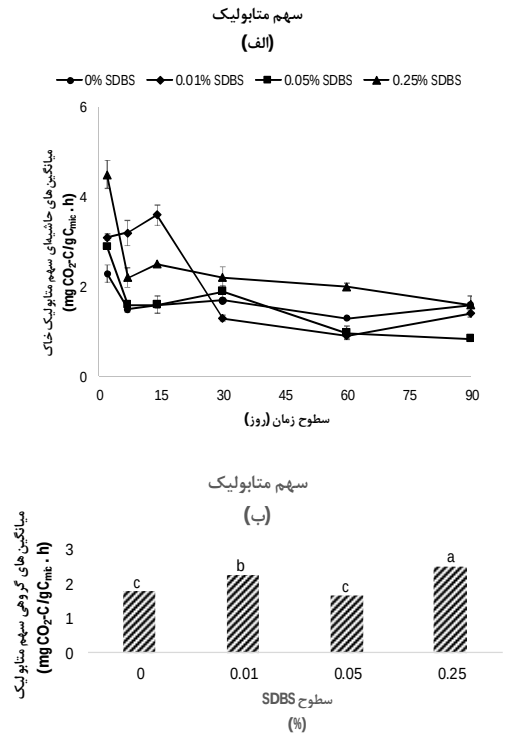
[1] Phosphate solubilizing bacteria

www.SID.ir

Archive of SID



شکل 5- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر سهم میکروبی (P<0/05). در شکل 1- الف سطوح ۱،۲، 3، 4، 5، 6 و 7 به ترتیب بیانگر زمان‌های 2، 7، 14، 30، 60، 90 روز هستند



شکل6- مقایسه میانگین‌های حاشیه‌ای (الف) و گروهی (ب) اثرهای SDBS و زمان بر سهم متابولیک خاک (P<0/05). در شکل 1-الف سطوح ۱،۲، 3، 4، 5، 6 و 7 به ترتیب بیانگر زمان‌های 2، 7، 14، 30، 60، 90 روز هستند

www.SID.ir

Archive of SID

نتیجه‌گیری

تنفس میکروبی خاک در هر سطح SDBS با زمان کاهش یافت. این روند برای کربن زیتوده میکروبی خاک نیز مشاهده شد که علت آن می‌تواند تحت تنش بودن جامعه میکروبی خاک در سطوح پایین SDBS و ایجاد تحمل القایی در سطوح بالاتر باشد. نیتروژن زیتوده میکروبی خاک در تیمارهای SDBS افزایش یافت که علت آن می‌تواند افزایش فعالیت باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن که نسبت به حضور SDBS حساسیت کمتری داشته و قادرند از آن تغذیه نمایند، باشد. بیشترین مقدار فسفر زیتوده میکروبی مربوط به تیمارهای SDBS در روز دوم انکوباسیون بود که بعد از یک هفته به‌شدت کاهش یافت و به دنبال آن تغییرات ناچیز بود. به‌طور کلی، بالاتر از سطح 0/05 درصد SDBS، اثرهای بازدارندگی سورفکتانت بر شاخص‌های زیستی شدیدتر بوده و انتظار می‌رود که این شاخص‌ها قابلیت برگشت نداشته باشند. ولی در غلظت‌های پایین‌تر، جامعه میکروبی می‌تواند خود را بازسازی کند. پیشنهاد می‌شود اثر SDBS بر جمعیت و فعالیت باکتری‌های تثبیت‌کننده نیتروژن به‌ویژه ازتوباکترها که از حل‌کننده‌های فسفات نیز می‌باشند، مورد مطالعه قرار داده شود.

فهرست منابع:

1. علی‌اصغرزاد ن. 1385. روش‌های آزمایشگاهی در بیولوژی خاک (ترجمه)، انتشارات دانشگاه تبریز.
2. علی‌اصغرزاد ن. 1389. میکروبیولوژی و بیوشیمی خاک (ترجمه)، انتشارات دانشگاه تبریز.
3. مصطفائی خروانق م.، علی اصغرزاد ن.، اوستان ش. 1396. تحمل القایی در جمعیت میکروبی ناشی از آلودگی خاک (PICT) با سطوح مختلف لوریل بنزن سولفونات. محیط زیست طبیعی، مجله منابع طبیعی ایران. جلد 70، شماره 3، صفحات 685-697.
4. Ahmed, F., Ishiguro M. and 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.
5. Aliasgharzad, N., Molaei A., Oustan, S. 2011. Pollution induced community tolerance (PICT) of microorganisms in soil incubated with different levels of Pb. World Academy of Science, Engineering and Technology 5: 12-20.
6. Allison, L.E. and Moodie, C.D. 1965. Carbonates. p. 1379-1396. In: Black, C.A. (ed.) Method of Soil Analaysis. Part 3. ASA and SSSA, Madison, WI.
7. Amiard-Triquet C., Rainbow P.S. and Romeo, M. 2011.Tolerance to Environmental Contaminants.CRC press.
8. Bragadin, M., Perin G., Raccanelli S. and Manente, S. 1996. The accumulation in lysosomes of the anionic detergent linear alkylbenzene sulfonate. Environmental Toxicology and Chemistry 15:1749-1751.
9. Chapman, H. D. 1965. Cation exchange capacity. p. 891-901. In: Black C.A. (ed.) Methods of soil analysis. Part 2. ASA and SSSA, Madison, WI.
10. del Mar Sánchez-Peinado, M., González-López J., Rodelas B., Galera V., Pozo C. and Martínez-Toledo, M.V. 2008. Effect of linear alkylbenzene sulfonates on the growth of aerobic heterotrophic cultivable bacteria isolated from an agricultural soil. Ecotoxicology 17:549-557.
11. Ebina, J., Tsutsui T. and Shirai, T. 1983. Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation. Water Research 17:1721-1726.
12. Elsgaard, L., Petersen S.O. and Debosz, K. 2001_a. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 1. Short-term effects on soil microbiology. Environmental Toxicology and Chemistry 20:1656-1663.

www.SID.ir

Archive of SID

13. Elsgaard, L., Petersen S.O., Debosz, K. 2001b. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 2. Effects on soil microbiology as influenced by sewage sludge and incubation time. Environmental Toxicology and Chemistry 20:1664–1672.
14. Friedel, J. K. , Langer T., Rommel J., Siebe C., Kaupenjohann, M. 1999. Increase in denitrification capacity of soils due to addition of alkylbenzene sulfonates. Biology and Fertility of Soils 28:397–402.
15. Gee, G. W. and Bauder, J. W. 1986. Particle-size analysis. p. 383–412. In: Klute A.(ed.). Methods of Soil Analysis. Part 1. ASA and SSSA, Madison, WI.
16. Goodnow, R.A. and Harrison, A.P. 1972. Bacterial degradation of detergent compounds. Applied Microbiology 24:555-560.
17. Housaindokht, M.R., Moosavi-Movahedi A.A., Moghadasi J. and Jones, M.N. 1993. Interaction of glucose oxidase with ionic surfactants: a microcalorimetric study. International Journal of Biological Macromolecules 15:337-341.
18. Jensen, J. 1999. Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment. Science of the Total Environment 226:93-111.
19. Jensen, J., Smith S.R., Krogh P.H., Versteeg D.J. and Temara, A. 2007. European risk assessment of LAS in agricultural soil revisited: species sensitivity distribution and risk estimates. Chemosphere 69:880-892.
20. Kirkham, M.B. 2014. Principles of Soil and Plant Water Relations. Academic Press.
21. Lierop, W.V. 1990. Soil pH and lime requirement determination. p.73-126 In: Westerman R.L. (ed.). Soil Testing and Plant Analysis. SSSA, Madison, WI.
22. Litz, N. Doering H.W., Thiele M. and Blume, HP. 1987. The behavior of linear alkylbenzenesulfonate in different soils: A comparison between field and laboratory studies. Ecotoxicology and Environmental Safety 14: 103–116.
23. Malkomes, H.P., Wohler B. 1983. Testing and evaluating some methods to investigate side effects of environmental chemicals on soil microorganisms. Ecotoxicology and Environmental Safety 7:284–294.
24. Mao, X., Jiang R., Xiao W. and Yu, J. 2015. Use of surfactants for the remediation of contaminated soils: a review. Journal of Hazardous Materials 285:419-435.
25. Mungray, A.K. and Kumar, P. 2008. Anionic surfactants in treated sewage and sludges: risk assessment to aquatic and terrestrial environments. Bioresource Technology 99:2919-2929.
26. Mungray, A.K. and Kumar, P. 2009. Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: a review. International Biodeterioration and Biodegradation 63:981-987.
27. Nelson, D.W. and Sommers, L.E. 1982. Total carbon, and organic matter. p. 539-580. In: Page A.L. (ed.). Methods of Soil Analysis. Part 2,ASA and SSSA, Madison, WI.
28. Nosrati, R., Owlia P., Saderi H., Rasooli I., Ali Malboobi, M. 2014. Phosphate solubilization characteristics of efficient nitrogen fixing soil Azotobacter strains.Iranian Journal of Microbiology. 6:285-95.
29. Olusola, A.O. and Benjamin, A.O.2009. Biodegradation of synthetic detergents in wastewater. African Journal of Biotechnology 8:1090-1109.
30. Pozo, C., Rodelas B., Calvo C., Martínez-Toledo M.V. and González-López, J. 2003. Linear alkylbenzene sulfonates (LAS) on soil microbial activity. Journal of Food, Agriculture and Environment 1:348-350.
31. Rhoades, J. D. 1996. Salinity: Electrical conductivity and total dissolved salts. p. 417-436. In: Sparks D. L. (ed.). Methods of soil analysis. Part 3. SSSA and ASA, Madison, WI.
32. Seema, B.S., Riyaz, Z.S., Mrugesh, H.T. and Thivakaran, A.G. 2013. Phosphate solubilizing microbes: sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. SpringerPlus 2:587- 601.

www.SID.ir

Archive of SID

33. Shukor, M.Y., Husin, W.S.W., Rahman, M.F.A., Shamaan, N.A., and Syed, M.A. 2009. Isolation and characterization of an SDS-degrading Klebsiella oxytoca. Journal of Environmental Biology 30: 129-134.
34. Sterzel, W. 1997. Toxicology of surfactants used in cosmetics. p. 557-571. In: Reiger M.M. and Rhein L.D. (eds.). Surfactants in cosmetics, 2nd ed. Marcel Dekker: New York.
35. Swisher, R.D. 1986. Surfactant Biodegradation, CRC Press.
36. Venhuis, S.H. and Mehrvar, M. 2004. Health effects, environmental impacts, and photochemical degradation of selected surfactants in water. International Journal of Photoenergy 6:115-125.
37. Vinther, F.P., Mortensen G.K. and Elsgaard, L. 2003. Effects of linear alkylbenzene sulfonates on functional diversity of microbial communities in soil. Environmental Toxicology and Chemistry 22:35-39.
38. Wadaan, M. and 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.
39. Wilke, B.M. 1997. Effects of non-pesticides organic pollutans on soil microbial activity. Advances in GeoEcology 30: 117-132.

www.SID.ir

Archive of SID

Impact of Sodium Dodecylbenzene Sulfonate (SDBS) On Some Soil Biological Indices

A. Barzegar Ganbari, S. Oustan[1], N. Aliasgharzad, and M. R. Neyshabouri

Former MSc student of University of Tabriz; E-mail: alibarzegar41@yahoo.com
Professor, University of Tabriz; E-mail: oustan@hotmail.com
Professor, University of Tabriz; E-mail: n-aliasghar@tabrizu.ac.ir
Professor, University of Tabriz; E-mail: neyshmr@hotmail.com

Received: April, 2018 & Accepted: October, 2018

Abstract

The aim of this study was to assess the impact of SDBS on some biological indices including microbial respiration, microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus, microbial quotient and metabolic quotient in a soil from Osku area. The experiment was conducted as repeated measures with between-subjects factor of SDBS at four levels of 0, 0.01, 0.05 and 0.25% and within-subjects variable of time intervals at six levels of 2, 7, 15, 30, 60 and 90 days with three replications. Based on results, all biological indices declined (except for metabolic quotient which increased) in comparison with the control after application of SDBS. Soil microbial respiration decreased over time in each level of SDBS and the corresponding values were significantly lower at 0.01 and 0.05% of SDBS than those at zero and 0.25% of SDBS. This trend was also observed for soil microbial biomass carbon. Being soil microbial community under stress at 0.01 and 0.05% of SDBS and induction of tolerance at 0.25% of SDBS could explain these results. Soil microbial biomass nitrogen on the second day of incubation increased with increasing the SDBS level and decreased over time in all levels of SDBS (expect for control). Increasing microbial nitrogen biomass in the SDBS treated soils might be due to increasing the activity of Azotobacters or other nitrogen-fixing bacteria which are less sensitive to SDBS and are able to feed through it. The highest values of microbial biomass phosphorus were recorded in SDBS treated soils on the second day of incubation, but the values severely decreased after one week and thereafter the changes were negligible.

Keywords: Metabolic quotient, Microbial biomass, Microbial quotient, Soil biological activity, Surfactant

[1] Corresponding author: Soil Science Department, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz.

www.SID.ir