نشریه آبیاری و زهکشی ایران
شماره 2، جلد 10، خرداد - تیر 1395، ص. 220-208

Iranian Journal of Irrigation and Drainage
No. 2, Vol. 10, May.-Jun. 2016, p. 208-220

اثرات آبیاری طولانی‌مدت با پساب تصفیه‌خانه پرکندآباد بر برخی خصوصیات شیمیایی و زیستی خاک

سامان حاجی‌نمکی[1]، حجت امامی[2*]، امیر فتوت[3]، غلامحسین حق‌نیا[4]

تاریخ دریافت: 1394/12/4 تاریخ پذیرش: 1395/3/26

چکیده

استفاده مجدد از فاضلاب تصفیه شده در آبیاری محصولات کشاورزی یکی از روش‌های مدیریتی برای مقابله با کمبود آب در مناطق خشک و نیمه‌خشک است. هدف از این مطالعه بررسی اثرات 10 ساله آبیاری با پساب بر ویژگی‌های شیمیایی و زیستی خاک در مکان‌های مختلف حاشیه رودخانه کشف‌رود مشهد بود. نمونه‌برداری از 8 نقطه با 3 تکرار در فواصل یک کیلومتری حاشیه اراضی رودخانه صورت گرفت، نمونه شاهد آبیاری شده با آب زیرزمینی و مدیریت کشت مشابه نیز انتخاب شد. نتایج نشان داد آبیاری با پساب سبب افزایش pH و شوری نسبت به شاهد به ترتیب به میزان 4 و 18 درصد شد. هم‌چنین پساب سبب افزایش غلظت عناصر سنگین Zn، Fe، Pb شد، اما این افزایش کم‌تر از حد سمیت بود و تغییرات غلظت Ni و Cd ناچیز بود. تیمار پساب باعث افزایش معنی‌دار نسبت کربن میکروبی به آلی، تنفس و زیست توده میکروبی نسبت به شاهد شد. ضریب متابولیکی در نمونه‌های آبیاری با پساب نسبت به شاهد کاهش معنی‌داری داشت. نتایج نشان می‌دهد آبیاری با پساب به‌طور کلی اثرات سوئی نداشت و باعث بهبود ویژگی‌های گفته شده در خاک گردید، ولی به علت ورودی‌های متفاوت پساب به رودخانه تغییر در فعالیت‌های زیستی و شیمیایی در طول مسیر متفاوت بود.

واژه‌های کلیدی: پساب، تصفیه خانه پرکندآباد، زیست توده میکروبی، عناصر سنگین

مقدمه

کمبود منابع آب یکی از مسائل مهم کشاورزی به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک از قبیل ایران است. بهره‌برداری بیش از حد آب زیرزمینی در کشاورزی، صنعت و مصارف خانگی سرانجام منجر به تشدید کمبود آب می‌شود. بنابراین چالش پیش‌روی بخش کشاورزی در این مناطق پیدا کردن منابع جدید آب برای آبیاری است. یکی از راه‌هایی که در سال‌های اخیر بیش‌تر رایج شده استفاده مجدد از فاضلاب است (Lado and Ben-Hur., 2009, Travis et al., 1993, Morugán-Coronado et al., 2011). استفاده از پساب صنعتی و خانگی برای آبیاری نه تنها استفاده از منابع آب شیرین را کاهش می‌دهد بلکه عناصر غذایی موجود در فاضلاب موجب افزایش سریع رشد محصولات کشاورزی می‌شوند و از طرفی در کاهش مصرف کودهای شیمیایی نقش دارد (Mekki et al., 2006, Rhee et al., 2011). با این حال جدا از ارزش عناصر غذایی و مواد آلی، پساب حاوی مقدار زیادی آلودگی‌ها مانند نمک‌ها، ترکیبات آلی سمی، پاتوژن‌ها، باقی‌مانده‌های بیمارستانی و فلزات سنگین مختلف است (Alvarez-Bernal et al., 2006, Pedrero et al., 2010). ، که ممکن است در خاک تجمع پیدا کنند و در درازمدت خطراتی را بر کیفیت خاک داشته باشند (Friedel et al., 2000). خطرات ناشی از آبیاری با پساب را می‌توان با کاهش غلظت مواد موجود در فاضلاب از بین برد و فاضلاب را تصفیه کرد. بنابراین پساب مورد استفاده در بخش کشاورزی را می‌توان تحت شرایط کنترل شده توصیه کرد که این کار برای به حداقل رساندن خطرات ناشی ازآلاینده‌های سمی بر خاک و محصولات کشاورزی است (Al-Lahham et al., 2003). اثرات آبیاری با پساب بر ویژگی‌های فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک توسط بسیاری از محققان مورد مطالعه قرارگرفته است (Pedrero et al., 2010, Kayikcioglu., 2012)، اما بسیاری از این مطالعات بر اساس استفاده مستقیم از فاضلاب تصفیه نشده در آبیاری خاک‌های کشاورزی است. در واقع مقدار زیادی از پسابی که در بخش کشاورزی استفاده می‌شود به‌صورت غیرمستقیم وارد رودخانه‌ها می‌شود و از آن-جا در بخش کشاورزی مورد استفاده قرار می‌گیرند. آبیاری با این آب

1- دانشجوی کارشناسی ارشد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
2- دانشیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
3- دانشیار، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
4- استاد، گروه علوم خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه فردوسی مشهد
(*- نویسنده مسئول: Email: hemami@um.ac.ir)

رودخانه‌ها ممکن است تأثیراتی بر ویژگی‌های خاک مانند pH، شوری، ظرفیت تبادل کاتیونی، قدرت بافری، آلاینده‌های سمی و عناصر پرمصرف و کم‌مصرف گیاه داشته باشد (Alvarez-Bernal et al., 2006). ویژگی‌های زیستی خاک (اجزای کربن آلی و فعالیت زیستی) نسبت به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی تحت تأثیر مستقیم خصوصیات خاک و فاضلاب هستند وخیلی سریع تغییر می‌کنند (Truu et al, 2008., Chen et al., 2009, Liang., 2012).

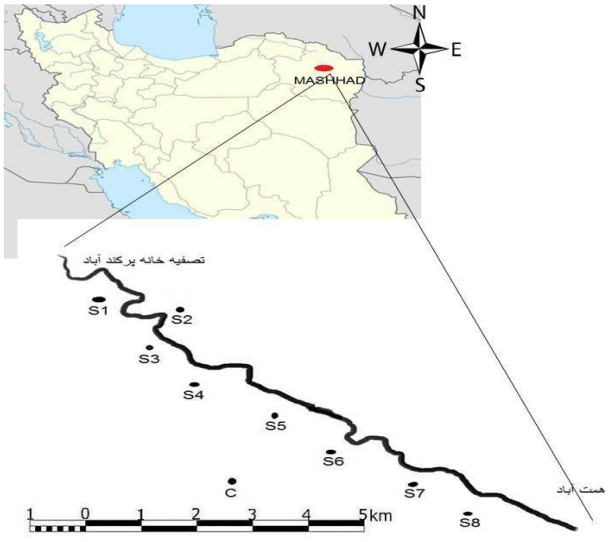
در بسیاری از کشورهای خاورمیانه که با مشکل کمبود آب مواجه هستند استفاده از پساب جایگزین خوبی در کشاورزی است. پساب نه تنها منبع جایگزین آب شرب در کشاورزی است بلکه آبیاری با پساب می‌تواند اثرات سودمندی شامل تغذیه آب‌های زیرزمینی (Asano and Cotruvo., 2004)، افزایش عناصر غذایی در خاک و گیاه (Anderson., 2003)، ماده آلی و درنتیجه حاصلخیزی خاک داشته باشد (Friedel et al., 2000, Jueschke et al., 2008, Chen et al., 2008). بااین‌حال پساب بسته به کیفیت (نمک‌ها، عناصر سنگین یا آلاینده‌های فلزی) و منبع آن ممکن است بر جمعیت میکروبی خاک و گیاه اثرگذار باشد (Chen et al., 2008). برخی از پژوهشگران گزارش کرده‌اند که آبیاری با پساب اثرات مثبتی بر کل جمعیت میکروبی و فعالیت آنزیمی در خاک‌های مختلف دارد (Barkle et al., 2000, Goyal et al., 1995). در مکان‌های آبیاری شده با پساب انتقال عناصر سنگین و عوامل بیماری‌زا به آب‌های زیرزمینی وجود دارد. به‌عنوان مثال کربن آلی محلول موجود در پساب و لجن فاضلاب سبب انتقال عوامل بیماری‌زا و عناصر سنگین می‌شود (Bolan et al, 2011, Müller et al, 2007, Tam and Wong, 1996). آبیاری با پساب به‌طورکلی به محصولات کشاورزی محدود نمی‌شود (Blumenthal et al, 2000) و سبب افزایش آب‌گریزی خاک و کاهش نفوذ آب به خاک در طول زمان می‌شود (Tarchitzky et al, 2007, Wallach et al, 2005). در پاکستان 26 درصد صیفی‌جات تولیدی با پساب آبیاری می‌شوند (Ensink et al, 2004)، در هانوی ویتنام 80 درصد صیفی‌جات با پساب آبیاری می‌شوند (Lai, 2000). در غنا آبیاری از آب رودخانه‌ای که پساب وارد آن می‌شود برای کشاورزی استفاده می‌شود (Keraita and Drechsel, 2004). در شهر مشهد نیز آبیاری طولانی‌مدت اراضی کشاورزی با پساب‌های شهری صورت می‌گیرد. این پساب‌های صنعتی و شهری مشهد که وارد رودخانه کشف‌رود می‌شوند در پایین‌دست مورد استفاده خاک‌های کشاورزی قرار می‌گیرند. حوضه رودخانه فصلی کشف‌رود یکی از مهم‌ترین مناطق آبیاری اراضی با فاضلاب و پساب شهری است که ضمن تامین عناصر غذایی پرمصرف (ازت، فسفر)، کم‌مصرف و افزایش مواد آلی بر روی فلزات سنگین هم تأثیرگذار است. زمین‌های کشاورزی در این منطقه در 10 سال گذشته با آب رودخانه کشف‌رود آبیاری شده‌اند. فاضلاب‌های صنعتی و شهری پس از تصفیه اولیه در تصفیه خانه پرکند آباد مشهد وارد رودخانه می‌شوند. با این‌حال ممکن است شامل مقدار قابل توجهی از عناصر غذایی و آلاینده‌ها باشند. با توجه به اهمیت موضوع لازم است اثر طولانی‌مدت آبیاری با رودخانه کشف‌رود که منشا آن تصفیه خانه پرکندآباد است، بر کیفیت خاک بررسی و مطالعه شود. بنابراین هدف از انجام این مطالعه: بررسی غلظت فلزات سنگین در خاک‌های حاشیه رودخانه کشف رود پس از آبیاری طولانی‌مدت با پساب تصفیه خانه پرکندآباد و مقایسه پاسخ میکروبی به آبیاری طولانی‌مدت در زمین‌های حاشیه رودخانه کشف‌رود است.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد نظر در حاشیه رودخانه کشف‌رود با طول حدود 8 کیلومتر در بخش شمال شهر مشهد و بین 34°59 تا 36°59 طول شرقی و 22°36 تا23°36 عرض شمالی قرارگرفته است (شکل 1). این منطقه دارای متوسط بارندگی سالیانه 209 میلی‌متر (کم‌تر از میانگین بارش سالیانه کشور، 250 میلی‌متر)، درجه حرارت سالیانه 15/6 درجه سانتی‌گراد و میزان تبخیر سالانه 2225 میلی‌متر است. پساب‌های خارج شده از تصفیه خانه پس از وارد شدن به آب رودخانه فصلی کشف رود برای آبیاری محصولات کشاورزی مورداستفاده قرار می‌گیرد. علاوه‌بر پساب تصفیه شده، در پایین دست هم فاضلاب‌های دیگری وارد رودخانه می‌شود که به دلیل تغییرات فصلی و حتی روزانه این منابع ورودی، ویژگی‌های آن متغییر است. نمونه‌برداری از زمین‌های کشاورزی حاشیه رودخانه که به مدت 10 سال با پساب آبیاری شده بودند از عمق 30-0 سانتی‌متر و با سه تکرار انجام شد. نمونه‌برداری قبل از کشت گیاه گندم در بهمن 1393 انجام گرفت. از هر نقطه سه نمونه خاک به‌صورت تصادفی جمع‌آوری و مخلوط و نمونه مرکب تهیه شد. نمونه‌های خاک به ترتیب از بالادست تا پایین‌دست اراضی حاشیه رودخانه شامل نقاط S1، S2، S3، S4، S5، S6، S7، S8 با فاصله حدود یک کیلومتر از یکدیگر بودند. علاوه براین سه نمونه خاک که با آب زیرزمینی آبیاری شده بودند و مدیریت کشت مشابه با نقاط آبیاری شده با پساب داشتند به‌عنوان خاک شاهد (C) در نظر گرفته شدند (شکل 1). از نقاطی که نمونه خاک جمع آوری شد با همان فواصل نمونه آب هم برداشته شد. نمونه‌ها پس از جمع آوری به آزمایشگاه خاکشناسی دانشکده کشاورزی دانشگاه فردوسی مشهد منتقل شدند. سپس جهت آنالیزهای شیمیایی قسمتی از خاک هوا خشک و از الک 2 میلی متری عبور داده شد. هم‌چنین برای اندازه‌گیری تنفس و زیست توده میکروبی قسمتی از خاک از الک 2 میلی‌متری عبور و تا زمان اندازه‌گیری در دمای 4 درجه سانتی‌گراد نگهداری شد.

آنالیزهای نمونه‌های خاک

pH خاک با دستگاه pH متر مدل 632 Ohmmeter در گل اشباع و شوری با هدایت سنج الکتریکی (مدل JENWAY 4310) در عصاره اشباع (Richards., 1954) اندازه‌گیری شد. بافت خاک به روش پیپت (Schipper et al., 1996)، کربن آلی خاک به روش Walkley and Black (1934) و غلظت عناصر سنگین با استفاده از عصاره‌گیر DTPA و با دستگاه جذب اتمی (Lindsay and Norvell., 1978) تعیین شد. اندازه‌گیری زیست‌توده میکروبی به روش تدخین- استخراج (Vance et al., 1987) و تنفس میکروبی پایه به روش Isermeyer (1952) و هم‌چنین شاخص‌های نسبت کربن میکروبی به کربن آلی (C_{mic}/ C_{org}) و ضریب متابولیکی خاک ($qCO2$) با استفاده از سه پارامتر کربن آلی خاک، تنفس پایه و توده زنده میکروبی اندازه‌گیری شدند. شاخص C_{mic}/ C_{org} از تقسیم توده کربن میکروبی به کربن آلی خاک و ضریب متابولیکی خاک (qCO_2) به‌عنوان شاخص حساس برای تعیین اثر تنش‌های غیر زیستی مثل شوری بر فعالیت میکروبی خاک است (Boyerahmadi et al., 2011). تحت شرایط تنش این ضریب افزایش می‌یابد، زیرا ریز جانداران خاک برای حفظ توده زنده خود به‌صرف انرژی بیش‌تری نیاز دارند (Anderson., 2003). ضریب متابولیکی ($qCO2$) از تقسیم تنفس پایه به کربن توده زنده میکروبی به دست آمدند (Anderson., 2003).



شکل 1- نقاط نمونه‌برداری شده اراضی حاشیه رودخانه کشف رود

آنالیزهای آماری

جهت تجزیه و تحلیل پارامترهای اندازه‌گیری شده با دو منبع آب آبیاری از نرم‌افزار Jamp8 استفاده شد. ویژگی‌های شیمیایی و فعالیت‌های زیستی خاک با استفاده از تجزیه واریانس و مقایسه میانگین (HSD) برای بررسی اثر استفاده از پساب بر ویژگی‌های خاک، نسبت به نمونه‌های شاهد صورت گرفت. برای مقایسه تمام داده‌ها از سطح معنی‌داری 5 درصد استفاده شد.

نتایج و بحث

نتایج نشان داد pH و EC پساب رودخانه در محدوده آب‌های متعارف و طبیعی بودند، به طوری که pH در حد خنثی (6/6 تا 7/2) و شوری بین (0/7- 1/8) دسی‌زیمنس بر متر بود. هم‌چنین فلزات سنگین موجود در پساب نیز بسیار کم و خارج از حد تشخیص دستگاه جذب اتمی بودند. بررسی مکانی روند داده‌ها نشان می‌دهد با افزایش فاصله نسبت به تصفیه خانه و مناطق پایین‌دست رودخانه، به علت ورود فاضلاب‌های تصفیه نشده فرعی غلظت مواد موجود در پساب افزایش می‌یابد. بافت خاک اراضی حاشیه رودخانه از بالادست به پایین‌دست دارای مقداری تغییرات می‌باشد (جدول 1). نتایج نشان داد مقدار رس در نمونه‌های S4 و S6 به‌طور معنی‌داری (سطح 5%) بیش‌تر از بقیه نمونه‌ها و شاهد بود (جدول 1). در پژوهش حاضر تمام پارامترهای اندازه‌گیری شده به علت تغییر در خصوصیات منطقه و تغیرات غلظت پساب در طول رودخانه روند یکسانی را نشان نداد.

pH خاک بر روی حلالیت عناصر و فلزات سنگین و هم‌چنین معدنی شدن ماده آلی تأثیر گذار است. تغییرات pH خاک به علت خاصیت بافری بالای خاک به ویژه در خاک‌های آهکی به آسانی امکان پذیر نمی‌باشد. خاک مناطق مورد مطالعه به نسبت قلیایی و مقدار pH آن‌ها بین 7/4 تا 8/5 بود (شکل 2). آبیاری با پساب در طول 10 سال گذشته نشان داد در اکثر نقاط افزایش معنی‌داری (سطح 5%) در pH خاک نسبت به آبیاری با آب چاه ایجاد شده است، که با نتایج (Adrover et al., 2012) هم‌خوانی دارد. در اکثر نقاط به جز نقطه S2، مقدار pH افزایش یافته است و بیشترین افزایش pH در نقطه S3 مشاهده می‌شود (شکل 2) که افزایش pH احتمالا به علت زیاد بودن بی کربنات و افزودن آهک به پساب در طی فرآیندهای تصفیه می‌باشد (Ghasemi and Danesh., 2010). با آن‌که روند دقیقی در مورد pH در خاک‌های حاشیه رودخانه دیده نمی‌شود، اما بعد از نقطه S4 تا حدودی روند افزایش pH دیده می‌شود، این افزایش در پایین‌دست ممکن است به خاطر ترکیبات شیمیایی پساب در پایین‌دست، از قبیل آمونیوم باشد (Liang et al., 2014). هم‌چنین گزارش‌شده است که کاربرد طولانی‌مدت پساب تصفیه شده سبب افزایش pH به علت غلظت بالای کاتیون‌هایی از قبیل سدیم، کلسیم و منیزیم در آب می‌شود (Schipper et al., 1996).

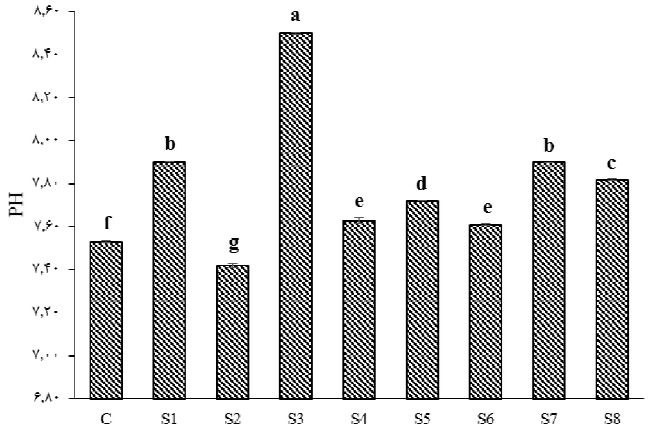
پساب دارای مقدار زیادی از نمک‌های محلول هست که باعث افزایش در مقدار شوری خاک می‌شوند و به‌طورکلی اثر منفی بر خصوصیات خاک دارند (Pescod., 1992). تغییرات شوری خاک بین 1/3 تا 5/35 دسی زیمنس بر متر و بیش‌ترین مقدار شوری مربوط به

نمونه‌های S2 و S6 بود، که بالا بودن شوری در نقطه S2 بر اساس مقدار کم رس در این نقطه قابل توجیه است اما در مورد نقطه S6 و هم‌چنین سایر نقاط (S1، S4 و S8) علاوه بر ترکیب فاز جامد خاک، کیفیت فاضلاب‌های ورودی به این نقاط در افزایش معنی‌دار EC نسبت به شاهد (سطح 5%) اثر بیش‌تری داشته است (شکل 3). گزارش کردند (Candela et al., 2007) آبیاری با پساب طی دوره 3 و 5 ساله سبب افزایش در مقدار شوری خاک گردید، این در حالی است که (Meli et al., 2002) و (Adrover et al., 2012) گزارش کردند آبیاری با پساب باعث کاهش شوری خاک می‌شود. به‌طورکلی می‌توان گفت افزایش شوری در خاک‌های پایین‌دست به علت ورود پساب‌های فرعی به آبراهه اصلی، زیاد شدن غلظت املاح و تبخیر شدن آب می‌باشد.

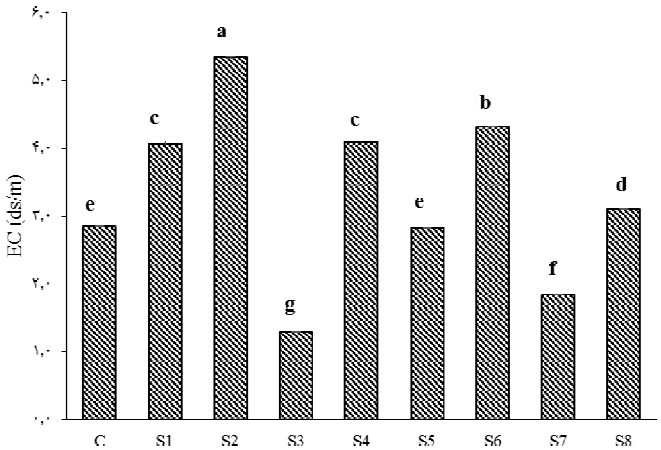
جدول 1- توزیع اندازه ذرات خاک در نقاط مورد مطالعه

	C	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
Texture	L	CL	SiL	L	SiCL	L	SiCL	SiL	L
Sand	30/16b	29/5bc	25/83d	24/33d	19/33e	28/33c	15/66f	29/33bc	33/83a
Silt	45/66e	43/33f	54/83a	49/16cd	50/33c	49/16cd	48/5d	52/66b	44/83ef
Clay	24/14d	27/16c	19/33f	26/5c	30/33b	22/5e	35/83a	18g	21/33e

(S1، S2، S3،نقاط آبیاری شده با پساب، C: نقطه آبیاری شده با آب چاه، L: loam، CL: clay loam، SiL: Silt loam، SiCL: Silt Clay Loam، حروف متفاوت در هر ردیف نشان دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح 5% می‌باشد)

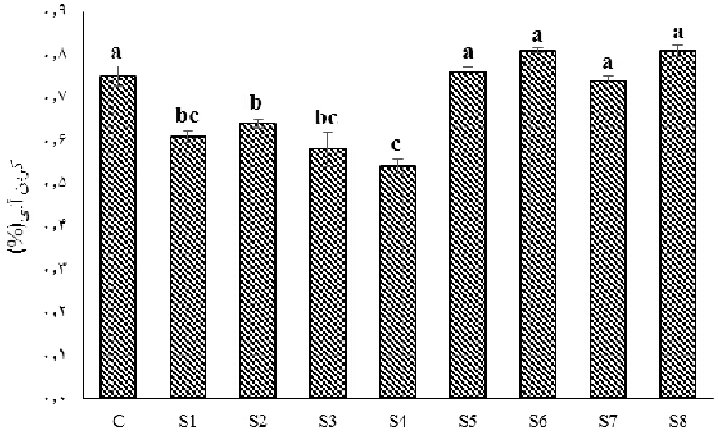


شکل 2- مقایسه میانگین pH در خاک‌های مختلف (حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح 5% بین نمونه‌های آبیاری شده با پساب و شاهد)



شکل 3- مقایسه میانگین EC در خاک‌های مختلف (حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح 5% بین نمونه‌های آبیاری شده با پساب و آب چاه)

آبیاری با پساب طی یک دوره 10 ساله نشان داد با اینکه مقدار کربن آلی در نقاط پایین دست رودخانه (S5، S6، S7 و S8) نسبت به شاهد افزایش داشت، ولی در سطح 5% معنی‌دار نبود (شکل4)، و در نقاط بالادست رودخانه به طور معنی‌داری کم‌تر از شاهد بود که ممکن است به علت بالا بودن شوری و غلظت زیاد برخی عناصر سنگین در پساب سبب کاهش منابع کربن خاک مثل ریزجانداران خاک و گیاهان شده باشد. در برخی مطالعات گزارش شده است آبیاری با پساب طی دوره‌های 15، 20 و 80 ساله باعث افزایش مقدار ماده آلی خاک می‌شود (Meli et al., 2002, Adrover et al., 2012, Friedel et al., 2000) این در حالی است که (Kayikcioglu., 2012) گزارش کردند آبیاری با پساب تأثیری بر کربن آلی خاک نداشته و بافت خاک و شرایط منطقه تأثیر بیش‌تری بر مقدار کربن آلی دارند (Heinze et al., 2014). مطالعات نشان می‌دهد آبیاری طولانی‌مدت با پساب سبب افزایش مستقیم و غیرمستقیم مقدار کربن آلی و عناصر غذایی می‌شود (Mancino and Pepper., 1992, Kiziloglu et al., 2008)، که ناشی از غلظت بالای ترکیبات آلی در پساب کاربردی می‌باشد. هم‌چنین (Alvarez-Bernal et al., 2006) گزارش کردند که آبیاری با پساب به مدت 25 سال افزایش معنی‌داری در مقدار ماده آلی خاک سطحی داشته است. در برخی اراضی کشاورزی به علت کاربرد کودهای شیمیایی و وارد شدن آن‌ها از طریق زهکشی به پساب در مناطق دیگر که برای آبیاری مورد استفاده قرار می‌گیرند سبب می‌شود که این نیتروژن و فسفر مورد استفاده ریز جانداران قرارگرفته و در نهایت ماده آلی خاک کاهش پیدا کند (Liang et al., 2014).



شکل 4- مقایسه میانگین کربن آلی در خاک‌های مختلف (حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح 5% بین نمونه‌های آبیاری شده با پساب و آب چاه)

اگرچه غلظت عناصر سنگین ممکن است در پساب کم باشد، اما کاربرد طولانی‌مدت آن (10 سال) باعث افزایش معنی‌داری بر غلظت کل عناصر از قبیل نیکل، کادمیم، آهن، سرب، روی و مس در خاک نسبت به شاهد می‌شود که بستگی به مقدار رس خاک دارد (Liang et al., 2014). حرکت و انتقال عناصر سنگین در خاک به مقدار رس، ظرفیت تبادل کاتیونی و pH بستگی دارد (Kabata-pendia and Pendia, 2001). برای مثال در برخی مطالعات گزارش‌شده است که جذب عناصر سنگین در خاک با افزایش pH (Naidu et al., 1997, Violante et al., 2010)، ماده آلی (Lair et al., 2007)، CEC (Buchter et al., 1989, Kwon et al., 2010)، مقدار آهن (Karpukhin and Ladonin., 2008) و اکسید منگنز (Brown and Parks., 2001, Stahl and James., 1991) افزایش پیدا می‌کند و از فاز محلول خارج می‌شود. در بسیاری از مطالعات گزارش‌شده است عناصر سنگین از طریق اصلاح‌کننده‌های آلی از قبیل پساب، لجن فاضلاب و تجمع کود در لایه‌های سطحی تجمع پیدا می‌کنند. (Rattan et al., 2005) گزارش کردند آبیاری 20 ساله با پساب افزایش معنی‌داری بر غلظت فاز محلول عناصر روی، مس، آهن، سرب و نیکل در خاک داشته است.

در این پژوهش افزایش در مقدار عناصر طی آبیاری با پساب نسبت به آب چاه مشاهده شد، ولی به علت غلظت کم عناصر در پساب ورودی به خاک، غلظت آن‌ها در خاک کم بود. سرب خاک در نمونه‌های آبیاری شده با پساب نسبت به نمونه شاهد افزایش معنی‌داری (سطح 5%) داشت. بیش‌ترین مقدار سرب در نمونه‌های S1، S2 و S6 مشاهده شد (جدول 2) و در نقاط پایین‌دست مسیر رودخانه مقدار آن کاهش پیدا کرد، که ممکن است به دلیل ورود منابع آبی باشد که مقدار سرب فراهم کم‌تری داشته‌اند. هم‌چنین

همبستگی منفی بین مقدار سرب و ماده آلی خاک وجود دارد، ماده آلی خاک سبب ایجاد کمپلکس‌های قوی با سرب می‌شود و مقدارش در فاز محلول کاهش می‌یابد با توجه به افزایش کربن آلی در نقاط پایین دست این نتیجه دور از انتظار نیست. علاوه براین سرب نسبت به مس، روی و کادمیم بیش‌تر تحت تأثیر pH است و به مقدار بیش‌تری توسط ماده آلی تثبیت می‌شود. هرچه pH خاک بیش‌تر شود حلالیت سرب در خاک کم می‌شود (Violante et al., 2010)، بنابراین چون pH در نمونه‌های پایین‌دست بیش‌تر شده است مقدار سرب محلول خاک کاهش پیدا کرده است. غلظت آهن در تمامی نقاط نسبت به شاهد افزایش معنی‌داری داشت و در نقطه S1 مقدار آهن محلول بیش‌تر از سایر نقاط بود که ناشی از آهن موجود در پساب است (جدول 2). از این نقطه تا S3 مقدار آهن در خاک کاهش یافته است که به علت کم بودن ماده آلی خاک می‌باشد و دوباره در طی مسیر از نقطه S4 تا انتها غلظت آهن در خاک افزایش یافته است که با نتایج (Mohammad and Mazahreh., 2003) هم‌خوانی دارد که گزارش کردند اگرچه مقدار آهن در پساب کم می‌باشد اما به خاطر تشکیل کلیت آهن با ماده آلی مقدارش در خاک آبیاری شده با پساب که ماده آلی زیاد دارند افزایش پیدا کرده است. تشکیل کلیت مکانیزم اصلی افزایش فاز محلول عناصر غذایی در خاک‌های آبیاری شده با پساب در خاک‌های خشک و قلیایی می‌باشد. (Henze and Comeau., 2008) گزارش کردند آبیاری با پساب باعث افزایش در مقدار آهن و روی در خاک می‌شود.

روند تغییرات مس در طول اراضی حاشیه رودخانه کشف رود زیاد نبود ولی به‌طورکلی در نقاط پایین‌دست مقدار مس افزایش یافت و در نقاط S6، S7 و S8 افزایش معنی‌داری (سطح 5%) نسبت به نمونه شاهد مشاهده شد (جدول 2)، این افزایش مشابه با آهن به علت زیاد شدن غلظت آن در پساب‌های فرعی است. مقایسه مقادیر روی، نیکل و کادمیوم خاک نشان داد که مشابه با مس تغییرات چندانی بین مقدار این عناصر در نقاط آبیاری شده با پساب و شاهد وجود نداشت، اگرچه در مواردی تفاوت آن‌ها از نظر آماری معنی‌دار بود ولی میزان افزایش این عناصر نسبت به شاهد چشم‌گیر نبود. حلالیت فلزات در خاک ناشی از pH و کربن آلی است، به طوری که افزایش مقدار ماده آلی منجر به افزایش شکل قابل‌جذب اکثر فلزات به‌جز منگنز می‌شود (Sorosh et al., 2007) مقدار روی فقط در نقطه S5 نسبت به شاهد افزایش معنی‌داری داشت (سطح 5%) که مشابه با آهن و تا حدودی سایر عناصر ذکر شده است، بنابراین وجود منبع جدیدی از این عناصر در فاصله 5 کیلومتری از تصفیه خانه در نتیجه پساب‌های فرعی بیش‌تر نمایان می‌شود. (Wang et al., 2003) گزارش کردند آبیاری با پساب طی دوره طولانی‌مدت در مقدار روی درخاک اثری نداشت. به طورکلی غلظت کادمیم و نیکل در خاک کم بود و همان‌طور که گفته شد تغییر چندانی در طول مسیر رودخانه نداشتند. زیرا پساب مورداستفاده از نوع شهری و خانگی بوده و غلظت نیکل و کادمیم در این نوع پساب‌ها کم است. هر چند غلظت نیکل و کادمیم در برخی نقاط نسبت به شاهد از نظر آماری معنی‌دار بود (جدول 2) و آبیاری محصولات کشاورزی در پی استفاده مداوم از آب امکان‌پذیر است و ممکن است برای سلامتی انسان خطر بالقوه‌ای محسوب شود. به همین دلیل، آبی که از این فاضلاب‌ها وارد رودخانه می‌شود باید بااحتیاط در بخش کشاورزی، به‌خصوص در مناطق پایین‌دست مورداستفاده قرار گیرد.

جدول 2- مقایسه میانگین مقدار فراهم عناصر سنگین در خاک‌های مختلف

	C	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8
Pb	0/52f	1/48a	1/42ab	1/21c	0/88d	0/88d	1/37b	0/87d	0/63e
Fe	2/99e	6/21a	4/47c	2/52f	3/9d	5/08b	3/95d	4/4c	5/99b
Cu	2/55c	2/52c	2/53c	2/55c	2/56c	2/42d	3/06a	2/81b	2/8b
Zn	0/76c	0/738c	0/85b	0/706cd	0/618e	1/05a	0/678d	0/717cd	0/863b
Ni	0/406bc	0/268d	0/266d	0/296d	0/256d	0/338cd	0/54a	0/5ab	0/414bc
Cd	0/066a	0/044d	0/064ab	0/064ab	0/058abc	0/055bc	0/056abc	0/051cd	0/048cd

(در هر ردیف حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح5% بین نمونه‌های آبیاری شده با پساب و آب چاه)

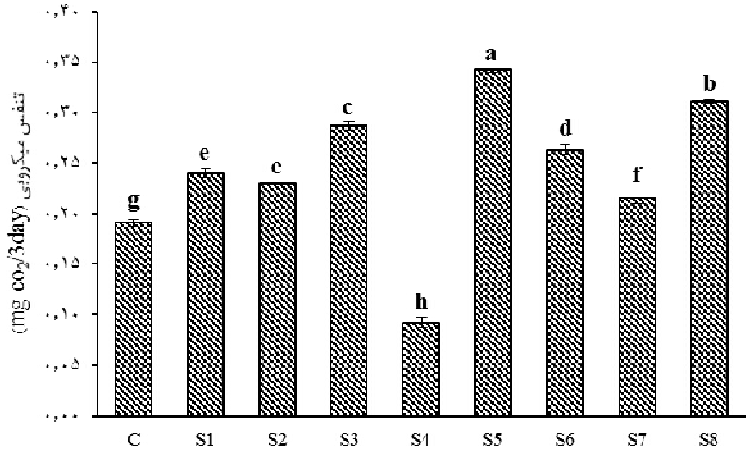
تنفس میکروبی در برخی نقاط آبیاری شده با پساب نسبت به شاهد افزایش معنی‌داری داشت (شکل 5). در نقطه S4 مقدار تنفس کم‌تر از همه نمونه‌ها و حتی شاهد بود، این کاهش را می‌توان به کم بودن مقدار کربن آلی و از طرفی بالا بودن مقدار pH و شوری این خاک نسبت داد (شکل 5). از طرفی (Adrover et al., 2012) و (Heinze et al., 2014) گزارش کردند آبیاری با پساب تأثیری بر تنفس میکروبی نداشت، ولی تأثیر بافت خاک بر تنفس میکروبی مهم‌تر بود و بیان کردند میزان تنفس میکروبی در خاکی با 13 درصد رس نسبت به 30 درصد رس بیش‌تر بود. به‌طورکلی فعالیت‌های زیستی در خاک‌هایی با pH در محدوده خنثی بیش‌تر از خاک‌هایی با pH بالا و کم می‌باشد. (Dar., 1997) گزارش کرد که کاربرد فاضلاب سبب افزایش مقدار کربن و نیتروژن در خاک می‌شود و در

نهایت سبب افزایش تنفس میکروبی در خاک می‌شود.

هم‌چنین (Meli et al., 2002) نشان دادند که تنفس میکروبی در خاک‌های آبیاری شده با پساب به‌طور معنی‌داری افزایش داشته، که به دلیل افزایش عناصر غذایی موجود در پساب است. این در حالی است که کاهش تنفس میکروبی براثر افزودن پساب در پژوهش‌های متعددی گزارش‌شده است. به‌عنوان‌مثال، (Banerjee et al., 1997) گزارش کردند که پساب‌های صنعتی نه تنها حاوی عناصر غذایی و مواد آلی هستند بلکه حاوی عناصر سنگین نیز هستند که می‌توانند مدت طولانی در خاک باقی بمانند و باگذشت زمان غلظت‌اشان در خاک به حد سمیت برای موجودات خاک برسد. از آن‌جا که غلظت فلزات سنگین در این خاک‌ها کم بود (کم‌تر از حد مجاز طبق جدول 3) و نه تنها سبب ایجاد محدودیت برای ریزجاندران خاک نمی‌شود و حتی با فراهم نمودن عناصر غذایی مثل آهن و روی به ویژه در نقاط انتهایی باعث افزایش فعالیت ریزجاندران و تنفس میکروبی شده‌اند.

جدول 3- حداکثر غلظت مجاز فلزات سنگین و مقدار مجاز افزایش در خاک (Shariati., 1995)

عنصر	حداکثر غلظت مجاز در خاک خشک (ppm)	حداکثر افزایش به خاک ($kgha^{-1}yr^{-1}$)
Cd	3	0/033
Cr	100	2
Cu	100	2
Ni	50	0/33
Pb	100	2
Zn	300	5

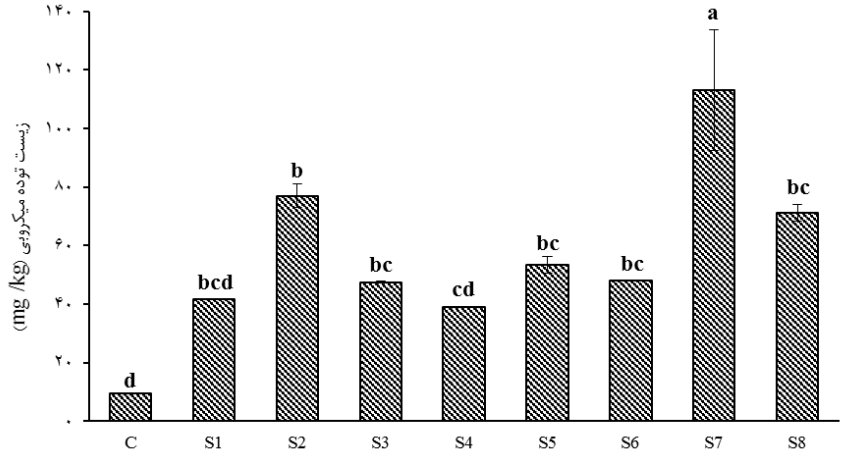


شکل 5- مقایسه میانگین تنفس میکروبی در خاک‌های مختلف (حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح 5% بین نمونه‌های آبیاری شده با پساب و آب چاه)

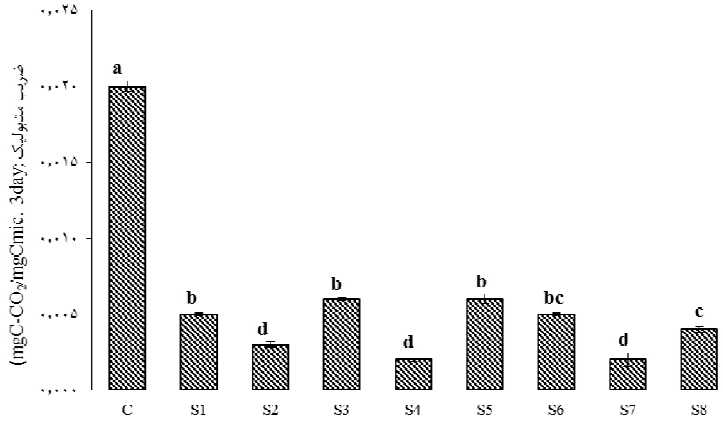
زیست‌توده میکروبی فاکتور مهمی است که معدنی شدن بسیاری از عناصر را بر عهده دارد (Raubuch and Joergensen., 2002). زیست‌توده میکروبی خاک‌های آبیاری شده با پساب نسبت به نمونه شاهد در تمامی نقاط افزایش داشت (شکل 6)، که با نتایج (Adrover et al., 2012) و (Friedel et al., 2000) هم‌خوانی دارد. افزایش زیست‌توده میکروبی در نقاط (S2، S3، S5، S6، S7 و S8) نسبت به شاهد معنی‌دار بود، که ناشی از کم بودن غلظت فلزات سنگین و افزایش کربن آلی خاک نسبت به شاهد و ایجاد شرایط مناسب برای رشد ریز جانداران بوده است. (Chen et al., 2008) و (Friedel et al., 2000) گزارش کردند که آبیاری با پساب بر فعالیت و بیومس میکروبی اثرات مثبتی دارد که به خاطر تجزیه راحت مواد آلی و عناصر غذایی می‌باشد. (Adrover et al., 2012) گزارش کردند که همبستگی بالای مثبتی بین ماده آلی و پارامترهای بیولوژیکی وجود دارد. (Frenk et al., 2014) گزارش کردند آبیاری با پساب طی 4 سال باعث افزایش مقدار زیست‌توده میکروبی در خاک شد. به نظر می‌رسد در نقطه S4 به دلیل کربن آلی کم و شوری بالا مقادیر پارامترهای زیستی نسبت به سایر نقاط پایین است. در نقطه S6 به علت زیاد بودن کربن آلی، انتظار می‌رود مقادیر پارامترهای زیستی بیش‌تر باشد اما به خاطر مقدار رس زیاد در این نقطه، احتمالا شرایط مناسبی از نظر تهویه وجود نداشته است و هم‌چنین شوری زیاد خاک،

مقادیر پارامترهای زیستی در آن بالا نیست.

ضریب متابولیکی خاک (qCO_2) به‌عنوان شاخص حساس برای تعیین اثر تنش‌های غیر زیستی مثل شوری بر فعالیت میکروبی خاک است (Boyerahmadi et al., 2011). تحت شرایط تنش این ضریب افزایش می‌یابد، زیرا ریز جانداران برای حفظ توده زنده خود به‌صرف انرژی بیش‌تری نیاز دارند (Anderson., 2003). همان‌طور که مشاهده می‌شود اثر آبیاری با پساب بر ضریب متابولیکی خاک در تمامی نقاط نسبت به شاهد کاهش معنی‌داری داشته است (شکل 7). به‌طوری‌که آبیاری با پساب سبب کاهش مقدار آن در تمامی نمونه‌ها شده است. کاهش مقدار ضریب متابولیکی را می‌توان به زیاد شدن مقدار کربن آلی خاک و غلظت عناصر غذایی کم مصرف مثل آهن، روی و مس نسبت داد. (Meli et al., 2002) گزارش کردند که میزان qCO_2 در خاک‌های آبیاری شده با پساب کاهش معنی‌داری می‌یابد که نشان‌دهنده تامین انرژی و مواد غذایی مورد نیاز جامعه میکروبی خاک توسط این مواد است. چنین شرایطی در خاک‌های مورد بررسی نیز به وجود آمده است و سبب کاهش ضریب متابولیکی شده است.



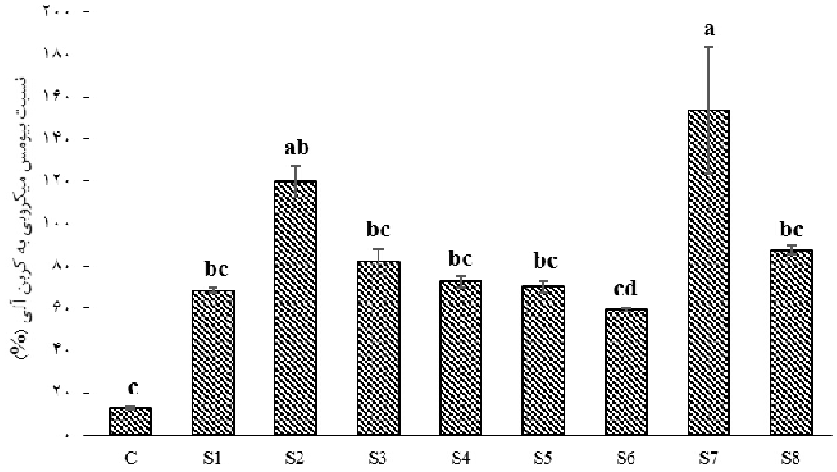
شکل 6- مقایسه میانگین بیومس میکروبی در خاک‌های مختلف (حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح 5% بین نمونه‌های آبیاری شده با پساب و آب چاه)



شکل 7- مقایسه میانگین ضریب متابولیکی در خاک‌های مختلف (حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح 5% بین نمونه‌های آبیاری شده با پساب و آب چاه)

زیاد شدن نسبت (C_{mic}/ C_{org}) در خاک نمایان‌گر افـزایش میـزان کربن پویای خاک و درنتیجه بهبود کیفیت خـاک از نظـر کـربن آلـی خاک است. به طور معمول تنش‌های محیطی سبب کاهش این نسبت در خاک می‌شوند. در شرایط تنش‌زا، کربن توده زنده میکروبی سریع‌تر از کل کربن آلی خاک کـاهش مـی‌یابـد (Banerjee et al., 1997, Anderson., 2003, Dai., 2004) همان‌طور که مشاهده می‌شـود افزودن پساب به خاک باعث افزایش معنـی‌دار ایـن نسـبت در خـاک شده است که این افزایش در مورد نمونه‌های S1، S2، S3، S4، S5، S7 و S8 معنی‌دار است (سطح 5%) (شکل 8). افزایش این نسبت در خاک به علت بهبود شرایط خاک از نظر تغذیه و شرایط محیطی است. ایـن نسبت با تنفس میکروبـی رابطـه عکـس دارد. (Anderson., 2003) بیان کرد

افزایش نسبت کربن میکروبی به کربن آلی خاک نشان مـی‌دهـد که افزودن پساب و زیاد شدن ماده آلی خـاک بـیش‌تـر صـرف رشـد میکروبی در مقایسه با تنفس میکروبـی و تولیـد انـرژی شـده اسـت. (Heinze et al., 2014) گـزارش کردنـد کـه qCO_2، C_{mic}/ C_{org} و کربن آلی خاک، بـیش‌تـر تحـت تـأثیر بافـت خـاک و زیسـت تـوده میکروبی بیش‌تر تحت تأثیر نوع آب آبیاری است.



شکل 8- مقایسه میانگین C_{mic}/ C_{org}در خاک‌های مختلف (حروف کوچک متفاوت نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در سطح 5% بین نمونه‌های آبیاری شده با پساب و آب چاه)

نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد که آبیاری طولانی مدت با آب رودخانه کشـف‌رود که پساب تصفیه خانه پرکندآباد مشهد و فاضلاب‌های فرعـی وارد آن می‌شود، بر ویژگی‌های شیمیایی و زیستی خاک تأثیرگذار است و باعث افزایش غلظت عناصر غذایی، مواد آلـی، شـوری و بـه میـزان انـدکی عناصر سنگین در خاک می‌شود. بنابراین بسته به خصوصیات خـاک و فاضلاب مدیریت مناسب انجام شود. به‌طورکلی افزایش غلظت عناصر سنگین خاک در حدی نبود که باعث ایجاد سمیت در خاک شـود، امـا کاربرد طولانی‌مدت آن ممکن اسـت باعـث افـزایش ایـن عناصـر در خاک و در نهایت آلودگی خاک شود. به طور کلـی آبیـاری بـا پسـاب باعث افزایش pH و EC نسبت به شاهد شد. هم‌چنین آبیاری با پساب به علت ورودی‌های متفاوت پساب، بر روی فعالیت‌های زیستی تـأثیر گذار بود وبه طور کلی، زیست توده، نسبت کربن میکروبـی بـه کـربن آلی و تنفس میکروبی در اثر آبیاری با پساب در بیش‌تر نقاط نسبت به شاهد افزایش نشان دادند و بالعکس مقدار ضریب متابولیکی در شاهد نسبت به نقاط آبیاری با پساب بیش‌تر بـود. اثـرات آبیـاری بـا پسـاب رودخانه بر روی ویژگی‌هـای زیسـتی خـاک در مکـان‌هـای مختلـف اراضی حاشیه رودخانه متفاوت بود، به طوری که در نقاط پایین دسـت رودخانه به دلیل ورود فاضلاب‌های فرعی، افزایش در مقدار کربن آلی در مقایسه با شاهد مشاهده شد. این افزایش در کـربن آلـی و عناصـر غذایی کم مصرف سبب افزایش فعالیت‌های زیسـتی خـاک و فـراهم شدن عناصر غذایی برای گیاهان می‌شود. با توجه به الگـوی متفـاوت مصرف آب در شهر مشهد و در نتیجـه تغییـرات دبـی آب رودخانـه و ترکیبات موجود در آن به منظـور بررسـی دقیـق‌تـر ترکیبـات پسـاب پیشنهاد می‌شود که در فصول مختلف، ویژگی‌های پساب مورد بررسی قرار گیرد.

منابع

قاسمی،س،ع و دانش،ش. 1389. تأثیر نوع فرآیند تصفیه بـر جمعیـت پاتوژنیک پساب خروجی تصـفیه خانـه‌هـای فاضـلاب. پنجمـین

Influence of Different Salinity Levels on Some Microbial Indices in the Presence and Absence of Plant's Living Roots. JWSS-Isfahan University of Technology. 14.51: 103-115.

Brown Jr,G.E., Parks,G.A. 2001. Sorption of trace elements on mineral surfaces:Modern perspectives from spectroscopics tudies,and commentson sorption inthemarine environment. International Geology Review. 43.11: 963-1073.

Buchter,B., Davidoff,B., Amacher,M.C., Hinz,C., Iskandar,I.K., Selim,H.M. 1989. Correlation of Freundlich Kd and n retention parameters with soils and elements. Soil Science. 148.5: 370-379.

Candela,L., Fabregat,S., Josa,A., Suriol,J., Vigués,N., Mas,J. 2007. Assessment of soil and groundwater impacts by treated urban wastewater reuse. A case study: Application in a golf course (Girona, Spain). Science of the total environment. 374.1: 26-35.

Chen,H., Hou,R., Gong,Y., Li,H., Fan,M., Kuzyakov,Y. 2009. Effects of 11 years of conservation tillage on soil organic matter fractions in wheat monoculture in Loess Plateau of China. Soil and Tillage Research. 106.1: 85-94.

Chen,W., Wu,L., Frankenberger,W.T., Chang,A.C. 2008. Soil enzyme activities of long-term reclaimed wastewater-irrigated soils. Journal of environmental quality, 37(5_Supplement), S-36.

Dai,J., Becquer,T., Rouiller,J.H., Reversat,G., Bernhard-Reversat,F., Lavelle,P. 2004. Influence of heavy metals on C and N mineralisation and microbial biomass in Zn-, Pb-, Cu-, and Cd-contaminated soils. Applied Soil Ecology. 25.2: 99-109.

Dar,G.H. 1997. Impact of lead and sewage sludge on soil microbial biomass and carbon and nitrogen mineralization. Bulletin of environmental contamination and toxicology. 58.2: 234-240.

Ensink,J.H., Mahmood,T., van der Hoek,W., Raschid-Sally,L., Amerasinghe,F.P. 2004. A nationwide assessment of wastewater use in Pakistan: An obscure activity or a vitally important one. Water policy. 6.3: 197-206.

Frenk,S., Hadar,Y., Minz,D. 2014. Resilience of soil bacterial community to irrigation with water of different qualities under Mediterranean climate. Environmental microbiology. 16.2:559-569.

کنگره ملی مهندسی عمران. دانشگاه فردوسی مشهد، 16-14 اردیبهشت.

Adrover,M., Farrús,E., Moyà,G., Vadell,J. 2012. Chemical properties and biological activity in soils of Mallorca following twenty years of treated wastewater irrigation. Journal of environmental management. 95: S188-S192.

Al-Lahham,O., El Assi,N.M., Fayyad,M. 2003. Impact of treated wastewater irrigation on quality attributes and contamination of tomato fruit.Agricultural Water Management. 61.1: 51-62.

Alvarez-Bernal,D., Contreras-Ramos,S.M., Trujillo-Tapia,N., Olalde-Portugal,V., Frías-Hernández, J.T., Dendooven,L. 2006. Effects of tanneries wastewater on chemical and biological soil characteristics. Applied Soil Ecology. 33.3:269-277.

Anderson,J. 2003. The environmental benefits of water recycling and reuse.Water Supply, 3(4), 1-10.

Anderson,T.H. 2003. Microbial eco-physiological indicators to asses soil quality. Agriculture, Ecosystems and Environment. 98.1: 285-293.

Asano,T., Cotruvo,J.A. 2004. Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. Water Research, 38.8: 1941-1951.

Banerjee,M.R., Burton,D.L., Depoe,S. 1997. Impact of sewage sludge application on soil biological characteristics. Agriculture, ecosystems & environment. 66.3: 241-249.

Barkle,G.F., Stenger,R., Singleton,P.L., Painter,D. J. 2000. Effect of regular irrigation with dairy farm effluent on soil organic matter and soil microbial biomass. Soil Research. 38.6: 1087-1097.

Blumenthal,U.J., Mara,D.D., Peasey,A., Ruiz-Palacios,G., Stott,R. 2000. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. Bulletin of the World Health Organization. 78.9: 1104-1116.

Bolan,N.S., Bell,K., Krishan,A.K., JaeWoo,C. 2011. Irrigating horticultural crops with recycled water: an Australian perspective. Journal of Horticultural Sciences. 6.1: 1-20.

Boyerahmadi,M., Raiesi,F., Mohammadi,J. 2010.

Removal of divalent heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and arsenic (III) from aqueous solutions using scoria: kinetics and equilibria of sorption. Journal of Hazardous Materials. 174.1: 307-313.

Lai,T. 2002. Perspectives of peri-urban vegetable production in Hanoi, background paper prepared for the action planning workshop for the CGIAR Strategic Initiative for Urban and Peri-urban Agriculture (SIUPA).

Lair,G.J., Gerzabek,M.H., Haberhauer,G. 2007. Sorption of heavy metals on organic and inorganic soil constituents. Environmental Chemistry Letters. 5.1: 23-27.

Liang,Q., Chen,H., Gong,Y., Fan,M., Yang,H., Lal,R., Kuzyakov,Y. 2012. Effects of 15 years of manure and inorganic fertilizers on soil organic carbon fractions in a wheat-maize system in the North China Plain. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 92.1: 21-33.

Liang,Q., Gao,R., Xi,B., Zhang,Y., Zhang,H. 2014. Long-term effects of irrigation using water from the river receiving treated industrial wastewater on soil organic carbon fractions and enzyme activities. Agricultural Water Management. 135: 100-108.

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, 42.3: 421-428.

Mancino,C.F., Pepper,I.L. 1992. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: Soil quality. Agronomy Journal. 84.4: 650-654.

Mekki,A., Dhouib,A., Aloui,F., Sayadi,S. 2006. Olive wastewater as an ecological fertiliser. Agronomy for sustainable development. 26.1: 61-67.

Meli,S., Porto,M., Belligno,A., Bufo,S.A., Mazzatura,A., Scopa,A. 2002. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition. Science of the Total Environment. 285.1: 69-77.

Morugán-Coronado,A., García-Orenes,F., Mataix-Solera,J., Arcenegui,V., Mataix-Beneyto,J. 2011. Short-term effects of treated wastewater irrigation on Mediterranean calcareous soil. Soil and Tillage Research, 112.1: 18-26.

Mohammad,M.J., Mazahreh,N. 2003. Changes in soil

Friedel,J.K., Langer,T., Siebe,C., Stahr,K. 2000. Effects of long-term waste water irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico. Biology and Fertility of Soils. 31.5: 414-421.

Goyal,S., Chander,K., Kapoor,K.K. 1995. Effect of distillery wastewater application on soil microbiological propertie sand plant growth. Environment and ecology.Kalyani. 13.1: 89-93.

Heinze,S., Chen,Y., El-Nahhal,Y., Hadar,Y., Jung,R., Safi,J., Marschner,B. 2014. Small scale stratification of microbial activity parameters in Mediterranean soils under freshwater and treated wastewater irrigation. Soil Biology and Biochemistry. 70: 193-204.

Henze,M., Comeau,Y. 2008. Wastewater characterization. Biological wastewater treatment: principles, modelling and design. IWA Publishing, London. 33-52.

Isermeyer,H. 1952. Eine einfache methode zur bestimmang der bodenatmung und der carbonate im Boden. Z.P. Flanzenernaehr Bodenkd 56: 26-38.

Jueschke,E., Marschner,B., Tarchitzky,J., Chen,Y. 2008. Effects of treated wastewater irrigation on the dissolved and soil organic carbon in Israeli soils.

Kabata-pendia,A., Pendia,H. 2001. Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton London, New York, Washington, D. C.413 Pp.

Karpukhin,M.M., Ladonin,D.V. 2008. Effect of soil components on the adsorption of heavy metals under technogenic contamination. Eurasian Soil Science. 41.11: 1228-1237.

Kayikcioglu,H.H. 2012. Short-term effects of irrigation with treated domestic wastewater on microbiological activity of a Vertic xerofluvent soil under Mediterranean conditions. Journal of environmental management. 102: 108-114.

Kiziloglu,F.M., Turan,M., Sahin,U., Kuslu,Y., Dursun,A. 2008. Effects of untreated and treated wastewater irrigation on some chemical properties of cauliflower (Brassica olerecea L. var. botrytis) and red cabbage (Brassica olerecea L. var. rubra) grown on calcareous soil in Turkey. Agricultural water management. 95.6: 716-724.

Kwon,J.S., Yun,S.T., Lee,J.H., Kim,S.O., Jo,H.Y. 2010.

Stahl,R.S., James,B.R. 1991. Zinc sorption by manganese-oxide-coated sand as a function of pH. Soil Science Society of America Journal. 55.5: 1291-1294.

Tam,N.F.Y., Wong,Y.S. 1996. Retention and distribution of heavy metals in mangrove soils receiving wastewater. Environmental Pollution. 94.3: 283-291.

Tarchitzky,J., Lerner,O., Shani,U., Arye,G.L. A.A., Lowengart-Aycicegi,A., Brener,A., Chen,Y. 2007. Water distribution pattern in treated wastewater irrigated soils: hydrophobicity effect. European journal of soil science, 58.3: 573-588.

Travis,M.J., Wiel-Shafran,A., Weisbrod,N., Adar,E., Gross,A. 2010. Greywater reuse for irrigation: effect on soil properties. Science of the Total Environment. 408.12: 2501-2508.

Truu,M., Truu,J., Ivask,M. 2008. Soil microbiological and biochemical properties for assessing the effect of agricultural management practices in Estonian cultivated soils. European Journal of Soil Biology. 44.2: 231-237.

Vance,E.D., Brookes,P.C., Jenkinson,D.S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil biology and Biochemistry. 19.6: 703-707.

Violante,A., Cozzolino,V., Perelomov,L., Caporale, A.G., Pigna,M. 2010. Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. Journal of soil science and plant nutrition. 10.3: 268-292.

Walkley,A., Black,I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil science. 37.1:29-38.

Wallach,R., Ben-Arie,O., Graber,E.R. 2005. Soil water repellency induced by long-term irrigation with treated sewage effluent. Journal of Environmental Quality. 34.5: 1910-1920.

Wang,Z., Chang,A.C., Wu,L., Crowley,D. 2003. Assessing the soil quality of long-term reclaimed wastewater-irrigated cropland. Geoderma. 114.3: 261-278.

fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. Communications in soil science and plant analysis. 34.9-10: 1281-1294.

Müller,K., Magesan,G.N., Bolan,N.S. 2007. A critical review of the influence of effluent irrigation on the fate of pesticides in soil. Agriculture, ecosystems environment. 120.2: 93-116.

Naidu,R., Kookana,R.S., Sumner,M.E., Harter,R. D., Tiller,K.G. 1997. Cadmium sorption and transport in variable charge soils: a review. Journal of Environmental Quality. 26.3: 602-617.

Pedrero,F., Kalavrouziotis,I., Alarcón,J.J., Koukoulakis,P., Asano,T. 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture review of some practices in Spain and Greece. Agricultural Water Management. 97.9:1233-1241.

Rattan,R.K., Datta,S.P., Chhonkar,P.K., Suribabu,K., Singh,A.K. 2005. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater a case study. Agriculture, Ecosystems & Environment. 109.3: 310-322.

Raubuch,M., Joergensen,R.G. 2002. C and net N mineralisation in a coniferous forest soil: the contribution of the temporal variability of microbial biomass C and N. Soil Biology and Biochemistry. 34.6: 841-849.

Rhee,H.P., Yoon,C.G., Son,Y.K., Jang,J.H. 2011. Quantitative risk assessment for reclaimed wastewater irrigation on paddy rice field in Korea.Paddy and Water Environment. 9.2: 183-191.

Richards,L.A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils.Soil Science. 78.2: 154.

Schipper,L.A., Williamson,J.C., Kettles,H.A., Speir, T.W. 1996. Impact of land-applied tertiary-treated effluent on soil biochemical properties. Journal of Environmental Quality. 25.5: 1073-1077.

Shariati, Parkand Abad refinery,M. 1995. Evaluation chemical quality of waste water and its application in irrigation. Iranian Journal of water and environment. 10: 51-55.

Iranian Journal of Irrigation and Drainage
No. 2, Vol. 10, May.-Jun. 2016, p. 208-220

نشریه آبیاری و زهکشی ایران
شماره2، جلد10، خرداد - تیر 1395، ص. 220-208

Effects of Long-Term Irrigation with Treated Wastewater of Parkand Abad Refinery on Some Soil Chemical and Biological Properties

S. Hajinamaki[1], H. Emami*[2], A. Fotovat[3], Gh. H. Haghnia[4]
Recived: Feb.23, 2016 Accepted: Jun.15, 2016

Abstract

Reusing of treated waste water (TWW) for agricultural irrigation is one of the common management strategies for dealing with water deficit in arid and semi-arid regions. The aim of this study was to investigate the effects of irrigation with TWW for ten years on some chemical and biological properties of irrigated soils in surrounding land of Kashafrud River located in Mashhad (Iran). The soil samples were collected from 8 points and 3 replications at intervals of 1 Km from surrounding lands of river. Also the soil sample that irrigated with underground water and had the same agricultural management practices was selected as control. The results showed that irrigation with TWW increased the soil pH and electrical conductivity (EC) in comparison to the control. Also, the TWW increased the concentration of zinc (Zn), iron (Fe), and lead (Pb), so that they were less than toxicity limits and the concentration changes of cadmium (Cd) and nickel (Ni) in soil due to TWW was negligible. Application of TWW significantly increased the ratio of C_{mic}/C_{org}, respiratory activity and microbial biomass in comparison to the control. The metabolic coefficient (qCO_2) values of irrigated soil samples with TWW were significantly less than that of control. The results of this research demonstrated that the irrigation with TWW did not only have adverse effects on soil properties and it also improved them. Furthermore, due to the different entrances of waste water into river, the soil chemical and biological properties were various in different points.

Keywords: Heavy metals, Microbial biomass, Parkand Abad refinery, Waste water

1, 2, 3 and 4- M.Sc. Student, Associate Professor and Professor Department of Soil Science, Agriculture College of Ferdowsi University of Mashhad, Respectively
(*- Corresponding Author Email: Hemami@um.ac.ir)