

اثر فاضلاب شهری و لجن حاصل شده از آن بر انتقال فلزات سنگین به عمق ستون خاک تحت کشت نعنای

مسعود شاکرمی^۱ و صفر معروفی^{۲*}

چکیده

برای ارزیابی کاربرد فاضلاب شهری و لجن فاضلاب بر آبشویی فلزات سنگین از ستون خاک، آزمایشی به صورت فاکتوریل بر پایه طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار در ۲۷ لایسیمتر انجام شد. فاکتورها، شامل سه نوع آب آبیاری: آب معمولی (W_1)، فاضلاب خام (W_2) و فاضلاب تصفیه شده (W_3)؛ سه سطح لجن فاضلاب: ۰ (S_1)، ۵۰ (S_2) و ۱۰۰ (S_3) تن در هکتار می باشند. پس از طراحی و آماده سازی لایسیمترها، گیاه نعنای در آنها کشت و میزان فلزات روی، سرب، نیکل و کادمیم موجود در زه آب لایسیمترها، بعد از هر نوبت آبیاری اندازه گیری شد. در مجموع، در طول فصل رشد، سیزده آبیاری صورت گرفت. نتایج نشان داد که با مصرف فاضلاب و لجن، فلزات سنگین (به جز کادمیم) به زه آب های خروجی انتقال می یابند؛ اما غلظت فلزات، بسیار پایین تر از مقدار مجاز ارائه شده در استانداردها می باشد. دامنه تغییرات روی (۰-۱/۶۶ میلی گرم در لیتر)، سرب (۰-۰/۰۵ میلی گرم در لیتر) و نیکل (۰-۰/۰۵ میلی گرم در لیتر) در نوسان بود. با وجود پایین تر بودن میزان فلزات نسبت به استانداردها، باید دقت ویژه ای در استفاده از فاضلاب (به ویژه فاضلاب خام) و لجن داشته باشیم؛ زیرا با گذشت زمان و تجزیه مواد آلی، این فلزات می توانند وارد آب های زیرزمینی شوند و برای انسان و محیط زیست خطر آفرین باشند.

واژه های کلیدی: عناصر سنگین، فاضلاب، لجن فاضلاب، مطالعات ستونی، نعنای.

ارجاع: شاکرمی م. و معروفی ص. ۱۳۹۸. اثر فاضلاب شهری و لجن حاصل شده از آن بر انتقال فلزات سنگین به عمق ستون خاک تحت کشت نعنای. مجله پژوهش آب ایران. ۳۳: ۹۱-۱۰۳.

۱- دانشجوی دکتری، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان.

۲- استاد، گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه بوعلی سینا همدان.

* نویسنده مسئول: smarofi@yahoo.com

تاریخ پذیرش: ۱۳۹۶/۰۶/۱۵

تاریخ دریافت: ۱۳۹۶/۰۱/۳۰

مقدمه

مناسب دارند (احمدآبادی و همکاران، ۱۳۹۱). تحقیقات نشان داده است گیاهان دارویی، به سبب مقاومت بالایشان به تنش فلزات سنگین، گیاهان مناسبی برای گیاه‌پالایی در خاک‌های آلوده به فلزات سنگین می‌باشند. همچنین، تحقیقات نشان داده است، فلزات سنگین جذب شده توسط گیاه، در اسانس ظاهر نخواهد شد (گوپتا و همکاران، ۲۰۱۳).

در حال حاضر، در سطح کشور، به‌ویژه در حواشی شهرهای بزرگ و مراکز استان‌ها، مناطق وسیعی با پساب‌ها آبیاری می‌شوند (بی‌نام، ۱۳۸۹؛ پیرصاحب و همکاران، ۱۳۹۱). در بیشتر مواقع، این استفاده غیراصولی است و موجب آلودگی محیط‌زیست، خاک و همچنین محصول تولیدی می‌گردد. از طرفی، یکی از راه‌های اقتصادی و مؤثر استفاده از لجن فاضلاب، به‌کارگیری آنها در کشاورزی است (پیترسون و همکاران، ۲۰۰۳). به‌دلیل کیفیت پسماندهای فاضلاب و لجن حاصل شده از آن و حضور عوامل گوناگون که می‌توانند به‌عنوان آلاینده‌های بالقوه محیط‌زیست مطرح باشند، برنامه‌ریزی برای کاربرد بهینه این پسماندها در اراضی کشاورزی و همچنین تحقیقات لازم در شرایط محلی از اهمیت بسزایی برخوردار می‌باشد. با توجه به مطالب مطرح شده، هدف از این تحقیق بررسی کاربرد فاضلاب شهری و لجن فاضلاب بر آبشویی برخی از فلزات سنگین از ستون خاک با پوشش گیاه دارویی نعناب (*Mentha spicata L.*) می‌باشد.

مواد و روش‌ها

این پژوهش در طی سال‌های ۱۳۹۴ و ۱۳۹۵ در گلخانه دانشکده کشاورزی دانشگاه بوعلی‌سینا همدان در شرایط لایسمتری انجام گرفت. با توجه به ماهیت پژوهش، آزمایشی به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی، شامل سه نوع آب آبیاری (آب معمولی (W_1))، فاضلاب خام (W_2) و فاضلاب تصفیه شده (W_3))؛ و سه سطح لجن فاضلاب (۰ (S_1))، ۵۰ (S_2) و ۱۰۰ تن در هکتار (S_3)) با سه تکرار انجام گردید. در مجموع، با توجه به فاکتورهای تعیین شده، نه تیمار تحت عناوین W_1S_1 الی W_3S_3 نام‌گذاری و در نظر گرفته شدند.

در اجرای این پژوهش، از تعداد بیست و هفت عدد لایسمتر فلزی حجمی با ابعاد سطح مقطع 30×30 سانتی‌متر مربع و ارتفاع ۱۲۶ سانتی‌متر استفاده گردید.

امروزه به سبب کمبود آب در مناطق خشک جهان، استفاده از فاضلاب در بخش کشاورزی مورد توجه ویژه قرار گرفته است (حیدرپور و همکاران، ۲۰۰۷). با وجود این، یکی از نگرانی‌های عمده استفاده از فاضلاب‌ها، وجود فلزات سنگین موجود در آنهاست (نایاکا و همکاران، ۲۰۱۰). اگرچه فرض می‌شود که فلزات سنگین در خاک نگهداری می‌شوند؛ اما آبشویی تعدادی از این فلزات در خاک‌های تیمار شده با لجن فاضلاب و کمپوست زباله شهری مشاهده شده است (گرک و همکاران، ۱۹۹۸؛ کاسچل، ۲۰۰۲).

در زمینه اثر فاضلاب و لجن فاضلاب بر آبشویی فلزات سنگین، تحقیقاتی در سطح ملی و بین‌المللی صورت گرفته است. پارسافر و معروفی (۲۰۱۴) با کاربرد فاضلاب در آبیاری سیب‌زمینی گزارش کردند که میزان فلزات آهن، منگنز، مس و روی موجود در زه‌آب لایسمترهای آبیاری شده با فاضلاب بیشتر از لایسمترهای آبیاری شده با آب معمولی بود؛ اما همواره میزان این عناصر در زه‌آب کمتر از میزان این فلزات در آب ورودی به لایسمترها می‌باشد. پژوهش انجام شده روی خاک‌های آلوده به فلزات سنگین نشان داد که غلظت فلزات سنگین با افزایش عمق خاک، کاهش می‌یابد که مهم‌ترین دلیل آن، ظرفیت بالای جذب به وسیله خاک است. این امر، سبب می‌شود عناصر به راحتی به عمق نروند و از عمق فعال ریشه خارج نشوند (چاپین و آلووی، ۲۰۰۷).

با استفاده از مطالعات ستونی بهتر می‌توان اطلاعاتی را در مورد سازوکارهای موضعی انتقال و تجمع املاح و آلاینده‌ها به‌دست آورد. امروزه، استفاده از مطالعات ستونی در جهان توجه ویژه‌ای را به خود معطوف داشته است که از آن جمله، می‌توان به بررسی استفاده از فاضلاب خام و تصفیه شده بر میزان انتقال فلزات سنگین در شرایط لایسمتری توسط معروفی و همکاران (۱۳۹۱ و ۲۰۱۳)، تأثیر مواد آلی محلول بر آبشویی فلزات سنگین از کمپوست توسط کاسچل و همکاران (۲۰۰۲) و آبشویی فلزات سنگین موجود در لجن فاضلاب توسط آشورث و همکاران (۲۰۰۴) اشاره کرد.

امروزه، استفاده از گیاهان دارویی در سطح جهان، بیشتر مورد توجه قرار گرفته است. این دسته از گیاهان، برای تولید مواد ارزشمند دارویی، نیاز به یک سیستم تغذیه‌ای

کل فلزات سنگین موجود در لجن فاضلاب از روش توکالیگلو و همکاران (۲۰۰۲) استفاده شد. خصوصیات شیمیایی لجن فاضلاب مورد استفاده در جدول ۲ ارائه گردیده است.

قبل از شروع آزمایش‌های مربوطه (قبل از ریختن خاک به درون لایسیمترها)، ابتدا بافت لایه‌های خاک مورد استفاده، تعیین، سپس ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی آنها اندازه‌گیری شد که نتایج آن در جدول‌های ۱ و ۲ ارائه شده است. نمونه‌های خاک، پس از هوا خشک شدن و عبور از الک ۲ میلی‌متری، جهت تعیین میزان عناصر سنگین قابل جذب، مورد تجزیه قرار گرفتند. شکل قابل جذب فلزات خاک، به وسیله محلول DTPA ۰/۰۰۵ مولار و کلورو کلسیم ۰/۰۱ مولار در pH=۷/۳ عصاره‌گیری و با دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی مدل واریان ۲۲۰، اندازه‌گیری شد (لیندسی، ۱۹۹۲). همچنین، پس از برداشت گیاه، از خاک لایسیمترها، از عمق ۱۰ و ۴۰ سانتی‌متری نمونه‌برداری و شکل قابل جذب فلزات روی، سرب، نیکل و کادمیم خاک، اندازه‌گیری شد (لیندسی، ۱۹۹۲).

مقادیر pH و EC نمونه‌های خاک، پس از تهیه محلول ۱ (خاک) به ۵ (آب) اندازه‌گیری شدند. در کلیه آزمایش‌ها، مقدار pH با استفاده از دستگاه pH متر (Metrohm model 744) و EC با استفاده از دستگاه EC سنج (Metrohm model 712) اندازه‌گیری شدند. غلظت فلزات سنگین در عصاره‌های مذکور، توسط دستگاه اسپکتروفتومتری جذب اتمی مدل واریان ۲۲۰، در طول موج خاص هر عنصر، به روش شعله خوانده شد. تجزیه و تحلیل داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SAS (9.1) انجام گرفت. میانگین داده‌ها به‌وسیله آزمون چنددامنه‌ای دانکن در سطح احتمال ۵ درصد مقایسه شدند. نمودارها با نرم‌افزار Excel 2013 ترسیم گردیدند.

جدول ۱- برخی ویژگی‌های فیزیکی خاک مورد نظر

بافت خاک	شن (%)	سیلت (%)	رس (%)
لوم شنی	۶۰	۲۱/۳	۱۸/۷
لوم رسی شنی	۵۲/۲	۲۳/۱	۲۴/۷

تمامی لایسیمترها، با یک خاک دو لایه، متشکل از بخش بالایی (صفر تا ۵۰ سانتی‌متر) از جنس لوم شنی و بخش زیرین (۵۰ تا ۱۱۰ سانتی‌متر) از جنس لوم رسی شنی، پر شدند. جهت تأمین فضای لازم برای قرارگرفتن آب آبیاری، عمقی معادل ۱۶ سانتی‌متر در روی خاک بالایی، در نظر گرفته شد. لازم به ذکر است که در حین پرکردن لایسیمترها هیچ‌گونه عملیات تراکمی، روی خاک انجام نشد. همچنین، سطوح مختلف لجن، صرفاً با خاک لایه رویین (صفر تا ۳۰ سانتی‌متر) مخلوط شدند. در شکل ۱، شمایی کلی از لایسیمترهای مورد استفاده نشان داده شده است.

فاضلاب‌های خام و تصفیه‌شده و همچنین لجن فاضلاب، از تصفیه‌خانه فاضلاب شهر همدان تهیه شد. پس از آماده‌سازی بستر کشت در اول دی‌ماه ۱۳۹۴، چهار عدد ریزوم هم‌اندازه گیاه نعناع معمولی (*Mentha spicata L.*)، به‌صورت دستی در عمق شش سانتی‌متری سطح خاک هر لایسیمتر کاشته شد. ردیف‌های کشت به‌گونه‌ای در نظر گرفته شدند که فاصله ردیف‌ها از یکدیگر، ۱۵ سانتی‌متر و فاصله ردیف‌ها از لبه کناری لایسیمتر ۷/۵ سانتی‌متر باشد. در مجموع در طول فصل رشد گیاه، سیزده آبیاری صورت گرفت. در ابتدا، فواصل آبیاری در دوره‌های ۱۲ روزه و به میزان ۹ لیتر صورت پذیرفت. سپس، با رشد گیاه و گرم‌شدن بیشتر هوا، دوره آبیاری به ۸ روز کاهش و میزان آبیاری نیز به ۱۴ لیتر افزایش یافت. برداشت گیاه، با فواصل تقریبی ۵۰ روزه و در سه نوبت، در زمان ۷۰ درصد گل‌دهی صورت گرفت.

در هر دوره آبیاری، نمونه‌هایی از فاضلاب‌های خام و تصفیه‌شده و همچنین آب معمولی ورودی به لایسیمترها تهیه شدند و پس از صاف‌کردن با کاغذ صافی واتمن ۴۲، جهت اندازه‌گیری پارامترهای pH، EC، روی، نیکل، سرب و کادمیم مورد استفاده قرار گرفتند که نتایج آن در جدول ۳ ارائه شده است. تحلیل کلیه پارامترهای موجود در فاضلاب‌های خام، تصفیه‌شده و آب معمولی ورودی به لایسیمترها، مطابق با روش استاندارد آمریکا (۱۹۹۵) انجام گرفت.

جهت اندازه‌گیری پارامترهای شیمیایی لجن فاضلاب، ابتدا محلولی با نسبت ۱ (لجن) به ۵ (آب مقطر) تهیه و سپس مقادیر pH و EC نمونه‌ها تعیین شد. برای تعیین غلظت

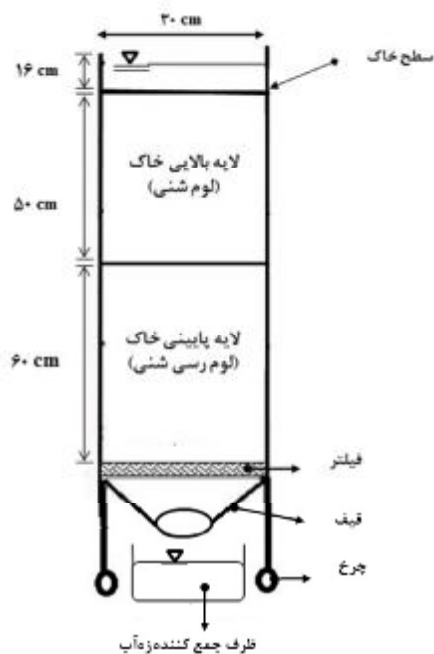
جدول ۲- برخی از ویژگی‌های شیمیایی خاک و لجن فاضلاب

لجن	لایه‌های خاک		واحد*	پارامتر
	دوم	اول		
۶/۳۸	۷/۳۸	۷/۴۰	-	pH
۵/۴۳	۰/۸۳	۰/۷۱	dSm ⁻¹	EC
۶/۷۵	۴۱۲/۴۲	۳۹۲/۰۲	mgkg ⁻¹	K ⁺
۱/۱۱	۲۹۸/۱۴	۲۵۶/۸۲	mgkg ⁻¹	Na ⁺
۴/۶۲	۲۶۴/۶۱	۲۲۱/۷۲	mgkg ⁻¹	Ca ²⁺
۲/۸۲	۱۹۲/۶۴	۱۰۱/۱۹	mgkg ⁻¹	Mg ²⁺
۶/۸۱	۲/۰۲	۱/۱۵	mgkg ⁻¹	Ni
۵۷/۷۱	۸/۱۳	۶/۷	mgkg ⁻¹	Pb
۲/۵۵	۰/۹۸	۰/۶۲	mgkg ⁻¹	Cd
۳۱۴/۳۳	۲/۰۱	۲/۶۷	mgkg ⁻¹	Zn

* در لجن، میزان کل هریک از عناصر اندازه‌گیری شد

جدول ۳- برخی از ویژگی‌های شیمیایی فاضلاب‌های خام و تصفیه شده کاربردی

آب معمولی	فاضلاب تصفیه شده		فاضلاب خام		واحد	پارامتر
	دامنه تغییرات	متوسط	دامنه تغییرات	متوسط		
۷/۶۹	۷/۴۰- ۷/۴۴	۷/۴۲	۷/۴۷- ۷/۵۱	۷/۴۸	-	pH
۸/۸	۲۰/۱۴- ۲۹/۰۷	۲۴/۲۲	۲۹/۸۲- ۴۲/۲۷	۳۴/۳۲	mgL ⁻¹	K ⁺
۱۰۷/۱۶	۲۰۹/۹۱- ۲۳۸/۱۹	۲۲۰/۱۴	۲۶۴/۳۲- ۲۹۸/۴۱	۲۷۴	mgL ⁻¹	Na ⁺
۲۴/۲۲	۵۲/۰۴- ۶۱/۲۲	۵۸/۳۱	۶۵/۱۹- ۷۶/۲۱	۷۲/۹۱	mgL ⁻¹	Ca ²⁺
۲۸/۶۱	۳۴/۱۵- ۴۱/۲۲	۳۸/۶۴	۴۹/۱۴- ۵۷/۴۹	۴۹/۸۲	mgL ⁻¹	Mg ²⁺
۰/۶۱	۰/۶۴- ۰/۸۲	۰/۷۱	۱/۶- ۱/۹۱	۱/۸	dSm ⁻¹	EC
.	۰/۰۴۸- ۱/۰۵۲	۰/۰۵	۰/۰۶- ۰/۱	۰/۰۸	mgL ⁻¹	Ni
.	۰/۰۲- ۰/۰۵	۰/۰۴	۰/۰۵۱- ۰/۰۷۳	۰/۰۶	mgL ⁻¹	Pb
.	۰- ۰/۰۳	۰/۰۲	۰/۰۳- ۰/۰۶	۰/۰۴	mgL ⁻¹	Cd
.	۰/۳- ۰/۳۷	۰/۳۴	۰/۴۹- ۰/۷۳	۰/۶	mgL ⁻¹	Zn



شکل ۱- شمایی از لایسیمتر و لایه‌های خاک به کار رفته در پژوهش

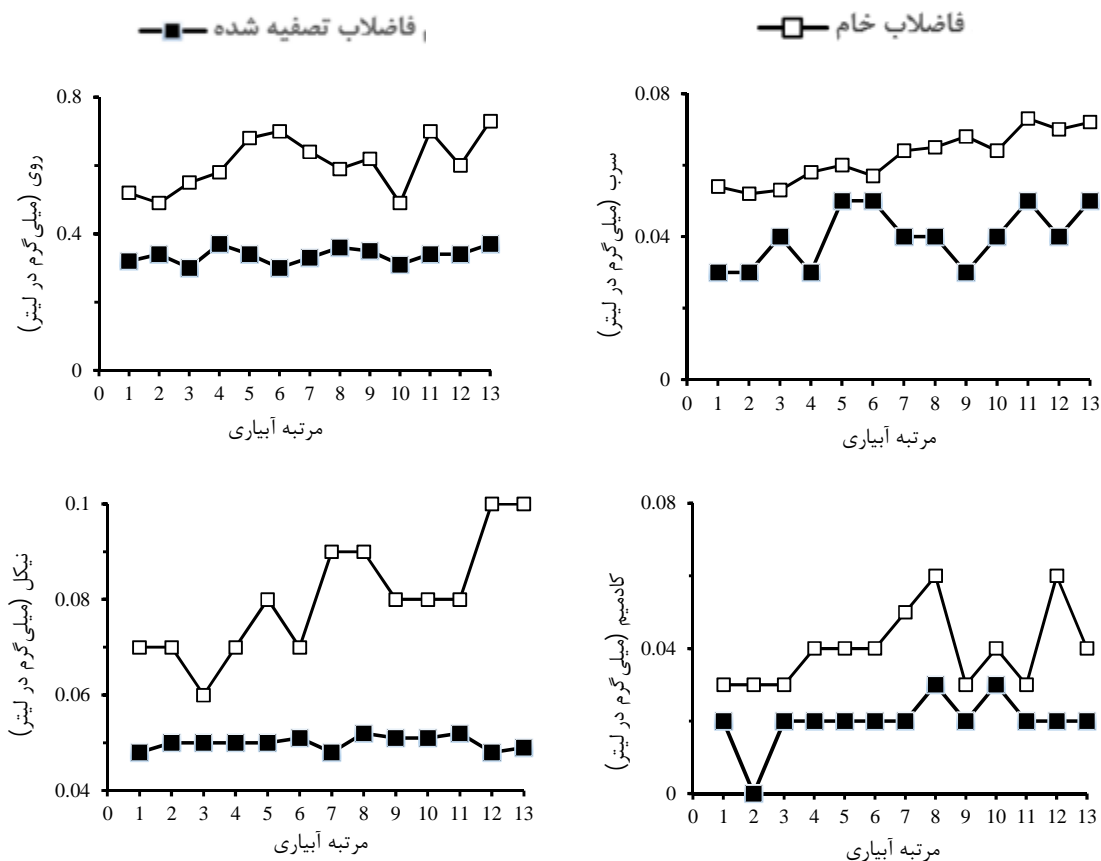
نتایج و بحث

زه آب

تغییرات روی، سرب، نیکل و کادمیم ورودی به لایسیمترها

روند تغییرات فلزات روی، سرب، نیکل و کادمیم ورودی به لایسیمترها در شکل ۲ ارائه شده است. با توجه به شکل، ملاحظه می‌گردد که روند تغییرات تمامی فلزات به جز کادمیم، تقریباً صعودی می‌باشد. از آنجا که اولین آبیاری در بهمن ماه و آخرین آبیاری در خردادماه انجام گرفت؛ بنابراین، میزان عناصر موجود در تیمارهای آبیاری، به‌ویژه

فاضلاب خام می‌تواند تحت تأثیر روان آب‌های شهری ناشی از ریزش‌های جوی قرار گیرد. به عبارت دیگر، بارندگی‌های شهری، با توجه به زمان وقوع آنها و تأخیری که بین دو بارندگی مجاور وجود داشته است، ممکن است از نظر آلاینده‌هایی که به همراه خواهد داشت، عملکردی متفاوت داشته باشند؛ مقایسه بین فاضلاب خام بهمن‌ماه که در یک دوره پرآبی وجود داشته است، و فاضلاب خردادماه که در یک دوره نسبتاً خشک ثبت شده است، اختلاف قابل توجهی از نظر غلظت عناصر و املاح محلول داشتند.



شکل ۲- تغییرات روی، سرب، نیکل و کادمیم ورودی به لایسیمترها

مقایسه میانگین سطوح هر یک از آنها قابل اعتماد نخواهد بود (زمانی، ۱۳۹۰). به همین جهت، با توجه به معنی‌دار شدن برهم‌کنش نوع آب آبیاری و سطح لجن، بر میانگین روی، سرب و نیکل (جدول ۴) در محلول خروجی از ستون خاک، صرفاً مقایسه میانگین بین اثر برهم‌کنش نوع آب آبیاری و سطح لجن از نظر این فلزات انجام گرفت.

مقادیر روی، سرب، نیکل و کادمیم در محلول خروجی خاک

باید در نظر داشت که مقایسه میانگین سطوح یک فاکتور، فقط در مواردی امکان‌پذیر است که برهم‌کنش آن فاکتور با فاکتورهای دیگر معنی‌دار نباشد؛ زیرا در صورت معنی‌دار بودن برهم‌کنش فاکتورها، نتیجه به‌دست آمده از

جدول ۴- تجزیه واریانس اثر نوع آب آبیاری و لجن فاضلاب بر میزان فلزات سنگین موجود در زه آب

منبع تغییرات [‡]	درجه آزادی	میانگین مربعات عناصر (میلی گرم در لیتر) †		
		روی	سرب	نیکل
W+	۲	**./۰۰۱	**./۰۰۴	**./۰۰۳
S+	۲	**./۰۰۲	**./۰۰۱	**./۰۰۲
W×S	۴	**./۰۰	**./۰۰	**./۰۰۰

W و S: به ترتیب نوع آب آبیاری و سطح لجن، **نسطح معنی داری $P < 0/01$
[‡]: میزان کادمیم در تمامی نمونه‌های زه آب برای دستگاه غیر قابل تشخیص بود

داده‌اند؛ به طوری که بالاترین میانگین روی (۰/۶۸) میلی گرم در لیتر) مربوط به تیمار W₂S₃ می باشد. مقایسه جفتی بین تیمارهای مختلف نشان داد که اختلاف آماری معنی داری ($p < 0/05$) بین میانگین روی زه آب در تمامی تیمارها وجود دارد.

روی: میانگین فلزات سنگین موجود در زه آب در اثر تیمارهای مختلف در جدول ۵ ارائه شده است. با توجه به این جدول، ملاحظه می گردد که تمامی تیمارها، میانگین فلز روی موجود در زه آب را نسبت به تیمار شاهد (۰/۰۸) میلی گرم در لیتر)، به طور معنی داری ($p < 0/05$) افزایش

جدول ۵- مقایسه میانگین اثر نوع آب آبیاری و سطح لجن بر میزان فلزات سنگین موجود در زه آب

نوع آب آبیاری	سطح لجن	میانگین مربعات عناصر (میلی گرم در لیتر) †		
		روی	سرب	نیکل
W ₁	S ₁	۰/۰۸ ⁱ	۰/۰۰۵ ^b	۰/۰۰۶ ^b
	S _۲	۰/۲۲ ^g	۰/۰۱۷ ^g	۰/۰۱۶ ^g
	S _۳	۰/۴۷ ^d	۰/۰۲۱ ^e	۰/۰۲۳ ^d
W _۲	S ₁	۰/۳۴ ^f	۰/۰۲۷ ^d	۰/۰۲۶ ^c
	S _۲	۰/۵۱ ^c	۰/۰۳۳ ^b	۰/۰۳ ^b
	S _۳	۰/۶۸ ^a	۰/۰۳۷ ^a	۰/۰۳۴ ^a
W _۳	S ₁	۰/۲۱ ^h	۰/۰۱۸ ^f	۰/۰۱۷ ^f
	S _۲	۰/۴۱ ^e	۰/۰۲۱ ^e	۰/۰۳ ^c
	S _۳	۰/۵۶ ^b	۰/۰۲۹ ^c	۰/۰۳ ^b

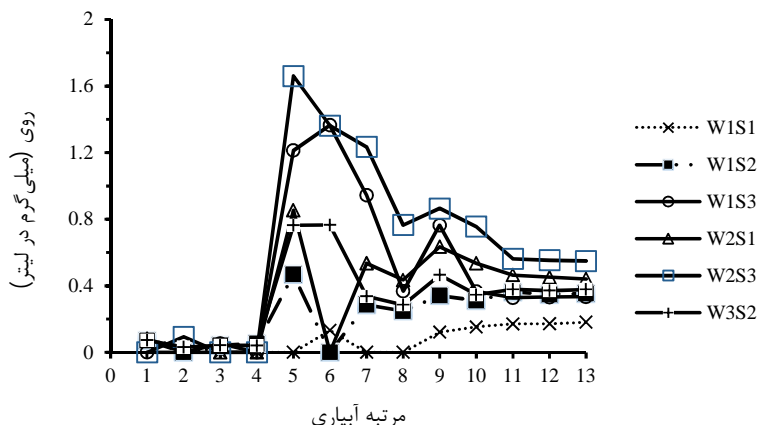
W_i: نوع آب آبیاری، (W_۲)، فاضلاب خام (W_۳) و فاضلاب تصفیه شده (W_۱)، S_j: سطح لجن، (S_۱) ۵۰، (S_۲) ۱۰۰ و (S_۳) ۱۰۰ تن در هکتار در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی دار می باشند.
[‡]: میزان کادمیم در تمامی نمونه‌های زه آب، برای دستگاه غیر قابل تشخیص بود.

(به دلیل وضوح بهتر نمودار) از نمایش تیمارهای W_۳S_۱، W_۲S_۲ و W_۲S_۳ صرف نظر شد. این تیمارها به ترتیب با تیمارهای W_۱S_۲، W_۱S_۳ و W_۲S_۲ همپوشانی داشتند. با توجه به نتایج شکل ۳، ملاحظه می گردد که روند تغییرات روی زه آب منظم نبوده است؛ به طوری که میزان روی زه آب از آبیاری اول تا آبیاری چهارم بسیار پایین (کمتر از ۰/۰۵ میلی گرم در لیتر) است، از آبیاری پنجم تا آبیاری دهم نوسانات نامنظم افزایشی و کاهششی وجود داشته و از آبیاری یازدهم به بعد تقریباً ثابت شده است. از جمله دلایل روند نوسانی تغییرات فلز روی موجود در زه آب در زمان‌های مختلف آبیاری می توان به تغییرات در میزان روی ورودی به لایسیمترها در زمان‌های مختلف آبیاری و همچنین برداشت گیاه اشاره کرد. گرچه نتایج شکل ۳ بیانگر انتقال این فلز به عمق ستون

از دلایل افزایش مقدار روی زه آب در تیمارهای حاوی فاضلاب و لجن نسبت به تیمار شاهد، می توان به محتوی بالاتر روی در این تیمارها و همچنین کاهش pH خاک اشاره کرد. pH، یکی از دلایل عمده برای قابلیت جذب عناصر می باشد (معروفی و همکاران، ۱۳۹۱). کاربرد فاضلاب و لجن فاضلاب به دلیل محتوی ماده آلی آنها، سبب افزایش ماده آلی خاک می گردد. تجزیه زیستی ماده آلی در خاک نیز، منجر به تشکیل اسیدهای آلی و کاهش pH خاک می شود (حسین پور و همکاران، ۱۳۸۸). به ازای کاهش هر واحد pH خاک، غلظت روی قابل جذب صد بار افزایش می یابد (مورتودت و همکاران، ۱۹۹۱). در شکل ۳، روند تغییرات غلظت روی موجود در زه آب خروجی از ستون‌های خاک در زمان‌های مختلف آبیاری، نشان داده شده است. در این شکل، به علت همپوشانی

از حداقل بین خاک و دیواره لایسیمترها ممکن است صورت گرفته باشد، از دلایل انتقال روی به عمق لایسیمترها ذکر کردند.

خاک می‌باشد؛ ولی مقدار آن کمتر از مقدار مجاز ارائه شده در استانداردهای FAO و EPA (۲ میلی‌گرم در لیتر) می‌باشد. دامیادی و همکاران (۱۳۸۲) حرکت سریع آب در خاک و همچنین حرکت ترجیحی روی به همراه آب را که



شکل ۳- تغییرات مقدار روی زه‌آب‌های خروجی از لایسیمترها در طول دوره‌های آبیاری

W_i: نوع آب آبیاری، (W_o): فاضلاب خام (W_v) و فاضلاب تصفیه شده (W_p)، S_۰: سطح لجن، S_۱: ۰، S_۲: ۵۰ و S_۳: ۱۰۰ تن در هکتار

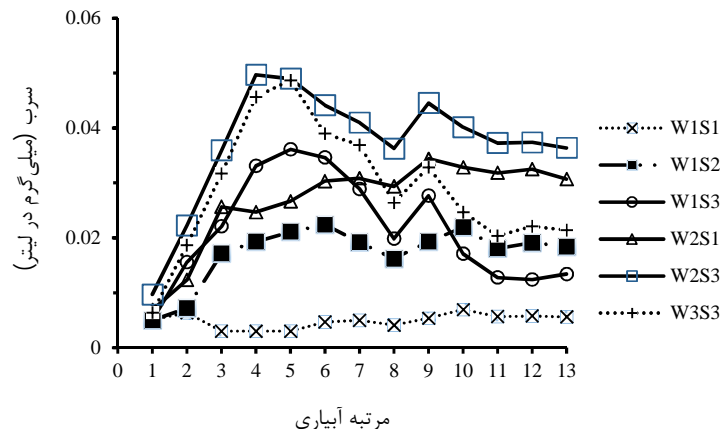
هم‌پوشانی تیمار W1S2 با تیمارهای W2S1 و W3S2 و همچنین تیمار W2S2 و تیمار W2S3 از نمایش تیمارهای W2S1 و W3S2 و W2S2 به دلیل وضوح بهتر نمودارها صرف نظر گردید.

با توجه به نتایج این شکل ۴، ملاحظه می‌گردد که در تمامی زمان‌های آبیاری فلز سرب به عمق ستون خاک انتقال می‌یابد، اما میزان آن کمتر از مقادیر مجاز ارائه شده توسط استانداردهای FAO و EPA (۱ میلی‌گرم در لیتر) می‌باشد. همچنین، نتایج شکل ۴ بیانگر تغییرات نامنظم سرب در زمان‌های مختلف آبیاری می‌باشد؛ به طوری که از آبیاری اول تا آبیاری پنجم روند صعودی، از آبیاری ششم تا هشتم روند نزولی است و از آبیاری یازدهم به بعد تقریباً ثابت شده است. از عمده‌ترین دلایل روند نوسانی می‌توان به تغییرات در میزان عناصر ورودی به لایسیمترها در زمان‌های مختلف آبیاری و همچنین برداشت گیاه اشاره کرد. با توجه به اینکه اولین و دومین برداشت گیاه نعناع به ترتیب قبل از آبیاری‌های پنجم و نهم صورت گرفته است؛ از این رو، به سبب نیاز آبی کمتر گیاه در زمان‌های آبیاری، میزان آب بیشتری از پروفیل خاک عبور نموده که باعث افزایش در میزان انتقال عناصر در این زمان‌های آبیاری نسبت به آبیاری‌های قبل و بعد از خود شد.

یودو و همکاران (۱۹۷۰)، همبستگی زیادی بین روی خاک و مقدار مواد آلی مشاهده کردند. برعکس، برخی محققین دیگر، پایداری کمتری را برای کمپلکس‌های روی با مواد آلی ذکر کرده‌اند (اسکوارت و همکاران، ۱۹۸۳). وانگ و هارل (۲۰۰۵) نیز نشان دادند که مواد آلی خاک می‌توانند رفتار جذب روی را از طریق تشکیل کمپلکس‌های هومیک- روی محلول و نامحلول تحت تأثیر قرار دهند؛ ولی نقش آنها در این مسئله کمتر از تأثیر آنها برای سایر فلزات سنگین مانند مس و کادمیم است.

سرب: مقایسه میانگین تیمارها از نظر میانگین سرب موجود در زه‌آب نشان داد که تمامی تیمارها میزان سرب زه‌آب را نسبت به تیمار شاهد به طور معنی‌داری افزایش داده‌اند (جدول ۵). بالاترین (۰/۰۳۷) و کمترین (۰/۰۰۵) میلی‌گرم در لیتر) میزان سرب موجود در زه‌آب، به ترتیب مربوط به تیمارهای W2S3 و W1S2 می‌باشد. مقایسه جفتی بین تیمارهای مختلف نشان داد که تمامی تیمارهای مورد استفاده (به جز تیمارهای W1S3 و W3S2)، از لحاظ میزان سرب موجود در زه‌آب، در گروه‌های متمایزی قرار دارند (جدول ۵).

در شکل ۴، روند تغییرات سرب زه‌آب در زمان‌های مختلف آبیاری ارائه شده است. در این شکل، به علت



شکل ۴- تغییرات مقدار سرب زه آب‌های خروجی از لایسیمترها در طول دوره‌های آبیاری
 W_1 : نوع آب آبیاری، (W_2) : فاضلاب خام و (W_3) : فاضلاب تصفیه شده (W_1) ، (W_2) : سطح لجن، (S_1) : ۰، (S_2) : ۵۰ و (S_3) : ۱۰۰ تن در هکتار

سیبیه و فیشر (۱۹۹۶) نیز انتقال فلزات سنگین به عمق خاک را به دنبال کاربرد فاضلاب تصفیه شده گزارش کردند. بنا به گزارش این محققان، علت افزایش تحرک فلزات سنگین، افزایش مقدار TOC در اعماق سطحی خاک بوده است.

نیکل: مقایسه میانگین اثرهای متقابل نوع آب آبیاری و سطح لجن نشان داد که بالاترین (۰/۳۴) و کمترین (۰/۰۰۶ میلی‌گرم در لیتر) میزان نیکل زه آب به ترتیب مربوط به تیمارهای W_1S_1 و W_2S_3 می‌باشد (جدول ۵). از نظر آماری و براساس آزمون دانکن، اختلاف بین میانگین تمامی تیمارها از نظر میانگین نیکل در سطح ۵ درصد معنی‌دار می‌باشد.

در شکل ۵، روند تغییرات نیکل زه آب در زمان‌های مختلف آبیاری ارائه شده است. در این شکل، به علت هم‌پوشانی (به دلیل وضوح بهتر نمودار) از نمایش تیمارهای W_2S_1 ، W_2S_3 و W_3S_3 صرف‌نظر گردید. این تیمارها به ترتیب با تیمارهای W_1S_2 ، W_2S_3 و W_1S_3 هم‌پوشانی داشتند.

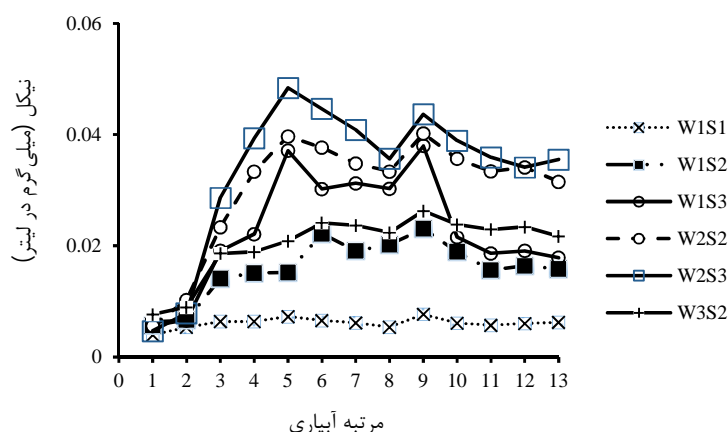
با توجه به نتایج شکل (۵)، ملاحظه می‌گردد که در تمامی زمان‌های آبیاری فلز نیکل به عمق ستون خاک انتقال یافته است؛ اما میزان آن کمتر از مقادیر مجاز ارائه شده توسط استانداردهای FAO و EPA (۰/۲ میلی‌گرم در لیتر) می‌باشد. همچنین، نتایج این شکل بیانگر تغییرات نامنظم نیکل (به ویژه در تیمارهای حاوی فاضلاب‌های خام و تصفیه شده) در زمان‌های مختلف آبیاری می‌باشد. به طوری که در آبیاری‌های اول و دوم، میزان نیکل در تمامی تیمارها تقریباً هم‌اندازه می‌باشد. اما از آبیاری سوم

حرکت سریع و ترجیحی عنصر به همراه آب که از فاصله بین خاک و دیواره لایسیمتر ممکن است صورت گرفته باشد، می‌تواند از دلایل انتقال عناصر به عمق خاک باشند (ذامبادی و همکاران، ۱۳۸۲). همچنین، جریان ترجیحی، نقش مهمی در انتقال فلزات از نیمرخ خاک دارد. نتایج کامبرکو و همکاران (۱۹۹۶) نشان داد که همه فلزات اضافه شده به ستون‌های خاک دست‌خورده، جذب محیط شدند؛ در حالی که در ستون‌های خاک دست‌نخورده، بخشی از فلزات از خاک عبور کردند. همچنین امامی و همکاران (۱۳۸۴)، در بررسی جریان ترجیحی، ساختمان خاک و کمپلکس‌های آلی در تحرک و آبشویی فلزات سرب و روی گزارش کردند که غلظت این دو عنصر در تیمارهای خاک حاوی ۳ درصد ماده آلی (اعم از دست‌خورده و نخورده)، بیشتر از تیمار خاک دست‌خورده بدون ماده آلی بوده است.

مادرید و همکاران (۲۰۰۷)، علت عدم نشت سرب از خاک را، جذب آن توسط کمپوست (ناشی از مواد زاید و هوموس) اضافه شده به خاک می‌دانند. این نتایج با نتایج تحقیق حاضر مغایرت دارد. تجزیه مواد آلی حاصل از افزودن فاضلاب و لجن و تشکیل اسیدهای آلی، موجب تولید گاز دی‌اکسیدکربن و همچنین افزایش اسید کربنیک خاک می‌گردد و در نهایت، کاهش pH خاک را به همراه دارد. در اثر کاهش pH، یون‌های H^+ تولید می‌شوند که این یون‌ها با مکان‌های جذب تبادل یونی ناشی از رس رقابت می‌کنند و در نتیجه، آن فلزات در خاک جذب نمی‌شوند و نشت می‌یابند (حسین‌پور و همکاران، ۱۳۸۸).

کاربرد فاضلاب‌های خام و تصفیه‌شده و همچنین لجن نسبت به تیمار شاهد، حاوی مواد آلی محلول می‌باشد. بخشی از فلزات سنگین موجود در فاضلاب در اثر پیوند با مواد آلی به زه‌آب حاصل از ستون‌های خاک می‌گردد (معروفی و همکاران، ۱۳۹۱). مک براید و همکاران (۱۹۹۹) همبستگی بین مقدار مواد آلی محلول و غلظت‌های فلزات سنگین در زه‌آب را گزارش کردند؛ اما تیلر و مک‌براید (۱۹۸۲) گزارش کردند که فلزات در خاک با مواد آلی کمتر، با سهولت بیشتری حرکت می‌کنند.

تا پنجم روند صعودی و از آبیاری ششم تا هشتم روند نزولی داشته و از آبیاری نهم دارای روند مشخصی نبوده است و حالت نوسانی دارد. از دلایل هم‌اندازه بودن نیکل در آبیاری اول و دوم می‌توان به آشویی این فلز از قسمت تحتانی خاک موجود در لایه دوم اشاره کرد. از عمده‌ترین دلایل روند نوسانی نیز می‌توان به تغییرات در میزان عناصر ورودی به لایسیمترها در زمان‌های مختلف آبیاری و همچنین برداشت گیاه اشاره نمود. از آنجا که اولین آبیاری در بهمن‌ماه و آخرین آبیاری در خردادماه انجام گرفت؛ بنابراین، میزان عناصر موجود در تیمارهای آبیاری، به‌ویژه فاضلاب خام می‌تواند تحت تأثیر روان‌آب‌های شهری ناشی از ریزش‌های جوی قرار گیرد.



شکل ۵- تغییرات مقدار نیکل زه‌آب‌های خروجی از لایسیمترها در طول دوره‌های آبیاری
 W_i: نوع آب آبیاری، (W_۱)، فاضلاب خام (W_۲) و فاضلاب تصفیه‌شده (W_۳)، S_۱: سطح لجن، ۰ (S_۱)، ۵۰ (S_۲) و ۱۰۰ (S_۳) تن در هکتار

قدرت جذب زیاد خاک ذکر کردند. بر اساس نتایج مکلارن و همکاران (۲۰۰۵)، کادمیم نسبت به عناصری نظیر کروم، مس و سرب، قابلیت تحرک کمتری دارد.

خاک

میزان عناصر روی، سرب، نیکل و کادمیوم در خاک
 بر اساس نتایج جدول تجزیه آماری، اثر برهم‌کنش نوع آب آبیاری و سطح لجن بر میزان روی، سرب، نیکل و کادمیوم خاک معنی‌دار ($P < 0.01$) شد (جدول ۶). با توجه به معنی‌دار شدن برهم‌کنش فاکتورها، صرفاً مقایسه میانگین بین برهم‌کنش نوع آب آبیاری و سطوح لجن بر این فلزات در خاک انجام گرفت (جدول ۷).

کادمیم: در این پژوهش، مقدار کادمیم در تمامی نمونه‌های زه‌آب قابل تشخیص نبود که احتمالاً به دلیل قدرت جذب زیاد خاک می‌باشد (جدول ۴ و ۵). نتایج این تحقیق با پژوهش حسین‌پور و همکاران (۱۳۸۸) و همچنین مطالعات کاسچال و همکاران (۲۰۰۲) مطابقت دارد. این محققین در بررسی کاربرد فاضلاب و کمپوست زباله شهری گزارش کردند که میزان کادمیم موجود در زه‌آب قابل تشخیص نمی‌باشد. آشورث و آلووی (۲۰۰۴)، انتقال ناچیز کادمیم از ستون‌های خاک آمیخته به لجن فاضلاب را در نتیجه ثابت پایداری کم پیوند کادمیم با مواد آلی گزارش کردند. رستگار و همکاران (۱۳۹۱) نیز عامل اصلی عدم حرکت کادمیوم از ستون خاک آمیخته به کمپوست زباله شهری را میزان کم آن در کمپوست و

جدول ۶- تجزیه واریانس اثر نوع آب آبیاری و لجن فاضلاب بر میزان فلزات سنگین موجود در خاک

کادمیم	میانگین مربعات عناصر (میلی گرم در کیلوگرم)			درجه آزادی	منبع تغییرات [‡]
	نیکل	سرب	روی		
۰/۵۹**	۸/۶۱**	۲۳۲/۶۴**	۳۳/۹۶**	۲	W+
۰/۰۶۲**	۶/۵۸**	۱۱۹/۰۴۱**	۱۳/۶۱**	۲	S+
۰/۰۹۶**	۰/۵۱**	۰/۸۶**	۷/۰۳**	۴	W×S

W و S: به ترتیب نوع آب آبیاری و سطح لجن. **سطح معنی داری $P < 0.01$

جدول ۷- مقایسه میانگین اثر نوع آب آبیاری و سطح لجن بر میزان فلزات سنگین موجود در خاک

کادمیم	میانگین مربعات عناصر (میلی گرم در لیتر)			سطح لجن	نوع آب آبیاری
	نیکل	سرب	روی		
۰/۶۴ ^c	۱/۱۱ ⁱ	۷/۰۱ ⁱ	۲/۴۰ ^b	S _۱	W _۱
۰/۶۹ ^{bc}	۱/۳۵ ^h	۸/۷۷ ^g	۳/۰۳ ^b	S _۲	
۰/۷۹ ^{bc}	۱/۷۷ ^f	۱۲/۴۴ ^e	۴/۳۷ ^{ab}	S _۳	
۰/۹۵ ^{abc}	۲/۱۶ ^e	۱۵/۱۵ ^d	۴/۷۳ ^{ab}	S _۱	W _۲
۱/۱۷ ^{ab}	۲/۹۲ ^c	۱۷/۲۵ ^b	۵/۹۶ ^{ab}	S _۲	
۱/۳۳ ^a	۴/۱۵ ^a	۲۱/۳ ^a	۸/۸۴ ^a	S _۳	
۱/۰۴ ^{abc}	۱/۴۱ ^g	۸/۲۸ ^h	۶/۸۴ ^{ab}	S _۱	W _۳
۰/۷۵ ^{bc}	۲/۲۶ ^d	۱۱/۵ ^f	۴/۴۳ ^{ab}	S _۲	
۰/۸۸ ^{abc}	۳/۱۲ ^b	۱۵/۳۵ ^c	۶/۰۴ ^{ab}	S _۳	

Wi: نوع آب آبیاری، (W_۱) فاضلاب خام (W_۲) و فاضلاب تصفیه شده (W_۳)، S_۱: سطح لجن، (S_۲) ۰، (S_۳) ۵۰ و (S_۴) ۱۰۰ تن در هکتار در هر ستون میانگین‌هایی که دارای حروف مشترک هستند، در سطح احتمال ۵ درصد آزمون دانکن فاقد اختلاف آماری معنی دار می‌باشند.

در این شکل، به علت هم‌پوشانی (به دلیل وضوح بهتر نمودار) از نمایش برخی از تیمارها صرف نظر شد. با توجه به نتایج شکل ۶، ملاحظه می‌گردد که تمامی تیمارها میزان فلزات را نسبت به مقدار اولیه افزایش داده است. کاهش pH یکی از دلایل عمده برای قابلیت جذب عناصر است. در پژوهش حاضر، کاربرد فاضلاب و لجن سبب کاهش pH خاک، به‌ویژه در لایه بالایی خاک شد (نتایج ارائه نشده است). کاهش بیشتر pH در عمق سطحی، با توجه به اینکه شرایط برای ورود هوا به خاک مساعدتر است، موجب افزایش سرعت تجزیه مواد آلی حاصل از فاضلاب و لجن و همچنین تسریع فرایند نیتریفیکاسیون گردیده است. فرایند نیتریفیکاسیون، کاهش pH خاک را به دنبال دارد (حسین‌پور و همکاران، ۱۳۸۸).

همچنین نتایج شکل ۶، حاکی از کاهش چشمگیر فلزات با افزایش عمق می‌باشد که حکایت از تجمع این عناصر در لایه‌های بالایی از ستون خاک دارد. مک لین و همکاران (۱۹۹۲) مهم‌ترین مانع در برابر تحرک فلزات سنگین را مکانیسم‌هایی از قبیل رسوب و جذب فلزات سنگین ذکر و گزارش کردند که انتقال فلزات سنگین به اعماق پایین‌تر اتفاق نخواهد افتاد، مگر اینکه غلظت فلزات سنگین در

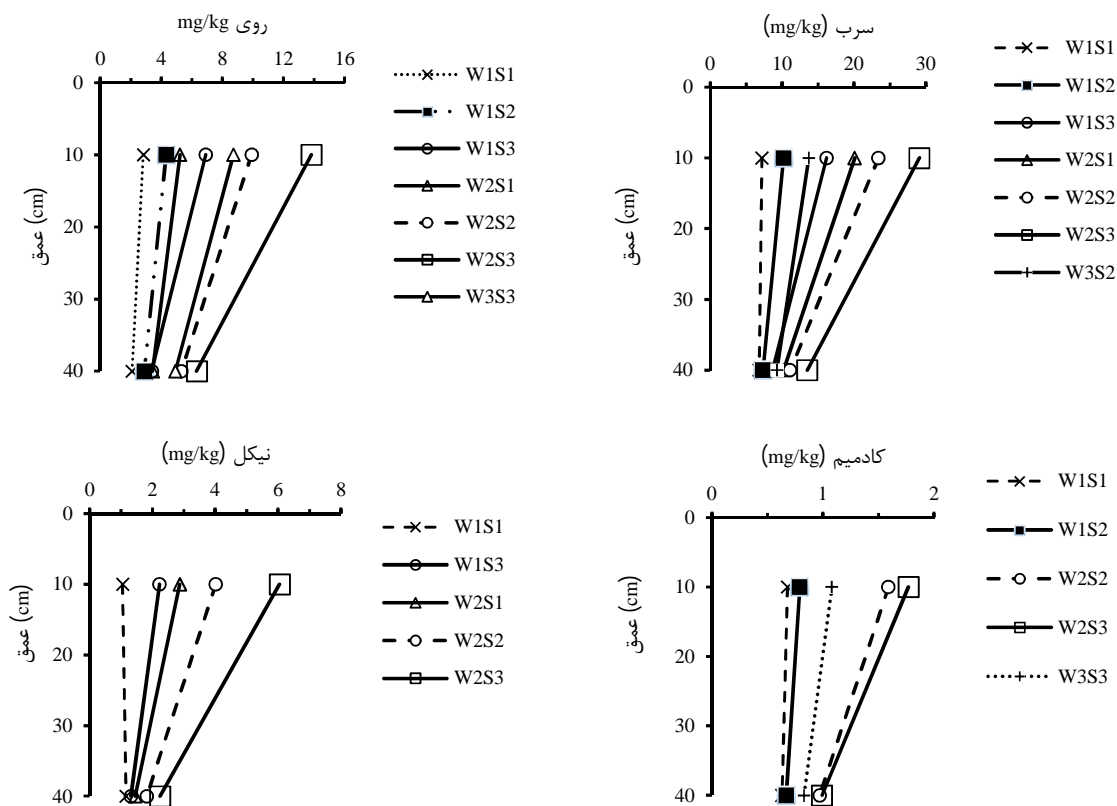
نتایج مقایسه میانگین تیمارهای مختلف از نظر میانگین روی نشان داد که بالاترین (۸/۸۴ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک) و کمترین (۲/۴۰ میلی‌گرم در کیلوگرم وزن خشک) میانگین روی به ترتیب مربوط به تیمارهای W_۲S_۲ و W_۱S_۱ می‌باشد که از لحاظ آماری صرفاً اختلاف بین میانگین روی در تیمارهای W_۱S_۱، W_۱S_۲ و W_۲S_۲ معنی‌دار می‌باشد.

مقایسه جفتی بین تیمارهای مختلف نشان داد که اختلاف آماری معنی‌داری ($p < 0.05$) بین تمامی تیمارها (به جز تیمار شاهد با تیمارهای W_۱S_۲ و W_۲S_۱) از نظر میانگین سرب خاک وجود دارد. همچنین، نتایج این جدول حاکی از اختلاف آماری معنی‌داری ($p < 0.05$) بین میانگین نیکل خاک در تمامی تیمارها (به جز تیمارهای W_۱S_۲ و W_۳S_۲)، همچنین تیمار W_۳S_۲ با تیمارهای W_۲S_۱ و W_۲S_۳ است؛ اما از نظر میانگین کادمیم صرفاً اختلاف آماری بین تیمارهای W_۳S_۳ با تیمارهای W_۱S_۱، W_۱S_۲، W_۱S_۳ و W_۳S_۱ معنی‌دار می‌باشد.

روند تغییرات عناصر روی، نیکل، سرب و کادمیم قابل جذب در اعماق مختلف خاک در شکل ۶ ارائه شده است.

مهمی را در انتقال فلزات از نیمرخ خاک دارد. آلووی (۱۹۹۰) حدود غلظت طبیعی سرب، نیکل و کادمیم خاک را به ترتیب ۲-۳۰۰، ۲-۱۰۰، ۰/۰۱-۲ و حدود بحرانی سرب، نیکل و کادمیم را به ترتیب ۴۰۰-۱۰۰۰، ۲۰۰ و ۳-۸ گزارش کرد که غلظت هر سه فلز بسیار پایین تر از حدود بحرانی است.

خاک بیشتر از ظرفیت نگهداری خاک باشد. اما آلووی (۱۹۹۰) بیان کرد حرکت فلزات سنگین در خاکهایی که منافذ بزرگ دارند، می‌تواند به علت حرکت بخشی از رسوبات کلوئیدی و ذرات رس همراه با حرکت محلول خاک باشد که به سبب آن فلزات سنگین متصل به این ذرات نیز منتقل می‌گردند. همچنین بر اساس نتایج کامبرکو و همکاران (۱۹۹۶)، جریان ترجیحی، نقش



شکل ۶- مقایسه میانگین روند تغییرات میزان فلزات سنگین در اعماق مختلف خاک

دارای روند مشخصی نبوده است و حالت نوسانی دارد. از دلایل انتقال فلزات سنگین می‌توان به جریان ترجیحی و همچنین انتقال از حد فاصل بین خاک و دیواره لایسمتر (در بخش‌های بالایی خاک) اشاره کرد. همچنین، نتایج به‌دست آمده از میزان فلزات موجود در عمق‌های ۱۰ و ۴۰ سانتی‌متری خاک نشان داد که تمامی تیمارها، میزان فلزات خاک در هر دو لایه را نسبت به مقدار اولیه افزایش داده است. همچنین، با افزایش عمق خاک از میزان فلزات خاک به طور چشمگیری کاسته شده است که حکایت از تجمع این عناصر در لایه‌های بالایی از ستون خاک دارد. از مهم‌ترین دلایل کاهش میزان فلزات با افزایش عمق

نتیجه‌گیری

در این تحقیق، اثر کاربرد فاضلاب و لجن بر آبشویی فلزات روی، سرب، نیکل و کادمیم، مورد بررسی قرار گرفت. نتایج به‌دست آمده حکایت از آن دارد که با مصرف فاضلاب و لجن، فلزات سنگین (به‌جز کادمیم) به زه‌آب‌های خروجی انتقال یافته‌اند. با انجام آبیاری‌های متوالی، روند تغییرات میزان فلزات سنگین، بیانگر تغییرات نامنظم (به‌ویژه در تیمارهای حاوی فاضلاب و لجن) روی، سرب و نیکل در زمان‌های مختلف آبیاری می‌باشد؛ به‌طوری‌که تقریباً در پنج آبیاری اول روند صعودی و از آبیاری ششم تا هشتم روند نزولی داشته و از آبیاری نهم

تأثیر کمپوست مواد زائد شهری بر میزان نشت و جذب فلزات سنگین از خاک شنی رسی لومی. مجله دانشگاه علوم پزشکی سبزوار. ۱۹(۳): ۲۷۷-۲۸۶.

۸. زمانی پ. ۱۳۹۰. طرح‌های آماری در علوم دامی، چاپ دوم، انتشارات دانشگاه بوعلی‌سینا همدان. ۶۳۰ ص.

۹. معروفی ص. پارسافر ن. رحیمی ق. و دشتی ف. ۱۳۹۱. تأثیر آبیاری با فاضلاب بر انتقال عناصر سنگین به عمق خاک. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، علوم آب و خاک. ۱۶(۶۱): ۷۱-۸۰.

10. Alloway B. J. 1990. Heavy Metal in Soil. London; Blackie and Son Ltd. 368 p.
11. Ashwortha D. J. and Allowaya B. J. 2004. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollutant*. 127: 137-144.
12. Camobreco V. J. Richards B. K. Steenhuis T. S. Peverly J. H and McBride M. B. 1996. Movement of heavy metals through undisturbed and homogenized soil columns. *Soil Science*. 161: 740-750.
13. Chopin E. and Alloway B. 2007. Distribution and mobility of trace elements in soils and vegetation around the mining and smelting areas of tharsis, Ríotinto and Huelva, Iberian Pyrite Belt, SW Spain. *Water Air Soil Pollution*. 182: 245-261.
14. Elliott A. H. Liberati M. R. and Huang C. P. 1986. Competitive adsorption of heavy metals by soils. *Environmental Quality*. 15: 214-219.
15. Gerke H.H. Molson J.W. Frind E.O. 1998. Modeling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching in overburden mine spoils. *Journal of Hydrology*. 209: 166-185.
16. Gupta A. K. Verma S. K. Khan K. and Verma R. K. 2013. Phytoremediation Using Aromatic Plants: A Sustainable Approach for Remediation of Heavy Metals Polluted Sites. *Environmental Science and Technology*. 47(18): 10115-10116.
17. Heidarpour M. Mostafazadeh B. Abedi Koupai J. and Malekian R. 2007. The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. *Agricultural Water Management*. 90: 87-94.
18. Kaschla A. Ro'mhelda V. and Chenb Y. 2002. The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils.

می‌توان به ظرفیت بالای جذب فلزات به وسیله خاک اشاره کرد. مقایسه میزان فلزات سنگین موجود در زه‌آب با استانداردها نشان داد که مقادیر فلزات موجود در زه‌آب بسیار پایین‌تر از استانداردهای سازمان بهداشت جهانی است. باوجود پایین‌تر بودن میزان فلزات نسبت به استانداردها، باید دقت ویژه‌ای در استفاده از فاضلاب خام داشت؛ زیرا با گذشت زمان و تجزیه مواد آلی، این فلزات می‌توانند وارد آب‌های زیرزمینی شوند و برای انسان و محیط‌زیست خطرآفرین باشند.

منابع

۱. احمدآبادی ز. قاجار سپانلو م. و بهمنیار م. ع. ۱۳۹۱. اثر کاربرد لجن فاضلاب بر غلظت عناصر کم مصرف خاک و جذب آنها به وسیله گیاه دارویی گاوزبان. مجله آب و فاضلاب. ۲۳(۱): ۱۰۱-۱۱۰.
۲. امامی ح. ثوابی فیروزآبادی غ. ر. و شرفایی م. ۱۳۸۴. بررسی نقش جریان ترجیحی و مواد آلی بر روند انتقال کادمیوم، سرب و روی در یک خاک لومی آهکی. مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. ۹(۲): ۶۳-۷۴.
۳. بی‌نام. ۱۳۸۹. ضوابط زیست‌محیطی استفاده مجدد از آب‌های برگشتی و پساب‌ها. معاونت برنامه‌ریزی و نظارت راهبردی رئیس جمهور، نشریه شماره ۵۳۵. ۱۵۵ ص.
۴. پیرصاحب م. شرفی ک. و دوگوهر ک. ۱۳۹۱. مقایسه کیفیت پساب تصفیه‌خانه فاضلاب اولنگ مشهد با آب چاه‌های منطقه برای آبیاری. مجله آب و فاضلاب. ۲۳(۴): ۱۱۶-۱۲۱.
۵. حسین‌پور ا. حق‌نیا غ. علیزاده ا. و فتوت ا. ۱۳۸۸. بررسی تغییرات کیفیت شیمیایی فاضلاب خام و پساب شهری در اثر عبور از ستون‌های خاک. مجله آب و خاک (علوم و صنایع کشاورزی). ۲۳(۳): ۴۵-۵۶.
۶. ذامیادی آ. لیاقت ع. حسن‌اقلی ع. ۱۳۸۲. بررسی امکان تصفیه آب‌های آلوده به فلز روی (Zn) توسط خاک تحت کشت آفتابگردان، یولاف و نی (پالایش سبز). مجله آب و فاضلاب. ۴۸: ۳-۱۱.
۷. رستگار ا. جنیدی‌جعفری ا. فرزادکیا م. رضائی کلانتری ر. اله‌آبادی ا. و قلی‌زاده ع. ۱۳۹۱. بررسی

- 357-364.
31. Streck T. and Richter J. 1997. Heavy metal displacement in a sandy soil at the field scale: I. Measurements and parameterization of sorption. *Environmental Quality*. 26: 49-56.
32. Tokalioglu S. Kartal S. and Elc-i L. 2000. Determination of heavy metals and their speciation in lake sediments by flame atomic absorption spectrometry after a four-stage sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta*. 413: 33-40.
33. Tyler L. D. and McBride M. B. 1982. Mobility and extractability of cadmium, copper, nickel, and zinc in organic mineral soil columns. *Soil Science*. 134: 198-205.
34. Udo E. J. Bohn H. L. and Tucker T. C. 1970. Zinc adsorption by calcareous soil. *Soil Science Society of America, Proceedings*. 34: 405-407.
35. Wang J. J. and Harrell D. L. 2005. Effect of ammonium, potassium, and sodium cations and phosphate, nitrate, and chloride anions on zinc sorption and lability in selectils. *Soil Science Society of America*. 69: 1036-1046.
- Science of the total Environment. 291: 45-57.
19. Lindsay W. L. 1992. *Chemical equilibration in soils*. John Wiley and Sons, New York. 687 p.
20. Madrid F. Lopez R. and Cabrera F. 2007. Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 119: 249-56.
21. Marofi S. Parsafar N. Rahim GH. Dashti F. and Marofi H. 2013. The effects of wastewater reuse on potato growth properties under greenhouse lysimetric condition. *Environmental Science and Technology*. 10: 133-140.
22. McBride M. B. Richards B. K. Steenhuis T. and Spiers G. 1999. Long-term leaching of trace elements in a heavy sludge-amended silty clay loam soil. *Soil Science* 164: 613-623.
23. McLaren R. G. Clucas L. M. and Taylor M. D. 2005. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. *Australian journal of Soil Research*. 43: 159-170.
24. Mclean J. and Bledsoe B. 1992. Ground water issue: behavior of metals in soils. EPA/ 540/ S-92/ 018.
25. Mortvedt J. J. Cox F. R. Shuman L. M. and Welch R. M. 1991. *Micronutrient in Agriculture number 4*. Soil Science Society of America. Book Series, Madison, WI. 760 p.
26. Nayeka S. Gupta S. and Saha R. N. 2010. Metal accumulation and its effects in relation to biochemical response of vegetables irrigated with metal contaminated water and wastewater. *Hazard Mater*. 178: 588-595.
27. Parsafar N. and Marofi S. 2014. Heavy metal concentration in potato and in the soil via drain age water irrigated with wastewater. *Irrigation and Drainage*. 63: 682-69
28. Peterson S. O. Peterson J. and Rubaek G. H. 2003. Dynamics and plant uptake of nitrogen and phosphorus in soil amended with sewage sludge. *Applied Soil Ecology*. 24: 187-195.
29. Scokart P. O. meeus-Verdinne K. and DeBorger R. 1983. Mobility of heavy metals in polluted soils near zinc smelters. *Water, Air and Soil Pollution*. 20:451-463.
30. Sibe C. and Fischer WP. 1996. Effect of long-term irrigation with untreated effluent on soil properties and heavy metal absorption of Leptosols and Vertisols in Central Mexico. *Zeitschrift fur Pflanzenernahrung und Bodenkunde*. 159:

