

تأثیر فسفر و منابع آلی بر قابلیت دسترسی کروم (VI) و جذب آن توسط فلفل

قاسم صیدالی¹، علی عباسپور، حمیدرضا اصغری و احمد اخیانی

دانشجوی کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی شاهرود؛ gh.seydali@gmail.com

دانشیار گروه آب و خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود؛ abbaspour2008@gmail.com

دانشیار گروه زراعت و اصلاح نباتات، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی شاهرود؛ Hamidasghari@gmail.com

عضو هیأت علمی مرکز تحقیقات کشاورزی و منابع طبیعی استان سمنان؛ سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، سمنان، ایران؛

ahmadakhyani@yahoo.com

دریافت: 94/4/23 و پذیرش: 94/12/24

چکیده

وجود کروم به ویژه کروم شش ظرفیتی در آب و خاک مشکلات جدی بر زندگی و محیط زیست بشر ایجاد نموده است. بنابراین تثبیت یا غیر فعال کردن آن در محیط‌های آلوده با روش‌های، مختلف مورد توجه بسیاری از محققان قرار گرفته است. در همین راستا، به منظور بررسی جذب کروم در گیاه فلفل قرمز (نوده محلی فرومد)، آزمایشی در قالب بلوک‌های کامل تصادفی با سه تکرار در شرایط گلخانه‌ای در دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهرود انجام شد. تیمارهای آزمایشی شامل: شاهد، کود دی آمونیوم فسفات، کود سوپر فسفات تریپل، پودر یونجه، اسید هومیک، کود دی آمونیوم فسفات + پودر یونجه، کود دی آمونیوم فسفات + اسید هومیک، سوپر فسفات تریپل + اسید هومیک و سوپر فسفات تریپل + پودر یونجه بودند. نتایج نشان داد بین تیمارها از نظر فسفر محلول خاک، جذب کروم VI در ریشه و اندام هوایی (ساقه و برگ) فلفل و غلظت آن در خاک همچنین pH خاک در سطح احتمال 5 درصد و قابلیت هدایت الکتریکی خاک در سطح احتمال 1 درصد بین تیمارها اختلاف معنی‌داری وجود داشت. در تیمارهای که از (پودر یونجه و اسید هومیک) به تنهایی و به صورت ترکیب با دی آمونیوم فسفات استفاده شد جذب کروم نسبت به تیمار شاهد کاهش یافت، اما کارایی اسید هومیک در ترکیب با دی آمونیوم فسفات بیشتر بود. تیمار پودر یونجه بیشترین تأثیر را در کاهش جذب کروم توسط اندام‌های هوایی گیاه داشت. نتایج همچنین نشان داد مقدار تجمع کروم VI در ریشه 34/21 درصد بیشتر از اندام‌های هوایی (ساقه و برگ) گیاه فلفل بود. به نظر می‌رسد که استفاده از کودهای فسفاته و ترکیبات آلی با تثبیت کروم در خاک می‌تواند سبب کاهش جذب کروم VI و مانع از تجمع آن در اندام‌های گیاه فلفل شود.

واژه‌های کلیدی: اسید هومیک، پودر یونجه، فسفات

¹ نویسنده مسئول، آدرس: شاهرود، دانشگاه شاهرود - دانشکده کشاورزی، گروه آب و خاک

مقدمه

فلزات سنگین از مهم‌ترین منابع آلاینده محیط‌زیست از جمله خاک هستند که در صورت تجمع در خاک علاوه بر آثار زیان‌بخش بر اکوسیستم خاکی، با آلوده کردن آب‌های زیرزمینی و همچنین جذب از طریق گیاهان، وارد زنجیره غذایی انسان و سایر موجودات زنده می‌شوند (آنتونیادیس و آوری، 2001). کروم یکی از این ترکیبات فلزی است که به دلیل اهمیت اقتصادی بالا به طور گسترده در صنایع مختلف از جمله تهیه آلیاژهای کرومی، آبکاری کروم، شیشه سازی، صنعت نساجی، صنایع چوب، تولید سیمان، فرش بکار رفته و ورود آن به محیط‌زیست از طریق پساب این صنایع اجتناب‌ناپذیر است و به دلیل حلالیت بالایی که دارد آلودگی توسط آن به سرعت به سایر مناطق منتقل می‌گردد (اشوینی و همکاران، 2009 و پارامسواری و همکاران، 2009). کروم یک فلز سنگین سمی برای میکروارگانیسم‌ها، حیوانات و گیاهان محسوب می‌شود که به علت استفاده‌های وسیع صنعتی طی دهه اخیر، به یک آلاینده جدی محیطی تبدیل شده است. غلظت‌های بالای کروم به عنوان عاملی تنش‌زا برای گیاهان به شمار می‌رود که می‌تواند به عنوان یک عامل محدودکننده رشد، خصوصیات فیزیولوژیکی و بیوشیمیایی گیاهان را تحت تأثیر قرار دهد (پیروز، 1391). سرنوشت فلزات سنگین و کمپلکس‌های فلزی تخلیه شده به خاکها و آبها با توجه به شرایط محیطی خاک و آب بسیار متفاوت می‌باشند. عوامل تأثیر گذار زیادی بر جذب فلزات مؤثر می‌باشند. به طوری که به جز نوع و مقدار کلونیدهای خاک، عوامل کنترل کننده ای نظیر: pH، غلظت یونی محلول، غلظت کاتیونی فلز، حضور کاتیون‌های فلزی رقابت‌کننده و وجود لیگاندهای آلی و معدنی در آن نقش دارند (آلوی، 2001). کروم در طبیعت به اشکال متفاوت اکسید شده وجود دارد، اما پایدارترین شکل‌های کروم، کروم با ظرفیت سه (III) و کروم VI هستند که از لحاظ خواص شیمیایی و اثرات ایجادکننده کاملاً متفاوت عمل می‌کنند (بارنهارت، 1997). سازمان جهانی بهداشت¹ (WHO) سرطان زا بودن کروم VI را در انسان تأیید کرده است. آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا حد مجاز کروم 6 ظرفیتی در استاندارد تخلیه به آب‌های سطحی را 0/1 میلی‌گرم بر لیتر، برای آب آشامیدنی 0/05 میلی‌گرم بر لیتر و در گیاه 0/006 میلی‌گرم در کیلوگرم تعیین کرده است (پاولوسکی،

1992؛ آلوارز و همکاران، 2006 و زایاد و تری، 2003). یکی از روش‌های کنترل عناصر سنگین در خاک استفاده از روش غیر پویاسازی شیمیایی آنها است. این روش با کاهش حلالیت فلزات سنگین باعث کاهش غلظت آنها در گیاه می‌شود. تثبیت شیمیایی فلزات سنگین به دلیل هزینه کم و سرعت نسبتاً زیاد نسبت به روش‌های دیگر ارجحیت دارد. استفاده از اصلاح‌کننده‌ها از طریق سازوکار جذب سطحی، واکنش‌های اسید-باز، رسوب، اکسایش و کاهش، عقده شدن، تبادل یونی و هوموسی شدن باعث غیر پویا شدن و تثبیت فلزات سنگین در خاک می‌شوند. انتخاب افزودنی مناسب تحرک و فراهمی آلاینده را به سرعت کاهش داده و از آب شویی و جذب به وسیله گیاهان و موجودات زنده خاک جلوگیری می‌کند (اسچکول و رایان، 2003). انتخاب اصلاح‌کننده‌ها وابسته به مواردی مانند نوع آلاینده، خصوصیات خاک، مقدار کارایی مد نظر هست. همچنین اصلاح‌کننده‌ها باید به آسانی قابل‌دسترس و نسبتاً ارزان باشند، کاربرد راحت داشته باشند و باعث تخریب بیشتر محیط‌زیست نشوند (اسکندر، 2001). امروزه برتری استفاده از پسماندهای آلی در کشاورزی به عنوان منبع با ارزشی از اصلاح‌کننده‌های آلی و عناصر تغذیه‌ای برای گیاه، بر هیچ کس پوشیده نیست به طوری که با کاربرد مواد آلی هم وضعیت مواد آلی (هوموس خاک) و هم مقدار عناصر غذایی آن بهبود می‌یابد (کورتی و مولن، 2007). از سوی دیگر مصرف هم زمان کودهای آلی و شیمیایی به خاک باعث افزایش کارایی کودهای شیمیایی، بهبود شرایط فیزیکی، شیمیایی و زیستی خاک و کاهش آلودگی محیط می‌شود (کیلینگ و همکاران، 2003). یکی از عوامل مؤثر بر سلامت انسان، مصرف مواد غذایی سالم با کیفیت و کمیت مناسب است. فلزات سنگین از راه‌های گوناگون وارد بدن می‌شوند. یکی از آنها استفاده مواد غذایی آلوده می‌باشد. فلفل از جمله مواد غذایی با ارزش می‌باشد که با داشتن انواع ویتامین‌ها و سایر مواد مغذی مصرف کنندگان زیادی دارد. به همین دلیل این ماده غذایی به دلیل مصرف بالای آن از اهمیت بالایی برخوردار است. معادن کرومیت نیز منبع مهم کروم در طبیعت محسوب می‌شوند که با وجود با ارزش بودن می‌تواند برای پوشش گیاهی منطقه منبع آلودگی محسوب شود. از آنجایی که کشاورزان در منطقه فرومد، استان سمنان به کشت گیاه فلفل می‌پردازند در این تحقیق سعی شد تا اثر آب آلوده به کروم و نیز تأثیرات متقابل کروم و ترکیبات آلی (اسید هومیک و پودر یونجه) و کودهای فسفاته (دی آمونیوم فسفات و سوپر فسفات

¹ World Health Organization

تریپل) بر قابلیت دسترسی و جذب کروم VI در گیاه
فلفل بررسی شود.

مواد و روش‌ها

این تحقیق در شهرستان شاهرود واقع در استان
سمنان در سال زراعی 1393 به صورت گلدانی در قالب
بلوک‌های کامل تصادفی با 9 تیمار در 3 تکرار در سال
انجام شد. نمونه‌برداری خاک از عمق 0 تا 30 سانتیمتری
از مزرعه دانشکده کشاورزی دانشگاه شاهرود برداشته شد
و پس از عبور دادن از الک 0/5 سانتی متر به گلدان‌های
پلاستیکی با گنجایش 5 کیلوگرم منتقل شد. بدین منظور
به هر یک از تیمارها مقادیر 41 میلی‌گرم در کیلوگرم
فسفر (150 کیلوگرم فسفر) به صورت دی آمونیوم
فسفات و یا سوپر فسفات تریپل در هکتار و اسید هومیک
1/38 گرم در کیلوگرم (5 کیلوگرم در هکتار)، پودر یونجه
به مقدار 1 درصد (10 گرم در کیلوگرم) خاک قبل از
کاشت به گلدان‌ها اضافه شد. بدین ترتیب، تیمارها شامل
شاهد (C)، کود دی آمونیوم فسفات (AP)، کود سوپر
فسفات تریپل (TP)، پودر یونجه (OM)، اسید هومیک
(HA)، کود دی آمونیوم فسفات + پودر یونجه
(AP+OM)، کود دی آمونیوم فسفات + اسید هومیک
(AP+HA)، سوپر فسفات تریپل + اسید هومیک
(TP+HA)، سوپر فسفات تریپل + پودر یونجه (TP+OM)
بودند. در هر گلدان 3 عدد نشاء فلفل کشت گردید و بعد
از دو هفته تعداد گیاهان به 2 بوته کاهش یافت. آب آلوده
به کروم از منطقه فرودم تهیه گردید (جدول 2). فرودم در
شرق شهرستان میامی استان سمنان واقع گردیده است که
برخی چاه‌های آن حاوی تعدادی از عناصر سنگین به ویژه
کروم (به دلیل واقع شدن معدن کرومیت در منطقه فرودم و
آلوده بودن آب آبیاری مزارع کشاورزی به کروم) هست.

نمونه‌برداری آب از چاه‌های منطقه بر اساس
سیستم UTM¹ در محدوده جغرافیایی 468114 تا
486033 طول شرقی و 4047955 تا 4737420 عرض
شمالی انجام شد. آبیاری گلدان‌ها با آب آلوده به کروم
پس از 1 هفته از کشت گیاه صورت گرفت. تعیین زمان
آبیاری از طریق توزین گلدان‌ها و رطوبت خاک آن‌ها در
حد 70 درصد ظرفیت زراعی نگهداری شد. بعد از 110
روز از کشت فلفل، اندام‌های هوایی (ساقه و میوه) و
ریشه برداشت شد. با شستشوی نمونه‌ها، قسمت ریشه از
اندام‌های هوایی جدا و با قرار دادن در پاکت به آزمایشگاه

منتقل شد. وزن تر ریشه و اندام‌های هوایی با ترازوی با
دقت 0/001 گرم اندازه‌گیری شد و نمونه‌ها توسط دستگاه
آون در دمای 70°C به مدت 72 ساعت خشک و وزن
خشک آن‌ها تعیین شد. به منظور اندازه‌گیری pH، قابلیت
هدایت الکتریکی (EC) و فسفر محلول خاک بعد از
برداشت اندام‌های گیاه از سوسپانسیون 1 به 2/5 (خاک
به آب مقطر) استفاده شد. به منظور تعیین فسفر محلول از
روش کلرید قلع استفاده گردید (زرین کفش، 1372).
مقدار فسفر بعد از ده دقیقه با دستگاه اسپکتروفتومتر در
طول موج 650 نانومتر قرائت گردید. اندازه‌گیری کربن
آلی خاک به روش واکلی و بلاک (الیسون، 1965)،
نیتروژن خاک به روش کج‌دال (بیچ و همکاران، 1982)،
فسفر قابل جذب (اولسن، 1954) و بافت به روش
هیدرومتری (گی و باوور، 1979) انجام گرفت (جدول 1).

اندازه‌گیری کروم VI در گیاه

پس از آسیاب نمودن نمونه‌های گیاهی، 0/5
گرم از ماده خشک با 1 میلی لیتر اسید پرکلریک + 6 میلی
لیتر اسید نیتریک ترکیب شد و بعد از یک شب نمونه‌ها به
مدت چهار ساعت در دمای 150 درجه سانتی‌گراد، یک
ساعت در دمای 200 درجه سانتی‌گراد و دو ساعت در
دمای 220 درجه سانتی‌گراد حرارت داده شد تا عمل
هضم به طور کامل انجام گیرد. نمونه هضم شده با آب
مقطر به حجم 100 رسانده شد (میلر، 1982). 95 عصاره
با 2 DPC (0/25g) از دی فنیل کار بازید (DPC)² به 50
استون اضافه شد) مخلوط و به حجم 100 رسانده شد.
بعد از ده دقیقه غلظت کروم VI با دستگاه اسپکتروفتومتر
در طول موج 540 نانومتر قرائت گردید (بارتلت و کیمبل،
1976). لازم به ذکر است که حد تشخیص کروم VI به
روش رنگ سنجی با دستگاه اسپکتروفتومتر 0/005 میلی
گرم بر لیتر است (هاچ 1992). برای تهیه منحنی استاندارد
کروم VI از دی کرومات پتاسیم K₂Cr₂O₇ استفاده شد.

اندازه‌گیری کروم VI در خاک

5 گرم نمونه خاک خشک با 50 میلی‌لیتر از
KH₂PO₄ 0/005 مولار و K₂HPO₄ 0/05 مولار مخلوط
نموده و نمونه‌ها به مدت 2 ساعت در شیکر با
سرعت 200 دور در دقیقه تکان داده شد. سپس به مدت
15 دقیقه و با سرعت 2500 دور در دقیقه سانتریفوژ شده
و از کاغذ صافی عبور داده شد. pH محلول با اسید
سولفوریک (10درصد) به حدود 2/5-1/5 تنظیم شد.
مقدار کروم VI با محلول دی فنیل کاربازید استخراج و به

² (1,5- Diphenyl carbazide)

¹ Universal Transverse Mercator

وسیله دستگاه اسپکتروفتومتر قرائت شد (جیمز و بارتلت، 1996). تجزیه آماری داده‌ها با استفاده از نرم‌افزار SPSS, SAS.9.1, MSTAT-C و مقایسه میانگین‌ها با روش آزمون حداقل تفاوت معنی‌دار (LSD) در سطح احتمال پنج درصد انجام گرفت. شکل‌ها با نرم‌افزار Excel ترسیم شدند.

نتایج

نتایج تجزیه واریانس داده‌ها نشان داد بین تیمارها از نظر مقدار pH، فسفر محلول خاک، کروم VI (ریشه، اندام هوایی و خاک) اختلاف معنی‌داری در سطح 5 درصد و EC خاک در سطح 1 درصد وجود داشت (جدول 3).

جدول 1- نتایج خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک مورد مطالعه

رس	سیلت	شن	ماده آلی	نیتروژن	فسفر قابل جذب	قابلیت هدایت الکتریکی	اسیدیته
		(%)			(mg.kg ⁻¹)	dS.m ⁻¹	
19	38	43	0/91	0/045	14/3	0/97	7/78

جدول 2- نتایج خصوصیات شیمیایی آب مورد استفاده برای آبیاری

EC	pH	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ⁻²	Na ⁺	Ca ⁺² +Mg ⁺²	SAR	کروم VI
(dS.m ⁻¹)					(meq.L ⁻¹)			(mg.L ⁻¹)
0/81	7/6	3	4/8	0/8	2/7	4/9	1/8	0/25

SAR: نسبت جذب سدیم: Ca⁺²+Mg⁺² کلسیم و منیزیم Na⁺ یون سدیم SO₄⁻²: سولفات یون
Cl⁻: کلرید یون HCO₃⁻: بی‌کربنات یون pH: اسیدیته EC: قابلیت هدایت الکتریکی

جدول 3- آنالیز واریانس (میانگین مربعات) صفات مورد بررسی در گیاه فلفل

منبع تغییر	درجه آزادی	EC	pH	فسفر محلول خاک	کروم VI خاک	کروم VI ریشه	کروم VI اندام هوایی
تکرار	2	0/034	0/016	2/743	0/001	0/000001	0/00001
تیمار	8	0/201 **	0/1 *	14/494 *	0/002 *	0/00001 *	0/00001 *
خطا	16	0/02	0/027	3/55	0/001	0/0001	0/0001
ضریب تغییرات	-	6/75	2/14	13/37	13/56	12/58	15/87

*, **, ns به ترتیب بیانگر معنی‌داری در سطح احتمال 5 و 1 درصد و عدم معنی‌داری هست.

جدول 4- مقایسه میانگین تیمارهای مورد مطالعه

تیمار	EC	pH	فسفر محلول خاک	کروم VI ریشه	کروم VI اندام هوایی	کروم VI خاک
	(dS. m ⁻¹)		(mg. L ⁻¹)	(mg. kg ⁻¹)	(mg. kg ⁻¹)	(mg. kg ⁻¹)
C	1/58 d	8/22 a	12/83 d	0/066 a	0/052 a	0/168 a
AP	2/25 ab	7/55 bc	16/61 abcd	0/051 ab	0/039 bc	0/145 ab
TP	2/14 ab	7/68 bc	16/59 abcd	0/054 ab	0/037 bcd	0/152 ab
OM	2/02 bc	7/80 b	14/17 cd	0/047 b	0/028 e	0/131 ab
HA	1/81 cd	7/66 bc	15/88 bcd	0/053 ab	0/033 de	0/176 a
AP+O M	2/36 a	7/72 bc	19/18 ab	0/047 b	0/039 bc	0/098 b
AP+H A	2/21 ab	7/51 c	19/94 a	0/039 b	0/035 cd	0/133 ab
TP+O M	2/26 a	7/81 b	16/34 abcd	0/052 ab	0/039 bc	0/128 ab
	32 a	7/77 bc	17/08abc	0/055 ab	0/041 b	0/153 a

کاهش مربوط به تیمار TP+HA به میزان 16/59 درصد نسبت به تیمار شاهد بوده است. بیش‌ترین میزان انباشت کروم در ریشه گیاه فلفل در تیمار شاهد بود. در همه تیمارهایی که از کودهای فسفر و ترکیبات آلی (به جز تیمار HA) استفاده شد غلظت کروم VI محلول خاک نسبت به تیمار C پایین تر بود. احتمالاً اسید هومیک با فلزات سنگین کمپلکس‌های محلول ایجاد می‌کند و باعث افزایش کروم قابل دسترس می‌گردد. تیمار AP+OM غلظت کروم VI محلول خاک را نسبت به شاهد به میزان 41/66 درصد کاهش داد. اما دیگر تیمارها اختلاف معنی‌داری نداشتند. مقدار کروم VI اندام‌های هوایی در تیمار شاهد حدود 0/051 میلی‌گرم بر کیلوگرم گلدان بود. غلظت کروم اندام‌های هوایی در همه تیمارها نسبت به شاهد غلظت کمتر بود که تیمار OM بیش‌ترین مقدار کاهش را به میزان 45/09 درصد نسبت به شاهد نشان داد. در بین پارامترهای اندازه‌گیری شده، کروم VI ریشه همبستگی مثبت ($r=0/80$) با pH خاک در سطح احتمال 1 درصد و همبستگی منفی ($r=0/74$) با فسفر محلول و همبستگی مثبت ($r=0/74$) با کروم VI اندام هوایی در سطح احتمال 5 درصد نشان داد (جدول 5). همچنین EC خاک همبستگی منفی (غیر همسو) با فسفر محلول و کروم VI خاک به ترتیب ($r=0/76$) و ($r=0/70$) و فسفر محلول خاک همبستگی منفی ($r=0/75$) با pH خاک معنی‌داری در سطح 5 درصد داشتند.

در تیمارهایی که از کود فسفره استفاده شد مقدار EC بالاتری را نسبت به دیگر تیمارها نشان داد. در بین تیمارها کاربرد ترکیبی کودهای فسفر و مواد آلی (اسید هومیک (HA)، پودر یونجه (OM)) سبب افزایش معنی‌دار قابلیت هدایت الکتریکی خاک نسبت به شاهد (C) شدند. کمترین مقدار EC خاک مربوط به تیمار HA و C و بیش‌ترین مقدار آن مربوط به تیمار AP+OM بود که قابلیت هدایت الکتریکی خاک را نسبت به شاهد 49/36 درصد افزایش داد. نتایج مقایسه میانگین pH خاک نشان داد که همه تیمارها نسبت به شاهد اختلاف معنی‌داری دارند اما تأثیر تیمارهای حاوی کودهای فسفره و ترکیبات آلی در کاهش pH خاک محسوس‌تر بود. بیش‌ترین مقدار فسفر محلول خاک مربوط به تیمار AP+HA و کمترین میزان فسفر محلول خاک مربوط به تیمار C بود. در کل، همه تیمارها نسبت به تیمار C فسفر محلول خاک را افزایش دادند که بیش‌ترین مقدار افزایش فسفر محلول خاک به ترتیب مربوط به تیمار AP+HA و AP+OM به میزان 51/5 و 49/4 درصد و کمترین مقدار افزایش مربوط به تیمار OM به میزان 14/5 درصد نسبت به تیمار C بوده است. به طور کلی همه تیمارها غلظت کروم VI ریشه را نسبت به تیمار شاهد کاهش دادند اما تنها تیمارهای AP+HA، AP+OM و OM نسبت به شاهد اختلاف معنی‌داری داشتند. بیش‌ترین مقدار کاهش مربوط به تیمار AP+HA به میزان 39/38 درصد و کمترین مقدار

جدول 5- ضرایب همبستگی پیرسون

کروم VI اندام هوایی	کروم VI ریشه	کروم VI خاک	فسفر محلول	pH	EC	
					1	EC
				1	-0/65	pH
			1	-0/75*	0/76*	فسفر محلول خاک
		1	-0/55	0/26	-0/70*	کروم VI خاک
	1	0/62	-0/74*	0/80**	-0/64	کروم VI ریشه
1	0/74*	0/24	-0/26	0/65	-0/30	کروم VI اندام هوایی

*, ** به ترتیب بیانگر معنی‌داری در سطح احتمال 5 و 1 درصد هست.

بحث

عناصر موجود در آن شده و به تدریج سبب افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک می‌گردد. پروتون‌های آزاد شده در طول اکسیداسیون آمونیوم با کاتیون‌هایی همچون کلسیم و پتاسیم مبادله می‌شوند، که به موجب آن، EC خاک در تیمار مربوطه افزایش می‌یابد. جدول (4) کاهش pH در اثر کاربرد کودهای شیمیایی و آلی را تأیید

کاربرد کودهای آلی و شیمیایی فسفر، سبب افزایش قابلیت هدایت الکتریکی خاک شد. احتمالاً کاربرد کودهای شیمیایی به دلیل حلالیت زیاد، باعث افزایش EC خاک در مقایسه با تیمار شاهد شدند و تأثیر کود دی آمونیوم فسفات نسبت به کود سوپر فسفات تریپل در این خصوص بیشتر بود. تجزیه مواد آلی نیز سبب آزاد شدن

زمیرمان (2013) نیز موید همین مطلب است. آن‌ها بیان کردند که تیمار فسفر و بیوجار باعث افزایش معنی‌داری در فسفر محلول خاک نسبت به شاهد می‌شود که عامل اصلی این افزایش به دلیل حضور کود فسفر است. بایستی یادآور شد که تجزیه مواد آلی، سبب آزاد شدن فسفر موجود در آن شده و بدین طریق نیز سبب افزایش فسفر محلول خاک می‌گردد. کودهای فسفاته به خصوص کود دی آمونیوم فسفات به صورت ترکیبی با ترکیبات آلی (اسید هومیک و پودر یونجه)، باعث کاهش کروم VI در فلفل شد. تیمارهایی که در این آزمایش استفاده شدند باعث کاهش قابل توجهی در مقدار کروم VI در ریشه و اندام هوایی (ساقه و برگ) نسبت به شاهد شدند و از تجمع کروم در اندام‌های گیاه فلفل جلوگیری کردند. مقایسه میانگین داده‌ها نشان داد در تیمارهایی که به صورت ترکیبی از کود فسفر با ترکیبات آلی (پودر یونجه و اسید هومیک) استفاده شد نقش مؤثرتری نسبت به دیگر تیمارها داشت و باعث تثبیت کروم در خاک گردید. روابط نا همسازی یا آنتاگونیسم و یا همافزایی عناصر با یکدیگر نقش مهمی در جذب آن‌ها بازی می‌کند. برخی از کاتیون‌ها می‌توانند توسط بار منفی سلول‌ها که ناشی از حامل‌های های آنیونی یا پمپ‌های هیدروژنی هستند، جذب شوند (سالار دینی، 1387). در تیمارهایی که مقدار کروم جذب شده کمتری را نشان داد شاید به دلیل حضور فسفر در خاک باشد که با کروم رابطه‌ی نا همسازی یا آنتاگونیسم دارد و برای جذب با یکدیگر رقابت دارند.

لوپزباسیو و همکاران (2014) در تحقیقات خود دریافتند که در سطح بالای کروم (140 میلی مولار کروم VI)، افزودن فسفر سبب کاهش اثرات سمیت کروم در گیاه آرابیدوپسیس شد که رشد و عملکرد گیاه همانند تیمار بدون کروم بود. آن‌ها با افزودن سولفات به محیط کشت تأثیر کمتری نسبت به فسفر در کاهش سمیت کروم مشاهده نمودند. این محققان پیشنهاد نمودند به منظور کاهش اثرات سمیت کروم می‌توان از کودهای فسفاته با حلالیت بالا استفاده نمود چون کروم با فسفر اثر رقابتی دارد فسفر مانع جذب کروم در ریشه و اندام هوایی (ساقه و برگ) می‌شود و باعث تثبیت کروم در خاک می‌شود. کیان و همکاران (2013) در تحقیقات خود به این نتیجه رسیدند که فسفر ضروری است این توانایی را دارد که با کاهش جذب کروم و تغییر یون‌های فلزی دیگر سمیت کروم را در گیاه *Chlorella vulgaris* کاهش دهد. مقدار کروم در اندام هوایی (ساقه و برگ) نسبت به ریشه فلفل کمتر بود که احتمالاً به دلیل عدم تحرک عناصر سنگین (کروم) و پویایی پایین عنصر کروم در گیاه فلفل بود.

می‌نماید. تبدیل آمونیوم به نیترات در فرایند نیترات سازی (نیتریفیکاسیون) از عوامل کاهش pH خاک‌ها در اثر کاربرد کودهای آمونیومی هست. تجزیه ترکیبات آلی و تولید اسیدهای آلی و اسیدکربنیک نیز سبب کاهش pH خاک در تیمارهای حاوی ترکیبات آلی می‌گردد. کاشم و سینگ (2001) نیز در تحقیقات خود دریافتند که دی اکسید کربن حاصل از فرایند تجزیه مواد آلی با آب، اسیدکربنیک تولید می‌نماید. آمونیوم نیز یکی دیگر از ترکیباتی است که با اکسید شدن در فرایند نیترات سازی، پروتون آزاد کرده و موجبات کاهش pH را فراهم می‌نماید. عباسپور و همکاران (2004) در تحقیقات خود دریافتند که تجزیه بقایای گیاهی در طول زمان و تولید ترکیبات اسید زرا معمولاً باعث کاهش pH خاک‌های آهکی می‌گردد. طبیعی است که افزودن کودهای فسفره سبب افزایش فسفر محلول خاک می‌گردد. اما دلیل دیگر بالا رفتن فسفر محلول خاک در تیمار AP+HA و AP+OM به خاطر وجود آمونیوم است که در اثر فرایند پروتون تولید نموده و مقدمات کاهش pH خاک و در نتیجه افزایش فسفر محلول خاک را فراهم می‌نماید. بی‌غم (1996) در تحقیقات خود به این نتیجه رسید که کاربرد ترکیبات فسفوری به خصوص کودهای مبتنی بر آمونیوم می‌توانند به طرز بالقوه ای pH خاک را اسیدی کنند. به دلیل اینکه در خاک‌های با pH بالا آمونیوم به آسانی به نیترات، اکسیده می‌شود بنابراین پروتون‌هایی را آزاد می‌کند. افزون بر این تیمارهایی که حاوی کود سوپر فسفات تریپل، بقایای گیاهی و اسید هومیک بودند نیز تا حدودی توانستند فسفر محلول خاک را افزایش دهند.

میزان فسفر محلول در خاک‌های تیمار شده با ماده آلی به صورت معنی‌داری بیشتر بود، که احتمالاً ماده آلی سبب افزایش فراهمی فسفر در خاک شد. تجزیه مواد آلی نیز سبب تولید ترکیبات آلی اسیدی و نیز اسیدکربنیک نموده که بدین طریق سبب کاهش pH خاک و بالطبع افزایش غلظت فسفر محلول خاک می‌گردد. در تیمارهایی که از کودهای فسفاته (دی آمونیوم فسفات و سوپر فسفات تریپل) و ترکیبات آلی (اسید هومیک و پودر یونجه) استفاده شد pH خاک در مقایسه با تیمار شاهد کاهش یافت که نتیجه آن افزایش حلالیت فسفر محلول خاک هست. مواد آلی، بقایای گیاهی (پودر یونجه) که در نتیجه پوسیدگی مواد آلی باعث تولید ترکیبات و اسیدهای آلی و هوموسی شدند در جذب فسفر نقش مؤثری داشتند. برخی پژوهش‌ها نشان می‌دهد که افزودن ماده آلی به خاک باعث افزایش مقدار شکل‌های فراهم تر فسفر در خاک می‌شود (میناکسی، 2010). نتایج موخری و

علاوه بر غلظت عناصر در خاک خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و قابلیت دسترسی عناصر دیگر نیز بر غلظت عنصر در گیاه مؤثر هست. لذا با توجه به عدم همبستگی معنی‌دار بین غلظت کروم خاک و غلظت کروم در بخش‌های مختلف گیاه فلفل چینی به نظر می‌رسد که پارامترهای دیگری نظیر تغییرات pH و مقدار مواد آلی نیز بر جذب کروم توسط گیاه اثر داشته است. در این آزمایش همچنین همبستگی معنی‌داری بین تجمع کروم در ریشه و pH خاک مشاهده شد، و تجمع کروم به طور قابل توجهی با کاهش pH خاک کاهش یافت.

نتیجه‌گیری

با توجه به نتایج به دست آمده، استفاده از آب آبیاری آلوده به کروم سبب جذب کروم VI توسط ریشه و به مقدار کمتری در اندام هوایی (ساقه و برگ) شد، که می‌تواند برای انسان و موجودات زنده خطرناک باشد و سلامتی انسان را به خطر بیندازد. استفاده از تیمارهای دارای ترکیبات آلی و کودهای فسفوره تأثیر معنی‌داری در کاهش غلظت کروم VI در گیاه فلفل شد. در این خصوص تیمار پودر یونجه به تنهایی و به صورت ترکیب با دی آمونیوم فسفات و تیمار اسید هومیک همراه با دی آمونیوم فسفات جذب کروم VI توسط ریشه گیاه فلفل را نسبت به شاهد به طور معنی‌داری کاهش دادند. در خصوص تجمع کروم VI در اندامهای هوایی کمترین تجمع را تیمار پودر یونجه به تنهایی (با 45 درصد کاهش نسبت به شاهد) و پس از آن اسید هومیک به تنهایی بود. لذا پیشنهاد می‌شود در خاک‌ها یا آب‌های آلوده به کروم از ترکیبات آلی بیشتری استفاده شود. استفاده از ترکیبات آلی و کودهای فسفر سبب کاهش pH خاک می‌شود و باعث افزایش حلالیت فسفر و ترکیبات آلی شده و بدین طریق از جذب بیش از حد کروم VI توسط ریشه و اندام هوایی (ساقه و برگ) گیاه فلفل خواهد کاست و باعث تثبیت کروم در خاک می‌شود. با توجه به وجود معدن کرومیت در منطقه مطالعاتی تحت کشت فلفل چینی نتیجه‌ای می‌تواند هشدار سودمند در استفاده از گیاهان خوراکی رشد یافته در منطقه با آب آبیاری آلوده به کروم باشد.

میرلس و همکاران (2004) و نیز افیونی و همکاران (2007) دلیل تجمع بیشتر فلزات سنگین در ریشه نسبت به اندام هوایی (ساقه و برگ) و دانه را به پویایی کم این فلزات در گیاه نسبت می‌دهند. همچنین دلیل احتمالی دیگر برای تجمع بالای از کروم در ریشه می‌تواند نشانه‌ای از تثبیت کروم در واکوئل و سلول‌های ریشه باشد که کروم VI در سلول‌های کورتکس ریشه باقی می‌ماند (شانکر و همکاران، 2004). غلظت کروم VI در خاک نسبت به ریشه و اندام هوایی (ساقه و برگ) بیشتر بود که نشان می‌دهد کروم در خاک باقی می‌ماند (تثبیت می‌شود). مطالعات مختلف نشان داده است افزودن ترکیبات آلی نظیر کود سبز، ضایعات آلی، زغال و بیوپچار سبب کاهش قابلیت دسترسی کروم VI در خاک می‌گردد (بولان و تیاگاراگان، 2001). با افزایش فسفر محلول خاک، مقدار کروم VI ریشه و اندام هوایی (ساقه و برگ) کاهش می‌یابد. وجود همبستگی منفی بین این دو پارامتر در جدول 5 مویید این مطلب می‌باشد. کیان و همکاران (2013) تأثیر کاربرد فسفر را بر سمیت کروم در گیاه کلرلا بررسی کردند آن‌ها دریافتند که کروم جذب‌شده توسط گیاه سبب کاهش رشد، تخریب کلروپلاست و در نتیجه کاهش کلروفیل برگ شد.

اما اثرات سوء کروم 2/2 تا 3/7 برابر کاهش یافت زمانی که به بستر کشت، فسفر افزوده شد. همبستگی منفی بین قابلیت هدایت الکتریکی با کروم در خاک و گیاه مشاهده شد. احتمالاً رقابت بین یون‌های کلرید، فسفات و کرومات سبب کاهش کروم قابل دسترس در خاک و گیاه می‌گردد. مقدار فلزات سنگین در اندام‌های گیاه بستگی زیادی به مقدار قابل استفاده آنها در خاک دارد و نیز اثر فلزات سنگین بر روی گیاه به گونه گیاهی و برهمکنش مثبت و منفی با عناصر دیگر، ویژگی‌های خاک از قبیل ماده آلی، نوع رس، کلرید، اسیدیته، شوری خاک در نظر گرفته می‌شود (ویگلر - بیتن و همکاران، 2000 و لینگ و همکاران، 2008). غلظت عناصر در گیاه تحت تأثیر غلظت آن در خاک است به گونه‌ای که انتظار می‌رود با افزایش غلظت عناصر در خاک، غلظت آن‌ها در گیاه افزایش یابد. اگر چنانچه این همبستگی مشاهده نشود بدین علت است که

فهرست منابع:

1. سالار دینی، علی اکبر، 1387. حاصلخیزی خاک. چاپ هشتم، ناشر: تهران، دانشگاه تهران، موسسه انتشارات.

2. زرین کفش م، 1372. خاک‌شناسی کاربردی: ارزیابی و مورفولوژی و تجزیه‌های کمی خاک، آب و گیاه. انتشارات دانشگاه تهران، ص 128-134.
3. Abbaspour, A. M. Kalbasi, and H. Shariatmadari, 2004. Effect of steel converter sludge as Iron fertilizer and soil amendment in some calcareous soils." J. Plant Nutr. 27(2): 377-394.
4. Afyuni, M., Karami, M., and Schulin, R. 2007. Effects of sewage sludge application on heavy metals status in soil and wheat. In: Biogeochemistry of trace elements: Environmental, Protection, Remediation and Human Health, China, 576.
5. Allison, L.E. 1965. Organic carbon, P 1372-1376. In: Black, C.A., Evans, D.D., White, L.J., Ensminger, L.E., Clark, F.E. (Eds.), Methods of Soil Analysis. American Society of Agronomy, Madison, WI. Analysis. Part 4. Physical Methods. Soil Sci Soc Am Inc., USA.
6. Alloway B.J. 2001. Heavy metal in soil. New York: John Wiley and sons Inc; p.20-28.
7. Alvarez PC and Blanco M, 2006. The adsorption of chromium (VI) from industrial wastewater by acid and base-activated lignocellulosic residues. Journal of Hazardous Material, 409(6), 60-67.
8. Antoniadis, N., and B. J. Alloway. 2001. Availability of Cd, Ni and Zn to rye grass in sewage sludge treated soil at different temperatures. Water, Air and soil pollut. 132:201-204.
9. Ashwini C, Poopal R, Laxman S.. 2009. Studies on biological reduction of chromate by *Streptomyces griseus*. Journal of Hazardous Materials. 169 :539-545.
10. Barnhart, N. 1997. Chromium and its soils in the proximity of the old tannery waste lagoon. International Agrophysics 15: 121-124.
11. Bartlett, R.J, and Kimble J.M. 1976. Behavior of chromium in soils". II. Hexavalent forms. J Environmental Quality 5(4): 383-386.
12. Bigam, J.M. 1996. Method of soil analysis. Part 3. Chemical methods, American Society of Agronomy, Inc, Madison.
13. Bolan, N.S. Thiagarajan, S. 2001. Retention and plant availability of chromium in soils as affected by lime and organic matter amendments." Aust J Soil Res 39, 1091-1104.
14. Courtney R.G, Mullen G.J. 2008. Soil quality and barley growth as influenced by the land application of two compost types. Bioresource Technol. 99: 2913-2918.
15. Gee G. W. and Bauder J. W. 1979. Particle size analysis. In: Klute A. (Eds.), Methods of Soil Analysis. Part 1: Physical and Mineralogical Methods. 2nd Ed. Agronomy Monogr. ASA and SSSA, Madison, WI. pp. 383-411.
16. Hach Company, 1992. Chromium, hexavalent, for water and wastewater, Method 8023, in: Hach Co., DR/2000 Spectrophotometer Procedures Manual, seventh ed., Loveland, 1992, pp. 113-117.
17. Iskandar, I.K. 2001. Environmental restoration of metals contaminated soils. Lewis Publishers.
18. James, B. R. & R. J. Bartlett. 1996. Handbook of soil analysis. Soil science society of America. 25:685-701.
19. Kashem, M.A. and B.R. Sing. 2001. Metal availability in contaminated soils: I. Effects of flooding and organic matter on changes in Eh, pH, and solubility of Cd, Ni, and Zn." Nutr. Cycling in Agroecosystems 61:247-255.
20. Keeling, A. A. McCallum, K. R. and Beckwith, C. P. 2003. Mature Green Waste Compost Enhances Growth and Nitrogen Uptake in Wheat (*Triticum aestivum* L.) and Oil Seed Rape (*Brassica napus* L.) through the Action of Water-Extractable Factors," Bioresource Technology, Vol. 90, No. 2, pp. 127-132.

21. Laing Du.G., Vos De.R., Vandecasteele B., Lesage E., Tack F.M.G., and Verloo M.G. 2008. Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 77:589-602.
22. López-Bucio. J. Cervantes. C. Ortiz-Castro. R. 2014. Phosphate relieves chromium toxicity in *Arabidopsis thaliana* plants by interfering with chromate uptake. *Springer Science+Business Media New York*: 363-270.
23. Miller , R O. 1998. Nitric-perchloric acid wet digestion in an open vessel. In: Kalra Y P, ed., *Handbook of Reference Methods for Plant Analysis*. CRC Press, Taylor & Francis, London. pp. 57-61.
24. Minaxi , S J. 2010. Disease suppression and crop improvement in moong beans (*Vigna radiata*) through *Pseudomonas* and *Burkholderia* strains isolated from semi arid region of Rajasthan. *BioControl*. 55 (6): 799-810.
25. Mireles, A. 2004. Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with waste water from Mexico city." *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B.*, 219-220: 187-190.
26. Mukherjee ,A. Zimmerman , A.R. 2013. Organic carbon and nutrient release from a range of laboratory-produced biochars and biocharsoil mixtures." *Geoderma* 193–194:122–130 .
27. Olsen SR, Cole CV, Watanabe FS and Dean CA. 1954. Estimation of available phosphorous in soils by extraction with sodium bicarbonate. *Soil Science Society of America* 21: 144 - 149.
28. Page , A.L. Miller, R.H. and Keeney, D.R. 1982. *Methods of soil analysis. Part 2*. 2nd ed. ASA and SSSSA. Madison, WI.
29. Parameswari E, Lakshmanan A, Thilagavathi T. 2009. Chromate Resistance and Reduction by Bacterial Isolates. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*; 3(2): 1363-1368.
30. Pawlowski L, 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. In: Arnold E. Greenberd, Lenore S. Clesceri, Andrew D. Eaton (eds). *Journal of Water environment t federation*. 18th ed, Alexandria, 1025-1030.
31. Pirooz , P.1391. investigated the physiological stress sunflower chromium: effect on growth, accumulation and induction of oxidative stress in the roots of sunflower (*Helianthus annuus*). *Plant Biology*, year 4, page 73-86
32. Qian ,H. Sun ,z. Sun ,l. Jiang ,Y. 2013. Phosphorus availability changes chromium toxicity in the freshwater alga *Chlorella vulgaris*." *Chemosphere*, 93,(6), 885-891.
33. Scheckel , K., and Ryan, J. 2003. In vitro formation of pyromorphite via reaction of Pb source with soft-drink phosphoric acid. *Science of The Total Environment*." 302, 253-265.
34. Shanker, A.K., Djanaguiraman, M., Sudhagar, R., Chandrashekar, C.N., Pathmanabhan, G., 2004. Differential antioxidative response of ascorbate glutathione pathway enzymes and metabolites to chromium speciation stress in green gram (*Vigna radiata*(L) R. Wilczek. cv. CO 4) roots. *Plant Science* 166, 1035-1043.
35. Weggler-Beaton K., McLaughlin M.J., and Graham R.D.2000. Salinity inceases cadmium uptake by wheat and Swiss chard from soil amended with biosolids. *Australian Journal of Soil Research* 38:37-45.
36. Zayed AM, Terry N . 2003 .Chromium in the environment: factors affecting biological remediation. *Plant Soil* 249:139–156.

