# بررسی و مقایسه تجمع فلزات سنگین در سبزیجات آبیاری شده با آب چاه و رودخانه قره‌سو

حسین میرزایی تختگاهی[۱] *و هوشنگ قمرنیا

دکتری گروه مهندسی آب، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران.

**h.mirzaei.t@gmail.com**

استاد گروه مهندسی آب، پردیس کشاورزی و منابع طبیعی، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران.

**hghamarnia@yahoo.co.uk**

## چکیده

**این پژوهش به منظور بررسی تجمع فلزات مس، آهن، روی، کادمیوم و منگنز در سبزیجاتی نظیر اسفناج (Spinaciaoleracea)، شنبلیله (Trigonella foenum-graceum) و شوید (Anethum graveolens) تحت آبیاری با آب آلوده روخانه قره‌سو با دو تیمار آب آلوده و آب چاه (شاهد) انجام شد. مطالعه بر روی ریشه و اندام هوایی این سبزیجات در سه تکرار به صورت کرت‌های خرد شده در قالب طرح بلوک‌های کامل تصادفی صورت پذیرفت. نتایج نشان داد که آب آلوده باعث افزایش معنی‌دار غلظت مس،آهن، روی و منگنز در اسفناج شد (۰/۰۵ و ۰/۰۱>P)، ولی روی تجمع کادمیوم اثر معنی‌داری نداشت. هم‌چنین تیمار آب آلوده اثر افزایشی معنی‌داری (۰/۰۱>P) بر غلظت آهن و کادمیوم در شنبلیله داشت ولی اثر معنی‌داری روی غلظت مس، روی و منگنز نگذاشت. در شوید، آب آلوده باعث افزایش معنی‌دار (۰/۰۵ و ۰/۰۱>P) تمام فلزات شد . برای سه نوع سبزی اسفناج، شنبلیله و شوید بیشترین تجمع آهن، روی و کادمیوم در ریشه گیاهان و برای مس و منگنز در اندام هوایی به‌دست آمد. ترتیب میزان تجمع پنج فلز در اسفناج، شنبلیله و شوید به صورت آهن>منگنز>روی>مس>کادمیوم بود. آهن بیشترین و کادمیوم کمترین تجمع را در گیاهان داشت. غلظت مس و آهن در اندام هوایی و ریشه اسفناج، شنبلیله و شوید بر اساس استاندارد WHO بیشتر از حد مجاز بود. مقدار روی و منگنز در اندام هوایی و ریشه اسفناج، شنبلیله و شوید بر اساس برخی استانداردها کمتر از حد مجاز و از نظر بعضی بیشتر از حد مجاز بود. مقدار کادمیوم در اندام هوایی و ریشه سبزیجات مورد بررسی از نظر تمام استانداردها بیشتر از حد مجاز بود.**

**واژه‌های کلیدی:** آب آلوده،اسفناج، شنبلیله، شوید

---

۱- آدرس نویسنده مسئول: کرمانشاه، گروه مهندسی آب پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه رازی کرمانشاه

*- دریافت: دی ۱۳۹۶ و پذیرش: مرداد ۱۳۹۷

**مقدمه**

امروزه یکی از چالش‌های بزرگ در کشاورزی، ورود پساب‌ها به زمین‌های تحت پوشش می‌باشد. پساب-ها به عنوان منبعی برای تامین آب آبیاری مطرح می‌باشند که در مناطق خشک از اهمیت زیادی برخوردار است. با این حال پساب‌ها با توجه به منبع آن‌ها حاوی برخی ترکیباتند که ورود آن‌ها به خاک و سپس به گیاهان می-تواند باعث ایجاد مشکلات بهداشتی برای انسان‌ها و بهم خوردن تعادل اکوسیستم شود، از جمله این عناصر می-توان به عناصر سنگین اشاره نمود (برار و همکاران، ۲۰۰۰). سلامت بشر به استفاده از مواد غذایی و محیط سالم بستگی دارد، گیاهان به‌دلیل دارا بودن مواد مغذی، ویتامین‌ها و عناصر مورد نیاز بدن مورد توجه و استفاده عموم هستند (اوماله و همکاران، ۲۰۱۱). در سال‌های اخیر به دلیل گسترش فعالیت‌های صنعتی، غلظت فلزات سنگین در محیط زیست و مواد غذایی افزایش یافته است. از دلایل خطرآفرین بودن غلظت فلزات سنگین، قدرت تجمع زیستی[1] آن‌هاست که قادرند در سیستم بدن موجودات تجمع یافته و غلظت آن‌ها به مرور زمان و با تماس بیشتر با آلاینده‌ها افزایش یابد (کیلیک، ۲۰۱۱). یکی از دلایل آلودگی گیاهان به فلزات سنگین به واسطه آلودگی آب و خاک در ریزوسفر گیاه است (ملکی و همکاران، ۲۰۰۸).

تماس با فلزات سنگین، به‌ویژه برای کودکان در حال رشد به‌دلیل غلظت زیاد فلزاتی مانند سرب ایجاد عوارض مختلفی می‌کند. تماس کوتاه مدت با غلظت زیاد فلزات، حالت سمی با مقیاس زیاد و قابل مشاهده ایجاد می‌کند، در حالی‌که تماس طولانی مدت با غلظت کمتر به مرور آثار غیر قابل جبرانی را بر بدن وارد می‌کند، مانند کم خونی، دردهای گوارشی، یبوست، کم خوابی، سردرد، خستگی، اضطراب همراه با اختلال عصبی، آسیب ریه‌ها، کلیه‌ها، گوارش و حتی سرطان همراه است (هووارد، ۲۰۰۲). هدف از این پژوهش بررسی تجمع مس، آهن، روی، کادمیوم و منگنز در ریشه و اندام هوایی اسفناج، شنبلیله و شوید تحت آبیاری با آب آلوده رودخانه قره‌سو می‌باشد.

**مواد و روش‌ها**

رودخانه اصلی دشت کرمانشاه رودخانه قره‌سو است که جزء حوضه آبریز کرخه به طول ۱۰۰ کیلومتر و سرچشمه آن سراب روانسر واقع در ۵۰ کیلومتری شمال غرب کرمانشاه می‌باشد. انواع پسماندهای صنعتی، سموم کشاورزی، آبشوران (زهکش طبیعی شهر کرمانشاه) مملو از انواع میکروب، فاضلاب‌های انسانی، صنعتی و خروجی تصفیه خانه کرمانشاه به داخل آن ریخته می‌شوند. در این تحقیق، نمونه‌برداری از آب رودخانه و شاهد در ابتدا و انتهای آبیاری انجام گرفته و میانگین آن به عنوان نمونه اصلی در نظر گرفته شد. خصوصیات شیمیایی آب رودخانه قره‌سو و چاه، استانداردهای سازمان جهانی خواروبار و کشاورزی(FAO)، سازمان بهداشت جهانی(WHO)، آژانس حفاظت محیط زیست (EPA) و استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران (IRNDOE) در رابطه با کیفیت مجاز آب نامتعارف جهت آبیاری در جدول (۱) ارائه شده است.

میزان عناصر منیزیم، آلومینیم، آهن، مس، کادمیوم، منگنز، نیترات و فسفات حداقل بر طبق یکی از استانداردها بیشتر از حد مجاز می‌باشد. پارامترهای BOD5 و COD بر اساس استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست بیشتر از حد مجاز ولی نزدیک به استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایران است. پس این آب از نظر غلظت مواد آلی قابل استفاده برای کشاورزی نمی-باشد. کیفیت میکروبی آب نشان می‌دهد، این آب قابل استفاده برای کشاورزی نیست. لذا، بر اساس این استانداردها آب این رودخانه جزء آب آلوده محسوب می-شود. این پژوهش در دو تیمار آب رودخانه قره‌سو و چاه (شاهد)، بر روی اسفناج (oleracea Spinacia)، شنبلیله

[1] Bioaccumulation

(Trigonella foenum-graceum) و شوید (Anethum graveolens) در سه تکرار در پردیس کشاورزی و منابع طبیعی دانشگاه رازی انجام شد. برای آبیاری، آب رودخانه با تانکر به زمین زیر کشت انتقال داده شد. آزمایش در کرت‌هایی به ابعاد یک در دو متر با فاصله نیم متر و سه ردیف کشت در هر کرت انجام شد. مزرعه تحت آبیاری شیاری (مرسوم منطقه) قرار گرفته و برای تیمارها آبیاری یکسان اعمال شد. نمونه‌های گیاهی بعد از برداشت، با آب شستشو و در داخل آون در دمای ۷۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۷۲ ساعت قرار گرفته تا خشک شدند. سپس قسمت‌های مختلف آسیاب شد. مقدار ۰/۵ گرم با استفاده از اسید سولفوریک، هضم اسیدی (هضم تر) داده شد. مقدار فلزات مس، آهن، روی، کادمیوم و منگنز با دستگاه جذب اتمی مدل Spectra AA 220 ساخت کارخانه VARIAN استرالیا اندازه‌گیری شد. هم‌چنین با استفاده از هیدرومتر بافت خاک تعیین شد که نتایج بر اساس طبقه‌بندی USDA در جدول (۲) ارائه شده است.

**جدول ۱- نتایج آزمایش شیمیایی آب رودخانه قره‌سو و چاه**

| پارامتر | واحد | رودخانه | چاه | استاندارد ها | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | | | FAO | WHO | EPA | IRNDOE |
| مس | mg/L | ۰/۰۳ | ۰/۰۰۳۵ | ۰/۲ | ۰/۲ | ۰/۲ | ۰/۰۲ |
| آهن | ″ | ۱۲/۳۸ | ۱/۹۵ | ۵ | ۵ | ۵ | ۳ |
| روی | ″ | ۰/۳۴ | ۰/۱۱ | ۲ | ۲ | ۱ | ۲ |
| کادمیوم | ″ | ۰/۱۸ | ۰/۰۹۵ | ۰/۰۱ | ۰/۰۱ | ۰/۰۱ | ۰/۰۵ |
| منگنز | ″ | ۸/۸۸ | ۰/۰۲۵ | ۰/۲ | ۰/۲ | ۰/۲ | ۱ |
| نیکل | ″ | ۰/۱۴ | ۰/۰۸۵ | ۰/۲ | ۰/۲ | ۰/۲ | ۲ |
| آرسنیک | ″ | ۰/۰۱۵ | ۰/۰۱۵ | ۰/۱ | ۰/۱ | ۰/۱ | ۰/۱ |
| آلومینیم | ″ | ۳/۸۷ | ۰/۰۸ | ۵ | ۵ | ۱ | ۵ |
| بر | ″ | ۰/۰۶۵ | ۰/۰۶ | ۰/۷ | ۰/۷ | ۱ | ۱ |
| کلر | ″ | ۳۸/۶۳ | ۲۲/۳۵ | ۱۴۲ | ۱۰۶ | ۱۰۰ | ۶۰۰ |
| سدیم | ″ | ۲۰/۹۴ | ۳۰/۵۳ | | ۶۹ | ۶۹ | |
| کلسیم | ″ | ۱۶۳/۶۷ | ۱۰۹/۲۸ | | | ۲۰۰ | |
| منیزیم | ″ | ۴۱/۹۱ | ۵۱/۵۳ | | | ۲۵ | ۱۰۰ |
| پتاسیم | ″ | ۵/۴۵ | ۷/۶۶ | | | | |
| نیترات | ″ | ۲۹/۶۵ | ۲۶/۹۹ | ۵ | ۵ | ۳۰ | |
| فسفات | ″ | ۱۰/۹۷ | ۵/۹۸ | | | ۱۰ | |
| نسبت جذب سدیم | – | ۲/۰۸ | ۳/۴ | ۳ | ۳ | | |
| هدایت الکتریکی | dS/m | ۰/۶۲۷ | ۱/۰۱۶ | ۰/۷ | ۰/۷ | ۰/۷ | |
| اسیدیته | – | ۷/۲۸ | ۷/۰۹ | ۶/۵–۸ | ۶–۸/۵ | ۶/۵–۸/۴ | ۶–۸/۵ |
| $BOD_5$ | mg/L | ۹۵ | – | | | ۳۰ | ۱۰۰ |
| COD | ″ | ۱۹۲ | – | | | ۱۲۰ | ۲۰۰ |
| کلیفرم گوارشی | n/100mL | $۸/۴\times۱۰^{۳}$ | – | ۱۰۰۰ | ۱۰۰۰ | | ۴۰۰ |
| کل کلیفرم | ″ | $۱/۱\times۱۰^{۵}$ | – | | ۱۰۰۰ | ۲۰۰ | ۱۰۰۰ |

**جدول ۲- مشخصات بافت خاک**

| لایه | تکرار | درصد رس | درصد سیلت | درصد شن | بافت |
|---|---|---|---|---|---|
| ۰–۳۰ | ۱ | ۱۶/۴ | ۲۳ | ۶۰/۶ | لومی شنی |
| " | ۲ | ۱۲/۵ | ۱۵/۴ | ۷۲/۱ | " |
| " | ۳ | ۸/۴ | ۱۸/۴ | ۷۳/۲ | " |
| ۳۰–۶۰ | ۱ | ۱۳/۴ | ۱۵/۴ | ۷۱/۲ | " |
| " | ۲ | ۱۱/۴ | ۱۳/۴ | ۷۵/۲ | " |
| " | ۳ | ۱۰/۴ | ۱۷/۴ | ۷۲/۲ | " |

این پژوهش در آزمایش‌های مجزا روی اسفناج، شنبلیله و شوید به صورت کرت‌های خرد شده در قالب طرح آماری بلوک‌های کامل تصادفی (RCBD) در سه تکرار صورت گرفت. عامل اصلی کیفیت آب (آب آلوده و چاه) و عامل فرعی اسفناج، شنبلیله و شوید بود که در دو سطح (ریشه و اندام هوایی) صورت گرفت. تجزیه و تحلیل آماری پارامترها با استفاده از نرم‌افزار MSTATC انجام گرفت. آزمون مقایسه میانگین در سطوح یک و پنج درصد بر اساس روش دانکن انجام شد.

## نتایج و بحث

### اسفناج

با توجه به نتایج مندرج در جدول (۳)، تجمع فلزات سنگین در اسفناج با آب رودخانه و آب چاه از نظر غلظت‌های آهن و منگنز در سطح یک درصد (P<۰/۰۱) و برای مس و روی در سطح پنج درصد (P<۰/۰۵) دارای اختلاف معنی‌دار بودند. ولی از نظر تجمع کادمیوم اختلاف معنی‌داری در دو تیمار مشاهده نشد. اندام‌های گیاهی اسفناج از نظر تجمع آهن، روی و منگنز در سطح یک درصد (P<۰/۰۱) و تجمع مس در سطح پنج درصد (P<۰/۰۵) با همدیگر اختلاف معنی‌دار داشتند. از نظر تاثیر هم زمان تیمار آبیاری و اندام‌های گیاهی در اسفناج هیچ‌گونه اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد.

نتایج آزمون مقایسه میانگین به روش دانکن در سطح احتمال پنج درصد (P<۰/۰۵) برای تجمع فلزات سنگین در اندام‌های مختلف اسفناج در جدول (٤) نشان داده شده است. غلظت فلزات سنگین در تمام اندام‌ها در آب آلوده نسبت به چاه افزایش معنی‌داری داشته است. در هر دو تیمار آبیاری افزایش غلظت مس، آهن و منگنز در برگ نسبت به ریشه معنی‌دار بوده است. ولی این امر در روی برعکس بوده و برای کادمیوم تفاوت معنی‌داری نداشته است. بیشترین مقدار مس، آهن و منگنز در هر دو تیمار در اندام هوایی اسفناج بود که مقدار مس، آهن و منگنز در اندام هوایی اسفناج و در تیمار آب رودخانه به ترتیب ۲۸/٦۷، ۱٤۸۹ و ۲۱۵ (mg/kg) بوده و غلظت این عناصر در ریشه ۲۲/۹۳، ٦۳۲ و ۱۳۱ (mg/kg) بوده است. ولی بیشترین میزان روی در هر دو تیمار در ریشه اتفاق افتاد. در تیمار آب رودخانه مقدار روی در ریشه و اندام هوایی اسفناج به ترتیب ۹۲/۷٤ و ۷۱/۱۹ (mg/kg) بود. مقدار کادمیوم برای آب رودخانه در ریشه بیشتر بود، این مقدار ۰/۵۷۷ و در اندام هوایی ۰/۳۸ (mg/kg) بود. در تیمار شاهد بیشترین مقدار کادمیوم در اندام هوایی اتفاق افتاد.

**جدول ۳- جدول تجزیه واریانس در رابطه با تاثیر تیمارهای آبیاری بر اسفناج**

| تیمار | درجه آزادی | مس | آهن | روی | کادمیوم | منگنز |
|---|---|---|---|---|---|---|
| A | ۱ | ۵۳/۳* | ۳۷۰۷۲۷** | ۱۵۷/۸* | ۰/۱۷۸ ns | ۵۱۰۸/۸** |
| Error A | ۴ | ۳/۶۱ | ۵۶۲۴ | ۱۴/۲ | ۰/۰۳۶ | ۲۰/۹ |
| B | ۱ | ۱۲۰/۹* | ۱۳۶۰۹۴۱** | ۱۴۲۱/۴** | ۰/۰۰۴ ns | ۳۷۲۷۴/۵** |
| A*B | ۱ | ۱/۱۴ ns | ۱۰۰۹۸۰ ns | ۰/۱۴۵ ns | ۰/۰۷۷ ns | ۲۲۶۳/۳ ns |
| Error B | ۴ | ۸/۰۹ | ۱۸۶۰۹ | ۱۷/۳ | ۰/۰۳ | ۳۱۸/۶ |
| (%) CV | - | ۱۲/۰۱ | ۱۵/۴۲ | ۵/۳ | ۴۸/۵۶ | ۱۱/۷۱ |

*معنی‌دار در سطح احتمال پنج درصد، **معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد و ns غیر معنی‌دار

A: تیمار آب و B: اندام گیاهی.

**جدول ۴- مقایسه میانگین‌های غلظت فلزات سنگین در اسفناج تحت تاثیر تیمارهای آبیاری**

| تیمار | مس (mg/kg) | آهن (mg/kg) | روی (mg/kg) | کادمیوم (mg/kg) | منگنز (mg/kg) |
|---|---|---|---|---|---|
| $A_1$ | ۲۵/۸a | ۱۰۶۰/۵a | ۸۱/۹۷a | ۰/۴۷۸a | ۱۷۳a |
| $A_2$ | ۲۱/۵۸b | ۷۰۸/۹b | ۷۴/۷۱b | ۰/۲۳۵a | ۱۳۱/۷b |
| $B_1$ | ۲۰/۵۲b | ۵۴۷/۹b | ۸۹/۲۲a | ۰/۳۷۵a | ۹۶/۶b |
| $B_2$ | ۲۶/۸۷a | ۱۲۲۱/۵a | ۶۷/۴۶b | ۰/۳۳۸a | ۲۰۸/۱a |
| $A_1*B_1$ | ۲۲/۹۳ab | ۶۳۲c | ۹۲/۷۴a | ۰/۵۷۷a | ۱۳۱b |
| $A_1*B_2$ | ۲۸/۶۷a | ۱۴۸۹a | ۷۱/۱۹b | ۰/۳۸ab | ۲۱۵a |
| $A_2*B_1$ | ۱۸/۱b | ۴۶۳/۹c | ۸۵/۷۱a | ۰/۱۷۳b | ۶۲/۳c |
| $A_2*B_2$ | ۲۵/۰۷a | ۹۵۴b | ۶۳/۷۲b | ۰/۲۹۷ab | ۲۰۱/۲a |

در هر ستون و برای هر گروه میانگین‌هایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند با همدیگر اختلاف معنی‌داری ندارند (P<۰/۰۵).
$A_1$: آب رودخانه، $A_2$: آب چاه، $B_1$: ریشه، $B_2$: اندام هوایی.

در تحقیق روی سبزیجات اطراف پالایشگاه تهران، میزان روی، کادمیوم و منگنز در اسفناج به ترتیب ۶۳/۷۳، ۰/۲۳ و ۲۸۰/۵۱ (mg/kg) بود (کاظم‌زاده‌خویی و همکاران، ۱۳۹۱). میزان روی و کادمیوم در اسفناج ٤/٨١ و ۰/۰۳ (mg/kg) بود (بهموکا و موبوفو، ۱۹۹۹). در مطالعه لایسیمتری استفاده از فاضلاب خانگی، میزان کادمیوم در اندام هوایی اسفناج ۰/۰۱٦ (mg/kg) گزارش شد (مظفری و همکاران، ۱۳۹۱). در تحقیقی مقادیر مس، روی و کادمیوم در اسفناج به ترتیب ۸/۷۸، ٤۰/۲٤ و ۰/۰۷ (mg/kg) بیان شده است (رضایی‌کهخا و همکاران، ۱۳۹۰). در پژوهشی در مزرعه تحقیقاتی لورگ دانشگاه صنعتی اصفهان روی تاثیر لجن فاضلاب بر جذب فلزات سنگین، میزان مس، روی و کادمیوم در اندام هوایی اسفناج ۱۰/۷، ٤۸/۵ و ۱/۳۵ و در ریشه برابر با ۷/۵۵، ۲۵/۹۵ (mg/kg) گزارش شد (افیونی و همکاران، ۱۳۷۷). مطالعه‌ای غلظت کادمیوم در برگ اسفناج را ۰/۵۸۳ (mg/kg) نشان داد (حبیب و همکاران،۲۰۱۱). در بررسی تجمع فلزات سنگین در سبزیجات آبیاری شده با فاضلاب جنوب تهران، مقدار مس، آهن، روی، کادمیوم و منگنز در اسفناج به ترتیب ۲۲/۷٤، ۵۰۹/٤، ۲۹۷/٤، ۰/۲ و ٦۱/۰۵ (mg/kg) گزارش شد (بیگدلی و سیلسپور، ۲۰۰۸).

**شنبلیله**

با توجه به نتایج مندرج در جدول (۵)، تجمع فلزات سنگین در شنبلیله با آب آلوده و چاه از نظر غلظت آهن و کادمیوم در سطح یک درصد (P<۰/۰۱) اختلاف معنی‌دار بود. ولی برای مس، روی و منگنز اختلاف معنی‌داری در دو تیمار مشاهده نشد. اندام‌های گیاهی شنبلیله از نظر تجمع مس، آهن، روی و کادمیوم در سطح ۱ درصد (P<۰/۰۱) اختلاف معنی‌دار داشتند ولی از نظر تجمع منگنز با همدیگر اختلاف معنی‌داری نداشتند. از نظر تاثیر هم زمان تیمار آبیاری و اندام‌های گیاهی فقط آهن در سطح یک درصد (P<۰/۰۱) اختلاف داشت و برای دیگر فلزات اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد.

**جدول ۵- جدول تجزیه واریانس در رابطه با تاثیر تیمارهای آبیاری بر شنبلیله**

| تیمار | درجه آزادی | مس | آهن | روی | کادمیوم | منگنز |
|---|---|---|---|---|---|---|
| A | ۱ | ۱۸/۷۵ ns | ۲۱۷۷۸۲/۹ ** | ۲۷۲/۷ ns | ۰/۰۶۹ ** | ۵۵۹۰/۱ ns |
| Error A | ۴ | ۴/۸۸ | ۵۲۳۴/۹ | ۴۴/۹ | ۰/۰۰۳ | ۲۱۶۰/۲ |
| B | ۱ | ۱۳۲ ** | ۷۹۷۲۲۰/۸ ** | ۱۹۴۹/۷ ** | ۰/۰۷۵ ** | ۲۱۴۹/۴ ns |
| A*B | ۱ | ۰/۱۶۳ ns | ۲۴۱۳۴۳/۶ ** | ۲۵/۲ ns | ۰/۰۰۱ ns | ۷۶۴/۸ ns |
| Error B | ۴ | ۴/۱۵ | ۱۷۵۳ | ۴۷/۱ | ۰/۰۰۱۳ | ۱۴۰۹/۱ |
| (%) CV | – | ۱۰/۳۲ | ۹/۸۸ | ۱۰/۶۷ | ۱۷/۴ | ۵۰/۸۳ |

*معنی‌دار در سطح احتمال پنج درصد، **معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد و ns غیر معنی‌دار.
A: تیمار آب و B: اندام گیاهی.

**جدول ۶- مقایسه میانگین‌های غلظت فلزات سنگین در شنبلیله تحت تاثیر تیمارهای آبیاری**

| تیمار | مس (mg/kg) | آهن (mg/kg) | روی (mg/kg) | کادمیوم (mg/kg) | منگنز (mg/kg) |
|---|---|---|---|---|---|
| $A_1$ | ۲۱a | ۵۵۸/۴a | ۶۹/۱a | ۰/۲۸۲a | ۹۵/۴۳a |
| $A_2$ | ۱۸/۵a | ۲۸۹b | ۵۹/۵۷a | ۰/۱۳b | ۵۲/۲۷a |
| $B_1$ | ۲۳/۰۷a | ۶۸۱/۵a | ۷۷/۱a | ۰/۲۸۵a | ۸۷/۲a |
| $B_2$ | ۱۶/۴۳b | ۱۶۵/۹b | ۵۱/۵۹b | ۰/۱۲۷b | ۶۰/۴۷a |
| $A_1*B_1$ | ۲۴/۲a | ۹۵۸a | ۸۰/۴a | ۰/۳۷a | ۱۱۶/۸a |
| $A_1*B_2$ | ۱۷/۸bc | ۱۵۸/۹c | ۵۷/۸۱b | ۰/۱۹۳b | ۷۴/۱b |
| $A_2*B_1$ | ۲۱/۹۳ab | ۴۰۴/۹b | ۷۳/۷۷a | ۰/۲b | ۵۷/۷b |
| $A_2*B_2$ | ۱۵/۰۷c | ۱۷۳/۱c | ۴۵/۳۷b | ۰/۰۶c | ۴۶/۹b |

در هر ستون و برای هر گروه میانگین‌هایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند با همدیگر اختلاف معنی‌داری ندارند ($P<۰/۰۵$).
$A_1$: آب رودخانه، $A_2$: آب چاه، $B_1$: ریشه، $B_2$: اندام هوایی.

نتایج آزمون مقایسه میانگین به روش دانکن در سطح احتمال پنج درصد ($P<۰/۰۵$) تجمع فلزات سنگین در اندام‌های مختلف شنبلیله در جدول (٦) آمده است. با توجه به نتایج، غلظت آهن، کادمیوم و منگنز در تمام اندام‌ها در آب آلوده نسبت به چاه افزایش معنی‌دار داشته است ولی برای مس و روی معنی‌دار نبود. در هر دو تیمار آبیاری افزایش غلظت تمام فلزات در ریشه به طور معنی‌داری بیشتر از اندام هوایی بود. بیشترین مقدار فلزات در هر دو تیمار در ریشه شنبلیله بوده است. مقادیر مس، آهن روی، کادمیوم و منگنز در ریشه شنبلیله و در تیمار رودخانه به ترتیب ۲٤/۲، ۹۵۸، ۸۰/٤، ۰/۳۷ و ۱۱٦/۸ (mg/kg) بود و غلظت این عناصر در اندام هوایی ۱۷/۸، ۱۵۸/۹، ۵۷/۸۱، ۰/۱۹۳ و ۷٤/۱ (mg/kg) بوده است. در تحقیق روی سبزیجات پرورشی حومه شاهرود میزان روی و کادمیوم در شنبلیله ۱۰۷/۰۲ و ۱/۹۹ (mg/kg) به دست آمد (ناظمی و همکاران، ۱۳۸۹).

**شوید**

جهت بررسی نتایج مربوطه، نتایج تجزیه واریانس شوید در جدول (۷) آورده شده است. نتایج نشانگر آن است که تجمع فلزات سنگین در شوید با آب رودخانه و چاه از نظر غلظت‌های مس، روی، کادمیوم و منگنز در سطح یک درصد ($P<۰/۰۱$) و برای آهن در سطح پنج درصد ($P<۰/۰۵$) دارای اختلاف معنی‌دار بودند. اندام‌های گیاهی شوید از نظر تجمع مس، روی، کادمیوم و منگنز در سطح یک درصد ($P<۰/۰۱$) با همدیگر اختلاف معنی‌دار داشته ولی از نظر تجمع آهن اختلاف معنی‌داری نبود. از نظر تاثیر هم زمان تیمار آبیاری و اندام‌های گیاهی شوید تجمع منگنز در سطح یک درصد ($P<۰/۰۱$)، مس و روی در سطح پنج درصد ($P<۰/۰۵$) اختلاف معنی‌دار بود ولی از لحاظ تجمع آهن و کادمیوم هیچ‌گونه اختلاف معنی‌داری مشاهده نشد.

**جدول ۷- جدول تجزیه واریانس در رابطه با تاثیر تیمارهای آبیاری بر شوید**

| تیمار | درجه آزادی | مس | آهن | روی | کادمیوم | منگنز |
|---|---|---|---|---|---|---|
| A | ۱ | ۸۷/۴۸$^{**}$ | ۴۹۶۹۱/۱$^{*}$ | ۴۱۲/۳$^{**}$ | ۰/۰۲۲$^{**}$ | ۴۰۳/۷$^{**}$ |
| Error A | ۴ | ۱/۶۹ | ۳۲۹۰/۸ | ۱/۰۵ | ۰/۰۰۰۳ | ۱۲/۷ |
| B | ۱ | ۱۷۹/۴$^{**}$ | ۱۴۶۵/۲ $^{ns}$ | ۱۶۲۸/۲$^{**}$ | ۰/۰۱$^{**}$ | ۳۸۷۳/۶$^{**}$ |
| A*B | ۱ | ۵۲/۹۲$^{*}$ | ۲۵۶۳/۸ $^{ns}$ | ۱۷۱/۰۱$^{*}$ | ۰/۰۰۱ $^{ns}$ | ۳۱۲/۱$^{**}$ |
| Error B | ۴ | ۲/۷۴ | ۷۱۶/۷ | ۲۰/۴ | ۰/۰۰۰۳ | ۲/۶ |
| (%) CV | – | ۱۱/۹۹ | ۱۱/۱۲ | ۸/۸۱ | ۱۸/۹۹ | ۲/۴۵ |

$^{*}$معنی‌دار در سطح احتمال پنج درصد، $^{**}$معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد و $^{ns}$ غیر معنی‌دار.
A: تیمار آب و B: اندام گیاهی.

نتایج آزمون مقایسه میانگین به روش دانکن در سطح احتمال پنج درصد (P<۰/۰۵) برای تجمع فلزات سنگین در اندام‌های مختلف شوید در جدول (۸) ارائه شده است. غلظت فلزات سنگین در تمام اندام‌ها در آب آلوده نسبت به چاه افزایش معنی‌داری داشته است. در هر دو تیمار افزایش غلظت آهن و کادمیوم در ریشه نسبت به اندام هوایی معنی‌دار بوده ولی در مس، روی و منگنز برعکس بوده است. بیشترین مقدار مس، روی و منگنز در هر دو تیمار در اندام هوایی شوید بوده که مقدار این عناصر در اندام هوایی و در تیمار رودخانه به ترتیب ۱۸/۲۷، ۷۲/۵۲ و ۸٤/٦۷ (mg/kg) بود و غلظت این عناصر در ریشه به ترتیب ۱٤/۷۳، ٤۱/٦۷ و ۵۸/۹۳ (mg/kg) بوده است. بیشترین میزان کادمیوم در هر دو تیمار در ریشه اتفاق افتاد. در تیمار رودخانه مقدار کادمیوم در ریشه و اندام هوایی شوید به ترتیب ۰/۱۸ و ۰/۱۰۷ (mg/kg) بود. مقدار آهن برای آب رودخانه در ریشه بیشتر بود که این مقدار ۳۳۰/۷ و در اندام هوایی ۲۷۰/۳ (mg/kg) بود. بیشترین مقدار آهن در اندام هوایی تیمار شاهد تجمع یافت. در مطالعات پیشین روی سبزیجات آبیاری شده با فاضلاب جنوب تهران، مقدار مس، آهن، روی، کادمیوم و منگنز در شوید ۲۳/۱۸، ٤۲٦/۰۳، ۲٦۳/٤۲، ۰/۲۳ و ۳۷/۵۱ (mg/kg) گزارش شد (بیگدلی و سیلسپور، ۲۰۰۸). در بررسی دیگری میزان روی، کادمیوم و منگنز در شوید ۸۹/۵۳، ۰/٤۱ و ۱۵٦/۱۹ (mg/kg) بود (کاظم‌زاده‌خویی و همکاران، ۱۳۹۱).

**جدول ۸- مقایسه میانگین‌های غلظت فلزات سنگین در شوید تحت تاثیر تیمارهای آبیاری**

| تیمار | مس (mg/kg) | آهن (mg/kg) | روی (mg/kg) | کادمیوم (mg/kg) | منگنز (mg/kg) |
|---|---|---|---|---|---|
| $A_1$ | ۱۶/۵a | ۳۰۵a | ۵۷/۱a | ۰/۱۴۳a | ۷۱/۸a |
| $A_2$ | ۱۱/۱b | ۱۷۶/۳b | ۴۵/۳۷b | ۰/۰۵۸b | ۶۰/۲b |
| $B_1$ | ۹/۹۳b | ۲۵۱/۷a | ۳۹/۵۹b | ۰/۱۳a | ۴۸/۰۳b |
| $B_2$ | ۱۷/۶۷a | ۲۲۹/۶a | ۶۲/۸۸a | ۰/۰۷۲b | ۸۳/۹۷a |
| $A_1*B_1$ | ۱۴/۷۳a | ۳۳۰/۷a | ۴۱/۶۷c | ۰/۱۸a | ۵۸/۹۳b |
| $A_1*B_2$ | ۱۸/۲۷a | ۲۷۹/۳a | ۷۲/۵۲a | ۰/۱۰۷b | ۸۴/۶۷a |
| $A_2*B_1$ | ۵/۱۳b | ۱۷۲/۷b | ۳۷/۵c | ۰/۰۸b | ۳۷/۱۳c |
| $A_2*B_2$ | ۱۷/۰۷a | ۱۷۹/۹b | ۵۳/۲۵b | ۰/۰۳۷b | ۸۳/۲۷a |

در هر ستون و برای هر گروه میانگین‌هایی که دارای حداقل یک حرف مشترک باشند با همدیگر اختلاف معنی‌داری ندارند (P<۰/۰۵).
$A_1$: آب رودخانه، $A_2$: آب چاه، $B_1$: ریشه، $B_2$: اندام هوایی.

فلزات کمیابی مانند کادمیوم، سرب و کروم مهمترین آلوده کننده‌های محیط زیست هستند در حالیکه آهن، مس و روی جز مواد ریز مغذی می‌باشند (الماس و همکاران، ۲۰۱٦). تفاوت در غلظت عناصر در گیاهان ناشی از توانایی‌های متفاوت گونه‌های مختلف در جذب و تجمع فلزات سنگین است. افزون بر این تفاوت گونه‌های مختلف در دوره رشد، سرعت رشد و خواص فیزیکی و شیمیایی خاک بر جذب فلزات سنگین موثر است (ورلو و اکهوت، ۱۹۹۰؛ موسهوم و همکاران، ۱۹۹۲). توانایی دسترسی زیستی عناصر برای گیاهان به واسطه عوامل متعدد مرتبط با خواص فیزیکوشیمیایی خاک، شرایط اقلیمی، ژنوتیپ گیاهی، منابع آب آبیاری و مدیریت آگرونومیک کنترل می‌شود (گولیا و همکاران، ۲۰۰۸). توانایی انحلال و دسترسی زیستی یون‌های فلزات سنگین به دلیل عوامل متعدد موثر بر غلظت آن‌ها در محلول خاک تا حدود زیادی متغیر است. در بین عوامل مختلف pH خاک، بافت خاک و هم‌چنین میزان مواد آلی اهمیت بیشتری دارند (چوجناکا و همکاران، ۲۰۰۵؛ توکالیوگلو و کارتال، ۲۰۰٦). در حالت کلی، جذب فلزات سنگین توسط گیاهان به دامنه وسیعی از فاکتورهای خاک شامل pH، مواد آلی، در دسترس بودن فلزات سنگین و ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، فصل و وجود فلزات سنگین در خاک بستگی دارد (شارما و همکاران، ۲۰۰٦). از طرفی در محیط حاوی غلظت بالای فلزات سنگین، فلزات روی

و کادمیوم دارای اثر متقابل مثبت (سینرژیستی) بوده و با افزایش میزان روی حلالیت کادمیوم افزایش یافته و مقدار بیشتری از خاک به سمت ریشه انتقال می‌یابد. هم‌چنین زیادی روی در محلول خاک موجب کاهش جذب آهن در گیاه می‌شود. مس و آهن اثر منفی روی هم‌دیگر داشته و وجود هر کدام در محلول خاک سبب کاهش جذب دیگری توسط گیاه می‌گردد. با افزایش میزان مس محلول خاک، مقدار بیشتری کادمیوم و منگنز توسط ریشه گیاه جذب می‌شود (قاجار سپانلو و همکاران، ۱۳۸٦). مقادیر فلزات تجمع یافته در پژوهش حاضر در مواردی بیشتر و یا کمتر از میزان آن‌ها در مطالعات پیشین بود که این امر می‌تواند مربوط به متفاوت بودن کیفیت آب آبیاری، نوع خاک و شرایط اقلیمی آن‌ها باشد. بر اساس نتایج، غلظت بعضی فلزات در اندام هوایی اسفناج و شوید بیشتر از ریشه آن‌ها و برای برخی دیگر عکس آن بود. روی و کادمیوم بیشترین تجمع را در ریشه اسفناج و برای مس، آهن و منگنز در اندام هوایی بود.

هم‌چنین بیشترین مقدار آهن و کادمیوم در ریشه شوید و برای مس، روی و منگنز در اندام هوایی آن بود. ولی در شنبلیله غلظت تمام فلزات در ریشه بیشتر از اندام هوایی بود. در مطالعات گذشته برخی محققین میزان آهن و مس را در ریشه بیشتر از سایر قسمت‌ها به دست آورده‌اند (نظری و همکاران، ۱۳۸۵؛ فیضی و راست‌قلم، ۱۳۹۱). لو و همکاران (۲۰۱۵)، میزان تجمع فلزات سنگین (کروم، سرب، نیکل و روی) در گیاه ذرت تحت آبیاری با پساب در دوره زمانی بیش از سی سال در منطقه خشک تانگلیا در چین را مورد بررسی قرار داده و دریافتند که فلزات کروم، سرب و نیکل در ریشه ذرت و روی در میوه و یا همان دانه این گیاه تجمع می‌یابد. با در نظر گرفتن نتایج حاصل از این پژوهش و مطالعات گذشته می‌توان گفت که تجمع بیشتر فلزات در ریشه و یا اندام هوایی بستگی به نوع محصول، نوع خاک، شرایط اقلیمی، نوع فلز و اثرات متقابل مثبت و یا منفی فلزات روی همدیگر دارد. با توجه به میانگین تجمع فلزات در ریشه و اندام هوایی، بیشترین و کمترین میزان تجمع فلزات در اسفناج، شنبلیله و شوید به ترتیب آهن>منگنز>روی>مس>کادمیوم بود. آهن بیشترین و کادمیوم کمترین تجمع در گیاهان داشت که مورد تایید محققین قبلی نیز بوده است (حبیب و همکاران،۲۰۱۱؛ کاظم‌زاده‌خویی و همکاران، ۱۳۹۱؛ حسن و همکاران،۲۰۱۳). غلظت مس و آهن در اندام هوایی و ریشه اسفناج، شنبلیله و شوید بر اساس WHO بیشتر از حد مجاز بود (افضل شاه و همکاران، ۲۰۱۱؛ زیقام حسن و همکاران، ۲۰۱۲). مقدار روی در اندام هوایی و ریشه اسفناج، شنبلیله و شوید بر اساس برخی معیارها کمتر (اورس، ۱۹۹۱؛ کمسیون قوانین غذایی، ۲۰۰۷) و از نظر بعضی دیگر بیشتر از حد مجاز گزارش شده است (افضل شاه و همکاران، ۲۰۱۱؛ لیو و همکاران، ۲۰۰٦؛ مارشال، ۲۰۰۳؛ لون و همکاران، ۲۰۰۳). میزان کادمیوم بر اساس تمام استانداردها بیشتر از حد مجاز بود. مقدار منگنز بر طبق برخی استانداردها کمتر (اورس، ۱۹۹۱) و برخی دیگر بیشتر (لون و همکاران، ۲۰۰۳) از حد مجاز یود. نورالامین و همکاران (۲۰۱۳) نتیجه گرفتند انواع سبزی خوراکی آبیاری شده با فاضلاب به طور خیلی زیاد به فلزات سنگین آلوده هستند. در این مطالعه تجمع هشت فلز سنگین (مس، نیکل، روی، کروم، آهن، منگنز، کبالت و سرب) در سبزی‌های خوراکی شبیه پیاز، سیر، گوجه فرنگی و بادمجان بررسی شد. فلزات در سبزیجات آبیاری شده با فاضلاب به طور معنی‌داری بیشتر از آن‌های بود که با آب چاه آبیاری شده بودند؛ و از مقادیر پیشنهاد شده توسط سازمان بهداشت جهانی و فائو بیشتر بود. بیشترین آلودگی سبزیجات آبیاری شده با فاضلاب مربوط به پیاز بود، جایی که تجمع منگنز (۲۸/۰۵ mg/kg) در قسمت خوراکی ۵۰ برابر بیشتر از پیاز آبیاری شده با آب چاه بود. نتایج مطالعات راجا و همکاران (۲۰۱۵) نشان داده است که سبزیجات و غلات تولیدی از آب‌های آلوده دارای مقادیر بالاتر از حد بحرانی فلزات سنگین می‌باشند و

پیامد آتی استفاده از این آب‌ها، قربانی شدن هم سلامت کشاورزان و تولیدکنندگان و هم مصرف‌کنندگان می‌باشد.

**نتیجه‌گیری**

نتایج این تحقیق نشان داد که آب آلوده رودخانه قره‌سو باعث افزایش معنی‌دار غلظت مس، آهن، روی و منگنز در اسفناج شد (۰/۰۵ و P<۰/۰۱)، ولی روی تجمع کادمیوم اثر معنی‌داری نداشته است. هم‌چنین تیمار آب آلوده افزایش معنی‌داری روی غلظت آهن و کادمیوم در شنبلیله داشته (P<۰/۰۱) ولی اثر معنی‌داری روی غلظت مس، روی و منگنز نداشته است. هم‌چنین در شوید آب آلوده باعث افزایش معنی‌دار تمام فلزات شد (۰/۰۵ و P<۰/۰۱). برای سه نوع سبزی اسفناج، شنبلیله و شوید بیشترین تجمع آهن، روی و کادمیوم در ریشه گیاهان و مس و منگنز در اندام هوایی به دست آمده است. هم‌چنین ترتیب افزایشی میزان تجمع پنج فلز مورد بررسی برای سبزیجات اسفناج، شنبلیله و شوید به صورت آهن>منگنز>روی>مس>کادمیوم بود. آهن بیشترین و کادمیوم کمترین تجمع را در گیاهان مورد نظر داشته است. غلظت مس و آهن در اندام هوایی و ریشه اسفناج، شنبلیله و شوید بر اساس معیار WHO بیشتر از حد مجاز بوده است. مقدار روی و منگنز در اندام هوایی و ریشه اسفناج، شنبلیله و شوید بر اساس برخی معیارها کمتر از حد مجاز و از نظر بعضی دیگر بیشتر از حد مجاز بود. هم‌چنین مقدار کادمیوم در اندام هوایی و ریشه سبزیجات مورد بررسی از نظر تمام استانداردها بیشتر از حد مجاز قرار داشت. لذا استفاده از آب رودخانه قره‌سو جهت سبزیجات سبب تجمع فلزات در قسمت‌های مختلف شده که اکثر مقادیر بیشتر از حد مجاز توصیه شده توسط استانداردها بوده و مخاطرات بهداشتی به همراه خواهد داشت و جهت آبیاری سبزیجات توصیه نمی‌گردد.

## فهرست منابع


۱. افیونی، م.، رضایی‌نژاد، ی. و خیامباشی، بابک. ۱۳۷۷. اثر لجن فاضلاب بر عملکرد و جذب فلزات سنگین به وسیله کاهو و اسفناج. ۲(۱): ۲۹-۱۹.

۲. رضایی کهخا، م.ر.، کیخوایی، م. و رضایی، ه. ۱۳۹۰. بررسی میزان فلزات سنگین در خاک کشاورزی و گیاهان آبیاری شده با فاضلاب شهری. فصلنامه علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی درمانی زابل. ۳(۲):۲۶-۱۹.

۳. فیضی، م. و راست‌قلم، ز. ۱۳۹۱. اثر آبیاری با فاضلاب تصفیه شده روی تجمع فلزات سنگین در گیاهان انتخابی. اولین کنفرانس بین المللی و چهارمین کنفرانس ملی بازیافت مواد آلی در کشاورزی. ٦ و ۷ اردیبهشت، اصفهان، ایران.

٤. قاجار سپانلو، م.، بهمنیار، م.ع. و شهابی، م. ۱۳۸٦. همبستگی بین عناصر سنگین موجود در خاک متاثر از فاضلاب شهری و صنعتی و تاثیر آن در تجمع و جذب توسط گیاه. دهمین کنگره علوم خاک ایران. ٤ تا ٦ شهریور، کرج، ایران.

۵. کاظم‌زاده خویی، ج.، سادات نوری، ا.، پورنگ، ن.، علیزاده، م.، قریشی، ح. و پاداش، ا. ۱۳۹۱. بررسی و اندازه‌گیری فلزات سنگین نیکل، سرب، مس، منگنز، روی، کادمیوم و وانادیوم در سبزی‌های خوراکی جنوب پالایشگاه تهران. پژوهش‌های محیط زیست. ۳(٦): ٧٤-٦٥.

٦. مظفری، ح.، شیرانی‌راد، ا.ح. و دانشیان، ج. ۱۳۹۱. ارزیابی مقدار برخی از عناصر معدنی و فلزات سنگین در کلزا، یونجه و اسفناج پس از آبیاری با درجات مختلف فاضلاب خانگی. علوم غذایی و تغذیه. ۱۰(٤): ٥٤-٤٥.

۷. ناظمی، س.، عسگری، ع. و راعی، م. ۱۳۸۹. بررسی مقدار فلزات سنگین در سبزیجات پرورشی حومه شهر شاهرود . مجله سلامت و محیط. ۳(۲): ۲۰۲-۱۹۵.

۸. نظری، م.ع.، شریعتمداری، ح.، افیونی، م.، میلی، م. و رحیلی، ش. ۱۳۸۵. اثر کاربرد پساب و لجن فاضلاب صنعتی بر غلظت برخی عناصر و عملکرد گندم، جو و ذرت. علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. ۱۰(۳): ۱۱۰-۹۷.

9. Afzal, S., Abdul, N., Nazeef, U., Ali, R., Muhamma,d A., Muhammad, Z., et al. 2013. Comparative Study of Heavy Metals in Soil and Selected Medicinal Plants. Journal of Chemistry. 5: 36-40.
10. Almas, H., Hira, R., Sana, A. and Sajad, R. 2016. Heavy Metal contamination in Vegetables, Soil and Water Potential Health Risk Assessment. American-Eurasian Agricultural and Environmental Sciences. 16 (4): 786-794.
11. Bahemuka, T.E. and Mubofu, E.B. 1999. Heavy metals in edible green vegetables grown along the sites of the Sinza and Msimbazi rivers in Dares Salaam, Tanzania. Food Chemistry. 66(1): 63-66.
12. Bigdeli, M. and Seilsepour, M. 2008. Investigation of Metals Accumulation in Some Vegetables Irrigated with Waste Water in Shahre Rey-Iran and Toxicological Implications. American-Eurasian Journal of Agricultural and Environmental Sciences. 4(1): 86-92.
13. Brar, M.S., Mahli, S.S., Singh, A.P., Arora, C.L. and Gill, K.S. 2000. Sewer water irrigation effects on some potentially toxic trace elements in soil and potato plants in north western India. Journal of Soil Science. 80: 465-471.
14. Chojnacka, K., Chojnacki, A., Gorecka, H. and Gorecki, H. 2005. "Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. The Science of the Total Environment. 337: 175-182.
15. Codex Alimentarius Commission. 2007. Joint FAO/WHO food standards program, Codex committee on methods of analysis and sampling, twenty-eighth session, Budapest, Hungary. 5-9.
16. Ewers, U. 1991. Standards, guidelines and legislative regulations concerning metals and their compounds, In: Metals and their compounds in the Environment. Ed, E, Merian, VCH, Weinheim, New York, Basel, Cambridge. 687-711.
17. Golia, E.E., Dimirkou, A. and Mitsios, I.K. 2008. Influence of some soil parameters on heavy metals accumulation by vegetables grown in Agricultural Soils of Different Soil Order. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 81: 80-84.
18. Habib, M.N., Sarmin, S., Nashir, U.M., Rebeca, G. and Shamsun, N. 2011. Heavy metal levels in vegetables with Growth stage and plant species variation. Bangladesh Journal of Agricultural Research. 36(4): 563-574.
19. Hassan, N., Mahmood, Q., Waseem, A., Irshad, M., Faridullahi and Pervez, A. 2013. Assessment of heavy metals in irrigation water, soil, and wheat plants irrigated with contaminated wastewater. Pol. J. Environ. Stud. 22(1): 115-123.
20. Howard, H. 2002. Human health and heavy metals exposure, In, Life Support. Environment and Human Health, Michael McCally (ed), MIT press.
21. Kilic, E. 2011. http://www.tip2000.com/health/waterpollution.asp.
22. Liu, W.X., Li, H.H., Li, R. and Wang, Y.W. 2006. Heavy Metal Accumulation of Edible Vegetables Cultivated in Agricultural Soil in the Suburb of Zhengzhou City, People's Republic of China. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 76: 163- 70.
23. Lone, M., Saleem, S., Khan, K.S., Mahmood, T. and Hussain, G. 2003. Heavy metal contents of vegetables irrigated by Sewage/Tubewell water. International Journal of Agriculture and Biology. 15(4): 533-535.
24. Lu, Y., Yao, H., Shan, D., Jiang, Y., Zhang, S. and Yang, J. 2015. Heavy metal residues in soil and accumulation in maize at long-term wastewater irrigation area in Tongliao, China. Journal of Chemistry. 1-9.

25. Maleki, A. and Alasvand Zarasvand, M. 2008. Heavy metals in selected edible vegetables and estimation of their daily intake in Sanandaj Iran. Southern Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health. 39(2): 335-340.
26. Marshall, F.M., Agarwal, R., Lintelo, D. Te Bhupal, D.S., Rana Singh, P.B., Mukherjee, N., et al. 2003. Heavy Metal Contamination of Vegetables in Delhi, Executive summary of technical report. pp: 10. http://www.dfid.gov.uk
27. Moseholm, L., Larsen, E.H., Andersen, B. and Nielsen, M.M. 1992. Atmospheric deposition of trace elements around point sources and human health risk assessment, I: Impact zones near a source of lead emission. The Science of the Total Environment. 126: 243-262.
28. Noor-ul, A., Anwar, H., Sidra, A. and Shumaila, B. 2013. Accumulation of heavy metals in edible parts of vegetables irrigated with waste water and their daily intake to adults and children, District Mardan, Pakistan. Food Chemistry. 136: 1515–1523.
29. Omale, J. and Emmanul, U.C. 2011. Comparative studies on the protein and mineral composition of some selected Negerian vegetables. African Journal of Food Science. 5(1): 22-25.
30. Sharma, R.K., Agrawal, M., and Marshall, F.M. 2006. Heavy metals contamination in vegetables grown in waste water irrigated areas of Varanasi, India. Bull. Environ. Contamin. Toxicol. 77: 312-318.
31. Staven, L.H., Rhoads, B.A., Napier and Strenge, D.L. 2003. A compendium of transfer factors for agricultural and animal products. Pacific Northwest National Laboratory, Richard, Washington, pp 31.
32. Tokalioglu, S. and Kartal, S. 2006. Statistical evaluation of the bioavailability of heavy metals from contaminated soils to vegetables. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 76: 311-9.
33. Verloo, M. and Eeckhout, M. 1990. Metals species transportation in soil: an analytical approach. International Journal of Environmental and Analytical Chemistry. 39: 179-186.
34. Zaigham, H., Zubair, A., Khalid, U.K., Mazhar, I., Rizwan, U.K. and Jabar, Z.K.K. 2012. Civic Pollution and Its Effect on Water Quality of River Toi at District Kohat, NWFP. Environmental and Earth Sciences. Vol 4, 5.

# Investigation and Comparison of Heavy Metals Accumulation in Vegetables Irrigated with Well Water and Ghareso River

**H. Mirzaei-Takhtgahi[1] *and H. Ghamarnia**

PhD, Department of Water Engineering, Razi University of Kermanshah, Iran.
**h.mirzaei.t@gmail.com**
Professor, Department of Water Engineering, Razi University of Kermanshah, Iran.
**hghamarnia@yahoo.co.uk**

## Abstract

This study was conducted to investigate accumulation of Cu, Fe, Zn, Cd, and Mn in different vegetables such as spinach (*Spinacia oleracea*), fenugreek (*Trigonella foenum-graceum*) and dill (*Anethum graveolens*) under irrigation with contaminated water of Ghareso River and well water (control), as two treatments. This study was carried out on root and shoot of three vegetables with three replications as split-plot in a randomized complete block design. The results showed that contaminated water significantly increased the concentration of Cu, Fe, Zn, and Mn in spinach ($P<0.01$ and 0.05), but did not have significant effect on Cd accumulation. Contaminated water treatment had a significant increase on Fe and Cd concentration in fenugreek ($P<0.01$), but did not have significant effect on Cu, Zn and Mn accumulation. Also, contaminated water caused a significant increase in all metals in dill ($P<0.01$ and 0.05). For the three vegetables of spinach, fenugreek, and dill, the highest accumulation of Fe, Zn, and Cd was in the root of plants, and for Cu and Mn was in shoot. The order of the accumulation of five metals in spinach, fenugreek, and dill was as Fe > Mn > Zn > Cu > Cd. Fe had the highest and Cd had the lowest accumulation in plants. The concentration of Cu and Fe in the shoot and root of spinach, fenugreek, and dill was higher than the WHO standard. The contents of Zn and Mn in the shoot and root of spinach, fenugreek, and dill were below the permissible limit of some standards, but more than the other standards. The amount of Cd in the shoot and root of the examined vegetables was higher than the permissible limit of all standards.

**Keywords: C**ontaminated water, Spinach, Fenugreek, Dill

1- Corresponding Author: PhD, Department of Water Engineering, Razi University of Kermanshah, Iran
* -Received: January 2018 and Accepted August 2018