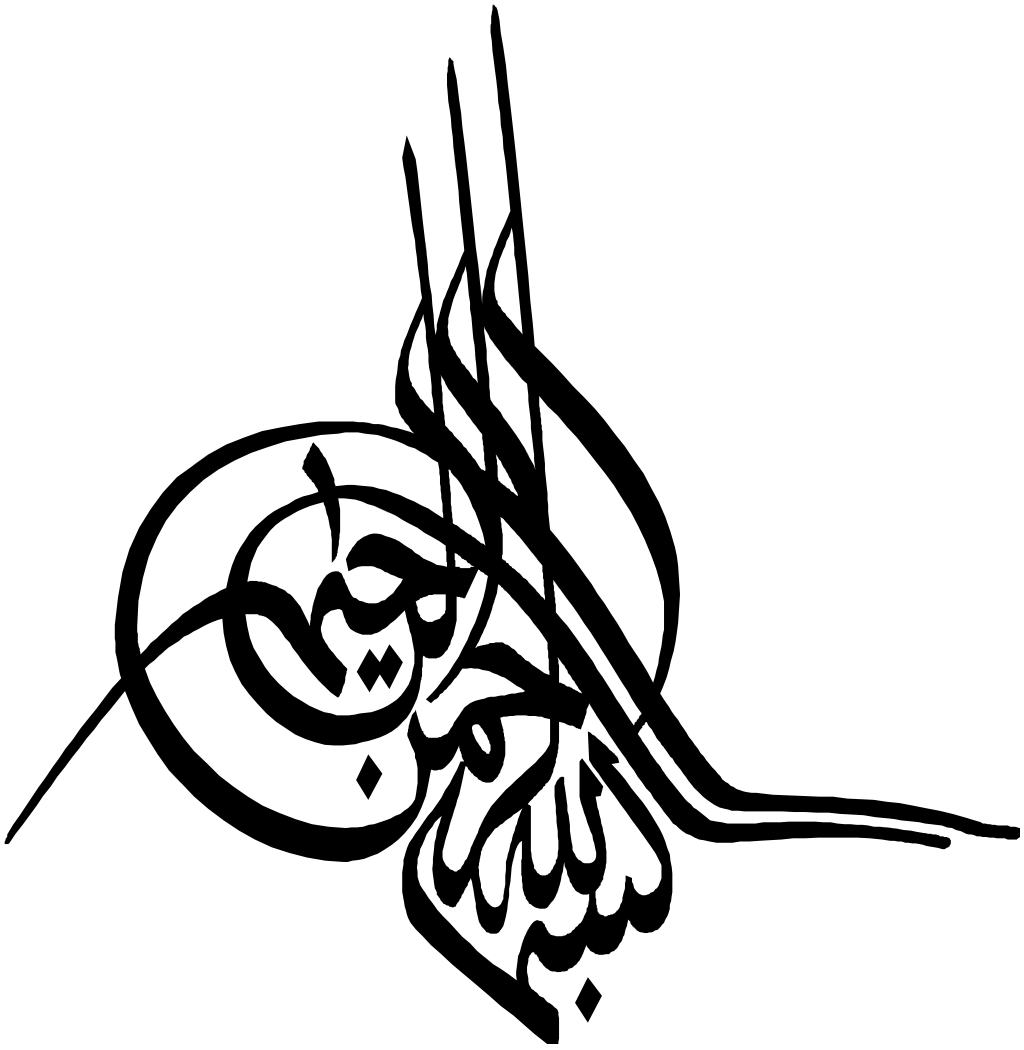

بسم الله الرحمن الرحيم

دانشکده کشاورزی
گروه آب و خاک

ارزیابی خطر فلزات سنگین در برخی محصولات کشاورزی

دانشجو:
میترا صالحی پورباورصاد

اساتید راهنما:
دکتر هادی قربانی
دکتر مجید افیونی

استاد مشاور:
مهندس فرامرز فائزنیا

پایان نامه ارشد جهت اخذ درجه کارشناسی ارشد

بهمن ماه ۱۳۹۰

یادو خاطره

پدرم

بوسه بر دستان مهربان و زحمت کش

مادرم

تقدیم به اسوه مهربانی و صبوری

همسرم

تشکر و قدردانی

ای را که به بیدلالعیشی فی منتهای ایش، روز یم را چشمه زلال علم و حکمت مقرر نم ودو نیک اندیشان عرصه دانش را راهبر مگردانید پس بر من است که به تقدیر زحمات بزرگان علم و حکمت زبان شکرگزاری بیکم ان زحمات بی دریغ او لین اساتید بزرگ زندگیم، پدر و مادر گرانقدرم، عشق و محبتشان، امید و اشتیاقم به ادامه راه است و حمایت بی دریغشان استوار کننده قدم هایم.

زلال ترین سپاس ها تقدیم به:

آنان که گوهر وجودشان، زیبنده کلامشان و باران محبتشان را، هیچ واژه بی هیچ منت و ادعایی ارزانیم داشتند خواهران و برادران عزیزم به خاطر حمایت ها، پشتیبانی ها و زحمات بی دریغشان.

اساتید راهنمای گرامیم جناب آقایان دکتر هادی تقی زاده و جید افروز بی بر خاطر نمودهای ارزنده و تلاش های پیگیر شان، ماده مشاور ارجمند مهندس فرامرز فائز نیا به خاطر راهنمایی های ارزشمندش.

اساتید عزیزم جناب آقایان دکتر شاهرخ وفی و دکتر عباس پورب خاطر قبول زحمت بلند خوانی و داوری پایان نامه.

صمیمی ترین سپاس ها تقدیم به:

اساتید گرانقدر خاکشناسی آقایان دکتر اژدری و مهندس نادری که افتخار شاگردی محضرشان را داشتم همراه ان از نماینده تحصیلات تکمیلی جناب آقای دکتر محمدودر حیمی.

دوست خوبم جناب آقای مهندس حسین خیرآبادی که کریمانه دانسته ها یش را در اختیارم قرار دادند و بی دریغ امکان پذیر نمودند تا بتوانم به همراهی ایشان عزیز تشکر و قدردانی کنم و سازمان مرکز تحقیقات اصفهان به خاطر کمک های بی دریغ و لطف بی منتهایش.

یاد و خاطره کلیه آقایان شهدای عزیزمان و شهروران فاضل و خانم هارشیدی، محمدی زاده، میرباقری، فتحی، گلکار و ساغری دوستان خوبم مهندس دانافانی، قاضی زاده و حمیدزاده.

چکیده

با وجودی که در سال های اخیر توجه مصرف کنندگان به اهمیت ارزش غذایی غلات و سبزیجات افزایش یافته است اما اطلاعات محدودی در زمینه تاثیر عناصر سنگین موجود در این محصولات بر احتمال ابتلاء به بیماری های سرطانی و غیر سرطانی ناشی از مصرف محصولات کشاورزی وجود دارد. لذا این پژوهش با هدف بررسی غلظت عناصر سنگین در برخی محصولات کشاورزی استان اصفهان و علاوه بر این میزان فلزات سنگین وارد شده به بدن و ارزیابی خطرپذیری عناصر سنگین برای انسان از طریق مصرف این محصولات با استفاده از روابط محاسبه خطرپذیری ابتلاء به بیماری های غیر سرطانی (THQ) و بیماری های سرطانی صورت گرفت. جهت تعیین میزان فلزات سنگین موجود در نمونه ها تعداد ۱۰۳ نمونه گیاهی از برنج، گندم، پیاز، تره، ریحان، کاهو، هویج، شوید و سیب زمینی از شهرستان های مختلف استان اصفهان بصورت تصادفی جمع آوری شد و غلظت فلزات سنگینی مانند آرسنیک، کادمیم، نیکل، روی و مس موجود در نمونه ها با دستگاه ICP اندازه گیری شد. نتایج حاصل از این پژوهش نشان داد میزان آرسنیک موجود در نمونه های برنج، گندم و پیاز بیشتر از حد استانداردFAO بودنند همچنین سرب موجود در نمونه های تره، ریحان، شوید و کاهو هم بالاتر از استاندارد FAO بودنند و بقیه عناصر موجود در نمونه ها دارای میانگین غلظت پائین تر از حد استاندارد تعیین شده توسط (WHO) بودنند. میانگین غلظت کادمیم در تمامی نمونه ها کمتر از حد تشخیص دستگاه بود. مقدار شاخص خطرپذیری کل برای ابتلاء به بیماری های غیرسرطانی از طریق مصرف محصولات مورد مطالعه در کودکان به ترتیب برای حالت میانگین و بیشینه مصرف ۱/۷۲ و ۱/۹۶ بود و همین پارامتر برای گروه سنی افراد بالغ ۲/۰۸ و ۳/۰۱ بود. در هر دو گروه سنی مورد مطالعه، آرسنیک دارای سطح متوسط احتمال خطرپذیری به بیماری های سرطانی را دارا می باشد و سرب در هر دو گروه سنی دارای سطح قابل قبول از نظر خطرپذیری به بیماری های سرطانی است.

کلمات کلیدی: اصفهان، فلزات سنگین، شاخص خطرپذیری، محصولات کشاورزی

لیست مقالات مستخرج از پایان نامه

۱- صالحی پور باورصاد، م.، قربانی، ه.، افیونی، م. و خیرآبادی، ح. ۱۳۹۰. غلظت سرب، نیکل و روی در برخی سبزیجات استان اصفهان. دوازدهمین کنگره علوم خاک ایران. ۱۴-۱۲، دانشگاه تبریز.

۲- صالحی پور باورصاد، م.، قربانی، ه.، افیونی، م. و خیرآبادی، ح. ۱۳۹۰. بررسی غلظت فلزات سنگین و ارزیابی پتانسیل خطر در برنج و گندم در استان اصفهان. اولین کنگره ملی علوم و فناوریهای نوین کشاورزی. ۲۱-۱۹ شهریور، دانشگاه زنجان.

۳- صالحی پور باورصاد، م.، قربانی، ه.، افیونی، م. و خیرآبادی، ح. ۱۳۹۰. ارزیابی خطر غیر سرطانی سرب، نیکل و مس در سبزیجات اصفهان. پنجمین همایش ملی و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست.۲ آذر- ۲۸ آبان، دانشگاه تهران.

فهرست مطالب

عنوان **صفحه**

فصل اول- کلیات ۲
۱-۱- مقدمه ۲
۱-۲- ارزیابی خطر ۴
۱-۳- فرضیات تحقیق ۵
۱-۴- اهداف تحقیق ۶
فصل دوم- تئوری تحقیق و بررسی منابع ۸
۲-۱- کلیات موضوع ۸
۲-۲- فلزات سنگین ۱۰
۲-۳- تاثیر عناصر سنگین بر محیط زیست ۱۱
۲-۴- اهمیت پیشگیری از انباشت عناصر سنگین در زمین های کشاورزی ۱۲
۲-۵- مسیرهای ورود و خروج عناصر سنگین در زمین های کشاورزی ۱۳
۲-۵-۱- آلاینده های خود خواسته خاک ۱۴
۲-۵-۱-۱- کودها ۱۴
۲-۵-۱-۲- مواد شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی ۱۶
۲-۵-۱-۳- مواد زائد کارخانه ها ۱۷
۲-۵-۱-۴- فاضلاب های شهری ۱۸
۲-۵-۲- آلاینده های ناخواسته خاک ۱۹
۲-۵-۲-۱- مواد زائد شهری ۱۹
۲-۵-۲-۲- سوخت های فسیلی ۱۹
۲-۵-۲-۳- دود کارخانه ها ۲۰
۲-۶- عناصر مورد مطالعه در این پژوهش ۲۱
۲-۶-۱- آرسنیک ۲۱
۲-۶-۲- سرب ۲۲
۲-۶-۳- کادمیم ۲۳
۲-۶-۴- نیکل ۲۵
۲-۶-۵- روی ۲۶
۲-۶-۶- مس ۲۸
۲-۷- تاثیر فلزات سنگین برسلامت انسان ۲۹
۲-۷-۱- تاثیر آرسنیک بر سلامت انسان ۳۱
۲-۷-۲- تاثیر کادمیم بر سلامت انسان ۳۲

۲-۷-۳- تاثیر سرب بر سلامت انسان ۳۳
۲-۷-۴- تاثیر نیکل بر سلامت انسان ۳۵
۲-۷-۵- تاثیرات روی بر سلامت انسان ۳۵
۲-۷-۶- تاثیرات مس بر سلامت انسان ۳۷
۲-۸- فلزات سنگین در خاک ۳۸
۲-۹- تجمع عناصر سنگین در گیاه ۴۰
۲-۱۰- استاندارد عناصر سنگین در گیاهان ۴۲
۲-۱۱- بررسی خطرپذیری عناصر سنگین بر انسان ۴۷
فصل سوم- مواد و روش ها ۵۱
۳-۱- توصیف منطقه مورد مطالعه ۵۱
۳-۱-۱- موقعیت جغرافیایی استان اصفهان ۵۲
۳-۲-۱-آب و هوای منطقه مورد مطالعه ۵۴
۳-۲- فرآورده های کشاورزی و دام داری ۵۴
۳-۳- صنایع و معادن ۵۵
۳-۴- نمونه برداری گیاه ۵۶
۳-۵- تجزیه آزمایشگاهی ۵۶
۳-۶- محاسبه احتمال خطرپذیری به بیماری های غیر سرطانی ۵۷
۳-۷- شاخص خطرپذیری کل(HI) ۵۸
۳-۸- محاسبه احتمال خطرپذیری به بیماری های سرطانی ۵۹
۳-۹- پردازش اطلاعات ۵۹
فصل چهارم- نتایج و بحث ۶۲
۴-۱- غلظت فلزات سنگین موجود در گیاهان مورد مطالعه ۶۲
۴-۱-۱- غلظت آرسنیک در گیاهان مورد مطالعه ۶۲
۴-۱-۲- غلظت سرب در گیاهان مورد مطالعه ۶۴
۴-۱-۳- غلظت نیکل در گیاهان مورد مطالعه ۶۷
۴-۱-۴- غلظت روی در گیاهان مورد مطالعه ۷۰
۴-۱-۵- غلظت مس در گیاهان مورد مطالعه ۷۲
۴-۲- ارزیابی خطرپذیری ناشی از عناصر مورد مطالعه ۷۵
۴-۲-۱- میزان جذب روزانه عناصر سنگین در رژیم غذایی کودکان و افراد بالغ ۷۵
۴-۲-۲- محاسبه احتمال خطرپذیری به بیماری های غیر سرطانی(THQ) ۸۰
۴-۲-۳ شاخص خطرپذیری کل (HI) ۸۵
۴-۲-۴- محاسبه احتمال خطرپذیری به بیماری های سرطانی ۸۷
۴-۲-۵- میزان تأمین عناصر مفید برای سلامت مصرف کننده از مصرف غلات و سبزیجات ۸۹

۴-۳- محاسبه احتمال خطرپذیری (THQ) به تفکیک شهرستانها در استان اصفهان ۹۱
۴-۳-۱- غلظت عناصر سنگین در شهرستان ها ۹۱
۴-۳-۲- احتمال خطرپذیری غیرسرطانی در شهرستان های استان اصفهان (THQ) ۹۴
۴-۳-۳- بررسی احتمال خطرپذیری سرطانی در شهرستان های استان اصفهان ۹۸

فصل پنجم- نتیجه گیری و پیشنهادها ۱۰۱
۵-۱- نتیجه گیری ۱۰۱
۵-۲- پیشنهادها ۱۰۳
منابع مورد استفاده .....

فهرست جداول

عنوان **صفحه**

جدول ۲-۱- دامنه غلظت طبیعی، میانگین جهانی و مقدار در لیتوسفر برخی از فلزات سنگین ($mg\ kg^{-1}$)..... ۱۱

جدول۲-۲-غلظت تعدادی از عناصر سنگین در سنگ‌های فسفاته مهم‌ترین کشورهای دارای معادن فسفات..... ۱۵

جدول ۲-۳- غلظت عناصر سنگین ($mg\ kg^{-1}$) در آفت‌کش‌ها ۱۷

جدول ۲-۴- حد معمول و آستانه سمیت جذب فلزات سنگین($mg\ kg^{-1}$) توسط انسان ۳۰

جدول۲-۵- استاندارد آلودگی خاک در کشورهای مختلف($mg\ kg^{-1}$)..... ۳۹

جدول۲-۶- میانگین غلظت($mg\ kg^{-1}$) کل عناصر سنگین مورد مطالعه در خاک‌های حاصل از هوازدگی به تفکیک نوع مواد مادری ۴۰

جدول ۲-۷- حداکثر غلظت کل قابل قبول فلزات سنگین در خاک($mg\ kg^{-1}$) با توجه به سمیت آن برای گیاه..... ۴۷

جدول۴-۱- خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت آرسنیک ($mg\ kg^{-1}$) بر اساس وزن خشک در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان..... ۶۳

جدول۴-۲- خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت سرب ($mg\ kg^{-1}$) در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان..... ۶۶

جدول۴-۳- خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت نیکل ($mg\ kg^{-1}$) در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان ۶۹

جدول۴-۴- خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت روی ($mg\ kg^{-1}$) در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان..... ۷۱

جدول۴-۵- خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت مس ($mg\ kg^{-1}$) در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان..... ۷۴

جدول۴-۶- مقدار مصرف محصولات کشاورزی درکودکان و افراد بالغ ($g\ day^{-1}$)..... ۷۷

جدول۴-۷- مقدار جذب روزانه عناصر سنگین در کودکان ($\mu g\ kg^{-1}\ day^{-1}$) ۷۸

جدول۴-۸- مقدار جذب روزانه عناصر سنگین در افراد بالغ ($\mu g\ kg^{-1}\ day^{-1}$) ۷۹

جدول۴-۹- پتانسیل خطرپذیری *عناصر سنگین در کودکان*..... ۸۳

جدول۴-۱۰- پتانسیل خطرپذیری عناصر سنگین در افراد بزرگسال..... ۸۴

جدول۴-۱۱- شاخص خطرپذیری کل در کودکان و افراد بزرگسال..... ۸۵

جدول ٤-۱۲- خطرپذیری سرطانی آرسنیک و سرب در کودکان..... ۸۸

جدول ۴-۱۳- خطرپذیری سرطانی آرسنیک و سرب در افراد بزرگسال..... ۸۸

جدول ۴-۱۴- مقدار ورود عناصر سنگین به بدن از بیشینه مصرف غلات و سبزیجات..... ۸۹

جدول ۴-۱۵- مقدار مجاز مصرف عناصر سنگین در روز..... ۹۰

جدول ۴-۱۶- غلظت عناصر سنگین در محصولات کشاورزی به تفکیک شهرستان های استان اصفهان.....۹۳
جدول ۴-۱۷- پتانسیل خطرپذیری عناصر سنگین درگروه سنی کودکان شهرستان های مختلف استان اصفهان ۹۶
جدول ۴-۱۸- پتانسیل خطرپذیری عناصر سنگین درگروه سنی افراد بالغ شهرستان های مختلف استان اصفهان ۹۷
جدول ۴-۱۹- احتمال خطرپذیری سرطانی شهرستان های استان اصفهان در گروه سنی کودکان.....۹۹
جدول ۴-۲۰- احتمال خطرپذیری سرطانی شهرستان های استان اصفهان در گروه سنی افراد بالغ.....۹۹

فهرست اشکال

عنوان **صفحه**

شکل ۳-۱ موقعیت منطقه مورد مطالعه ۵۳
شکل ۴-۱- مقایسه میانگین غلظت آرسنیک در محصولات مختلف در استان اصفهان ۶۴
شکل ۴-۲- مقایسه میانگین غلظت سرب در محصولات مختلف در استان اصفهان ۶۷
شکل۴-۳- مقایسه میانگین غلظت نیکل در محصولات مختلف در استان اصفهان ۶۹
شکل۴-۴- مقایسه میانگین غلظت روی در محصولات مختلف در استان اصفهان ۷۲
شکل۴-۵- مقایسه میانگین غلظت مس در محصولات مختلف در استان اصفهان..... ۷۵
شکل۴-۶- مقایسه بین THQ کل هریک از عناصر مورد مطالعه در دوگروه سنی کودکان و بزرگسالان ۸۱
شکل ۴-۷- مقایسه HI در دو گروه سنی کودکان و افراد بالغ استان اصفهان..... ۸۶
شکل۴-۸- مقایسه بین غلظت عناصر مورد مطالعه در شهرستان های استان اصفهان..... ۹۲
شکل۴-۹- مقایسه بین THQ کل عناصر مورد مطالعه درگروه سنی کودکان در شهرستان های استان اصفهان..... ۹۵
شکل۴-۱۰- مقایسه بین THQ کل عناصر مورد مطالعه درگروه سنی افراد بالغ در شهرستان های استان اصفهان..... ۹۵

فصل اول

کلیات

۱- فصل اول

کلیات

۱-۱- مقدمه

آلودگی خاک با فلزات سنگین یکی از مشکلات زیست محیطی عمده در جوامع بشری است و با انتقال این عناصر سمی از طریق تولیدات گیاهی به انسان، سلامتی افراد جامعه به خطر می افتد. علاوه بر آن آلوده شدن خاک و آب با فلزات سنگین پایداری تولیدات کشاورزی را دچار مخاطره می سازد و ممکن است موجب کاهش عملکرد و کیفیت محصول شود.

فعالیت های صنعتی و کشاورزی می تواند اثرات سویی بر خصوصیات زیست محیطی خاک ها و کیفیت آنها به عنوان یکی از مهمترین منابع در دسترس، بجا بگذارد. فلزات سنگین از مهمترین آلاینده های خاک می باشند و افزایش مقدار این عناصر با توجه به پایدار ی آنها در محیط زیست، منجر جلب توجه محققان در دهه های اخیر شده است. فلزات سنگین به فلزاتی گفته می شود که دارای چگالی بیش از ۵ گرم بر سانتی مترمکعب بوده[۶۹]. این فلزات به طور طبیعی در غلظت های کم در خاک ها و سنگ ها یافت می شوند، اما فعالیت های انسانی سبب افزایش رهاسازی و انتشار آنها در محیط زیست می

شود[۱۹۵]. انباشتگی فلزات سنگین در خاک چه به صورت طبیعی و چه از طریق فعالیت های انسانی، مشکلاتی را به همراه خواهد داشت[۶۵].

ازآغاز انقلاب صنعتی تاکنون، آلاینده های خطرناک زیادی توسط بشر وارد محیط زیست شده است که شامل انواع مختلفی از ترکیبات آلی و فلزات سنگین بوده و خطرات زیست محیطی و بهداشتی زیادی برای انسان، حیوان و گیاه دارند. آلودگی خاک با فلزات سنگین اغلب به دلیل فعالیت های بشری مانند حفاری، معادن، تشعشعات صنعتی، تراوشات زباله های صنعتی، استفاده از لجن فاضلاب در زمین های کشاورزی، کود دهی و استفاده از آفت کش هاست[۱۷۴]. فرضیه جذب ثابت[۱] که چنی و رایان مطرح کرده اند بر این اساس استوار است که جذب فلزات سنگین توسط گیاه به عنوان تابعی خطی از شدت افزایش فلز در خاک صورت می گیرد تا این که به حد بیشینه رسیده و پس از آن مقدار جذب ثابت می شود[۷۹].

نظر به آن که غلات قسمت عمده غذای مردم ما را تشکیل می دهد، بهبود تغذیه این محصولات از نظر عناصر کم مصرف می تواند نقش مهمی در تامین نیاز مصرف کنندگان داشته باشد. علاوه بر فرآیندهای طبیعی، خاک‌ها می‌توانند به وسیله عناصری که از منابع انسانی در محیط زیست آزاد می‌شود، آلوده شوند. این عناصر می‌توانند در گیاهان و حیوانات به صورت بیولوژیک تجمع یابند و سرانجام از طریق زنجیره غذایی به انسان منتقل شوند[۱۲]. بلعیدن، تنفس و تماس پوستی از مهم‌ترین مسیرهایی است که انسان در معرض عناصر سنگین قرار می‌گیرد. کیفیت سلامت و تغذیه از دو جنبه حضور ترکیبات مطلوب (مانند ویتامین ها، مواد معدنی، کربوهیدرات ها، فیبر و مواد فعال کننده واکنش های ضروری بدن) و عدم حضور ترکیبات نا مطلوب و مضر (مانند فلزات سنگین، اثر باقیمانده سموم، غلظت نیترات و آلودگی های زیستی) قابل بررسی است[۱۲۹].

آلوده‌شدن خاک و گیاهان بوسیله فلزات سنگین بطور جامع و گسترده‌ای در کشورهای مختلف جهان مورد مطالعه و ارزیابی قرار گرفته است. در میان آلاینده‌های محیط‌زیست، عناصر سنگین به علت

---

۱ -Uptake plateau concept

خواص سمی و تجمع‌پذیری و هم چنین پایداری زیاد در بدن موجودات زنده دارای اهمیت ویژه‌ای هستند. این فلزات توسط خاک جذب شده و سبب آلودگی زمین‌های کشاورزی می‌شود و نهایتاً وارد چرخه خاک-گیاه- حیوان و انسان شده و ممکن است به حد آستانه سمی برای گیاه، حیوان و انسان برسد. آلودگی خاک به عناصر سنگین باعث ورود آنها به زنجیره غذایی از طریق جذب به وسیله گیاه و ایجاد سمیت را فراهم می‌آورد. اگرچه برخی از این عناصر در مقادیری ناچیز برای گیاه و جانوران ضروری هستند، ولی غلظت آنها کمی بیشتر از حد آستانه می‌تواند برای حیات گیاهی و جانوری خطرساز باشد. غلظت‌های زیاد فلزات سنگین در خاک باعث جذب زیاد آن بوسیله گیاه می‌گردد[۲۱۵]. گیاهان مهم‌ترین مسیر انتقال فلزات سنگین به زنجیره غذایی انسان و چرخه‌های زیستی محسوب می‌شوند[۲۳۵]. چگونگی توزیع و محل انباشتگی این عناصر در بین اندام‌های گیاهی حائز اهمیت می‌باشد، زیرا توزیع آنها در اندام‌های مختلف یکنواخت نیست. معمولا تجمع این عناصر در دانه و میوه کمتر از برگ و ریشه است ازاین‌رو توانمندی جابجایی عناصر سنگین در گیاه بستگی به نوع عنصر، اندام گیاهی و سن آن دارد.

۱-۲- ارزیابی خطر[1]

آلودگی خاک و محیط های آبی با فلزات سنگین یک مشکل جدی و در حال گسترش است. ورود فلزات سمی از طریق فعالیت های انسانی باعث آلودگی بسیاری از خاک ها شده است. بطوریکه شدت آلودگی در این خاک ها یا بیش از حد طبیعی است یا به زودی به آن خواهد رسید[۵۵]. سیستم های زیست محیطی ظرفیت محدودی برای جذب آلاینده های ورودی دارند و اگر تجمع مواد آلاینده صورت گیرد توانایی خاک بعنوان یک محیط پذیرنده بطور قابل توجهی کاهش یافته و یا بطور کلی از بین می رود[۵۱]. به علاوه زمانی که به حداکثر ظرفیت نگهداری خاک برسد یا از آن بیشتر شود سایر منابع و اجزاء محیطی زیست مثل آب های سطحی و زیر زمینی، گیاهان، احشام و بالاخره انسان احتمالا در

[1]- Risk assesment

معرض خطر قرار می گیرد. گونه های مختلف گیاهان در توانایی جذب، تجمع و تحمل فلزات سنگین تفاوت بسیار زیادی با هم دارند.

با توجه به ارزش غذایی سبزیجات، وجود فیبر فراوان و نقش آن در سلامتی انسان، مصرف آن در تمامی نقاط جهان مورد تاکید متخصصین تغذیه می باشد. در رژیم ما ایرانیان نیز سبزیجات از جایگاه خاصی برخوردار است. این در حالی است که در صورت عدم دقت در عملیات کاشت، داشت و برداشت سبزیجات می تواند اثرات نامطلوبی بر سلامت انسان داشته باشد. از این رو بالا بودن غلظت عناصر سنگین در سبزیجات ممکن است بعنوان یک خطر جدی برای سلامتی انسان مطرح شود.

بررسی میزان فلزات سنگین در خاک و مقدار جذب آنها توسط گیاه یکی از ملاک های مهم و تاثیر گذار بر سلامتی انسان است که با ارزیابی خطر سرطانی و غیرسرطانی بودن مصرف محصولات کشاورزی کمک شایانی به جهت مدیریت منابع خاک و حفظ سلامتی بشر می شود. حفظ سلامت انسان، ارتباط نزدیکی با مواد غذایی مصرفی دارد. وجود هرگونه آلودگی در این گونه مواد، می تواند سلامت افراد را به مخاطره اندازد. تا کنون بیش از ۳/۵ میلیون ترکیب شیمیایی شناخته شده اند و هر ساله، صدها ترکیب جدید قبل از اینکه بی خطر بودن آنها به اثبات برسد به بازار عرضه می شود[۱۹]. امروزه با توجه به برخی فاکتور ها از جمله غلظت ماده آلاینده، مقدار مصرف در طول زمان، سن فرد مصرف کننده ، وزن بدن و دیگر پارامترها و نیز استفاده ازبرخی روابط و شیوه های ارائه شده توسط برخی سازمانهای معتبر بین المللی می توان تا حدود زیادی میزان خطر ناشی از مصرف محصولات آلوده را برآورد نموده و در جهت کاهش این گونه خطرات توصیه ها و هشدارهایی را به مصرف کننده گان ارئه نمود.

۱-۳- فرضیات تحقیق

۱. ارتباط نزدیکی بین مصرف محصولات کشاورزی آلوده منطقه و ورود بیش از حد آنها به بدن وجود دارد.

۲. غلظت بالایی عناصر سنگین در خاک موجب می‌شود گیاهانی که در آن رشد می‌کنند دارای غلظت بالایی از فلزات را جذب کنند و وارد زنجیره غذایی انسان شود.

۳. با استفاده از محاسبات و روابط موجود میتوان میزان خطر آفرینی استفاده از برخی محصولات کشاورزی آلوده را ارزیابی کرد .

۱-۴- اهداف تحقیق

۱.تعیین چگونگی تاثیر محصولات کشاورزی در میزان انتقال عناصر سنگین به انسان.

۲. بررسی غلظت عناصر سنگین موجود در محصولات کشاورزی.

۳. تعیین مقدار ورود عناصر سنگین به بدن انسان از طریق مصرف برخی محصولات کشاورزی.

۴. تعیین میزان تامین عناصر سنگین مورد نیاز بدن از طریق مصرف برخی محصولات کشاورزی.

۵. ارزیابی درصد خطر آفرینی استفاده از محصولات کشاورزی.

فصل دوم

تئوری تحقیق و بررسی

منابع

۲- فصل دوم

تئوری تحقیق و بررسی منابع

۲-۱- کلیات موضوع

فلزات سنگین عناصری هستند که در خاک بسیار ساکن بوده و تحرک ناچیزی دارند و احتمال دارد سالیان متمادی در خاک بمانند. این گونه آلودگی‌ها در خاک از افزودن کودهای شیمیایی مانند فسفاته، نزولات جوی، لجن و فاضلاب، زغال سنگ و غیره حاصل می‌گردد. عناصر سنگین تماماً توسط خاک به دلیل مکانسیم تبادل کاتیونی جذب می‌شوند. این عناصرممکن است در نهایت هیدروکسیدها، کربنات‌ها و شکل‌های مختلف غیر محلول را تشکیل دهند [۲۳]. فلزاتی نظیر سرب، آرسنیک، کادمیم، مس، روی، نیکل و جیوه پیوسته از طریق فعالیت های مختلف کشاورزی و فعالیت های صنعتی به خاک اضافه می شود و باعث تجمع فلزات و شبه فلزات در خاک ها می شود و به خاطر انتقال فلزات از خاک به گیاه، خطراتی را برای سلامتی موجودات زنده در پی دارد. انسان نیز از طریق مصرف غذاهای آلوده به فلز سنگین یا جذب از آب آشامیدنی در معرض خطر قرار می گیرد . حضور فلزات سنگین در منطقه ریزوسفر و ورود آنها به گیاه باعث کاهش رشد شده و متابولیسم سلولی را بر هم می زند، و بر

فرآیندهای مهمی مانند انتقال آب، فسفریلاسیون، اکسیداتیو میتوکندری، فتوسنتز و مقدار کلروفیل اثر منفی می گذارد[۲۲۶]. خاک منبع اصلی تغذیه معدنی گیاهان است. گیاهان از اولین ارگانیسم هایی هستند که وقتی شرایط خاکی تغییر می کند، واکنش نشان می دهد و این امر آنها را به عنوان نشانگر های زیستی عالی در مورد تغییرات نامطلوب خاک مانند انباشتگی فلزات در می آورد.

فلزات سنگین از آلاینده های مهم محیط زیست به شمار می رود که عمدتا از فعالیت های صنعتی و کشاورزی بشر منشاء می گیرند. حضور آنها در اتمسفر، آب و خاک حتی در غلظت های بسیار پائین و انباشته شدن این آلاینده ها در زنجیره غذایی می تواند زندگی بشر را به مخاطره بیندازد[۱۵۶]. آلودگی فلزات سنگین به غلظت های بالاتر از حد مجاز خطرساز اطلاق می شود. سطوح طبیعی و حدود آلودگی فلزات سنگین در خاک کشورهای مختلف، متفاوت است.

وجود غلظت بالای عناصر نیتروژن، سرب، کادمیم و مس در سبزیجات برگی بدلیل استفاده از فاضلابهای شهری، صنعتی و همچنین مصرف کنترل نشده کودهای شیمیایی و دامی، می تواند عوارض ناگواری برای سلامتی انسان ایجاد کند. سبزیجات برگی قابلیت جذب و ذخیرۀ بالایی در خصوص این عناصر دارند. لذا با توجه به مصرف بالای این دسته از سبزیجات، کنترل غلظت این عناصر جهت حفظ سلامتی مصرف کننده حائز اهمیت می باشد. سبزیجات برگی امروزه در دنیا به صورت گسترده ای کشت می شوند و به سبب ارزش غذایی فراوانی که دارند، جزو محصولات پر اهمیت به شمار می آیند.

سبزیجاتی مانند کاهو، نعناع، ریحان، مرزه، جعفری، شوید، شاهی، اسفناج و تره به لحاظ دارا بودن انواع ویتامین ها، مواد معدنی، مواد پروتئینی و مواد سلولزی نقش بسیار مهمی در تغذیه و سلامتی انسان ایفا می کنند. این دسته از سبزیجات به طور عمده قسمت قابل توجهی از سبد روزانۀ خواربار خانواده را تشکیل می دهند. با توجه به مصرف بالای این سبزیجات، تولید محصولاتی سالم حائز اهمیت می باشد. یکی از فاکتورهای مهم و مؤثر جهت تشخیص میزان سلامت این محصولات، غلظت عناصر سنگین و نیتروژن آن می باشد زیرا که سبزیجات برگی قابلیت بالایی در جذب و ذخیرۀ فلزات سنگینی چون

سرب، کادمیم و مس و همچنن عنصر نیتروژن دارند و تجمع این مواد در بدن انسان سبب ایجاد عوارض ناگوار و سوئی می شود.

ورود عناصر سنگین به خاک می‌تواند از طریق منابع متعددی صورت گیرد. آزاد سازی فلزات سنگین از مواد مادری در طی فرآیندهای هوادیدگی یکی از راه‌های حضور فلزات سنگین در خاک می‌باشد. اما زمانی بحث آلودگی خاک با این عناصر مطرح می‌گردد بایستی به منابعی که با فعالیت‌های بشری مرتبط هستند، توجه بیشتری نمود. لجن فاضلاب منبع اصلی ورود فلزات به خاک، در اروپا و آمریکای شمالی است، در حالی که کودهای فسفاته منبع اصلی مورد توجه برای ورود فلزات بخصوص کادمیم در استرالیا و نیوزلند و حتی ایران است[۱و۶۷]. بهره‌برداری از معادن و صنایع فلزی نیز از دیگر منابع فلزات سنگین در خاک می‌باشند. یکی از منابع اصلی تولید فلزات سنگین در شهرها خودروها هستند که با تولید آلاینده ها و وارد کردن آنها به محیط و به خصوص هوا، باعث آلودگی خاک اطراف جاده ها و بزرگ راهها می شوند. سرب عموما در نتیجه استفاده از سوخت های بنزینی سرب دار وارد محیط شهری می شود. در سالهای اخیر به دلیل حذف سرب از بنزین، ورود آن به محیط کاهش چشمگیری داشته است، اما همچنان انباشت پیشین آن در محیط باقی است. کادمیم نیز در لاستیک خودروها وجود دارد و از طریق استهلاک خودروها و ترافیک به محیط زیست شهری وارد می شود. هر دو این فلزات اثر سمی بودن در بدن انسان داشته و عوارض متعددی همچون بیماری های خونی، عصبی و استخوانی ایجاد می کند.

۲-۲- فلزات سنگین

از ۱۰۶ عنصر شناخته شده در طبیعت، ۸۴ عنصر به عنوان فلز دسته بندی شده اند و از این جهت آلودگی فلزات متنوع می باشد. اما همه این فلزات برای محیط خطر ساز نیستند. فلزات سمی نادر بوده و ترکیبات آنها نامحلول و کم محلول است و در نتیجه تنها تعداد کمی از فلزات جزء آلاینده های محیطی در نظر گرفته می شوند. فلزات سنگین به فلزاتی گفته می شود که دارای چگالی نسبتا بالا (عناصر فلزی با جرم اتمی بیشتر از آهن ۵۵/۸ گرم بر مول یا جرم حجمی بیشتر از ۵ گرم بر سانتی

متر مکعب) بوده و در غلظت های کم سمی باشند. هر چند این عناصر به طور طبیعی دارای غلظت کمی در خاک هستند اما پراکنش جغرافیایی آنها چه به صورت طبیعی و چه از طریق فعالیت های انسانی، مشکلات و مسایلی را به همراه آورده است. از دیدگاه زیست محیطی، فلزات سنگین به آن دسته از عناصر اطلاق می شود که به شدت جذب بافت های زنده شده، در آن انباشت کرده و خروج آن ها از بافت ها به سختی صورت می گیرد[۹۴]. جدول(۲-۱) دامنه طبیعی، میانگین جهانی و مقدار در لیتوسفر برخی از فلزات سنگین را نشان می دهد.

جدول ۲-۱ دامنه غلظت طبیعی، میانگین جهانی و مقدار در لیتوسفر برخی از فلزات سنگین(mg/kg) [۹۴]

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
دامنه طبیعی	۱-۵۰	۰/۰۱-۰/۷	۱-۱۰۰۰	۲-۱۰۰	۴/۲۸-۷	۲-۲۰۰	۱۰-۳۰۰
میانگین جهانی	۶	۰/۳۵	۷۰	۳۰	۵۰	۳۵(۱۲)*	۹۰
مقداردر لیتوسفر	۵	۰/۲	۲۰۰	۷۰	۱۰۰	۱۶	۸۰

*مقدار داخل پرانتز میانگین اولیه جهانی

۲-۳- تاثیر عناصر سنگین بر محیط زیست

در دهه گذشته ورود آلاینده ها با منشاء انسانی مانند فلزات سنگین به محیط زیست، به مقدار زیادی افزایش یافته است که به عنوان یک خطر جدی برای حیات محیط های آبی و خاک به شمار می آیند. فلزات سنگین در یک مقیاس وسیع، از منابع طبیعی و انسان-ساخت وارد محیط زیست می شوند. میزان ورود این فلزات به محیط زیست، بسیار فراتر از میزانی است که به وسیله فرایندهای طبیعی برداشت می شوند. بنابراین تجمع فلزات سنگین در محیط زیست قابل ملاحظه است.

این فلزات به طور طبیعی در غلظت های کم در خاک ها و سنگ ها یافت می شوند، اما فعالیت های انسانی سبب افزایش مقادیر رهاسازی و انتشار آنها در محیط زیست می شود[۱۹۵]. انباشتگی فلزات سنگین در خاک چه به صورت طبیعی و چه از طریق فعالیت های انسانی، مشکل و مسائلی را به همراه خواهد داشت[۶۵]. از جمله این عناصر می توان به سرب، روی و کادمیم اشاره کرد که به خاطر توانایی بالقوه در آسیب رسانی به سلامت انسان ها و حیوانات در چند دهه اخیر از نظر مسائل زیست محیطی

بسیار مورد توجه قرار گرفته اند و سعی شده از ورود آنها به چرخه محیط زیست تا حد امکان جلوگیری شود.

۲-۴- اهمیت پیشگیری از انباشت عناصر سنگین در زمین های کشاورزی

گیاهان به عنوان یکی از مهمترین عوامل انتقال عناصر سنگین از خاک به انسان ها هستند و در وضعیت شیمیایی گیاهان و سلامتی انسان نقش مهمی را ایفا می کنند. با توجه به اهمیت موضوع آلودگی خاک به عناصر سنگین و خطرات آنها در محیط زیست تحقیقات بسیار زیادی در زمینه های مختلف مانند شناسائی زمین های آلوده، بررسی رفتار عناصر در خاک و نحوه جذب آنها توسط گیاه، تاثیر آنها بر سلامت انسان و سایر موجودات، نحوه اصلاح زمین های آلوده و جنبه های دیگر صورت گرفته و می گیرد[۸۸].

بشر به منظور تأمین نیازهای روز افزون خود ناچار به استفاده از مواد و ترکیبات مختلف و نیز زمین‌های زارعی قابل کشت با سرعت بی‌رویه می‌باشد. بشر با هدف ارتقاء کمیت و کیفیت محصولات تولیدی خود موادی را وارد خاک می‌کند که در طولانی مدت ممکن است سلامت خاک و محیط زیست را تهدید نماید [۱۷۷]. امینی و همکاران (۱۳۸۵) در بررسی مسیرهای مختلف ورود عناصر سنگین به خاک در استان اصفهان گزارش کردند که میانگین ورود کادمیم به زمین‌های کشاورزی در زمین‌های مورد مطالعه به مراتب بیشتر از میانگین گزارش شده برای زمین‌های کشاورزی در کشورهای اروپایی (۳-۰/۲ گرم در هکتار در سال) می‌باشد. بر اساس مطالعات آنها میانگین غلظت کادمیم در خاک‌های منطقه اصفهان حدود ۱/۸میلی‌گرم بر کیلوگرم است که بیش از دو برابر غلظت بحرانی (۰/۸میلی‌گرم بر کیلوگرم) می‌باشد. نتایج گزارشات آنها حاکی از آن است که کودها فسفره مهم‌ترین مسیرهای ورود کادمیم به زمین‌های کشاورزی در منطقه مورد مطالعه می‌باشد[۱].

انباشت عناصر سنگین در خاک بخصوص در زمین های کشاورزی باعث جذب مقادیر زیاد آنها توسط گیاهان شده و لذا بیشتر از حد طبیعی وارد زنجیره غذایی انسان ها و حیوانات می شوند. تجمع فلزات سنگین جذب شده در اندام گیاه در غلظت هایی بیش از حد استاندارد، ضمن فراهم آوردن موجبات

کاهش رشد و عملکرد محصولات کشاورزی، آلوده شدن زنجیره غذایی و به خطر افتادن سلامت جوامع انسانی را به همراه دارد. بسیاری از محققان گزارش کردند که کاربرد کودهای فسفره باعث کاهش مقدار روی در گیاهان می شود اگرچه گزارش های متضاد هم وجود دارد. با اضافه کردن فسفر به خاک جذب روی کاهش می یابد. علت کاهش جذب روی با اضافه کردن فسفر، تشکیل کمپلکس فسفات-روی مربوط می باشد. تاثیر فسفر بر جذب روی بستگی به خواص خاک دارد و مقدار رس، کربنات کلسیم و سزکوئی اکسیدهای آهن و آلومینیوم از جمله مهمترین ویژگی های خاک ها به شمار می آیند. [۲،۱۸،۲۰و۲۱].

۲-۵- مسیرهای ورود و خروج عناصر سنگین در زمین های کشاورزی

منابع مهم انسانی ورود فلزات سنگین به خاک شامل، معدن کاری، صنایع، حمل و نقل جاده ای، کوره سوزانی پسماند و استفاده از کودها و سموم شیمیایی کشاورزی می باشد. همچنین انتشار از طریق آتشفشان ها، فرآیند های گاز زدایی در پوسته زمین، آتش سوزی جنگل یا ترکیب شیمیایی مواد مادری نیز می تواند از منابع طبیعی ورود آنها به خاک باشد[۱۵۴].

به طور کلی اهمیت ارزیابی میزان فلزات سنگین در خاک به دلایل زیر می باشد:

الف) امکان تجمع فلزات سنگین در خاک و بیوسفر به دلیل پایداری آنها.

ب) اثرات زیان آور فلزات سنگین حتی در غلظت های کمتر از حد استاندارد[۲۵].

ج) امکان تبدیل آنها به مواد سمی در اثر پاره ای فعل و انفعالات شیمیایی[۷].

آلاینده هایی که باعث آلودگی خاک و آب می شوند به دو دسته تقسیم می گردند دسته اول موادی که انسان عمدا وارد خاک می کند شامل کودها، مواد شیمیایی کشاورزی، مواد زائد کارخانه ها و فاضلاب های شهری است. دسته دوم موادی که انسان ناخواسته وارد خاک می کند شامل مواد زائد شهری، سوخت های فسیلی و دود کارخانه ها می باشد.

۲-۵-۱- آلاینده های خود خواسته خاک

۲-۵-۱-۱- کودها

کاربرد بی رویه کودهای شیمیایی بویژه کودهای نیتروژن دار از عوامل مؤثر در بالا رفتن غلظت و ایجاد حالت سمیت در مصرف کننده می باشند که بروز مسمومیت های حاد و مزمن و انواع مختلف سرطانها و بیماریهای خونی نمونه هایی از عوارض آن هستند[۱۱و۵۲]. مصرف فعلی کودهای شیمیایی، شاید در سطح کنونی خطر فوری ندارد، اما عناصر موجود در آن به مرور زمان نامطلوب است[۱۶۶].

نیکلسون و همکاران (۲۰۰۳) منابع ورود عناصر سنگین به خاک‌های کشاورزی انگلستان را مورد بررسی قرار دادند. مطالعات آن‌ها نشان داد استفاده از کودهای حیوانی به مقداری که ۲۵۰ کیلوگرم نیتروژن به خاک اضافه نماید، باعث ورود بیش از ۱۹۹۰ گرم روی، ۶۵۰ گرم مس به زمین‌های کشاورزی می‌شود که این مقدار ۳۷ تا ۴۰ درصد از روی کل و ۸ تا ۱۷ درصد از مس کل در خاک است که از طریق کاربرد کودهای حیوانی به خاک وارد می‌شود[۱۷۷]. در بین عناصر موجود در کودهای شیمیایی کادمیم مهم‌ترین و قابل توجه‌ترین آنها محسوب می‌شود. با توجه به مصرف بی رویه کودهای فسفره در ایران سهم کودهای فسفره در انباشت عناصر سنگین بویژه کادمیم در خاک قابل ملاحظه می‌باشد(جدول ۲-۲).

براساس مطالعه صورت گرفته در انگلستان، در مناطق غیرصنعتی و غیرآلوده بیش از ۵۰ درصد کل کادمیم ورودی به زمین‌های کشاورزی ناشی از کاربرد کودهای فسفره می‌باشد[۱۶۹]. نتایج پژوهشی که افیونی و همکاران (۲۰۰۷) بر روی کودهای توزیعی در ایران انجام دادند نشان دادکه غلظت کادمیم موجود در یک کیلوگرم کودهای فسفاته توزیعی در ایران بین ۳/۱۱ تا ۲۵/۶۱ میلی گرم بوده است[۴۵].

جدول ۲-۲ غلظت تعدادی از عناصر سنگین در سنگ‌های فسفاته مهم‌ترین کشورهای دارای معادن فسفات[۱۹۲]

منطقه	غلظت عناصر در سنگ فسفاته (میلی‌گرم بر کیلوگرم)					
	Ni	Hg	Pb	Cr	Cd	As
روسیه	۲	۰/۰۱	۳	۱۳	۰/۱	۱
آمریکا	۳۷	۰/۰۵	۱۲	۱۰۹	۱۱	۱۲
آفریقای جنوبی	۳۵	۰/۰۶	۳۵	۱	۰/۲	۶
مراکش	۲۶	۰/۰۴	۷	۲۲۵	۳۰	۱۱
غرب آفریقا	۳۳	۰/۰۵	۶	۱۰۵	۶۰	۱۵
خاورمیانه	۲۹	۰/۰۵	۴	۱۲۹	۹	۶
میانگین ۹۰ درصد ذخایر جهان	۲۹	۰/۰۵	۱۰	۱۸۸	۲۵	۱۱

افیونی و همکاران (۲۰۰۷) نیز با بررسی کودهای سولفات روی و فسفاته توزیعی در ایران گزارش کردند که غلظت کادمیم موجود در هر کیلوگرم از کودهای سولفات روی بین ۲/۲۱ تا ۲۶/۶۰ میلی‌گرم متغیر بوده است. همچنین ارتباط مثبتی بین غلظت روی و کادمیم در این کودها مشاهده شد. غلظت کادمیم موجود در کودهای فسفاته نیز بین ۳/۱۱ تا ۲۵/۶۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر بود. همچنان نتایج آنان نشان داد که غلظت روی در کودهای عناصر پرمصرف از ۸۰۵۰ تا ۳۹۵۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در کودهای عناصر کم‌مصرف از ۸۴ تا ۳۹۵۰۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. در این پژوهش هم‌چنین مقدار روی در کودهای سوپر فسفات ساده، سوپر فسفات تریپل و فسفات آمونیوم به ترتیب برابر ۱۰۰ تا ۳۰۰، ۹۰۰ تا ۱۱۰۰ و ۱۰۵۰ تا ۱۱۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شد. با توجه به مصرف بی‌رویه کودهای شیمیایی در ایران، انتظار می‌رود که این کودها منبع مهمی برای ورود عناصر سنگین به زمین‌های کشاورزی باشد[۴۵]. بطور کلی عناصر سنگین اغلب به صورت ناخالصی و با مقادیر متفاوت در کودهای شیمیایی و به خصوص کودهای فسفره یافت می شوند. بنابراین هر چند استفاده از این کودها از یک سو باعث بهبود حاصلخیزی خاک می شود، ولی از سوی دیگر باعث ورود عناصر سنگین به خاک می گردد[۱۷۳].

۲-۵-۱-۲- مواد شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی

امروزه مقادیر زیادی از آفت‌کش‌ها و سموم شیمیایی در زمین‌های کشاورزی استفاده می شود. افزایش جمعیت و بدنبال آن افزایش مصرف مواد غذایی، بویژه محصولات کشاورزی، کشاورزان را بر آن داشته است که میزان محصولات خود را افزایش دهند. افزایش کشت محصولات متعاقباً افزایش سموم آفت‌کش را به همراه داشته است. شومار و همکاران (۲۰۰۶)، ۵۰ مورد از آفت‌کش‌های معمول مورد استفاده در نوار غزه را بررسی و گزارش کردند که این آفت‌کش‌ها دارای مقادیر قابل توجهی از عناصر سنگین هستند. جدول ۲-۳ غلظت برخی از عناصر سنگین را در آفت‌کش‌ها را در منطقه مذکور نشان می‌دهد[۲۰۵].

آفت‌کش‌های شیمیایی که در گذشته استفاده می شد، حاوی سرب، آرسنیک، جیوه، مس، آهن و منگنز می‌باشند[۱۲۵و۲۰۷]. به عنوان مثال غلظت مس در برخی باغ‌های مرکبات در ایالت فلوریدا، بیش از چند صد میلی‌گرم بر کیلوگرم یا ۱۰ تا ۲۰ برابر مقدار موجود در مواد مادری است. غلظت بالای مس در خاک‌ها به استفاده از قارچ‌کش‌ها، آفت‌کش‌ها و علف‌کش‌ها مربوط می‌شود[۱۲۵]. ترکیبات آرسنیک دار به شکل وسیع به عنوان آفت کش و علف کش در طول بیش از صد سال گذشته استفاده شده اند، اما مصرف آنها در حال حاضر در حال کاهش است. به خاطر وجود اثرات سمی ترکیبات آرسنیک دار، از آنها به عنوان علف کش ها و نیز آفت کش ها استفاده می کرده اند. در سالهای قبل گسترش مصرف آرسنیک به میزان ۸۰۰۰ تن در سال به صورت علف کش و ۱۶۰۰۰ تن در سال در حفاظت های چوب بوده است. مقدار مصرف آفت کش ها عموما در محدوده ۴-۲ کیلوگرم در هکتار می باشد. اما در مورد دی متیل آرسنیک مقدار کاربرد ممکن است تا سه برابر بیشتر باشد[۱۸۰].

سموم کشاورزی معمولاً به وسیله گیاهان آلی جذب می‌شوند. ممکن است مواد شیمیایی جذب شده دست نخورده داخل گیاه باقی‌مانده و یا تجزیه گردند. بعضی از محصولات حاصل از تجزیه سموم بی‌ضرر بوده، اما سمیت بعضی از این ترکیبات برای انسان بیشتر از آفت‌کش اولیه می‌باشند[۱۴]. اکثر آفت‌کش‌ها به سرعت در خاک تجزیه شده، لذا تجمع آنها در خاک در صورت مصرف مجاز سالیانه کمتر

حادث می‌شود. سمومی که در مقابل تجزیه مقاومند دارای توان بیشتری برای ایجاد خطرات زیست محیطی می‌باشند[۱۴].

جدول ۲-۳ غلظت عناصر سنگین (میلی‌گرم در کیلوگرم) در آفت‌کش‌ها[۲۰۵]

آفت کش	Cd	Cu	Fe	Ni	Pb	Zn	Mn
Propineb	۰/۵	۲/۴	۵۸۴	۴	۰/۳	۲۰۲۷۷	۱۰۲
Mancozeb	۰/۱	۹/۴	۴۱۴	۵۸/۶	۱۵/۵	۱۰۹۱۳	۴۶۳۴
Metalaxyl	۱/۷	۱۰۴/۱	۲۸۰	۲۱/۳	۱۵/۷	۲۰۸۵۲	۲۱۰۲۱
Metiram	۰/۳	۵/۳	۱۷۴	۱۳/۸	۴۰/۷	۵۲۷۱۵	۲۹۹۶
Zineb	۰/۴	۱۳/۳	۴۲۳	۸۲/۴	۱۶/۷	۲۰۱۱۴	۲۲۷۶۰

۲-۵-۱-۳- مواد زائد کارخانه ها

امروزه جهان صنعت و تکنولوژی با سرعتی روز افزون در حال پیشرفت است، اما در این راستا مشکلات و مسائلی ایجاد می‌شوند که مستقیم و یا غیر مستقیم، معلول این پیشرفت‌ها هستند. از جمله این مشکلات دفع مواد باقیمانده از محصولات مصرفی و مواد مضر و خطرناک خارج شده از کارخانجات و صنایع تولیدی است. منابع اصلی ورود غیر طبیعی فلزات سنگین به جو بیشتر شامل کارخانه های ذوب و تصفیه فلزات، کوره های احتراق زغال سنگ و زباله هاست که منجر به آلودگی منابع خاک و آب در منطقه تاثیرپذیر از این کارخانه ها می گردد[۱۲۸،۱۸۱و۲۱۹]. جذب فلزات سنگین از اراضی آلوده به وسیله گیاهان و بخصوص محصولات کشاورزی یکی از مهمترین راه های ورود این عناصر به زنجیره غذایی است[۷۸].

آلودگی خاک و رودخانه ها به مواد صنعتی از جمله سرب و کادمیم به مزارع کشاورزی سرایت نموده و خسارت اقتصادی و جانی فراوانی را به بار می آورد[۲۹]. نتایج لایم و همکاران (۲۰۰۸) در ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در خاک، آب و گیاه در پیرامون یک معدن طلا - نقره رها شده در کره نشان داد که مواد باطله حاصل از معدن منبع اصلی آلودگی آرسنیک، کادمیم، مس، سرب و روی در آب و خاک و گیاه اطراف معدن می‌باشد. غلظت عناصر سنگین با افزایش فاصله از معدن

کاهش می‌یابند[۱۵۸]. کاب و همکاران (۲۰۰۰) مقدار انباشت فلزات سنگین را در ریشه و اندام خوارکی سبزیجات کاشته شده در خاک‌های آلوده به ضایعات معادن بررسی کرده و به این نتیجه رسیدند که از بین سبزیجات مورد مطالعه، گوجه فرنگی و لوبیا، فلزات سنگین را در ریشه خود نگهداشته و مقدار کمتری را به اندام خوراکی انتقال دادند[۹۲]. راه های پیدایش و ورود کادمیم به محیط عمدتا از طریق ضایعات صنعتی ناشی از فرایندهای آبکاری، تولید پلاستیک، معدن کاری، تولید مواد رنگی، تولید آلیاژها و باتری هاست[۱۳۸].

۲-۵-۱-۴- فاضلاب های شهری

نتایج گوپتا و همکاران (۲۰۰۸) در بررسی اثر آبیاری با فاضلاب شهری در تجمع فلزات سنگین در خاک و سبزیجات در هند نشان داد که غلظت سرب، روی، کادمیم، کروم، و نیکل در سبزیجات فراتر از محدوده امن برای سلامت انسان است[۱۲۱]. نتایج دیکینیا و اروﻻ (۲۰۱۰) در بررسی تیمار خاک دوباره با آب‌های آلوده در کشت‌های مختلف نشان داد که غلظت کادمیم، نیکل و مس بالاتر از سطح مطلوب برای رشد گیاه است در حالی که جیوه، سرب و روی کمتر از حد آستانه مطلوب برای تولید محصول است[۹۹].

فیگان و همکاران (۱۹۹۱) در مطالعه‌ای استفاده از آب‌های آلوده برای آبیاری انجام دادند به این نتیجه رسیدند که استفاده طولانی مدت از آب آبیاری آلوده می‌تواند غلظت عناصر سنگین فلزی را تا سطح سمیت در خاک افزایش دهد و خاک‌هایی که بوسیله آب‌های کثیف آبیاری می‌شوند غلظت عناصر سنگین فلزی از جمله منگنز، سرب، نیکل،کروم، روی وکادمیم در سطح خاک تجمع می‌یابند و زمانی که ظرفیت خاک در نگهداری عناصر سنگین به علت استفاده مکرر از آب‌های زائد کاهش می‌یابد خاک می‌تواند عناصر سنگین فلزی را به آب‌های زیرزمینی و یا محلول خاک و به صورت قابل‌دسترس برای جذب گیاه رها سازد[۱۰۵]. به طور معمول مصرف فاضلابهای شهری و پسابهای صنعتی جهت تولید سبزیجات خوراکی در حاشیه شهرهای بزرگ و یا کارخانجات صورت می گیرد که در این فاضلابها

فلزات سنگین نیز وجود دارند. قابل ذکر است که این عناصر عموماً برای گیاه حالت سمی ندارند و براحتی جذب می شوند ولی ذخیره آنها در گیاه و مصرف توسط انسان باعث به خطر افتادن سلامتی افراد می شود[۱۶].

۲-۵-۲- آلاینده های ناخواسته خاک

۲-۵-۲-۱- مواد زائد شهری

فلزات سنگین از لحاظ بهداشتی، جزء مواد خطرناک دسته بندی شده اند. هنگامی که امکان ورود آنها از طرق مختلف به بدن انسان وجود داشته باشد، لزوم بررسی نوع فلز سنگین و نیز مقدار آن اجتناب ناپذیر خواهد بود. یکی از راه های ورود فلزات سنگین به بدن انسان، مصرف محصولات کشاورزی به ویژه سبزیجات است. از آنجا که کشاورزان در مزارع سبزی کاری اطراف شهر اصفهان، لجن فاضلاب را از چهار تصفیه خانه فاضلاب فعال در این شهر خریداری و به عنوان کود مصرف می کنند، امکان آلودگی سبزیجات به انواع آلاینده ها از جمله فلزات سنگین چندان بعید به نظر نمی رسد.

شهرنشینی و تمرکز جمعیت در یک منطقه سبب افزایش ورود آلاینده‌ها به محیط زیست شده است. جوامع صنعتی امروزه هزاران نوع مصنوعات آلی و معدنی مختلفی را برای مصارف خود تولید کرده و پیامد آن سالانه مقدار عظیمی از مواد شیمیایی و صنعتی تولید شده وارد محیط زیست می‌شود.

سالیانه حدود ۳۸۰۰۰ تن کادمیم و تقریبا یک میلیون تن سرب به خاک های جهان اضافه می شود که مقادیر زیادی از آنها مربوط به غبارهای جوی، پراکنش خاکسترها و ضایعات شهری است و غلظت های کم آن مربوط به مصرف کودهای شیمیایی و لجن فاضلاب است[۱۷۸].

۲-۵-۲-۲- سوخت های فسیلی

بقایای سوخت‌های فسیلی که در کشاورزی و بیابان‌زدایی به عنوان مواد بهساز در سطح خاک استفاده می‌شوند، از دیگر منابع ورود عناصر سنگین به خاک محسوب می‌شوند. پژوهش ها نشان داده که سرب و کادمیم عناصری هستند که در دسته ای قرار می گیرند که منشع آن ها در خاک های اطراف جاده

ناشی از سوخت های فسیلی بوده است. سایر عناصر دسته ای دیگر را تشکیل دادند که منشاء آنها غیر از سوخت های فسیلی است.[۲۱].

۲-۵-۲-۳- دود کارخانه ها

ورود آلاینده‌های صنعتی توسط فرونشت‌های صنعتی بسته به موقعیت جغرافیایی محل، غلظت آلاینده های اتمسفر، عوامل اقلیمی و برخی پارامترهای دیگر متفاوت می‌باشد. باد سبب انتقال ذرات معلق حاوی عناصر سنگین و نیز دود و گاز حاصل از فعالیت های صنعتی به مسافت‌های مختلفی اطراف مناطق صنعتی می‌گردد [۱۰۱].

فرناندز و همکاران (۲۰۰۴) در بررسی ذرات معلق در هوای شهر سیلوا در اسپانیا به این نتیجه رسیدند که سرب و منگنز وکادمیم و مس از کارخانجات فولاد و همچنین سرب ازسوختن گازوئیل و مس از لنت ترمز ماشین‌ها منشأ گرفته است و آهن و تیتانیوم از منبع طبیعی یا خاک منشأ گرفته است[۱۰۸].

استرکمن و همکاران (۲۰۰۲) در ارزیابی آلودگی خاک‌های کشاورزی با ۸ عنصر سنگین دراطراف دو ذوب‌کننده در شمال فرانسه بیان کردند که غبار اتمسفری حاصل از فعالیت دو کارخانه تولید سرب و روی منجر به آلودگی خاک‌های اطراف با سرب، کادمیم، جیوه، مس، ایندیوم و نقره است و همبستگی بین غلظت این عناصر بر اساس منطقه صنعتی متفاوت است[۲۱۳]. سلیک و همکاران (۲۰۰۵) مقادیر آلودگی فلزات منگنز، مس، آهن و کادمیم را در ترکیه با استفاده از تجزیه برگ‌های درختان اقاقیای موجود در اطراف خیابان‌ها و غبار موجود بر روی آنها و نیز انجام مطالعات تکمیلی بر روی خاک‌های مناطق شهری با موقعیت‌ها و کاربری‌های متفاوت انجام دادند. مقدار تمامی عناصر اندازه‌گیری شده در مناطق صنعتی غلظت بالای را نشان دادند در حالی که در مناطق شهری تنها در مورد سرب و مس مصداق پیدا می‌کرد[۷۵].

۲-۶- عناصر مورد مطالعه در این پژوهش

۲-۶-۱- آرسنیک

آرسنیک به عنوان عنصری غیر فلزی، دارای عدد اتمی ۳۳ است که در گروه VA و در دوره چهارم جدول تناوبی جای دارد. جرم اتمی آن ۷۴/۶۱۲۹، ظرفیت هایش ۲+، ۳+، ۵+ است و فقط یک ایزوتوپ پایدار دارد. حالت های اکسیداسیون و اوربیتالهای الکترونی آرسنیک شبیه فسفر است این عنصر به همراه عناصر مختلف می تواند تشکیل آلیاژ بدهد و نیز با عناصری چون کربن، هیدروژن، اکسیژن و سولفور پیوندهای کووالانسی برقرار می سازد. فرم عنصری آن به صورت کریستالی بوده و به رنگ های زرد، سیاه یا خاکستری وجود دارد. آرسنیک در طبیعت در اکثر موارد به شکل غیر آلی(معدنی) وجود دارد و ظرفیت آن ۳ یا ۵ است که به ترتیب مربوط به یون های آرسنیت و آرسنات می باشد. آرسنیک، غیر فلزی فرار است که بویی شبیه بوی سیر از آن استشمام می شود. در مجاورت یک اکسید کننده در اسید کلریدریک حل می شود، با اسید نیتریک نیز واکنش داده و حل می شود. آرسنیک نیم رسانا می باشد. بلع و تنفس آن به شدت سمی بوده و سرطان زا شناخته شده است. آب آشامیدنی، به ویژه آبهای زیرزمینی منبع اصلی آرسنیک محسوب می شود. مقدار اندکی آرسنیک در بسیاری از غذاها وجود دارد، و ظاهرا مقدار بسیار اندکی از آن برای سلامتی انسان لازم است و به عنوان محرک رشد عمل می کند[۱۸۶].

با توجه به نقش ها ی اساسی آرسنیک در تغذیه برخی از جانوران، ترکیبات آلی آرسنیک نقش عمده ای را در رژیم غذایی جانوران(به صورت افزایش مقادیر بسیار کم به جیره غذایی آنها به منظور افزایش رشد) ایفا می کند به علاوه این ترکیبات به عنوان خشک کننده گیاه و عامل ایجاد ریزش برگ در صنعت پنبه سازی و نیز کنترل علف های هرز مورد استفاده قرار می گیرند[۷۲]. با وجود بحث های زیادی که وجود دارد آرسنیک اسید هنوز هم به عنوان یکی از ترکیبات مورد استفاده در مواد حفاظت کننده چوب کاربرد دارد و این در حالتی است که از محلول های آرسنیت سدیم برای کندن پوست

درختان به عنوان ماده ای کمکی در شستشوی گاو و گوسفند در حوضچه ها ی شستشوی آنها و نیز در کنترل علف های هرز آبزی استفاده می شود[۵۸].

۲-۶-۲- سرب

سرب پرکاربردترین فلز سنگین است و به گروه IVB جدول تناوبی تعلق دارد. سرب خیلی سنگین ، نرم، چکش خوار و به رنگ خاکستری مایل به آبی است. این فلز با جرم اتمی ۲۰۷/۲۱، نقطه ذوبی برابر ۳۲۷ درجه سانتی گراد و نقطه جوش معادل ۶۲۰ درجه سانتی گراد دارد[۱۸۳]. خاک های قلیایی کمپلکس های حنثی و در خاک های شور ترکیبات کلره سرب غالب می باشند[۵۰].

سرب یکی از آلاینده های عمده محیط بوده و برا ی انسان بسیار سمی و خطرناک است. گرچه سرب را به عنوان یکی از عناصر کم تحرک شناخته اند، اما در صورت وجود فرم ها ی محلول در محیط، ریشه گیاه قادر خواهد بود مقادیر زیادی از آن را جذب نماید[۱۴۵]. عنصر سرب یکی از فلزات سنگینی است که با ایجاد آثار سمی شدید در انسان و دیگر جانداران، در آلودگی محیط زیست نقش دارد. مصرف این عنصر در صنایع مختلف موجب بالا رفتن میزان آلودگی در اکوسیستم های مختلف شده است.

آلودگی خاک ها به سرب یکی از مشکلات بزرگی است که کشورهای در حال توسعه و صنعتی با آن روبرو هستند. منابع آلوده کننده سرب خاک ها را میتوان به چند گروه بزرگ دسته بندی کرد: فعالیت های صنعتی مانند معادن و تصفیه خانه ها، فعالیت های کشاورزی مانند کاربرد آفت کش ها و کاربرد لجن فاضلاب و فعالیت های شهری مانند کاربرد سرب در بنزین و رنگ ها. تحقیقات زیادی در زمینه خروج سرب از خاک های آلوده با استفاده از فرایندهای فیزیکی و شیمیایی و بیولوژیکی در حال پیشرفت است.

یکی از منابع اصلی تولید فلزات سنگین در شهرها خودروها هستند که با تولید آلاینده ها و وارد کردن آنها به محیط و به خصوص هوا، باعث آلودگی خاک اطراف راهها می شوند. در بین عناصر سنگین، فلزات کادمیم و سرب به دلیل نیمه عمر طولانی در بدن انسان و دیگر حیوانات و سمی بودن زیاد از اهمیت ویژه ای برخوردارند. سرب عموما در نتیجه استفاده از سوخت های بنزینی سرب دار وارد محیط

شهری می شود. در سالهای اخیر به دلیل حذف سرب از بنزین، ورود آن به محیط کاهش چشمگیری داشته است، اما همچنان انباشت پیشین آن در محیط باقی است. آلودگی خاک ها به سرب یکی از مشکلات بزرگی است که کشورهای در حال توسعه و صنعتی با آن روبه رو هستند[۱۴۴].

شکل های مختلف فلزات سنگین در خاک دارای حلالیت و در نتیجه دارای قابلیت جذب توسط گیاهان متفاوتی هستند[۹۵]. با وجود مقدار زیاد سرب در خاک، مقدار قا بل دسترس در گیاهان (بخش محلول و قابل تبادل خاک) به علت ایجاد کمپلکس های قوی با مواد آلی، اکسیدهای آهن و منگنز و رس ها و تشکیل رسوب با کربنات ها، هیدروکسیدها و فسفات ها مقدار کمی را به خود اختصاص داده است[۲۰۱]. مسمومیت با سرب، بویژه در کشورهای در حال توسعه، یک خطر در حال افزایش جهت سلامتی است که این وضعیت، نتیجه شهری شدن سریع، استفاده سوخت های سرب دار مانند بنزین و آلودگی های صنعتی می باشد. بنابراین آگاهی از چگونگی ارتباط بین این فلزات مشکلات عدیده و عوارض زیادی برای موجودات و در نهایت در راس هرم چرخه مواد غذایی برای انسان در پی دارند.

۲-۶-۳- کادمیم

کادمیم متعلق به گروه IIB جدول تناوبی، دارای جرم اتمی ۱۱۲/۴، نقطه ذوب ۳۲۱ درجه سانتی گراد و نقطه جوش ۷۶۷ درجه سانتی گراد می باشد[۱۰۷]. کادمیم یک عنصر خالص نرم با فعالیت متوسط بوده و ترکیبات زیان آور آن اکسید کادمیم فلزی و ترکیبات کم زیان تر آن سولفورهای کادمیم اند[۹۳]. منابع کادمیم شامل صنایع رنگ سازی، پلاستیک، باتری سازی، عکاسی، قارچ کش ها، آلیاژها، لعاب کاری و کارخانه نساجی می باشد[۳]. در بین عناصر سنگین کادمیم دارای اهمیت ویژه ای است زیرا به راحتی توسط سیستم ریشه گیاه جذب شده و سمیت آن برای گیاه ۲۰-۲ برابر سایر فلزات سنگین می باشد . کادمیم در تغذیه گیاه عنصر سمی است و در تغذیه انسان و دام نیز یک آلاینده محسوب می شود و غلظت زیاد آن در بخش های خوراکی گیاهان مانند دانه گندم و برنج برای سلامتی

افراد جامعه بسیار خطرناک است. حداکثر غلظت مجاز کادمیم در دانه گندم ۰/۱۲-۰/۱۰ میلی گرم در کیلوگرم می باشد[۱۶].

کادمیم در تایر خودروها وجود دارد از طریق استهلاک شهری خودروها و ترافیک به محیط وارد می شود در سالهای اخیر توجه فراوانی به حرکت کادمیم در خاک و ورود آن به زنجیره غذایی شده است. اما مقادیر قابل توجهی از این عناصر از طریق مختلف از جمله مصرف کودهای شیمیایی فسفره و لجن فاضلاب به خاک اضافه می شود که می تواند وارد زنجیره غذایی شود[۱۳۴]. جذب فلزات سنگین به وسیله گیاه در اراضی کشاورزی که در آن ها لجن فاضلاب مصرف شده یکی از راه های عمده و غیر مستقیم ورود فلزات سنگین به ویژه کادمیم به زنجیره غذایی انسان است[۷۸]. در مورد کادمیم این واقعیت مطرح است که به سهولت به وسیله گیاهان جذب شده و در غلظت هایی که برای گیاهان سمی نیست در محصولات تجمع می یابد. مصرف این محصولات اثرات زیان آوری بر سلامت انسان و دام به همراه دارد[۱۴۱]. لیم و همکاران (۲۰۰۸) با مطالعه آلودگی بر روی خاک های باغات و درختان میوه درگوانگجو چین، به این نتیجه رسید که درخت کارامبولا، ظرفیت تجمع کادمیم زیادی دارد، که توان بالای خطرات بهداشتی برای ساکنان محلی مطرح است[۱۵۸]. بیشترین غلظت کادمیم در گیاهان آلوده همواره در ریشه و برگ می باشد و انتقال آن به بذر محدود است. دیویس(۱۹۸۴) غلظت کادمیم را در اندام های گیاهی به شکل زیر طبقه بندی نموده است[۹۶].

اندام های ذخیره ای= بذر< برگ < ریشه ای فیبری

کریستین و ولچ [۹۰و۲۳۲] نشان دادند که بیش از ۹۰٪ کادمیم جذب شده توسط گیاهان مربوط به افق های سطحی خاک است. برخی از محققان به بررسی پتانسیل آب شویی فلزات سنگین از لایه های شخم به افق های پایین تر خاک پرداخته اند. این محققان بیان می کنند که حرکت فلزات سنگین به طرف افق های پایین تر خاک یا اصولا انجام نمی شود یا به ۱۰ سانتی متری زیر لایه اختلاط لجن با خاک محدود می گردد.

کادمیم یک فلز با سمیت زیاد بوده و ورود آن در چرخه غذایی انسان موجب نگرانی هایی شده است. آثار منفی این عنصر بر فعالیت های بیولوژیکی خاک، متابولیسم گیاه، سلامتی انسان و حیوانات سبب شده است که رفتار کادمیم در محیط زیست و جنبه های سلامتی مرتبط با آن توسط محققان زیادی مورد مطالعه قرار گیرد[۱۴۳و۲۱۴].

۲-۶-۴- نیکل

نیکل با عدد اتمی آن ۲۸ و وزن اتمی آن ۵۸/۷۱ در گروه هشتم جدول تناوبی می‌باشد قرار دارد، رنگ نقره‌ای- سفید، براق و درخشان، شکل‌پذیر و هادی الکتریسیته همچنین مقاوم در مقابل زنگ‌زدگی می باشد. از نیکل به طور عمده برای روکش قطعاتی از جنس آهن، برنز، روی، استیل، مس و پلاستیک هایی که در ساختمان آنها فلز به کار رفته استفاده می شود لایه مورد نظر، علاوه بر افزایش جلای قطعه به آن استحکام می بخشد[۱۷۰].

افزایش آلاینده های محیطی به ویژه فلزات سنگین، زاییده صنعتی شدن جوامع بشری است. نیکل یکی از عناصر طبیعی است که به فرم های مختلف در محیط زیست، از جمله رودخانه ها، دریاچه ها، اقیانوس ها، خاک، هوا، آب آشامیدنی و همچنین در پیکر گیاهان و حیوانات وجود دارد. خاک و رسوبات آن اولین منبع نیکل هستند[۲۱۱و۲۱۲]. مهم ترین منابع نیکل را می توان لجن فاضلاب و خاکستر کوره نام برد. کاربرد نیکل در ساخت الیاژهای مختلف نیکل- فولاد، باطری ها، سرامیک و قطعات الکترونیکی است[۵۰]. تماس مستقیم با نیکل یا محلول نمک های آن باعث بروز آماس مزمن پوست در انسان می گردد و برای کسانی که در بخش های ذوب و تصفیه نیکل کار می کنند، احتمال افزایش سطح نیکل در شش ها وجود دارد.

نیکل به عنوان یک فلز سنگین، نقش مهمی را در گیاهان ایفا می کند. این عنصر در غلظت های پائین اثر سمی بر گیاه ندارد ولی در غلظت های بالا برای گیاهان سمی است[۶۰]. غلظت های بالای نیکل باعث کاهش رشد و ظهور علایم سمیت در گیاهان می شود. گزارشات زیادی در مورد اثرات منفی نیکل بر چندین فرایند فیزیولوژیکی گیاه مانند فتوسنتز، انتقال مواد آلی، تغذیه معدنی و توازن آب بافت ها

موجود است[۱۸۶]. اثرات سمی نیکل با مشاهده بروز علایم آسیب مانند کلروز و نکروزه شدن و همچنین پژمردگی برگ ها تشخیص داده می شود[۱۸۵]. در مورد تاثیر فلزات سنگین بر رشد گیاهان مطالعات گسترده ای صورت گرفته است اطلاعات به دست آمده حاکی از آن است که حداقل بخشی از اثرات سمیت نیکل به واسطه تنش اکسیداتیو القا شونده به وسیله این فلز بر گیاهان اعمال می شود[۵۹].

نیکل به فراوانی در پوسته زمین یافت می شود با این حال، غلظت نیکل در مناطق خاصی و در نتیجه فعالیت های انسانی از قبیل مین کاری، استفاده از زغال سنگ و نفت به عنوان سوخت، ایجاد فاضلاب ها و استفاده از کودهای فسفاته و حشره کش ها افزایش قابل ملاحظه ای می یابد[۱۱۷]. بنابراین این احتمال وجود دارد که گیاهان زراعی در مناطق مختلفی از جهان و همین طور در کشور ما در معرض سمیت نیکل قرار گرفته، رشد و عملکردشان کاهش یابد. برخی تحقیقات نشان داده است که حضور غلظت بالای نیکل در محیط، باعث کاهش معنی دار رشد ریشه چه و ساقه چه نسبت به گیاهان شاهد می گردد. همچنین گزارش شده است که تنش فلزات سنگین میزان لیگنیفیکاسیون دیواره سلولی را افزایش داده، باعث استحکام و عدم انعطاف دیواره می شود[۹۸]. این پدیده می تواند دلیل احتمالی کاهش رشد طولی ریشه چه و ساقه چه در حضور نیکل باشد[۱۱۵]. یکی از دلایل کاهش وزن تر ریشه چه و ساقه چه که در تیمار ۸۰۰ میکرو مولار نیکل دیده شده است می تواند کاهش محتوی آب بافت های ریشه چه و ساقه باشد که توسط تنش نیکل القاء می شود[۱۱۴].

۲-۶-۵- روی

روی عنصری است با جرم اتمی ۶۵/۳۸، نقطه ذوب۴۱۹/۸۳، نقطه جوش ۹۰۷ درجه سانتی‌گراد. این فلز در گروه دوم از عناصر واسطه در جدول تناوبی قرار دارد و هر دو اوربیتال سوم و چهارم آن پر شده است و به خاطر غلظت آن در خاک ها جزء عناصر کمیاب در خاک به حساب می آید[۵۰] . به رنگ

سفید متمایل به آبی دیده می شود که بر اثر رطوبت هوا تیره رنگ می شود و در حین احتراق رنگ سبز براقی تولید می کند[۹۳].

فلز روی یک عنصر ضروری برای رشد و نمو گیاهان بوده، در بسیاری از فرآیندهای متابولیکی گیاه نقش دارد. این فلز به عنوان فعال کننده و کوفاکتور برخی آنزیم های حیاتی گیاه از جمله کربنیک انیدرازها، دهیدروژنازها، آلکالین فسفاتازها، فسفولیپازها و RNA پلیمرازها در متابولیسم پروتئین ها، قندها، اسیدهای نوکلئیک و چربی ها، فتوسنتز گیاه و بیوسنتز اکسین به عنوان یک هورمون محرک رشد ایفای نقش می کند[۱۹۳]. برخی از محققان معتقدند که فلز روی از طریق محافظت پروتئین ها و لیپیدهای غشایی در برابر رادیکالهای آزاد و سایر محصولات حاصل از واکنش های احیایی درون سلولی سبب حفظ تمامیت غشای سلول ها می شود، به علاوه این فلزبه همراه مس بخش اصلی آنزیم سوپر اکسید دسموتاز را به عنوان خورنده رادیکالهای آزاد تشکیل می دهد[۱۹۳].

همچون سایر فلزات سنگین هنگامی که فلز روی در خاک و در نهایت در بافت های گیاهی تجمع می یابد بسته به گونه گیاهی موجب تغییر در برخی فرآیندهای متابولیکی گیاه شده و از این طریق در رشد و نمو گیاهان اختلال ایجاد می کند[۲۱۷]. گزارش های بسیاری در رابطه با تاثیر روی و مس در کاهش جذب یکدیگر وجود دارد که اکثرا علت آن را رقابت این دو عنصر در محل های جذب سطح ریشه و یا ممانعت آنها در انتقال یکدیگر از ریشه به اندام های هوایی گیاه گزارش نموده اند[۹۱،۷۴،۱۹۰و۲۲۸].

از مهم‌ترین کاربردهای روی می توان به نقش این عنصر در پوشش آمیزه‌های فلزی و به ویژه لوله‌های آب‌رسانی اشاره کرد. همچنین روی در صنایع جوهرسازی، لوازم آرایشی، رنگ‌سازی، لاستیک‌سازی و کف‌پوش مصرف می‌شود[۳و۵۰]. حدود ۹۰٪ روی برای گالوانیزه کردن فلزات مصرف می شود. همچنین از اکسید روی در دندانسازی و از سولفیدروی در احیاء فسفر استفاده می شود[۹۳]. روی در خاک ها به طور عمده با اکسیدهای آبدار Fe و Al پیوند دارد، قسمتی هم توسط کانی های رسی جذب شده که به راحتی قابل تبادل است. بنابراین کانی های رسی جذب شده که به راحتی قابل تبادل است. بنابراین کانی های رسی، اکسیدهای آبدار و pH مهمترین فاکتورهای کنترل کننده حلالیت روی در

خاک ها می باشند. در صورتی که کمپلکس ماده آلی ـ روی، رسوب روی و ترکیبات هیدروکسید، کربنات و سولفیدی از اهمیت کمتری برخوردارند. یافته های اخیر نیز نشان می دهند که جزء رسی خاک حدودا ۶۰٪ توزیع روی در خاک را کنترل می کند[۱۳۲].

۲-۶-۶- مس

مس با عدد اتمی ۲۹ و وزن اتمی ۶۳/۵۴۶ در گروه ۱ عناصر واسطه (۱B) قرار گرفته است. مس یکی از مهم‌ترین، عناصر ضروری برای گیاهان و حیوانات است. اولین عنصر شناخته شده و فلزی نسبتا قرمز رنگ است و قابلیت هدایت الکتریکی و حرارتی بالایی دارد. مس از پرکاربردترین فلزات در صنعت است. مس در صنایعی از قبیلِ الکترونیک (در سیم ها، لامپهای پرتو کاتدی، در IC ، لامپهای خلاء، کلیدها و تقویت کننده های الکترونیکی)، صنایع نظامی (تهیه اسلحه و مهمات)، صنایع فلزی (تهیه آلیاژها و تهیه سکه ها)، وسایل آشپزخانه، در تصفیه آب، به عنوان واکنشگر در شیمی، درتهیه سموم کشاورزی و غیره کاربرد دارد. مس یکی از عناصر رایج در طبیعت است که بر اثر پدیده های طبیعی در محیط زیست به مقدار فراوان یافت می شود. بخش ناچیزی از مس در محلول خاک حضور دارد و جذب پیوسته آن بوسیله ریشه سبب تخلیه این عنصر از محلول خاک می شود.

بسیاری از ترکیبات مس در رسوبات یا ذرات خاک ته نشین شده یا به این ذرات می چسبند. ترکیبات قابل حل مس ممکن است برای سلامت انسان مضر باشند. معمولاً پس از فعالیتهای کشاورزی ترکیبات محلول در آب مس، در محیط آزاد می شوند. به علت انتشار آبهای آلوده به مس درکناره رودخانه ها، گل و لای آلوده به مس تجمع می یابد. مس، در اثر احتراق سوختهای فسیلی وارد هوا می شود. این مس، قبل از این که به واسطه بارش باران ته نشست کند ، مدتی طولانی در هوا باقی می ماند. بنابراین میزان آن در خاک کاهش می یابد. در نتیجه بعد از ته نشست مس موجود در هوا، خاک حاوی مقدار زیادی مس خواهد بود.

مس هم از طریق منابع طبیعی و هم در اثر فعالیتهای بشری، در محیط پراکنده می شود. از جمله منابع طبیعی آن، گرد و غبار حاصل از باد، گیاهان فاسد شده، آتش سوزی جنگلها و آب دریا می باشد. تنها تعداد اندکی از فعالیتهای بشری که باعث انتشار مس می شوند، مشخص شده اند. عوامل دیگر انتشار مس، فعالیتهای معدنی، تولید فلز، تولید چوب و تولید کودهای فسفاته است.

مس عموما در نزدیکی معدنها، مکانهای صنعتی و محل دفع زباله ها یافت می شود. مس در محیط زیست تجزیه نمی شود و به همین علت وقتی در خاک باشد، در گیاهان و جانوران تجمع می یابد. در خاکهای غنی از مس تعداد محدودی از گیاهان شانس بقاء دارند. به همین علت است که در نزدیکی کارخانجات مس، پوشش گیاهی زیادی وجود ندارد. به خاطر اثرات مس بر گیاهان، بسته به اسیدیته خاک و میزان مواد آلی، این عنصر تهدیدی جدی برای مزارع محسوب می شود. هنگامی که مزارع با مس آلوده شوند، جانوران غلظت بالاتری از مس را جذب می کنند که به سلامت آنها آسیب می رساند.

مقدار مس موجود در هوا بسیار کم است، بنابراین تنفس مس خیلی ناچیز است. اما افرادی که در نزدیکی مناطقی که به ذوب و فرآوری مس می پردازند، زندگی می کنند، ممکن است مقدار بیشتری مس در مقایسه با افراد عادی دریافت و استنشاق نمایند. در لوله کشی برخی از منازل از لوله های مسی استفاده می شود. افرادی که در چنین خانه هایی زندگی می کنند، نیز مقدار مس بیشتری در مقایسه با افراد عادی مصرف می کنند. زیرا ممکن است لوله ها با گذشت زمان پوسیده شوند و مقداری از مس وارد آب آشامیدنی شود.

۲-۷- تاثیر فلزات سنگین برسلامت انسان

در مطالعه ای که چنی[۷۶] بر روی احتمال خطر سلامتی انسان بوسیله عناصر موجود در لجن های فاضلاب، که به طور غیر مستقیم وارد زنجیره غذایی می شوند، انجام داد آنها را در چهار گروه طبقه بندی کرد:

گروه یک شامل Ag، Cr، Sn، T، V،Zr که خطر کمی دارند زیرا قابلیت انحلال کمی در خاک داشته و میزان جذب آنها توسط گیاه ناچیز است.

گروه دوم شامل Pb، Hg و As که به شدت بوسیله کلوئید های خاک جذب می شوند و ممکن است بوسیله ریشه گیاهان جذب شوند. این عناصر به آسانی از ریشه به بافت های خوردنی گیاه منتقل نشده و خطر کمی برای سلامتی انسان دارند.

گروه سوم شامل Cu، Mn، Mo، Ni،Zn و B که به اسانی جذب گیاهان شده اما غلظت آنها در گیاه در محدوده ای است که خطر کمی برای سلامتی انسان دارد.

گروه چهارم شامل Co، Mo،Se وCd که غلظت آنها در گیاه به حدی است که علائم سمیت آنها در گیاه دیده نمی شود ولی سلامتی انسان و حیوان را تهدید می کنند.

فلزات سنگین در گیاهانی که در خاک های آلوده رشد کرده اند، تجمع می کنند. به این ترتیب وارد زنجیره غذایی انسان و حیوانات می شوند. اگرچه برخی از فلزات برای رشد بیولوژیکی لازمند ولی غلظت های کمی بالاتر از حد آستانه آنها برای حیات انسان بسیار خطرآفرین خواهد بود. در میان فلزات سنگین، کادمیم، جیوه، سرب و آرسنیک مهمترین تهدید کننده زنجیره غذایی انسان به شمار می روند. این عناصر دارای اثر بیولوژیکی مفید نیستند و اگر غلظت آنها در حد آسیب رسانی هم نباشد، در بافت های گیاهی تجمع می یابد که در نهایت برای مصرف کنندگان این گیاهان مضر خواهد بود. تجمع غلظت بالای فلزات سنگین در بدن انسان باعث ایجاد بیماری های خطرناک و گاه کشنده می شود. حد معمول و آستانه سمیت فلزات برحسب مقدار جذب روزانه آنها توسط انسان در جدول(۲-۴) نشان داده شده است.

جدول ۲-۴ حد معمول و آستانه سمیت جذب فلزات سنگین(mg/day) توسط انسان[۹۱]

فلز	دامنه معمول	شروع سمیت	فلز	دامنه معمول	شروع سمیت
Cd	۰/۰۰۱-۰/۰۰۵	۰/۰۳	Se	۰/۰۲-۰/۰۷	۵
Cr	۰/۰۵-۰/۲	۵	Cu	۲-۳	۲۰۰
Co	۰/۰۲-۰/۰۵	۵۰۰	Fe	۱۰-۲۰	۲۰۰
Pb	۰/۰۱-۰/۰۲	۱	Zn	۱۰-۱۵	۶۰۰
Ni	۰/۱-۰/۲	۲۰	Mo	۰/۱۵-۰/۵	۵۰۰

۲-۷-۱- تاثیر آرسنیک بر سلامت انسان

بررسی های متعدد نشان داده اند که آرسنیک سرطان زا است[۲۰۱]. سرطان ریه از استنشاق آرسنیک و سرطان پوست و کبد و احتمالا سرطان مثانه و کلیه از بلعیدن آن حاصل می شود. شواهدی وجود دارد که سیگار کشیدن، و همزمان با آن تماس با آرسنیک محیط، در ایجاد سرطان ریه موثرتر است، یعنی اثر این دو با هم بیش از مجموع اثرهای جداگانه آنها خواهد بود. خطر غلظت های زمینه آرسنیک در محیط زیست برای سلامتی انسان شناخته شده است. اثر کشنده آن، وقتی که با دز حاد بکار برده شود، به علت آسیب دیدن معده و روده موجب استفراغ و اسهال شدید می شود. آرسنیک برای مدت طولانی بر بافت های استخوان، دندان و مو ذخیره گردیده، از جفت عبور کرده و خطر بالقوه برای جنین ایجاد می کند. آثار سمی آرسنیک به صورت ضایعات قلبی و شوک، اسهال خونی، آسیب بافت کلیه، تضعیف سیستم اعصاب مرکزی، اختلال در سیستم خون سازی بروز کرده و همچنین در مسمویت های خفیف ایجاد شده توسط آن، تعداد گلبول های قرمز کاهش یافته و در مسمومیت های شدیدتر، تغییر شکل سلولهای خونی دیده می شود[۴۶].

غلظت آرسنیک در خون و ادرار انسان به ترتیب حدود ۱۰۰ و ۱۵ میکروگرم در لیتر است که این مقدار نرمال می باشد، اما این غلظت ها می تواند بسته به محیط، دارای تفاوت زیاد باشد. حدود ۵ تا ۱۵ درصد از آرسنیک ورودی به بدن انسان می توانند جذب شود و آرسنیک جذب شده در مدت ۲۴ ساعت در کبد، کلیه ها، شش ها، طحال و دیواره معده و روده پخش می گردد مقداری از آرسنیک هم ممکن است در استخوان ها، مو، ناخن و پوست ذخیره گردد[۲۳۳]. کودکان به دلیل تماس مستقیم بیشتر با خاک در معرض آرسنیک بیشتری خواهند بود. اثرات سمیت حاد و مزمن آرسنیک در انسان وابسته به جنس، سن، میزان مصرف، مدت تماس با منبع آلودگی و شرایط شیمیایی مربوط به عنصر مانند شرایط اکسید و احیاء می باشد[۲۳۳]. در مقایسه با برخی از فلزات سنگین، ترکیبات آلی آرسنیک سمیت کمتری از ترکیبات معدنی آن دارند[۸۳]. مقدار کشنده آرسنیک سفید (As_2o_3) در انسان بین ۷۰ تا ۱۸۰ میلی گرم است که نشان می دهد آرسنیک یکی از سمی ترین عناصر

است[۱۳۶]. بسته به میزان مصرف، سمیت حاد این عنصر می تواند منجر به مرگ گردد. افرادی هم که زنده می مانند دچار پوکی استخوان، کاهش مغز استخوان و نیز سیاهی غیر طبیعی پوست خواهند شد[۴۴]. فرم معدنی آرسنیک عامل تشدید کننده سرطان در انسان است. شواهد نشان می دهد که مصرف آرسنیک غیرآلی خطر سرطان مثانه، کبد، کلیه و پوست را افزایش می دهد[۸۴و۱۳۱]. در تایوان مشخص شده است که آرسنیک ممکن است سبب سرطان معده، روده کوچک، روده بزرگ، بینی ، حنجره، استخوان و پروستات گردد[۸۳]. آرسنات و آرسنیت می تواند از طریق مکانیسم های مختلف باعث ایجاد سمیت شوند، مثلا آرسنات می تواند مشابه فسفات عمل کرده و در تولید ATP در داخل میتوکندری دخالت نماید، آرسنیت هم از طریق برقراری پیوند و غیرفعال کردن آنزیم های دارای گروه سولفیدریل، این نقش را به عهده دارد[۱۷۶و۱۸۷]. به طور کلی گونه آرسنیت نسبت به آرسنات سمیت بیشتری دارد[۱۷۶]. آرسنات و آرسنیت هر دو قادر به ایجاد اختلالات کروموزمی و تبادل کروماتیدهای خواهر در سلول های جوندگان و انسان می باشد و در این ارتباط آرسنیت سهم بیشتری را بر عهده دارد [۱۳۵،۱۵۲،۱۷۲و۲۲۹].

۲-۷-۲- تاثیر کادمیم بر سلامت انسان

کادمیم یک فلز بسیار سمی است که عامل تعدادی از مرگ و میرها می باشد. بخش عمده کادمیم پس از ورود به بدن انسان باعث بروز بیماری های از جمله ایتای - ایتای (بیماری روماتیسم یا تغییر شکل دردناک اسکلتی) می شود. کادمیم حتی در مقادیر کم نیز برای اسپرم سمی است[۴۸] و می تواند در صورت تماس زیاد با کادمیم در بیضه تجمع پیدا کند و باعث کاهش فرآیند تولید اسپرم و اختلال در فعالیت آنزیم های آن شود. در مطالعه ی دیگری نشان داده شده که کادمیم حتی در مقادیر کمتر از تجمع آن در بیضه افراد ساکن در مناطق آلوده، می تواند باعث کاهش حرکات اسپرم شود. روان شدن بزاق، استفراغ مداوم، آنمی، تنگی نفس، عوارض کلیوی، و ظهور خط زرد در دندان از دیگر اثرات سمیت کادمیم می باشد[۲۰۹].

میزان جذب کادمیم در مواد غذایی، ناشی از نحوه تغذیه جانوران است، کلیه و کبد محل مناسبی جهت تمرکز کادمیم می باشند، صدف های دریایی نیز از تجمع بالایی ازکادمیم برخوردارند. جذب کادمیم از طریق پوست بسیار محدود است. نیمه عمر بیولوژیک کادمیم در انسان، در بافت های نرم و استخوان، ده تا سی سال می باشد. اثرات اصلی سمیت کادمیم بر ریه ها، کلیه ها و استخوان هاست جذب کادمیم از طریق ریه ها نسبت به روده موثرتر است و ۵۰٪ کادمیم استنشاق شده که از طریق دود سیگار، ممکن است جذب گردد . به طور میانگین در افراد سیگاری غلظت کادمیم در خون ۵-۴ بار و درکلیه ۳-۲ بار بیشتر از افراد غیر سیگاری است. کادمیم، مقاومت در برابر باکتری ها و ویروس ها را کاهش می دهد. کادمیم ممکن است باعث افزایش شکنندگی استخوان و خطر شکستگی شود. این عنصر طیف وسیعی از مسمومیت شامل تخدیر اعصاب، مسمومیت کلیه، جنین ناقص الخلقه و آثار جهش زایی دارد[۱۳۸].

۲-۷-۳- تاثیر سرب بر سلامت انسان

با توجه به این که سرب خاصیت تجمعی دارد، تماس دراز مدت با مقادیر کم آن می تواند برای بدن خطراتی را به همراه داشته باشد. با توجه به اینکه مصرف سوخت های حاوی سرب سبب ورود تتراتیل سرب به هوا می شود. این منبع به همراه سایر منابع آلاینده سرب مانند کارخانجات نیرو، چاپ خانه ها، مواد غذایی گوشتی کنسرو شده و سبزیجات سبب ورود تتراتیل سرب به بدن افراد و تجمع آن در بافت های سخت بدن به ویژه استخوان ها می شود. سرب موجود در استخوان ها طی فرآیند دمینرالیزاسیون و تبادل کلسیم از استخوان خارج شده و وارد خون می شود. در خصوص تاثیر سرب خون بر افزایش فشار خون در افرادی که تماس شغلی با سرب دارند مطالعات متعددی صورت گرفته است. در مطالعاتی نیز بین سرب خون و هیپروتروفی بطن چپ رابطه ی مثبت، وجود داشته است[۲۰۲]. سرب پس از تجمع در بدن قادر است بر ارگانهای مختلفی چون مغز استخوان، کلیه ها، قلب، مغز، دستگاه گوارش و غیره اثرات سوء خود را القاء نماید. از جمله بیماری های ناشی از مسمومیت با سرب می توان به کم

خونی، نفروپاتی، نوروپاتی، اختلال های روانی، خواب آشفته و افزایش بیش از حد فشار خون اشاره نمود[۲۰۲].

سرب با تغییر توزیع کلسیم و با ایجاد تغییر در تبادل کلسیم، سبب افزایش کلسیم داخل سلولی می شود. مهار پمپ Na+K ATPase توسط سرب، فعال کردن پروتئین کینازC، افزایش عوامل هورمونی منقبض کننده ی رگ مثل اندوتلین ، تغییر در عوامل وابسته به اندوتلیومNO و کاهش پاسخ دهی عضله ی صاف رگ به آگونسیست ها یبتا آدرنوسپتور از دیگر مکانیسم های احتمالی سرب بر افزایش خون است[۱۸۸].

در افرادی که تماس شغلی با سرب دارند، مقدار ۴۰ میکرو گرم در دسی لیتر خون بالا گزارش شده است[۱۲۰] و فشار خون با مقادیر کم سرب خون بیشتر افزایش یافته است. شواهد نشان داده که افزایش فشار خون در اثر تماس دراز مدت با مقادیر کم سرب خون بیشتر افزایش یافته است. مقادیر بالای سرب در خون نشان دهنده یک افزایش موقت بوده و نمی توانند سبب افزایش فشار خون شود. اثرات عصبی سرب ، طیف گسترده ای از کاهش عملکرد سلول های عصبی تا عفونت مغزی را در بر می گیرد. سرب بسیاری از این اثرات را از راه رقابت موفقیت آمیز با سایر عناصر حیاتی در واکنش های مهم بیوشیمیایی بر جای می گذارد. برای نمونه سرب از طریق جایگزین کردن آهن در ترکیبات مورد نیاز هموگلوبین باعث ایجاد کم خونی می شود . همچنین از راه جمع شدن در استخوان ها که منبع اصلی کلسیم بدن به شمار می آید، می تواند باعث کمبود کلسیم بدن شود. حدود ۹۵٪ از سرب وارد شده به بدن در استخوان ها به صورت فسفات های سرب با نیمه عمر ۲۰ تا ۳۰ سال رسوب می نماید. مابقی آن در بافت ها به شکل قابل تبادل است. انباشته شدن این عنصر در بدن، سیستم های عصبی، گوارشی و کلیوی را تحت تاثیر قرار می دهد[۱۱۹].

۲-۷-۴- تاثیر نیکل بر سلامت انسان

مطالعات نشان داده که نیکل علی رغم سمیت برای دستگاه تنفسی و سیستم ایمنی جانداران [۲۱۱و۲۱۲] و تاثیر منفی آن بر قدرت باروری زنان و رشد و نمو جنین[۸۲]، عنصری ضروری برای پستانداران به شمار می آید. بر اساس مطالعات انجام شده میزان نیکل مورد نیاز انسان کمتر از μg ۱۰۰ در هر روز است[۱۱۹]. نیکل از طریق مواد غذایی، آب آشامیدنی، جذب پوستی و استنشاق می تواند به بدن راه یابد. غلظت های پائین نیکل ۰/۳۱ تا ۰/۲ میلی گرم نیکل بر متر مکعب باعث بروز مشکلات فراوانی از جمله مشکلات تنفسی، افزایش حساسیت های پوستی، افزایش بروز ناهنجاری و سقط جنین در انسان و حیوانات می شود. غلظت های بالای نیکل (۱۵ گرم) ممکن است شریانهای قلب را مسدود نماید[۱۱۹]. نیکل یکی از عمومی ترین فلزات در آب های سطحی می باشد. ورود منابع آلوده شهری ممکن است این مقادیر را بیش از پنج برابر حالت عادی افزایش دهد. مقادیر کم نیکل برای تولید سلول های قرمز خون در بدن انسان نیاز می باشد، هر چند در مقادیر بالا تا حدودی می تواند سمی باشد. به نظر می رسد نیکل در کوتاه مدت مشکلاتی ایجاد نمی کند اما در طولانی مدت می تواند باعث کاهش وزن بدن، صدماتی به قلب، کبد، تحریک و حساسیت بالا شود. نیکل می تواند در آبزیان تجمع یابد. اغلب نمک های نیکل که از طریق غذا وارد بدن می شوند، دفع می گردند. نیمه عمر نیکل حدود ۱۱ ساعت است. بیشترین غلظت نیکل در استخوان، ریه، کلیه و کبد دیده می شود. سمّی ترین ترکیب نیکل که اغلب در کارخانه ها مشاهده می شود، کربونیل نیکل است. سمیت نیکل به صورت آلرژی، سرطان و اختلالات تنفسی دیده می شود. همچنین، نیکل موجب اختلال در فعالیت بیولوژیکی سلول ها می شود[۴۶]. تاخیر در رشد، کاهش خون سازی و تداخل در جذب آهن از نتایج مسمومیت با نیکل است.

۲-۷-۵- تاثیرات روی بر سلامت انسان

روی به عنوان یک پذیرنده الکترون باعث فعال شدن گروه های اصلی آنزیمی مثل اکسیدرداکتاز، ترنسفراز، هیدرولاز، لیزاز، ایزومراز و لیگاز می گردد. از نظر ساختاری نیز این عنصر باعث پایداری شکل

فضایی پروتئین ها و انجام فعالیت های زیستی می شود. تشکیل این ساختارهای فضایی به دلیل تشکیل کلات بین روی و آمینواسیدهای سیستئین و هیستدین و تشکیل شکل های انگشت مانند می باشد. روی خالص در مقایسه با فلزاتی مانند سرب، آرسنیک، آنتیموان و کادمیم، حتی اگر به مقدار نسبتا زیادی وارد معده شود، سمیت زیادی ایجاد نمی کند. کرومات روی ایجاد بیماری های پوستی (Dermatitis) می کند. سولفات روی نیز سوزش آور است. یکی از معمول ترین ترکیبات روی که در کارخانه ها مشاهده می گردد کلرید روی است که اگر بر روی بدن انسان پاشیده شود، می تواند ایجاد سوختگی کند. بر اساس گزارشات موجود چنانچه ترکیبات روی به طور مداوم وارد بدن انسان شود و یا گرد و غبار آن همراه بزاق وارد معده شود، ممکن است باعث گاستریت مزمن(ورم معده) همراه با استفراغ شود[۱۸۲].

روی یکی از ریز مغذی هاست که در عملکرد بیش از ۳۰۰ آنزیم نقش دارد. روی به ساختمان و عمل مغز کمک می کند[۷۱]. ضرورت نیاز به روی برای رشد بیش از ۶۰ سال است که شناخته شده است. اولین بار کمبود روی در سال ۱۹۴۰ میلادی در بزرگسالان چینی دیده شد. سه دهه بعد این کمبود در نوجوانان ایرانی دیده شد. روی از عناصر کمیاب و ضروری بدن می باشد که در متابولیسم اسیدهای نوکلیک و پایداری آنها در سنتز پروتئین و تقسیم سلولی و بیان ژن[1] دخالت دارد[۷۱].

روی در سیستم ایمنی نقش اساسی داشته و کمبود آن سبب کاهش مقاومت بدن در برابر عفونت ها می شود و فرد مبتلا به کمبود روی، مستعد عفونت هایی از قبیل اسهال، پنومونی و مالاریا می باشد[۱۵۱و۲۲۷]. اسهال یکی از نشانه های کمبود روی در انسان و حیوان می باشد، همچنین خود اسهال نیز سبب از دست رفتن روی و کاهش جذب آن در طی اسهال حاد می گردد[۱۶۵،۶۲و۲۲۷]. مکمل های روی در بچه هایی که از اسهال حاد و پایدار رنج می برند، کمک کننده است و میزان بروز، شیوع، شدت و طول مدت ابتلا به اسهال را کاهش می دهد[۷۰و۲۲۷]. همچنین مکمل های روی در پیشگیری از تاخیر رشد کودکان موثر است[۲۲۷و۶۲]. کاهش غلظت روی در بافت مریستمی باعث کاهش مقدار کل پروتئین و کاهش رشد می شود. علاوه بر عوامل محیطی متعدد در قابلیت استفاده و

1-gen expression

جذب روی و مس، مقدار هر کدام از این عناصر در خاک می تواند بر قابلیت استفاده و جذب دیگری تاثیرگذارد[۱۱۳و۲۰۸].

همچنین نشان داده شده است که فلز روی نقشی اساسی در تولید مثل دارد، و با حرکات اسپرم نیز مرتبط است[۱۹۸] و برای رشد طبیعی، بلوغ و فرآیند تولید اسپرم[۴۳،۴۷و۱۹۴] لازم است و توسط پروستات به مقدار زیاد به مایع اسپرم ترشح می شود[۶۱و۱۹۷].

۲-۷-۶- تاثیرات مس بر سلامت انسان:

مس در انواع مختلف غذاها، آب آشامیدنی و هوا وجود دارد. به همین دلیل روزانه ما مقدار قابل توجهی مس از طریق خوردن، آشامیدن وتنفس دریافت می کنیم. جذب مس برای بدن انسان حیاتی است. زیرا مس جزء عناصر کمیابی است که بدن انسان به آن نیاز دارد. مس به عنوان مرکز فعال کوپر آنزیم هایی نظیر سیتوکروم اکسیداز **C** که جزئی از زنجیره تنفسی میتوکندری ها است عمل می کند. کمبود جزئی مس در تعدادی از جوامع انسانی دیده شده است. در یک بررسی در تعدادی از بچه هایی که دچار کمبود مس بودند علائمی نظیر هیپوترمی، اختلالات ذهنی، مشکلاتی در مو، ناخن، پوست و بعضی بافتها مشاهده گردید. در مقابل مسمومیت با مس نیز موجب اختلالات ژنتیکی می شود. میزان مجاز مس موجود در رژیم غذایی در آمریکا و کانادا برای بزرگسالان ۹ میلی گرم در روز و حداکثر مقدار آن ۱۰ میلی گرم در روز تعیین شده است[۴۶].

اگرچه بدن انسان می تواند مقدار زیاد مس را تحمل کند، اما مقدار زیاد آن برای سلامت انسان ضرر دارد. در محیط کار، انتشار مس منجر به ایجاد عوارض آنفولانزا مانندی می شود که به نام تب فلز شناخته می شود. این عوارض بعد از دو روز از بین می رود و در اثر حساسیت بیش از اندازه ایجاد می شود. قرار گرفتن طولانی مدت در معرض مس، باعث آبریزش بینی، دهان و چشم، سردرد، دل درد، سرگیجه و اسهال و استفراغ، اسهال، تپش قلب و مشکلات تنفسی می شود

جذب مقدار زیادی مس باعث آسیب کبد و کلیه و حتی مرگ می شود. اما سرطان زایی مس هنوز اثبات نشده است. مس هم به شکل فلزی و هم به صورت فلز پرکننده یافت می شود. در بسیاری از مقالات علمی، رابطه میان قرار گرفتن در معرض غلظت بالای مس برای مدت طولانی و کاهش هوش در نوجوانان مشخص شده است. ارتباط آن با ایجاد سرطان در انسان مورد بررسی است. عنصر مس یکی از عناصر کمیاب ضروری می باشد که در تشکیل هموگلوبین، سلامت گلبول قرمز، متابولیسم انرژی و آنتی اکسیدان ها نقش داشته و فاکتور ضروری انواع آنزیم هاست. مسمومیت ایجاد شده توسط مس می تواند موجب نارسایی کلیوی و سردرد شود[۴۶].

۲-۸- فلزات سنگین در خاک

فلزات سنگین یا به صورت طبیعی و در مواد مادری در خاک وجود دارند یا به طریق منابع آلوده کننده خارجی به محیط خاک وارد می شوند. در مورد غلظت سرب در خاک، منابع خارجی اثر بیشتری در مقابل منابع طبیعی آن دارند. معمولا تعیین و تشخیص غلظت زمینه یا طبیعی در خاک کار مشکلی است اما می توان با شرایطی غلظت فلزات در خاک را در مناطق دور افتاده نسبت به مناطق شهری و صنعتی به عنوان غلظت زمینه بکار برد. این شرایط می تواند شامل تعیین دسته بندی منطقه ای شعاع و مقیاس مورد نظر در انتخاب منطقه باشد.

در جدول ۲-۵ حدود مجاز فلزات سنگین (میلی‌گرم در کیلوگرم) در کشورهای مختلف قابل مشاهده است. تشابهات و تفاوت‌های مختلفی میان اعداد و ارقام آنها وجود دارد. تفاوت‌ها بیشتر در عناصر سمی‌تر و خطرناک‌تر دیده می‌شود. به طور کلی کشورهایی که با آلودگی شدیدتری روبرو هستند، مقادیر کمتری را در حداکثر غلظت قابل قبول(MAL[1]) خود قرار داده‌اند تا کشورهایی که کمتر در معرض آلودگی‌های شدید قرار دارند[۱۱۱، ۱۵۳و ۲۱۶].

1 -Maximum allowable limits

جدول۲-۵ استاندارد آلودگی خاک در کشورهای مختلف(mg/kg) [۲۱۶]

کشور	Cd	Hg	Cu	Pb	Zn	Cr	Ni
کانادا	۱/۶	۰/۵	۱۰۰	۶۰	۲۲۰	۱۲۰	۳۲
فرانسه	۲	۱	۱۰۰	۱۰۰	۳۰۰	۱۵۰	۵۰
دانمارک	۰/۵	۰/۵	۴۰	۴۰	۱۰۰	۳۰	۱۵
هلند	۰/۸	۰/۳	۳۶	۸۵	۱۴۰	۱۰۰	۳۵

این عناصربه طور طبیعی و در مقادیر بسیار کم در خاک یافت می شوند ولی امروزه فعالیت های انسان باعث افزایش تراکم غلظت آنها در بخش های از اکوسیستم شده و منجر به بروز خواص سمی آن ها می شود[۱۳]. صرف نظر از نوع عنصر و مسیر گردش آنها در اکوسیستم، خاک مقصد نهایی این عناصر محسوب می گردد. به عبارت دیگر خاک بخشی از اکوسیستم است که عناصر در آن تجمع می یابند. انباشت عناصر سنگین در خاک به خصوص در زمین های کشاورزی باعث جذب مقادیر زیاد آن ها توسط گیاه شده و لذا بیشتر از حد طبیعی وارد زنجیره غذایی انسان ها و حیوانات می شوند. در بین عناصر سنگین کادمیم و سرب به دلیل نیمه عمرطولانی آن ها در بدن انسان و حیوانات از اهمیت زیادی برخوردارند. حدود ۹۵٪ از سرب وارد شده به بدن انسان در استخوان ها تجمع می یابد

تقی پور (۱۳۸۸) نشان داد که خاک‌های تشکیل یافته بر روی مواد مادری شیل دارای غلظت‌های بالاتر از روی ، سرب، نیکل، کروم و کبالت نسبت به خاک‌های تشکیل یافته بر روی مواد مادری دیگر می‌باشند [۴]. جدول۲-۶ میانگین غلظت عناصر تشکیل یافته بر روی مواد مادری مختلف در مطالعه تقی‌پور را نشان می‌دهد. چن و همکاران (۲۰۰۸) در خاک‌های سطحی در چین نشان دادند که کروم و نیکل و کبالت توسط مواد مادری کنترل می‌شود و میانگین غلظت نیکل درخاک را ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم با حداقل ۱۴/۲ و حداکثر ۳۶/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند [۸۶]. گالیگو و همکاران (۲۰۰۲) در خاک‌های سطحی شمال اسپانیا نشان دادند که کروم و نیکل و کبالت تحت تأثیر مواد مادری کنترل می‌شوند و میانگین کروم را در خاک‌های مورد مطالعه ۱۸/۱۵ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش کردند [۱۱۶]. لیو و همکاران (۲۰۱۰) در بررسی آلودگی خاک های سطحی در پکن چین نشان

دادند که میانگین غلظت کروم از مقدار زمینه غلظت کروم برای خاک‌های بیجنیگ بیشتر است و غلظت بالای کروم در منطقه مطالعاتی از معادن آهن منطقه ناشی می‌شود [۱۶۱].

جدول۲-۶ میانگین غلظت(mg/kg) کل عناصر سنگین مورد مطالعه در خاک‌های حاصل از هوازدگی به تفکیک نوع مواد مادری[۴]

نوع ماده مادری	روی	کروم	کبالت	نیکل	مس	سرب
هورنفلس و هورنفلس-شیست	۴۷/۴	۴۲/۱	۱۳/۴	۶۵	۳۹/۱	۱۵/۱
گرانیت- گرانویوریت	۳۷/۸	۲۹/۳	۱۱/۹	۴۸/۵	۳۸	۱۰/۴
شیل	۷۸/۵	۴۷/۱	۱۶/۶	۷۹/۳	۴۴	۱۸/۴
ماسه سنگ	۳۲/۴	۴۰/۴	۱۳/۵	۶۰/۷	۲۸/۹	۱۶/۷
مارن	۲۳/۷	۳۲/۳	۱۱/۷	۵۳/۷	۲۳/۶	۱۶/۳
رسوبی تفکیک نشده	۲۹/۲	۲۷/۱	۱۰/۵	۴۲/۷	۲۱/۸	۱۵/۶

۲-۹- تجمع عناصر سنگین در گیاه

در میان عناصری که برای گیاهان سمی هستند و آنها که اثر سودمند دارند و یا حتی ضروری به شمار می آیند، تمایز روشنی وجود ندارد. اثر یک عنصر بر روی گیاه نه تنها به خواص شیمیایی آن عنصر بلکه به غلظت آن و همچنین غلظت سایر عناصر بستگی دارد. اثر سمی عناصری مثل سرب و کادمیم ناشی از رقابت آن ها با عناصر ضروری سبک تر در رفتارهای بیوشیمیایی و جذب به وسیله گیاه است، که در نتیجه جای آن ها را در وظایف بیو شیمیایی می گیرند. به عنوان مثال کادمیم می تواند جذب و وظایف متابولیسمی روی را تقلید کند. افزایش غلظت فلزات سنگین در محلول خاک می تواند باعث کاهش رشد گیاهان و تجمع در بافت های گیاهی گردد[۶۷].

مقدار آرسنیک در گیاهان خوراکی معمولا پائین است و اغلب به محدوده تشخیص دستگاه نزدیک است. ولی در گراس هایی که در حوالی معادن آرسنیک رشد می کنند(مانند جنوب غربی انگلستان) غلظت های بیش از ۳۴۶۰ میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک آ رسنیک یافته شده است[۷۲]. گونه ای

سرخس[1] قادر است مقادیر آرسنیک بالایی را در اندام های هوایی خود ذخیره کند، به طوری که میزان آرسنیک اندام های هوایی آن ۱۰۰ برابر بیشتر از غلظت آن در خاک است و این مقدار در خاک های غیرآلوده ۶ میلی گرم در کیلوگرم و در خاک های شدیدا آلوده ۱۵۰۰ میلی گرم در کیلوگرم است[۱۶۲]. سرخص دارای قدرت جذب وسیعی از گونه های آرسنیک اعم از آلی و غیرآلی بوده که از آن جمله آرسنات، آرسنیت و مونو متیل آرسنویتک اسید[2] قابل ذکرند. در این گیاه بیش از ۹۳ درصد آرسنیک به بخش های هوایی انتقال می یابد. این قدرت جذب امروزه در نوع خود بی نظیر می باشند[۱۶۲].

وجود مقادیر کافی عناصر آهن، مس، روی، منگنز و مولیبدن قابل در خاک جهت رشد و نمو گیاهان ضروری می باشد. ولی چنانچه غلظت فرم قابل جذب این عناصر در خاک بالا رود، گیاه مقادیر زیادی از آنها را جذب و در بافت های خود ذخیره می کند و باعث صدمه به گیاهان و دیگر جانداران می شود[۳۰]. برای مثال کمبود سلنیوم در فنلاند، اثر منفی برسلامت انسان گذاشته است و یا کمبود طبیعی مولیبدن در اکثر خاک های استرالیا بر رشد گیاهان تیره لگوم اثر منفی داشته است. از سویی دیگر غلظت بیش از حد عناصری مانند کادمیم و سرب بر محصولات زراعی اثر نا مطلوبی دارد[۹۴] .

فلزات سنگین دارای دو نوع تاثیر سمیت بر گیاهان هستند. تاثیر اولیه سمیت فلزات سنگین، تغییر نقش کاتالیزوری آنزیم ها، تخریب غشاهای سلولی و ممانعت از رشد ریشه می باشد. این تغییرات باعث ایجاد چند تاثیر ثانویه نظیر ممانعت از فتوسنتز و جذب عناصر غذایی، عدم توازن هورمونی، ایجاد تنش آبی، تغییر در تجمع مواد فتوسنتزی و تغییرات ساختمانی می گردند[۱۴۹].

جذب و انباشتگی فلزات سنگین در بافت های گیاهی به برخی از ویژگی های خاک مانند pH، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، تهویه، رطوبت و دما و ویژگی های گیاهی مانند خانواده، گونه و نیز اندام گیاهی وابسته است. سبزی ها در برابر عناصر سنگین بیش از گندمیان و چمن ها از خود حساسیت نشان می دهند. گیاهان مختلف و حتی گیاهان یک گونه و بخش های مختلف یک گیاه رفتار متفاوتی در مقابل

1 - Pteris vittata
۲ - Monomethylarsonic acid (MMA)

جذب عناصر سنگین نشان می دهند[۱۲۲]. برخی از گیاهان می توانند غلظت های بالای برخی از عناصر سنگین مانند آرسنیک، مس و کادمیم را تحمل کنند (۵۰ تا ۵۰۰ برابر بیشتر از میانگین جذب گیاه) و در بافت های خود ذخیره کنند[۹۴و۱۴۷]. به این گیاهان بیش اندوز[1] می گویند که در پالایش خاک و آب آلوده استفاده می شوند[۹۴].

بر همکنش فلزات بر همدیگر در درون گیاه و خاک نزدیک ریشه می تواند سبب افزایش یا کاهش تجمع عناصر در گیاه شود. مثلا آهن سبب کاهش جذب منگنز، روی و مس از خاک شده و در نتیجه کاهش جذب منگنز، روی و مس در بافت های گیاهی را به دنبال خواهد داشت[۱۵۹]. اثر متقابل سرب با دو فلز روی و کادمیم نیز گزارش شده است. اثر آنتاگونیسم سرب و روی ممکن است موجب ایجاد اثر منفی بر انتقال هر یک از آنها از ریشه به اندام هوایی گردد[۱۴۷].

چنی و همکاران (۱۹۹۳) مشاهده کردند زمانی که غلظت مس در محیط رشد گیاه از ۲۰ به ۵۰ میکرومولار افزایش یابد طول ریشه کاهش یافته ولی در طول ساقه تاثیری نداشت[۷۹]. کاب و همکاران (۲۰۰۰) مقدار انباشت فلزات سنگین را در ریشه و اندام خوراکی سبزیجات کاشته شده در خاک های آلوده به ضایعات معادن بررسی کرده و به این نتیجه رسیدند که از بین سبزیجات مورد مطالعه، گوجه فرنگی و لوبیا، فلزات سنگین را بیشتر در ریشه خود نگه داشته و مقدار کمتری را به اندام های خوراکی انتقال دادند[۹۲].

۲-۱۰- استاندارد عناصر سنگین در گیاهان

وجود مقادیر کافی عناصر آهن، مس، روی منگنز و مولیبدن قابل جذب در خاک جهت رشد و نمو گیاهان ضروری می باشد. ولی چنانچه غلظت فرم قابل جذب این عناصر در خاک بالا رود ، گیاه مقادیر زیادی از آن را جذب و در بافت های خود ذخیره می کند و باعث صدمه به گیاهان و دیگر جانداران می شود[۳۰]. برای مثال کمبود سلنیوم در فنلاند، اثر منفی برسلامت انسان گذاشته است و یا کمبود طبیعی مولیبدن در اکثر خاک های استرالیا بر رشد گیاهان تیره لگوم اثر منفی داشته است.

1- Hyperaccumulator

فلزات سنگین دارای دو نوع تاثیر سمیت بر گیاهان هستند. تاثیر اولیه سمیت فلزات سنگین، تغییر نقش کاتالیزوری آنزیم ها، تخریب غشاهای سلولی و ممانعت از فتوسنتز و جذب عناصر غذایی، عدم توازن هورمونیف ایجاد تنش آبی، تغییر در تجمع مواد فتوسنتزی و تغییرات ساختمانی می گردند[۱۴۹]. مطالعه ناظمی و همکاران (۱۳۸۹) درباره میزان عناصر آرسنیک، کروم، کادمیم، سرب و روی در سبزیجات پرورش‌یافته در حومه‌ای شهر شاهرود در استان سمنان نشان داد که میانگین غلظت کروم ، سرب و کادمیم در سبزیجات بیش از استاندارد ارائه شده توسط WHO[۱] و FAO[۲] برای گیاهان می‌باشد. پساب‌های شهری و صنعتی علت اصلی آلودگی سبزیجات پرورشی مزارع حومه شهر شاهرود به فلزات سنگین است[۳۷]. هودجی و همکاران در تحقیق خو د به این نتیجه رسیدند که غلظت نیکل و کادمیم در اندام های هوایی محصولات کشاورزی در حد تشخیص دستگاه جذب اتمی نبود ولی غلظت منگنز در اندام هوایی برنج ۷۱۶/۶ میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک گیاهی بود که در مقایسه با استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست آمریکا (حدود ۱۰۰- ۱۵میلی گرم در کیلوگرم ماده خشک گیاهی) بالا بوده است[۳۹].

نعمت الهی و همکاران(۱۳۸۵) در تحقیقاتی که بر روی تعدادی از نمونه های سبزیجات رامسر داشتند عنوان کردند که بر اساس نتایج، بین ریحان و تره با مرزه، شاهی و جعفری از نظر غلظت نیتروژن اختلاف معنی داری در سطح ۵ درصد آزمون دانکن وجود داشت. این اختلاف غلظت نیتروژن ناشی از توانایی در قدرت جذب این عنصر درسبزیجات می باشد[۳۸] و با نتایج ملکوتی[۳۲] مطابقت دارد. همچنین با توجه به نتایج بدست آمده توسط مرادی[۳۱] ، طباطبائی[۱۷] و ملکوتی[۳۴] که حد بهینه عنصر نیتروژن را در این سبزیجات بین ۴ تا ۶ درصد اعلام نموده اند، واضح است که مصرف این سبزیجات اثر سوئی در مصرف کننده به لحاظ تجمع نیتروژن و ایجاد بیماری های مختلف ندارد. مقایسه میانگین غلظت مس نشان داد که تفاوت معنی داری بین سبزیجات مورد بررسی از لحاظ غلظت وجود ندارد.

---

1 - World Health Organiation

۲ - Food of agriculture organition

با توجه به نتایج بدست آمده توسط ملکوتی و همکاران [۳۵] و بنتن و همکاران [۶۳] که حد مجاز عنصر مس را در این سبزیجات ۵ تا ۱۰ میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک گیاه اعلام کرده اند، مشخص است که غلظت های موجود در نمونه ها که بیشترین آن در جعفری به غلظت ۶/۵ و کمترین آن هم در شاهی به مقدار ۵/۶ میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک گیاه است، در محدوده مجاز قرار داشته و در این زمینه هم هیچ گونه مشکلی برای مصرف کننده وجود ندارد و در مورد فلز کادمیم عنوان کردند که نتایج بدست آمده حاکی از عدم اختلاف معنی دار بین سبزیجات مورد آزمایش در غلظت کادمیم بود. حداکثر میانگین غلظت کادمیم در شاهی با ۰/۳ و حداقل میانگین غلظت هم در تره با ۰/۱۶۷ میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک گیاه مشاهده شد.

صلحی و همکاران[۱۶] و ملکوتی و همکاران[۳۲] حد مجاز کادمیوم در گیاهان را بین ۰/۱تا ۰/۵ میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک گیاه اعلام کرده اند که میزان آن در گیاهان مورد آزمایش نیز در این حد مجاز بوده و خطری برای مصرف کننده ندارد .

در تحقیق دیگری که توسط تکدستان و همکاران[۵] انجام شد نتایج حاصل نشان دادکه میانگین غلظت سرب در تربچه، کرفس، شاهی و تره به ترتیب ۲۲۵، ۱۷۰، ۱۵۵، ۱۹۰ میکروگرم به ازای هرگرم از نمونه سبزی بود که بیش از مقدار معمول در بافت گیاه می باشد. همچنین میانگین غلظت کادمیم تربچه، کرفس، شاهی و تره به ترتیب ۲۱، ۲۲/۸، ۱۹/۲ و ۱۴ میکروگرم به ازای هرگرم از نمونه سبزی بود که بیش از مقدار معمول در بافت گیاه می باشد. میانگین غلظت کرم در تربچه، کرفس، شاهی و تره ۲/۵ میکروگرم به ازای هر گرم نمونه سبزی بود که این مقدار بیش از مقدار معمول است . میانگین غلظت آرسنیک در تربچه، کرفس، شاهی و تره به ترتیب ۳/۱۵، ۲/۴، ۴/۷۵، ۴/۲ میکروگرم به ازای هر گرم نمونه سبزی بود که از مقدار معمول آن کمتر بود. این مهم به علت مصرف پسابهای شهری و صنعتی، لجن فاضلاب، رودخانه آلوده زاینده رود جهت آبیاری سبزیجات و همچنین آلودگی طبیعی خاک، مصرف کودهای شیمیایی و احتراق سوخت های فسیلی می باشد[۵].

طی تحقیقاتی که سونگ بو و همکاران(۲۰۰۹) در پکن چین انجام دادند به این نتیجه رسیدند که غلظت عناصر سنگین موجود در سبزیجات برای عناصری مثل آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، نیکل، سرب و روی به ترتیب ۰/۰۱۳، ۰/۰۱۰، ۰/۰۲۳، ۰/۵۱، ۰/۰۵۳، ۰/۰۴۶ و ۲/۵۵ میکروگرم بر گرم وزن تازه گیاه می باشد[۶۵].

ماپاندا و همکاران(۲۰۰۷) غلظت عناصر سنگین موجود در برگ سبزیجاتی که با فاضلاب آبیاری می شدند را در دو منطقه ماکاویسی و پنسیول اندازه گیری کردند. غلظت مس در محدوده ۳/۴-۱، روی ۲۰۱-۱۸، کادمیم۲/۴ – ۰/۷، ۶/۳- ۲/۵ برای نیکل، ۵/۴- ۰/۷ برای سرب و ۶۶-۱/۵ میلی گرم برکیلوگرم وزن خشک گیاه برای کروم بود این در حالیست که حد مجاز غلظت عناصر سنگین در این پژوهش برای عناصر مورد مطالعه به ترتیب ۲۰۰، ۵۰۰، ۲، ۶۸۰، ۳ و ۲۳ میلی گرم بر کیلوگرم بود[۱۶۳].

هانگ بین کاو و همکاران(۲۰۱۰) در تحقیقی که بر روی نمونه های برنج و سبزیجات جیانکسو چین انجام دادند مشاهده کردند که میانگین غلظت کروم، مس، روی، کادمیم، جیوه و سرب در برنج به ترتیب ۰/۷۵، ۲/۶۴، ۱۲، ۰/۰۱۴، ۰/۰۰۶ و ۰/۰۵۴ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک و در سبزیجات به ترتیب ۰/۶۷، ۱/۱۸، ۴/۳۴، ۰/۰۱۱، ۰/۰۰۲ و ۰/۰۵۸ وزن تر نمونه بود[۷۳].

مینگلی هانگ و همکاران (۲۰۰۸) در کانشان چین طی تحقیقاتی که بر روی نمونه های سبزیجات داشتند به این نتیجه رسیدند که غلظت سرب موجود در نمونه ها ۰/۰۰۷ میلی گرم برگیلوگرم وزن خشک گیاه بود که این مقدار از غلظت نیکل و کروم که به ترتیب ۰/۰۰۵ و ۰/۰۰۲ میلی گرم برگیلوگرم وزن خشک گیاه بود بیشتر بود این در حالی بود که این نتایج در خاک برعکس بود و غلظت سرب از غلظت ، نیکل و کروم در خاک کمتر بود[۱۲۷].

وانگ و همکاران(۲۰۱۱) غلظت کروم موجود در تمامی نمونه های سبزیجات مورد آزمایش را ۱۱/۱ وزن خشک اعلام کردند حال آنکه این مقدار از حد مجاز این عنصر در گیاه در مقایسه با استاندارد چین که ۰/۵ می باشد بیشتر است[۲۳۱].

سوک لیم و همکاران(۲۰۰۸) غلظت آرسنیک، کادمیم، مس، سرب و روی را در قسمت های مختلف (ریشه و برگ) نمونه های کنجد، فلفل قرمز، تربچه، کلم، پیاز، کاهو و گوجه فرنگی توسط دستگاه (ICP[۱]) اندازه گیری کردند طبق نتایج به دست آمده آرسنیک و سرب به ترتیب ۳۳ و ۳/۸ میلی گرم برکیلوگرم در ریشه پیاز، کادمیم و روی با ۰/۸۷ و ۲۲۶ میلی گرم برکیلوگرم در ریشه کاهو و مس با ۱۶/۳ میلی گرم برکیلوگرم در کنجد بیشترین مقدار تجمع در نمونه ها را داشتند که این مقادیر در مقایسه با شاخص غلظت عناصر سنگین در کشور کره آرسنیک و روی بیشترین آلاینده در بین عناصر بودند و بیشترین سطح آلودگی در قسمت ریشه نمونه ها بود[۱۵۸].

نتایج تحقیقات بیگدلی و همکاران(۲۰۰۸) در شهرری تهران نشان داد که غلظت کادمیم در تربچه، شاهی، شوید، اسفناج و بادمجان همچنین غلظت روی در کرفس، نعناع، شوید، اسفناج و فلفل سبز بیشتر از حد مجاز توصیه شده توسط سازمان جهانی بهداشت WHO می باشد و غلظت سرب در تمامی سبزیجات مورد آزمایش بیشتر از حد مجاز می باشد که دلیل زیاد بودن غلظت فلزات سنگین را آبیاری زمین های کشاورزی با فاضلاب عنوان کردند[۶۴].

با توجه به خواص سمی فلزات سنگین و مسیرهای ممکن ورود آنها به خاک و چرخه زندگی انسان، کشورهای مختلف جهت پیشگیری از ورود مقادیر بالای این ترکیبات به خاک‌های کشاورزی حداکثر غلظت قابل قبول برخی از فلزات سنگین را با فرض اثرات سمی آنها بر گیاهان در خاک‌های کشاورزی تعیین کرده اند. علاوه بر این استانداردهایی نیز ارائه شده است که تعیین کننده حداکثر مقدار قابل قبول ورود فلزات به خاک از راه‌های مختلف می‌باشد. این غلظت‌ها بسته به کاربری و نوع ترکیبات متفاوت است که البته بستگی مستقیم به اثرات سمی و مخرب آنها بر محیط زیست انسان و سایر موجودات زنده دارد. برای مثال کادمیم دارای کم‌ترین حدود مجاز است، زیرا این عنصر به راحتی جذب گیاه می‌شود که این مسئله یا برای خود گیاه مسمومیت ایجاد می‌کند و یا اگر گیاه از بین نرود باعث ورود این عنصر سمی به زنجیره غذایی انسان و حیوان می‌شود. جدول ۲-۷ حداکثر غلظت قابل قبول فلزات سنگین در کشورهای مختلف با توجه به سمیت آنها برای گیاه را نشان می‌دهد[۲۰۷].

۱- Inductively Coupled Plasma

جدول ۲-۷ حداکثر غلظت کل قابل قبول فلزات سنگین در خاک($mg\ kg^{-1}$) با توجه به سمیت آن برای گیاه[۲۰۷].

فلز	آلمان	انگلستان	ژاپن	لهستان	کانادا	استرالیا
آرسنیک	۴۰	۲۰	۱۵	۳۰	۲۵	۵۰
کادمیم	۲	۱	-	۳	۸	۵
کروم	۲۰۰	۲۰	-	۱۰۰	۷۵	۱۰۰
کبالت	-	-	۵۰	۵۰	۲۵	۵۰
مس	۵۰	۱۰۰	۱۲۵	۱۰۰	۲۰۰	۱۰۰
سرب	۵۰۰	۱۰۰	۴۰۰	۱۰۰	۲۰۰	۱۰۰
نیکل	۲۰۰	۵۰	۴۰۰	۱۰۰	۱۰۰	۱۰۰
روی	۳۰۰	۱۵۰	۲۵۰	۳۰۰	۴۰۰	۳۰۰

۲-۱۱- بررسی خطرپذیری عناصر سنگین بر انسان

فلزات سنگین در گیاهانی که در خاک‌های آلوده رشدکرده‌اند تجمع می‌کنند به این ترتیب وارد زنجیره غذایی انسان و حیوان می‌شوند. در میان آنها کادمیم و سرب مهم‌ترین تهدیدکنندگان زنجیره غذایی انسان به شمار می‌روند. این عناصر دارای اثر بیولوژیکی مفید نیستند و اگر غلظت آنها در حد سمیت هم نباشند در بافت‌های گیاهی تجمع می‌یابند که در نهایت برای مصرف‌کنندگان این گیاهان مضر خواهد بود.

هانگ و همکاران (۲۰۰۹) به بررسی پراکندگی و انباشتگی برخی عناصر سنگین در خاک و برنج در ایالت چانگشو شرق چین پرداختند. نتایج آنها نشان داد که خاک‌ها در درجه اول با جیوه و سپس با مس، کادمیم، سرب و روی آلوده شده‌اند. غلظت جیوه، سرب و کادمیم در نمونه‌های برنج به ترتیب در ۳۲، ۴۶ و یک نمونه از نمونه‌های جمع‌آوری شده بیش از حد مجاز غلظت عناصر سنگین تعیین شده در غذا بر اساس اداره سلامت چین قرار داشتند. خطرپذیری عناصر سنگین از طریق مصرف برنج برای کودکان و بزرگسالان به ترتیب ۱/۵۲۳ و ۱/۷۲۶ است که بالاتر از یک می‌باشد و مقدار THQ[۱] برای بزرگسالان و کودکان از مصرف برنج، به صورت $Cu > Zn > Pb > Hg > Cd > As > Cr$ کاهش می‌یابد. نتایج‌نشان داد که خوردن مس، بیشترین تاثیرات سوء بر سلامتی و کروم کمترین تأثیرات را بر

۱- Target Hazard Quotient

سلامتی انسان در هر دو گروه سنی خواهد داشت که این نشان‌دهنده این است که هر دو گروه سنی تعدادی اثرات نامطلوب برای سلامتی ناشی از عناصر سنگین را تجربه می‌کنند در بین عناصر مورد مطالعه، مس، روی و سرب بیشترین مشارکت را در احتمال خطرپذیری کل را دارا می‌باشند[۱۲۳].

وانگ و همکاران (۲۰۰۵) خطرپذیری عناصر سنگین (مس، روی، سرب، کادمیم، جیوه و کروم) از طریق مصرف سبزیجات و ماهی در چهار منطقه تیانجین، چین را بررسی نمودند. نتایج آن‌ها نشان داد که خطرپذیری عناصر سنگین برای بزرگسالان و کودکان از طریق مصرف سبزیجات و ماهی به تنهایی کمتر از یک است. ولی خطرپذیری عناصر سنگین از طریق مصرف سبزیجات و ماهی برای کودکان بالاتر از یک است. یافته‌های آن‌ها نشان داد که در بین عناصر مورد مطالعه، کروم مشارکت کمتری را در احتمال خطرپذیری کل نسبت به بقیه عناصر دارد و جیوه بیشترین مشارکت را در خطر سلامتی کودکان در منطقه از مصرف سبزی و ماهی دارد. احتمال خطرپذیری کادمیم در بزرگسالان در دینگ‌لی از مصرف سبزی و ماهی بالا می‌باشد[۲۳۰].

سیپتر و همکاران(۲۰۰۸) اعلام کردنند که بیشترین خطر از طریق مصرف سبزیجات و مربوط به سرب موجود در آنها می باشد. بررسی خطرپذیری نشان داد که علیرغم بالا بودن غلظت آلاینده ها در خاک شاخص خطرپذیری کمتر از حد آستانه بوده و باغات سبزی به حد آستانه خطرپذیری برای ساکنان محلی نرسیده است[۲۱۰].

سونگ‌بو و همکاران (۲۰۰۹) میزان خطرپذیری سلامت عمومی از مصرف سبزیجات را در پکن چین را مورد بررسی قرار دادند نتایج آن‌ها نشان داد که غلظت عناصر سرب، کادمیم، مس، کروم، آرسنیک و نیکل در سبزیجات کشت شده در مزارع بالاتر از سبزیجات گلخانه‌ای می‌باشد. میزان جذب روزانه سرب، کادمیم، مس، کروم، آرسنیک، نیکل و روی از مصرف سبزیجات برای بزرگسالان به ترتیب برابر با ۰/۲۸، ۰/۰۶، ۳/۱۴، ۰/۱۴، ۰/۰۸، ۰/۳۲ و ۱۵/۷ میکروگرم بر کیلوگرم وزن شخص می‌باشد. در میان عناصر مورد مطالعه، آرسنیک دارای بیشترین مشارکت (۴۴/۳٪) را در شاخص خطرپذیری کل را دارا می‌باشد. میزان شاخص خطرپذیری کل برای سه گروه سنی مورد مطالعه (کودکان، بزرگسالان و

سالخوردگان) کمتر از یک می‌باشد که نشان دهنده این است که جمعیت عمومی مصرف کننده سبزیجات در منطقه مورد مطالعه در محدوده امن برای سلامتی قرار دارند [۶۵].

مطالعات پینگ ژانک (۲۰۰۹) و همکاران در نزدیکی معدن دابوشان چین نشان داد که احتمال خطرپذیری مس، روی، سرب و کادمیم به ترتیب ۰/۸۹-۰/۶۶، ۰/۶۰-۰/۴۸، ۱/۹۹-۱/۴۳ و ۶/۲۵-۲/۶۱ می باشد. علاوه بر این مصرف روزانه و احتمال خطرپذیری برای کادمیم و سرب از مصرف برنج و سبزیجات بیشتر از مقدار توصیه شده سازمان جهانی بهداشت می باشد[۲۴۰].

فرهوگت و همکاران (۲۰۰۸) در تعیین خطر سلامتی عناصر سنگین از مصرف سبزیجات، میوه و برنج رشد یافته در خاک‌های آبیاری شده با آب رودخانه ابرو در کاتولینای اسپانیا نشان دادندکه هنگامی که غلظت حداقل عناصر در مواد غذایی در نظر گرفته شود، میزان احتمال خطرپذیری به عناصر سنگین در تمام گروه‌های سنی مورد مطالعه پایین می‌باشد. ولی هنگامی که حد بالایی غلظت عناصر سنگین در مواد غذایی در نظر گرفته شود میزان احتمال خطرپذیری برای آرسنیک در گروه سنی کودکان برای دختران و پسران و مردان سالخورده بالا می‌باشد [۱۰۹].

مطالعه‌ی زانگ و همکاران (۲۰۰۷) در بررسی خطر سلامت عمومی ناشی از عناصر سنگین از مصرف مواد غذایی در منطقه صنعتی در چین نشان دادند که مقادیر شاخص خطرپذیری کل برای دو گروه سنی بزرگسالان و کودکان مورد مطالعه به ترتیب ۳/۱۱ و ۲/۸۲ بدست آمد. نتایج آن‌ها همچنان نشان داد که میزان مشارکت جیوه، سرب، کادمیم، روی و مس در میزان شاخص خطرپذیری کل برای بزرگسالان به ترتیب برابر با ۱/۷، ۱۱/۷، ۲۴، ۲۳/۴ و ۳۹/۶ درصد و برای کودکان به ترتیب ۱/۵، ۱۱/۷، ۲۱/۸، ۲۶/۱ و ۳۸/۸ درصد می‌باشد. در مواد غذایی مصرفی غلات، محصولات دریایی و سبزیجات مهم‌ترین منابع ورود عناصر سنگین برای بزرگسالان و کودکان می‌باشد [۲۳۹].

نتایج چاری و همکاران (۲۰۰۸) نشان دهنده مقدار بالاتر از حد استاندارد عناصر سنگین در سبزیجات مورد مطالعه در هند می باشد و در میان شش فلز سنگین مورد مطالعه روی بیشترین مقدار احتمال

خطرپذیری را داشت . همچنین کروم و سرب بیشترین پتانسیل تهدید سلامت را برای مصرف کنندگان سبزیجات دارا بود[۸۱].

مطالعه وی یانگ و همکاران (۲۰۱۱) نشان داد که مقدار THQ برای هر کدام از فلزات سرب و کادمیم در خردل و نیز ترکیب THQ برای همه فلزات مورد مطالعه در هر کدام از سبزیجات بجز کاهو بالاتر از یک بوده است که بیانگر تاثیر مخرب بر سلامتی افراد است. بنابراین ضروری است تا پتانسیل خطر در خصوص فلزات سنگین در سبزیجات منطقه مورد مطالعه در طول عمر مردم منطقه چانگ کینگ مورد توجه و بررسی جدی تری قرار گیرد[۲۳۶].

عقیلی (۱۳۸۶) احتمال خطرپذیری از مصرف محصولات گلخانه‌ای خیار، گوجه فرنگی، فلفل دلمه‌ای در شهر اصفهان برای گروه سنی کودکان، نوجوانان و بزرگسالان را به ترتیب ۲/۰۳، ۰/۶۷ و ۰/۴۵ برآورد کرد[۲۲].

در تحقیقات خیرآبادی (۱۳۸۹)مقدار شاخص خطرپذیری کل از مصرف گندم وسیب‌زمینی در استان همدان و احتمال خطرپذیری کل به بیماری‌های غیرسرطانی برای گروه سنی کودکان برای دختران و پسران به ترتیب برابر با ۰/۸۱ و ۰/۷۸ و برای گروه سنی بزرگسالان برای مردان و زنان به ترتیب برابر با ۰/۵۱ و ۰/۶۱ شد و برای گروه سنی سالخوردگان برای مردان و زنان به ترتیب برابر با ۰/۵۲ و ۰/۶ گزارش شد[۶].

فصل سوم

مواد و روش ها

۳- فصل سوم

مواد و روش ها

۳-۱- توصیف منطقه مورد مطالعه

۳-۱-۱- موقعیت جغرافیایی استان اصفهان

استان اصفهان با مساحت ۱۰۶۱۷۹ کیلومتر مربع، بیش از ۶/۲۵ درصد از مساحت کل کشور را به خود اختصاص داده است. این استان بین ۳۰ درجه و ۴۲ دقیقه تا ۳۴ درجه و ۳۰ دقیقه عرض شمالی و ۴۹ درجه و ۳۶ دقیقه تا ۵۵ درجه و ۳۲ دقیقه طول شرقی در ایران مرکزی قرار دارد، در حالی که شهر اصفهان با طول جغرافیایی ۵۱ درجه و ۳۹ دقیقه و ۴۰ ثانیه شرقی و عرض جغرافیایی ۳۲ درجه و ۳۸ دقیقه و ۳۰ ثانیه شمالی قرار گرفته است. از سال ۱۳۱۶ که اصفهان به عنوان استان دهم کشور ، به شهرستانهای اصفهان و یزد تقسیم شده تاکنون تغییرات زیادی در تقسیم بندی آن بوجود آمده است و طبق آخرین تقسیمات کشوری شهرستانهای استان اصفهان به ترتیب حروف الفبا عبارتند از : ۱- اصفهان۲ - اردستان ۳ – آران و بیدگل ۴- برخوار و میمه ۵- تیران و کرون ۶- چادگان ۷- خمینی شهر ۸- خوانسار ۹- سمیرم ۱۰- شهرضا (قمشه) ۱۱- فریدن (منطقه داران) ۱۲- فریدونشهر ۱۳- فلاورجان ۱۴-کاشان ۱۵-گلپایگان ۱۶- لنجان ۱۷- مبارکه ۱۸- نائین ۱۹- نجف آباد ۲۰- نطنز .

شکل (۲-۱) موقعیت جغرافیایی و مساحت تقریبی شهرستان های استان اصفهان را نشان می دهد[۱۲۶].

وسعت هر یک از شهرستان های استان متفاوت می باشد ، نائین با وسعت ۳۵۹۲۷ کیلومتر مربع بزرگترین شهرستان و خمینی شهر با وسعت ۱۷۵ کیلومتر مربع کوچکترین شهرستان استان می باشد از نظر پوشش گیاهی، استان اصفهان از جمله مناطق کم پوشش می باشد. استان اصفهان به لحاظ قرار گیری در مرکز ایران موقعیت ارتباطی و تجاری خوبی با استان های مجاور دارد[۱۲۶].

این استان از جمله قطب های صنعتی کشور محسوب می شود. از جمله ویژگی های معدنی آن، وجود معادن سرب، روی، طلا، تالک، خاک نسوز، سنگ چینی و سایر معادن است. تشکیلات زمین شناختی غالب در استان شامل تراس های آبرفتی مربوط به دوره زمین شناسی کواترنر و همین طور تشکیلات آهکی حاوی اوربیتالین و شیل مربوط به اواخر دوره کرتاسه می باشد. خاک های منطقه در رده اریدی سول[۱] و در گروه بزرگ آرجید[۲]، هاپلوکمبید[۳]، هاپلوجیبسید[۴] و هاپلوسالید[۵] قرار می گیرد[۱۲۶].

شکل ۳-۱ موقعیت منطقه مورد مطالعه

۱ -Aridisols
۲- Argid
۳- Haplocambid
۴- Haplogypsic
۵ - Haplosalid

۳-۱-۲- آب و هوای منطقه مورد مطالعه

استان اصفهان دارای تنوع آب و هوایی بوده و میزان بارش و دما در این استان، تابع وضعیت توپوگرافی منطقه است. میانگین دمای هوا در استان اصفهان از غرب به شرق افزایش می‌یابد. این میانگین در ارتفاعات حدود ۴ درجه سانتیگراد و در نواحی شرقی حدود ۲۲ درجه می‌باشد. میانگین بارش سالیانه استان بین ۱۳۰۰ میلی‌متر در ارتفاعات غربی و ۶۰ میلی‌متر در نواحی پست شرقی و شمال شرقی متغیر است. در مجموع میانگین بارندگی استان اصفهان حدود ۱۲۰ میلی‌متر است. این مقدار بارندگی کمتر از نصف میانگین بارندگی کشور و یک ششم میانگین بارش جهانی است به این ترتیب در مجموع می‌توان گفت که استان اصفهان دارای آب و هوایی خشک می‌باشد اما با توجه به تأثیر دما و دوری و نزدیکی به منطقه کوهستانی غرب و دشت کویر در شرق و جنوب شرقی می‌توان آب و هوای آن را به سه بخش متمایز تقسیم کرد. آب و هوای استان به طور کلی معتدل خشک نیمه صحرایی است معهذا نواحی کوهستانی غرب استان نیمه مرطوب- سرد و پیرامون شهرستانهای نائین، خور، انارک آب و هوا از نوع صحرایی است.

اصفهان از لحاظ اقلیمی با توجه به روش تقسیم بندی دو مارتن جزء مناطق خشک طبقه بندی می شود. ولی براساس روش گوشن شامل مناطق با اقلیم نیمه بیابانی می باشد. جهت وزش باد غالب در پائیز، زمستان و بهار عموما از سمت غرب و جنوب غربی بوده، در حالی که در تابستان از سمت شرق و شمال شرقی است[۲۷].

۳-۲- فرآورده های کشاورزی و دام داری

در استان اصفهان علاوه بر گندم، که در همه شهرستان های اصفهان کشت می شود، کشت برنج در ناحیه لنجان به واسطه آب زیاد، و کشت سیب زمینی در فریدن به سبب خاک مساعد و کشت پنبه در بخشی از شهرستان اصفهان انجام می شود. کشت دیم استان ویژه گندم، جو، برنج (شلتوک)، ارزن، لوبیا نخود عدس و اسپرس است . نواحی دیم کاری نیز محدود به بخشی از جنوب و شمال غربی استان است. مهم ترین فرآوردها ی سالانه و دائمی استان اصفهان عبارتند از : گندم، جو، ارزن، لوبیا نخود

عدس، ماش، سیب زمینی ، پیاز، گوجه فرنگی، خربزه، هندوانه، گرمک، چغندرقند، پنبه (وش)، توتون و تنباکو، کنجد و فرآوردهای علوفه ای آن و اسپرس ، یونجه، شبدر، ذرت علوفه ای، خوشه ای و دانه ای، شلغم، چغندر، ماشک می باشند. پراکندگی زمین های زیر کشت درختان میوه بیشتر در نواحی جنوب، مرکز و غرب استان است[۱۲۶].

تفاوت اقلیم در استان اصفهان باعث بوجود آمدن روش های گوناگون دامداری شده و همین گوناگونی اقلیم و کمبود علوفه سبب شده است که دامداری در این منطقه چندان پیشرفتی نداشته باشد و دامداران منطقه با توجه به آگاهی های موجود و با توجه به گوناگونی هایی که از نظر استعدادهای کشاورزی وجود دارد به پرورش دام می پردازند و برای کمبود علوفه آنها از پس ماندهای زراعی استفاده می شود. در اصفهان همچنین واحدهای صنعتی متعددی برای پرورش طیور و گوشت سفید وجود دارد. استان اصفهان با داشتن نواحی مستعد پرورش زنبور عسل یکی از مهم ترین استان ها در زمینه تولید عسل است. پرورش ماهی نیز در مسیر کانال های آب رسانی زاینده رود صورت می گیرد[۱۲۶].

۳-۳- صنایع و معادن

صنایع در اصفهان دارای قدمتی تاریخی است و صنعتکاران اصفهانی مشهورترین صنعتگران ایرانی به شمار می آیند. استان اصفهان دارای معادن متعددی است که در حال حاضر بخشی از این معادن فعال بوده و مورد بهره برداری قرار گرفته و به مصرف صنایع سبک و سنگین می رسد و برخی به گونه نیمه فعال و تعطیل است که با بررسی و پژوهش های بیش تری در آینده در راستای گسترش صنایع کشور مورد استفاده قرار خواهد گرفت. مهم ترین معدن هایی که در حال حاضر در این استان مورد بهره برداری قرار دارد عبارتند از :

الف) معدن های سرب و روی ایرانکو، کوه انجیر و تیران که در غرب شهرستان اصفهان قرار دارند.

ب) معدن سرب نخلک، که در انارک نائین که معدن کربنات سرب است و دارای رگه های آهکی و قابل ملاحظه ای می باشد.

ج) معدن سرب خانه سرمه نجف آباد که از لحاظ ذخیره جایگاه بسیار خوبی دارد.

د) معدن مس انارک که از دیرباز مورد استفاده بوده است و از حدود ۶۰ سال پیش دولت به طور جدی تری به استخراج آن همت ورزیده است.

ه) معدن منگنز اردستان با ۷۵ درصد منگنز و مواد خارجی

در پیرامون اصفهان سه معدن بزرگ نمک، در رودشتین، جرقویه و حبیب آباد قهجاورستان وجود دارد[۱۲۶].

۳-۴- نمونه برداری گیاه

برای تعیین غلظت عناصر سنگین موجود در گیاهان ،تعداد ۱۰۳ نمونه از محصولات کشاورزی استان که جایگاه ویژه ای در سبد غذایی روزانه مصرف کنندگان را به خود اختصاص داده بودند در تابستان ۱۳۸۹ به صورت کاملا تصادفی جمع آوری شد.گندم و برنج از مراکز آسیاب و برنج کوبی ، سبزیجات از مراکز میوه و تره بارموجود در سطح شهر تهیه شد نمونه ها از قسمت های سالم گیاه نمونه برداری شد و در پاکت های کاغذی به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه ها از شهرستان های مختلف استان مثل اصفهان، زرین‌شهر، شاهین‌شهر، فلاورجان، نجف‌آباد و درچه جمع آوری گردید. محصولات کشاورزی برداشت شده شامل ۸ نمونه برنج (Oryza Sativa)،۸ نمونه گندم (Tritcu spp p)،۱۳ نمونه هویج (*C*arot*a* Daucus)،۱۳ نمونه پیاز(Alium Cepa)و سبزیجات برگی شامل: ۱۲ نمونه شوید (Aniethum Graveolens) ، ۱۳ نمونه تره (Alium Ampeloprasum Persicum)، ۱۱ نمونه ریحان (Ocimum Basilicu*m*)، ۱۲ نمونه کاهو(Lactuca Sativa) و۱۳ نمونه سیب‌زمینی (Solonum Tuberosum L) می‌باشند.

۳-۵- تجزیه آزمایشگاهی

نمونه‌های گیاه پس از شستشو با آب مقطر، به مدت ۷۲ ساعت در خشک‌کن الکتریکی در دمای ۷۰ درجه سلسیوس تا رسیدن به وزن ثابت قرار داده شدند. برای عصاره گیری گیاه، یک گرم از نمونه

خشک گیاه در داخل بوته چینی به مدت ۲ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد درکوره الکتریکی خاکستر شد. پس از افزودن ۱۰ میلی‌لیتر اسیدکلریدریک دو مولار نمونه ها بر روی گرم کن به آرامی حرارت داده شد و عصاره صاف شده در بالن ژوژه ۵۰ میلی لیتری جمع آوری شد[۶۳]. پس از اتمام مراحل عصاره گیری غلظت آرسنیک، کادمیم، سرب، نیکل، روی و مس در عصاره گیاه با دستگاه ICP[۱] اندازه‌گیری شد.

۳-۶- محاسبه احتمال خطرپذیری به بیماری های غیر سرطانی

برای محاسبه احتمال خطرپذیری افراد به بیماری‌های غیر سرطانی از فرمول ارائه شده توسط سازمان حفاظت از محیط زیست آمریکا USEPA[۲] استفاده شد[۲۲۳]. به این ترتیب که ابتدا میزان جذب آلاینده از طریق ماده غذایی (در اینجا شامل گندم، برنج، پیاز، تره، کاهو، ریحان، هویج، شوید وسیب زمینی) به ازای هر کیلوگرم از وزن بدن در روز با استفاده از فرمول (۳-۱) محاسبه شد

$$EDI = (C \times IR \times AF \times EF \times ED \times CF)/(BW \times AT) \qquad (۱-۳)$$

EDI[۳] : مقدار جذب روزانه آلاینده ($mg\ kg^{-1}\ day^{-1}$)

C[۴] : غلظت آلاینده در غذا ($mg\ kg^{-1}$)

IR[۵] : میزان مصرف غذا در هر روز ($mg\ day^{-1}$)

AF[۶]: مقدار آلاینده که از طریق غذا جذب بدن می‌شود. این ضریب بین ۰/۲۵ تا ۰/۴ متغیر می‌باشد. معمولاً برای محاسبه خطرپذیری از ضریب ۰/۴ که بدترین حالت را نشان می‌دهد استفاده می‌شود. در این مطالعه نیز این ضریب ۰/۴ در نظر گرفته شد.

EF[۷]: دفعات مصرف در سال را نشان می‌دهد ($days\ year^{-1}$).

۱- Inductively Coupled Plasma
۲- United State Environmental Protection Agency
۳- Estimated daily intake
۴- Concentration in a specific medium
۵ - Ingestion or intake rate
۶ - Absorption factor
۷ - Exposure frequency

ED[1] : تعداد سال‌هایی را که از این ماده خوراکی استفاده می‌شود را نشان می‌دهد (Years).

CF[2]: فاکتور تبدیل (10^{-6} kg mg^{-1})

BW[3] : وزن بدن (kg)

AT[4]: از حاصلضرب ED در تعداد روزهای سال به دست می آید (days)

سپس احتمال خطرپذیری به بیماری های غیرسرطانی با استفاده از فرمول(۳-۲) محاسبه می شود.

$$THQ=EDI/RFD \qquad (۳-۲)$$

در این معادله:

EDI: مقدار جذب محاسبه شده از رابطه (۳-۱)

RFD[5]: برای هر عنصر مقدار مشخصی است این مقدار با آزمایش بر روی حیوانات به دست آمده و نشان دهنده حداکثر غلظتی از عنصر است که برای موجودات مشکلی ایجاد نکرده است. این پارامتر برای عناصر آرسنیک، سرب، نیکل، روی به ترتیب برابر با ۵×۱۰^{-۲}، ۴×۱۰^{-۳}، ۲×۱۰^{-۲}، ۳×۱۰^{-۱} و ۴×۱۰^{-۲}، واحد آن نیز ($mg\ kg^{-1}day^{-1}$) می باشد.

۳-۷- شاخص خطرپذیری کل(HI[6])

مقدار خطرپذیری کل از حاصل جمع احتمال خطرپذیری تک تک عناصر در محصولات مختلف با هم (برای هر گروه سنی) به دست می آید. معادله (۳-۳) نشان دهنده شاخص خطرپذیری کل می باشد.

$$HI = EDI_1/ RFD_{O1} + EDI_2 / RFD_{O2} +\ldots+EDI_i / RFD_{Oi} \qquad (۳-۳)$$

---

[1] - Exposure duration
[2] - Conversion factor
[3] - Body weight
[4] - Averaging time
[5] - Oral reference dose
[6] - Hazard Index

برای میزان مصرف غلات و سبزیجات دو مقدار میانگین و حداکثر در نظر گرفته شده است[۲۲۱]. دفعات مصرف (EF) تعداد روزهایی که در یک سال از محصولات کشاورزی مورد آزمایش استفاده می شود، را نشان می دهد که در این مطالعه ۳۶۵ روز در سال در نظر گرفته شده است. طول دوره مصرف (ED) در این مطالعه برای کودکان ۳ سال و برای افراد بالغ ۲۷ سال در نظر گرفته شد. فاکتور جذب (AF) نیز ۱۰۰ درصد در نظر گرفته شد[۱۰۲و۵۶]. گروه های سنی که در این مطالعه مورد بررسی قرار گرفتند دو گروه شامل کودکان (کمتر از ۷ سال) و افراد بالغ (۵۴-۱۸سال) می باشند. وزن بدن برای کودکان و افراد بالغ به ترتیب ۱۶/۹۵ و ۶۲/۵ کیلوگرم در نظرگرفته شد[۲۲۳]. همچنین میزان مصرف غلات و سبزیجات در دو گروه سنی کودکان و افراد بالغ از داده های آژانس حفاظت محیط زیست امریکا [۱۷۱و۲۲۵] و تحقیقات چاوشی [۸] استخراج گردید.

۳-۸- محاسبه احتمال خطرپذیری به بیماری های سرطانی

برای محاسبه خطرپذیری به بیماری‌های سرطانی از فرمول (۳-۴) استفاده می شود.

$$Risk=SF \times EDI \qquad (۴-۳)$$

SF[۱] : بر حسب واحد عامل شیب، این عامل نیز با مطالعات آزمایشگاهی و تعیین حد سرطان زایی عناصر در خون و محاسباتی که خارج از بحث این مطالعه است به دست می آید. مقدار این عامل برای برخی عناصر که حد سرطان زایی آن مشخص شده در منابع وجود دارد ($mg\ kg^{-1}day^{-1}$)

EDI: مقدار جذب روزانه را نشان می دهد که توسط معادله (۳-۱) محاسبه شد ($mg\ kg^{-1}day^{-1}$)

۳-۹- پردازش اطلاعات

برای توصیف مشاهدات و نتایج آزمایشات همچنین به دست آوردن خلاصه‌ای از اطلاعات آماری، آمار کلاسیک به کار گرفته شد. در این پژوهش برای وارد کردن دادها و ترسیم نمودارها ازنرم افزار Excel استفاده شد و جهت بررسی وضعیت توزیع فراوانی از میانه، میانگین، مد، واریانس، انحراف معیار،

۱ -Slope factor

چولگی و کشیدگی و برای تجزیه واریانس و آنالیز آماری دادها از نرم افزار SAS و برای مقایسه میانگبن دادها از آزمون دانکن درسطح آماری ۵٪ استفاده شد میزان غلظت فلزات سنگین موجود در نمونه های مورد مطالعه مورد ارزیابی قرار گرفت. سپس با استفاده از فرمول های ذکر شده توسط سازمان حفاظت محیط زیست امریکا خطر استفاده از این محصولات برای گروه های سنی مختلف و با توجه به نوع بیماری مورد ارزیابی و تجزیه تحلیل قرار گرفت.

فصل چهارم

نتایج و بحث

۴- فصل چهارم

نتایج و بحث

۴-۱- غلظت فلزات سنگین موجود در گیاهان مورد مطالعه

غلظت کادمیم موجود در نمونه های مورد آزمایش کمتر از حد تشخیص دستگاه بود.

۴-۱-۱- غلظت آرسنیک در گیاهان مورد مطالعه

جدول (۴-۱) خلاصه‌ای از وضعیت آماری آرسنیک را به تفکیک گیاه نشان می‌دهد. آرسنیک فقط در نمونه های برنج، گندم و پیاز مشاهده شد و بقیه نمونه ها فاقد غلظت قابل اندازه گیری توسط دستگاه ICP بودند. پیاز نسبت به برنج و گندم از آرسنیک بالاتری برخوردار بود. همچنین گندم دارای میانگین غلظت ۰/۰۴ میلی گرم بر کیلوگرم کمترین غلظت را در بین نمونه ها داشت. طبق استاندارد (FAO) میزان آرسنیک بیش از ۲ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه موجب سمیت می شود غلظت طبیعی آرسنیک در گیاهان از ۹ تا ۱۷۰ میکروگرم است و حد سمیت آن ۵ تا ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم و غلظت حد طبیعی آن برابر ۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم در قسمت های خوراکی گیاهان مورد تائید

است[۱۶]. لذا طبق استاندارد سازمان جهانی خواربار کشاورزی (FAO) نمونه های برنج، گندم و پیاز همگی غلظتی بالاتر از حد استاندارد را دارا می باشند.

عباس و همکاران (۲۰۱۰) میانگین غلظت آرسنیک موجود در نمونه سبزیجات برگی را ۰/۰۴۲ میکروگرم بر گرم اعلام کرد که این میزان از مقدار استاندارد آرسنیک FAO که ۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم است کمتر می باشد[۴۲]. شارما و همکاران (۲۰۰۹) گزارش دادند که میزان آرسنیک موجود در سبزیجات برگی پاکستان ۰/۰۰۸ میکروگرم بر گرم می باشد که این مقدار کمتر از حد استاندارد است[۲۰۳].

ناظمی و همکاران(۱۳۸۹) مقدار فلزات سنگین سبزیجات پرورشی حومه شهر شاهرود را اندازه گیری کردند مقدارآرسنیک در سبزیجات مورد مطالعه از بیشترین به کمترین مقدار بصورت شنبلیله، برگ چغندر، تره، برگ تربچه، ریشه تربچه، شاهی ، گشنیز، جعفری و ریحان می باشد[۳۷].

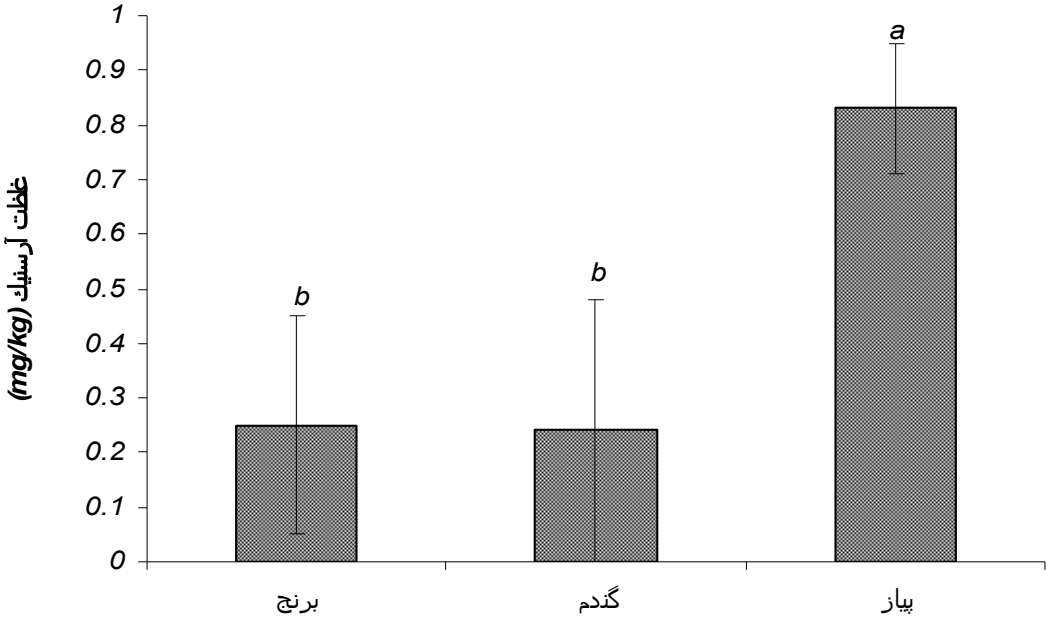
مقدار آرسنیک، کادمیم، کروم، مس، جیوه، نیکل، سرب و روی در تحقیقات تارلین و همکاران(۲۰۰۴) که بر روی نمونه های برنج در تایوان انجام داده بودند به ترتیب ۰/۰۸، ۰/۰۱، ۰/۱۰، ۲/۲۲، ۰/۰۰۱، ۰/۲۹، ۰/۰۱ و ۷/۱۴ میلی گرم بر کیلوگرم بود و این در حالی بود که مقدار کادمیم و جیوه در برنج زیر حد استاندارد یعنی ۰/۵ و ۰/۰۵ میلی گرم بر گیلوگرم قرار داشتند[۲۱۸].

جدول (۴-۱) خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت آرسنیک ($mg\ kg^{-1}$) بر اساس وزن خشک در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان

	تعداد	میانگین	انحراف معیار	حداقل	حداکثر	چولگی	کشیدگی	ضریب تغییرات
برنج	۲	۰/۲۵	۰/۲	۰/۰۵	۰/۴۵	-	-	۸۰
گندم	۲	۰/۲۴	۰/۲۸	۰/۰۴	۰/۴۵	-	-	-
پیاز	۳	۰/۸۳	۰/۱۲	۰/۷۴	۰/۹۲	-۰/۶۴	-	۱۴

مقایسه میانگین بین محصولات مختلف در منطقه مورد مطالعه در شکل(۴-۱) نشان داده شده است. غلظت آرسنیک درپیاز دارای ضریب تغییرات ۸۰ درصد می باشد همچنین نسبت به سایر نمونه های

مورد مطالعه بیشتر می باشد و اختلاف معنی داری با سایر نمونه ها دارد. گندم نسبت به برنج دارای غلظت کمتری می باشد و بین نمونه های برنج و گندم اختلاف معنی داری وجود ندارد.



شکل (۴-۱) مقایسه میانگین غلظت آرسنیک در محصولات مختلف در استان اصفهان. بارهای روی میله SD± مي باشد

۴-۱-۲- غلظت سرب در گیاهان مورد مطالعه

جدول (۴-۲) خلاصه‌ای از وضعیت آماری سرب را به تفکیک گیاهان مورد مطالعه نشان می‌دهد. نمونه های برنج دارای میانگین غلظت ۰/۱۴ میلی گرم برکیلوگرم می باشند و میانگین غلظت سرب در نمونه های پیاز و سیب زمینی به ترتیب ۰/۱۸ و ۰/۰۷ میلی گرم برکیلوگرم می باشد. طبق استاندارد FAO حد آستانه سرب ۰/۲ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه می باشد[۱۰۴] که این مقدارکمتر از حد استاندارد FAO است. ولی نمونه های تره، ریحان، شوید و کاهو به ترتیب با میانگین غلظت سرب ۰/۴۳، ۰/۵۵، ۰/۲۳ و ۰/۳۵ میلی گرم برکیلوگرم بالاتر از حد استاندارد FAO هستند.

مقدار مجاز سرب در سبزیجات برای مصرف انسان بر اساس استاندارد اتحادیه اروپا بر حسب وزن تازه سبزی در کاهو و تره به ترتیب ۰/۳ و ۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد[۱۰۴]. جان دانگ وهمکاران (۲۰۱۱) غلظت سرب موجود در نمونه های سبزیجات چین را۵/۸۲ – ۱/۰۴ و میانگین ۲/۶۴ میلی گرم برکیلوگرم اعلام کرد که میانگین غلظت سرب در نمونه ها کمتر از استاندارد چین که ۵ میلی گرم بر کیلوگرم بود[۱۰۰]. عباس و همکاران (۲۰۱۰) میانگین غلظت سرب موجود در نمونه سبزیجات برگی را ۰/۰۵ میکروگرم بر گرم اعلام کرد که این میزان از مقدار استاندارد سرب FAO که ۰/۲ میلی گرم بر کیلوگرم است کمتر می باشد[۴۲]. کاباتا و پندیاس میزان سرب موجود در غلات جهان را ۰/۱ تا ۱/۰۸ میلی گرم بر کیلوگرم بیان کرد[۱۴۶].

میانگین غلظت سرب چهار نوع کاهوی مصرفی و وارداتی به شهر کرمان به ترتیب درکاهوهای دزفول، جهرم، ورامین، یزد برابر ۰/۰۱، ۰/۰۰۵، ۰/۰۰۷، ۰/۰۳ میلی گرم بر کیلوگرم بوده است. لذا میانگین غلظت سرب در نمونه کاهوهای مصرفی تمام شهرها از حد مجاز استاندارد سازمان جهانی بهداشت کمتر بوده است[۳۶]. اویک و همکاران(۲۰۰۹) میزان سرب چند نمونه کاهو را در ترکیه اندازه گرفتند میزان سرب در کاهوها ۰/۲۷ تا ۰/۸۶ میکروگرم در هر گرم نمونه بوده است[۱۸۰]. نعمت الهی میزان سرب کاهو را در رامسر اندازه گرفتند که مقدار ناچیزی بود[۳۸].

لوال و همکاران (۲۰۰۶) در کنیا میزان سرب در کاهو را بین ۰/۰۷-۰/۵۸ میلی گرم برکیلوگرم گزارش کردند[۱۵۷]. سازمان غذا و داروی آمریکا میزان سرب موجود در کاهوی آن کشور را ۰/۰۰۵ میلی گرم بر کیلوگرم اعلام کرد[۲۲۰]. ماپاندا و همکاران(۲۰۰۵) غلظت سرب در سبزیجات زیمبابوه را در محدوده ۵/۴ – ۰/۷ میلی گرم بر کیلوگرم گزارش کردند[۱۶۳]. گیویان و همکاران (۱۳۸۸) اعلام کردند که غلظت سرب از ۰/۱۴ میلی گرم بر کیلوگرم بر حسب وزن تازه سبزی در نمونه های تره تا ۰/۰۵ میلی گرم بر کیلوگرم در نمونه های نعناع و کاهو متغیر می باشدکه از مقادیر مجاز برای مصرف انسان طبق اتحادیه اروپا که ۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم وزن تر می باشد بیشتر است[۲۸].

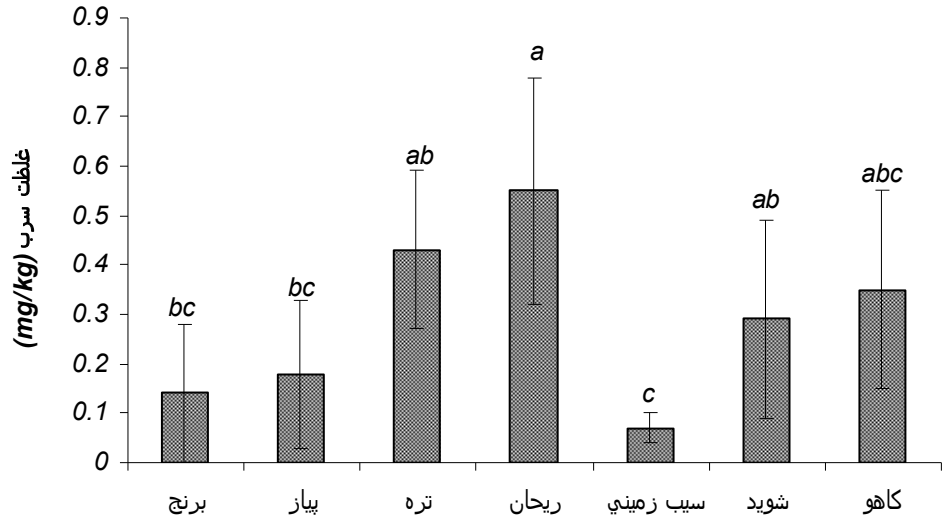
شهامت و همکاران(۱۳۸۷) غلظت سرب را در ۳ نوع سبزی گرگان اندازه گیری کردند، نتایج نشان داد که هر ۳ نوع سبزی اختلاف معنی دار دارد و بیشترین غلظت سرب در سبزیجات به ترتیب تربچه، اسفناج و شاهی می باشد[۹]. هدایتی فر و همکاران(۱۳۸۹) مقدار سرب موجود در نمونه های برنج استان لرستان را ۰/۰۷۷ میلی گرم بر کیلوگرم ماده غذایی اعلام کرد[۴۰]. الصالح و همکاران(۲۰۰۱) در مورد مقدار سرب نمونه برنج تحقیقاتی انجام کردند و میانگین ۰/۱۳۵ میلی گرم بر کیلوگرم را برای سرب گزارش دادند[۵۳]. جانگ و همکاران(۲۰۰۵) مقدار سرب را در نمونه ها ی برنج کره جنوبی در محدوده ۰/۰۸۱ تا ۰/۳۷۴ (با میانگین ۰/۲۰۶) میلی گرم بر کیلوگرم گزارش نمودند[۱۴۰].

پیپ (۱۹۹۳) در تحقیقی که روی میزان سرب نمونه های برنج کانادا انجام داد مقدار سرب را ۶/۷ – ۰/۰۱ میکروگرم بر گرم گزارش کرد[۱۸۹].

جدول(۴-۲) خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت سرب ($mg\ kg^{-1}$) در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان

	تعداد	میانگین	انحراف معیار	حداقل	حداکثر	چولگی	کشیدگی	ضریب تغییرات
برنج	۲	۰/۱۴	۰/۱۵	۰/۰۲	۰/۲۵	–	–	–
پیاز	۳	۰/۱۸	۰/۲۰	۰/۰۵	۰/۴۰	۱/۵۹	–	–
تره	۲	۰/۴۳	۰/۱۶	۰/۲۵	۰/۵۵	-۱/۵۴	–	۳۷
ریحان	۵	۰/۵۵	۰/۲۳	۰/۲۵	۰/۸۵	-۰/۲۶	-۱/۴۵	۴۱
سیب زمینی	۲	۰/۰۷	۰/۰۳	۰/۰۵	۰/۱	۰	۰	۴۲
شوید	۷	۰/۲۹	۰/۲	۰/۰۵	۰/۶۰	۰/۵۷	-۱/۲۷	۶۸
کاهو	۴	۰/۳۵	۰/۲	۰/۰۱	۰/۶۰	-۰/۵۸	-۱/۲۴	۵۷

در تحقیق حاضر در بین نمونه های مورد مطالعه ریحان با حداقل ۰/۲۵ و حداکثر ۰/۸۵ میلی گرم برکیلوگرم همچنین ضریب تغییرات ۴۱ درصد بیشترین غلظت سرب را دارا می باشد و اختلاف معنی داری با سایر نمونه ها دارا است. سیب زمینی با میانگین غلظت ۰/۰۷ و ضریب تغییرات ۴۲ درصد نسبت به سایر نمونه ها کمترین میزان غلظت سرب را دارا می باشد. بین نمونه های پیاز و برنج اختلاف معنی داری وجود ندارد و به ترتیب دارای میانگین غلظت ۰/۱۸ و ۰/۱۴ میلی گرم بر کیلوگرم می باشند (شکل ۴- ۲).



شکل (۴-۲) مقایسه میانگین غلظت سرب در محصولات مختلف در استان اصفهان. بارهای روی میله SD± مي باشد

۴-۱-۳- غلظت نیکل در گیاهان مورد مطالعه

جدول (۴-۳) خلاصه‌ای از وضعیت آماری نیکل را به تفکیک گیاه نشان می‌دهد. میانگین نیکل در نمونه های برنج ۰/۱۸ میلی گرم بر کیلوگرم با حداقل و حداکثر ۰/۱۰ و ۰/۳۵ میلی گرم بر کیلوگرم و میانگین غلظت در نمونه های گندم ۰/۲۳ میلی گرم بر کیلوگرم با حداقل و حداکثر ۰/۰۱ و ۱/۰ میلی گرم بر کیلوگرم بود. حد آستانه نیکل در غلات در کشور چین ۰/۴ میلی گرم بر کیلوگرم و WHO برابر ۰/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم تعیین شده است [۱۳۹و۱۷۶] با توجه به حد آستانه نیکل در غلات بر اساس استاندارد کشور چین و WHO میانگین نیکل در نمونه های برنج و گندم پائین تر از حد استانداردهای مورد مقایسه بود. میانگین نیکل در گندم در کشور فنلاند ۰/۲۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم، آلمان ۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم، هلند ۰/۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم و امریکا ۰/۳۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است [۱۴۷]. لین‌جیا و همکارن (۲۰۱۰) میانگین غلظت نیکل را در گندم در استان شانگ‌دنگ چین ۰/۱۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند [۱۳۷]. هوانگ و همکاران (۲۰۰۸) دامنه

غلظت نیکل در دانه گندم در کانشان چین بین ۰/۰۴ تا۰/۶۳ میلی‌گرم در کیلوگرم در وزن خشک گزارش کردند [۱۲۷].

میزان نرمال نیکل در گیاهان ۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم و حد مسموم کننده آن برای گیاه ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد [۱۴۷]. حد مجاز نیکل در سبزیجات بر اساس اداره محیط زیست کشور چین ۰/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم[۱۵۳] و WHO ۶۶/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است[۱۳۹].

در بین نمونه های سبزیجات غلظت میانگین نیکل در پیاز، تره، ریحان، شوید، کاهو و هویج۰/۶۰، ۰/۶۶، ۱/۱۸، ۲/۰۳، ۰/۸۶ و ۰/۶۱ میلی گرم بر کیلوگرم بالاتر از استاندارد چین بود و سایر سبزیجات کمتر از محدوده مورد نظر بود اما همه سبزیجات مورد آزمایش کمتر از استاندارد سازمان جهانی بهداشت بودند.

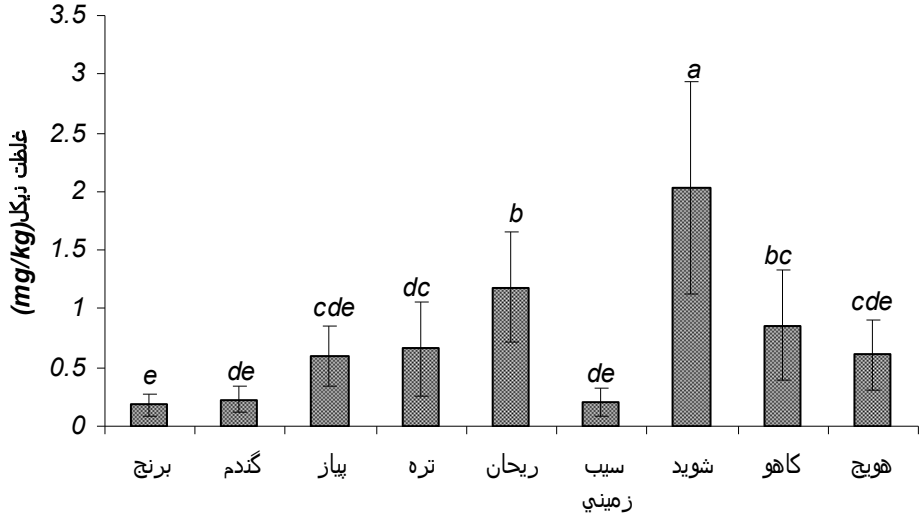
کاباتا و پندیاس (۱۹۹۲) حدود طبیعی غلظت نیکل در بافت های گیاهی را ۵-۰/۱ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک و مقدار سمی آن برای گیاهان را ۱۰۰ – ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک اعلام کردند[۱۴۲]. مطالعات کفیل زاده و همکاران (۱۳۸۵) بر روی نمونه های تره و کاهو نشان داد که میانگین غلظت نیکل در نمونه ها به ترتیب ۱/۷۱ و ۵/۵۸ میلی گرم بر کیلو گرم می باشد، لذا میانگین غلظت کاهو از حداکثر مجاز برای نیکل که ۵ میلی گرم بر کیلوگرم است بیشتر می باشد[۲۴].

در تحقیقاتی که اسماعیل و همکاران(۲۰۱۱) بر روی سبزیجات پاکستان انجام داد مقدار نیکل در هویج را ۰/۰۰۵ و در پیاز ۰/۰۰۶ میلی گرم در ۱۰۰گرم نمونه اعلام کرد این در حالیست که محدوده مجاز نیکل ۷ تا ۳ میلی گرم برکیلوگرم می باشد[۱۳۳]. در تحقیقاتی ماپاندا و همکاران غلظت نیکل موجود در سبزیجات را ۶/۳ تا ۲/۵ میلی‌گرم در کیلوگرم اعلام کردند[۱۶۳].

جدول(۴-۳) خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت نیکل ($mg\ kg^{-1}$) در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان

	تعداد	میانگین	انحراف معیار	حداقل	حداکثر	چولگی	کشیدگی	ضریب تغییرات
برنج	۵	۰/۱۸	۰/۰۹	۰/۱۰	۰/۳۵	۱/۹۴	۴/۱۶	۵۰
گندم	۸	۰/۲۳	۰/۳۱	۰/۰۱	۱/۰۰	۱/۹۴	۳/۸۱	-
پیاز	۱۳	۰/۶۰	۰/۲۵	۰/۳۰	۱/۱۵	۰/۸۱	۰/۲۴	۴۱
تره	۱۳	۰/۶۶	۰/۴۰	۰/۲۰	۱/۴۰	۰/۹۰	-۰/۴۸	۶۰
ریحان	۱۱	۱/۱۸	۰/۴۷	۰/۵۵	۱/۶۵	۱/۰۵	۱/۴۲	۳۹
سیب زمینی	۷	۰/۲۰	۰/۱۲	۰/۰۵	۰/۳۵	۰/۲۴	-۲/۳۳	۶۰
شوید	۱۲	۲/۰۳	۰/۹۰	۱/۰۰	۳/۸۵	۱/۱۵	۱/۴۴	۴۴
کاهو	۱۲	۰/۸۶	۰/۴۷	۰/۲۵	۱/۸۰	-۰/۲۴	-۱/۹۸	۵۴
هویج	۱۳	۰/۶۱	۰/۳۰	۰/۱۵	۱/۱۰	-۰/۰۱	-۰/۱۳	۴۹

در بین نمونه های مورد آزمایش غلظت نیکل موجود در شوید از سایر نمونه ها بیشتر می باشد (شکل ۴- ۳) میانگین غلظت این عنصر در شوید ۲/۰۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم، حداقل غلظت ۱/۰۰، حداکثر ۳/۸۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم و ضریب تغییرات ۴۴ درصد می باشد. همانطور که نشان داده شده است بین نمونه های شوید با سایر نمونه ها اختلاف معنی داری وجود دارد. برنج کمترین غلظت نیکل را در بین نمونه ها دارد میانگین غلظت در برنج ۰/۱۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم و ضریب تغییرات ۵۰ درصد است که با برخی نمونه ها اختلاف معنی دار دارد (شکل ۴-۳).



شکل(۴-۳) مقایسه میانگین غلظت نیکل در محصولات مختلف در استان اصفهان. بارهای روی میله SD± مي باشد

۴-۱-۴- غلظت روی در گیاهان مورد مطالعه

جدول (۴-۴) خلاصه‌ای از وضعیت آماری عنصر روی را در محصولات کشاورزی مطالعه شده در استان اصفهان را نشان می‌دهد. دامنه طبیعی روی در بافت گیاه ۱۵-۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم و حد سمیت آن بیش از ۲۰۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در گیاه گزارش شده است [۱۴۷]. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که میانگین غلظت روی در برنج و گندم به ترتیب ۱۶/۶۲ و ۲۶/۶۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم وزن خشک می باشد . حد مجاز غلظت روی برای غلات در کشور چین ۵۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم [۱۷۶] و استاندارد سازمان جهانی بهداشت (WHO) ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است [۱۴۰]. لذا بر اساس استانداردهای کشور چین و (WHO) میانگین و حداکثر غلظت روی در گندم و برنج در تحقیق حاضر پایین‌تر از آنها قرار دارد. کرمی و همکاران (۲۰۰۹) میانگین غلظت روی در گندم را در سه استان فارس، قم و اصفهان ۳۱/۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم و با حداقل ۱۱/۷ و حداکثر ۶۴/۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند [۱۴۸]. لین‌جیا و همکاران (۲۰۱۰) در نمونه‌برداری از مزارع گندم در استان شانگ‌دونگ چین میانگین غلظت روی در دانه گندم را ۲۴/۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند [۱۳۷].

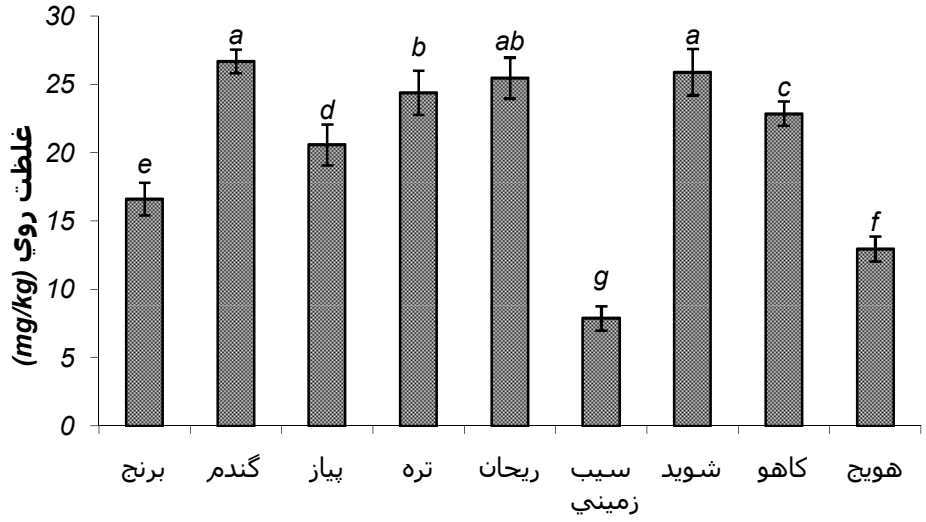
میانگین غلظت روی در گندم در کشورهای استرالیا و امریکا به ترتیب ۲۲ و ۲۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است [۱۴۷]. دمیرکیران (۲۰۰۹) دامنه غلظت روی در گندم را در قسمت‌های مختلف ترکیه بین ۲۳/۲ تا ۴۱/۷ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش کرد [۹۸]. هوانگ و همکاران (۲۰۰۸) دامنه غلظت روی را در دانه گندم در چین بین ۱۲ تا۸۰ میلی‌گرم در کیلوگرم در وزن خشک دانه گزارش کردند [۱۲۷]. شو و همکاران (۲۰۰۹) دامنه روی در گندم نان را ۱۳/۵ تا ۵۰/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم با میانگین ۳۸/۲ میلی گرم در کیلوگرم گزارش کردند[۲۳۸].

حد آستانه روی در سبزیجات بر اساس کشور چین ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم [۱۷۶] و براساس استاندارد (WHO) حداکثر غلظت مجاز روی ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است. همانطور که در جدول (۴-۴) ملاحظه می‌شود غلظت روی در محصولات کشاورزی در منطقه مورد مطالعه کمتر از غلظت مسمومیت روی برای گیاه می‌باشد.

جدول(۴-۴) خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت روی ($mg\ kg^{-1}$) در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان

	تعداد	میانگین	انحراف معیار	حداقل	حداکثر	چولگی	کشیدگی	ضریب تغییرات
برنج	۸	۱۶/۶۲	۱/۲	۱۵/۴۳	۱۸/۵۵	-۰/۷۲	-۰/۳۰	۷
گندم	۸	۲۶/۶۸	۰/۸۷	۲۵/۵۶	۲۸/۱۲	۰/۳۶	-۱/۱۳	۳
پیاز	۱۳	۲۰/۵۸	۱/۵	۱۸/۷۰	۲۲/۸۳	۰/۳۴	-۱/۴۹	۷
تره	۱۳	۲۴/۳۹	۱/۶	۲۲/۱۰	۲۷/۱۳	۰/۰۴	-۱/۱۹	۶
ریحان	۱۱	۲۵/۴۷	۱/۵	۲۲/۲۶	۲۷/۵۴	-۰/۷۲	۰/۲۷	۵
سیب زمینی	۱۳	۷/۸۹	۰/۹	۷/۲۱	۱۰/۳۱	۰/۱۷	-۰/۱۴	۱۱
شوید	۱۲	۲۵/۹	۱/۷	۲۳/۱۵	۲۸/۳۶	-۰/۱۵	-۱/۰۴	۶
کاهو	۱۲	۲۲/۸۷	۰/۹	۲۱/۷۸	۲۴/۵۶	۰/۳۲	۰/۵۲	۴
هویج	۱۳	۱۲/۹۶	۰/۹	۱۱/۵۵	۱۴/۱۰	۰/۵۳	-۰/۳۶	۷

جان دانگ و همکاران(۲۰۱۱) غلظت روی موجود در نمونه های سبزیجات چین را۲۵/۲۰ – ۳/۸۷ و میانگین ۱۱/۶۸ میلی گرم برکیلوگرم اعلام کرد که این مقدارکمتر از استاندارد چین که ۲۰ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد، بوده است[۱۰۰] . مقدار مجاز و سطح امن روی در گیاهان طبق اعلام FAO و استاندارد هند به ترتیب ۶۰ و ۵۰ میکروگرم بر کیلوگرم می باشد[۲۳۴]. ماپاندا و همکاران غلظت روی موجود در سبزیجات را ۲۰۱ – ۱۸ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش داد[۱۶۳]. کاباتا و پندیاس (۱۹۹۲) غلظت مجاز روی در بافت های گیاهی را ۱۵۰ – ۲۷ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه اعلام کردند[۱۴۲]. میانگین غلظت روی در نمونه های تره و کاهو در تحقیقات کفیل زاده و همکاران(۱۳۸۵) ۲۱/۵۱ و ۴۹/۷۵ میلی گرم بر کیلو گرم بود این در حالیست که حداکثر مجاز این عنصر ۴۰ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد[۲۴]. اسماعیل و همکاران (۲۰۱۱) مقدار روی در نمونه های هویج و پیاز پاکستان را به ترتیب ۰/۲۱ و ۰/۳۴ میلی گرم در ۱۰۰گرم نمونه گزارش کردند[۱۳۳] .



شکل(۴-۴) مقایسه میانگین غلظت روی در محصولات مختلف در استان اصفهان. بارهای روی میله SD± مي باشد

۴-۱-۵- غلظت مس در گیاهان مورد مطالعه

جدول(۴-۵) خلاصه‌ای از وضعیت آماری عنصر مس را در محصولات کشاورزی مورد مطالعه را در استان اصفهان نشان می‌دهد. دامنه طبیعی مس در بافت گیاه ۴-۱۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم و حد سمیت آن بیش از ۲۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم در گیاه گزارش شده است [۱۴۷]. نتایج حاصل نشان داد که غلظت مس در محصولات کشاورزی در منطقه مورد مطالعه کمتر از غلظت مسمومیت مس برای گیاه می‌باشد. حد مجاز غلظت مس برای غلات در کشور چین ۱۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم[۱۷۶] و WHO ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است [۱۳۹]. همانطور که مشاهده می شود غلظت مس در برنج ۲/۰۱ میلی گرم بر کیلوگرم با حداقل ۱/۱۲ و حداکثر ۲/۹۴ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد که از استاندارد کشور چین و WHO کمتر می باشد. غلظت مس درگندم در نمونه های مورد آزمایش میانگینی حدود ۵/۵۲ میلی گرم بر کیلوگرم با حداقل ۴/۴۰ و حداکثر ۶/۴۳ میلی گرم بر کیلوگرم را نشان داده لذا میانگین غلظت مس در نمونه های گندم نیز از استاندارد کشور چین و WHO کمتر می باشد. حداکثر غلظت مجاز مس در سبزیجات بر اساس استاندارد اداره محیط زیست کشور چین ۱۰

میلی‌گرم بر کیلوگرم می‌باشد و بر اساس WHO وFAO حداکثر غلظت مجاز مس ۴۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است [۱۳۹و۱۷۶]. در بین سبزیجات مورد آزمایش پیاز، سیب زمینی و هویج به ترتیب با میانگین غلظت ۸/۶۲، ۴/۸۸ و ۷/۵۰ میلی گرم بر کیلوگرم کمتر از استاندارد چین و WHO می باشند ولی تره با میانگین ۱۵/۱۷ میلی گرم بر کیلوگرم و حداقل، حداکثر ۱۳/۶۵ و ۱۶/۴۵ میلی گرم بر کیلوگرم، ریحان، شوید و کاهو به ترتیب با میانگین غلظت ۱۴/۹۸ ،۱۷/۵۶ و ۱۲/۰۸ میلی گرم بر کیلوگرم بیشتر از استاندارد چین و لی کمتر از استاندارد WHO می باشند.

محدوده استاندارد غلظت مس در سبزیجات طبق استاندارد هند ۳۰ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد[۲۳۴]. میانگین غلظت مس در سیب زمینی در کشور امریکا ۰/۹۶ میلی‌گرم بر کیلوگرم و در هلند ۴/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است [۱۴۷]. کرمی و همکاران (۲۰۰۹) میانگین غلظت مس در گندم را در سه استان فارس، قم و اصفهان ۵/۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم و با حداقل ۲/۴ و حداکثر ۹/۳ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند [۱۴۷]. میانگین غلظت مس در گندم در کشورهای استرالیا، امریکا، هلند، روسیه به ترتیب ۳/۵، ۴/۵، ۳/۸ و ۵/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش شده است [۱۴۷]. دمیرکیران (۲۰۰۹) دامنه غلظت مس درگندم را در قسمت‌های مختلف ترکیه بین ۱/۸ تا ۵/۴ میلی‌گرم در کیلوگرم گزارش کرد [۹۸]. هوانگ و همکاران (۲۰۰۸) دامنه غلظت مس را در دانه گندم در چین بین ۲/۴ تا۶/۸ میلی‌گرم در کیلوگرم در وزن خشک دانه گزارش کردند [۱۲۷]. لین جیا و همکاران (۲۰۱۰) در نمونه‌برداری از مزارع گندم در استان شانگ‌دونگ چین میانگین غلظت مس در دانه گندم را ۴/۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم گزارش کردند [۱۳۷]. همچنین پیپ در سال ۱۹۹۳ تحقیقی روی میزان مس در برنج کانادا انجام داد و محدوده مقدار مس را ۱۷/۴ -۱/۶ میکروگرم بر گرم گزارش داد[۱۹۰]. جان دانگ و همکاران(۲۰۱۱) غلظت مس موجود در نمونه های سبزیجات چین را ۷/۰۷ – ۰/۵۳ و میانگین ۲ میلی گرم برکیلوگرم اعلام کرد که این مقدارکمتر از استاندارد چین که ۱۰ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد، بوده است[۱۰۰] .

ماپاندا و همکاران(۲۰۰۵) مقدار مس موجود در سبزیجات زیمباوه را ۳/۴ – ۱/۰ میلی گرم بر کیلوگرم اعلام کرد[۱۶۳]. مطالعه کفیل زاده و همکاران (۱۳۸۵) نشان داد که غلظت مس در نمونه های تره و کاهو به ترتیب ۳۶/۶۸ و ۲۵/۱۱ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد[۲۴].

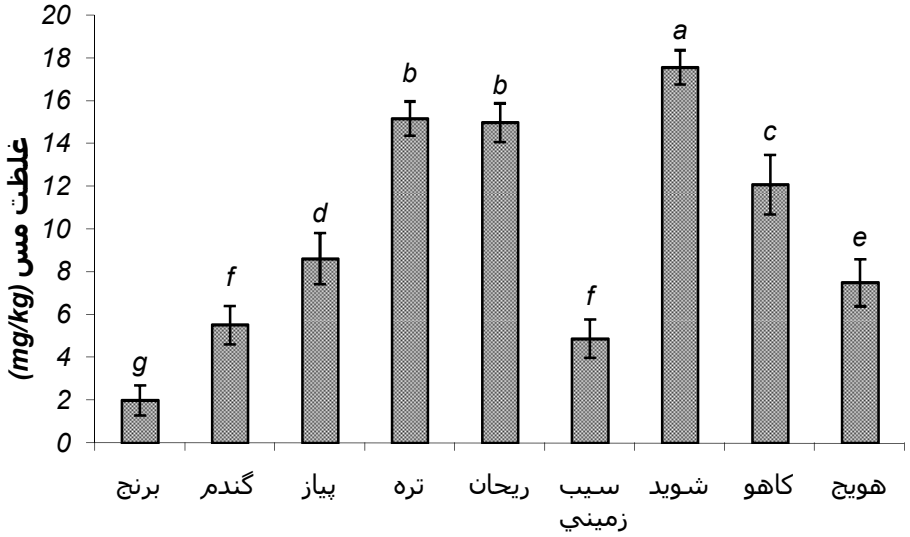
نعمت الهی و همکاران(۱۳۸۵) گزارش کردند که بیشترین مقدار مس در جعفری به غلظت ۶/۵ و کمترین آن هم در شاهی به مقدار ۵/۶ میلی گرم در کیلوگرم وزن خشک گیاه است لذا این مقادیر در محدوده مجاز قرار داشته اند و در این زمینه مشکلی برای مصرف کننده وجود ندارد[۳۸].

جدول(۴-۵) خلاصه‌ای از وضعیت آماری غلظت مس ($mg\ kg^{-1}$) در گیاهان مورد مطالعه در استان اصفهان

	تعداد	میانگین	انحراف معیار	حداقل	حداکثر	چولگی	کشیدگی	ضریب تغییرات
برنج	۸	۲/۰۱	۰/۷	۱/۱۲	۲/۹۴	۰/۱۵	-۱/۱۹	۳۴
گندم	۸	۵/۵۲	۰/۹	۴/۴۰	۶/۴۳	-۰/۲۷	-۲/۲۶	۱۶
پیاز	۱۳	۸/۶۲	۱/۲	۷/۰۴	۱۰/۳۲	۰/۰۴	-۱/۹۲	۱۳
تره	۱۳	۱۵/۱۷	۰/۸	۱۳/۶۵	۱۶/۴۵	-۰/۱۱	-۰/۷۸	۵
ریحان	۱۱	۱۴/۹۸	۰/۹	۱۳/۳۲	۱۶/۳۵	-۰/۱۱	-۰/۶۱	۶
سیب زمینی	۱۳	۴/۸۸	۰/۹	۳/۰۵	۶/۵۰	-۰/۰۵	۰/۳۰	۱۸
شوید	۱۲	۱۷/۵۶	۰/۸	۱۶/۳۰	۱۸/۴۷	-۰/۵۶	-۱/۶	۴
کاهو	۱۲	۱۲/۰۸	۱/۴	۱۰/۴۳	۱۴/۶۵	۰/۵۳	-۰/۵۰	۱۱
هویج	۱۳	۷/۵۰	۱/۱	۶/۴۰	۹/۷۰	۰/۴۷	-۱/۱۲	۱۴

همانطور که در شکل (۴- ۵)نشان داده شده است در بین نمونه های برداشت شده از برخی محصولات کشاورزی استان اصفهان، شوید دارای بیشترین غلظت مس در بین نمونه ها می باشد و دارای انحراف معیار ۰/۸و ضریب تغییرات ۴ درصد می باشد. همچنین دارای حداقل غلظت ۱۶/۳۰و حداکثر ۱۸/۴۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم است و اختلاف معنی داری با سایر نمونه ها دارد. در بین نمونه های مورد آزمایش برنج دارای کمترین غلظت مس می باشد انحراف معیار نمونه های برنج ۰/۷، ضریب تغییرات ۳۴ درصد و دارای حداقل حداکثر غلظت ۱/۱۲ و ۲/۹۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم می باشد. سیب زمینی و گندم به

ترتیب دارای غلظت ۴/۸۸ و ۵/۵۲ میلی گرم بر کیلوگرم می باشد که بین این دو نمونه اختلاف معنی داری وجود ندارد ولی با سایر نمونه ها اختلاف معنی دار دارند.



شکل(۴-۵) مقایسه میانگین غلظت مس در محصولات مختلف در استان اصفهان. بارهای روی میله SD± مي باشد

۴-۲- ارزیابی خطرپذیری ناشی از عناصر مورد مطالعه

۴-۲-۱- میزان جذب روزانه عناصر سنگین در رژیم غذایی کودکان و افراد بالغ

استان اصفهان یکی از پر جمعیت ترین استان های کشور و از مراکز مهم فعالیت های صنعتی و کشاورزی در ایران است. سبزیجات، گندم و برنج بخش عمده ای از غذای روزانه مردم استان و تمام ایران را تشکیل می دهد. مقدار مصرف غلات و سبزیجات مورد نظر در رژیم روزانه دو گروه سنی کودک و بزرگسال استان اصفهان به صورت جداگانه و در مقادیر میانگین و بیشینه در جدول (۴-۶) نشان داده شده است.

اگر چه مسیرهای گوناگونی برای قرار گرفتن در معرض عناصر سنگین وجود دارد، مصرف غلات و سبزیجات در استان اصفهان به عنوان یکی از مسیرهای مهم شناخته شده است. میانگین (CTE) و

بیشینه (RME) جذب روزانه فلزات سنگین از طریق مصرف غلات و سبزیجات مورد آزمایش برای دو گروه سنی کودکان و افراد بالغ در جداول (۴-۷) و (۴-۸) ارائه شده است. مقدار میانگین مصرف کل آرسنیک، سرب، نیکل، روی و مس نمونه های مورد آزمایش در کودکان به ترتیب برابر با ۰/۳۹، ۰/۲۸، ۰/۶۹، ۴۰/۱ و ۱۱/۱۳ میکروگرم بر کیلوگرم در روز می باشد و مقدار بیشینه مصرف کل همین عناصر در کودکان به ترتیب ۰/۴۹،۰/۳۱،۱/۰۲، ۵۸/۱ و ۱۵/۷۶ میکروگرم بر کیلوگرم در روز می باشد.

میانگین میزان مصرف قابل تحمل هریک از عناصر در یک روز (PTDI[1]) درگروه سنی کودکان طبق استاندارد آژانس حفاظت محیط زیست امریکا در جدول(۴-۷) نشان داده شده است [۱۰۴]. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که میانگین کل جذب روزانه عناصر مختلف در منطقه مورد مطالعه برای مجموع گیاهان مختلف برای عناصر آرسنیک، سرب، نیکل، روی و مس به ترتیب ۱۸/۲۲٪، ۷/۸٪، ۹/۸٪، ۴٪ و ۲/۲٪ از PTDI را شامل می شوند و در حالت بیشینه مصرف برای عناصر ذکر شده به ترتیب ۲۲/۸٪، ۸/۶٪، ۱۴/۵٪، ۵/۸٪ و ۳/۱۵٪ از PTDI را شامل می شوند .

همچنین در خصوص بزرگسالان میانگین مصرف آرسنیک، سرب، نیکل، روی و مس در گروه سنی بزرگسالان به ترتیب ۰/۴۵، ۰/۸۲،۰/۲۹، ۴۴/۷ و۱۳/۲ میکروگرم بر کیلوگرم در روز و مقدار بیشینه مصرف همین عناصر در بزرگسالان به ترتیب ۰/۶۵، ۰/۴۳، ۱/۲۶، ۶۶/۸ و ۲۰/۱ میکروگرم بر کیلوگرم در روز می باشد. همچنین در این گروه سنی آرسنیک، سرب، نیکل، روی و مس به ترتیب ۲۱٪، ۸/۱۲٪، ۱۱/۷٪، ۴/۴٪ و ۲/۶٪ از PTDI در زمان میانگین مصرف از نمونه های مورد نظر و برای مقادیر بیشینه مصرف ۳۰/۳٪، ۱۲٪، ۱۸٪، ۶/۶٪ و ۴٪ از PTDI را شامل می شوند.

میزان مصرف روزانه آرسنیک ، سرب ، نیکل، روی و مس از طریق مصرف غلات و سبزیجات در دو گروه کودکان و افراد بالغ، پایین‌تر از میزان PTDI سفارش شده به وسیله WHO/FAO است. همچنین میانگین ورود روزانه عناصر سنگین مورد مطالعه در گروه سنی کودکان کمتر از بزرگسالان می‌باشد. هانگ و همکاران (۲۰۰۹) گزارش کردند که میانگین ورود روزانه عناصر سنگین از مصرف برنج در کودکان بیشتر از بزرگسالان می‌باشد [۱۲۳].

[1] -Provisional Tolerable Daily Intake

جدول(۴-۶) مقدار مصرف محصولات کشاورزی درکودکان و افراد بالغ ($g\ day^{-1}$) [۱۲]

	کودک		*فرد بالغ*	
	میانگین	بیشینه	میانگین	بیشینه
برنج	۲۷	۴۱	۱۱۰	۱۶۵
گندم	۳۰	۴۵	۱۱۰	۱۶۰
تره	۱	-	۱۹/۹	۳۰/۷
ریحان	۲/۵	۳/۲	۸	۱۲
شوید	۲	۴	۹	۱۲
پیاز	۲/۹	-	۱۹/۲	۲۷/۵
کاهو	۷/۳	۱۱/۵	۲۹/۳	۴۶/۶
هویج	۲/۹	۳/۷	۸	۱۴/۸
سیب زمینی	۵/۶	۱۰/۴	۱۶/۸	۳۱/۱

جدول(۴-۷) مقدار جذب روزانه عناصر سنگین در کودکان ($\mu g\ kg^{-1}\ bw^{-1} day^{-1}$)

	مقدار جذب روزانه عناصر سنگین ($\mu g\ kg^{-1}\ bw^{-1}\ day^{-1}$)									
	میانگین					بیشینه				
	As	Pb	Ni	Zn	Cu	As	Pb	Ni	Zn	Cu
برنج	۰/۱۶	۰/۰۹	۰/۱۱	۱۰/۶	۱/۳	۰/۲۴	۰/۱۳	۰/۱۷	۱۶/۱	۲/۰
گندم	۰/۱۷	–	۰/۱۶	۱۸/۹۱	۳/۹	۰/۲۵	–	۰/۲۴	۲۸/۳۶	۵/۸۷
تره	–	۰/۰۱	۰/۰۱	۰/۵۸	۰/۳۶	–	–	–	–	–
ریحان	–	۰/۰۳	۰/۰۷	۱/۵۰	۰/۸۸	–	۰/۰۴	۰/۰۹	۱/۹۲	۱/۱
شوید	–	۰/۰۱	۰/۰۹	۱/۲۲	۰/۸۳	–	۰/۰۳	۰/۱۹	۲/۴۴	۱/۶۶
پیاز	۰/۰۶	۰/۰۱	۰/۰۴	۱/۴۱	۰/۶۰	–	–	–	–	–
کاهو	–	۰/۰۶	۰/۱۵	۳/۹۴	۲/۰۸	–	۰/۰۹	۰/۲۳	۶/۲۱	۳/۲۸
هویج	–	-	۰/۰۴	۰/۸۹	۰/۵۱	–	–	۰/۰۵	۱/۱۳	۰/۶۵
سیب زمینی	–	۰/۰۱	۰/۰۲	۱/۰۴	۰/۶۷	–	۰/۰۲	۰/۰۵	۱/۹۳	۱/۲۰
کل	۰/۳۹	۰/۲۸	۰/۶۹	۴۰/۱	۱۱/۱۳	۰/۴۹	۰/۳۱	۱/۰۲	۵۸/۱	۱۵/۷۶
PTDI	۲/۱۴	۳/۵۷	۷	۱۰۰۰	۵۰۰	۲/۱۴	۳/۵۷	۷	۱۰۰۰	۵۰۰

جدول(۴-۸) مقدار جذب روزانه عناصر سنگین در افراد بالغ ($\mu g\ kg^{-1}\ bw^{-1}\ day^{-1}$)

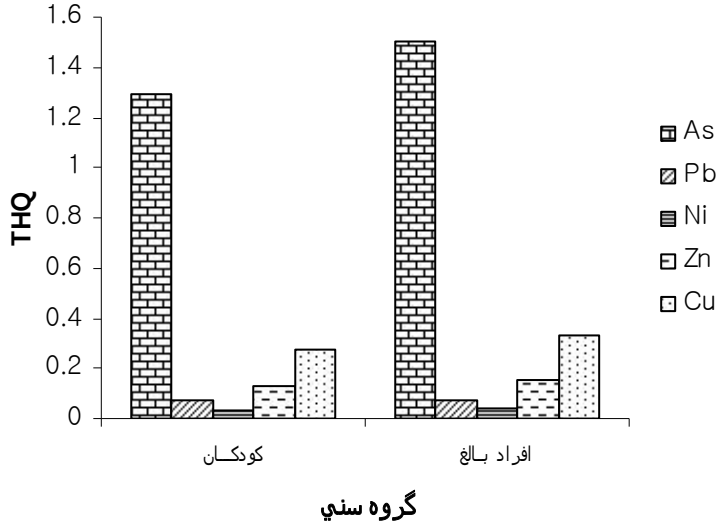
	مقدار جذب روزانه عناصر سنگین ($\mu g\ kg^{-1}\ bw^{-1}\ day^{-1}$)									
	میانگین					بیشینه				
	As	Pb	Ni	Zn	Cu	As	Pb	Ni	Zn	Cu
برنج	۰/۱۸	۰/۱۰	۰/۱۳	۱۱/۷	۱/۴	۰/۲۶	۰/۱۵	۰/۱۹	۱۷/۵	۲/۲
گندم	۰/۱۷	-	۰/۱۶	۱۸/۷۸	۳/۹	۰/۲۵	-	۰/۲۳	۲۷/۳۲	۵/۶۵
تره	-	۰/۰۵	۰/۰۸	۳/۱۰	۱/۹	-	۰/۰۸	۰/۱۳	۴/۷۹	۲/۹
ریحان	-	۰/۰۳	۰/۰۶	۱/۳۰	۰/۷۶	-	۰/۰۴	۰/۰۹	۱/۹۵	۱/۲
شوید	-	۰/۰۲	۰/۱۱	۱/۴۹	۱/۰۱	-	۰/۰۲	۰/۱۵	۱/۹۸	۱/۳۵
پیاز	۰/۱۰	۰/۰۲	۰/۰۷	۲/۵	۱/۰۶	۰/۱۴	۰/۰۳	۰/۱۱	۳/۶۲	۱/۵
کاهو	-	۰/۰۶	۰/۱۶	۴/۲۸	۲/۲۶	-	۰/۱۰	۰/۲۶	۶/۸۲	۳/۶۰
هویج	-	-	۰/۰۳	۰/۶۶	۰/۳۸	-	-	۰/۰۶	۱/۲۳	۰/۷۱
سیب زمینی	-	۰/۰۱	۰/۰۲	۰/۸۵	۰/۵۲	-	۰/۰۱	۰/۰۴	۱/۵۷	۰/۹۷
کل	۰/۴۵	۰/۲۹	۰/۸۲	۴۴/۷	۱۳/۲	۰/۶۵	۰/۴۳	۱/۲۶	۶۶/۸	۲۰/۱
PTDI	۲/۱۴	۳/۵۷	۷	۱۰۰۰	۵۰۰	۲/۱۴	۳/۵۷	۷	۱۰۰۰	۵۰۰

۴-۲-۲- محاسبه احتمال خطرپذیری به بیماری های غیر سرطانی(THQ)

THQ عناصر سنگین در برنج، گندم و تعدادی سبزیجات برای ساکنین مصرف کننده در استان اصفهان در جداول (۴-۹) و (۴-۱۰) نشان داده شده است. مقدار پتانسیل خطر برای سلامتی (THQ) برای هر عنصر خاص از طریق مصرف هر کدام از نمونه های مورد نظر زیر یک است که این موضوع نشان می‌دهد که در این مناطق از طریق مصرف برنج، گندم و سبزیجات مورد آزمایش برای یک عنصر خاص، احتمال خطر آشکارا از آن عنصر خاص در تمام طول زندگی برای انسان وجود نخواهد داشت. ارزیابی احتمال ابتلا به بیماری های غیرسرطانی بر اساس استفاده از شاخص خطرپذیری (THQ) می باشد. شاخص خطرپذیری نسبت جذب تخمین زده شده برای یک آلاینده به میزان جذبی است که در کمتر از آن، هیچ خطری برای سلامت انسان ایجاد نمی شود و این میزان جذب، مقدار رفرنس(RfD) نامیده می شود. اگر مقدار THQ بزرگتر از یک شود سمیت آن عنصر ممکن است اثرات سوء بر سلامتی انسان می‌گذارد. در گروه سنی کودکان، احتمال خطرپذیری ابتلاء به بیماری های غیرسرطانی(THQ) ناشی از مصرف هر عنصر به وسیله برنج، گندم و سبزیجات به صورت زیر کاهش می یابد:

As> Cu> Zn> Pb> Ni

در گروه سنی افراد بالغ احتمال خطرپذیری ابتلاء به بیماری های غیرسرطانی(THQ) ناشی از مصرف هر عنصر به محصولات کشاورزی مورد آزمایش مانند گروه سنی کودکان می باشد و به ترتیب آرسنیک ونیکل بیشترین و کمترین THQ را به خود اختصاص می دهند .



شکل(۴-۶) مقایسه بین THQ کل هریک از عناصر مورد مطالعه در دوگروه سنی کودکان و بزرگسال

چاری و همکاران (۲۰۰۸) مقدار THQ را برای شش عنصر مورد مطالعه این چنین عنوان کردند: روی ۱/۹ تا ۵/۳، کروم ۲/۲ تا ۳/۰۵، سرب ۰/۰۲ تا ۰/۱۱، نیکل ۰/۰۰۲ تا ۰/۰۱۳ و برای کبالت و مس مقداری ناچیز بود. در میان سبزیجات اسفناج با بیشترین مقدار THQ یعنی ۵/۳، آمارانتوس ۴/۳ و بعد از آن نعناع با مقداری برابر ۳/۵ قرار دارد[۸۰].

هانگ و همکاران (۲۰۰۹) در بررسی ارزیابی خطر عناصر سنگین بر سلامت انسان از طریق مصرف برنج در ایالت چانگشو در شرق چین نشان دادند که مقدار THQ برای بزرگسالان و کودکان از مصرف برنج، به صورت Cu > Zn > Pb > Hg > Cd > As > Cr کاهش می‌یابد. آنان بر اساس نتایج حاصل پیشنهاد کردند که خوردن مس، بیشترین تاثیرات سوء بر سلامتی و کروم کمترین تأثیرات را بر سلامتی انسان در هر دو گروه سنی خواهد داشت [۱۲۳].

وانگ و همکاران (۲۰۰۵) در بررسی ارزیابی ریسک سلامتی عناصر سنگین از طریق مصرف سبزیجات و ماهی در تیاجین چین گزارش کردند که مقدار THQ در کودکان تقریباً ۱/۵ تا ۳/۵ برابر بزرگتر از بزرگسالان است [۲۳۱].

یافته‌های خان و همکاران (۲۰۱۰) در بررسی احتمال خطرپذیری عناصر سنگین از مصرف سبزی در شمال پاکستان نشان دادکه مصرف سبزی‌های رشد کرده در منطقه مورد مطالعه می‌تواند موجب اثرات سوء بر سلامتی انسان شود، مخصوصاً سرب در بزرگسالان و عناصر کادمیم، مس و سرب در گروه سنی کودکان باعث بروز اثرات سوء بر سلامتی می‌شود. آنان همچنین نشان دادند که خطر سلامتی عناصر سنگین در کودکان بیشتر از بزرگسالان در منطقه مورد مطالعه بوده است [۱۵۰].

عقیلی (۱۳۸۶) نیز احتمال خطرپذیری از مصرف محصولات گلخانه‌ای خیار، گوجه فرنگی، فلفل دلمه‌ای در شهر اصفهان برای گروه سنی کودکان، نوجوانان و بزرگسالان را به ترتیب ۲/۰۳، ۰/۶۷ و ۰/۴۵ برآورد کرد[۲۲].

جدول(۴-۹) پتانسیل خطرپذیری *عناصر سنگین در کودکان*

	THQ										
	میانگین					بیشینه					
	As	Pb	Ni	Zn	Cu	As	Pb	Ni	Zn	Cu
برنج	۵۳×۱۰^{-۲}	۲۲×۱۰^{-۳}	۵۵×۱۰^{-۴}	۳۵×۱۰^{-۳}	۳۲×۱۰^{-۳}	۸۰×۱۰^{-۲}	۳۲×۱۰^{-۳}	۸۵×۱۰^{-۴}	۵۴×۱۰^{-۳}	۵×۱۰^{-۲}
گندم	۵۶×۱۰^{-۲}	–	۸×۱۰^{-۳}	۶۳×۱۰^{-۳}	۹۷×۱۰^{-۳}	۸۰×۱۰^{-۲}	–	۱۲×۱۰^{-۳}	۹۴×۱۰^{-۳}	۱۴×۱۰^{-۲}
تره	–	۲۵×۱۰^{-۴}	۵×۱۰^{-۴}	۲×۱۰^{-۳}	۹×۱۰^{-۳}	–	–	–	–	–
ریحان	–	۷۵×۱۰^{-۴}	۳۵×۱۰^{-۴}	۵×۱۰^{-۳}	۲۲×۱۰^{-۳}	–	۱×۱۰^{-۲}	۴۵×۱۰^{-۴}	۶۴×۱۰^{-۴}	۲۷×۱۰^{-۳}
شوید	–	۲۵×۱۰^{-۴}	۴۵×۱۰^{-۴}	۴×۱۰^{-۳}	۲۱×۱۰^{-۳}	–	۷۵×۱۰^{-۴}	۹۵×۱۰^{-۴}	۸۱×۱۰^{-۴}	۴۱×۱۰^{-۳}
پیاز	۲×۱۰^{-۱}	۲۵×۱۰^{-۴}	۲×۱۰^{-۳}	۴۷×۱۰^{-۴}	۱۵×۱۰^{-۳}	–	–	–	–	–
کاهو	–	۱۵×۱۰^{-۳}	۷۵×۱۰^{-۴}	۱۳×۱۰^{-۳}	۵۲×۱۰^{-۳}	–	۲۲×۱۰^{-۳}	۱۱×۱۰^{-۳}	۲۱×۱۰^{-۳}	۸۲×۱۰^{-۳}
هویج	–	–	۲×۱۰^{-۳}	۳×۱۰^{-۳}	۱۳×۱۰^{-۳}	–	–	۲۵×۱۰^{-۴}	۳۷×۱۰^{-۴}	۱۶×۱۰^{-۳}
سیب زمینی	–	۲۵×۱۰^{-۴}	۱×۱۰^{-۳}	۳۵×۱۰^{-۴}	۱۷×۱۰^{-۳}	–	۵×۱۰^{-۳}	۲۵×۱۰^{-۴}	۶۴×۱۰^{-۴}	۳×۱۰^{-۲}

جدول(۴-۱۰) پتانسیل خطرپذیری عناصر سنگین در افراد بزرگسال

	THQ									
	میانگین					بیشینه				
	As	Pb	Ni	Zn	Cu	As	Pb	Ni	Zn	Cu
برنج	۶×۱۰^{-۱}	۲۵×۱۰^{-۳}	۶۵×۱۰^{-۴}	۳۹×۱۰^{-۳}	۳۵×۱۰^{-۳}	۸۶×۱۰^{-۲}	۳۷×۱۰^{-۳}	۹۵×۱۰^{-۴}	۵۸×۱۰^{-۳}	۵۵×۱۰^{-۳}
گندم	۵۷×۱۰^{-۲}	–	۸×۱۰^{-۳}	۶۳×۱۰^{-۳}	۹۷×۱۰^{-۳}	۸۳×۱۰^{-۲}	–	۱۱×۱۰^{-۳}	۹۱×۱۰^{-۳}	۱۴×۱۰^{-۲}
تره	–	۱۲×۱۰^{-۳}	۴×۱۰^{-۳}	۱۰×۱۰^{-۳}	۴۷×۱۰^{-۳}	–	۲×۱۰^{-۲}	۶۵×۱۰^{-۴}	۱۶×۱۰^{-۳}	۷۲×۱۰-۳
ریحان	–	۷۵×۱۰^{-۴}	۳×۱۰^{-۳}	۴×۱۰^{-۳}	۱۹×۱۰^{-۳}	–	۱×۱۰^{-۲}	۴۵×۱۰^{-۴}	۶۵×۱۰^{-۴}	۳×۱۰-۲
شوید	–	۵×۱۰^{-۳}	۵۵×۱۰^{-۴}	۵×۱۰^{-۳}	۲۵×۱۰^{-۳}	۴۶×۱۰^{-۲}	۵×۱۰^{-۳}	۷۵×۱۰^{-۴}	۶۶×۱۰^{-۴}	۳۴×۱۰^{-۳}
پیاز	۳۳×۱۰^{-۲}	۵×۱۰^{-۳}	۳۵×۱۰^{-۴}	۸×۱۰^{-۳}	۲۶×۱۰^{-۳}	–	۷۵×۱۰^{-۴}	۵۵×۱۰^{-۴}	۱۲×۱۰^{-۳}	۳۷×۱۰^{-۳}
کاهو	–	۱۵×۱۰^{-۳}	۸×۱۰^{-۳}	۱۴×۱۰^{-۳}	۵۶×۱۰^{-۳}	–	۲۵×۱۰^{-۳}	۱۳×۱۰^{-۳}	۲۳×۱۰^{-۳}	۹×۱۰^{-۲}
هویج	–	–	۱۵×۱۰^{-۴}	۲×۱۰^{-۳}	۹۵×۱۰^{-۴}	–	–	۳×۱۰^{-۳}	۴۱×۱۰^{-۴}	۱۸×۱۰^{-۳}
سیب زمینی	–	۲۵×۱۰^{-۴}	۱×۱۰^{-۳}	۲۸×۱۰^{-۴}	۱۳×۱۰^{-۳}	–	۲۵×۱۰^{-۴}	۲×۱۰^{-۳}	۵۲×۱۰^{-۴}	۲۴×۱۰^{-۳}

۴-۲-۱- شاخص خطرپذیری کل (HI)

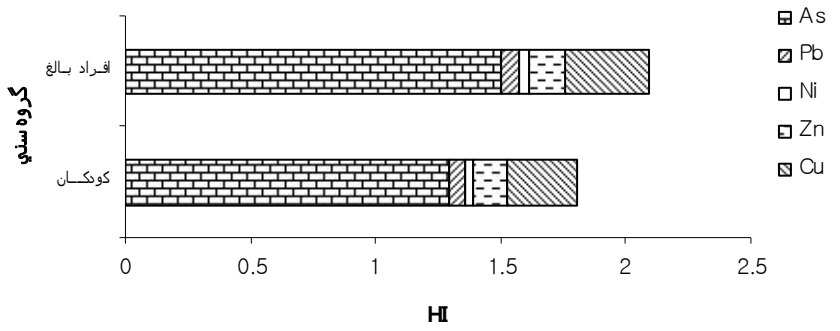
مقدار شاخص خطرپذیری کل از حاصل جمع خطرپذیری تک‌تک عناصر با هم در همه نمونه ها برای هردو گروه کودکان و افراد بالغ به دست می‌آید. همانطور که در جدول (۴-۱۱) و شکل (۴-۷) نشان داده شده است مقدار HI برای گروه سنی کودکان و افراد بالغ در حالت میانگین مصرف محصولات مورد نظر به ترتیب ۱/۷۲ و ۲/۰۷ می باشد و در حالت بیشینه مصرف به ترتیب ۱/۹۶ و ۳/۰۱ می باشد هنگامی که نسبت خطرپذیری شاخص بیماری‌های غیرسرطانی (HI) به یک برسد، نشان دهنده بالابودن احتمال خطرپذیری به بیماری‌های غیرسرطانی بالا است[۲۲۵]. با توجه به این که این نسبت خارج قسمت غلظت عناصر به حداکثر غلظتی از آن عنصر است که در بدن ایجاد مشکل نمی‌کند، رسیدن آن به یک و بالاتر از یک نشان دهنده احتمال بالای خطرپذیری می‌باشد لذا با توجه به اینکه در هر دو گروه سنی مورد مطالعه HI از یک بالاتر است میتواند نشان دهنده این باشدکه در حال حاضر ایمنی برای ساکنین استان اصفهان از طریق مصرف برنج،گندم و سبزیجات مورد مطالعه برای ۵ عنصر مورد مطالعه وجود ندارد و مقدار HI در افراد بالغ بیشتر ازکودکان می‌باشد. این موضوع نشان می‌دهد که افراد بالغ بیشتر در معرض تأثیرات غیرسرطانی از طریق مصرف برنج،گندم و سبزیجات نسبت کودکان هستند.

جدول(۴-۱۱) شاخص خطرپذیری کل در کودکان و افراد بالغ

	HI	
گروه سنی	میانگین	بیشینه
کودکان	۱/۷۲	۱/۹۶
افراد بالغ	۲/۰۸	۳/۰۱

میزان مشارکت نسبی هر عنصر در HI از تقسیم مقدار THQ کل آن عنصر از مصرف برنج،گندم و سبزیجات مورد نظر بر مقدار HI بدست می‌آید. میزان مشارکت نسبی آرسنیک، سرب، نیکل، روی و

مس در HI گروه سنی کودکان به ترتیب ۷۵٪، ۴٪، ۱/۹٪، ۷/۷٪ و ۱۶٪ و برای افراد بالغ به ترتیب ۷۲٪، ۳/۳٪، ۱/۹٪، ۷/۲٪ و ۱۵/۸٪ می باشد. به این ترتیب آرسنیک و مس در هر دو گروه سنی بیشترین مشارکت را مقدار HI دارند. سونگ بو و همکاران (۲۰۰۹) ارزیابی ریسک برای ساکنان پکن چین از طریق مصرف سبزیجات انجام دادند. نتایج آنها نشان داد که در بین هفت عنصر مورد مطالعه (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Cd و Zn) آرسنیک بالاترین مشارکت را در مقدار HI داشته است. در گزارش آنان مقدار HI کل برای سه گروه سنی مورد مطالعه (کودکان، بزرگسالان و سالخوردگان) کمتر از یک بوده است. یعنی ساکنان مناطق مورد مطالعه آنان از طریق مصرف سبزیجات در محدوده امن سلامت قرار دارند [۶۵]. زانگ و همکاران (۲۰۰۷) ریسک سلامت جمعیت را به علت بلع عناصر سنگین در شهر صنعتی هولادو چین مورد بررسی قرار دادند. نتایج آنها نشان داد که مقدار HI در هر دو گروه سنی بالاتر ازیک می باشد. غلات، محصولات دریایی و سبزیجات مهم‌ترین منبع خوردن عناصر سنگین در بزرگسالان و کودکان بود و میوه، شیر، گوشت و تخم‌مرغ مشارکت ثانویه دارند [۲۳۹].



شکل (۴-۷) مقایسه HI در دو گروه سنی کودکان و افراد بالغ استان اصفهان

۴-۲-۲- محاسبه احتمال خطرپذیری به بیماری های سرطانی

در مورد احتمال خطرپذیری به بیماری های سرطانی سطح پایین ولی قابل قبول برای خطرناک بودن منبع آلاینده برای سلامت انسان ۱×۱۰^{-۶} (از هر ۱۰۰۰۰۰۰ نفر احتمال ابتلای یک نفر به بیماری وجود دارد)، سطح متوسط معادل ۱×۱۰^{-۵} و سطح بالا و بسیار خطرناک ۱×۱۰^{-۴} می باشد[۲۲۵]. در این مطالعه ضریب تعیین شده موثر برای آرسنیک ۱/۵ و سرب $۸/۵\times۱۰^{-۳}$ میلی گرم به ازای هر کیلوگرم وزن بدن در روز در نظر گرفته شده است[۵۷] . طبق جداول (۴- ۱۲) و (۴- ۱۳) در هر دو گروه سنی مورد مطالعه آرسنیک دارای سطح متوسط احتمال خطرپذیری به بیماری های سرطانی را دارا می باشد و سرب در هر دو گروه سنی دارای سطح قابل قبول از نظر خطرپذیری به بیماری های سرطانی است. در بین نمونه های مورد نظر پیاز< برنج <گندم بیشترین احتمال خطرپذیری را برای آرسنیک دارند و سرب موجود در ریحان < کاهو < برنج مسبب بیشترین احتمال خطرپذیری سرطانی را در بین نمونه ها دارا می باشند.

نکته مورد توجه در اینجا این است که تنها منبع ورود این آلاینده ها به بدن فقط محصولات کشاورزی مورد مطالعه در این پژوهش نیست و این مواد روزانه از راههای مختلف نظیر مصرف غذا، مصرف سایر سبزیجات و میوه ها، آلودگی های اتمسفری، گرد و خاک موجود در محیط نیز وارد بدن می شوند. پس می توان گفت که احتمال خطر محاسبه شده برای این محصولات (با توجه به این که این محصولات بخش کوچکی از مواد روزانه وارد شده به بدن را تشکیل می دهند) خصوصا برای کودکان بسیار بالا است و توجه بیشتری را می طلبد.

جدول (۴-۱۲) خطرپذیری سرطانی آرسنیک و سرب در کودکان

	میانگین		بیشینه	
	As	Pb	As	Pb
برنج	۲۴×۱۰^{-۵}	۷×۱۰^{-۷}	۳۶×۱۰^{-۵}	۱۱×۱۰^{-۷}
گندم	۲۵×۱۰^{-۵}	-	۳۷×۱۰^{-۵}	-
تره	-	۸×۱۰^{-۸}	-	-
ریحان	-	۲×۱۰^{-۷}	-	۳×۱۰^{-۷}
شوید	-	۸×۱۰^{-۸}	-	۲×۱۰^{-۷}
پیاز	۹×۱۰^{-۵}	۸×۱۰^{-۸}	-	-
کاهو	-	۵×۱۰^{-۷}	-	۷×۱۰^{-۷}
هویج	-	-	-	-
سیب زمینی	-	۸×۱۰^{-۸}	-	۱×۱۰^{-۷}

جدول (۴-۱۳) خطرپذیری سرطانی آرسنیک و سرب در افراد بالغ

	میانگین		بیشینه	
	As	Pb	As	Pb
برنج	۲۷×۱۰^{-۵}	۸×۱۰^{-۷}	۳×۱۰^{-۵}	۱۲×۱۰^{-۷}
گندم	۲۵×۱۰^{-۵}	-	۳×۱۰^{-۵}	-
تره	-	۴×۱۰^{-۷}	-	۶×۱۰^{-۷}
ریحان	-	۲×۱۰^{-۷}	-	۳×۱۰^{-۷}
شوید	-	۱×۱۰^{-۷}	-	۱×۱۰^{-۷}
پیاز	۱۵×۱۰^{-۵}	۱×۱۰^{-۷}	۲×۱۰^{-۵}	۲×۱۰^{-۷}
کاهو	-	۵×۱۰^{-۷}	-	۸×۱۰^{-۷}
هویج	-	-	-	-
سیب زمینی	-	۸×۱۰^{-۸}	-	۸×۱۰^{-۸}

۴-۲-۳- میزان تأمین عناصر مفید برای سلامت مصرف کننده از مصرف غلات و سبزیجات

مقدار ورود عناصر نیکل، روی و مس به بدن از طریق مصرف غلات و سبزیجات مورد مطالعه در شهرستان های مختلف استان اصفهان برای دو گروه سنی کودکان و افراد بالغ در جدول (۴- ۱۴) نشان داده شده است و همچنین مقدار مجاز مصرف (RDA[1]) [۱۱۲] برای هریک از گروه سنی در جدول (۴-۱۵) ارائه شده است. برای محاسبه مقدار ورود عناصر به بدن از معادله (۴-۱) استفاده شد.

$$DI = FIR \times C / CF$$ معادله (۴-۱)

Di: مقدار ورود روزانه عناصر به بدن ($mg\ day^{-1}$)

FIR : میزان مصرف روزانه ($g\ day^{-1}$)

C : میانگین غلظت عناصر ($mg\ kg^{-1}$)

CF: فاکتور تبدیل ($10^{-3}\ kg\ g^{-1}$)

جدول (۴-۱۴) مقدار ورود عناصر سنگین به بدن از میانگین مصرف غلات و سبزیجات

	میزان خوردن روزانه عناصر (میلی‌گرم در روز)		
	Ni	Zn	Cu
	کودکان		
برنج	۰/۰۰۵	۰/۴۵	۰/۰۵
گندم	۰/۰۰۷	۰/۸	۰/۱۷
سبزیجات	۰/۰۰۲	۰/۵۰	۰/۲۸
	افراد بالغ		
برنج	۰/۰۲	۱/۸۰	۰/۲۲
گندم	۰/۰۳	۲/۹۰	۰/۶۱
سبزیجات	۰/۱۰	۲/۲۰	۱/۳۰

1 Recommended Dietary Allowances

جدول (۴-۱۵) مقدار مجاز مصرف عناصر سنگین در روز [۱۱۲]

عناصر	RDA ($mg\ day^{-1}$)	
	کودکان	افراد بالغ
Ni	۰/۲-۰/۳	۰/۷-۱
Zn	۳-۵	۹-۱۱
Cu	۰/۳۴-۰/۴۴	۰/۷۵-۰/۹

با توجه به میزان میانگین مصرف محصولات کشاورزی مورد مطالعه که در جدول (۴-۶) به آن اشاره شد اگر فرض شود، کودکان ۲۷ گرم در روز برنج مصرف کنند، ۱/۶ درصد نیکل، ۹ درصد روی و ۱۲ درصد مس مورد نیاز بدن کودکان از طریق مصرف برنج تامین می شود. با فرض مصرف ۳۰گرم گندم در روز ۲/۳ درصد نیکل، ۱۶ درصد از روی و ۳۸ درصد مس مورد نیاز بدن کودکان از طریق مصرف گندم تامین می شود. همچنین اگر فرض کنیم در حالت میانگین مصرف کودکان ۲۴ گرم در روز سبزیجات مصرف کنند ۷ درصد نیکل، ۱۰ درصد روی و ۶۳ درصد از مس مورد نیاز بدن آنها از طریق مصرف سبزیجات مورد مطالعه در این پژوهش تامین می شود.

در گروه سنی افراد بالغ اگر میانگین مصرف محصولات کشاورزی مورد مطالعه را در نظر بگیریم با مصرف ۱۱۰ گرم برنج در روز ۲ درصد نیکل، ۱۶ درصد روی و ۲۴ درصد مس مورد نیاز بدن از این طریق تامین می شود. با فرض مصرف ۱۱۰ گرم گندم به ترتیب ۲/۵ و ۲۶ و ۶۸ درصد از نیکل، روی و مس مورد نیاز بدن تامین می شود. ۲۹ درصد نیکل ، ۲۶ درصد روی و از طریق مصرف ۱۱۰ گرم در روز سبزیجات در گروه سنی افراد بالغ تامین می شود. میزان ورود مس از طریق مصرف سبزیجات در این گروه سنی بیش از حد مجاز شفارش شده آژانس محیط زیست آمریکا می باشد.

ویژگی‌های خاک مانند pH، ظرفیت تبادل کاتیونی خاک، تهویه، رطوبت و دما می‌تواند تأثیر قابل ملاحظه‌ای بر میزان جذب فلزات سنگین توسط گیاه داشته باشد. به عنوان مثال، نتایج پژوهش واثقی

(۱۳۸۱) نشان داد که با کاهش pH خاک مقدار قابل جذب نیکل، مس، سرب و کادمیم توسط گیاه به طور معنی‌داری افزایش یافت[۴۱]. بررسی های انجام شده نشان می دهد که نیاز خانم ها به عنصر روی حداقل ۱۰ میلی گرم و نیاز آقایان روزانه، حداقل ۱۲ میلی گرم است. بیشتر دیده می شود که مقدار مصرفی روی بسیار کم تر از مقدار نیاز بررسی شده است . مرکز تغذیه کشور آلمان و امریکا توصیه می کنند که برای پیشگیری از امراض حاصل شده از کمبود روی، خانم ها روزانه ۱۲ میلی گرم و آقایان ۱۵ میلی گرم روی در روز دریافت کنند.

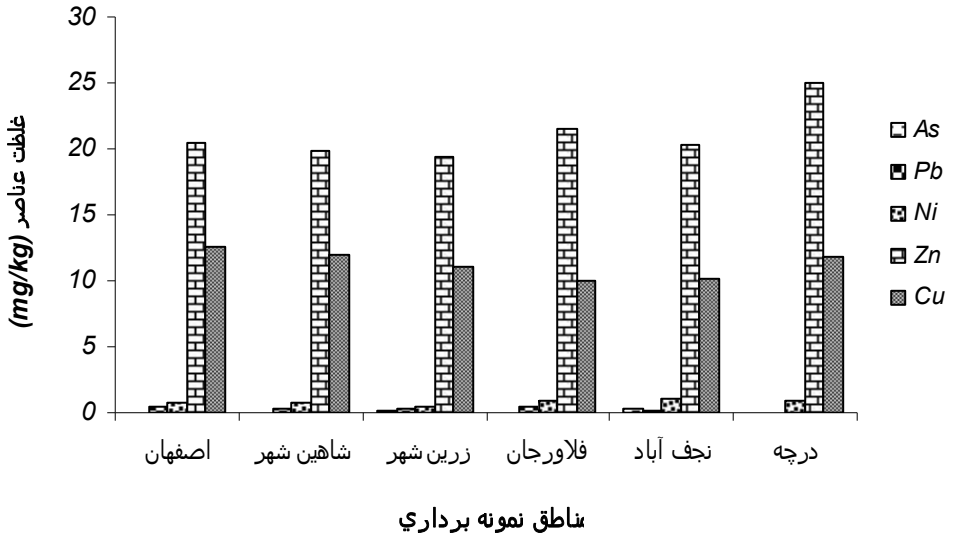
میزان مس مورد نیاز یک فرد بزرگسال بین ۵۰ تا ۱۲۰میلی‌گرم است. میانگین دریافت مس در رژیم غذایی افراد بزرگسال در برخی کشورها بین ۰/۹ تا ۲/۲ میلی‌گرم در روز می‌باشد. در بعضی از مناطق جهان مانند اروپا و ایالات متحده میزان دریافتی مس پایین‌تر از سطح توصیه شده است. با آن که حداکثر جذب مس از طریق دهان نامشخص است، با این حال طبق توصیه سازمان مزبورحداکثر میانگین مصرف آن در بزرگسالان باید بیشتر از چند میلی‌گرم بوده (حدود ۲ یا ۳ میلی‌گرم در روز) و زیاد نباشد.

۴-۳- محاسبه احتمال خطرپذیری (THQ) به تفکیک شهرستانها در استان اصفهان

۴-۳-۱- غلظت عناصر سنگین در شهرستان ها

میانگین غلظت عناصر سنگین مورد مطالعه در شهرستان های استان اصفهان در جدول (۴- ۱۶) آورده شده است. آرسنیک در شهرستان نجف آباد دارای حداقل ۰/۰۱ و حداکثر ۰/۰۹ و میانگین ۰/۰۵ میلی گرم بر کیلوگرم غلظت می باشد و بیشترین غلظت آرسنیک در شهرستان زرین شهر است و دارای میانگین غلظت ۰/۱۳ میلی گرم بر کیلوگرم با حداقل و حداکثر به ترتیب ۰/۰۵ و ۰/۴۵ میلی گرم برکیلوگرم است. آرسنیک موجود در نمونه های شهرستان های اصفهان، شاهین شهر، فلاورجان و درچه توسط دستگاه ICP قابل قرائت نبود. فلاورجان و نجف آباد به ترتیب با میانگین غلظت ۰/۴۲ و ۰/۲۱

میلی گرم بر کیلوگرم دارای بیشترین و کمترین مقدار غلظت سرب در بین سایر شهرستان ها بودند. مقدار نیکل موجود در نمونه های برداشت شده در زرین شهر ۰/۴۸ میلی گرم بر کیلوگرم و کمترین مقدار را دارا می باشد و در نجف آباد با میانگین ۱/۰۷ میلی گرم بر کیلوگرم بیشترین مقدار را نسبت به سایر شهرستان ها دارا است. در بین عناصر مورد نظر روی بیشترین غلظت را نسبت به سایر عناصر در شهرستان ها دارا می باشد. با توجه به شکل (۴-۸) غلظت روی در شهرستان های استان اصفهان بصورت زرین شهر< شاهین شهر< نجف آباد < اصفهان < فلاورجان < درچه است. غلظت مس نیز در شهرستان های استان اصفهان نجف آباد < فلاورجان < زرین شهر < درچه< شاهین شهر< اصفهان است.



شکل(۴-۸) مقایسه بین غلظت عناصر مورد مطالعه در شهرستان های استان اصفهان

جدول (۴-۱۶) غلظت عناصر سنگین در محصولات کشاورزی به تفکیک شهرستان های استان اصفهان

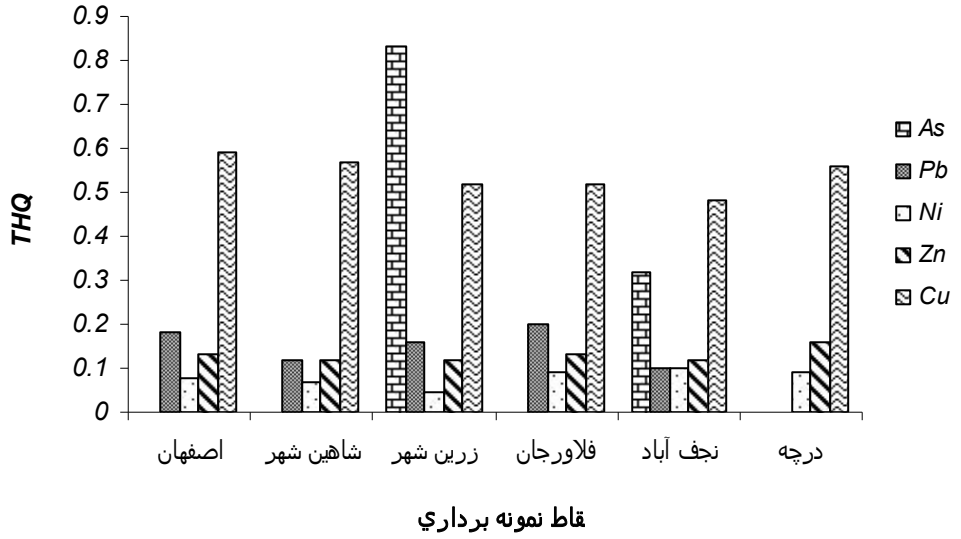
مناطق	غلظت عناصر				
	As	Pb	Ni	Zn	Cu
اصفهان	ND	۰/۳۸	۰/۸۱	۲۰/۴۶	۱۲/۵۲
SD		۰/۲۴	۰/۸۸	۳/۵۴	۲/۳۱
Range		(۰/۰۵ -۰/۶۰)	(۰/۱۰ -۲/۲۵)	(۸/۳۵-۲۸/۱۴)	(۵/۳۵ -۱۸/۴۷)
شاهین شهر	ND	۰/۲۷	۰/۷۴	۱۹/۷۸	۱۱/۹۳
SD		۰/۱۶	۰/۶۱	۳/۴۱	۲/۴۹
Range		(۰/۰۱ -۰/۵۵)	(۰/۰۱ -۲/۲۰)	(۷/۵۵-۲۷/۸۴)	(۴/۳۲ -۱۶/۵۴)
زرین شهر	۰/۱۳	۰/۳۵	۰/۴۸	۱۹/۴۴	۱۱/۰۲
SD	۰/۲۰	۰/۲۱	۰/۴۴	۳/۲۵	۲/۹۴
Range	(۰/۰۵-۰/۴۵)	(۰/۲۰ -۰/۵۰)	(۰/۰۱-۱/۲۰)	(۸/۴۸-۲۷/۵۴)	(۱/۳۵ -۱۶/۹۷)
فلاورجان	ND	۰/۴۲	۰/۹۴	۲۱/۵۷	۱۰/۹۱
SD		۰/۳۰	۰/۵۴	۳/۱۱	۱/۹
Range		(۰/۰۳ -۰/۹۱)	(۰/۱۰ -۲/۳۱)	(۹/۲۱ -۲۷/۵۴)	(۶/۴۳ -۱۵/۲۰)
نجف آباد	۰/۰۵	۰/۲۱	۱/۰۷	۲۰/۲۶	۱۰/۱۷
SD	۰/۰۵	۰/۰۹	۱/۰۴	۰/۸۳	۳/۹۴
Range	(۰/۰۱ -۰/۰۹)	(۰/۱۰ -۰/۲۷)	(۰/۱۵ -۳/۵۴)	(۱۹/۵۲ -۲۰/۶۵)	(۱/۱۲-۱۶/۴۵)
درچه	ND	ND	۰/۹۶	۲۵/۰۷	۱۱/۷۶
SD			۰/۷۳	۲/۲۷	۱/۶
Range			(۰/۱۵ -۲/۱۰)	(۲۱/۷۵-۲۸/۳۶)	(۱۰/۱۵ -۱۴/۷۶)

ND: غلظت کمتر از حد تشخیص دستگاه

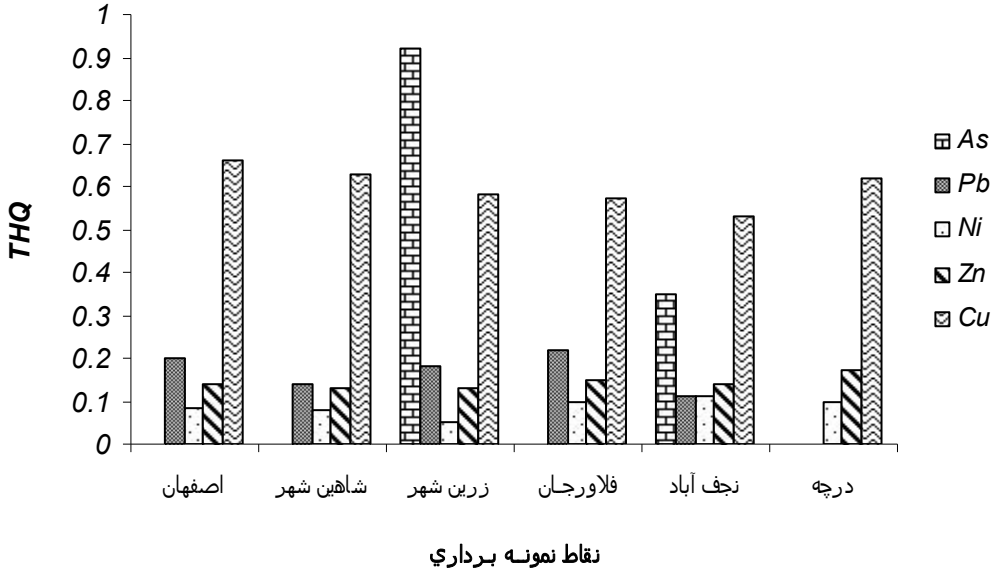
SD: انحراف معیار نمونه ها

۴-۳-۲- احتمال خطرپذیری غیرسرطانی در شهرستان های استان اصفهان (THQ)

THQ در شهرستان های مختلف استان اصفهان در دو گروه سنی مورد مطالعه در جدول (۴-۱۷) و (۴-۱۸) نشان داده شده است. مقدار پتانسیل خطر (THQ) در تمامی عناصر در گروه سنی کودکان زمانی که از محصولات کشاورزی مورد مطالعه بطور متوسط استفاده شود کمتر از یک می باشد ، THQ برای آرسنیک در شهرستان نجف آباد علی رغم وجود آرسنیک در پیاز به مقدار قابل توجه، به دلیل مصرف پائین این محصول، خطرپذیری غیرسرطانی آن کمتر از یک می باشد همچنین در سایر شهرستان ها THQ برای عناصر سرب، نیکل، روی و مس کمتر از یک می باشد. در همین گروه سنی در زمان بیشینه مصرف، THQ آرسنیک در شهرستان های نجف آباد و زرین شهر بواسطه مصرف برنج ،گندم و پیازکه حاوی آرسنیک زیادی می باشند، بیشتر از یک می باشد که این مطلب نشان دهنده تهدید سلامتی کودکان از طریق مصرف این محصولات می باشد. در حالت میانگین مصرف محصولات کشاورزی مورد نظر، درگروه سنی افراد بالغ، THQ برای تمامی عناصر مورد مطالعه کمتر از یک می باشد که این موضوع نشان می‌دهد که در این مناطق از طریق مصرف محصولات مورد نظر برای یک عنصر خاص، احتمال خطر آشکارا از آن عنصر خاص در تمام طول زندگی برای انسان وجود نخواهد داشت. در حالیکه در زمان بیشینه مصرف، THQ در شهرستان زرین شهر بیشتر از یک می باشد که این موضوع به واسطه مصرف برنج ،گندم و پیاز می باشد نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که در سایر شهرستان ها سایر عناصر دارای THQ کمتر از یک می باشند. شکل های (۴- ۹) و (۴-۱۰) نشان دهنده THQ در دو گروه سنی مورد مطالعه می باشد. در هر دو گروه سنی THQ حاصل از آرسنیک در شهرستان زرین شهر نسبت به شهرستان نجف آباد دارای مقادیر بیشتری می باشد و سایر شهرستان ها به دلیل اینکه غلظت آرسنیک موجود در نمونه ها کمتر از حد تشخیص دستگاه بود، فاقد THQ بواسطه مصرف آرسنیک می باشند. THQ بواسطه مصرف سرب موجود در نمونه ها برای هر دو گروه سنی به صورت زیر در شهرستان های استان اصفهان کاهش می یابد و شهرستان درچه فاقد THQ ناشی از مصرف سرب در محصولات می باشد. نجف آباد< شاهین شهر< زرین شهر< اصفهان< فلاورجان



شکل (۴-۹) مقایسه بین THQ کل عناصر مورد مطالعه درگروه سنی کودکان در شهرستان های استان اصفهان



شکل(۴-۱۰) مقایسه بین THQ کل عناصر مورد مطالعه درگروه سنی افراد بالغ در شهرستان های استان اصفهان

جدول (۴-۱۷) پتانسیل خطرپذیری عناصر سنگین درگروه سنی کودکان شهرستان های مختلف استان اصفهان

THQ										
بیشینه						میانگین					
Cu	Zn	Ni	Pb	As		Cu	Zn	Ni	Pb	As	
۸۷×۱۰^{-۲}	۱۹×۱۰^{-۲}	۱۱×۱۰^{-۲}	۲۶×۱۰^{-۲}	-		۵۹×۱۰^{-۲}	۱۳×۱۰^{-۲}	۷۷×۱۰^{-۳}	۱۸×۱۰^{-۲}	-	اصفهان
۸۳×۱۰^{-۲}	۱۸×۱۰^{-۲}	۱۰×۱۰^{-۲}	۱۸×۱۰^{-۲}	-		۵۷×۱۰^{-۲}	۱۲×۱۰^{-۲}	۷۰×۱۰^{-۳}	۱۲×۱۰^{-۲}	-	شاهین شهر
۷۷×۱۰^{-۲}	۱۸×۱۰^{-۲}	۶۷×۱۰^{-۳}	۲۴×۱۰^{-۲}	۱/۲۱		۵۲×۱۰^{-۲}	۱۲×۱۰^{-۲}	۴۵×۱۰^{-۳}	۱۶×۱۰^{-۲}	۸۳×۱۰^{-۲}	زرین شهر
۷۶×۱۰^{-۲}	۲۰×۱۰^{-۲}	۱۳×۱۰^{-۲}	۲۹×۱۰^{-۲}	-		۵۲×۱۰^{-۲}	۱۳×۱۰^{-۲}	۹۰×۱۰^{-۳}	۲۰×۱۰^{-۲}	-	فلاورجان
۷۱×۱۰^{-۲}	۱۸×۱۰^{-۲}	۱۴×۱۰^{-۲}	۱۴×۱۰^{-۲}	۴۶×۱۰^{-۲}		۴۸×۱۰^{-۲}	۱۲×۱۰^{-۲}	۱۰×۱۰^{-۲}	۱۰×۱۰^{-۲}	۳۲×۱۰^{-۲}	نجف آباد
۸۲×۱۰^{-۲}	۲۳×۱۰^{-۲}	۱۳×۱۰^{-۲}	-	-		۵۶×۱۰^{-۲}	۱۶×۱۰^{-۲}	۹۱×۱۰^{-۳}	-	-	درچه

جدول (۴-۱۸) پتانسیل خطرپذیری عناصر سنگین درگروه سنی افراد بالغ شهرستان های مختلف استان اصفهان

THQ											
بیشینه						میانگین					
Cu	Zn	Ni	Pb	As		Cu	Zn	Ni	Pb	As	
۱۰×۱۰^{-۱}	۲۲×۱۰^{-۲}	۱۲×۱۰^{-۲}	۳۰×۱۰^{-۲}	-		۶۶×۱۰^{-۲}	۱۴×۱۰^{-۲}	۸۴×۱۰^{-۳}	۲۰×۱۰-۲	-	اصفهان
۹۵×۱۰^{-۲}	۲۱×۱۰^{-۲}	۱۱×۱۰^{-۲}	۲۱×۱۰^{-۲}	-		۶۳×۱۰^{-۲}	۱۳×۱۰^{-۲}	۷۸×۱۰^{-۳}	۱۴×۱۰-۲	-	شاهین شهر
۸۸×۱۰^{-۲}	۲۰×۱۰^{-۲}	۷۶×۱۰^{-۳}	۲۷×۱۰^{-۲}	۱/۳۸		۵۸×۱۰^{-۲}	۱۳×۱۰^{-۲}	۵۱×۱۰^{-۳}	۱۸×۱۰-۲	۹۱×۱۰^{-۲}	زرین شهر
۸۷×۱۰^{-۲}	۲۲×۱۰^{-۲}	۱۵×۱۰^{-۲}	۳۳×۱۰^{-۲}	-		۵۷×۱۰^{-۲}	۱۵×۱۰^{-۲}	۹۹×۱۰^{-۳}	۲۲×۱۰-۲	-	فلاورجان
۸۱×۱۰^{-۲}	۲۱×۱۰^{-۲}	۱۷×۱۰^{-۲}	۱۶×۱۰^{-۲}	۵۳×۱۰^{-۲}		۵۳×۱۰^{-۲}	۱۴×۱۰^{-۲}	۱۱×۱۰^{-۲}	۱۱×۱۰-۲	۳۵×۱۰^{-۲}	نجف آباد
۹۴×۱۰^{-۲}	۲۶×۱۰^{-۲}	۱۵×۱۰^{-۲}	-	-		۶۲×۱۰^{-۲}	۱۷×۱۰-۲	۱۰×۱۰^{-۲}	-	-	درچه

۴-۳-۳- بررسی احتمال خطرپذیری سرطانی در شهرستان های استان اصفهان

شاخص خطرپذیری افراد به بیماری های سرطانی ناشی از ورود آرسنیک از طریق مصرف این محصولات به بدن، با توجه به ضریب تعیین شده موثر در محاسبه ۱/۵ میلی گرم به ازای هر کیلو گرم وزن بدن در روز[۱۱۰] است و برای هر دو گروه سنی مورد مطالعه در جداول (۴- ۱۹) و (۴-۲۰) به تفسیر آورده شده است.

در مورد احتمال خطرپذیری به بیماری های سرطانی سطح پایین ولی قابل قبول برای خطرناک بودن منبع آلاینده برای سلامت انسان ۱×۱۰^{-۶} (از هر ۱۰۰۰۰۰۰ نفر احتمال ابتلای یک نفر به بیماری وجود دارد)، سطح متوسط معادل ۱×۱۰^{-۵} و سطح بالا و بسیار خطرناک ۱×۱۰^{-۴} می باشد[۲۲۵]. بیشترین احتمال خطرپذیری سرطانی ناشی از ورود آرسنیک در شهرستان های زرین شهر و نجف آباد وجود دارد و به ترتیب در سطح بسیار خطرناک و متوسط می باشند. شهرستان زرین شهر به دلیل داشتن غلظت زیاد و بالاتر از حد مجاز آرسنیک احتمال خطرپذیری سرطانی بسیار بالایی دارد.

با توجه به ضریب تعیین شده موثر برای سرب که $۸/۵\times۱۰^{-۳}$ میلی گرم به ازای هر کیلوگرم وزن بدن در روز[۵۷] می باشد در گروه سنی کودکان شهرستان زرین شهر بیشترین احتمال خطرپذیری سرطانی را نسبت به سایر شهرستان ها دارد و شهرستان نجف آباد کمترین میزان را دارد ولی تمامی شهرستان های مورد مطالعه در سطح قابل قبول می باشند. در گروه سنی افراد بالغ با توجه به ضریب ذکر شده برای سرب در زمان میانگین مصرف، احتمال خطرپذیری مانند گروه سنی کودکان می باشد ولی در حالت بیشینه مصرف، نجف آباد کمترین و اصفهان بیشترین احتمال خطرپذیری سرطانی را دارا می باشند.

جدول (۴-۱۹) احتمال خطرپذیری سرطانی شهرستان های استان اصفهان در گروه سنی کودکان

	میانگین		*بیشینه*	
	As	Pb	As	Pb
اصفهان	–	۱۵×۱۰^{-۷}	–	۲۵×۱۰^{-۷}
شاهین شهر	–	۱۰×۱۰^{-۷}	–	۱۵×۱۰^{-۷}
زرین شهر	۱۲×۱۰^{-۴}	۱۳×۱۰^{-۷}	۱۸×۱۰^{-۴}	۲۰×۱۰^{-۷}
فلاورجان	–	۱۷×۱۰^{-۷}	–	۲۴×۱۰^{-۷}
نجف آباد	۴۸×۱۰^{-۵}	۸۵×۱۰^{-۸}	۶۹×۱۰^{-۵}	۱۱×۱۰^{-۷}
درچه	–	–	–	–

جدول (۴-۲۰) احتمال خطرپذیری سرطانی شهرستان های استان اصفهان در گروه سنی افراد بالغ

	میانگین		بیشینه	
	As	Pb	As	Pb
اصفهان	–	۱۷×۱۰^{-۷}	–	۲۵×۱۰^{-۷}
شاهین شهر	–	۱۱×۱۰^{-۷}	–	۱۷×۱۰^{-۷}
زرین شهر	۱۳×۱۰^{-۴}	۱۵×۱۰^{-۷}	۲۰×۱۰^{-۴}	۲۲×۱۰^{-۷}
فلاورجان	–	۱۸×۱۰^{-۷}	–	۲۸×۱۰^{-۷}
نجف آباد	۵۲×۱۰^{-۵}	۹۳×۱۰^{-۸}	۷۹×۱۰^{-۵}	۱۴×۱۰^{-۷}
درچه	–	–	–	–

فصل پنجم
نتیجه گیری و پیشنهادها

فصل پنجم

نتیجه گیری و پیشنهادها

۵-۱- نتیجه گیری

با توجه به نتایج حاصل از این تحقیق برخی از مهمترین نتایج بدست آمده را می توان به شرح ذیل خلاصه نمود.

- ❖ غلظت کادمیم موجود در نمونه های محصولات مورد آزمایش کمتر از حد تشخیص دستگاه بود.
- ❖ غلظت آرسنیک فقط در نمونه های برنج، گندم و پیاز مشاهده شد. میزان آرسنیک موجود در نمونه ها بیشتر از حد استانداردFAO بودند. در بین این سه نمونه گندم کمترین غلظت و پیاز بیشترین غلظت را دارا بود. علاوه بر این پیاز با سایر نمونه ها اختلاف معنی داری داشت.
- ❖ بر خلاف اینکه انتظار می رفت میزان سرب در نمونه های ریشه ی بیشتر باشد اما ریحان بیشترین میزان غلظت سرب و سیب زمینی کمترین میزان غلظت سرب را دارا بود. سرب موجود در نمونه های تره، ریحان، شوید و کاهو بالاتر از استاندارد سازمان خوار و بار و کشاورزی سازمان ملل متحد بودند.

ریحان با سایر نمونه ها اختلاف معنی دار داشت و در بین نمونه های پیاز و برنج اختلاف معنی دار وجود نداشت.

- ❖ غلظت نیکل موجود در نمونه های برنج و گندم کمتر از استاندار غلات در چین و استاندارد توصیه شده توسط سازمان بهداشت جهانی بود. نیکل موجود در برنج و شوید به ترتیب کمترین و بیشترین غلظت را در بین نمونه ها دارا بود. همچنین پیاز، تره، ریحان، شوید، کاهو و هویج دارای غلظتی بیشتر از استاندارد چین و کمتر از استاندارد توصیه شده توسط سازمان بهداشت جهانی بودند.
- ❖ غلظت روی موجود در نمونه های غلات مورد مطالعه کمتر از استاندارد چین و استاندارد توصیه شده توسط سازمان بهداشت جهانی بود. تمامی نمونه های سبزیجات مورد مطالعه از استاندارد توصیه شده توسط سازمان بهداشت جهانی کمتر بودند اما نمونه های پیاز، تره، ریحان، شوید و کاهو از استاندارد چین بالاتر بودند. همچنین بین نمونه های گندم و شوید اختلاف معنی داری وجود نداشت.
- ❖ نتایج حاصل نشان داد که غلظت مس در محصولات کشاورزی در منطقه مورد مطالعه کمتر از غلظت مسمومیت مس برای گیاه می‌باشد. میانگین غلظت مس در برنج و گندم کمتر از استاندارد چین و استاندارد توصیه شده توسط سازمان بهداشت جهانی بود. در بین سبزیجات مورد آزمایش پیاز، سیب زمینی و هویج کمتر از استاندارد چین و استاندارد توصیه شده توسط سازمان بهداشت جهانی بود اما غلظت مس در نمونه های ریحان، شوید و کاهو بیشتر از استاندارد چین بود.
- ❖ نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که در منطقه مورد مطالعه، میزان مصرف روزانه آرسنیک ، سرب ، نیکل، روی و مس از طریق مصرف غلات و سبزیجات در دو گروه کودکان و افراد بالغ، پایین‌تر از میزان PTDI سفارش شده به وسیله WHO/FAO است. همچنین میانگین ورود روزانه عناصر سنگین مورد مطالعه در گروه سنی کودکان کمتر از بزرگسالان می‌باشد.
- ❖ مقدار شاخص خطرپذیری کل برای ابتلاء به بیماری های غیرسرطانی از طریق مصرف محصولات مورد مطالعه در کودکان به ترتیب برای حالت میانگین و بیشینه مصرف ۱/۷۲ و ۱/۹۶ بود و همین پارامتر برای گروه سنی افراد بالغ ۲/۰۸ و ۳/۰۱ بود. علاوه بر این آرسنیک و مس در هر دو گروه سنی

بیشترین مشارکت را مقدار HI داشتند. در هر دو گروه سنی کودکان و افراد بالغ آرسنیک بیشترین و نیکل کمترین سهم را در احتمال خطرپذیری به بیماری های غیر سرطانی داشتند.

- ❖ بیشترین احتمال خطرپذیری بیماری های سرطانی ناشی از مصرف آرسنیک، از طریق ورود به زنجیره غذایی انسان، در شهرستان های زرین شهر و نجف آباد وجود دارد و در سطح بسیار خطرناک ارزیابی می شود و سرب در هر دو گروه سنی دارای سطح متوسط از نظر خطرپذیری به بیماری های سرطانی است، در شهرستان های مورد مطالعه می باشد.
- ❖ در شهرستان های مورد مطالعه میانگین غلظت آرسنیک، سرب، نیکل، روی و مس به ترتیب ۰/۳۳، ۰/۸۳، ۲۱/۱ و ۱۱/۳۸ میلی گرم بر کیلوگرم وزن خشک گیاه بود.

۵-۲- پیشنهادات

- ❖ از آنجائی که غلظت برخی از فلزات سنگین در نمونه های مورد مطالعه بیش از حدود مجاز و استاندارد های توصیه شده توسط سازمان های معتبر جهانی می باشد، با توجه به اهمیت این موضوع توصیه می شود تحقیق گسترده تری در این زمینه انجام شود.
- ❖ پیشنهاد می شود در شهرستان هایی که فلزات سنگین خطرناک مانند آرسنیک و سرب در سطح بالا و خطرناکی هستنند مطالعات دقیق در ارتباط با کیفیت خاک و نوع آب آبیاری منطقه صورت گیرد.
- ❖ پیشنهاد می‌شود که جهت تعیین ارتباط بین غلظت عناصر سنگین در خاک وگیاه، مطالعات گسترده تری بر روی سایرگیاهان و محصولات کشاورزی، علاوه بر گیاهان مورد مطالعه در این پژوهش، مخصوصاً محصولاتی که جایگاه قابل توجهی در سبد غذایی مصرف کنندگان دارد، انجام شود.
- ❖ از آنجا که جذب فلزات سنگین توسط انسان قطعا از راههای دیگری هم صورت می گیرد پیشنهاد می شود مقدار و سایر مسیرهای ورود فلزات سنگین به بدن انسان نیز بررسی شود.

❖ با توجه به اینکه شاخص خطرپذیری کل و احتمال ابتلاء به بیماری های سرطانی زیاد می باشد پیشنهاد می شود مطالعات منسجم تری در زمینه تاثیر مصرف محصولات کشاورزی بر سلامت انسان خصوصا گروه های سنی حساس نظیر کودکان، سالمندان و زنان باردار صورت گیرد.

فهرست منابع

❖ منابع فارسی

[۱] امینی، م. (۱۳۸۲). مدل‌سازی روند تجمع عناصر سنگین در اکوسیستم‌های زراعی و ارزیابی عدم قطعیت آن در منطقه اصفهان، رساله دکتری خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

[۲] بای بوردی، م. (۱۳۷۷) فیزیک خاک .انتشارات دانشگاه تهران. ۶۰۰صفحه.

[۳] بای‌بوردی، م. (۱۳۷۹). فیزیک خاک. انتشارات دانشگاه تهران. ۶۷۱ صفحه.

[۴] تقی‌پور، م. (۱۳۸۸). تغییرات مکانی برخی فلزات سنگین در خاک‌های سطحی بخشی از استان همدان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان. ۹۸ صفحه.

[۵] تکدستان، ا. و شهریاری، ط. (۱۳۸۳). بررسی میزان فلزات سنگین در سبزیجات خوراکی اصفهان. چهارمین همایش کشوری بهداشت محیط. صفحه ۵۱۴-۵۱۰.

[۶] خیرآبادی، ح. (۱۳۸۹). بررسی منشاء عناصر سنگین در خاک و تعیین خطر آنها در سلامت انسان در خاک های سطحی استان همدان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

[۷] خنافری، ا.، شیردم، ر. و طباطبایی، ا. (۱۳۸۶)، جداسازی و شناسایی باکتری هایی با توانایی کاهش سه فلز کادمیم و وانادیوم از تالاب انزلی به منظور پاکسازی زیستی، فصلنامه محیط زیست، شماره ۴۴، ۳۵-۲۲.

[۸] چاوشی، ا. (۱۳۸۹). مدل سازی حرکت فلوراید و بررسی عوامل موثر بر حرکت آن در خاک تحت شرایط مزرعه. رساله دکتری خاک شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

[۹] دادبان شهامت، ی .، شهریاری، ع.، رحیم زاده، ه.، مهدی نژاد، م. حسینی، ز. (۱۳۸۷). بررسی میزان غلظت سرب و کادمیم در مزارع سبزی گرگان. دوازدهمین همایش بهداشت محیط ایران دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی. ۲۷۳۲-۲۷۳۹.

[۱۰] دانشور، م.ج . (۱۳۸۳). پرورش سبزی. دانشگاه شهید چمران اهواز، ۴۶۱ ص.

[۱۱] رباطی، ب.، شریعتی، م ر. و فرشی، ر. (۱۳۷۷) . مطالعه بعضی اثرات سوء فاضلاب نهر فیروز آباد در اراضی زراعی جنوب تهران. *مجموعه مقالات خاک و آب، سال چهارم، شماره ۱، مؤسسه تحقیقات خاک و آب صفحات ۱۴-۱.*

[۱۲] رحمانی، ح.، کلباسی، م. و حاج‌رسولیها، ش. (۱۳۷۹). آلودگی خاک بوسیله سرب حاصل از وسایط نقلیه در محدوده برخی از بزرگراه‌های ایران، *مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی. ۴(۴):* ۴۰-۳۱.

[۱۳] سالاردینی، ع. ا. (۱۳۷۱). حاصلخیزی خاک. موسسه انتشارات دانشگاه تهران.

[۱۴] شاهویی، ص. (۱۳۸۵). سرشت و خصوصیات خاک‌ها، (چاپ اول) انتشارات دانشگاه کردستان. ۸۸۴ صفحه.

[۱۵] صادقی پور مروی، م. (۱۳۸۷). استاندارد حد مجاز آلاینده نیترات در آب،خاک و محصولات کشاورزی. دومین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست. دانشگاه تهران.

[۱۶] صلحی م.، ملکوتی، م.ج و سماوات، س. (۱۳۸۴). پراکنش و حد مجاز غلظت عناصر سنگین در چرخه حیات (خاک ، آب ، گیاه و انسان). نشریه فنی شماره ۴۷۰، *مؤسسه تحقیقـــات خاک و آب، انتشارات سنا، تهران.*

[۱۷] طباطبائی، س.ج . (۱۳۸۴). تجمع نیترات و روشهای کاهش غلظت آن در سبزیجات. مجموعه *مقالات نهمین کنگره علوم خاک ایران، جلد اول، چاپ اول، انتشارات نشر آبخیز،تهران.*

[۱۸] عباسپور، م. (۱۳۷۷). مهندسی محیط زیست .جلد اول، مرکز انتشارات علمی دانشگاه آزاد اسلامی، تهران.

[۱۹] عبدلی، م. ع. (۱۳۷۲). سیستم مدیریت مواد زائد شهری و روش های کنترل آن. تهران. سازمان بازیافت و تبدیل مواد شهرداری چاپ اول.

[۲۰] عرفان منش، م .و افیونی، م. (۱۳۷۹) . آلودگی محیط زیست :آب، خاک و هوا .انتشارات ارکان، اصفهان.

[۲۱] عرفان‌منش، م. و افیونی، م. (۱۳۸۴). آلودگی محیط زیست: آب، خاک و هوا. انتشارات ارکان. اصفهان. *(چاپ سوم). ۳۱۸ صفحه.*

[۲۲] عقیلی، ف. (۱۳۸۶). وضعیت تغذیه‌ای و کیفیت میوه گوجه‌فرنگی، فلفل‌دلمه‌ای و خیار گلخانه‌های اصفهان. پایان‌نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان. ۱۵۲صفحه.

[۲۳] غضبان، ف. (۱۳۸۱). زمین‌شناسی زیست محیطی، چاپ اول ، انتشارات دانشگاه تهران، ایران ۴۱۶ صفحه.

[۲۴] کفیل زاده، ف.، کدیور، ا. و کارگر، م. (۱۳۸۵). بررسی غلظت کادمیم ، مس، روی و آهن در رودخانه خشک شیراز و برخی محصولات کشاورزی مجاور. *علوم و تکنولوژی محیط زیست دوره هشتم شماره.*

[۲۵] کیانفر، ش. (۱۳۸۵). جذب بیولوژیکی فلزات سنگین با کاربرد بیوپلیمر تولید شده از باکتری MGL، پایان نامه کارشناسی ارشد دانشکده شیمی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

[۲۶] کریمیان، ن. (۱۳۷۱) . شیمی خاک .جلد اول مبانی، انتشارات مرکز نشر دانشگاهی، تهران.

[۲۷] کلانتری، ا. (۱۳۷۹). مطالعه و بررسی منابع آلوده کننده هوا، پروژه شماره ۲: سنتز وتعیین ضوابط و استاندارد های خروجی از منابع آلوده کننده هوا. اداره کل محیط زیست اصفهان.

[۲۸] گیویان، ع. (۱۳۸۵). اندازه گیری سرب، کادمیم در سبزیجات مصرفی. مجموعه *مقالات دهمین کنگره علوم خاک ایران، جلد اول، چاپ اول، انتشارات نشر آبخیز،تهران.*

[۲۹] ماهان، ا. (۱۳۷۱). شیمی محیط زیست. ترجمه: جعفر نوروزی و سعید فردوسی. انتشارات دانشگاه آزاد اسلامی. صفحه ۹۸-۹۹.

[۳۰] محمدی نیا، غ. (۱۳۷۴). ترکیب شیمیایی شیرابه کمپوست زباله و اثر آن بر خاک و گیاه. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک شناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان. ۱۸۴ صفحه

[۳۱] مرادی، ح. (۱۳۸۵). بررسی اثر مقادیر مختلف کود اوره بر عملکرد و تجمع نیترات در اندام های مصرف اسفناج و ریحان. پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی واحد جهرم.

[۳۲] ملکوتی، م.ج. (۱۳۸۲). تولید محصولات کشاورزی عاری از آلاینده های نیترات و کادمیوم گامی ارزنده در تأمین امنیت غذایی. نشریه فنی شماره۳۳۴، نشر آموزش کشاورزی سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی، کرج.

[۳۳] ملکوتی، م.ج.، بای بوردی، ا. و طباطبائی، س ج. (۱۳۸۳). مصرف بهینه کود گامی مؤثر در افزایش عملکرد و بهبود کیفیت وکاهش آلاینده ها درمحصولات سبزی و صیفی وارتقاء سطح سلامت جامعه. نشر علوم کشاورزی، تهران.

[۳۴] ملکوتی، م.ج . (۱۳۸۴). کشاورزی پایداروافزایش عملکرد با بهینه سازی مصرف کود در ایران. چاپ سوم، انتشارات سنا، تهران.

[۳۵] ملکوتی، م. ج.، مشیری، ف. و غیبی، م ن. (۱۳۸۴). حد مطلوب غلظت عناصر غذایی در خاک و برخی از محصولات زراعی و باغی(بخش سوم: محصولات سبزی و صیفی). *نشریه شماره ۴۰۷، مؤسسه تحقیقات خاک و آب، انتشارات سنا، تهران*

[۳۶] ملکوتیان، م. و ابولی، م. (۱۳۸۸). بررسی میزان سرب درکاهو مصرفی شهرکرمان. دوازدهمین همایش بهداشت محیط ایران دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی دوازدهمین همایش بهداشت محیط ایران دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی. ۲۹۳۶-۲۹۴۳

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

[۳۸] نعمت اللهی، ر. (۱۳۸۵) ، غلظت ازت و فلزات سنگین (سرب، مس، کادمیوم) در سبزیجات برگی در شرایط کشت بدون خاک پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه آزاد اسلامی واحد جهرم.

[۳۹] هودجی، م. و جلالیان، ا. (۱۳۸۳). پراکنش نیکل، منگنز و کادمیم در خاک و محصولات کشاورزی در منطقه استقرار مجتمع فولاد مبارکه. *علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی .۸(۳): ۵۵-۶۶.*

[۴۰] هدایتی فر، ر.، فلاحی، ا.و بیرجندی، م. (۱۳۸۹). اندازه گیری مقدار فلزات سرب وکادمیم نمونه های برنج پر مصرف استان لرستان و مقایسه آن با استاندارد های ملی. *فصلنامه علمی پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی لرستان. دوره دوازده شماره ۴.*

[۴۱] واثقی، س. (۱۳۸۰). تأثیر لجن فاضلاب بر قابلیت جذب فلزات سنگین و رشد گیاه در تعدادی از خاک‌های اسیدی و آهکی. پایان نامه کارشناسی ارشد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

❖ منابع لاتین

[42] Abbas, M., Parveen, Z., Iqbal, M., Riazuddin., Iqbal, S., Ahmed, M. and Bhutto, R. (2010). Monitoring of toxic metals (cadmium, lead, arsenic and mercury) in vegetables of Sindh, Pakestan. *Kathmandu university journal of science*, engineering and technology vol. 6, No. II, NOVEMBER, 2010, PP60-65.

[43] Abbasi, A.A., Prasad, A.S. and Rabbani, P.R. (1979). Expermental zinc deficiency in man effect on spermatogenesis.*Transactions of the associstion of American physicians*. 92: 292-302

[44] Abrahams, C. (2001). Exposure and health effects of arsenic. World Health Organisation, Geneva.

[45] Afyuni, M., Khoshgoftarmanesh, A. H., Dorostkar, V. and Moshiri, R. (2007). Zinc and cadmium content in fertilizers commonly used in Iran. *Proc. Inter. Conf. Zinc crops*. Istanbol, Turkey.

[46] Ahmadizadeh, M. Industrial toxicology (Heavy metals), Tehran: hezareh; (1997): p. 44-7, p. 61-113.

[47] Akdeniz, D., Deger, O., Ergenekon, E. and Eryilmaz, Y.(1988). Effect of zinc sulfate in combination with mesterolone treatment on the sperm motility score in infertile men. Acta reproductive turcica. 9(3-4): 63-68.

[48] Alabi, N.S., Whanger, P.D. and Ash, W. (1985). Interactive effect of organic and inorganic selenium with cadmium and mercury on spermatozonal oxygen consumpation and motility in vitro. *Biology of reproduction*. 33(4): 911-919.

[49] Alizadeh, A., Bazari, M. E., Velayati, S., Hasheminia, M. and Yaghmaie, M. (2001). Irrigation of cron with wastewater. PP. 137-146, *In*: R. Ragab, G. Pearce, J. Changkim, S. Nairizi and A. Hamdy. (Eds.), 52nd ICID International Workshop on Wastewater Reuse and Management. Seoul, Korea.

[50] Alloway, B.J.(1990). Heavy metals in soils. Blackie and Son, Ltd. Glasgow and London. 339 pages.

[51] Alloway, B.J. (1990). Heavy metals in soils. John Wiley and Sons Inc., New York, PP. 20-27.

[52] Alloyway, B.J. (1995). Heavy metals in soils. 2nd Edition, Blackie Academic and Professional . London . England.

[53] Al-Saleh, I. and Shinwari, N. (2001). Report on the levels of cadmium, lead, and mercury in imported rice grain samples. *Biol Trace Elem Res*. 83(1): 91-6.

[54] Anonymous. (1990). Vegetable production training manual .Asian Vegetable Search and Development Center. AVRDC, Publication . 447pp.

[55] Arnfalk, P., Wasay, S.A . and Tokung, S. (1996). A Comparative Study of Cd, Cr (III), (VI), Hg and Pb uptake by Minerals and Soil Materials. *J. Water, Air and Soil Pollution*, 87: 131-14.

[56] ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2003). Toxicological profile for fluorides, Hydrogen fluoride, and Fluorine. Available at http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp11-p.pdf

[57] Azar A. Trochimowicz HJ. and Maxfield M E. (1973). Review of lead studies in animals carried out at Haskell laboratory tow-year feeding study and response to hemorrhage study. pp. 199-210. In: *proceeding, international symposium, environmental health aspects of lead. Commisson of the European communities, directorate general for dissemination of knowledge. Centre for information and Documentation, Luxembourg.*

[58] Azcue, J. M. and Nriagu, J. O. (1994). Arsenic perspectives, p. 1-15, in J. O. Nriagu, ed. Arsenic in the environment part I: cycling and characterization, vol. 26, Ann Arbor.

[59] Baccouch, S., Chaoui, A., El Ferjani, E. (2001). Nickel toxicity induces oxidative damage in Zea mays roots. J *Plant Nut*r 24, 1085-1097

[60] Baycu, G., Doganay, T., Hakan, O. and Sureyya, G. (2006). Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental Pollution.* 143:545-554.

[61] Behne, D., Gessner, H., Wolters, G. and Brotherton, J.(1988). Selenium, rubidium and zinc in human semen and seman fraction. *Interational journal of andrology*. 11(5): 415-424.

[62] Behrman, R.E., Kliegman, R.M. and Jenson, HB. N elson textbook of pediatric 16th ed. Philadelphia saunder. pp: 145. 765-768.

[63] Benton, J., Jones, J.r., Benjamin, W. and Harry, A.M . (1991). Plant analysis hand book . A partical sampling preparation , analysis and pretation inter guide . Athen, Georgiua , USA .

[64] 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 J. Agric. & Environ. Sci.*, 4 (1): 86-92.

[65] Blom, H.A. (1985). Heavy metals contamination of soils. PhD thesis. *Norway Agri*. Univ.

[66] Bo, s. (2009). Assessing the health risk of heavy metals in vegetables to the general population in Beijing, China. *J. Environ. Sci*. 21: 1702–1709.

[67] Bolan, N. S. and Duraisamy, V. P. (2003). Role of inorganic and organic soil amendments on immobilization and phytoavailability of heavy metals: A review involving specific case studies, *Aus. J. Soil Res*. 14: 533- 555.

[68] Boon, D.Y. and Soltanpour, P.N. (1992). Lead, cadmium and zinc contamination of aspen garden soils and vegetation. Environ. Qual. 21: 82-86.

[69] Boisson, J., ruttens, A., Mench, M. and Vangronsveld, J. (1999). Evaluation of hydroxyapatite as a metal immobilizing soil additive for the remediation of polluted soils. Part 1. Influence of hydroxyapatite on metal exchange ability in soil, plant growth and plant metal accumulation. *Environmental pollution.* 104, pp225-233.

[70] Braunwald, E., Fauci, A.S., Kasper, D.L., Hauser, S.L., Longo, DL., Jameson, JL. and Grow Hill, Mc. *(*2001*)*. Harriso' s principlesbof internal medicine 15th ed. Vol. 1, pp:834-838

[71] Burtise, C.A. and Ashwood, E.R.(1999). Tiets texrbook of clinical chemistry 3rd ed. WB saunders co. pp: 1037- 1041.

[72] Campbell, J. H. and Carlton - Smith, C. H. (1985). In Proc. Int. Symp. On Heavy metals in the environment, vol. 1: 478. , Athens.

[73] Cao, H., Chen, J., Zhang, J., Zhang, H., Qiao, L. and Men, Y. (2010). Heavy metals in rice and garden vegetables and their potential health risks to inhabitants in the vicinity of an industrial zone in Jiangsu, China. *Journal of Environmental Sciences*, 22(11) 1792–1799.

[74] Cayton, M. T., Royes, E. D. and Neve, H. V. (1985). Effect of zinc fertilization on the mineral nutrition of rice differing in tolerance to zinc deficiency. *Plant Soil* 87: 319 – 327.

[75] Celika, A., Kartalb, A. A. Akdog, A. and Kaskaa, Y**. (**2005). Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using Robinio pseudo-acacia L. *Environ. Inter.* 31: 105– 112.

[76] chaney, R.L. (1980). Health risks associated with toxic metals in municipal sludge in Bitton, G., Damro, B. L., Davidson, G. T., Davidson, J. M. (eds) sludge-health of land application. Ann Arbor Sci. publ., Ann Arboo, MI, USA, pp: 59-83

[77] Chaney, R.L. (1990). Public health and sludge utilization. Biocycle. 31:67-8

[78] Chaney, R.L. (1990). Public health and sludge utilization. Part2. Biocycle 31:68-73.

[79] Chaney, R. L. and Ryan, J. A. (1993). Heavy metals and toxic organic pollutants in MSW-compost: Research results on phytoavailability, bioavailability, fate, etc. pp 451-506. In: H. A. J. Hoitink and H. M. Keener (Eds.), Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects. Renaissance Pub., Worthington, Ohio.

[80] Chang, A. C., Page, A. L., Warneke, G. E. and Johanson, G. B. (1982). Effect of sludge application on the Cd, Pb, Zn levels of selected vegetable plants. *Hilgardi*. 50(7): 1-14.

[81] Chary, N. S., Kamala, C. T. and Raj, D. S. S. (2008). Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxi. Environ. Saf.* 69*:* 513-524.

[82] Chashschin, V.P., Artunina, P.A. and Norseth, T. (1994). Congenital defects, abortion and other health effects in nickel refinery workers. Science Total Environ. 148:287–291. 384

[83] Chen, C. J. , and Wang, C . J. (1990). Ecological correlation between arsenic level in well water and age –adjusted mortality from malignant neoplasmes. Cancer Res. 50: 5470-5474.

[84] Chen, C. J. , Chen, C. W. , Wu. M. M. and Kuo, T. L. (1992). Cancer potential in liver, lung, bladder, and kidney due to ingested inorganic arsenic in drindking water. Br. J. C ancer 66: 888-892.

[85] Chen, C. J. , Kuo, T. L. and Wu, M. M.(1998). Arsenic and cancers. Lancet 1: 414-415.

[86] Chen, T., Liu, X., Zhu, M., Zhao, K., Wu, J. and Huang, P. (2008). Identification of trace element sources and associated risk assessment in vegetable soils of the urban-rural transitional area of Hangzhou, China. *Environ. Poll.* 151: 67-78.

[87] Chen, T., Zheng, Y., lei, M., Huang, Z., Che, H. W. H., Fan, K., Yu, K., Wu, X. and Tian Q. (2005). Assessment of heavy metal pollution in Surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere.* 60: 542-551.

[88] Chino, M. (1999). Metal pollution of soil and groundwater and remediation strategies in Japan. In: Huang, P. M. and Iskander, I. K., Soil and groundwater pollution and remediation. Lewis, USA.

[89] Christen, K. (2001). Chickens, manure, and arsenic . Environmental Science and Technology May : 184-185.

[90] Christensen, T. and Tjell, J. (1983). Interpretation of experimental results on cadmium crop uptake from sewage amended soil. pp. 358-370. In: P. L'Hermite and H. Ott(eds.) Processing and use of sewage sludge. D. Reidel Publishing Company,Dordrecht, the Netherlands.

[91] Choudhary, F. M. and Loneragan, J.F. (1970). Effect of nitrogen, copper and zinc fertilizers on the copper and zinc nutrition of weat plants. Aust. J. Agric. Res. 21: 865–879.

[92] Cobb, G. P., Sands, K., Waters, M., Wixson, B. G. and E. Dorward-King. (2000). Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine waste. *J. Environ. Toxicol. Chem*. 19: 600-607.

[93] Csuros, M. S.(2002). *Environmental Sampling and analysis for metals*. Lewis Publishers. Florida. 372 pages.

[94] Dalzell, H.W., Biddleston, A. J., Gray, K. P. and Thurairajan, K. (1987). *soil management*: *compost prodaction and use in tropical and subtropical environments*. FAO Soils Bulletin. No. 56. 179 pages. ertilizer. Experientia. 40: 117-126.

[95] Davis A, Drexler JW, Ruby MV, A Nicholson. (1993). Micromineralogy of mine wastes in relation to lead bioavailability. *Butte Montana. Environ. Sci. technol*. 27: 1415-1425.

[96] Davis, R. D. (1984). Cadmium, a complex environmental problem: II- cadmium hn sludges used as f

[97] Demirkiran, A. R. (2009). Determination of Fe, cu and Zn Contents of wheat and corn grains from different growing site. *J. Ani. Veter. Advan*. 8(8): 1563-1567.

[98] Diaz, J., Bernal, A., Pomar, F., Merino, F., (2001). Induction of shikimate dehydrogenase and peroxidase in pepper (Capsicum annuum L.) seedlings in response to copper stress and its relation to lignification. *Plant Sci* 161, 179-188

[99] Dikinya, O. and Areola, O.(2010). Comparative analysis of heavy metal concentration in secondary treated wastewater irrigated soils cultivated by different crops. *Int. J. Environ. Sci. Tech.,* 7 (2): 337-346.

[100] Dong, J., Yang, Q.W., Sun, L. N., Zeng, Q. Liu, S. J., Pan, J. and Xue-lian, X. L. (2011). Assessing the concentration and potential dietary risk of heavy metals in vegetables at a Pb/Zn mine site, China. *Environ Earth Sci DOI* 10.1007/s12665-011-0992-1.

[101] Dudka, S. and Adriano, D. C. (1997). Environmental impacts of metal ore mining and processing: a review. *J. Environ. Qual*. 26:590-602.

[102] Ekstrand, J. and Ehrnebo, M. (1980). Absorption of fluoride from fluoride dentifrices. *Caries Res*. 14: 96- 102.

[103] Fakayode, S.O. and Olu-Owolabi, B.I.. (2003). Heavy metal contamination of roadside topsoil in Osogbo, Nigeria: Its relationship to traffic density and proximity to highways. *Environmental Geology*, 44, 150–157.

[104] FAO/WHO. (2001). Report on the 32nd Session of the Codex Committee on Food Additives and Contaminants, ALINORM 01/12, Beijing, China, 20–24 March (2000). Joint FAO/WHO Food Standard Programme, Codex Alimentarius Commission, 24th Session, 2–7 July, Geneva, Switzerland

[105] Feigin, A., Ravina, I. and Shalhevet, J. (1991). Irrigation with treated sewage effluent. *Springer*, Berlin.

[106] Fergusson, J . (1990). The heary elements: chemistry , environmental impact and health effects . Mc Graw Hill , Newyork .

[107] Fergusson, J . E. (1990). The heary elements: chemistry , environmental impact and health effects . Pergamon press, Oxford. 614 pages.

[108] Fernández Espinosa, A. J., Rodríguez, M. T. and Fernández Álvarez, F. (2004). Source characterisation of fine urban particles by multivariate analysis of trace metals speciation. *Atmosph. Environ.* 38: 873–886. 63

[109] Ferré-Huguet, N., Marti-Cid, R., Schuhmacher, M. and Domingo, J. L. (2008). Risk assessment of metals from consuming vegetables, fruits and rice grown on soils irrigated with waters of the Ebro river in Catalonia, Spain. *Biol. Trace Elem Res*. 123: 66-79.

[110] Francis, D.M., Barringer, S.A. and Whitmoyer, R.E. (2000). Ultrastructural characterization of yellow shoulder disorder in a uniform ripening tomato genotype. *J. Hort Sci*. 35: 1114-1117.

[111] FOEFL (Swiss Federal Office of Environment, Forest and Landscape). (1998). Commentary on the ordinance relating to pollutants in soils (VBBO of July 1, 1998). Bern

[112] Food and Nutrition Board. (2004). Dietary reference intakes (DRIs) Recommended intakes for individuals. Institute of Medicine, National Academy of Sciences.

[113] Gangvar, M.R., Gangvar, M.S. and Srivastava, P.C. (1988). Effect of Zn – Cu interactin on growth parameters and grain yield of rice. *Oryza* 25: 409 – 412.

[114] Gajewska, E. and Sklodowska, M. (2005). Antioxidative responses and praline level in leaves and roots of pea plants subjected to nickel stress. *Acta Physiol Plant* 27,329-339

[115] Gajewska, E. and Sklodowska, M. (2007). Effect of nickel on ROS content and oxidative enzyme activities in wheat leaves. *BioMetals* 20,27-36

[116] Gallego, J. L. R., Ordonez, A. and Loredo, J. (2002). Investigation of trace element sources from an industrialized area (Avile´s, northern Spain) using multivariate statistical methods. *Environ. Inter*. 27: 589– 596.

[117] Gimeno-Garc,´a.E., Andreu, V. and Boluda, R. (1996). Heavy metals incidence in the application of inorganic fertilizers and pesticides to rice farming soils, Environ. *Pollut*. 92:19-25

[118] Gonnelli, C., Galardi, F. and Gabbrielli, R. (2001). Nickel and copper tolerance and toxicity in three Tuscan populations of Silene paradoxa. *Physio Plant* 113, 507-514

[119] Goyer, R. (1991). Toxic effects of metals, In: Casarett and Doull's Toxicology, 4th ed. Amdur, M.O., J.D. Doull and C.D. Klaassen, eds., Pergamon Press, New York. PP: 623-680.

[120] Goyer, R.A. Toxic Effect of Metals. In: Klaassen CD (Editors). Cassaret & Dule's Toxicology The Basic Science of Poisons. 6th ed. New York: McGraw-Hill Co; (2001): 999-1001.

[121] Gupta, N., Khan, D. K. and Santra, S. C. (2008). An Assessment of Heavy Metal Contamination in Vegetables Grown in Wastewater-Irrigated Areas of Titagarh, West Bengal. *India. Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 80: 115–118.

[122] Haiyan, W. and Stuances, A. (2003). Heavy metal pollution in air- water- soil-plant system of Zhuzhou city, Human Province, China. Water, Air Soil Poll. 147(1): 79-107.

[123] Hang, X., Wang, H., Zhou, J., Ma, C., Du, C. and. Chen, X. (2009). Risk assessment of potentially toxic element pollution in soils and rice (Oryza sativa) in a typical area of the Yangtze River Delta. *Environ. Pollut*. 157: 2542–2549.

[124] Hani, A. and Kariminejad, M. (2010) . Toxic Metal Distribution in Soils of Kaveh Industrial City, Iran. *World Appl. Sci. J.* 8 (11): 1333-1342.

[125] He, Z. L., Yang, X. e. and Stoffella, P. j. (2005). Trace elements in agro-ecosystems and impacts on the environment. *J. Trace Elem. Med. Bio.* 19: 125-140.

[126] http:// www. isfahanportal. ir/ framework. jsp? SID= 116.

[127] Huang, M., Zhou, S., Sun, B. and Zhao, Q. (2008). Heavy metals in wheat grain: Assessment of potential health risk for inhabitants in Kunshan, China *Sci. Total.*

[128] Huang, P. M. and Iskandar, I. K. (2000). Soils and Ground Water Pollution and Remediation: Asia, Africa and Oceania. Lewis Publishers, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C.

[129] Huyskens, K. S. and Schreiner, M. (2004). Quality dynamics and quality assurance of fresh fruits and vegetables in pre and postharvest. PP: 401–449. In: Production Practices and Quality Assessment of Food Crops 3. Quality Handling and Evaluation

[130] Hye, S. L., Lee, L. S., Chon, H.T. and Sager, M. (2008). Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea. *Journal of Geochemical Exploration* 96, 223–230

[131] IARC(International Agancy for Research on Cancer). (1980). Carcinogenesis of arsenic and arsenic compounds. IARC monograph on evaluation of carcinogenic risk to humans. IARC suppl. 23: 37-14.

[132] Iskandar, I. K. and Khirkham, M. (2001). Trace Element in Soil. Bioavailability, Flux and Transfer. Lewis Pub, CRC Press, Florida. 287 pages.

[133] Ismail, F., Anjum, M.R., Mamon, A.N. and Kazi, T.G. (2011). Trace Metal Contents of Vegetables and Fruits of Hyderabad Retail Market. *Pakistan Journal of Nutrition 10 (4): 365-372.*

[134] Jackson, A.P. and Alloway, B.J. (1995). The transfer of Cd from agricultural soils to the human food chain. pp. 109-158. In: D.C. Adriano,(ed.) Biogeochemistry of trace metals. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

[135] Jacobsn, K. D. and Montalbano, D. (1985). The reproductive effects assessment group,s report on the mutagenicity of inorganic arsenic. Environ. Mutagen. 7:787-804.

[136] Jarup, L. (1992). Dose- Response relation for occupationed exposure to arsenic and cadmium. National Institute For Occupational Health, Sweden.

[137] Jia, L., Wang, W., Li, Y. and Yang, L. (2010). Heavy Metals in Soil and Crops of an Intensively Farmed Area: A Case Study in Yucheng City, Shandong Province, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 7: 395-412.

[138] John, R., Ahmad, P., Gadgil, K. and Sharma, S. (2008). Effect of cadmium and lead on growth, biochemical parameters and uptake in *Lemna polyrrhiza* L. Plant Soil Environ. 54 (6): 262–270.

[139] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Summary and conclusions, 53rd meeting. Rome: Joint FAO/WHO; (1999). Technical Report.

[140] Jung, MC., Yun, S.T. and Lee, J.S. (2205). Baseline study on essential and trace elements in polished rice. Environmental Geochemistry and Health) ;27:455.

[141] Jing, J., T.J. Logan. (1992). Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractability and plant uptake. J. Environ. Qual. 21: 73-81.

[142] Kabata-Pendias A., Pendias H. (1992): Trace elements in soils and plants. C.R.C. Press. Boca Raton. Florida U.S.A.

[143] Kabata- Pendias, A. and H. Pendias. (1999). Biogeochemistry of trace elements. 2th., Wyd. Nauk PWN. Warsaw. 400 (po).

[144] Kabata-pendias A, Pendias H. (2000). Trace element in soils and plants 2nd ed. CRC Press Boca Raton. FL.

[145] Kabata- Pendias, A. and H. Pendias. (2000). Trace Elements in Soils and Plants. 3rd ed., CRC Press, Bocaraton, NewYork.

[146] Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants,3rd edn. New york.: CRC Press,(2000).

[147] Kabata-Pendias, A, and H. Pendias. (2001). *Trace Elements in Soils and Plants.* Third Ed. CRC PressW Boca raton, London. 413 Pages.

[148] Karami, M., M. Afyuni, A. H. Khoshgoftarmanesh, A. Paritz, and R. Schulin. (2009). Grain Zinc, Iron, and Copper Concentrations of Wheat Grown in Central Iran and Their Relationships with Soil and Climate Variables. *J. Agric. Food Chem*. 57: 10876–10882.

[149] Kastori, R M. Petrovic and N Petrovic. (1992). Effect of excess lead, cadmium, copper and zinc on water relation in sunflower. *J. Plant Nutri*. 15: 2427-2439.

[150] Khan, S., Rehman, S., Khan, A. Z., Khan, M. A. and Shah, M. T. (2010). Soil and vegetables enrichment with heavy metals from geological sources in Gilgit, northern Pakistan. *Ecotoxi. Environ. Safe.* 73: 1820-1827.

[151] King, J.C. and Keen, C.L. (1999). Nutrition in health and disease 9th ed. pp: 223-239.

[152] Kochhar, T. S., Howard, W., Hoffman, S. and Brammer- Carleton, L. (1996). Effects of trivalent arsnic in causing chromosome alterations in cultured Chinese hamster ovary (CHO) cells. *Toxicol. Lett*. 84: 37-42.

[153] Lacatusu, R. (1998). Appraising levels of soil contamination and pollution with heavy metal, development for planting and sustainable use of land resources published by European soil Bureau joint research center. 393-402.

[154] Lado, L.R. (2008). Heavy metals in European soils: A geostatistical analysis of the FOREGS Geochemical database. Geoderm. Vol. 148.189-199.

[155] Lame and Leenaers. (1997). International Ash working group. EEA. Madrid (Spain). *Chemosphere*. 66: 505-513.

[156] Laspina, N.V. and Groppa, M.D. (2005): Nitric oxide protects sunflower leaves against Cd-induced oxidative stress. *Plant sci*. 169, 323-330.

[157] Lawal, A.O. and Audu, A.A. (2006). variation in metal contents of plants in vegetable garden sites in kano metropolis",Kano,Nigeria

[158] Lim, H., Lee, J., Chon, H. and Sager, M. (2008). Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea. *J .Geoch. Expl.* 96: 223–230.

[159] Lindsay, W.L. and Norvell, W A. (1978). Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Am*. J. 42: 421-428.

[160] Lindsay, W.L. (1979). Cemical Equation in soil. John Wiley & Sons. INC. New York.

[161] Luo, W., Lu, Y., Zhang, Y., Fu, W. , Wang, B., Jiao, W., Wang, G., Tong, X. and Giesy, J. P.(2010). Watershed-scale assessment of arsenic and metal contamination in the surface soils surrounding Miyun Reservoir, Beijing, China. *J. Environ. Manag*. 91: 2599-2607.

[162] Ma, L. Q., Komar, K. M., TU, C., Zhang, W., Cai, Y. and Dellelley, E. D. (2001). A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature* 409: 579.

[163] Mapanda, E.N., Mangwayana, K.E., Giller, and Nyamangara, J. (2007). Uptake of Heavy Metals by Vegetables Irrigated Using Wastewater and the Subsequent Risks in Harare, Zimbabwe. Physics and Chemistry of the Earth 32 :1399–1405

[164] Mathe–Gaspar, G. and Anton, A. (2002). Heavy metal uptake by two radish varieties. *Acta Biologica Szegediensis*. 46, 113-114.

[165] Mclaren, DS., Burman, D., Belton, NR. and Wiliams, AF. (1991). Textbook of pediatric nutrition 3rd ed. *Churchill Livingstone* pp: 251-262.

[166] Mclaughlin, M. F. and Sing, B.R.(1999). Cadmium in soils and plants. Kluwer, Dordrecht.

[167] Mclaughlin, M.J., Parker, D.R. and Clake, J.M. (1999). Metals and Micronutrients Food Safety Tissues. *Field Crops Res*,60: 63-143.

[168] Merrington, G., and Alloway, B.J. (1997). Determination of the Residual Metal Binding Characterisistics of Soils Polluted y Cd and Pb. *J. Water, Air and Soil Pollution*, 100: 49-62.

[169] Miller, M. P., Singer, M. J. and Nilsen, D. R. (1988). Spatial variability of wheat yield soil properties on complex hills. *Soil Sci. Soc. Am.* 52: 1133-1141.

[170] Modern Eloctroplating by Fredric A and Lowenheim.(1974). The electrochemical society, INC. Third edition. Publication by Wilfy. 287-290.

[171] Mohammadifard, N., Omidvar, N. and Rad, A. H. (2006). Does fruit and vegetable intake differ in adult females and males in Isfahan. ARYA J. 1:193-201.

[172] Moore, M. M., Harrington- Brock, K. and Doerr, C.L. (1997). Relative genotoxic potency of arsenic and its methylated metabolites. Mutat. Res. 386: 279-290.

[173] Mortvedt, J. J. (1996). Heavy metal contamination in inorganic and organic fertilizer. *Fertil Res* 43:55-61.

[174] Nacimento, C.W.A., Amarasiriwardena, D. and Xing, B.S. (2006). Comparison of natural organic acids and synthetic chelates at enhancing phytoextraction of metals from a multi-metal contaminated soil. *Environ*. *Pollut*. 140: 114-123.

[175] National Environmental Protection Agency of China. (2001). Safety Quality Standard for Non-Environmental Pollution Vegetable (GB/T 18407.1–2001).

[176] Naqvi, S. M., Vaishnavi, C. and Singh, H. (1994). Toxicity and metabolism of arsenic in vertebrates , in: Arsenic in environment, part II: J. O. Nriagu, ed. Human health and ecosystem effect. John W iley and Sons. Inc., New York.

[177] Nicholson, F. A., Smith, S. R., Alloway, B. J., Carlton-Smith, C. and Chambers, B. J. (2003). An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sci. Total Environ.* 311: 205-219

[178] Nriagu, J.O. and Pacyna, J.M. (1988). Quantitative assessment of world -wide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333: 134-139.

[179] O' Neill, P. (1995). Arsenic, P. 105-121, In: B.J. Alloway, ed., Heavy metals in soil, 2nd ed., John Wiley& Sons. Inc., New York.

[180] Oymak, T., Tokalıog˘lu , S., Yılmaz , V., enol Kartal , S. and Aydın. D. (2008).Determination of lead and cadmium in food samples by the coprecipitation method , Turkey.

[181] Page, A. L., Logan, T. and Ryan, J. (1987). Land Application of Sludge. Lewis publishers, Chelsea, MI.

[182] Pais, I.J., Benton Jones, Jr.(1997). *The handbook of trace elements*. St. Lucie press Boca Raton pub., Florida. 223 pages.

[183] Pais, I., Benton Jones, J. (2000). *The handbook of trace elements*. St. Lucie press New York, 2000.

[184] Pandey, N. and Sharma, C.P. (2002) Effect of heavy metals Co, Ni, and Cd on growth and metabolism of cabbage. *Plant Sci* 163,753-758

[185] Parida, B.K., Chhiba, I.M. and Nayyar, V.K. (2003) Influence of nickel contaminated soils on fenugreek (Trigunella corniculata L.) bgrowth and mineral composiyion. *Sci Ho*r 98, 113-119

[186] Pegon, Y. (1985). Direct determination of arsenic in blood serum by electrothermal atomic absorption spectrometry analytical chemical acta, 172, pp: 147-156.

[187] Philips, D.J.H. (1990). Arsenic in aquatic organisms: a review emphasizing chemical speciation. Aquatic Toxicology 16:151-186.

[188] Piccinini, F. and Favalli, L. (1997). Experimental investigations on the contraction induce by lead in arterial smooth musle. *Toxicology*; 8:43-51.

[189] Pip, E. (1993). Cadmium, copper and lead in wild rice from central Canada. Arch Environ Contam Toxicol ; 24(2): 179-81.

[190] Rashid, A. , Choudhary, F.M. and Sharif, M.(1976). Micronutrient availability to cereals from calcareous soils. III. Zinc absorption by rice and its inhibition by important ions in submerged soils. *Plant Soil* 45: 613 – 623.

[191] Raphael, L., Cynthia, G. and Sebastien, S. (2007). Cadmium and zinc in soil solution extracts following the application of phosphate fertilizers. *Sci. Total Environ.* 378: 293-305.

[192] Reilly, C., Bphil, B.S. and Faifst, P.D. (2002). Metal contamination of food, its significance for food quality and human health. 3rd ed. Blackwell science ltd., osney mead, Oxford, U.K.

[193] Rion, B. and Alloway, J. (2004). Fundamental aspects of Zinc in soils and plants. *International Zinc Association* 1-128.

[194] Ribatto, A., Pellicari, D.and Foppiani, E. (1994). De rose AF zinc and male gonadal function. Rivista di scienaz dell Alimentazione. 23(1): 119-129.

[195] Romic, M. (2007). Representing soil pollution by heavy metals using continuous limitation score. Computers & Geosciences. Vol 33.1316-1326.

[196] Ross, S.M. (1994). Toxic Metals in soil-Plant System. John Wiley and Sons Inc.,*England,* PP. 103-189.

[197] Sanada, S. and Yoshida, O. (1971). Zinc concentraction and total amount of zinc in seminal plasma of infertile men with special reference to prostatic secretory function. Acta urologica Japonica. 31(11): 1971-1987.

[198] Saito, S., Bush, I.M. and Whitmore, W.F. (1976). Effect of certain metals and chelating agents on rat and dog epididymal spermatozoan motility. Fertility and stsrility. 18: 517- 512.

[199] Sarkar, B .(2002). Heavy metals in environment. Marcel Dekker, New York.

[200] Sauve, S., Bride, M. and Hendershot, W. (1998). Soil solution speciation of lead(II): effect of organic matter and pH. Soil Sci. Am 62:618-621.

[201] Schonwald, S. and Matthew, J. (1999). Ellenhorn medical toxicology Lippincott Williams and wilkins LTD.

[202] Schwartz, J. (1991). Lead, blood pressure, and cardiovascular disease in men and women. *Environ Health Perspect*; 91:71-5.

[203] Sharma, R.K., Agrawal, M. and Marshal, F.M. (2009). Heavy metals in vegetables collected from production and market sites of a tropical urban area of India. *Food Chem Toxicol*.47(3): 583.

[204] Shen, Z.G., Li, X.D., Wang, C.C. and Chua, H. (2002). Lead phytoextraction from contaminated soils with high-biomass plant species. J. Environ Quality 31:1893-1900.

[205] Shomar, B. H. (2006). Trace elements in major solid-pesticides used in the Gaza Strip. *Chemosphere*. 65: 898–905

[206] Simon, T. and Eberhard, A. (2000): Effect of Ni and As on Radish tuber cultivated on artificially polluted soils. *Eur. J. Soil Biol.* 36, 73-80

[207] Singh, B. R. and Steinnes, E. (1994). Soil and water contamination by heavy metals. PP. 233-271. *In:* R. Lai and B. A. Stewart (Eds), *Soil Processes and Water Quality.* Lewis Pub., Pub., Boca Raton, Fla. 398 Pages.

[208] Singh, B.P., Das, M. and Prasad, R.N. (1990). Evaluation of available Cu status in altitude wetland rice soils. J. Ind. Soc. *Soil Sci*. 38: 464 – 468.

[209] Singnal, R. and Themas, J.A. (1994). Lead toxicity 3rd ed. New York: Raven press. pp: 101-102.

[210] Sipter, B. R. and Steinnes, E. (2008). Soil and water contamination by heavy metals. PP. 233-271. *In:* R. Lai and B. A. Stewart (Eds), *Soil Processes and Water Quality*. Lewis Pub., Pub., Boca Raton, Fla. 398 Pages.

[211] Smialowicz, R.J., Rogers, R.R., Riddle, M.M. and Scott, G.A. (1984). Immunologic effects of nickel: I. Suppression of cellular and hum oral immunity. Environ. Res.33:413–427.

[212] Smialowicz, R.J., Rogers, R.R. and Rowe, D.G. (1988). The effects of nickel on immune function in the rat. Toxicology.44:271–281.

[213] Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N. P., Fourrier, H. and Perdrix, E. (2002). Assessment of the contamination of cultived soils by eighteen trace elements around smelters in the north of France. *Water, Air soil Poll.* 135: 173-194.

[214] Stoeppler, M. (1991). Cadmium, in Metals and Their Compounds in the Environment. E. Merian (Ed.), VCH. Weinham.

[215] Street, J.J. Lindzay, W.L . and Sabey, B.R. (1977). Solubility and cplant uptake of cadmium in soils amended with cadmium and sewage sluage. *J. Environ. Qual 1:* 72-77.

[216] Swartjes, F. A. (1999). Risk-Based Assessment of Soil and Groundwater Quality in the Netherlands: Standards and Remediation Urgency. *Risk Anal. 19(6): 1235-1249*

[217] Stoyanova, Z. and Doncheva, S. (2002). The effect of Zinc supply and succinate treatment on plant growth and mineral uptake in pea plant*, Plant physiology*. 14(2): 111–116.

[218] Tarlin, H., Wang, S. and Chen Li, G. (2004). Heavey metal content rice and shellfish in Taiwan. Journal of food and analysis. Vol 12, No, 2004. Pages 167-174.

[219] Tiller, K.G.(1989). Heavy metals and their environmental significance. PP. 113-142. *In*: B.A. Steward (Ed.), Advances in Soil Science. Vol. 4, Springer Verlage, New York.

[220] US Centers for Disease Control and Prevention. Preventing lead poisoning in young children, Atlanta,Ga.: US DHHS,(2005). http://wonder.cdc.gov/wonder/prevguid/p0000029/p0000029.asp (Accessed June 16, 2005).

[221] USEPA (US Environmental Protection Agency). (1989). Risk Assessment Guidance for Superfund. Human Health Evaluation Manual Part A. EPA/540/1-89/002. Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC, USA.

[222] USEPA (US Environmental Protection Agency),(1992). Guidelines for exposure assessment. Available at http://www.epa.gov/ncea/pdfs/guidline.pdf

[223] USEPA (US Environmental Protection Agency), (1997). Exposure Factors Handbook. National Center for Environmental Assessment. EPA/600/8-89/043. Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC, USA.

[224] USEPA (US Environmental Protection Agency). (2000). Risk-Based Concentration Table. Office of Health and Environmental Assessment, Washington, DC, USA

[225] USEPA (US Environmental Protection Agency), (2002). Child Specific Exposure Factors Handbook. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1: Human Health Evaluation Manual (Part A). EPA/540/1-890002. Office of Emergency and Remedial Response, Washington, DC, USA.

[226] Vitoria, A.P., Cunha, M.D. and Azevedo, R.A.(2005): Ultra structural changes of Radish leaf exposed to cadmium. *Environ. Exp. Bot*. 58, 47-52

[227] Walker, W.A. (1996). Pediatric gastrointestinal disease pathophysiology diagnosis management 2nd ed. London. Moby Vol.1, pp:251-262.

[228] Wallace, A., Romney, E.M. and Clark, R.B. (1980). Corn inbreds differing in efficiency to Zn. J. *Plant Nutr*. 2: 225 –229.

[229] Wan, B., Christian, R. T. and Soukup, S. W. (1982). Studies of cytogenetic effects of sodium arsenicals on mammalian cell in vitro. *Environ*. *Mutagen*. 4: 493-498.

[230] Wang, X., Sato, T., Xing, B. and Tao, S. (2005). Health risks of heavy metals to the general public in Tianjin, China via consumption of vegetables and fish. *Sci. Total Environ*. 350: 28– 37.

[231] Wang, Z., Chen, J.Q., Chaia, L.Y., Yanga, Z.H., Huanga, S.H. and Zheng, Y. (2011). Environmental impact and site-specific human health risks of chromium in the vicinity of a ferro-alloy manufactory, China. *Journal of Hazardous Materials* 190, 980–985.

[232] Welch, R. M., Allawya, W. H., House, W . A . and Kubota, J. (1991). Geographic distribution of trace element problems.pp.31-57.In: J.J Mortvedt et al. (eds). Micronutrients in agriculture.(2nd Ed.) SSSA bookseries No. 4. *Soil Science Society* of *America*, Madison, WI.

[233] WHO.(2001). Arsenic and arsenic compounds: environmental health criteria 18, World Health Organization, Geneva.

.

[234] WHO/FAO. (2007). *Joint FAO/WHO Food Standard Programme Codex Alimentarius Commission 13th Session.*

[235] Winsor, G.W. (1973). *Nutrition In The U.K. Tomato Manual*. Grower Books, London.

[236] Yang, Q. W., YuanXu, A. N., Shou-jiangLiu, B., Jin-fengHe, A. and Fang-yan, L . (2011). Concentration and potential health risk of heavy metals in market vegetables in Chongqing, China. Ecotoxicology and Environmental Safety

[237] Zhang, M., Alva A.K., Li, Y. and Calvert, D.V. (1997). Chemical association of Cu, Zn, Mn and Pb in selected sandy eitrus soil. Soil Sci 162:181-188.

[238] Zhao, F. J., Su, Y. H., Dunham, S. J., Rakszegi, M., Bedo, Z., McGrath, S. P. and Shewry, P. R. (2009). Variation in mineral micronutrient concentrations in grain of wheat lines of diverse origin. *J. Cereal Sci*. 49: 290–295.

[239] Zheng, N., Wang, Q. and Zheng, D. (2007). Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables. *Sci. Total Environ.* 383: 81–89.

[240] Zhuang, P., Murray, B., McBride, Hanping Xia, Ningyu Lia, Zhian Lia.(2009). Health risk from heavy metals via consumption of food crops in the vicinity of Dabaoshan mine, South China. *Science of the total environment* 407 1551-1561.

Abstract

Although consumers have lots of information about the benefits of cereals and vegetables in the recent years, however they have not enough information about the risks of some foods and agricultural products. The aims of the present study were to investigate the risks of consumption of some agricultural products around Isfahan through calculation of risk for cancerous as well as non-cancerous diseases due to heavy metals content. In order to study the risk assessments for heavy metals, 103 vegetables and agricultural products samples were collected from different area and towns of Isfahan province. The samples were covered some the most important agricultural products in the region such as rice, wheat, onions, leeks, basil, lettuce, carrots, and potatoes. The samples were analyzed for arsenic, cadmium, nickel, zinc and copper concentrations using ICP standard methods. The results showed that the concentration of arsenic was exceeded the standard maximum allowance level suggested by food and agriculture organization (FAO) for rice, wheat and onions. The concentration of lead was also exceeded the standard maximum allowance level suggested by FAO for leeks, basil, lettuce. The results for other metals showed that their concentrations were at the normal range of world health organization (WHO) allowance levels. Also, the concentrations of cadmium were below the detection limit for ICP in all samples. The results also showed that Target Hazard Quotients (THQ) for children was found to be 1.72 and 1.96 for average and maximum consumption, respectively. The corresponding data for adults were 2.08 and 3.01, respectively. The other results also showed that the concentrations of arsenic were medium level potential cancer risk level for both groups of age. The similar results were also found for lead with acceptable level of cancer risk for both groups of consumers.

Keywords: Isfahan, Heavy metals, Target Hazard Quotients, Agricultural products.

Shahrood University Of Technology

Faculty agriculture

Risk assessment of heavy metals in some agriculture products

Mitra Salehipour Bavarsad

Supervisors

Dr. Hadi Ghorbani

Dr. Majid Afyuni

Advisors

Faramarz Faeznia

February 2012