دانشکده کشاورزی

پایان‌نامه کارشناسی ارشد شیمی و حاصلخیزی خاک

مطالعه اثر دفن زباله بر آلودگی ناشی از برخی فلزات سنگین در منطقه حلقه دره کرج

نگارنده : محمد حبیب زاده غرقه

اساتید راهنما:

دکتر هادی قربانی

دکتر علی عباسپور

مرداد ۱۳۹۶

بسم الله الرحمن الرحیم

سپاس و ستایش خدای جل جلاله که آثار قدرت او بر چهره‌ی روز روشن تابان است و انوار حکمت او در دل شب تار درخشان؛

بخشاینده‌ای که تار عنکبوت را سد عصمت دوستان کرد ؛

جباری که نیش پشه را تیغ قهر دشمنان گردانید؛

آفریدگاری که خویشتن را بر ما شناسانید و درهای علم را بر ما گشود

تقدیم با بوسه بر دستان پدرم؛

به او که نمیدانم از بزرگی اش بگویم یا مردانگی و سخاوت مهربانی اش

پدرم راه تمام زندگی ست

پدرم دلخوشی همیشگی ست

تقدیم به مادر عزیزتر از جانم؛

مادرم هستی من ز هستی توست تا هستم و هستی دارمت دوست

چشمه سار جاودنی مادر است

چشمه سار مهربانی مادر است

و تقدیم به مادر بزرگ و خواهران عزیزم

که بدون آن‌ها نتوانم زیست

تقدیر و تشکر از استادان عزیز جناب آقایان دکتر هادی قربانی و دکتر علی عباسپور

چکیده

امروزه توجه به پایش و بررسی آلودگی‌های زیست محیطی یک اصل بسیار مهم است. در این مطالعه تاثیر دفن زباله بر آلودگی ناشی از برخی فلزات سنگین در منطقه حلقه دره کرج مورد بررسی قرار گرفته است. مرکز دفن زباله حلقه دره، محل دفن زباله‌های شهری، بیمارستانی و نخاله‌های ساختمانی کرج می‌باشد. روزانه ۱۲۰۰ تا ۱۷۰۰ تن زباله وارد این منطقه می شود. شیرابه‌های تولیدی از طریق دره ها به پایین دست منطقه انتقال می یابند و در استخرهای جمع آوری شیرابه جمع می شوند. سالانه ۳.۶ هکتار از زمین مرکز دفن از شیرابه پر می شود که این شیرابه موجب آسیب جدی به محیط زیست می گردد. در این تحقیق از خاک های مناطق مختلف متاثر از شیرابه نمونه هایی تهیه شد و برای مقایسه از مناطق بالا دست منطقه نیز نمونه های شاهد برداشت گردید. هچنین از منطقه قبرستان ماشین و شیرابه و کمپوست تولیدی کارخانه کمپوست موجود در منطقه مورد مطالعه نیز نمونه برداری شد. کلیه نمونه ها بر اساس روشهای معتبر آنالیز گردید و برخی ویژگی های فیزیکی و شیمیایی نمونه ها و نیز غلظت فلزات سنگین در آنها اندازه گیری شد. برای نمونه های کمپوست و شیرابه مقایسه با چند استاندارد جهانی صورت گرفت. برای نمونه‌های محل دفن نیز نمودار مقایسه‌ای با نمونه های شاهد انجام گرفت. نتایج حاصل نشان داد که کمپوست دارای غلظت زیاد عناصر سنگین نسبت به استاندارد برخی کشورهای پشیرفته است. برخی عناصر سنگین موجود در شیرابه نیز از استانداردهای ورود به آب های سطحی و زیرزمینی و مصارف آبیاری بیشتر بود. مقایسه بین نمونه های محل دفن زباله و نمونه های شاهد نشان داد که خاک های محل دفن و تحت تاثیرشیرابه از لحاظ پارامترهای هدایت الکتریکی، اسیدیته، آهک و مواد آلی اختلاف معنی داری با نمونه های شاهد داشتند. عناصر سنگین در نمونه های محل دفن در بعضی نمونه ها تا دو برابر بیشتر از نمونه های شاهد بود که نشانگر تجمع این عناصر در خاک آلوده است.

کلمات کلیدی:

محل دفن زباله، شیرابه، آلودگی خاک، کمپوست، فلزات سنگین، حلقه دره کرج

فهرست

فصل اول: کلیات

۱-۱- مقدمه..... ۲

۱-۲- ضرورتوهدف..... ۳

فصل دوم: مواد زائد و آلایندگی فلزات سنگین

۲-۱- تاریخچه..... ۶

۲-۱-۱- تاریخچه دفع مواد زائد در ابتدای تمدن..... ۶

۲-۱-۲- تاریخچه مدیریت دفع مواد زائد شهری بعد انقلاب صنعتی در قاره اروپا و آمریکا..... ۶

۲-۲- سیستم مدیریت مواد جامد شهری در کشورهای در حال توسعه..... ۹

۲-۳- ویژگی‌های دفع و مدیریت مواد زائد جامد شهری در ایران..... ۱۰

۲-۴-انواع مواد زائد جامد شهری ۱۱

۲-۴-۱- پسماندهای غذایی..... ۱۲

۲-۴-۲- آشغال ۱۲

۲-۴-۳- خاکستر و مواد باقیمانده..... ۱۲

۲-۴-۴- نخاله‌های ساختمانی..... ۱۲

۲-۴-۵- مواد زائد خیابانی..... ۱۳

۲-۴-۶- مواد زائد تصفیه خانه‌ها ۱۳

۲-۴-۷- مواد زائد کشاورزی ۱۳

۲-۴-۸- مواد زائد صنعتی ۱۳

۲-۴-۹- مواد زائد خطرناک..... ۱۳

۲-۵-گزینه‌های مختلف طرح لندفیل ۱۴

۲- ۵-۱- لندفیل غیر مهندسی ۱۴

۲-۵-۲- لندفیل با یک لایه زهکش شیرابه ۱۵

۲-۵-۳- لندفیل با یک لایه زهکش شیرابه و یک لایه رسی ۱۵

۲-۶- پارامترهای موثر در انتقال آلودگی..... ۱۶

۲-۶-۱- پارامترهای مربوط به لندفیل ۱۶

۲-۶-۲- پارامترهای مربوط به لایه‌های خاک مابین لندفیل و سفره آب زیرزمینی ۱۷

۲-۶-۳- پارامترهای مربوط به سفره آب زیرزمینی..... ۱۸
۲-۷-فلزات سنگین..... ۱۹
۲-۷-۱- منابع انتشار فلزات سنگین..... ۲۱
۲-۸- فلزات سنگین در محیط..... ۲۱
۲-۸-۱- فلزات سنگین در خاک..... ۲۱
۲-۸-۲ فلزات سنگین در محیط های آبی ۲۳
۲-۹- اثرات فلزات سنگین بر انسان..... ۲۴
۲-۱۰- شیرابه ۲۶
۲-۱۰-۱- ترکیب شیرابه ۲۷
۲-۱۰-۲- میزان تولید شیرابه زباله ۲۷
۲-۱۰-۳- سمیت شیرابه محل دفن زباله ۲۸
۲-۱۰-۴-تاثیرات شیرابه بر روی خاک..... ۲۹
۲-۱۰-۴-۱- شوری خاک..... ۳۰
۲-۱۰-۴-۲- اسیدیته خاک ۳۰
۲-۱۰-۴-۳- مقدار آنیون های محلول خاک ۳۱
۲-۱۰-۴-۴-مقدار کاتیون های محلول خاک ۳۱
۲-۱۰-۴-۵- باروری خاک..... ۳۱
۲-۱۰-۴-۶- تجمع عناصر سنگین ۳۲
۲-۱۱- کمپوست ۳۸
۲-۱۱-۱- مضرات کمپوست مخلوط ۳۸
۲-۱۱-۱-۱- مواد آلی..... ۴۰
۲-۱۱-۱-۲-مواد غیر آلی(فلزات سنگین)..... ۴۰
۲-۱۱-۲- مزایای کمپوست در کشاورزی..... ۴۲
۲-۱۱-۳-کیفیت و استاندارد کمپوست..... ۴۲
۲-۱۱-۴- وضعیت کمپوست مخلوط تولیدی در برخی از شهرهای ایران..... ۴۳
۲-۱۱-۴-۱- کمپوست تولیدی کارخانه آراد کوه تهران..... ۴۴
۲-۱۱-۴-۲-کمپوست تولیدی کارخانه مشهد..... ۴۴

فصل سوم: معرفی منطقه مورد مطالعه

۳-۱- استان البرز..... ۴۶

۳-۱-۱-اقلیم..... ۴۶

۳-۱-۲- توپوگرافی..... ۴۷

۳-۱-۳-پسماندها..... ۴۷

۳-۱-۳-۱-زباله‌های خانگی ۴۷

۳-۱-۳-۲-پسماندهای صنعتی..... ۴۸

۳-۱-۳-۲-۱- پسماندهای الکتریکی و نیروگاهی..... ۴۹

۳-۱-۳-۲-۲- پسماندهای نفتی..... ۴۹

۳-۱-۳-۳- پسماندهاییبیمارستانی..... ۴۹

۳-۱-۳-۴-پسماندهای کشاورزی..... ۵۰

۳-۱-۳-۵-پسماندهای ویژه..... ۵۰

۳-۲-مرکز دفن حلقه دره کرج ۵۰

۳-۲-۱- معرفی مرکز دفن زباله حلقه دره..... ۵۱

۳-۲-۲- شرایط عمومی جغرافیایی..... ۵۱

۳-۲-۳- موقعیت قرار گیری نسبت به شهر و روستاها ۵۱

۳-۲-۴- لیتولوژی..... ۵۲

۳-۲-۵-کاربری اراضی منطقه..... ۵۲

۳-۲-۶- دفن زباله در مرکز حلقه دره..... ۵۴

فصل چهارم: مواد و روش‌ها

۴-۱- نمونه برداری..... ۵۶

۴-۱-۱- نحوه نمونه برداری ۵۶

۴-۱-۲- نمونه برداری از خاک..... ۵۶

۴-۱-۳- نمونه برداری از شیرابه ۵۸

۴-۱-۴-نمونه برداری از کمپوست ۵۸

۴-۲- روش های تجزیه نمونه‌ها ۵۹

۴-۲- ۱- شیرابه..... ۵۹

۴-۲- ۱- ۱-هدایت الکتریکی EC..... ۵۹

۴-۲- ۱- ۲- اسیدیته pH ۵۹
۴-۲- ۱- ۳- عناصر کل ۵۹
۴-۲-۲- خاک ۶۰
۴-۲-۲-۱-هدایت الکتریکی EC ۶۰
۴-۲-۲-۲- اسیدیته pH ۶۰
۴-۲-۲-۳- بافت خاک ۶۰
۴-۲-۲-۴- کربن خاک ۶۰
۴-۲-۲-۵-آهک خاک ۶۰
۴-۲-۲-۶- عناصر کل ۶۱
۴-۲-۳- کمپوست ۶۱
۴-۲-۳-۱- عناصر کل کمپوست ۶۱
۴-۳- تجزیه و تحلیل داده‌ها ۶۱
۴-۴- نقشه‌های هم غلظت ۶۲

فصل پنجم: نتایج و بحث

۵-۱-کمپوست ۶۴
۵-۱-۲-کمپوست تولیدی کارخانه کرج ۶۵
۵-۱-۳- نتایج آنالیز کمپوست ۶۶
۵-۲-شیرابه ۶۹
۵-۲-۱-اسیدیته ۷۳
۵-۲-۲-هدایت الکتریکی ۷۳
۵-۲-۳- فسفر ۷۳
۵-۲-۴-کلسیم ۷۳
۵-۲-۵-منیزیم ۷۴
۵-۲-۶-آهن ۷۴
۵-۲-۷-منگنز ۷۴
۵-۲-۸-مس ۷۵
۵-۲-۹-کادمیوم ۷۵
۵-۲-۱۰-روی ۷۵

۵-۲-۱۱-کروم، سرب ، نیکل..... ۷۵
۵-۳- خاک متاثر از شیرابه..... ۷۶
۵-۳-۱-اسیدیته خاک..... ۷۶
۵-۳-۲- هدایت الکتریکی خاک..... ۷۸
۵-۳-۳- بافت خاک..... ۷۹
۵-۳-۴- آهک خاک ۸۰
۵-۳-۵- مواد آلی خاک..... ۸۱
۵-۳-۶- عناصر کل..... ۸۳
۵-۳-۶-۱-فسفر کل ۸۳
۵-۳-۶-۲- گوگرد کل ۸۴
۵-۳-۶-۳-پتاسیم کل ۸۴
۵-۳-۶-۴- کلسیم کل ۸۵
۵-۳-۶-۵- سدیم کل ۸۶
۵-۳-۶-۶- منیزیم کل ۸۷
۵-۳-۷- فلزات سنگین ۸۸
۵-۳-۷-۱- کادمیوم..... ۸۹
۵-۳-۷-۲- مس..... ۸۹
۵-۳-۷-۳- روی..... ۹۰
۵-۳-۷-۴- سرب ۹۱
۵-۳-۷-۵- کروم..... ۹۳
۵-۳-۷-۶-استرانسیم..... ۹۴
۵-۳-۷-۷- منگنز..... ۹۴
۵-۳-۷-۸- آهن..... ۹۵
۵-۴- نقشه‌های هم غلظت عناصر سنگین..... ۹۶
فصل ششم: نتیجه گیری و پیشنهادات
۶-۱- نتیجه گیری..... ۱۰۶
۶-۲-پیشنهادات..... ۱۰۷
فهرست منابع مورد استفاده..... ۱۰۸

فهرست جدول ها

جدول۱-۱- منشاء فلزات سنگین در زباله ی شهری..... ۴۱
جدول۱-۲- عوارض ناشی از فلزات سنگین بر انسان..... ۴۱
جدول۱-۳- غلظت فلزات سنگین در کمپوست آرادکوه..... ۴۴
جدول۱-۴- درصد غلطت فلزات سنگین در کمپوست مشهد..... ۴۴
جدول۳-۱.مشخصات اقلیمی برخی مناطق استان البرز..... ۴۷
جدول۳-۲-میزان تولید روزانه، تفکیک از مبداء، بازیافت و کمپوست پسماندهای عادی(خانگی)استان البرز..... ۴۸
جدول۵-۱-حد مجاز فلزات سنگین در کمپوست در کشورهای مختلف..... ۶۴
جدول۵-۲- حد مجاز فلزات سنگین در ایران..... ۶۴
جدول۵-۳- غلطت فلزات سنگین در کمپوست کرج در سال ۸۵..... ۶۵
جدول۵-۴- غلطت فلزات سنگین در کمپوست حلقه دره کرج ۶۸
جدول۵-۵-برخی ویژگی های شیرابه های لندفیل انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا..... ۷۰
جدول۵-۶- حد مجاز تخلیه فاضلاب به آب سطحی و مصارف کشاورزی..... ۷۱
جدول۵-۷- برخی خصوصیات شیمیایی و غلظت عناصر در شیرابه‌های مرکز دفن حلقه دره ۷۲
جدول۵-۸- درصد رس، سیلت و شن و کلاس بافتی نمونه خاک های منطقه مورد مطالعه ۸۰
جدول۵-۹- درصد گوگرد کل نمونه خاک های منطقه مورد مطالعه..... ۸۴
جدول۵-۱۰- استاندارد شروع غلظت برخی فلزات سنگین در خاک ۸۹
جدول۵-۱۱- استاندارد آلودگی خاک در کشور های مختلف ۸۹

فهرست شکل‌ها

شکل ۲-۱- شکل شماتیک گزینه اول طرح مدفن (بدون المان مهندسی) ۱۴
شکل ۲-۲- شکل شماتیک گزینه دوم طرح مدفن (با یک المان مهندسی زهکش شیرابه).....۱۵
شکل۲-۳-شکل شماتیک گزینه سوم طرح مدفن(با دو المان مهندسی زهکش شیرابه و لایه رسی).۱۶
شکل۳-۱- موقعیت استان البرز.....۴۶
شکل۳-۲- عکس ماهواره ای از منطقه حلقه دره.....۵۱
شکل۳-۳- نقشه توپوگرافی حلقه دره.....۵۳
شکل۳-۴- موقعیت قرار گیری حلقه دره نسبت به مراکز ۵۳
شکل۳-۵- کاربری اراضی در منطقه حلقه دره.....۵۳
شکل۴-۱- جوی های شیرابه و دریاچه های جمع آوری شیرابه.....۵۶
شکل۴-۲- محل‌های نمونه برداری.....۵۷
شکل۴-۳- نمونه برداری از خاک محل دفن.....۵۷
شکل۴-۴- شیرابه جاری شده بر روی خاک ۵۸
شکل۴-۵- محل استقرار زباله ها ۵۹
شکل۴-۶- کمپوست خروجی از دستگاه ۵۹
شکل ۵-۱- نمایی از کارخانه تصفیه شیرابه ۷۰
شکل ۵-۲- موقعیت جغرافیایی کارخانه تصفیه در حال احداث.....۷۱
شکل۵ -۳- مقادیر اسیدیته نمونه‌های خاک متاثر شیرابه ۷۷
شکل ۵-۴– مقادیر هدایت الکتریکی نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۷۸
شکل ۵-۵– مقادیر آهک نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۸۱
شکل ۵-۶– مقادیر مواد آلی نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۸۲
شکل ۵-۷– مقادیر فسفر نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۸۳
شکل ۵-۸– مقادیر پتاسیم نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۸۵
شکل ۵-۹- مقادیر کلسیم نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۸۶
شکل ۵-۱۰- مقادیر سدیم نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۸۷
شکل ۵-۱۱- مقادیر منیزیم نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۸۸
شکل ۵-۱۲- مقادیر مس نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۹۰

شکل ۵-۱۳- مقادیر روی نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۹۱
شکل ۵-۱۴- مقادیر سرب نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۹۲
شکل ۵-۱۵- مقادیر کروم نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه ۹۳
شکل ۵-۱۶- مقادیر استرانسیم نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۹۴
شکل ۵-۱۷- مقادیر منگنز نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۹۵
شکل ۵-۱۸- مقادیر آهن نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه.....۹۶
شکل ۵-۱۹- نقشه پهنه بندی غلظت سرب در خاک منطقه مورد مطالعه.....۹۷
شکل۵-۲۰- نقشه پهنه بندی غلظت روی در خاک منطقه مورد مطالعه.....۹۸
شکل۵-۲۱- نقشه پهنه بندی غلظت کروم در خاک منطقه مورد مطالعه.....۹۹
شکل۵-۲۲- نقشه پهنه بندی غلظت مس در خاک منطقه مورد مطالعه.....۱۰۰
شکل۵-۲۳- نقشه پهنه بندی غلظت منگنز در خاک منطقه مورد مطالعه.....۱۰۱
شکل۵-۲۴- نقشه پهنه بندی غلظت استرانسیم در خاک منطقه مورد مطالعه.....۱۰۲
شکل۵-۲۵- نقشه پهنه بندی غلظت آهن در خاک منطقه مورد مطالعه.....۱۰۳

فصل اول

کلیات

۱-۱- مقدمه

رشد صنایع و توسعه تکنولوژی در چند دهه گذشته، موجب افزایش تولید مواد زائد و جامد شده است(Sheng & Chih 2000). خاک بعنوان اولین پذیرنده مواد زائد جامد مطرح است. انواع مختلف مواد زائد با ترکیبات مختلف در محل‌های دفن زباله شهری رها می‌شوند. این ترکیبات وارد ساختار خاک می‌شوند و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی آن را تغییر داده و باعث آلودگی خاک و در صورت فراهم بودن شرایط از طریق آبشویی آن، زمینه را برای آلوده سازی آب زیر زمینی فراهم می-آورند(National Research Council 2003).

توجه به محیط زیست و موضوع مواد زائد جامد، مسأله مهمی است که در سال‌های اخیر مورد توجه جهانیان قرار گرفته است. انسان و بسیاری از موجودات کره زمین، به شیوه‌های مختلف زباله ساز هستند، در نتیجه کنترل آن‌ها، تضمین در سلامت و بقای محیط زیست را به همراه دارد (عمرانی، ۱۳۷۷). شیرابه ناشی از زباله در محل‌های دفن یکی از مشکلات زیست محیطی مناطق شهری می-باشد زیرا دفع آن‌ها ممکن است آلودگی‌های جدی برای آب‌های زیرزمینی و سطحی را به دنبال داشته باشد (عمرانی ۱۳۷۳).

در سال‌های اخیر افزایش تعداد منابع انتشار عناصر کمیاب با نگرش خاصی بر فلزات سنگین، به نحو چشمگیری مورد توجه پژوهشگران واقع شده است. فعالیت‌های انسانی از جمله معدن کاری و فرآیند-های استخراج و فرآوری، سموم ضد آفات، زباله‌های شهری و صنعتی ، ضایعات حاصل از سوخت‌های فسیلی همگی به نحوی در تجمع فلزات سنگین در خاک سهیم می‌باشند(Adriano & Jakso 1986;).

اگرچه تعریف روشنی از فلزات سنگین وجود ندارد ولی عموما به عناصری که وزن مخصوص آن‌ها پنج برابر آب است فلز سنگین اطلاق میشود(Jarup 2003). همچنین به فلزاتی که جرم اتمی آن‌ها از جرم اتمی آهن (معادل ۵۵/۸ گرم بر مول) بیشتر باشد نیز فلز سنگین گفته میشود(Dabiri, 2008). فلزات سنگین گروهی از پایدارترین آلاینده‌های محیط زیست هستند که نمی‌توانند مانند آلاینده‌های

آلی از طریق فرایندههای شیمیایی یا زیستی در طبیعت تجزیه شوند. یکی از مهمترین پیامدهای مهم پایداری آن‌ها، تجمع زیاد آنها در طول زنجیره غذایی است(بزرگ نمایی زیستی) که در نتیجه این فرآیند مقدار فلزات سنگین در سطوح بالاتر زنجیره غذایی تا چندین برابر مقادیر موجود در آب، خاک و هوای اطراف افزایش می‌یابند. این امر موجب آسیب به گیاهان و در نهایت منجر به مخاطره انداختن سلامت انسان و جانوران می‌گردد(Altindag 2005). جذب فلزات سنگین از طریق سیستم گیاهی، به عنوان یک راه عمده برای در معرض قرار گرفتن انسان با فلزات سنگین شناخته شده است (Liu et,all 2007 .).

۱-۲- ضرورت و هدف

فعالیت‌های کشاورزی و به خصوص صنعتی منجر به آزاد سازی مقادیر بالایی از فلزات سنگین به محیط شده که می‌توان به عنوان یک خطر جدی برای سلامتی اکوسیستم و انسان مطرح باشد. آلودگی خاک، آب‌های زیرزمینی، آب‌های سطحی و هوا با فلزات سمی و خطرناک یک مشکل جدی و جهانی محسوب می‌شود. در رابطه با خطر خاک‌های آلوده با فلزات سنگین مشکل اساسی جذب فلزات بوسیله زنجیره غذایی می‌باشد(نصر آزادی،۱۳۸۹).

اگرچه دفن نمودن یکی از رایج‌ترین راه‌های مدیریت ضایعات تولید شده می‌باشد که مدیران شهری در مواجهه با این معضل اتخاذ می‌نماند اما علی رغم مزیت‌های زیاد، شیرابه ناشی از زباله در محل‌های دفن یکی از مشکلات زیست محیطی مناطق شهری می‌باشد. زیرا دفع آنها ممکن است آلودگی جدی برای آب‌های زیر زمینی و آب‌های سطحی را به دنبال داشته باشد(عمرانی،۱۳۷۳).

هدف از این تحقیق، مطالعه اثر دفن زباله بر آلودگی ناشی از برخی فلزات سنگین بر روی خاک در منطقه حلقه دره کرج و شیرابه ناشی از دفن زباله و همچنین ارزیابی کیفیت کمپوست کارخانه کمپوست حلقه دره کرج می‌باشد.

دفن زباله‌ها در این منطقه بدون هرگونه بستر سازی برای جلوگیری از نفوذ شیرابه به لایه‌های پایین تر انجام می‌شود. که این باعث نگرانی نفوذ آلودگی به آب‌های زیر زمینی می‌شود. همچنین عدم

مدیریت جمع آوری شیرابه در محل‌های استاندارد و همراه با لایه غیر قابل نفوذ برای جلوگیری از نفوذ شیرابه یکی از معضل‌های این مرکز دفن است. به تازگی اختلاف بر سر این منطقه میان سازمان مدیریت پسماند کرج و سازمان حفاظت محیط زیست و همچنین فرودگاه پیام که در مجاورت این مکان است بالا گرفته است. برای بررسی این موضوع و اثراتی که منطقه دفن زباله بر محیط اطراف دارد، نمونه‌های خاک و شیرابه و کمپوست برداشته و از جهات اسیدیته، هدایت الکتریکی، بافت خاک، آهک خاک، مواد آلی خاک و عناصر کلسیم، مولیبدن، فسفر، گوگرد، سدیم و پتاسیم و فلزات فلزاتی مانند نقره، آلومنیوم، آرسنیک، بریلیوم، بیسمونت، کادمیوم، منیزیم، منگنز، نیکل، سرب، آنتیموان، اسکاندیم، استرانسیم، تیتانیوم، وانادیوم، ایتریم، روی، ژرمانیم، کبالت، کروم، مس، آهن و لانتان مورد آنالیز قرار گرفتند.

فصل دوم

مروری بر منابع

۲-۱- تاریخچه

۲-۱-۱- تاریخچه دفع مواد زائد در ابتدای تمدن

یکی از معضلات افزایش جمعیت و گسترش شهرنشینی تولید انبوه زباله و ضایعات می‌باشد. مشکل دفع زباله همواره از سال‌های دور گریبانگیر بشر بوده است و انسان را همیشه وادار نموده تا روش‌هایی را برای مقابله با آن چاره اندیشی کند. در ابتدا ساده ترین روشی که بشر برای مدیریت مواد زائد خود اجرا نموده، تلنبار نمودن آن در نقاط پست و دور نسبت به محدوده سکونت خود بوده است. با افزایش تدریجی جمعیت که یکی از اثرات آن افزایش تولید زباله است، روش سوزاندن زباله‌های تلمبار شده به شکل راه حلی مطرح شد تا از مشکلات مربوط به تلنبار نمودن زباله‌ها که تعفن، اشاعه بیماری‌های مختلف و هجوم انواع حشرات و جوندگان موذی است کاسته شود. اما گذشت زمان و آگاهی بیشتر نسبت به بازتاب آلودگی‌ها و مشکلات ناشی از زباله‌ها و سوزاندن آن‌ها، موجب گردید تا علم مدیریت مواد زائد جامد بیش از پیش مورد توجه قرار گیرد. این علم شامل شش عنصر اساسی می‌باشد که عبارتند از : تولید، ذخیره در محل، جمع آوری، حمل و نقل، بازیافت و دفع (عبدلی ۱۳۷۲).

۲-۱-۲- تاریخچه مدیریت دفع مواد زائد شهری بعد انقلاب صنعتی در قاره اروپا و آمریکا

سابقه سیستم‌های مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشورهای صنعتی آمریکا و انگلستان به اواخر دهه ۱۹۳۰ و اوایل ۱۹۴۰ و در جوامع علمی سابقه موضوع به صورت مکتوب به اواسط دهه ۱۹۱۰ بر می‌گردد. اگرچه در آن زمان‌ها سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری بسیار ساده بوده ولی پایه و اساس علمی داشت. در آن زمان به دلیل جوان بودن سیستم‌های مدیریت مواد زائد ، افزایش راندمان مطرح نبود. انرژی و مواد اولیه نیز به اندازه کافی در دسترس نبود. بنابر این دو ضرورت عمده یعنی تولید مواد انرژی و افزایش کارایی سیستم که امروزه بسیار مورد توجه است، آن زمان اصولا مطرح نبودند(عبدلی ۱۳۸۵). مکان‌های دفن در نزدیکی شهرها بود و به عملیات انتقال نیازی نبود تنوع در ماشین آلات وجود نداشت و در بسیاری از موارد برای حمل زباله‌های شهری از گاری‌های اسب کش استفاده می‌شد. حجم زباله کم بود و اکثر قریب به اتفاق اجزای زباله‌های شهری را مواد فاسدپذیر

تشکیل می‌دادند. به همین دلیل برای خوراک دام و طیور و مزارع کشاورزی موجود در اطراف شهرها مورد استفاده قرار می‌گرفتند. شاید بتوان گفت در آن زمان تنها روش پردازش زباله‌های شهری تهیه خوراک دام و طیور و استفاده از زباله‌های فساد پذیر در مزارع بود و موضوع محیط زیست و مشکلات زیست محیطی که بعد از دهه ۱۹۷۰ به صورت جدی در دنیا مطرح شد، هنوز وجود نداشت و چون مکان‌های دفن به تازگی در حال شکل گیری بودند، موضوع نظارت‌های بعد از دفن نیز مطرح نبود. حجم زباله‌ها آنقدر کم بود که اصولا بحث کاهش از مبدأ ضرورتی نداشت(عبدلی ۱۳۷۹).

بنابر این سیستم‌های مدیریت مواد زائد شهری از سه عنصر تولید، جمع آوری و دفن تشکیل شد. با گذشت زمان، جمعیت شهرها رو به فزونی گذاشت، شهرها توسعه و گسترش پیدا کردند، صنعت و مصنوعات آن وارد زندگی شهرنشینی شدند، کیفیت مواد زائد شهری تغییر یافت، حجم مواد زائد غیر قابل تجزیه بیولوژیکی در زباله‌های شهری افزایش پیدا کرد ودر عوض سهم مواد زائد فساد پذیر کمتر شد، مشکلات زیست محیطی در اطراف محل‌های دفن زباله مشاهده شدند. در بسیاری از محل‌های دفن زباله آب‌های زیر زمینی آلوده شدند و یا در معرض آلودگی قرار گرفتند؛ اعتراض مردمی به مکان‌های دفن شکل گرفت و به مرور افزایش پیدا کرد؛ در نتیجه ادامه روند موجود سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری به شدت مورد سوال و اعتراض قرار گرفت. در این دوره، موضوع اصلی دفع مواد زائد جامد شهری، پیدا کردن زمینی برای دفع بود. به چگونگی دفع کمتر اندیشه می‌شد و صرف دفن زباله در زمین و پوشش آن با خاک، مسئولان را راضی میکرد. از دهه ۱۹۷۰ به بعد، روش‌های جایگزین دفن در زمین برای مواد زائد جامد شهری مطرح شد و اصلاح زمین‌های دفن گذشته و نیز مراقبت‌های بعد از دفن هم مورد توجه قرار گرفت. این مسئله منجر به پیدایش نسل جدیدی از فناوری در جهان به نام (فناوری‌های پاک) شده است. بنابر این عناصر موظف در سیستم‌های مدیریت مواد زائد جامد شهری از سه عنصر موظف تولید، جمع آوری و دفن در دهه ی ۱۹۴۰ به شش عنصر موظف تولید، ذخیره و اداره در محل، جمع آوری، حمل ونقل، پردازش و بازیافت و دفع در دهه‌ی ۱۹۷۰ و به هشت عنصر موظف کاهش در مبداء، تولید، ذخیره و اداره در محل، جمع آوری، حمل و

نقل، پردازش و بازیافت، دفع و مراقبت‌های بعد از دفع از دهه ی ۱۹۹۰ به بعد تبدیل شده است. در حال حاضر سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشورهای صنعتی شامل مجموعه برنامه‌های منسجم، سیستماتیک و پیچیده ای است که طی این برنامه‌ها اقدامات لازم برای حل معضل زباله‌های شهری صورت می‌گیرد. حل معضلات این سیستم‌ها نیاز به جامع نگری و دور اندیشی دارد و باید از همه‌ی روش‌ها و امکانات برای رفع این معضل بهره گرفت.(عبدلی، ۱۳۸۵)

مدیریت مواد زائد جامد در کشورهای صنعتی سابقه طولانی دارد. سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری در این کشورها از اواخر دهه ی ۱۹۳۰ شکل گرفته و به تدریج رشد کرده است تا قبل از دهه-ی ۱۹۳۰ موضوع اصلی مدیریت مواد زائد دور کردن زائدات از محل سکونت روستایی یا شهری بود تا این زمان تغییرات چندانی در طرز تلقی جامعه از مدیریت زباله‌ها به وجود نیامده بود. در این دوره مدیریت زباله فقط به فکر این بود که کجا زباله را دفع کند و اصولا درباره چگونگی دفع زباله نگرانی وجود نداشت (Tchobanoglous et al, 1993).

گسترش شهرها و رشد جمعیت، دیگر امکان دفع زباله توسط شهروند را میسر نمی‌کرد و شهرداری‌ها باید این امور را به عهده می‌گرفتند(APWA, 1996)

گسترش بهداشت و توجه بیشتر به مسائل محیط زیست، هر روز از تعداد محل‌های تلمبار زباله در اطراف شهرها میکاست و شهرداری برای دفع زباله باید فاصله بیشتری را طی می‌کرد. بنابراین تفکر جمع آوری و دفع سیستماتیک در شهرداری‌ها به تدریج شکل گرفت. این تفکر در جهان متمدن نسبتا جدید است. با آنکه دفع توسط سوزاندن و تلمبار زباله از زمان قدیم در کشورهای صنعتی شناخته شده بود، جمع آوری و دفع سیستماتیک حتی در شهرهای بزرگ تا قرن نوزدهم متداول نبود(APWA, 1996). عناصر موظف در سیستم‌های مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشورهای صنعتی از سه عنصر موظف در اواخر دهه ی ۱۹۳۰ به هشت عنصر موظف در حال حاضر ارتقاء پیدا کرده است. امروزه مدیریت مواد زائد در این کشورها به عنوان فعالیتی فرابخشی مطرح است و جزء مواد توسعه پایدار محسوب می‌شود. بنابراین به تمام عملیات و اقدامات این سیستم با دید توسعه

پایدار نگاه می‌شود. در حال حاضر این سیستم به صورت گسترده در کشورهای صنعتی اجرا می‌شود. البته مسئولان امور بهداشتی آگاهی کامل از مخابرات دفع زباله در زمین دارند و نیز می‌دانند که هیچ مانعی نمی‌تواند صد در صد در مقابل انتشار آلودگی‌ها به خصوص در طول عمر محل دفن و بعد از بسته شدن محل قابل اعتماد باشد ولی با وجود معرفی گزینه‌های دفع، مثل کمپوست و زباله سوزی، باز هم دفع به عنوان گزینه حتمی می‌باشد(Nickolse & Themelis, 2003).

سازماندهی و تشکیلات برای انجام مدیریت جامع مواد زائد باید بتواند به صورت فرابخشی عمل کند. مدیریت جامع حول چهار محور شکل می‌گیرد. این محورها بر اساس اولویت عبارتند از(عبدلی، ۱۳۷۹):

۱- کاهش در مبداء (شامل استفاده مجدد)

۲- بازیافت (شامل کمپوست)

۳- زباله سوزی (با بازیافت انرژی)

۴- دفع بهداشتی

۲-۲- سیستم مدیریت مواد جامد شهری در کشورهای در حال توسعه

یکی از مهم‌ترین مسائل زیست محیطی کشورهای در حال توسعه، مدیریت مواد زائد جامد شهری است. معضل مربوط به مواد زائد جامد به دلیل رشد سریع جمعیت و گسترش شهرنشینی در بیشتر نقاط آسیا، آسیای لاتین و آفریقا بیش از گذشته موجب نگرانی مسئولان شده است. نکته مهم در توسعه شهرهای کشورهای در حال توسعه، رشد سریع و بی رویه جمعیت در پایتخت و سایر شهرهای بزرگ است.(عبدلی، ۱۳۸۵)

شواهد عینی و مطالعات کتابخانه‌ای نشان می‌دهد مهم‌ترین مسائل مرتبط با مدیریت مواد زائد جامد در کشورهای در حال توسعه عبارتند از(Mukerjees, 1998):

۱- عدم تناسب ظرفیت سیستم جمع‌آوری مواد زائد با جمعیت زیر پوشش سیستم

۲- عدم بازدهی کافی سیستم خدمت شهری و مدیریت مواد زائد شهری

۳- محدودیت در بکارگیری بخش‌های رسمی و غیر رسمی در فعالیت‌های بازیافت مواد

۴- مشکلات ویژه در مورد دفع نهایی مواد زائد جامد

۵- مشکلات مربوط به جمع‌آوری و دفع مواد زائد خطرناک شهری

۲-۳- ویژگی‌های دفع و مدیریت مواد زائد جامد شهری در ایران

ویژگی‌های مدیریت مواد زائد شهری در ایران را می‌توان به اختصار به صورت زیر بیان کرد (عبدلی، ۱۳۸۰):

۱-سیستم‌های مدیریت مواد زائد جامد شهری در ایران از سابقه طولانی برخوردار نیست و در بسیاری از شهرهای کشور روش‌های تجربی (البته با ماشین آلات جدید) اعمال میشود؛

۲-سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشور حتی در شهرهای بزرگ و کلان شهرها به معنی امروزی آن (حتی با شش عنصر موظف) وجود ندارد؛

۳-مطالعه پایه و بنیادی در زمینه و اجرا و عناصر مختلف سیستم مدیریت مواد زائد شهری در کشور انجام نشده و با وجود مطالعات پراکنده که در این باره توسط وزارت کشور و بعضی استانداری‌ها انجام شده است، کمبودهای زیادی در این مورد وجود دارد؛

۴- سیستم‌های فعلی مدیریت مواد زائد جامد شهری از کمبود ماشین آلات رنج می‌برند و به ورود فناوری‌های جدید نیازمندند؛

۵- بازیافت به غیر از چند شهر در سایر شهرهای کشور جایگاه رسمی و قانونی در سیستم مدیریت مواد زائد جامد ندارد؛

۶- پردازش در سیستم مدیریت زباله‌های شهری ایران جایگاهی ندارد؛

۷- از نظر ذفن بهداشتی زباله شهری ایران در مرحله اولیه دفن بهداشت (دهه ۱۹۴۰) قرار دارد.

در حال حاضر در مدیریت مواد زائد جامد شهری ایران، قسمت اعظم منابع مالی و انسانی برای جمع آوری و حمل و نقل صرف می‌شود و در زمینه تولید، ذخیره در محل، بازیافت و دفع، کار چندانی صورت نگرفته است(عمرانی ۱۳۷۳). این عدم تعادل، مهمترین دلیل سوء مدیریت در امر مواد زائد

شهری است. همان اندازه جمع‌آوری و حمل و نقل مهم هستند، تولید و بازیافت و دفع مواد نیز مهم محسوب می‌شوند و باید مورد توجه قرار بگیرند. اطلاع دقیق از کمیت و کیفیت تولید و پراکنش نقاط تولید در سطح شهر، می‌تواند در امر جمع آوری و حمل و نقل بسیار مفید واقع شود و به صرفه جویی‌های زیادی در این دو عنصر موظف منجر گردد. پردازش و بازیافت مواد، مستقیما به کمیت و کیفیت تولید ارتباط دارد و دفع مواد نیز به همه عناصر موظف قبلی مربوط می‌شود. بنابر این، این عناصر همانند حلقه‌های یک زنجیر به هم پیوسته هستند و هر کدام از این عناصر نقش ویژه ای را در سیستم مدیریت مواد زائد جامد ایفا می‌کنند باید متناسب با وظیفه‌شان به آن‌ها توجه شده و منابع لازم به آن‌ها اختصاص داده شود. ظهور تکنولوژی‌های جدید و پیشرفت دانش بشری در امر حفاظت از محیط زیست و نیز توجه خاص به آلاینده‌های خاک و خطرات ناشی از مدیریت غیر صحیح مواد، به نگرش جدیدی در مدیریت مواد زائد جامد منجر شده است. در نتیجه هر روز تکنولوژی‌های جدیدی در این سیستم‌ها به خدمت گرفته می‌شوند.

زمانی بازیافت مواد و انرژی مطرح نبود ولی امروزه جزء لاینفک این سیستم محسوب می‌شود. در ایران نیز مسئولیت مستقیم مواد زائد جامد به عهده شهرداری‌ها می‌باشد. در سال‌های اخیر سازمان-های مختلفی برای بهینه سازی مدیریت مواد زائد جامد تشکیل شده است که می‌توان به سازمان بازیافت و تبدیل مواد شهرداری تهران و ستادهای مواد زائد جامد در برخی از شهرها اشاره نمود. سلسله مراتب مدیریت مواد زائد جامد در اغلب شهرهای ایران بدین صورت است که مسئول خدمات شهری به عنوان یک زیر مجموعه از شهرداری هر منطقه فعالیت کرده که وظیفه اصلی آن ارائه خدمات مورد نیاز هر شهر از جمله جمع آوری، حمل و نقل و دفع زباله می‌باشد (عمرانی،۱۳۷۷)

۲-۴-انواع مواد زائد جامد شهری

به طور کلی مواد زائد جامد شهری عبارتند از:

۲-۴-۱- پسماندهای غذایی

این مواد شامل باقی‌مانده گوشت، فرآورده‌های حیوانی، میوه‌ها، سبزیجات و سایر خوراکی‌ها بوده که در مراحل مختلف استفاده(جابجایی، آماده سازی، پخت و پز و خوردن غذا) حاصل می‌شود. مهم‌ترین خاصیت این (مواد تجزیه پذیر بودن) آن‌ها است(عمرانی، ۱۳۷۳). تجزیه پذیری این مواد اغلب با بوی زننده همراه می‌باشد و زیستگاه مناسبی برای حشرات، جوندگان، حیوانات موذی، میکروب‌ها و سایر ناقلان بیماری‌ها هستند. در اغلب مناطق تجزیه پذیری این مواد در طراحی و عملکرد سیستم‌های جمع آوری زباله کاملا موثر است(عرب حلوایی،۱۳۷۴). در مواد زائد شهری ایران پسماندهای غذایی درصد زیادی از زباله‌ها را تشکیل می‌دهند.

۲-۴-۲- آشغال

این مواد که عمدتا در مناطق مسکونی و تجاری تولید می‌شود به دو دسته قابل اشتعال و غیر فابل اشتعال تقسیم بندی می‌شوند. مواد قابل اشتعال عبارتند از: کاغذ، مقوا، لاستیک، چرم و چوب، پلاستیک و اضافات باغبانی و مواد غیر قابل اشتعال عبارتند از: شیشه، قوطی‌های آلومینیومی، قوطی-های قلعی، فلزات آهنی و خاکروبه(عمرانی، ۱۳۷۷).

۲-۴-۳- خاکستر و مواد باقیمانده

به باقیمانده از سوختن چوب، زغال یا زغال سنگ و سایر مواد حاصل از سوختن در منازل مسکونی، مغازه‌ها، موسسات، صنایع و تاسیسات شهری را خاکستر و مواد باقیمانده گویند. خاکستر و مواد باقیمانده معمولا شامل مواد نرم پودری، خاکستر، سر ریز و مقادیر کمی از مواد نیمه سوخته، شیشه، چینی و فلزات مختلف است(عمرانی، ۱۳۷۳).

۲-۴-۴- نخاله‌های ساختمانی

این مواد عبارتند از مواد زائد حاصل از تخریب، تعمیر و ساخت ساختمان که عموما حاوی خاکروبه، سنگ، بتن، آجر، چوب، آهن، لوله، قطعات پلاستیکی و سایر تجهیزات مورد نیاز برای احداث ساختمان‌ها می‌باشند. مقدار این مواد را به سختی می‌توان تخمین زد(عرب حلوایی،۱۳۷۴).

۲-۴-۵- مواد زائد خیابانی

این مواد عبارتند از مواد حاصل از جاروب زدن خیابان‌ها، آشغال‌ها، اجساد حیوانات و تجهیزات اسقاطی. چون نمی‌توان پیش بینی کرد که حیوانات مرده و تجهیزات اسقاطی در کجا یافت خواهد شد لذا این مواد از منابع غیر مشخص و گسترده به وجود نخواهد آمد(عبدلی، ۱۳۷۹).

۲-۴-۶- مواد زائد تصفیه خانه‌ها

مواد زائد جامد و نیمه جامد حاصل از تصفیه خانه‌های آب و فاضلاب شهری، صنعتی و نظافت جوی-های کنار خیابان در این دسته قرار می‌گیرد. خصوصیات این مواد بستگی به نوع فرآیند تصفیه دارد(عمرانی،۱۳۷۷).

۲-۴-۷- مواد زائد کشاورزی

مواد حاصل از فعالیت کشاورزی و موارد وابسته به آن مانند تولید فرآورده‌های لبنی، کشتارگاه‌ها، چراگاه‌ها، و نظایر آن این دسته از مواد را تشکیل می‌دهند(عبدلی، ۱۳۷۲).

۲-۴-۸- مواد زائد صنعتی

زباله‌های صنعتی، مواد زائد ناشی از این فعالیت‌ها صنعتی بوده و شامل فلزات، مواد پلاستیکی، مواد شیمیایی و زباله‌های خطرناک می‌باشد. این زباله‌ها در کارگاه‌ها و کارخانه‌ها تولید می‌شوند، اما نمی-توان تمامی زباله‌های این مرکز را در یک رده طبقه بندی کرد(عبدلی، ۱۳۷۹).

۲-۴-۹- مواد زائد خطرناک

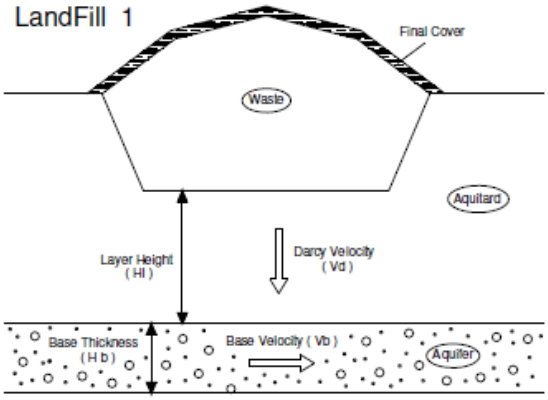
مواد زائد شیمیایی، بیولوژیکی، قابل اشتعال، قابل انفجار و رادیو اکتیو را می‌توان فوراً یا به مرور زمان عامل ایجاد خطراتی برای زندگی انسان، حیوان و گیاه بشوند، مواد زائد خطرناک گویند. معمولا این مواد مایع بوده ولی در فرم گاز جامد و لجن هم وجود دارند. در تمام موارد با این مواد باید با دقت و احتیاط خیلی زیادی برخورد کرد(Lee & john, 1991).

۲-۵-گزینه‌های مختلف طرح لندفیل

اشکال شماتیک سه گزینه مختلف طرح لندفیل در شکل‌های ۲-۱ الی ۲-۳ نشان داده شده‌اند. گزینه اول طرح لندفیل در شکل ۲-۱ مشاهده می‌شود. این یک لندفیل غیر مهندسی بوده و اغلب لندفیل-های موجود در کشور از این نوع است. گزینه‌های دوم و سوم طرح لندفیل به ترتیب در اشکال ۲-۲ و ۲-۳ نشان داده شده و جزو لندفیل‌های نیمه مهندسی محسوب می‌شوند و تحت شرایط خاص می-توانند بعنوان طرح مدفن انتخاب شوند.

۲- ۵-۱- لندفیل غیر مهندسی

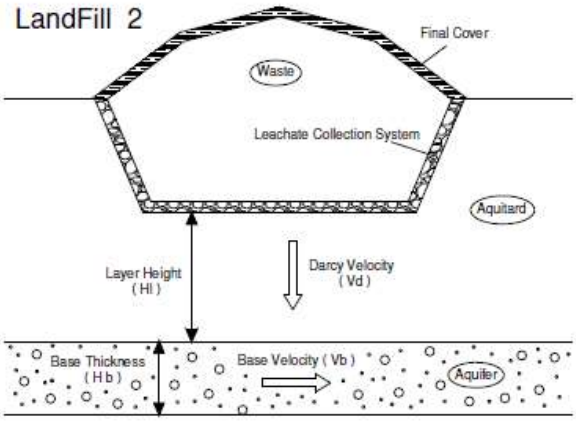
مطابق شکل ۲-۱ گزینه اول طرح مدفن، یک لندفیل سنتی است که به غیر از یک لایه پوشش نهایی که در انتهای کار روی زباله‌های انباشته شده ساخته می‌شود، هیچ گونه لایه مهندسی اعم از لاینر (لایه رسی کوبیده شده) یا لایه زهکش در آن وجود ندارد. در نتیجه شیرابه حاصل از زباله‌ها در تماس مستقیم با لایه خاک طبیعی(Aquitard) می‌باشد. ارتفاع این لایه (Hl)متغیر است و بر اساس شرایط موجود در دشت ارومیه در تحلیل‌هایی که در آن‌ها Hl یک پارامتر متغیر است، از ۱ تا ۲۰ متر و در دیگر تحلیل‌ها ۱۰ متر فرض شده است. در زیر این لایه یک سفره آبدار آزاد وجود دارد که ضخامت این لایه(Hb) و سرعت دارسی افقی موجود در آن(Vb)نیز متغیر می‌باشند(بدو، ۱۳۸۲).



شکل ۲-۱ : شکل شماتیک گزینه اول طرح مدفن (بدون المان مهندسی)

۲-۵-۲- لندفیل با یک لایه زهکش شیرابه

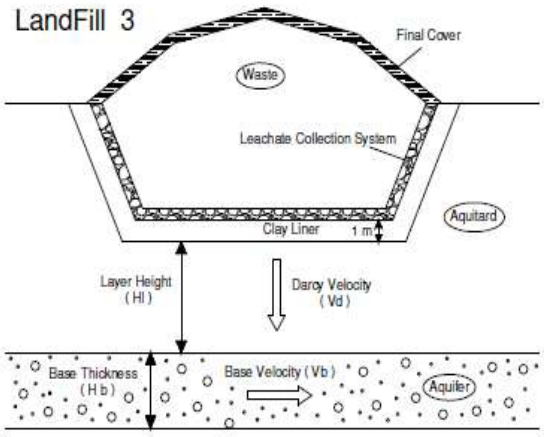
این نوع لندفیل که شمای آن در شکل ۲-۲ قابل مشاهده است همانند لندفیل نوع یک است با این تفاوت که یک لایه زهکش سفره ای ما بین زباله‌ها و خاک طبیعی بستر قرار می‌گیرد و قسمتی از شیرابه تولید شده در لندفیل توسط این لایه از کف مدفن خارج شده و تحت مدیریت قرار می‌گیرد. میزان زهکشی این لایه ۰/۲ متر در سال در محاسبات فرض شده است(بدو، ۱۳۸۲).



شکل ۲-۲ : شکل شماتیک گزینه دوم طرح مدفن (با یک المان مهندسی زهکش شیرابه)

۲-۵-۳- لندفیل با یک لایه زهکش شیرابه و یک لایه رسی

این نوع لندفیل که شمای آن در شکل ۲-۳ قابل مشاهده است علاوه بر یک لایه زهکش سفره‌ای، دارای یک لایه رسی کوبیده شده به ضخامت ۱ متر به عنوان لایه مانع حرکت شیرابه (لاینر) است که میان لایه زهکش و خاک طبیعی تعبیه شده است. بقیه مشخصات این نوع لندفیل همانند لندفیل‌های قبلی است(بدو، ۱۳۸۲).



شکل ۲-۳ : شکل شماتیک گزینه سوم طرح مدفن (با دو المان مهندسی زهکش شیرابه و لاینر رسی)

پارامترهای انتخابی عبارتند از نوع لندفیل (گزینه‌های اول، دوم، و یا سوم)، ارتفاع لایه خاک طبیعی (Hi)، ضخامت سفره آب زیرزمینی(Hb)، و سرعت جریان آب در سفره (Vb)

۲-۶- پارامترهای موثر در انتقال آلودگی

پارامترهای موثر در میزان انتقال آلودگی زیاد بوده و بررسی همه آن‌ها در یک مطالعه میسر نیست. در این میان تعدادی از این پارامترها در میزان انتقال نقش تعیین کننده‌ای دارند. این پارامترها را می‌توان در سه بخش زیر دسته بندی کرد:

۲-۶-۱- پارامترهای مربوط به لندفیل

پارامترهای مربوط به لندفیل عبارتند از نوع لندفیل، ابعاد لندفیل(طول و عرض)، میزان بارندگی و نفوذ آب به داخل لندفیل، ارتفاع، جرم حجمی و نوع زباله‌ها، ارتفاع شیرابه، میزان زهکشی شیرابه و غلظت اولیه شیرابه. طبق مطالعات انجام شده ابعاد افقی(طول و عرض)لندفیل اگر به صورت منطقی فرض شوند در میزان انتقال آلودگی نقشی ندارد و یک پارامتر غیر موثر تلقی می‌شوند. میزان بارندگی و نفوذ آب به لندفیل به طور مستقیم در میزان انتقال آلودگی موثر نبوده ولی در تعدادی از پارامتر-های دیگر موثر واقع می‌شود از جمله ارتفاع و غلظت شیرابه، سرعت دارسی رو به پایین و رطوبت حجمی در لایه‌های خاک زیرین و غلظت اولیه شیرابه. ارتفاع، جرم حجمی و نوع زباله به طور مستقیم در ارتفاع و غلظت شیرابه و همچنین ارتفاع لندفیل موثر است. طبق مطالعات انجام گرفته میزان

زهکشی شیرابه به طور محسوسی در انتقال آلودگی موثر بوده و با افزایش میزان زهکشی شیرابه، حجم ماده آلوده کننده وارد شده به لایه‌های زیرین کاهش می‌یابد. در نتیجه غلظت ماده آلوده کننده هم در لایه خاک زیرین و هم در لایه آبدار در زمان‌های معادل به طور چشم گیری کاهش می-یابد(بدو، ۱۳۸۴).

۲-۶-۲- پارامترهای مربوط به لایه‌های خاک ما بین لندفیل و سفره آب زیرزمینی

در این بخش مهم‌ترین پارامترهای موثر شامل مشخصات مکانیکی خاک‌های طبیعی موجود می‌باشد. این پارامترها عبارتند از: نوع خاک، تخلخل، دانسیته خشک، درجه رطوبت حجمی، ضریب نفوذپذیری هیدرولیکی، سرعت دارسی موجود در لایه خاک و ارتفاع لایه‌ها. همچنین پارامترهای ضریب دیفیوژن، ضریب توزیعی و غلظت پیشینه یون در خاک نیز از عوامل موثر در این بخش می‌باشند. نوع خاک در انتقال آلودگی بسیار موثر می‌باشد به طوری که در خاک‌های درشت دانه چون ضریب نفوذپذیری هیدرولیکی خاک بالا بوده و شدت جریان آب از میان آن‌ها بالا می‌باشد، پدیده غالب در انتقال آلودگی پدیده ادوکشن است. ولی در خاکهای ریزدانه به دلیل پایین بودن ضریب نفوذپذیری، شدت جریان پایین بوده و پدیده غالب دیفیوژن می‌باشد. طبق مطالعات انجام شده تخلخل خاک با میزان انتقال آلودگی در زمان معین رابطه مستقیم دارد. یعنی هر چه تخلخل لایه‌های خاک بیشتر باشد، ماده آلوده کننده با شدت بیشتری در آن جریان می‌یابد. دانسیته خشک خاک یک پارامتر بی اثر بر انتقال آلودگی است و نقش محسوسی در آن ندارد. درجه رطوبت حجمی یک پارامتر موثر با تاثیر مستقیم بر انتقال آلودگی است. طبق مطالعات انجام گرفته هر چه درجه رطوبت خاک افزایش یابد، میزان انتقال آلودگی در آن افزایش می‌یابد و این ناشی از دو دلیل است: یکی این که با افزایش درجه رطوبت، ضریب نفوذپذیری هیدرولیکی خاک افزایش می‌یابد و دیگری این که یون‌های محلول در آب در درجه رطوبت بالاتر دارای ضریب دیفیوژن بالاتری هستند(Rowe & Badv, 1996). ضریب نفوذپذیری خاک با میزان انتقال آلودگی نسبت مستقیم دارد به طوری که با افزایش آن، سرعت دارسی آب در میان لایه خاک افزایش یافته و انتقال یون آلوده کننده با مکانیزم ادوکشن افزایش می-

یابد. سرعت دارسی رو به پایین (و در بعضی موارد رو به بالا) یک عامل پیچیده در انتقال آلودگی است و رفتار نسبتا پیچیده‌ای دارد. ارتفاع لایه خاک نیز از پارامترهایی است که در زمان‌های مختلف تاثیر-های متفاوتی از خود به جای می‌گذارد که در ادامه مورد بررسی قرار گرفته است. ضریب دیفیوژن یون در خاک یک پارامتر موثر در انتقال آلودگی به ویژه در خاک‌های ریزدانه می‌باشد ولی طبق مطالعات انجام شده مشخص شده است که این پارامتر در مقایسه با پدیده ادوکشن تاثیر کمتری در میزان انتقال آلودگی دارد، به ویژه اگر پدیده ادوکشن نسبت به دیفیوژن غالب باشد. ضریب توزیعی در یون‌های خنثی مانند یون کلر ناچیز فرض میشود لیکن در سایر یون‌ها تاثیر دارد. غلظت پیشینه (Background) یون در خاک اگر بالا باشد باید در محاسبات انتقال در نظر گرفته شود (Badv & Rowe,1996).

۲-۶-۳- پارامترهای مربوط به سفره آب زیرزمینی

پارامترهای مربوط به سفره آب زیرزمینی عبارتند از ضخامت سفره، تخلخل، ضریب هدایت هیدرولیکی، دانسیته خشک خاک، درجه رطوبت حجمی، گرادیان هیدرولیکی و سرعت جریان آب در سفره. دانسیته خشک مواد سفره در میزان انتقال آلودگی به داخل لایه تاثیری ندارد. با افزایش درجه تخلخل سفره، در زمان‌های مساوی غلظت یون مورد نظر در سفره کاهش می‌یابد و این رفتار کاملا با رفتار تخلخل در خاک طبیعی متفاوت است چرا که در لایه خاک طبیعی با افزایش درجه تخلخل، غلظت یون مورد مطالعه در لایه آبدار برای زمان‌های مساوی افزایش می‌یابد. چون لایه‌های آبدار معمولا اشباع یا نزدیک به اشباع می‌باشند، تغییرات درجه رطوبت در آنها چندان مطرح نبوده و برای حالات اشباع درجه رطوبت حجمی برابر با درجه تخلخل خاک می‌باشد. ضخامت سفره، ضریب هدایت هیدرولیکی، گرادیان هیدرولیکی و سرعت جریان در مجموع دبی جریان در لایه را تعیین می‌کنند که با افزایش دبی غلظت ماده آلوده کننده در زمان‌های معادل کاهش می‌یابد(Rowe & Booker 1995).

۲-۷-فلزات سنگین

همگام با رشد صنعتی و اقتصادی و تولید انواع مختلف ترکیبات و مواد شیمیایی و غیره که بشر برای رفاه و آستایش خود با استفاده از منابع طبیعی بدست آورده در این راستا به طور ناخواسته‌ای مواد را به طبیعت وارد می‌کند که هم برای محیط اطراف و هم برای خود مشکلات و خطرات جدی به همراه دارد. ازجمله این مواد که ممکن است وارد محیط شود انواع فلزات سمی را می‌توان نام برد، انسان به طور دائم و موقت در معرض ۳۵ فلز سمی قرار دارد از این تعداد ۲۳ فلز جزء عناصر سنگین هستند. این فلزات در مقادیر کم به طور طبیعی در محیط و رژیم غذایی وجود دارند. برای سلامتی بدن لازم می‌باشند. اما در اثر آلودگی‌های ناشی از فعالیت‌های انسانی غلظت آنها در محیط زیاد شده و در نتیجه پس از وارد شدن به زنجیره غذایی انسان اثرات سمی حاد و مزمنی برای بدن ایجاد می-کنند(کمرئی و همکاران،۱۳۸۸).

واژه فلزات سنگین در حوزه‌های علمی مختلف دارای تعاریف مشخصی است. اما در اغلب کاربردهای رایج، این واژه به فلزاتی اشاره دارد که وزن مخصوص آنها بیش از ۴/۵ گرم بر سانتی متر مکعب باشد و به مفاهیمی چون سمیت و حضور پایدار در محیط زیست نیز استناد دارد. این فلزات از طریق آب، خاک و هوا به واسطه منابع مختلف طبیعی و مصنوعی به چرخه طبیعت وارد شده و اثرات کوتاه مدت و بلند مدت خطرناکی در آن‌ها ایجاد می‌کنند. بنابر این، به عنوان یک مخاطره جدی در ادامه حیات موجودات زنده تلقی می‌شوند. فلزات سنگین از آلاینده‌های پایدار و با دوام محیط زیست به شمار می-آیند، چون نمی‌توانند مانند آلوده کننده‌های آلی از طریق شیمیایی یا فرآیندهای زیستی در طبیعت تجزیه شوند. یکی از نتایج مهم پایداری این فلزات، تجمع زیستی فلزات در زنجیره غذایی می‌باشد. در نتیجه این فرآیند میزان فلزات در اعضای بالاتر در زنجیره غذایی می‌تواند تا چندین برابر آن‌هایی که در آب یا هوا یافت می‌شوند، برسد و در نتیجه تهدیدی بر سلامتی گیاهان و جانورانی که از این مواد غذایی استفاده می‌کنند، محسوب می‌شود. این فلزات با ایجاد مکانیسم‌های متعدد سبب به هم خوردن تعادل در موجودات زنده بویژه انسان می‌شوند و طیف گسترده‌ای از عوارض و اختلالات را

بوجود می‌آورند. این عوارض و اختلالات در تمامی ارگان‌ها دیده می‌شوند و فاکتورهای مختلفی از جمله نوع فلز در آنها دخالت دارند. از مهم‌ترین اختلالات و عوارض آن‌ها می‌توان به سرطان زائی، اثر بر سیستم اعصاب مرکزی و محیطی، اثر بر روی پوست، اثر بر روی سیستم خون ساز، اثر بر سیستم قلبی و عروقی، آسیب به کلیه‌ها و تجمع در بافت‌ها اشاره کرد. در بین فلزات تاکنون سرب، جیوه و کادمیم حوادث ناگواری را بوجود آورده‌اند. یکی از تلاش‌های انسان همواره این بوده است که مقدار آن‌ها را در محیط به قدری کاهش دهد که دیگر زیان آور نباشد و ریسک ناشی از آنها به حداقل برسد. با توجه به گسترش روزافزون این آلاینده‌ها در محیط زیست و تاثیر نامطلوب آنها بر محیط اطراف، سازمان محیط زیست بین الملل از کشورها درخواست نموده تا در اجرای برنامه فلزات سنگین مهم، در سطح ملی و منطقه‌ای مشارکت و همکاری نمایند تا از طریق همکاری‌های منطقه‌ای و بین المللی نقش بیشتری در جلوگیری و کنترل آلودگی‌های ناشی از این فلزات ایفا نمایند(توکلی محمدی و همکاران،۱۳۹۰).

مهم‌ترین این عناصر به طور کلی، سرب، کادمیوم، کروم، مس، جیوه، نیکل، روی، وانادیوم و فلزات دیگری که در ارتباط با آلودگی سمی قرار می‌گیرند، هستند. باید اضافه کرد که عناصری مانند ارسنیک و سلنیوم نیز به دلیل خواص ویژه سمی، بسیار مورد نظر هستند. بیشتر این فلزات (به استثنای Mo) در pH پایین بسیار محلول بوده و قابلیت راه یابی به اجزای حیاتی موجودات زنده را دارند(اشرفی و همکاران، ۱۳۸۷). تاکنون تحقیقات و مطالعات زیادی بر روی فلزات سنگین و نتایج و آثار آن بر محیط زیست و انسان صورت گرفته است. و به دنبال ارائه راهکارهایی برای کاهش یا حذف این فلزات می‌باشند. در سال ۱۳۹۰ خدابخشی و همکاران با استفاده از نانو ذرات مغناطیسی حذف کروم شش ظرفیتی را از پساب‌های شبیه سازی شده صنایع آبکاری مورد بررسی قرار دادند و نشان دادند در آینده می‌توان در صنایع آب و فاضلاب از این روش برای حذف فلزات سنگین استفاده نمود. در مطالعه‌ای دیگر، در سال ۱۳۹۲ چراغی و همکاران غلظت فلز ارسنیک و روی را در برنج ناحیه فارس (فیروزآباد) مورد بررسی قرار دادند و گزارش آنان حاکی از این بود که ۱۰۰ درصد نمونه‌ها برنج

آلوده به فلز آرسنیک بود و تنها ۲/۶۴ درصد نمونه‌ها آلوده به فلز سنگین روی می‌باشنددر سال ۱۳۹۰ میران زاده و همکاران میان غلظت فلزات سنگین را در شبکه توزیع شهر کاشان بررسی نمودند و به این نتیجه رسیدند که غلظت فلزات سنگین در شبکه توزیع کاشان بالاتر از استانداردهای ملی و بین المللی نبوده و برای آشامیدن خطری ندارد. در این پژوهش به فلزات سنگین، منابع آن و آثار آن بر روی محیط زیست انسانی پرداخته شده است.

۲-۷-۱- منابع انتشار فلزات سنگین

در طبیعت فلزات سنگین در دسته عناصر کمیاب قرار می‌گیرند و روی هم رفته کمتر از یک درصد از پوسته زمین را تشکیل می‌دهند .مقادیر فلزات سنگین اندازه گیری شده در اتمسفر در سه موقعیت مکانی مختلف و طیف‌های گزارش شده در آب شیرین و آب دریا نشان می‌دهد که غلظت این فلزات در منطقه‌ای مانند قطب جنوب که در فاصله نسبتا زیادی از تاثیرهای انسانی بر محیط زیست قرار گرفته، به طور محسوسی کمتر از مناطق صنعتی است. منابع ناشی از فعالیتهای بشر به طور عمده عبارت اند از: معدن کاری فلزات، صنایع کشاورزی، صنایع متالوژیکی، صنایع الکترونیک، باتری سازی و پسابهای صنعتی (اشرفی و همکاران،۱۳۸۷).

۲-۸- فلزات سنگین در محیط

۲-۸-۱- فلزات سنگین در خاک

آلودگی خاک یکی از عوارض مهم در به هم خوردن تعادل و توازن طبیعت است. مهم‌ترین آلاینده-های خاک شامل فلزات سنگین، بارش‌های اسیدی و مواد آلی هستند که از میان آن‌ها، فلزات سنگین به دلیل خصوصیات غیرقابل تجزیه بودن، سمی بودن، اثرات تجمعی و سرطان زایی مورد توجه هستند. غلطت این فلزات سنگین در خاک‌ها، ناشی از منابع مختلفی نظیر هوازدگی طبیعی بالا در سنگ‌های زمینه و محتویات فلزی و یا ناشی از آلودگی‌های با منبع انسانی است. به عبارت دیگر، این فلزات به طور طبیعی در خاک وجود دارند، اما در اثر فعالیت‌های انسانی هم ممکن است به خاک افزوده شوند. از جمله‌ی این فعالیت‌های انسانی میتوان استفاده‌ی نادرست از کودهای شیمیایی در

خاک‌های کشاورزی را نام برد. امروزه نگرانی‌های زیست محیطی و ملاحظات اقتصادی در کشورهای پیشرفته باعث شده تا در رابطه با مصرف کودهای شیمیایی و موادی که به عنوان اصلاح کننده به خاک افزوده می‌گردند، دقت شود. اما در کشاورزی سنتی چنین ملاحظاتی وجود ندارد. در ایران، به دلیل ارزان بودن کودهای شیمیایی، مصرف آنها بهینه و اصولی صورت نمی‌گیرد؛ این موضوع باعث می‌شود که محیط زیست در معرض خطر جدی آلودگی به آلاینده‌های ناشی از کودهای شیمیایی و به طور خاص، آلودگی فلزات سنگین قرار گیرد(رحیم پور و عباسپور، ۱۳۹۳).

در جایی که باروری ذاتی خاک کم است اغلب کشاورزان تمایل به افزایش مصرف کود در چندین نوبت دارند. فلزات سنگین نگران کننده در کود شامل آرسنیک، کادمیوم، سرب و به میزان کمتر نیکل و روی بوده که استفاده مداوم از کود دارای آرسنیک و خاک آلوده به آن از طریق جذب گیاه به زنجیره غذایی منتقل می‌گردد. مردم خصوصا کسانی که برنج غذای اصلی انرژی روزانه آنها را تامین می‌کند در معرض میزان قابل توجهی فلزات سنگین از راه برنج هستند(چراغی و همکاران، ۱۳۹۲).

آلودگی فلزات سنگین در خاک‌های کشاورزی ممکن است منجر به بی نظمی در ساختار خاک، دخالت در رشد گیاه و نهایتا آسیب به سلامت انسان از طریق ورود به زنجیره غذایی گردد. در نتیجه آگاهی از نحوه‌ی توزیع مکانی این عناصر در خاک‌های کشاورزی و متعاقبا توصیه‌های کودی براساس مقادیر موجود آن‌ها در زمین‌های کشاورزی، کاری اصولی در پیشگیری از آلودگی زمین‌های کشاورزی از طریق تجمع این عناصر و همچنین اصلاح وضعیت موجود می‌باشد. در حقیقت لازمه یک سیستم کشاورزی دقیق و پایدار، ایجاد یک پایگاه داده از وضعیت خاک‌های منطقه از لحاظ غلظت عناصر سنگین و خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها است تا بتوان به کمک آن‌ها با هدف مدیریت زراعی بهتر، تولید محصولات کشاورزی سالم و پربارتری را داشت(رحیم پور وعباسپور، ۱۳۹۳).

روند انباشت عناصر سنگین در خاک بسیار کند بوده و اثرات آن پس از ده‌ها سال قابل تشخیص است. به دلیل فرایند انباشت عناصر تقریبا یک فرایند برگشت ناپذیر است که در دراز مدت موجب کاهش کیفیت خاک و در نهایت تخریب اراضی کشاورزی می‌گردد. بنابراین برای میل به توسعه پایدار

خصوصا در بخش کشاورزی جمع آوری اطلاعات پایه زیست محیطی برای منابع حیاتی از جمله خاک ضروری است. در این راستا، بررسی وضعیت آلودگی خاک به فلزات سنگین در مناطقی که بواسطه ساختار زمین شناسی ویژه، فعالیت‌های صنعتی و یا کشاورزی احتمال انباشت فلزات سنگین در خاک وجود دارد، ضروری است(خداکرمی و همکاران، ۱۳۹۰).

۲-۸-۲ فلزات سنگین در محیط‌های آبی

آلودگی محیط با فلزات سنگین به ویژه در محیط‌های ساحلی اهمیت بیشتری دارد؛ چرا که این محیط‌ها فلزات سنگین حمل شده به وسیله رودخانه‌ها را دریافت می‌کند. این فلزات سنگین هم حاصل فرسایش سنگ‌های حوضه آبریز و هم حاصل فعالیت‌های انسانی است. فلزات سنگین در محیط‌های تالابی و دریایی بسیار پایدارند. این عناصر موجود در آب و رسوب ممکن است به سهولت و به مقدار زیاد در دسترس جانوران به ویژه کفزیان قرار بگیرند. افزایش غلظت مواد مضر در آب و رسوب در محیط‌های تالابی، افزایش حجم این مواد را در بافت بدن موجودات آبی در پی دارد. این روند در صورت تداوم سبب بروز تغییرات زیستی در آبزیان و ماهی‌ها می‌شود و از طریق زنجیره غذایی به تشدید عوامل بیماریزا در انسان منجر می‌شود. باتوجه به اهمیت فلزات سنگین در محیط‌های آبی، تعیین میزان غلظت این فلزات در محیط‌هایی همچون تالاب‌ها ضروری است. از این رو مطالعه‌های زیادی در مورد تعیین غلظت فلزات سنگین در محیط‌های آبی در مناطق مختلفی از جهان شده است. با توجه به خطرات فلزات سنگین، اندازه گیری این فلزات در آب و رسوب باید به طور دائم انجام گیرد تا غلظت آنها از حد مجاز زیادتر نشود و موجب بیماری نگردد. افزایش جمعیت انسانی و همچنین افزایش فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی منجر به افزایش آلاینده‌های مختلف شده است (رجائی و همکاران،۱۳۹۱).

در جوامع صنعتی کنونی، راهی برای دوری از فلزات سنگین وجود ندارد، به طور مثال، در آمریکا هر ساله هزاران تن پساب کارخانجات حاوی فلزات سنگین، باعث انتشار آرسنیک، روی، کادمیوم، نیکل و غیره در خاک شده و سپس وارد زنجیره غذایی انسان می‌گردند. اگرچه برخی فلزات سنگین مانند

روی، نقش بسیار مهمی در عملکرد فیزیولوژیکی بافت‌های زنده و تنظیم بسیاری از فرآیندهای بیوشیمیایی دارند، اما این فلز سنگین و سایر فلزات، در صورتی که در غلظت‌های زیاد، از طریق فاضلاب صنایع یا معادن وارد خاک و در نتیجه زنجیره غذایی انسان شوند. اکثر کارخانجات تولید کننده فاضلاب صنعتی حاوی فلزات سنگین، فاقد سیستم‌های تصفیه هستند و روزانه مقادیر فراوانی فاضلاب صنعتی را وارد محیط زیست و یا شبکه فاضلاب شهری می‌کنند که باعث آلودگی منابع آبی می‌شود(حسینی و همکاران، ۱۳۹۲).

امروزه آلودگی آب‌ها به فلزات سنگین به یک مشکل جهانی تبدیل شده است. نشت فلزات سنگین از طریق خوردگی لوله، درصد مهمی از آلودگی آب‌های آشامیدنی را تشکیل می‌دهد. بخش بزرگی از فلزات موجود در آب‌های آشامیدنی شهرها مربوط به موادی است که در لوله کشی منازل به کار می-رود. آب‌های خورنده به علت مجاورت و تماس به لوله‌ها، اتصالات، شیرآلات شبکه توزیع شهری و لوله کشی خانگی سبب انتقال فلزات به آب آشامیدنی می‌شوند. این فلزات شامل سرب، کادمیوم، روی، آهن و منگنز می‌باشند(میران زاده و همکاران، ۱۳۹۰).

۲-۹- اثرات فلزات سنگین بر انسان

فلزاتی که بیش‌ترین سمیت را دارند عبارتند از: آرسنیک، باریم، کادمیوم، سرب، جیوه و کرم. وارد شدن بیش از اندازه این فلزات به بدن باعث ایجاد عوارض و صدماتی چون: اختلالات عصبی، گوارشی، استخوانی، اختلال در عمل آنزیم‌ها، کلیه‌ها، بیضه مراکز خون ساز و عقب ماندگی ذهنی، سرطان و غیره خواهد شد. سرب که بیشتر از طریق فاضلاب کارخانجات باطری سازی، مهمات سازی و غیره وارد آب می‌گردد، بعد از ورود به بدن جایگزین کلسیم استخوان می‌شود و در تولید آنزیم هم که در ساخت هموگلوبین خون نقش دارد اختلال ایجاد می‌کند. همچنین باعث اختلال در تولید آنزیم‌های کلیوی شده و مشکلات استخوانی و خونی و کلیوی را به دنبال خواهد داشت. سرب اثرات منفی زیادی روی نوزادان داشته و علاوه بر خطرات فوق باعث عقب ماندگی ذهنی آنان می‌شود. کادمیوم که از طریق مخازن و لوله‌های گالوانیزه، زائدات صنعتی الکترونیکی، حشره کش‌ها، پلاستیک‌ها و رنگ‌ها،

باطری‌های نیکل کادمیوم و غیره وارد آب می‌گردد، بعد از ورود به بدن جایگزین روی شده و باعث اختلال در کار بعضی از آنزیم‌ها از جمله آدنوزین تری فسفاتاز می‌گردد. عوارض سوء ناشی از کادمیوم شامل افزایش فشار خون، تخریب کلیه‌ها، تخریب بافت‌های بیضه و تخریب گلبول‌های قرمز، برونشیت و آمفیزم مزمن و غیره می‌باشد. به بیماری ناشی از کادمیوم در ژاپن ایتای ایتای می‌گویند. آرسنیک از طریق فاضلاب صنایع مختلف از جمله صنایع دباغی و سرامیک سازی و معادن(فسفاته)و سموم ضدآفات نباتی، دترجنت‌ها و کودهای شیمیایی وارد آب می‌گردد. در غیر اینصورت از طریق آب و از راه پوست و شش‌ها قادر به ورود به بدن است و باعث جلوگیری از عمل آنتیم آدنوزین تری فسفات می‌گردد. از مهمترین آثار سوء آرسنیک می‌توان بی اشتهایی، کم شدن وزن، اسهال، تهوع، ناراحتی-های عصبی، ایجاد زخم بر روی دست‌ها و پاها و احتمالا سر ران‌های پوست، خون، کلیه، شش، کبد اشاره نمود. جیوه از طریق استخراج معادن جیوه، کارخانجات کاغذسازی، پلاستیک سازی، دفع آفات نباتی و غیره وارد آب می‌گردد. ترکیبات آلی جیوه بسیار سمی تر از ترکیبات معدنی آن هستند. ورود ترکیبات آلی جیوه از راه جفت به بدن جنین باعث بروز ناهنجاری‌های شدید در نوزاد میگردد. از علائم اختلالات با ترکیبات جیوه می‌توان به افسردگی، عصبانیت، دیوانگی، کوری، شکستن کروموزوم-ها و در نتیجه متوقف شدن تقسیم سلولی، بیماری نفریت، دردهای شکم، تهوف، اسهال خونی، شوک تورم غدد بزاقی و شل شدن دندان‌ها اشاره نمود. باریم به طور طبیعی و یا از طریق فاضلاب‌های صنعتی وارد آب می‌گردد. مقادیر بالای آن ممکن است باعث صدمه زدن به قلب و سیستم عصبی شود. کروم بیشتر از طریق فاضلاب صنایع پیشرفته مانند هواپیما سازی، سموم ضدآفتاب، بعضی رنگ‌ها و فاضلاب صنایع آبکاری و غیره وارد منابع آب میگردد. کمبود کروم در بدن باعث تصلب شرایین میشود. گرد و غبار حاوی کروم شش ظرفیتی باعث صدمه به کلیه‌ها و شش‌ها می‌گردد. همگام با توسعه صنعتی در مناطق مختلف خصوصا حاشیه شهرها و مصرف مواد شیمیایی مختلف در بخش‌های مختلف زندگی انسان و در نتیجه افزایش دور ریز این مواد به صورت جامد و مایع به محیط اطراف، باعث افزایش غلظت این فلزات در منابع آب خصوصا منابع سطحی می‌گردد. این موضوع

ایجاب می‌کند که هر چند وقت منابع آب آشامیدنی شهرها خصوصا منابعی که در معرض آلودگی قرار دارند مورد بررسی قرار گیرند (کمرئی و همکاران، ۱۳۸۸).

سرب نیز یک نوروتوکسین است و مسئول بسیاری از مسمومیت‌های فلزی در انسان است، این فلز در شکل غیر زیستی جذب دستگاه گوارش می‌شود. مهم‌ترین اثر این فلز، اثر بر روی جنین می‌باشد. همچنین مسمومیت سرب می‌تواند باعث جلوگیری از سنتز هموگلوبین، عدم کارکرد صحیح کلیه، سیستم تناسلی و سیستم گردش خون و آسیب حاد و مزمن به سیستم اعصاب مرکزی و محیطی شود. اثرات دیگر این فلز شامل صدمه به سیستم گوارشی و دستگاه ادراری در نتیجه خون ادراری، اختلالات عصبی و آسیب شدید مغزی است. اگر در بدن روی و کلسیم به مقدار کافی وجود نداشته باشد، جذب سرب تشدید می‌شود. مس به ندرت در آب‌های طبیعی یافت می‌شود. بنابراین حضور آن در غلظت بالا شاخصی برای آلودگی آب از طریق شیرابه زباله یا فاضلاب‌های صنعتی است. مس در مقادیر زیاد در آب آشامیدنی می‌تواند یک سم عصبی باشد و بیماری‌هایی مثل آلزایمر ایجاد کند. روی در بدن با مس در تعادل است و برای فعالیت‌های جنسی مردانه ضروری است. کمبود روی باعث آنمی و تاخیر در رشد و نمو می‌شود و مقادیر اضافی آن می‌تواند مسمومیتی شبیه به سرب ایجاد کند (میران زاده و همکاران، ۱۳۹۰).

۲-۱۰- شیرابه

شیرابه مایعی است که توسط مواد آلی یا معدنی محلول یا معلق موجود در فاز جامد محل دفن، غنی شده و از داخل زباله به بیرون نشت نماید. زمانی که میزان رطوبت زباله از ظرفیت میانی زباله فراتر رود، رطوبت به صورت شیرابه آزاد می‌گردد(El-Fadel et al, 1997) به مایعی که از داخل زباله عبور کرده و به بیرون زائدات جامد نشت نماید و شامل مواد قابل حل، معلق یا ذرات مخلوطی از اجزای همان زباله باشد شیرابه می‌گویند.(EPA, 1998).

حاصل تغییرات بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی مواد زائد وارد شده به محل دفن، تولید شیرابه و بیوگاز می‌باشد. مواد داخل محل دفن از منظر فیزیکی در سه فاز مشاهده می‌گردد: فاز جامد (مانند زباله‌ها)، فاز مایع (مانند شیرابه) و فاز گاز (بیوگاز)(Blacky, 1992).

۲-۱۰-۱- ترکیب شیرابه

زمانی که در اثر تجزیه مواد، شیرابه از داخل آن‌ها به خارج تراوش می‌کند، تمامی مواد بیولوژیکی، شیمیایی موجود در مواد زائد را به همراه دارد. مشخصات شیرابه به ترکیب مواد زائد جامد و فرآیند-های بیولوژیکی و شیمیایی که در داخل مرکز دفن رخ می‌دهد وابسته است و درنتیجه غلظت مواد در شیرابه در نتیجه پیشرفت تجزیه زباله کاهش می‌یابد. سایر عوامل مانند آب و هوا، پوشش برف و اندازه مرکز دفن، در کیفیت شیرابه تاثیر گذار خواهند بود و بنابر این کیفیت شیرابه به طور مفصل تغییر خواهد کرد.

محققان بیان کردند که محل‌های دفن جوان (کمتر از ۱۰ سال) با مقادیر زیادی از اسیدهای فرار که نتیجه فاز اسیدیفیکاسیون است مشخص می‌شوند در حالی که بخش بزرگی از مواد آلی شیرابه محل-های دفن چند ساله را ترکیبات هومیک و فولیک تشکیل می‌دهند (Kulikowska,2008).

شیرابه حاوی آلاینده‌هایی است که در چهار گروه طبقه بندی می‌شود: ۱-مواد آلی نامحلول ۲- ترکیبات بزرگ معدنی ۳- فلزات سنگین و ۴- ترکیبات آلی زنوبیوتیک (K jeldsen et al., 2002).

۲-۱۰-۲- میزان تولید شیرابه زباله

برای تعیین شیرابه تولیدی از زباله در هر محل دفن بدین صورت می‌توان عمل کرد که چند ایستگاه در اطراف محل دفن به صورت تصادفی انتخاب و میزان شیرابه خروجی از آن‌ها اندازه گیری شود و میانگینی برای هر محل دفن و ضریب نگهداری آب در زباله محاسبه شود. در مرحله بعد درصد مواد قابل کمپوست و میزان رطوبت زباله تعیین شده و با توجه به کل زباله تولیدی منطقه و جرم حجمی آب ، مقدار حجمی آب موجود در زباله (شیرابه) تعیین گردد. سپس با توجه به ضریب نگهداری آب

در زباله و درصد آب باران تبدیل شده به شیرابه و اعمال آن در مقدار عددی به دست آمده (آب موجود در زباله) حجم شیرابه خروجی از زباله محاسبه می‌گردد (عمرانی، ۱۳۸۵).

به گفته پژوهشکده محیط زیست جهاد دانشگاهی، شیرابه تولیدی تقریبا ۵ درصد زباله را تشکیل می-دهد.

۲-۱۰-۳- سمیت شیرابه محل دفن زباله

ارزیابی خطر شیرابه لندفیل بر اساس آنالیزهای شیمیایی ترکیبات ویژه موجود در شیرابه پایه گذاری شده است. سمیت شیرابه بیش از ۹۸ لندفیل مختلف توسط محققین بررسی شد و نشان داد که در کل سمیت بالایی در شیرابه لندفیل MSW وجود دارد (Atwater et al, 1983; Plotkin & Ram, 1984; Schrab et al, 1993). سلمنت و همکاران (۱۹۹۵) دریافتند که سمی‌ترین شیرابه‌ها، از لندفیل‌هایی با زباله‌های صنعتی خطرناک منشا گرفته بودند. اما سایر مطالعات نشان دادند که از لندفیل‌هایی با مواد دور ریختنی ناشناخته سمیتی به اندازه شیرابه‌های لندفیل‌های مختلط یا لندفیل-های زباله‌های خطرناک بودند (Schrab et al, 1993).

ارنست و همکاران (۱۹۹۴) نتیجه گرفتند که آمونیاک علت اولیه سمیت شدید شیرابه لندفیل شهری است، در حالی که اثرات دائمی زئوبیوتیک‌های شناخته شده در شیرابه نمی‌تواند تعیین شود. بر اساس آزمایش سمیت ۲۷ لندفیل، سلمنت و همکاران (۱۹۹۵) دریافتند که آمونیاک و قلیائیت محتمل‌ترین عامل سمیت مشاهده شده بودند. سایر مطالعات که از طریق ارزیابی زیست آزمونی آبزیان انجام شد نشان داد که عواملی نظیر pH ، رسانایی (هدایت) و غلظت کلراید ، مس و روی نیز ممکن است برای سمیت آبزیان مهم باشد(Atwater et al, 1983; Kross & Cherryholmes .1993 ; Assmuth & Penttilas, 1995; Clement & Merlin, 1995).

برآورده‌های خطر حاکی از آن است که شیرابه‌های لندفیل MSW ممکن است به اندازه لندفیل‌های مواد زائد جامد صنعتی همراه با زباله خطر سرطان زایی داشته باشد (Brown & Donnelly , 1988 ; Scharb et al, 1993).

۲-۱۰-۴-تاثیرات شیرابه بر روی خاک

فعالیت‌های روز افزون انسان بر روی کره زمین سبب شده است که کارکرد خاک که خود جزئی فراگیر از پوسته زمین است در مواردی دچار اختلال شود. بدیهی است اگر جمله بالا را تعریف آلودگی خاک بدانیم، آلودگی خاک را یک پدیده‌ی نامطلوب می‌انگاریم و باید برای آن مرز مشخصی تعیین نماییم. از دیدگاه جهانی، پس از آب و هوا، پوسته خاک سومین جزء عمده محیط زیست انسانی تلقی می-شود. خاک‌ها اراضی که تحت تاثیر پساب‌های صنعتی قرار می‌گیرند و یا با پساب آبیاری می‌شوند با گذشت زمان به مقادیر بالایی از فلزات سنگین آلوده می‌گردند(Lucho-Constantino, 2005).

آلودگی خاک پدیده‌ای نامطلوب است که در نهایت زندگی انسان را به مخاطره می‌افکند، مثلا تجمع نمک در خاک در اثر آبیاری با آب شور و یا تجمع بعضی فلزات نظیر روی، سرب، کادمیوم و غیره در خاک در اثر استفاده از فاضلاب شهری برای آبیاری رخ می‌دهد. خاک در برخورد با مواد آلاینده نقش تعدیل کننده را دارد. برای مثال آب با قدرت انحلال باعث حل شدن و انتقال مواد و خاک با توان پالایندگی، انواع ترکیبات آلی و معدنی را در خود نگه داشته و بسته به شرایط غالب، سرنوشتی متفاوت را برای چنین موادی رقم می‌زند. از همین ویژگی خاک می‌توان تا حدودی در دفع زباله و پساب کارخانه‌ها استفاده نمود. مهمترین سرنوشت فلزات در خاک عبارتند از جذب سطحی، جذب، تثبیت شیمیایی، انحلال، ترسیب و تجزیه، در مناطق مرطوب ارزیابی آلوودگی خاک بر پایه معیارهای کیفی زه آبی است که وارد آب زیرزمینی می‌شود، در نبود آب‌های زیرزمینی و در خاک‌های مناطق خشک و نیمه خشک معیار ارزیابی آلودگی خاک، ترکیب محلول خاک می‌باشد، بنابر این ترکیب محلول خاک مهم بوده و چه بسا گاهی این ترکیب برای رشد گیاه مناسب می‌باشد، لکن نظام خاک را به عنوان یک پالاینده مختل می‌سازد. عابدی کوپایی و باقری(۱۳۸۰) با بررسی میزان آلودگی آب‌های زیر زمینی ناشی از کاربرد پساپ تصفیه شده در آبیاری قسمتی از زمین‌های کشاورزی دشت برخوار اصفهان دریافتند که ۹۰ درصد از چاه‌های نمونه برداری شده ، مقدار استاندارد (۱۰ میلی گرم بر لیتر) نیرات دارند. عرفانی و همکاران (۱۳۸۰) در تحقیقی نشان دادند که استفاده از پساب باعث افزایش

عملکرد در مقایسه با آب چاه، در حالیکه آلودگی‌های میکروبی در میوه‌ها با استفاده از پساب افزایش یافته است. نجفی و همکاران(۱۳۸۰) از پساب ثانویه و آب معمولی برای آبیاری گوجه فرنگی با سه روش آبیاری شیاری، قطره‌ای سطحی و قطره‌ای زیر سطحی استفاده کردند. نتایج تحقیق نشان داد که خاک‌های سطحی و محصول در آبیاری شیاری با پساب آلوده‌ترین شرایط را داشته است.

ویژگی‌های شیرابه تابع فاکتورهایی از قبیل ترکیب زباله ، درجه تجزیه شدن، مقدار رطوبت و شرایط هیدرولوژیکی و اقلیمی می‌باشد(Wang et al., 2003). شیرابه زباله به خاطر همین ترکیب شیمیایی می‌تواند بر روی خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک تاثیر بگذارد. از مهم‌ترین خصوصیات شیمیایی خاک که تحت تاثیر قرار می‌گیرد عبارتند از:

۲-۱۰-۴-۱- شوری خاک

سه منبع اصلی طبیعی شوری خاک را تخریب کانی‌های خاک، بارش اتمسفری و نمک‌های فسیلی تشکیل می‌دهند. فعالیت‌های بشر از قبیل آبیاری و استفاده از آب‌های کاملا شور یا مواد زائد صنعتی و غیره باعث افزایش نمک در خاک می‌شوند(شیردست، ۱۳۸۸). مهم‌ترین اثر شوری در خاک کاهش پتانسیل آب خاک و در نتیجه کاهش مقدار آب قابل استفاده گیاه می‌باشد (Epstein,1975). اضافه شدن شیرابه در خاک‌های مختلف اثرات متفاوتی داشته است. مقدار افزایش شوری خاک بستگی به مقدار اولیه شوری خاک، بافت و مقدار شوری آب آبیاری دارد(محمدنیا، ۱۳۷۴). همچنین مقدار افزایش شوری متناسب با مقدار شیرابه به کار رفته می‌باشد. گذشت زمان و آبشویی خاک‌ها باعث کاهش شوری آن‌ها می‌گردد (گندمکار،۱۳۷۵).

۲-۱۰-۴-۲- اسیدیته خاک

محمدی‌نیا (۱۳۷۴) گزارش نمود که بسیاری از ویژگی‌های شیمیایی، حاصلخیزی و به دنبال آن رشد گیاه و فعالیت میکروارگانیسم‌ها بستگی به pH خاک دارد. قابلیت جذب عناصر غذایی نطیر آهن، فسفر، بور، روی ، منگنز و ... به pH وابسته است. تغییر pH همچنین در حلالیت عناصر سنگین و جذب آن‌ها توسط گیاه مهم است چرا که در pH اسیدی حلالیت عناصر سنگین افزایش می‌یابد.

تغییر pH خاک به آسانی محلول‌ها نیست، چون گنجایش بافری خاک‌ها بسیار بالا و از این رو به خوبی در مقابل تغییرات pH ایستادگی می‌کنند. استفاده از لجن فاضلاب و دیگر پسماندها نظیر کمپوست و شیرابه در اراضی کشاورزی باعث کاهش pH خاک می‌گردد. مطالعات بسیاری نشان دادند که اضافه نمودن شیرابه زباله و شیرابه کمپوست به خاک موجب کاهش pH خاک می‌شود (گندمکار،۱۳۷۵؛ محمد نیا، ۱۳۷۴ ؛ ناظم، ۱۳۸۶ ؛ میرزایی، ۱۳۸۶).

۲-۱۰-۴-۳- مقدار آنیون‌های محلول خاک

افزودن شیرابه به خاک سبب افزایش آنیون‌های کلرید، بی کربنات ، سولفات و فسفات در خاک می-شود. سطح بی کربنات (بیشتر از ۳-۴ میلی اکی والان در لیتر) در آب آبیاری می‌تواند باعث افزایش pH خاک شود و همراه با بی کربنات می‌تواند بر نفوذ پذیری خاک موثر باشد(Lazarova & Bahari, 2005). یون بی کربنات با کلسیم و منیزیم موجود در شیرابه به صورت کربنات کلسیم و منیزیم رسوب می‌کنند. اندازه گیری بی کربنات و کربنات یک اندازه گیری از ظرفیت بافری در مقابل pH است. این قلیائیت در نتیجه حضور یون‌های هیدروکسید، بی کربنات و کربنات در پساب است(Tammi,2005).

۲-۱۰-۴-۴-مقدار کاتیون‌های محلول خاک

افزایش شیرابه زباله به خاک سبب افزایش کلسیم، منیزیم، پتاسیم، و سدیم خاک می‌شود(ناظم، ۱۳۸۶). مهم‌ترین معیارها برای ارزیابی اثرات پساب‌ها بر خاک، در صد جذب سدیم و میزان هدایت الکتریکی می‌باشد (توکلی و طباطبایی، ۱۳۷۸).

۲-۱۰-۴-۵- باروری خاک

کاربرد پسماندها در مقدار زیاد باعث تجمع نمک‌های محلول و فلزات سنگین شده و بر حاصلخیزی تاثیر منفی می‌گذارد (Sutton, 1978). گندمکار و همکاران (۱۳۸۲) در تحقیقی اضافه کردن تا ۴۰۰ تن در هکتار شیرابه زباله را در خاک غیر شور و برای گیاهان غیر حساس به شوری و به صورت غیر متوالی را پیشنهاد نمودن که اضافه نمودن این مقدار شیرابه باعث افزایش عملکرد ذرت و افزایش

مقدار ماده آلی خاک و کاهش سله خاک شد. الماسیان و همکاران (۱۳۸۵) در تحقیقی کاربردی ترکیبی از شیرابه و آب را بر روی عملکرد گیاه گندم بررسی کردند. نتایج آن‌ها بیانگر افزایش شاخص‌های عملکرد گیاه، در مقادیر کم شیرابه در مقایسه با مقادیر زیاد آن است، که احتمالا به دلیل اثرات منفی شوری زیاد است. در تحقیقات یک ساله‌ای که در دانشگاه صنعتی اصفهان به انجام رسیده مشخص شد که شیرابه زباله و شیرابه کمپوست زباله باعث افزایش مواد آلی خاک، ازت معدنی، مقادیر فسفر و پتاسیم قابل جذب غلظت املاح محلول خاک، مقدار قابل جذب عناصر آهن، روی، منگنز، مس، کروم، کبالت و نیکل در خاک گردیده‌اند. همچنین این عناصر در کاه گندم و دانه برنج متناسب با افزایش شیرابه به خاک در غلظت‌های بالاتری قرار گرفته‌اند (خوش گفتار منش،۱۳۷۷). تاثیر شیرابه بر روی رشد و خصوصیات شیمیایی برنج و اسفناج نشان داد که استفاده از شیرابه به مقدار ۲۵۰ تن در هکتار به دلیل افزایش هدایت هیدرولیک خاک قابل توصیه نبوده و به مقدار ۱۲۵ تن در هکتار اگرچه افزایش عملکرد را به دنبال داشت، به دلیل افزایش شوری خاک استفاده از آن برای گیاهان مقاوم و در فواصل طولانی توصیه شده است. ولی مصرف ۶۰ تن در هکتار شیرابه به دلیل افزایش عناصر غذایی و ماده آلی در خاک و تاثیر ناچیز آن بر شوری برای اکثر گیاهان مناسب است (رضوی، ۱۳۸۰).

۲-۱۰-۴-۶- تجمع عناصر سنگین

عناصر طبیعی در غلظت‌های کم در خاک و گیاه وجود دارند. تعدادی از این عناصر برای رشد و نمو انسان و سایر موجودات زنده ضروری هستند و تعدادی از آن‌ها نه تنها ضروری نیستند بلکه برای حیات موجودات زنده مضر هم هستند. عناصر کمیابی که به عنوان آلوده کننده محیط زیست مطرح هستند آن دسته از عناصری هستند که غلظت‌های بیش از حد آستانه آن‌ها در دراز مدت سلامتی انسان، جانوران، گیاهان و موجودات آبزی را مورد تهدید قرار می‌دهد.

شیرابه سبب آلودگی آب‌های سطحی و زیر زمینی می‌گردد و یکی از عمده‌ترین مشکلات مراکز دفن زباله، مساله آلودگی آب‌های زیرزمینی در اثر نفوذ شیرابه است. علاوه بر مراکز دفن، در حین جمع

آوری و انتقال زباله و همچنین در طی عملیات و فرآیندهای تبدیل زباله به کود کمپوست، شیرابه ایجاد می‌گردد. شیرابه قبل از دفع یا استفاده باید به طریق مناسب تصفیه گردد تا شدت آلودگی آن کاهش یابد. یکی از پارامترهایی که باید قبل از دفن به آن توجه نمود، کاهش یا حذف فلزات سنگین می‌باشد. تجزیه بیولوژیکی زباله در محل‌های دفن جدید فعال‌تر است بنابر این شیرابه تولیدی بسیار اسیدی است و حلالیت فلزات سنگین زیاد است. بدین ترتیب هرچه از عمر واحد دفن می‌گذرد عملیات تجزیه و تخمیر کاهش می‌یابد، pH شیرابه افزایش شده و از حلالیت فلزات سنگین کاسته می‌شود. بنابر این شیرابه‌هایی که از اماکن دفن جدید زباله جاری می‌شوند ، آلودگی بیشتری دارند (عمرانی، ۱۳۷۷).

بیشتر پساب و لجن فاضلاب‌ها حاوی عناصر کمیاب در حد کمتر از چند میلی گرم در لیتر هستند. استفاده از فاضلاب یا لجن فاضلاب به مرور زمان سبب تجمع فلزات سنگین در خاک می‌شود. در صورتی که مدیریت لازم در استفاده از منابع غیر متعارف نشود، نه تنها مشکل کمبود آب حل نمی-شود بلکه مشکلات زیست محیطی جدیدی نیز رخ می‌دهد. تحقیقات نشان داده که آبیاری با آب بازیافتی سبب تجمع عناصر نادر در لایه‌های سطحی خاک می‌شود و احتمال آن‌ها به سمت آب‌های زیر زمینی بسیار کم است. چندین آزمایش مزرعه‌ای طولانی مدت (۲۰ سال) در کشورهای مختلف در مورد تاثیرپذیری محیط زیست حاصل از آبیاری با این آب‌ها نشان داد که فلزات سنگین مثل مس، کروم، نیکل، روی در خاک سطحی بیشتر تجمع یافت (Lazaravo & bahari, 2005). اضافه نمودن شیرابه زباله و شیرابه کمپوست متناسب با مقدار شیرابه اضافه شده باعث افزایش فرم قابل جذب عناصر سرب، نیکل و کروم در خاک گردید، با گذشت زمان از مقدار قابل جذب عناصر مذکور کاسته شد(محمدی نیا، ۱۳۷۴). کاربرد کمپوست لجن و لجن مایع فاضلاب به مدت شش سال در خاک باعث افزایش صد درصدی فلزات روی، مس، کروم، نیکل و کادمیوم در عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری خاک (۹۰ در صد در عمق ۰ تا ۱۵ سانتی متری) گردید با افزایش کاربرد لجن، جذب فلزات مذکور توسط گیاهان هم افزایش پیدا نمود(chany et al,. 1980). بنین و همکاران (۱۹۸۱)گزارش نمودند

که آبیاری با پساب فاضلاب به مدت ۳۰ سال باعث تجمع فلزات سنگین در لایه سطحی خاک شده است و نتیجه آن افزایش غلظت کادمیوم، نیکل، سرب و کروم گیاهان آبیاری شده با پساب در مقایسه با گیاهان آبیاری شده با آب آبیاری بوده است و بین غلظت عناصر سنگین در خاک و مقدار جذب آن‌ها توسط گیاه رابطه زیر به به دست آمد: مس > کادمیوم > سرب > نیکل > کروم. اگر فاضلاب شامل فلزات سنگین با غلظت بالا باشد می‌تواند در خاک تجمع نموده و باعث کاهش محصول گردد. اگر آبیاری با این آب ادامه یابد، خاک سمی شده و ممکن است باعث عدم تولید محصول یا تولید محصولی گردد که قابل استفاده نباشد. بررسی‌ها نشان می‌دهد که ۸۵ در صد از فلزات سنگین در خاک تجمع می‌کنند و همین امر باعث اثرات سوء بر روی گیاه می‌گردد (Pescod & Arar, 1992).

در تحقیقی که توسط کلیس و همکاران (۲۰۰۱) بر روی تاثیر شیرابه محل دفن زباله‌های شهری روی خاک‌ها انجام شد به این نتیجه رسیدند که جذب سطحی اجزای موجود در شیرابه محل دفن سطوح جدیدی در خاک ایجاد می‌کند که قادر به افزایش جذب فلزات سنگین می‌باشد. آن‌ها بیان کردند که جذب سطحی شیرابه روی خاک توسط حضور اجزاء با وزن مولکولی کم شیرابه تنظیم می‌شود. در واقع اجزاء با وزن مولکولی کم که یون‌های غیر آلی را شامل می‌شود، با ایجاد سطوح جدید در خاک قادر به تسریع در جذب سطحی ماکرو مولکول‌هایی با بار منفی می‌باشد و جذب فلزات به این ماکرو مولکول‌ها باعث افزایش ظرفیت نگهداری فلزات خاک می‌شود. چانک و همکاران (۱۹۸۴) گزارش کردند، در خاک‌هایی که به وسیله فاضلاب تیمار شده بودند، عناصر سنگینی مانند کادمیوم، نیکل، سرب به مقدار بیش از ۹۰ درصد در قشر سطحی خاک تجمع یافته و مقدار خیلی کمی به لایه‌های زیرین شسته شده است.

به طور کل میتوان گفت اضافه کردن شیرابه زباله و شیرابه کمپوست به خاک متناسب با مقدار شیرابه اضافه شده باعث افزایش فرم قابل جذب عناصر سرب، نیکل، کروم در خاک گردید و با گذشت زمان از مقدار قابل جذب عناصر مذکور کاسته می‌شود (گندمکار، ۱۳۷۵).

تحقیقات نشان داده که استفاده دراز مدت از لجن فاضلاب موجب تجمع عناصری مانند کادمیوم، سرب و دیگر فلزات سنگین در خاک می‌شود، که این امر موجب جذب بیش از حد این عناصر توسط گیاه و در نتیجه وارد شدن این فلزات سمی به زنجیره غذایی انسان و حیوان می‌شود(Hassan Dar & Mishra, 1994; John et al., 1982;Chany et al., 1980).

مطالعه‌ای توسط محققان بر روی آلودگی شیرابه ناشی از دفن زباله‌های جامد در مالزی انجام شد. به این صورت که خصوصیات شیرابه در سه محل دفن زباله (شهری، نیمه شهری، روستایی) آنالیز و با هم مقایسه شدند. بالاترین میزان COD مربوط به محل دفن شهری بود، محدوده pH در هر سه نوع محل دفن ۶/۷ – ۸ و غلظت فلزات به ویژه منیزیم در آن‌ها بالا بود(Fauziah & Agamuthu, 2005). تاثیرات مخرب آبیاری با شیرابه حاصل از دفن زباله‌های شهری با تکیه بر فلزات سنگین و ترکیب شیمیایی خاک و گیاه را بررسی شد(Sadiq et al., 2005). نتایج حاکی از آن بود که با وجود بالا بودن عناصر غذایی در شیرابه محل دفن به ویژه مقادیر زیادی از فلزات سنگین و پاتوژن‌ها، مصرف گسترده آن به منظور آبیاری اراضی کشاورزی می‌تواند سبب افزایش ناگهانی غلظت فلزات سنگین در خاک و محصولات کشاورزی شود که نهایتا مشکلات بالینی برای بشر به همراه دارد.

نوع گونه‌های فلزی موجود در شیرابه محل دفن هنوز به طور کامل شناسایی نشده است. اما با وجود بحث‌ها و تعاریف متفاوت از بخش‌های محلول مطالعات نشان داده که کلوئیدها و همچنین کمپلکس-های آلی و غیر آلی برای تمام فلزات سنگین موجود در شیرابه محل دفن مهم می‌باشند. تنها کمتر از ۳۰ درصد فلزات سنگین موجود در شیرابه محل دفن به صورت یون فلزی آزاد می‌باشد که به طور معمول کمتر از ۱۰ درصد کل غلظت فلزی را تشکیل می‌دهند (Thomas H. Christensen, 2004).

رفتار فلزات سنگین در محیط بسیار متفاوت از رفتار آن‌ها در محلول می‌باشد. فلزات سنگین در آب-های زیر زمینی آلوده به شیرابه محل دفن به میزان زیادی با مواد ریز کلوئیدی و مولکول‌های آلی در ارتباط است که با نوع فلز نیز تغییر می‌کند. به عنوان نمونه حلالیت کادمیوم، مس و سرب به میزان زیادی در ارتباط با کربن آلی محلول می‌باشد در حالی که نیکل به صورت کمپلکس با کربنات و روی

به صورت کمپلکس‌های کربنات و گونه آزاد دو ظرفیتی در محیط حضور دارد(Thomas H. Christensen, 2004).

یکی دیگر از عوامل تاثیر گذار بر میزان فلزان سنگین موجود در شیرابه محل دفن، رسوب کلسیت می‌باشد. زاخار و همکاران (۱۹۹۱) مشاهده کردند که فلزات دو ظرفیتی کوچکتر از کلسیم آهن، منگنز، کادمیوم، نیکل، روی، منیزیم و کبالت در ترکیب با کلسیت راحت‌تر از کاتیون‌های بزرگتر (سرب، باریم) قرار می‌گیرند. با توجه به اینکه که در غلظت‌های پایین(M> ۵-۱۰) نگهداری فلزات توسط کلسیت بیشتر توسط جذب سطحی روی آن‌ها کنترل می‌شود. هنگامی که فلزات سنگین موجود در شیرابه در ترکیب با ساختار کلسیت قرار گیرند یا جذب روی سطح آن گردند قادرند از محیط خارج شوند. به ویژه نمونه‌های آلوده به شیرابه محل دفن در دوره‌های خشک که به میزان زیادی با کلسیت اشباع می‌باشند و تمایل به خروج فلزات سنگین از طریق رسوب با کلسیت دارند (Maning., 2001, Ettler et al., 2006). این روش جهت حذف طبیعی فلزات سنگین موجود در محیط‌های آلوده شده توسط شیرابه محل دفن نظیر رسوبات رودخانه و خاک اهمیت دارد. همچنین می‌توان جهت خارج کردن آلاینده‌ها در حوضچه‌های ته نشینی محل‌های دفن مهندسی نیز استفاده نمود.

سامون و همکاران (۲۰۰۶) با تحقیق روی خصوصیات شیرابه و ارزیابی آلودگی آب‌های زیر زمینی مناطق مجاور یک محل دفن زباله‌های جامد شهری نشان دادند که کیفیت آب زیر زمینی با افزایش عمق و فاصله از محل دفن بهبود یافت و با وجود اینکه غلظت آلاینده‌ها از حد مجاز آب آشامیدنی کمتر بود ولی کیفیت آب‌های زیرزمینی تهدید قابل ملاحظه‌ای برای سلامتی عمومی می‌باشد.

تحقیقی جهت تعیین آلودگی آب زیرزمینی و خاک در محل دفن زباله ای در مالزی انجام گرفت. در این تحقیق از ارزیابی تصویری مقاومت الکتریکی برای مطالعه تولید شیرابه در محل دفن استفاده و بر تولید بالای شیرابه تاکید شد. اگرچه آلودگی قابل ملاحظه‌ای از لحاظ فلزات سنگین در آب‌های زیر

زمینی و خاک منطقه دیده نشد اما روند کلی آلودگی در مناطق پایین دست مشاهده شد (Ahmed,2001).

مطالعه ای بر روی خصوصیات خاک یک محل دفن در شمال یونان از لحاظ میزان فلزات سنگین (Cd, Cr, Zn, Pb, Ni, Cu) انجام شد که محدوده متفاوتی از این فلزات را نشان داد و بیشترین مقدار در اعماق پایین تر بود و مقدار این فلزات در خاک به طرز چشمگیری به الگوی دفن بستگی داشت. با وجود صنعتی بودن این منطقه، نتایج حاضر تاکید می‌کند که صنایع به عنوان منبع مهمی از آلودگی فلزی در این منطقه نبوده است (Kasassi et al., 2008).

استفاده از پسماندها برای تقویت باروری خاک ممکن است باعث تجمع فلزات سنگین در خاک و انتقال این عناصر به گیاه شود. این وضعیت عموما زمانی اتفاق می‌افتد که از لجن‌های فاضلاب‌های صنعتی استفاده شود(Bradford et al., 1975) و یا مقدار زیادی از کودهای آلی مانند کمپوست زباله به خاک اضافه شود (رحیمی، ۱۳۷۱).

نتیجه مطالعات انجام شده نشان می‌دهد که افزودن مقادیر زیاد از شیرابه زباله (محمدی نیا، ۱۳۷۴) لجن فاضلاب (Higgins, J.A, 1984) و یا کمپوست (رحیمی،۱۳۷۱) می‌تواند باعث افزایش شوری خاک شود.

شیرابه زباله افزون بر مقدار زیاد ماده آلی و pH اسیدی که دارد، حاوی عناصر غذایی مورد نیاز گیاه (پر مصرف و کم مصرف) نیز بوده و می‌توان از آن به عنوان یک کود آلی مایع در زمین‌های کشاورزی استفاده نمود. ضمن اینکه باقی مانده آن در خاک حداقل تا دو سال بعد از کاربرد، موجب افزایش معنی دار عملکرد گیاه می‌شود. اما به دلیل شوری زیاد و وجود مقادیری عناصر سنگین در شیرابه، مصرف زیاد آن و یا به طور پی در پی و هر ساله به ویژه برای گیاهان حساس به شوری توصیه نمی-شود (خوشگفتارمنش و کلباسی، ۱۳۸۱).

۲-۱۱- کمپوست

کمپوست، مخلوطی از مواد آلی طبیعی و بیولوژیک، حاصل از فعالیت میکروارگانیسم‌ها می‌باشد که در فرآیند تخمیر هوازی بعنوان محصول از زباله‌های با منشاء آلی از قبیل پسماندهای غذایی، گیاهی و غیره تولید می‌شود. کمپوست کامل و رسیده دارای ترکیبی ثابت وبدون بوی نامطبوع می‌باشد و ظاهری شبیه خاک معمولی دارد آنچه که در تولید کمپوست اهمیت دارد، شرایط فرآوری و سرعت فرآیند تولیدی می‌باشد که بوسیله تنظیم فاکتورهایی از قبیل رطوبت، دما، اکسیژن لازم و pH محیط فراهم می‌شود (سماوات، ۱۳۸۶).

۲-۱۱-۱- مضرات کمپوست مخلوط

عدم رعایت استانداردها در تهیه کمپوست و نادیده گرفتن کیفیت آن از نظر میکرو ارگانیسم‌های پاتوژن، سموم آلی و معدنی به ویژه فلزات سنگین، موجب کندی در روند رو به رشد صنعت کمپوست و بازنگری در فرآیندهای آن شده است(دیان، ۱۳۸۹). کمپوست در صورتی که دارای استانداردهای لازم باشد مفید خواهد بود و در غیر این صورت آثار مخرب و مضر نیز به همراه خواهد داشت.

بررسی‌ها نشان می‌دهد که اثرات زیست محیطی و آثار منفی تولید کمپوست برای انسان در دو دسته کلی قرار می گیرند:

۱- آثار ناشی از فرآیند نادرست تولید کمپوست

۲- آثار ناشی از ورود مواد مضر کمپوست مخلوط به چرخه غذایی از طریق جذب این مواد در خاک

گروه اول از تقسیم بندی فوق یعنی آثار وارده از فرآیند تولید می تواند مربوط به ۳ عامل مهم باشد:

- شیرابه و نفوذ احتمالی آن به آب‌های زیر زمینی
- مخاطرات بهداشتی داخل کارخانه برای شاغلان و محیط بیرون (عمدتاً از حشرات و جانوران موذی)
- آلودگی بویایی و تنفسی

جلوگیری از نفوذ شیرابه به آب‌های زیرزمینی مستلزم برآورد صحیح از شیرابه تولید شده و ایجاد زهکش‌های مناسب جهت جمع آوری آن‌ها و طراحی تصفیه خانه مناسب برای تصفیه آن شیرابه می-باشد.

ذخیره نادرست کمپوست در فضای آزاد و یا شرایط حفاظتی نامناسب می‌تواند باعث انتشار آلاینده-های مختلف در اثر بارش باران و نفوذ آن‌ها به منابع آب‌های زیر زمینی گردد و یا در اثر وزش باد ذرات در محیط پراکنده شود استنشاق این ذرات می‌تواند برای سلامتی انسان مضر باشد. حدود ۸۵-۵۰ درصد از ذرات معلق در جو اطراف کمپوست‌ها به علت قطر کوچک می‌توانند استنشاق شوند و بنابراین به حفره‌های تنفسی ریوی برسند (Isabelle Deportes, 1995).

اجتناب از مخاطرات بهداشتی داخل کارخانه مستلزم استفاده از تهویه‌های مناسب، و مجهز نمودن کارکنان به لباس‌ها و ماسک‌های محافظ است. آلودگی بویایی ناشی ازکارخانه عمدتاً ناشی از تغییرات نامناسب فرآیندی و حاکم شدن شرایط بی هوازی است که این مورد اهمیت کنترل فرآیندی را برجسته می نماید .اقدام دیگر در این راستا استفاده از بیوفیلترهای طراحی شده می‌باشد. آلودگی محیط اطراف کارخانه کمپوست می تواند در صورت بارش باران پخش شده وخاکهای اطراف را نیز آلوده نماید (Isabelle Deportes, 1995).

گروه دوم از آثار زیست محیطی نیز در واقع ناشی از آلودگی محصول نهایی می‌شود که در ادامه به بررسی آن می‌پردازیم. یک کمپوست ایده آل باید عاری از عوامل بیماری زا برای انسان و گیاه باشد. آزمایشات مختلف بر روی کمپوست نشان داده است که بهداشت کمپوست را می‌توان از طریق تخمیر صحیح به دست آورده به عبارتی درجه حرارت بالاتر از ۵۵ درجه سانتیگراد و زمان حدود چند هفته (زمان می‌تواند کوتاه‌تر باشد، مشروط بر اینکه درجه حرارت بیشتری بوجود آید) به طور مؤثری باعث تخریب عوامل بیماریزا می‌گردد. بهتر است تمام توده کمپوست در معرض درجه حرارت بالا قرار گیرند تا هیچ میکروارگانیسمی نتواند بر اثر سرد شدن بعضی از قسمت‌ها زنده بماند(شیرازی،۱۳۸۲).

زباله باید عاری از مواد سمی و خطرناک و عوامل بازدارنده فعالیت‌های بیولوژیکی باشد تا کمپوست حاصله از آن سالم باشد، مواد خطرناک و زیان آور به ۲ گروه تقسیم می‌شوند (شیرازی،۱۳۸۲):

۲-۱۱-۱-۱- مواد آلی

برخی از این مواد تأثیرات سوء خود را برآب، هوا و خاک آشکار نموده و تبدیل به یک مشکل بزرگ زیست محیطی شده‌اند. در شمار این ترکیبات زیانبار از کلریدهای آفت کش و پلی کلریدها می‌توان نام برد. گروه هیدروکلریدهای کربن از طریق آفت کش‌ها مانند آلدرین، دی آلدرین و DDT به محیط زیست انتقال می‌یابد. البته آفت کش‌هایی که زمان پایداری کمتر از طول دوره تشکیل کمپوست دارند مانند دیازینون که ۱۲ هفته دوام دارد در کمپوست یافت نمی‌شود ولی ترکیبات پایدار مانند پنتاکلرو فنول به دلیل دارا بودن ۵ سال مقاومت در کمپوست مشاهده شده است. برای جلوگیری از نفوذ این مواد به کمپوست باید تفکیک پسماندها در زائدات باغها و محصولات کشاورزی در مبدأ انجام گیرد(Isabelle Deportes, 1995).

۲-۱۱-۱-۲-مواد غیر آلی(فلزات سنگین)

فلزات سنگین جزء مواد طبیعی هستند و در خاک به صورت طبیعی وجود دارند و به عنوان آلاینده-های محیط زیست شناخته شده‌اند. بر اثر کاربردهای صنعتی (زباله‌ها، فاضلاب، آلاینده‌های هوا و مواد شیمیایی) میزان آن در محیط افزایش یافته و در بیوسفر پخش می‌شوند. و نهایتا بواسطه بارندگی به سطح خاک انتقال یافته و از طریق محصولات کشاورزی، به انسان و دام سرایت می‌کنند.یکی از عوامل اصلی سرطان همین آلاینده‌ها هستند.

وجود فلزات سنگین در زباله بر روی عملکرد فرایند کمپوست و در نتیجه کیفیت محصول نهایی نقش مهمی دارد. افزایش آلودگی فلزات سنگین در کمپوست نشانگر لزوم تفکیک این مواد برای کمپوست می‌باشد. در آلمان و سایر کشورها از دهه ۹۰ طرح تفکیک پس مانده‌های آلی در مبدأ الزامی شده است. به عنوان مثال پلاستیک و فرآورده‌های نفتی در دسترس، حاوی سرب هستند. انتقال این مواد زائد با کیسه‌های زباله‌های به واحد کمپوست، منشاء آلودگی کمپوست به سرب است. یکی دیگر از

منابع فلزات سنگین، کاغذهای رنگی و چاپی و همچنین انواع رنگ‌ها هستند. باطری‌ها و مواد فلزی نیز یکی دیگر از منابع این موادند. جدول۱-۱ منشاء فلزات سنگین مختلف در زباله‌های شهری را نشان می‌دهد(حسین زاده، ۱۳۸۵).

در بسیاری از کشورها استانداردهایی جهت کنترل غلظت فلزات سنگین در کمپوست اعمال می‌گردد. با توجه به قوانین مذکور پذیرش زباله‌ها توسط کارخانجات تولید کمپوست در صورتی امکان دارد که غلظت فلزات سنگین آن‌ها مطابق با استانداردهای وضع شده باشد(شیرازی،۱۳۸۲). جدول ۱-۲ عوارض ناشی از فلزات سنگین بر انسان را نشان می‌دهد.

جدول۱-۱- منشاء فلزات سنگین در زباله ی شهری

فلزات سنگین	کادمیوم	سرب	نیکل	کروم	روی	مس
خشک شویی	−	+	+	+	−	+
باتری سازی	+	+	−	−	+	−
منسوجات	−	−	+	+	−	+
قطعات الکترونیکی	−	+	−	−	−	+
حشره کش‌ها	−	+	−	−	+	−
مواد چرمی	−	−	−	+	−	−
مواد پلاستیکی و لاستیکی	−	−	−	−	+	−

جدول ۱-۲- عوارض ناشی از فلزات سنگین بر انسان

نام فلز سنگین	عوارض آن بر انسان
کروم	تنگی نفس، سوزش سیستم تنفسی و گلو و چشم، سرطان ریه
کادمیم	افزایش فشار خون، تنگی نفس، مسمومیت منجر به مرگ، آسیب به DNA
سرب	کم خونی، بی اشتهایی، دردهای عضلانی، آسیب به کلیه
نیکل	سردرد، گیجی و استفراغ، ضعف بدنی، سرطان ریه
مس	تهوع، پیچش شدید، اسهال، سوزش کلیه

۲-۱۱-۲- مزایای کمپوست در کشاورزی

کمپوست دارای مزایای فراوانی در کشاورزی می‌باشد که از مهم‌ترین آن‌ها می‌توان به موارد زیر اشاره کرد:

- مواد اصلی مغذی برای گیاه و عناصر کمیاب (میکروالمنت‌ها) زمین را بطور مداوم تامین می‌کند.

-با تامین مواد آلی خاک سبب بهبود خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک شده و میزان باروری اراضی کشاورزی را تا سطح قابل توجهی بالا می‌برد.

- قدرت نگهداری آب قشر زراعی خاک را افزایش داده و از نفوذ آب به لایه‌های پایین تر و یا از تبخیر سطحی آن ممانعت می‌کند

- با فعال نمودن ریز جانداران درخاک شرایط مناسبی را برای آن‌ها در خاک بوجود می‌آورد و حاصلخیزی خاک را افز ایش می‌دهد.

- با ایجاد خلل و فرج در آن نفوذ و عبور هوا را تسریع می‌کند و تهویه خاک را بهینه می‌سازد.

-درجلوگیری از فرسایش خاک موثر است.

-علاوه برکمیت، کیفیت محصولات را نیز از نظر بو و مزه بهبود می‌بخشد.

- حالت چسبندگی خاک را کاهش داده و از مقاومت خاک در مقابل ماشین آلات کشاورزی می‌کاهد و عملیات زراعی بر روی خاک با انرژی کمتر وراحت تر صورت می‌گیرد.

- باعث افزایش ریشه دوانی و ریشه زایی شده و درنتیجه جذب مواد افزایش می‌یابد.

-به علت بالا رفتن دما در طول دوره فرآوری عاری از ریز جانداران مضر و بذر علف‌های هرز می‌باشد (BioAbfV, 1998).

۲-۱۱-۳-کیفیت و استاندارد کمپوست

بدیهی است تفاوت میان کمپوست‌های تولیدی در کیفیت آن‌هاست که به نوع مواد اولیه ، روش بکار گرفته شده و کنترل و مدیریت فرآیند وابسته است. کمپوست کامل باید استانداردهای لازم را داشته باشد در غیر اینصورت نه تنها فایده‌ای برای گیاه نداشته بلکه اثر منفی نیز خواهد داشت. امروزه در اثر

مصرف بی رویه کودهای شیمیایی فقر زمین‌های کشاورزی و فرسایش آن‌ها را این امر موجب شده است تا اکثریت کشورهای پیشرفته و صنعتی به استفاده از کودهای طبیعی و بیولوژیکی روی آورند.

همانطور که جایگزینی کودهای طبیعی از جمله کمپوست به جای مواد مصنوعی توصیه می‌گردد باید به اهمیت کیفیت کمپوست و در واقع به استانداردهای کمپوست نیز توجه ویژه‌ای شود. از سوی دیگر رعایت این استانداردها مشکلات آلودگی محیط زیست را به حداقل خواهد رساند که خود نقش اصلاحی دارد. شناخت کیفیت کمپوست و به دنبال آن طبقه بندی کمپوست برای مصرف کننده و تولید کننده از اهمیت بالایی برخوردار است. بطوریکه با دانستن نوع و درجه کمپوست، نوع مصرف مناسب انتخاب شده و نتایج مطلوب حاصل می‌شود. براساس تعریف استاندارد حداقل کیفیت لازم برای مصرف است که رضایت مصرف کننده را به همراه دارد. لذا کمپوست مورد تایید لازم است کاملاً رسیده و پایدار باشد ودارای ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی مشخصی باشد. از این رو کشورهای مختلف در این زمینه فعالیت‌هایی داشته‌اند و شاخص‌هایی را بعنوان استاندارد تعریف کرده‌اند که بنا به شرایط غیر یکسان هر منطقه بصورت منطقه‌ای بوده و برنامه جامعی تعریف نشده است، که از میان آن‌ها می‌توان به کانادا ، آلمان ، سوئیس ، آمریکا و استرالیا اشاره کرد (عابدینی، ۱۳۸۶).

.مباحث مشترکی که در اغلب این متون وجود دارد عبارتند از : حدود مجاز فلزات سنگین، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی ، عوامل بیماریزا و سمی، درجه رسیدگی و اثر بر رشد گیاه .

۲-۱۱-۴-وضعیت کمپوست مخلوط تولیدی در برخی از شهرهای ایران

امروزه در برخی از شهرهای کشور فرآیند تولید کمپوست مخلوط راه اندازی شده است و میزان غلظت فلزات سنگین در بعضی از آن‌ها مورد بررسی قرار گرفته است که به چند نمونه اشاره می‌شود:

(در تمامی موارد با ۲ نوع استاندارد آمریکا واستاندارد سازمان بازیافت مشهد برای ایران، مقایسه انجام شده است.کلیه اعداد بر حسب میلی گرم بر کیلوگرم می باشد).

۲-۱۱-۴-۱-کمپوست تولیدی در آرادکوه تهران

طبق بررسی‌های انجام شده بر روی نمونه‌های مختلف کمپوست آراد کوه حداکثر غلظت فلزات سنگین مشاهده شده در آن مطابق جدول ۱- ۳ می‌باشد(حسین زاده، ۱۳۸۵).

جدول ۱- ۳- غلظت فلزات سنگین در کمپوست آرادکوه(میلی گرم در کیلوگرم)

نام فلز	کروم	روی	کادمیوم	کبالت	مس	سرب
غلظت	۱۴۰/۹	۹۶۸	۵/۹۷	۹/۹۷	۸۲۶	۳۹۳

در مقایسه اعداد جدول فوق با استاندارد آمریکا تمامی فلزات غلظت قابل قبول دارند و در مقایسه با استاندارد پیشنهادی سازمان بازیافت مشهد فلز روی غلظت بیش از حد مجاز دارد.

۲-۱۱-۴-۲-کمپوست تولیدی کارخانه مشهد

غلظت‌های مربوط به کمپوست مشهد در جدول ۱-۴ آمده است(عابدینی، ۱۳۸۹).

جدول ۱-۴- غلطت فلزات سنگین در کمپوست مشهد(میلی گرم در کیلوگرم)

نام فلز	مس	روی	سرب	کادمیوم	نیکل
غلظت	۳۱۱	۵۰۰	۱۳۰	۰	۱۱۰

در مقایسه اعداد جدول فوق با استاندارد آمریکا تمامی فلزات غلظت قابل قبول دارند و در مقایسه با استاندارد پیشنهادی سازمان بازیافت مشهد فلز روی غلظت بیش از حد مجاز دارد.

پس با بررسی نتایج فوق معلوم شد که در اکثر شهرها با مشکل بالا بودن غلظت برخی از فلزات سنگین مواجه هستیم.

فصل سوم

معرفی منطقه مورد مطالعه

۳-۱- استان البرز

استان البرز با مساحتی حدود ۵۲۰۰ کیلومتر مربع (۵۲۰۰۰۰ هکتار) معادل ۰/۳ درصد مساحت کشور، در غرب استان تهران و رخ جنوبی ارتفاعات البرز و در مختصات N ′۴۹ °۳۵ و E ′۵۶ °۵۰ واقع است.(شکل۳-۱)

شکل۳-۱.موقعیت استان البرز

استان البرز یکی ازعمده‌ترین کانون‌های مهم جمعیت و صنایع در کشور می‌باشد. بطوریکه براساس سرشماری نفوس مسکن سال ۱۳۹۰، دارای ۲/۴ میلیون نفر جمعیت دارد که از آن میزان ۹۱ درصد شهری و ۹ درصد روستایی می‌باشد .همچنین به لحاظ جمعیت دارای رتبه دوازده و نیز تراکم جمعیت در استان به میزان ۵ نفر در هکتار، معادل ۱۰ برابر میانگین تراکم جمعیت در کشور است(گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، محمدی،۱۳۹۳).

۳-۱-۱-اقلیم

استان علی رغم وسعت کم، از نظر اقلیم دارای تنوع زیادی می‌باشد به گونه‌ای که از اقلیم بیابانی در قسمت‌های جنوبی تا اقلیم‌های نیمه مرطوب و مرطوب در قسمت‌های شمالی این استان دیده می-شود.(جدول۳-۱) به طور کلی در پهنه استان البرز اقلیم آب و هوای معتدل کوهستانی و نیمه بیابانی

وجود دارد. میانگین بارش سالیانه در استان ۲۵۰ میلی‌متر است. همچنین میزان تبخیر هم به حدود ۴ برابر میزان بارندگی برآورد شده است(گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، محمدی،۱۳۹۳).

جدول۳-۱.مشخصات اقلیمی برخی مناطق استان البرز

منطقه	میانگین ارتفاع از سطح دریا	میزان نزولات جوی	حداکثر دمای سالانه	حداقل دمای سالانه	میانگین دمای سالانه	تعداد روزهای آفتابی	اقلیم
کرج	۱۲۹۲/۲	۳۸۷/۲	۴۰/۶	-۱۰/۸	۱۴/۹	۳۴۲	نیمه خشک
پیام	۱۱۸۴	۳۳۹/۲	۴۲/۶	-۱۵	۱۳/۸	۳۴۶	مدیترانه ای سرد
هشتگرد	۱۶۱۳	۴۲۷	۳۸	-۱۲/۶	۱۲/۷	۳۳۴	خشک سرد
طالقان	۱۸۵۷	۶۴۴/۷	۳۶/۴	-۱۶/۲	۱۰/۱	۳۴۷	نیمه خشک سرد

۳-۱-۲-توپوگرافی

استان در رخ جنوب رشته کوه البرز مرکزی و در دو بخش کوهستانی و دشت واقع است. بیش از دو سوم مساحت استان را مناطق کوهستانی و کمتر از یک سوم آن را دشت‌ها و زمین‌های خشک و شوره زار، تپه‌ها، کوه‌های کم ارتفاع، اراضی تراس گونه، زمین‌های هموار و نیمه هموار پایکوهی و میان کوهی تشکیل داده است. ارتفاع استان از ۱۱۰۰ متر(بستر رودخانه شور) تا ۴۳۷۵متر (کوه هفت خوان) می‌رسد(گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، محمدی،۱۳۹۳).

۳-۱-۳-پسماندها

۳-۱-۳-۱-زباله‌های خانگی

روزانه حدود ۱۴۰۰ تن پسماند عادی در مناطق روستائی و شهری استان البرز تولید می‌شود. ۷۱/۷ درصد زباله‌ها از نوع تر و مابقی۲۸/۳ (درصد) خشک است.(جدول۳-۲) شهر کرج با تولید روزانه حدود ۱۱۰۰ تن پسماند عادی رتبه اول را در تولید پسماند استان دارا است. همچنین میزان نخاله‌های ساختمانی در استان حدود ۱۰ هزار تن روزانه بین ۱۵۰۰-۱۲۰۰سرویس در گود حصار وسیه تخلیه

می‌گردد. در سال۹۲ سازمان مدیریت پسماند استان با شرکت سرمایه گذار چینی جهت تبدیل حدود ۳۰۰۰ تن روزانه نخاله به مصالح ساختمانی در زمینی به وسعت ۱۰ هکتار قراردادی را منعقد نموده که از اقداماتی مدیریتی در خصوص نخاله‌های ساختمانی استان محسوب می‌گردد(گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، محمدی،۱۳۹۳). جدول۳-۲ میزان تولید روزانه،تفکیک از مبداء، بازیافت و کمپوست پسماندهای عادی(خانگی) استان البرز را نشان می‌دهد.

جدول۳-۲- میزان تولید روزانه،تفکیک از مبداء، بازیافت و کمپوست پسماندهای عادی(خانگی) استان البرز

شهرستان‌های استان	جمع	کرج	فردیس	ساوجبلاغ	اشتهارد	نظرآباد	طالقان
میزان تولید روزانه زباله (تن/سال)	۵۱۱۰۰۰	۴۰۱۵۰۰	۱۸۲۵۰	۵۴۷۵۰	۳۶۵۰	۲۹۲۰۰	۲۶۵۰
میزان تفکیک از مبداء زباله(تن/سال)	۱۲۶۷	۱۲۶۷	-	-	-	-	-
میزان بازیافت زباله (تن/سال)	۲۹۳۳	۲۹۳۳	-	-	-	-	-
میزان تولید کمپوست از زباله(تن/سال)	۲۱۹۰۰	۲۱۹۰۰	-	-	-	-	-
میزان زباله دفن شده به روش بهداشتی(تن/سال)	۴۷۱۳۹۰	۳۸۳۷۹۰		۴۴۷۵۰	۲۶۵۰	۱۹۲۰۰	-
نحوه مدیریت	جمع آوری در ایستگاه‌های دپوی موقت در سطح شهرستان و انتقال به مرکز مدیریت پسماند حلقه دره جهت استفاده در خط تولید کمپوست و دفن نهایی				دپوی موقت در منطقه خرم آباد اشتهارد و انتقال به حلقه دره کرج جهت دفن نهایی	دپوی موقت در منطقه قوچ حصار و انتقال به حلقه دره کرج جهت دفن نهایی	دفن غیر بهداشتی در جاده ورکش

۳-۱-۳-۲-پسماندهای صنعتی

بر اساس بررسی‌های اولیه برآورد می‌شود ،سالانه حدود ۱۰۰ هزار تن پسماند صنعتی اعم از عادی و ویژه در سال در سطح استان البرز تولید می‌شود. که از این میزان نوع و حجم هریک از پسماندهای

صنعتی و ویژه نامشخص است. وضعیت پسماندهای الکتریکی، نیروگاهی و نفتی استان به شرح زیر است(گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، محمدی،۱۳۹۳).

۳-۱-۳-۲-۱- پسماندهای الکتریکی و نیروگاهی

پسماندهای ویژه در بخش نیرو بطور عمده شامل لامپ‌های CFL مصرف شده به تعداد ۱۵۰۰۰۰۰ شعله و لامپ‌های خیابانی (بخار جیوه و بخار سدیم) به تعداد ۲۰۰۰۰۰ می‌باشد.

۳-۱-۳-۲-۲- پسماندهای نفتی

طبق آمار موجود پسماندهای تولیدی این بخش شامل پسماند حاصل از کف مخازن به میزان ۴۰۰۰ لیتر در سال می‌باشد که برای مدیریت آن پسماندها دو مخزن مستقر در انبار نفت به دپوی لجن‌ها اختصاص یافته است.(گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، محمدی،۱۳۹۳).

۳-۱-۳-۳- پسماندهای بیمارستانی

در استان البرز ۱۴ بیمارستان(۱۲بیمارستان در شهر کرج، ۱بیمارستان در شهر هشتگرد و۱ بیمارستان در شهر نظرآباد) وجود دارد که میانگین کمی پسماند تولیدی آنها بالغ بر ۵۵۴۳ کیلوگرم در روز است. از این مقدار، ۳۰۲۴ کیلوگرم (۵/۵۴ درصد) به عنوان پسماند عفونی و خطرناک جمع آوری می‌گردد. همچنین در بخش خصوصی تعداد ۸۰ درمانگاه عمومی، ۲۷ کیلینیک دندانپزشکی، ۱۱۷ آزمایشگاه تشخیص طبی، ۲۵۱۷ مطب دندانپزشکی و پزشکی و ۲۸۰ دفتر مامایی در استان البرز وجود دارد که براساس بررسی‌های انجام شده میزان پسماندهای عفونی تولیدی آنها ۲/۵-۳ تن در شبانه روز برآورد گردیده است. کل بیمارستان‌ها به سیستم بی خطر سازی پسماند از نوع غیرسوز تجهیز هستند. در حال حاضر نحوه مدیریت پساماندهای شیمیایی دارویی در استان، دپوی آنها در مرکز تحقیقاتی جهاد دانشگاهی صنعتی شریف استان البرز مستقر در ساوجبلاغ می‌باشد(گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، محمدی،۱۳۹۳).

۳-۱-۳-۴-پسماندهای کشاورزی

طبق آمار ارائه شده از سوی سازمان جهاد کشاورزی استان سالانه حدود ۴۰۰ هزار تن پسماند تولیدی در بخش کشاورزی در سطح استان می‌باشد به دو بخش تولیدات گیاهی و تولیدات دام و طیور اختصاص می‌یابد. همچنین میزان مصرف سموم در استان البرز در سال زراعی ۹۳-۹۲، ۳۴۱/۸۳۵ تن بوده که مقدار ۸۴ تن با سموم کم خطر جایگزین شده است. میزان مصرف انواع کود-های شیمیایی در سال زراعی ۹۳-۹۲ ،۱۲/۴۶۸تن است. طبق آمار ارائه شده سموم فاسد شده و سنواتی در سطح استان وجود ندارد(گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، محمدی،۱۳۹۳).

۳-۱-۳-۵-پسماندهای ویژه

در استان البرز میزان پسماندهای ویژه که نیاز به مراقبت خاص دارند، به ترتیب پساماندهای ویژه پزشکی ۳۰۲۴ کیلوگرم در روز، پسماندهای ویژه کشاورزی (میزان سموم مصرفی) ۳۴۱/۸۳۵ تن در سال و پسماندهای صنعتی ویژه که صرفاً وضعیت و میزان پسماندهای الکتریکی، نیروگاهی و نفتی مشخص است که به تفصیل در بخش پسماندهای صنعتی اشاره شده است(گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، محمدی،۱۳۹۳).

۳-۲-مرکز دفن حلقه دره کرج

مرکز دفن زباله حلقه دره مرکز دفن زباله‌های شهر کرج است. این مرکز زیر نظر سازمان بازیافت شهرداری کرج فعالیت می‌کند و در جنوب غربی شهر کرج واقع شده است. مرکز دفن زباله حلقه دره یکی از ۲۷ مدفن زباله در استان تهران بود که پس از مرکز دفن آراد کوه (کهریزک، مدفن زباله‌های شهر تهران) بیش‌ترین حجم زباله را پذیرا بود (منوری و ارباب، ۱۳۸۴).که بعد از استان شدن البرز بزرگترین مرکز دفن استان نام گرفت.

۳-۲-۱- معرفی مرکز دفن زباله حلقه دره

مرکز دفن زباله حلقه دره، محل دفن زباله‌های شهری، بیمارستانی و نخاله‌های ساختمانی کرج می-باشد. این مرکز دفن توسط مسئولان وزارت کشور، اداره منابع طبیعی و شهرداری وقت در نزدیکی کیانمهر کرج مکانیابی شده و دو دهه پیش آغاز به کار کرده است. از جمله مراکزی که به حلقه دره بسیار نزدیک هستند، مرکز نگهداری اسب و فرودگاه پیام است. البته این مراکز در هنگام مکان یابی مدفن زباله در آن منطقه قرار نداشته‌اند. جمعیت اطراف این منطقه در طی مرور زمان افزایش یافته و تمرکز جمعیتی در پیرامون مرکز بالا رفته است(پایگاه داده‌های علوم زمین کشور). البته به گفته برخی از بومی‌های منطقه این مکان قبل از تاسیس رسمی، محل دفن زباله منطقه مهرشهر بوده است.

۳-۲-۲- شرایط عمومی جغرافیایی

مختصات جغرافیایی مرکز دفن زباله حلقه دره ۵۰.۸۴۰۲۶۱ در طول و ۳۵.۷۸۶۳۳۰ در عرض می باشد. ارتفاع منطقه حدود ۱۳۰۰ متر بالاتر از سطح دریا است.(شکل۳-۲)

شکل۳-۲- عکس ماهواره ای از منطقه حلقه دره

۳-۲-۳- موقعیت قرار گیری نسبت به شهر و روستاها

نقشه ۳-۵ محل قرار گیری مرکز دفن زباله حلقه دره و موقعیت آن نسبت به روستاها و مراکز اطراف را نشان می‌دهد.(پایگاه داده‌های علوم زمین کشور)

۳-۲-۴- لیتولوژی

لیتولوژی منطقه شامل کنگلومرای تحکیم نیافته و سیلت و رس بین لایه‌ای است. جنس سنگ‌های منطقه با توجه به صفحه ۳۹۱ کتاب زمین شناسی ایران (آقا نباتی، ۱۳۸۵)(شکل ۳-۳) جزء رخساره قاره ای پلیوسن می‌باشد که با توجه به این مساله بیشتر نهشته‌های این رخساره کنگلومرایی بوده که با سازند هزار دره (سازند بختیاری) زاگرس قابل قیاس می باشد .(پایگاه داده‌های علوم زمین کشور)

ویژگی‌های بارز سازند هزار دره عبارتند از :

- ضخامت زیاد در حدود ۱۶۰۰ متر و همگن بودن سازند

-لایه‌بندی منظم و بطور محلی دارای لایه‌ها و عدسی‌هایی از رس و ماسه سنگ

-سیمان خوب و سخت شده

-اندازه متوسط قلوه‌ها بین ۱۰-۲۵ سانتی‌متر و دگرسانی (آلتراسیون) زیاد

-رنگ خاکستری روشن

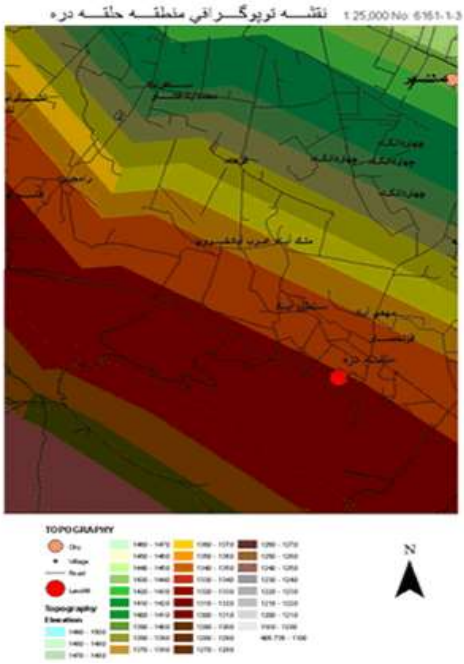
-شیب زیاد لایه‌ها تا حدود ۹۰ درجه و چین خوردگی آن‌ها

- حدود ۹۰ درصد از سنگ‌های کرج و ۱۰٪ آن از سایر سنگ‌ها

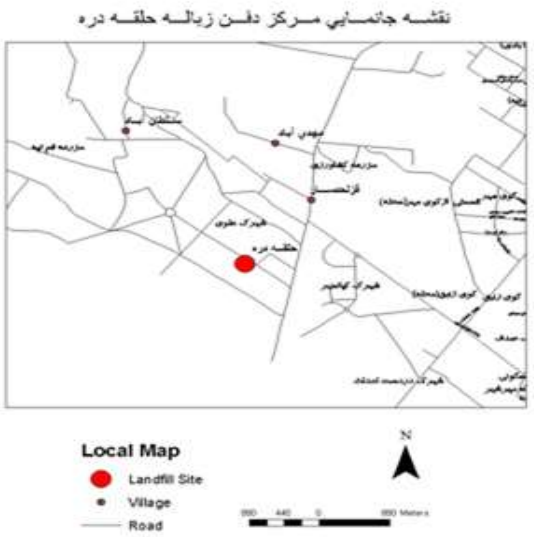
این خصوصیات نشان دهنده آن است که در زمان رسوب گذاری سازند آبرفتی هزار دره ، کوه‌های البرز در حال بالا آمدن و فرسایش یافتن بوده‌اند. سازند هزار دره نهشته‌های رودخانه‌های سیلابی بزرگ است که از طرف شمال شرقی دشت تهران و از میان کوه‌های سپاهیه بسوی جنوب و جنوب غربی تهران همزمان با برپائی کوه‌های البرز جاری بوده‌اند . سازند آبرفتی هزار دره را متعلق به کواترنر می‌دانند (بربریان و همکاران، ۱۳۷۱).

۳-۲-۵-کاربری اراضی منطقه

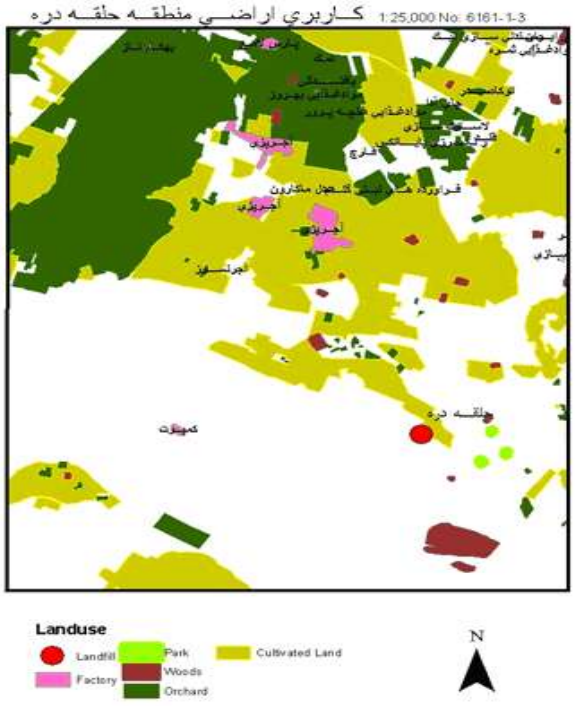
کاربری اراضی در مناطق اطراف عموماً کشاورزی و بایر می باشد. فاصله‌ی اراضی کشاورزی با مرکز دفن زباله تقریبا ۵ تا ۱۰ کیلومتر است. عمده‌ی زمین‌های اطراف محل دفن زباله بایر هستند(شکل۳-۴)(پایگاه داده‌های علوم زمین کشور).



شکل۳-۳. نقشه توپوگرافی حلقه دره



شکل۳-۴. موقعیت قرار گیری حلقه دره



شکل۳-۵- کاربری اراضی در منطقه حلقه دره

۳-۲-۶- دفن زباله در مرکز حلقه دره

دفن در مرکز دفن زباله حلقه دره به صورت نیمه بهداشتی بوده و همراه با حفر تراشه و خاکریزی انجام می‌پذیرد. سیستم دفن در کشور ما با کشورهای صنعتی تفاوت بسیار دارد و تا حدی دچار عقب ماندگی می‌باشد. اما معیار نیازهای اساسی مدیریت دفن نباید بر اساس معیارهای کشورهای صنعتی باشد بلکه باید رهنمودها با توجه به شرایط فیزیکی و اقتصادی هر منطقه ارائه گردد (عبدلی، ۱۳۸۵). حجم عظیم زباله‌ها هر روزه توسط ماشینهای سنگین با خاک پوشانیده می شود. به گفته مدیریت پسماند روزانه ۱۲۰۰ تا ۱۷۰۰ تن زباله وارد حلقه دره می‌شود.

زباله‌های دفن شده گاز متان و شیرابه تولید می‌کنند. شیرابه‌ها در حوضچه‌های مخصوص جمع آوری شده و به مرور زمان آب آن تبخیر می‌شود و باقی در زمین فرو می‌رود. گاز متان حاصل از دفن زباله‌ها امکان انفجار در زیر زمین را پیش می‌آورد. اما در مرکز دفن زباله حلقه دره تدابیر لازم برای خارج شدن گاز از داخل زمین اندیشیده شده است. این گاز اکنون به صورت دی اکسید کربن آزاد می‌شود. می‌توان در آینده در صورت افزایش امکانات این گاز را جمع آوری نموده و آن را تبدیل به انرژی‌های دیگر نمود. به عنوان مثال می توان برای تامین بخشی از برق کرج از آن استفاده کرد.

در این مرکز سه قسمت جدا از هم برای دفن زباله‌های شهری، بیمارستانی، و نخاله‌های ساختمانی وجود دارد. زباله‌های عفونی بیمارستانی می‌توانند مسبب انتقال بیماری‌هایی نظیر ایدز و هپاتیت باشند. از این رو باید جداگانه جمع آوری شده و قبل از دفع تجزیه و گند زدایی شوند. این عمل می-تواند از طریق فرآیند شیمیایی، حرارتی (زباله سوزی) یا پرتودهی انجام گیرد. واضح است که بهترین روش دفن زباله‌های عفونی سوزاندن آن‌ها در زباله سوز است اما به علت پر هزینه بودن زباله سوزها، زباله‌های عفونی بیمارستانی در این مرکز به منظور گند زدایی ابتدا با آهک مخلوط شده و سپس دفن می‌گردند(پایگاه داده‌های علوم زمین کشور).

فصل چهارم

مواد و روش‌ها

۴-۱- نمونه برداری

۴-۱-۱- روش نمونه برداری

پس از بررسی منطقه و جمع آوری اطلاعات و مکاتبه با سازمان مدیریت پسماند کرج و صدور مجوز و هماهنگی‌های لازم اقدام به نمونه برداری شد. نمونه برداری تا حدی سعی شد از مناطق حساس و مهم مانند محل گذر شیرابه یا محل تجمع شیرابه انجام شود. به دلیل وجود منطقه قبرستان ماشین، نمونه از قبرستان ماشین نیز برداشت شد. در برداشت نمونه‌های شاهد سعی شد که نمونه بدون آلودگی در عین حال نزدیک‌ترین منطقه به نمونه‌های آلوده باشند. آزمایش نمونه‌ها پس از هوا خشک کردن آن‌ها در آزمایشگاه آب و خاک دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی شاهرود و آزمایشگاه شیمی مرکز تحقیقات مواد معدنی ایران واقع کرج انجام شد. مرکز تحقیقات مواد معدنی ایران آزمایشگاه رتبه اول معتمد اداره حفاظت محیط زیست است و دارای استانداردهای ملی و بین المللی است.

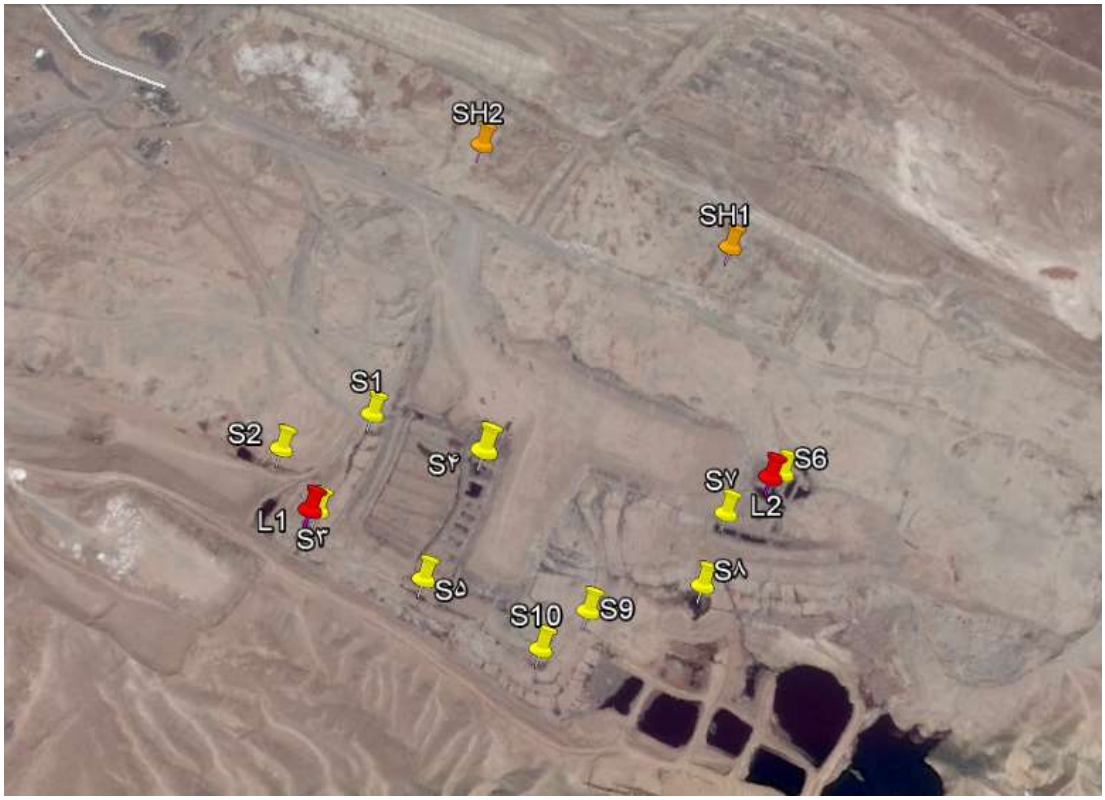
شکل۴-۱- جوی‌های شیرابه و حوضچه‌های جمع آوری شیرابه

۴-۱-۲- نمونه برداری از خاک

در ابتدا نمونه برداری از منطقه مورد مطالعه از دو عمق ۰- ۳۰ و ۳۰- ۶۰ سانتیمتر انجام می‌شد اما بعد از مشاهده جوشش شیرابه از عمق‌های پایین تر و لغو مجوز نمونه برداری از عمق ۳۰ – ۶۰، نمونه برداری‌ها از عمق ۰ – ۳۰ سانتی متری انجام گرفت(شکل۴-۳). از منطقه دفن زباله ۱۰ نمونه خاک برداشت شد. دو نمونه خاک شاهد نیز برای مقایسه با نمونه‌های آلوده برداشت شد. محل نمونه‌های

شاهد به محل دفن نزدیک بود از این جهت با بسیاری از ویژگی‌های نمونه‌های محل دفن شباهت داشتند. از محل قبرستان ماشین نیز دو نمونه جهت آنالیز برداشت شد.

S1 تا S10 نمونه‌های لندفیل، C1 و C2 نمونه‌های قبرستان خودرو و SH1 وSH2 نمونه‌های شاهد و L1 و L2 نمونه‌های شیرابه هستند.(شکل۴-۲)



شکل۴-۲- محل‌های نمونه برداری

شکل۴-۳- نمونه برداری از خاک محل دفن

۴-۱-۳- نمونه برداری از شیرابه

شیرابه‌های محل دفن زباله به دلیل کوهستانی بودن منطقه و شیب زیاد، در بعضی نقاط به سمت تقریبا ۱۰ حوضچه جمع آوری شیرابه سرازیر می‌شدند. به طور کلی دو نمونه شیرابه برداشت شد و مورد آنالیز قرار گرفت. یکی از نمونه‌های شیرابه از منطقه شرقی و دیگری از منطقه غربی منطقه مورد مطالعه برداشت شدند. نمونه‌های برداشت شده در ظرف پلاستیکی یکبار مصرف ریخته شد. برای جلوگیری از خطا، ظروف نمونه‌های شیرابه ابتدا با شیرابه مورد شستشو قرار گرفته و بعد پر شدند و همچنین برای جلوگیری از نفوذ نور به قوطی‌ها ، ظروف‌ها مشکی انتخاب شدند. شکل۴-۴ شیرابه جاری شده بر روی خاک را نشان می‌دهد.

شکل۴-۴- شیرابه جاری شده بر روی خاک

۴-۱-۴- نمونه برداری از کمپوست

کارخانه کمپوست حلقه دره که در کنار مرکز دفن حلقه دره دو نوع کمپوست تولید می‌کند، نمونه درجه یک (بدون خورده‌های شیشه) و درجه دو (همراه با کمی شیشه خورده) هستند که از هرکدام یک نمونه گرفته شد. زباله‌ها قبل از تبدیل شدن به کمپوست، در محل دپو می‌شوند.(شکل۴-۵). کمپوست خروجی از دستگاه در پشت کارخانه جمع شده و بعد از اضافه کردن دیگر افزودنی‌ها بسته بندی می‌شوند(شکل۴-۶).

شکل۴-۶- کمپوست خروجی از دستگاه

شکل۴-۵- محل استقرار زباله‌ها

۴-۲- روش‌های تجزیه نمونه‌ها

۴-۲- ۱- شیرابه

فاکتورهای اندازه گیری شده در نمونه‌های شیرابه عبارتند از pH، EC، عناصری مانند کلسیم، مولیبدن، فسفر، گوگرد، سدیم، پتاسیم، و همچنین فلزاتی مانند نقره، آلومنیوم، آرسنیک، بریلیوم، بیسمونت، کادمیوم، منیزیم، منگنز، نیکل، سرب، آنتیموان، اسکاندیم، استرانسیم، تیتانیوم، وانادیوم، ایتریم، روی، ژرمانیم، کبالت، کروم، مس، آهن و لانتانیوم هستند که pH و EC در دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی شاهرود و بقیه عناصر در مرکز تحقیقات مواد معدنی ایران انجام شد

۴-۲- ۱-۱- هدایت الکتریکی EC

هدایت الکتریکی با استفاده از دستگاه EC سنج تعیین شد(Page, 1991).

۴-۲- ۱-۲- اسیدیته pH

اسیدیته با استفاده از دستگاه pH متر تعیین شد (Klute, 1986).

۴-۲- ۱-۳- عناصر کل

عناصر کلسیم، مولیبدن، فسفر، گوگرد، سدیم و پتاسیم، همچنین فلزاتی مانند نقره، آلومنیوم، آرسنیک، بریلیوم، بیسمونت، کادمیوم، منیزیم، منگنز، نیکل، سرب، آنتیموان، اسکاندیم، استرانسیم، تیتانیوم، وانادیوم، ایتریم، روی، ژرمانیم، کبالت، کروم، مس، آهن و لانتان به روش هضم سه اسید،

هضم شده و بعد از آن توسط دستگاه ICP تعیین گردیده است(Standard methods for the examination of water & wastwater, 2005).

۴-۲-۲- خاک

نمونه‌های خاک که از عمق ۰ - ۳۰ سانتیمتر برداشت شده بودند درون نایلون فریزر به دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی شاهرود انتقال و بعد، هوا خشک کوبیده و از الک ۲ میلی متری عبور داده شدند و سپس آزمایشات فیزیکی و شیمیایی بر روی نمونه‌ها انجام گردید.

موارد اندازه گیری شده به شرح ذیل است:

فاکتورهای اندازه گیری شده در نمونه‌های خاک عبارتند از pH، EC، بافت خاک، درصد مواد آلی و آهک، عناصری مانند کلسیم، مولیبدن، فسفر، گوگرد، سدیم، پتاسیم، و همچنین فلزاتی مانند نقره، آلومنیوم، آرسنیک، بریلیوم، بیسمونت، کادمیوم، منیزیم، منگنز، نیکل، سرب، آنتیموان، اسکاندیم، استرانسیم، تیتانیوم، وانادیوم، ایتریم، روی، ژرمانیم، کبالت، کروم، مس، آهن و لانتان هستند.

۴-۲-۲-۱- هدایت الکتریکی EC

هدایت الکتریکی خاک در سوسپانسیون ۱ به ۲/۵ و با استفاده از دستگاه ز EC سنج تعیین شد (Page, 1991).

۴-۲-۲-۲- اسیدیته pH

اسیدیته خاک در سوسپانسیون ۱ به ۲/۵ و با استفاده از دستگاه pH متر تعیین شد(Klute, 1986).

۴-۲-۲-۳- بافت خاک

بافت خاک به روش هیدرومتری تعیین شد (منطقی، ۱۳۶۵)

۴-۲-۲-۴- کربن خاک

کربن آلی خاک به روش تیتراسیون با فرو آمونیوم سولفات ۰/۵ نرمال انجام شد(ISRIC, 1986).

۴-۲-۲-۵-آهک خاک

کربنات کلسیم خاک به روش تیتراسیون با سود نرمال صورت گرفت (ISRIC, 1986).

۴-۲-۲-۶- عناصر کل

عناصر کلسیم، مولیبدن، فسفر، گوگرد، سدیم و پتاسیم، همچنین فلزات نقره، آلومنیوم، آرسنیک، بریلیوم، بیسمونت، کادمیوم، منیزیم، منگنز، نیکل، سرب، آنتیموان، اسکاندیم، استرانسیم، تیتانیوم، وانادیوم، ایتریم، روی، ژرمانیم، کبالت، کروم، مس، آهن و لانتان بوسیله مخلوط سه اسید (اسید سولفوریک، اسید نیتریک و اسید پرکلریک) هضم شیمیایی صورت گرفت و پس از تغلیظ نمونه‌ها با روش استاندارد USEPA به وسیله دستگاه ICP تعیین گردیده است (USEPA 2010)

۴-۲-۳- کمپوست

به طور کل نمونه‌های کمپوست به دو قسمت نمونه درجه یک (بدون خورده‌های شیشه) و درجه دو (همراه با کمی شیشه خورده) تقسیم شد که از هر کدام از کمپوست‌ها یک نمونه برداشت شد و بعد از خشک کردن و رطوبت گیری در آون برای اندازه گیری عناصر و آنالیز در قوطی‌های فالکوم به مرکز تحقیقات مواد معدنی ایران فرستاده شد.

۴-۲-۳-۱- عناصر کل کمپوست

عناصر کلسیم، مولیبدن، فسفر، گوگرد، سدیم و پتاسیم، همچنین فلزات نقره، آلومنیوم، آرسنیک، بریلیوم، بیسمونت، کادمیوم، منیزیم، منگنز، نیکل، سرب، آنتیموان، اسکاندیم، استرانسیم، تیتانیوم، وانادیوم، ایتریم، روی، ژرمانیم، کبالت، کروم، مس، آهن و لانتان بوسیله مخلوط سه اسید (اسید سولفوریک، اسید نیتریک و اسید پرکلریک) هضم شیمیایی صورت گرفت و پس از تغلیظ نمونه‌ها با روش استاندارد USEPA به وسیله دستگاه ICP تعیین گردیده است (USEPA 2010).

۴-۳- تجزیه و تحلیل داده‌ها

برای تجزیه و تحلیل داده‌ها پارامترهای اندازه گیری شده و هچنین ترسیم نمودارها از نرم افزار اکسل استفاده شده است.

۴-۴- نقشه‌های هم غلظت

خصوصیات توزیع مکانی آلودگی در خاک‌ها آلوده عامل مهمی در جهت شناسایی نقاط آلوده و بر طرف کردن آن می‌باشد. بدین منظور استفاده از راهکارهای مناسب جهت تعمیم نتایج حاصل از نقاط اندازه گیری شده به سایر نقاط توصیه می‌گردد. یکی از اهداف به کار بردن آنالیزهای مکانی بر روی داده‌های ژئوشیمیایی محیطی، استفاده از روش میانیابی برای ترسیم شبکه و نقشه‌های لازم است (Issaks & Srivastava,1989). در این بررسی برای تهیه نقشه‌های هم غلظت پارامترهایی مورد نظر در خاک، از نرم افزار Arc Gis استفاده شد.

فصل پنجم

نتایج و بحث

۵-۱-کمپوست

برای عناصر موجود در کمپوست هنوز در سطح دنیا استانداردهای بین المللی مشخص وجود ندارد و کشورهای مختلف استانداردهای مخصوص به خود دارند که خاص آن مناطق است. در کشور ایران استاندارد مشخصی در این زمینه وجود نداشت اما اخیراً با تلاش‌هایی که در جهت تهیه و تدوین این استانداردها توسط سازمان بازیافت و تبدیل مواد شهرداری مشهد صورت گرفته است.

یک سری معیارها با عنوان استاندارد (کمپوست، ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی) معرفی شده است که در آن حدود مجاز فلزات سنگین بیان گشته است(عابدینی، ۱۳۸۹).

جدول ۵-۱- مقادیر استاندارد کمپوست برخی از کشورهای جهان را در رابطه با فلزات سنگین نشان می‌دهد(حسین زاده، ۱۳۸۵).

جدول ۵-۱- مقادیر مجاز فلزات سنگین در کمپوست درکشورهای مختلف(میلی گرم در کیلوگرم)

	روی	نیکل	جیوه	سرب	مس	کبالت	کروم	کادمیوم	ارسنیک
بلژیک	۱۵۰۰	۱۰۰	۵	۱۰۰۰	۵۰۰	۱۰	۲۰۰	۵	-
کانادا	۵۰۰	۶۲	۰/۸	۱۵۰	۱۰۰	۳۴	۲۱۰	۳	-
دانمارک	۴۰۰	۵۰	۱	۱۵۰	۱۰۰	-	-	۱/۲	۲۵
فرانسه	-	۲۰۰	۸	۸۰۰	-	-	-	۸	-
اسپانیا	۴۰۰۰	۴۰۰	۲۵	۱۲۰۰	۱۷۵۰	-	۷۵۰	۴۰	-
هلند	۹۰۰	۵۰	۲	۲۰۰	۳۰۰	-	۲۰۰	۲	۲۵
ایتالیا	۵۰۰	۵۰	۱/۵	۱۴۰	۳۰۰	-	۱۰۰	۱/۵	۱۰
آمریکا	۲۸۰۰	۴۲۰	۱۷	۳۰۰	۱۵۰۰	-	۱۲۰۰	۳۹	-
آلمان	۴۰۰	۵۰	۱	۱۵۰	۱۰۰	-	۱۰۰	۱/۵	-

جدول ۵-۲- حدود غلظت مجاز فلزات سنگین در کمپوست را برای ایران که توسط سازمان بازیافت مشهد ارائه شده است را نشان می‌دهد(عابدینی، ۱۳۸۹).

جدول۵-۲- مقادیر مجاز غلظت فلزات سنگین کمپوست در ایران(میلی گرم در کیلوگرم)

نام فلز	نیکل	مولیبدن	مس	کروم	کبالت	کادمیوم	سرب	روی	جیوه	آرسنیک
حدود مجاز	۱۲۰	۵	۶۵۰	۱۵۰	۲۵	۱۰	۲۰۰	۱۳۰۰	۵	۱۰

با توجه به جداول ارائه شده مهمترین فلزات مورد توجه عبارتند از : کادمیوم ، کروم، مس، نیکل، روی و جیوه می‌باشد چرا که این‌ها فلزاتی هستند که تجمع زیستی یافته و باعث اثرات سمی طویل المدت یا کوتاه مدت بر روی موجودات زنده می شوند. محصولات کشاورزی در برابر جذب یا تجمع و ذخیره فلزات ظرفیت‌های متفاوتی از خود نشان می‌دهند. به عنوان مثال سیب زمینی و هویج در مقایسه با چغندر و تره فرنگی به سختی و کندی فلزات را جذب می‌کنند و یا سرب و مس پس از جذب بیش از حد در ریشه گیاهان باقی می‌ماند .در حالیکه در روی و کادمیوم از ریشه به برگ و میوه راه خواهد یافت. به این ترتیب جذب این فلزات توسط گیاه متفاوت است و بوسیله ریشه گیاهان و با انتقال به برگ و میوه آن‌ها و نیز مصرف محصولات کشاورزی توسط انسان وارد بدن شده و اثرات سوئی را از خود به جا می‌گذارد. (حسین زاده، ۱۳۸۵).

۵-۱-۲-کمپوست تولیدی کارخانه کرج

غلظت‌های مربوط به کمپوست کرج در جدول ۵-۳ آمده است(حسین زاده، ۱۳۸۵).

جدول۵-۳- غلظت فلزات سنگین در کمپوست کرج در سال ۸۵(میلی گرم در کیلوگرم)

نام فلز	مس	روی	سرب	کادمیوم	نیکل
غلظت(mg/kg)	۳۱۳	۱۱۷۰	۲۵۰	۰/۵	۳۵

در مقایسه اعداد جدول فوق با استاندارد آمریکا ،همه فلزها غلظت قابل قبول دارند و در مقایسه با استاندارد پیشنهادی سازمان بازیافت مشهد روی و سرب غلظت بیش از حد مجاز دارند.

پس با بررسی نتایج فوق معلوم شد که در این کمپوست با مشکل بالا بودن غلظت برخی از فلزات سنگین مواجه هستیم.

با عنایت به این که کیفیت زباله‌های ایران تفاوت چشم گیری با سایر نقاط جهان دارد به طوری که حدود۶۰-۷۰ درصد حجم زباله‌های ایران قابل تجزیه بیولوژیکی است در حالی که میانگین این رقم در دنیا حدود ۴۰ درصد می‌باشد. پس توسعه صحیح و اصولی صنعت کمپوست می‌تواند منافع زیاد

اقتصادی و زیست محیطی را به دنبال داشته باشد، زیرا تولید کودهای بیولوژیکی و آلی در جهت کاهش آلودگی محیط زیست اقدام بسیار ارزنده و مفیدی است. اما تمام مراحل تولید و کیفیت محصول بایستی با استانداردهای مصوب مطابقت داشته باشد. در واقع با تولید کمپوست استاندارد، عناصر غذایی مورد نیاز گیاه فراهم شده، خواص خاک بهبود یافته، فعالیت میکروارگانیسم‌ها افزایش یافته و بسیاری از مزایای دیگر به عمل می‌آیند. مدت زمانی است که تولید کمپوست از زائدات مخلوط شهری در کشورهای آلمان و هلند و سایر کشورهای پیشرفته ممنوع شده است چرا که این نوع کمپوست حاوی مواد سمی و خطرناکی همچون فلزات سنگین می‌باشد و در عمل اقتصادی نبوده و خطراتی برای محیط زیست و انسان به دنبال دارد(Tchobanoglous G, 2003).

۵-۱-۳- نتایج آنالیز کمپوست

نتایج آنالیز غلظت فلزات سنگین در کمپوست حلقه دره کرج درجدول ۵-۴ آمده است. با توجه به این جدول می توان گفت:

۱- میزان فلز سرب کمپوست درجه دوم نسبت به استاندارد ایران و بسیاری از کشورها غیر از استاندارد کشور ایتالیا مقدار کمتری داشت. میزان سرب کمپوست درجه یک نسبت به تمامی استانداردها کمتر بود.

۲- میزان کروم کمپوست درجه دو نسبت به تمامی استانداردها کمتر بود. میزان فلز کروم کمپوست درجه یک نسبت به استاندارد ایران و بسیاری از کشورها غیر از استاندارد کشور آلمان و ایتالیا مقدار کمتری داشت.

۳- میزان فلز روی کمپوست درجه دوم نسبت به استاندارد ایران و بسیاری از کشورها غیر از استاندارد کشور آلمان و دانمارک مقدار کمتری بود. میزان روی کمپوست درجه یک نسبت به تمامی استاندارد-ها کمتر بود.

۴- میزان فلز مس کمپوست درجه دوم و درجه یک نسبت به استاندارد ایران غلظت کمتری داشت اما از استاندارد کشورهای ایتالیا، آلمان، هلند، دانمارک وکانادا مقدار بیشتری بود.

۵- میزان فلز کادمیوم کمپوست درجه دوم و درجه یک نسبت به استاندارد ایران و تمامی کشورهای پیشرفته غلظت کمتری داشت.

۶- میزان فلز نیکل کمپوست درجه دوم نسبت به استاندارد ایران و بسیاری از کشورها غیر از استاندارد کشور ایتالیا، آلمان، هلند، دانمارک وکانادا مقدار کمتری بود. میزان نیکل کمپوست درجه یک نسبت به استانداردهای ایتالیا، آلمان، هلند و دانمارک غلظت بالاتری داشت.

۷- میزان غلظت فلز کبالت نسبت به تمامی استانداردها غلظت کمتری داشت.

۸- میزان غلظت فلز آرسنیک نسبت به تمامی استانداردها غلظت کمتری داشت.

۹- میزان غلظت عنصر مولیبدن نسبت به تمامی استانداردها غلظت کمتری داشت.

۱۰- دیگر عناصر اندازه گیری شده در ایران و جهان مبنای دقیق و استاندارد مستحکمی نداشت.

در عناصر و فلزات کل، کمپوست کارخانه‌ی کمپوست حلقه دره کرج نسبت به استانداردهای ایران غلظت کمتری دارد، اگرچه بعضی از آن‌ها نسبت به حد مجاز و استاندارد کشورهای پیشرفته به مراتب غلظت‌های بیشتری داشت.

جدول۵-۴- غلظت فلزات سنگین در کمپوست حلقه دره کرج

پارامتر	کمپوست درجه ۱	کمپوست درجه ۲	میانگین
کلسیم (٪)	۱۱/۱۹	۱۲/۰۳	۱۱/۶۱
مولیبدن($mg.kg^{-1}$)	۲ >	۲ >	-
سدیم(٪)	۱/۲۹	۱/۲۱	۱/۳۷
فسفر(٪)	۰/۳۰	۰/۴۳	۰/۳۶۵
گوگرد(٪)	۸/۸۸	۷/۹۶	۸/۴۲
پتاسیم(٪)	۱/۵۳	۱/۴۴	۱/۴۸۵
نقره($mg.kg^{-1}$)	۱>	۱>	-
آلومینیوم(٪)	۲/۵۲	۳/۰۳	۲/۷۷۵
آرسنیک($mg.kg^{-1}$)	۱۰>	۱۰>	-
بریلیوم($mg.kg^{-1}$)	۱>	۱>	-
بیسمونت($mg.kg^{-1}$)	۲۰>	۲۰>	-
کادمیوم($mg.kg^{-1}$)	۱>	۱>	-
منیزیم(٪)	۰/۶۸	۰/۵۵	۰/۶۱۵
منگنز($mg.kg^{-1}$)	۳۲۴	۳۷۲	۳۴۸
نیکل($mg.kg^{-1}$)	۵۱	۶۶	۵۸/۵
سرب($mg.kg^{-1}$)	۱۰۱	۱۴۶	۱۲۳/۵
آنتیموان($mg.kg^{-1}$)	۲۰>	۲۰>	-
اسکاندیم($mg.kg^{-1}$)	۵>	۵>	-
استرانسیم($mg.kg^{-1}$)	۶۰۵	۵۹۸	۶۰۱/۵
تیتانیوم(٪)	۰/۱۵	۰/۱۸	۰/۱۶۵
وانادیوم($mg.kg^{-1}$)	۳۲	۴۱	۳۶/۵
ایتریم($mg.kg^{-1}$)	۱۰>	۱۰>	-
روی($mg.kg^{-1}$)	۳۷۲	۴۰۲	۳۸۷
ژرمانیم($mg.kg^{-1}$)	۱۰>	۱۰>	-
کبالت($mg.kg^{-1}$)	۱۰>	۱۰>	-
کروم($mg.kg^{-1}$)	۱۰۵	۹۷	۱۰۱
مس($mg.kg^{-1}$)	۱۴۸	۱۶۱	۱۵۴/۵
آهن(٪)	۱/۴۲	۱/۵۰	۱/۴۶
لانتان($mg.kg^{-1}$)	۱۰>	۱۰>	-

۵-۲- شیرابه

گونه‌های مختلفی از فلزات سنگین در شیرابه زباله‌های جامد شهری وجود دارد ولی غلظت آن‌ها معمولا کم است. در این مطالعه نیز فلزات سنگینی که آزمایش شد غلظت پایینی داشتند و این به نتایج سایر محققان در این مورد مشابه است. به هر حال متوسط غلظت فلزات سنگین در شیرابه لندفیل نسبتا پایین است. مطالعات نشان می‌دهند که فلزات سنگین در شیرابه لندفیل فعلا مشکل و نگرانی اصلی نیستند(Robinson, 1995; Christensen, 1994; Kjeldsen & christophersen, 2001; Reinhart & Grosh, 1998; Revans et al, 1999).

دلیل غلظت کم فلزات سنگین در شیرابه‌ها، کمبود حضور فلزات سنگین در مواد زائد نیست. تعادلات فلزات سنگین در لندفیل نشان می‌دهد که کمتر از ۰/۰۲ درصد فلزات سنگین وارد شده به لندفیل بعد از سی سال از لندفیل آبشویی می‌شود (Belevi & Baccini, 1989; Aulin & Neretnjeks, 1995; Flyhammer, 1995). اعتقاد بر این است که جذب و رسوب دو مکانیسم مهم غیر متحرک کردن فلزات و متعاقبا غلظت کم در شیرابه هستند(Bozkurt et al, 1999).

منشا فلزات سنگین در شیرابه مقادیر اولیه آن‌ها در مواد زاید می‌باشد. در نمونه‌های شیرابه جوان به دلیل پایین بودن مقدار pH حلالیت فلزات در شیرابه بالا است. در مقابل با افزایش سن محل دفن و افزایش pH شیرابه حلالیت فلزات کاهش می‌یابد. علاوه بر این واکنش‌های ترسیب و جذب سطحی که به دلیل وجود همزمان آنیون‌های سولفید، کربنات و هیدروکسیل در محل دفن رخ می‌دهد یکی از دلایل اصلی کاهش غلظت فلزات در شیرابه کهنه و تثبیت شده است. با افزایش سن محل دفن و افزایش پتانسیل اکسیداسیون- احیا نرخ این واکنش‌ها افزایش یافته و غلظت فلزات سنگین در شیرابه کاهش می یابد. (Chu, LM & Cheung, K.C,1994; Tatsi & Zouboulis, 2002).

برخی ویژگی‌های شیرابه‌های لندفیل انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا جدول۵-۵ ذکر شده است(Robinson et al., 1982;Ehrig, 1983; Feter, 1993).

جدول۵-۵-برخی ویژگی‌های شیرابه‌های لندفیل انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا (تمام مقادیر بر حسب mg/l به غیر از اسیدیته) (Robinson et al., 1982;Ehrig, 1983; Feter, 1993)

پارامتر	انگلستان	آلمان	ایالات متحده
pH	۷/۴-۶/۲	۸-۶/۱	۵/۴-۵/۴
فسفر کل	۳/۴-۰/۰۲>	۵/۷	۱۱۷-۰/۳
آهن	۳۸۰-۰/۱	۹۲۵-۱۵	۱۴۰۰-۲/۱
منگنز	۲۶/۵-۰/۳	۲۴-۰/۷	۲۵/۹-۰/۰۳
کلسیم	۱۱۵۰-۱۶۵	۱۳۰۰-۸۰	۲۱۰۰-۲۰۰
منیزیم	۴۸۰-۱۲	۶۰۰-۲۵۰	۷۸۰-۱۲۰

تجمع شیرابه در پایین دست منطقه مرکز دفن زباله حلقه دره به یک معضل تبدیل شده زیرا میزان نفوذ آن نسب به میزان تولید و سرازیر شدن آن به دهها حوضچه بزرگ و کوچک تجمع شیرابه، بسیار کمتر است، از این رو مدیریت پسماند کرج اقدام به تاسیس کارخانه تصفیه شیرابه منطقه حلقه دره کرده که پیشرفت ۴۰ درصدی داشته و قرار است بعد از احداث این کارخانه شیرابه‌های تجمع یافته در پایین دست منطقه به این کارخانه تصفیه انتقال یابد.(شکل۵-۱و ۵-۲)

شکل ۵-۱- نمایی از کارخانه تصفیه شیرابه

شکل ۵-۲- موقعیت جغرافیایی کارخانه تصفیه در حال احداث

جدول ۵-۶ حد مجاز تخلیه فاضلاب به آب سطحی و مصارف کشاورزی و آبیاری را نشان می‌دهد که پس از مقایسه بین این ارقام و مقادیر اندازه گیری شده در جدول ۵-۷، نتایج حاصل شد. همچنین در استانداردهای بیان شده برای هدایت الکتریکی استاندارد مشخصی تعیین نشده است. بنابر این مقایسه مستحکمی برای هدایت الکتریکی وجود نداشت.

جدول ۵-۶-حد مجاز تخلیه فاضلاب به آب سطحی و مصارف کشاورزی (مدیریت منابع آب ایران)

مواد آلاینده	تخلیه به آب‌های سطحی	مصارف کشاورزی و آبیاری
pH	۸/۵-۶/۵	۸/۵۲-۶
فسفر (mg/l)	۶	-
کلسیم (mg/l)	۷۵	-
منیزیم (mg/l)	۱۰۰	۱۰۰
آهن (mg/l)	۳	۳
منگنز (mg/l)	۱	۱
مس (mg/l)	۱	۰/۲
کادمیوم (mg/l)	۰/۱	۰/۰۵
کروم (mg/l)	۲	۲
روی (mg/l)	۲	۲
سرب (mg/l)	۱	۱
نیکل (mg/l)	۲	۲

جدول۵-۷خصوصیات شیمیایی و غلظت عناصر در شیرابه‌های مرکز دفن حلقه دره را نشان می‌دهد.

جدول ۵-۷- برخی خصوصیات شیمیایی و غلظت عناصر در شیرابه‌های مرکز دفن حلقه دره

پارامتر	کمترین	بیشترین	میانگین
اسیدیته	۸/۵	۸/۱	۸/۳
هدایت الکتریکی(dS/m)	۲۵	۳۲	۲۸/۵
کلسیم (٪)	۶/۶۸	۶/۹۵	۶/۸۱۵
مولیبدن($mg.kg^{-1}$)	۲ >	۲ >	-
سدیم(٪)	۱/۹۵	۲/۲۳	۲/۰۹
فسفر(٪)	۰/۰۸	۰/۰۸	۰/۰۸
گوگرد(٪)	۰/۳۹	-	۰/۳۹
پتاسیم(٪)	۱/۱۲	۲/۳۷	۱/۷۴۵
نقره($mg.kg^{-1}$)	۱>	۱>	-
آلومینیوم(٪)	۳/۰۰	۵/۸۳	۴/۴۱۵
آرسنیک($mg.kg^{-1}$)	۱۰>	۱۰>	-
بریلیوم($mg.kg^{-1}$)	۱>	۱>	-
بیسمونت($mg.kg^{-1}$)	۲۰>	۲۰>	-
کادمیوم($mg.kg^{-1}$)	۱>	۱>	-
منیزیم(٪)	۱/۵۲	۱/۷۴	۱/۶۳
منگنز($mg.kg^{-1}$)	۶۱۵	۶۹۰	۶۵۲/۵
نیکل($mg.kg^{-1}$)	۲۳	۳۵	۲۹
سرب($mg.kg^{-1}$)	۲۰>	۲۰>	-
آنتیموان($mg.kg^{-1}$)	۲۰>	۲۰>	-
اسکاندیم($mg.kg^{-1}$)	۷	۸	-
استرانسیم($mg.kg^{-1}$)	۳۲۰	۴۳۴	۳۷۷
تیتانیوم(٪)	۰/۲۳	۰/۲۸	۰/۲۵۵
وانادیوم($mg.kg^{-1}$)	۷۷	۹۱	۸۴
ایتریم($mg.kg^{-1}$)	۱۰>	۱۲	-
روی($mg.kg^{-1}$)	۵۳	۸۷	۷۰
ژرمانیم($mg.kg^{-1}$)	۲۵	۲۷	۲۶
کبالت($mg.kg^{-1}$)	۱۰>	۱۰>	-
کروم($mg.kg^{-1}$)	۴۸	۵۵	۵۱/۵
مس($mg.kg^{-1}$)	۳۰	۴۳	۳۶/۵
آهن(٪)	۱/۴۲	۲/۹۱	۲/۷۳
لانتان($mg.kg^{-1}$)	۲۱	۲۳	۲۲

۵-۲-۱-اسیدیته

مقدار بالای اسیدیته شیرابه حاصل از محل دفن نشان دهنده سن بالای شیرابه محل دفن است(شکوهی و همکاران،۱۳۸۷).

اسیدیته نمونه‌های شیرابه مرکز حلقه دره بر اساس استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استانداردهای تخلیه در آب‌های سطحی و مصارف آبیاری و کشاورزی مقدار پایین تری داشت.

همچنین اسیدیته شیرابه‌ها در مقایسه با نمونه‌هایی از کشورهای انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا مقدار بیشتری داشت.

۵-۲-۲-هدایت الکتریکی

هدایت الکتریکی به عنوان معیاری از مقدار یون‌های محلول در مایع است. برای هدایت الکتریکی در منابع موجود، استاندارد مشخصی وجود ندارد ولی هدایت الکتریکی بالا در نمونه‌های شیرابه نشانگر مقادیر زیاد آنیون‌ها و کاتیون‌ها در آن می‌باشد

۵-۲-۳- فسفر

فسفر نمونه‌های شیرابه مرکز حلقه دره بر اساس استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استاندارد-های تخلیه در آب‌های سطحی مقدار بالاتری داشت.

همچنین فسفر شیرابه‌ها در مقایسه با نمونه‌هایی از کشورهای انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا مقدار بیشتری داشت.

۵-۲-۴-کلسیم

کلسیم نمونه‌های شیرابه مرکز حلقه دره بر اساس استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استاندارد-های تخلیه در آب‌های سطحی مقدار بالاتری داشت.

همچنین کلسیم شیرابه‌ها در مقایسه با نمونه‌هایی از کشورهای انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا مقدار بیشتری داشت.

۵-۲-۵-منیزیم

منیزیم نمونه‌های شیرابه مرکز حلقه دره بر اساس استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استاندارد-های تخلیه در آب‌های سطحی و مصارف آبیاری و کشاورزی مقدار بالاتری داشت.

همچنین منیزیم شیرابه‌ها در مقایسه با نمونه‌هایی از کشورهای انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا مقدار بیشتری داشت.

۵-۲-۶-آهن

غلظت آهن در شیرابه سالن دریافت و سالن تخمیر کارخانه کمپوست مشهد فراتر از حد استاندارد محیط زیست بود.(شکوهی و همکاران، ۱۳۸۷)

آهن نمونه‌های شیرابه مرکز حلقه دره بر اساس استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استانداردهای تخلیه در آب‌های سطحی و مصارف آبیاری و کشاورزی مقدار بالاتری داشت.

همچنین آهن شیرابه‌ها در مقایسه با نمونه‌هایی از کشورهای انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا مقدار بیشتری داشت.

۵-۲-۷-منگنز

غلظت منگنز در شیرابه سالن دریافت و سالن تخمیر کارخانه کمپوست مشهد فراتر از حد استاندارد محیط زیست بود.(شکوهی و همکاران، ۱۳۸۷)

منگنز نمونه‌های شیرابه مرکز حلقه دره بر اساس استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استاندارد-های تخلیه در آب‌های سطحی و مصارف آبیاری و کشاورزی مقدار بالاتری داشت. این مقدار در نمونه-ها تا ۱۰۰ برابر مقدار مجاز برای این استانداردها بود.

همچنین منگنز شیرابه‌ها در مقایسه با نمونه‌هایی از کشورهای انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا مقدار بیشتری داشت.

۵-۲-۸-مس

مس نمونه‌های شیرابه مرکز حلقه دره بر اساس استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استانداردهای تخلیه در آب‌های سطحی و مصارف آبیاری و کشاورزی مقدار بالاتری داشت.

۵-۲-۹-کادمیوم

در آنالیزهای انجام شده حد تشخیص دستگاه تا یک میلی گرم در لیتر بود و از آنجا که استانداردهای موجود پایین تر از این مقدار بود به همین دلیل اقدام به اندازه گیری کادمیوم بر حسب ppb شد. مقدار تعیین شده توسط دستگاه اینبار <۰/۰۲ بود. بدین صورت کادمیوم نمونه‌های شیرابه مرکز حلقه دره بر اساس استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استانداردهای تخلیه در آب‌های سطحی و مصارف آبیاری و کشاورزی مقدار پایین‌تری داشت.

۵-۲-۱۰-روی

غلظت روی در شیرابه سالن دریافت و سالن تخمیر کارخانه کمپوست مشهد فراتر از حد استاندارد محیط زیست بود.(شکوهی و همکاران، ۱۳۸۷)
روی نمونه‌های شیرابه مرکز حلقه دره بر اساس استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استانداردهای تخلیه در آب‌های سطحی و مصارف آبیاری و کشاورزی مقدار بالاتری داشت.

۵-۲-۱۱-کروم، سرب، نیکل

مقدار کروم، سرب و نیکل در نمونه‌های شیرابه از استانداردهای مدیریت منابع آب ایران از استاندارد-های تخلیه در آب‌های سطحی و مصارف آبیاری و کشاورزی مقدار بالاتری داشتند.
برای مقدار دیگر عناصر و فلزات سنگین اندازه گیری شده معیار و استاندارد مستحکمی وجود ندارد ولی بعضی از فلزات مانند استرانسیم مقادیر بالایی مانند ۴۰۰ میلی گرم در لیتر را دارند.
در کل این شیرابه‌ها که در پایین دست منطقه دفن زباله در دریاچه‌ها و حوضچه بزرگ و کوچک جمع آوری می‌شوند و حجم بیش‌تر از هزاران متر مکعب دارند بجز در چند پارامتر در بیشتر پارامتر-

های آلودگی مقدار بالاتری از استانداردها دارند و باید از نفوذ و جاری شدن در آب‌های سطحی و زیرزمینی جلوگیری شود.

۵-۳- خاک متاثر از شیرابه

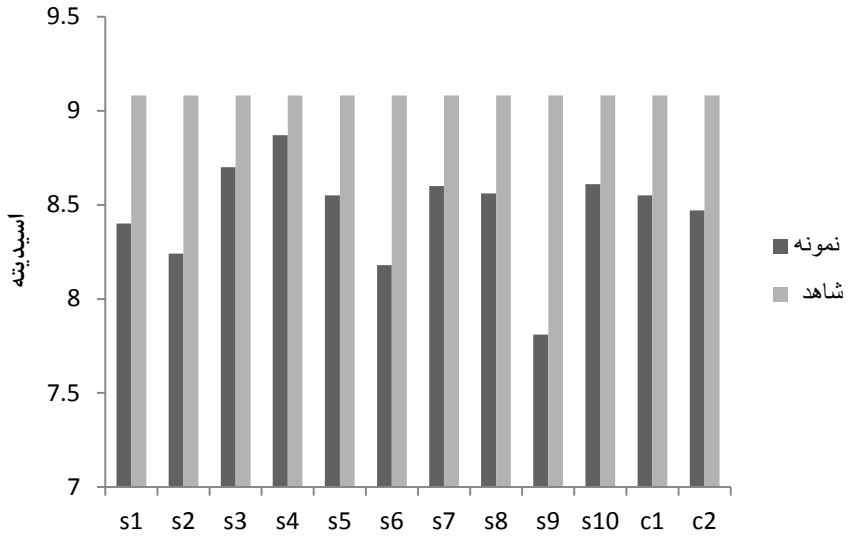
شیرابه ناشی از محل دفن زباله‌های شهری دارای اجزا و ترکیبات متنوعی است. این شیرابه پس از ورود به خاک قادر است تغییراتی در ویژگی‌های شیمیایی و فیزیکی خاک ایجاد کند. کلیس و همکاران(۲۰۰۱) بیان کردندکه اثرات متقابل متنوعی بین سطح خاک و ترکیبات شیرابه محل دفن اتفاق می‌افتد و این برهم‌کنش‌ها به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و شیرابه بستگی دارد.

۵-۳-۱-اسیدیته خاک

عوامل موثر در تغییرات اسیدیته در نقاط متاثر از دفن زباله و یا شیرابه، شامل ترکیب زباله، سن محل دفن و شرایط اقلیمی می‌باشد. با توجه به اینکه سن محل دفن بیش از ده سال است و بالا بودن مقدار اسیدیته، به نظر می‌رسد که محل دفن در فاز متانوژیک (در طول این فاز، اسیدهایی که در فاز اسیدی جمع شده توسط باکتری‌های متانوژیک به متان و دی اکیسد کربن تبدیل می‌شود و سرعت تولید متان بالا می‌رود) باشد(شیردست، ۱۳۸۸).

همچنین وجود نوسانات مقادیر آهک و مواد آلی در مناطق نمونه برداری شده اسیدیته را تغییر می-دهند.

شکل ۵-۳ مقایسه بین مقادیر اسیدیته نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



شکل۵-۳- مقادیر اسیدیته نمونه‌های خاک متاثر شیرابه

مقایسه میانگین اثرات متقابل زمین‌های تحت شیرابه تیمارهای مختلف آبیاری و زمان، نشان می‌دهد که تیمار کمپلکس با گذشت زمان pH خاک را بطور معنی داری نسبت به تیمارهای دیگر کاهش داد(پناهپور و همکاران، ۱۳۸۹).

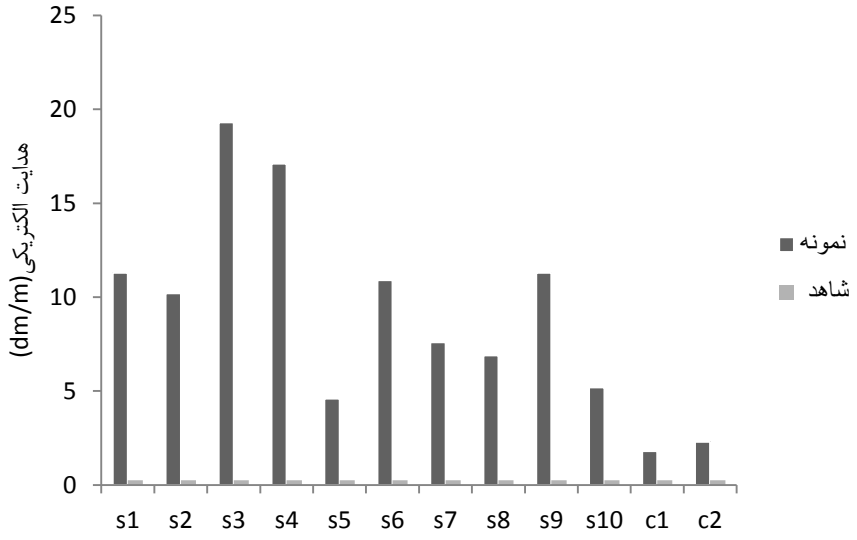
به علت قدرت بافری بالای خاک‌های آهکی، مدتی پس از اضافه کردن شیرابه به خاک آهکی pH خاک به حالت اولیه باز می‌گردد(گندمکار، ۱۳۷۵).

مقدار اسیدیته نمونه شاهد نسبت به نمونه‌های لندفیل مقدار بیشتری دارند. در اثر نفوذ و تحت تاثیر گرفتن شیرابه تقریبا ۰/۱ تا ۱ واحد تغییر داشته است. این تغییر در جهت اسیدی شدن می‌باشد. می-توان گفت که نفوذ شیرابه به داخل خاک در این لندفیل باعث کاهش اسیدیته و یا اسیدی شدن خاک شده است. از آنجا که وجود آهک در منطقه تحت تاثیر شیرابه نوسان دارد، باعث نوسان در اسیدیته خاک در مناطق مختلف محل دفن گردیده است.

۵-۳-۲- هدایت الکتریکی خاک

از آنجایی که شیرابه بسیار شور است، اضافه شدن آن به خاک می‌تواند شوری خاک را افزایش دهد (آستارائی، ۱۳۸۶و قنبری ۱۳۸۵). درتحقیقی نشان داده شد شوری و نسبت جذب سدیم خاک تحت آبیاری با فاضلاب افزایش معنی داری نسبت به خاک تحت آبیاری با آب چاه داشته است. اضافه شدن شیرابه در خاک‌های مختلف اثرات متفاوتی داشته است. مقدار افزایش شوری خاک بستگی به مقدار شوری اولیه خاک، بافت خاک و مقدار شوری آب آبیاری دارد(محمدی نیا، ۱۳۷۴).

در شکل ۵-۴ مقایسه بین مقادیر هدایت الکریکی نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



شکل ۵-۴- مقادیر هدایت الکتریکی نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه (ds/m)

مقایسه میانگین اثرات متقابل تیمارهای مختلف شیوه کاربرد شیرابه و زمان نشان می‌دهد که تیمار کمپلکس با گذشت زمان شوری خاک را بطور معنی‌داری نسبت به تیمارهای دیگر افزایش داد(پناهپور و همکاران، ۱۳۸۹).

مقایسه بین هدایت الکتریکی نمونه‌های لندفیل و نمونه شاهد نشان می‌دهد که نفوذ شیرابه و تحت تاثیر گرفت خاک از شیرابه باعث شده که هدایت الکتریکی خاک به شکل چشم گیری بالا برود. این افزایش هدایت الکتریکی در بعضی از نمونه‌ها حتی تا ۱۰۰ برابر بیشتر از نمونه شاهد می‌باشد که این

امر به خاطر بالا بودن املاح و یون‌ها و آنیون‌های شیرابه می‌باشد. در قبرستان ماشین نیز مقدار هدایت الکتریکی تقریبا ۱۰ برار نمونه شاهد است.

۵-۳-۳- بافت خاک

بافت خاک یکی از مهم‌ترین مشخصه‌های خاک است که در واقع درصد شن، سیلت و رس در خاک می‌باشد. بافت خاک بر خواص مهمی از قبیل نفوذ پذیری، ظرفیت نگهداری آب و مواد غذایی در خاک، زهکشی ، فرسایش و تهویه مؤثر است. هرچه بافت خاک ریزتر باشد، ظرفیت نگهداری آب و مواد غذایی و تبادل یونی آن بیشتر می‌شود اما از میزان نفوذ پذیری و زهکشی و تهویه خاک کاسته می‌شود(عباس نژاد، ۱۳۸۴). لذا خاک به هر منظور که مورد مطالعه قرار می‌گیرد(چه خاک پوششی، چه خاک بستر و کف محل دفن) تراوایی یک ویژگی مهم آن تلقی می‌شود. معمولا خاک لایه پوششی برای سنگ بستر محسوب می‌شود که هر قدر غیر قابل نفوذ باشد از ورود آب به داخل زمین بیشتر جلوگیری می‌کند. بهترین خاک پوششی ، مخلوطی از ماسه و رس همراه با لای می‌باشد و باید دانست که خاک پوششی با دانه بندی بسیار ریز مانند رس به تنهایی ایده آل نمی‌باشد زیرا امکان ترک خوردگی و ایجاد شکاف در صورت خشک شدن آن وجود دارد که مشکلاتی نظیر بوی نا مطبوع، نفوذ آب و رشد ناقلین بیماری را به دنبال خواد داشت. بنابر این بهترین خاک پوششی مخلوطی از خاک با دانه بندی درشت و ریز می‌باشد(مجلسی، ۱۳۷۱). جدول۵-۸ درصد رس، سیلت و شن و کلاس بافتی نمونه خاک‌های منطقه مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

جدول۵-۸- درصد رس، سیلت و شن و کلاس بافتی نمونه خاک‌های منطقه مورد مطالعه

نمونه	درصد شن	درصد رس	درصد سیلت	کلاس بافت
Sh1	۴۲/۸	۲۷/۸	۲۹/۴	Clay Loam
Sh2	۳۲/۸	۲۹/۸	۳۷/۴	Clay Loam
C1	۳۴/۲	۲۵/۸	۴۰	Loam
C2	۳۰/۸	۲۷/۸	۴۱/۴	Clay Loam
S1	۴۸/۸	۲۹/۸	۲۱/۴	Sandy Clay Loam
S2	۴۰/۸	۲۷/۲	۳۲	Clay Loam
S3	۳۴/۸	۲۷/۸	۳۷/۴	Loam
S4	۳۶/۲	۲۷/۸	۳۶	Loam
S5	۴۴/۸	۲۹/۸	۲۵/۴	Sandy Clay Loam
S6	۴۰/۸	۲۶/۶	۳۲/۶	Loam
S7	۳۳/۴	۲۸/۶	۳۸	Clay Loam
S8	۳۴/۲	۲۵/۸	۴۰	Loam
S9	۴۲/۲	۲۶/۴	۳۱/۴	Loam
S10	۳۸/۸	۲۷/۸	۳۳/۴	Loam

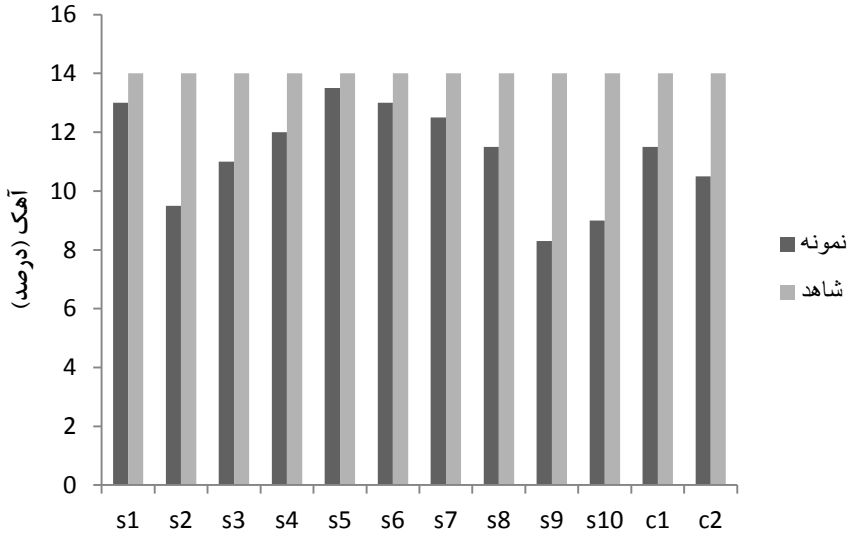
تمامی خاک‌ها در سه کلاس بافتی لوم، لوم رسی و لوم رسی شنی قرار گرفتند. بشترین مقدار شن مربوط به نمونه S1 و بیشترین مقدار سیلت مربوط به نمونه C2و بیشترین مقدار رس هم مربوط به نمونه Sh2 بود. همچنین هرچه محل نمونه برداری از منطقه بالای نمونه برداری به سمت قسمت‌های پایین تر منطقه نمونه برداری تغییر می‌کند کلاس خاک تقریبا به طور یکنواخت لومی است.

۵-۳-۴-آهک خاک

منظور از آهک خاک کربنات کلسیم می‌باشد، همچنین کربنات‌های دیگری مثل دولومیت نیز در خاک وجود دارند که در اندازه گیری آهک منظور خواهد شد. مقدار آهک خاک وابسته به اقلیم و میزان شستشو در نیمرخ خاک از ۰ تا ۵۰ در صد و گاهی بیشتر متغیر است. در مناطق مرطوب آهک به اعماق پایین نفوذ خواهد کرد. وجود آهک اسیدیته را بین ۷/۶ تا ۸/۲ متغیر می‌کند و در ساختمان خاک نیز موثر است و به دلیل خاصیت چسبندگی از پراکندگی ذرات رس جلوگیری می‌کند و در

بعضی شرایط با ایجاد لایه غیر قابل نفوذ در خاک، حرکت آب و هوا را محدود می‌کند(خوشگفتار منش، ۱۳۸۶).

در شکل ۵-۵ مقایسه بین مقادیر درصد آهک نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می-دهد.



شکل ۵-۵- مقادیر آهک نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه (درصد)

به علت قدرت بافری بالای خاک‌های آهکی، مدتی پس از اضافه کردن شیرابه به خاک آهکی pH خاک به حالت اولیه باز می‌گردد(گندمکار، ۱۳۷۵).

هرچند در بعضی از نمونه‌ها مانند S1 ، S2 و S3 تقریبا مقدار آهک نمونه های تحت تاثیر شیرابه با نمونه شاهد برابر است اما به طور کلی شیرابه باعث کاهش مقدار آهک خاک شده است. می‌توان گفت که شیرابه باعث کاهش درصد آهک در نمونه‌ها شده است.

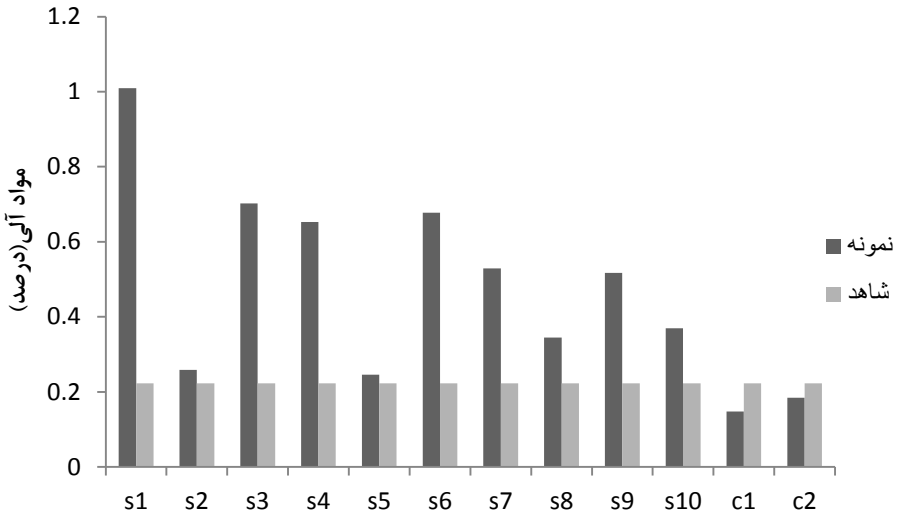
در نمونه‌های قبرستان ماشین نیز مانند نمونه‌های دفن زباله درصد آهک آن‌ها کاهش داشت.

۵-۳-۵-مواد آلی خاک

محمدنیا (۱۳۷۴) گزارش کرد، که در نتیجه اضافه نمودن شیرابه به خاک، ماده آلی خاک‌های مورد آزمایش افزایش و سپس ماده آلی خاک با گذشت زمان بر اثر تجزیه میکروبی کاهش یافته، ولی در

تیمار ۱۰۰ درصد شیرابه، شوری زیاد حاصل از اضافه کردن شیرابه مانع رشد میکروبی شده و شستشو موجب کاهش شدید در مقدار مواد آلی این نمونه خاک گردید.

شکل ۵-۶ مقایسه بین مقادیر درصد موادآلی نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



شکل ۵-۶- مقادیر مواد آلی نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه (درصد)

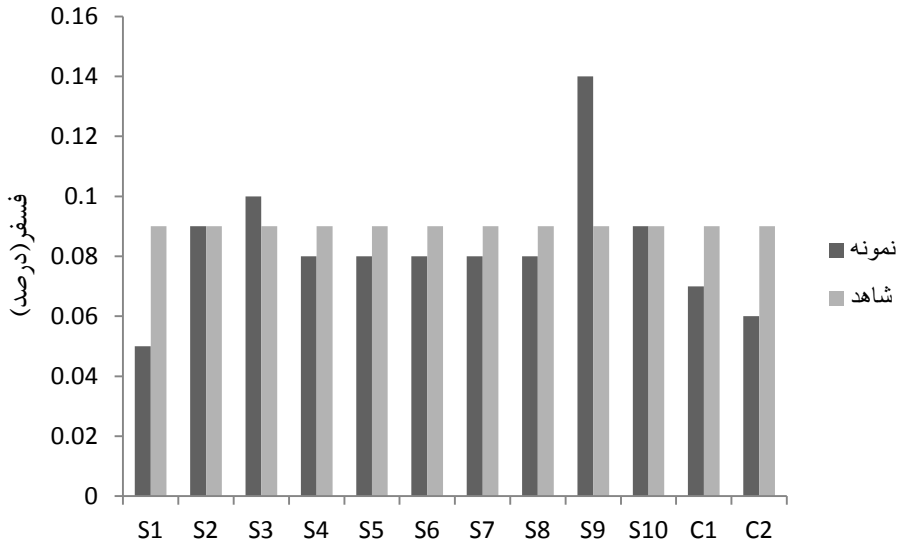
مقایسه میانگین اثرات متقابل تیمارهای مختلف آبیاری شیرایه و عمق، نشان می‌دهد که تیمار کمپلکس ماده آلی سطح خاک را بطور معنی داری نسبت به تیمارهای دیگر افزایش داد(پناهپور و همکاران، ۱۳۸۹).

مقایسه بین درصد مواد آلی نمونه شاهد و درصد مواد آلی نمونه‌های لندفیل نشان می‌دهد که نفوذ شیرابه باعث شده که درصد مواد آلی خاک به شکل معنی داری بالا برود. در نمونه‌های قبرستان ماشین نیز درصد مواد آلی نسبت به درصد مواد آلی نمونه شاهد کاهش داشته و این عکس نمونه‌های لندفیل است.

۵-۳-۶- عناصر کل

۵-۳-۶-۱-فسفر کل

مقدار فسفر پوسته جامد زمین حدود ۰/۱۲ درصد می‌باشد. مقدار فسفر خاک از در خاک ۰/۰۲ تا ۰/۵ درصد نوسان داشته و میانگین آن ۰/۰۵ درصد است. بر خلاف ازت ترکیبات فسفری تقریبا نامحلول بوده و به راحتی از نیمرخ خاک شسته نمی‌شوند. غلظت فسفر در محلول خاک، در مقایسه با ازت، پتاسیم، کلسیم و منیزیم ناچیز بوده و حدود ۰/۵ میلی گرم در لیتر است(ملکوتی و همایی، ۱۳۷۳). شکل ۵-۷ مقایسه بین مقادیر درصد فسفر کل نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می-دهد.



شکل ۵-۷- مقادیر فسفر نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه (درصد)

از آنجایی که فسفر در خاک پویا نبوده و انتقال پذیری آن بسیار کم است، لذا هیچ گونه نگرانی ناشی از انباشگی بیش از حد فسفر که در خاک‌های آهکی رایج است موجود نمی‌باشد(بای بوردی ، ۱۳۶۸) تنها مشکل، انتقال فسفر از طریق آبشویی خاک و انتقال آن به آب‌های زیرزمینی است که بیشتر در مزارع و در شرایط استفاده زیاد از کودهای فسفاته اتفاق می‌افتد(ملکوتی و همایی، ۱۳۷۳)

در تمامی نمونه‌ها غیر از نمونه‌هایS3 و S9، غلظت فسفر کاهش پیدا کرده است. این فسفر زیاد نمونه‌هایS3 و S9 می‌تواند از یک منشاء خاص ترشح شده باشد.

۵-۳-۶-۲- گوگرد کل

نتایج مربوط به درصد گوگرد کل نمونه‌ها در جدول ۵-۹بیان شده است

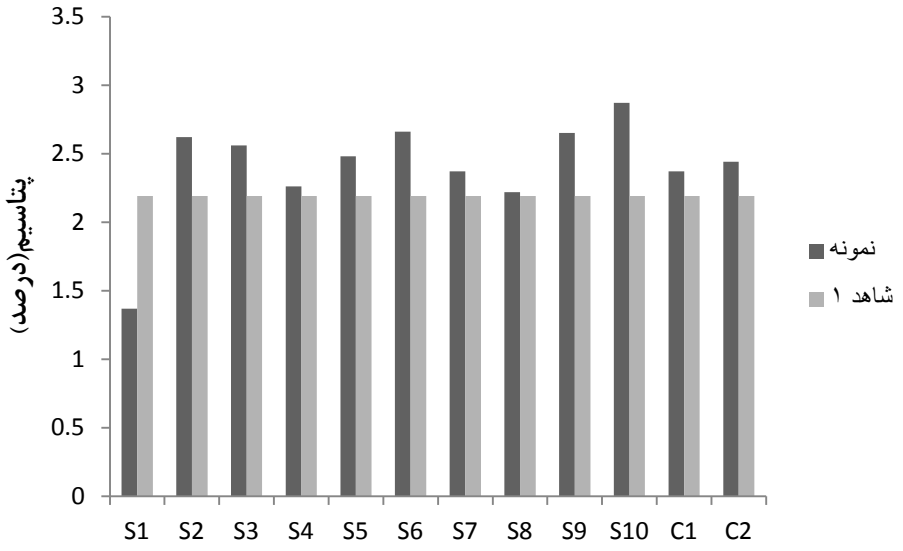
جدول ۵-۹- گوگرد کل نمونه خاک‌های منطقه مورد مطالعه(درصد)

نمونه	گوگرد کل	نمونه	گوگرد کل
S1	۱۰/۰۳	S8	۰/۲۴
S2	۰/۵	S9	۰/۵۶
S3	۰/۶۴	S10	۰/۳۳
S4	۰/۶۳	C1	۰/۱۲
S5	۰/۳۸	C2	۰/۱۴
S6	۰/۳۴	SH1	۰/۱>
S7	۰/۴	SH2	۰/۱>

کمترین میزان گوگرد مربوط به نمونه شاهد بود. نمونه‌های لندفیل نسبت به شاهد افزایش درصد گوگرد را داشت. با در نظر گرفتن بالا بودن گوگرد در شیرابه(حدود ۰/۳۹ درصد) تنها در نمونه S1 نمونه‌ها بر خلاف دیگر نمونه بیشتر از ۱۰ درصد است. این گوگرد زیاد می‌تواند از یک منشاء خاص ترشح شده باشد.

۵-۳-۶-۳-پتاسیم کل

شکل ۵-۸ مقایسه بین مقادیر درصد پتاسیم کل نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می-دهد..



شکل ۵-۸- مقادیر پتاسیم کل نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه(درصد)

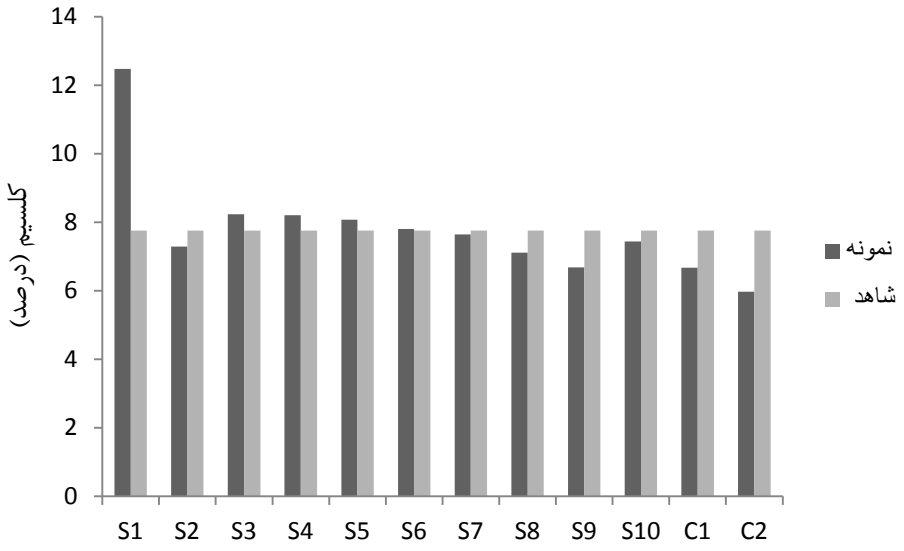
مقدار پتاسیم قابل جدب و پتاسیم محلول در نمونه های تحت تاثیر شیرابه در محل دفن زباله نسبت به نمونه شاهد افزایش داشت(فتحی، ۱۳۹۰).

نمونه‌های لندفیل نسبت به شاهد افزایش درصد پتاسیم را داشت. لازم به ذکر است که نمونه S1 بر خلاف دیگر نمونه‌ها درصد پتاسیم کمتری داشت که امکان دارد به خاطر بالا بودن دیگر عناصر مانند گوگرد (حدود ۱۰ درصد) در این نمونه باشد.

۵-۳-۶-۴- کلسیم کل

کلسیم عنصر دو ظرفیتی است. غلظت کلسیم در خاک‌های آهکی نسبت به خاک‌های غیر آهکی بیشتر است و مقدار آن در خاک به سنگ مادری، درجه هوادیدگی و ظرفیت تبادل کاتیونی بستگی دارد و در مناطق خشک نسبت به مناطق مرطوب غلظت آن بیشتر است.

شکل ۵-۹ مقایسه بین مقادیر درصد پتاسیم کل نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می-دهد.



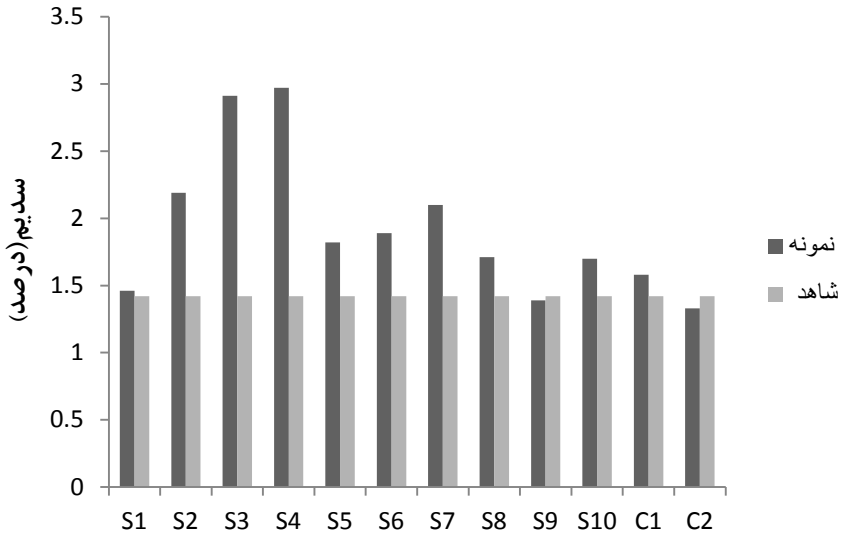
شکل ۵-۹- مقادیر کلسیم کل نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه(درصد)

درصد کلسیم نمونه‌های لندفیل غیر از S1 تقریبا متعادل است. نوسان آهک در نمونه‌های تحت تاثیر شیرابه نسبت به نمونه شاهد کم است، در نمونه‌های قبرستان ماشین کلسیم کمتری نسبت به نمونه-هاش تحت تاثیر شیرابه و نمونه شاهد داشت. درنمونه S1 احتمال می‌رود به دلیل بالا بودن درصد آهک، کلسیم هم بالا باشد.

۵-۳-۶-۵- سدیم کل

فلز سدیم همانند کلسیم عنصر دو ظرفیتی است. غلظت سدیم در خاک‌های آهکی نسبت به خاک-های غیر آهکی بیشتر است و مقدار آن در خاک به سنگ مادری، درجه هوادیدگی و ظرفیت تبادل کاتیونی بستگی دارد و در مناطق خشک نسبت به مناطق مرطوب غلظت آن بیشتر است.

شکل ۵-۱۰ مقایسه بین مقادیر درصد سدیم کل نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



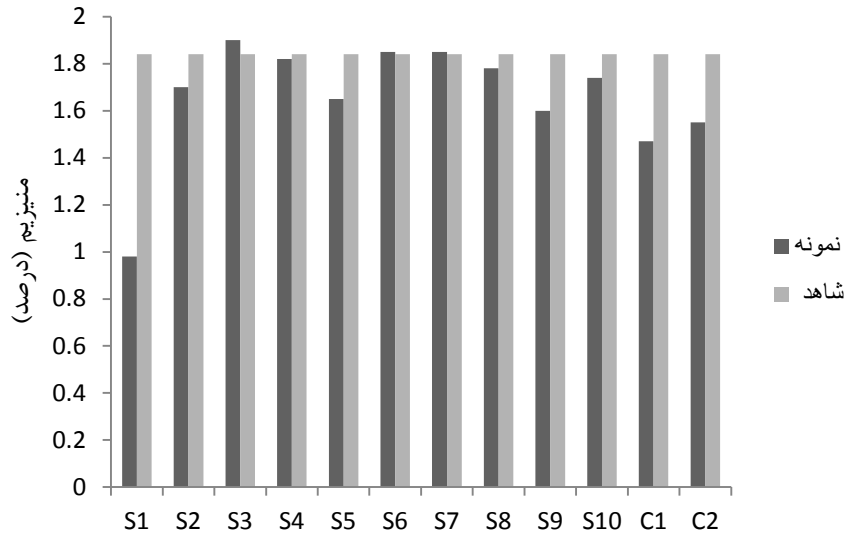
شکل ۵-۱۰- مقادیر سدیم کل نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه(درصد)

میزان غلظت سدیم کل در نمونه‌های S2، S3، S4، S5، S6،S7 نسبت به نمونه شاهد درصد سدیم بیشتری داشت. این افزایش در بعضی از نمونه‌ها تا ۲ برابر بیشتر از نمونه‌ی شاهد بود. ولی دیگر نمونه‌ها نسبت به نمونه شاهد میزان سدیم کمتری داشتند.

این اختلاف میزان سدیم کل می‌تواند ناشی از اختلاف از منشاء انتشار شیرابه جاری شده و در نتیجه رسوب سدیم زیاد بر روی خاک باشد.

۵-۳-۶-۶- منیزیم کل

شکل ۵-۱۱ مقایسه بین مقادیر درصد منیزیم کل نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد



شکل ۵-۱۱- مقادیر منیزیم کل نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه(درصد)

میزان منیزیم کل نمونه‌های لندفیل نسبت به نمونه شاهد در بیشتر نمونه‌ها میزان غلظت کمتری داشت. فقط در نمونه‌های S3، S7،S6 میزان غلظت منیزیم کل نمونه‌های لندفیل از نمونه شاهد بیشتر بود. مقدارمنیزیم S1 نسبت به همه‌ی نمونه‌ها مقدار کمتری بود.

۵-۳-۷- فلزات سنگین

افزودن شیرابه به خاک سبب افزایش فرم قابل جذب فلزات سنگین در خاک می‌شود. گندمکار (۱۳۷۵) گزارش کرد که متناسب با شیرابه زباله افزوده شده به خاک، فرم قابل جذب عناصر سرب، نیکل و کروم افزایش می‌یابد و با گذشت زمان از مقدار قابل جذب این عناصر کاسته می‌شود.

استاندارد غلظت برخی فلزات سنگین در خاک در جدول ۵-۱۰ و استاندارد آلودگی خاک در کشور-های مختلف در جدول ۵-۱۱ نشان داده شده است.

فلزات سنگین به طور گسترده‌ای در بخش‌های مختلف طبیعت مثل آب، هوا و خاک رها شده‌اند که برخی از این فلزات مثل جیوه، کادمیوم، سرب، آرسنیک و کروم در غلظت‌های پایین هم باعث آلودگی و آسیب شدید به محیط زیست می‌شوند(Manyin et al, 2009).

جدول ۵-۱۰- استاندارد حد شروع غلظت برخی فلزات سنگین در خاک

استاندارد	Cd	Ni	Pb
EPA(1998) mg/kg	۲۶۰	۲۰/۹	۴۸/۷
Page(1982) low limitation (mg/kg)	۵	۰/۵	۱
Page(1982) high limitation (mg/kg)	۱۰۰	۵۰	۱۵
UNPA (2001) (mg/kg)	۱۰۰	۵۰	۱۰۰

جدول ۵-۱۱- استاندارد حد شروع آلودگی خاک در کشورهای مختلف (mg/kg)

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

۵-۳-۷-۱- کادمیوم

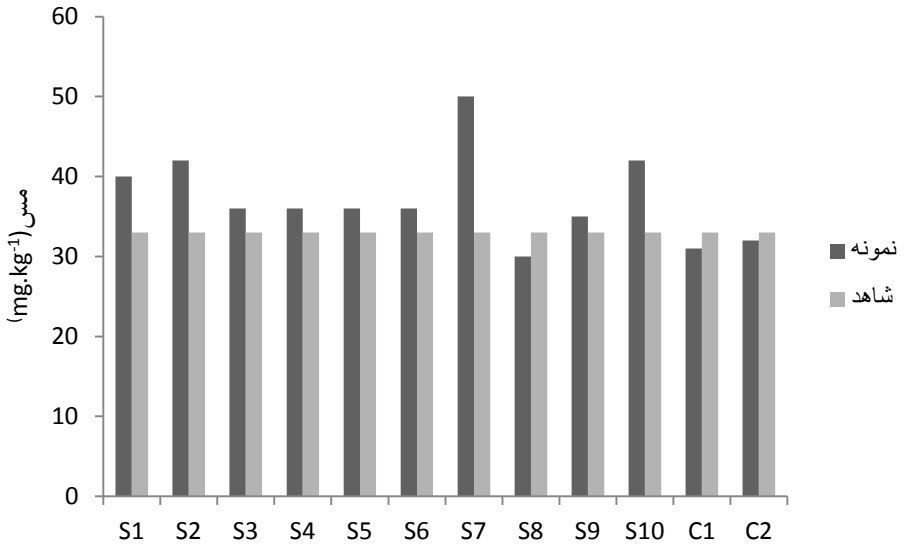
کادمیوم تمایل زیادی به حرکت در خاک دارد. بنابراین نسبت به سایر فلزات سنگین برای گیاهان در دسترس تر است. جذب یا دفع کادمیوم حساسیت بیشتری را به نسبت به دیگر گونه‌های فلزی نظیر کبالت، مس، کروم، نیکل و سرب نشان می‌دهد(Kim et all, 2003).از نظر اسیدیته، ثابت شده است با افزایش این پارامتر در خاک، حلالیت و حرکت کادمیوم کاهش می‌یابد(Pais & jones,1997).

غلظت کادمیوم در کلیه نمونه‌ها در خاک متاثر شیرابه کمتر از ۱ میلی گرم در کیلوگرم بود که از تمامی استانداردهای ذکر شده مقدار کمتری را نشان داد.

۵-۷-۳-۲- مس

میانگین وزن مس در پوسته زمین ۷۰ میلی گرم در کیلوگرم بوده و مقدار آن در خاک با نوع سنگ تغییر می‌کند. مقدار مس در سنگ آهک ۴ میلی گرم در کیلوگرم می‌باشد و عمدتاً در خاک به صورت مخلوطی با پیریت ($CaFeS_2$) یافت می‌شود(ملکوتی و همایی، ۱۳۷۳).

شکل ۵-۱۲ مقایسه بین مقادیر مس نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



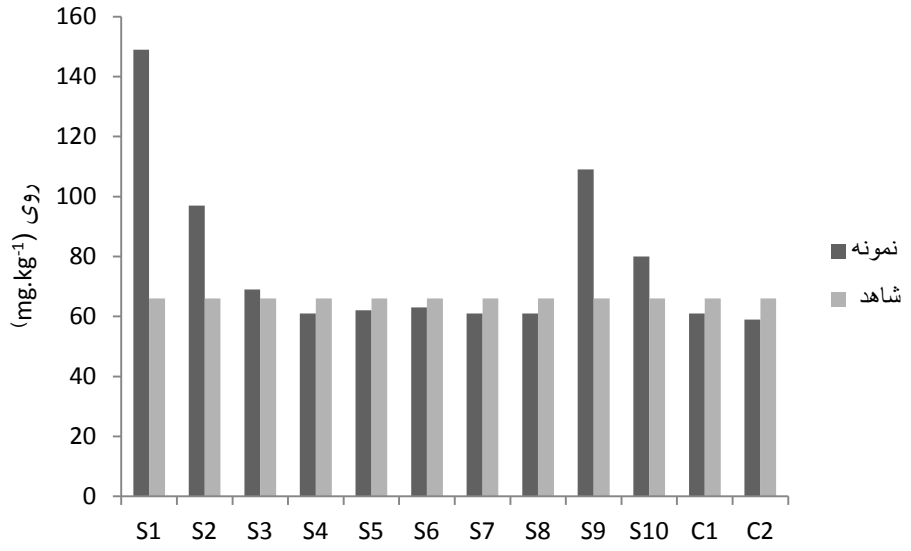
شکل ۵-۱۲- مقادیر مس نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه(mg/kg)

فلز مس در خاک غیر متحرک بوده، پراکندگی آن در پروفیل خاک نسبتا یکنواخت است(Pais & jones,1997). غلظت مس در نمونه‌های لندفیل در مقایسه با نمونه شاهد در اغلب نمونه‌ها افزایش داشت این افزایش در بعضی نمونه‌ها مثل S7 تا ۱/۵ برابر بوده است. در مقایسه با استانداردهای جهانی نیز مقدار مس نمونه‌های لندفیل در نمونه‌های S1، S2، S7 و S10 از استانداردهای هلند و دانمارک بیشتر بود. بقیه نمونه‌ها هم نسب به نمونه شاهد و هم استانداردهای جهانی غلظت مس کمتر داشتند.

۵-۷-۳-۳- روی

متوسط وزن روی در لیتوسفر ۸۰ میلی گرم در کیلوگرم بوده و میانگین غلظت آن در خاک نیز در همین حدود است. غلظت روی خاک در ایالت ویسکانسین آمریکا با مقدار رس و مواد آلی خاک همبستگی مستقیم دارد(ملکوتی و همایی،۱۳۷۳).

شکل ۵-۱۳ مقایسه بین مقادیر روی نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



شکل ۵-۱۳- مقادیر روی نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه(mg/kg)

فلز روی اساساً در لایه‌های سطحی خاک تجمع می‌یابد و همبستگی منفی غلظت این عنصر با عمق خاک، مربوط به اسیدیته خاک و تحرک کم این عنصر در شرایط قلیایی می‌باشد. فعالیت روی در محلول خاک در حالت تعادل به ازای هر واحد افزایش اسیدیته، ۱۰۰ برابر کاهش می‌یابد. اثرات سمی روی را می‌توان با آهک دهی و بالا بردن اسیدیته خاک تا حدود ۶ به میزان زیادی کاهش داد(Pais & jones,1997).

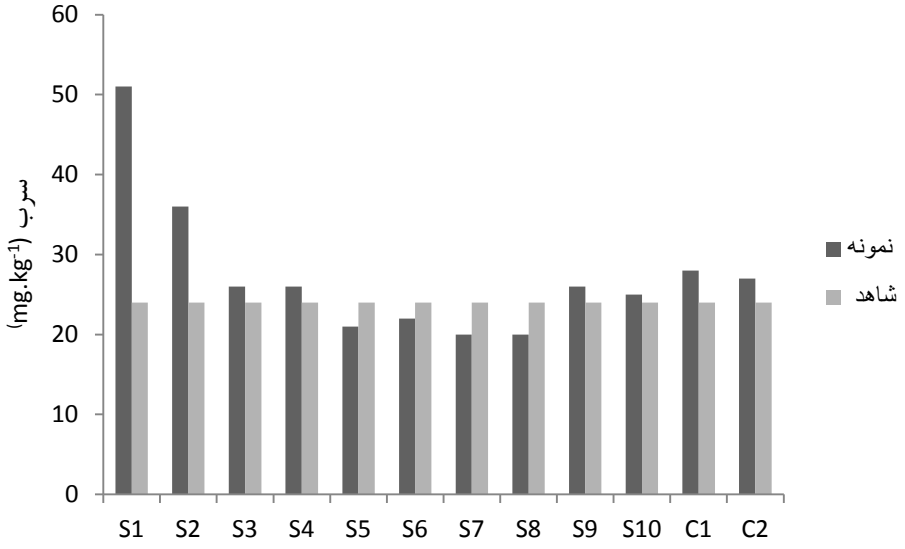
غلظت روی در نمونه‌های لندفیل در مقایسه با نمونه شاهد در بعضی نمونه‌ها افزایش داشت این افزایش در بعضی نمونه‌ها مثل S1 تا ۲ برابر بوده است. در مقایسه با استانداردهای جهانی نیز مقدار روی نمونه‌های لندفیل در نمونه‌های S1 و S9 از استانداردهای هلند و دانمارک بیشتر بود. بقیه نمونه-ها هم نسب به نمونه شاهد و هم استانداردهای جهانی غلظت روی کمتر داشتند. همچنین نمونه‌های S1، S2 و S9 غلظت روی بیشتری نسبت به میانگین پوسته داشتند.

۵-۷-۳-۴- سرب

سرب فلز پایداری در خاک است و حرکت آن کند است(Imperator et al, 2003). لذا در سطح خاک انباشته می‌شود. بنابر این انتظار می‌رود که اگر سرب از طریق جریانات سطحی وارد خاک شده است غلظت سرب در بخش سطحی بیشتر باشد. محققان گزارش دادند که احتمالاً خطر آلودگی سرب پس

از وارد شدن به خاک به علت تشکیل ترکیبات نامحلول نظیر کربنات و سولفات سرب، کاهش می‌یابد (Singer & Hanson,1369 ، وارسته و جلالی، ۱۳۸۴).

شکل ۵-۱۴ مقایسه بین مقادیر سرب نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



شکل ۵-۱۴- مقادیر سرب نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه(mg/kg)

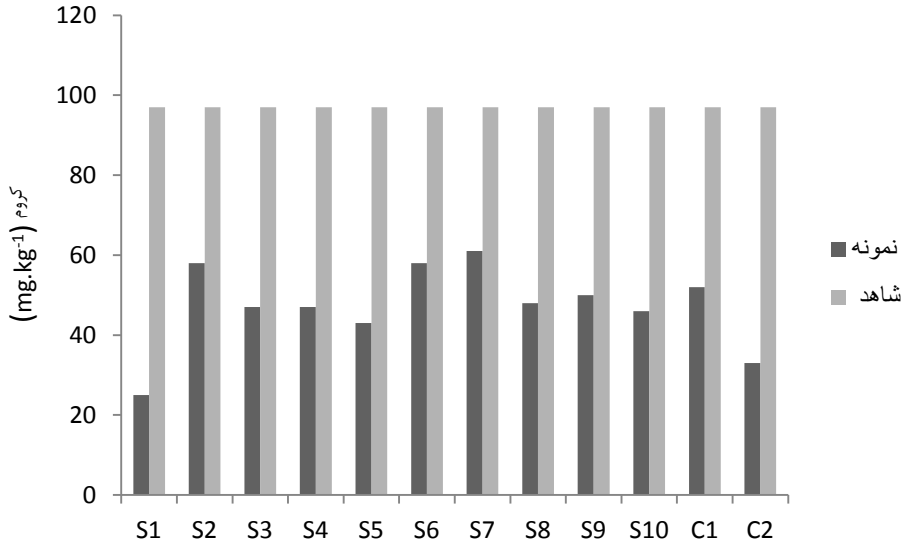
سرب کم تحرک‌ترین فلز سنگین در خاک است و بنابراین عدم تحرک آن در لایه‌های خاک نیز قابل توجیه است(Pais & jones,1997).غلظت سرب در نمونه‌های لندفیل در مقایسه با نمونه شاهد در بعضی نمونه‌ها افزایش داشت این افزایش در بعضی نمونه‌ها مثل S1 تا ۲ برابر بوده است. اختلاف در منشاء می‌تواند باعث اختلاف در سرب نمونه‌ها باشد.

در مقایسه با استانداردهای جهانی نیز مقدار سرب نمونه‌های لندفیل در تمامی نمونه‌ها از استاندارد-های Page (low limitation) وPage (high limitation) مقدار بسیار بیشتری داشتند. همچنین غلظت سرب در نمونه S1 از استانداردهای EPA و دانمارک بیشتر بود. همچنین نمونه‌هایS1، S2، C1 و C2 غلظت سرب بیشتری نسبت به میانگین پوسته داشتند.

۵-۷-۳-۵- کروم

مقدار کروم در محلول خاک ۱۰ میلی گرم بر لیتر در گل اشباع است. شکل شیمیایی این عنصر در آب CrO^{2-}_4 و $Cr(OH)_3$ می‌باشد.حلالیت هردو شکل شدیداً تحت تاثیر اسدیته بوده و کمترین حلالیت در اسیدیته ۵/۵ تا ۸ رخ می‌دهد(Pais & jones,1997).

شکل ۵-۱۵ مقایسه بین مقادیر کروم نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.

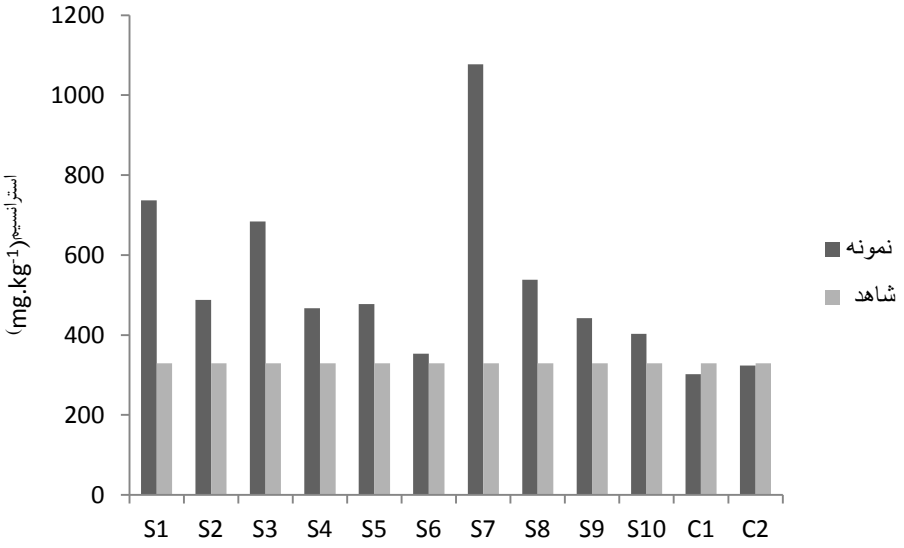


شکل ۵-۱۵- مقادیر کروم نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه (mg/kg)

غلظت کروم در نمونه‌های لندفیل در مقایسه با نمونه شاهد کاهش داشت. اما این کاهش در صورتی انجام شده که حتی نمونه شاهد هم در بعضی استانداردها مثل استاندار کشور دانمارک جزء غلظت-های آلوده محسوب می‌شود. دلیل پایین بودن کروم در نمونه ها تحت تاثیر شیرابه این است که اسیدیته شیرابه جاری بر روی خاک مقداری است که فلز کروم کمترین حلالیت را بر آن دارد(Pais & jones ,1997). pH شیرابه در حدود ۸/۱ تا ۸/۵ بود که کروم کمترین حلالیت را در این pH داشت.

۵-۷-۳-۶- استرانسیم

شکل ۵-۱۶- مقایسه بین مقادیر استرانسیم نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



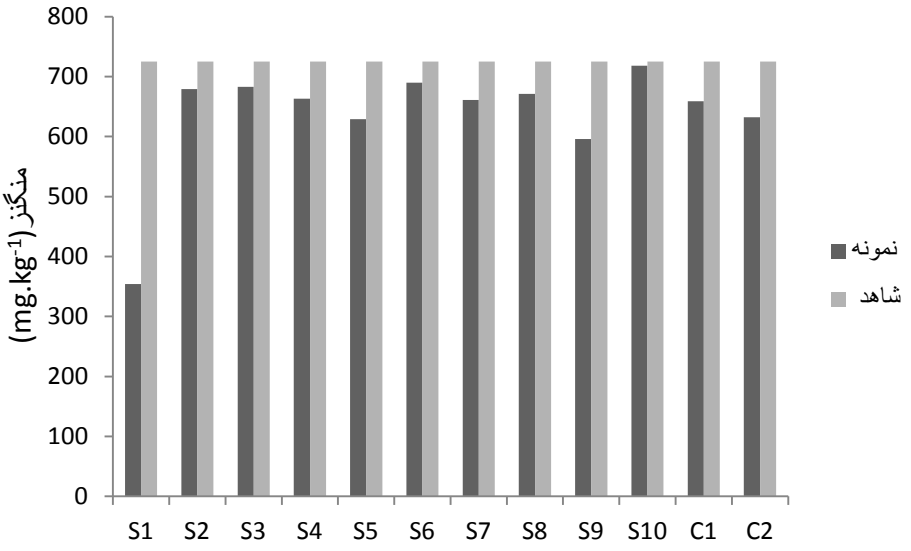
شکل ۵-۱۶- مقادیر استرانسیم نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه(mg/kg)

مقایسه بین مقادیر استرانسیم نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه نشان می‌دهد که مقدار استرانسیم در تمامی نمونه‌های لندفیل نسبت به شاهد افزایش محسوسی داشت. این افزایش در بعضی نمونه‌ها تا ۳ برابر نمونه شاهد بود که نشانگر تاثیر زیاد شیرابه بر غلظت این عنصر بود. استرانسیم در نمونه‌های قبرستان ماشین کاهش داشت.

۵-۷-۳-۷- منگنز

منگنز یازدهمین عنصر تشکیل دهنده پوسته زمین است. غلظت متوسط آن ۰/۰۹ درصد بوده و عمدتاً به صورت اکسیدها و سولفیدها، به همراه آهن در خاک‌ها یافت می‌شود(ملکوتی و همایی،۱۳۷۳).

شکل ۵-۱۷ مقایسه بین مقادیر منگنز نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



شکل ۵-۱۷- مقادیر منگنز نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه(mg/kg)

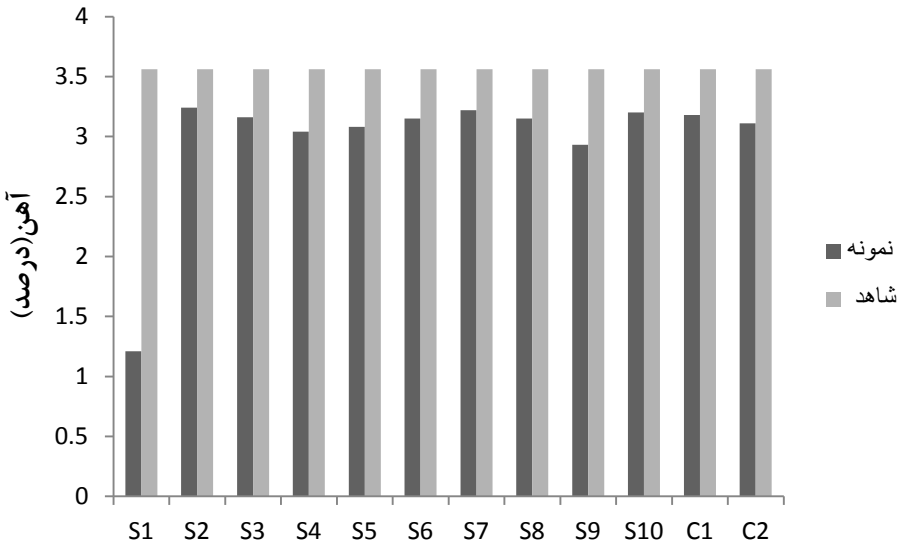
در مورد منگنز نیز شرایط مانند سایر فلزات سنگین است و حلالیت آن وابسته به اسیدیته و شرایط اکسیداسیون و احیاء می‌باشد. با کاهش اسیدیته خاک قابلیت استفاده از این عنصر افزایش می‌یابد. قابلیت استفاده از منگنز با کاهش دما و افزایش مواد آلی کم می‌شود. سمیت منگنز بیشتر در خاک-های اسیدی و در شرایط بی هوازی رخ دهد(Pais & jones,1997).

مقایسه بین مقادیر منگنز نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه نشان می‌دهد که غلظت منگنز در نمونه‌های لندفیل نسب به نمونه شاهد کاهش داشتند. احتمال می‌رود که غلظت منگنز در منطقه ریشه خاکی و سنگ مادری داشته باشد. اما نتایج حاصله نشانگر این است که در بعضی از نمونه‌ها مثل S1 کاهش ۵۰ درصدی در غلظت منگنز را داشت.

۵-۷-۳-۸- آهن

میانگین آهن در خاک ۳/۸ درصد می‌باشد. این عنصر در حدود ۵ درصد از قشر جامد زمین را به خود اختصاص داده است و چهارمین عنصر فراوان در پوسته زمین است(اسماعیلی، ۱۳۸۱).

شکل ۵-۱۸ مقایسه بین درصد آهن نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه را نشان می‌دهد.



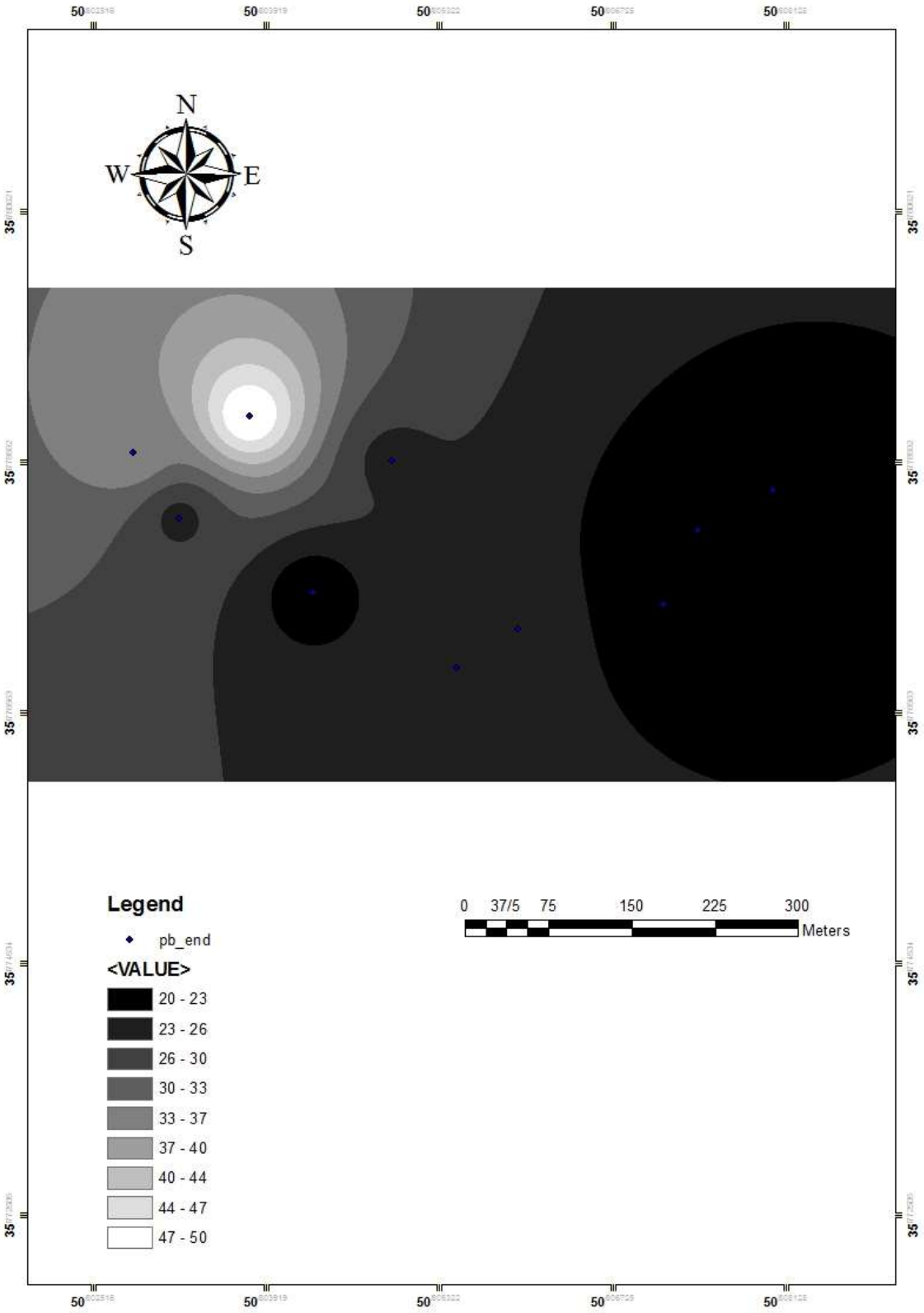
شکل ۵-۱۸- مقادیر آهن نمونه‌های خاک متاثر از شیرابه (درصد)

مقایسه بین مقادیر آهن نمونه شاهد و نمونه‌های متاثر از شیرابه نشان می‌دهد که غلظت آهن در نمونه‌های لندفیل نسب به نمونه شاهد کاهش داشتند. احتمال می‌رود که غلظت آهن همانند فلز منگنز در منطقه ریشه خاکی و سنگ مادری داشته باشد. اما نتایج حاصله نشانگر این است که در بعضی از نمونه‌ها مثل S1 کاهش بیشتر از ۵۰ درصدی در غلظت آهن را داشت.

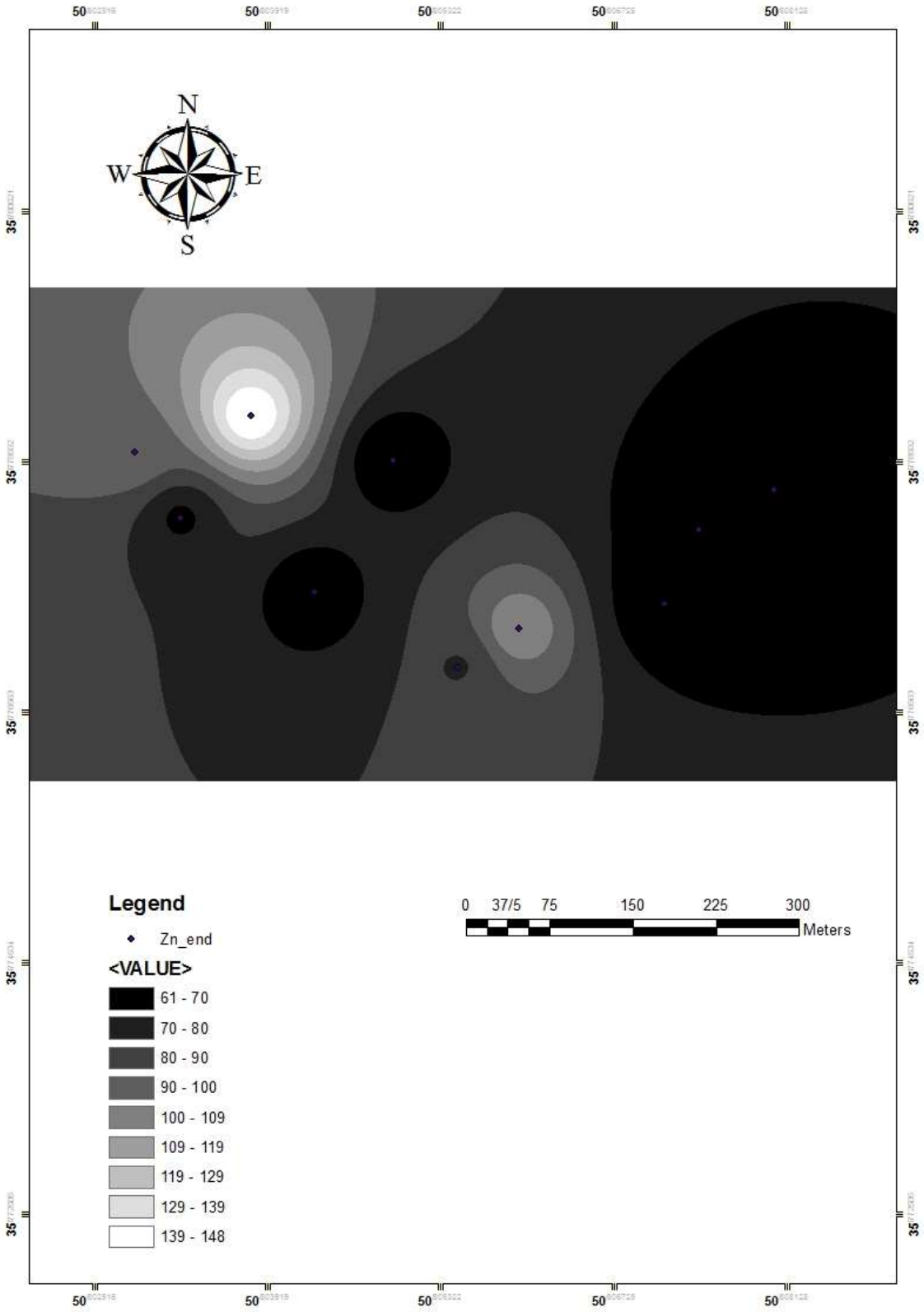
۵-۴- نقشه‌های هم غلظت فلزات سنگین

برای بدست آوردن نقشه‌های هم غلظت فلزات سنگین در این مطالعه از روش درون یابی فاصله معکوس(Inverse Distance Wheithing)(IDW) برای پهنه بندی پارامترهای اندازه گیری شده در منطقه مورد مطالعه استفاده شد.

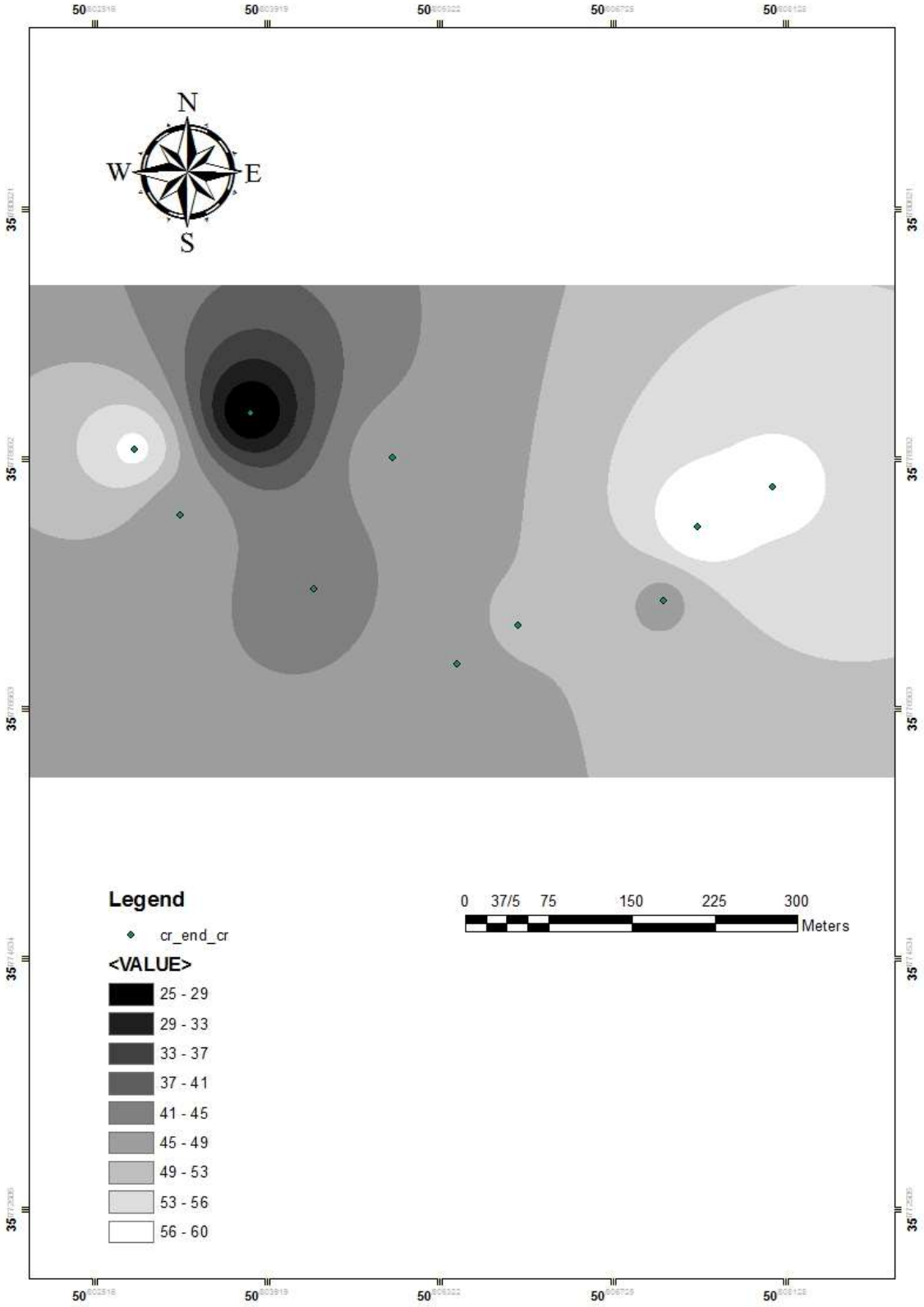
نقشه‌های پهنه بندی فلزات سنگین اندازه گیری شده به ترتیب سرب(۵-۱۹)، روی(۵-۲۰)، کروم(۵-۲۱)، مس(۵-۲۲)، منگنز(۵-۲۳)، استرانسیم(۵-۲۴)، آهن(۵-۲۵) ارائه شده است.



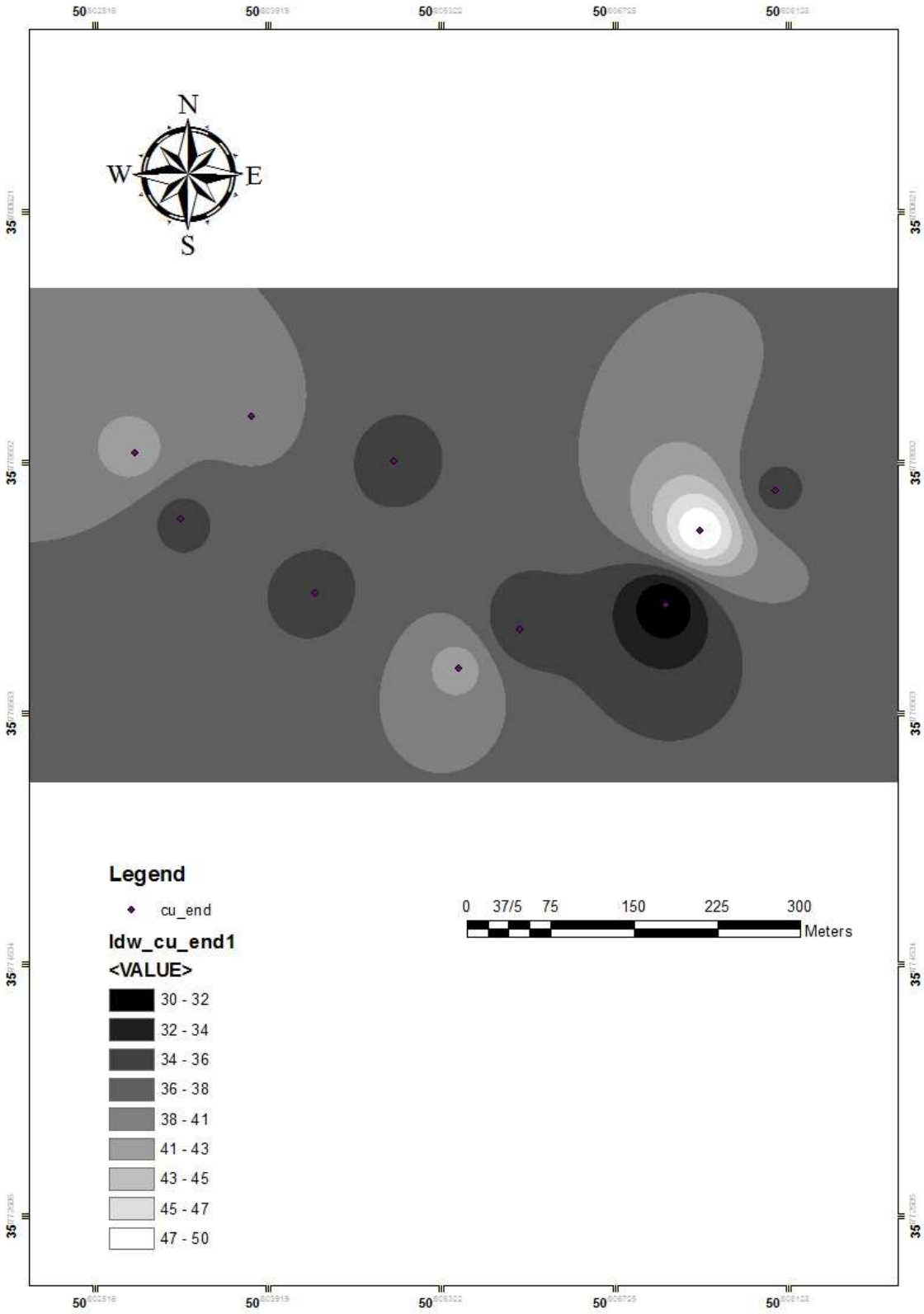
شکل۵-۱۹- نقشه پهنه بندی غلظت سرب در خاک منطقه مورد مطالعه (mg/kg)



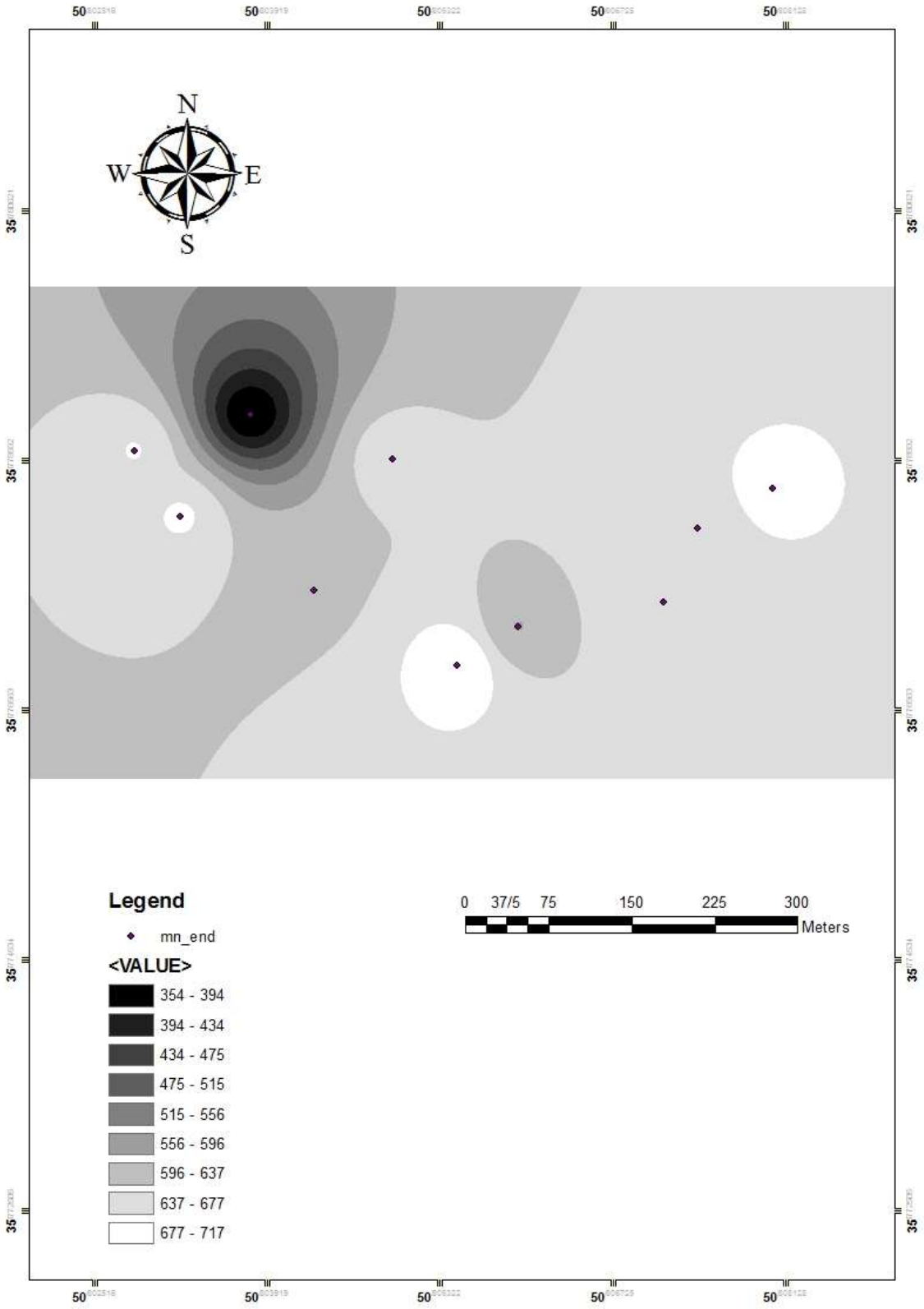
شکل۵-۲۰- نقشه پهنه بندی غلظت روی در خاک منطقه مورد مطالعه (mg/kg)



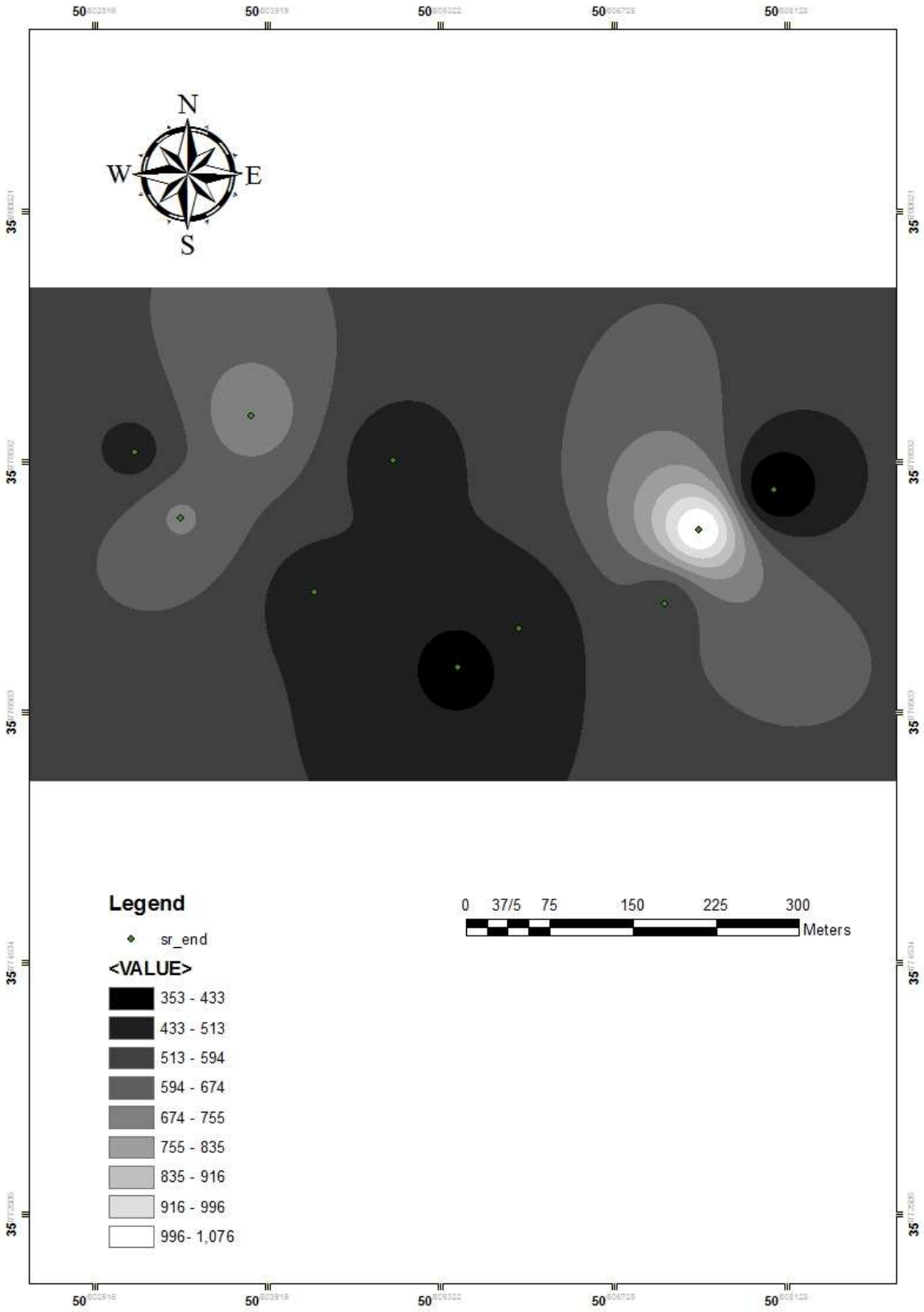
شکل۵-۲۱- نقشه پهنه بندی غلظت کروم در خاک منطقه مورد مطالعه (mg/kg)



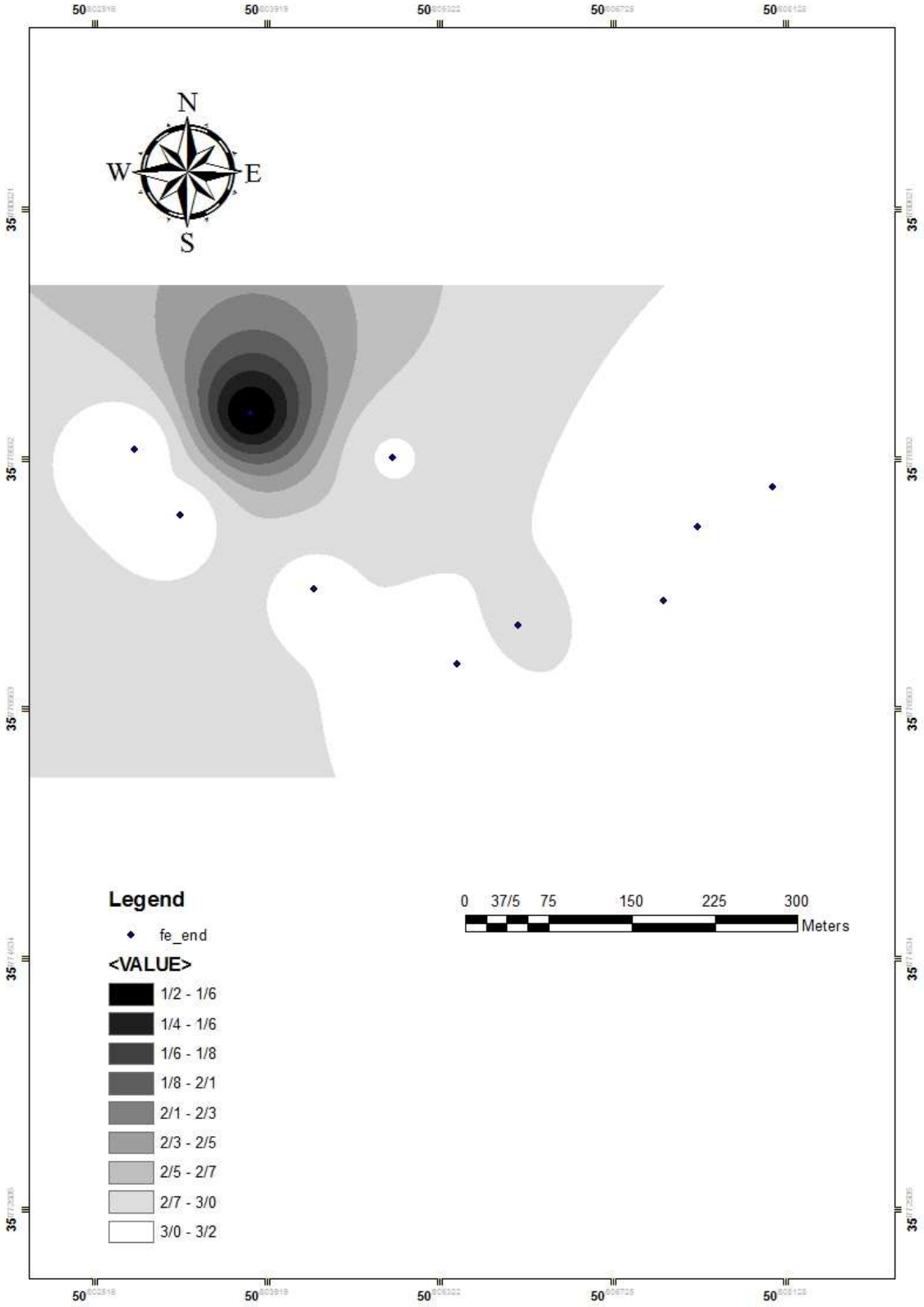
شکل۵-۲۲- نقشه پهنه بندی غلظت مس در خاک منطقه مورد مطالعه (mg/kg)



شکل۵-۲۳- نقشه پهنه بندی غلظت منگنز در خاک منطقه مورد مطالعه (mg/kg)



شکل۵-۲۴- نقشه پهنه بندی غلظت استرانسیم در خاک منطقه مورد مطالعه (mg/kg)



شکل۵-۲۵- نقشه پهنه بندی غلظت آهن در خاک منطقه مورد مطالعه (درصد)

فصل ششم

نتیجه گیری و پیشنهادات

۶-۱-نتیجه گیری

سالیانه در حدود ۴۷۱۳۹۰ تن زباله در استان البرز به صورت بهداشتی دفن می‌شود که ابتدا در محل-های دپوی موقت قرار دارند و سپس برای دفن بهداشتی وارد حلقه دره می‌شود. این مقدار زباله، شیرابه فراوانی تولید می‌کند. طبق اعلام پژوهشکده محیط زیست جهاد دانشگاهی شیرابه تولیدی از زباله، ۵ درصد زباله را تشکیل می‌دهد. این مقدار شیرابه از دره‌ها توسط جوی‌های کوچک و بزرگ به پایین دست منطقه منتقل و در استخرهای جمع آوری شیرابه انتقال می‌یابند و این آلودگی‌ها را منتقل می‌کنند که نیازمند این است که هرچه زود تر کارخانه تصفیه شیرابه شروع به کار کند.

کمپوست کارخانه حلقه دره کرج طبق اعلام‌های قبلی از لحاظ عناصر سنگین بهبود یافته است اما هنوز این مقدارها نسبت به بعضی استانداردهای جهانی مقدار بیشتری را داشتند.

آنالیز شیرابه ناشی از زباله‌ها نشان داد که مقدار بعضی پارامترها مثل هدایت الکتریکی در آن بالا بود که این امر به خاطر وجود کاتیون و آنیون‌های زیاد در آن است. مقدار برخی عناصر در شیرابه مثل فسفر نسبت به استاندارد بسیاری از کشورها بیشتر بود. علاوه بر این وجود مقادر زیادی از عناصر سنگین در شیرابه، این امر را ایجاب می‌کند که از نفوذ این شیرابه‌ها به آب‌های زیر زمینی و همچنین جاری شدن آن و مخلوط شدن آن با آب‌های سطحی جلوگیری شود.

آنالیز خاک‌های متاثر از شیرابه که از عمق ۰-۳۰ نمونه برداری شده بود نشانگر این بود که میزان تاثیر شیرابه و تغییرات شیمیایی این خاک زیاد بود. این تغییرات مانند هدایت الکتریکی، اسیدیته، آهک، مواد آلی، تمامی عناصر و همچنین تمامی فلزات سنگین می‌توانند به اعماق پایین‌تر نفوذ کنند. در این منطقه جوشش شیرابه از زمین وجود داشت که نشان از آلودگی لایه‌های پایین تر است، از این رو بنا به مشکلات اجرایی و اداری موجود، امکان نمونه برداری و مطالعه لایه‌های زیرین میسر نگردید. منطقه قبرستان ماشین نیز نسبت به منطقه دفن زباله آلودگی کمتر داشت.

۶-۲- پیشنهادات

۱- به منظور کاهش هرچه بیشتر فلزات سنگین پیشنهاد می‌شود که در کارخانه کمپوست زباله‌ها قبل از تبدیل شدن به کمپوست در محل‌های استراحت زباله مدت زمان بیشتری دپو شوند تا عناصر سنگین فرصت ایجاد کمپکس و رسوب را داشته باشند.

۲- پیشنهاد می‌شود تا طرح تفکیک از مبداء در شهرداری‌ها با عزم جدی‌تری دنبال شود و همچنین ساز و کارهایی جهت هرچه کمتر کردن شیرابه تولیدی از زباله تدبیر شود.

۳- فلزات سنگین در بعضی از مواد مانند باطری‌ها، قطعات الکترونیکی، حشره کش‌ها و... بسیار زیاد تر از دیگر مواد هستند. از این رو مطالعه و تحقیق درباره ماهیت این نوع زباله‌ها و جدا سازی این زباله‌ها از دیگر زباله‌ها ضروری است.

۴- مطالعه بیولوژیکی تاثیرات دفن زباله در کنار تاثیرات شیمیایی می‌تواند در پی بردن به اثرات دفن زباله کمک شایانی کند.

۵- از آنجا که زباله در این مرکز دفن به صورت لایه لایه انجام می‌شود از این رو مطالعه اعماق پایین‌تر توصیه می‌گردد.

۶- مطالعه منطقه در فصول مختلف می‌تواند کمکی زیادی در دانستن تاثیر فصل‌ها و بارندگی بر میزان تاثیر دفن زباله کند.

۷-هرچند به گفته شهرداری کرج، دفن زباله در منطقه حلقه دره بهداشتی است ولی نیاز به مطالعات تکمیلی و بستر سازی و جلوگیری از نفوذ شیرابه به آب‌های زیر زمینی دارد.

فهرست منابع مورد استفاده

آستارائی، ع.، و ا. فتاحی کیاسری،۱۳۸۶ اثر شیرابه کمپوست زباله شهری بر بعضی از خصوصیات خاک و گیاه فلفل، سال هشتم، شماره ۱، مجله کشاورزی.

آقانباتی، س.ع.؛۱۳۸۵؛ زمین شناسی ایران؛ سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور،

اسماعیلی ساری، ع، ۱۳۸۱. آلاینده‌ها – بهداشت استاندارد در محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس، انتشارات نقش مهر.

اشرفی، ف. و همکاران، ۱۳۸۷ ،حذف فلزات سنگین از محلولها به کمک زئولیت معدنی"، پیک نور علوم، سال دوم، شماره اول، ص ۱۴۲-۹۴

الماسیان، ف، ع. آستارایی و م. نصیری محلاتی.۱۳۸۵، تاثیر شیرابه و کمپوست زباله شهری بر عملکرد و اجزای عملکرد گیاه گندم، مجله بیابان، ۱۱(۱):۸۹-۹۸

بای بوردی. م، ۱۳۸۶،فیزیک خاک چهارم، انتشارات دانشگاه تهران

بدو، ک ۱۳۸۴. ارزیابی طرح بهینه زباله از طریق محاسبات انتقال آلودگی، مجله علمی- آموزشی استقلال سال ۲۴، شماره ۱ ، جلد اول، صفحات ۱۳۵ الی ۱۵۳.

بدو، ک ۱۳۸۲. محل دفن زباله، فصل نامه آموزشی - پژوهشی مدیریت پسماندها ، سازمان شهرداری های کشور، شماره اول ، صفحات ۱۶ الی ۳۱

بربریان، م.؛ قرشی، م؛ ارژنگ روش، ب.؛ مهاجر اشجعی، ا. ۱۳۷۱؛ گسلش در گستره تهران و پیرامون؛ سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور

پایگاه ملی داده های علوم زمین، اطلاعات علوم زمین، مرکز دفن حلقه دره کرج. www.ngdir.ir

پناهپور، الف.نجفی، پ. حسین میرزایی، ز. ۱۳۸۹ .بررسی اثر شیرابه کمپوست روی EC، pH و مواد آلی خاک در منطقه گورت اصفهان، دومین همایش ملی کشاورزی و توسعه پایدار، فرصت ها و چالش های پیش رو ، دانشگاه آزاد اسلامی شیراز

توکلی. م و طباطبایی . م ۱۳۷۸. آبیاری با فاضلاب تصفیه شده، مجموعه مقالات همایش جنبه های زیست محیطی استفاده از پساب ها در آبیاری، انتشارات کمیته ی آبیاری و زهکشی ایران، نشریه شماره ۲۸

توکلی محمدی، م.ر. و همکاران،۱۳۹۰ ،بررسی منابع آلاینده فلزات سنگین در استان زنجان با استفاده از GIS "، مجموعه مقالات سی امین گرد همایی علوم زمین، وزارس صنعت معدن تجارس سازمان زمین شناسی و اکتشافات معدنی کشور

چراغی، م. و همکاران، ۱۳۹۲ ،ارزیابی بهداشتی فلزات سنگین آرسنیک و روی در برنجهای کشت شده در استان فارس(مطالعه موردی: متارف فیروزآباد)، بهداشت مواد غذایی، دوره ۳، شماره۳ ، پیاپی ۱۱

حسین زاده، ح؛ مدیریت تولید فرآیند کمپوست از زباله شهری به لحاظ آلودگی به فلزات سنگین، پایان نامه کارشناسی ارشد دانشگاه تهران، ۱۳۸۵

حسینی، م.ح. و همکاران. ، ۱۳۹۲ ، بررسی غلظت فلزات سنگین در پساب و لجن کارخانه کاشی سازی شهر بیرجند در سال۱۳۸۹، مجله علمی دانشگاه علوم پتشکی بیرجند، دوره ۲۰ ، شماره ۱

خدابخشی، ف. و همکاران، ۱۳۹۰ ،حذف کروم شش ررفیتی از پساب شبیه سازی شده صنایع آبکاری توسط نانو ذراس مگنیت"، مجله دانشگاه علوم پتشکی شهرکرد، دوره۱۳، شماره۴، ۱۰۱-۹۴

خداکرمی، ل. و همکارن، ۱۳۹۰ ،پهنه بندی غلظت فلزات سنگین کروم، کبالت و نیکل در خا های سه زیر حوزه آبخیز استان همدان با استفاده از فناوری های GIS و زمین آمار"، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع ربیعی، علوم آب و خاک ، سال پانزدهم، شماره پنجاه و هشتم

خوش گفتارمنش، الف. ۱۳۷۷. اثر شیرابه زباله بر رشد و عملکرد برنج و اثرات باقیمانده آن بر گندم، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

خوش گفتارمنش، الف. ۱۳۸۶. ارزیابی وضعیت تغذیه ای گیاه و مدیریت بهینه کودی. مرکز نشر دانشگاه صنعتی اصفهان، چاپ اول.صفحه ۱۵۸

خوش گفتارمنش. الف و م. کلباسی، ۱۳۸۱.اثر باقیمانده شیرابه زباله بر ویژگی های خاک بر رشد و عملکرد گندم، علوم و فنون کساورزی و منابع طبیعی، جلد ششم، شماره ۳

دیان، ب و خضری ، س، م، و توکلی، ب ۱۳۸۹ ؛ ممیزی محیط زیستی کارخانه کمپوست رشت ،پنجمین همایش ملی پسماند ، مشهد،

رجائی، ق. و همکاران، ۱۳۹۱ ،بررسی غلظت فلزات سنگین روی، سرب، کروم و کادمیوم در آب و رسوب خلیج گرگان و مصب رودخانه گرگانرود، مجله تحقیقاس نظام سلامت، سال هشتم، شماره پنجم

رحیم پور، ف. عباسپور، ر.ف، ۱۳۹۳، پهنه بندی آلودگی فلزات سنگین خا با استفاده از روشهای کریجینگ و توابع پایه شعاعی(مطالعه موردی، شهرستان هریس)، فصلنامع علمی پژوهشی ارلاعاس جغرافیایی، دوره ۲۸ ، شماره ۹۱

رحیمی، ق. ۱۳۷۱. مطالعات اثرات کود کمپوست بر شوری و آلودگی خاک و مقدار جذب عناصر سنگین توسط گیاه ذرت از خاک های حاوی کمپوست، پاین نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

رضوی طوسی، الف، ن، ج، کریمیان. ۱۳۸۰.تاثیر استفاده از شیرابه کمپوست بر رشد و خصوصیات شیمیایی برنج و اسفناج محموعه مقالات کوتاه. هفتمین کنگره علوم خاک ایران (شهریور ۱۳۸۰)، ص ۲۷

سماوات، س، آشنایی با استانداردهای کمپوست: نشریه فنی موسسه تحقیقات خاک و آب شماره ۲۰۸، ۱۳۸۳

شکوهی، ع. صفری، ا. هاشمی، س، ح. ۱۳۸۷، بررسی کیفیت شیرابه حاصل از محل دفن زباله شهری و کارخانه کمپوست، علوم و تکنولوژی محیط زیست ، دوره پانزدهم، شماره چهار، زمستان۹۲

شیرازی، ه ؛ تکنولوژی کمپوست ،فصلنامه آموزشی پژوهشی مدیریت پسماندها ،شماره اول، ۱۳۸۲

شیردست، م، ۱۳۸۸. بررسی اثرات شیرابه ناشی از محل دفن زباله شهری و فعالیت کارخانه کمپوست شهرستان بابل بر آب و خاک مناطق پایین دست، پایان نامه کارشناسی ارشد خاک شناسی، دانشگاه تهران

عابدی کوهپایی، ج. م ر، باقری،۱۳۸۰، اثرات زیست محیطی آبیاری با پساب تصفیه شده بر منابع آب زیرزمینی، همایش اثرات زیستمحیطی پساب‌های کشاورزی بر آب‌های سطحی و زیرزمینی، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران، ۲۵ بهمن:۱۰-۱

عابدینی طرقبه، ج، ۱۳۸۶ : کمپوست چیست ؟ سازمان بازیافت و تبدیل مواد شهرداری مشهد ،

عابدینی طرقبه، ج، ، نجفی، ع. آدینه نیا، ع. کریمیان، الف ۱۳۸۹؛ بررسی استانداردهای کمپوست و معرفی استاندارد ملی ایران ، پنجمین همایش ملی پسماند ، مشهد،

عباس نژاد، الف، ۱۳۸۴. خاکشناسی برای زمین شناسان، انتشارات دانشگاه شهید باهنر کرمان.

عبدلی، م، ع، ۱۳۷۹. طرح جامع بازیافت و دفع مواد زائد جامد شهری مدیریت دفع و بازیافت مواد زائد جامد شهری در ایران، انتشارات سازمان شهرداری های کشور، جلد دوم

عبدلی، م، ع، ۱۳۸۰، طرح جامع بازیافت و دفع مواد زائد جامد شهری تدوین شیوه های مناسب دفن بهداشتی و تهیه کمپوست، انتشارات سازمان شهرداری های کشور، جلد سوم

عبدلی، م، ع، ۱۳۷۲، سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری و روش های کنترل آن، شهرداری تهران سازمان بازیافت و تبدیل مواد

عبدلی، م، ع، ۱۳۷۲، سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری (اصول مدیریتی و مباحث مدیریتی) انتشارات سازمان بازیافت مواد و تبدیل مواد

عبدلی، م.ع.؛ ۱۳۸۵؛ بازیافت مواد زاید جامد شهری؛ دانشگاه تهران

عرب حلوایی، م، ۱۳۷۴. طرح بازیافت و تفکیک در مبداء ناحیه یک منطقه ۲۰ شهرداری تهران، انتشارات سازمان بازیافت

عرفانی، ع، غ، حق نیا و الف، علیزاده، ۱۳۸۰. تاثیر آبیاری با فاضلاب تصفیه شده خانگی یر عملکرد و کیفیت گوجه فرنگی، مجله علوم و صنایع کشاورزی و منابع طبیعی،۱۵(۱): ۶۵-۷۶

عمرانی، ق، ۱۳۷۷، مواد زائد جامد، مرکز انتشارات علمی دانشگاه آزاد اسلامی، جلد اول، صفحه ۶۵ -۷۲

عمرانی، ق، ۱۳۷۳، مواد زائد جامد، مدیریت، جمع آوری و حمل و نقل دفن بهداشتی و تهیه کمپوست، مرکز انتشارات علمی دانشگاه آزاد اسلامی، جلد اول

عمرانی، ق، ۱۳۷۳، مواد زائد جامد، انتشارت دانشگاه آزاد اسلامی

عمرانی، ق؛ ۱۳۸۳،مواد زائد جامد- مدیریت، جمع آوری و حمل و نقل، دفن بهداشتی و تهیه کمپوست- دانشگاه آزاد اسلامی.؛ ؛

عمرانی، ق، ملکی . الف و شرافت مولا، ع، ۱۳۸۵، بررسی کمیت و کیفیت مواد زائد جامد و قابلیت بازیافت آن در استان سیستان و بلوچستان، علوم و تکنولوژی محیط زیست دوره هشتم، شماره ۴.

فتحی گلپاشا، س، ۱۳۹۰، مطالعه اثرات زیست محیطی ناشی از دفن زباله در منطقه عمارت شهرستان آمل، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه صنعتی شاهرود

قنبری، ا.، و ج. عابدی کوپایی و ج. طاییسمیرمی، ۱۳۸۵. اثر آبیاری با پساب فاضلاب تصفیه شده شهری روی عملکرد و کیفیت گندم و برخی ویژگیهای خاک در منطقه سیستان، مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، سال دهم، چهار ۵۹ .

کمرئی، ب. و همکاران، ۱۳۸۸ ، اندازه گیری غلطت فلزات سنگین(آرسنیک، باریم، کادمیوم، جیوه، سرب، کرم) در منابع آب و رودخانه شهر بروجرد در سال ۱۳۷۸-۱۳۸۸، فصلنامه علمی پژوهشی دانشگاه علوم پتشکی لرستان، دوره یازدهم، شماره ۴، مسلسل ۴۲

گندمکار، الف، ۱۳۷۵، اثر شیرابه زباله و شیرابه کمپوست بر خصوصیات خاک و رشد و عملکرد گیاه ذرت، پایان نامه کارشناسی ارشد خاک شناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان

گندمکار، الف، م، کلباسی و الف، قرآنی، ۱۳۸۲، اثر شیرابه کمپوست بر عملکرد و ترکیب شیمیایی ذرت و اثر باقیمانده آن بر بعضی خصوصیات خاک، مجله پژوهش و سازندگی، ۸، ۱-۶۰

مجلسی، م. ۱۳۷۱، مکان یابی جهت دفن مواد زائد شهری، سمینار بازیافت و تبدیل مواد

محمدی،۱۳۹۳،گزارش اجمالی وضعیت محیط زیست استان البرز، حفاظت محیط زیست استان البرز

محمدی نیا، ع.، ۱۳۷۴. ترکیب شیمیایی شیرابه کمپوست زباله و اثر آن بر خاک و گیاه، پایاننامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان، صفحه ۲۷

ملکوتی، و، م، همایی، ۱۳۷۳، حاصلخیزی خاک های مناطق خشک – مشکلات و راه حل ها ، چاپ اول، انتشارات دانشگاه تربیت مدرس

منطقی ناهید، ۱۳۶۵، تشریح روش ها و بررسی های آزمایشگاهی روی نمونه های خاک و آب – نشریه شماره ۱۶۸- موسسه تحقیقات خاک و آب

منوری، م. ؛ ارباب، پ. ؛ارزشیابی زیست محیطی محل های دفن پسماندهای شهری استان تهران. علوم محیطی۱۳۸۴؛

میران زاده، م. و همکاران، ۱۳۹۰،بررسی غلظت فلزات سنگین در شبکه توزیع آب شهر کاشان در سال۱۳۸۹، مجله سلامت و بهداشت اردبیل، دوره دوم، شماره سوم، صص ۳۹ تا ۶۵

میرزایی. م، ج، ۱۳۸۶، بررسی تصفیه زمینی شیرابه کمپوست کارخانه کود آلی اصفهان و تاثیر کاربرد زیولیت، پایان نامه کارشناسی ارشد آبیاری و زهکشی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

ناظم. ز، ۱۳۸۶، بررسی امکان تصفیه زمینی شیرابه کمپوست کارخانه کود آلی اصفهان، پایان نامه کارشناسی ازشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی دانشگاه آزاد اسلامی

نجفی، پ، س، ف، موسوی و م، ج، عابدی، ۱۳۸۰، اثرات کاربرد روش آبیاری قطره ای در بهبود وضعیت بهره برداری پساب فاضلاب شهری، همایش اثرات زیست محیطی پساب های کشاورزی بر آب های سطحی و زیرزمینی، کمیته ملی آبیاری و زهکشی ایران، ۲۵ بهمن: ۸۵-۹۲

نصر آزادی، آ. هودجی، م، ۱۳۸۹، ارزیابی تاثیر یک نمونه پساب صنعتی بر آلودگی خاک با فلزات سنگین، علوم و تکنولوژی محیط زیست، دوره شانزدهم، شماره ویژه ۹۳، صفحه ۳۷۹

وارسته خانلری، م و، م، جلالی، ۱۳۸۴، حرکت کادمیوم، روی و سرب در اثر کاربرد آب و فاضلاب در خاک، مجموع مقالات نهمین کنگره علوم خاک ایران. مرکز تحقیقات حفاظت خاک و آبیاری

Adriano, D. C., 1986 .Trace elements in the terrestrial environment. New York: springerverlag ,533p.

Ahmad, M. A and W. N. Sulaiman, 2001. Evaluation of groundwater and soil pollution in a Alexander Rom. 1990 Expanding composi markets. Biocycle.31(8): 54-64

Altindag A, Yigiti S 2005. Assessment of heavy metalsconcentrations in the food web of lake Beysehir Turkey.Chemosphere. 2005;60:522-56.

American Public Work Association (APWA), 1996. municipal refuse disposal, interstate printers and publisher. Inc . danvile, Illinois, usa

Assmuth, T. W. and penttilea, S., 1995. Characteristics, determinants and interpretations of acute ledhality in daphnisds exposed to complex waste leachates. A quat. Toxical., 31, 125

Atwater, J. W., Japer. S., Mavinic, D. S., and Koch, F. A. 1983. Experiments using daphnia to measure landfill leachate toxicity, Water Res., 17, 1855

Aulin, C. and Neretineks, I., 1995. Material balance for an industrial landfill. In Saradinia 95, fifth international waste management and landfill symposium, Proceedings, vol. Christensen, T.,H Cossu, R, and Stegmann, R., Eds., CISA Cagliari, Italy, 173

Badv, K. and Rowe, R.K. (1996). Contaminant transport through a soil liner underlain by an unsaturated stone collection layer., Canadian Geotechnical Journal, Vol. 33, pp 416-430.

Banin, A., Navarot, J. Noi., Yand. Yoles. 1981. Accumulation of heavy metals in arid-zon soil arrigated with treaed sewage effluent. J. Environ Qual. 10(4): 536-540

Belevi, H. and Baccini, P., 1989. Long –term behavior of municipal Solid waste landfill. Waste manage .,Res., 7.43

Blakey N. C 1992. Model Prediction of landfill Leachate Production, Landfilling of waste Laechate, Edited by T. H. Christensen, R. Cossu. R. Stegmann., E & FN SPON, pp 17-34

BioAbfV, (1998) German Bioabfallverordnung, Bundesgesetzblatt G 5702 Bonn 28. Sept.1998 (revised March 1999) English Translation Available : Ordinance: tilisation of Bio-Wastes on Land used for Agricultural, Silvicultural and Horticultural Purposes

Bouwer, Herman, 1978, Groudwater Hydrology, International Student Edition.

Bozkurt, S., Moreno , L., and Neretnieks, I., 1999. Long- term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. Sci, Total Environ., 228,135

Bradford, G. R., Page, A. L., Lund, L. J. and W. Olmosted., 1975 Ttace element concentration of Sewage treatment and sludges: their interaction with soils and uptake by plants. J. Environ. Qual. 4(1): 123-127

Brown, K. W. and Donnelly, K. C., 1988. An estimation f the risk associated with the organic constituents of Hazardouse and municipal waste landfill leachate, waste Hazard Mater., 5,1.

Calace. N., Massimiani, A., Petronia, B. M and M Pietroletti. 2001. Municipal landfill leacate-soil intraction: a Kinetic approach. Chemosphere 44:1025-1031

Celements B. and Merlin, G., 1995. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed, sci. Total Environ., 70.71

Chany, R. L., Munns, T. B., and H. M. Cathey. 1980. Composted digested sewage sludge in supplying nutrients for soil less potting media. J. Am. Soc. Hort. Sei. 105:485-492

Chang, A. C., Warneke, J. E., Page. A. L., and L. J. Lund, 1984. Accumulation of heavy metals uptake from soil treated with metal-amended sewage-sludge, J. Environ Qual., 4(4): 455-460

Christensen, T. H. and Kjeldsen, P., Albrechtsen, H. J. Heron,G., Nielsen, P. H., Bjerg, P. L. and Holm, P. E., 1994. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers, Crity Rev.Environ. S ci Technol.,24, 119

Chu, LM. Cheung, K.C. Wong, M.sH. (1994). Variation in the chemical properties of landfill leachate. Environ Manage. 18(1): 105-17

Dabiri M 2008. Environmental Pollution: Air, Water,Soil and Noise. Tehran: Ettehad; (in Persian)

Ehrig, H. J., 1988. Water and element balances of landfill, in the landfill, Baccini, P., Ed., Springer verlag, Berlin, Germany, 83, Lecture Notes in Earth Sciences, VOl. 20.

Ehrig, H. J., 1383. Quality and Quantity of Sanitary Landfill leachate. Waste management and Research, Vol. 1pp. 53-68

El-fadel, M., Findikakis A. N and J. O. Leckie, 1997. Modeling leachate generation and transport in solid waste landfill, environ. Tech.Vol.18: 669-686

EPA. Government of south Australia, 1998. Guidelines for major solid waste landfill depots. Epstein E., 1975. Effect of sewage sludge on some soil physical properties. J. Environ Qual., 4(1): 139-142

Epstein, E., 1975. Effect of Sewage Sludge on Some Soil Physical Propertice. J. Environ Qual., 4(1): 139-142

Ernst, W. R., Henniger, P., Doe, K., Wade, S., and Julien, G., 1994. Characterization of the chemical constituents and toxicity to aquatic organisms of municipal landfill leachate water poll. Res. J, Canada, 29,89.

Ettler. V., Zelena , O., Mihaljevic. M., Sebek.O., Strnad, I., Coafal, P. and P. Bezdicka,. 2006. Removal of trace element from landfill leachate by calcite precipitation, journal of geochemical exploration, Vol 88, Issues 1-3, pp:28-31

Fauziah S.H. and P. Agamuthu, 2005. Pollution impact of MSW landfill leachhate . Malaysian journal of science, 24(1) pp.31-37. ISSN 13943065.

Feter. C. w., 1993. Contaminant hydrogeology. Prentice Hall.598

Flyhammer, P.,1995. Anilysis of the cadmium flux in Sweden special emphasison landfill leachate, J, Environ. Qual.,24, 612

Hassan Dar, G. and M. M. Mishra. 1994. Influence of Cd on carbon and nitrogen mineralization in sewage sludge amended soils. Environ. Poll. 84: 285-290

Higgins, J. A. 1984. Land application of potential. J. environ. Qoul. 13(3):441-448

Imperator, M., Adamo, P.,D. Naimo, M., Arenzo., D. Stanzione, P. Violarite.2003. spatial distribution of heavy metals in urban soil of naples city (Italy). Environ. Pollution 124:247-256

Isabelle Deportes, Jean-Louis Benoit-Guyed, Denis Zmiroub, 1995. Hazard to man and the environment posed by the use of urban waste compost: a review ,

International Soil Reference and Information Center (ISRIC), 1986. Procedure for soil analysis, Washinggen Agriculture university.

Issaks. E. H. and R. M. Srivastava., 1989. An introduction to applied geostatistic. Oxford university press, New Yiark: 540-565

Jarup L. 2003. Hazards of heavy metal contamination.British Medical Bulletin. 2003;68(1):167-82.

John, M. C. J. Van Lear, and H. M. Chuah.1982. factors affecting plant uptake of phytotoxic levels of Cd added to soil. Environ.sci.tech.6:1005-1009

Kasassi, A., Pakimbei, P., Karajiannids, A. .,A. Zabaniotou, 2008. Soil contamination by heavy metals : measurement from a closed unlined landfill. Bioresource techn. 99:8577-8584

Kim, S. I., Kim , S .,Yum and K. kim. 2003. Numerical and experimental studies on cadmium transport field. Water , air & soil pollution. Vol. 150 pp: 1-390.

Kjeldsen. P., and christopherson , M., 2001. Composition of leachate from old landfill in Denmark, waste manage. Res , 19, 249-256

Kjeldsen. P., m. a. Barlaz . A. P. Rooker, . Baun. A. Ledin. And T. H. Christensen.,2002. Present and long –term composition of MSW landfill leachate: A review, critical reviewa in environmental science and technology 32:4, 297-336.

Klute. A., 1986. Methods of soil analysis, part 1, physical and mineralogical methods 2 nd edition. Soil sci. sco. Am. J. Madison,USA, 1189 pp.

Kross. B. C. and Cherryholmes, K., 1993. Toxicity screening of sanitary landfill leachatees, a comparative evaluation with microtox analyses, chemical and other toxicity screening methods, in Ectotoxicology monitoring, Richardson, M. L., Ed., VCH Ver lagsgesellschaft, weinheim, Germany, 225

Kulikowska, D. and E. Klimiuk., 2008. The effect of landfill age on municipal leachate composition. Bioresource TTECHN. 99:5981-5985

Lazarova, V. and A. Bahari., 2005. Water reuse for irrigation: agriculture, landscape and turfrass, CRC press., www.Crcpress.com, 45-76

Lee, G.F and Jones, R.A. 1991. Landfills and ground water quality ground water.

Liu, W.X., L.F. Shen, J.W. Liu, Y.W. Wang, S.R. Li. 2007. Uptake of toxic heavy metals by rice (Oryza sativa L.) cultivated in the agricultural soils near Zhengzhou City, People's Republic of China, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 79. 209–213.

Lucho-Constantino, CA., M. Alvarez-suarez., R. I. Beltran-Hernandez., F. Prieto-Garcia and H. M. Poggi-varaldo, 2005. A multivariate analysis of the accumulation and fraction of major and trace elements in Agricultural soils in Hidalgo state, Mexico irrigated with raw wastewater. Environment International, 31. pp: 313-323

Maning, D. A. C., 2001. Calcite precipitation in landfills: essential product of waste stabilization, mineral. Mag. 65:603-610

Manyin Zhanga,b,c, Lijuan Cuib,c , Lianxi Shenga, Yifei Wangb,c. 2009. Distribution and enrichment of heavy metals among sediments, water body and plants in Hengshuihu Wetland. .ecological engineering 3 5 (2 0 0 9) 563–569.

Mukerjees 1998. Health impact of olychlorinated dibenzo- P dioxins. A critical review- air and waste managements.

National Research Council, (2003). Bioavailability of Contaminants in Soils and Sediments: Processes, Tools, and Applications. Committee on Bioavailability of

Contaminants in Soils and Sediments Water Science and Technology Board Division on Earth and Life Studies. THE NATIONAL ACADEMIES PRESS Washington, D.C. www.nap.edu

Nickolse, J. Themelis 2003. An over view of the global waste – to – energy industry waste management word- www.jxj.com .

Page, A.L. Miller, R.H. Keeney, D.R. 1982.methods of soil analysis, part2.mical and microbiological properties. American society of agronomy, inc. soil science of American, inc, Madison, Wisconsin, USA.

Page, A.L. Miller, R.H. Keeney, D.R. 1991.methods of soil analysis, part2.mical and biological properties, 2^{ng}. soil sci. Am. 1159 pp.

Pais I. J and B. Jones . 1997 . The handbook of trace elements. Publishing by: st. Lucie Press Boca Raton Florida.

Pescod. M. B. and A. Arar, 192. Wastewater treatment and use in agriculture. FAOirrigation drainage paper 47, rome, Italy

Plotkin, S and Ram, N.M., 1984.Multiple bioassaye to assess the toxicity of sanitary landfill leachate, arch, environ. Contam toxicol., 13,197.

Reinhart, D. R. and Grosh, C. J.,1998. Analysis of MSW landfill leachate quality, florida center for solid and hazardous management, Gainesville, FL

Revans, A., Ross, D., Gregory, B., Meadows, M., Harries, C., and Grown , J., 1999. Long-term fate of landfill, in Sardinia 99, seventh international waste management and landfill symposium, Vol. CISA- environmental sanitary Engineering center, Cagliari, Italy, 199

Robinson, H. D., Barber , C., Maris, P. J. 1982. Generation and treatment of leachate from domestic wastes in landfills. Water pollution control Vol. 54,54 pp.465-478

Robinson, H. D., 1995.the technical aspects of controlled waste management. A review of the composition of leachate from domestic waste in landfill sites. Report for UK department of the environment. Waste science and research, Aspinwall & company, ltd., London, UK, 1995

Rowe, R.K. and Badv, K. (1996). Advective-diffusive contaminant migration in unsaturated coarse sand and fine gravel, ASCE - Journal of Geotechnical Engineering, Vol. 122, No. 12, pp 965-975.

Rowe, R.K. and Booker, J.R. (1995). MIGRATE V9 – analysis of 2-D pollutant migration in a non-homogeneous soil system: Users manual, Distributed by GAEA Environmental Engineering Ltd., 44 Canadian Oaks Drive, Whitby, Ontario, Canada.

Sadiq Butt, M., Sharif, K., Ehsan Bajwa, B, Abdul aziz, 2005.hazardous of sewage water on the environment. Management of environmental quality. 16(4)338-346.

Scharb, G. E., Brown, Brown, K. W., and Donnelly, K. c., 1993. Acute and genetic toxicity of municipal landfill leachate, water, air, soil pollut., 69,99.

Sheng H.L., Chih C.C., 2000. "Treatment of landfill leachate by combined electro-Fentonoxidation and sequencing atch reactor method." Water Research, 34(17), pp. 4243-4249.

Singer, M. J and L, Hanson., 1969. Lead accumulation in soils near highways in the twin cities metropolitan area, sci, sco. Am. Proc 33: 152-153

Standard methods for the examination of water & wastwater -21st Edition, 2005

Suman, M., Khaiwail Ravinder., R. Dahiya, P. and A. Chandra .2006. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. Environmental Monitoring and Assessment 118:435-456

Sutton, A. H., Nelson D. W., Mayrose. V. B., and Nye. J. C.,1978. Effecte of liquid swine waste application on corn yeild and soil chemical composition, Environ Qual., 7(3): 325-333

Tammi, A. H., 2005. Wastewater characterization and the reuse of recycled effluent in irrigation crops, hesborn center for water and environmental studies ghadeer, pp, 1-13.

Tatsi, A, A and zouboulis, A,T. (2002). A field investigation of the quantity and quality of leachate from municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessloniki, Greece). Advances in Environmental Research. 6 : 207-219

Tchobanoglous, G. H., Theinsen, HAND Vigil, S 1993, integrated solid waste management, mc gram-hillbookco., new York

Tchobanoglous G,handbook of solid waste management ,Mac Graw – Hil,2003

Thomas H., Christensen. 2004. Speciation of heavy metals in landfill leachate: A review waste management & research .,22,(1):3-23

United Nations Parliamentary Assembly (UNPA). 2001.

USEPA 2010. Sediment Contamination Assessment Methods: Validation of Standardized and Novel Approaches. http://epa.gov/ncer/. Site visited on 08.05.10.

Wang, Z. P., Zhang, Z. Lin, Y. J. Deng, N.S., Tao, T and Zhuo.,2003. Landfill leachate treatment by a coagulation-photooxidatio process. J. Hazard. Mater. 95(1/2): 153-159

Zachara, J. M. Cowan, C. E. and C. T. Resch, 1991. Sorption of divalent metals on calcite, Geochim. Acta 55: 1549-1562

Abstract

Nowadays, particular attention to the monitoring and environmental pollution is a very important issue. In the present study the effects of some heavy metals in landfill pollution was studied in Halghe Dareh Kara area. Halghe Dareh landfill is a location which municipal solid waste, hospital wastes as well as trash-building are disposed. One thousand and two hundreds to 1700 tons of wastes are disposed in the landfill area every day. The landfill leachate is transferred down to the leachate pools and 3.6 hectares of the landfill area is filled from leachates which would be a serious environmental hazard. In the present study samples were prepared from soil of scrap yard, leachate affected soils, composts as well as landfill leachate itself. Other soil samples were also taken from nearby area as blank samples. The results were compared to certified world standards. The results showed that compost had high concentrations of some heavy metals compared to many countries standards. Landfill leachates were also shown that some heavy metals concentrations were higher than the standards to enter into surface water sources as well as to use for irrigation. Other results showed that electrical conductivity, acidity, lime and organic matters were significantly higher in soils which are affected with landfill leachates than blank samples. In some soil samples the concentrations of heavy metals were found to be more than double in the landfill area compared to blank samples which is the evidence of metal accumulation in the polluted soils.

Key words:

Landfill, Landfill leachate, Soil pollution, Compost, Heavy metals,. Halghe Dareh Karaj

Shahrood University of Technology

Faculty of Agriculture

M.Sc. Thesis in Soil Chemistry and Fertility

The Effects of Landfill on Some Heavy Metals Pollutants in Halghe Dareh –Karaj

By :Mohammad Habibzadeh Ghargheh

Supervisors:

Dr. Hadi Ghorbani

Dr. Ali Abbaspour

JULY 2017