

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

كَلَّمَكَ ١٤١٧



دانشگاه صنعتی شاهرود

دانشکده کشاورزی

گروه آب و خاک

مطالعه اثرات زیست محیطی ناشی از دفن زباله در منطقه عمارت

شهرستان آمل

سمیرا فتحی گلپاشا

استاد راهنما

دکتر هادی قربانی

استاد مشاور

دکتر ناصر حافظی مقدس

بهمن ۱۳۹۰

قدم

یک وی یدر رکلام گام می اوارش، پایی زم راخم می کند.

یک هزیایی ان تمام دوزم، ز ه هبارن ش، آن وزی را ن

آوت.

م بیان قنای نزاوارا مارارارم، ار ام مرقم وان از آیات وار

ن ون مارا تید، م و ای ازان . رارم، س خاوندان را نیدو

مای عادت تا تان را شای زام شاید.

و

وان و بام

مام ای و ست، یا وزرون بار

ار م از آن و ست، یا وزپاک بار

وزن ام تلج و ست، یا وز ران بار

اندراور را خا اطاف ای اش مد و پاس ای وم. و پاسزاری ای م از خانواده و روارم ای

ما و ای آن مان ال زرنی شال حال ن وده ات و مرن عال پلین ریدن ان رسا ای باند،

ن از آما، سلاقی ن راز گاه راور حال و اتارم.

از اتادرا مای روارم نای ای د مردی بای و اتاد شاور نای ای مز مرصا ای حدس ز مات زیادی را

تل برو مام ال، را مای ای ای شان، ه شای کلام وده بردان ای ام. از دید اتادان نش عموم خاک

غاری کار دا وی ام ودر ل رادارم.

ا و پاس و دراز ای دو تن و کلا ای م و ص خام ا گگاه، امام مبرای، اناز ولوردی و

آ ای ندس ر مرکز ناس اداره ط ز ت تن آل و ن سازمان ط ز ت اتان مازرران- ساری و

قات ج اتان مازرران یک وی مای تمفن ان رسا م وده ار اعلام ای دارم.

چکیده

امروزه شیرابه خروجی از محل دفن و مدیریت آن به عنوان یکی از بزرگترین مشکلات محیطی مرتبط با محل های دفن زباله شناخته شده است. ترکیب زباله ها با نوع زباله، زمان تجزیه آن و تغییرات اقلیمی متغیر می باشد. ترکیب شیرابه و آلاینده های موجود در زباله ها که از آن خارج می گردد، غالباً به حجم آب نفوذ یافته به محل دفن بستگی دارد. از طرفی فرآیندهای طبیعی که در محل دفن اتفاق می افتد مستقیماً در ترکیب شیرابه آن مؤثر است. مطالعات مختلف نشان می دهد که با ورود شیرابه به آب های سطحی و یا زیرزمینی و در نهایت ورود آن به داخل خاک مخاطرات بهداشتی و زیست محیطی زیادی را برای انسان و جانوران ایجاد می کند. از آن جا که در کشورهای در حال توسعه، حجم بالایی از زباله ها را مواد فسادپذیر تشکیل می دهد، بنابراین شیرابه ناشی از تجزیه این مواد و همچنین اختلاط آن با نزولات جوی در هر منطقه می تواند خطر بزرگی برای منابع آب و خاک موجود در منطقه باشد. با در نظر گرفتن اهمیت موضوع، در این تحقیق سعی شده تأثیر آلاینده های موجود در شیرابه ناشی از محل دفن زباله های شهرستان آمل بر آب و خاک مناطق پایین دست بررسی گردد. منطقه دفن زباله شهرستان آمل در کیلومتر ۲۸ جاده هراز در منطقه عمارت به وسعت ۱۶ هکتار و ارتفاع ۵۷۰ متری از سطح دریا واقع می باشد. روزانه حدود ۲۹۵ تن زباله از شهرهای آمل و بخش هایی از محمودآباد و سرخرود پس از تفکیک جزئی در منطقه دپوی موقت به این محل انتقال داده می شود. شیرابه حاصل از دفع زباله در گودال های اطراف به صورت حوضچه ای تجمع یافته است و یا بعضاً از طریق زهکش ها و خلل و فرج های واقع در سازند خاک به جریان رودخانه هراز می پیوندد. در این تحقیق در فصول خشک و مرطوب نمونه هایی از بخش های مختلف جریان شیرابه و آب های سطحی اطراف محل دفن و خاک مناطق بالا دست (به عنوان شاهد) و پایین دست برداشت شد و کیفیت شیمیایی و غلظت برخی فلزات سنگین در خاک، آب و شیرابه مورد مطالعه و ارزیابی قرار گرفت. سپس نمودارهای مقایسه ای فاکتورهای اندازه گیری شده نمونه ها با شاهد (برای خاک) و مقایسه فصول مختلف نمونه برداری و استانداردهای جهانی (برای آب و شیرابه) انجام پذیرفت. نتایج

حاصل نشان داد که محل دفن در فاز متانوژنیک قرار دارد و شیرابه حاصل از محل دفن از نظر کلیه پارامترهای تعیین شده به استثنای فلزات سنگین آلودگی شدیدی دارد و غلظت اکثر عناصر و آلاینده-های موجود در شیرابه فصل خشک بیش از فصل مرطوب می باشد. آزمایشات همچنین نشان داد که غلظت اکثر پارامترهای نمونه های آب نیز در فصل خشک بیش از فصل مرطوب بوده که با ترکیب شیرابه نیز هماهنگ است ولی غلظت آلاینده ها در نمونه های آب به جز آمونیوم و BOD_5 بیش از حد استاندارد سازمان بهداشت جهانی نبوده است. بررسی های موجود همچنین حاکی از تأثیر شیرابه بر تجمع برخی عناصر و تغییر در برخی ویژگی های خاک منطقه دفن می باشد.

واژگان کلیدی: محل دفن، زباله، شیرابه، آلودگی آب، آلودگی خاک، آمل

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
فصل اول: کلیات	۱
۱-۱- مقدمه	۲
۲-۱- ضرورت و هدف تحقیق	۴
فصل دوم: مدیریت مواد زائد و آلاینده های زیست محیطی	۷
۱-۲- تاریخچه مدیریت مواد زائد جامد شهری	۸
۲-۲- سیستم های مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشورهای صنعتی	۹
۳-۲- سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشورهای در حال توسعه	۱۱
۴-۲- ویژگی های مدیریت مواد زائد شهری در ایران	۱۱
۵-۲- چرخه مدیریت مواد زائد	۱۳
۲-۵-۱- کاهش در مبدأ	۱۳
۲-۵-۲- شناخت تولید	۱۴
۳-۵-۲- شناخت نرخ تولید	۱۴
۴-۵-۲- کنترل تولید مواد زائد جامد	۱۵
۵-۵-۲- شناخت منابع تولید مواد زائد جامد شهری	۱۶
۶-۵-۲- انواع مواد زائد جامد شهری	۱۷
۱-۶-۵-۲- پسماندهای غذایی	۱۷
۲-۶-۵-۲- آشغال	۱۷
۳-۶-۵-۲- خاکستر و مواد باقیمانده	۱۷
۴-۶-۵-۲- نخاله های ساختمانی	۱۸
۵-۶-۵-۲- مواد زائد خیابانی	۱۸
۶-۶-۵-۲- مواد زائد تصفیه خانه ها	۱۸
۷-۶-۵-۲- مواد زائد کشاورزی	۱۸
۸-۶-۵-۲- مواد زائد صنعتی	۱۹
۹-۶-۵-۲- مواد زائد خطرناک	۱۹
۷-۵-۲- جابجایی و ذخیره مواد زائد جامد شهری در محل تولید	۱۹
۸-۵-۲- جمع آوری مواد زائد جامد	۲۰
۹-۵-۲- حمل و نقل	۲۰

- ۲۱-۵-۱۰-۲ پردازش و بازیافت.....
- ۲۲-۵-۱۱-۲ دفع.....
- ۲۳-۶-۲ روش های دفع پسماند.....
- ۲۴-۷-۲ آلودگی ناشی از دفع پسماند.....
- ۲۵-۸-۲ معیار های مکان یابی محل دفن پسماند.....
- ۲۵-۸-۱-۲ شرایط اقلیمی و شرایط خاک.....
- ۲۶-۸-۲-۲ منابع آب و زمین شناسی.....
- ۲۷-۸-۳-۲ شیب زمین.....
- ۲۷-۸-۴-۲ شرایط اجتماعی - اقتصادی.....
- ۲۷-۹-۲ روش های دفن مواد زائد.....
- ۲۸-۹-۱-۲ روش ترانشه ای.....
- ۲۸-۹-۲-۲ روش دره ای.....
- ۲۹-۹-۳-۲ روش سطحی.....
- ۲۹-۹-۴-۲ روش سرایشی.....
- ۲۹-۹-۵-۲ روش دره ای با شیب نسبتاً زیاد.....
- ۳۰-۹-۶-۲ دفن در زمین های باتلاقی.....
- ۳۰-۹-۷-۲ دفن در زمین های ساحلی.....
- ۳۰-۱۰-۲ انواع مدفن.....
- ۳۰-۱۰-۱-۲ مدفن خودپالا.....
- ۳۱-۱۰-۱-۱-۲ گودال گسترده.....
- ۳۱-۱۰-۲-۲-۲ گودال باریک یا ترانشه.....
- ۳۱-۱۰-۲-۲-۲ مدفن بهداشتی.....
- ۳۱-۱۰-۲-۱-۲ مدفن با حداقل کار مهندسی.....
- ۳۲-۱۰-۲-۲-۲ مدفن دارای یک لایه زهکش و یک لایه رس متراکم شده.....
- ۳۲-۱۰-۲-۳-۲ دارای دولایه زهکش و یک لایه رسی متراکم شده به هم راه تله هیدرولیکی.....
- ۳۲-۱۰-۲-۴-۲ مدفن با دو لایه زهکش و دو لایه آستری مرکب.....
- ۱۱-۲-۱۱-۲ بررسی اثرات زیست محیطی ناشی از محل های دفن مواد زائد جامد در مرحله ساخت و بهره برداری.....
- ۳۳-۱۱-۱-۲ اثرات لندفیل بر محیط فیزیکی.....

۳۶	۲-۱۱-۲- شیرابه
۳۷	۲-۱۱-۳- ترکیب شیرابه
۳۸	۲-۱۱-۴- مقدار شیرابه تولیدی از زباله
۳۸	۲-۱۲- مطالعه روش های نشت و نفوذ شیرابه
۳۹	۲-۱۲-۱- فرایند ادوکشن
۳۹	۲-۱۲-۲- فرایند انتشار
۳۹	۲-۱۲-۳- فرایند پراکنش فیزیکی
۴۰	۲-۱۲-۴- فرایند های کاهش آلودگی
۴۰	۲-۱۳- پارامتر های موثر در انتقال آلودگی
۴۱	۲-۱۴- اثرات زیست محیطی شیرابه
۴۹	۲-۱۴-۱- فلزات سنگین
۵۰	۲-۱۴-۲- فرایندهای کاهش فلزات سنگین در لندفیل
۵۱	۲-۱۴-۳- فرایندهای تحرک فلزات سنگین در لندفیل
۵۱	۲-۱۴-۴- سمیت شیرابه لندفیل
۵۲	۲-۱۵- اثرات شیرابه روی خاک
۵۳	۲-۱۵-۱- pH خاک
۵۳	۲-۱۵-۲- شوری خاک
۵۴	۲-۱۵-۳- مقدار کاتیون های محلول خاک
۵۴	۲-۱۵-۴- مقدار آنیون های محلول خاک
۵۴	۲-۱۵-۵- باروری خاک
۵۵	۲-۱۵-۶- تجمع عناصر سنگین
۶۱	فصل سوم : ویژگی های منطقه مورد مطالعه
۶۲	۳-۱- شهرستان آمل
۶۳	۳-۲- نوع و میزان مواد زائد جامد در شهرستان آمل
۶۵	۳-۳- خصوصیات منطقه دفن
۶۷	۳-۳-۱- توپوگرافی و مورفولوژیکی
۶۸	۳-۳-۲- زمین شناسی
۶۸	۳-۳-۳- هیدرولوژی
۶۹	۳-۴- سد مخزنی هراز-منگل

۷۰	۳-۴-۱- موقعیت طرح و راه‌های دسترسی.....
۷۰	۳-۴-۲- هوا شناسی.....
۷۱	۳-۴-۳- زمین شناسی.....
۷۳	۳-۵-۵- بررسی کیفی آب رودخانه هراز.....
۷۳	۳-۵-۱- هدایت الکتریکی.....
۷۴	۳-۵-۲- اکسیژن محلول.....
۷۴	۳-۵-۳- BOD ₅
۷۵	۳-۵-۴- نیترات.....
۷۶	۳-۵-۵- فسفات.....
۷۷	فصل چهارم : مواد و روش‌ها
۷۸	۴-۱- نمونه‌برداری.....
۷۹	۴-۱-۱- خاک.....
۸۰	۴-۱-۲- آب.....
۸۰	۴-۱-۳- شیرابه.....
۸۱	۴-۲- روش‌های مورد استفاده جهت تجزیه نمونه‌ها.....
۸۱	۴-۲-۱- خاک.....
۸۱	۴-۲-۱-۱- pH خاک.....
۸۲	۴-۲-۱-۲- هدایت الکتریکی خاک.....
۸۲	۴-۲-۱-۳- کلسیم و منیزیم محلول خاک.....
۸۲	۴-۲-۱-۴- سدیم و پتاسیم محلول خاک.....
۸۲	۴-۲-۱-۵- کلراید خاک.....
۸۲	۴-۲-۱-۶- کربنات و بی کربنات خاک.....
۸۲	۴-۲-۱-۷- سولفات خاک.....
۸۲	۴-۲-۱-۸- کربن آلی.....
۸۲	۴-۲-۱-۹- آهک.....
۸۳	۴-۲-۱-۱۰- ازت کل، نیترات و آمونیاک.....
۸۳	۴-۲-۱-۱۱- فلزات سنگین.....
۸۳	۴-۲-۱-۱۲- بافت خاک.....
۸۳	۴-۲-۱-۱۳- پتاسیم قابل جذب.....

۸۳ ۴-۲-۱-۱۴- فسفر قابل جذب
۸۳ ۴-۲-۲- آب و شیرابه
۸۳ ۴-۲-۱- pH, EC
۸۳ ۴-۲-۲- کلسیم و منیزیم محلول
۸۴ ۴-۲-۳- سدیم و پتاسیم محلول
۸۴ ۴-۲-۴- کلراید
۸۴ ۴-۲-۵- سولفات
۸۴ ۴-۲-۶- کربنات و بی کربنات
۸۴ ۴-۲-۷- ازت کل، نیترات و آمونیاک
۸۴ ۴-۲-۸- فلزات سنگین
۸۴ ۴-۲-۹- اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)
۸۴ ۴-۲-۱۰- اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD ₅)
۸۴ ۴-۳- تجزیه و تحلیل داده‌ها
۸۵ ۴-۴- تهیه نقشه‌های هم غلظت
۸۶ فصل پنجم : نتایج و بحث
۸۷ ۵-۱- خصوصیات شیرابه زباله شهری محل دفن شهرستان آمل
۹۳ ۵-۲- تغییرات خصوصیات شیمیایی آب
۹۴ ۵-۲-۱- اسیدیته آب
۹۵ ۵-۲-۲- هدایت الکتریکی آب
۹۶ ۵-۲-۳- نیاز شیمیایی اکسیژن آب (COD)
۹۷ ۵-۲-۴- نیاز بیوشیمیایی اکسیژن آب (BOD ₅)
۹۸ ۵-۲-۵- تغییرات غلظت نیترات آب
۹۹ ۵-۲-۶- آمونیوم آب
۹۹ ۵-۲-۷- پتاسیم محلول آب
۱۰۰ ۵-۲-۸- سدیم آب
۱۰۱ ۵-۲-۹- کلسیم و منیزیم محلول و سختی آب
۱۰۴ ۵-۲-۱۰- بی کربنات آب
۱۰۴ ۵-۲-۱۱- کلر محلول آب
۱۰۵ ۵-۲-۱۲- سولفات محلول آب

- ۱۰۶..... ۱۳-۲-۵- فلزات سنگین آب
- ۱۰۷..... ۳-۵- تاثیر شیرابه بر خصوصیات شیمیایی خاک
- ۱۰۷..... ۱-۳-۵- تاثیر بافت خاک در انتقال آلودگی از لندفیل
- ۱۰۸..... ۲-۳-۵- pH خاک
- ۱۰۹..... ۳-۳-۵- EC خاک
- ۱۱۰..... ۴-۳-۵- مقدار مواد آلی خاک
- ۱۱۱..... ۵-۳-۵- درصد آهک خاک
- ۱۱۲..... ۶-۳-۵- پتاسیم قابل جذب خاک
- ۱۱۴..... ۷-۳-۵- فسفر قابل جذب خاک
- ۱۱۶..... ۸-۳-۵- ازت کل، نیتрат و آمونیوم خاک
- ۱۱۸..... ۹-۳-۵- نسبت جذب سدیم
- ۱۲۰..... ۱۰-۳-۵- کاتیون های محلول خاک
- ۱۲۰..... ۱-۱۰-۳-۵- سدیم و پتاسیم
- ۱۲۱..... ۲-۱۰-۳-۵- کلسیم و منیزیم
- ۱۲۳..... ۱۱-۳-۵- آنیون های محلول خاک
- ۱۲۳..... ۱-۱۱-۳-۵- کلر
- ۱۲۴..... ۲-۱۱-۳-۵- سولفات
- ۱۲۵..... ۳-۱۱-۳-۵- بی کربنات
- ۱۲۵..... ۱۲-۳-۵- غلظت فلزات سنگین خاک
- ۱۲۶..... ۱-۱۲-۳-۵- سرب
- ۱۲۷..... ۲-۱۲-۳-۵- کادمیوم
- ۱۲۹..... ۳-۱۲-۳-۵- کروم
- ۱۳۰..... ۴-۱۲-۳-۵- آهن
- ۱۳۱..... ۵-۱۲-۳-۵- منگنز
- ۱۳۲..... ۶-۱۲-۳-۵- مس
- ۱۳۳..... ۷-۱۲-۳-۵- روی
- ۱۳۴..... ۴-۵- نقشه های هم غلظت فلزات سنگین خاک
- ۱۴۲..... ۵-۵- ارزیابی آلودگی آب سد مخزنی هراز- منگل بعد از آبگیری
- ۱۴۳..... فصل ششم

۱-۶- نتیجه گیری.....	۱۴۴
۲-۶- پیشنهادات.....	۱۴۶
فهرست منابع.....	۱۴۷

فهرست جداول

جدول ۱-۲. تولید و ترکیب مواد زائد جامد از چند منطقه منتخب در جهان.....	۱۵
جدول ۲-۲. دسته بندی نفوذپذیری خاک ها برای دفن پسماند.....	۲۶
جدول ۳-۲. اثرات اجرای طرح لندفیل در مراحل ساخت و بهره برداری بر محیط فیزیکی.....	۳۴
جدول ۴-۲. ترکیب شیرابه لندفیل از گزارش های مختلف.....	۴۷
جدول ۵-۲. ترکیب شیرابه با مقادیر میانگین و محدوده پارامترها با تفاوت بین فاز اسیدی و متانوژنیک.....	۴۹
جدول ۱-۳. میزان تولید زباله های شهری محدوده مورد مطالعه در سال ۱۳۸۶.....	۶۳
جدول ۲-۳. مدیریت زباله های بیمارستانی و صنعتی در محدوده خدمات شهری محدوده طرح.....	۶۴
جدول ۳-۳. کیفیت زباله آمل.....	۶۵
جدول ۴-۳. تغییرات میزان هدایت الکتریکی آب رودخانه هراز در سال ۱۳۸۴.....	۷۳
جدول ۵-۳. تغییرات میزان اکسیژن محلول آب رودخانه هراز در سال ۱۳۸۴.....	۷۴
جدول ۶-۳. تغییرات میزان BOD ₅ رودخانه هراز در سال ۱۳۸۴.....	۷۵
جدول ۷-۳. تغییر میزان نیترات آب رودخانه هراز در سال ۱۳۸۴.....	۷۵
جدول ۸-۳. تغییرات میزان فسفات آب رودخانه هراز در سال ۱۳۸۴.....	۷۶
جدول ۱-۵. برخی مشخصات شیرابه فصل مرطوب لندفیل در منطقه مورد مطالعه.....	۸۹
جدول ۲-۵. برخی مشخصات شیرابه فصل خشک لندفیل در منطقه مورد مطالعه.....	۹۰
جدول ۳-۵. برخی ویژگی های شیرابه های لندفیل انگلستان، آلمان و USA و مقایسه آن ها با منطقه مورد مطالعه.....	۹۱
جدول ۴-۵. حد مجاز تخلیه فاضلاب به آب سطحی و مصارف کشاورزی و آبیاری.....	۹۲
جدول ۵-۵. مشخصات نمونه های شیرابه خام از لندفیل WENT.....	۹۳
جدول ۶-۵. استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO) و استاندارد BIS برخی از آلاینده های آب آشامیدنی.....	۹۴

- جدول ۵-۷. مقادیر کمی سختی طبقه بندی آب ۱۰۳
- جدول ۵-۸. مقادیر کلسیم و منیزیم نمونه های آب در دو فصل خشک و مرطوب ۱۰۳
- جدول ۵-۹. بافت خاک در نمونه های مورد مطالعه ۱۰۸
- جدول ۵-۱۰. pH نمونه های خاک منطقه مورد مطالعه ۱۰۹
- جدول ۵-۱۱. EC نمونه های خاک منطقه مورد مطالعه ۱۰۹
- جدول ۵-۱۲. درصد مواد آلی نمونه های خاک منطقه مورد مطالعه ۱۱۱
- جدول ۵-۱۳. درصد آهک نمونه های خاک ۱۱۲
- جدول ۵-۱۴. پتاسیم قابل جذب در نمونه های خاک ۱۱۴
- جدول ۵-۱۵. فسفر قابل جذب در نمونه های خاک ۱۱۴
- جدول ۵-۱۶. درصد ازت کل نمونه های خاک ۱۱۷
- جدول ۵-۱۷. نیترات نمونه های خاک ۱۱۷
- جدول ۵-۱۸. مقادیر آمونیوم نمونه های خاک ۱۱۸
- جدول ۵-۱۹. مقادیر نسبت جذب سدیم در نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۱۹
- جدول ۵-۲۰. مقادیر سدیم محلول در نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۲۰
- جدول ۵-۲۱. مقادیر پتاسیم محلول در نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۲۱
- جدول ۵-۲۲. مقادیر کلسیم و منیزیم محلول نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۲۲
- جدول ۵-۲۳. مقادیر کلر محلول نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۲۴
- جدول ۵-۲۴. مقادیر سولفات محلول نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۲۴
- جدول ۵-۲۵. مقادیر بی کربنات محلول نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۲۵
- جدول ۵-۲۶. استاندارد غلظت برخی فلزات سنگین در خاک ۱۲۶
- جدول ۵-۲۷. استاندارد آلودگی خاک در کشورهای مختلف ۱۲۶
- جدول ۵-۲۸. سرب نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۲۷
- جدول ۵-۲۹. مقادیر کادمیوم نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۲۸
- جدول ۵-۳۰. مقادیر کروم نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۲۹
- جدول ۵-۳۱. مقادیر آهن نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۳۰
- جدول ۵-۳۲. مقادیر منگنز نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۳۱
- جدول ۵-۳۳. مقادیر مس نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۳۲
- جدول ۵-۳۴. مقادیر روی نمونه های خاک مورد مطالعه ۱۳۳

فهرست اشکال

- شکل ۱-۲. ترکیب گاز و شیرابه مربوط به مراحل مختلف تجزیه زباله ۴۴
- شکل ۱-۳. موقعیت شهرستان آمل ۶۲
- شکل ۲-۳. منطقه دفن زباله شهرستان آمل ۶۵
- شکل ۳-۳. برداشت خاک و سنگ از اطراف منطقه دفن برای خاک پوششی ۶۶
- شکل ۴-۳. تجمع شیرابه به صورت حوضچه‌ای اطراف محل دفن ۶۷
- شکل ۱-۴. عکس هوایی منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه برداری شده ۷۸
- شکل ۲-۴. نمونه برداری خاک از عمق ۳۰-۰ سانتی متر ۷۹
- شکل ۳-۴. دورنمای محل برداشت نمونه های شاهد ۷۹
- شکل ۴-۴. چشمه عمارت (نمونه آب ۱) ۸۰
- شکل ۵-۴. چشمه آمولو (نمونه آب ۲) ۸۰
- شکل ۶-۴. نمونه برداری شیرابه محل دفن زباله در منطقه مورد مطالعه ۸۱
- شکل ۱-۵. PH نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری ۹۵
- شکل ۲-۵. هدایت الکتریکی نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری ۹۶
- شکل ۳-۵. غلظت COD نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری ۹۷
- شکل ۴-۵. غلظت BOD₅ نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری ۹۸
- شکل ۵-۵. غلظت نیترات آب در فصول مختلف نمونه برداری ۹۸
- شکل ۶-۵. غلظت آمونیوم آب در فصول مختلف نمونه برداری ۹۹
- شکل ۷-۵. غلظت پتاسیم محلول آب در فصول مختلف نمونه برداری ۱۰۰
- شکل ۸-۵. غلظت سدیم نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری ۱۰۰
- شکل ۹-۵. غلظت کلسیم محلول آب در فصول مختلف نمونه برداری ۱۰۲
- شکل ۱۰-۵. غلظت منیزیم محلول آب در فصول مختلف نمونه برداری ۱۰۲
- شکل ۱۱-۵. غلظت بی کربنات آب در فصول مختلف نمونه برداری ۱۰۴
- شکل ۱۲-۵. غلظت کلر آب در فصول مختلف نمونه برداری ۱۰۵
- شکل ۱۳-۵. غلظت سولفات محلول آب در فصول مختلف نمونه برداری ۱۰۶
- شکل ۱۴-۵. مقایسه pH نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۰۹
- شکل ۱۵-۵. مقایسه EC نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۱۰
- شکل ۱۶-۵. مقایسه درصد مواد آلی نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۱۱
- شکل ۱۷-۵. مقایسه درصد آهک نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۱۲

- شکل ۵-۱۸. مقایسه پتاسیم قابل جذب نمونه شاهد و مناطق مورد بررسی ۱۱۳
- شکل ۵-۱۹. مقایسه فسفر قابل جذب نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۱۵
- شکل ۵-۲۰. مقایسه درصد ازت کل نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۱۶
- شکل ۵-۲۱. مقایسه نیترات نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۱۷
- شکل ۵-۲۲. مقایسه آمونیوم نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۱۸
- شکل ۵-۲۳. مقایسه نسبت جذب سدیم منطقه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۱۹
- شکل ۵-۲۴. مقایسه سدیم محلول منطقه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۲۰
- شکل ۵-۲۵. مقایسه پتاسیم محلول منطقه شاهد با مناطق مورد بررسی ۱۲۱
- شکل ۵-۲۶. مقایسه غلظت کلسیم و منیزیم محلول منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری ۱۲۲
- شکل ۵-۲۷. مقایسه غلظت کلر منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری ۱۲۳
- شکل ۵-۲۸. مقایسه غلظت سولفات منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری ۱۲۴
- شکل ۵-۲۹. مقایسه بی کربنات منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری ۱۲۵
- شکل ۵-۳۰. مقایسه غلظت سرب منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری ۱۲۷
- شکل ۵-۳۱. مقایسه غلظت کادمیوم منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری ۱۲۸
- شکل ۵-۳۲. مقایسه غلظت کروم منطقه شاهد با مناطق تحت تاثیر شیرابه ۱۲۹
- شکل ۵-۳۳. مقایسه آهن منطقه شاهد با مناطق تحت تاثیر شیرابه ۱۳۰
- شکل ۵-۳۴. مقایسه منگنز منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری ۱۳۱
- شکل ۵-۳۵. مقایسه مس منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری ۱۳۲
- شکل ۵-۳۶. مقایسه روی منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری ۱۳۳
- شکل ۵-۳۷. نقشه پهنه بندی غلظت سرب در خاک ۱۳۵
- شکل ۵-۳۸. نقشه پهنه بندی غلظت کادمیوم در خاک ۱۳۶
- شکل ۵-۳۹. نقشه پهنه بندی غلظت کروم در خاک ۱۳۷
- شکل ۵-۴۰. نقشه پهنه بندی غلظت آهن در خاک ۱۳۸
- شکل ۵-۴۱. نقشه پهنه بندی غلظت منگنز در خاک ۱۳۹
- شکل ۵-۴۲. نقشه پهنه بندی غلظت مس در خاک ۱۴۰
- شکل ۵-۴۳. نقشه پهنه بندی غلظت روی در خاک ۱۴۱

فصل اول

کلیات

دوام و رشد ملت ها در طول تاریخ همیشه بستگی به ثروت های ملی و خدادادی آن ها داشته و عظیم ترین این نعمت الهی، آب های فراوان و خاک های حاصلخیز بوده که مبدا و منشا آبادانی و خودکفایی و استقلال آن ها شمرده می شود. گسترش کشاورزی و اولویت دادن به آن و سپس افزودن به تولیدات این بخش به عنوان یکی از راه های متعادل ساختن رشد جمعیت، با تولید مواد غذایی جهت رفع نیاز های روزانه انسان محسوب می گردد. رکن اساسی کشت و کار در اراضی کشاورزی وجود دو عنصر خاک و آب می باشد.

از آن جایی که انسان جهت بقاء خود به مواد غذایی احتیاج دارد و این خود در سایه وجود منابع آب و خاک تامین می گردد، بدین جهت جلوگیری از فنای منابع مذکور لازم و اجتناب پذیر است.

آلودگی خاک و آب یکی از معضلاتی است که سبب نابودی این دو منبع عظیم بشری می گردد. اگر چه خاک می تواند به عنوان یک فیلتر در رابطه با حذف آلودگی ها عمل کند اما منابع خاکی نیز از طریق آب های آلوده و فاضلاب با گذشت زمان آلوده می گردند و غیر قابل بهره برداری خواهند شد (شیردست، ۱۳۸۸).

یکی از معضلات افزایش جمعیت و گسترش شهرنشینی تولید انبوه زباله و ضایعات می باشد. مشکل دفع زباله همواره از سال های دور گریبانگیر بشر بوده است و انسان را همیشه وادار نموده تا روش هایی 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 نقاطی 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 زباله های تلنبار شده به شکل راه حلی مطرح شد تا از مشکلات مربوط به تلنبار نموده زباله ها که تعفن، اشاعه بیماری های مختلف و هجوم انواع حشرات و جوندگان موذی است کاسته شود. اما گذشت زمان و آگاهی بیشتر نسبت به بازتاب آلودگی ها و مشکلات ناشی از زباله و سوزاندن آن ها، موجب گردید تا علم

مدیریت مواد زائد جامد بیش از پیش مورد توجه قرار گیرد. این علم شامل شش عنصر اساسی می باشد که عبارتند از: تولید، ذخیره در محل، جمع آوری، حمل و نقل، بازیافت و دفع (عبدلی، ۱۳۷۲).

دفع زباله ها نیز شامل روش های مختلفی است (دفن بهداشتی، کمپوست، زباله سوزی و تولید انرژی، احیای زمین، تغذیه دام و طیور، استفاده مجدد و بازیافت)، که انتخاب یک روش به فاکتورهای متعددی بستگی دارد. اما سرنوشت نهایی مواد زائد جامد در عین استفاده از سایر روش ها، دفن بهداشتی خواهد بود که نیاز به زمین دارد. با این وجود در ایران موضوع دفن بهداشتی مبحث جدیدی بوده و در اکثر مناطق ایران کماکان زباله به صورت تلبار، سوزاندن و در بهترین شرایط به صورت دفن بهداشتی دفع می گردد. متأسفانه درک نادرست از دفن بهداشتی (Sanitary Landfill) سبب گردیده که متولیان مدیریت زائدات جامد شهری در بسیاری از موارد صرفاً حفر یک گودال و ریختن زباله و پوشاندن آن با خاک را یک دفن بهداشتی بدانند. اما مسلماً این امر یک پروژه مهندسی ویژه است که در آن با در نظر گرفتن کلیه فاکتورها در انتخاب مناسب جایگاه، آلودگی های حاصل از وجود مواد زائد جامد و اثرات آن بر محیط به حداقل ممکن تقلیل می یابد.

اگر چه دفن نمودن زباله یکی از رایج ترین راه های مدیریت ضایعات تولید شده می باشد که مدیران شهری در مواجهه با این معضل اتخاذ می نمایند، اما علی رغم مزیت های زیاد، شیرابه ناشی از زباله در محل های دفن یکی از مشکلات زیست محیطی مناطق شهری می باشد زیرا دفع آن ها ممکن است آلودگی های جدی برای آب های زیرزمینی و سطحی را به دنبال داشته باشد (عمرانی، ۱۳۷۳).

وقتی مقداری زباله روی هم انباشته می شود بعد از مدتی مایع لزجی از آن خارج می شود که شامل عناصر شیمیایی متعدد و عموماً خطرناکی است که شیرابه نامیده می شود. شیرابه در داخل مدفن از میان زباله ها سرازیر شده و در کف مدفن روی هم انباشته شده و حجم عظیمی از این مایع بسیار خطرناک در تماس با خاک بستر مدفن قرار می گیرد. شیرابه جمع شده تحت اثر مکانیزم های مختلف شروع به نفوذ و حرکت در میان لایه های خاک زیرین کرده و پس از طی مسیری به سفره آب زیرزمینی وارد می شود. پسماندهای خانگی معمولاً شیرابه هایی با بیشترین BOD را تولید می کنند و ترکیبات خطرناک آن ها از قبیل فلزات سنگین نیز به دلیل حل شدن فلزات موجود در زباله ها در

اثر اسیدی شدن شیرابه و یا تخلیه غیر مجاز برخی از پسماندهای صنعتی ویژه در محل دفن زباله کم نیست. افزایش غلظت این مواد در آب زیرزمینی ممکن است به حدی برسد که از استانداردهای موجود تجاوز کرده و آب زیرزمینی عملاً آلوده شود (منوری، ۱۳۸۱).

۱-۲- ضرورت و هدف تحقیق

با رشد جمعیت، یافتن محل دفن جدید زباله در حاشیه شهرها بسیار مشکل شده است. عدم وجود مکان های دفن جدید از نظر اقتصادی و کاهش ظرفیت مکان های فعلی بروز بحران های ویژه ای را در شهرهای کشور به دنبال خواهد داشت. دلیل اصلی مخالفت شهروندان در احداث مکان های جدید دفن زباله، آلودگی آب های سطحی و زیرزمینی و اثرات زیست محیطی شیرابه زباله ها، عدم وجود قوانین و استانداردهای ویژه همراه با عدم اجرای درست آن ها است که سلامتی افراد و محیط زیست را به مخاطره می اندازد.

اثرات طولانی مدت زیست محیطی لندفیل، بر روی کیفیت آب های زیر زمینی است؛ که به خواص شیرابه، حجم آلاینده، تراوش مایع از مواد زائد، هیدرولوژی محل دفن و سیستم طبیعی بازدارنده شیرابه بستگی دارد (Rowe et al., 1995). شیرابه حاوی آلاینده هایی است که در چهار گروه طبقه بندی می شود: ۱- مواد آلی نا محلول، ۲- ترکیبات بزرگ معدنی، ۳- فلزات سنگین و ۴- ترکیبات آلی زئوبیوتیک منشأ گرفته از مواد شیمیایی خانگی یا صنعتی (نظیر انواع هیدروکربن های آروماتیک، فنول ها، آفت کش ها و...).

آلاینده های خطرناک حاصل از دفن مواد زائد جامد ممکن است از شش مسیر وارد محیط زیست شوند:

۱- ترکیبات فرار، که بعد از پر شدن محل دفن در خاک تولید می شوند، مثل گازهای متان، آمونیاک، هیدروژن سولفور و نیتروژن که ممکن است وارد هوا شوند.

۲- عناصر سنگین مثل سرب، کروم و آهن که جذب خاک می شوند و در آن می مانند.

۳- مواد محلول مانند کلرات، نیترات و سولفات که به آسانی از زباله ها و خاک عبور کرده و وارد آب های زیرزمینی می شوند.

۴- آب های جاری و سطحی، که به سادگی شیرابه ها را با خود حمل کرده و به شبکه آب های سطحی می ریزند.

۵- برخی از محصولات کشاورزی، غلات و گیاهان که در محل دفن می رویند، می توانند بعضی از فلزات سنگین و سایر مواد سمی را جذب کرده و باعث انتقال آن ها به زنجیره غذایی انسان و حیوانات شوند.

۶- باقیمانده های گیاهان که در محوطه محل دفن می مانند، در صورتی که حاوی مواد سمی باشند می توانند مواد سمی را از طریق تشکیل خاک و یا از طریق سیلاب ها و آب های سطحی وارد محیط زیست می کنند(شکرایبی، ۱۳۸۱). با دانستن این موضوع و با انجام بررسی کامل و جامع این شش مسیر می توان کلیه طرق آلوده سازی را مورد توجه و دقت قرار داد.

هدف از انجام این تحقیق، مطالعه آلودگی ناشی از دفن زباله منطقه عمارت آمل و شیرابه ناشی از آن و اثرات آن بر محیط زیست اطراف به خصوص خاک و آب منطقه می باشد.

منطقه دفن زباله با فاصله حدود ۸ کیلومتری از سد منگل که در حال احداث است واقع می باشد. تراز این سد بعد از احداث ۵۰۲ متر از سطح دریا می باشد به طوری که طول دریاچه سد بعد از آبگیری با تراز ذکر شده حدود ۸ کیلومتر خواهد بود(گزارش فنی سد منگل- سازمان آب منطقه ای مازندران، ۱۳۸۸).

تراز منطقه دفن زباله ۵۷۰ و تراز شیرابه ۵۳۰ متر از سطح دریا می باشد. با توجه به نقشه توپوگرافی مخزن سد و تراز منطقه دفن زباله و اینکه جریان شیرابه به سمت پایین دست ادامه دارد، آلودگی آب پشت سد دور از انتظار نیست. برای بررسی این موضوع و اثراتی که منطقه دفن زباله بر محیط اطراف دارد، نمونه های آب و خاک و شیرابه برداشت و از جهت فاکتورهای pH, EC, COD, BOD₅ بافت خاک، ازت کل، ازت نیتراسته و آمونیومی، فسفر و پتاسیم قابل جذب، درصد کربن آلی و آهک، آنیون ها

و کاتیون های محلول (CO_3^{-2} , HCO_3^- , SO_4^{-2} , Cl^- , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+) و فلزات سنگین (روی،

مس، منگنز، آهن، سرب، کروم و کادمیوم) مورد بررسی و تجزیه تحلیل قرار گرفت.

فصل دوم

مدیریت مواد زائد جامد و

آلاینده‌های زیست محیطی

۲-۱- تاریخچه مدیریت مواد زائد جامد شهری

سابقه سیستم‌های مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشورهای صنعتی مانند آمریکا و انگلستان به اواخر دهه ۱۹۳۰ و اوایل دهه 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 بود ولی پایه و اساس علمی داشت. در آن زمان به دلیل جوان بودن سیستم مدیریت مواد زائد، افزایش راندمان مطرح نبود. انرژی و مواد اولیه نیز به اندازه کافی در دسترس بود. بنابراین دو ضرورت عمده یعنی تولید مواد و انرژی و افزایش کارایی سیستم که امروزه بسیار مورد توجه است، آن زمان اصولاً مطرح نبودند (عبدلی، ۱۳۸۵). مکان‌های دفن در نزدیکی شهرها بود و به عملیات انتقال نیازی نبود. تنوع در ماشین‌آلات وجود نداشت و در بسیاری از موارد برای حمل زباله از گاری‌های اسب کش استفاده می‌شد. حجم زباله کم بود و اکثر قریب به اتفاق اجزای زباله‌های شهری را مواد فساد پذیر 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 فسادپذیر در مزارع بود و موضوع محیط زیست و مشکلات زیست محیطی که بعدها از دهه ۱۹۷۰ به صورت جدی در دنیا مطرح شد، هنوز وجود نداشت و چون مکان‌های دفن به تازگی در حال شکل‌گیری بودند، موضوع نظارت‌های بعد از دفن نیز مطرح نبود. حجم زباله‌ها آنقدر کم بود که اصولاً بحث کاهش از مبدأ ضرورتی نداشت (عبدلی، ۱۳۷۹). بنابراین سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری در آن زمان از سه عنصر تولید، جمع‌آوری و دفن تشکیل می‌شد. 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 جامد شهری تغییر یافت، حجم مواد زائد غیر قابل تجزیه بیولوژیکی در زباله‌های شهری افزایش پیدا کرد و در عوض سهم مواد فساد پذیر در کل زباله کمتر شد، مشکلات زیست محیطی در اطراف محل‌های دفن زباله مشاهده شدند، در بسیاری از محل‌های دفن زباله، آب‌های زیرزمینی آلوده شدند و یا در معرض آلودگی قرار گرفتند؛ اعتراضات

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 دفن بود. به چگونگی دفن کمتر اندیشه می شد و صرف دفن زباله در زمین و پوشش آن با خاک، مسئولان را راضی می کرد. 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 دفع هم مورد توجه قرار گرفت. این مسئله منجر به پیدایش نسل جدیدی از فناوری در جهان به نام «فناوری‌های پاک» شده است. بنابراین عناصر موظف در سیستم‌های مدیریت مواد زائد جامد شهری از سه عنصر موظف تولید، جمع آوری و دفن در دهه ۱۹۴۰ به شش عنصر موظف تولید، ذخیره و اداره در محل، جمع آوری، حمل و نقل، پردازش و بازیافت و دفع در دهه 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 ۱۹۹۰ به بعد تبدیل شده است.

در حال حاضر سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشورهای صنعتی شامل مجموعه برنامه‌های منسجم، سیستماتیک و پیچیده‌ای است که طی این برنامه‌ها اقدامات لازم برای حل معضل زباله‌های شهری انجام می‌گیرد. حل معضلات این سیستم‌ها نیاز به جامع‌نگری و دوراندیشی دارد و باید از همه روش‌ها و امکانات برای حل این معضل بهره گرفت (عبدلی، ۱۳۸۵).

۲-۲- سیستم‌های مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشورهای صنعتی

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

گسترش شهرها و رشد جمعیت، دیگر امکان دفع زباله توسط شهروند را میسر نمی کرد و شهرداری ها باید این امور را به عهده می گرفتند (APWA, 1996). گسترش بهداشت و توجه بیشتر به مسائل محیط زیست، هر روز از تعداد محل های تلنبار زباله در اطراف شهر ها می کاست و شهرداری برای دفع زباله باید فاصله بیشتری را طی می کرد. بنابراین تفکر جمع آوری و دفع سیستماتیک در شهرداری ها به تدریج شکل گرفت. این تفکر در جهان متمدن نسبتاً جدید است. با آنکه دفع توسط سوزاندن و تلنبار 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 سیستم های مدیریت مواد زائد جامد شهری در کشورهای صنعتی از سه عنصر موظف در اواخر دهه 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 موارد توسعه پایدار محسوب می شود. بنابراین به تمام عملیات و اقدامات این سیستم با دید توسعه پایدار نگاه می شود. در حال حاضر این سیستم به صورت گسترده در کشورهای صنعتی اجرا می شود. البته مسئولان امور بهداشتی آگاهی کامل از مخاطرات دفن زباله در زمین دارند و نیز می دانند که هیچ مانعی نمی تواند صد در صد در مقابل انتشار آلودگی ها به خصوص در طول عمر محل دفن و بعد از بسته شدن محل قابل اعتماد باشد ولی با وجود معرفی گزینه های دیگر دفع، مثل کمپوست و زباله سوزی، باز هم دفن به عنوان گزینه حتمی می باشد (Nickolse & Themelis, 2003).

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

۱- کاهش در مبدأ (شامل استفاده مجدد)

۲- بازیافت (شامل کمپوست)

۳- زباله سوزی (با بازیافت انرژی)

۴- دفن بهداشتی

۲-۳- سیستم مدیریت مواد زائد 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 کتابخانه ای نشان می دهد مهمترین مسائلی که در ارتباط با مدیریت مواد زائد جامد در کشورهای در حال توسعه وجود دارند عبارتند از (Mukerjees, 1998):

- ۱- عدم تناسب ظرفیت سیستم جمع آوری مواد زائد با جمعیت زیر پوشش سیستم
- ۲- عدم بازدهی کافی سرویس خدمات 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 جمع آوری و دفع مواد زائد خطرناک شهری.

۲-۴- ویژگی های مدیریت مواد زائد شهری در ایران

ویژگی های مدیریت مواد زائد شهری در ایران را می توان به اختصار به صورت زیر بیان کرد: (عبدلی، ۱۳۸۰)

- ۱- سیستم 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- مطالعات پایه و بنیادی در زمینه و اجزا و عناصر مختلف سیستم مدیریت مواد زائد شهری در کشور انجام نشده و با وجود مطالعات پراکنده‌ای که در این باره توسط وزارت کشور و بعضی استانداری‌ها انجام شده، 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. بنابراین طراحی جدید در این سیستم‌ها ضروری است؛

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 دفن بهداشتی زباله شهری ایران در مرحله اولیه دفن بهداشتی (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 زمینه‌های تولید، ذخیره در محل، بازیافت و دفع، کار چندانی صورت نگرفته است (عمرانی، ۱۳۶۳). این عدم تعادل، مهمترین دلیل سوء مدیریت در امر مواد زائد شهری است. همان اندازه که جمع آوری و حمل و نقل موثر هستند، تولید و بازیافت و دفع مواد نیز مهم محسوب می‌شوند و باید مورد توجه قرار گیرند، 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، مستقیماً به کمیت و کیفیت تولید ارتباط دارد و دفع مواد نیز به همه عناصر موظف قبلی مربوط می‌شود. بنابراین این عناصر همانند حلقه‌های یک زنجیر به هم پیوسته هستند و هر کدام از این عناصر نقش ویژه‌ای 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 سیستم‌ها محسوب می‌شود. در ایران نیز مسئولیت مستقیم مواد زائد جامد به عهده شهرداری‌ها می‌باشد. در سال‌های اخیر سازمان‌های مختلفی برای بهینه‌سازی 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 شکل 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 جمع‌آوری، حمل و نقل و دفع زباله می‌باشد (عمرانی، ۱۳۷۷)

۲-۵- چرخه مدیریت مواد زائد

۲-۵-۱- کاهش در مبدأ

به طراحی، تولید، عرضه و استفاده از محصولات به نحوی که در پایان عمر مفید تولیدات، منجر به کاهش کمیت و سمیت زائدات حاصله شود، کاهش در مبدأ گویند (Todd, 1980). کاهش در مبدأ از چارچوب متعارف سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری و از محدوده وظایف شهرداری‌ها بسیار فراتر است و اجرای آن نیاز به عزم ملی و سیاست‌گذاری کلان در سطح دولت، وزارت صنایع، وزارت بازرگانی، سازمان حفاظت محیط زیست، وزارت اقتصاد و دارایی و وزارت کشور دارد. درست است که اجرای برنامه‌های کاهش از مبدأ بسیار فراگیر است و باید در سطح ملی هماهنگی‌هایی را به عمل آورد، ولی شهرداری‌ها در محدوده شهرهای خود و وزارت کشور در سطح قانون‌گذاری و ایجاد هماهنگی می‌تواند این کار را شروع کند و با ایجاد زمینه‌های مناسب این برنامه را در سطح وزارتخانه‌های دیگر هم عملی کنند. در ایران هنوز در این زمینه اقدامات قابل توجهی صورت نگرفته است (عبدلی ۱۳۷۲).

۲-۵-۲- شناخت تولید

تولید مواد زائد جامد جزء لاینفک زندگی انسان و اولین عنصر موظف سیستم مدیریت مواد زائد جامد است به گونه‌ای که نقش اساسی و کلیدی در کل سیستم را دارا می‌باشد (پوی و همکاران، ۱۳۷۸).

رشد تکنولوژی و بهره‌گیری بیشتر از منابع طبیعی و تبدیل انرژی بر ابعاد و پیچیدگی تولید مواد زائد جامد افزوده است. مواد زائد باید به نحوی از محل زندگی انسان دور شده و یا دوباره وارد چرخه مواد و انرژی شوند. امروزه دفع مواد زائد، اختلالات زیادی بر اکوسیستم‌های طبیعی دنیا و کشورها وارد کرده است (عمرانی، ۱۳۶۳). در زمینه تولید مواد زائد جامد شهری، تعیین نرخ تولید، روش‌های آنالیز فیزیکی و شیمیایی در سال‌های اخیر در کشور اقدامات خوبی انجام شده است و وزارت کشور مطالعات وسیعی را در سال ۱۳۸۱ برای شناخت کمی و کیفی زباله‌های شهری در سراسر ایران انجام داده است. بنابراین ایران از نظر شیوه‌های مدیریتی و فناوری‌های مربوطه در زمینه شناخت کمی و کیفی تولید در شرایط مطلوبی قرار دارد و تمام تجهیزات و دستگاه‌های مورد نیاز در کشور وجود دارند. البته این به معنی بی‌نیازی کشور از نظر شناخت کمی و کیفی تولید جدید نیست بلکه به این معنی است که پتانسیل انجام کار در ایران وجود دارد و به ورود فناوری، تجهیزات و ماشین آلات خاص نیازی نیست (عبدلی، ۱۳۸۰).

۲-۵-۳- شناخت نرخ تولید

علاوه بر ترکیب فیزیکی و شیمیایی مواد زائد جامد، تعیین نرخ تولید زباله برای طراحی بهینه مراحل مختلف مدیریت مواد زائد جامد از جمله حمل و نقل، فرایند بازیابی مواد و تعیین روش‌های نهایی دفع ضروری می‌باشد. ساده‌ترین روش دسترسی به مقدار تولید مواد زائد، دانستن نرخ تولید است. واحد نرخ تولید به منبع تولید کننده مواد بستگی دارد. در شهرهای ایران، بافت شهری و کاربری‌ها به گونه‌ایست که نمی‌توان یک مرز مشخص بین مناطق مسکونی و تجاری و حتی صنعتی تعیین کرد. بنابراین بهتر است برای کل مواد زائد جامد تولیدی از نرخ تولید بر حسب کیلوگرم به ازای هر نفر در روز استفاده نمود. در جدول ۱-۲ نرخ تولید و ترکیب مواد زائد جامد ایران و برخی نقاط جهان آمده است.

جدول ۱-۲. تولید و ترکیب مواد زائد جامد از چند منطقه منتخب در جهان

(OECD,1993,1997; Attahi,1999; Onibukun & Kumuyi,1999; Lusugga Kironde, 1999)

مکان	نرخ تولید (g/pers./year)	ترکیب زباله (%)					
		کاغذ	غذا	پلاستیک	شیشه	فلز	پارچه
چین	۲۸۵	۳	۶۰	۴	۱	۰	۲
دانمارک	۵۲۰	۳۰	۳۷	۷	۶	۳	۱۷
فرانسه	۵۶۰	۳۰	۲۵	۱۰	۱۲	۶	۱۷
ایران	۳۲۴	۸	۷۴	۵	۳	۱	۲
مکزیک	۳۲۰	۱۴	۵۲	۴	۶	۳	۲۰
هلند	۲۹۰	۱۰	۳۸	۱۰	۱۲	۸	۲۳
آمریکا	۷۳۰	۳۸	۲۳	۹	۷	۸	۱۶
بندر ابی جان ساحل عاج	۲۱۱	۴	۶۳	۵	۱	۱	۱
نیجریه	۱۵۳	۱۵	۴۳	۴	۶	۲۱	۱
تانزانیا	۱۴۲	۹	۶۰	۲	۱	۳	۱

۲-۵-۴- کنترل تولید مواد زائد جامد

به دو طریق کمی و کیفی می توان تولید مواد زائد جامد را کنترل کرد. اصولاً مشکل اصلی جوامع تولید روزافزون مواد زائد است. به طور کلی کم کردن تولید زائدات، احتیاج به انجام یک نهضت در صنایع و طرز نگرش ما به منابع طبیعی دارد؛ منابع طبیعی باید با حداقل تخریب مورد بهره برداری قرار گیرد (عمرانی، ۱۳۶۳). تولید باید به اندازه مصرف و متناسب با آن باشد. در مصرف مواد باید نهایت صرفه جویی را به عمل آورد.

کنترل تولید مواد زائد در کوتاه مدت و با اعمال مدیریت در سطح شهر عملی نمی باشد ولی در دراز مدت می توان برنامه ها را در سطح ملی اجرا کرده و به این ترتیب تولید مواد زائد تا حدودی کنترل گردد، برخی از این برنامه ها عبارتند از (عبدلی، ۱۳۸۰):

۱- تولید کالای مرغوب

۲- اصلاح در شبکه بسته بندی کالا

۳- بازیافت مواد

۴- کاهش مصرف

۲-۵-۵- شناخت منابع تولید مواد زائد جامد شهری

منابع تولید را می توان بر حسب کمیت و کیفیت مواد زائد تولیدی، طبقه بندی نمود. منابع تولید بر

حسب کیفیت مواد زائد تولیدی در یک شهر عبارتند از:

۱- مناطق مسکونی

۲- مناطق تجاری

۳- صنعتی

۴- بهداشتی - درمانی

۵- مناطق باز

۶- ادارات دولتی

۷- فعالیت های ساختمانی

در مراجع خارجی معمولا مواد زائد شهری را به دو دسته عمده تجاری و خانگی تقسیم می کنند. در آن کشورها، سرویس خدمات شهری و یا آژانس های جمع آوری مواد زائد شهری منحصرأ مواد تجاری و خانگی را جمع آوری می کنند. مواد زائد بیمارستانی و صنعتی و نخاله های ساختمانی که دارای مواد شبه خانگی نیستند، جدا جمع آوری می شوند. در ایران بافت شهرها طوری است که به سادگی نمی توان بین کاربری های مختلف یک مرز معینی را مشخص کرد. در ضمن در ایران شهرداری ها مسئول جمع آوری مواد زائد شهری هستند(عبدلی، ۱۳۷۲).

۲-۵-۶- انواع مواد زائد جامد شهری

به طور کلی مواد زائد جامد شهری عبارتند از:

۲-۵-۶-۱- پسماندهای غذایی

این مواد شامل باقیمانده گوشت، فراورده های حیوانی، میوه ها، سبزیجات و سایر خوراکی ها بوده که در مراحل مختلف استفاده (جابجایی، آماده سازی، پخت و پز و خوردن غذا) حاصل می شوند. مهمترین خاصیت این مواد «تجزیه پذیر بودن» آن ها است (عمرانی، ۱۳۷۳). تجزیه پذیری این مواد اغلب با بوی زننده همراه می باشد و زیستگاه مناسبی برای حشرات، جوندگان، حیوانات موذی، میکروب ها و سایر ناقلان بیماری ها هستند. در اغلب مناطق تجزیه پذیری این مواد در طراحی و عملکرد سیستم های جمع آوری زباله کاملاً موثر است (عرب حلوی، ۱۳۷۴). در مواد زائد جامد شهری ایران پسماندهای مواد غذایی درصد زیادی از زباله ها را تشکیل می دهند.

۲-۵-۶-۲- آشغال

این مواد که عمدتاً در مناطق مسکونی و تجاری تولید می شود به دو دسته قابل اشتعال و غیرقابل اشتعال تقسیم بندی می شوند. مواد قابل اشتعال عبارتند از کاغذ، مقوا، لاستیک، چرم و چوب، پلاستیک و اضافات باغبانی و مواد غیر قابل اشتعال عبارتند از: شیشه، قوطی های آلومینیومی، قوطی های قلعی، فلزات آهنی و خاکروبه (عمرانی، ۱۳۷۷).

۲-۵-۶-۳- خاکستر و مواد باقیمانده

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

۲-۵-۶-۴- نخاله‌های ساختمانی

این مواد عبارتند از مواد زائد حاصل از تخریب، تعمیر و ساخت ساختمان که عموماً 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 حلوی، ۱۳۷۴).

۲-۵-۶-۵- مواد زائد خیابانی

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

۲-۵-۶-۶- مواد زائد تصفیه خانه‌ها

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

۲-۵-۶-۷- مواد زائد کشاورزی

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

۲-۵-۶-۸- مواد زائد صنعتی

زباله‌های صنعتی، مواد زائد ناشی از فعالیت‌های صنعتی بوده و شامل فلزات، مواد پلاستیکی، مواد شیمیایی و زباله‌های خطرناک می‌باشد. این زباله‌ها در کارگاه‌ها و کارخانه‌ها تولید می‌شوند، اما نمی‌توان تمامی زباله‌های این مراکز را در یک رده طبقه‌بندی کرد (عبدلی، ۱۳۷۹).

۲-۵-۶-۹- مواد زائد خطرناک

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

۲-۵-۷- جابجایی و ذخیره مواد زائد جامد شهری در محل تولید

جابجایی و ذخیره مواد زائد جامد شهری در محل تولید، دومین عنصر موظف در سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری در ایران است. این عنصر می تواند از جنبه‌های مختلف زیبا شناختی، بهداشت عمومی و سلامت جان، اقتصاد و کارایی سیستم و حفظ محیط زیست مورد توجه قرار بگیرد. جابجایی مواد در محل تولید عبارت است از برداشت ظرف یا ظروف حاوی مواد از محل تولید (خانه، آپارتمان، موسسات صنعتی و تجاری و غیره) و انتقال ذخیره آن در نقطه‌ای که سیستم جمع آوری موظف به برداشت و جمع‌آوری آن‌ها می باشد. مسولیت جابجایی مواد به عهده فردی است که از طرف مالک و یا مسئول موسسات و یا صنعت انتخاب می شود. مسئولان خدمات شهری، هیچ گونه وظیفه‌ای در جابجایی مواد در محل ندارد. در ذخیره محلی مواد زائد جامد باید فاکتورهای نظیر نوع ظرف در مناطق مسکونی و مکان ظروف مورد توجه قرار داد (شیرازی نژاد، ۱۳۷۵).

۲-۵-۸- جمع آوری مواد زائد جامد

جمع آوری مواد زائد شهری، سومین عنصر موظف در سیستم مدیریت مواد زائد جامد است. مواد زائد جامد تولید شده در تمامی سطوح شهر، باید جمع آوری گردد. به همین دلیل، جمع آوری قسمت اعظم بودجه مدیریت مواد زائد جامد شهری را به خود اختصاص می دهد (عمرانی، ۱۳۶۹).

جمع آوری مواد زائد شهری می تواند به سه طریق انجام پذیرد:

۱- مستقیماً به وسیله کارگران خدمات شهری شهرداری.

۲- به وسیله آژانس های خصوصی که با خدمات شهرداری ها قراردادی منعقد کنند.

۳- به وسیله آژانس های خصوصی که با مردم مستقیماً وارد قرارداد شوند.

گزینه سوم به دلائل قانونی و عرف منتهی است. طبق قانون، وظیفه نظیف شهر به عهده شهرداری ها است؛ البته در مجتمع هایی که در اطراف شهر های بزرگ ساخته شده و زیر پوشش شهرداری ها نیستند، گزینه سوم انجام می گیرد. در شهر های ایران گزینه های یک و دو امکان پذیر است (عبدلی، ۱۳۸۰).

۲-۵-۹- حمل و نقل

حمل و نقل، چهارمین عنصر موظف در سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری ایران است. حمل و نقل عبارت است از بارگیری مواد در ایستگاه های انتقال و یا انتقال مواد در این ایستگاه ها از وسایل نقلیه کوچکتر به وسایل نقلیه بزرگتر و حمل و تخلیه مواد به محل های دفع نهایی. برای استفاده بهینه از ظرفیت وسایل انتقال، معمولاً مواد در ایستگاه انتقال متراکم شده و سپس بارگیری می شود. بعضی از کامیون ها دارای سیستم تراکم می باشند. (عمویی و عمرانی، ۱۳۸۲)

متداول ترین وسیله حمل مواد در ایران، وسیله نقلیه موتوری شامل کامیون های زباله کش با دستگاه تراکم، تریلر، نیم تریلر، کامیون های روباز و روبسته و غلطان است. البته امکان استفاده از راه آهن نیز برای حمل مواد در ایران وجود دارد. در انتقال مواد باید به نکات زیر توجه کرد: (عمرانی، ۱۳۷۳)

۱- انتقال مواد باید با حداقل قیمت و در کمترین زمان ممکن انجام پذیرد.

۲- از ریخت و پاش مواد و شیرابه باید جلوگیری به عمل آید.

۳- ورودی و خروجی وسایل حمل و نقل جاده ای در حرکت در بزرگراه ها، نباید باعث ترافیک شده و مزاحمتی در جریان حرکت وسایل نقلیه دیگر ایجاد کند.

۴- روش تخلیه مواد در محل دفع نهایی، باید ساده و سریع باشد.

۲-۵-۱۰- پردازش و بازیافت

پردازش و بازیافت پنجمین عنصر موظف در سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری است. در سیستم مدیریت مواد زائد پردازش و بازیافت به عنوان یک عنصر موظف در کنار سایر عناصر، مشخص شده است. در صورتی که پردازش و بازیافت، هم می تواند در محدوده تمام عناصر موظف دیگر قرار گیرد و هم به صورت واحد مستقلی در سیستم مدیریت مواد زائد جامد عمل کند. اصولاً در یک سیستم کارا و موفق، بهتر است که پردازش و بازیافت از ابتدا و انتهای سیستم در جریان باشد. انتخاب نوع پردازش به اهداف سیستم و روش های دفع نهایی مواد بستگی دارد. به هر حال هدف از پردازش بالا بودن راندمان و کارایی سیستم و بازیافت انرژی است (Cheremisionoff & Morressi, 1975). تکنیک های اصلی پردازش عبارتند از (Christian et al, 2003):

۱- کاهش مکانیکی حجم (تراکم سازی)

۲- کاهش شیمیایی حجم (زباله سوزی)

۳- کاهش مکانیکی اندازه (خرد کن)

۴- تفکیک مواد (جداسازی مکانیکی و یا دستی)

۵- خشک کردن و آبیگری

قسمت اعظم مخارج مدیریت مواد زائد جامد شهری مربوط به جمع آوری مواد است. بنابراین هر گونه عملیاتی که باعث کاهش زمان و کارگر و یا سایر جنبه های مدیریتی جمع آوری شود، منجر به صرفه جویی زیادی در کل سیستم خواهد شد. درصد ترکیبات مواد زائد جامد شهری، نشان می دهد که مقادیر قابل توجهی مواد ارزشمند و قابل بازیافت مثل کاغذ، پلاستیک، فلزات، شیشه، منسوجات و غیره در آن یافت می شود. بنابراین با بازیافت مواد نه تنها مواد ارزشمندی به دست می آید بلکه از حجم و وزن موادی که باید جمع آوری شده و برای دفع نهایی، حمل و نقل شوند نیز کاسته می شود در نتیجه به زمین کمتری برای دفن مواد نیاز خواهد بود. بازیافت باید همانند هر صنعت دیگری،

اقتصادی باشد. بنابراین بازیافت فقط به معنی جمع آوری مواد برای استفاده مجدد نیست، بلکه عاملی برای ایجاد و توسعه بازار برای فروش مواد بازیافتی نیز می باشد (عمرانی، ۱۳۶۳).

۲-۵-۱۱- دفع

از آن جایی که انسان به شیوه‌های مختلف تولید کننده زباله است دفع و از بین بردن این زباله‌ها و مواد زائد از محیط زندگی همواره مورد توجه وی قرار داشته است که برای رسیدن به این هدف به روش‌هایی از قبیل دفن و یا ریختن آن‌ها در مسیر آب‌های روان متوسل شده است. دفع مواد زائد و پسماند از محیط زندگی در واقع نوعی تضمین سلامت فردی و اجتماعی است. توجه به آلودگی‌های محیط و مقابله با آن از طریق برنامه‌های مختلف زیست محیطی از جمله مدیریت پسماند اکنون به صورت گسترده‌ای در بهداشت و اقتصاد جهان مطرح است. افزایش بیماری‌های صعب‌العلاج همچون انواع سرطان و صدها بیماری دیگر که به آلودگی محیط زیست نسبت داده می‌شود از سال ۱۹۷۵ به بعد بسیاری از کشورهای جهان را ناگزیر به تدوین دقیق و مستحکمی در زمینه کنترل زباله‌های جامد کرده است. به طوری که پس از جمع آوری زباله از سطح شهرها بخش حائز اهمیت در مدیریت پسماند مسئله دفع آن است (Tchobanoglous, 1993). دفع ششمین و آخرین عنصر موظف در سیستم مدیریت مواد زائد جامد است. منظور از دفع زباله، پاک کردن زباله از محیط زندگی و یا تبدیل آن به موادی است که دیگر خاصیت زباله را نداشته باشد. این مرحله از مدیریت از نظر زیست محیطی اهمیت بسیاری دارد، زیرا استفاده از روش مناسب برای دفع زباله از بروز مشکلات متعدد و ایجاد انواع آلودگی‌ها تا مدت طولانی جلوگیری می‌کند (عمرانی، ۱۳۶۳ و Siddiqui et al, 1996).

عوامل موثر در دفع مواد زائد جامد عبارتند از: کمیت و کیفیت مواد، درصد رطوبت مواد، قابلیت تجزیه مواد، قدرت جذب رطوبت توسط مواد، میزان تراکم مواد و عوامل دیگری مثل شرایط آب و هوایی، جنس خاک، سطح آب‌های زیرزمینی، میزان بارندگی و کاربری زمین (عبدلی، ۱۳۸۰).

۲-۶- روش‌های دفع پسماند

به طور کلی این روش‌ها را می‌توان به صورت زیر بیان کرد:

۱- دفن بهداشتی، ۲- کمپوست سازی، ۳- زباله سوزی و تولید انرژی، ۴- احیای زمین، ۵- تغذیه دام و طیور، ۶- بازیافت مواد و استفاده مجدد و ۷- بیو گاز.

با توجه به امکانات و نیازها و نیز سطوح توسعه اقتصادی - اجتماعی، روش‌های دفع مواد زائد جامد انتخاب می‌شود. به عنوان مثال کمبود زمین باعث بهبود روند کاهش زائدات، بازیافت و توسعه زباله سوز برای عدم وابستگی به محل‌های دفن در کشورهای شرق آسیا گردیده است. در حال حاضر دفن بهداشتی عمده ترین روش دفع مواد زائد در بسیاری از کشورهاست، که در مقایسه با دیگر گزینه‌ها فاقد برنامه ریزی کافی بوده و اغلب در محل‌های غیر آماده و کنترل نشده صورت می‌گیرد. هرچند این روش در وضعیت رو به رشد و توسعه فنی و مهندسی است. آن چه مسلم است روند دفع مواد زائد جامد شهری در کشورهای در حال توسعه با جوامع فقیر متفاوت می‌باشد. در جوامع فقیر دفع سطحی، دفن بهداشتی و بازیافت غیربهداشتی از روش‌های تقریباً معمول محسوب می‌گردند. مشکل عمده در تداخل زائدات صنعتی خطرناک با مواد زائد جامد شهری است. هر چند در بعضی شهرهای بزرگ کشورهای در حال توسعه از روش‌های پیشرفته دفع و بازیافت استفاده به عمل می‌آید، لیکن به دلیل نبود مدیریت صحیح و علمی بسیاری از تکنولوژی‌های جدید دچار مشکل بوده‌اند. به هر حال باید توجه کرد که سرنوشت نهایی مواد زائد جامد و باقیمانده آن‌ها پس از اعمال روش‌های فوق، دفن بهداشتی آن‌ها در زمین است. در یک سیستم مدیریت مواد زائد جامد شهری، می‌توان حداکثر استفاده را از روش‌های دیگر نمود ولی در نهایت به زمین دفن نیاز خواهد بود (عمرانی، ۱۳۵۹ و عبدلی، ۱۳۷۲).

۲-۷- آلودگی ناشی از دفع پسماند

دفن آخرین راهکار در سیستم مدیریت مواد زائد جامد و سرنوشت نهایی تمام مواد زائدی است که ارزشی ندارند. به عبارت دیگر دفن یک گزینه حتمی و اجباری است. دفن بهداشتی روش مهندسی جهت دفع مواد زائد جامد در زمین جهت ممانعت از آسیب زدن به محیط زیست می‌باشد. در این

روش زائدات در لایه‌هایی با ضخامت مناسب پخش شده و فشرده می‌شوند و در انتهای هر روز با خاک پوشانده می‌شوند. بر اساس تجارب به دست آمده گذشته کشورهای پیشرفته و سایر جوامع، دفن بهداشتی در زمین اغلب به عنوان اقتصادی‌ترین راه حل دراز مدت برای مشکل مواد زائد جامد انتخاب شده است (عبدلی و مجلسی ۱۳۷۰).

اگر چه خاک مهم‌ترین و گسترده‌ترین صافی فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی آب‌ها، بازیافت‌کننده ضایعات و نیز دریافت‌کننده بسیاری از مواد می‌باشد، لیکن ظرفیت آن محدود بوده ممکن است بسیاری از مواد سمی و آلاینده‌ها که به خاک افزوده می‌گردند از نظر تمرکز افزایش یافته و در نهایت به صورت تهدیدی جدی برای محیط زیست در آیند (غضبان، ۱۳۸۱). عمده‌ترین مشکل محل دفن مواد زائد جامد شهری، شیرابه و گاز تولید شده در اثر تجزیه زباله‌های دارای ترکیبات آلی می‌باشد. در این بین مهم‌ترین عامل آلودگی آب در محل دفن مواد زائد جامد، شیرابه است که با ورود به آب‌های سطحی و یا زیرزمینی مخاطرات بهداشتی و زیست محیطی برای انسان و جانوران ایجاد می‌کند (کیانی راد، ۱۳۸۴).

موارد بسیاری در خصوص آلودگی آب‌های زیرزمینی ناشی از نشت شیرابه از محل‌های دفن از اوائل دهه ۷۰ میلادی تا به امروز گزارش شده‌اند و رفته رفته دانش بشر در خصوص تاثیرات زیست محیطی ناشی از محل‌های دفن افزایش یافته است (Baghchi, 1994). این موضوع خود بیانگر لزوم توجه خاص به مسئله محل دفن به ویژه احتمال و محدوده نفوذ شیرابه در محل‌های دفن می‌باشد (شیردست، ۱۳۸۸).

۲-۸- معیارهای مکان یابی محل دفن پسماند

به طور کلی محل دفن باید در اماکنی استقرار یابد که از جهات گوناگون اعم از زیست محیطی و اجتماعی کمترین ضرر را به وجود آورد. مکان‌یابی صحیح می‌تواند بیش از نیمی از مشکلات و نگرانی‌های موجود در یک محل دفن را مرتفع سازد. ترتیب تقدم گروهی و پدیده‌های مورد ارزیابی بستگی به شرایط اجتماعی هر جامعه دارد.

۲-۸-۱- شرایط اقلیمی و شرایط خاک

بر هم کنش اثرات باد، بارندگی، درجه حرارت و رطوبت نسبی بر محل دفن زباله پارامترهایی است که باید در نظر گرفته شود. از نظر شرایط آب و هوایی، مناطقی با تبخیر بالا، بارندگی کم و فاقد بادهای شدید، بهترین شرایط را برای دفن پسماندها دارا می باشد (EPA,2001 & Ekpo et al,2000). خاکشناسی به عنوان یک پارامتر که ارتباط مستقیمی با زمین شناسی و سنگ شناسی منطقه دارد، تاثیر بسیار مهمی در انتخاب محل دفن پسماندها دارد. مهمترین ویژگی که در مطالعات مکان یابی به آن توجه می شود ویژگی تراوایی خاک می باشد. بدین معنا که هر چه درصد شن در ساختار خاک منطقه بیشتر باشد، میزان نفوذپذیری آن نیز بیشتر می گردد و در مقابل افزایش درصد رس خاک نه تنها از میزان نفوذپذیری آن می کاهد بلکه وجود کلوئیدها به نحو موثری در تبادلات کاتیونی شرکت کرده و زمینه ساز پدیده فیلتراسیون جریان سیالی می گردد که از درون آن می گذرد (Mahdavi & Savaripour, 2007). در جدول ۲-۲ خاک ها به لحاظ نفوذپذیری و قطر دانه با یکدیگر مقایسه شده اند.

جدول ۲-۲. دسته بندی نفوذپذیری خاک ها برای دفن پسماند (شیخی نارانی، ۱۳۸۶)

شرایط محل دفن	کاملاً نامناسب	نامناسب	تقریباً مناسب	کمی مناسب	مناسب	کاملاً مناسب
قطر اصلی دانه mm	$< 0/6$	$0/6-0/1$	$0/1-0/02$	$0/08-0/002$	$0/002-0/001$	$< 0/001$
فاکتور K (cm/sec)	$< 0/0002$	$0/0002-0/0002$	$10^{-3}-10^{-4}$	$10^{-6}-10^{-4}$	$10^{-8}-10^{-6}$	$< 10^{-8}$

۲-۸-۲- منابع آب و زمین شناسی

شرایط زمین شناسی، آب های زیرزمینی و آب های سطحی جهت انجام مکان یابی محل دفن بسیار مهم است. ویژگی رواناب سطحی به همراه سیل خیزی منطقه محل دفن از مقوله هایی است که باید بررسی گردد (سازمان مدیریت و برنامه ریزی، ۱۳۸۰). مهمترین عوامل زمین شناسی به منظور این که

یک لایه بتواند به عنوان سد زمین شناسی عمل کند، نفوذپذیری، تخلخل، ضخامت زیاد و توانایی جذب طبیعی برای مواد زائد خطرناک می باشد (Fratalocchi et al, 1995). خلل و فرج بالای خاک های آبرفتی با شن و ماسه و ریگ به عنوان مواد اصلی مستعد برای آبخوان حضور دارند، زمین برای سایت دفن مناسب نمی باشد، زیرا پسماند جامد خطر بالایی برای آلودگی آبخوان دارد (Simsek & Kincal, 2006).

علاوه بر جنس و نفوذپذیری واحدهای زمین شناسی، شرایط ساختمانی منطقه نیز فاکتور مهمی در انتخاب یک مدفن مناسب می باشد. از جمله این شرایط می توان به گسل ها، درزه و شکاف ها و تاقدیس و ناودیس ها اشاره کرد. برای محدود کردن پخش شیرابه باید از احداث محل های دفن در محور تاقدیس ها و یا ساختارهای گنبدی شکل اجتناب کرد (شیخی نارانی، ۱۳۸۶)، در مقابل ناودیس ها و یا ساختارهای فرورفته به ویژه اگر بالاترین لایه در کمان درونی ناودیس نفوذناپذیر باشد، مکان های مناسبی برای جمع آوری شیرابه های نشت کرده از بستر محل دفن پسماند می باشد و از انتشار آلودگی به محیط اطراف جلوگیری می کند. وقوع گسلش و لرزه های حاصل از زمین لرزه می تواند باعث تخریب لندفیل به عنوان یک سازه مهندسی شده که خود سبب به مخاطره افتادن سلامت انسان ها و محیط زیست پیرامون لندفیل می شود (Jesus & Costa, 1997).

۲-۸-۳- شیب زمین

توپوگرافی یا به عبارت دیگر شیب زمین نیز نقش زیادی در میزان حرکت شیرابه و هم چنین تأثیر زیادی در حرکت آب های سطحی به محل دفن دارد. مناطقی با شیب بیش از ۱۵ درصد برای دفن پسماندها مناسب نمی باشد. علاوه بر این مناطق پست مستعد آب گرفتگی و سیلاب هستند و برای محل دفن مناسب نیستند و مناطق با شیب زیاد هزینه عملیات اجرایی احداث لندفیل را افزایش می دهند (Basak, 2005).

۲-۸-۴- شرایط اجتماعی - اقتصادی

اگر محل دفن زباله در نزدیکی مناطق مسکونی و صنعتی قرار گرفته است باید توجه زیادی به تاثیرات زیست محیطی آن انجام داد. ترافیک، سر و صدا، بو، گرد و خاک، آلودگی آب زیرزمینی، کنترل حشرات، خطر بر روی سلامت و غیره از پارامترهای تاثیرگذار است. رعایت فاصله مناسب از راه ها و مناطق شهری و مسکونی، دسترسی آسان به تسهیلات برق رسانی، آب و کنترل هزینه ها و مسائل اقتصادی از پارامترهای مهم در این بخش محسوب می شود (سازمان مدیریت و برنامه ریزی، ۱۳۸۰).

۲-۹- روش های دفن مواد زائد

شکست یا موفقیت عملیات دفن بهداشتی، تا حد زیادی به وسعت عملیات و چگونگی آماده سازی به طبیعت محل، موقعیت آن، حجم عملیات بهره برداری و بودجه قابل دسترس بستگی دارد (چوپانگلاس، ۱۳۷۱ و عبدلی، ۱۳۸۰). روش های مختلفی برای دفن مواد زائد جامد وجود دارد. وظیفه تیم طراحی انتخاب اقتصادی ترین، عملی ترین و ساده ترین روش دفن مناسب با شرایط منطقه می باشد (عبدلی، ۱۳۷۹). روش های معمول دفن مواد زائد شامل حالت های زیر است (شیخی نارانی، ۱۳۸۶، سازمان مدیریت و برنامه ریزی، ۱۳۸۰ و حلم سرشت، ۱۳۸۶):

۲-۹-۱- روش ترانشه ای

در مناطقی که مواد کافی برای پوشاندن زباله ها وجود دارد و همچنین در محلی که سطح آب زیرزمینی نزدیک به سطح نمی باشد قابل استفاده است. مواد زائد در سلول ها یا ترانشه هایی در خاک قرار می گیرد. برای پوشش نهایی و روزانه از خاک موجود در محل استفاده می شود. ترانشه ها عموماً با رس با نفوذپذیری کم، ژئوممبرین یا ترکیبی از این دو پوشیده شده تا حرکت شیرابه و گاز به بیرون جایگاه را محدود کند.

این روش در مناطقی که خاک به اندازه مورد نیاز در دسترس بوده و سطح آب زیرزمینی به قدر کافی پایین است مورد استفاده قرار می گیرد. ترانشه هایی به طول ۳۰ تا ۱۲۰ متر و عمق ۱ تا ۴ متر و عرض

۴/۵ تا ۱۵ متر حفر می شود. زباله به صورت لایه‌های نازک ۴۵-۶۰ سانتی‌متر فشرده شده و هر لایه بایستی تا آخر روز با حداقل ۱۵ سانتی‌متر خاک پوشانیده شود. جمعا قسمت حاوی زباله ۱۸۰-۳۰۰ سانتی‌متر است که در هر ۶۰ سانتی‌متر یک لایه خاک روی زباله ریخته شده است. وقتی ترانشه پر شد ۶۰ سانتی‌متر خاک روی آن می‌ریزند.

۲-۹-۲- روش دره‌ای

در این روش، دره‌ها، مسیل‌ها، حوزه‌های خشک و معادن استخراج شده برای محل دفن استفاده می‌شود. کنترل آب‌های سطحی یک فاکتور مهم در روش دره‌ای است. پر شدن محل‌های دره‌ای در چند مرحله صورت می‌گیرد. مواد پوشش دهنده از دیواره‌ها و کف قبل از اینکه سیستم لایه‌بندی نصب شود تهیه می‌شود. گودال‌ها و معادن متروکه به اندازه کافی مواد پوشاننده برای سلول‌های میانی ندارند. کمپوست تولید شده از زباله‌های خانگی می‌تواند به عنوان پوشش میانی برای زباله‌ها استفاده گردد.

۲-۹-۳- روش سطحی

در این روش زباله‌ها بعد از تخلیه به صورت نوارهای باریکی به ضخامت ۴۰ تا ۷۰ سانتی‌متر در روی زمین تسطیح گردیده و لایه‌های زباله فشرده می‌شوند. هر لایه در طول روز فشرده می‌شود و لایه بعدی روی لایه فشرده قرار می‌گیرد تا ضخامت آن‌ها به ۱۸۰ تا ۳۰۰ سانتی‌متر در روز برسد. از این مرحله به بعد روی لایه‌های آماده شده قشری از خاک به ضخامت ۱۵ تا ۳۰ سانتی‌متر گسترده و فشرده می‌شود. شایان ذکر است که قبل از شروع عملیات دفن در جلوی محلی که زباله‌ها باید دفن شوند، اقدام به ساختن سد خاکی می‌گردد. عرض هر لایه فشرده شده نباید از ۲۴۰ تا ۶۰۰ سانتی‌متر تجاوز کند.

۲-۹-۴- روش سرایشی

اغلب در مواردی که مقدار کمی خاک برای پوشش زباله در دسترس باشد استفاده می‌شود. مساعدترین منطقه در این روش کوهستان با شیب کم است. زاویه شیب مورد نظر در این روش ۳۰ درصد بوده و عرض باریکه‌های پر شده با توجه به شیب سطح در طول عملیات به کمک متخصصین نقشه‌برداری طراحی می‌گردد.

۲-۹-۵- روش دره‌ای با شیب نسبتاً زیاد

در مناطقی که گودال‌ها یا دره‌های مصنوعی موجود است می‌توان به نحو مؤثری مبادرت به دفن بهداشتی زباله‌ها نمود. بنابراین دره‌های تنگ و باریک، گودال‌های ناشی از خاک‌برداری از معادن و مناطق کوهستانی با شیب نسبتاً زیاد می‌توانند به منزله محل دفن به روش دره‌ای مورد استفاده قرار گیرند.

۲-۹-۶- دفن در زمین‌های باتلاقی

از زمین‌های مرطوب و باتلاقی در مواقع اجبار می‌توان به عنوان محل دفن استفاده نمود ولی توجهات ویژه‌ای در زمینه کنترل آلودگی آب‌ها لازم است. زهکشی مناسب محل، احداث سد مطمئن با مصالح مناسب جهت جلوگیری از ورود آب به خصوص در مناطق ساحلی و ایزولاسیون کف برکه‌ها یا باتلاق‌ها با کمک ۳۰ تا ۴۰ سانتی متر خاک رس کوبیده از اقدامات لازم جهت کنترل آلودگی آب‌های سطحی و زیرزمینی است.

۲-۹-۷- دفن در زمین‌های ساحلی

اصول کار مثل روش دفن در زمین‌های باتلاقی است. عملیات دفن باید با توجه به سطح آب زیرزمینی، میزان و نوع زباله انجام شود. برای تامین خاک در این روش می‌توان خاک مرطوب محل حفاری را ذخیره نمود تا رطوبت خود را از دست بدهد و سپس استفاده کرد. شیب محل ملایم تامین می‌گردد و ایزوله کردن محل و زهکشی برای جلوگیری از جریان یافتن آب‌ها به محل دفن ضروری می‌باشد.

۲-۱۰- انواع مدفن

مدفن‌ها از نظر میزان کار مهندسی انجام شده و وضعیت هیدرولوژیکی زمین طبیعی و لایه آبدار با هم متفاوتند. به طور کلی مدفن زباله را به دو نوع خود پالا و بهداشتی تقسیم می‌کنند (شیخی نارانی، ۱۳۸۶ و سازمان مدیریت و برنامه ریزی، ۱۳۸۰).

۲-۱۰-۱- مدفن خود پالا

مدفن‌های خود پالا، بر این اصل استوارند که آب زباله نفوذی از کف مدفن، به وسیله لایه خاکی سیراب نشده زیر بستر خود پالایی می‌یابد. اما امروزه ثابت شده است که لایه خاک سیراب نشده زیر لندفیل پاک کننده کامل مواد آلاینده به شمار نمی‌آید و تصفیه کننده کامل نمی‌باشد، لذا جز پسماندهای بی خطر هیچ گونه پسماند دیگری را نمی‌توان در این محل‌ها دفن کرد. برای ساخت و بهره برداری از لندفیل‌های خود پالا، دو شیوه به کار گرفته می‌شود:

۲-۱۰-۱-۱- گودال گسترده

در این روش سطح زمین را گودبرداری نموده و ریختن پسماند را از یک سو آغاز می‌کنند. در این گونه مراکز دفن پسماند، سطح آب زیرزمینی از اهمیت بالایی برخوردار می‌باشد.

۲-۱۰-۲- گودال باریک یا ترانشه

در این روش هر باریکه جدا خاک برداری شده، پسماندها در آن ریخته و روی آن‌ها پوشانده می‌شود. زمین مورد نیاز در این شیوه گسترش کمتری دارد. اما چون به هنگام بارندگی تمام سطح پسماندها خیس می‌شوند، آب زباله با کیفیتی نامناسب‌تر ایجاد می‌گردد، از این رو، گزینش هر یک از این دو شیوه بستگی به ارزش زمین دارد (سازمان مدیریت و برنامه ریزی، ۱۳۸۰).

۲-۱۰-۲- مدفن بهداشتی

۲-۱۰-۲-۱- مدفن با حداقل کار مهندسی

گرادیان هیدرولیکی به خارج از مدفن می‌باشد. این مدفن تنها دارای یک لایه زهکش و یک لایه پوشش در بالای زباله می‌باشد. لایه زهکش از سنگدانه‌هایی به قطر ۲۰-۵۰ سانتی‌متر و به ضخامت تقریبی ۴۰ سانتی‌متر در کف و دیواره‌های زمین حفاری شده ساخته می‌شود. شیرابه داخل لایه زهکش جمع شده و در اثر اختلاف پتانسیل بین سطح شیرابه در لایه زهکش و سطح آب در لایه آبدار زیرین به داخل لایه آبدار انتقال می‌یابد. در اینجا زمین طبیعی در جلوگیری از انتقال مواد به لایه آبدار مهم است.

۲-۱۰-۲-۲- مدفن دارای یک لایه زهکش و یک لایه رس متراکم شده

این مدفن علاوه بر لایه زهکش دارای یک لایه آستری رسی به ضخامت تقریبی ۱ متری با حداقل نفوذپذیری 10^{-2} * ۱ متر بر ثانیه در زیر لایه زهکش می‌باشد که وظیفه آن جلوگیری از حرکت شیرابه به خارج از مدفن است. در بالای لایه رسی نیز می‌توان از لایه مصنوعی استفاده نمود.

۲-۱۰-۲-۳- مدفن دارای دو لایه زهکش و یک لایه رسی متراکم شده به همراه تله هیدرولیکی

این نوع مدفن همانند نوع قبلی می‌باشد با این تفاوت که آب به داخل لایه زهکش ثانویه پمپ شده و با بالا رفتن ارتفاع پیرومتریک در این لایه جریان آب معکوس شده و به داخل مدفن یعنی لایه زهکش اولیه انتقال می‌یابد. این حالت به تله هیدرولیکی مهندسی معروف است.

۲-۱۰-۴- مدفن با دو لایه زهکش و دو لایه آستری مرکب

این گزینه که از نظر درجه مهندسی از بقیه بالاتر است دارای دو لایه زهکش و دو لایه آستری مرکب می‌باشد. این لایه آستری مرکب از لایه رسی و لایه مصنوعی از نوع ژئوممبرین بوده و به منظور جلوگیری از حرکت رو به پایین شیرابه می‌باشد. (سازمان مدیریت و برنامه ریزی، ۱۳۸۰ و Pisolkar, 1996).

۲-۱۱- بررسی اثرات زیست محیطی ناشی از محل‌های دفن مواد زائد جامد در مرحله

ساخت و بهره‌برداری

یکی از مهمترین مسائل در مدیریت مکان دفن پسماند مشکلات زیست محیطی ناشی از دفن مواد زائد جامد می‌باشد که اگر در روش دفن، ضوابط مهندسی و زیست محیطی در نظر گرفته نشود تبدیل به روش غیر بهداشتی تلنبار در فضای باز می‌شود. لذا به دلیل اهمیت دفن بهداشتی پسماند نیاز به مطالعات کامل و جداگانه در زمینه‌های هواشناسی، هیدرولوژی، هیدروژئولوژی، زمین شناسی و خاکشناسی می‌باشد تا فاکتورها و استانداردهای مربوط به هر یک استخراج گردد. هدف اصلی در سایت‌های دفن پسماند، یافتن مکانی است که کمترین آلودگی را به محیط اطراف منتقل می‌نماید. انتخاب محل دفن برای کلان شهرها یکی از مهمترین مسائل موجود در مدیریت شهری در دهه‌های میانی و پایانی قرن بیستم بوده است (منوری، ۱۳۸۱).

افزایش میزان مصرف و به تبع آن، تولید زباله‌های شهری مساله‌ای است که تصمیم‌سازان و تصمیم‌گیران حوزه مدیریت شهری را ملزم می‌کند تا علاوه بر اتخاذ راه‌های مبتنی بر مدیریت درست به انتخاب محل‌های دفن مناسب بزنند. لذا انتخاب نوع مدفن و چگونگی طراحی جنبه‌های مختلف آن از دیدگاه فنی، زیست محیطی و اقتصادی رابطه مستقیمی با نوع محل تعیین شده برای مدفن دارد. ارزیابی اثرات زیست محیطی برای مدفن‌ها به عنوان پیشنهاد سازنده (که امروزه یکی از

پارامترهای کلیدی تصمیم‌گیری شناخته شده و در بسیاری از کشورها الزامی است) از جمله عواملی است که با شناخت مدفن قابل انجام است (سازمان حفاظت محیط زیست، ۱۳۸۰).

۲-۱۱-۱- اثرات لندفیل بر محیط فیزیکی

اثرات اجرای طرح دفن مهندسی- بهداشتی بر پارامترهای تشکیل دهنده محیط فیزیکی پیرامون را می‌توان در دو مرحله مجزا مورد توجه قرار داد. این دو مرحله شامل ساخت و ساز و عملیات عمرانی جهت استقرار کارخانجات تبدیل مواد زائد، احداث سطوح دسترسی، ساختمان‌های خدماتی (نظیر کارواش، انبار، نگهبانی، باسکوک و انبارهای تفکیک) و فاز بهره‌برداری از سایت کارخانجات تفکیک و کمپوست و جاده ارتباطی می‌باشد. بدیهی است در مرحله ساخت و ساز و احداث سطوح دسترسی محلی و اختصاصی، استقرار تاسیسات فنی و محوطه‌سازی و ایجاد ترانشه، آثار عملیات مزبور بر اجرای محیط فیزیکی به صورت کوتاه مدت تداوم داشته و بلافاصله بعد از اتمام عملیات اجرایی طرح وارد فاز بهره‌برداری شده که دوره زمانی طولانی تری (۲۰ ساله) را طی نموده و به طبع آن پیامدهای جزئی تری را ایجاد خواهد نمود. با این حال نباید از این موضوع غافل بود که آثار کوتاه مدت زیست محیطی در مرحله ساخت و ساز می‌تواند پیامدهای زیست محیطی نامطلوب و جبران‌ناپذیری را در محیط باعث گردد. به عنوان مثال برداشت منابع قرضه درشت دانه، ریز دانه و رسی برای بسترسازی سطوح دسترسی و پوشش و لایه‌گذاری ترانشه‌ها در صورتی که بدون ضابطه و ملاحظات زیست محیطی صورت گیرد برحسب مورد می‌تواند در یک منطقه معین اثرات و پیامدهای جبران‌ناپذیری به ویژه از نظر فرسایش و تخریب منابع آب و خاک ایجاد نماید.

در جدول ۲-۳ اثرات اجرای طرح لندفیل در مرحله ساخت و بهره‌برداری بر محیط فیزیکی شرح داده خواهد شد.

جدول ۲-۳. اثرات اجرای طرح لندفیل در مراحل ساخت بهره برداری بر محیط فیزیکی

نوع تاثیر	مرحله ساخت	مرحله بهره برداری
آلودگی	- تغییرات ناشی از عملیات ساخت و ساز در	- احتمال ریزش و پخش مواد آلاینده نظیر
منابع آب	مسیل ها و آبراهه های طبیعی محدوده لندفیل که می تواند سبب بروز تغییرات در رژیم هیدرولوژی آنها گردد.	مواد سوختنی (گازوئیل) یا روغن های تصفیه نشده و دست آخر و زائدات صنعتی و نفتی در مسیر راه ها می تواند منجر به ایجاد تغییرات نامطلوب کیفی آب به دلیل
	احداث کارگاه های ساخت که در فصل بارندگی و به هنگام عبور از رواناب حاصل می گردد (منوری، ۱۳۸۱).	- احتمال نشت مواد سوختنی و زائدات صنعتی روغنی و مرطوب و پخش آن در سطح خاک و ورود آن به منابع آب زیر زمینی
		- احتمال نشت شیرابه صنعتی و خانگی به خاک و ورود آن به منابع آب زیرزمینی (صالحی، ۱۳۸۱)
		- نفوذ دی اکسید کربن به آب های زیرزمینی (مجلسی، ۱۳۸۲).
ویژگی های هواشناسی	- افزایش جزئی گازهای آلاینده هوا نظیر مونوکسید کربن و دی اکسید کربن (مجلسی، ۱۳۸۲)	- گازهای متصاعد شونده از مدفن (مجلسی، ۱۳۸۲)
	- افزایش ذرات معلق ناشی از تردد و کارکرد ماشین آلات خاکبرداری و ساخت نظیر بولدوزر، اسکرپروگریدر و وسایل دارای موتور احتراق داخلی (منوری، ۱۳۸۰)	- ترکیبات آلی فرار (فصلنامه آب و محیط زیست، شماره ۳۳)

نوع تاثیر	مرحله ساخت	مرحله بهره برداری
آلودگی	- برداشت و تخریب خاک سطحی در مکان‌های	- پخش مواد زائد جامد.
منابع خاک	برپایی کارگاه‌های ساخت و تسطیح مسیر راه.	- نشت شیرابه زباله به خاک.
	- تخریب خاک سطحی جهت اصلاح و اجرای جاده	- فرونشست خاک.
	دسترسی.	
	- برداشت و تخریب منابع خاک مناطق جهت	
	تامین خاک قرضه.	
	- احتمال افزایش خاک ناشی از برداشت و تخریب	
	منابع خاک نباتی و سطحی برای عملیات ساخت و	
	ساز(منوری، ۱۳۸۰).	
	- احتمال نشت شیرابه صنعتی و خانگی به خاک و	
	ورود آن به منابع آب زیرزمینی(صالحی، ۱۳۸۱).	
اثر بر محیط بیولوژیکی	- احتمال تهاجم برخی از گونه‌های مهاجم و غیر بومی به واسطه قطع پوشش گیاهی بومی و انتقال بذر و کاشت گونه های غیر بومی.	- احتمال وارد آمدن خسارات به گیاهان در اثر گازهای متصاعد شده از مراکز دفن.
	- تخریب زیستگاه موجودات جانوری محدوده به واسطه تصرف اراضی محدوده طرح.	- تغییر در الگوی استقرار نباتات به واسطه غرس گیاهان جدید به ویژه درختان و درختچه‌های زینتی جهت افزایش سطح فضای سبز در محدوده.
	- احتمال تغییرات بسیار اندک در جوامع حیات وحش نظیر جوندگان و پستانداران کوچک در هنگام عملیات ساخت(صالحی، ۱۳۸۱)	- احتمال افزایش گونه‌های گیاهی غیر بومی به واسطه کاشت این گیاهان.
		- تخریب قسمت‌هایی از زیستگاه حیات وحش شامل خزندگان کوچک نظیر مارمولک، اگاماها و ... به دلیل اشغال اراضی.
		- کاهش جمعیت حیات وحش به دلیل تردد ماشین آلات سنگین(صالحی، ۱۳۸۱).

نوع تاثیر	مرحله ساخت	مرحله بهره برداری
اثر آلودگی صوتی	-ایجاد آلودگی صوتی ناشی از تردد وسایل نقلیه و ماشین آلات. -آلودگی صدا ناشی از ابزارها و تجهیزات پنوماتیک برای حفاری ترانشه.	-آلودگی صوتی در اثر کارکرد وسایل جابجا کننده بار (تخلیه و بارگیری) نظیر لیفتراک و کامیون های حمل مواد زائد جامد(صالحی، ۱۳۸۱).
سایر اثرات	- تجمع حیوانات و پرندگان در محل دفن: در بسیاری از مکان های دفن زباله به دلیل اینکه بین دفن و پوشاندن زباله فاصله زمانی وجود دارد؛ پرندگان و حیوانات به راحتی می توانند به این منابع غذایی دست یافته و از آن تغذیه نمایند. حیواناتی نظیر موش و سگ از جمله مهمترین حیواناتی هستند که منبع غذایی آن ها این گونه مواد می باشد. ترافیک: به منظور تردد ماشین ها و وسایل سنگین انتقال زباله به محل دفن نیاز به وجود جاده های اختصاصی است که علاوه بر کاهش ترافیک از آلودگی جاده های عمومی نیز جلوگیری نماید(عبدلی، ۱۳۷۲).	

۲-۱۱-۲- شیرابه

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 گویند(EPA, 1993). حاصل تغییرات بیولوژیکی، شیمیایی و فیزیکی مواد زائد وارد شده به درون محل دفن، تولید شیرابه و بیوگاز می باشد. مواد داخل محل دفن از منظر فیزیکی در سه فاز مشاهده می گردند: فاز جامد (مانند زباله ها)، فاز مایع (مانند شیرابه) و فاز گاز (مانند بیوگاز) (Blacky, 1992). 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 میدانی زباله فراتر رود، رطوبت اضافی به صورت شیرابه آزاد می گردد(El-Fadel et al, 1997).

در قانون بازیافت و حفاظت از منابع (RCRA) آژانس حفاظت ایالات متحده توصیه می شود که مواد زائد به صورت خشک دفن شوند، که اگر به این صورت باشد مواد زائد تخمیر و تثبیت نخواهند شد و نیز تولید گاز و شیرابه نیز محدود می شود. در زمین دفن بهداشتی سنتی و مرسوم یا تثبیت رخ نمی

دهد و یا اگر رخ دهد ممکن است حدود ۵۰ سال طول بکشد در صورتی که در خاکچال با سلول‌های زیستی این عمل طی ۱۰ سال رخ می‌دهد امروزه یک وفاق و اجماع عمومی وجود دارد که زمین‌های دفن خشک می‌بایست ممنوع شوند. چه اینکه مواد زائد جامد شهری می‌بایست تصفیه و حذف شوند چون اجزا این مواد در آینده می‌توانند از زمین نشت کرده و آب‌های زیرزمینی را آلوده کنند. در این سیستم‌ها رطوبت به مواد زائد دفن شده اضافه می‌شود تا تثبیت و تخمیر مواد آلی تقویت شود و آبشویی کردن مواد شیمیایی که قابلیت شیرابه شدن دارند باعث می‌شود آب‌های زیرزمینی از اثرات سوء در امان باشند. یک منبع بالقوه جهت تخمیر، شیرابه تولیدی در خاکچال می‌باشد.

شیرابه مواد زائد جامد شهری از مواد شیمیایی خطرناک مختلفی تشکیل شده است. آلودگی آب‌های زیر زمینی با آلاینده‌ها باعث می‌شود این آب‌ها جهت استفاده خانگی قابل اطمینان نباشند. در آمریکا ۵۵۰۰۰ خاکچال وجود دارد که عامل ۷۵ درصد از آلودگی آب‌های زیرزمینی است (مرعشی، ۱۳۸۴).

غلظت مواد در محل زباله با افزایش عمق زیادتر می‌شود زیرا آب نفوذ کرده به زباله‌های در هنگام حرکت به سمت پایین با مواد زائد بیشتری در تماس خواهد بود. به عبارتی در جایگاه‌های عمیق تماس بین فاز جامد و مایع طولانی‌تر است که تولید شیرابه را افزایش می‌دهد (Chobanoglous et al, 1977).

۲-۱۱-۳- 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 همراه دارد. مشخصات شیرابه به ترکیب مواد زائد جامد و فرآیندهای بیولوژیکی و شیمیایی که در داخل مرکز دفن رخ می‌دهد وابسته است و در نتیجه 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 بنابراین کیفیت شیرابه به طور مفصل تغییر خواهد کرد.

محققان بیان کردند که محل های 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 زئوئوتیک (Kjeldsen et al., 2002).

۲-۱۱-۴- مقدار شیرابه تولیدی از 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 اندازه‌گیری 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 می‌شود (عمرانی، ۱۳۸۵).

شیرابه تولیدی تقریباً ۵ درصد زباله را تشکیل می‌دهد (پژوهشکده محیط زیست جهاد دانشگاهی). مدیر کل حفاظت محیط زیست استان گیلان (کامران زلفی نژاد) خاطر نشان کرد: در گیلان به ازای هر تن زباله‌تر ۵۰۰ لیتر شیرابه تولید می‌شود. در واقع در گیلان نیز ۵ درصد زباله‌ها را شیرابه تشکیل می‌دهد.

۲-۱۲- مطالعه روش‌های نشت و نفوذ شیرابه

پیش بینی چگونگی حرکت و انتقال مواد مایع و جامد در محیط متخلخل امری است که ما را در مدیریت و بهینه سازی و محافظت از منابع و محیط زیست یاری می‌دهد. به این منظور لازم است تا جهت حرکت، حدود تغییرات جرم و غلظت آلاینده‌ها را که همگی پارامترهایی دینامیک هستند، در

هر نقطه‌ای از زمان و مکان پیش بینی کنیم. در ادامه به برشمردن انواع فرآیندهای انتقال در خاک می‌پردازیم.

۲-۱۲-۱- فرایند ادوکشن

انتقال آلودگی به همراه انتقال خود مایع را ادوکشن گویند. در این فرایند مواد به صورت جریانی توده ای و با سرعت معادل سرعت تراوش منتقل می‌شوند. این نوع انتشار به خصوصیات آبخوان، نفوذپذیری و تخلخل موثر، گرادیان هیدرولیکی بستگی دارد و غیر وابسته به خواص آلاینده است (ابوالفضل زاده و گیتی پور، ۱۳۸۶).

۲-۱۲-۲- فرایند انتشار

انتشار به دلیل اختلاف غلظت را انتشار گویند. این فرایند نیازی به حرکت خود سیال ندارد، در واقع مواد از نقطه ای با غلظت بیشتر به نقطه ای با غلظت کمتر می‌روند. این نوع انتشار به خواص آلاینده و گرادیان غلظت بستگی دارد و در محیط‌هایی با نفوذپذیری بسیار کم، فرایند غالب است (ابوالفضل زاده و گیتی پور، ۱۳۸۶).

۲-۱۲-۳- فرایند پراکنش فیزیکی

در این فرایند تغییرات موضعی سرعت جریان مایع، موجب انتقال آلاینده‌ها می‌شود. پراکنش در اثر سه حالت مختلف در سطح میکروسکوپی صورت می‌گیرد. اولین فرایند بدین دلیل است که سرعت جریان در وسط هر مجرا بیشتر از کناره‌های آن است. دومین فرایند، تغییرات سرعت جریان به دلیل تغییر در قطر مجرای عبور در طول حرکت است و سومین فرایند مربوط به تغییرات سرعت در اثر طبیعت چرخشی و پیچشی مسیر جریان در مواد متخلخل است. در مقیاس بزرگ می‌توان تصور کرد که پراکنش فیزیکی از سرعت‌های مختلف جریان ناشی می‌شود. این فرایند به خواص آبخوان وابسته

بوده و به خواص آلاینده بستگی ندارد و سبب اختلاط آلودگی و کاهش غلظت آن می گردد (Fratolocchi et al, 1995, Wiedemeier et al, 1999).

۲-۱۲-۴- فرایند های کاهش آلودگی

این فرایند ها به انواع جذب سطحی، تجزیه بیولوژیکی و رادیو اکتیوی تقسیم می شوند: جذب سطحی مربوط به انتقال و جذب مواد آلاینده از محلول به ذرات خاک است. مثلا می توان به تبادل یون های مثبت مثل Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ca^{2+} ، از شیرابه با Mg^{2+} از خاک اشاره کرد. این فرایند به خواص اجزاء جامد آبخوان، چگالی خشک، سطح ویژه، تخلخل کل و خواص آلاینده بستگی دارد و موجب کاهش سرعت انتقال و کاهش غلظت آلاینده می گردد (Daniol, 1993). تجزیه بیولوژیکی و رادیو اکتیوی، تبدیل برخی از عناصر به عناصر سبک تر و واکنش های اکسیداسیون و احیای میکروبی که باعث تجزیه آلاینده می گردد می باشد و می تواند به صورت هوازی و بی هوازی باشد. این فرایند وابسته به خواص شیمی آب زیر زمینی، جمعیت میکروبی و خواص آلاینده بستگی دارد و می تواند موجب فساد کلی و حذف آلاینده شود (بای بوردی، ۱۳۸۶).

۲-۱۳- پارامترهای موثر در انتقال آلودگی

۱- پارامترهای مربوط به لندفیل: نوع، ابعاد، میزان بارندگی و نفوذ آب، ارتفاع، نوع زباله، ارتفاع شیرابه، میزان زهکشی و غلظت اولیه شیرابه (بدو، ۱۳۸۴).

۲- پارامترهای مربوط به خاک ما بین لندفیل و سفره آب زیرزمینی. مشخصات مکانیکی خاک های طبیعی مهمترین پارامتر است که نوع خاک، ضریب نفوذپذیری هیدرولیکی، سرعت تراوش موجود در لایه خاک و ارتفاع لایه ها را شامل می شود. نوع خاک در انتقال آلودگی بسیار مهم است. در خاک های درشت دانه چون ضریب نفوذپذیری هیدرولیکی بالا دارند و شدت جریان آب از میان آن ها بالا می باشد، پدیده غالب در انتقال آلودگی پدیده ادوکشن است. ولی در خاک های ریز دانه به دلیل پایین بودن ضریب نفوذ پذیری، شدت جریان پایین بوده و پدیده غالب

پخش است. ضریب نفوذ پذیری با میزان انتقال آلودگی رابطه مستقیم دارد و با افزایش آن سرعت داری آب در میان لایه خاک افزایش یافته و انتقال یون آلوده کننده با فرایند ادوکشن افزایش می یابد. در مورد مشخصات فیزیکی خاک باید به این نکته دقت کرد که اگر نفوذپذیری ناحیه غیر اشباع کمتر از 10^{-7} سانتی متر باشد این خاک برای تضعیف شیرابه مناسب نیست زیرا نفوذپذیری پایین منجر به جمع شدن شیرابه و در نتیجه تراوش آن از مرزهای خاک می گردد (Rowe & Badv, 1996).

۳- پارامترهای مربوط به سفره آب زیرزمینی شامل: ضخامت سفره، تخلخل، ضریب هدایت هیدرولیکی، دانسیته خشک خاک، درجه رطوبت حجمی، گرادیان هیدرولیکی و سرعت جریان آب در سفره (بدو، ۱۳۸۷).

۲-۱۴- اثرات زیست محیطی شیرابه

خطر آلودگی آب های زیرزمینی احتمالاً شدیدترین اثرات زیست محیطی لندفیل است، چون در گذشته اغلب لندفیل ها بدون لاینرهای مهندسی شده و سیستم جمع کننده شیرابه ساخته می شدند. ترکیبی از فرایندهای فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی در زباله، آلاینده ها را از زباله به بارش های نفوذ یافته در زباله منتقل می کند (Christensen & Kjeldsen, 1989). اثرات بالقوه اصلی شیرابه رها شده به آب های سطحی، کاهش اکسیژن در بخشی از آب سطحی، تغییرات در گیاهان و جانوران اعماق نهرها و سمیت آمونیاکی است (Kjeldsen et al., 2002).

به طور کل، پذیرفته شده است که لندفیل ها نهایتاً چهار فاز تجزیه را خود انجام می دهند که شامل: ۱- فاز هوازی اولیه، ۲- فاز اسیدی بی هوازی، ۳- فاز متانوژنیک اولیه و ۴- فاز متانوژنیک پایدار می باشد (Christensen & Kjeldsen, 1989). وابستگی شدیدی بین نوع مواد زائد و خواص شیرابه مربوط به آن وجود دارد. بنابراین ترکیب شیرابه می تواند در سراسر لندفیل تغییر کند. دانستن ترکیب شیرابه برای برآورد اثرات دراز مدت لندفیل ها ضروری است. حتی بعد از توقف ورود زباله به لندفیل و جایگذاری پوشش نهایی روی لندفیل، تجزیه زباله ادامه دارد، در حالی که تولید شیرابه به طور قابل ملاحظه ای با قراردادن پوشش نهایی کاهش می یابد (Kjeldsen et al., 2002).

شکل ۱-۲ ترکیب گاز و شیرابه مربوط به زباله تجزیه شده را نشان می دهد. این شکل اولین توصیف از فازهای لندفیل می باشد که توسط راورس و فراکوهار (۱۹۷۳) بدست آمده است.

چهار فاز اولیه نشان داده شده در شکل به فاز هوازی، فاز اسیدی بی هوازی، فاز متانوژنیک اولیه و فاز متانوژنیک پایدار اشاره دارد. فاز بعدی تجزیه، در سلول زباله‌ای شروع می‌شود که دوباره هوازی می‌شود. این اطلاعات تئوری و تا اندازه‌ای حدس و گمان می‌باشد چون هیچ اطلاعات میدانی که سندی برای درست بودن شرایط هوازی باشد در دسترس نیست (Christensen & Kjeldsen, 1989). این به خاطر این حقیقت است که بهترین لندفیل‌های بازبینی شده، کمتر از ۳۰ سال سن دارند و هنوز در فاز متانوژنیک پایدار هستند (Kjeldsen et al., 2002).

در طول فاز اولیه هوازی، اکسیژنی که در فضاهای خالی زباله‌های تازه دفن شده وجود دارد به سرعت مصرف می‌شود و در نتیجه دی‌اکسیدکربن تولید می‌شود و شاید درجه حرارت زباله زیاد شود. فاز هوازی در لندفیل تنها چندروز طول می‌کشد زیرا اکسیژن دوباره روی زباله‌هایی که پوشانده شدند پر نمی‌شود (Barlaz & Ham, 1993). بیشترین شیرابه تولید شده در این فاز از آزاد شدن رطوبت در طول فشردگی زباله دفن شده بدست می‌آید.

همان‌طور که از منبع اکسیژن کاسته می‌شود، فاز بی‌هوازی زباله شروع می‌شود که از واکنش‌های تخمیر به وجود می‌آید. سلولز و همی‌سلولز ۴۵ تا ۶۰ درصد وزن خشک MSW را شامل می‌شود و مولفه اصلی تجزیه زیستی می‌باشد (Barlaz & Ham, 1993).

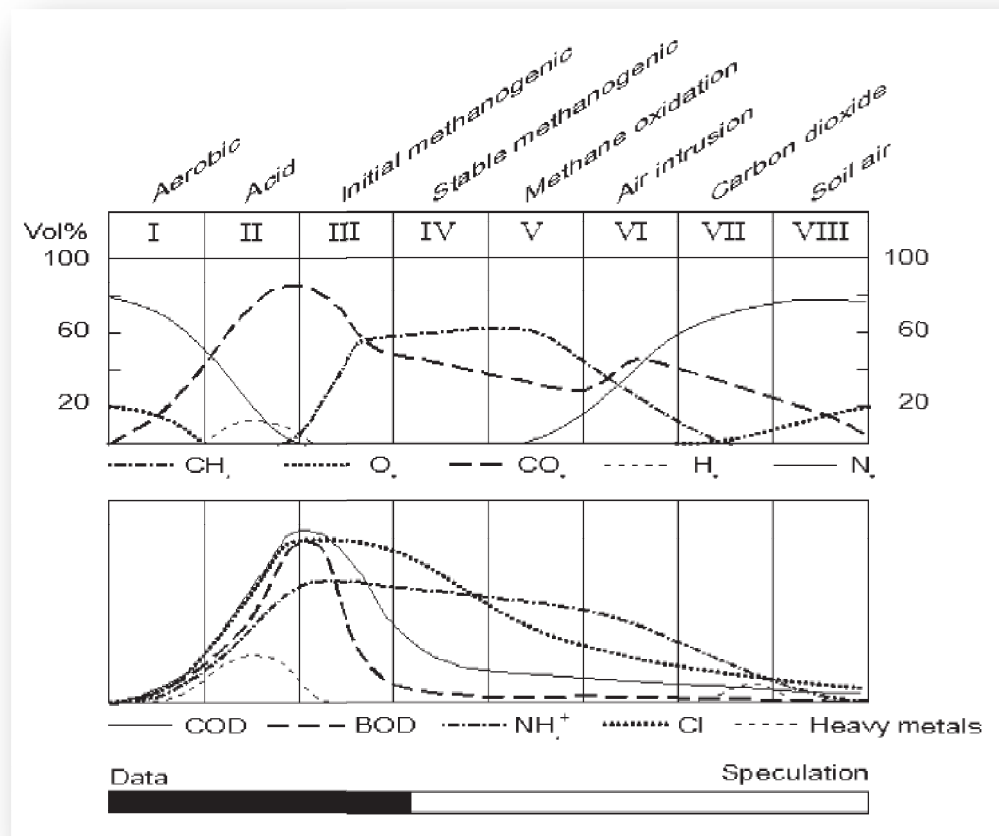
تجزیه زیستی سلولز و همی‌سلولز توسط سه گروه باکتری انجام می‌شود: ۱- باکتری هیدرولیزکننده و تخمیرکننده که پلیمرها را هیدرولیز و تخمیر می‌کنند و در نتیجه مونوساکاریدها به کربوکسیل اسید و الکل تجزیه می‌شود. ۲- باکتری‌های استوژنیک (acetogenic) که این اسیدها و الکل‌ها را به استات تبدیل می‌کند. ۳- متانوژن‌ها که محصولات نهایی استوژنیک را به متان و دی‌اکسید کربن تبدیل می‌کند (Zehnder, 1982). این فرایندها به طور موثری در طی محدوده نسبتاً کمی از pH خنثی انجام می‌شود. در فاز دوم باکتری‌های هیدرولیزکننده، مخمر و استوژنیک تسلط دارند، در نتیجه انباشتگی کربوکسیل اسید و کاهش pH اتفاق می‌افتد.

بالاترین غلظت BOD_5 و COD در شیرابه در این فاز اندازه‌گیری شده است (Barlaz & Ham 1993; Reinhart & Grosh, 1998). نسبت BOD_5 / COD در فاز اسیدی بیش از ۰/۴ (Ehrig, 1988) یا ۰/۷ (Robinson, 1995) گزارش شده است.

هنگامی که pH اسیدی است، در فاز اسیدی شیرابه، فعالیت شیمیایی شدید است و حلالیت بسیاری از ترکیبات افزایش خواهد یافت. شروع فاز اولیه متانوژنیک زمانی اتفاق می‌افتد که مقدار قابل اندازه‌گیری متان تولید شده باشد. در طول این فاز، اسیدهایی که در فاز اسیدی جمع شده توسط باکتری‌های متانوژنیک به متان و دی‌اکسیدکربن تبدیل می‌شود و سرعت تولید متان افزایش خواهد یافت (Christensen & Kjeldsen, 1989; Barlaz et al, 1989). تجزیه سلولز و همی‌سلولز نیز شروع می‌شود. غلظت BOD_5 و COD شروع به کاهش می‌کند و همان‌طوری که اسید مصرف می‌شود pH افزایش می‌یابد (Kjeldsen et al., 2002).

در فاز متانوژنیک پایدار، سرعت تولید متان به حداکثر خود می‌رسد و همان‌طوری که سوبسترای محلول (کربوکسیل اسید) کاهش می‌یابد، از آن پس کاهش می‌یابد. در این فاز سرعت تولید متان بسته به سرعت هیدرولیز سلولز و همی‌سلولز دارد (Kjeldsen et al., 2002).

شکل ۱-۲ برای توده زباله همسال معتبر است و چهار فاز قبلی روی شکل برای همه لندفیل‌ها معتبر است، زیرا تفاوت سنی لایه‌های مواد زائد در مقایسه با زمان مورد نیاز برای تجزیه زباله بعد از فاز متانوژنیک کم خواهد بود. فازهای V و VI ممکن است به عنوان فاز متوسط بین فاز متانوژنیک پایدار و فاز دی‌اکسیدکربن (جایی که لندفیل وارد فاز هوازی می‌شود) باشد.



شکل ۱-۲. ترکیب گاز و شیرابه مربوط به مراحل مختلف تجزیه زباله (Farquhar & Rovers, 1973)

فاز V اکسیداسیون متان: در سرتاسر فاز متانوژنیک پایدار، سرعت تولید گاز به طور پیوسته کاهش می یابد. اکسیداسیون متان اکثراً در خاک پوششی یا در اطراف توده زباله اتفاق خواهد افتاد. برای پوشش های نفوذ پذیرتر، با ورود اکسیژن به لندفیل از طریق فشار باروومتریکی زیاد یا در نتیجه انتشار، اکسیداسیون متان تولید شده در لندفیل گسترش پیدا می کند.

فاز VI ورود هوا: همان طور که هوا از طریق پوشش وارد توده زباله می شود، تولید متان به طور پیوسته کاهش می یابد. برخی اوقات همه متان تولید شده در توده زباله و پوشش اکسیده خواهد شد. این بدان معناست که مقدار متوسط متان در لندفیل به طور پیوسته کاهش خواهد یافت و افزایش غلظت دی اکسید کربن طی واکنش اکسیداسیون متان مورد انتظار خواهد بود. علاوه بر این مقدار نیتروژن نیز به خاطر ورود هوا افزایش پیدا می کند در حالی که اکسیژن تقریباً به خاطر مصرف سریعش نایافتنی خواهد شد.

فاز VII دی اکسید کربن: تولید متان در فاز VII بی اهمیت خواهد بود و اکسیژن ورودی به لندفیل برای اکسیداسیون متان باقیمانده، مواد آلی و احیای گونه های معدنی دفن شده در لندفیل (سولفور، نیتروژن و گونه های آهن) مصرف خواهد شد (Kjeldsen et al., 2002).

شرایط محیطی لندفیل اثر مهمی روی سرعت تجزیه زباله دارد و متعاقباً برای این که تجزیه به نقطه ای برسد که تولید متان به صفر کاهش یابد به زمان نیاز دارد (Christensen et al, 1992; Barlaz et al, 1990). مقدار رطوبت عامل موثری در مورد سرعت تجزیه زباله است که همه روی آن توافق دارند و عقیده بر این است که زباله های دفن شده در اقلیم خشک آهسته تر از زباله های دفن شده در مناطقی که نفوذ باران سالیانه به داخل مواد زائد آن ها بیش از ۵۰ تا ۱۰۰ سانتی متر است تجزیه می شوند (Komilis et al, 1999). در لندفیل های مناطق خشک، جایی که زباله خشک است و نفوذ باران کم است، لندفیل ممکن است در فاز اسیدی یا فاز تولید متان پیش از موقع، برای ده ها سال یا طولانی تر باقی بماند (Kjeldsen et al, 2002).

تجزیه زباله می تواند در طول فاز عملیاتی لندفیل تسریع بخشیده شود. معمولی ترین تکنیک افزایش سرعت تجزیه، بازچرخانی شیرابه است، به گونه ای که شیرابه در سرتاسر زباله بازچرخانی شده و در این صورت با تصفیه و انتشار به محیط زیست مقابله می کند. از طریق بازچرخانی شیرابه مقدار رطوبت زباله بیشتر از میزان اولیه اش می شود، که از حدود ۱۵ تا ۲۵ درصد (بر اساس وزن مرطوب) به ۴۰ تا ۵۰ درصد می رسد. علاوه بر این، بازچرخانی شیرابه منجر به توزیع بهتر مواد غذایی، سوبسترا و باکتری ها می شود. سایر عواملی که می تواند در تسریع تجزیه نقش داشته باشد عبارتند از خرد کردن و هوادهی اولیه در زباله که هوادهی برای دوره یک تا دو ماه بعد از دفن، درجه حرارت را افزایش می دهد و به تجزیه زیستی هوازی توده اولیه کربن آلی محلول کمک می کند (Komilis et al, 1999). آلاینده های شیرابه می تواند به چهار گروه تقسیم شود:

۱- مواد آلی غیر قابل حل: COD، کربن آلی کل (TOC)، اسیدهای چرب فرار که در طول فاز اسیدی تثبیت زباله تولید می شوند (Christensen & Kjeldsen, 1989) و اکثر ترکیبات مقاوم مانند ترکیبات هومیک و فولویک.

۲- ترکیبات بزرگ معدنی: Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{+2} , Mn^{+2} , Cl^- , SO_4^{-2} , HCO_3^-

۳- فلزات سنگین: Cd^{+2} , Cr^{+2} , Cu^{+2} , Pb^{+2} , Ni^{+2} , Zn^{+2}

۴- ترکیبات آلی زئوبیوتیک (XOC_s) منشا گرفته از مواد شیمیایی خانگی یا صنعتی و با غلظت های پایین (معمولاً کمتر از ۱ mg/l ترکیبات غیر قابل تجزیه). این ترکیبات شامل انواع هیدروکربن های آروماتیک، فنول ها، کلرینات آلفاتیک و آفت کش ها می باشد.

سایر ترکیباتی که ممکن است در شیرابه لندفیل وجود داشته باشند عبارتند از: بورات، سولفید، آرسنات، سلنات، باریم، لیتیم، جیوه، کبالت. به هر حال کلاً این ترکیبات در غلظت های خیلی کمی وجود دارند و در درجه بعدی اهمیت قرار دارند.

ترکیب شیرابه به طور قابل ملاحظه ای بین لندفیل ها بسته به نوع زباله، سن مواد زائد و تکنولوژی لندفیل تغییر می کند. روش های نمونه برداری شیرابه و بررسی نمونه ها ممکن است روی کیفیت شیرابه اندازه گیری شده تاثیر بگذارد. برای مثال کلوئیدها میل ترکیبی زیادی به فلزات سنگین دارند (Gounaris et al, 1993). بنابراین غلظت فلزات سنگین اندازه گیری شده در نمونه شیرابه ممکن است بسته به میزان مواد کلوئیدی موجود در نمونه شیرابه متغیر باشد. هیچ روش استاندارد برای نمونه برداری، گذراندن از صافی و ذخیره سازی نمونه های شیرابه وجود ندارد. مقدار مواد کلوئیدی در یک نمونه بستگی به گستردگی تکنیک نمونه برداری مورد استفاده دارد (Mc Carthy & Zachara 1989, Backhus et al, 1993). جدول ۲-۴ رنج عمومی پارامترهای شیرابه را از گزارش های مختلف نشان می دهد (kjeldsen et al, 2002).

جدول ۲-۴. ترکیب شیرابه لندفیل از گزارش های مختلف (kjeldsen et al,2002)

مقدار	پارامتر
۹-۴/۵	pH
۳۵۰۰۰-۲۵۰۰	(μ S/cm)EC
۱۵۲۰۰۰-۱۴۰	(mg/l)COD
۵۷۰۰۰-۲۰	(mg/l)BOD ₅
۰/۸-۰/۰۲	نسبت BOD ₅ /COD
۲۲۰۰-۵۰	ازت آمونیومی (mg/l)
۳۷۰۰-۵۰	پتاسیم (mg/l)
۷۷۰۰-۷۰	سدیم (mg/l)
۷۲۰۰-۱۰	کلسیم (meq/l)
۱۵۰۰۰-۳۰	منیزیم (meq/l)
۷۷۵۰-۸	سولفات (meq/l)
۲۳-۰/۱	فسفر کل
۴۵۰۰-۱۵۰	کلر (meq/l)
۷۳۲۰-۶۱۰	بیکربنات (meq/l)
۱۴۰۰-۰/۰۳	منگنز (mg/l)
۵۵۰۰-۳	آهن (mg/l)
۱۰-۰/۰۰۵	مس (mg/l)
۵-۰/۰۰۱	سرب (mg/l)
۰/۴-۰/۰۰۰۱	کادمیوم (mg/l)
۱/۵-۰/۰۰۲	کروم (mg/l)

این جدول عمدتاً بر اساس اطلاعات بدست آمده از لندفیل های جدید تر می باشد. اطلاعات لندفیل های قدیمی کنترل نشده ممکن است مقادیر را کمتر از مقادیر مینیمم بدست آمده در این جدول نشان دهد (Assmuth & Strandberg, 1993; Kjeldsen & Christophersen, 2001). در کل شیرابه های لندفیل ممکن است حاوی غلظت های خیلی زیاد مواد آلی نامحلول و ترکیبات بزرگ معدنی باشد. غلظت های این ترکیبات ممکن است بیش از ۱۰۰۰ تا ۵۰۰۰ بار بزرگتر از غلظت آن در آب های زیرزمینی باشد. علاوه بر وابستگی زمان در شرح تغییر فاز از اسیدی به متانوژنیک، تغییرات کوتاه مدت در کیفیت شیرابه نیز مورد انتظار است. تغییرات فصلی نیز در ترکیب شیرابه در چندین حالت

مشاهده شد. نیلسون و آکسون (۱۹۹۷) غلظت پایین تر شیرابه را در فصل مرطوب در لندفیل سوئد مشاهده کردند. مشاهدات مشابهی نیز توسط چاو و همکاران (۱۹۹۴) در لندفیل هنگ کنگ یافته شد. چندین پارامتر برای توضیح مقدار مواد آلی نامحلول در شیرابه مورد استفاده قرار می گیرد: کربن آلی کل (TOC)، COD و BOD. یک منبع تغییر اندازه گیری COD که ممکن است بر COD تاثیر گذارد حضور عناصر معدنی است. کیلفورس و همکاران (۱۹۹۹) فهمیدند که آهن II و منگنز II و سولفید روی حدود یک سوم COD در شیرابه هایی که آن ها آزمایش کردند دخیل بودند. کلراید نیز ممکن است روی COD موثر باشد.

غلظت برخی ترکیبات بزرگ معدنی بستگی به وضعیت مواد آلی نامحلول و پایداری لندفیل دارد. جدول ۲-۵ نشان می دهد که غلظت کلسیم، منیزیم، آهن و منگنز در شیرابه فاز متانوژنیک کمتر از شیرابه فاز اسید است و این به علت pH بالاتر (افزایش جذب و رسوب) و مقدار مواد آلی نامحلول کمتر (به علت ترکیب با کاتیون ها) در شیرابه فاز متانوژنیک است. غلظت سولفات نیز به خاطر احیای بیولوژیکی سولفات به سولفید در فاز متانوژنیک کمتر است. روند کاهش غلظت این آلاینده ها با گذشت زمان می تواند در نتیجه خروج از طریق آبشویی باشد (Kjeldsen et al., 2002).

بسیاری از بررسی ها، رنج ۵۰۰ تا ۲۰۰۰ میلی گرم در لیتر را برای غلظت نیتروژن آمونیاکی گزارش کردند و هیچ روند کاهش غلظت را با گذشت زمان گزارش ندادند. آمونیاک عموماً از طریق تجزیه پروتئینی، از زباله منتشر می شود. تنها مکانیزمی که از طریق آن غلظت آمونیاک می تواند در طول تجزیه زباله کاهش یابد آبشویی است، زیرا هیچ مکانیزمی برای برای تجزیه تحت شرایط متانوژنیک وجود ندارد (Burton & Watson-Craik, 1998; Robinson, 1995).

به همین دلیل چندین محقق آمونیاک را به عنوان مهمترین ترکیب شیرابه در طولانی مدت معرفی کردند (Robbinson, 1995; Christensen et al, 1994; Krumpelbeck & Ehrig, 1999).

جدول ۲-۵. ترکیب شیرابه با مقادیر میانگین و محدوده پارامترها با تفاوت بین فاز اسیدی و متانوژنیک (Ehrig, 1988) و مقادیر متوسط برای پارامترهایی که تفاوت بین فاز اسیدی و متانوژنیک مشاهده نشد (Ehrig, 1983) (همه مقادیر بر حسب (mg/l) به غیر از pH و نسبت BOD₅ /COD)

پارامتر	فاز اسیدی		فاز متانوژنیک		میانگین
	میانگین	محدوده	میانگین	محدوده	
pH	۶/۱	۴/۵-۷/۵	۸	۷/۵-۹	
COD	۲۲۰۰۰	۶۰۰۰-۶۰۰۰۰	۳۰۰۰	۵۰۰-۴۵۰۰	
BOD ₅	۱۳۰۰۰	۴۰۰۰-۴۰۰۰۰	۱۸۰	۲۰-۵۵۰	
نسبت BOD ₅ /COD	۰/۵۸		۰/۰۶		
سولفات	۵۰۰	۷۰-۱۷۵۰	۸۰	۱۰-۴۲۰	
کلسیم	۱۲۰۰	۱۰-۲۵۰۰	۶۰	۲۰-۶۰۰	
منیزیم	۴۷۰	۵۰-۱۱۵۰	۱۸۰	۴۰-۳۵۰	
آهن	۷۸۰	۲۰-۲۱۰۰	۱۵	۳-۲۸۰	
منگنز	۲۵	۰/۳-۶۵	۰/۷	۰/۰۳-۴۵	
ازت آمونیاکی					۷۴۰
کلراید					۲۱۲۰
پتاسیم					۱۰۸۵
سدیم					۱۳۴۰
فسفر کل					۶
کادمیوم					۰/۰۰۵
کروم					۰/۲۸
کبالت					۰/۰۵
مس					۰/۰۶۵
سرب					۰/۰۹
نیکل					۰/۱۷
روی	۵	۰/۱-۱۲۰	۰/۶	۰/۰۳-۴	

۲-۱۴-۱- فلزات سنگین

گونه های وسیعی از غلظت های فلزات سنگین از لندفیل های مختلف گزارش شد. به هر حال متوسط غلظت فلزات سنگین در شیرابه نسبتاً پایین است. مطالعات نشان می دهد که فلزات سنگین در شیرابه

لندفیل فعلاً مشکل و نگرانی اصلی نیستند (Robbinson,1995; Christensen et al,1994; Kjeldsen & Christophersen,2001; Reinhart & Grosh,1998; Revans et al, 1999).

۲-۱۴-۲- فرایندهای کاهش فلزات سنگین در لندفیل

دلیل غلظت کم فلزات سنگین در شیرابه های متانوژنیک، کمبود حضور فلزات سنگین در مواد زائد نیست. تعادلات فلزات سنگین در لندفیل ها نشان می دهد که کمتر از ۰/۰۲ درصد فلزات سنگین وارد شده به لندفیل بعد از سی سال از لندفیل آبشویی می شود (Belevi & Baccini, 1989; Aulin& Neretnieks, 1995; Flyhammer 1995).

اعتقاد بر این است که جذب و رسوب دو مکانیزم مهم غیر متحرک کردن فلزات و متعاقباً غلظت کم در شیرابه هستند. مواد زائد حاوی خاک و مواد آلی که در محدوده pH خنثی تا زیاد در شیرابه فاز متانوژنیک هستند، ظرفیت جذب قابل ملاحظه ای دارد (Bozkurt et al, 1999). سولفیدها و کربنات ها قادر به تشکیل رسوب با نیکل، کادمیوم، روی، مس و سرب هستند، در حالی که کربنات ها در شیرابه لندفیل فراوان هستند، حلالیت کربنات های فلزی عموماً بیشتر از سولفیدهای فلزی است. کروم یک استثنا است چون تشکیل رسوب سولفیدی نامحلول نمی دهد (Christensen et al, 2000). کروم تمایل به تشکیل رسوب نامحلول با هیدروکسید را دارد (Revans et al, 1999).

بررسی های مقدار سولفور زباله های لندفیل نشان می دهد که زباله ها حاوی مقدار کافی سولفور برای برای پیوند برقرار کردن با همه فلزات سنگین موجود در شیرابه نیست. لندفیل نمونه برداری شده توسط مارتنسین و همکاران تنها حاوی سولفور کافی برای محصور کردن ۵ درصد فلزات موجود بود. گاهی فسفات ها و هیدروکسیدها نیز رسوبات فلزی تشکیل می دهند. رسوبات هیدروکسیدی در pHهای خنثی و بالاتر تشکیل می شود که معمولاً حالت شیرابه های متانوژنیک است (Reinhart & Grosh,1998).

۲-۱۴-۳- فرایندهای تحرک فلزات سنگین در لندفیل

چندین فرایند شامل: ترکیب با لیگاندهای آلی و معدنی و جذب به کلوئیدها، قادر به متحرک کردن فلزات سنگین از طریق افزایش غلظت در فاز آبی متحرک می باشد.

۲-۱۴-۴- سمیت شیرابه لندفیل

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 های MSW وجود دارد (Cameron & Koch, 1980; Atwater et al, 1993; Plotkin & Ram, 1984; Schrab et al, 1993). سلمنت و همکاران (۱۹۹۶) دریافتند که سمی ترین شیرابه ها، از لندفیل هایی بازباله های صنعتی خطرناک منشا گرفته بودند. اما سایر مطالعات نشان دادند که از لندفیل هایی با مواد دور ریختنی ناشناخته سمیتی به اندازه شیرابه های لندفیل های مختلط یا لندفیل های زباله 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 زنوبیوتیک های شناخته شده در شیرابه نمی تواند تعیین شود. بر اساس آزمایش سمیت شیرابه ۲۷ لندفیل سلمنت و همکاران (۱۹۹۷) دریافتند که آمونیاک و قلیائیت محتمل ترین عامل سمیت مشاهده شده بودند. سایر مطالعات که از طریق ارزیابی زیست آزمونی آبزبان انجام شد نشان داد که عواملی نظیر pH، رسانایی (هدایت) و غلظت کلراید، مس و روی نیز ممکن است برای سمیت آبزبان مهم باشد (Cameron & Koch, 1980; Atwater et al, 1983; Kross & Cherryholmes, 1993; Assmuth & Penttila, 1995; Clement & Merlin, 1995). برآوردهای خطر حاکی از آن است که شیرابه های لندفیل MSW ممکن است به اندازه لندفیل های مواد زائد جامد صنعتی همراه با زباله خطر سرطان زایی داشته باشد (Brown & Donnelly, 1988; Scharb et al, 1993).

۲-۱۵- اثرات شیرابه روی خاک

آلودگی خاک پدیده ای نامطلوب است که در نهایت زندگی انسان را به مخاطره می افکند، مثلاً تجمع نمک در خاک در اثر آبیاری با آب شور و یا تجمع بعضی فلزات نظیر روی، سرب، کادمیوم و ... در خاک در اثر استفاده از فاضلاب شهری برای آبیاری رخ می دهد. 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 نگهداشته و بسته به شرایط غالب، سرنوشتی متفاوت را برای چنین موادی رقم می زند. از همین ویژگی خاک می توان تا حدودی در دفع زباله و پساب کارخانه ها استفاده نمود. مهمترین واکنش ها در خاک عبارتند از جذب سطحی، جذب، تثبیت شیمیایی، انحلال، ترسیب و تجزیه. در مناطق مرطوب ارزیابی آلودگی خاک بر پایه معیارهای کیفی زه آبی است که وارد آب زیرزمینی می شود، در نبودن آب های زیرزمینی و در خاک های مناطق خشک و نیمه خشک معیار ارزیابی آلودگی خاک، ترکیب محلول خاک می باشد، بنابراین ترکیب محلول خاک مهم بوده و چه بسا گاهی این ترکیب برای رشد گیاه مناسب می باشد، لکن نظام خاک را به عنوان یک پالایندگی مختل می سازد. عابدی کوپایی و باقری (۱۳۸۰) با بررسی میزان آلودگی آب های زیرزمینی ناشی از کاربرد پساب تصفیه شده در آبیاری قسمتی از زمین های کشاورزی دشت برخوار اصفهان دریافتند که ۹۰ درصد از چاه های نمونه برداری شده بیش از مقدار استاندارد (۱۰ میلی گرم بر لیتر) نترات دارند. عرفانی و همکاران (۱۳۸۰) در تحقیقی نشان دادند که استفاده از پساب باعث افزایش در عملکرد در مقایسه با آب چاه شده، در حالیکه آلودگی های میکروبی در میوه ها 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، قطره ای سطحی و قطره ای زیر سطحی استفاده کردند. نتایج تحقیقات نشان داد که خاک سطحی و محصول در آبیاری شیاری با پساب آلوده ترین شرایط را داشته است.

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

۲-۱۵-۱- pH خاک

محمدی نیا (۱۳۷۴) گزارش نمود که بسیاری از ویژگی های شیمیایی، حاصلخیزی و به دنبال آن رشد گیاه و فعالیت میکروارگانیسم ها بستگی به pH خاک دارد. قابلیت جذب عناصر غذایی نظیر آهن، فسفر، بور، روی، منگنز و ... به pH خاک وابسته است. تغییر pH همچنین در حلالیت عناصر سنگین و جذب آن ها توسط گیاه مهم است چرا که در pH اسیدی حلالیت عناصر سنگین افزایش می یابد. تغییر pH خاک به آسانی محلول ها نیست، چون گنجایش بافری خاک ها بسیار بالا و از این رو به خوبی در مقابل تغییرات pH ایستادگی می کنند. استفاده از لجن فاضلاب و دیگر پسماندها نظیر کمپوست و شیرابه در اراضی کشاورزی باعث کاهش pH خاک می گردند. مطالعات بسیاری نشان دادند که اضافه نمودن شیرابه زباله و شیرابه کمپوست به خاک موجب کاهش pH خاک می شود (گندمکار، ۱۳۷۵؛ محمدی نیا، ۱۳۷۴؛ ۱۳۸۶؛ ناظم، ۱۳۸۶؛ میرزایی، ۱۳۸۶).

۲-۱۵-۲- شوری خاک

سه منبع اصلی طبیعی شوری خاک را تخریب کانی های خاک، بارش اتمسفری و نمک های فسیلی تشکیل می دهند. فعالیت بشر از قبیل آبیاری و استفاده از آب های کاملاً شور یا مواد زائد صنعتی و غیره باعث افزایش نمک در خاک می شود (شیردست، ۱۳۸۸). مهمترین اثر شوری در خاک کاهش پتانسیل آب خاک و در نتیجه کاهش مقدار آب قابل استفاده گیاه می باشد (Epstein, 1975). اضافه شدن شیرابه در خاک های مختلف اثرات متفاوتی داشته است. مقدار افزایش شوری خاک بستگی به مقدار شوری اولیه خاک، بافت و مقدار شوری آب آبیاری دارد (محمدنیا، ۱۳۷۴). همچنین

مقدار افزایش شوری متناسب با مقدار شیرابه بکار رفته می باشد. گذشت زمان و آبشویی خاک ها باعث کاهش شوری آن ها می گردد (گندمکار، ۱۳۷۵).

۲-۱۵-۳- مقدار کاتیون های محلول خاک

افزایش شیرابه زباله به خاک سبب افزایش کلسیم، منیزیم، پتاسیم، و سدیم خاک می شود (Epstein et al, 1976؛ ناظم، ۱۳۸۶). مهمترین معیار برای ارزیابی اثرات پساب ها بر خاک، درصد جذب سدیم و میزان هدایت الکتریکی می باشد (توکلی و طباطبایی، ۱۳۷۸).

۲-۱۵-۴- مقدار آنیون های محلول خاک

افزودن شیرابه به خاک سبب افزایش آنیون های 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 می تواند باعث افزایش pH خاک شود و همراه با کربنات می تواند 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 می کنند. اندازه گیری بی کربنات و کربنات یک اندازه گیری از ظرفیت بافری در مقابل pH است. این قلیائیت در نتیجه حضور یون های هیدروکسید، بی کربنات و کربنات در پساب است (Tamimi, 2005).

۲-۱۵-۵- باروری خاک

کاربرد پسماندها در مقدار زیاد باعث تجمع نمک های محلول و فلزات سنگین شده و بر حاصلخیزی خاک تاثیر منفی می گذارد (Sutton, 1978). گندمکار و همکاران (۱۳۸۲) در تحقیقی اضافه کردن تا ۴۰۰ تن در هکتار شیرابه زباله را در خاک های غیر شور و برای گیاهان غیر حساس به شوری و به صورت غیر متوالی پیشنهاد نمودند که اضافه کردن این مقدار شیرابه باعث افزایش عملکرد ذرت و افزایش مقدار ماده آلی خاک و کاهش سله خاک شد. الماسیان و همکاران (۱۳۸۵) در تحقیقی کاربرد

ترکیبی از شیرابه و آب را بر روی عملکرد گیاه گندم بررسی کردند. نتایج آن ها بیانگر افزایش شاخص های عملکرد گیاه، در مقادیر کم شیرابه در مقایسه با مقادیر زیاد آن است، که احتمالاً به دلیل اثرات منفی شوری زیاد است. در تحقیقات یک ساله ای 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 خاک، غلظت املاح محلول خاک، مقدار قابل جذب عناصر آهن، روی، منگنز، مس، کروم، کبالت و نیکل در خاک گردیده اند. همچنین این عناصر در کاه گندم و دانه ی برنج متناسب با افزایش شیرابه به خاک در غلظت های بالاتری قرار گرفته اند(خوش گفتار منش، ۱۳۷۷). تاثیر شیرابه بر رشد و خصوصیات شیمیایی برنج و اسفناج نشان داد که استفاده از شیرابه به مقدار ۲۵۰ تن در هکتار به دلیل افزایش هدایت هیدرولیکی خاک قابل توصیه نبوده و به مقدار ۱۲۵ تن در هکتار اگر چه 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).

۲-۱۵-۶- تجمع عناصر سنگین

عناصر کمیاب به طور طبیعی در غلظت های 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 آن ها 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 غلظت های بیش از حد آستانه آن ها در دراز مدت سلامتی انسان، جانوران، گیاهان و موجودات آبی را مورد تهدید قرار می دهد. شیرابه سبب آلودگی آب های سطحی و زیرزمینی می گردد و یکی از عمده ترین مشکلات مراکز دفن زباله، مساله آلودگی آب های زیرزمینی در اثر نفوذ شیرابه است. علاوه بر مراکز دفن، در حین جمع آوری و انتقال زباله و همچنین در طی عملیات و فرایندهای گوناگون تبدیل زباله به کود کمپوست،

شیرابه ایجاد می گردد. 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 دفع به آن توجه نمود، کاهش یا حذف فلزات سنگین می باشد. تجزیه بیولوژیکی زباله در محل های دفن جدید فعالیت است بنابراین شیرابه تولیدی بسیار اسیدی است و حلالیت فلزات سنگین زیاد است. بدین ترتیب هرچه از عمر واحد دفن می گذرد عملیات تجزیه و تخمیر کاهش می یابد، pH شیرابه بیشتر شده و از حلالیت فلزات سنگین کاسته می شود. بنابراین شیرابه هایی که از اماکن دفن جدید زباله جاری می شوند، آلودگی بیشتری دارند(عمرانی، ۱۳۷۷).

بیشتر پساب و لجن فاضلاب ها 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 می شود. در صورتی که مدیریت لازم در استفاده از منابع غیر متعارف نشود، نه تنها مشکل کمبود آب بر طرف نمی شود بلکه مشکلات زیست محیطی جدیدی نیز رخ می دهد. تحقیقات نشان داده که آبیاری با آب بازیافتی سبب تجمع عناصر نادر در لایه های سطحی خاک می شود و احتمال حرکت آن ها به سمت آب های زیرزمینی بسیار کم است. چندین آزمایش مزرعه ای طولانی مدت (۲۰ سال) در کشورهای مختلف در مورد تاثیر پذیری محیط زیست حاصل از آبیاری با این آب ها 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 در صد فلزات روی، مس، سرب، کروم، نیکل و کادمیوم در عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری خاک (۹۰ درصد 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 ی 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 آن ها توسط گیاه رابطه زیر به دست آمد: مس < کادمیوم < سرب < نیکل << کروم. اگر فاضلاب شامل فلزات سنگین با غلظت بالا باشد می تواند 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. بررسی ها نشان می دهد که ۵۸ درصد از فلزات سنگین در خاک تجمع می کنند و همین امر باعث اثرات سوء روی گیاه می گردد (Pescod & Arar, 1992).

در تحقیقی که توسط کلیس و همکاران (۲۰۰۱) بر روی تاثیر شیرابه محل دفن زباله های شهری روی خاک ها انجام شد به این نتیجه رسیدند که جذب سطحی اجزاء موجود در شیرابه محل دفن سطوح جدیدی در خاک ایجاد می کند که قادر با افزایش جذب فلزات سنگین می باشد. آن ها بیان کردند که جذب سطحی شیرابه روی خاک توسط حضور اجزاء با وزن مولکولی کم شیرابه تنظیم می شود. در واقع اجزاء با وزن مولکولی کم که یون های غیر آلی را شامل می شود، با ایجاد سطوح جدید در خاک قادر به تسریع جذب سطحی ماکرو مولکول هایی با بار منفی می باشد و جذب فلزات به این ماکرو مولکول ها باعث افزایش ظرفیت نگهداری فلزات خاک می شوند. چانک و همکاران (۱۹۸۴) گزارش کردند، در خاک هایی 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 لایه های زیرین شسته شده است.

به طور کلی می توان 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 گردیده و با گذشت زمان از مقدار قابل جذب عناصر مذکور کاسته می شود (گندمکار، ۱۳۷۵).

تحقیقات نشان داده که استفاده ی دراز مدت از لجن فاضلاب موجب تجمع عناصری مانند کادمیوم، سرب و دیگر فلزات سنگین در خاک می شود، که این امر موجب جذب بیش از حد این عناصر توسط

گیاه و در نتیجه وارد شدن این فلزات سمی به زنجیره‌های غذایی انسان و حیوان شود (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 و 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).

تأثیرات 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 نهایتاً 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 ($<0.45\mu\text{m}$ و $>0.1\mu\text{m}$) مطالعات نشان داده که کلوئیدها و همچنین کمپلکس‌های 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 آب‌های زیرزمینی آلوده با 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, 1998).

یکی دیگر از عوامل تاثیر گذار بر میزان فلزات سنگین موجود در شیرابه محل دفن، رسوب کلسیت می باشد. زاخارا و همکاران (۱۹۹۱) مشاهده کردند که فلزات دو ظرفیتی کوچکتر از کلسیم مانند آهن، منگنز، کادمیوم، نیکل، روی، منیزیم و کبالت در ترکیب با کلسیت راحت تر از کاتیون های بزرگتر (سرب، باریم) قرار می گیرند. با توجه به این نکته که در غلظت های پایین ($10^{-5}M$) نگهداری فلزات توسط کلسیت بیشتر توسط جذب سطحی روی آنها کنترل می شود. 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 نمونه های آب آلوده به شیرابه محل دفن در دوره های خشک که به میزان زیادی با کلسیت اشباع می باشند 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 محیط های آلوده شده توسط شیرابه محل دفن نظیر رسوبات رودخانه و خاک اهمیت دارد. همچنین می توان جهت خارج کردن آلاینده ها در حوضچه های ته نشینی محل های دفن مهندسی نیز استفاده نمود.

سامون مور و همکاران (۲۰۰۶) با تحقیق روی خصوصیات شیرابه و ارزیابی آلودگی آب زیرزمینی مناطق مجاور یک محل دفن زباله های جامد شهری نشان دادند که کیفیت آب زیرزمینی با افزایش عمق و فاصله از محل دفن بهبود یافت و با وجود اینکه غلظت آلاینده ها از حد مجاز آب آشامیدنی کمتر بود ولی کیفیت آب های زیرزمینی تهدید قابل ملاحظه ای برای سلامت عمومی می باشد.

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 ملاحظه ای از لحاظ فلزات سنگین در آب های زیرزمینی 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 محلی 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 عموماً زمانی اتفاق می‌افتد که از لجن 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 پ- هاش 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 باقیمانده آن در خاک حداقل تا دو سال بعد از کاربرد، موجب افزایش معنی‌دار 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 نمی‌شود (خوشگفتارمنش و کلباسی، ۱۳۸۱).

فصل سوم

ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه

۳-۱- شهرستان آمل

شهرستان آمل با مساحت حدود ۳۰۷۴/۴ کیلومتر مربع در استان مازندران و مختصات بین ۴۳° ۵۱' و ۳۳' ۵۲° طول شرقی ۳۶° ۳۶' و ۴۰' ۳۶° عرض شمالی قرار گرفته است (شکل ۳-۱). این شهرستان بر اساس سرشماری عمومی نفوس و مسکن سال ۱۳۸۵ از نظر تقسیمات کشوری دارای سه بخش، ۴ شهر به نام های آمل، گزنک، دابودشت و رینه، ۸ دهستان و ۳۴۲ آبادی می باشد.



شکل ۳-۱. موقعیت شهرستان آمل

مجموع جمعیت ساکن در محدوده مطالعاتی بر اساس اطلاعات آخرین سرشماری صورت پذیرفته (۱۳۸۵)، بالغ بر ۴۳۷۲۷۷ نفر در غالب ۱۱۷۴۰۸ خانوار می باشد. از این جمعیت حدود ۵۴/۱۴ درصد در مناطق شهری زندگی می نمایند و بقیه جزء جمعیت روستایی می باشند. از لحاظ جمعیت تعداد جمعیت در شهرهای این محدوده از جمعیت نقاط روستایی آن بیشتر است.

۲-۳- نوع و میزان مواد زائد جامد در شهرستان آمل

میزان تولید زباله های شهری در فصول مختلف سال در سال ۱۳۸۶ و نرخ تولید زباله های شهری محدوده پروژه در جدول ۱-۳ نشان داده شده است. بیشترین میزان تولید زباله در محدوده پروژه مربوط به شهر آمل می باشد که به طور متوسط معادل ۱۵۸ تن زباله در روز است. شهرهای محمودآباد و سرخرود در رده های بعدی قرار دارند.

جدول ۱-۳. میزان تولید زباله های شهری محدوده مورد مطالعه در سال ۱۳۸۶ (گزارش ارزیابی طرح احداث کارخانه

کمپوست آمل، ۱۳۸۸)

نرخ تولید (گرم بر هرنفر در روز)	تولید زباله شهری در روز(تن)					وسعت (Km ²)	نام شهر
	متوسط	زمستان	پاییز	تابستان	بهار		
۸۰۰	۱۵۸	۱۵۰	۱۵۷	۱۶۹	۱۶۳	۲۳	آمل
۱۰۴۴	۵/۹	۵	۵/۵	۷	۶	۶/۵	سرخ رود
۱۱۸۸	۳۲/۷۵	۲۹	۲۸	۴۰	۳۴	۷	محمودآباد
۱۳۶۸/۶	۱/۵	۱/۷۵	۱/۵	۱/۷۵	۱	۱/۹	دابودشت
۷۹۴/۵	۱/۱	۱	۱/۱	۱/۲	۱/۱	۳/۵	رینه*
۷۹۴/۵	۰/۲۵	۰/۲۳	۰/۲۴	۰/۲۷	۰/۲۵	-	گزنک*
۸۶۱/۹	۱۹۹/۵	۱۸۷/۰	۱۹۳/۳	۲۱۹/۲	۲۰۵/۴	۴۱/۹	میانگین

*مشخصات زباله تولیدی در این دو شهر برآوردی می باشد(ارقام به صورت زیر خط دار نوشته شده اند).

شهرداری آمل خدمات مربوط به جمع آوری زباله های روستاهای اطراف را نیز انجام می دهد. جمعیت تحت پوشش خدمات در روستا ها حدود ۵۰۰۰۰ نفر و میزان زباله جمع آوری شده در حدود ۳۰ تن در روز می باشد که این میزان در جدول فوق وارد نشده است.

متوسط وزن زباله های تجاری و خدماتی در شهر آمل به ترتیب برابر با ۵ و ۲۵ تن در روز می باشد. متوسط وزن زباله های بخش تجاری و خدماتی در شهر محمودآباد و دابودشت به ترتیب برابر با ۴۵۰۰ و ۳۰۰ کیلوگرم در روز می باشد. همچنین متوسط وزن زباله های بخش تجاری و خدماتی شهر سرخرود به ترتیب برابر با ۴۰۰ کیلوگرم و ۱/۵ تن در روز است. در مورد دو شهر رینه و گزنک در این رابطه اطلاعاتی در دسترس نمی باشد.

مقدار زباله های بیمارستانی و صنعتی و وضعیت مدیریت زباله های بیمارستانی و صنعتی واقع در محدوده خدمات شهری شهرداری های محدوده مورد مطالعه در جدول ۳-۲ آمده است. آمل با تولید ۱۰۰۰ کیلوگرم زباله بیمارستانی در صدر قرار دارد. جمعاً در روز ۱۳۱۵ کیلوگرم زباله بیمارستانی در محدوده پروژه تولید می شود. در مقایسه با کل زباله تولیدی در شهرهای استان، مقدار زباله بیمارستانی فقط ۰/۷ درصد از کل زباله های شهری استان را شامل می شود.

جدول ۳-۲. مدیریت زباله های بیمارستانی و صنعتی در محدوده خدمات شهری محدوده طرح ۱۳۸۶ (گزارش ارزیابی

طرح احداث کارخانه کمپوست آمل، ۱۳۸۸)

نام شهر	تولید بیمارستانی (Kg/d)	زباله سوز		جمع آوری بیمارستانی جداگانه	تولید صنعتی (Kg/d)
		ندارد	دارد		
آمل	۲۴۷۴	۲	۳		۲۰۰۰۰
سرخ رود	۵۰	۰	۰		-
محمودآباد	۲۵۹	۰	۰		۲۵۰
دابودشت	۱۵	۰	۰		-
جمع	۲۷۸۹	۲	۳	۳	۲۰۲۵۰

*در مورد دو شهر گزنک و رینه در این ارتباط اطلاعاتی ارائه نگردیده است.

بنابراین می توان گفت که در عمل، زباله های بیمارستانی شهرها در محدوده مطالعاتی به جز سه بیمارستان موجود در شهر آمل که از زباله سوز جهت دفع زباله های بیمارستانی استفاده می نمایند، مابقی با سایر زباله های شهری جمع آوری و دفع می گردند.

از ۴ شهر موجود در محدوده مورد مطالعه که اطلاعات ارائه نموده اند، فقط در دو شهر آمل و محمودآباد در داخل محدوده خدماتی شهری زباله های صنعتی تولید می شود. در شهر آمل جمعا ۲۰۰۰۰ کیلوگرم و در شهر محمودآباد ۲۵۰ کیلوگرم زباله صنعتی تولید می شود. جمع آوری زباله های صنعتی در آمل به عهده تولید کنندگان می باشد.

میزان تولید سرانه زباله حدود ۰/۵ کیلوگرم در نظر گرفته شده است. در نتیجه روزانه حدود ۹۵ تن زباله در روستاهای منطقه مطالعاتی تولید می شود. بنابراین جمع کل زباله های شهری و روستایی در منطقه مطالعاتی حدود ۲۹۵ تن در روز می باشد.

کیفیت زباله آمل طبق گزارش ارزیابی اثرات کارخانه کمپوست آمل- شرکت انرژی سبز پارت در جدول ۳-۳ آمده است:

جدول ۳-۳. کیفیت زباله آمل (گزارش ارزیابی طرح احداث کارخانه کمپوست آمل، ۱۳۸۸)

نوع مواد	درصد تشکیل دهنده
مواد فساد پذیر	۷۸/۸
کاغذ و مقوا	۴/۷
شیشه	۲/۵
پلاستیک	۳/۵
فلز	۳/۳
چوب	۱/۷
منسوجات	۱/۴
سایر	۴/۱

۳-۳- خصوصیات منطقه دفن

مرکز دفن زباله شهرستان آمل منطقه عمارت می باشد که وسعت حدود ۱۶ هکتار دارد (شکل ۳-۲). این مکان در ۲۸ کیلومتری شهر آمل با طول جغرافیایی $62^{\circ} 13'$ و عرض جغرافیایی $36^{\circ} 42/3''$ و ارتفاع ۵۷۰ متری از سطح دریا در جاده هراز در پای کوه البرز واقع شده که زباله های شهر غالباً به این مکان منتقل می گردد.



شکل ۳-۲. منطقه دفن زباله شهرستان آمل

روش دفن زباله در این مکان به صورت دفن سطحی با پوشش نهایی سنگ های شکسته کوهی است که اصولی و فنی نیست ضمن آن که ارگان موظف و مسئول (شهرداری) بدون هیچ کنترلی به برداشت سنگ و ماسه، تخریب پوشش مرتعی یا کوه و تجاوز به عرصه های اطراف ادامه می دهد(۳-۳).



شکل ۳-۳. برداشت خاک و سنگ از اطراف منطقه دفن برای خاک پوششی

شیرابه حاصل از زباله در گودال های اطراف به صورت حوضچه ای تجمع یافته و یا بعضاً از طریق زهکش ها و خلل و فرج های واقع در سازند خاک به جریان رودخانه هراز می پیوندند(شکل ۳-۳). این منطقه از سال ۶۹ مورد بهره برداری قرار گرفته و در حال حاضر روزانه حدود ۲۹۵ تن زباله از شهرستان آمل شامل بخشی از لاریجان، منطقه دابودشت و شهر محمود آباد، سرخورد و آمل به آن حمل می شود.



شکل ۳-۳. تجمع شیرابه به صورت حوضچه ای اطراف محل دفن

۳-۳-۱- توپوگرافی و مورفولوژیکی

منطقه مورد مطالعه در دشت هراز که در حوزه آبریز رودخانه‌های ساحلی دریای خزر قرار دارد، واقع می‌باشد و از توپوگرافی و مورفولوژی کلی این منطقه تبعیت می‌کند. این حوزه آبریز بخشی از دامنه‌ها و کوهپایه‌های شمالی البرز مرکزی است و از دو قسمت متمایز تشکیل شده است. بخش کوهستانی که قسمت عمده آن ارتفاعات البرز را شامل می‌شود و در امتداد دریای خزر گسترش دارد. این بخش از حوزه کاملاً کوهستانی است و در این بخش مناطق کم شیب و مسطح وجود ندارد. اما بخش دوم که بخش مسطح و کم شیب حوزه است، در امتداد ساحل دریا قرار داشته و عرض آن در مناطق غربی کم بوده و معمولاً از ۲۰ کیلومتر تجاوز نمی‌کند. این ناحیه که احتمالاً بر اثر بالا آمدن زمین یا پس روی دریا در اثر هر دو عامل پدید آمده دارای شیب ملایم بوده و پوشش گیاهی متراکمی دارد که شامل جنگل، باغات میوه و زمین‌های کشاورزی است که کشت غالب آن نیز برنج می‌باشد. منطقه مطالعاتی در بخش کوهستانی این حوزه قرار دارد (گزارش ارزیابی طرح احداث کارخانه کمپوست آمل، ۱۳۸۸).

۳-۳-۲- زمین شناسی

رشته کوه های البرز را جزئی از سیستم چین خوردگی آلپ مربوط دانسته اند. این رشته کوه ها در شرق و قسمت مرکزی، تاقدیس مرکزی را در حاشیه شمالی ایران مرکزی تشکیل داده است. بیشترین سازندهای تشکیل دهنده این ارتفاعات مربوط به دوران مزوزوئیک بوده و از طبقات ضخیم آهک، ماسه سنگ توف با هسته پالئوزوئیک و اثرات پرکامبرین می باشد. منطقه مورد مطالعه در حوزه جنوبی البرز قرار دارد. در این حوزه نهشته های کواترنر وجود دارد که علاوه بر پادگانهای آبرفتی، نهشته های رودخانه ای عصر حاضر، نهشته های کواترنر دشت ها، جلگه ها و یخرفت ها، شامل سنگ های آتشفشانی از جنس بازالت، آندزیت، تراکی آندزیت و گاهی داسیت نیز می شود (گزارش ارزیابی طرح احداث کارخانه کمپوست آمل، ۱۳۸۸).

۳-۳-۳- هیدرولوژی

شهرستان آمل مانند بسیاری از شهرستان های واقع در حوزه آبریز دریای خزر به لحاظ وجود رودخانه های دائمی و فصلی و نیز آب های زیرزمینی از وضعیت و غناء خوبی برخوردار است. مهمترین رودخانه دائمی جاری استان مازندران، رودخانه هراز در این شهرستان جریان دارد که اهمیت بسیار زیادی برای مصارف کشاورزی، آبی پروری و صنعت دارد. رودخانه هراز در نزدیکی محل دفن زباله آمل قرار دارد. ایستگاه های هیدرومتری مهم واقع بر رودخانه هراز شامل ایستگاه های کره سنگ و سرخورد می باشد. جریان سطحی شامل مازاد آب بارندگی، ذوب برف و آبدی چشمه های منطقه ای است که به صورت سیلاب و جریان از منطقه خارج می شود. در بررسی آبدی، هدف بررسی و تعیین پتانسیل های آبی رودخانه های محدوده مطالعاتی می باشد. برای بررسی رژیم آبدی رودخانه واقع در محدوده مطالعاتی از اطلاعات روزانه مشاهداتی ایستگاه های هیدرومتری طی یک دوره ۴۵ ساله (۳۹-۱۳۳۸ الی ۸۳-۱۳۸۲) استفاده گردیده است. براساس این اطلاعات میانگین آبدی رودخانه هراز در ایستگاه کره سنگ ۲۶/۳۰ مترمکعب بر ثانیه و همچنین متوسط آبدی رودخانه هراز در محل ایستگاه سرخورد (قبل از

ورود به دریای خزر) ۵/۶۳ مترمکعب بر ثانیه برآورد گردیده است(گزارش ارزیابی طرح احداث کارخانه کمپوست آمل، ۱۳۸۸).

چشمه عمارت و آمولو نیز از منابع آبهای سطحی نزدیک محل دفن زباله می باشد که در این تحقیق کیفیت آن بررسی شد. برخی پارامترهای کیفی رودخانه هراز در سال ۸۴ آزمایش شده و از نتایج آن در این تحقیق استفاده شد و در ادامه به طور مفصل شرح داده می شود.

یکی از سازه های مهمی که در محدوده مطالعاتی قرار دارد، سد مخزنی هراز-منگل می باشد که بر روی رودخانه هراز در حال احداث می باشد. ساختگاه سد منگل در فاصله ۴ کیلومتری از منطقه دفن زباله قرار دارد. تراز این سد بعد از احداث ۵۰۲ متر از سطح دریا و طول دریاچه سد بعد از آبیگری حدود ۸ کیلومتر می باشد. (گزارش فنی سد منگل، ۱۳۸۸).

تراز منطقه دفن زباله ۵۷۰ و تراز شیرابه ۵۳۰ متر از سطح دریا می باشد. با توجه به نقشه توپوگرافی مخزن سد و تراز منطقه دفن زباله و اینکه جریان شیرابه به سمت پایین دست ادامه دارد، آلودگی آب پشت سد دور از انتظار نیست.

۳-۴- سد منگل

مطالعات شناسایی احداث سد بر روی رودخانه هراز تحت عنوان توسعه منابع آب حوضه رودخانه های تالار- بابل- هراز در سال ۱۳۶۳ توسط شرکت مهندسی مشاور مهتاب قدس انجام شده است. مطالعات تکمیلی مرحله اول این طرح در سال ۱۳۸۵ به شرکت مهندسی مهتاب قدس واگذار گردید. هدف از این مطالعات تدقیق موقعیت محور و ارائه جانمایی سد و سازه های وابسته بوده است.

۳-۴-۱- موقعیت طرح و راه های دسترسی

حوضه آبریز رودخانه هراز از شمال به دریای خزر و حوضه آلس رود محدود می گردد. این حوضه از شرق به حوضه های آبریز رودخانه های کاری، گرمرود، کلارود، سجادرود و بابل رود و از جنوب به حوضه آبریز رودخانه کرج منتهی می گردد. ساختگاه سد مخزنی منگل بر روی رودخانه هراز و در

فاصله حدود ۲۰ کیلومتری جنوب شهرستان آمل در استان مازندران قرار دارد. دسترسی به ساختگاه مستقیماً از جاده هراز امکان پذیر است.

سد مخزنی منگل از سه جنبه از اهمیت خاصی برخوردار می باشد:

۱- امکان تخصیص و انتقال حقابه های مازندران از سد لار جهت مصارف آب شرب شهر تهران که با توجه به افزایش روزافزون جمعیت این شهر و مسائل سیاسی اجتماعی از اهمیت خاصی برخوردار می باشد. به ویژه اینکه منابع تامین کننده آب شرب شهر تهران بسیار محدود می باشد.

۲- تامین آب بیش از ۱۹۰۰۰ هکتار اراضی کشاورزی دشت هراز و بهبود بیش از ۷۷۰۰۰ هکتار اراضی دیگر منطقه.

۳- تنظیم و انتقال آب مازاد از طریق کانال سراسری به شرق مازندران و استان گلستان.

۳-۴-۲- هواشناسی

حوضه آبریز سد منگل کاملاً کوهستانی بوده و ارتفاع متوسط آن از سطح دریا حدود ۲۶۷۸ متر است. قله معروف دماوند با ارتفاع ۵۶۷۱ متر از سطح دریا در این حوزه واقع شده است. مساحت حوزه آبریز این سد حدود ۳۹۶۸ کیلومتر مربع بوده و متوسط بارش سالانه آن حدود ۵۲۰ میلیمتر است.

اقلیم این حوزه آبریز با توجه به وضعیت خاص توپوگرافی محدوده که از طرف شمال به منابع رطوبتی دریای مازندران و از طرف جنوب توسط رشته کوه های مرتفع البرز احاطه گردیده متفاوت است. نواحی شمالی حوضه دارای اقلیم معتدل مرطوب بوده و به تدریج به طرف نواحی جنوبی به نیمه خشک معتدل تا نیمه خشک سرد تبدیل می گردد.

حداکثر بارندگی ۲۴ ساعته با دوره برگشت دو ساله ۳۲/۷ میلیمتر است. حداکثر بارندگی ۲۴ ساعته برای دوره برگشت های ۱۰۰ و ۱۰۰۰۰ ساله به ترتیب ۸۴/۴ و ۱۴۴/۸ میلیمتر برآورد گردیده است. حداکثر بارندگی ۴۸ و ۷۲ ساعته با دوره برگشت ۱۰۰ ساله در این حوضه معادل ۹۹/۵ و ۱۰۵/۴ میلیمتر است.

متوسط سالانه دما در محل سد منگل حدود ۱۴/۵ درجه سانتیگراد می باشد. با توجه به ارقام نزدیکترین ایستگاه به محل این سد (ایستگاه کرسنگ) بیشترین دمای مشاهده شده در این محل ۴۲/۵ درجه سانتیگراد و کمترین دمای مشاهده شده ۹/۵- درجه سانتیگراد است.

تاریخ تقریبی شروع و خاتمه یخبندان در این محل در سال های مختلف متفاوت است. با توجه به اطلاعات موجود، زمان تقریبی شروع یخبندان اواخر آبان (اواسط نوامبر) و تاریخ تقریبی خاتمه آن اوایل فروردین (اواخر مارس) می باشد.

متوسط سالانه رطوبت نسبی در این محل حدود ۸۰ درصد و تغییرات ماهانه آن کمتر از ۱۰ درصد و بین ۷۶ درصد (ماه دی) تا ۸۴/۵ درصد (ماه شهریور) است.

متوسط سالانه سرعت باد ۱/۳ متر بر ثانیه بوده و توزیع ماهانه آن بین ۱/۱ متر بر ثانیه (ماه های ژوئیه تا اکتبر) تا ۱/۶ متر بر ثانیه (ماه های مارس و آوریل) متغیر است. متوسط سالانه سرعت باد غالب در این ایستگاه ۲/۸ متر بر ثانیه است. سرعت شدید ترین باد مشاهده شده در این ایستگاه ۲۵/۲ متر بر ثانیه بوده و در ماه نوامبر (آبان) حادث شده است. جهت این باد تقریباً از طرف شمال غرب به جنوب شرق بوده است.

۳-۴-۳- زمین شناسی

به لحاظ زمین شناسی، ساختگاه سد منگل در یال شمالی تاقدیس عمارت و به طور عمده بر روی لایه های غالباً آهکی - دولومیتی سازند الیکا و در بخش های بالادست در گستره پایانی سد در سازند نسن قرار دارد. در محدوده بالادست آن نیز سازند روته جای گرفته است. ساختگاه سد منگل در میان گستره چین خورده ای که واحد های رسوبی پرمین تا کرتاسه را تحت تاثیر قرار داده واقع گردیده است. آثار این چین خوردگی ها در رخنمون های سنگی در هر دو تکیه گاه به صورت تناوبی از لایه های آهکی، دولومیتی، آهک مترنی و شیلی که شیبی بیش از ۵۰ درجه به سوی شمال دارند، مشاهده می گردد. مهمترین گسل های ساختگاه گسل های منگل و چلاو هستند که اگر چه در گستره بدنه سد جای نمی گیرند اما به دلیل فاصله اندک از بدنه سد حائز اهمیت هستند.

به لحاظ لرزه خیزی و لرزه زمین ساخت، ساختگاه منگل در ناحیه ای با لرزه خیزی نسبتاً بالا و در ناحیه ای با فعالیت شدید تکتونیکی و محدود به سه گسل اصلی متعلق به سیستم گسل البرز قرار دارد. دو گسل اصلی چلاو و کلرد که هر دو وابسته به سیستم گسل شمال البرز می باشند از فاصله نزدیک به محل ساختگاه عبور کرده و عوارضی را در محل ساختگاه و در محدوده بالا دست و پایین دست آن بر جای گذاشته اند. همچنین مطالعات انجام یافته نشان دهنده وجود گسلی در ساختگاه به نام گسل F1 با مولفه حرکتی راستالغز چپگرد می باشد. قرار گرفتن این گسل بر روی فرا دیواره گسل کلرد (شاخه ای از گسل شمال البرز) و هم راستا بودن بردار لغزش آن دو و همچنین عبور آن از زیر بدنه سد، سبب افزایش اهمیت آن می شود. اگر چه گسل F1 خود به تنهایی یک گسل فعال و لرزه زا نیست ولی به واسطه جنبش گسل شمال البرز این گسل نیز محتمل جابجایی خواهد شد.

تراز بستر رودخانه در حدود ۳۸۵ متر و پهنای آن در گستره مورد بررسی ۸۰ تا ۱۰۰ متر است. شیب تکیه گاه ها متوسط تا زیاد است. در تکیه گاه راست میانگین شیب زمین به ۴۵ درجه بالغ می شود. در تکیه گاه چپ نیز شیب زمین عموماً کمتر از تکیه گاه راست و با میانگین ۳۷ درجه است. سد از نوع خاکی سنگریزه ای و ارتفاع ۱۵۰ متر از پی و ۱۲۵ متر از بستر آبرفتی رودخانه می باشد. حجم بدنه ۸/۶ میلیون متر مکعب برآورد گردیده و طول تاج ۳۷۷ متر، رقوم تاج سد ۵۱۰ متر از سطح دریا و تراز نرمال سد ۵۰۲ متر از سطح دریا می باشد.

۳-۵- بررسی کیفی آب رودخانه هراز

کیفیت آب رودخانه هراز در سال ۱۳۸۴ با اندازه گیری چند پارامتر از قبیل نترات، فسفر کل، هدایت الکتریکی، اکسیژن محلول و BOD_5 بررسی شد. علت انتخاب پارامترهای مذکور عبارت بودند از:

۱- در دسترس بودن و قابل اعتمادتر بودن داده ها

۲- گستره شمول پارامترهای مورد انتخاب از جنبه های کیفیت آب اعم از شیمیایی، بیولوژیکی و فیزیکی به طوری که تقریباً از هر رده حداقل یک پارامتر وجود داشته باشد. روند تغییرات پارامترهای مورد اشاره ذیلاً مورد بررسی قرار می گیرد.

۳-۵-۱- هدایت الکتریکی

بیشترین میانگین هدایت الکتریکی آب رودخانه هراز در ماه های فروردین تا مرداد و در ایستگاه سرخورد وجود دارد که احتمالاً به علت ورود زه آب های کشاورزی حاوی املاح زیاد می باشد (جدول ۳-۴). چرا که این ماهها مصادف با زمان کشاورزی در این ناحیه می باشد. البته ماه های تیر، مرداد و شهریور جزء ماه های کم آب نیز می باشد اما بیشترین عامل تاثیرگذار در افزایش میزان هدایت الکتریکی از کره سنگ تا سرخورد ورود بخشی از زه آب های کشاورزی به آب این رودخانه می باشد. شایان ذکر است که در این فاصله از آب رودخانه هراز به مقدار زیادی برای مصارف آبیاری برداشت می گردد و دبی آب در کره سنگ قابل مقایسه با دبی آب در سرخورد نیست.

جدول ۳-۴. تغییرات میزان هدایت الکتریکی آب رودخانه هراز ($\mu\text{m/cm}$) در سال ۱۳۸۴ (گزارش ارزیابی طرح احداث

کارخانه کمپوست آمل، ۱۳۸۸)

محل نمونه برداری	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند
هراز - کره سنگ	۵۴۱	۵۰۶	۳۲۶	۴۷۵	۴۹۴	۵۵۵	۴۴۳	۴۹۰	۵۵۷	۶۵۶	۶۵۵	۶۷۷
هراز - سرخ رود	۶۱۲	۷۵۲	۶۲۵	۷۸۳	۷۴۷	۵۷۳	۴۵۰	۴۸۷	۵۶۱	۶۰۱	۷۰۳	۶۹۸

اما در مجموع میزان هدایت الکتریکی در این رودخانه به حدی بالا نیست که ایجاد نگرانی نموده و مصارف آن را محدود نماید.

۳-۵-۲- اکسیژن محلول

سطح اکسیژن محلول در این رودخانه همواره مناسب بود و حتی در گرمترین ماه های سال نیز به حد نامطلوبی نمی رسد. تغییرات غلظت بین دو ایستگاه ناچیز می باشد. بنا براین منبع آلودگی مهمی که

مصرف کننده اکسیژن محلول رودخانه باشد، به آن وارد نشده است. کم شدن اکسیژن محلول در ایستگاه کره سنگ در برخی از ماه های سال (نظیر تیر و مرداد) نسبت به ایستگاه سرخورد می تواند به علت فعالیت کارگاه های دانه بندی شن و ماسه در بالادست ایستگاه کره سنگ باشد که علاوه بر تشدید کدورت آب سبب کاهش قابلیت حلالیت اکسیژن محلول گشته و آن را تا حدودی پایین می آورد. در این ماه ها به علت بالا بودن دمای هوا و آب تاثیر عملکرد این کارگاه ها مشهودتر بوده است. اما در مجموع از نظر این پارامتر کیفیت آب این رودخانه مناسب ارزیابی می گردد (جدول ۳-۵).

جدول ۳-۵. تغییرات میزان اکسیژن محلول آب رودخانه هراز (mg/l) در سال ۱۳۸۴ (گزارش ارزیابی طرح احداث

کارخانه کمپوست آمل، ۱۳۸۸)

محل نمونه برداری	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند
هراز - کره سنگ	۹/۵	۸/۷	۸/۴	۷/۳	۶/۲	۸/۴	۸/۰	۸/۹	۱۰/۲	۱۱/۶	۱۲/۲	۱۰/۳
هراز - سرخورد	۹/۶	۸/۲	۷/۹	۸/۵	۷/۳	۷/۴	۷/۵	۸/۹	۹/۹	۱۰/۵	۱۰/۸	۱۰/۲

BOD₅ - ۳-۵-۳

در مجموع بالاترین مقادیر BOD₅ در ماه های گرم سال (تابستان) مشاهده می گردد (جدول ۳-۶). در این ماه ها در هر دو ایستگاه سطح BOD₅ از ۶ میلی گرم بر لیتر بالاتر بوده و کمی افت کیفیت رودخانه را سبب می شود اما مقدار آن خیلی بالا نیست. در سایر ماه ها مقدار BOD₅ کمتر از ۵ میلی گرم بر لیتر است. بنابراین نگرانی خاصی از این نظر متوجه رودخانه هراز نبوده و قدرت خودپالایی این رودخانه در شرایط موجود مناسب ارزیابی می گردد. همچنین تغییرات مهمی در BOD₅ دو ایستگاه مشاهده نمی گردد.

جدول ۳-۶. تغییرات میزان BOD₅ رودخانه هراز (mg/l) در سال ۱۳۸۴ (گزارش ارزیابی طرح احداث کارخانه

کمپوست آمل، ۱۳۸۸)

محل نمونه برداری	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند
هراز - کره سنگ	۲	۴	۶/۱	۸/۲	۸	۲	۴	۴	۱	۱	۱	۱
هراز - سرخورد	۲	۳	۱۱/۵	۷/۱	۷	۳	۵	۵	۱	۱	۴/۳	۱

۳-۵-۴- نیترات

غلظت نیترات از ایستگاه کره سنگ تا سرخ رود در دامنه ۰/۰۲ تا ۴/۱ میلی گرم در لیتر قرار می گیرد (جدول ۳-۷). واضح است که میزان نیترات در سطح نگران کننده ای نیست. همچنین الگوی تغییرات این پارامتر در دو ایستگاه تقریباً مشابه بوده و تفاوت قابل ذکری در ماه های مختلف مشاهده نمی شود. هر چند انتظار می رفت ورود زه آب های حاوی نیترات سبب بالاتر بودن این پارامتر در ایستگاه سرخ رود باشد، اما در عمل چنین یافته ای مشاهده نگردیده است. البته با نگاهی به میزان مصرف کود نیترات آمونیوم نسبت به سایر کودها، مشخص می گردد که مصرف این کود در سطح پایینی قرار دارد. مصرف کود اوره به مراتب بیشتر از آن می باشد. بنابراین کودهای ازته از نوع اوره که سبب بالا رفتن میزان آمونیوم و آمونیاک آب می شود، بر وجود نیترات بیشتر در آب موثر نبوده است. پیش بینی می شود که میزان آمونیوم در ایستگاه سرخ رود تا حدی بیشتر از کره سنگ باشد. اما به دلیل عدم دسترسی به داده های کافی این استنتاج را نمی توان به صورت قطعی بیان نمود. در هر حال میزان نیترات رودخانه هراز در سطح بسیار پایینی قرار داشته و نگرانی خاصی را متوجه کیفیت این رودخانه نمی نماید.

جدول ۳-۷. تغییر میزان نیترات آب رودخانه هراز (mg/l) در سال ۱۳۸۴ (گزارش ارزیابی طرح احداث کارخانه کمپوست آمل،

(۱۳۸۸)

اسفند	بهمن	دی	آذر	آبان	مهر	شهریور	مرداد	تیر	خرداد	اردیبهشت	فروردین	محل نمونه برداری
۲/۳۹	۲/۰۶	۳/۷۹	۱/۵۴	۱/۴۴	۱/۸۱	۲/۶۵	۱/۷۹	۴/۱۰	۱/۳۸	۰/۰۲	۲/۹۹	هراز - کره سنگ
۱/۹۳	۱/۷۱	۳/۴۰	۱/۵۰	۲/۱۴	۱/۵۲	۳/۰۱	۰/۸۴	۳/۶۰	۰/۸۴	۰/۲۴	۳/۱۰	هراز - سرخ رود

۳-۵-۵- فسفات

در ماه های مصادف با زمان کشاورزی (اردیبهشت تا مهر) غلظت فسفات در ایستگاه سرخ رود بیشتر از ایستگاه کره سنگ است (جدول ۳-۸). با توجه به حجم نسبتاً بالای مصرف کودهای فسفاته در این ناحیه این افزایش را می توان با ورود زه آب های حاوی فسفات مرتبط دانست. هر چند به علت حلالیت کم فسفات در آب تفاوت کمی ملاحظه می گردد. در سایر ماه های سال که کشاورزی کمتر

رونق دارد، به ویژه در ماه های دارای بارندگی بیشتر ایستگاه کره سنگ دارای غلظت فسفات بیشتری می گردد. این فسفات احتمالاً ناشی از بار غیر نقطه ای حاصل از اراضی جنگلی مشرف به رودخانه هراز است که در اثر بارندگی شسته شده و وارد این رودخانه می گردد. در هر حال میزان فسفات این رودخانه در حد متوسط تا زیاد در نوسان می باشد.

جدول ۳-۸. تغییرات میزان فسفات آب رودخانه هراز (mg/l) در سال ۱۳۸۴ (گزارش ارزیابی طرح احداث کارخانه

کمپوست آمل، ۱۳۸۸)

محل نمونه برداری	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند
هراز - کره سنگ	۰/۰۹	۰/۰۶	۰/۱۱	۰/۰۶	۰/۱۸	۰/۱۱	۰/۱۶	۰/۴۰	۰/۲۲	۰/۱۵	۰/۱۲	۰/۱۷
هراز - سرخورد	۰/۰۶	۰/۰۴	۰/۱۶	۰/۱۳	۰/۲۰	۰/۱۶	۰/۳۲	۰/۱۳	۰/۲۰	۰/۱۲	۰/۲۳	۰/۱۳

فصل چهارم

مواد و روش‌ها

۴-۱- نمونه برداری

پس از انجام مطالعه و بررسی های لازم روی منطقه و بازدید از محل به همراه کارشناس محیط زیست شهرستان آمل، طریقه نمونه برداری مشخص شد. نمونه برداری خاک به صورت پراکنده و در جهت حرکت شیرابه از مناطق بالادست محل دفن (به عنوان منطقه شاهد) و پایین دست محل دفن از عمق ۳۰-۰ سانتی متر منطقه مورد بررسی برداشت و مورد آنالیز قرار گرفت. همچنین باتوجه به این که نفوذ شیرابه های حاصل از زباله و نیز زهکشی ناشی از بارش های جوی ممکن است باعث انتقال برخی آلاینده ها به منابع آب اطراف گردد، نمونه های آب از منابع آب سطحی و زیرزمینی موجود در اطراف محل دفن تهیه و مورد آنالیز و تجزیه و تحلیل قرار گرفت. نمونه برداری آب و شیرابه در دو فصل مرطوب (فروردین-اردیبهشت) و خشک (شهریور) انجام شد و آزمایش هر مرحله از نمونه ها بلافاصله بعد از انتقال به آزمایشگاه انجام گردید. آزمایشات در آزمایشگاه های سازمان محیط زیست مازندران - ساری، آزمایشگاه خاک شناسی بابل و آزمایشگاه خاک شناسی مرکز تحقیقات برنج آمل انجام شد.

شکل ۴-۱ مناطق نمونه برداری شده (منطقه شاهد و مناطق پایین دست محل دفن) و محل دفن را نشان می دهد.



شکل ۴-۱. عکس هوایی منطقه مورد مطالعه و نقاط نمونه برداری شده

۴-۱-۱- خاک

خاک مورد آزمایش در این تحقیق از مناطق بالا دست و پایین دست محل دفن به صورت پراکنده و در جهت حرکت شیرابه و افزایش فاصله از محل دفن از عمق ۳۰-۰ سانتی متری برداشت شد (شکل ۴-۲). تعداد ۲ نمونه خاک از منطقه شاهد (شکل ۴-۳) و ۱۳ نمونه خاک از مناطق پایین دست که بسته به فاصله از محل دفن به چهار منطقه تقسیم شد نمونه برداری شد. شکل ۴-۱ نقاط نمونه برداری شده را در عکس هوایی منطقه مورد مطالعه نشان می دهد. منطقه ۱ شامل نقاط ۱، ۲ و ۸ می باشد، منطقه ۲ شامل نقاط ۳، ۴ و ۵ و منطقه ۳ نقاط ۹، ۱۰ و ۱۱ و نقاط ۶، ۷، ۱۲ و ۱۳ نیز مربوط به منطقه ۴ می باشد. بدین صورت که مختصات نقاط نمونه برداری با استفاده از دستگاه GPS تعیین شد و نمونه ها پس از انتقال به آزمایشگاه هوا خشک و از الک ۲ میلی متری عبور داده و برای آزمایش آماده شدند.



شکل ۴-۳. منطقه شاهد



شکل ۴-۲. نمونه برداری خاک از عمق ۳۰-۰ سانتی متر

۴-۱-۲- آب

نمونه های آب شامل دو نمونه از چشمه های اطراف محل دفن می باشد که در دو فصل مرطوب (فروردین-اردیبهشت) و خشک (شهریور) نمونه برداری شد. نمونه اول مربوط به چشمه عمارت می باشد که در فاصله ۲۰۰ متری از محل دفن قرار دارد و نمونه دوم مربوط به چشمه آمولو می باشد که در فاصله ۴ کیلومتری از محل دفن قرار دارد. ظروف نمونه برداری مورد استفاده پلاستیکی و تیره رنگ بوده و قبل از نمونه برداری کاملاً با آب مورد نظر شستشو داده و تا زمان انتقال به آزمایشگاه در محل خنک نگهداری شد.



شکل ۴-۵. نمونه آب ۲



شکل ۴-۴. نمونه آب ۱

۴-۱-۳- شیرابه

شیرابه زباله از اطراف محل دفن در جهت شیب جریان یافته و به صورت حوضچه ای تجمع یافته که تعداد سه نمونه شیرابه از سه محل مختلف برداشت و آنالیز شد. ظروف نمونه برداری شیرابه نیز پلاستیکی و تیره رنگ بوده (شکل ۴-۶) و قبل از نمونه برداری کاملاً با نمونه های مورد نظر شستشو داده شد. پس از نمونه برداری، نمونه ها در جای خنک نگهداری و سریعاً به آزمایشگاه انتقال داده شد.



۴-۶. نمونه برداری شیرابه

۴-۲- روش های مورد استفاده جهت تجزیه نمونه ها

۴-۲-۱- خاک

در این تحقیق نمونه های خاک از عمق ۳۰-۰ سانتی متری برداشت و پس از انتقال به آزمایشگاه، هوا خشک، کوبیده و از الک ۲ میلیمتری گذرانده شد و خواص شیمیایی آن به شرح زیر تعیین گردید. عوامل اندازه گیری شده روی نمونه های خاک عبارتند از: pH, EC، بافت خاک، ازت کل، ازت نیتراژ و آمونیومی، فسفر و پتاسیم قابل جذب، درصد کربن آلی و آهک، آنیون ها و کاتیون های محلول (CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ , Na^+) و فلزات سنگین (روی، مس، منگنز، آهن، سرب، کروم و کادمیوم).

۴-۲-۱-۱- pH خاک

اندازه گیری واکنش خاک در گل اشباع و با استفاده از دستگاه pH متر صورت گرفت (Klute, 1986).

۴-۲-۱-۲-EC (هدایت الکتریکی) خاک

هدایت الکتریکی خاک در عصاره گل اشباع توسط دستگاه هدایت سنج اندازه گیری شد (Page, 1991).

۴-۲-۱-۳-کلسیم و منیزیم خاک

اندازه گیری کلسیم و منیزیم خاک به روش کمپلکسومتری از طریق تیتراسیون با EDTA در عصاره گل اشباع خاک انجام پذیرفت (Klute, 1986).

۴-۲-۱-۴-سدیم و پتاسیم خاک

سدیم و پتاسیم در عصاره گل اشباع توسط روش شعله سنجی با دستگاه فلیم فتومتر انجام گردید (Page, 1991).

۴-۲-۱-۵-کلراید خاک

اندازه گیری کلراید به طریق تیتراسیون با نیترات نقره در عصاره گل اشباع خاک صورت پذیرفت (Klute, 1986).

۴-۲-۱-۶-کربنات و بی کربنات خاک

اندازه گیری بی کربنات خاک به طریق تیتراسیون با اسیدکلریدریک در عصاره گل اشباع خاک صورت گرفت (Klute, 1986).

۴-۲-۱-۷-سولفات خاک

به روش اسپکتروفتومتری تعیین شد (توللی و سمنانی، ۱۳۸۱).

۴-۲-۱-۸-کربن آلی

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

۴-۲-۱-۹-آهک

اندازه گیری آهک به روش تیتراسیون با سود نرمال صورت گرفت (ISRIC, 1986).

۴-۲-۱-۱۰-ازت کل، نیترات و آمونیوم

اندازه گیری این عوامل به روش کلدال انجام شد (Page, 1982).

۴-۲-۱-۱۱- فلزات سنگین

فلزات سنگین شامل آهن، روی، مس، منگنز، سرب، کروم و کادمیوم به روش عصاره گیری با DTPA و قرائت با دستگاه جذب اتمی اندازه گیری شد (Page, 1982).

۴-۲-۱-۱۲- بافت خاک

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

۴-۲-۱-۱۳- پتاسیم قابل جذب

تعیین پتاسیم قابل جذب به روش شعله سنجی و با دستگاه فلیم فتومتر انجام شد (منطقی، ۱۳۶۵).

۴-۲-۱-۱۴- فسفر قابل جذب

فسفر قابل جذب به روش اولسن تعیین شد (ISRIC, 1986).

۴-۲-۲- آب و شیرابه

فاکتورهای اندازه گیری شده در نمونه های آب و شیرابه شامل pH, EC, BOD₅, COD, سنگین نظیر روی، مس، منگنز، آهن، سرب، کروم و کادمیوم، آنیون ها و کاتیون های محلول (CO_3^{-2} , Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , Cl^- , SO_4^{-2} , HCO_3^-), ازت کل، ازت آمونیومی و ازت نیتراته می باشد.

۴-۲-۲-۱- pH, EC

اندازه گیری pH با استفاده از دستگاه pH متر و هدایت الکتریکی با دستگاه EC سنج تعیین شد (Page, 1991, Klute, 1986).

۴-۲-۲-۲- کلسیم و منیزیم محلول

اندازه گیری کلسیم و منیزیم به روش کمپلکسومتری از طریق تیتراسیون با EDTA انجام پذیرفت (Klute, 1986).

۴-۲-۲-۳- سدیم و پتاسیم محلول

سدیم و پتاسیم توسط روش شعله سنجی با دستگاه فلیم فتومتر اندازه گیری گردید (Page, 1991).

۴-۲-۲-۴- کلراید

اندازه گیری کلراید به طریق تیتراسیون با نیترات نقره صورت پذیرفت (Klute, 1986).

۴-۲-۲-۴- سولفات

به روش اسپکتروفتومتری با استفاده از محلول کلروباریم تعیین شد (توللی و سمنانی، ۱۳۸۱).

۴-۲-۲-۴- کربنات و بی کربنات

اندازه گیری بی کربنات به طریق تیتراسیون با اسید کلریدریک صورت گرفت (Klute, 1986).

۴-۲-۲-۴- ازت کل، نیترات و آمونیوم

اندازه گیری این عوامل به روش کدال انجام شد (Page, 1982).

۴-۲-۲-۴- فلزات سنگین

فلزات سنگین شامل آهن، روی، مس، منگنز، سرب، کروم و کادمیوم با روش اسپکتروفتومتری جذب اتمی با به کار بردن لامپ های کاتدی توخالی مناسب برای عناصر مورد نظر تعیین شد (توللی و سمنانی، ۱۳۸۱).

۴-۲-۲-۴- اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)

اکسیژن مورد نیاز شیمیایی نمونه ها با استفاده از روش 5220 C. Closed titrimetric method, Reflux انجام شد (APHA, 1995).

۴-۲-۲-۴- اکسیژن مورد نیاز بیولوژیکی (BOD₅)

با استفاده از دستگاه BOD متر اندازه گیری شد (APHA, 1995).

۴-۳- تجزیه و تحلیل داده ها

در این مطالعه برای مقایسه پارامترهای اندازه گیری شده با شاهد از نمودارهای مقایسه ای نرم افزار اکسل استفاده شد.

۴-۴- تهیه نقشه های هم غلظت

مطالعه تغییرات ناحیه‌ای و آلودگی فلزات ایجاد شده به وسیله انسان برای برنامه‌ریزی و پایش زیست محیطی در مناطق شهری ضروری است (Xiangdong et al, 2004). خصوصیات توزیع مکانی آلودگی در خاک‌های آلوده عامل مهمی جهت شناسایی نقاط آلوده و برطرف کردن آن می‌باشد. بدین منظور استفاده از راهکارهای مناسب جهت تعمیم نتایج حاصل از نقاط اندازه‌گیری شده به سایر نقاط توصیه می‌گردد. یکی از اهداف به کار بردن آنالیزهای مکانی بر روی داده‌های ژئوشیمیایی محیطی، استفاده از روش میانمایی برای ترسیم شبکه و نقشه‌های لازم می‌باشد (Issaks & srivastava, 1989). در این بررسی برای تهیه نقشه‌های هم غلظت پارامترهای مورد نظر در خاک، از نرم افزار Arc GIS استفاده شد.

فصل پنجم

نتایج و بحث

نتایج حاصل از این تحقیق در چهار بخش مختلف آورده شده است. بخش اول مربوط به خصوصیات شیرابه ناشی از محل دفن زباله شهرستان آمل و بررسی تغییرات آن در دو فصل خشک و مرطوب و همچنین مقایسه با استانداردهای قابل قبول تخلیه فاضلاب به محیط زیست می باشد. در بخش دوم خصوصیات کیفی آبهای سطحی نمونه برداری شده به صورت نمودارهای مقایسه دو فصل و مقایسه با استانداردهای قابل قبول آب گزارش شده است. بخش سوم تغییرات خصوصیات شیمیایی خاک مناطق پایین دست محل دفن زباله به صورت نمودارهای مقایسه ای نمونه شاهد با مناطق پایین دست ارائه شده است. در بخش چهارم نقشه های هم غلظت پارامترهای آلودگی خاک با کمک نرم افزار Arc GIS نمایش داده شده است.

۵-۱- خصوصیات شیرابه زباله شهری محل دفن شهرستان آمل

نتایج حاصل از تجزیه شیرابه در منطقه مورد مطالعه در فصول مرطوب و خشک به ترتیب در جدول ۵-۱ و ۵-۲ آورده شده است. مقایسه ترکیب شیرابه فصل خشک و مرطوب نشان می دهد که غلظت اکثر فاکتورهای اندازه گیری شده در فصل خشک بیشتر از فصل مرطوب است که علت آن کاهش بارندگی در این فصل که منجر به افزایش غلظت املاح می شود، می باشد. این نتایج با تحقیقات سایر محققان نیز همخوانی دارد. آکسون و نیلسون (۱۹۹۷) غلظت پایین تر شیرابه را در فصل مرطوب در لندفیل سوئد مشاهده کردند. مشاهدات مشابهی نیز توسط چاو و همکاران (۱۹۹۴) در لندفیل هنگ کنگ یافته شد.

مقادیر زیاد COD و BOD₅ در شیرابه لندفیل عمارت نشان دهنده بالابودن بار آلی شیرابه است که از خصوصیات بارز زباله های جامد شهری در کشورهای در حال توسعه می باشد. سن لندفیل (حدود ۳۰ سال)، pH اندازه گیری شده و همچنین نسبت BOD₅ / COD، نشان می دهد که لندفیل در فاز متانوژنیک قرار دارد. تنها یک نمونه pH در محدوده pH اسیدی قرار داشت که دلیل آن این است که دفن زباله در این منطقه هنوز ادامه دارد و زباله های جدید روی زباله های قدیمی قرار می گیرد و

شیرابه‌های آن‌ها با هم مخلوط شده و ممکن است pH اسیدی شیرابه زباله‌های جدید روی زباله‌های قدیمی اثر بگذارد و به آن خاصیت اسیدی دهد.

گونه‌های مختلفی از فلزات سنگین در شیرابه زباله‌های جامد شهری وجود دارد ولی غلظت آن‌ها معمولاً کم است. در این مطالعه نیز فلزات سنگینی که آزمایش شد، غلظت‌های پایینی داشتند و این با نتایج سایر محققان در این مورد مشابه است. به هر حال متوسط غلظت فلزات سنگین در شیرابه لندفیل نسبتاً پایین است. مطالعات نشان می‌دهد که فلزات سنگین در شیرابه لندفیل فعلاً مشکل و نگرانی اصلی نیستند (Robinson, 1995; Christensen et al, 1994; Kjeldsen & Christophersen, 2001; Reinhart & Grosh, 1998; Revans et al, 1999). دلیل غلظت کم فلزات سنگین در شیرابه‌های متانوژنیک، کمبود حضور فلزات سنگین در مواد زائد نیست. تعادلات فلزات سنگین در لندفیل‌ها 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 & Neretnieks, 1995; Flyhammer 1995). اعتقاد بر این است که جذب و رسوب دو مکانیزم مهم غیر متحرک کردن فلزات و متعاقباً غلظت کم در شیرابه هستند (Bozkurt et al, 1999). BOD₅ یکی از نمونه‌ها صفر تعیین شد که علت آن وجود مواد آنتی باکتریال یا سمی مضر برای حیات باکتری‌ها می‌باشد.

برخی ویژگی‌های شیرابه کشورهای انگلستان، آلمان و ایالات متحده آمریکا (USA) و مقایسه آن‌ها با منطقه مورد مطالعه در جدول ۳-۵ آمده است. همان طور که ملاحظه می‌شود، ازت آمونیاکی و فسفر کل شیرابه لندفیل آمل بیش از رنج کشورهای ذکر شده است. پیشتر نیز ذکر شد که بار آلی شیرابه لندفیل کشورهای در حال توسعه بیشتر از کشورهای صنعتی و پیشرفته است. در مقابل کاتیون‌هایی نظیر آهن، منگنز در شیرابه لندفیل‌های کشورهای صنعتی بیش از کشورهای در حال توسعه است که نتایج آزمایشات شیرابه لندفیل عمارت نیز با این توضیحات منطبق است.

جدول ۵-۱. برخی مشخصات شیرابه فصل مرطوب لندفیل در منطقه مورد مطالعه

پارامتر	حداقل	حداکثر	میانگین
pH	۸/۴	۸/۸	۸/۵۶
($\mu\text{mhos/cm}$) EC	۱۴۸۸۰	۲۱۹۸۰	۱۹۲۷۰
(mg/l) COD	۱۵۰۰	۳۷۰۰	۲۸۰۰
(mg/l) BOD ₅	۰	۵۶۰	۳۱۱/۶۷
نسبت BOD ₅ /COD	-	-	۰/۱۱
(mg/l) TSS	-	-	-
ازت کل (%)	۲/۶۵	۱۹/۶۷	۱۱/۱۵
(mg/l) نیترات	۵۱/۱	۵۰۲/۶	۲۰۶/۰۸
(mg/l) آمونیوم	۳۰۱/۲۸	۱۷۷۱/۷	۱۲۶۹/۸۹
(mg/l) پتاسیم	۲۰۸/۵	۲۲۶/۷	۲۱۶/۵۷
(mg/l) سدیم	۹۷/۶	۹۴/۲۴	۹۷/۹۶
(meq/l) کلسیم	۱۸	۹۰	۶۲/۶۷
(meq/l) منیزیم	۳۰	۵۰	۴۲/۵۳
(meq/l) سولفات	۷	۱۵	۱۰
(meq/l) کلر	۱۰۲	۱۲۰	۱۱۰/۶۷
(meq/l) کربنات	۰	۰	۰
(meq/l) بی کربنات	۴۲/۲	۱۲۶/۵	۱۱۶/۲۳
(mg/l) مس	۰	۰/۴۵	۰/۲۲
(mg/l) روی	۰/۱۱	۰/۲۵	۰/۱۹
(mg/l) منگنز	۰	۰/۰۸	۰/۰۵۷
(mg/l) آهن	۱/۳۵	۴/۲	۲/۹۲
(mg/l) کادمیوم	۰/۲۲	۰/۷	۰/۴۷
(mg/l) کروم	۰	۰/۶۴	۰/۴
(mg/l) سرب	۰	۳/۳۲	۱/۳۵
(mg/l) نیکل	-	-	-

جدول ۵-۲. برخی مشخصات شیرابه فصل خشک لندفیل در منطقه مورد مطالعه

پارامتر	حداقل	حداکثر	میانگین
pH	۶/۵۱	۸/۳۶	۷/۶۸
($\mu\text{mhos/cm}$) EC	۱۸۶۹۰	۲۰۵۲۰	۱۹۸۲۰
(mg/l) COD	۴۲۴۲	۲۲۴۲۴	۱۰۳۵۳/۳
(mg/l) BOD ₅	۱۶۹۶	۸۹۶۸	۴۱۴۰
نسبت BOD ₅ /COD	-	-	۰/۳
(mg/l) TSS	۱۶۴	۶۴۹۳	۲۳۷۱
ازت کل (%)	۱۶/۲	۱۹/۳	۱۷/۷۶
نیترات (mg/l)	۱۰۶/۴	۴۳۶/۸	۲۲۵/۸۷
آمونیم (mg/l)	۱۳۷۷/۲	۲۳۵۷/۶	۱۸۹۰/۸
پتاسیم (mg/l)	۳۶۳	۶۴۸	۵۴۱/۶۷
سدیم (mg/l)	۱۷۶	۳۱۳	۲۶۶/۳۳
کلسیم (meq/l)	۲۵	۳۲۰	۱۲۸/۳۳
منیزیم (meq/l)	۶۵	۲۴۰	۱۴۱/۶۷
فسفر (mg/l)	۳۲	۳۹	۳۶
سولفات (meq/l)	۳۶/۹	۴۳/۱	۴۰/۸۳
کلر (meq/l)	۲۳۵	۶۲۰	۳۷۱/۶۷
کربنات (meq/l)	۰	۰	۰
بی کربنات (meq/l)	۲۵۰	۱۲۰۰	۶۰۰
مس (mg/l)	۰/۰۵۵	۰/۱۸۳	۰/۱۰۳
روی (mg/l)	۰/۲۲۹	۰/۳۸۳	۰/۳۲
منگنز (mg/l)	۰/۰۹۴	۰/۳۶	۰/۱۹
آهن (mg/l)	۰/۳۲۷	۴/۹۷	۳/۲۸
کادمیوم (mg/l)	ND*	ND*	ND*
کروم (mg/l)	۰/۰۲۴	۰/۴۴	۰/۲۴
سرب (mg/l)	ND*	ND*	ND*
نیکل	۰/۶۷۸	۰/۸۶۶	۰/۷۹۳

*: غیر قابل اندازه گیری

جدول ۳-۵. برخی ویژگی‌های شیرابه‌های لندفیل انگلستان، آلمان و USA و مقایسه آن‌ها با منطقه مورد مطالعه (همه

مقادیر بر حسب mg/l به غیر از pH) (Robinson et al., 1982; Ehrig, 1983; Fetter, 1993)

پارامتر	انگلستان	آلمان	USA	آمل
pH	۶/۲-۷/۴	۶/۱-۸/۰	۵/۴-۷/۲	۶/۵-۸/۸
TDS	-	-	۲۱۸۰-۲۵۹۰۰	-
COD	۶۶-۱۱۶۰۰	۳۰۰۰-۲۲۰۰۰	۱۱۲۰-۵۰۵۰۰	۱۵۰۰-۲۲۴۲۴
BOD ₅	<۲-۸۰۰۰	۱۸۰-۱۳۰۰۰	۱۰۰-۲۹۲۰۰	۰-۸۹۶۸
TOC	۲۱-۴۴۰۰	-	۴۲۷-۵۸۹۰	-
آمونیم	۲۶-۵۵۷	۷۴۱	۵-۷۳۰	۳۰۱-۲۳۵۷
فسفر کل	<۰/۰۲-۳/۴	۵/۷	۰/۳-۱۱۷	۳۲-۳۹
کلراید	۷۰-۲۷۸۰	۲-۱۱۹	۱۸۰-۲۶۵۰	۳۶۲۱-۲۲۰۱۰
آهن	۰/۱-۳۸۰	۱۵-۹۲۵	۲/۱-۱۴۰۰	۰/۳۲۷-۴/۹۷
منگنز	۰/۳-۲۶/۵	۰/۷-۲۴	۰/۰۳-۲۵/۹	۰-۰/۳۶
کلسیم	۱۶۵-۱۱۵۰	۸۰-۱۳۰۰	۲۰۰-۲۱۰۰	۳۶۰/۹-۶۴۱۶
منیزیم	۱۲-۴۸۰	۲۵۰-۶۰۰	۱۲۰-۷۸۰	۳۶۴/۵-۲۹۱۶

جدول ۴-۵ حد مجاز تخلیه فاضلاب به آب‌های سطحی و مصارف کشاورزی و آبیاری را نشان می‌دهد (مدیریت منابع آب ایران،). طبق این استاندارد شیرابه از نظر COD و BOD₅ و TSS برای تخلیه به آب‌های سطحی بسیار آلوده می‌باشد و بیش از حد مجاز است.

همچنین مقدار آهن، سرب و کادمیوم در بعضی نمونه‌ها کمی بیش از حد مجاز می‌باشد اما میانگین این فلزات در نمونه‌های شیرابه بیش از حد مجاز نیست.

شیرابه لندفیل مورد مطالعه به صورت حوضچه‌ای در اطراف محل دفن جمع شده و در بعضی قسمت‌ها در جهت شیب به سمت پایین دست جریان یافته است. همان‌طور که ملاحظه شد این شیرابه از بار آلی زیادی برخوردار است و همچنین میزان ترکیبات معدنی آن نیز در حد مطلوبی است و غلظت فلزات سنگین و مضر آن پایین است که استفاده از آن به عنوان کود مایع می‌تواند مفید باشد، اما EC آن بسیار بالاست که می‌تواند منجر به شور شدن خاک شود و برای رشد گیاه ایجاد تنش و محدودیت جذب آب و مواد غذایی کند. همچنین سدیم شیرابه نیز بالا می‌باشد که به مرور زمان منجر به تخریب ساختمان خاک می‌شود. طبق جدول ۴-۵ غلظت مس و کادمیوم نیز در فصل مرطوب برای

مصارف کشاورزی باید مورد توجه قرار گیرد. در صورت اصلاح این مشکلات می توان از این شیرابه برای مصرف در زمین های کشاورزی یا زمین های اطراف لندفیل که مرتعی کوهستانی می باشد استفاده نمود.

جدول ۴-۵. حد مجاز تخلیه فاضلاب به آب سطحی و مصارف کشاورزی و آبیاری (مدیریت منابع آب ایران،)

مصارف کشاورزی و آبیاری (mg/l)	تخلیه به آب های سطحی (mg/l)	مواد آلاینده
۸/۵۲-۶	۶/۵-۸/۵	pH
۲۰۰	۶۰ (لحظه ای ۱۰۰)	COD
۱۰۰	۳۰ (لحظه ای ۵۰)	BOD ₅
-	۲/۵	آمونیم
-	۵۰	نیترات
-	۶	فسفر
-	۷۵	کلسیم
۱۰۰	۱۰۰	منیزیم
۶۰۰	۶۰۰	کلراید
۵۰۰	۴۰۰	سولفات
۳	۳	آهن
۱	۱	منگنز
۰/۲	۱	مس
۰/۰۵	۰/۱	کادمیوم
۲	۲	کروم
۲	۲	روی
۱	۱	سرب
۲	۲	نیکل

جدول ۵-۵ مشخصات نمونه شیرابه خام از لندفیل WENT واقع در هنگ کنگ را نشان می دهد. شیرابه این لندفیل دارای ازت آمونیومی بالا و COD محلول زیاد می باشد که از این جهت شبیه به شیرابه لندفیل عمارت می باشد. از شیرابه لندفیل WENT برای تهیه کود فسفات آمونیوم منیزیم (MAP) استفاده کردند (Li et al., 1999).

جدول ۵-۵. مشخصات نمونه های شیرابه خام از لندفیل (Li et al., 1999) WENT

پارامتر	مقدار	پارامتر	مقدار
pH	۸/۲۲	سدیم	۲۵۰۵
EC	۳۷۰۰۰	کلسیم	۱۳/۷
COD کل	۷۵۱۱	منیزیم	۹۳
COD محلول	۶۵۰۸	منگنز	۰/۱۸۲
BOD ₅	۱۴۳۶	مس	۰/۱۲۰
TSS	۷۸۴	روی	۱/۱۵۵
TDS	۱۲۳۵۲	کروم	۰/۵۵۳
NH ₄ ⁺ -N	۵۰۰	کادمیوم	۰/۱۰۳
کلراید	۳۰۳۲	سرب	(< ۰/۰۱)ND.
پتاسیم	۳۹۲۰	آهن	۳/۸۱۱

EC برحسب $\mu\text{mhos/cm}$ و بقیه پارامترها به غیر از pH برحسب mg/l

۵-۲- تغییرات خصوصیات شیمیایی آب

آبهای سطحی پتانسیل زیادی برای آلوده شدن دارند. این آبها از دیرباز به طور جدی از سوی جوامع شهری و مراکز صنعتی مورد تهدید بوده‌اند. با توجه به اینکه منابع آب سطحی به عنوان عمده-ترین منابع تامین آب آشامیدنی مورد استفاده انسان قرار گرفته‌اند حفاظت آنها از آلوده شدن سهم عمده‌ای در توسعه بهداشت ملی و منطقه‌ای دارد. بنابراین اتخاذ شیوه صحیح دفع فاضلاب که از عمده ترین آلاینده‌های آبهای سطحی هستند از آلودگی بیشتر این آبها جلوگیری می‌کند(عرفان منش و افیونی، ۱۳۸۷).

در این مطالعه نمونه‌های آب از دو چشمه موجود در اطراف محل دفن در دو فصل خشک و مرطوب جهت بررسی تاثیر شیرابه زباله شهری آمل بر کیفیت آنها استفاده شد. آب برداشتی از منطقه مصرف خانگی و تهیه آب معدنی داشت.

برخی از فاکتورهای تجزیه آب روی نمونه ها انجام شد و نتایج با استفاده از نمودارهای مقایسه ای و تاکید بر تفاوت بین فصل خشک و مرطوب و برخی استانداردهای موجود مقایسه شد. جدول ۵-۶ محدوده مورد قبول برخی آلاینده های آب آشامیدنی بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 1997) و استاندارد مؤسسه استاندارد هند (Bureau of Indian Standards, 1991) را نشان می دهد.

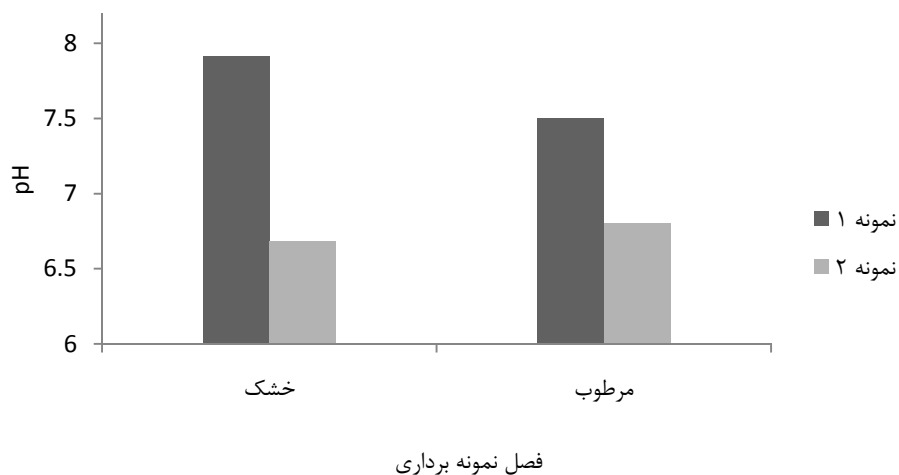
جدول ۵-۶. استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO) و استاندارد BIS برخی از آلاینده های آب آشامیدنی

پارامتر	استاندارد BIS, Bureau of Indian Standards, (1991)	WHO (1997)
pH	حد مطلوب ۶/۵-۸/۵	حد اکثر مجاز ۶/۵-۹/۲
(mg/l) TDS	۳۰۰	۵۰۰
(mg/l) Cl ⁻	۲۵۰	۲۵۰
(mg/l) SO ₄ ²⁻	۲۵۰	۲۰۰
(mg/l) NO ₃ ⁻	۴۵	۵۰
(mg/l) Ca ²⁺	۷۵	۱۰۰
(mg/l) Mg ²⁺	۳۰	۵۰
(mg/l) K ⁺	-	۲۰۰
(mg/l) Na ⁺	-	۲۰۰
(mg/l) NH ₄ ⁺	-	۱/۵
(mg/l) Fe	-	۰/۳
(mg/l) Cd	-	۰/۰۰۳
(mg/l) Mn	-	۰/۴
(mg/l) Pb	-	۰/۰۰۱
(mg/l) Ni	-	۰/۰۲

۵-۲-۱- اسیدیته آب

شکل ۵-۱ مقایسه نمونه های آب برداشتی را در دو مرحله مختلف نمونه برداری (فصل خشک و مرطوب) نشان می دهد. نمونه آب ۱ در فاصله نزدیکی نسبت به محل دفن قرار دارد و انتظار می رود نسبت به نمونه ۲ که در فاصله حدود ۴ کیلومتری از محل دفن قرار دارد تاثیر بیشتری از شیرابه پذیرفته باشد. همانطور که نشان داده شده است، pH نمونه آب ۱ در فصل خشک بیشتر از فصل

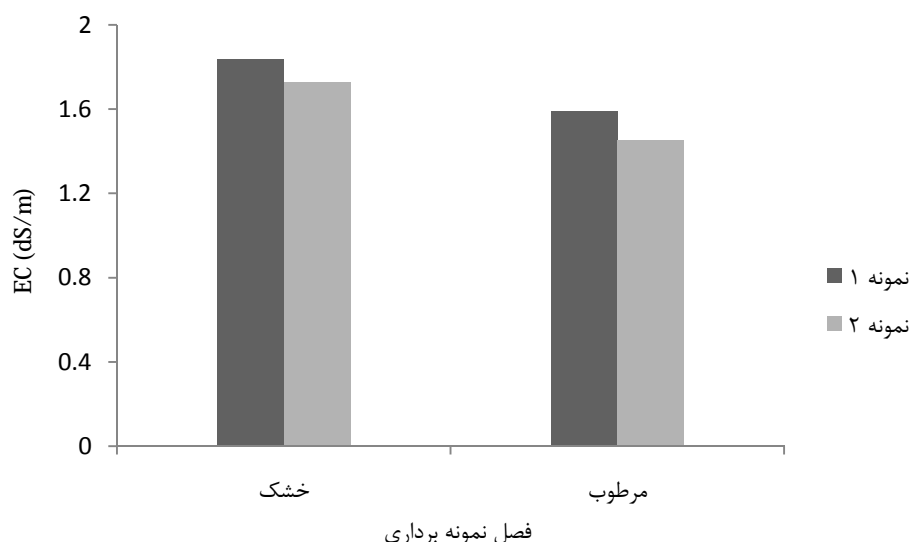
مرطوب است ولی در نمونه آب ۲ این روند معکوس می باشد. محدوده pH نمونه ها خنثی بود. سامون مور (۲۰۰۶) نشان داد که pH آب های زیرزمینی در آب های متأثر از شیرابه محل دفن حدود خنثی بود.



شکل ۵-۱. pH نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۲- هدایت الکتریکی آب

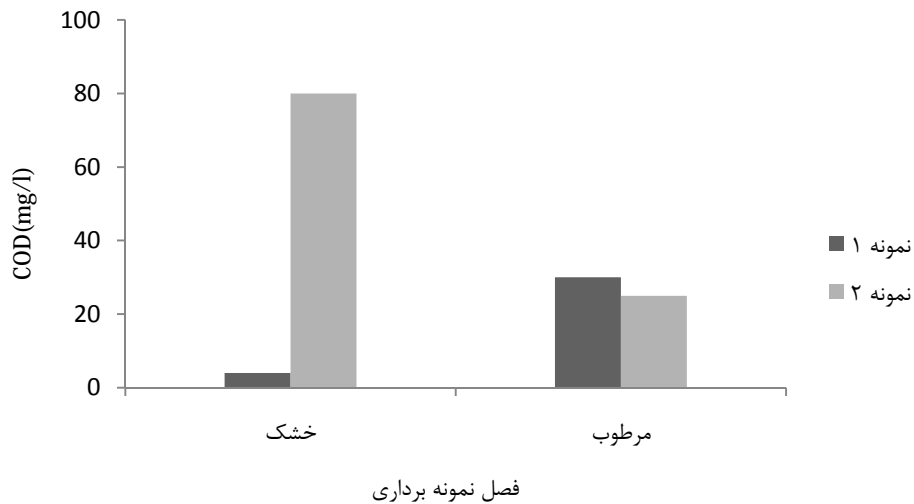
هدایت الکتریکی (EC) به عنوان معیاری از مقدار یون های محلول در آب می باشد. هدایت الکتریکی نمونه های برداشت شده از منطقه مورد مطالعه در فصل خشک بالاتر از فصل مرطوب بود ولی این اختلاف زیاد نبود (شکل ۵-۲). با دور شدن از منبع آلودگی هدایت الکتریکی کاهش پیدا کرد. سامون مور (۲۰۰۶) نیز نشان داد که هدایت الکتریکی آب های زیرزمینی با دور شدن از منبع آلودگی کاهش می یابد. به طور کلی هدایت الکتریکی نمونه های آب برداشتی زیاد نبود و از حد مجاز تجاوز نکرد.



شکل ۵-۲. هدایت الکتریکی نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۳- نیاز شیمیایی اکسیژن آب (COD)

اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (chemical oxygen demand) عبارت از مقدار اکسیژن مصرف شده جهت اکسیداسیون مواد آلی اکسید شده با استفاده از یک عامل اکسید کننده شیمیایی قوی می باشد، بنابراین یک شاخص آلودگی آب می باشد. COD اندازه گیری شده در نمونه های آب در محدوده ۴ تا ۸۰ میلی گرم بر لیتر قرار داشت (شکل ۵-۳) و مقدار آن در نمونه آب ۱ در فصل مرطوب افزایش یافت که علت آن را شاید بتوان به افزایش بارندگی در این فصل و شستشوی بیشتر ترکیبات آلی و راه یافتن این ترکیبات به آب ارتباط داد. نمونه آب ۲ از COD بیشتری برخوردار است. همانطور که قبلاً ذکر شد از این آب به عنوان آب معدنی بهره برداری می شود و با توجه به فاصله بیشتری که نسبت به نمونه ۱ از محل دفن دارد بالاتر بودن COD آن را می توان به مسیری که آب طی می کند نسبت داد نه به تاثیر شیرابه محل دفن. محققان در بررسی اثرات شیرابه بر محل دفن در مراکش به این نکته اشاره نمودند که روند توزیع ماده آلی شیرابه با فاصله از محل دفن و همچنین خصوصیات زهکشی و سطح آب زیرزمینی در منطقه می تواند در تغییرات COD موثر باشد (شیردست، ۱۳۸۸).

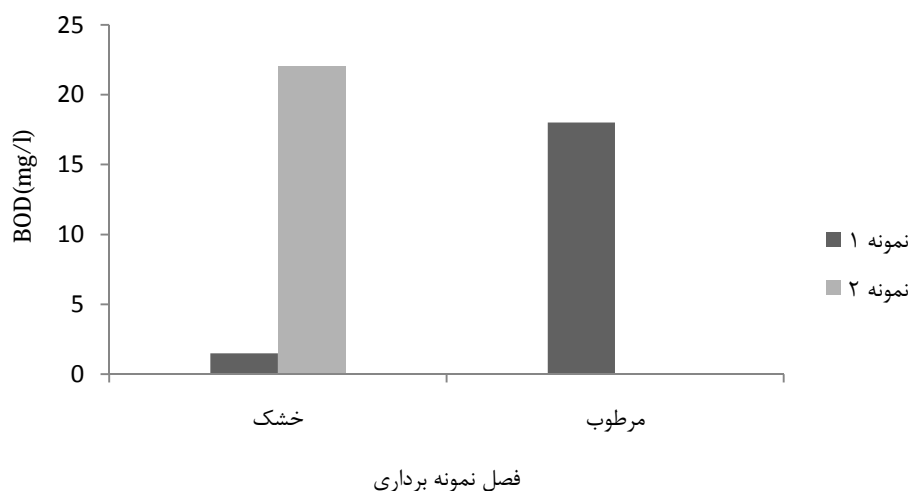


شکل ۳-۵. غلظت COD نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری

۴-۲-۵- نیاز بیوشیمیایی اکسیژن آب (BOD_5)

یکی از مهمترین شاخص هایی که هنگام ورود جریان های آلوده مانند فاضلاب به آب های سطحی می بایست مورد ارزیابی قرار گیرد مقدار کل اکسیژن مورد نیاز برای تجزیه بیولوژیکی مواد آلی است. BOD_5 یا اکسیژن خواهی بیوشیمیایی یا بیولوژیکی اصطلاحاً به مقدار اکسیژنی اطلاق می شود که میکروارگانیسم ها به منظور تجزیه هوازی مواد آلی به آن نیاز دارند (عرفان منش و افیونی، ۱۳۸۷).

نمونه آبی که BOD_5 آن بین ۱-۲ میلی گرم اکسیژن بر لیتر باشد، آب خیلی تمیز می باشد. بین ۳-۵ میلی گرم اکسیژن بر لیتر تمیزی متوسط و بیش از ۵ میلی گرم اکسیژن بر لیتر در آستانه آلودگی می باشد (Jennings & Sneed, 1996). بنابراین طبق شکل ۴-۵ نمونه آب ۱ در فصل مرطوب و نمونه آب ۲ در فصل خشک آلوده می باشد.

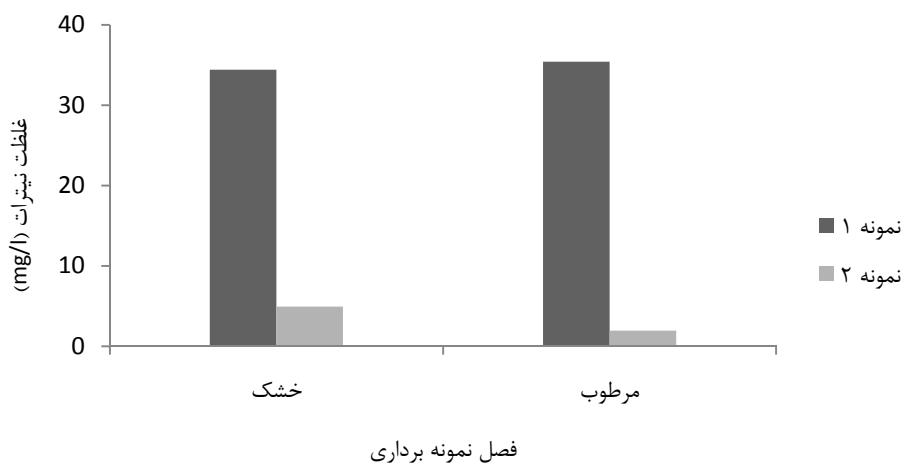


شکل ۴-۵. غلظت BOD_5 نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۵- تغییرات غلظت نیترات آب

با توجه به شکل ۵-۵ غلظت نیترات در نمونه آب ۱ در هر دو فصل خشک و مرطوب بیش از نمونه آب ۲ بوده و حداکثر غلظت آن ۳۵/۴۲ میلی گرم در لیتر می باشد. با دور شدن از منبع آلودگی غلظت نیترات آب نیز کاهش قابل توجهی پیدا کرد ولی با این حال غلظت نیترات نمونه های آب از حد مجاز استاندارد ۵۰ میلی گرم در لیتر، (WHO, 1997) تجاوز نکرد.

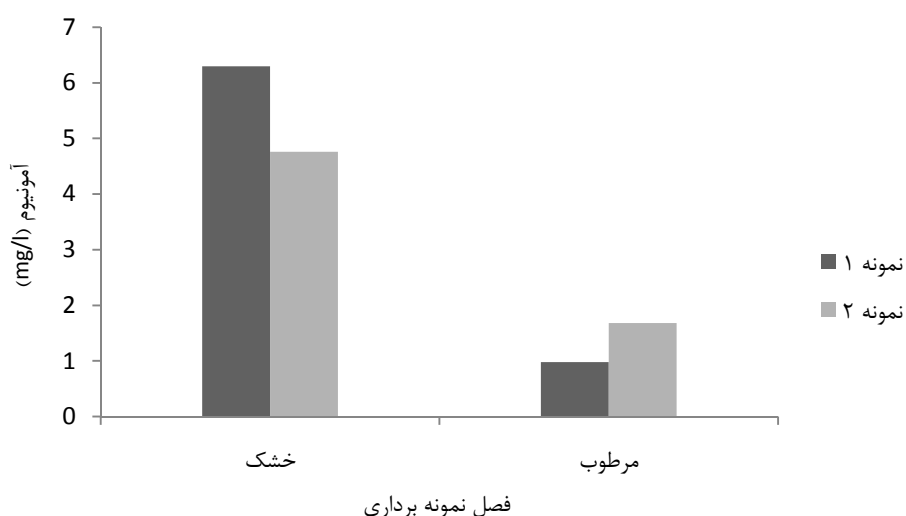
اثرات ترکیبات نیتروژنه و فسفره در محیط های آبی عمدتاً سمیت آمونیاک، رشد گیاهان آبی و پدیده یوتروفیکاسیون و آلودگی آب های زیرزمینی به نیترات می باشد (فلاح پور و فاضلی، ۱۳۸۷).



شکل ۵-۵. غلظت نیترات آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۶- آمونیوم آب

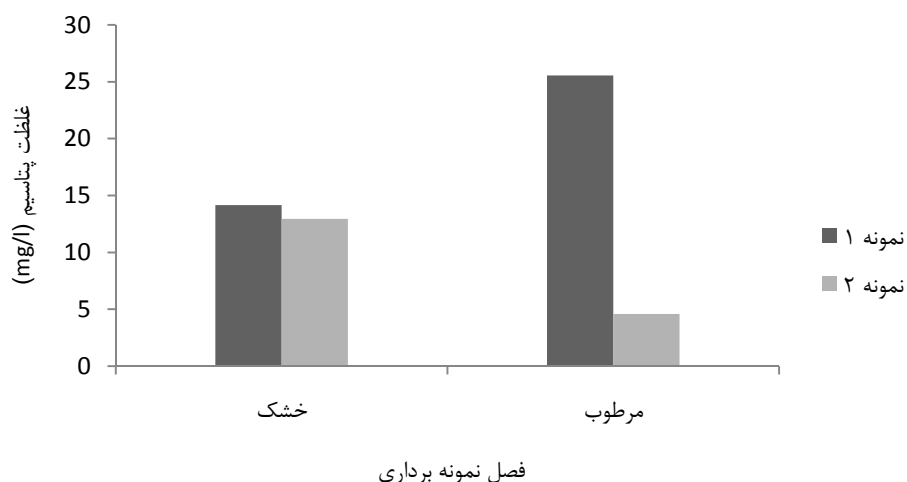
مقدار آمونیوم نمونه های آب از ۰/۹۸ تا ۶/۳ میلی گرم بر لیتر متغیر بود که حداکثر مربوط به نمونه آب ۱ در فصل خشک و حداقل آن مربوط به نمونه ۱ فصل مرطوب می باشد (شکل ۵-۶). غلظت آمونیوم در فصل خشک بیش از فصل مرطوب است. طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی حد مجاز آمونیوم ۱/۵ میلی گرم بر لیتر می باشد (WHO, 1997). بدیهی است که نمونه آب ۱ و ۲ به خصوص نمونه ۱ در فصل خشک دارای آلودگی زیادی هستند.



شکل ۵-۶. غلظت آمونیوم آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۷- پتاسیم محلول آب

مقدار پتاسیم محلول در نمونه های آب از ۴/۵۹ تا ۲۵/۵۶ میلی گرم بر لیتر متغیر است (شکل ۵-۷). بالاترین مقدار پتاسیم مربوط به نمونه ۱ در فصل مرطوب می باشد و با دور شدن از منبع آلودگی از میزان پتاسیم محلول آب کاسته شد. حد مجاز پتاسیم محلول آب ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر می باشد (WHO, 1997) که از این نظر نمونه ها در حد مطلوبی قرار دارند.

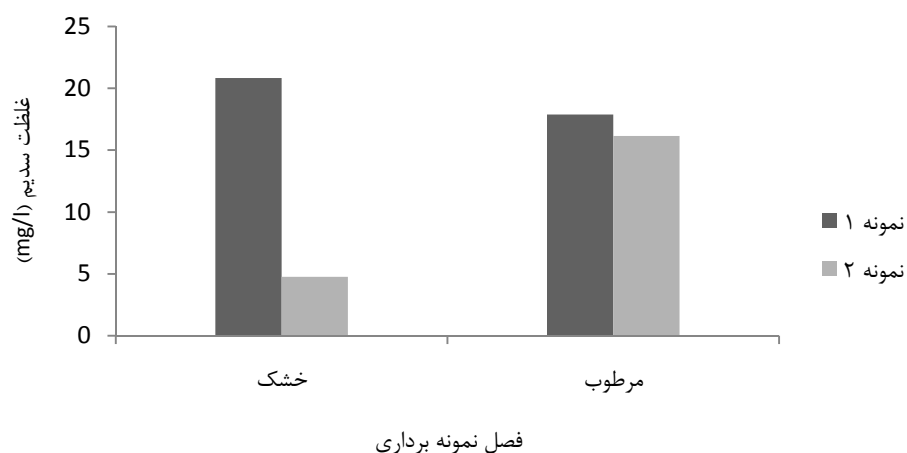


شکل ۵-۷. غلظت پتاسیم محلول آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۸- سدیم آب

غلظت سدیم در نمونه آب ۱ در فصل خشک بیش از فصل مرطوب است و در نمونه ۲ این روند معکوس می باشد (شکل ۵-۸). علت بالاتر بودن غلظت سدیم نمونه ۲ در فصل مرطوب را شاید بتوان به افزایش فعالیت معدن شن و ماسه اطراف محل نمونه برداری و افزایش بارندگی و شسته شدن نمکها و راه یافتن به این آبها نسبت داد.

غلظت بالای سدیم ممکن است اشخاصی را که از بیماریهای قلبی، کلیوی و خونی رنج می برند را دچار مشکلاتی کند. حد مجاز مقدار سدیم در آب طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر می باشد (WHO, 1997) که از این نظر نمونه های آب الودگی را نشان ندادند.



شکل ۵-۸. غلظت سدیم نمونه های آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۹- کلسیم و منیزیم محلول و سختی آب

حضور کاتیون های چند ظرفیتی به ویژه کلسیم و منیزیم در آب منجر به بروز ویژگی خاصی به نام سختی می گردد. آب های زیرزمینی از این نظر به علت وجود غلظت های زیاد کلسیم و منیزیم در زمره آب های سخت به شمار می آیند. سختی آب های سطحی به ندرت به بیش از ۲۰۰ میلی گرم بر لیتر برحسب کربنات کلسیم می رسد ولی در مورد آب های زیرزمینی ممکن است گاهی به بیش از ۱۰۰۰ میلی گرم بر لیتر برحسب کربنات کلسیم نیز بالغ گردد. اصولاً سختی آب را بر اساس غلظت کلسیم و منیزیم و بر حسب اکی والان بر لیتر به جای میلی گرم بر لیتر بیان می کنند (عرفان منش و افیونی، ۱۳۸۷).

سختی کل آب بر اساس کربنات کلسیم برابر مجموع سختی محاسبه شده برای هر کاتیون است.

سختی ناشی از دیگر کاتیون ها $+Mg^{2+} + Ca^{2+}$ TH=

از آنجایی که غلظت کلسیم و منیزیم در آب از غلظت سایر کاتیون های سختی زا زیاد تر است در اغلب مواقع از غلظت کلسیم و منیزیم در محاسبه سختی استفاده می شود (عرفان منش و افیونی، ۱۳۸۷).

طبق شکل های ۵-۹ و ۵-۱۰ سختی نمونه آب ۱ در فصل خشک برابر است با:

$$TH = (6.2 \text{ meq/L Ca} * 50 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq}) + (6.6 \text{ meq/L Mg} * 50 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq}) = 640 \text{ mg/L CaCO}_3$$

سختی نمونه آب ۱ در فصل مرطوب برابر است با:

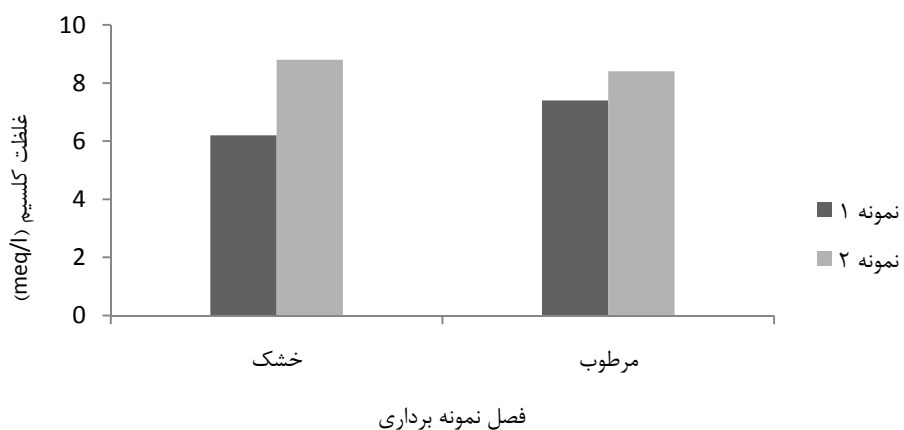
$$TH = (7.4 \text{ meq/L Ca} * 50 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq}) + (5.8 \text{ meq/L Mg} * 50 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq}) = 660 \text{ mg/L CaCO}_3$$

سختی نمونه آب ۲ در فصل خشک برابر است با:

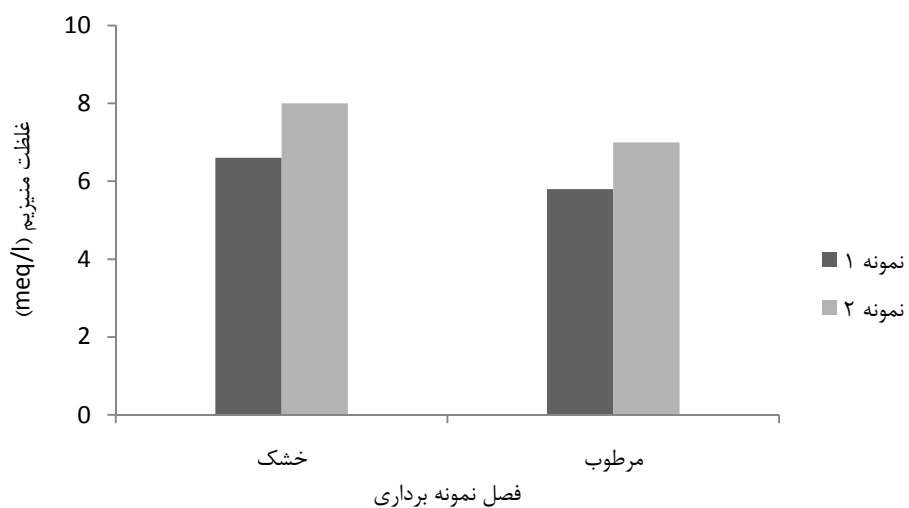
$$TH = (8.8 \text{ meq/L Ca} * 50 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq}) + (8 \text{ meq/L Mg} * 50 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq}) = 840 \text{ mg/L CaCO}_3$$

سختی نمونه آب ۲ در فصل مرطوب برابر است با:

$$TH = (8.4 \text{ meq/L Ca} * 50 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq}) + (7 \text{ meq/L Mg} * 50 \text{ mgCaCO}_3/\text{meq}) = 770 \text{ mg/L CaCO}_3$$



شکل ۵-۹. غلظت کلسیم محلول آب در فصول مختلف نمونه برداری



شکل ۵-۱۰. غلظت منیزیم محلول آب در فصول مختلف نمونه برداری

جدول ۵-۷ مقادیر کمی سختی طبقه بندی شده برای آب های مختلف را نشان می دهد(عرفان منش و افیونی، ۱۳۸۷). طبق این جدول هر دو نمونه آب در هر دو فصل خشک و مرطوب در زمره آب های بسیار سخت قرار می گیرند.

جدول ۵-۷. مقادیر کمی سختی طبقه بندی آب (عرفان منش و افیونی، ۱۳۸۷)

سختی		شرح
میلی اکوی والان بر لیتر	میلی گرم بر لیتر بر حسب CaCO_3	
$1 >$	$50 >$	نرم
$1-3$	$50-150$	نسبتاً سخت
$3-6$	$150-300$	سخت
>6	>300	بسیار سخت

جدول ۵-۸ مقادیر کلسیم و منیزیم نمونه های آب در دو فصل خشک و مرطوب را بر حسب میلی گرم بر لیتر نشان می دهد. مقدار حد مجاز کلسیم طبق سازمان بهداشت جهانی (WHO, 1997) ۱۰۰ میلی گرم در لیتر و طبق استاندارد مؤسسه استاندارد هند ۷۵ میلی گرم بر لیتر می باشد (Bureau of Indian Standards, 1991) که از این نظر هر دو نمونه در هر دو فصل نمونه برداری بیش از حد مجاز هستند. همچنین مقدار حد مجاز منیزیم طبق سازمان بهداشت جهانی (WHO, 1997) ۵۰ میلی گرم بر لیتر و طبق استاندارد مؤسسه استاندارد هند ۳۰ میلی گرم بر لیتر می باشد (Bureau of Indian Standards, 1991) که از این نظر نیز بیش از حد مجاز می باشد و مناسب مصرف شرب نمی باشد.

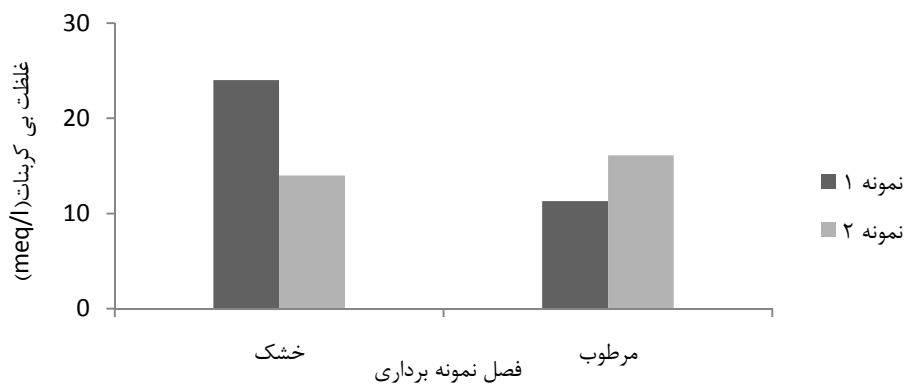
جدول ۵-۸ مقادیر کلسیم و منیزیم نمونه های آب در دو فصل خشک و مرطوب (میلی گرم بر لیتر)

Mg^{2+}		Ca^{2+}		نمونه
فصل مرطوب (W)	فصل خشک (D)	فصل مرطوب (W)	فصل خشک (D)	
۷۰/۴۷	۸۰/۱۹	۱۴۸/۳۷	۱۲۴/۳۱	آب ۱
۸۵/۰۵	۹۷/۲	۱۶۸/۴۲	۱۷۶/۴۴	آب ۲

متوسط غلظت کلسیم و منیزیم شیرابه در فصل خشک بیش از فصل مرطوب می باشد و از حد مجاز نیز تجاوز نموده است. نمونه آب ۲ از این روند پیروی نموده است ولی غلظت کلسیم در نمونه آب ۱ روند معکوسی را طی کرده است (شکل ۵-۹ و ۵-۱۰).

۵-۲-۱۰- بی کربنات آب

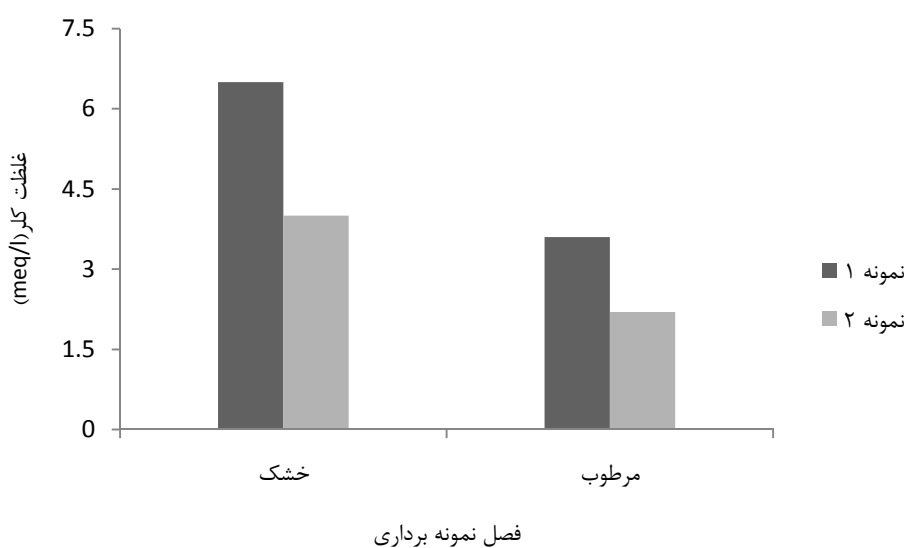
مشاهدات نشان می دهد که در اکثر دریاچه ها و اکوسیستم های آبی تعادل بی کربنات-اسید کربنیک عامل ثبات pH یا بروز حالت بافری است. بخشی از آنیون بی کربنات از تجزیه اسید کربنیک و بخش دیگر از محلول خاک بدست می آید(عرفان منش و افیونی، ۱۳۸۷). غلظت بی کربنات از ۶۸۹/۳ تا ۱۴۶۴ میلی گرم بر لیتر متغیر بود. بالاترین مقدار بی کربنات مربوط به نمونه آب ۱ در فصل خشک می باشد که غلظت شیرابه نیز در این فصل بیشترین مقدار(۶۰۰ میلی اکی والان بر لیتر) را داشت و با دور شدن از منبع آلودگی مقدار بی کربنات نیز در نمونه آب ۲ کاهش یافت(شکل ۵-۱۱).



شکل ۵-۱۱. غلظت بی کربنات آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۱۱- کلر محلول آب

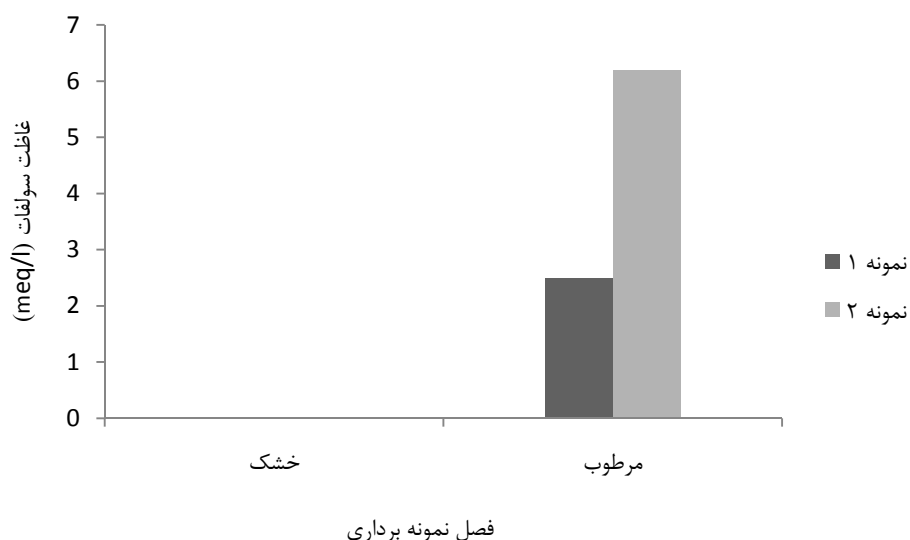
افزایش کلر در آب معمولاً به عنوان شاخص آلودگی شناخته می شود و معمولاً به عنوان یک ردیاب آلودگی آب زیرزمینی در نظر گرفته می شود(Loizidou & Kapectanios, 1993). غلظت کلر نمونه های آب از ۷۸/۱ تا ۲۳۰/۷۵ میلی گرم بر لیتر متغیر بود. حداکثر آن مربوط به نمونه آب ۱ در فصل خشک می باشد. طبق استاندارد سازمان بهداشت جهانی مقدار حد مجاز کلر برای آب های آشامیدنی ۲۵۰ میلی گرم بر لیتر می باشد(WHO, 1997) که از این نظر در کلیه نمونه های آب، غلظت کلر بیش از حد مجاز نبود(شکل ۵-۱۲). مقدار بالای کلر در آب به منابع آلوده کننده متعددی مربوط است که عبارتند از: فاضلاب های خانگی، کودها و مخازن گندزدایی و همچنین منابع طبیعی نظیر بارندگی و حلالیت. افزایش کلر آب باعث آسیب های قلبی و کلیوی می گردد(WHO, 1997).



شکل ۵-۱۲. غلظت کلر آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۱۲- سولفات محلول آب

مقدار سولفات نمونه‌های آب از صفر تا ۲۹۷/۹ میلی گرم بر لیتر متغیر است. بالاترین غلظت مربوط به نمونه آب ۲ در فصل مرطوب می‌باشد (شکل ۵-۱۳). حد مجاز سولفات طبق سازمان بهداشت جهانی (WHO, 1997) ۲۰۰ و طبق استاندارد مؤسسه استاندارد هند ۲۵۰ میلی گرم بر لیتر می‌باشد (Bureau of Indian Standards, 1991). هرچند که نمونه‌ها در فصل خشک بر خلاف انتظار دارای سولفات نبودند لیکن، در فصل مرطوب غلظت سولفات زیاد و در نمونه ۲ حتی آلودگی را نشان می‌دهد. با توجه به اینکه نمونه آب ۲ در فاصله ۴ کیلومتر از محل دفن قرار دارد و در طی این مسیر زمین‌های کشاورزی وجود دارد، افزایش غلظت سولفات در فصل مرطوب را شاید بتوان به افزایش بارندگی و فعالیت‌های کشاورزی و مصرف کودهای سولفور نسبت داد.



شکل ۵-۱۳. غلظت سولفات محلول آب در فصول مختلف نمونه برداری

۵-۲-۱۳- فلزات سنگین آب

در این مطالعه غلظت عناصر سرب، کروم، کادمیوم، نیکل، آهن، منگنز، مس و روی آنالیز شدند. غلظت این عناصر در نمونه‌های آب بسیار پایین و کمتر از حد تشخیص دستگاه شناخته شد. تنها منگنز در نمونه‌های ۱ و ۲ فصل مرطوب به ترتیب غلظت ۰/۰۱ و ۰/۰۵ میلی گرم بر لیتر را داشت و در نمونه آب فصل مرطوب عنصر روی نیز ۰/۰۶ میلی گرم بر لیتر غلظت داشت که از حد مجاز ۵ میلی گرم بر لیتر تجاوز نکرده است (Jennings & Sneed, 1996). شیرابه و خاک منطقه مورد مطالعه نیز بررسی شد و در کلیه نمونه‌ها غلظت این عناصر پایین بود و انتظار غلظت زیاد این عناصر در منابع آب نمی‌رود.

این واقعیت که فلزات سنگین در محیط با مواد آلی کمپلکس تشکیل می‌دهند به اثبات رسیده است (Christensen et al., 1998). با تشکیل کمپلکس مواد آلی با فلزات سنگین تحرک آن‌ها افزایش می‌یابد، بنابراین حضور کمپلکس‌های آلی و مواد کلوئیدی ترکیب شده با فلزات سنگین بر مقدار کل این فلزات و رفتار آن‌ها در شرایط غرقاب در آب‌های زیرزمینی آلوده به شیرابه محل دفن تاثیر می‌گذارد (Kjeldsen et al., 2002).

۵-۳- تاثیر شیرابه بر خصوصیات شیمیایی خاک

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 کردند که اثرات متقابل متنوعی بین سطح خاک و ترکیبات شیرابه محل دفن اتفاق می‌افتد و این برهم کنش‌ها به ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و شیرابه بستگی دارد.

۵-۳-۱- تأثیر بافت خاک در انتقال آلودگی از لندفیل

بافت خاک یکی از مهمترین مشخصه‌های خاک است که در واقع نشان دهنده میزان درصد شن، سیلت و رس در خاک می‌باشد. بافت خاک بر خواص مهمی از قبیل نفوذپذیری، ظرفیت نگهداری آب و مواد غذایی در خاک، زهکشی، فرسایش و تهویه موثر است. هرچه بافت خاک ریزتر باشد، ظرفیت نگهداری آب و مواد غذایی و تبادل یونی آن بیشتر می‌شود اما از میزان نفوذپذیری 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 می‌گردد. معمولاً خاک لایه پوششی برای سنگ بستر محسوب می‌شود که هر قدر غیر قابل نفوذتر باشد از ورود آب به داخل زمین بیشتر جلوگیری می‌کند. بهترین خاک پوششی، مخلوطی از ماسه و رس همراه با لای می‌باشد. 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 ایجاد بوی نامطبوع، نفوذ آب و رشد ناقلین بیماری را به همراه خواهد داشت. بنابراین بهترین خاک پوششی مخلوطی از خاک با دانه بندی درشت و ریز می‌باشد (مجلسی، ۱۳۷۱).

در این تحقیق بافت خاک برای همه نمونه‌ها تعیین شد. علاوه بر آن از یک ترانشه ۳ متری نیز سه نمونه از عمق‌های ۰-۱۰۰، ۱۰۰-۲۰۰ و ۲۰۰-۳۰۰ سانتی‌متری برای تعیین بافت خاک نمونه‌برداری شد. نتایج در جدول ۵-۹ آورده شده است. بافت خاک اکثر نمونه‌ها لومی و لوم شنی می‌باشد و بافت

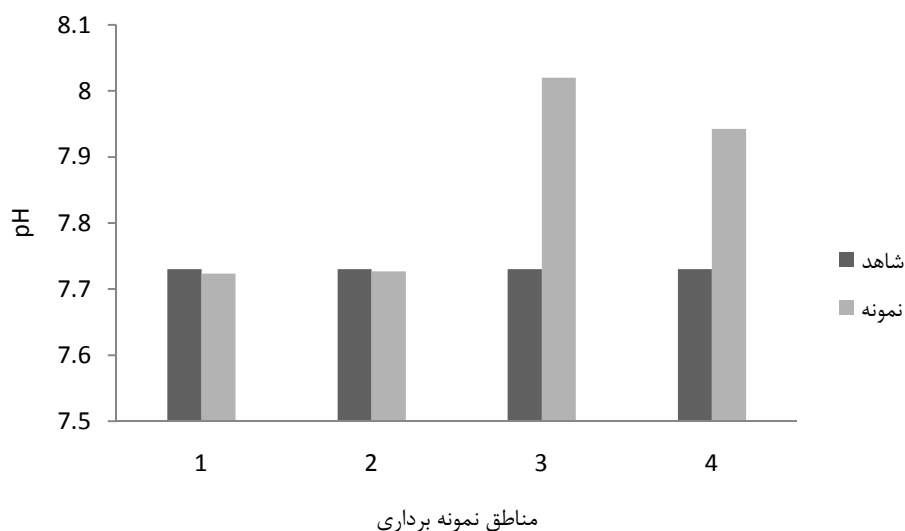
ترانشه ۳ متری از بالا به پایین به ترتیب لوم شنی، لوم شنی و شنی لومی می باشد که نشان می دهد نفوذ پذیری از سطح به عمق افزایش یافته است. بنابراین انتظار می رود آلاینده ها به اعماق پایین تر نفوذ کرده و میزان فاکتورهای اندازه گیری شده نیز در اعماق نسبت به سطح خاک بیشتر باشد.

جدول ۵-۹. بافت خاک در نمونه های مورد مطالعه

عمق نمونه برداری (cm)	مشخصات	بافت خاک	عمق نمونه برداری (cm)	مشخصات	بافت خاک
۰-۱۰۰	ترانشه ۳ متری	SL	۰-۳۰	منطقه ۱	L
۱۰۰-۲۰۰	ترانشه ۳ متری	SL	۰-۳۰	منطقه ۲	SL
۲۰۰-۳۰۰	ترانشه ۳ متری	LS	۰-۳۰	منطقه ۳	SL
۰-۳۰	منطقه شاهد	L	۰-۳۰	منطقه ۴	SL

۵-۳-۲- pH خاک

جدول ۵-۱۰ نتایج مربوط به pH نمونه های خاک را نشان می دهد. همان طور که شکل ۵-۱۴ نشان می دهد pH منطقه ۳ و ۴ از شاهد بالاتر بوده و بالاترین pH مربوط به منطقه ۳ می باشد که ۸/۰۲ است. pH مناطق نمونه برداری شده در محدوده pH شیرابه زباله (۷/۶۸ تا ۸/۵۶) قرار دارد. عوامل موثر در تغییرات pH در نقاط متأثر از دفن زباله و یا شیرابه شامل ترکیب زباله، سن محل دفن و شرایط اقلیمی می باشد. با توجه به سن محل دفن مورد بررسی که بیشتر از ۵ سال می باشد و بالا بودن pH شیرابه در فصل خشک، به نظر می رسد که محل دفن در فاز متانوژنیک (در طول این فاز، اسیدهایی که در فاز اسیدی جمع شده توسط باکترهای متانوژنیک به متان و دی اکسید کربن تبدیل می شود و سرعت تولید متان افزایش خواهد یافت) باشد (شیردست، ۱۳۸۸). از سوی دیگر وجود آهک در خاک های تحت بررسی و تغییرات در مقدار مواد آلی در نقاط مختلف نمونه برداری شده نوسانات pH را تحت تأثیر قرار می دهد.



شکل ۵-۱۴. مقایسه pH نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی

جدول ۵-۱۰. pH نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۷/۶۵	۷/۸۱	۷/۷۳
منطقه ۱	۷/۵۲	۷/۸۸	۷/۷۲
منطقه ۲	۷/۵۴	۷/۹	۷/۷۳
منطقه ۳	۷/۸۳	۸/۱۷	۸/۰۲
منطقه ۴	۷/۷۴	۸/۲۹	۷/۹۴

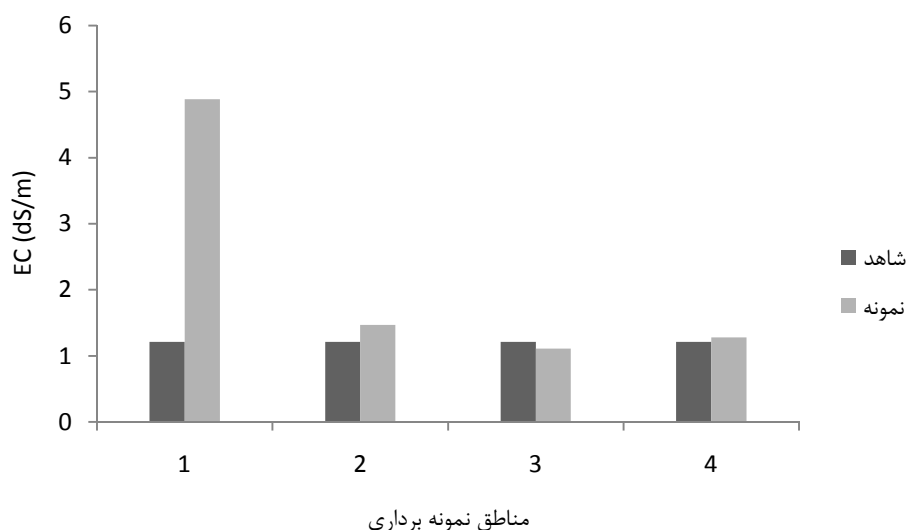
۵-۳-۳- هدایت الکتریکی خاک

نتایج مربوط به EC نمونه‌های خاک در جدول ۵-۱۱ آورده شده است. بالاترین EC مربوط به منطقه ۱ می‌باشد که بیش از شاهد بوده (شکل ۵-۱۵) و نزدیکترین منطقه به محل دفن می‌باشد و با توجه به بالا بودن EC شیرابه (حدود ۱۹ dS/m)، نشان دهنده تاثیر شیرابه بر روی شوری خاک است.

جدول ۵-۱۱. EC نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه (dS/m)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۰/۹۳۴	۱/۵۰۳	۱/۲۲
منطقه ۱	۱/۰۳۴	۱۰/۴۹	۴/۸۹
منطقه ۲	۱/۲۳	۱/۹	۱/۴۷
منطقه ۳	۰/۳۱	۲/۱۵	۱/۱۱
منطقه ۴	۰/۴۵	۱/۸۷	۱/۲۸

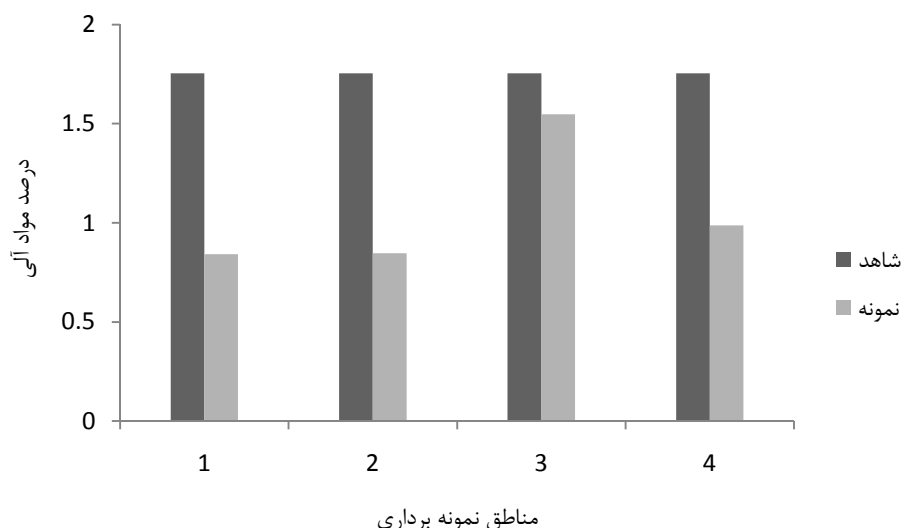
همان‌طور که شکل ۵-۱۵ نشان می‌دهد با دور شدن از محل دفن از میزان شوری خاک نیز کاسته شده است.



شکل ۵-۱۵. مقایسه EC نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی

۵-۳-۴- مقدار مواد آلی خاک

شکل ۵-۱۶ مقایسه مقادیر درصد مواد آلی منطقه شاهد و مناطق تحت تاثیر شیرابه را نشان می‌دهد. طبق شکل، منطقه شاهد از بالاترین میزان درصد مواد آلی برخوردار است. منطقه بالا دست محل دفن زباله که نمونه‌های شاهد از آن نمونه‌برداری شد جنگلی بوده و پایین دست آن کاربری مرتعی کوهستانی داشته و به این سبب مواد آلی منطقه شاهد بالاتر از مناطق تحت تاثیر شیرابه می‌باشد. محمد نیا (۱۳۷۴) گزارش کرد، که در نتیجه اضافه نمودن شیرابه به خاک، ماده آلی خاک‌های مورد آزمایش افزایش و سپس مقدار ماده آلی با گذشت زمان در اثر تجزیه میکروبی کاهش یافت، ولی در تیمار ۱۰۰ درصد شیرابه، شوری زیاد حاصل از اضافه کردن شیرابه مانع رشد میکروبی شده و شستشو موجب کاهش شدید در مقدار ماده آلی این نمونه خاک گردید. مناطق پایین دست محل دفن که تحت تاثیر شیرابه‌های لندفیل هستند نیز به علت نوع کاربریشان از مواد آلی نسبتاً خوبی برخوردار است و نمی‌توان گفت که مواد آلی آن تحت تاثیر شیرابه است. جدول ۵-۱۲ نیز مقادیر اندازه‌گیری شده مواد آلی را از منطقه مورد بررسی نشان می‌دهد.



شکل ۵-۱۶. مقایسه درصد مواد آلی نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی

جدول ۵-۱۲. درصد مواد آلی نمونه‌های خاک منطقه مورد مطالعه

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۰/۷	۲/۸۱	۱/۷۵
منطقه ۱	۰/۵۴	۱/۰۱	۰/۸۴
منطقه ۲	۰/۷	۰/۹۴	۰/۸۵
منطقه ۳	۰/۹	۲/۳	۱/۵۵
منطقه ۴	۰/۸۲	۱/۵۷	۱/۳

۵-۳-۵- درصد آهک خاک

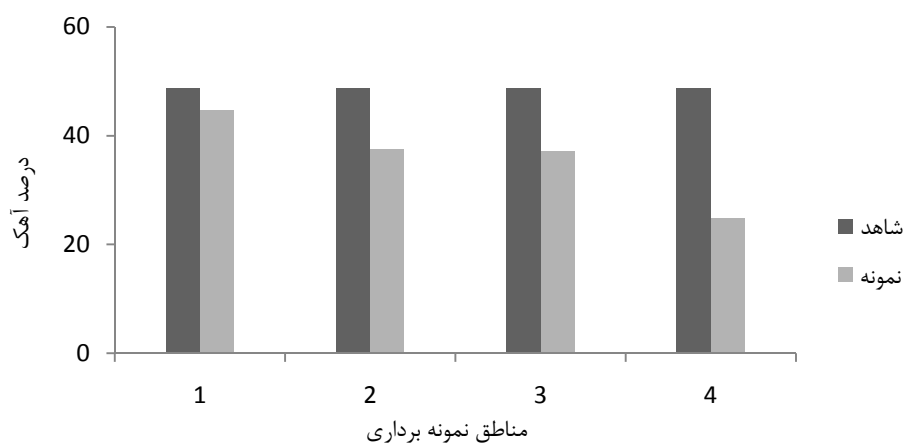
منظور از آهک خاک کربنات کلسیم می باشد، همچنین کربنات‌های دیگری مثل دولومیت نیز در خاک وجود دارند که در اندازه‌گیری آهک منظور خواهند شد. مقدار آهک خاک بسته به اقلیم و میزان شستشو در نیمرخ خاک از ۰ تا ۵۰ درصد و گاهی بیشتر متغیر است. در مناطق مرطوب آهک به اعماق پایین نفوذ خواهد کرد. وجود آهک pH خاک را بین ۷/۶ تا ۸/۲ حفظ 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 لایه‌های غیر قابل نفوذ در خاک، حرکت آب و هوا را محدود می‌کند (خوشگفتار منش، ۱۳۸۶).

نتایج مربوط به آهک نمونه‌های خاک در جدول ۵-۱۳ آورده شده است. هر چند حداکثر میزان آهک مربوط به منطقه ۴ می‌باشد، لیکن به طور میانگین منطقه شاهد و ۱ دارای بیشترین درصد آهک هستند.

جدول ۵-۱۳. درصد آهک نمونه‌های خاک

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۴۳	۵۴/۵	۴۸/۷۵
منطقه ۱	۳۲/۵	۵۱/۲	۴۴/۷۳
منطقه ۲	۲۴	۵۲/۵	۳۷/۵
منطقه ۳	۲۸/۵	۴۷	۳۷/۱۶
منطقه ۴	۰	۵۷/۷۵	۲۴/۸۱

شکل ۵-۱۷ نیز مقایسه درصد آهک نمونه‌های خاک با شاهد را نشان می‌دهد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود منطقه شاهد نسبت به سایر مناطق دارای درصد آهک بیشتری می‌باشد.



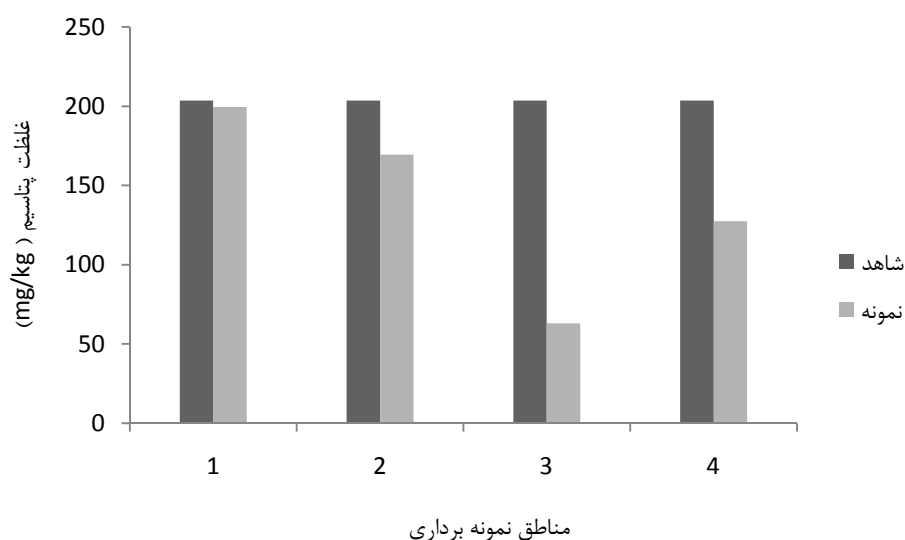
شکل ۵-۱۷. مقایسه درصد آهک نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی

۵-۳-۶- پتاسیم قابل جذب خاک

پتاسیم یکی از عناصر پرمصرف بوده که به مقدار زیاد توسط گیاه جذب می‌شود. مقدار آن در خاک به طور متوسط ۰/۲ تا ۳/۳ درصد می‌باشد. بیشتر پتاسیم در ساختمان کانی موجود می‌باشد که پس از تجزیه و تخریب کانی، آزاد و وارد فاز محلول خاک شده و قابل استفاده گیاه می‌شود. پتاسیم قابل جذب برابر با مقدار پتاسیم جذب سطحی شده و محلول می‌باشد (خوشگفتار منش، ۱۳۸۶). از آن

جایی که آبشویی پتاسیم با سهولت انجام می‌گیرد، بخشی چشمگیر از این عنصر از خاک‌هایی که تحت آبشویی زیاد بوده‌اند شسته شده و از نیمرخ خاک خارج گردیده است. به طور کلی، دو عمل بارندگی و دما موجب تسریع در آزاد شدن و شستشوی پتاسیم خاک را فراهم می‌آورند. این موضوع به خصوص در مورد مناطق گرم و مرطوب مصداق دارد.

شکل ۵-۱۸ مقایسه پتاسیم قابل جذب منطقه شاهد و مناطق نمونه برداری شده را نشان می‌دهد. مقدار پتاسیم قابل جذب منطقه شاهد بیشتر از نمونه‌ها می‌باشد که علت آن را می‌توان به جنگلی بودن منطقه شاهد نسبت داد. منطقه ۱ نیز نسبت به مناطق دیگر نمونه‌برداری دارای پتاسیم قابل جذب بیشتری است. با توجه به مقدار پتاسیم شیرابه (به طور متوسط بین ۵۴۱-۲۱۶ میلی گرم بر لیتر) و کاهش یافتن مقدار پتاسیم در مناطق دیگر نسبت به منطقه ۱، احتمال تأثیر شیرابه بر مقدار پتاسیم منطقه ۱ وجود دارد.



شکل ۵-۱۸. مقایسه پتاسیم قابل جذب نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی

جدول ۵-۱۴ نتایج تجزیه پتاسیم قابل جذب خاک را نشان می‌دهد. کمترین مقدار پتاسیم قابل جذب مربوط به منطقه ۴ می‌باشد. این نمونه از یک ترانشه در نزدیکی محل چشمه ۱ نمونه‌برداری شد که از عناصر کمی برخوردار بود.

جدول ۵-۱۴. پتاسیم قابل جذب در نمونه‌های خاک (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۱۹۱/۱۸	۲۱۵/۹۹	۲۰۳/۵۸
منطقه ۱	۱۷۰/۹۶	۲۴۱/۷۳	۱۹۹/۵۶
منطقه ۲	۱۱۳/۰۵	۲۵۰/۹۲	۱۶۹/۴۲
منطقه ۳	۳۴/۴۶	۱۱۱/۲۱	۶۳/۰۱
منطقه ۴	۱۳/۸۹	۲۷۵/۷۳	۱۲۷/۳۸

۵-۳-۷- فسفر قابل جذب خاک

مقدار فسفر پوسته جامد زمین حدود ۰/۱۲ درصد می‌باشد. مقدار فسفر خاک از ۰/۰۲ تا ۰/۵ درصد نوسان داشته و میانگین آن ۰/۰۵ در صد است. بر خلاف ازت ترکیبات فسفری تقریباً 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، حدود ۰/۵ میلی گرم در لیتر می‌باشد (ملکوتی و همایی، ۱۳۷۳). به طور کلی ارقام بدست آمده فسفر از روش اولسن مؤید آن است که اگر مقدار فسفر خاک ۱۵ تا ۲۵ میکروگرم در هر گرم خاک باشد، خاک مزبور از نظر فسفر غنی بوده و نیازی به کود فسفاتی ندارد. نتایج مربوط به فسفر قابل جذب نمونه‌های خاک در جدول ۵-۱۵ آورده شده است.

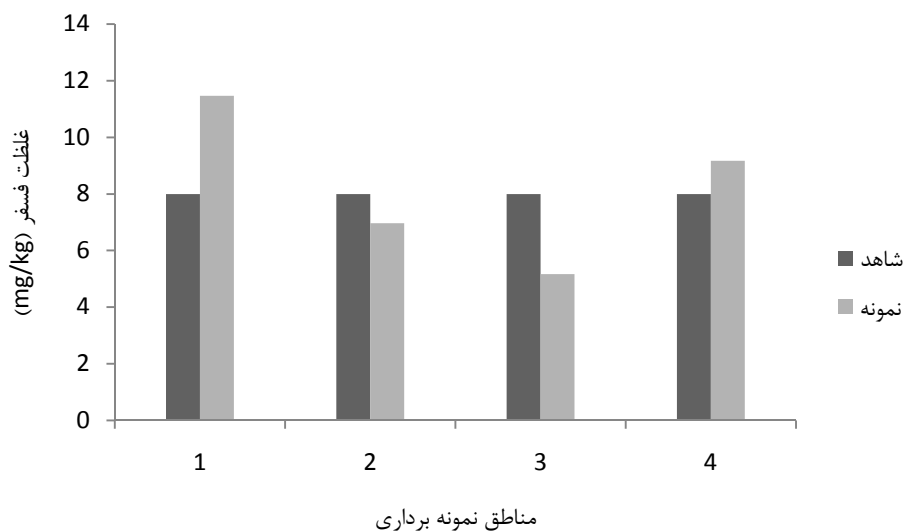
جدول ۵-۱۵. فسفر قابل جذب در نمونه‌های خاک (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۴	۱۲	۸
منطقه ۱	۷/۴	۱۴	۱۱/۴۷
منطقه ۲	۵/۵	۹/۲	۹/۹۷
منطقه ۳	۴/۵	۶	۵/۱۷
منطقه ۴	۸/۵	۱۰/۲	۹/۱۷

بالاترین غلظت فسفر مربوط به منطقه ۱ می‌باشد. میانگین غلظت فسفات در شیرابه ۳۶ میلی گرم بر لیتر می‌باشد، طبق استاندارد پایش کیفی پساب خروجی از تصفیه خانه‌های فاضلاب شهری (مدیریت

منابع آب ایران،)، غلظت فسفر ۶ میلی گرم بر لیتر می‌باشد که بر حسب فسفات حدود ۱۸ میلی گرم بر لیتر می‌شود. در این صورت با توجه به تحرک کم فسفات در خاک و نامحلول بودن آن می‌توان غلظت بالاتر فسفات در منطقه ۱ را ناشی از تأثیر شیرابه دانست، البته تأثیر نوع کاربری منطقه (جنگلی و مرتعی بودن) را نیز باید در نظر گرفت.

از آن جایی که فسفر در خاک پویا نبوده و انتقال پذیری آن بسیار کم است، لذا هیچ گونه نگرانی ناشی از انباشتگی بیش از حد فسفر که در خاک‌های آهکی رایج است موجود نمی‌باشد (بای بوردی، ۱۳۶۸). تنها مشکل، انتقال فسفر از طریق آبدوی خاک و انتقال آن به سفره آب زیرزمینی است که بیشتر در مزارع و در شرایط استفاده زیاد از کودهای فسفاته اتفاق می‌افتد (ملکوتی و همایی، ۱۳۷۳). شکل ۵-۱۹ مقایسه میانگین غلظت فسفر نمونه‌های خاک را با منطقه شاهد نشان می‌دهد.

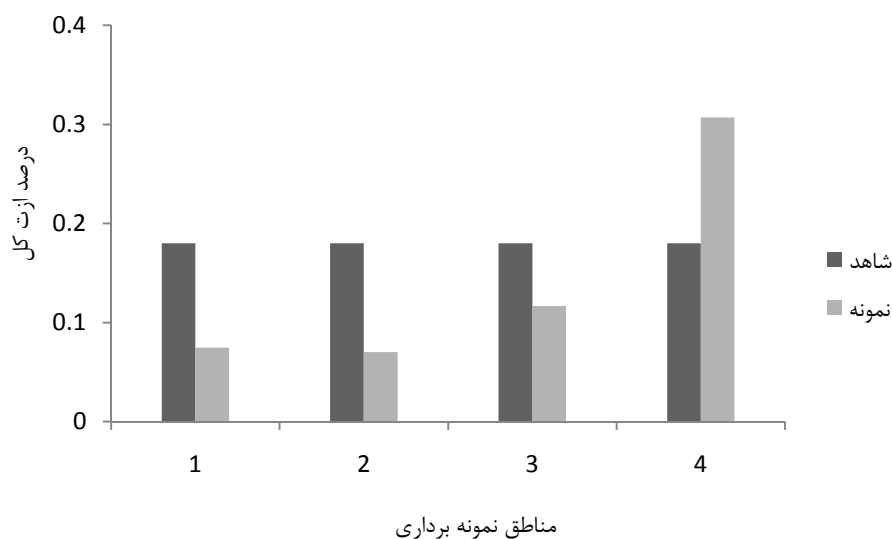


شکل ۵-۱۹. مقایسه فسفر قابل جذب نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی

۵-۳-۸- ازت کل، نیترات و آمونیوم خاک

بررسی‌هایی که در یکی از ایالات آمریکا انجام گرفته نشان می‌دهد که مقدار ازت افزوده شده به خاک به مراتب بیشتر از میزان ازتی است که به وسیله محصول جذب می‌گردد، بدین ترتیب مازاد آن به آب‌های زیرزمینی و سطحی وارد می‌شود. گاهی چنین مطرح می‌گردد که بهتر است زباله و فاضلاب آلی محتوی ازت به عنوان کود در مزارع مصرف شوند. این عمل به دلیل آن که فاضلاب به غیر از ازت آلی موادی دیگر، چه بسا مضر، نیز به همراه دارد و ازت برای قابل استفاده بودن برای گیاه باید معدنی شود و تحت چنین شرایطی به زمانی بیش از یک فصل زراعی نیاز دارد و ضمناً خاصیت پالایندگی خاک به دلیل کاسته شدن سطوح تبادل کاتیونی و آنیونی کاهش می‌یابد چندان توصیه نمی‌شود (ملکوتی و همایی، ۱۳۷۳).

شکل‌های ۵-۲۰، ۵-۲۱ و ۵-۲۲ به ترتیب درصد ازت کل، مقدار نیترات و آمونیوم محلول خاک را نشان می‌دهد. همان‌طور که در شکل ۵-۱۹ مشاهده می‌شود ازت کل در منطقه ۴ و پس از آن منطقه شاهد، بیشترین مقدار را دارد و بعد از آن نمونه شاهد بالاترین مقدار را دارد. بالاتر بودن درصد ازت کل در منطقه ۴ را می‌توان به پایین دست بودن این منطقه و تاثیر کودهای ازته ناشی از زمین‌های کشاورزی دانست. نتایج مربوط به ازت کل در جدول ۵-۱۶ آمده است.

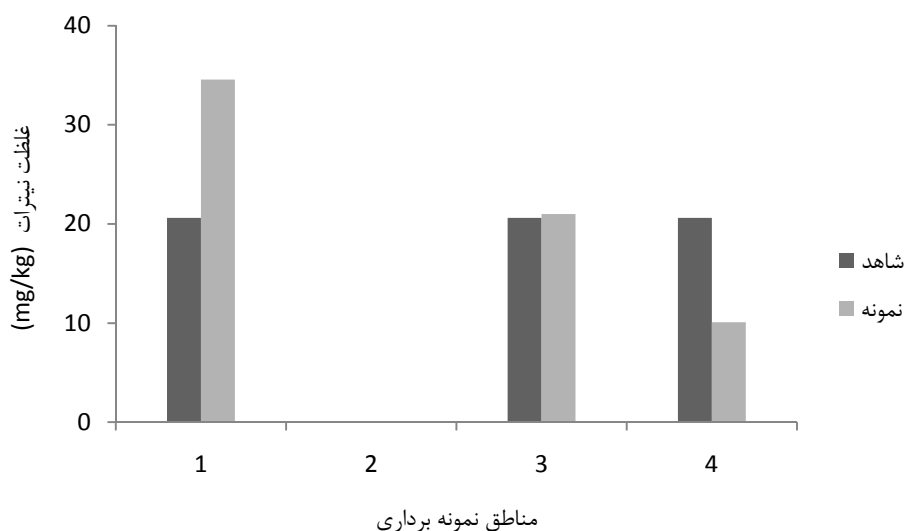


شکل ۵-۲۰. مقایسه درصد ازت کل نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی

جدول ۵-۱۶. درصد ازت کل نمونه‌های خاک

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۰/۰۵	۰/۳۱	۰/۱۸
منطقه ۱	۰/۰۴	۰/۱۰۵	۰/۰۷۵
منطقه ۲	۰/۰۶۴	۰/۰۸	۰/۰۷
منطقه ۳	۰/۰۶۲	۰/۱۹۱	۰/۱۱۷
منطقه ۴	۰/۱۱	۰/۷۵	۰/۳۰۷

جدول ۵-۱۷ نتایج مربوط به مقدار نیترات خاک را نشان می‌دهد. با فاصله از محل دفن از مقدار نیترات خاک کاسته شده است (شکل ۵-۲۱). بالاترین مقدار غلظت نیترات مربوط به منطقه ۱ می‌باشد که از نمونه شاهد نیز بیشتر است و می‌توان آن را به تأثیر شیرابه نسبت داد.



شکل ۵-۲۱. مقایسه نیترات نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی

جدول ۵-۱۷. نیترات محلول نمونه‌های خاک (mg/kg)

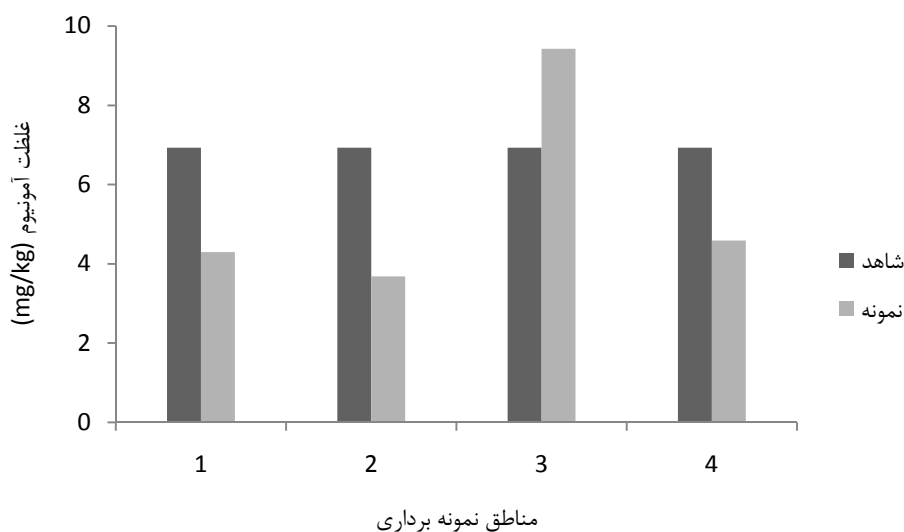
مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۱۵/۴	۲۵/۸	۲۰/۶
منطقه ۱	۲۹/۸۲	۳۹/۳۴	۳۴/۵۸
منطقه ۲	-	-	-
منطقه ۳	۱۰/۷۸	۳۱/۲۲	۲۱
منطقه ۴	۸/۲۶	۱۳/۴۴	۱۰/۰۸

نتایج مربوط به مقدار آمونیوم خاک در جدول ۵-۱۸ نشان داده شده است. مقدار آمونیوم نمونه شاهد تقریباً از میانگین سایر مناطق نمونه برداری شده بالاتر است که علت آن را می توان به جنگلی بودن منطقه شاهد نسبت داد.

جدول ۵-۱۸. مقادیر آمونیوم محلول نمونه های خاک (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۶/۵۸	۷/۲۸	۶/۹۳
منطقه ۱	۲/۹۴	۵/۳۲	۴/۲۹
منطقه ۲	۳/۳۶	۴/۳۴	۳/۶۸
منطقه ۳	۶/۱۶	۱۱/۷۶	۹/۴۳
منطقه ۴	۲/۶۶	۷/۲۸	۴/۵۸

شکل ۵-۲۲ مقایسه میانگین غلظت آمونیوم محلول نمونه های خاک را با منطقه شاهد نشان می دهد.

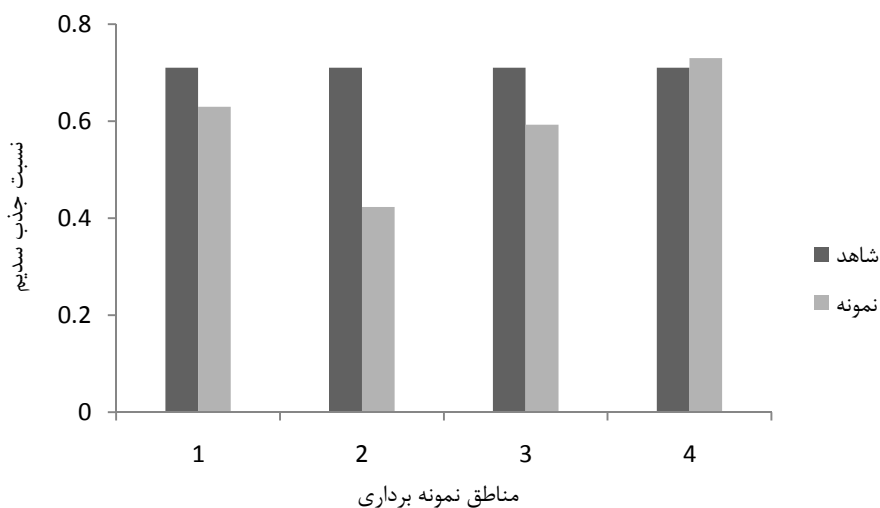


شکل ۵-۲۲. مقایسه آمونیوم محلول نمونه شاهد با مناطق مورد بررسی

۵-۳-۹- نسبت جذب سدیم

مهمترین معیار برای ارزیابی اثرات پساب بر خاکها، نسبت جذب سدیم و هدایت الکتریکی می باشد (توکلی و طباطبایی، ۱۳۷۸). سدیم به دو علت یکی از پارامترهای بسیار مهم در کشاورزی قلمداد

می شود. یکی تأثیری است که بر ویژگی خاک می گذارد و باعث کاهش نفوذپذیری خاک می گردد و دیگری تاثیر شیمیایی بر روی گیاه است که بالا بودن غلظت آن باعث کاهش اختلال در متابولیسم گیاهی می شود. شکل ۵-۲۳ نسبت جذب سدیم مربوط به نمونه های خاک و مقایسه با نمونه شاهد را نشان می دهد.



شکل ۵-۲۳. مقایسه نسبت جذب سدیم منطقه شاهد با مناطق مورد بررسی

با توجه به شکل ۵-۲۳ نمونه شاهد تقریباً بالاترین نسبت جذب سدیم را دارد (به استثنای منطقه ۴) و بعد از آن منطقه ۱ نیز که نزدیکترین منطقه به محل دفن می باشد مقدار بالای نسبت جذب سدیم را دارد و بعد از آن روند کاهشی و سپس افزایشی دارد.

جدول ۵-۱۹. مقادیر نسبت جذب سدیم در نمونه های خاک مورد مطالعه

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۰/۶۸	۰/۷۵	۰/۷۱
منطقه ۱	۰/۴۳	۰/۷۷	۰/۶۳
منطقه ۲	۰/۷۱	۰/۷۶	۰/۷۳
منطقه ۳	۰/۴۱	۰/۴۴	۰/۴۲
منطقه ۴	۰/۴۱	۰/۷۹	۰/۵۹

۵-۳-۱۰- کاتیون های محلول خاک

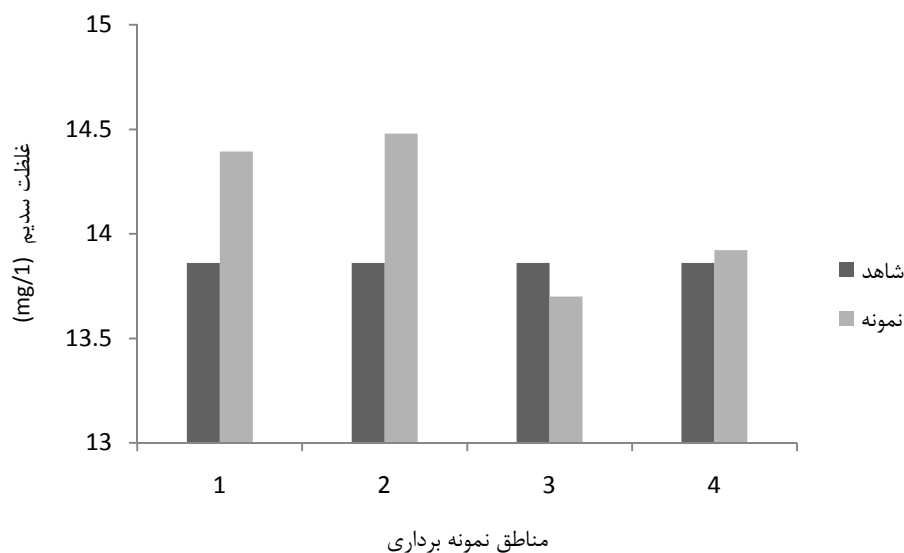
۵-۳-۱۰-۱- سدیم و پتاسیم

نتایج مربوط به سدیم و پتاسیم محلول خاک به ترتیب در جداول ۵-۲۰ و ۵-۲۱ آمده است. نتایج مربوط به سدیم اختلاف زیادی را نسبت به منطقه شاهد نشان نمی دهد و تقریباً تمامی نمونه ها در یک محدوده قرار دارند.

جدول ۵-۲۰. مقادیر سدیم محلول در نمونه های خاک مورد مطالعه (mg/l)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۱۳/۹۱	۱۳/۸۱	۱۳/۸۶
منطقه ۱	۱۳/۶۵	۱۵/۰۹	۱۴/۳۹
منطقه ۲	۱۳/۹۲	۱۵/۲۱	۱۴/۴۸
منطقه ۳	۱۳/۴۶	۱۴/۱	۱۳/۷
منطقه ۴	۱۳/۶۴	۱۴/۳۲	۱۳/۹۲

شکل ۵-۲۴ مقایسه مقدار سدیم محلول نمونه های خاک تحت تأثیر شیرابه را با منطقه شاهد نشان می دهد. با افزایش فاصله از محل دفن از مقدار سدیم محلول خاک کاسته شد.

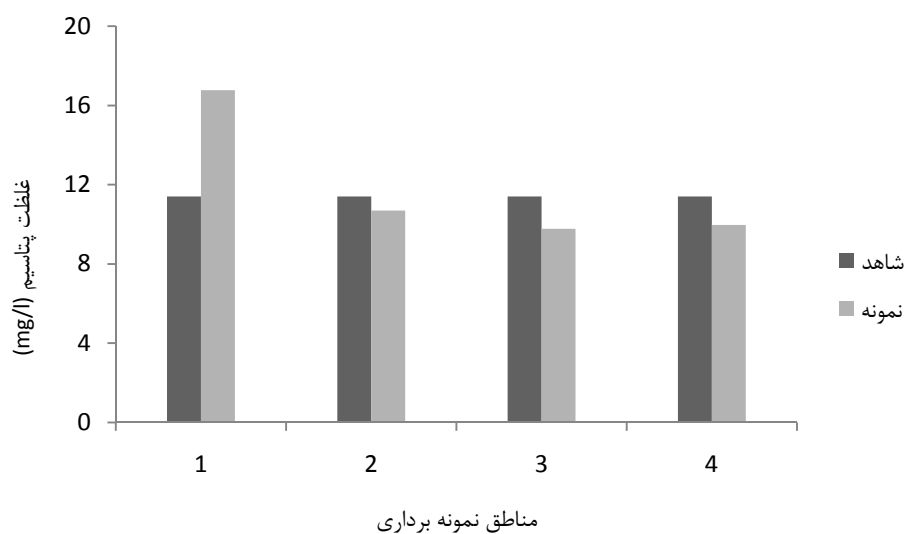


شکل ۵-۲۴. مقایسه سدیم محلول منطقه شاهد با مناطق مورد بررسی

جدول ۵-۲۱. مقادیر پتاسیم محلول نمونه های خاک مورد مطالعه (mg/l)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۱۱	۱۱/۸	۱۱/۴
منطقه ۱	۱۰/۶	۲۵/۷	۱۶/۷۷
منطقه ۲	۶/۹	۱۶/۴	۱۰/۷
منطقه ۳	۵/۳	۱۷/۳	۹/۷۷
منطقه ۴	۲/۱۸	۱۸/۶	۹/۹۷

طبق جدول ۵-۲۱ مقدار میانگین پتاسیم محلول در خاک منطقه ۱ بیش از سایر مناطق است و این اختلاف تقریباً قابل توجه است. پتاسیم قابل جذب خاک نیز در این منطقه نسبت به سایر مناطق تحت تأثیر شیرابه، بالاتر بوده است. شکل ۵-۲۵ نیز مقدار پتاسیم محلول نمونه های خاک را در مقایسه با شاهد نشان می دهد. طبق شکل نیز با فاصله از منطقه دفن از مقدار پتاسیم کاسته شده است.



شکل ۵-۲۵. مقایسه پتاسیم محلول منطقه شاهد با مناطق مورد بررسی

۵-۳-۱۰-۲- کلسیم و منیزیم

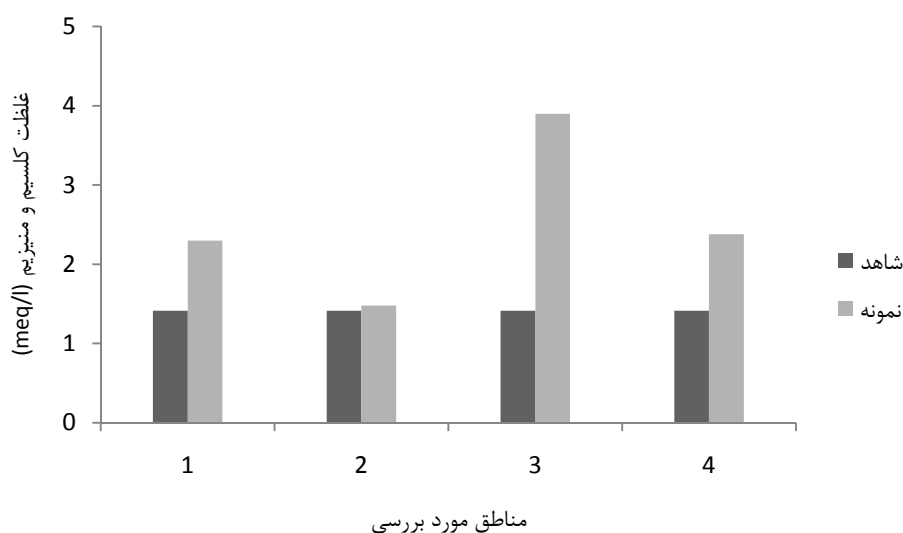
هر دو عنصر کلسیم و منیزیم دو ظرفیتی بوده و غلظت آن‌ها در خاک‌های آهکی زیاد است. به طور کلی مقدار این عناصر در خاک‌ها بستگی به نوع سنگ مادر، درجه هوازدگی و ظرفیت تبادل کاتیونی

آن‌ها داشته، و مقدار عناصر مزبور در مناطق خشک تا بیش از ۵/۵ درصد خاک (کلسیم و منیزیم ۰/۵ درصد) را تشکیل می‌دهد. جدول ۵-۲۲ مقدار کلسیم و منیزیم محلول خاک را نشان می‌دهد. با توجه به درصد آهک نمونه‌ها مقدار کلسیم و منیزیم احتمالاً منشأ خاکی دارد و تاثیر زیادی از شیرابه نپذیرفته است. البته به علت نوع اقلیم منطقه که مرطوب است، احتمال آبشویی عناصر فوق و تجمع در لایه‌های پایینی نیز وجود دارد.

جدول ۵-۲۲. مقادیر کلسیم و منیزیم محلول نمونه‌های خاک مورد مطالعه (meq/l)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۱/۲۸	۱/۵۵	۱/۴۱
منطقه ۱	۱/۴	۴/۰۳	۲/۳
منطقه ۲	۱/۴۳	۱/۵۱	۱/۴۸
منطقه ۳	۳/۵۲	۴/۲۴	۳/۹
منطقه ۴	۱/۲۳	۳/۹۶	۲/۳۸

شکل ۵-۲۶ نیز نمودار مقایسه‌ای مقدار کلسیم و منیزیم را با منطقه شاهد نشان می‌دهد. بالاترین مقدار مربوط به منطقه ۳ می‌باشد. مقدار کمتر آن در منطقه ۱ و ۲ را شاید بتوان به شیب بیشتر این دو منطقه و انتقال به لایه‌های زیرین نسبت داد.

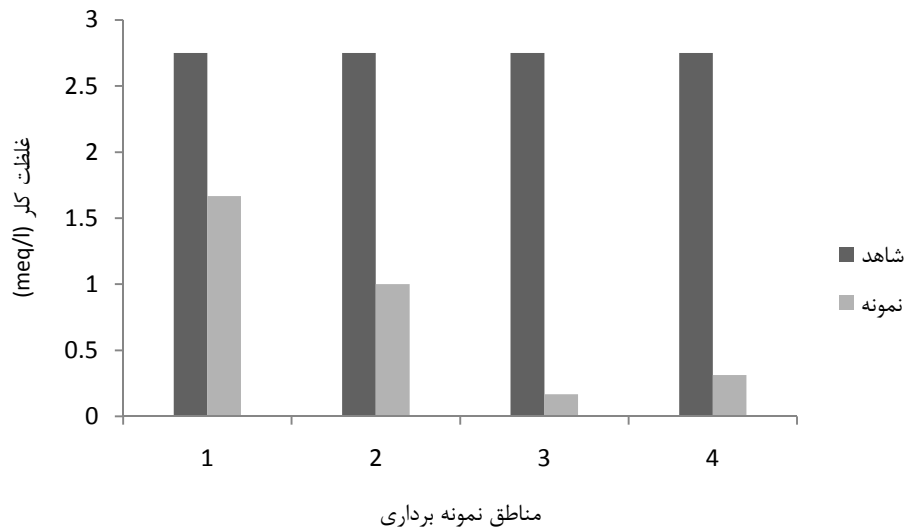


شکل ۵-۲۶. مقایسه غلظت کلسیم و منیزیم محلول منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری

۵-۳-۱۱- آنیون های محلول خاک

۵-۳-۱۱-۱- کلر

کلر جزء مهمترین آنیون های موجود در شیرابه است و به عنوان شاخص خوب در ردیابی آلاینده های محلول در آب و انتقال آن ها در خاک و در نهایت حرکت آن ها از خاک به آب زیرزمینی در نظر گرفته می شود (شیردست، ۱۳۸۸). مقایسه مقدار کلر نمونه های خاک با منطقه شاهد در شکل ۵-۲۷ نشان داده شده است. مقدار کلر نمونه شاهد بیش از همه نمونه ها بوده که علت آن را شاید بتوان به شیب، ترکیب خاک و جنگلی بودن منطقه نسبت داد. در سایر نمونه ها نیز با دور شدن از لندفیل از میزان کلر کاسته شده است. ولی به طور کل میزان کلر نمونه ها زیاد نبوده است.



شکل ۵-۲۷. مقایسه غلظت کلر منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری

نتایج مربوط به میزان کلر نمونه ها با ذکر حداقل، حداکثر و میانگین در جدول ۵-۲۳ آورده شده است. طبق جدول بالاترین مقدار کلر مربوط به نمونه شاهد می باشد. مقدار کلر شیرابه زیاد بوده (۱۱۰ تا ۳۷۱ میلی اکی والان در لیتر) و تأثیر آن بر خاک سطحی مشهود است.

جدول ۵-۲۳. مقادیر کلر محلول نمونه های خاک مورد مطالعه (meq/l)

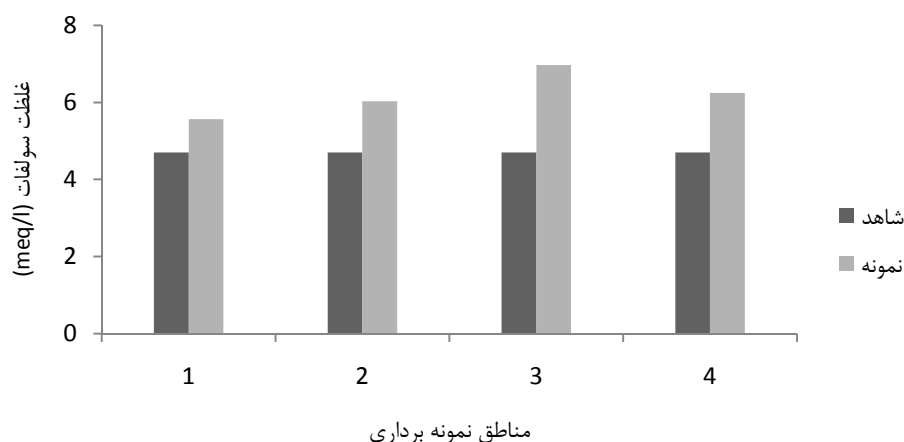
مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۲/۵	۳	۲/۷۵
منطقه ۱	۰	۲/۵	۱/۶۷
منطقه ۲	۰/۲۵	۲	۱
منطقه ۳	۰	۰/۵	۰/۶۷
منطقه ۴	۰	۰/۷۵	۰/۳۱

۵-۳-۱۱-۲- سولفات

نتایج در مورد سولفات برعکس کلر می باشد (جدول ۵-۲۴). کمترین میزان مربوط به نمونه شاهد و با دور شدن از لندفیل بر میزان سولفات افزوده شده است. البته اختلاف نمونه ها زیاد نیست و تقریباً در یک سطح قرار دارند. با توجه به میزان سولفات شیرابه (۱۰ تا ۴۰ میلی اکی والان بر لیتر) می توان گفت که خاک منطقه تاثیر چندانی از شیرابه نپذیرفته است. شکل ۵-۲۸ سولفات محلول (meq/l) نمونه های خاک را در مقایسه با نمونه شاهد نشان می دهد.

جدول ۵-۲۴. مقادیر سولفات محلول نمونه های خاک مورد مطالعه (meq/l)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۲/۵	۶/۹	۴/۷
منطقه ۱	۴/۳	۶/۹	۵/۵۷
منطقه ۲	۵/۵	۶/۹	۶/۰۳
منطقه ۳	۴/۹	۱۰/۳	۶/۹۷
منطقه ۴	۴/۳	۸/۱	۶/۲۵



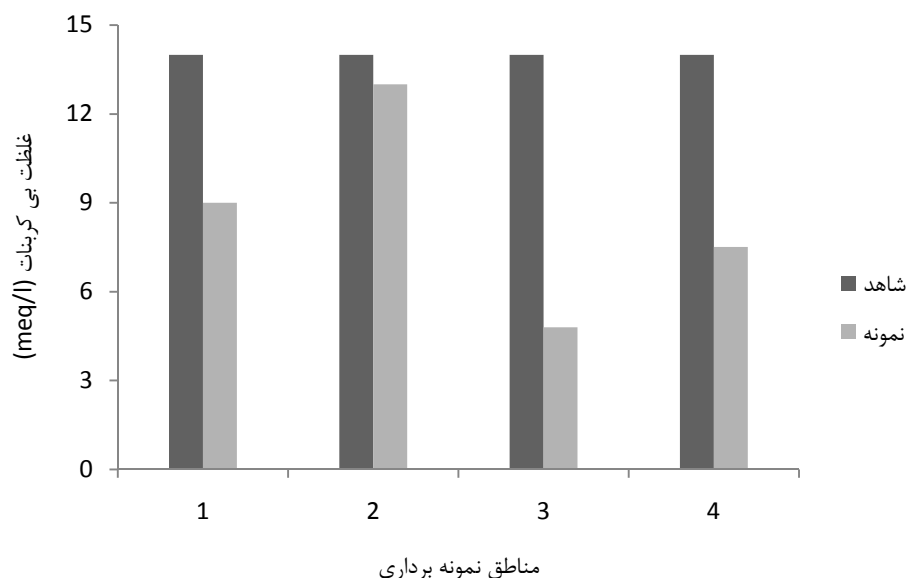
شکل ۵-۲۸. مقایسه غلظت سولفات منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری

۳-۱۱-۳-۵- بی کربنات

جدول ۲۵-۵ نتایج مربوط به میزان بی کربنات محلول (meq/l) در خاک را نشان می دهد. با توجه به مقدار بی کربنات محلول در شیرابه (۱۱۶ تا ۶۰۰ میلی اکی والان بر لیتر) که بسیار زیاد می باشد ولی به نظر می رسد تاثیری بر خاک سطحی محل دفن نداشته و میزان بی کربنات نمونه های خاک از نمونه شاهد نیز کمتر است (شکل ۲۹-۵).

جدول ۲۵-۵. مقادیر بی کربنات محلول نمونه های خاک مورد مطالعه (meq/l)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۱۱/۵	۱۶/۵	۱۴
منطقه ۱	۶	۱۰/۵	۹
منطقه ۲	۱۱	۱۴/۵	۱۳
منطقه ۳	۴/۴	۵/۵	۴/۸
منطقه ۴	۳/۳۵	۱۱/۵	۷/۵۱



شکل ۲۹-۵. مقایسه غلظت بی کربنات منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری

۳-۱۲-۳-۵- غلظت فلزات سنگین خاک

افزودن شیرابه به خاک سبب افزایش فرم عناصر قابل جذب فلزات سنگین در خاک می شود. گندمکار (۱۳۷۵) گزارش کرد که متناسب با شیرابه زباله افزوده 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 ۵-۲۶ و استاندارد آلودگی خاک در کشور های مختلف در جدول ۵-۲۷ نشان داده شده است.

جدول ۵-۲۶. استاندارد غلظت برخی فلزات سنگین در خاک

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

جدول ۵-۲۷. استاندارد آلودگی خاک در کشورهای مختلف (mg/kg)

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

غلظت فلزات سنگین در شیرابه و خاک منطقه شاهد زیاد نبوده است، بنابراین انتظار نمی‌رود که غلظت این فلزات در نمونه های خاک زیاد باشد.

۵-۳-۱۲-۱- سرب

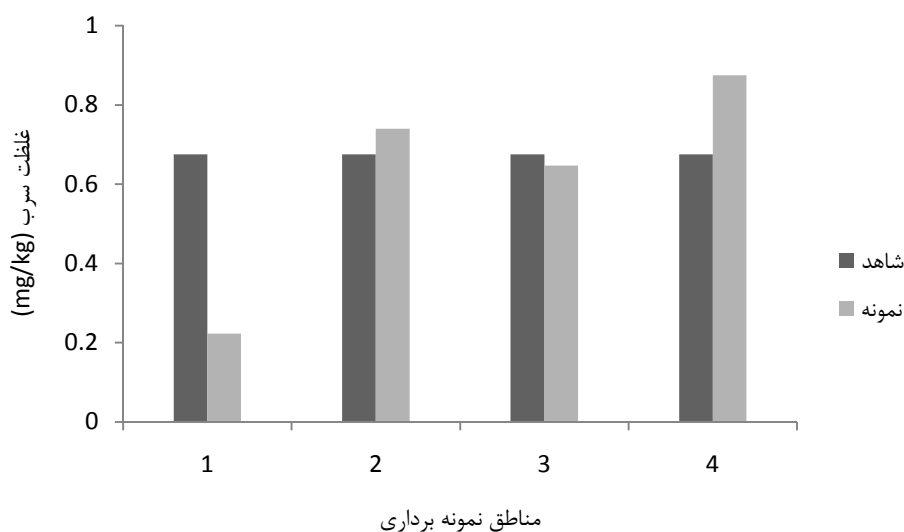
سرب فلز پایداری در خاک است و حرکت آن کند است (Imperator et al., 2003). لذا در سطح خاک انباشته می‌شود. بنابراین انتظار می‌رود که اگر سرب از طریق جریانات سطحی وارد خاک شده است غلظت سرب در بخش سطحی بیشتر باشد. محققان گزارش دادند که احتمالاً خطر آلودگی سرب پس از وارد شدن به خاک به علت تشکیل ترکیبات نامحلول نظیر کربنات و سولفات سرب، کاهش می‌یابد (وارسته و جلالی، ۱۳۸۴، Singer & Hanson, 1969).

نتایج مربوط به غلظت سرب نمونه های خاک در جدول ۵-۲۸ ذکر شده است. نتایج نشان می دهد غلظت سرب از حد استانداردهایی که ذکر شده تجاوز نکرده است و به استثنای منطقه ۱ در سایر نمونه ها تفاوت قابل ملاحظه ای با شاهد ندارد (۵-۳۰).

جدول ۵-۲۸. مقادیر سرب نمونه های خاک مورد مطالعه (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۰/۵۷	۰/۷۸	۰/۶۷
منطقه ۱	۰	۰/۶۷	۰/۲۲
منطقه ۲	۰/۳۱	۱/۳۵	۰/۷۴
منطقه ۳	۰	۱/۹۴	۰/۶۵
منطقه ۴	۰/۴۷	۱/۷۳	۰/۸۷

شکل ۵-۳۰ مقایسه میانگین غلظت سرب نمونه های خاک را با منطقه شاهد نشان می دهد.



شکل ۵-۳۰. مقایسه غلظت سرب منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری

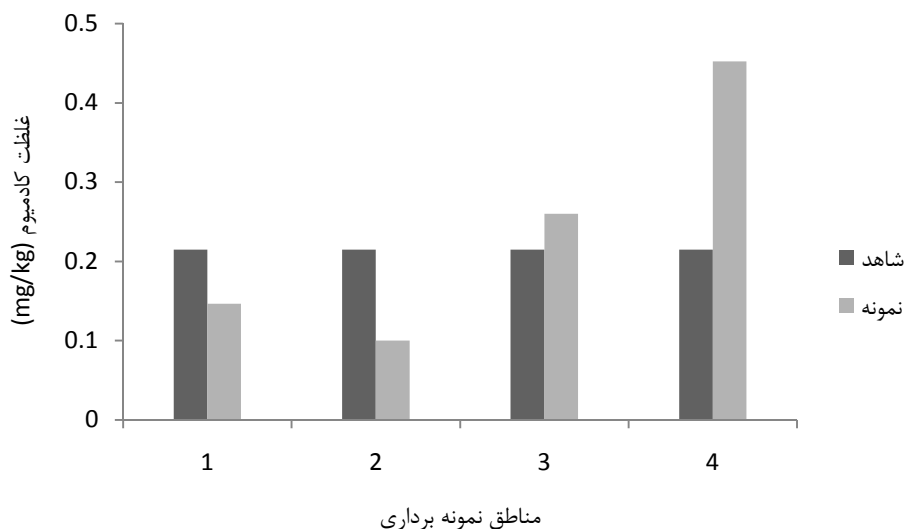
۵-۳-۱۲-۲-کادمیوم

کادمیوم تمایل زیادی به تحرک 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 گونه های فلزی نظیر

کبالت، مس، کروم، نیکل و سرب نشان می دهد (Kim, 2003). جدول ۵-۲۹ نتایج مربوط به کادمیوم نمونه های خاک را نشان می دهد. بالاترین غلظت کادمیوم مربوط به منطقه ۴ می باشد. غلظت کادمیوم در مناطق ۱ و ۲ پایین است و البته غلظت آن در شیرابه نیز بالا نبود ولی با توجه به تحرک زیاد کادمیوم در خاک، ممکن است به لایه های پایین تر خاک نفوذ کرده باشد. شکل ۵-۳۱ مقایسه مقدار کادمیوم خاک را با نمونه شاهد نشان می دهد.

جدول ۵-۲۹. مقادیر کادمیوم نمونه های خاک مورد مطالعه (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۰/۱	۰/۳۳	۰/۲۱۵
منطقه ۱	۰	۰/۴۴	۰/۱۵
منطقه ۲	۰/۰۲	۰/۲۵	۰/۱
منطقه ۳	۰	۰/۴۵	۰/۲۶
منطقه ۴	۰/۲۵	۰/۶	۰/۴۵

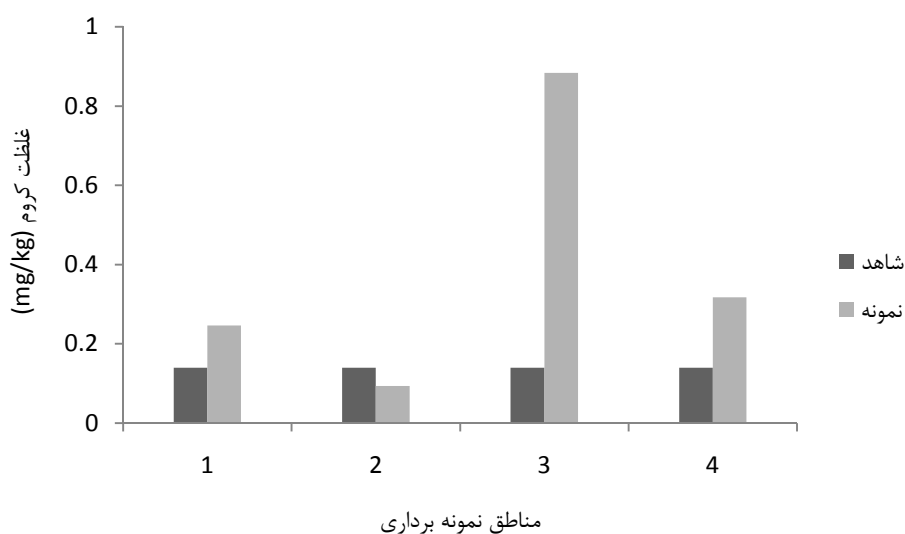


شکل ۵-۳۱. مقایسه غلظت کادمیوم منطقه شاهد با مناطق مورد بررسی

بنا به عقیده برخی محققان حد بحرانی کادمیوم در خاک ۰/۶ تا ۰/۸ میلی گرم بر کیلو گرم است (زرین کفش، ۱۳۷۶). بنابراین غلظت کادمیوم در کلیه نمونه ها کمتر از حد بحرانی می باشد و تفاوت های موجود احتمالاً مربوط به کادمیوم موجود در خاک منطقه می باشد.

۵-۳-۱۲-۳ کروم

جدول ۵-۳۰ نتایج کروم نمونه‌های خاک را نشان می‌دهد. بالاترین مقدار کروم مربوط به منطقه ۳ می‌باشد. مقدار کروم شیرابه نیز در حد کمی بود (۰/۲ تا ۰/۴ میلی گرم در لیتر) و همان طور که شکل ۵-۳۲ نشان می‌دهد میزان نمونه‌های خاک به استثنای منطقه ۲، از شاهد بیشتر می‌باشد. مقدار کروم نمونه خاک منطقه ۱ احتمالاً تحت تاثیر شیرابه بوده است ولی اختلاف سایر مناطق احتمالاً منشأ خاکی داشته و تاثیر شیرابه نبوده است.



شکل ۵-۳۲. مقایسه غلظت کروم منطقه شاهد با مناطق مورد بررسی

جدول ۵-۳۰. مقادیر کروم نمونه‌های خاک مورد مطالعه (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۰/۰۹	۰/۱۹	۰/۱۴
منطقه ۱	۰	۰/۷۳	۰/۲۵
منطقه ۲	۰/۰۹	۰/۱	۰/۰۹
منطقه ۳	۰/۵۹	۱/۰۶	۰/۸۸
منطقه ۴	۰/۰۳	۰/۷۲	۰/۳۲

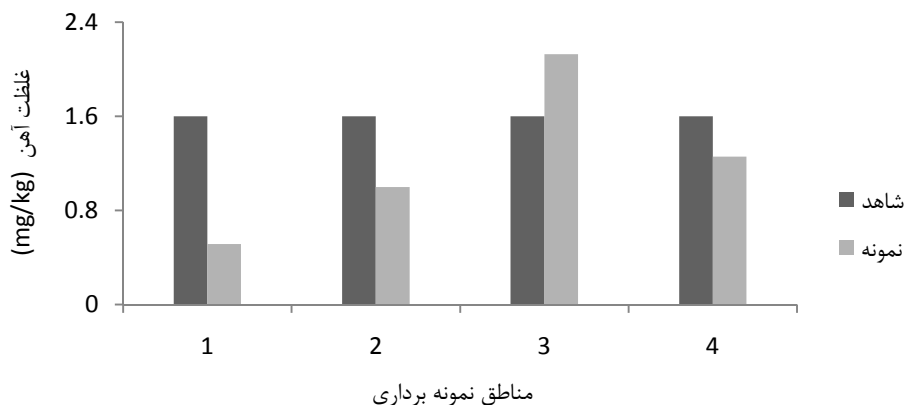
۵-۳-۱۲-۴- آهن

میانگین متوسط آهن در خاک ۳/۸ درصد می باشد. 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). غلظت آهن در خاک می تواند بین ۰/۰۲ الی ۱۰ درصد متغیر باشد. جدول ۵-۳۱ نتایج مربوط به آهن قابل استخراج با DTPA نمونه های خاک را نشان می دهد. غلظت آهن شیرابه حدود ۳ میلی گرم در لیتر بوده است. با این حال مقدار آهن خاکها کم بوده و در همه نمونهها به جز منطقه ۳ از نمونه شاهد کمتر می باشد. چون خاک منطقه دارای آهنک بالایی است احتمال می رود آهن به شکل رسوب باشد و در فاز محلول از غلظت آن کاسته شده باشد. آهن در خاک های آهنکی عمدتاً به صورت غیر قابل استفاده بوده و در چنین خاکهایی عمدتاً به شکل سه ظرفیتی ظرفیتی است (ملکوتی و همایی، ۱۳۷۳).

جدول ۵-۳۱. مقادیر آهن نمونه های خاک مورد مطالعه (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۱/۰۶	۲/۱۴	۱/۶
منطقه ۱	۰/۰۴	۱/۰۸	۰/۵۱
منطقه ۲	۰/۱	۲	۱
منطقه ۳	۱/۸۶	۲/۴	۲/۱۳
منطقه ۴	۰/۱	۲/۵۲	۱/۲۶

شکل ۵-۳۳ مقایسه میانگین غلظت آهن نمونه های خاک را با منطقه شاهد نشان می دهد.



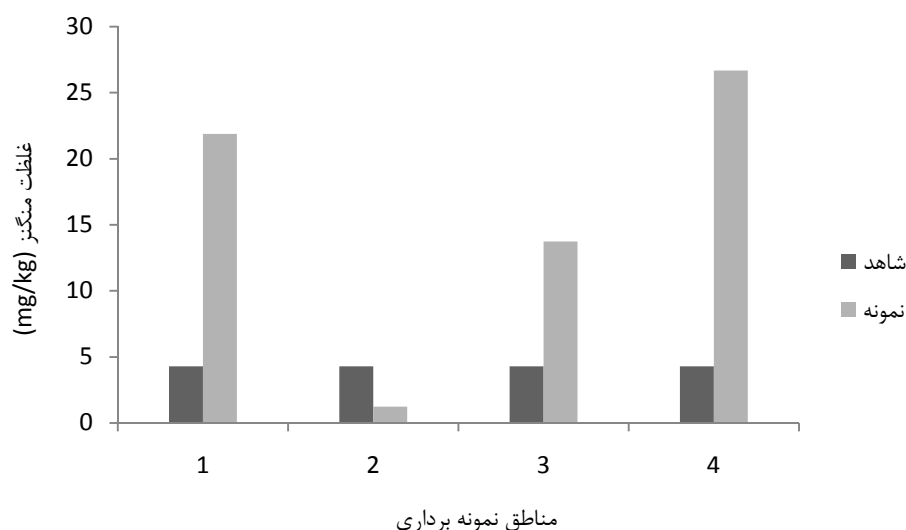
شکل ۵-۳۳. مقایسه آهن منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری

۵-۱۲-۳-۵- منگنز

منگنز یازدهمین عنصر تشکیل دهنده پوسته زمین است. غلظت متوسط آن ۰/۰۹ بوده و عمدتاً به صورت اکسیدها و سولفیدها، به همراه آهن در خاک ها یافت می شود (ملکوتی و همایی، ۱۳۷۳). جدول ۵-۳۲ میزان منگنز اندازه گیری شده در خاک ها را نشان می دهد. بالا ترین غلظت منگنز در منطقه ۱ و ۴ نشان داده شده است. با توجه به غلظت کم منگنز در شیرابه (۰/۰۶ تا ۰/۲ میلی گرم در لیتر) میزان زیاد این عنصر در این مناطق تحت تاثیر شیرابه نبوده و احتمالاً منشأ خاکی دارد. شکل ۵-۳۴ نیز مقایسه غلظت منگنز نمونه های خاک را با منطقه شاهد نشان می دهد. به هر حال غلظت منگنز نمونه های خاک از غلظت متوسط آن بالاتر است.

جدول ۵-۳۲. مقادیر منگنز نمونه های خاک مورد مطالعه (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۱/۸۴	۶/۷۶	۴/۳
منطقه ۱	۱/۸۸	۶۱/۴	۲۱/۸۹
منطقه ۲	۱/۰۸	۱/۴۲	۱/۲۵
منطقه ۳	۵/۲	۱۹/۸	۱۳/۷۳
منطقه ۴	۱/۴۶	۱۰۰	۲۶/۶۸

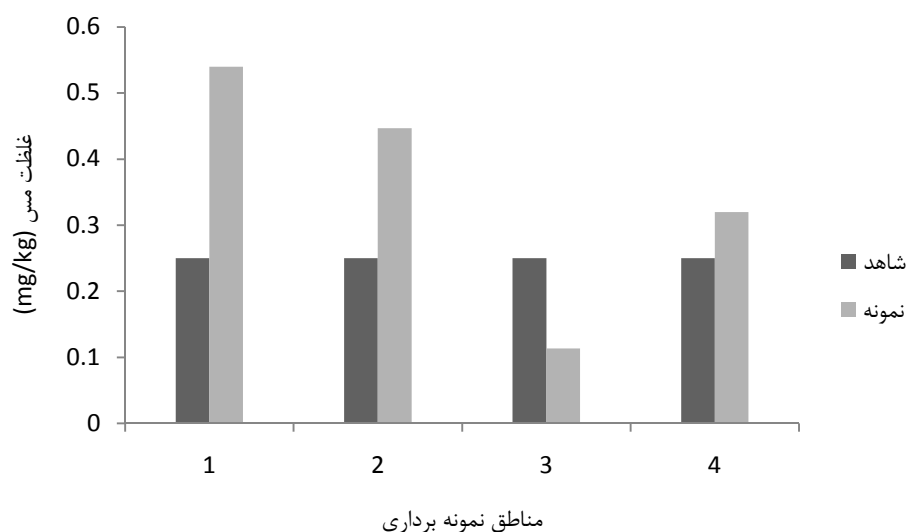


شکل ۵-۳۴. مقایسه منگنز منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری

میانگین وزن مس در پوسته زمین ۷۰ میلی گرم در کیلوگرم بوده و مقدار آن در خاک با نوع سنگ تغییر می کند. مقدار مس در سنگ آهک ۴ میلی گرم در کیلو گرم می باشد و عمدتاً در خاک به صورت مخلوطی با پیریت (CaFeS₂) یافت می شود (ملکوتی و همایی، ۱۳۷۳). نتایج مربوط به میزان مس خاک ها در جدول ۵-۳۳ وجود دارد. بالاترین مقدار مس مربوط به منطقه ۱ می باشد و با دور شدن از محل دفن از میزان آن کاسته شده است. شکل ۵-۳۵ نیز مقایسه غلظت مس نمونه های خاک را با منطقه شاهد نشان می دهد.

جدول ۵-۳۳. مقادیر مس نمونه های خاک مورد مطالعه (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۰/۲۲	۰/۲۸	۰/۲۵
منطقه ۱	۰/۴۲	۰/۶	۰/۵۴
منطقه ۲	۰/۳۶	۰/۵۸	۰/۴۵
منطقه ۳	۰/۰۲	۰/۲۴	۰/۱۱
منطقه ۴	۰/۰۲	۰/۹۴	۰/۳۲



شکل ۵-۳۵. مقایسه مس منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری

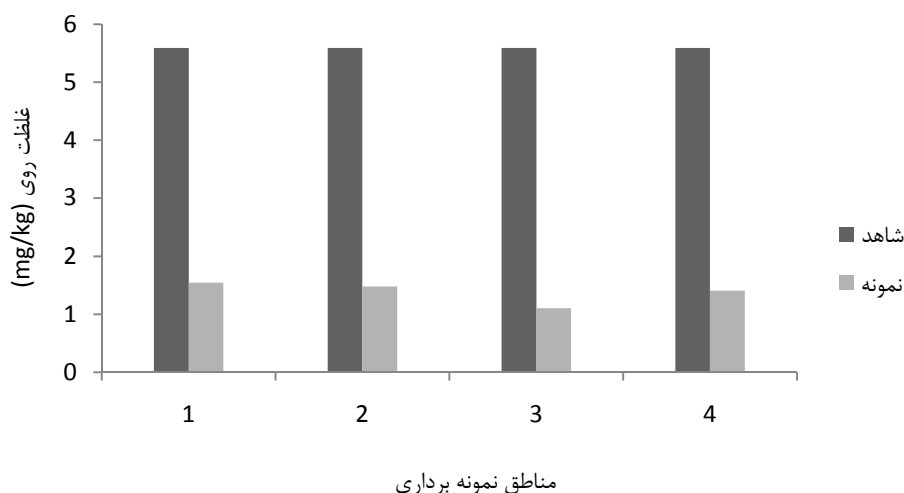
۵-۳-۱۲-۷- روی

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). جدول ۵-۳۴ نتایج مربوط به روی اندازه گیری شده نمونه های خاک و شاهد را نشان می دهد. بالاترین مقدار مربوط به منطقه شاهد می باشد که بالاترین درصد مواد آلی را نیز داشت و غلظت همه مناطق از شاهد کمتر است. میزان غلظت روی در شیرابه نیز کم بوده است (حدود ۰/۳ میلی گرم بر لیتر)، بنابراین نمی تواند تأثیر چندانی بر خاک منطقه داشته باشد و مقدار روی نمونه ها احتمالاً منشأ خاکی دارد.

جدول ۵-۳۴. نتایج روی نمونه های خاک (mg/kg)

مشخصات	حداقل	حداکثر	میانگین
منطقه شاهد	۱/۰۶	۱۰/۱۲	۵/۵۹
منطقه ۱	۰/۸	۲/۸۴	۱/۵۵
منطقه ۲	۱/۱۴	۱/۹۴	۱/۴۸
منطقه ۳	۰/۵	۱/۴۲	۱/۱۱
منطقه ۴	۰/۲۴	۲/۴۸	۱/۴۱

شکل ۵-۳۶ مقایسه غلظت روی اندازه گیری شده نمونه های خاک با منطقه شاهد را نشان می دهد.



شکل ۵-۳۶. مقایسه روی منطقه شاهد با مناطق نمونه برداری

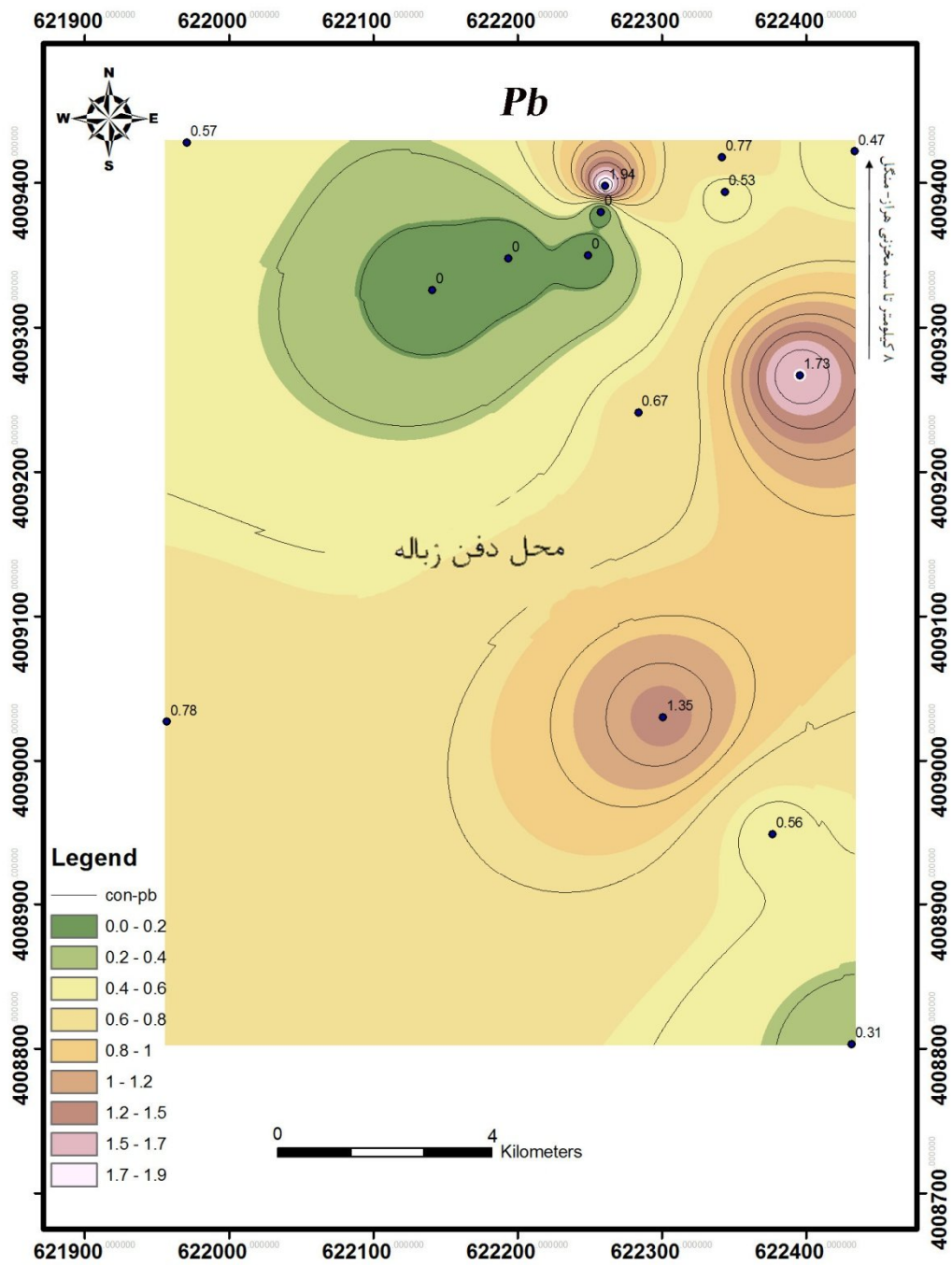
البته باید در نظر گرفت که مشخصات شیرابه به ترکیب مواد زائد جامد و فرآیندهای بیولوژیکی و شیمیایی که در داخل مرکز دفن رخ می دهد وابسته است و در نتیجه غلظت مواد در شیرابه در نتیجه پیشرفت تجزیه زباله کاهش می یابد. سایر عوامل مانند آب و هوا، پوشش برف و اندازه مرکز دفن، در کیفیت شیرابه تأثیر گذار خواهند بود و بنابراین کیفیت شیرابه به طور مفصل تغییر خواهد کرد (Kulikowska, 2008)، در این صورت غلظت بالای برخی فلزات در خاک نسبت به غلظت آن ها در شیرابه را می توان علاوه بر منشأ خاکی، به ترکیب شیرابه در سال های گذشته که لندفیل جوان تر بوده و در فاز اسیدی به سر می برده و حلالیت و غلظت فلزات در آن بیشتر بوده نیز نسبت داد. همچنین بالا بودن برخی فاکتورها در مناطق پایین دست منطقه دفن علاوه بر دلایل ذکر شده، می تواند بر اثر انتقال آلودگی در اثر باد، بارندگی و یا سیلاب های فصلی از منطقه دفن زباله و مناطق بالادست باشد.

۵-۴- نقشه های هم غلظت فلزات سنگین خاک

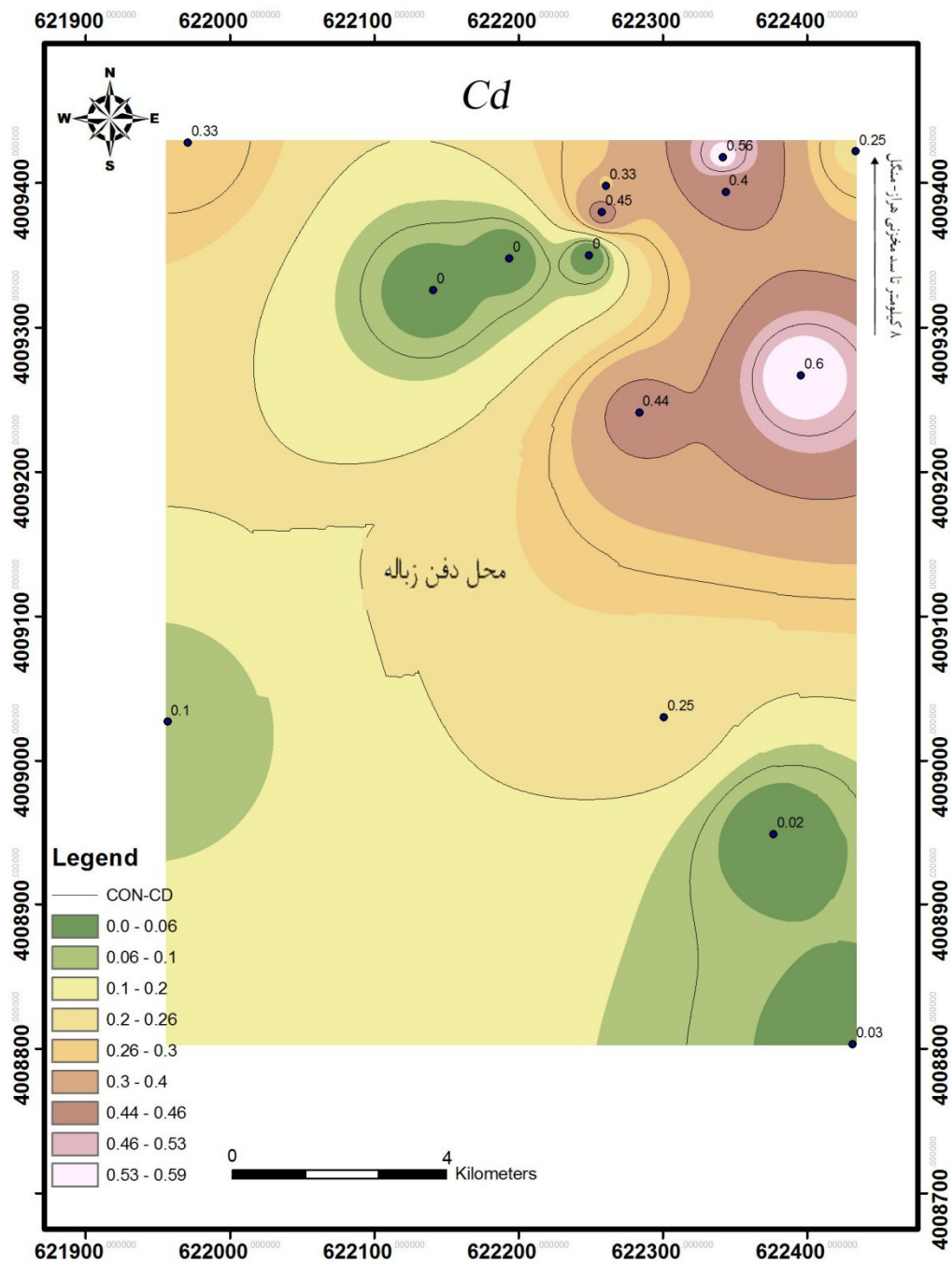
در این مطالعه از روش درون یابی فاصله معکوس (Inverse distance weighting) برای پهنه بندی پارامترهای اندازه گیری شده در منطقه مورد مطالعه استفاده شد. پهنه بندی های بدست آمده روند تغییرات غلظت فلزات سنگین را به صورت افزایشی از سمت محل دفن زباله به سمت پایین دست نشان می دهد، البته این روند کاملاً منظم نیست. بدین صورت که در منگنز، کادمیوم، آهن، سرب و مس منطقه ای در پایین دست بیشترین غلظت را نشان می دهد ولی در مورد کروم و روی این روند صادق نیست.

اضافه نمودن شیرابه زباله و شیرابه کمپوست به خاک متناسب با مقدار شیرابه اضافه شده باعث افزایش فرم قابل جذب عناصر سرب، نیکل و کروم در خاک گردید (محمدی نیا، ۱۳۷۴).

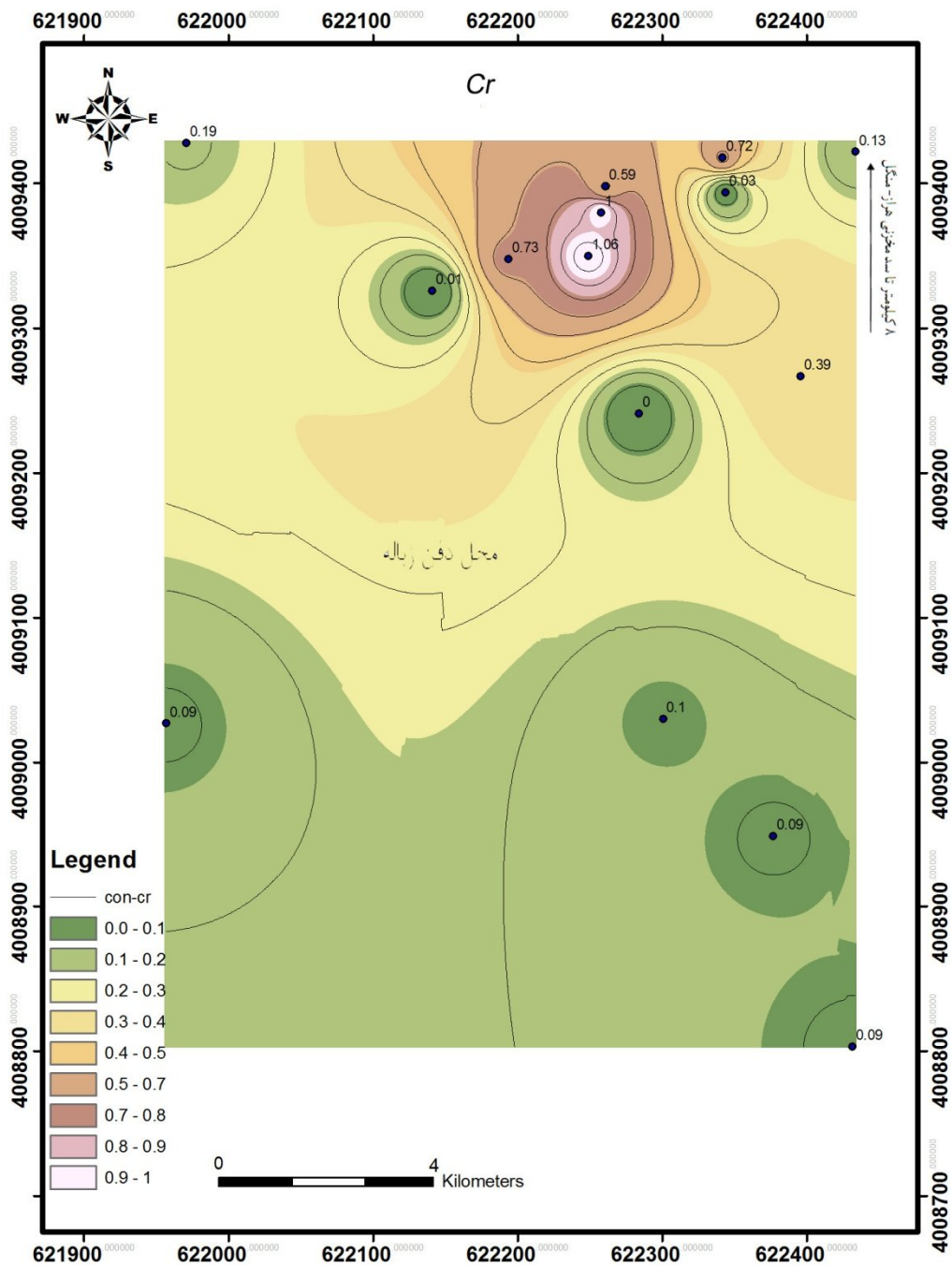
نقشه های پهنه بندی فلزات سنگین اندازه گیری شده به ترتیب سرب (۵-۳۷)، کادمیوم (۵-۳۸)، کروم (۵-۳۹)، آهن (۵-۴۰)، منگنز (۵-۴۱)، مس (۵-۴۲) و روی (۵-۴۳) در زیر ارائه شده است.



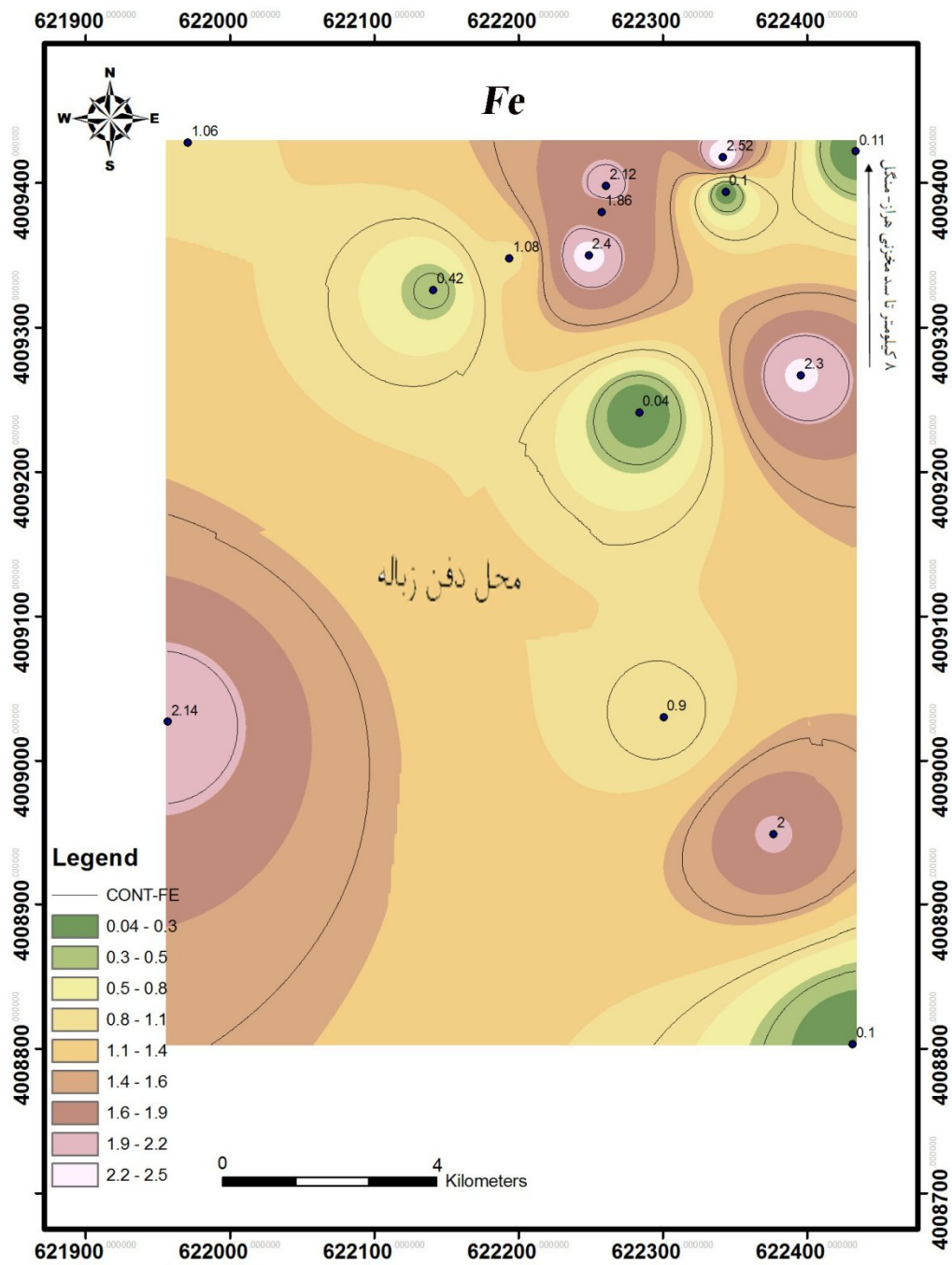
شکل ۵-۳۷. نقشه پهنه بندی غلظت سرب در خاک (mg/kg)



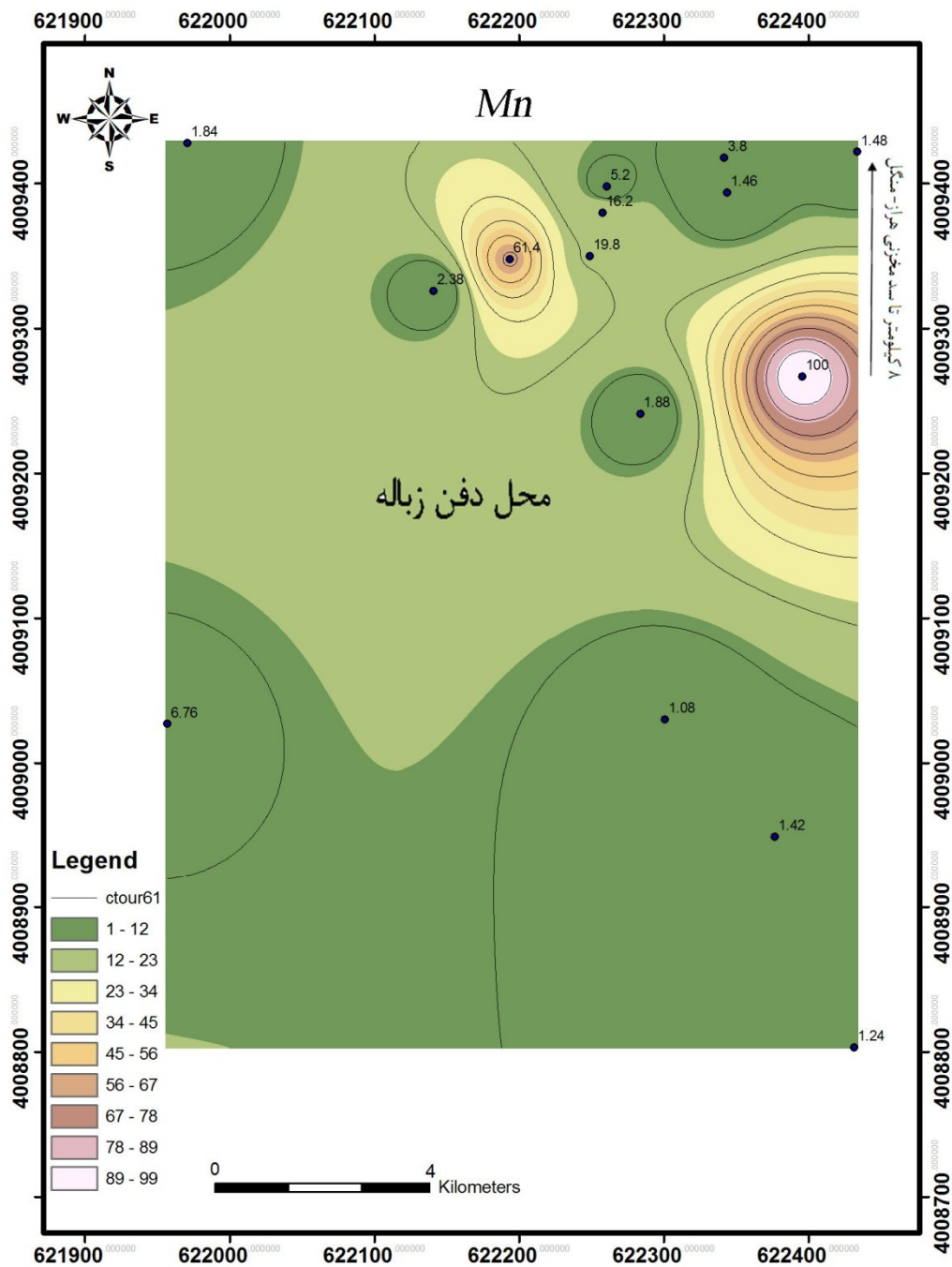
شکل ۵-۳۸. نقشه پهنه بندی غلظت کادمیوم در خاک (mg/kg)



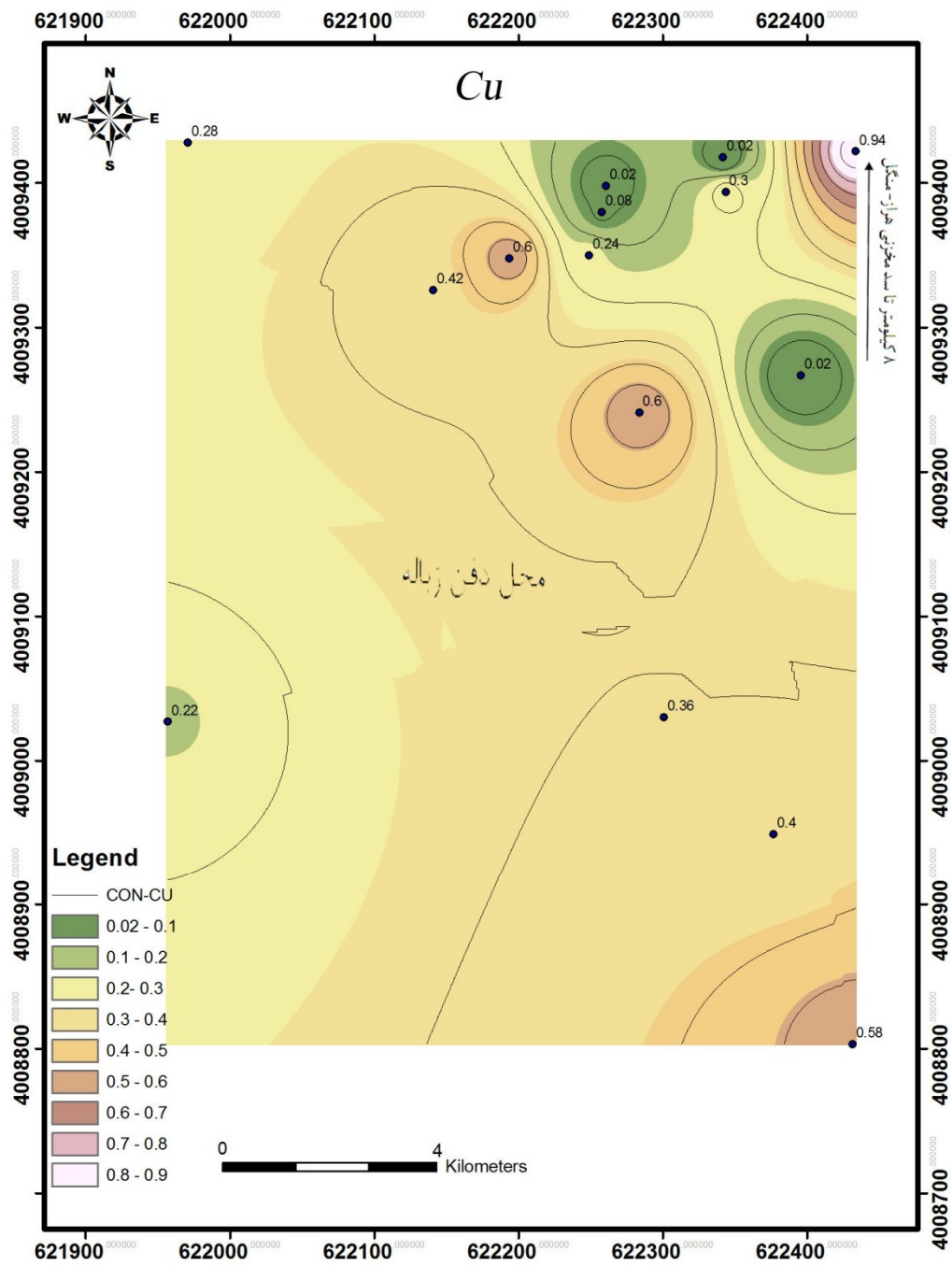
شکل ۵-۳۹. نقشه پهنه بندی غلظت کروم در خاک (mg/kg)



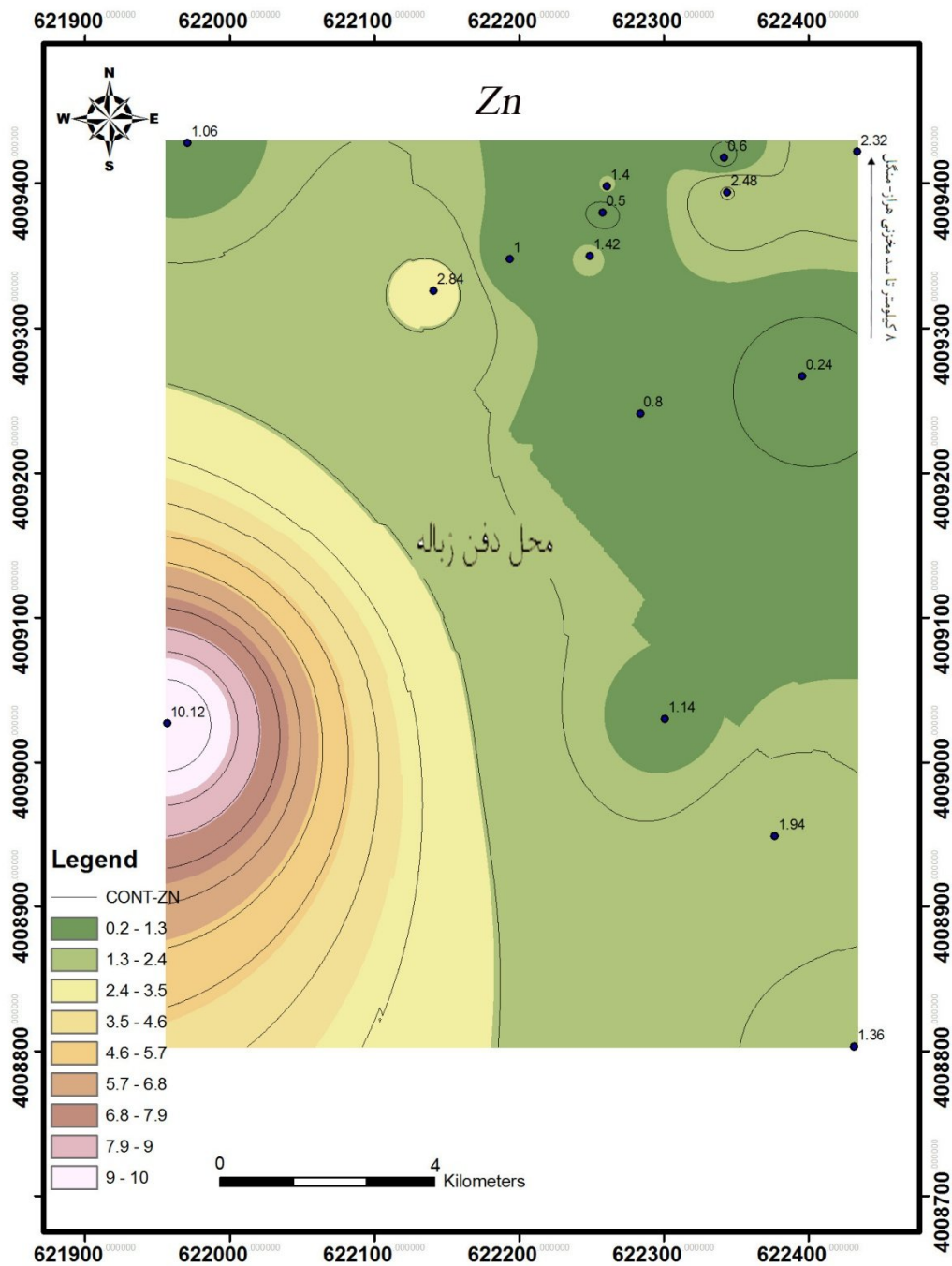
شکل ۴۰-۵. نقشه پهنه بندی غلظت آهن در خاک (mg/kg)



شکل ۵-۴۱. نقشه پهنه بندی غلظت منگنز در خاک (mg/kg)



شکل ۵-۴۲. نقشه پهنه بندی غلظت مس در خاک (mg/kg)



شکل ۵-۴۳. نقشه پهنه بندی غلظت روی در خاک (mg/kg)

۵-۵- ارزیابی آلودگی آب سد منگل بعد از آبگیری

ساختمان سد منگل در فاصله ۸ کیلومتری از منطقه دفن زباله قرار دارد. تراز این سد بعد از احداث ۵۰۲ متر از سطح دریا و طول دریاچه سد بعد از آبگیری حدود ۸ کیلومتر می‌باشد. نقشه توپوگرافی مخزن سد و تراز دریاچه سد و همچنین تراز منطقه دفن زباله (۵۷۰ متر از سطح دریا) نشان می‌دهد که آب دریاچه سد تحت تأثیر منطقه دفن زباله خواهد بود. حجم شیرابه تولیدی زیاد و شیب منطقه دفن زباله و جریان شیرابه نیز به طرف آب سد است. همچنین احتمال جابجایی زباله و شیرابه خشک شده توسط باد و یا عوامل دیگر نظیر سیلاب، زلزله و موارد دیگر به طرف دریاچه سد و اختلاط شیرابه با آب سد زیاد خواهد بود. بنابراین بازنگری و مدیریت بیشتر در خصوص نحوه دفن یا محل دفن زباله ضروری است.

فصل ششم

نتیجه گیری و پیشنهادات

۶-۱- نتیجه گیری

روزانه حدود ۲۹۵ تن زباله وارد محل دفن زباله شهرستان آمل (عمارت) می شود. با این حساب حجم زباله دفن شده در سال ۱۰۷۶۷۵ تن برآورد می شود. شیرابه تولیدی تقریباً ۵ درصد زباله را تشکیل می دهد (پژوهشکده محیط زیست جهاد دانشگاهی). در نتیجه مقدار شیرابه حاصل از دفع به طور متوسط بر اساس ۵ درصد شیرابه از زباله ۵۳۸۰ متر مکعب خواهد بود. همان طور که قبلاً ذکر شد تراز منطقه دفن زباله ۵۷۰ و تراز شیرابه ۵۳۰ متر از سطح دریا می باشد. با توجه به نقشه توپوگرافی مخزن سد و تراز منطقه دفن زباله و با این حجم زیاد شیرابه و اینکه جریان شیرابه به سمت پایین دست ادامه دارد، احتمال آلودگی آب پشت سد زیاد است و در این مورد باید تصمیمات ویژه ای اتخاذ شود.

غلظت پارامترهای اندازه گیری شده در نمونه های آب و شیرابه در فصل خشک بیش از فصل مرطوب بود. شیرابه تنها در چند مورد بر کیفیت آب تأثیر گذاشت. BOD_5 نمونه آب ۱ بر خلاف انتظار، در فصل مرطوب بیش از فصل خشک بود ولی در نمونه آب ۲ فصل خشک غلظت بالاتری را نشان داد، با توجه به فاصله بیشتر نمونه آب ۲ از محل دفن (نسبت به نمونه آب ۱) غلظت بالاتر BOD_5 آن را نمی توان به تأثیر شیرابه نسبت داد بلکه احتمالاً به عوامل دیگری نظیر مسیری که آب طی می کند و مقدار ماده آلی موجود و تغییرات ساختمان خاک در طی مسیر ارتباط دارد.

فاکتورهایی از خاک که تحت تأثیر شیرابه بودند بیش از نمونه های آب بود. نتایج EC مربوط به نمونه های خاک، تأثیر شدید شیرابه در منطقه ۱ که نزدیکترین منطقه به محل دفن می باشد را نشان داد. همچنین در مورد سایر پارامترهایی که تحت تأثیر شیرابه بودند نیز در اکثر موارد با دور شدن از محل دفن از غلظت آن ها کاسته شد.

از نظر فلزات سنگین، همان طور که غلظت آن ها در شیرابه پایین بود، در نمونه های آب و خاک منطقه نیز کم بود و از حد استانداردهای استفاده شده در تحقیق فراتر نبود.

در این مطالعه نمونه های خاک از عمق ۰ تا ۳۰ سانتی متری برداشت شدند. با توجه به اینکه شیرابه زباله به صورت حوضچه ای تجمع یافته و علاوه به جریان در جهت شیب به سمت پایین دست، قسمت اعظم آن در خاک نفوذ کرده، و علاوه بر آن با توجه به میزان بارندگی و بافت خاک نیز که لومی شنی و لوم می باشد، که نفوذ پذیری خوبی دارد، انتظار می رود اعماق پایین تر خاک بیشتر تحت تاثیر شیرابه بوده و آلاینده ها به اعماق پایین تر خاک نیز منتقل شده باشند.

۶-۲- پیشنهادات

به منظور کاهش هرچه بیشتر حجم آلودگی و ورود هر چه کمتر شیرابه به آب های سطحی و زیرزمینی و نهایتاً خاک موارد ذیل پیشنهاد می شود:

۱- در بررسی های روند توزیع مکانی آلودگی توجه به عوامل مختلف مانند خصوصیات خاک، زمین شناسی، هیدرولوژی و غیره ضروری است و باید اطلاعات جانبی و تکمیلی در این خصوص به طور جدی تر و با جزئیات بیشتر مورد بررسی و مطالعه قرار گیرد.

۲- در مطالعات ارزیابی اثرات شیرابه یا مواد آلاینده به خاک و آب به دلیل تغییرات زمانی و فصلی، اندازه گیری ها با فواصل زمانی کوتاه تر در طول سال توصیه می شود، مطالعه نمونه ها در فواصل زمانی کوتاه امکان پایش مؤثرتر و مدیریت بهتر در کنترل آلاینده ها را تسهیل می کند.

۳- از آن جا که اکثر شیرابه تولیدی، شیرابه ناشی از تراکم و مقدار آب موجود در زباله است، انجام فرآیندهایی که منجر به کاهش حجم شیرابه قبل از دفن شود توصیه می گردد.

۴- مطالعات آلودگی بیولوژیکی شیرابه و تاثیر آن بر منابع آب و خاک منطقه می تواند نتایج بدست آمده را تکمیل نماید. مطالعه عوامل و آلاینده های بیولوژیک در شیرابه می تواند در شناخت و کنترل انواع بیماری های مرتبط تأثیر قابل توجهی داشته باشد.

۵- حضور گونه های مختلف فلزات سنگین موجود در شیرابه به نوع، ماهیت و منشاء زباله بستگی دارد لذا از آن جایی که برخی زباله ها می توانند از نظر فلزات سنگین آلاینده محسوب گردند، لذا مطالعه دقیق وضعیت فلزات سنگین و آلودگی ناشی از زباله و شیرابه آن ها از اهمیت ویژه ای برخوردار است.

۶- با توجه به بافت خاک و توپوگرافی منطقه، بررسی های دقیق تر اعماق پایین تر خاک نیز توصیه می گردد.

منابع

- ابوالفضل زاده. م و س. گیتی پور، ۱۳۸۶، بررسی میزان جذب و نشت MTBE در خاک های رسی معمولی و اصلاح شده، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران.
- تاندون، اچ. ال. اس، ۱۳۸۱. ترجمه حسین توللی و ابوالفضل سمنانی، روش های تجزیه خاک، آب، گیاه، دانشگاه شهید چمران اهواز.
- اسماعیلی ساری، ع، ۱۳۸۱، آلاینده ها- بهداشت و استاندارد در محیط زیست، دانشگاه تربیت مدرس، انتشارات نقش مهر.
- الماسیان. ف، ع. آستارایی و م. نصیری محلاتی، ۱۳۸۵، تأثیر شیرابه و کمپوست زباله شهری بر عملکرد و اجزاء عملکرد گیاه گندم، مجله بیابان، ۱۱(۱): ۸۹-۹۸.
- بای بوردی. م، ۱۳۸۶، فیزیک خاک، چاپ چهارم، انتشارات دانشگاه تهران.
- بدو. ک، ۱۳۸۴، ارزیابی طرح بهینه برای مدفن زباله از طریق محاسبات انتقال آلودگی، مجله علمی- پژوهشی استقلال، سال ۲۴، شماره ۱، جلد اول، ۱۳۵-۱۵۳.
- بدو. ک، ۱۳۸۷، ارزیابی پارامترهای موثر بر انتقال آلودگی از مدفن های زباله به سفره های آب زیرزمینی، چهارمین همایش ملی مدیریت پسماند، تهران.
- پوی، س و همکاران ، ۱۳۷۸ ، مهندسی محیط زیست ، هوا و زائادات جامد ، مترجم کی نژاد ، م. ع.، ابراهیمی، س، انتشارات دانشگاه صنعتی سهند تبریز.
- 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 آبیاری و زهکشی ایران، نشریه شماره ۲۸.
- جعفری حقیقی، م. ۱۳۸۲. روش های تجزیه خاک، انتشارات ندای ضحی، چاپ اول.
- چوبانگلو، جورج و همکاران ، ۱۳۷۱ ، مدیریت مواد زائد جامد ، ترجمه محمدعلی عبدلی و منیره مجلسی ، سازمان بازیافت و تبدیل مواد.

حلم سرشت. پ، دل پیشه. الف، ۱۳۸۶، بهداشت زباله: نگرشی بر سیستم های نوین مدیریت مواد زائد جامد شهری در جهان، انتشارات چهر.

خلاصه اطلاعات فنی طرح سد مخزنی هراز-منگل، ۱۳۸۸، شرکت سهامی آب منطقه ای استان مازندران.

خوشگفتار منش. 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.

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

خوشگفتار منش. الف و م. کلباسی، ۱۳۸۱، اثر باقیمانده شیرابه زباله بر ویژگی های خاک و رشد و عملکرد گندم، علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی، جلد ششم، شماره سوم.

دفن اصولی زباله های شهری و اثرات زیست محیطی آن، فصلنامه آب و محیط زیست، شماره ۳۳. 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، پایان 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، مجموعه مقالات کوتاه، هفتمین کنگره علوم خاک ایران (شهرپور ۱۳۸۰)، ص ۲۷.

زرین کفش، م. ۱۳۷۶. مبانی علوم خاک در ارتباط با گیاه و محیط. انتشارات علمی دانشگاه اسلامی. سازمان حفاظت محیط زیست، ۱۳۸۰، دستورالعمل مکانیابی محل دفن بهداشتی- مهندسی پسماندها، دفتر بررسی آلودگی آب و خاک.

سازمان مدیریت و برنامه ریزی، معاونت امور پشتیبانی، ۱۳۸۰، طراحی، اجرا، نگهداری و بهره برداری از خاکچال های بهداشتی برای زباله های شهرداری، مرکز مدارک علمی و انتشارات سازمان مدیریت و برنامه ریزی.

شکری، ع. ۱۳۸۱، مطالعات زیست محیطی در جهت انتخاب محل مناسب برای دفن زباله های شهر ساری، پایان نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشگاه تهران، دانشکده منابع طبیعی.

شیخی نارانی، ط.، ۱۳۸۶، مکانیابی دفن پسماندهای خطرناک استان قم، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

شیرازی نژاد، ع. ، ۱۳۷۵، بررسی وضعیت موجود جمع آوری و حمل و دفع زباله های بیمارستانی استان فارس و ارائه روش های مناسب دفع ، پایان نامه کارشناسی ارشد ، دانشگاه تربیت مدرس تهران.

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 خاکشناسی، دانشگاه تهران.

صالحی. ع، ۱۳۸۱. بررسی و ارزیابی اثرات زیست محیطی محل دفن زباله شهری شیراز، پایان نامه کارشناسی ارشد، دانشگاه شیراز.

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

عباس نژاد، الف، ۱۳۸۴، خاک شناسی 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 شهردار 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، محمدعلی ، ۱۳۷۲ ، سیستم مدیریت مواد زائد جامد ، شهری و روش های کنترل آن ، شهرداری تهران ، سازمان بازیافت و تبدیل مواد.

- عبدلی م. ع. ، ۱۳۷۹ ، مدیریت مواد زائد جامد شهری ، دفع و بازیافت مواد زائد جامد شهری در جهان، انتشارات سازمان شهرداری کشور ، جلد اول
- عبدلی م. ع. ، ۱۳۸۵ ، بازیافت مواد زائد جامد شهری ، انتشارات دانشگاه تهران.
- عبدلی م. ع. و. مجلسی م. (۱۳۷۰) ، مدیریت مواد زائد جامد ، اصول مهندسی و مباحث مدیریتی ، شهرداری تهران ، سازمان بازیافت و تبدیل مواد ، ۸۲۷ صفحه.
- عبدلی م. ع. ، ۱۳۷۲ ، سیستم مدیریت مواد زائد جامد (اصول مدیریتی و مباحث مدیریتی) انتشارات سازمان بازیافت مواد و تبدیل مواد .
- عرب حلوانی ، م. ، ۱۳۷۴ ، طرح بازیافت و تفکیک در مبدا 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 بر عملکرد و کیفیت گوجه فرنگی، مجله علوم و صنایع کشاورزی و منابع طبیعی، ۱۵(۱):۶۵-۷۶.
- عرفان منش. م. و م. افیونی، ۱۳۸۷، آلودگی محیط زیست، آب، خاک و هوا، انتشارات ارکان دانش، ۳۳ صفحه.
- عمرانی ، ق. ، ۱۳۷۷ ، مواد زائد جامد ، انتشارات علمی دانشگاه آزاد اسلامی تهران جلد اول ، ص 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. ، ۱۳۷۷ ، مواد زائد جامد ، انتشارات علمی دانشگاه آزاد اسلامی تهران ، جلد دوم.
- عمرانی ، قاسم علی ، ۱۳۵۹ ، زباله و دفع بهداشتی آن ، چاپ شکوه.
- عمرانی ، قاسم علی ، ۱۳۶۳ ، دفن بهداشتی زباله ، انتشارات واحد فوق برنامه دفتر مرکزی جهاد دانشگاهی.
- عمرانی ق. ، ۱۳۷۳ ، مواد زائد جامد ، انتشارات دانشگاه آزاد اسلامی.

عمرانی. ق، ۱۳۷۷، مواد زائد جامد، مدیریت ، جمع آوری و حمل و نقل، دفن بهداشتی و تهیه کمپوست، انتشارات علمی دانشگاه آزاد اسلامی، جلد اول.

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.

عمرانی، ق. ، ۱۳۶۹ ، مساله بازیافت مواد زائد جامد در ایران ، سمینار بررسی مسائل بهداشتی و مدیریت مواد زائد جامد ، دانشگاه علوم پزشکی تهران.

عمویی، عبدالایمان و عمرانی ، ق. ۱۳۸۲ ، بررسی وضعیت جمع آوری ، نگهداری ، حمل و نقل مواد زائد جامد در بیمارستان های استان خوزستان ، مجموعه مقالات ششمین همایش کشوری بهداشت محیط دانشگاه علوم پزشکی و خدمات بهداشتی و درمانی مازندران.

غضبان، ف، ۱۳۸۱. زمین شناسی زیست محیطی، دانشگاه تهران، مؤسسه انتشارات و چاپ، ۱۹۶ صفحه.

فلاح پور، م. و م. فاضلی. ۱۳۸۷. استفاده از روش های نوین در تصفیه فاضلاب شهری با هدف حذف نیتروژن و فسفر، چهاردهمین کنفرانس دانشجویان مهندسی عمران سراسر کشور.

کیانی راد، الف، ۱۳۸۴. بررسی احتمال و محدوده نفوذ شیرابه در محل جدید دفن زباله تهران، پایان نامه کارشناسی ارشد مهندسی عمران - محیط زیست، دانشگاه تهران، دانشکده محیط زیست.

گزارش ارزیابی طرح احداث کارخانه کمپوست آمل، ۱۳۸۸، شرکت مهندسی مشاور انرژی سبز پارت.

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: ۶۰-۱.

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

مجلسی. م، ۱۳۸۲، کنترل گازهای آلاینده هوا در مرکز دفن زباله، فصلنامه مدیریت پسماندها، شماره اول، ص ۴۷-۵۴.

محمدی نیا. غ، ۱۳۷۴، ترکیب شیمیایی شیرابه کمپوست زباله و اثر آن بر خاک و گیاه، پایان نامه کارشناسی ارشد خاکشناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.
ملکوتی م، و م همایی، ۱۳۷۳، حاصلخیزی خاک های مناطق خشک- مشکلات و راه حل ها، چاپ اول، انتشارات دانشگاه تربیت مدرس.

منطقی ناهید، ۱۳۶۵، تشریح روشها و بررسی های آزمایشگاهی روی نمونه های خاک و آب - نشریه شماره ۱۶۸- موسسه تحقیقات خاک و آب.

منوری م.، ۱۳۸۱، الگوی اثرات زیست محیطی محل های دفن زباله شهری، انتشارات سینه سرخ.
منوری. م، ۱۳۸۰، الگوی ارزیابی اثرات زیست محیطی محل های دفن زباله شهری تهران، سازمان بازیافت و تبدیل مواد شهرداری تهران.

میرزایی. م.ج، ۱۳۸۶، بررسی تصفیه زمینی شیرابه کمپوست کارخانه کود آلی اصفهان و تاثیر کاربرد زئولیت، 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 ارشد 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 از 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.

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

- Ahmed, M. A. and W. N., Sulaiman., 2001. Evaluation of groundwater and soil pollution in a Alexander Ron. 1990. Expanding compost markets. *Biocycle*. 31(8): 54-63.
- Akesson, M. and Nilsson, P., 1997. Seasonal changes of leachate production and Quality from test cells, *J. Environ. Eng.*, 123, 829.
- American Public Work Association (APWA) , 1996 . municipal refuse disposal , interstate printers and publisher , inc . danville , illinoise , usa.
- APHA, 1995, Standard Methods for the Examination of water and wastewater, 19th. ed., American Public Health Association, Washington D. C.
- Assmuth, T. W. and Penttilae, S., 1995. Characteristics, determinants and interpretations of acute lethality in daphnids exposed to complex waste leachates. *Aquat. Toxicol.*, 31, 125.
- Assmuth, T. W. and Strandberg, T., 1993. Groundwater contamination at finish landfills. *Water, Air soil pollut.*, 69, 179.
- Attahi, F., 1999. Abidjan, Cote d'Ivoire (chapter2). In: A. G. Onibokun (Ed.) *Managing the Monster: urban waste and governance in Africa*. IDRC, pp. 11-48.
- Atwater, J. W., Jasper, 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. III*. Christensen, T. H., Cossu, R., and Stegmann, R., Eds., CISA Cagliari, Italy, 173.
- Backhus, D. A., Ryan, J. N., Groher, D. M., Mac Farlane, J. K., and Gschwend, P. M., 1993. Sampling colloids and colloid- Associated contaminants in ground water. *Groundwater*, 31, 466.
- Bagchi, A., 1994. *Design construction and monitoring of landfill*, 2nd ed. New York: John Wiley & Sons, Inc. P. 7-19.
- Banin, A., Navarot, J. Noi., Yand. Yoles. 1981. Accumulation of heavy metals in arid-zone soil irrigated with treated sewage effluents. *J. Environ. Qual.* 10(4): 536-540.
- Barlaz, M. A. and Ham R. K., 1993. Leachate and Gas generation, in *geotechnical practice for waste disposal*, D. E. Daniel, Ed., Chapman and Hall, London, 113.

- Barlaz, M. A. and Ham R. K., and Schaefer D. M., 1989. Mass balance analysis of decomposed refuse in laboratory scale lysimeters, *ASCE J. Environ. Eng.*, 115, 1088.
- Barlaz, M. A. and Ham R. K., and Schaefer D. M., 1990. Methan production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics, *CRC Crit. Rev. Environ. Contr.*, 19, 6, 557.
- Basak, S., 2005. Landfill site selection by using geographic information system, M.s.c. thesis, METU, 114p.
- Belevi, H. and Baccini, P., 1989. Long-term behavior of municipal Solid waste landfill, *Waste Manag., Res.*, 7. 43.
- Blakey N. C., 1992. Model Prediction of landfill Leachate Production, *Landfilling of waste: Leachate*, Edited by T.H Christensen, R. Cossu. R. Stegmann., E & FN SPON, pp 17- 34.
- 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. Olmsted., 1975. Trace element concentration of Sewage treatment plant effluents 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 of the risk associated with the organic constituents of Hazardous and municipal waste landfill leachate, *Waste Hazard. Mater.*, 5, 1.
- Bureau of Indian Standards (BIS), 1991. Indian Standard specification for drinking water, IS 10500, pp. 2-4.
- Burton, S. Q. and Watson-Craik, I. A., 1988. Ammonia and nitrogen fluxes in landfill sites. Applicability to sustainable landfilling, *Waste Manag. Res.*, 16, 41.
- Calace, N., Massimiani, A., Petronio, B. M. and M Pietroletti. 2001. Municipal landfill leachate-soil interaction: a Kinetic approach. *Chemosphere* 44: 1025-1031.
- Cameron, R. D. and Koch, F. A., 1980. Toxicity of landfill leachate. *J. WPCF*, 52, 760.
- Clement B. and Merlin, G., 1995. The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed, *sci. Total Environ.*, 70. 71.
- Clement, B., Persoone, G., Janssen, C., and Le Du-Delepierre, A., 1997. Estimation of the Hazard of Landfills Through Toxicity testing of leachates II., Comparison of physic-chemical characteristics of landfill leachates with their toxicity determined with a battery of acute tests, *Chemosphere.* 35, 2783.

- 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.
- 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.
- Cheremisionoff, P and Morressi, A 1975 . energy from solid waste in the united states.
- Christensen, A. G., Fischer, E. V., Nielsen, H. N., Nygaard, T., Qstevgaard, H., Lenschow, S. R., Sorensen, H., Fuglsang, I. A., and Larsen, T. H., 2000. Passive soil Vapor extraction of Chlorinated solvents using boreholes, in physical and thermal Technologies, Remediation of Chlorinated and recalcitrant compounds, The Second International Conference on Remediation of Chlorinated and recalcitrant compounds, Monterey, California, May 22-25.
- Christensen, J. B., Jensen, D. I., Gron, C., Filip, Z. and T. H. Christensen, 1998. Characterization of the dissolved organic carbon in landfill leachate-polluted groundwater. *Water Res.* 32: 125-135.
- Christensen, T. H. and Kjeldsen, P., 1989. Basic biochemical processes in landfills. Chapter 2.1in *Sanitary landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Christensen, T. H., Cossu, R., and Stegmann, R., Eds., Academic Press, London, UK, 29.
- 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, *Crit. Rev. Environ. Sci Technol.*, 24, 119.
- Christensen, T. H. and Kjeldsen, P., and Stegmann, R., 1992. Effects of landfill management procedures on Landfill stabilization and leachate and gas quality. Chpter 2.7 in *landfilling of waste: Leachate*, Christensen, T. H., Cossu, R., and Stegmann, R., Eds., Elsevier Applied Science, London, UK, 119.
- Christian, L. , Stefanie, H and Sumuel, S 2003 . municipal solid waste management.
- Chu, L. M., Cheung, K. C., and wong, M. H., 1994. Variation in the chemical-propertice of landfill leachate, *Environ. Manag.*, 18, 105.
- Daniol, D. E. 1993. Geotecnical practice for waste Disposal, Chompan and Hall.
- 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., 1983. Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate. Waste Management and Research, Vol. 1. Pp. 53-68.
- Ekpo B.O., Idok U.J and Umoh N.D, 2000, Geochemical evaluation on suitability of sites for hazardous waste disposal: A case of recent and old waste disposal sites in Calabar Municipality, SE Nigeria. Environmental Geology, 39: 1286-1294.
- El-Fadel, M., Findikakis A. N. and J. O. Leckie, 1997. Modeling Leachate Generation and Transport in Solid Waste Landfills, Environ. Tech. Vol. 18: 669-686.
- Environmental Protection Agency(EPA), 2001. Municipal solid waste management in the United State.
- EPA, Government of south Australia, 1998. Guidelines for major solid waste landfill depots.
- Epstein E., 1975. Effect of Sewage Sludge on Some Soil Physical Propertice. J. Environ. Qual., 4(1): 139-142.
- Ernst, W. R., Hennigar, 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, L., Coufal, P. and P. Bezdicka., 2006. Removal of trace elements from landfill leachate by calcite precipitation, Journal of Geochemical Exploration, Vol. 88, Issues 1-3, pp: 28-31.
- Farquhar C. J. and Rovers, F. A., 1973. Gas production during refuse decomposition, Water Air Soil pollut., 2, 483.
- Fauziah S. H. and P. Agamuthu, 2005. Pollution impact of MSW Lanfill Leachate. Malaysian Journal of science, 24(1). Pp. 31-37. ISSN 13943065.
- Fetter, C.W., 1993. Contaminant Hydrogeology. Prentice Hall, p. 598.
- Flyhammer, P., 1995. Anilysis of the cadmium Flux in Sweden with special emphasis on landfill leachate, J, Environ. Qual., 24, 612.
- Fratolocchi, E., Manassero, M. and Pasquallini, E., 1995. Micropore Permeability of Compacted Clay Liners. Proceeding of the symposium Gren 93, Geotechnics Related to the Environment Bolton, United Kingdom, A. A. Balkema.
- Gounavis, V., Anderson, P. R., and Holsen, T. M., 1993. Characteristics and environmental significance of colloids in landfill leachate, Environ. Sci. Technol., 27, 1381.
- 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.
- Imperato, M., Adamo, P., D. Naimo, M., Arenzo,, D., Stanzione, P.
 Violarite.2003. spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city(Italy). *Environ. Pollution* 124: 247-256.
- 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, NewYuork: 540-565.
- Jennings, G. D. & R. E. Sneed., 1996. Water quality and waste management glossary. North Carolina Cooperative Extension Service, publication number: EBAE 144-90.
- Jesuse, C., Costa, C., 1997, Geoenvironmental Crisis Management and public participation.In Machado, J., Ahern, J., Environmental Challeges in an Expanding urban world and the role of Emerging Information technologies., CNIG, Lisboa, p. 207-213.
- John, M. K., 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: Measurments from a closed unlined landfill. *Bioresource Techn.* 99: 8577-8584.
- Kim, S. I., Kim,S., Yun 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, A. Baun, A. Ledin and T. H. Christensen., 2002. Present and long-term composition of MSW landfillleachate: 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, 2nd edition. *Soil Sci. Sco. Am. J.*, Madison, Ws, USA, 1189 pp.
- Komili, D. P., Ham, R. K., and Stegmann, R., 1999. The effect of municipal solid waste pretreatment on landfill behavior: a literature review waste manage. Res., 17, 10.
- 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 Verlagsgesellschaft, Weinheim, Germany, 225.
- Kruempelbeck, I. and Ehrig, H. J., 1999. Longterm behavior of municipal solid waste landfills in Germany, in *Sardinia 99, seventh international waste management and landfill symposium*, 4-8 October, S. Margherita di Pula, Cagliari, Sardinia, Italy. Proceedings, Vol. I. Christensen, T. H., Cossu, R., and Stegmann, R., Eds., CISA- Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, 27.
- Kulikowska, D. and E. Klimiuk., 2008. The effect of Landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Techn.* 99:5981-5985.
- Kylefors, K., Ecke, H., and Lagerkvist, 1999. A Relevancy discharge limit of COD for landfill leachates, in *Sardinia 99, seventh international waste management and landfill symposium*, 4-8 October, S. Margherita di Pula, Cagliari, Sardinia, Italy. Proceedings, Vol. IV. Christensen, T. H., Cossu, R., and Stegmann, R., Eds., CISA-Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, 201.
- Lazarova, V. and A. Bahari., 2005. *Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscape, and Turfgrass*, CRC Press., www. Ercpress.com, 45-76.
- Lee, G.F and Jones, R.A (1991). Land fills and ground water quality ground water.
- Li, X. Z., Zhao, Q.L. and Hao, X. D., 1999. Ammonium removal from landfill leachate by Chemical precipitation, *Waste Management* 19. 409-415.
- Loizidou, m. and E. Kapetanios., 1993. Effect of leachate from Landfills on underground water quality, *Sci, Total Environ.* 128: 69-81.
- Lusugga Kironde, J. M., 1999. Dar es Salaam, Tanzania. In: A.G. Onibokun(Ed.) *Managing the Monster. Urban waste and governance in Africa*. IDRC, pp. 101-172.
- Mahdavi Damghani, A., Savarypour, GH. 2007. Municipal solid waste management in Tehran: current practice, opportunities and Challenges. *International Journal of Integrated Waste Management, Science and Tecnology*. Measurement from a closed unlined landfill, *Bioresource technology*, 99857-8584.
- Maning, D. A. C., 2001. Calcite precipitation in landfills: essential product of waste Stabilization, *Mineral. Mag.* 65: 603-610.
- Mc Carthy, J. F. and Zhchara, J. M., 1989. Subsurface transport of contaminants, *Environ. ci. Technol.*, 23, 496.
- Mukerjee (1998) . Health Impact of Oolychlorinated Dibenzo – P dioxins . A Critical Review – air and waste management.

- Nickolse, J. Themelis (2003) . an over view of the global waste - to – energy industry waste management word – www.jxj.com
- Onibokun, A. and Kumuyi, A. j. 1999. Ibadan, Nigeria (chapter3). In: A.G. Onibokun(Ed,) Managing the Monster. Urban waste and governance in Africa. IDRC, pp. 49-100.
- Organisatio for Economic Co-operation and Development, 1993. Enviromental Data, Compendium1993. OECD, Paris.
- Organisatio for Economic Co-operation and Development, 1997. Enviromental Data, Compendium1997. OECD, Paris.
- Page, A.L. R.H.Miller and D.R.Keeney.1982. Methods of soil analysis, part 2.chemical and microbiological properties.American society of Agronomy,Inc.soil science of American, Inc Madison, Wisconsin, USA.
- Page, A. L., Miller, R. H., and D. R., Keeney. 1991. Methods of soil analysis, part 2: chemical and biological properties, 2nd. Soil Sci. Soc. Am. 1159 pp.
- Pescod. M. B. and A. Arar, 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation Drainage paper 47, Rome, Italy.
- Pisolkar, S., 1996. Biodegradation settlement in landfill, M, Sc These New Jersey Institue of technology 64p.
- Plotkin, S. and Ram, N. M., 1984. Multiple bioassays to assess the toxicity of sanitary landfill leachate, Arch, Environ. Contam Toxicol., 13, 197.
- Reinhart, D. R. and Grosh, C. J., 1998. Analysis of florida 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. I. Christensen, T. H., Cossu, R., and Stegmann, R., Eds., CISA-Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, 199.
- Robinson, H. C., Barber, C., Maris, P. J. 1982. Generation and treatment of leachate from domestic wastes in landfills. Water Pollution Control, Vol. 54, pp. 465-478.
- Robinson, H. D., 1995. The technical aspects of controlled waste management. A review of the composition of leachates 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., R. M. Quigley., and J. R., Booker., 1995. Clayey barrier systems for waste disposal facilities, E & F N spon. Chapman & Hall, London, p. 390.
- 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.
- Sadiq Butt, M., Sharif, K., Ehsan Bajwa, B, Abdul Aziz, 2005. Hazardous effects of sewage water on the environment. Management of environmental quality. 16(4): 338-346.
- Scharb, G. E., Brown, K. W., and Donnelly, K. C., 1993. Acute and genetic Toxicity of municipal landfill leachate, Water, Air, Soil Pollut., 69, 99.
- Siddiqui, M. Z., E. Jow, and B.E. Vieux, 1996, Landfill siting using GIS, Journal Of Environmental Engineering, Vol. 122, No. 6.
- Simsek, S., Kineal, C., 2006. A solid waste disposal procedure Based on Groundwater vulnerability mapping. Original article, Environ Gool 44: 620-633.
- Singer, M. J. and L. Hanson., 1969. Lead accumulation in soils near highways in the twin cities metropolitan area, Sci, Sco. Am. Proc33: 152-153.
- 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. I., Nelson, D. W., Mayrose, V. B. and J. C. Nye. 1978. Effect of Liquid Swine waste Applications on Corn Yeild and Soil Chemical composition. J. Environ. Qual., 7(3): 325-333.
- Tammi, A. H., 2005. Wastewater characterization and the reuse of recycled effluent in irrigation agricultural crops, Hesborn Center for Water and Environmental Studies, Ghadeer, pp,1-13.
- Tchobanoglous, G. H., Theinsen and Eliassen, R., 1997. Solid waste engineering principles and management Issues, Mc Graw Hill book.
- Tchobanoglous, G. H., Theinsen, Hand Vigil, S (1993) , integrated solid waste management , mc gram – hill book co . , new York.
- Thomas H., Christensen. 2004. Speciation of heavy metals in landfill leachate: A review waste management & research,, 22,(1): 3-23.
- Todd , D. K (1980). Ground water edition , john wileg and sons , new York , 539 p . hydrology. 2 nd.

- United State Environmental Protection Agency(US EPA). 1993. Solid Waste Disposal Facility Criteria, Technical Manual, 40 CFR 258, [http:// www.epa.gov/osw](http://www.epa.gov/osw).
- United Nations Parliamentary Assembly (UNPA). 2001.
- Wang, Z. P., Zhang, Z. Lin, Y. J., Deng, N. S., Tao, T and K. Zhuo., 2003. Landfill Leachate Treatment by a Coagulation- Photooxidatio Process. *J. Hazard. Mater.* 95(1/2): 153- 159.
- Wiedemeier, T. H., Rifa H., Sand, C. J., and Wilson J. T., 1999. Natural attenuation of fuse and chlorinated solvent in subsurface., John Wileyand Sons.
- World Health Organization(WHO). 1997. Guieline for drinking waterquality, 2nd ed., Vol 2. Health criteria and other supporting information, World Health Organization Geneva, pp. 940-949.
- Xiangdong, L., Lee Wong, S., Shi and W., lthornton. 2004, The study of metal contamination in urban soils of Hong kong using a GIS- based approach, *Environ. Poll.* 129(2004): 113-124.
- Zachara, J. M. Cowan, C. E. and C. T. Resch, 1991. Sorption of divalent metals on calcite, *Geochim. Acta* 55: 1549-1562.

Abstract

Today outlet leachate from landfill and management of it has been identified as one of the greatest environmental problem related to landfills. Mix of garbage along with kind of garbage and time of their disintegration and decomposing is variable along with regional changes. Mixture of leachate and pollutions existed in garbage which comes out of it often depends on volume of influenced water in landfill. In another view natural processes which have been occurred in landfill has influenced directly in mixture of leachate. New research has been shown that entering of leachate to surface waters and underground waters have been created sanitations hazardous for environment, human beings and other creatures. Since in developing countries, a high volume of garbage include disintegrable garbage , so leachate result of this material and mix of it with rain or snow would be able to produce a big danger for water and soil resources in the zone. Paying attention to above mentioned matter in this research, it has been tried to overview the effect of existing polluted materials in leachate result of landfill in Amol and affliction of them on water and soil of the lower part. Landfill in Amol is located in 28th km Haraz road in Emarat zone. It is 16 hectares and located in hight of 570 meters above sea level. Every day around 295 tons of garbage transfers to this place from some parts of Mahmoud Abad, Sorkhroud and of course Amol. These garbage will be separate in temporary dumping places first and later garbage truck will carry them to the site. Leachate of these garbage will be collected in some holes nearby , or they go to Haraz river. In this research some samples have been taken from different parts of leachate and surface waters around landfill in dried and humid seasons and upper side and lower side soil. (as sample and witness) So chemical quality and density of some heavy metals in soil, water and leachate have been researched. Then comparison charts of measuring factors have been done along with samples and witness for soil.

Comparison in different seasons have been done with world standards for water and leachate. All results have been shown that landfill is in Methanogenic phase and all leachates result from landfills from all parameters view have pollution except heavy metals. Density of most elements and polluted things in leachate is much more in dry season than wet season. Also all tests have been shown that density of most parameters in water samples have been too much in dry season than wet season and they coordinate with mix of leachate, but density of polluted things in water samples except Ammonium and BOD hadn't been more than WHO. Examinations has shown effect of leachate on accumulation of some other elements and changing on soil characters of the zone.

Keywords: Landfill, Garbage, Leachate, Water pollution, Soil pollution, Amol.



Shahrood University of Technology

Faculty of Agriculture

**The Study Of Environmental Landfilling Effects In
Emarat Region Of Amol City**

Samira Fathi Golpasha

Supervisor:

Dr. H. Ghorbani

Advisor:

Dr. N. HafeziMoghadas

Janu 2012